

Académie d'Aix Marseille
Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse

THESE
pour obtenir le grade de
Docteur de l'Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse

Discipline : Sciences de la Terre
Spécialité : Hydrogéologie
Ecole Doctorale SIBAGHE : Systèmes intégrés en Biologie, Agronomie, Géosciences,
Hydrosciences et Environnement

Présentée par
Tiffanie Cave

**Fonctionnement hydrodynamique du bassin tertiaire du
Bas-Dauphiné entre la Drôme et la Varèze (Drôme et
Isère, Sud-Est de la France)**

Etude géochimique et isotopique

Soutenue le 19 décembre 2011 devant le Jury composé de :

B. Blavoux	Professeur, Université d'Avignon	Président du jury
W. Struckmeier	Professeur et directeur au BGR, Hanovre-Allemagne	Rapporteur
J. Mudry	Professeur, Université de Besançon	Rapporteur
O. Banton	Professeur, Université d'Avignon	Directeur de thèse
Y. Travi	Professeur, Université d'Avignon	Co-Directeur de thèse
G. Faure	Docteur, Idées Eaux / Bourg de Péage	Examineur
L. Cadilhac	Ingénieur, Agence de l'eau Rhône- Méditerranée et Corse	Invité

Avant Propos

Cela fait presque quatre années que ce travail aussi passionnant et formateur que difficile et fastidieux a débuté. Mon intégration a été facile dans une région que je connais bien, mais de nombreuses personnes ont participé, plus ou moins directement, à la réalisation de cette thèse.

Cette étude n'aurait pu voir le jour sans la détermination qu'ont eu Laurent Cadilhac de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse, les conseils généraux de la Drôme et de l'Isère, respectivement représentés par Alain Babylon et Cécile Lavoisy et enfin le SEDIVE, maître d'ouvrage de cette étude, à améliorer les connaissances sur ce bassin molassique.

Je remercie mes directeurs de thèse, Olivier Banton pour l'encadrement général au long de ces presque quatre années et Yves Travi pour ses conseils pour l'interprétation des données géochimiques et isotopiques, tous deux professeurs à l'Université d'Avignon. Je remercie également Guy Faure qui m'a proposé en premier lieu la réalisation de cette thèse, accueilli au sein du bureau d'étude Idées Eaux et aidé pour la partie technique de ce travail.

Je remercie sincèrement Jacques Mudry (Université de Besançon) et Willi Struckmeier (BGR, Allemagne) d'avoir accepté d'être rapporteurs et d'avoir remis leurs rapports à temps malgré des délais raccourcis, ainsi que Bernard Blavoux pour avoir pris la charge de présider le jury.

Je remercie également toute l'équipe d'Idées Eaux pour leur accueil et leur soutien, au combien nécessaire quand les délais se resserrent. Il y a Jérôme, Simon, Claire, Clément, Cédric et Florie, et une mention spéciale pour Benoit et Yann. Il y a aussi tous ceux de passage ou partis depuis, Kloé dont la bonne humeur n'est pas passée inaperçue, Marc parti s'exilé depuis dans les Alpes suisses et bien d'autres.

Je remercie également les entreprises de forages, sans qui l'établissement d'une base de données se serait avéré beaucoup plus fastidieux. Il y a Richard Fraisse (Régionale de Forage), Jean-Luc Pradelle (Aquifore), Paul Mounier (Sondafor) et Michel Bries (Bries et Fils). Je remercie les collectivités territoriales qui m'ont également permis d'accéder à de nombreuses données (DDT, Conseil Général, syndicats des eaux, communes,...) et pour certains de mettre en place du matériel de mesure sur leur station de captage.

Je remercie également tous les agriculteurs, particuliers ou entreprises qui ont bien voulu m'ouvrir leur portes pour que je puisse réaliser mes prélèvements et parfois m'offrir une boisson fraîche, bienvenue sous le soleil drômois, ou encore un bon repas. Je remercie également Mr Cutivet et Matthieu Besson (ONF) qui m'ont fréquemment ouvert les portes des forêts de Roybon et ainsi me permettre d'y faire des mesures régulières.

Je tiens également à remercier l'ensemble de l'équipe du Laboratoire d'Hydrogéologie de l'Université d'Avignon auprès de qui j'ai finalement passé peu de temps mais qui m'ont

toujours accueilli dans la bonne humeur. L'aide de Milanka Babic et sa visite sur le terrain pour les prélèvements carbone-14 et les réponses à mes questions sur la géochimie et les isotopes de Michel Daniel et Roland Simler m'ont été précieux.

Enfin, et puisqu'il est de coutume de garder le meilleur pour la fin, je remercie vivement toute l'équipe des écuries qui m'a permis de me changer les idées : Odile, Léa, Julie, Nathalie, Noémie, et tous les autres, et bien sûr Gina qui outre son enseignement m'a toujours offert une oreille attentive et qui a fait de ses stages des moments de partage incontournables. Merci également à Renaud pour ses charcuteries appréciées de tous les amateurs. Merci aussi à toutes mes amitiés drômoises, Aurélie, Jojo, Béa, Amandine, Caro, et tous les autres croisés plus ou moins régulièrement au cours de ces trois années. Merci aussi à ma mère et au reste de ma famille ainsi qu'à ma belle famille qui m'ont soutenu sans relâche. Je remercie particulièrement Bertrand qui a quasiment fait cette thèse avec moi, qui a supporté mes absences et qui a toujours cru en moi. Enfin, merci à mon père, qui ne pourra lire ces mots, mais qui n'est certainement pas étranger à l'aboutissement de ce travail.

SOMMAIRE

SOMMAIRE

Introduction	1
Partie 1 Cadre de l'étude	5
1.1 Situation géographique	7
1.2 Géologie	10
1.2.1 Histoire géologique du secteur d'étude : Genèse stratigraphique du bassin	10
1.2.1.1 Naissance et fermeture du bassin	10
1.2.1.2 Le rift ouest européen	11
1.2.1.3 Le sillon subalpin	12
1.2.1.4 La crise messinienne et le cycle pliocène	14
1.2.1.5 Le quaternaire : la dynamique glaciaire et le relief actuel	15
1.2.2 Structure du bassin et sédimentologie	16
1.2.2.1 Structure du bassin	16
1.2.2.2 Sédimentologie du Miocène	20
1.2.2.3 Les vallées pliocènes	23
1.3 Climatologie	26
1.3.1 Généralités	26
1.3.2 Pluviométrie de la zone d'étude	27
1.3.3 Estimation des précipitations efficaces	28
1.3.3.1 Evapotranspiration potentielle (ETP)	28
1.3.3.2 Evapotranspiration réelle (ETR) et pluie utile	29
1.4 Hydrogéologie	31
1.4.1 L'hydrogéologie des aquifères superficiels	31
1.4.1.1 Les alluvions récentes du Rhône et de la Drôme	31
1.4.1.2 Les alluvions anciennes	31
1.4.1.3 Les cailloutis d'Alixan	31
1.4.2 Hydrogéologie de l'aquifère molassique	32
1.4.2.1 Piézométrie de l'aquifère molassique	32
1.4.2.2 Variabilité des niveaux piézométriques	36
1.4.3 Les paramètres hydrogéologiques	37
1.5 Principaux résultats de De La Vaissière (2006)	40
1.5.1 Fonctionnement de l'aquifère	40
1.5.1.1 La Plaine de Valence (section 3)	42
1.5.1.2 La Drôme des collines (section 6)	42
1.5.2 Etat de la ressource	43
1.5.2.1 Bilan quantitatif de l'aquifère	43
1.5.2.2 Etat qualitatif de la ressource	44
1.6 Méthodologie	46
1.6.1 Prélèvements et méthodes analytiques	46
1.6.1.1 Organisation des campagnes de prélèvements	46
1.6.1.2 Mesures et prélèvements	47
1.6.1.3 Analyses	47
1.6.2 Cartographie et interprétation	48

Partie 2 Extension de la zone d'étude – Hydrogéologie du secteur isérois _ 49

2.1	Géochimie de l'aquifère molassique	51
2.1.1	Données géochimiques	51
2.1.2	Le faciès des eaux - corrélations	51
2.1.3	Répartition des éléments dans la nappe de la molasse	53
2.1.3.1	Les nitrates	53
2.1.3.2	Les sulfates	53
2.1.3.3	Les Chlorures	55
2.1.3.4	Le magnésium	57
2.1.3.5	Le sodium et le potassium	58
2.1.3.6	Conclusion partielle	60
2.1.4	Processus d'acquisition de la minéralisation	61
2.1.4.1	La chimie des carbonates	61
2.1.4.2	Le rôle des argiles	63
2.1.4.3	Les minéraux silicatés	65
2.1.4.4	Relations entre les cations et les bicarbonates	65
2.1.4.5	Les apports anthropiques	67
2.2	Les isotopes de la molécule d'eau	69
2.2.1	Le Tritium (^3H) : l'isotope radioactif	69
2.2.1.1	Principe, généralités	69
2.2.1.2	Evolution dans les précipitations	70
2.2.1.3	Résultats obtenus	71
2.2.2	Les isotopes stables de la molécule d'eau : oxygène-18 (^{18}O) et deutérium (D)	75
2.2.2.1	Principe du fractionnement isotopique	75
2.2.2.2	Evolution des teneurs dans les précipitations	76
2.2.2.3	Résultats obtenus	77
2.2.2.4	Définition de la droite météorique locale	77
2.2.2.5	L'effet de continentalité	80
2.2.2.6	L'effet d'altitude et le gradient altitudinal	81
2.2.2.7	Répartition spatiale	83
2.3	Utilisation des isotopes du carbone	88
2.3.1	Principes d'utilisation	88
2.3.2	Calcul de l'âge de l'eau	89
2.3.2.1	Utilisation d'indicateurs du temps de séjour	89
2.3.2.2	Degrés d'ouverture du système	92
2.3.2.3	Application des modèles de correction	95
2.3.3	Fonctionnement de l'aquifère	99
2.3.3.1	Vitesse de circulation des eaux dans l'aquifère	99
2.3.3.2	Ecoulement des eaux dans la vallée de la Valloire	102
2.3.3.3	Conclusion partielle	104

Partie 3 Etude de la qualité de l'aquifère sur l'ensemble du territoire ___ 105

3.1	La qualité naturelle de l'aquifère molassique	107
3.1.1	Les ions majeurs	107
3.1.2	Les éléments mineurs et traces	109
3.1.3	Contrôles géochimiques	111
3.1.3.1	Evolution avec le temps de séjour des eaux dans l'aquifère	112
3.1.3.2	Evolution en fonction des conditions d'oxydo-réduction	114
3.1.4	Conclusion partielle	118
3.2	Les pollutions anthropiques	120

3.2.1	Etat de l'aquifère	120
3.2.1.1	Les nitrates, chlorures et sulfates	120
3.2.1.2	Les pesticides	120
3.2.2	Evolution des concentrations	123
3.2.2.1	Les nitrates, chlorures et sulfates	123
3.2.2.2	Les pesticides	128
3.2.3	Relations des pesticides avec les nitrates, chlorures et sulfates	131
3.2.4	Conclusions partielles	133
3.3	Origine de pollutions azotées locales : Utilisation des isotopes de l'azote	134
3.3.1	Présentation des secteurs d'étude	134
3.3.1.1	Les Bayardières	134
3.3.1.2	Montagne	136
3.3.2	Principes d'utilisation des isotopes de l'azote	136
3.3.2.1	Le cycle de l'azote	136
3.3.2.2	Les isotopes de l'azote	137
3.3.3	Application des isotopes de l'azote aux sites d'étude	140
3.3.3.1	Géochimie et isotopes	140
3.3.3.2	Conclusion partielle	144
Partie 4	Les exutoires de l'aquifère molassique	145
4.1	Les exutoires possibles de l'aquifère molassique	147
4.1.1	Méthodologie	147
4.1.2	Localisation des exutoires	148
4.1.2.1	Relation avec les nappes superficielles	148
4.1.2.2	Relation avec les rivières	149
4.1.2.3	Equilibres entre les eaux superficielles et la nappe de la molasse	154
4.1.3	Bilans hydrogéologiques	155
4.1.3.1	Les bassins versants	155
4.1.3.2	Calcul de la recharge	156
4.1.3.3	Calcul des sorties de l'aquifère	157
4.1.3.4	Bilan général	160
4.1.4	Conclusion partielle	161
4.2	Quantification des flux profonds	162
4.2.1	Descriptif des bassins versants	163
4.2.1.1	La vallée de la Valloire	163
4.2.1.2	La vallée de la Galaure	163
4.2.1.3	Les terrasses alluviales de Romans	163
4.2.1.4	La vallée de la Drôme	163
4.2.2	Caractérisation des flux	164
4.2.2.1	Géochimie	164
4.2.2.2	Le tritium	173
4.2.2.3	L'oxygène-18 et le deutérium	177
4.2.2.4	Identification de deux pôles d'eau	182
4.2.3	Essai de quantification des échanges	182
4.2.3.1	Bassin versant de la Valloire	183
4.2.3.2	Vallée de la Galaure	184
4.2.3.3	Terrasses alluviales de Romans	185
4.2.3.4	Vallée de la Drôme	186
4.2.3.5	Conclusions partielles	187
4.2.4	Extension à l'ensemble de l'aquifère	188
4.2.4.1	Vallée de la Varèze	188
4.2.4.2	Vallée de l'Herbasse	189

4.2.4.3	Collines iséroises	190
4.2.4.4	Sud de l'Isère	190
4.2.4.5	Plaine de Valence	191
4.2.5	Conclusions partielles	192
Partie 5 Conclusion générale et perspectives		193
5.1	Conclusion générale	195
5.2	Perspectives	200
Bibliographie		203
ANNEXES		215
Liste des Figures et Tableaux		253

Introduction

Dans la vallée du Rhône, les bassins molassiques constituent d'importantes ressources en eau, autant d'un point de vue quantitatif que qualitatif. L'aquifère molassique du Bas-Dauphiné constitue la réserve d'eau souterraine la plus importante de la région Rhône-Alpes. Cette ressource est exploitée autant pour l'alimentation en eau potable que pour l'irrigation. Cet aquifère a été défini par le SDAGE¹ Rhône Méditerranée comme ressource majeure d'enjeu régional vulnérable et à préserver pour les générations futures.

Le SDAGE précise par ailleurs que l'aquifère molassique et les alluvions quaternaires nécessitent des actions complémentaires pour la lutte contre les pollutions azotées et les pollutions par les pesticides, une grande partie de l'aquifère faisant déjà l'objet d'un programme d'actions en application de la directive nitrates. Il indique également que le territoire concerné (i.e. la nappe de la molasse du Bas-Dauphiné et alluvions quaternaires) nécessite la mise en place d'un SAGE² pour atteindre l'objectif général fixé par la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (directive du 23 octobre 2000, n°2000/60) qui est l'atteinte du bon état en 2021, et au plus tard en 2027.

Si les eaux des alluvions quaternaires sont fortement dégradées, les analyses réalisées sur l'eau de l'aquifère molassique indiquent une eau le plus souvent d'excellente qualité. Les premières datations au carbone 14 (réalisées en 1979 par CPGF) ont permis d'estimer l'âge des eaux profondes à plus de 4000 ans. Parallèlement à cela, une augmentation des pollutions anthropiques dans certains ouvrages a également été observée. C'est ce qui a conduit le Syndicat Intercommunal des Eaux du Sud Valentinois, sous l'impulsion de Jean-Louis Bonnet (Président du syndicat), Laurent Cadilhac (Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée) et Guy Faure (bureau d'études Idées Eaux) à lancer une première étude sur la partie drômoise de cet aquifère. Cette étude d'envergure été conduite par Rémi De La Vaissière de 2002 à 2006. Elle a permis :

- la définition d'un modèle conceptuel d'écoulement des eaux au sein de l'aquifère,
- la sectorisation de l'aquifère en 5 sous-bassins versants,
- la définition de l'état actuel de l'aquifère.

Plusieurs questions ont également été soulevées par cette première thèse, et le projet de mise en place d'un SAGE a conduit le SEDIVE³ à lancer en 2008 une étude complémentaire sur l'aquifère molassique en élargissant le territoire au département de l'Isère. C'est cette seconde étude qui a donné lieu à la présente thèse. Les principaux objectifs étaient :

- la validation du modèle conceptuel d'écoulement des eaux sur le département isérois,
- la localisation et la quantification des flux sortant de l'aquifère molassique,
- la définition du rôle de la géologie sur le fonctionnement de l'aquifère,
- la quantification des flux profonds,
- l'apport de précisions sur l'état qualitatif de l'aquifère et son évolution en 5 années.

Afin de remplir ces objectifs nous avons basé notre travail essentiellement sur l'utilisation des outils géochimiques et isotopiques qui ont permis de préciser le fonctionnement de ce système

¹ Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux

² Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux

³ Syndicat mixte d'étude sur la diversification de l'alimentation en eau potable de la région du valentinois

hydrogéologique complexe.

Plusieurs campagnes de prélèvements et de mesures sur les différents réservoirs du bassin (eaux souterraines et superficielles) se sont succédées. La première campagne a permis d'acquérir des données sur le secteur isérois afin d'équilibrer les connaissances avec celles acquises par De La Vaissière sur le département de la Drôme. Une seconde campagne a été menée principalement sur les eaux superficielles (nappes et rivières) et a été couplée à des mesures de débits et de niveaux piézométriques. Les prélèvements, réalisés pour l'analyse des ions majeurs et des isotopes de la molécule d'eau, ont permis de quantifier l'apport des eaux profondes aux eaux superficielles. Une dernière campagne a été menée dans le but d'acquérir une meilleure connaissance de l'état qualitatif de la nappe. Ainsi l'analyse des ions majeurs et de certaines molécules de pesticides a permis d'améliorer les connaissances quant à l'état qualitatif de l'aquifère et de voir l'évolution des pollutions depuis la première étude. L'analyse des éléments mineurs et traces a conduit à proposer des seuils de concentrations naturellement acquises par les eaux de l'aquifère. Enfin les isotopes de l'azote ont été utilisés sur deux bassins afin de tenter d'identifier les sources de pollutions.

La première partie de ce mémoire présente l'aquifère dans son contexte géographique, géologique et hydrogéologique. C'est également l'occasion de dresser le bilan des connaissances sur l'aquifère à partir d'une revue bibliographique. Les principaux résultats de l'étude menée par De La Vaissière y sont résumés. La stratégie d'échantillonnage et d'analyse est également présentée dans cette partie.

La deuxième partie est consacrée au secteur isérois de l'aquifère. Les résultats d'analyse de la chimie des éléments majeurs, des isotopes de la molécule d'eau et des isotopes du carbone y sont étudiés. Cette partie aboutit à la description du fonctionnement hydrogéologique de l'aquifère et à la validation du modèle conceptuel proposé par De La Vaissière.

La troisième partie détaille la qualité de l'aquifère. Dans un premier temps, l'étude des éléments traces et mineurs conduit à définir les concentrations naturellement acquises par les eaux en fonction de leur temps de séjour dans l'aquifère et de la géologie. L'état qualitatif de la nappe et son évolution depuis 2006 sont ensuite détaillés, mettant en avant la vulnérabilité de l'aquifère face aux activités anthropiques. Dans le dernier chapitre l'utilisation des isotopes de l'azote sur deux bassins versants montre le rôle des activités agricoles sur la qualité de la nappe.

La quatrième partie décrit les exutoires possibles de l'aquifère à partir de données bibliographiques. La réalisation de bilans hydrogéologiques permet ensuite d'estimer les débits échangés entre l'aquifère profond et les autres réservoirs. Enfin, l'utilisation des données géochimiques et isotopiques a permis la quantification du débit d'eaux anciennes, issues des flux profonds, apporté aux eaux superficielles.

La cinquième et dernière partie de l'étude présente une synthèse des résultats obtenus sur le fonctionnement hydrogéologique de l'aquifère et son état qualitatif. L'implication de ces résultats sur la gestion de la nappe est également présentée.

Ce travail a été rendu possible grâce à la participation de plusieurs organismes. Le SEDIVE, maître d'ouvrage de l'étude, les conseils départementaux de la Drôme et de l'Isère et l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée ont apporté le financement nécessaire à la réalisation de l'étude. Le Laboratoire d'Hydrogéologie de l'université d'Avignon ainsi que le bureau d'études Idées Eaux ont suivi ce travail d'un point de vue technique et scientifique. Ces organismes ainsi que la DREAL Rhône-Alpes et les DDT de la Drôme et de l'Isère ont fait parti du comité de pilotage de l'étude.

Partie 1 Cadre de l'étude

Cette première partie est essentiellement consacrée à la présentation du contexte géographique, géologique, climatique et hydrogéologique du secteur d'étude. C'est également l'occasion de présenter les connaissances du bassin à partir d'une revue bibliographique. Après une présentation de la situation géographique du secteur d'étude, le contexte géologique est abordé. Les grands traits de la géologie régionale sont présentés à travers un bref rappel de l'histoire géologique du bassin de Valence. La structure du bassin, dont le rôle sur l'organisation des écoulements est prépondérant, est ensuite décrite. La climatologie est également abordée, suivie d'un inventaire des magasins aquifères présents. Les principaux résultats obtenus par De La Vaissière (2006) sont ensuite détaillés. Cette partie se termine sur la présentation de la méthodologie employée pour la réalisation de cette étude.

1.1 Situation géographique

Le bassin du Bas-Dauphiné se situe dans le Sud-Est de la France, dans les départements de la Drôme et de l'Isère, le long de la vallée du Rhône.

Cette étude reprend le périmètre étudié par De La Vaissière et s'étend sur le département de l'Isère avec une superficie totale d'environ 2900 km², une extension maximale nord-sud de 85 km et est-ouest de 55 km. Le périmètre d'étude est délimité (figure 1-1) :

- au nord par l'extrémité nord du bassin versant de la Varèze,
- au sud par les reliefs périphériques oligocènes et crétacés de Livron à Crest,
- à l'ouest par le Rhône,
- au sud-est par la bordure orientale du Vercors,
- au nord-est la limite a été fixée par une zone de recouvrement de la molasse par des formations fluvio-glaciaires.

Ce bassin présente un relief assez varié. Au nord de l'Isère, les collines molassiques dont les points culminants (environ 700 m NGF) sont constitués par les plateaux de Bonnevaux et des Chambarans sont séparées par la vallée fluvio-glaciaire de Bièvre-Lier-Valloire. Cette vallée d'orientation est-ouest a une topographie de terrasses emboîtées résultant d'une morphologie glaciaire particulièrement bien conservée. Au sud de l'Isère, le relief est beaucoup moins marqué. Seules quelques buttes molassiques s'individualisent au sein de la plaine de Valence.

Le réseau hydrographique est assez dense, en particulier sur les collines molassiques où les cours d'eau entaillent les dépôts miocènes avant de rejoindre le Rhône, directement pour la Varèze et la Galaure ou par l'intermédiaire de l'Isère pour l'Herbasse, la Joyeuse, la Savasse ou encore la Cumane pour les plus importants. Le secteur de la plaine de Valence est quant à lui parcouru d'est en ouest par la Barberolle, la Véore et la Drôme, toutes trois débouchant sur le Rhône.

Avec une superficie agricole utilisée de l'ordre de 55% de la surface totale du bassin, la région est largement tournée vers l'agriculture (*cf.* figure 3-19 : Carte de l'occupation des sols). Comme illustré sur la figure 1-2, les 400 000 habitants de la zone d'étude sont principalement répartis sur le département drômois (70%) et sont concentrés, à hauteur de 40%, dans les plus grandes agglomérations (Valence, Romans sur Isère et Péage de Roussillon).

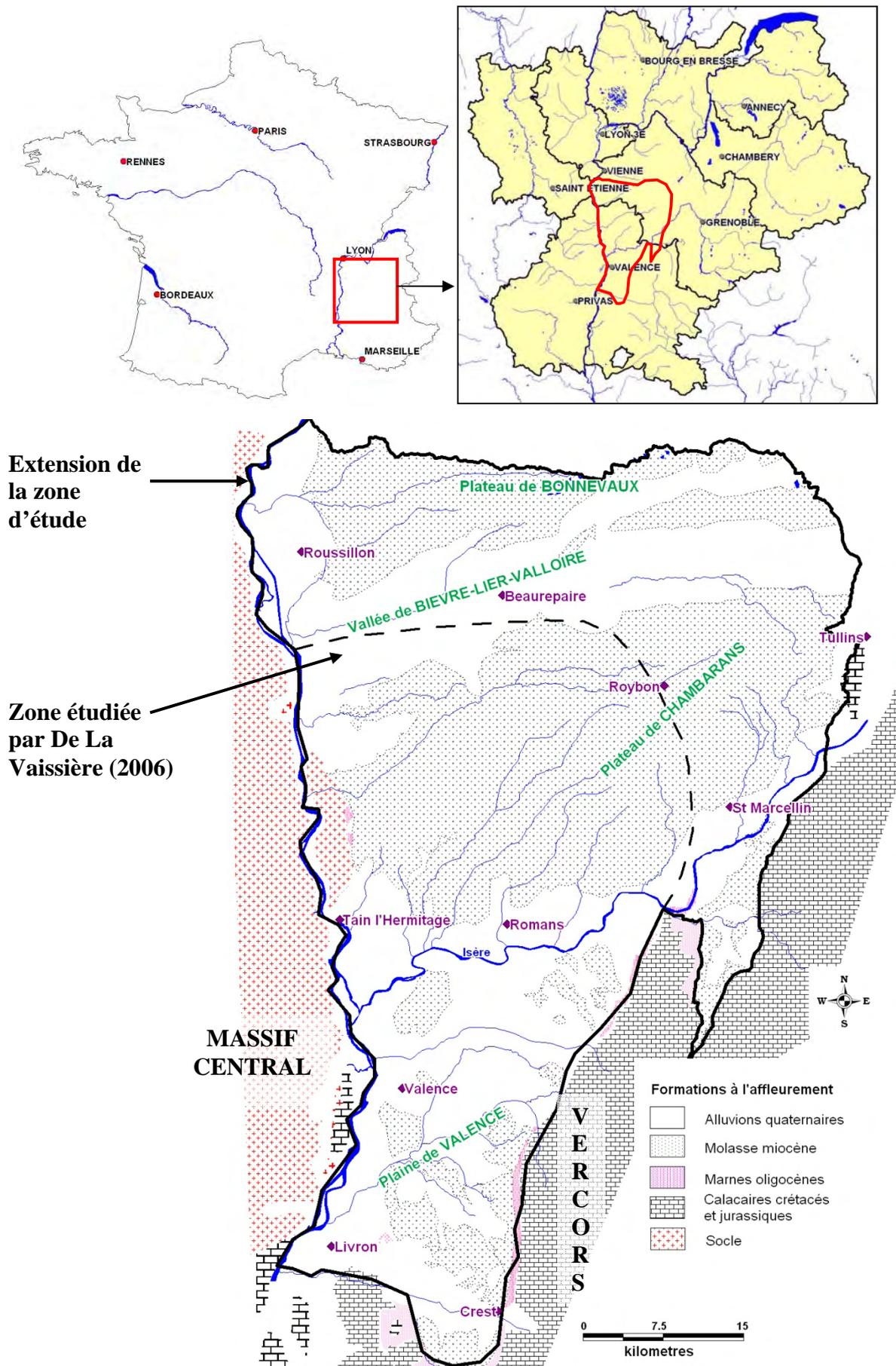


Figure 1-1 : Localisation de la zone d'étude

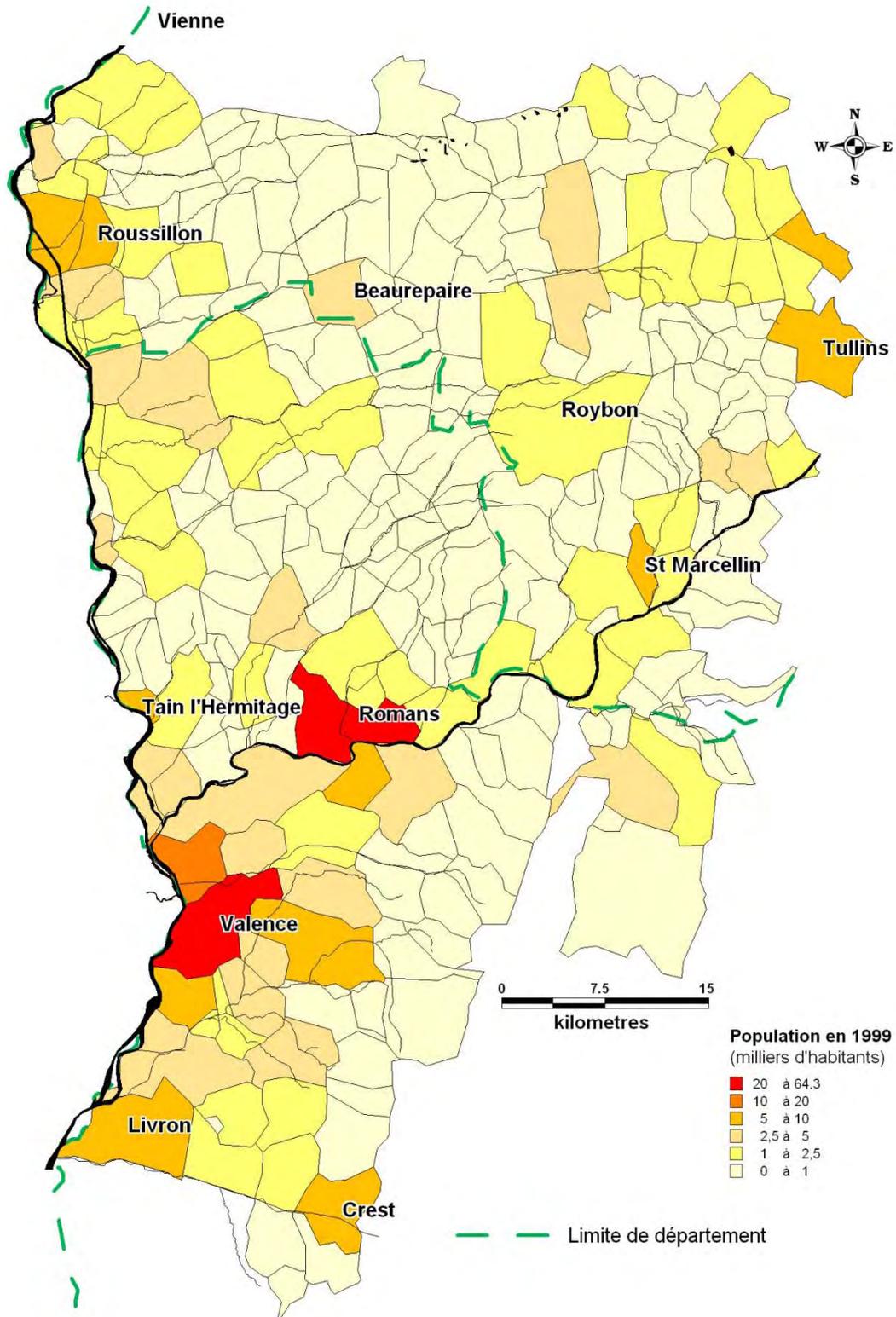


Figure 1-2 : Répartition de la population sur la zone d'étude

1.2 Géologie

1.2.1 Histoire géologique du secteur d'étude : Genèse stratigraphique du bassin

1.2.1.1 Naissance et fermeture du bassin

La mise en place du bassin a été conditionnée par la tectonique hercynienne. A la fin du Paléozoïque 3 grands traits structuraux ressortent :

- la mise en place d'une lithologie de socle à prédominance métamorphique,
- l'existence de 2 bassins houillers (vallées de la Brévenne et du Gier),
- la présence de nombreuses fractures et failles orientées N 50°E et N 20°E.

L'érosion qui a suivi a abouti à la pénéplaine hercynienne.

Le début de l'ouverture océanique du Sud-Est de la France a eu lieu au Trias (-250 Ma) avec la déchirure de la plate-forme continentale hercynienne. Cette ouverture s'est accentuée au Lias.

Le phénomène distensif va se poursuivre jusqu'au Crétacé inférieur. La réinterprétation du profil sismique par De La Vaissière (2006) couplée à l'analyse des forages profonds, a montré la présence d'une importante faille synsédimentaire sur une ligne approximative Grâne - La Baume Cornillane, avec la zone effondrée au SE (préfigurant la fosse vocontienne) et la plate-forme du Bas Dauphiné au Nord-Ouest (figure 1-3).

Du Lias au Jurassique les dépôts sont essentiellement marneux et calcaires. Cependant, en bordure du bassin le faciès tithonique du Jurassique supérieur s'individualise.

Au Crétacé inférieur, suite à la fermeture du bassin téthysien, la fosse vocontienne s'approfondit et se remplit d'épaisses séries argilo-marneuses pendant le Valanginien et l'Hauterivien.

Du milieu à la fin du Crétacé inférieur il y a propagation vers le SE des calcaires récifaux à faciès urgonien.

Le Crétacé supérieur se caractérise par une importante régression marine entraînant l'émersion d'une grande partie du secteur, seul le golf "rhodano-vocontien" subsiste. Il y a donc une absence de dépôts au nord d'une ligne Grâne-St Lattier.

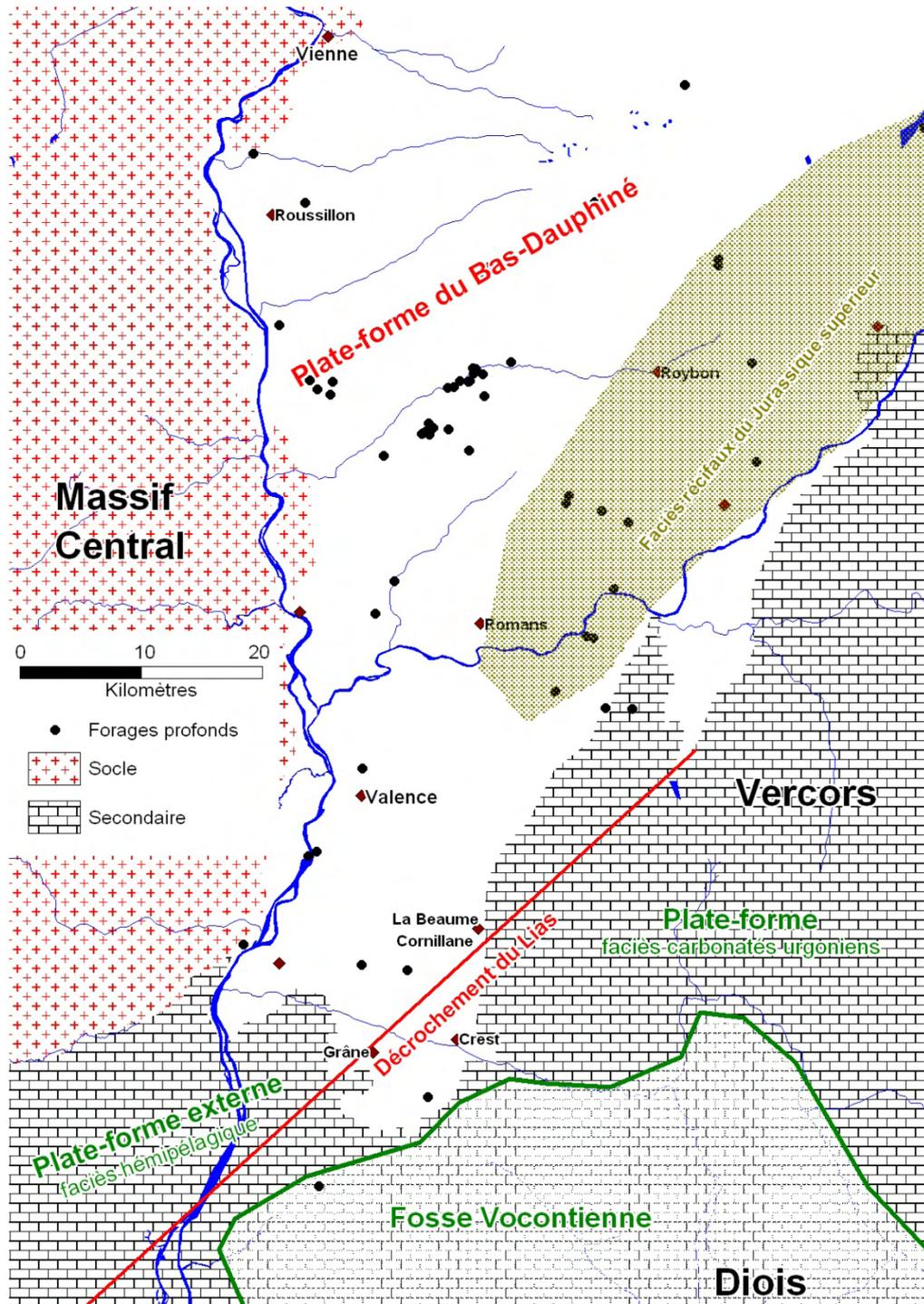


Figure 1-3 : Situation géographique et contexte géologique du bassin du Bas-Dauphiné. Répartition des principaux faciès du secondaire (d'après Germain et al, 1984 et Debrand-Passard et al, 1984 dans De La Vaissière, 2006 modifié)

1.2.1.2 Le rift ouest européen

De la fin du secondaire au début du tertiaire une large déchirure de la plaque européenne se propage sur près de 1100 km. Ces contraintes tectoniques donnent naissance à une série de grabens intercontinentaux qui constituent le rift ouest européen.

De l'Eocène terminal à l'Oligocène terminal une tectonique cassante combinée à la subsidence permet l'individualisation de la fosse de Valence et l'accumulation de plus de 2000 m de sédiments avec une épaisseur maximale de 1100 m de sels (figure 1-4).

Le contrôle tectonique sur la subsidence a eu pour effet une double dissymétrie :

- le secteur septentrional est très faillé et tectonisé contrairement au secteur méridional,
- l'effondrement brutal du rebord occidental de la fosse salifère et la remontée progressive du flanc oriental.

La présence d'argiles sableuses bariolées à la fin de l'Oligocène montre une évolution subaérienne et l'érosion des massifs bordiers.

L'Aquitaniens termine le cycle ouverture-remplissage du rift de la moyenne vallée du Rhône, c'est pourquoi dans la littérature, il est rattaché à l'Oligocène.

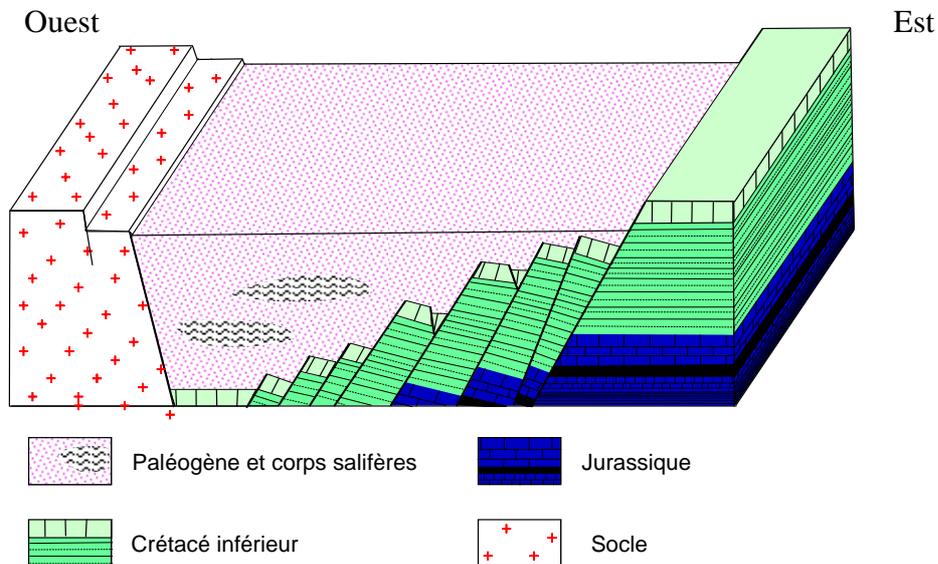


Figure 1-4 : Bloc 3D schématique de la plaine de Valence à la fin de l'Oligocène

1.2.1.3 Le sillon subalpin

Ce sillon provient de la superposition de l'avant-fosse alpine liée au rapprochement du front alpin avec le rift ouest européen déjà colmaté.

Le sillon subalpin existe grâce à un méga cycle de transgressions/régressions d'un bras de mer joignant la Méditerranée à la Paratéthys (figure 1-5).

Le méga cycle miocène commence à l'Aquitaniens, mais la première transgression est d'amplitude très faible (jusqu'à la Camargue actuelle).

Le Burdigalien marque le début des forts dépôts molassiques dans le sud-est de la France.

Les transgressions marines sont d'amplitudes croissantes jusqu'à la fin du Serravallien. Au Tortonien, un système fluvio-lacustre, amorce du système hydrographique actuel, se met en place.

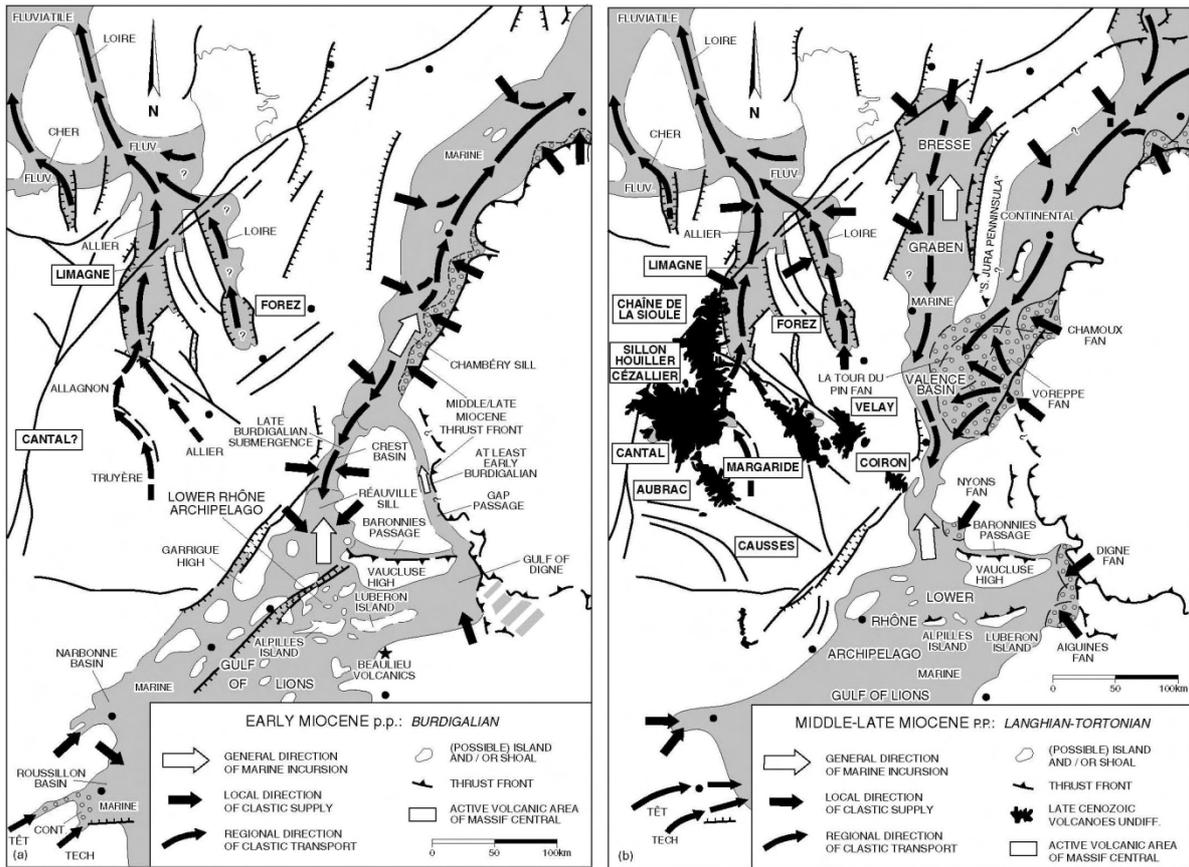


Figure 1-5 : Paléogéographie du sillon subalpin durant le Burdigalien et le Langhien-Tortonien (Sissingh, 2001)

D'un point de vue tectonique, le fait majeur est la poussée compressive des Alpes externes vers l'Ouest au Burdigalien. Cette poussée provoque l'apparition d'une forte activité volcanique et le soulèvement et le basculement vers le nord du Massif Central. La présence de ces massifs bordiers a permis la sédimentation de matériaux détritiques, caractérisant le miocène.

La figure 1-6 permet de visualiser la géologie de la plaine de Valence à la fin du Miocène.

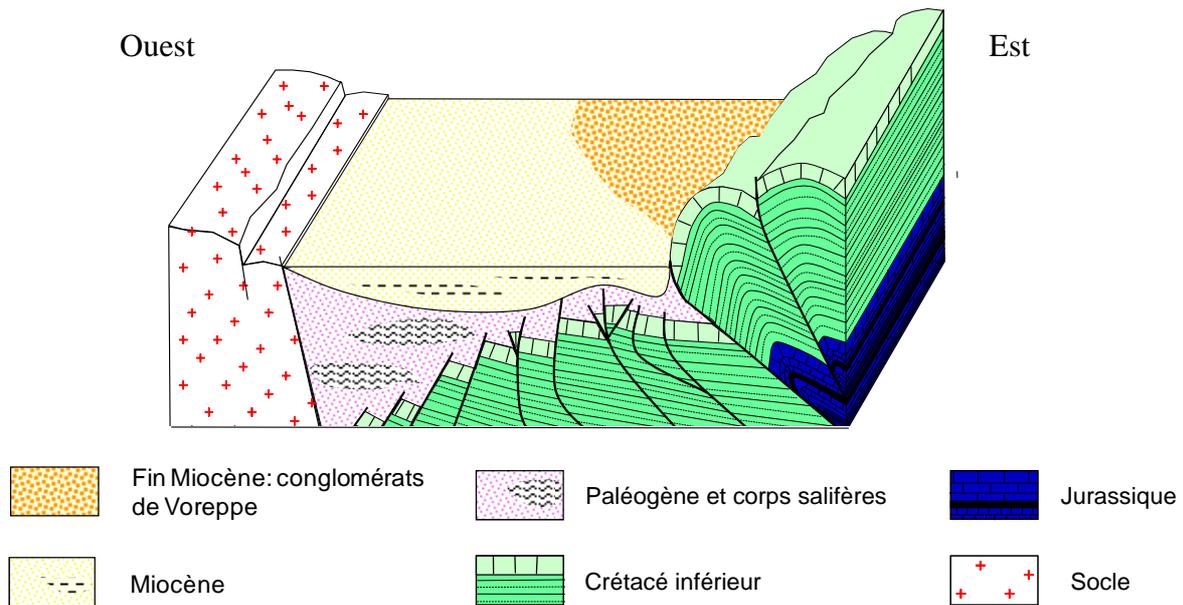


Figure 1-6 : Bloc 3D schématique de la plaine de Valence à la fin du Miocène

1.2.1.4 La crise messinienne et le cycle pliocène

La crise messinienne, courte à l'échelle des temps géologiques (de -5,9 à -5,3 Ma), correspond à l'assèchement partiel de la Méditerranée et à l'abaissement de son niveau de base d'au moins 1500 mètres. Ce phénomène est due à une rupture des liaisons entre cette mer et l'océan Atlantique en raison de mouvements tectoniques et de variations glacio-eustatiques (Warny et al, 2003). L'abaissement du niveau de base a conduit le réseau hydrographique à creuser de véritables canyons afin d'équilibrer son profil avec le niveau de base du bassin (figure 1-7, a).

La communication entre l'océan Atlantique et la Méditerranée est rétablie vers -5,32 Ma, en raison de la hausse du niveau océanique couplée à l'érosion régressive des cours d'eau situés autour de l'isthme de Gibraltar.

La remise en eau de la Méditerranée a été brutale et l'équilibre avec le niveau océanique s'est établi en seulement une dizaine d'années (Clauzon, 1982 ; Clauzon, 1990 ; Beaudoin et al, 1997 ; Clauzon, 1998 ; Gargani, 2004).

Cette remontée provoque l'inondation des canyons creusés par le réseau hydrographique, qui sont alors comblés par les marnes bleues pliocènes (figure 1-7, b).

La carte présentée en figure 1-8 montre les rias pliocènes telles qu'elles ont été identifiées par Clauzon (2005).

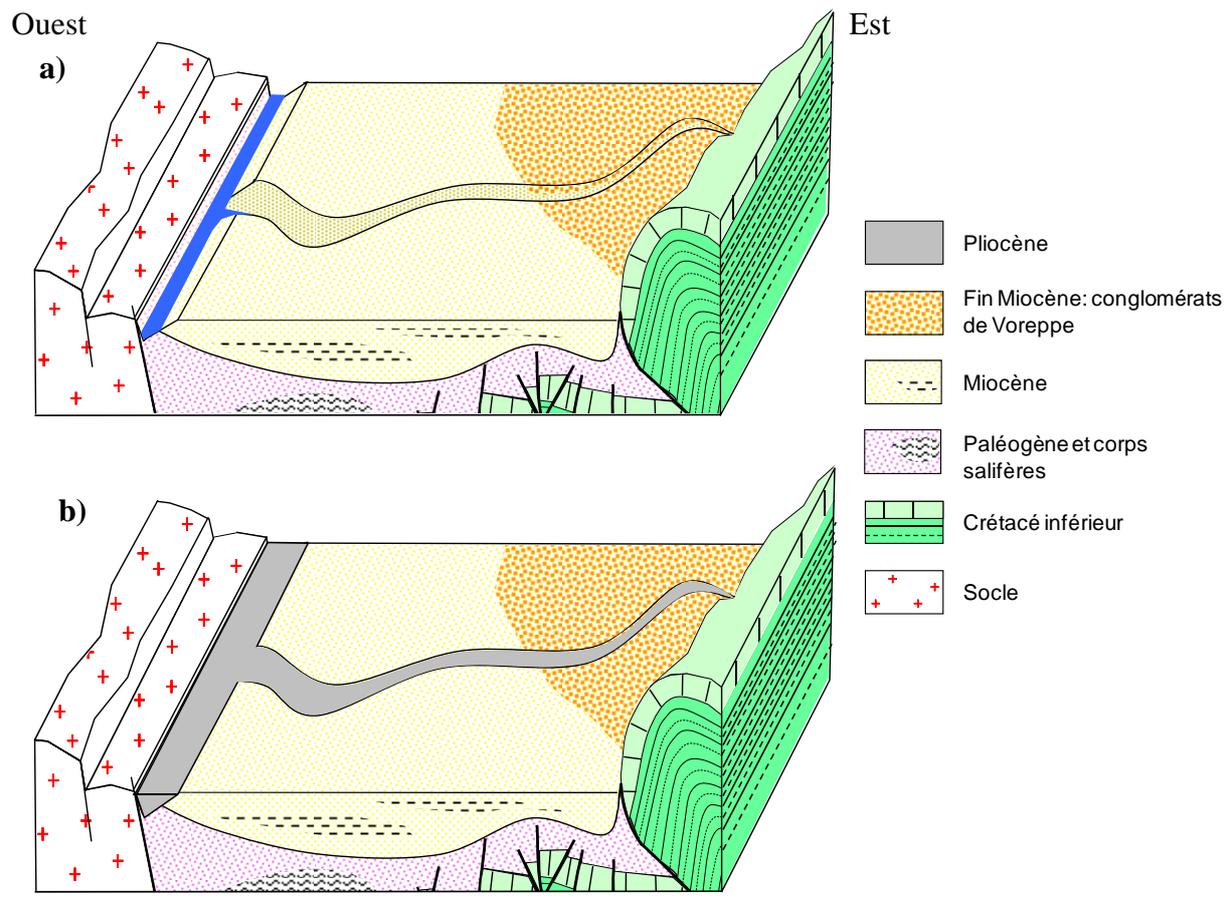


Figure 1-7 : Bloc 3D schématique de la plaine de Valence à la fin de la crise messinienne (a) et après le remplissage pliocène (b)

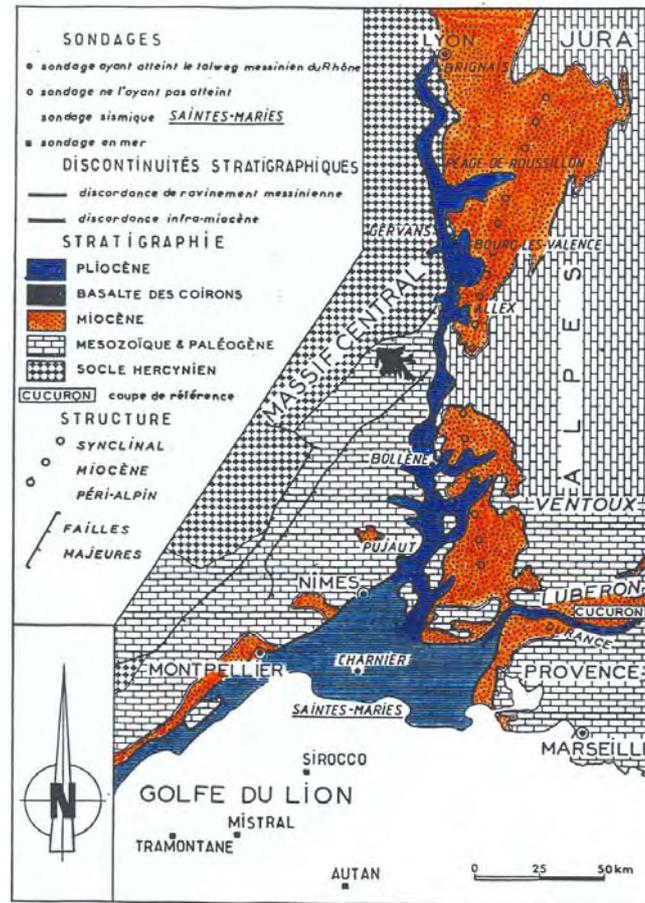


Figure 1-8 : La ria pliocène du Rhône dans son cadre géologique (Clauzon G., Fleury J. et al. 2005)

1.2.1.5 Le quaternaire : la dynamique glaciaire et le relief actuel

Le relief actuel du Bas Dauphiné a été façonné au Quaternaire par une succession de phases de creusement et de phases d'alluvionnement, le tout sous contrôle glaciaire (figure 1-9).

Certains cours d'eau actuels n'avaient pas le même lit avant la glaciation. L'Isère par exemple, qui empruntait la plaine de la Valloire (nord du secteur d'étude) a changé de cours lors de la diffiusion du glacier isérois.

Actuellement on distingue trois types de dépôts alluviaux :

- les alluvions fluviales récentes (le long du Rhône notamment),
- les alluvions anciennes : anciennes terrasses de l'Isère, cailloutis d'Alixan,
- les alluvions fluvioglaciales qui constituent en particulier la plaine de Bièvre Liers Valloire.

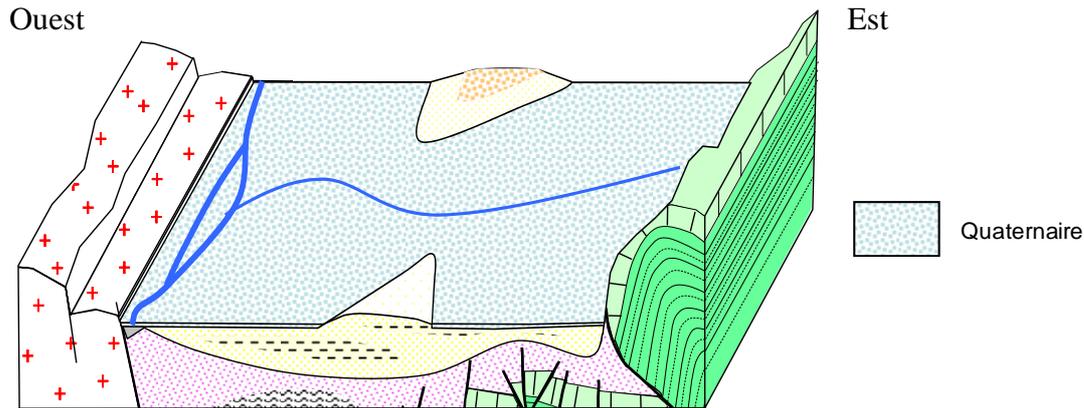


Figure 1-9 : Bloc 3 D schématique de la plaine de Valence aujourd'hui

1.2.2 Structure du bassin et sédimentologie

La structure du bassin molassique a pu être précisée par De La Vaissière en 2006, grâce d'une part à l'établissement d'une base de données recensant plus de 1000 forages, et d'autre part à la réinterprétation de profils sismiques.

Pour la présente étude nous avons repris la base de données afin de la compléter, en particulier sur le secteur isérois. Ce sont en grande majorité les informations fournies par les foreurs, la DDT⁴, l'ARS⁵ et divers rapports d'études qui ont permis de recenser près de 500 forages supplémentaires. Finalement, on dénombre près de 1500 forages dont 900 captent la formation molassique et 800 pour lesquels des coupes géologiques sont disponibles.

1.2.2.1 Structure du bassin

Les coupes n°1 à 4, d'orientation est-ouest sont présentées sur la figure 1-10, la coupe n°5 ainsi que la localisation de l'ensemble des coupes sont précisées sur la figure 1-11.

Conformément au mode de formation du bassin, les coupes montrent un approfondissement du bassin molassique du côté des chevauchements alpins et une remontée du substratum progressive vers l'ouest. La crise messinienne a provoqué l'incision des terrains tendres (formations miocènes et oligocènes) mais également du socle dur sous forme de canyons plus ou moins encaissés en fonction de la dureté des terrains.

Les chevauchements alpins ont pu être mis en évidence grâce à la sismique réflexion, en particulier l'anticlinal de St Lattier, totalement recouvert par les formations du miocène. À l'Est les chevauchements alpins de fortes amplitudes ont affecté le miocène, enfouissant la molasse sous les formations crétacées (coupe n°1).

L'épaisseur maximale de molasse se trouve au niveau de la Drôme des collines et atteint probablement 800m. Sous la plaine de Valence, l'épaisseur maximale de la formation doit être proche de 600m.

Nous avons proposé une coupe est-ouest (coupe n°5) à partir des informations recueillies sur quelques forages pétroliers (Faramans, Brézins, Champier) ainsi que de certains ouvrages touchant le substratum à l'ouest du bassin. Sur la bordure Ouest du bassin, le faisceau de

⁴ Direction Départementale des Territoires

⁵ Agence Régionale de Santé

failles ayant entraîné de puissants décrochements du socle est représenté. Les résultats de plusieurs forages sur les communes d'Albon et de St Rambert d'Albon couplés aux cartes géologiques permettent de localiser plus précisément certaines failles (rapport Idées Eaux, 2009). Sur la coupe n°5, l'épaisseur maximale de molasse est de 700m à l'Est. Les forages pétroliers de Brézins et de Champier montrent une remontée locale du substratum, probablement liée au prolongement de l'anticlinal de Varacieux. Ces ouvrages indiquent également que le substratum molassique est constitué par des calcaires jurassiques sur ce secteur alors qu'il est composé par des formations d'âge Oligocène de part et d'autre de l'anticlinal.

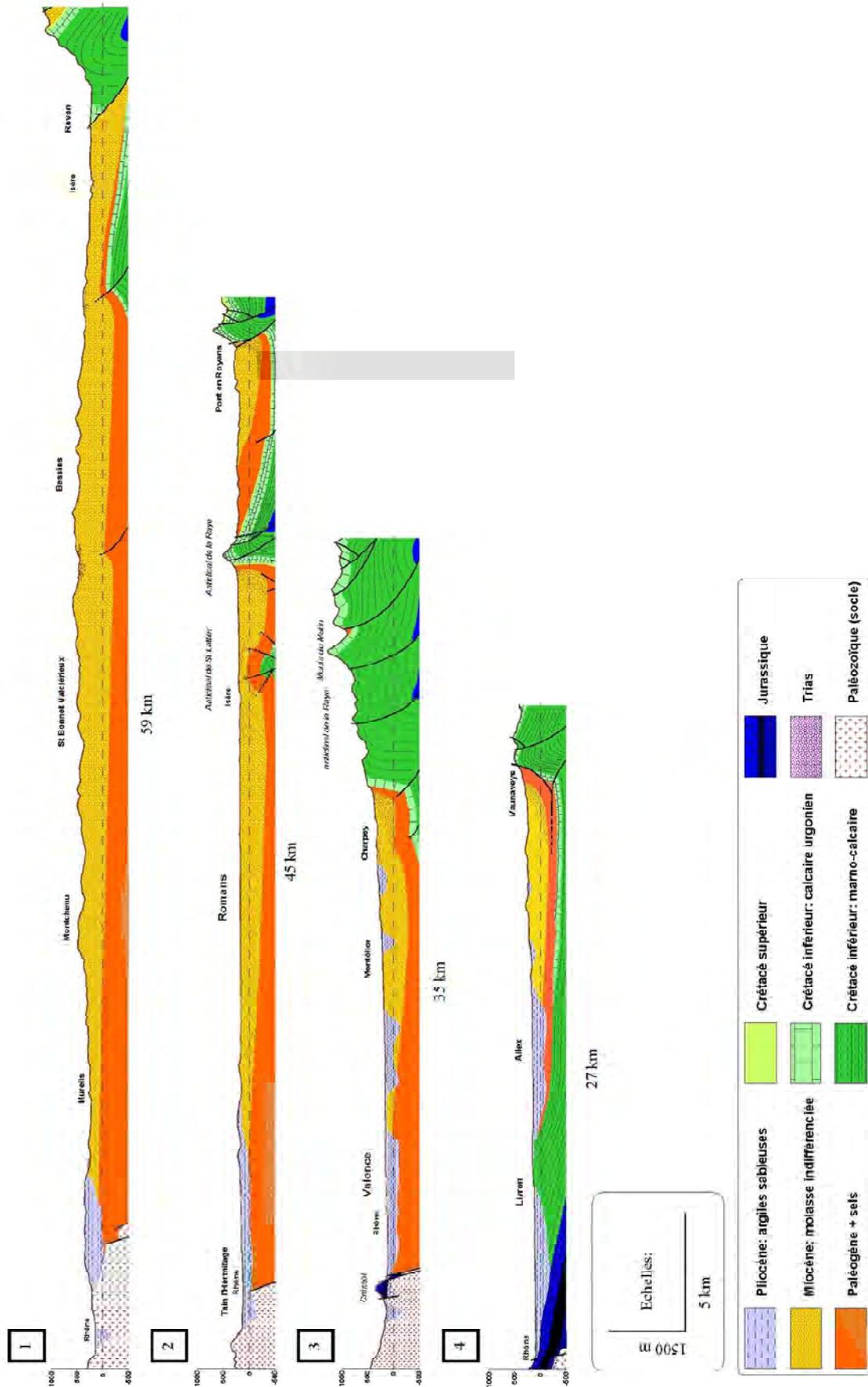


Figure 1-10 : Coupes géologiques est-ouest du bassin molassique du Bas-Dauphiné (De la Vaissière, 2006)

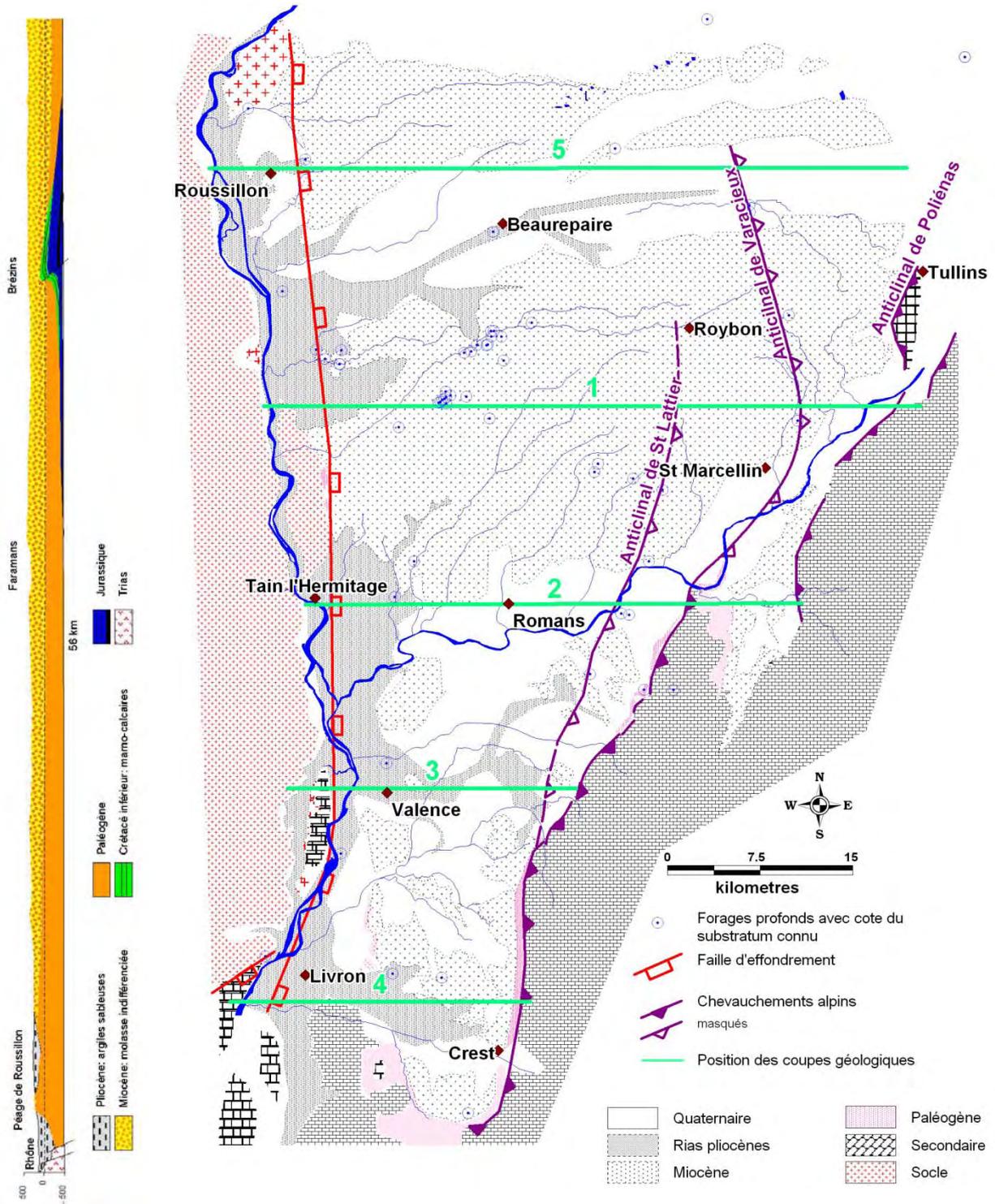


Figure 1-11 : Carte morphostructurale et position des coupes géologiques – Coupe géologique n°5

L'altitude et la nature du substratum du néogène est représenté sur la figure 1-12. Au niveau de l'anticlinal de Varacieux le substratum remonte jusqu'à une cote supérieure à 20m NGF. De part et d'autre de cet anticlinal la cote du substratum atteint -150 m NGF. On observe un axe central, orienté NNE-SSO, où la profondeur du substratum, et de fait l'épaisseur du néogène, sont maximales. Sur la majeure partie de la zone d'étude, le substratum néogène est constitué par les formations paléogènes.

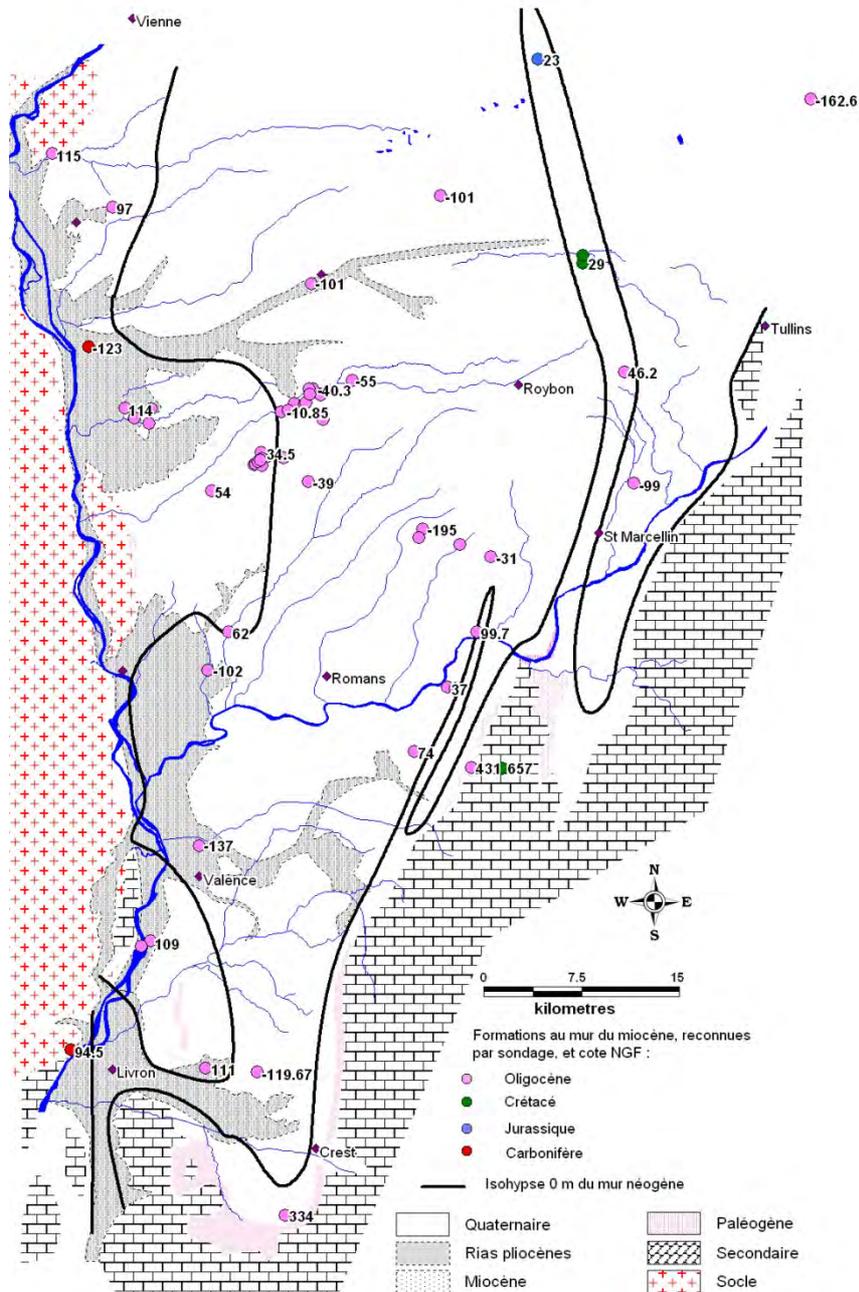


Figure 1-12 : Carte du substratum du néogène – Profondeur et identification.

1.2.2.2 Sédimentologie du Miocène

La molasse est décrite comme une roche jaunâtre ou gris verdâtre, homogène, formée par la consolidation plus ou moins poussée suivant les bancs, d'un sable limoneux fin, calcaire, riche en micas (Jeannolin, 1985)

Cet ensemble sédimentaire est souvent décrit comme étant multicouches. Les multiples tentatives de recouplement des faciès molassiques réalisées lors de diverses études ainsi que par Mandier en 1988 (figure 1-13) et De la Vaissière en 2006 n'ont pourtant jamais aboutis. Nous n'avons pas eu plus de chance dans nos tentatives de corrélations stratigraphiques (figure 1-14) que les auteurs précédents, aucune relation n'ayant pu être établie et ce d'autant plus qu'à la complexité de la stratigraphie s'ajoute les divergences dans les appréciations des foreurs, auteurs de la majorité des coupes de forage.

Des corrélations à partir de quelques données de diagraphies gamma ray (seulement 32 forages sur l'ensemble du bassin) ont également été tentées mais n'ont pas abouti.

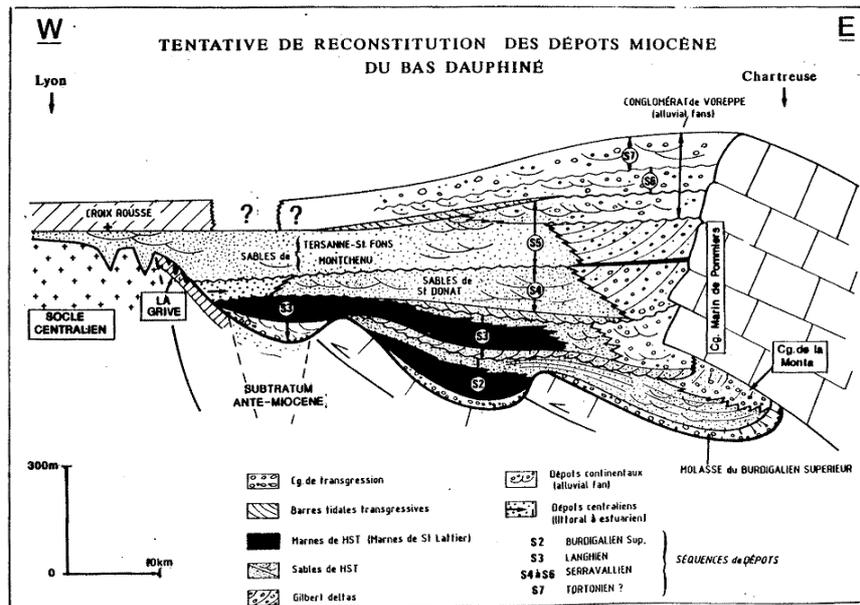


Figure 1-13 : Tentative de reconstitution des dépôts miocènes du Bas Dauphiné (Mandier 1988)

En réalité, l'ensemble molassique apparaît donc très hétérogène et ne peut-être décrit comme un système multicouche. Ceci serait dû à la variabilité des milieux de dépôt (centre ou bordure du bassin), couplée aux variations du niveau eustatique. Besson (2005) a émis l'hypothèse que ces variations auraient entraîné le creusement des sédiments déposés avant les régressions marines par le réseau hydrographique. Lors de la transgression suivante, les incisions fluviales sont comblées. Ainsi des formations récentes se trouvent situées à une altitude plus basse que des formations plus anciennes.

Finalement, d'après les coupes de forages, les affleurements et les cartes géologiques, seuls deux faciès sont facilement reconnaissables au sein de la formation molassique (figure 1-15).

Le faciès de base, correspondant la plupart du temps à une argile sableuse gris bleu micacée et meuble, est occasionnel dans le Burdigalien supérieur et le Langhien. Il a été reconnu par plusieurs ouvrages sur le Sud-Est de la zone d'étude. Ce faciès est connu sous le nom de marne de la Grenette dans le bassin de Valence ou marnes de St Lattier dans le Bas-Dauphiné. Cependant, sur les bordures, en particulier dans le bassin de Crest, le Burdigalien est caractérisé par un calcaire gréseux ou un grès calcaire fossilifère.

Le deuxième faciès reconnaissable correspond aux conglomérats de Voreppe. Ces derniers se sont déposés à la fin du cycle miocène, sous un régime fluvio-lacustre à torrentiel. Ils sont probablement issus du delta de l'ancienne Isère. La formation est constituée d'un ensemble de galets polygéniques à matrice argilo-sableuse. Ils se distinguent sur le quart nord-est de la zone d'étude. D'une épaisseur de 550 mètres au niveau du forage pétrolier de Paladru (Pa1) on ne les distingue plus que sur 180 mètres d'épaisseur à Brézin (BR1). Ils finissent par « disparaître » à Beaurepaire. Ce faciès a également été estimé à une centaine de mètres au droit de Dionay par Clauzon (1990). Dans la plaine de Valence, l'érosion n'a laissé en affleurement que les cailloutis au dessus des sables marneux du Tortonien en couronnement de quelques buttes témoins.

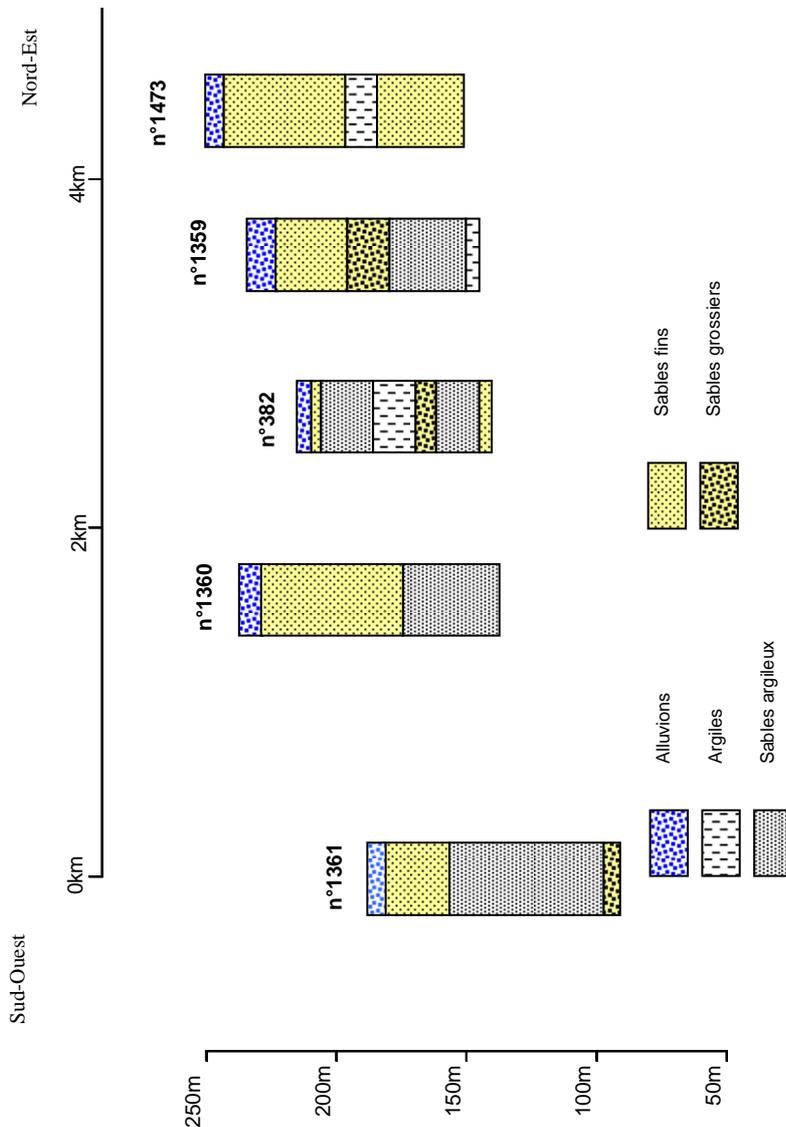
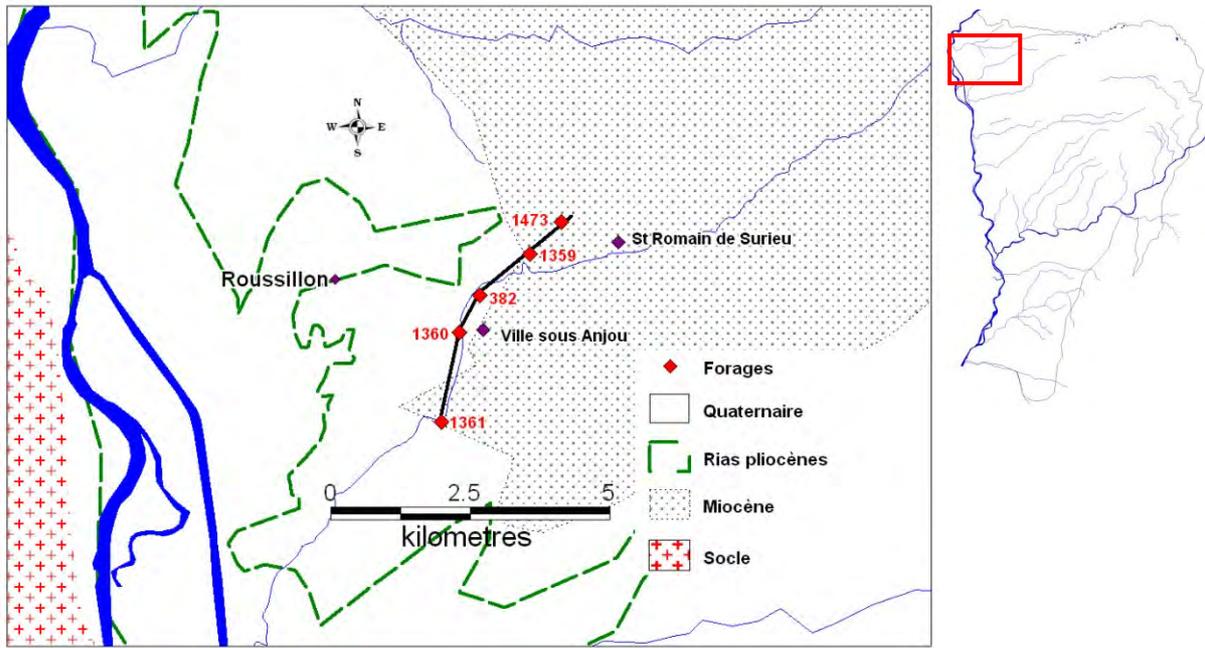


Figure 1-14 : Coupes géologiques simplifiées de forages selon un axe nord est - sud ouest

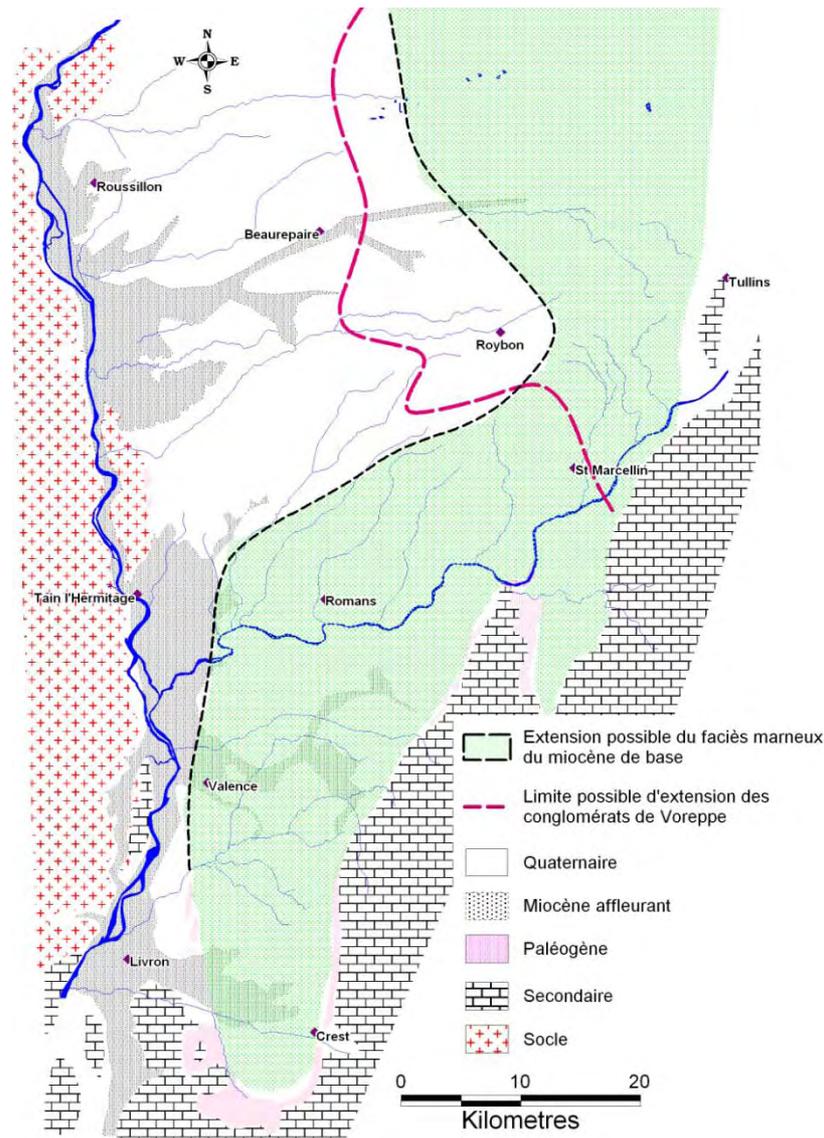


Figure 1-15 : Reconnaissance du faciès marneux du Miocène de base et du faciès conglomératique terminal

Malgré la difficulté à raccorder les faciès il ressort, à l'échelle de la zone d'étude, que la partie ouest du bassin est constituée de sables plus grossiers et moins consolidés. Ceci est probablement dû à l'origine des dépôts, issus de roches cristallines à l'ouest et carbonatées à l'est, ces dernières favorisant la cimentation des sables.

1.2.2.3 Les vallées pliocènes

Le tracé des vallées pliocènes est indiqué sur la figure 1-16. Cette carte a été établie à partir des données de De La Vaissière (2006), de Clauzon (2005) et des coupes de forages recensées dans la base de données.

Deux cours d'eau traversaient la plaine de Valence pendant la crise messinienne (lors de l'assèchement de la Méditerranée), on distingue en effet une paléo Drôme et une paléo Véore, les rias créées par ces deux rivières traversent la zone d'étude d'est en ouest.

La vallée pliocène la moins connue est celle de l'ancienne Isère, qui passait dans la vallée actuelle de la Valloire avant le Mindel récent pendant lequel elle a pris son cours actuel. Ce changement de cours serait dû au glacier isérois qui débouchait jusqu'au Mindel récent de la

cluse de Voreppe dans la vallée de la Bièvre puis ultérieurement dans l'actuelle vallée de l'Isère (Mandier 1988). Cet ancien lit de l'Isère explique la présence d'une épaisseur importante de marnes pliocènes au débouché de la vallée de la Valloire sur le Rhône (240 mètres d'argiles bleues à St Rambert d'Albon, forage 311). Le recensement des ouvrages dans la base de données a permis de préciser le tracé de cette ria, les marnes pliocènes ayant été reconnues le long de la vallée de la Valloire jusqu'au centre de la vallée de la Bièvre. Plusieurs affluents de l'ancienne Isère, issus de la Drôme de collines, semblent également se dessiner.

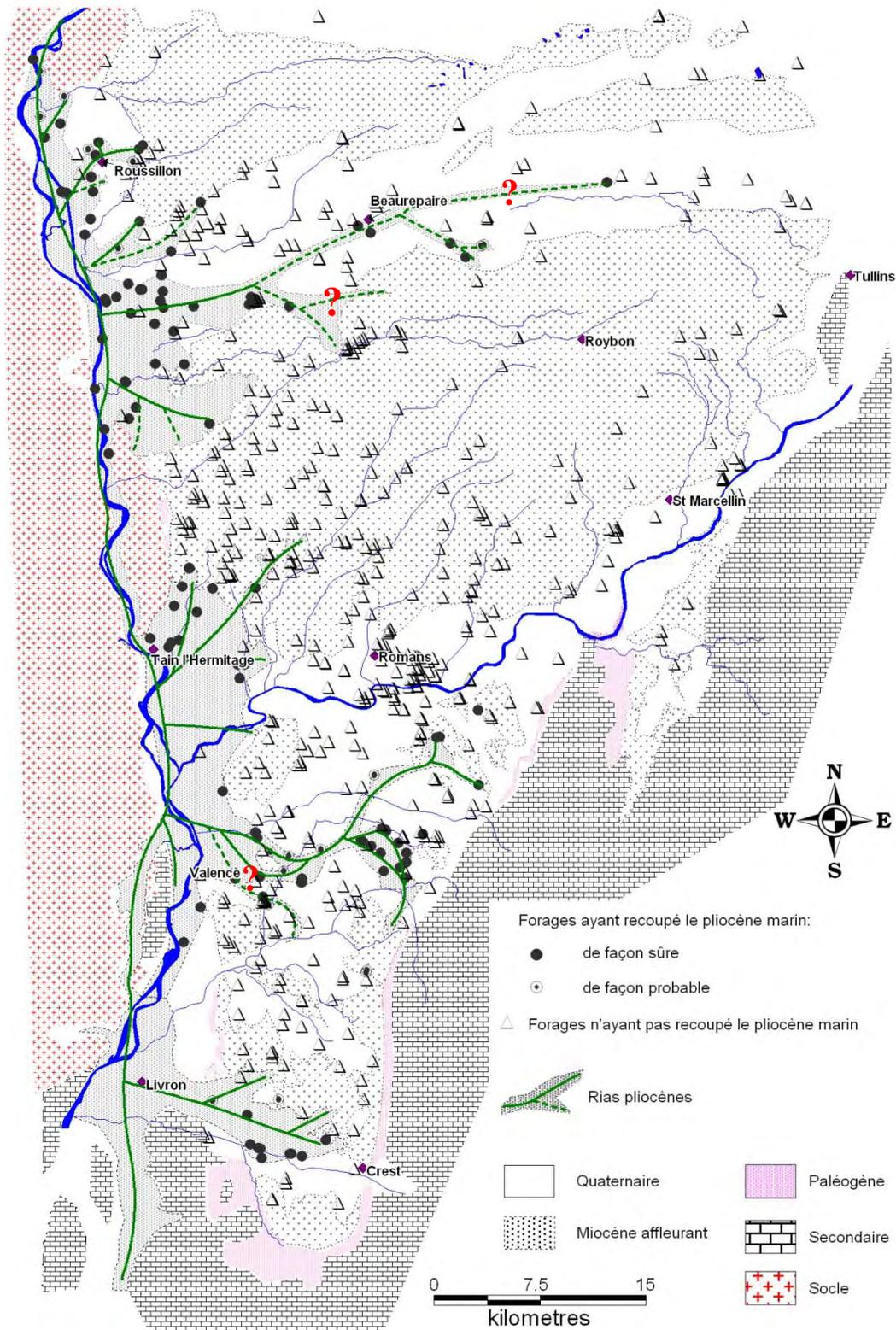


Figure 1-16 : Carte du remplissage pliocène dans la moyenne vallée du Rhône

1.3 Climatologie

1.3.1 Généralités

La moyenne vallée du Rhône se situe dans une zone à double influence climatique.

L'ouverture sur la Méditerranée implique une forte influence du climat méditerranéen, Montélimar constituant la limite septentrionale de ce climat. La partie nord, du fait de sa proximité avec les reliefs alpins, est influencée par le climat continental venu de la masse eurasiatique (Bonte, 2006).

Celle (2000) a caractérisé l'origine des précipitations pour le sud-est de la France. Ses travaux ont permis de distinguer trois origines principales pour les masses d'air sur le secteur de Carpentras :

- masses d'air d'origine méditerranéenne (flux de sud) qui représentent 53% du volume précipité,
- masses d'air d'origine Atlantique Nord (flux de nord-ouest) qui représentent 22% du volume précipité,
- masses d'air d'origine mixte (flux d'ouest) qui représentent 24% des précipitations.

Le tableau 1-1 ci-dessous montre les valeurs moyennes mensuelles des précipitations et températures le long de la vallée du Rhône avec du nord au sud les stations de Lyon, Valence et Montélimar. Nous avons également ajouté la station de St-Etienne-St-Geoirs afin de représenter la climatologie de l'extrémité Est de la vallée de Bièvre Valloire.

		jan.	fev.	mars	avril	mai	juin	juil.	août	sept.	oct.	nov.	dec.	cumul pluies (mm)	Température moyenne (°C)
St Etienne St Geoirs	P	66	72.6	82.8	81.9	107.2	94.1	63.4	74.9	91.4	94.1	80.3	70.7	979.5	10.4
	T	1.8	3.6	5.9	8.8	13.2	16.6	19.5	18.9	15.8	11.6	5.9	2.7		
Lyon	P	54.1	54.5	62.9	67.8	86	76.6	60.6	76.7	75.2	79.5	71.4	59.2	824.5	11
	T	2.6	4.5	7.2	10.3	14.3	17.9	20.7	20	17	12.5	2.2	3.1		
Valence	P	50.8	60.9	73.1	68.6	90.8	60.7	43.4	71.4	93.9	113	77.9	59.9	864.4	12
	T	3.5	5.2	7.9	10.5	14.8	18.3	21.4	20.8	17.5	12.9	7.4	4.1		
Montélimar	P	67.4	74.7	71.4	73.3	88.7	56.3	35.3	69.6	108	122	79.9	67.1	913.7	12.9
	T	4.5	6	8.6	11.6	15.5	19.3	22.5	21.7	18.6	13.9	8.3	4.8		

Tableau 1-1 : Pluviométrie (P en mm) et températures (T en °C) moyennes pour 4 stations, données MétéoFrance

Pour les stations de la moyenne vallée du Rhône on observe une baisse graduelle des précipitations entre les mois de septembre et de décembre de Montélimar jusqu'à Lyon, ce qui indique la baisse de l'influence du climat Méditerranéen vers le nord. Ceci est conforté par l'augmentation des températures moyennes mensuelles de Lyon vers Montélimar. L'augmentation de l'influence du climat méditerranéen du nord vers le sud est donc visible pour autant on ne distingue pas l'influence du climat continental.

La station de St Etienne St Geoirs montre l'influence de la proximité du massif de la Chartreuse par des températures globalement plus faibles que la station de Lyon (pourtant située plus au nord), ainsi que des précipitations globalement plus importantes.

1.3.2 Pluviométrie de la zone d'étude

A partir des données de Météo France et des études de Gougoussis (1982), Jeannolin (1985), Gouisset et al (1985) et De La Vaissière (2006) une carte des isohyètes normales sur l'ensemble de la zone d'étude a pu être établie. Cette carte est présentée sur la figure 1-17. L'influence du relief y est illustrée avec l'augmentation des précipitations :

- au pied du Vercors (du nord de Chabeuil à l'Isère),
- sur la Drôme des collines plus particulièrement au niveau du massif des Chambarans,
- à l'extrémité nord-est du périmètre avec l'amorce du massif de la Chartreuse (précipitations moyennes annuelles de 1200 mm),

On observe des valeurs les plus faibles à l'ouest de la vallée de la Valloire (inférieures à 800 mm).

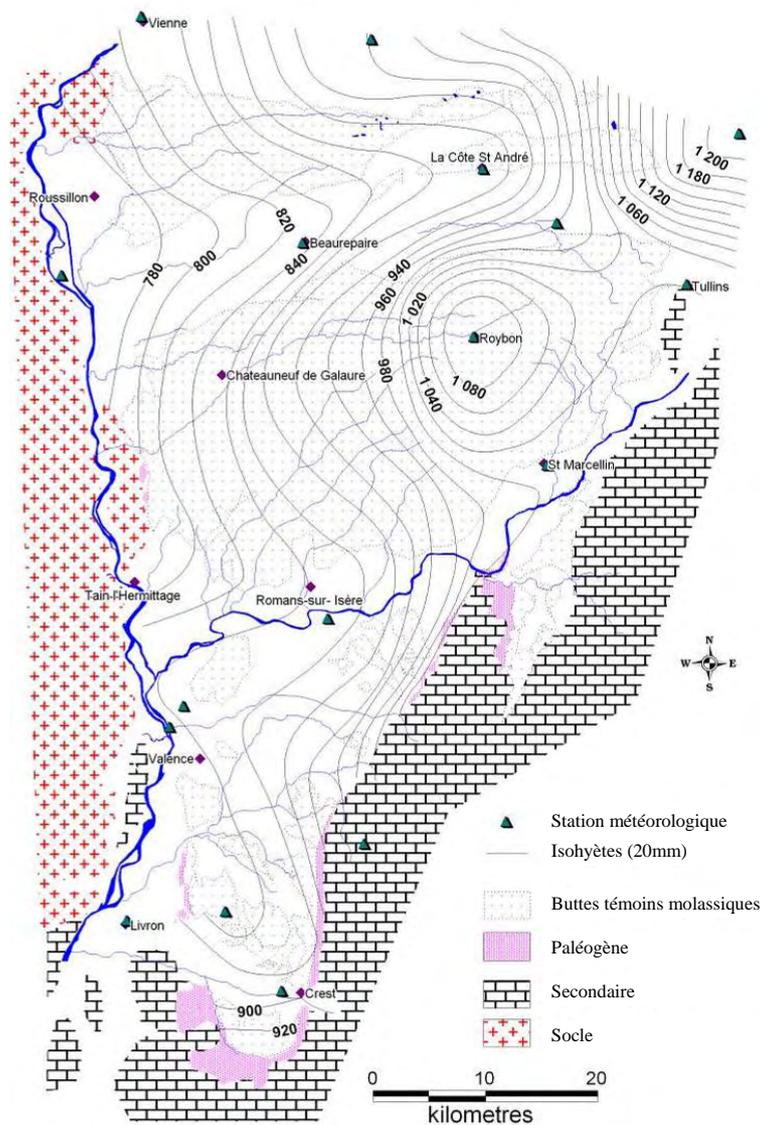


Figure 1-17 : Carte des isohyètes normales

1.3.3 Estimation des précipitations efficaces

1.3.3.1 Evapotranspiration potentielle (ETP)

L'évapotranspiration potentielle (ETP) est définie comme le flux maximum de vapeur d'eau provenant de la respiration des plantes et de l'évaporation.

		St Etienne St Geoirs				St Marcel les Valence			
		P	ETP	C	ETP corrigée	P	ETP	C	ETP corrigée
Janv.	1	15.9	4.3	0.5	2.2	16.4	3.9	0.6	2.4
	2	17.6	4.9	0.5	2.5	12.5	4.8	0.6	2.9
	3	17.6	4.9	0.5	2.4	15.7	7.1	0.6	4.3
Fév.	4	22.8	7.0	0.6	4.2	24.2	7.7	0.7	5.4
	5	19.3	8.0	0.6	4.8	14.9	10.2	0.7	7.2
	6	8.4	8.9	0.6	5.3	11.7	11.6	0.7	8.1
Mars	7	24.3	13.3	0.7	9.3	18.2	17.9	0.8	14.4
	8	13.7	18.5	0.7	13.0	12.3	24.3	0.8	19.4
	9	30.1	21.8	0.7	15.3	17.0	27.4	0.8	21.9
Avril	10	24.5	23.4	0.8	18.7	23.1	28.7	0.9	25.9
	11	24.0	25.3	0.8	20.2	32.2	32.1	0.9	28.9
	12	19.2	32.8	0.8	26.2	18.5	40.4	0.9	36.3
Mai	13	35.7	30.1	0.9	27.1	35.3	37.3	1.0	37.3
	14	28.1	36.1	0.9	32.5	21.0	45.6	1.0	45.6
	15	29.5	44.8	0.9	40.4	32.5	55.7	1.0	55.7
Juin	16	24.5	43.2	1.0	43.2	22.5	53.0	1.0	53.0
	17	20.2	48.1	1.0	48.1	19.7	55.8	1.0	55.8
	18	8.8	52.8	1.0	52.8	8.5	62.0	1.0	62.0
Juillet	19	23.8	48.4	1.0	48.4	16.7	56.8	1.0	56.8
	20	25.0	50.1	1.0	50.1	27.2	57.9	1.0	57.9
	21	13.2	56.4	1.0	56.4	11.0	64.6	1.0	64.6
Aout	22	28.5	44.2	1.0	44.2	28.5	51.1	1.0	51.1
	23	25.3	42.8	1.0	42.8	27.4	47.7	1.0	47.7
	24	30.4	41.0	1.0	41.0	28.1	47.3	1.0	47.3
Sept	25	33.4	30.9	0.9	27.8	38.9	36.0	0.9	32.4
	26	26.1	25.2	0.9	22.7	25.3	30.4	0.9	27.4
	27	24.4	20.2	0.9	18.1	25.8	25.0	0.9	22.5
Oct.	28	26.0	17.0	0.8	13.6	28.3	20.5	0.8	16.4
	29	27.9	13.3	0.8	10.6	30.0	15.4	0.8	12.3
	30	51.9	11.6	0.8	9.2	64.6	13.9	0.8	11.1
Nov.	31	24.1	7.0	0.7	4.9	24.1	9.0	0.7	6.3
	32	34.8	6.0	0.7	4.2	38.6	8.2	0.7	5.7
	33	36.2	4.9	0.7	3.4	44.6	6.0	0.7	4.2
Déc.	34	30.5	3.8	0.6	2.3	35.6	4.3	0.6	2.6
	35	5.9	4.0	0.6	2.4	6.9	5.4	0.6	3.2
	36	21.7	3.7	0.6	2.2	20.6	4.2	0.6	2.5
Annuel	873.3	858.7	28.5	772.6	878.2	1029.1	30.0	958.3	

Tableau 1-2: Valeurs moyennes de précipitations (P) et d'évapotranspiration (ETP) et coefficient de correction apporté à l'ETP pour les stations de St Marcel les Valence et de St Etienne ST Geoirs, période 2000-2010

Les ETP moyennes ont été calculées par Météo France par la méthode de Penman (recommandée par la FAO⁶, Allen et al, 1998), au pas de temps décadaire entre 1975 et 1996 sur la station de St Marcel les Valence et entre 1971 et 2000 pour la station de St Etienne-St Geoirs. Elles sont respectivement de 1020 et de 854 mm. Nous disposons également des données d'ETP et de précipitations au pas de temps décadaire entre 2000 et 2010 pour les deux stations, qui indiquent des valeurs d'ETP légèrement supérieures (1029 et 860 mm).

Le calcul de l'ETP selon la formule de Penman surestime de plus de 20% l'ETP en période de faible évaporation (Allen et al, 1998). De la Vaissière (2006) a donc proposé d'appliquer un coefficient de correction C, aux données d'ETP décadaires pour la période de septembre à avril. Ce coefficient ramène l'ETP annuel de St Marcel les Valence à 958mm au lieu de 1029mm et celui de St Etienne St Geoirs de 859 à 796mm.

Dans le tableau 1-2, la période durant laquelle l'ETP Penman est supérieure aux précipitations, et donc les conditions d'évaporation sont faibles, commence dès le mois d'avril à St Etienne St Geoirs et dès le mois de mars pour la station de St Marcel les Valence. Nous proposons donc d'adapter le coefficient de correction à la station de St Etienne St Geoirs comme indiqué dans le tableau 1-2, l'ETP corrigée est alors égale à 773mm.

1.3.3.2 Evapotranspiration réelle (ETR) et pluie utile

L'évapotranspiration réelle représente la part des précipitations qui échappe à l'écoulement (infiltration et ruissellement). Les pluies utiles sont à l'inverse, la part des précipitations disponible pour l'écoulement. Elles sont égales à la lame d'eau précipitée moins l'évapotranspiration réelle.

Jeannolin (1985) a estimé l'ETR sur la plaine de Valence à partir des formules de Turc et de Coutagne et du bilan hydrologique de Thornthwaite (pas de temps mensuel) à 600 ± 60 mm pour la période de 1976 à 1983. Les pluies utiles sont alors, pour cette même période, de 278 mm. Gougoussis (1982) a quant à lui estimé la recharge à 333 mm par an sur le Bas-Dauphiné.

Sur le bassin de Bièvre Liers Valloire, les pluies utiles ont été évaluées sur la période 1974-2007 par Météo France pour l'étude menée par Martin et al (2008). Le calcul a été réalisé à partir des données d'ETP Penman corrigées du coefficient cultural et d'un bilan hydrique à double réservoir (réserve utile estimée à 100mm). La valeur de 357 mm a été obtenue en moyennant les pluies utiles annuelles pour la période de 1974 à 2007. Cette étude indique également une forte baisse des précipitations efficaces d'hiver depuis 1995. A partir du bilan hydrique de Thornthwaite, des moyennes décadaires d'ETP et de précipitations moyennes de la station de St Marcel les Valence pour la période de 1975 à 1996, De La Vaissière (2006) avait estimé les précipitations efficaces entre 161 et 252 mm (réserves utiles comprises entre 35 et 126 mm).

L'ensemble de ces données nous indique donc une grande variabilité dans l'estimation des pluies utiles. On peut supposer que les résultats obtenus par Météo France en Bièvre Liers Valloire (357mm par an) sont les plus justes puisque l'état réel de la culture est pris en compte et qu'elles ont été établies sur une période de plus de 30 ans. Etant donné la variabilité du climat sur l'ensemble de la zone d'étude, il n'est pas possible d'étendre cette valeur à son intégralité.

Les pluies utiles calculées par Météo France à St Etienne St Geoirs sur la période 2000-2007 sont de 311 mm en moyenne. Notre calcul des précipitations utiles sur cette période avec

⁶ Food and Agricultural Organisation

l'application du coefficient de correction décrit précédemment abouti à un résultat de 300mm, soit une valeur proche de celle de Météo France ce qui permet de valider les coefficients de correction utilisés.

Pour la suite de l'étude, nous utiliserons la valeur estimée par Météo France à St Etienne St Geoirs sur la période 2000-2007, soit 311 mm, et les résultats de nos calculs pour la période 2000-2010 (calculs détaillés en annexe 1) soit 280 mm pour la station de St Marcel les Valence. On considère que la première valeur peut être étendue à tout le bassin de Bièvre Liers Valloire et la seconde à la Plaine de Valence. Pour les collines molassiques, étant donné la répartition des hauteurs d'eau précipitées, les précipitations efficaces sont probablement supérieures à celle calculées précédemment, on les estime à 320 mm en moyenne sur les années 2000 à 2010.

1.4 Hydrogéologie

1.4.1 L'hydrogéologie des aquifères superficiels

1.4.1.1 Les alluvions récentes du Rhône et de la Drôme

Les alluvions du Rhône constituent la bordure Ouest de la zone d'étude et couvrent 165 km² de celle-ci. Elles sont constituées de roches d'origine alpine cristallophylliennes et métamorphiques et sont peu altérées. Leur épaisseur varie entre 10 et 30 mètres et leur perméabilité est de l'ordre de $5 \cdot 10^{-3}$ m/s.

Les alluvions de la Drôme, situées au sud de la zone d'étude entre Crest et la confluence Drôme/Rhône, sont constituées de cailloutis calcaires plus ou moins roulés dans une matrice sableuse. Leur superficie est d'environ 30 km² entre Crest et Livron. Leur perméabilité varie de 1 à $3 \cdot 10^{-3}$ m/s et leur profondeur moyenne est de l'ordre de 10 mètres, il existe cependant des chenaux atteignant 25m de profondeur par endroit.

Ces deux aquifères sont les principaux constitués par les alluvions récentes, il faut cependant noter la présence d'aquifères alluviaux de faible importance le long de plusieurs cours d'eau (Galaure, Herbasse, Véore...).

1.4.1.2 Les alluvions anciennes

Les vallées de Bièvre-Liers-Valloire, d'une superficie de 475 km², sont constituées par des alluvions fluvio-glaciaires disposées en terrasses emboîtées, témoins des trois dernières glaciations.

Cet aquifère est composé par des éléments d'origines alpines, il s'agit de galets de tailles variables avec une matrice sableuse, localement argileuse. L'épaisseur de ces formations est très variable, elle peut atteindre 100 mètres localement (forage de Faramans en vallée de la Bièvre). Cependant l'épaisseur mouillée ne dépasse pas 15 mètres. Dans la vallée de la Bièvre et du Liers, les perméabilités sont de l'ordre de 10^{-3} m/s, elles sont légèrement plus élevées dans la vallée de la Valloire avec une valeur moyenne de 10^{-2} m/s. L'écoulement de la nappe de la Valloire est globalement orienté d'est en ouest soit vers le Rhône.

Les alluvions fluviatiles de l'ancienne Isère recouvrent une superficie de l'ordre de 320 km² entre Pont de l'Isère et Vinay. Cet aquifère est composé par des éléments d'origines alpines. Il s'agit de galets de tailles variables avec une matrice sableuse, localement argileuse. L'épaisseur de ces formations est de 30 à 40 mètres en moyenne mais peut atteindre 75 mètres localement (forage de Chatte). Leur perméabilité est de l'ordre de $2 \cdot 10^{-2}$ m/s. Ces alluvions, perchées par rapport à la rivière dans leur partie amont se retrouvent en lien avec celle-ci dans leur partie aval (après Châteauneuf sur Isère).

1.4.1.3 Les cailloutis d'Alixan

Les cailloutis d'Alixan sont issus du démantèlement des assises calcaires du Vercors. Au pied du massif il s'agit de dépôts de bas de pente plus ou moins remaniés par les eaux de surface. Vers l'ouest, les dépôts passent progressivement à des alluvions constituées de galets calcaires plus ou moins roulés et aplatis. La perméabilité de cette formation varie en fonction de la

nature de la matrice, très argileuse par endroit, plus sableuse voire grossière ailleurs. La perméabilité moyenne est de 5.10^{-4} m/s.

D'un point de vue qualitatif, les pollutions agricoles (nitrates et pesticides) ont conduit à l'abandon de nombreux ouvrages (galeries de Chabeuil et de Charpey par exemple) en raison du dépassement des normes de potabilité.

1.4.2 Hydrogéologie de l'aquifère molassique

L'aquifère molassique, recouvert sur quasiment la moitié du périmètre d'étude par les aquifères superficiels, affleure à l'extrémité nord du secteur (plateau de Bonnevaux) et constitue la Drôme des collines. Plusieurs buttes témoins sont également présentes dans la plaine de Valence.

Les paragraphes suivants présentent de façon condensée les résultats d'études précédentes, principalement De La Vaissière (2006) pour les secteurs Drôme des collines et Plaine de Valence. Les résultats de l'étude de Gouisset et al (1985) ont été utilisés pour le secteur nord.

Afin de compléter les connaissances du secteur isérois, les données recensées dans la base de données décrite au paragraphe 1.2.2 ont été largement utilisées.

1.4.2.1 Piézométrie de l'aquifère molassique

La carte piézométrique la plus complète dont nous disposons est celle de De la Vaissière (2006) présentée sur la figure 1-18. Sur cette carte 4 bassins versants sont distingués, du nord au sud :

- le bassin de Valloire Galaure (1), dans lequel les eaux s'écoulent depuis le plateau de Chambarans vers le Rhône,
- une zone de convergence des écoulements vers l'Isère (2). Au nord les eaux s'infiltrent au niveau des Chambarans et de Thivolet et s'écoulent vers l'Isère, au sud la zone d'alimentation se situe au pied du Vercors,
- une zone d'écoulement du pied du Vercors vers le Rhône correspondant à la Plaine de Valence (3),
- au sud une zone de drainage par la rivière Drôme (4).

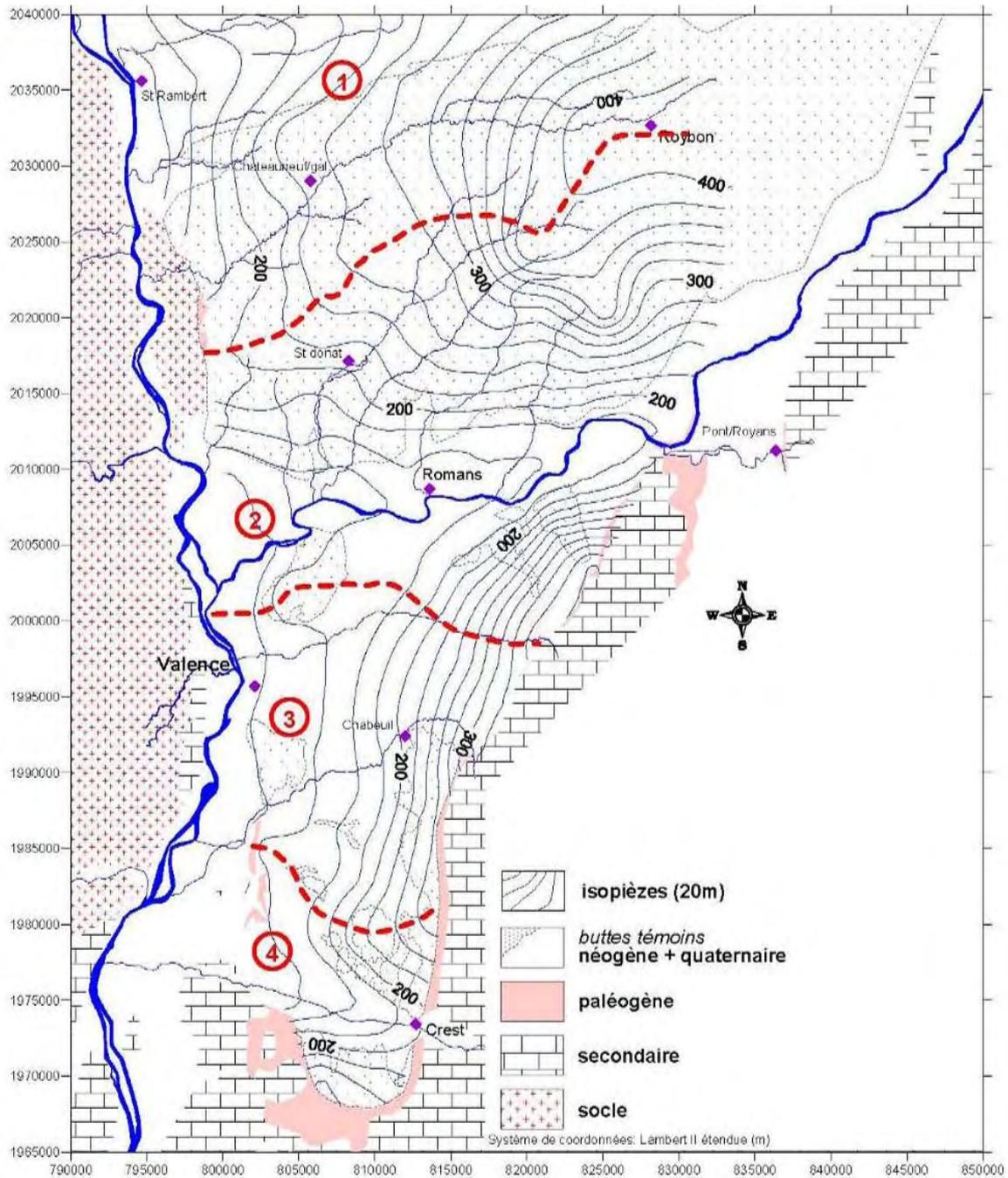


Figure 1-18 : Carte piézométrique synthétique de l'ensemble aquifère néogène et quaternaire (R.de la Vaissière, 2006)

Pour la partie de l'aquifère située sur le secteur isérois, une première esquisse de carte piézométrique entre le Rhône et l'Isère avait été réalisée par Gouisset en 1985 (figure 1-19). Elle montre un écoulement globalement orienté est-ouest. Deux lignes de partage des eaux principales sont visibles : la première au sommet du massif des Chambarans, et la seconde au niveau du massif de Bonnevaux. Entre les deux, la vallée de Bièvre-Valloire fait figure d'axe drainant.

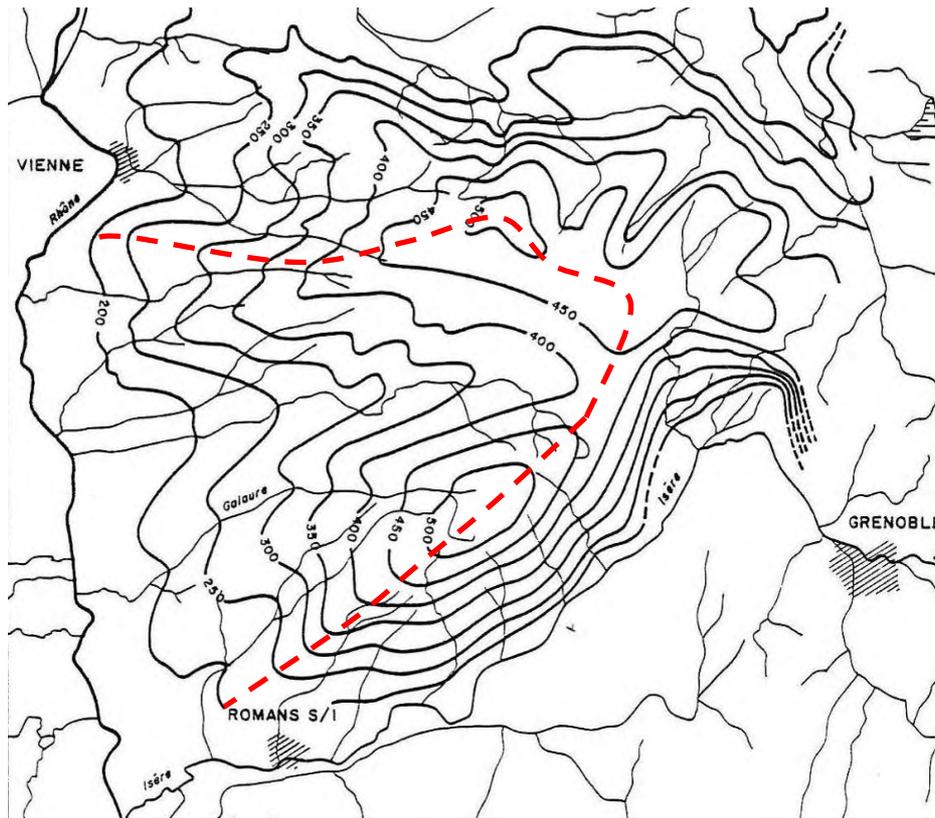


Figure 1-19 : Esquisse de la piézométrie de la nappe de la molasse du Bas-Dauphiné entre le Rhône et l'Isère (Gouisset, 1985, modifiée)

A partir des deux cartes précédentes et des ouvrages recensés dans la base de données nous avons pu établir la carte piézométrique présentée sur la figure 1-20.

Afin de préciser les niveaux piézométriques de la bordure ouest du bassin (aval de la vallée de la Valloire, de la vallée de la Galaure et de la plaine de Valence) l'altitude d'une soixantaine de forages a été mesurée à l'aide d'un GPS (précision de 2cm), durant l'été 2010. Les niveaux piézométriques ont également été relevés lorsque les ouvrages étaient accessibles. Les écarts entre les niveaux piézométriques relevés et ceux disponibles dans la bibliographie sont de 2 m maximum. Les intervalles entre les isopièzes représentées sur la carte piézométrique étant de 25m, ces écarts ne prêtent que très peu à conséquence.

Sur la figure 1-20, les 4 bassins versants précédemment décrits ainsi qu'un cinquième bassin, visible au nord du secteur d'étude, sont délimités. Ce cinquième bassin est, a priori drainé par la Varèze, il existe cependant peu d'ouvrages sur ce secteur et les isopièzes y sont largement extrapolées. La vallée de la Valloire draine les eaux infiltrées sur les massifs des Chambarans au sud et de Bonnevaux au nord. Nous disposons de peu de forage dans cette vallée, le rôle de la ria pliocène, probablement important dans l'écoulement des eaux est donc difficile à préciser.

Au sein de chacun de ces grands bassins, la présence de plusieurs sous-bassins indique un drainage des eaux de l'aquifère par les cours d'eau et probablement les nappes superficielles.

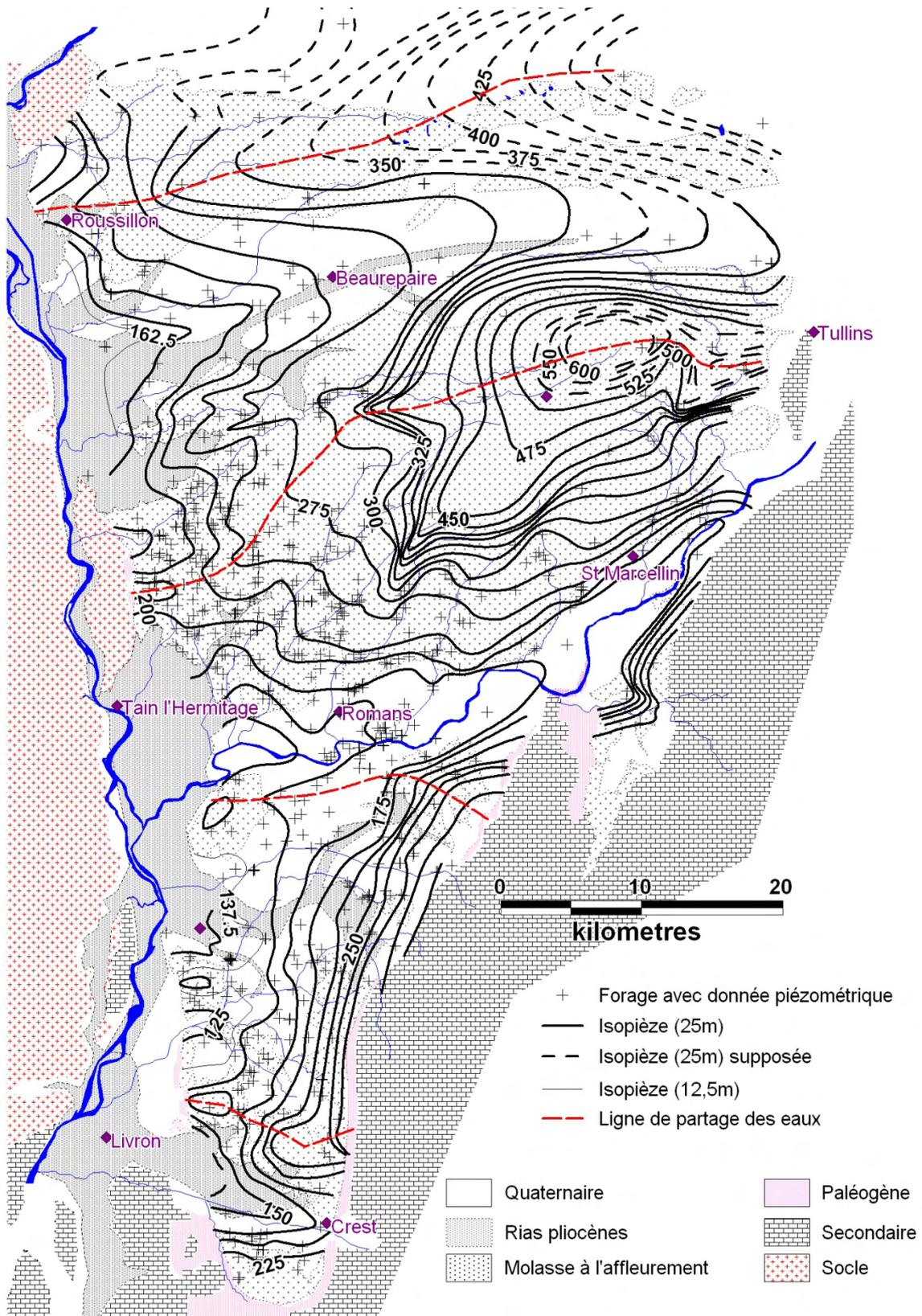


Figure 1-20 : Esquisse piézométrique de l'aquifère molassique du Bas-Dauphiné

1.4.2.2 Variabilité des niveaux piézométriques

Les niveaux piézométriques de plusieurs ouvrages captant l'aquifère molassique sont suivis par la DREAL⁷ Rhône Alpes. Parallèlement, le Conseil Général de la Drôme a mis en place un réseau d'observation des eaux souterraines en 2009.

Le graphique présenté sur la figure 1-21 montre les variations de niveaux piézométriques au piézomètre de Margès suivi depuis plus de 20 ans.

On observe 2 cycles dans les variations de niveau :

- le premier est annuel avec une baisse du niveau de 2 mètres en moyenne entre les mois de février-mars et août-septembre,
- un cycle pluriannuel non régulier (variable entre 2 et 5 ans) dont l'amplitude maximale est de l'ordre de 4 mètres.

Le cycle annuel n'est pas dépendant des précipitations puisque la remontée s'amorce avant les pluies. Par contre le niveau remonte dès l'arrêt des pompages d'irrigation reflétant la captivité de la nappe.

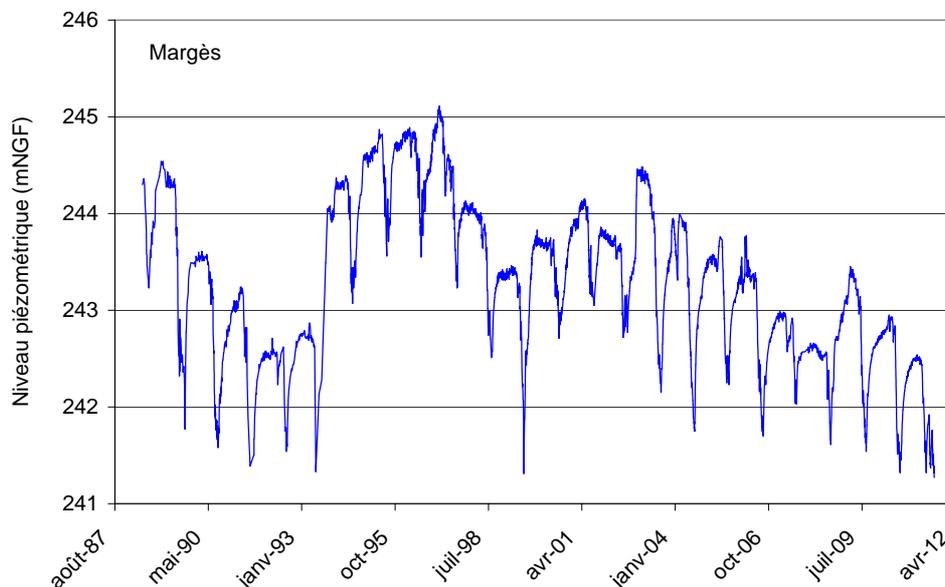


Figure 1-21 : Variation des niveaux piézométriques de l'aquifère molassique au piézomètre de Margès

La figure 1-22 indique le cumul des pluies d'hiver et d'été à Crest depuis 1993. Nous avons distingué les précipitations d'hiver de celles d'été. Nous avons en effet montré au paragraphe 1.3.3 que ces dernières sont majoritairement perdues par évapotranspiration et ne participent donc pas à la recharge de l'aquifère. La comparaison des variations du niveau piézométrique avec le cumul des précipitations indique que l'aquifère molassique répond rapidement aux variations des précipitations. Par exemple, la plus forte variation observée depuis le début du suivi a eu lieu entre les hivers 1992-1993 et 1993-1994, elle correspond également aux plus fortes précipitations annuelles et hivernales. Après cette remontée, le niveau piézométrique a continué à augmenter alors que les précipitations ont diminué. Il apparaît donc que la charge de l'aquifère intègre les précipitations des années précédentes.

⁷ Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (anciennement DIREN : Direction Régionale de l'Environnement)

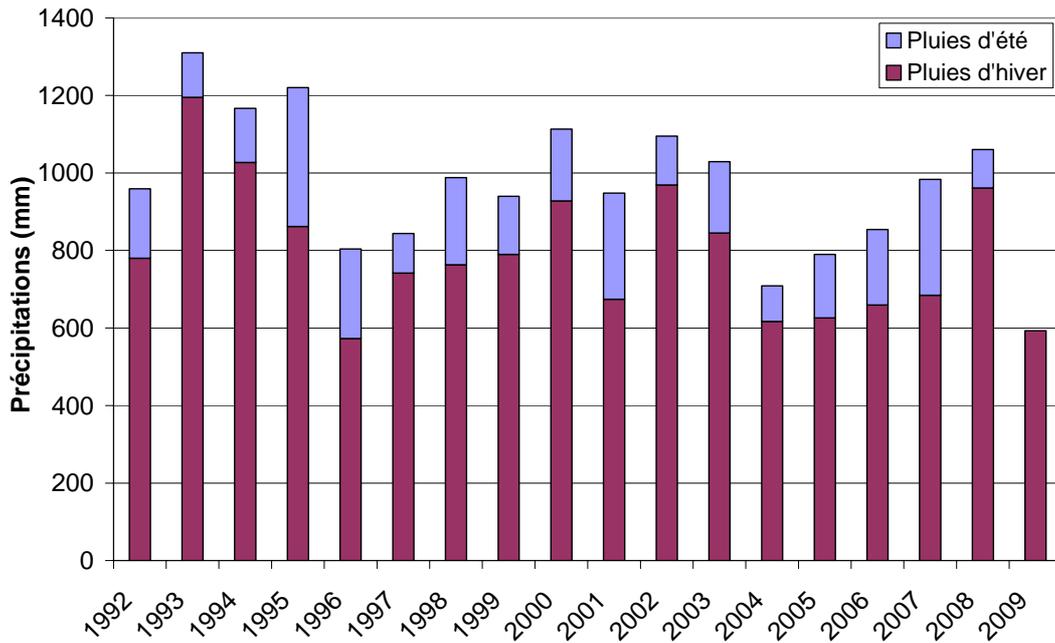


Figure 1-22 : Variation des pluies d'hivers et d'été (juin, juillet et août) à Crest

1.4.3 Les paramètres hydrogéologiques

Le seul paramètre permettant d'avoir une vue d'ensemble de l'aquifère est le débit spécifique pour lequel nous disposons de près de 350 valeurs. Ce paramètre doit cependant être interprété prudemment d'une part car il est représentatif à la fois de l'aquifère et de l'ouvrage de captage, et d'autre part parce que peu d'ouvrages captent l'intégralité de l'aquifère.

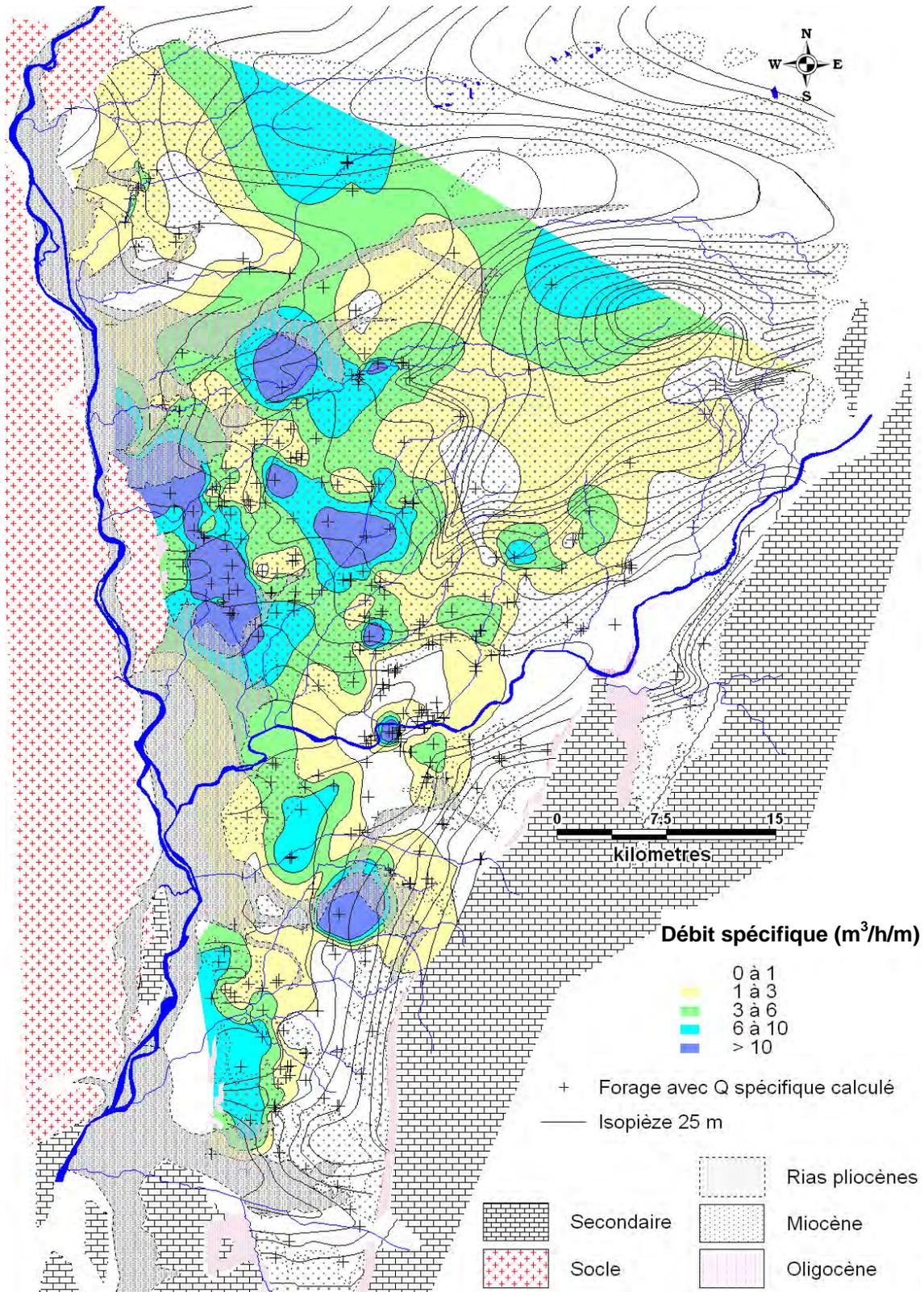


Figure 1-23 : Carte des débits spécifiques de l'aquifère molassique

La carte des débits spécifiques est représentée sur la figure 1-23. Une forte hétérogénéité est-ouest est observée. La nature des dépôts molassiques, très fins et cimentés à l'est et plus grossiers et moins grésifiés à l'ouest explique cette répartition des débits spécifiques. La nature des terrains est liée à la nature des coteaux, calcaires à l'est (favorisant ainsi la cimentation) et granitique à l'ouest. Cependant, les ouvrages situés à proximité de Roussillon

font figure d'exception puisqu'ils sont peu productifs, ceci peut être du à la faible profondeur des ouvrages sur ce secteur (tous inférieurs à 100 mètres). Il est également très probable que le milieu de dépôt ait joué un rôle important dans la distribution et le calibre des sédiments.

Concernant la transmissivité et la perméabilité, nous ne disposons que de peu de données, ces calculs ont été faits pour seulement 79 ouvrages concernant la transmissivité et 74 ouvrages pour la perméabilité.

Les perméabilités calculées sont comprises entre $2,8.10^{-3}$ et $1,7.10^{-7}$ m/sec, avec une médiane de $1,3.10^{-5}$ m/sec. Les valeurs de transmissivité sont quant à elles comprises entre $2,6.10^{-2}$ et 1.10^{-5} m²/sec avec une médiane de $1,4.10^{-3}$ m²/sec. Les paramètres mesurés dans le pliocène argilo-sableux sont en moyenne 5 fois plus faibles.

La porosité efficace de l'aquifère molassique est estimée à 12% avec une incertitude de 3% (De La Vaissière, 2006). Cependant, l'hétérogénéité de la formation induit des variations importantes de la porosité efficace qui diminue avec la proportion d'argiles et le degré de cimentation de la formation.

1.5 Principaux résultats de De La Vaissière (2006)

L'étude de l'aquifère néogène du Bas-Dauphiné, menée par De la Vaissière en 2006 a permis de lever beaucoup d'incertitudes sur le fonctionnement de l'aquifère molassique et de soulever des questionnements qui ont conduit à notre étude.

Cette partie présente les principaux résultats obtenus par De La Vaissière à partir des analyses géochimiques et isotopiques qu'il a effectuées.

Nous traitons dans un premier temps de la définition d'un modèle conceptuel d'écoulement des eaux au sein de l'aquifère. Un rapide bilan sur l'état qualitatif et quantitatif de la ressource est ensuite présenté.

1.5.1 Fonctionnement de l'aquifère

La répartition des éléments au sein de l'aquifère a permis d'identifier des secteurs particuliers, indiqués sur la figure 1-24, qui ont des caractéristiques communes :

- eaux géochimiquement évoluées, sans tritium, appauvries en oxygène-18 et deutérium et âgées de plusieurs centaines d'années au moins (zones rouges) ;
- à l'inverse le reste du bassin indique des eaux peu évoluées, récentes et infiltrées à proximité du point de prélèvement.

L'étude des teneurs en radiocarbone a également permis de mettre en évidence l'existence d'échanges verticaux importants au sein de l'aquifère.

Trois grandes zones du flux ont alors été identifiées :

- la zone des aquifères de subsurface, à systèmes de flux locaux courts. Les vitesses de circulation sont de l'ordre du kilomètre par an pour les nappes libres et de la centaine de mètres par an pour les nappes captives. L'écoulement de ces systèmes est imposé par la topographie locale, le réseau hydrographique et les surfaces d'eaux libres ;
- la zone des aquifères intermédiaires à systèmes de flux régionaux, longs. Les aquifères sont à nappe captive et les vitesses effectives sont de l'ordre de la dizaine de mètres par an. La profondeur des écoulements est de 200 à 300 mètres en fonction de la topographie régionale, des grands axes hydrographiques et de la géologie ;
- la zone des aquifères profonds, à systèmes de flux globaux très longs. La vitesse effective est de l'ordre du mètre par an. Le rôle de la géologie est prépondérant dans ces systèmes.

D'autre part il existe au sein de l'aquifère un écoulement stratifié, avec des circulations préférentielles, mises en évidence par la réalisation de diagraphies micromoulinet (cabinet Idées Eaux). La présence de ces écoulements préférentiels explique la difficulté de retranscrire l'évolution géochimique de l'eau selon les lignes d'écoulement.

Les zones d'infiltration des flux profonds ont également pu être définies comme les plateaux de Chambarans et de Thivolet pour la partie située au nord de l'Isère, et le piémont du Vercors pour la partie située au sud de l'Isère.

A partir de ses résultats De La Vaissière présente plusieurs sections d'écoulements permettant d'illustrer une interprétation du fonctionnement hydrogéologique de l'aquifère néogène et quaternaire. Nous ne présenterons ici que deux sections, dont les emplacements sont situés sur

la figure 1-24, une pour la plaine de Valence (section 3) et une pour la Drôme des collines (section 6). Dans cette représentation la nappe superficielle n'a pas été différenciée de la nappe profonde en raison de la difficulté à établir les relations entre ces deux entités.

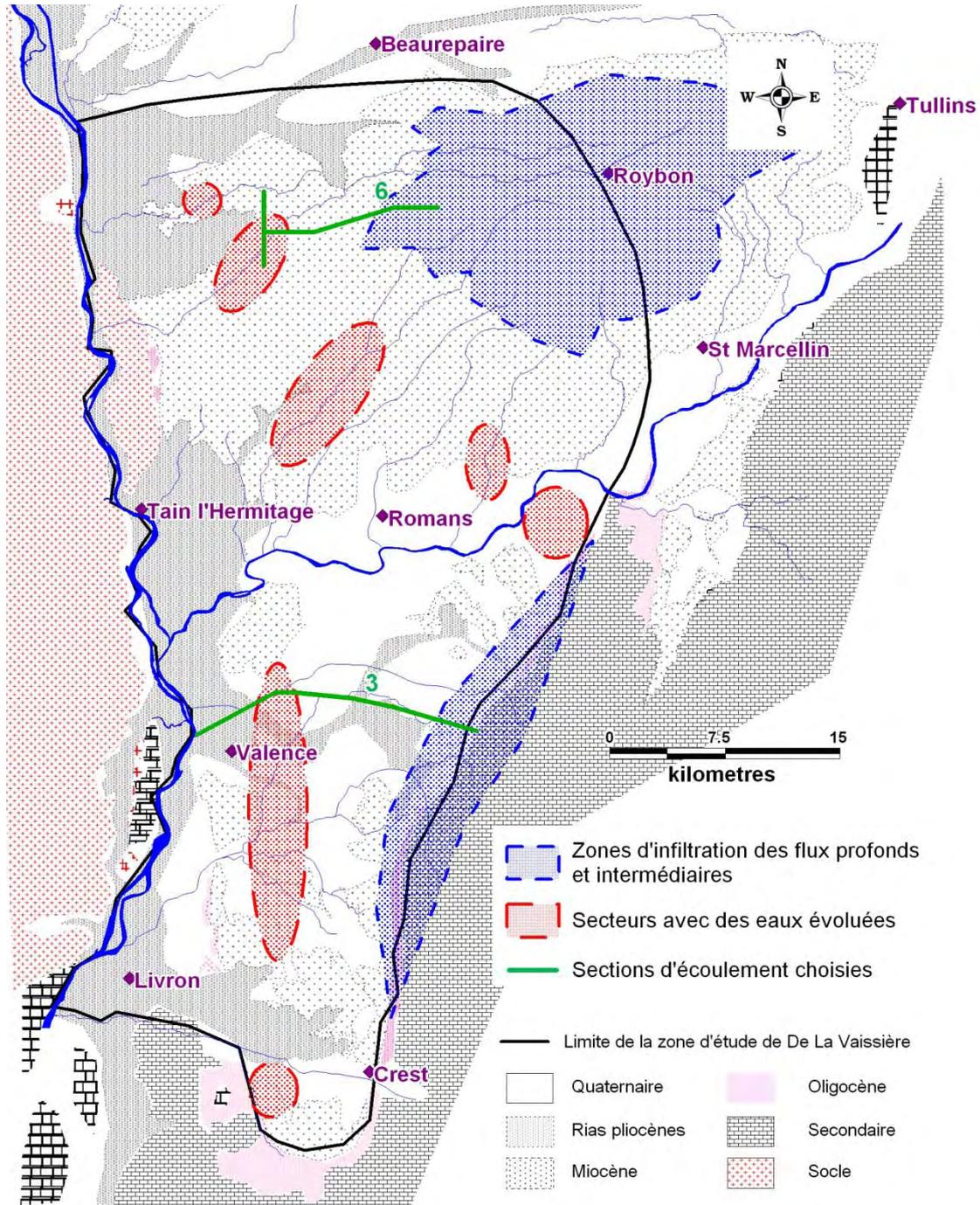


Figure 1-24 : Carte de synthèse des résultats de De La Vaissière (2006)

1.5.1.1 La Plaine de Valence (section 3)

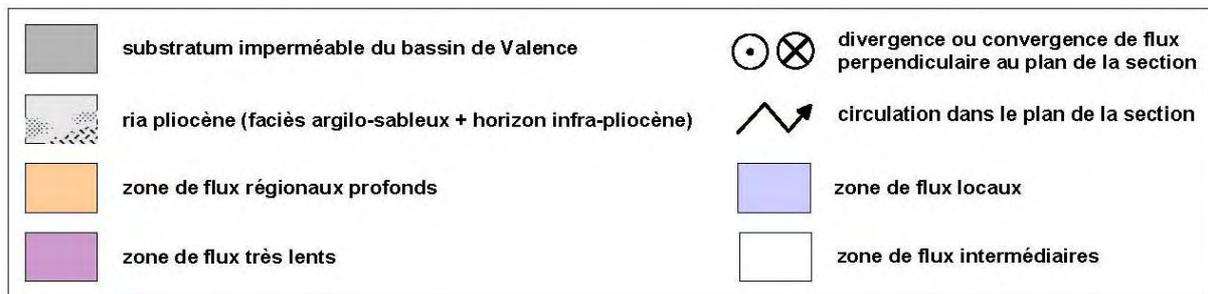


Figure 1-25 : Légende commune des sections présentées

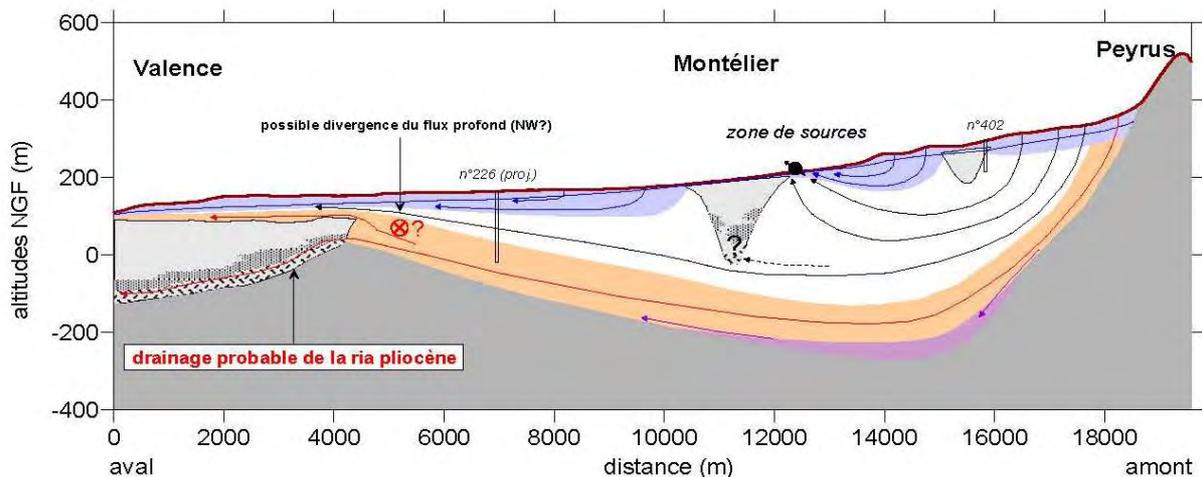


Figure 1-26 : Section d'écoulement n°3 entre Peyrus et Valence (De La Vaissière, 2006)

Sur cette section, la présence d'une ría pliocène vient perturber les écoulements, en particulier les circulations superficielles et intermédiaires (une zone de sources se superpose d'ailleurs assez bien à cette ría). En aval, le forage 226, indique une eau infiltrée en bordure de Vercors. Cependant l'âge de l'eau est estimé entre 100 et 300 ans, ce qui suggère une circulation assez peu profonde. En parallèle, des mesures régulières montrent une augmentation des teneurs en nitrates, l'eau de ce forage correspond donc à un mélange constitué en grande partie d'un flux profond et de quelques pourcents d'un flux local, contaminé par les nitrates.

La partie aval de la section est colmatée par les argiles pliocènes. La carte de répartition du magnésium dans les alluvions de la plaine de Valence indique que seule une partie de la nappe profonde se déverse dans les alluvions de surface, les teneurs en magnésium ne dépassant pas 10 mg/L. Les niveaux les plus sableux du pliocène et/ou l'horizon plus perméable de l'infra-pliocène, constituent alors un exutoire probable. Une divergence des flux profonds vers le nord-ouest est également envisageable.

1.5.1.2 La Drôme des collines (section 6)

L'existence de flux régionaux issus des zones d'altitudes situées à l'est de la Drôme des collines a été démontrée par les résultats géochimiques et isotopiques. La présence de multiples collines génère des flux locaux complexes, difficiles à représenter. Le choix a donc été fait de représenter la section d'écoulement selon son orientation (est-ouest) et une section transverse (nord-sud).

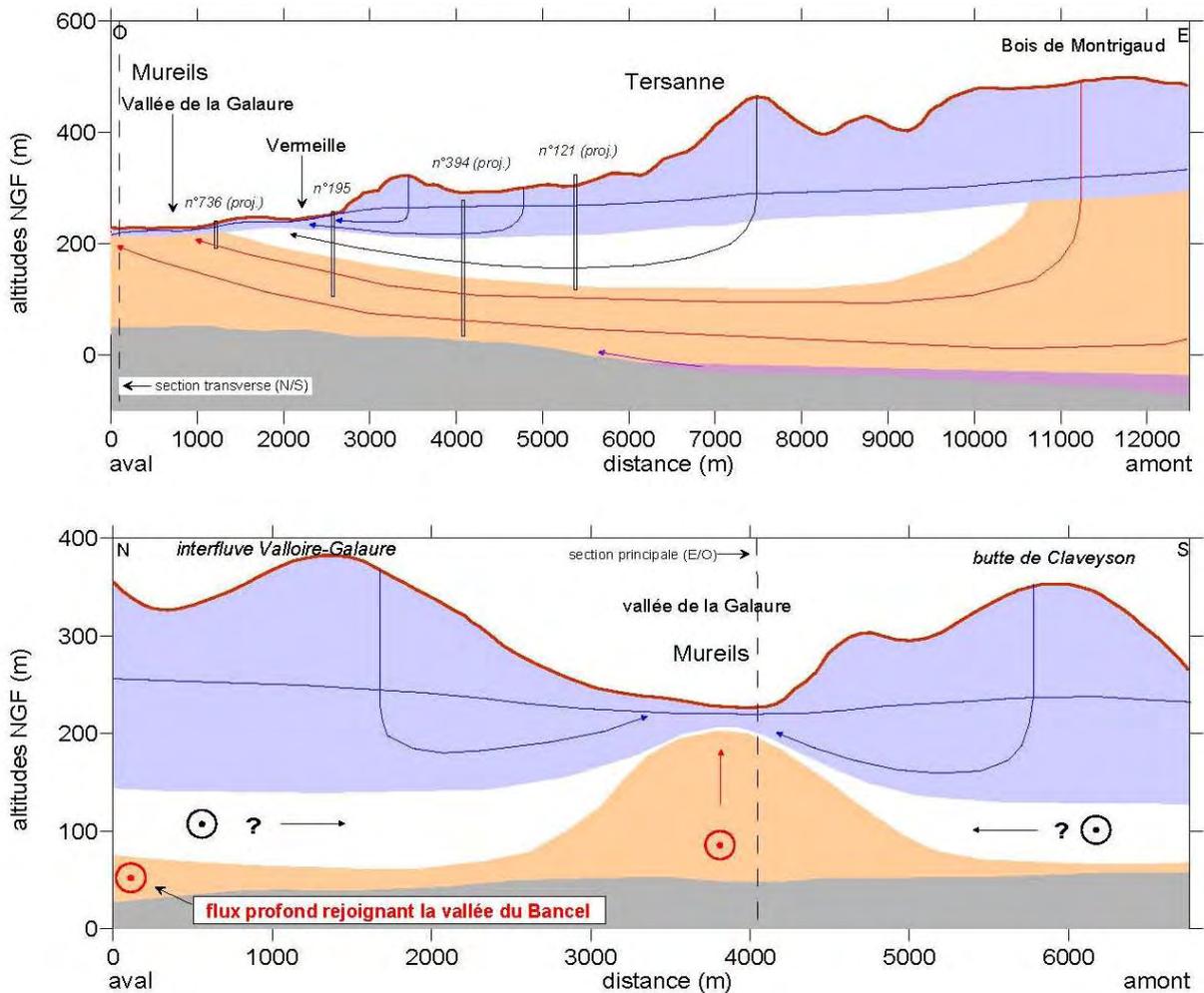


Figure 1-27 : Section d'écoulement n°6, vallée de la Galaure (De La Vaissière, 2006)

Sur la figure 1-27, la section principale est-ouest suit le flux régional profond, qui est alimenté par les zones les plus élevées (Chambarans, bois de Montrigaud). Une barrière hydraulique est créée par une colline située au sud de Mureils et par une faible épaisseur de molasse (200m environ). La datation de l'eau d'un forage situé au sud de cette butte molassique indique des eaux actuelles, les écoulements profonds sont contraints de converger vers la vallée de la Galaure et l'eau d'un forage de seulement 48 m de profondeur, situé dans cette vallée, a été daté à 1800 ans. Ceci implique une remontée du flux profond, les débits de la Galaure augmentent d'ailleurs fortement à partir de Mureils. Sur la section transverse, on peut également noter la présence d'un flux profond qui va rejoindre la vallée du Bancel.

1.5.2 Etat de la ressource

1.5.2.1 Bilan quantitatif de l'aquifère

Le volume aquifère a pu être estimé à partir du volume sédimentaire du bassin de Valence (625km^3), de la carte piézométrique (volume d'aquifère mouillé de 533km^3), de la porosité efficace estimée à 12% et en considérant que seul un tiers de l'aquifère est perméable. Ce volume est de l'ordre de 42 milliard de m^3 , dont 13,5 pour la partie sud de l'Isère et 28,5 pour le secteur de la Drôme des collines. En estimant que seul 1% de ce volume est mobilisable, le volume aquifère est alors réduit à 420 millions de m^3 .

Le volume annuel infiltré dans l'aquifère est évalué à :

- 168 Mm³ sur la Drôme des collines (la superficie disponible pour l'infiltration de 530 km², pluies efficaces de l'ordre de 333 mm/an, dont 5% de ruissellement),
- 66 à 69 Mm³ sur la Plaine de Valence, dont 59 millions sont issus de la recharge par les précipitations (superficie d'environ 235km², la lame d'eau infiltrée de 278 mm/an, et ruissellement estimé à 10%), le reste provient de l'infiltration des cours d'eau en provenance du Vercors, estimée entre 3 et 5 millions de m³ par an, des écoulements diffus de la bordure occidentale du Vercors, estimés à 3 millions de m³ par an, et des venues d'eau en provenance de Marsanne dans le bassin de Crest de l'ordre de 1 à 2 millions de m³ par an.

La réinfiltration des eaux d'irrigation a été négligée. En effet ce volume est faible et difficilement quantifiable.

L'estimation des prélèvements est délicate en raison de la difficulté à évaluer le nombre de forages exploités. Les volumes annuels prélevés dans l'aquifère ont néanmoins pu être évalués à 32 Mm³ (13,8 pour l'irrigation, 5,3 pour l'industrie, 8,5 pour l'alimentation en eau potable et 5 pour l'usage domestique). 9,4 Mm³/an sont prélevés dans le secteur situé au sud de l'Isère et 22,6 dans la Drôme des collines.

Sur la Drôme des collines, les prélèvements ne représentent donc que 13% des apports et sur la plaine de Valence ils représentent 14% des apports. Il n'y a donc pas de surexploitation de l'aquifère. Cependant lorsque plusieurs années sèches se suivent, on observe une diminution du niveau piézométrique.

1.5.2.2 Etat qualitatif de la ressource

Les deux éléments qui permettent le mieux d'évaluer la vulnérabilité d'une nappe, en domaine agricole, sont les nitrates et les pesticides.

Les efforts fournis par le monde agricole ces dernières années ont permis de stabiliser voire de diminuer les teneurs en nitrates dans les aquifères superficiels. Cependant, dans l'aquifère molassique plusieurs ouvrages suivis depuis 10 à 20 ans par l'ARS et l'Agence de l'Eau montrent des teneurs en nitrates croissantes et de plus en plus préoccupantes. De plus la campagne de prélèvement réalisée en 2003 par De La Vaissière a permis de voir que 14% des échantillons dépassaient la norme de potabilité pour les nitrates qui est de 50 mg/L.

Concernant les pesticides, les ouvrages choisis par De La Vaissière pour l'échantillonnage, au nombre de 95, ont été choisis en fonction des teneurs en nitrates. Les molécules analysées étaient pour 5 d'entre elles de la famille des triazines, l'oxadixyl et le diuron.

Il apparaît que l'atrazine et son principal métabolite la déséthylatrazine (DEA) sont les substances les plus fréquemment rencontrées. Ceci s'accorde parfaitement avec les pressions de surface, ces molécules ayant été très utilisées pour les cultures de maïs. Pour ces deux molécules, un tiers des échantillons dépasse la norme de potabilité (0,1 µg/L par molécule).

Aucune corrélation n'est observée entre les nitrates et les pesticides. La seule constatation est que pour des teneurs en nitrates inférieures à 25mg/L, il y a peu ou pas de pesticides. De plus les concentrations élevées en nitrates s'accompagnent rarement de teneurs élevées en pesticides. Cela tend à prouver que la majeure partie des nitrates présents dans les eaux souterraines viennent de l'élevage.

Les forages captant les flux intermédiaires et profonds ne sont pas encore touchés par l'infiltration des pesticides. Cependant certains ouvrages captant le flux intermédiaire sont atteints par les nitrates.

1.6 Méthodologie

1.6.1 Prélèvements et méthodes analytiques

1.6.1.1 Organisation des campagnes de prélèvements

Durant ces trois années de travail, plusieurs campagnes de prélèvements se sont succédées.

La première campagne a été effectuée de mai à septembre 2009. Le premier objectif de celle-ci était l'acquisition de connaissances sur le secteur isérois, non étudié par De La Vaissière. Les interactions entre l'aquifère molassique et les rivières et/ou les nappes superficielles étaient le second objectif de cette campagne. Pour cela 78 ouvrages captant l'aquifère molassique ont été échantillonnés pour l'analyse des ions majeurs, 69 d'entre eux ont fait l'objet d'analyses en isotopes de la molécule d'eau, 25 l'analyse du radiocarbone et 28 d'entre eux ont été prélevés pour l'analyse de certains pesticides. Ces prélèvements ont été réalisés sur le secteur isérois mais également sur les bassins versants où l'étude des interactions entre l'aquifère molassique et les rivières et/ou nappes superficielles a été réalisée. Les nappes superficielles (terrasses alluviales de la Valloire et de l'Isère, nappe alluviale de la Drôme) ont également fait l'objet de 77 prélèvements pour l'analyse des ions majeurs, et de 60 prélèvements pour l'analyse des isotopes de la molécule d'eau. Nous avons également effectué 41 prélèvements sur les rivières dont 20 pour l'analyse de l'oxygène-18, du deutérium et du tritium. Chaque station de rivière prélevée a été jaugée au courantomètre.

Une seconde campagne, visant à améliorer les connaissances sur la qualité de l'aquifère molassique et son évolution a été réalisée de mai à septembre 2010. L'analyse des éléments traces et des ions majeurs a été réalisée pour 24 forages répartis sur tout le secteur d'étude. Afin de voir l'évolution de la qualité de l'aquifère, 26 ouvrages échantillonnés par De La Vaissière en 2005 ont été à nouveau prélevés pour l'analyse de certains pesticides et des ions majeurs. Enfin, 20 ouvrages ont été prélevés sur deux secteurs cibles pour l'analyse des ions majeurs, de l'azote 15 et de l'oxygène-18 des nitrates.

Parallèlement à ces deux campagnes, les eaux de pluies ont été échantillonnées pour l'analyse de l'oxygène-18, du deutérium et du tritium à Montvendre (217⁸ m NGF). La source de la Verrerie, située à Roybon (altitude moyenne⁹ du bassin versant de 654 m NGF) a également fait l'objet de prélèvements réguliers pour l'analyse de l'oxygène-18 et du deutérium de février 2009 à février 2010.

En considérant le caractère profond et les vitesses d'écoulement faibles au sein de l'aquifère, ainsi que la faible évolution géochimique et isotopique des eaux entre les années 2009-2010 et 2003-2004, nous avons également considéré qu'il était possible d'associer les résultats de De La Vaissière (2006). Concernant l'aquifère molassique, nous disposons finalement de 286 analyses en ions majeurs, 150 analyses en tritium, 144 analyses en isotopes stables de la molécule d'eau et de 72 analyses en carbone 14 (campagne CPGF de 1979 et échantillonnages ponctuels compris).

⁸ Altitude mesurée par un GPS Magellan Promark 500

⁹ Altitude calculée à partir du modèle numérique de terrain de maille 100m

1.6.1.2 Mesures et prélèvements

Tous les prélèvements ont été effectués en été, la majorité des ouvrages étant à usage agricole il était plus aisé de les prélever en fonctionnement et donc en période d'irrigation. Dans tous les cas un délai de pompage suffisant pour renouveler entièrement la colonne d'eau a été respecté.

Sur le terrain, les valeurs de conductivité (valeur corrigée à 25°C), température et pH ont été mesurées à l'aide d'un conductimètre/pH-mètre WTW 340i/SET (précision de 0,05 unité pH, 1µS/cm et 0,1°C) régulièrement calibré. L'oxygène dissous a été mesuré à l'aide d'un oxymètre YSI, cette mesure n'a cependant pas pu être réalisée sur tous les ouvrages en raison des débits parfois élevés entraînant des turbulences et une oxygénation de l'eau. Les bicarbonates ont également été mesurés sur le terrain par dosage volumétrique (trousse Hach).

Les prélèvements ont été réalisés :

- dans deux flacons en polyéthylène de 125 ml préalablement rincés pour le dosage des anions et des cations. Dans le second cas un ajout de 3 gouttes de HNO₃ a été effectué. L'eau prélevée a été filtrée sur une membrane de 0,45µm.
- dans deux piluliers en verre de 20 ml pour l'analyse de l'oxygène-18 et du deutérium,
- dans un flacon de 500 ml pour le dosage du tritium.
- dans un flacon PE de 50 ml préalablement rincé avec l'eau de l'ouvrage pour les éléments traces. L'eau a été filtrée sur une membrane de 0,45µm puis acidifiée par l'ajout de 3 gouttes de HNO₃ concentré. Les flacons ont été conservés au réfrigérateur, dans une pochette plastique fermée hermétiquement.

Compte tenu des teneurs en bicarbonates, les prélèvements pour l'analyse du carbone 14 ont nécessité 40 à 80 L d'eau (3 g de carbones sont nécessaires à l'analyse). L'ajout de NaOH permet de convertir le carbone minéral dissous en CO₃²⁻. Un ajout de BaCl₂ permet à celui-ci de précipiter, c'est ce précipité qui est analysé en laboratoire. A chaque phase du traitement de l'échantillon les contacts avec l'air ambiant ont été limités autant que possible.

Concernant les isotopes des nitrates les échantillons ont été prélevés dans les flacons en PE, le volume est fonction des teneurs en nitrates de l'eau (30 mg sont nécessaires à l'analyse). Un ajout de HCl concentré permet une acidification à pH2.

Pour l'analyse des pesticides, deux flacons de 1 L en verre sont nécessaires. Le premier permet l'analyse des triazines du diuron de l'oxadixyl et du métholachlore (R + S), le second l'analyse des glyphosates, glufosinates et AMPA. Un délai de 24 heures a été respecté entre le prélèvement et l'enlèvement par le laboratoire. Les échantillons ont été conservés dans des glacières.

Les eaux de pluie ont été prélevées après chaque précipitation afin de limiter l'évaporation et stockées dans un bidon étanche de 20L. Les analyses ont été ensuite effectuées mensuellement.

1.6.1.3 Analyses

L'analyse des cations et des anions a été réalisée par le Laboratoire d'Hydrogéologie de l'Université d'Avignon (LHA) par chromatographie en phase liquide sur un appareil DIONEX DX120.

L'oxygène-18 et le deutérium a été réalisé par le LHA sur un appareil en copropriété avec le Laboratoire Mutualisé d'analyse des isotopes stables de l'eau (LAMA) de Montpellier. Les incertitudes sur les analyses sont de $\pm 0,15$ ‰ pour l'oxygène-18 et ± 1 ‰ pour le deutérium.

Les analyses des isotopes radioactifs ont été réalisées par le Laboratoire d'Hydrogéologie de l'Université d'Avignon.

L'analyse des isotopes des nitrates (^{15}N et $^{18}\text{O}(\text{NO}_3)$) a été réalisée en Italie par le laboratoire ISO4 – Analisi Studi Ricerche de Turin. Le protocole suivi est celui décrit par Silva et al (2000).

Les pesticides ont été analysés par le Laboratoire Départemental d'Analyses de la Drôme. Le dosage du glyphosate, de l'AMPA et du glufosinate est fait par dérivation au FMOCCL HPCL fluorescence. Les autres molécules sont analysées en combinant une multi détection systématique en chromatographie gazeuse et liquide après extraction en liquide / liquide avec un mélange dichlorométhane / acétate d'éthyle (80/20) à plusieurs pH.

Les résultats d'analyses sont disponibles en annexe 3, annexe 4 et annexe 5.

1.6.2 Cartographie et interprétation

Toutes les cartes ont été réalisées par utilisation du logiciel MapInfo 9.0. Les cartographies de répartition des éléments ou des paramètres hydrodynamiques ont été effectuées par interpolation (méthode Natural Neighbour) avec Vertical Mapper 2.5.

Les graphiques ont été faits avec les logiciels Excel 2003 et Diagramme 5.0.

Les coefficients de corrélation ont été calculés avec le logiciel diagramme, sauf pour les valeurs de tritium pour lesquelles Excel 2003 a été utilisé.

Les droites de régression ainsi que le coefficient de détermination r^2 ont été calculés sous Excel 2003.

Partie 2 Extension de la zone d'étude –

Hydrogéologie du secteur isérois

Nous avons vu précédemment les résultats obtenus par De La Vaissière sur le fonctionnement hydrogéologique de l'aquifère molassique sur le département de la Drôme. Notre étude concerne le même ensemble aquifère mais s'étend sur le département isérois. Il est donc apparu nécessaire d'étudier ce secteur afin d'équilibrer les connaissances sur cet ensemble aquifère.

Cette partie de l'étude détaille les caractéristiques géochimiques et isotopiques de l'aquifère molassique sur le secteur isérois pour permettre la description des écoulements au sein de l'aquifère et un comparatif avec les résultats obtenus lors de la première étude sur le secteur drômois.

Les données présentées sont celles issues des analyses réalisées en 2009 et 2010 ainsi que les résultats obtenus par De La Vaissière en 2003-2004. En effet, compte-tenu du caractère profond de l'aquifère, ces résultats peuvent être utilisés.

2.1 Géochimie de l'aquifère molassique

2.1.1 Données géochimiques

	Température (°C)	pH	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C)
Moyenne	14,5	7,3	529,3
Mediane	14,3	7,245	526
Maximum	19,2	8,09	763
Minimum	10,8	6,75	281
Ecart-type	1,88	0,28	99,31

Tableau 2-1 : Paramètre physico-chimiques des eaux de la nappe profonde

Les statistiques sur les températures, pH et conductivités sont présentés dans le tableau 2-1. Ces trois paramètres sont très variables au sein de l'aquifère. Le pH est neutre en moyenne, et légèrement basique sur certains points. La température varie de façon importante. Les conductivités varient du simple au triple.

Le tableau 2-2 présente les données statistiques sur les éléments majeurs au sein de l'aquifère néogène.

	HCO ₃ ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	F ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
Moyenne	248,5	73,1	9,5	7,3	1,1	0,1	8,2	15,8	15,4
Médiane	247	69,85	5,95	4,94	0,85	0,07	7,14	10,64	7,27
Minimum	97	3,2	0,31	0,11	0,02	0	1,36	0,8	0
Maximum	414	140	56,76	59,88	4,17	0,25	21,68	134,59	97,26
Ecart-type	49,38	30,32	11,67	9,71	0,77	0,05	5,72	22,97	19,96

Tableau 2-2 : Concentrations moyennes des éléments majeurs mesurées dans les eaux profondes

Les eaux de forages sont de type *bicarbonaté calcique*. Les éléments les plus présents sont ensuite, par ordre d'importance, les sulfates, les nitrates, les chlorures, le magnésium et le sodium. Ceci montre que l'aquifère profond est atteint par les pollutions anthropiques avec des teneurs maximales en sulfates et nitrates atteignant respectivement 135 et 97 mg/L.

2.1.2 Le faciès des eaux - corrélations

Sur la figure 2-1 nous avons représenté la répartition des résultats d'analyses dans un diagramme de Piper.

La majorité des prélèvements montre une eau de type bicarbonaté calcique avec une évolution vers le pôle bicarbonaté calcique et magnésien, en particulier pour les ouvrages AEP de St Hilaire du Rosier. Un dernier faciès se distingue pour deux ouvrages (forages 311 et 1651), le faciès bicarbonaté sodique et potassique. Le forage 311 capte le faciès sableux des formations pliocènes à St Rambert d'Albon et le Forage 1651 capte l'aquifère molassique sous une épaisse couverture pliocène à Agnin.

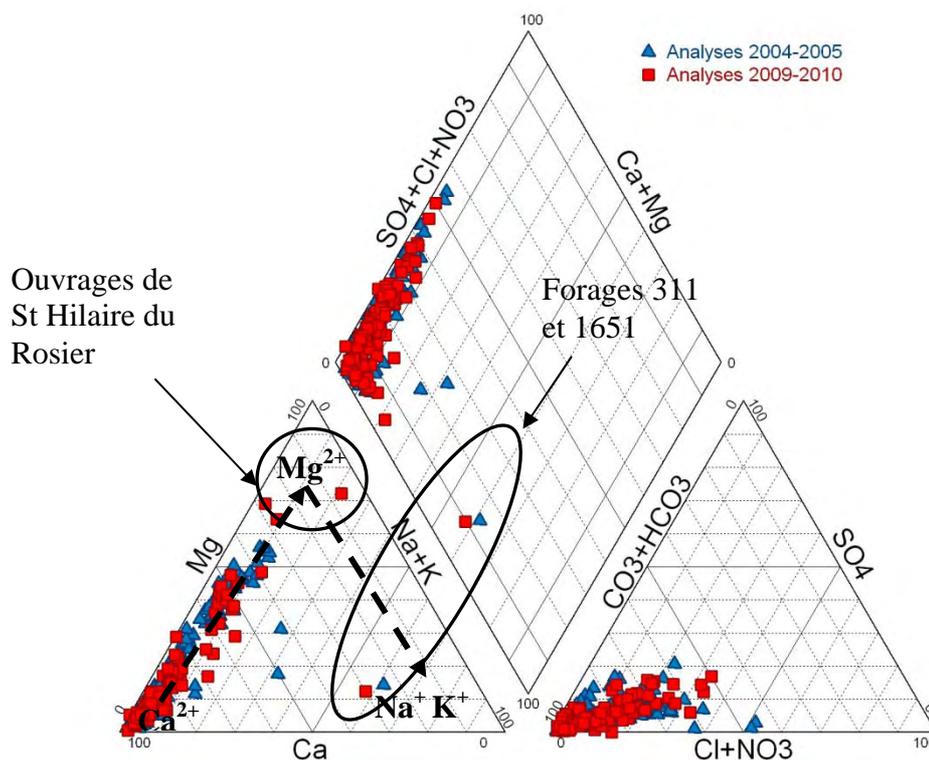


Figure 2-1 : Faciès des eaux de la nappe profonde

Le tableau 2-3 présente la matrice de corrélation des eaux de la nappe profonde.

	C 25°C	Ca	Mg	Na	K	HCO3	Cl	SO4	NO3
C 25°C	1								
Ca	0.80	1							
Mg	-0.04	-0.53	1						
Na	0.15	-0.18	0.29	1					
K	0.25	-0.03	0.33	0.54	1				
HCO3	0.67	0.38	0.41	0.25	0.38	1			
Cl	0.55	0.46	-0.13	0.03	0.03	0.05	1		
SO4	0.69	0.64	-0.17	0.28	0.23	0.37	0.28	1	
NO3	0.56	0.67	-0.42	-0.14	-0.01	0.04	0.29	0.51	1

Tableau 2-3 : Matrice de corrélation des eaux de la nappe profonde

On remarque que :

- la conductivité est corrélée avec les bicarbonates, le calcium, les nitrates les chlorures et les sulfates,
- le calcium est anti-corrélé au magnésium et est corrélé aux bicarbonates, chlorures, sulfates et nitrates,
- le magnésium est corrélé aux bicarbonates et anti-corrélé aux nitrates,
- le sodium est corrélé au potassium,
- les chlorures sont corrélés aux sulfates et aux nitrates,
- les sulfates sont corrélés aux nitrates.

On observe deux faciès principaux révélant que l'acquisition de la minéralisation s'effectue en 2 étapes. La première amène à un faciès *bicarbonaté calcique*, cette étape se déroule

rapidement expliquant la corrélation entre le calcium, les nitrates, les chlorures, et les sulfates (eaux jeunes et atteintes par des pollutions anthropiques).

Les eaux évoluent ensuite vers le faciès *bicarbonaté calcique et magnésien*, voir *bicarbonaté sodique*. La disparition des pollutions est associée à cette étape, révélant une cinétique plus lente de ce mécanisme de minéralisation, et donc des eaux plus anciennes.

2.1.3 Répartition des éléments dans la nappe de la molasse

La répartition des éléments sur le secteur drômois a déjà été largement abordée dans l'étude de *De La Vaissière* (2006). Les cartes présentées ici concernent l'ensemble de la zone étudiée afin d'avoir une vision complète de l'aquifère, cependant nous ne commenterons que très peu le secteur drômois.

2.1.3.1 Les nitrates

La figure 2-2 est une carte de la répartition des nitrates sur l'ensemble de la zone d'étude. Elle illustre que les concentrations sont globalement moins élevées dans le secteur isérois que dans le secteur drômois, plus particulièrement la plaine de Valence (3, 4, 5, 6, 7 et 8). En effet les teneurs sont de l'ordre de 25 mg/L en moyenne en Isère alors qu'elles dépassent régulièrement 50 mg/L dans la plaine de Valence. Néanmoins 3 secteurs montrent des teneurs élevées : à l'Est de St Marcellin (29) où elles atteignent 50 mg/L, au nord de Chatte (28) où les concentrations s'élèvent à 98 mg/L, et sur 2 forages au sud-est de Roussillon (30) où elles sont de l'ordre de 50 mg/L.

Le centre et l'ouest de la vallée de la Valloire (23, 24, 25) présentent des valeurs assez faibles ainsi que plusieurs secteurs à l'est de la Drôme des collines (27 et 26) et que l'amont de la vallée de la Galaure (9) et le plateau de Chambarans.

Cette disparité entre la Drôme et l'Isère peut-être attribuée d'une part à une exploitation de l'aquifère miocène beaucoup moins importante en Isère et d'autre part au fait qu'il y est en partie protégé par les alluvions de la Valloire et les argiles pliocènes.

2.1.3.2 Les sulfates

Sur la figure 2-3 la répartition des sulfates est semblable à celle des nitrates, hormis pour le secteur 31, où la concentration en sulfates atteint 135 mg/L. Il s'agit cependant d'un unique point de mesure, non protégé en surface, peu productif et peu profond (35m), c'est donc probablement une pollution très localisée. On retrouve les secteurs 23 à 27, pour lesquels les teneurs en sulfates sont inférieures à 20 mg/L. Les secteurs 29 et 30 quant à eux présentent des teneurs élevées, probablement d'origine anthropique. Ils avaient déjà été remarqués sur la carte de répartition des nitrates.

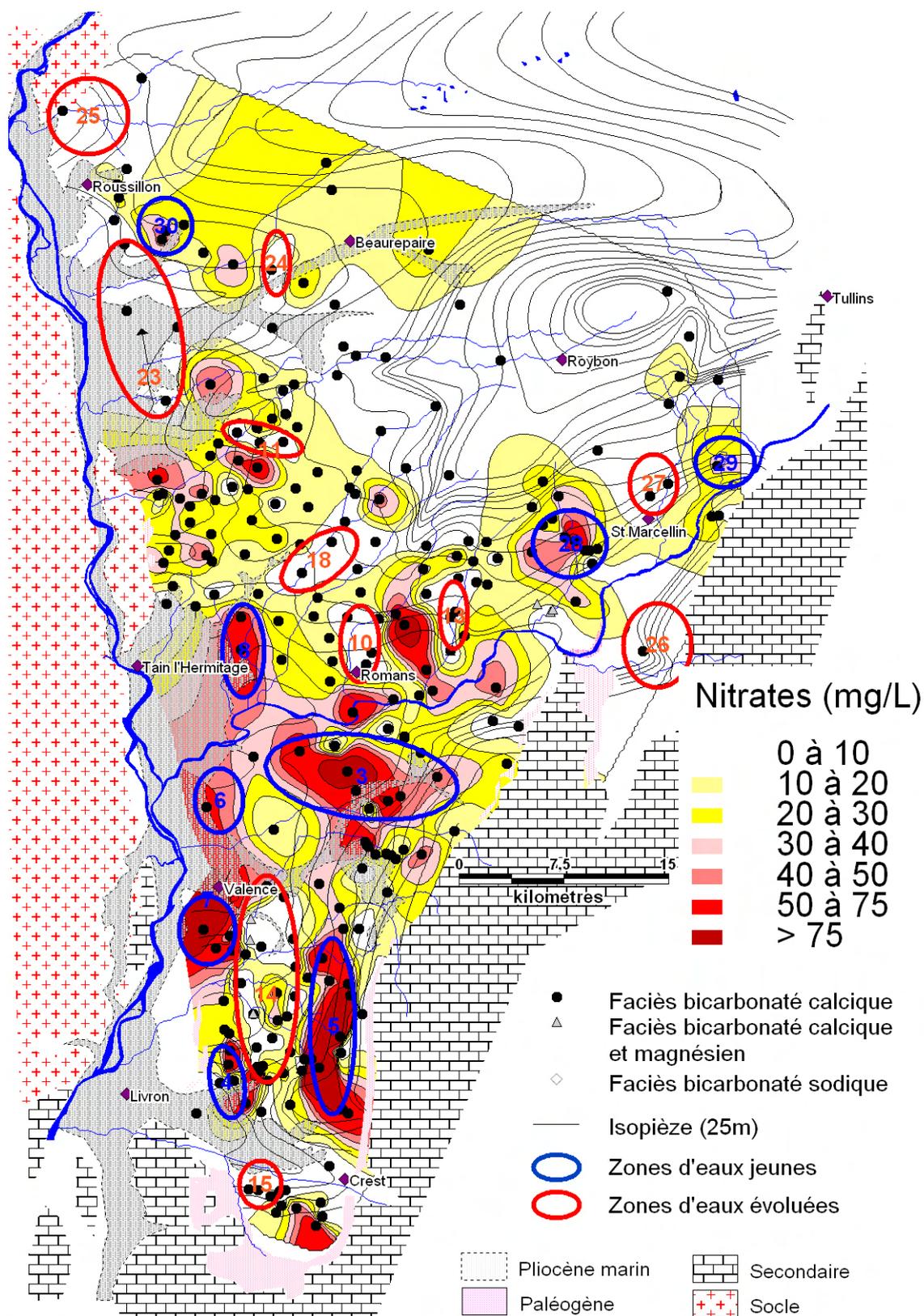


Figure 2-2 : Répartition des teneurs en nitrates dans la nappe profonde

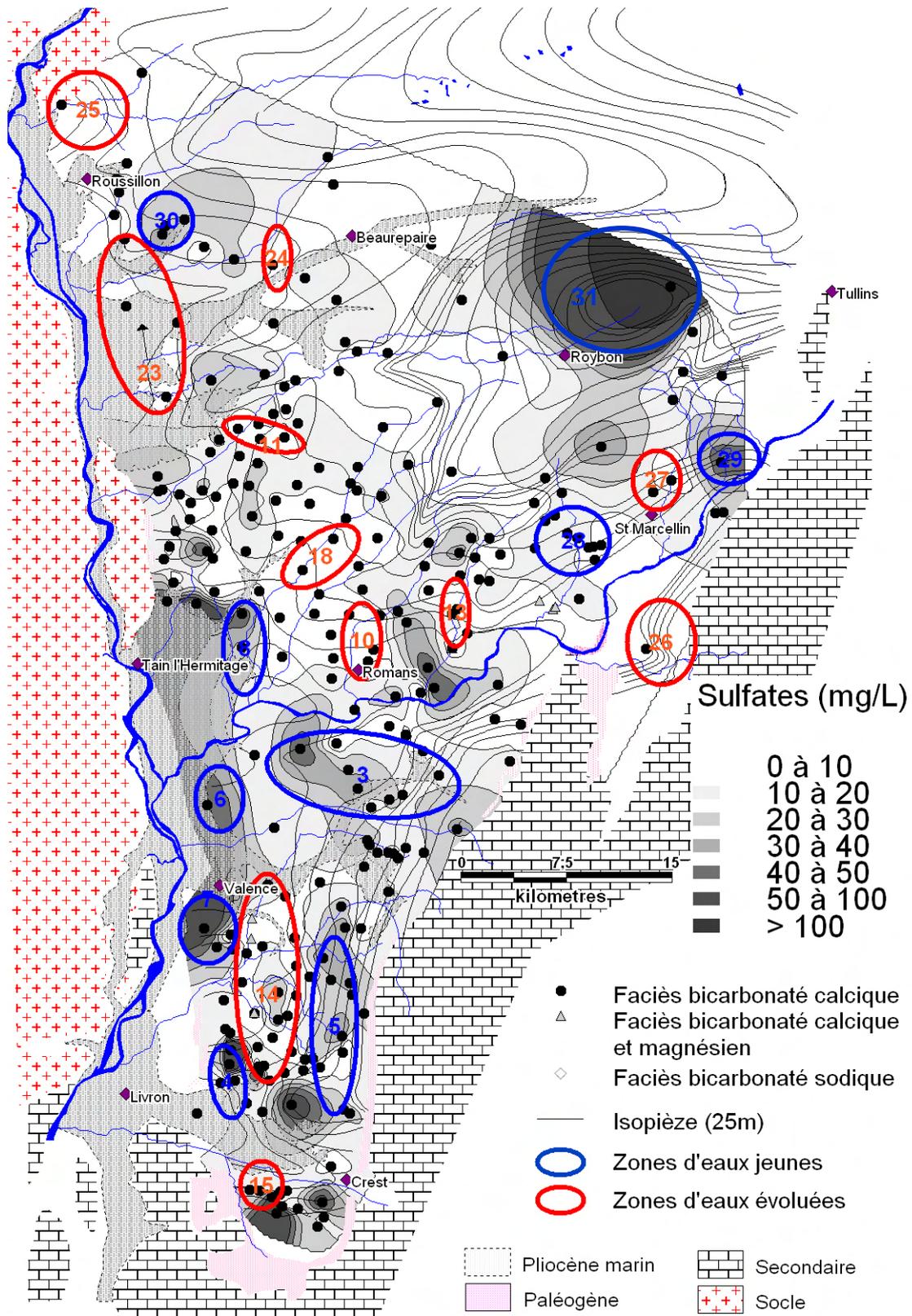


Figure 2-3 : Répartition des sulfates dans la nappe profonde

2.1.3.3 Les Chlorures

Les teneurs en chlorures de la nappe profonde du coté isérois sont assez faibles, elles ne dépassent pas 22 mg/L avec une moyenne de 7,6 mg/L. Sur la figure 2-4, les secteurs 28 et 30

se distinguent à nouveau par des teneurs légèrement plus élevées. Les secteurs 9 et 23 à 27 présentent des valeurs très faibles. Dans la Drôme des collines, on peut noter les valeurs élevées rencontrées le long de la vallée de la Galaure. Les accidents de rupture du saumoduc¹⁰ expliquent ces concentrations fortes.

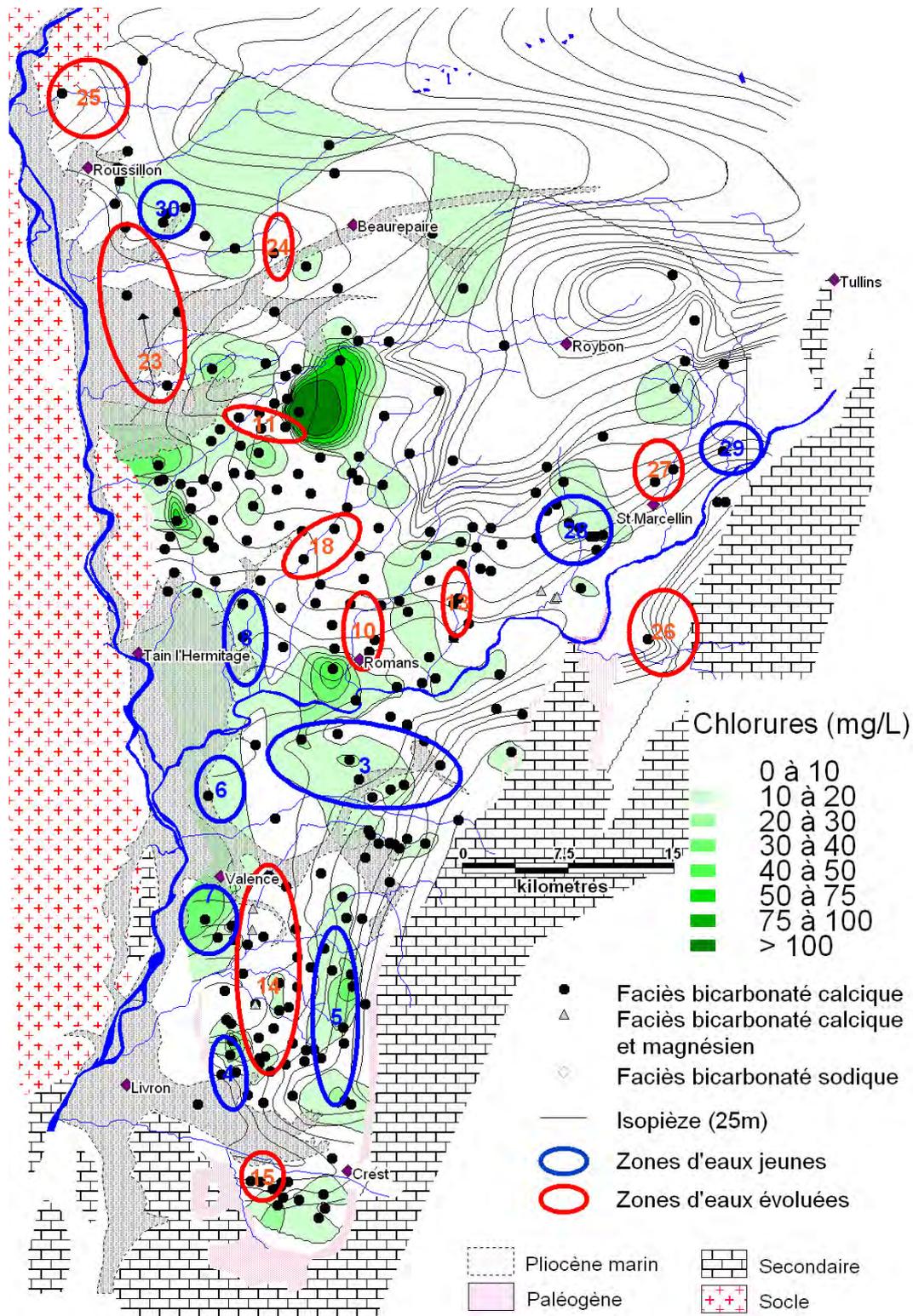


Figure 2-4 : Répartition des chlorures dans la nappe profonde

¹⁰ Le saumoduc est issu des salines de Hauterives qui exploitent les sels oligocènes

2.1.3.4 Le magnésium

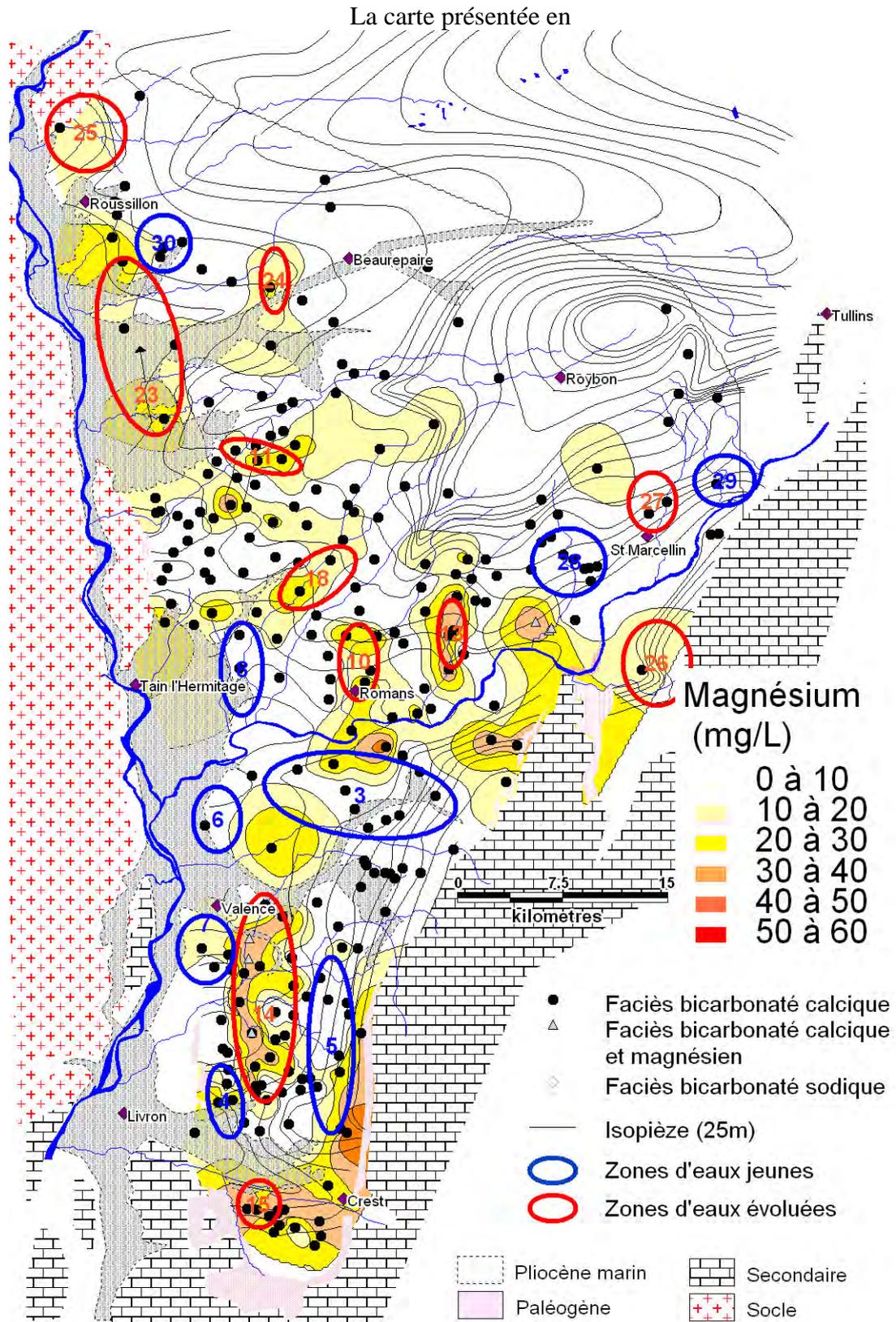


figure 2-5 montre la répartition des teneurs en magnésium. Il apparaît que les teneurs en magnésium sont globalement moins élevées au nord. Ceci tient probablement à la nature de la roche visiblement moins magnésienne. L'éloignement des massifs calcaires, riches en

dolomite, est sans doute à l'origine de cette répartition. On peut noter que les secteurs où les concentrations en magnésium sont les plus élevées (23 à 26) sont également ceux où les concentrations en nitrates sont les moins fortes (inférieures à 10 mg/L).

2.1.3.5 Le sodium et le potassium

La répartition du sodium et du potassium est représentée sur la

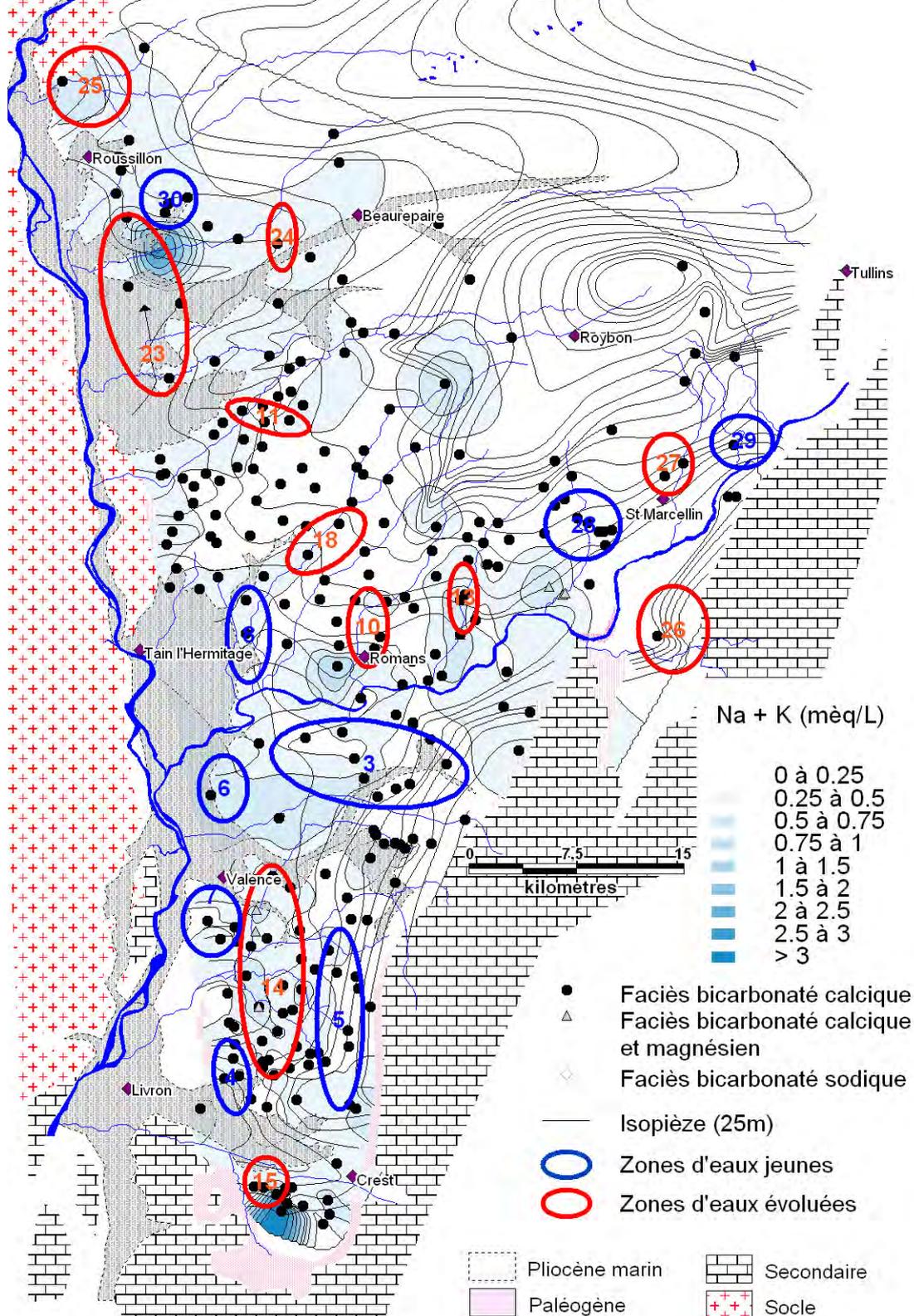


figure 2-6. Cette carte est semblable à la carte de répartition du magnésium, les teneurs les plus élevées étant représentées sur les secteurs 18 à 25 et 13 à 15. La disparité Drôme/Isère observée sur les concentrations en magnésium n'apparaît pas pour le sodium et le potassium.

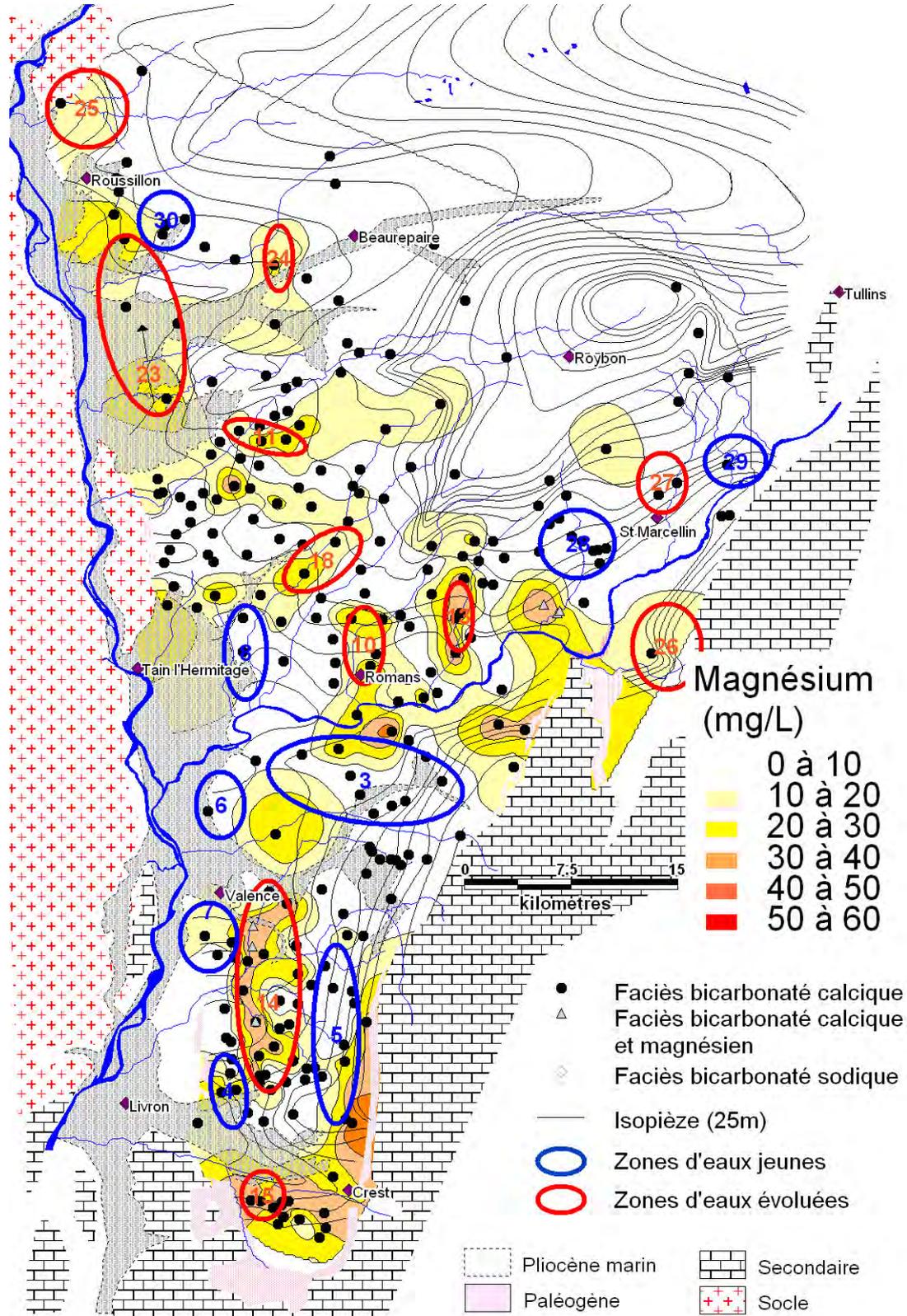


Figure 2-5 : Répartition des teneurs en magnésium dans la nappe profonde

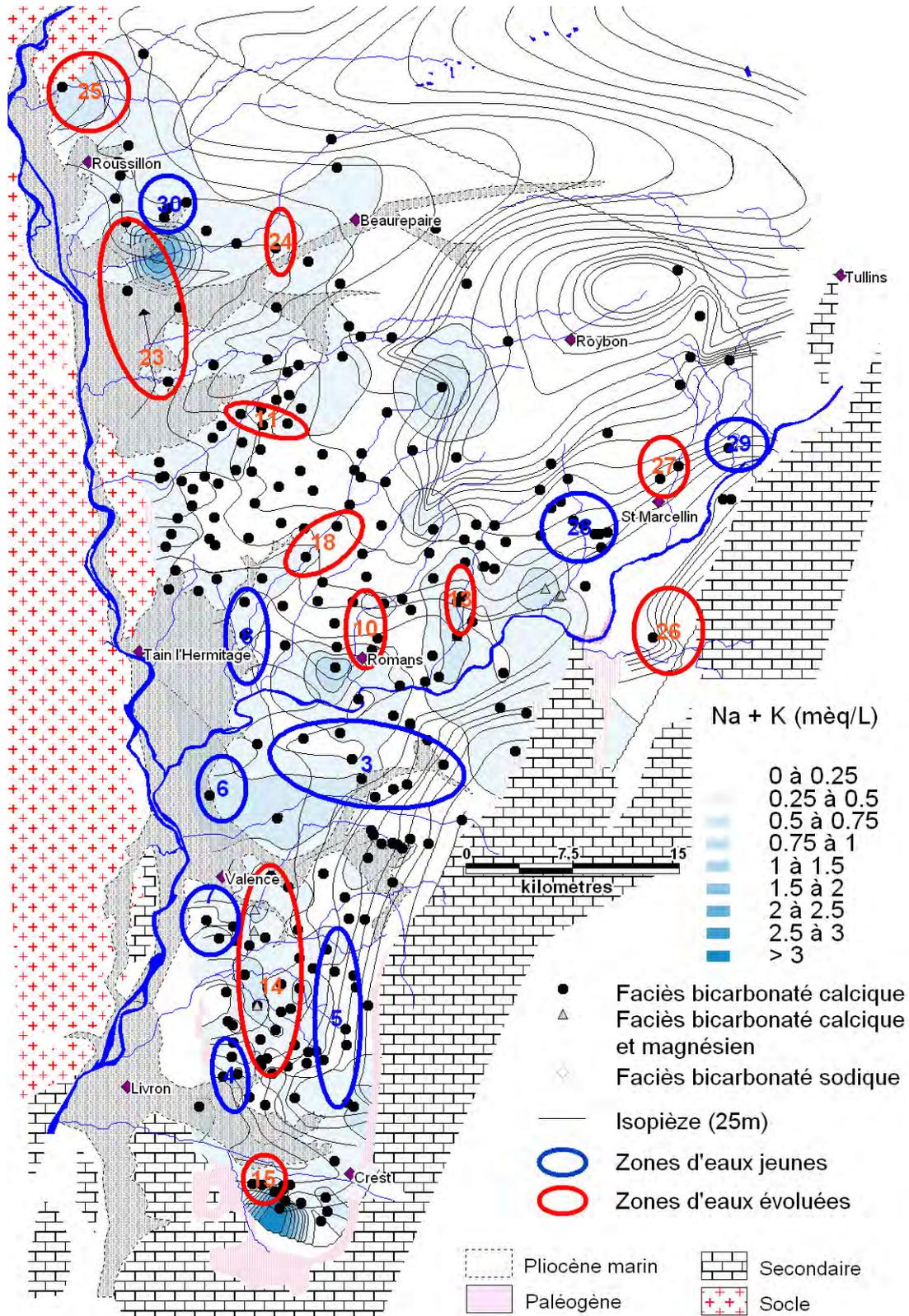


Figure 2-6 : Répartition du sodium et du potassium dans l'aquifère molassique

2.1.3.6 Conclusion partielle

Les cartes de répartition des éléments dans la nappe profonde indiquent des eaux évoluées sur certains secteurs (13, 14, 23 en particulier), marquées par des concentrations élevées en magnésium et en sodium et potassium et de faibles teneurs en nitrates. La similarité entre la

répartition des nitrates, et la répartition des sulfates et des chlorures indique que ces derniers ont probablement pour origine les activités anthropiques.

On observe également que des eaux jeunes, marquées par les pollutions d'origine anthropique, peuvent se trouver en aval hydraulique des secteurs où des eaux plus évoluées sont observées.

Une disparité entre le secteur drômois et le secteur isérois est visible, principalement en ce qui concerne le magnésium et les nitrates qui présentent tous deux des teneurs moins élevées au nord de la zone d'étude. Dans le premier cas, c'est probablement l'origine des sédiments et leurs compositions qui en sont la cause. Concernant les nitrates, c'est la vulnérabilité de l'aquifère, mieux protégé au nord (épaisse couverture alluviale) ainsi qu'une exploitation nettement inférieure de l'aquifère qui sont responsables de cette répartition.

2.1.4 Processus d'acquisition de la minéralisation

Les eaux de l'aquifère molassique présentent plusieurs faciès. Le faciès bicarbonaté calcique concerne la majeure partie des échantillons, la corrélation entre le calcium et des polluants d'origine anthropique tels que les nitrates indique qu'il s'agit d'eaux plutôt jeunes. Les eaux évoluent ensuite vers le faciès bicarbonaté calcique et magnésien voir vers le faciès bicarbonaté sodique pour quelques échantillons. Ces eaux ne sont pas atteintes par les pollutions anthropiques révélant des eaux plus anciennes.

L'évolution des eaux selon ces trois faciès est semblable à celle observée par De La Vaissière en 2006 sur la partie drômoise de l'aquifère. Huneau (2000) et Lalbat (2006) mettent en avant une évolution similaire pour les eaux de deux autres bassins molassiques de la vallée du Rhône, respectivement Valréas et Carpentras.

Le remplissage sédimentaire du bassin molassique du Bas-Dauphiné est essentiellement composé de matériaux carbonatés d'origine alpine. La chimie des carbonates joue donc un rôle essentiel dans l'acquisition de la minéralisation des eaux de l'aquifère.

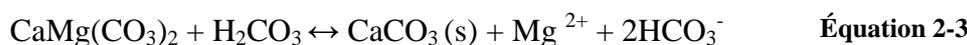
2.1.4.1 La chimie des carbonates

La proportion des carbonates dans l'eau est régie en grande partie par les réactions de dissolution de la calcite, de la calcite magnésienne et de la dolomite, elles-mêmes dépendantes de l'incorporation du CO₂ atmosphérique dans l'eau (Appelo et al, 1997).

La réaction de dissolution de la calcite commence dès la zone non saturée suivant la réaction suivante (équation 2-1):



La dissolution de la dolomite et de la calcite magnésienne peut être soit congruente (équation 2-2) soit incongruente (équation 2-3). Elle conduit à un enrichissement progressif en magnésium.



La dissolution de la calcite et de la dolomite se poursuit jusqu'à saturation de l'eau vis-à-vis des minéraux. La figure 2-7 montre que les eaux de l'aquifère sont généralement saturées voire sursaturées vis-à-vis de la calcite (indice de saturation supérieur à -0,5), la dissolution de

la calcite étant une réaction rapide, il est possible que l'eau atteigne la saturation avant même de rejoindre la zone saturée de l'aquifère.

Les eaux de l'aquifère molassique sont généralement sous-saturées ou à l'équilibre avec la dolomite, seul quelques points indiquent une sur-saturation vis-à-vis du minéral (figure 2-8). Les concentrations en magnésium augmentent avec l'indice de saturation de la dolomite montrant que la dissolution de la dolomite est la principale source de magnésium.

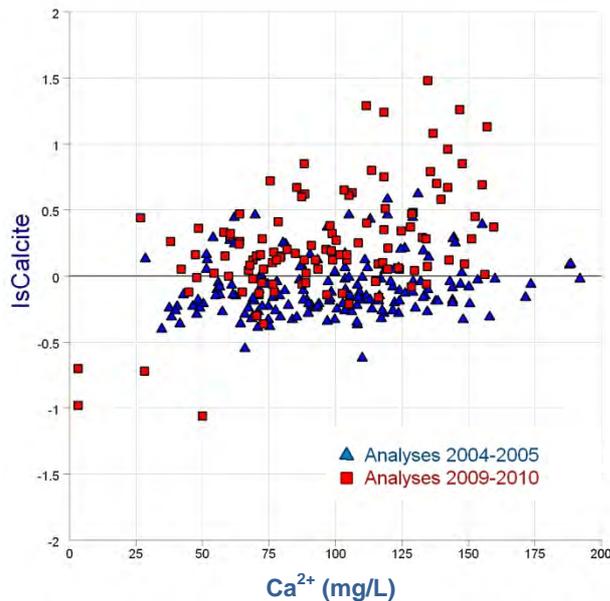


Figure 2-7 : Evolution de l'indice de saturation de la calcite en fonction des teneurs en calcium

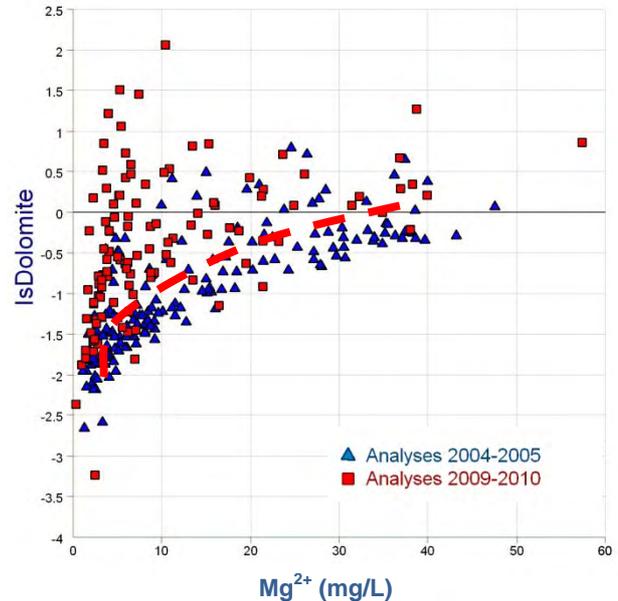


Figure 2-8 : Evolution de l'indice de saturation de la dolomite en fonction des teneurs en magnésium

Sur la figure 2-9 le rapport entre les teneurs en magnésium et calcium montre une évolution en deux étapes des concentrations. Dans un premier temps (A) une baisse des concentrations en calcium est associée à l'augmentation des teneurs en magnésium. Ceci peut correspondre au résultat de deux mécanismes :

- l'évolution du rapport Ca / Mg lors de réactions de précipitation ou de recristallisation de la calcite à partir de calcite magnésienne,
- la dissolution incongrue de la dolomite, qui conduit à la libération de magnésium et à la perte de calcium (précipitation de la calcite).

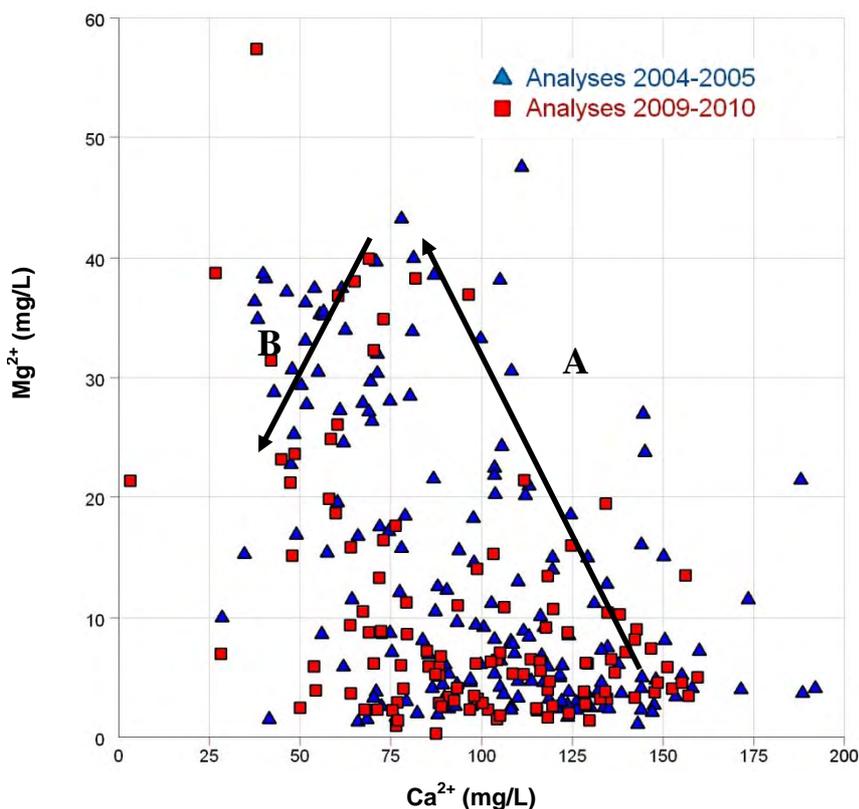


Figure 2-9 : Evolutions des teneurs en magnésium en fonction du calcium

Dans un deuxième temps on observe une baisse simultanée des concentrations en magnésium et en calcium (B).

2.1.4.2 Le rôle des argiles

La fraction argileuse de l'aquifère molassique du Bas-Dauphiné a été décrite par Jeannolin (1985). Les minéraux argileux prépondérants dans la formation sont la montmorillonite et l'illite-montmorillonite (30 à 60%), l'illite (30 à 50%), et la chlorite (10 à 30%). La kaolinite est présente sous forme de trace. On peut supposer que, comme pour le bassin de Valréas (Huneau, 2000), les argiles pliocènes aient la même composition minéralogique.

2.1.4.2.1 Les échanges de bases

La deuxième phase d'évolution (B) des teneurs en magnésium et en calcium sur la figure 2-9 peut être attribuée aux échanges de bases. Ce phénomène implique la substitution d'un ion alcalino-terreux avec un ion alcalin, ce qui se traduit dans le cas présent par un gain en ions Na^+ et K^+ et une perte d'ions Ca^{2+} et Mg^{2+} .

Nous avons représenté les teneurs en calcium en fonction des concentrations en sodium sur la figure 2-10. On observe une perte des ions calcium en faveur des ions sodium. Sur cette même figure, 2 points sont excentrés avec des concentrations élevées pour les trois éléments, il s'agit de forages situés dans le bassin de Crest où on note la présence de gypse dans les formations oligocènes proches. Les forages 311 et 1651 ont tous deux un faciès bicarbonaté sodique et potassique, ce sont les ouvrages pour lesquels les échanges de bases sont les plus marqués. Ces deux ouvrages captent au moins en partie les sables pliocènes.

Il apparaît donc que si les échanges de bases ne sont pas prépondérants au sein de la formation molassique, ils deviennent très importants pour les forages captant la formation pliocène. Ceci

peut-être attribué à la proportion d'argile plus importante couplée à un temps de contact plus élevé en raison d'une perméabilité moindre.

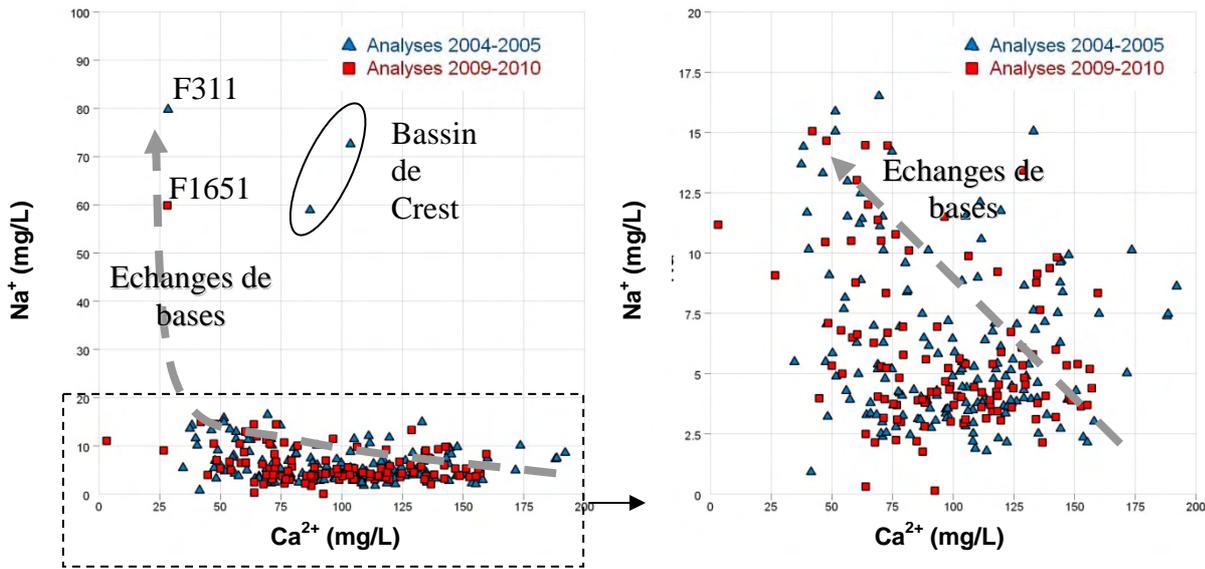


Figure 2-10 : Evolution des teneurs en sodium en fonction des teneurs en calcium

2.1.4.2.2 L'eau de rétention

La libération de l'eau de rétention, contenue dans les argiles, peut également jouer un rôle dans la minéralisation des eaux. Jeannolin (1985) avait soupçonné ce phénomène pour expliquer certaines teneurs en chlorures, sulfates et sodium. Ces ions auraient alors pour origine la mise en solution de halite ou l'eau de mer. De La Vaissière (2006) a mis en évidence qu'il ne pouvait s'agir d'eau de rétention, les échantillons ne s'alignant pas sur la droite de dilution de l'eau de mer comme indiqué sur la figure 2-11.

Aucun de nos échantillons ne s'aligne sur la droite de dilution de l'eau de mer (rapport ionique Cl^-/Na^+ proche de 1,8). L'eau de rétention ne joue donc pas de rôle important dans la minéralisation des eaux de l'aquifère molassique. Les ions Cl^- et Na^+ et SO_4^{2-} sont donc issus principalement soit des échanges de bases (augmentation de Na par rapport à la droite de dilution de l'eau de mer), soit des pollutions anthropiques (augmentation de Cl par rapport à la droite de dilution).

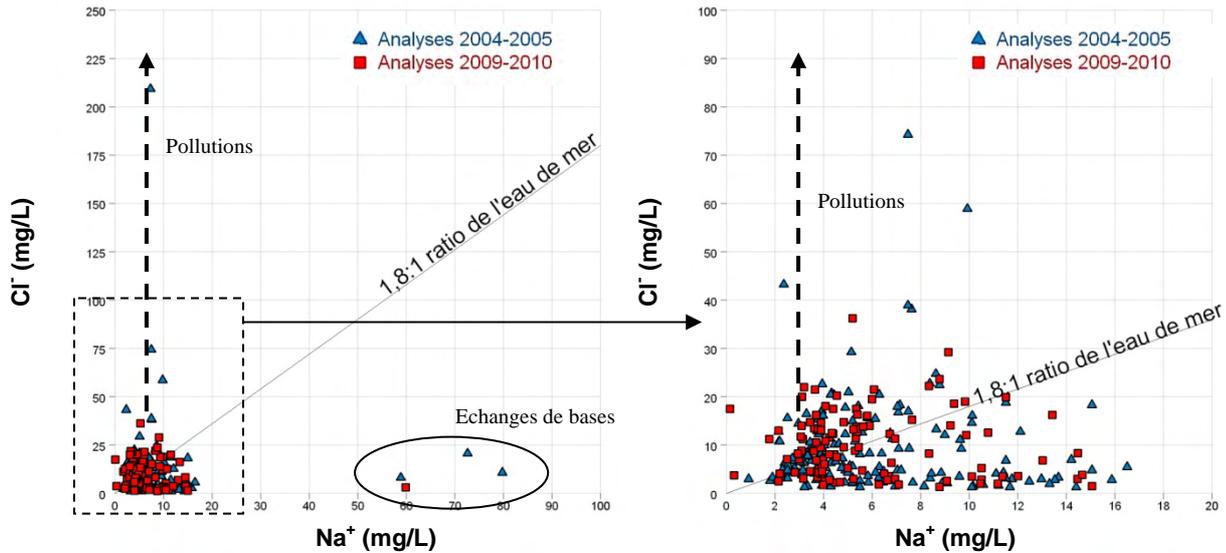


Figure 2-11 : Diagramme des teneurs en sodium en fonction des teneurs en chlorures

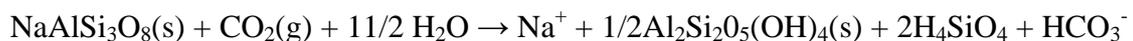
2.1.4.3 Les minéraux silicatés

La fraction silicatée détritique de la molasse du Bas-Dauphiné a été décrite par Latreille (1969). Elle est composée de quartz majoritairement (40 à 80%), de feldspaths (5 à 20%) et de micas (3% maximum).

Au sein de l'aquifère molassique, les teneurs en silice sont en moyenne de l'ordre de 19 mg/L mais atteignent 47 mg/L localement. Par ailleurs les teneurs en silice ont tendance à augmenter avec les concentrations en sodium et potassium.

Seule l'hydrolyse des silicates permet la libération de silice. Ce processus entraîne la formation des sols lors du contact des roches mères avec l'atmosphère. Il est fortement dépendant de la pression partielle de CO₂. Cette dernière est donc le facteur limitant de l'hydrolyse des silicates dans les eaux souterraines.

Par exemple l'albite produit de la kaolinite et libère de la silice et du sodium selon la réaction suivante :



La contribution de l'hydrolyse des silicates aux variations des teneurs en cations est faible par rapport à la dissolution des carbonates car les autres minéraux impliqués sont plus solubles que les silicates.

2.1.4.4 Relations entre les cations et les bicarbonates

Nous avons énoncé les principaux processus qui entrent en jeu pour l'acquisition de la minéralisation dans l'aquifère molassique du Bas-Dauphiné. La dissolution des carbonates semble être le processus majeur.

La réaction de dissolution de la calcite implique la relation suivante (en milliéquivalent par litre) : $m_{\text{Ca}^{2+}} \approx m_{\text{HCO}_3^-}$ (Appelo et al, 1996).

La dissolution de la dolomite, implique quant à elle que : $m_{Ca^{2+}} + m_{Mg^{2+}} \approx m_{HCO_3^-}$ lorsqu'elle est congruente. Dans le cas de la dissolution incongruente de la dolomite $m_{Ca^{2+}} = 0$ et $m_{Mg^{2+}} \approx m_{HCO_3^-}$.

Enfinement les teneurs en bicarbonates sont égales à la somme des teneurs en calcium et en magnésium lorsque la dissolution des carbonates est le principal processus entrant en jeu dans la minéralisation des eaux.

Concernant les échanges de bases, on considère que les substitutions principales sont l'échange des cations Na^+ et K^+ par les cations Ca^{2+} et Mg^{2+} conduisant à une diminution des teneurs en calcium et magnésium sans modification des concentrations en bicarbonates. L'hydrolyse des silicates libère des ions bicarbonates tandis que les teneurs en Ca^{2+} et Mg^{2+} sont stables.

Sur la figure 2-12 nous avons représenté l'évolution des concentrations en calcium et magnésium en fonction des concentrations en bicarbonates (en milliéquivalent par litre). La majorité des points sont répartis autour de la droite de pente 1 confirmant le rôle prépondérant de la chimie des carbonates. Deux points sont nettement en dessous de cette droite (F1651 et F311), impliquant que les échanges de bases ont un rôle important dans la minéralisation.

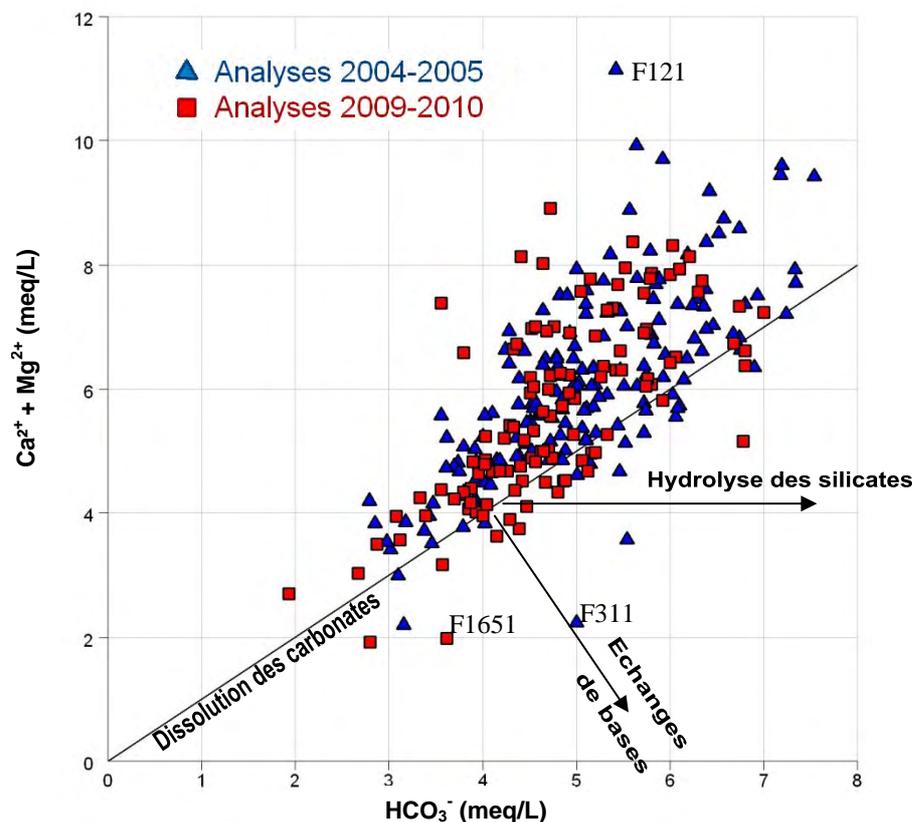


Figure 2-12 : Evolution des teneurs en calcium et magnésium en fonction des bicarbonates

Enfin plusieurs points se situent au-dessus de la droite de pente 1. Le forage le plus éloigné de la droite (F121) se trouve dans la vallée de la Galaure, en aval des salines de Hauterives. Les ruptures accidentelles d'un saumoduc peuvent être à l'origine de cette minéralisation.

2.1.4.5 Les apports anthropiques

Les activités humaines amènent une part de la minéralisation de l'eau. Les éléments les plus courants étant les nitrates et les sulfates amenés par les pratiques agricoles.

Les nitrates sont de très bons indicateurs de pollutions diffuses. Ces derniers ont comme origine naturelle principale la dégradation de la matière organique, ce qui amène leur concentration maximale dans les eaux souterraines à environ 12 mg/L (Appelo et al, 1996). La relation entre les teneurs en nitrates et les concentrations des éléments sulfates et chlorures peut alors permettre de distinguer l'origine de ces minéraux.

Sur la figure 2-13 représentant les teneurs en nitrates en fonction des concentrations en chlorures, la relation entre les deux éléments est quasiment linéaire, confirmant que les chlorures proviennent essentiellement des activités anthropiques. Deux ouvrages se détachent avec des teneurs en chlorures élevées par rapport aux teneurs en nitrates. L'un d'eux est exploité par les salines de Hauterives (F123) et le second se trouve en aval de ces dernières (F121). Les taux élevés en chlorures peuvent être expliqués par les accidents de rupture du saumoduc qui transporte les saumures de Hauterives à Grenoble (corrosion des matériaux par le sel). Un forage indique également une concentration très élevée en nitrates, qui n'est pas associée à une forte teneur en chlorure. Cet ouvrage indique une pollution locale, probablement d'origine organique.

Le diagramme des concentrations en nitrates en fonction des concentrations en sulfates (figure 2-14) montre une bonne adéquation entre les deux éléments. Un ouvrage (F1471) présente une concentration très élevée en sulfates mais ne contient que peu de nitrates. En l'absence d'explication géologique, il s'agit probablement d'une pollution très localisée, vraisemblablement un versement accidentel. Ailleurs, les sulfates sont liés à l'arboriculture où ils sont utilisés pour la protection des cultures fruitières.

Les forages du bassin de Crest ressortent sur l'ensemble des figures présentées, De la Vaissière avait mis en évidence la particularité de ce bassin où les formations oligocènes, dans lesquelles des traces de gypse ont été reconnues, sont très proches et influencent la minéralisation des eaux.

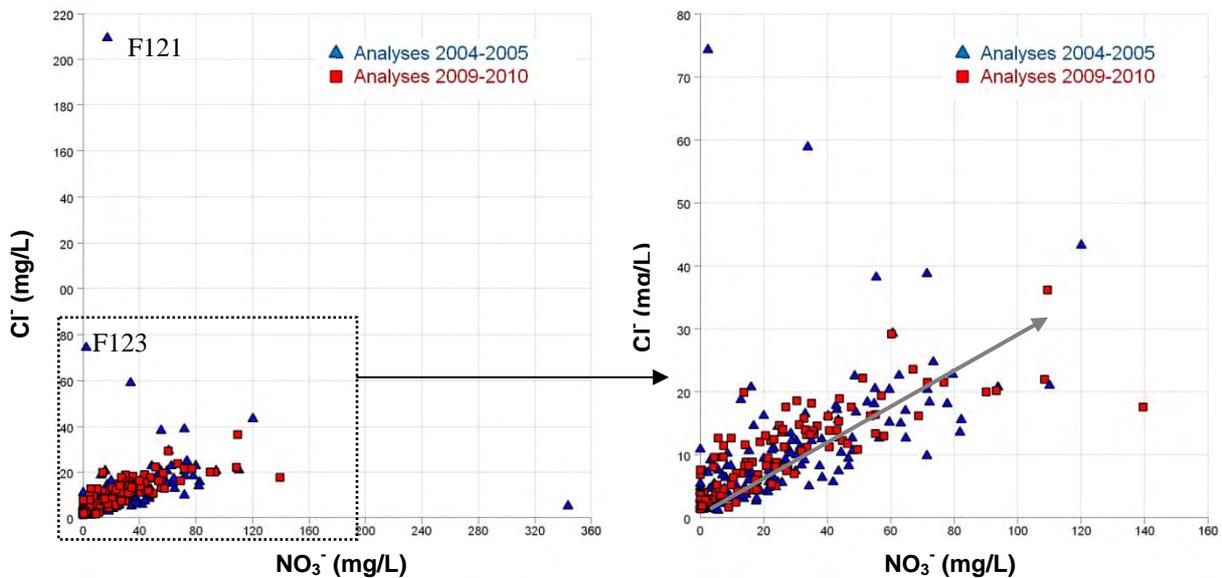


Figure 2-13 : Diagramme des concentrations en nitrates en fonction des concentrations en chlorures

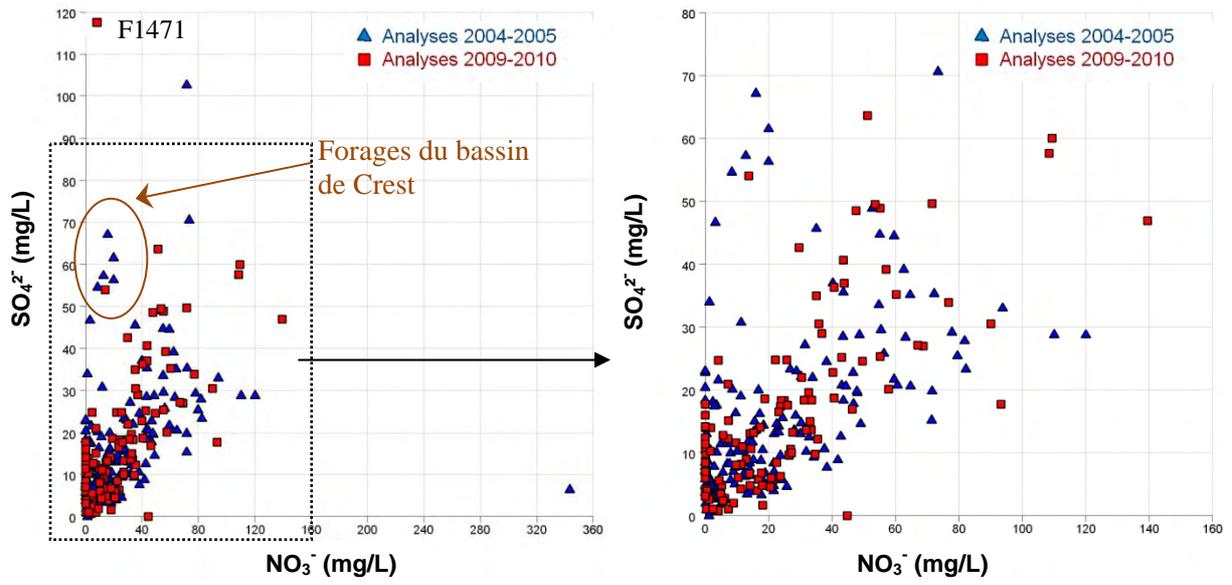


Figure 2-14: Diagramme des concentrations en nitrates en fonction des concentrations en sulfates

2.2 Les isotopes de la molécule d'eau

Nous avons réalisé des analyses du tritium, de l'oxygène-18 et du deutérium sur les eaux de l'aquifère molassique ainsi que sur la nappe fluvio-glaciaire de la Valloire, la nappe des terrasses alluviales de Romans et sur la nappe alluviale de la Drôme. Concernant les rivières, les teneurs en tritium ont été mesurées sur plusieurs stations de la Galaure, de la Joyeuse et de la Drôme.

2.2.1 Le Tritium (^3H) : l'isotope radioactif

2.2.1.1 Principe, généralités

Le tritium est l'isotope radioactif de l'hydrogène, il a une demi vie de $12,32 \pm 0,02$ ans (Lucas et al, 2000).

Les abondances naturelles en tritium sont mesurées en unité tritium, une UT correspondant à 1 atome ^3H pour 10^{18} atomes d'hydrogène.

Le tritium est produit naturellement par une réaction nucléaire entre l'azote de l'atmosphère et des neutrons thermiques. On estime que cette réaction amenait, avant le début des activités nucléaires (1950) des concentrations moyennes dans les précipitations de l'ordre de 5UT sous les latitudes moyennes de l'hémisphère nord (Clark et al, 1997). Les concentrations varient de manière significative en fonction de la proximité des océans et des saisons. Par ailleurs, à l'heure actuelle l'influence des activités du nucléaire est localement loin d'être négligeable.

Les nombreux essais nucléaires en atmosphère réalisés entre 1952 et 1963 ont entraîné des pics de teneurs en tritium dans les précipitations de plusieurs milliers d'UT. Depuis les années 80 aucun nouvel essai n'a eu lieu, et les teneurs en tritium dans l'atmosphère ont progressivement diminué.

Clark et Fritz (1997) ont proposé une interprétation qualitative des teneurs en tritium dans les eaux souterraines pour les régions continentales :

- pour des teneurs inférieures à 0,8 UT : eaux infiltrées avant 1952,
- entre 0,8 et 4 UT : mélange entre des eaux anciennes et une recharge récente,
- entre 5 et 15 UT : eaux infiltrées il y a 15 à 20 ans (5 à 10 ans d'après les auteurs en 2000),
- 15 à 30 UT : eaux infiltrées en grande partie durant les années 1960,
- supérieure à 30 UT : eaux infiltrées principalement entre les années 1960 et 1970,
- supérieure à 50 UT : infiltration dominante durant les années 1960.

Cette interprétation qui date de plus de 10 ans, n'est plus d'actualité compte-tenu de la demi vie du tritium. Par ailleurs, elle est schématique et suppose dans la plupart des cas des recharges sans mélange (système piston). Elle doit donc être actualisée en prenant en compte également le système hydrogéologique.

De la Vaissière (2006) avait déjà adapté cette interprétation. Dans un premier temps, il a pris en compte le seuil de détection du laboratoire de Thonon où ses analyses ont été faites, compris entre 1 et 2,7 UT. Les eaux dont les teneurs en tritium sont inférieures ou égales à ce seuil de

détection ont donc été infiltrées avant les essais thermonucléaires (*Blavoux et al, 1995*). Les eaux pour lesquelles on détecte entre 2,7 et 12 UT résultent de mélanges d'eaux à différents temps de séjour. Ces mélanges sont possibles entre :

- des eaux anciennes dénuées de tritium et des eaux actuelles,
- des eaux anciennes et des eaux subactuelles (reliquat du pic de 1963),
- des eaux actuelles et des eaux subactuelles.

Au dessus de 12 UT, les eaux ont une part importante infiltrée durant les années 1960-1970.

Dans notre cas, le seuil de détection du laboratoire (Laboratoire d'Hydrogéologie de l'Université d'Avignon) est inférieur à 1 UT, de plus nos prélèvements ont été réalisés 5 ans après ceux de De La Vaissière ce qui n'est pas négligeable compte-tenu de la demi vie courte du tritium. Il s'avèrera donc nécessaire d'adapter l'interprétation proposée ci-dessus. Les eaux anciennes, antérieures aux essais thermonucléaires, seront clairement identifiées par des teneurs inférieures ou proches du seuil de détection. Les valeurs obtenues dans les eaux souterraines étant toutes inférieures ou égales aux valeurs moyennes des précipitations, les eaux de la période nucléaire ne sont plus identifiables. Les différents mélanges devront être déterminés en couplant les valeurs tritium avec les indicateurs géochimiques et le contexte hydrogéologique.

2.2.1.2 Evolution dans les précipitations

Sur les précipitations de Montvendre la moyenne mensuelle des teneurs en tritium entre mars 2009 et mars 2010 pondérées par les hauteurs des précipitations est de 9,8 UT.

L'évolution mensuelle des teneurs est présentée sur la figure 2-15. Nous n'avons pas de valeur pour les mois de février et juillet 2009 en raison des très faibles hauteurs de pluies relevées au cours de ces 2 mois, ne permettant pas de réaliser l'analyse (500 ml nécessaires). Les teneurs mesurées montrent l'influence des centrales nucléaires se trouvant le long de la vallée du Rhône en amont et en aval du secteur d'étude (Bugey dans l'Ain, Tricastin dans la Drôme et Cruas en Ardèche).

On peut noter, en effet, sur ces mesures une variation importante (5,2 à 15,6 UT) probablement en liaison avec l'origine des précipitations, les flux de nord et de sud étant plus riches en tritium que les flux d'ouest en raison de la position des centrales nucléaires.

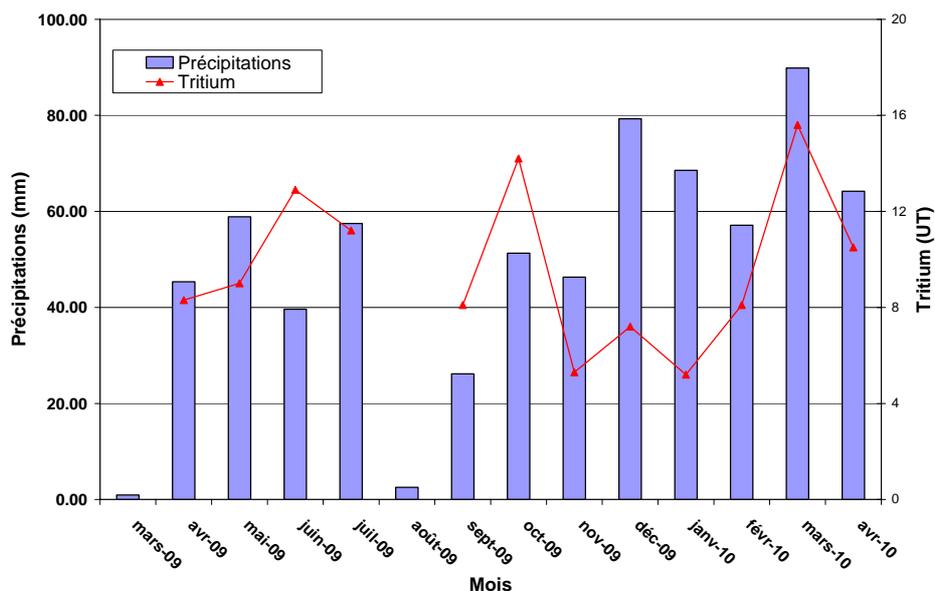


Figure 2-15 : Evolution des teneurs en tritium dans les précipitations de Montvendre (mars 2009 à avril 2010)

2.2.1.3 Résultats obtenus

2.2.1.3.1 L'aquifère molassique

Les teneurs en tritium de l'aquifère molassique dans les prélèvements réalisés en 2009 et 2010 sont comprises entre 0,3 UT et 10,9 UT. La médiane est de 2,8 UT.

Le seuil de détection au laboratoire d'Hydrogéologie de l'Université d'Avignon est inférieur à 1 UT, on peut donc considérer qu'en dessous de cette valeur les eaux se sont infiltrées avant 1960.

La valeur maximale mesurée correspond à des eaux actuelles. Contrairement à De La Vaissière, aucune valeur ne montre de part importante d'eaux infiltrées lors des essais nucléaires. Compte tenu du temps de demi-vie du tritium, il est également possible que ces dernières ne soient plus visibles (5 ans de décroissance, plus la dilution par des eaux de recharge moins concentrées expliquent facilement une baisse de 3 UT).

Les résultats montrent que 24% des échantillons prélevés en 2009-2010 sur l'aquifère molassique, ont des teneurs inférieures au bruit de fond. Ce pourcentage était de 37% pour les analyses effectuées par De La Vaissière. Cette différence a probablement deux origines, la première est liée au fait que les ouvrages prélevés en Isère sont généralement moins profonds (rarement supérieur à 100m) que sur le secteur drômois, la seconde est liée à un seuil de détection plus élevé (proche de 2 UT) dans le cas des analyses effectuées par De La Vaissière.

2.2.1.3.2 Relation avec la géochimie

Les coefficients de corrélation entre les concentrations en ions majeurs et les teneurs en tritium pour toutes les analyses disponibles sont présentés dans le tableau 2-4.

Coefficient de corrélation	HCO ₃	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃
Tritium	-0,05	0,51	-0,44	-0,24	-0,15	0,26	0,3	0,47

Tableau 2-4 : Coefficient de corrélation entre l'activité tritium et les ions majeurs

L'activité tritium est corrélée positivement avec le calcium, les nitrates, les sulfates et les chlorures et est anti-corrélée avec le magnésium. Cette dernière observation est cependant moins marquée que sur les résultats de 2003-2004 pour lesquels le coefficient de corrélation était de -0,6 (De La Vaissière, 2006). Ceci est directement lié aux teneurs en magnésium moins élevées sur le secteur isérois de l'aquifère. Les coefficients de corrélations calculés permettent de confirmer que le magnésium est un indicateur du temps de séjour des eaux dans l'aquifère alors que le calcium et les nitrates caractérisent des eaux jeunes. Les chlorures et les sulfates sont également présents dans des eaux jeunes ce qui confirme leur origine anthropique.

La figure 2-16 représente les concentrations en magnésium en fonction des activités tritium. Aucune relation linéaire entre ces deux éléments n'est visible. Cependant on observe que sur la majorité des échantillons pour lesquels les teneurs en tritium sont supérieures à 6 UT, les teneurs en magnésium sont inférieures à 11 mg/L. A l'opposé, les teneurs en magnésium peuvent atteindre des valeurs assez élevées (plus de 35mg/l) pour les eaux infiltrées avant les essais nucléaires.

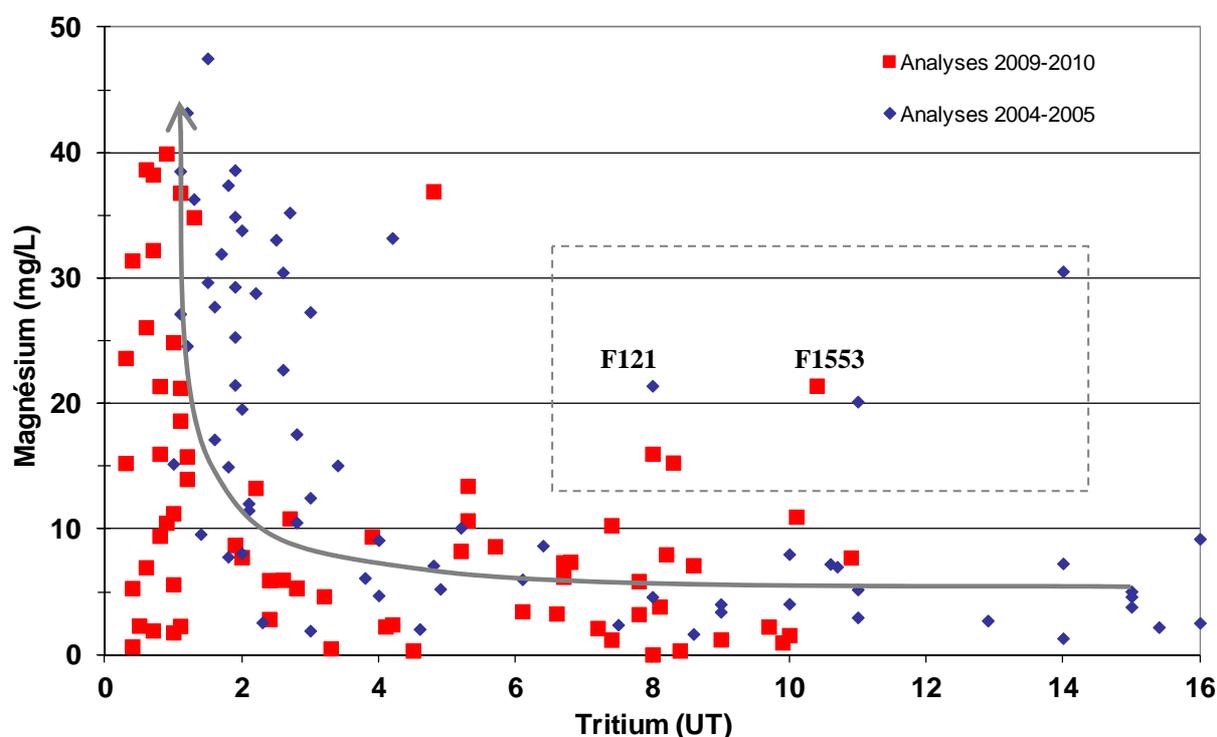


Figure 2-16 : Activités tritium vs concentrations en magnésium de la nappe profonde

Certains ouvrages indiquent des valeurs relativement élevées en magnésium malgré des teneurs en tritium supérieures à 6 UT. La majorité de ces ouvrages se situe dans le bassin de Crest ou en bordure du Vercors. Il a été démontré précédemment que dans ces secteurs les eaux sont plus riches en magnésium du fait d'une molasse plus cimentée, probablement plus riche en dolomite et du fait de la proximité des formations oligocènes.

Un ouvrage, situé à Montmiral (F1553), a une concentration en magnésium de 21 mg/L pour une teneur en tritium de 10,4 UT. Les autres ouvrages échantillonnés à proximité par De La Vaissière avaient des teneurs en tritium de l'ordre de 15 UT, il s'agissait donc d'eaux infiltrées majoritairement durant les essais nucléaires et ayant une cinquantaine d'années. Nous avons indiqué précédemment que la demi-vie du tritium ne permettait plus de distinguer ces eaux, cet ouvrage en est l'illustration.

Le forage 121 se situe dans la vallée de la Galaure, en aval des salines de Hauterives. Les teneurs en chlorures dans cet ouvrage indiquent une pollution par déversement de saumures

(NaCl). Le fait que les concentrations en sodium soient faibles peut être expliqué par des échanges de bases substituant entre autre le magnésium par du sodium au sein de la fraction argileuse ont lieu.

La figure 2-17 représente la répartition des teneurs en nitrates en fonction des activités tritium. On peut observer que pour des concentrations en nitrates supérieures à 10 mg/L les activités tritium sont systématiquement supérieures à 1,5 UT.

Un ouvrage situé à Vaunavey la Rochette a une forte concentration en nitrates associée à une faible teneur en tritium. De La Vaissière l'avait expliqué par la participation d'eaux actuelles très chargées en nitrates mais avec peu de tritium. Cependant, les mesures effectuées sur les eaux de précipitations indiquent des teneurs actuelles en tritium de l'ordre de 10 UT. Cet ouvrage se situe dans un bâtiment d'élevage caprin, il est alors très probable que les écoulements de surface, très chargés en nitrates, ruissellent directement dans l'ouvrage.

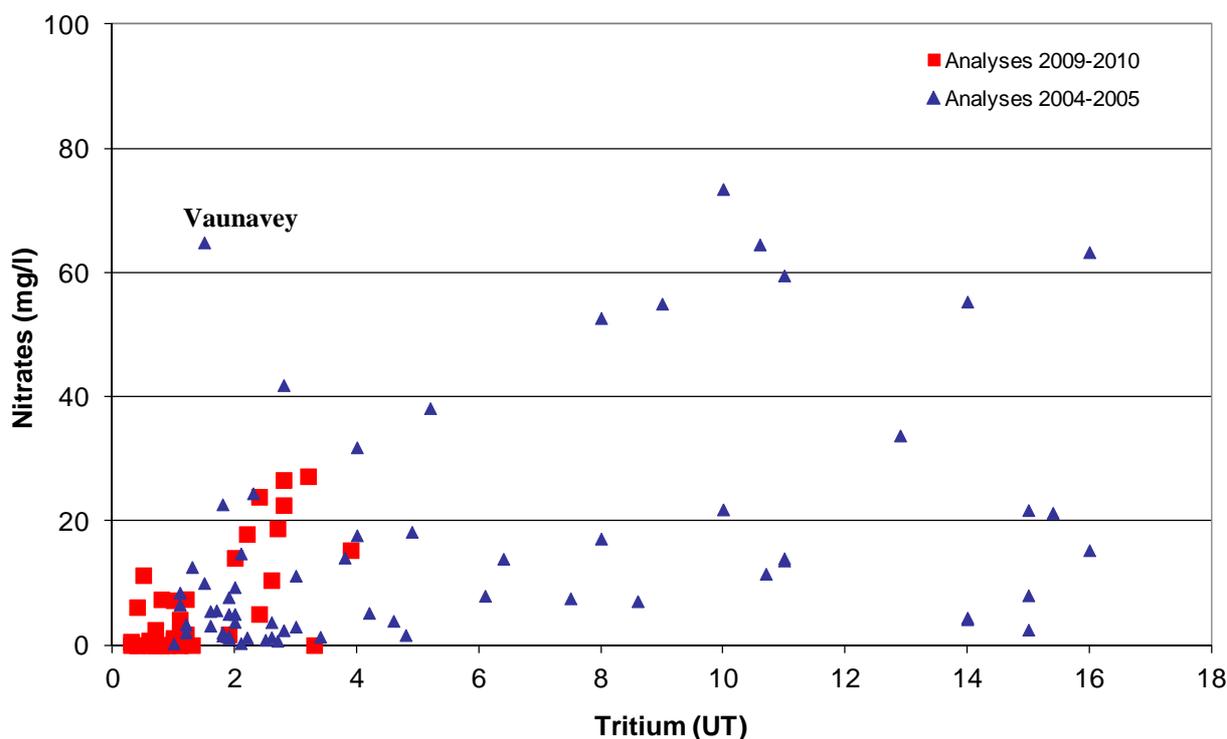


Figure 2-17 : Activités tritium vs concentration en nitrates dans l'aquifère profond

2.2.1.3.3 Répartition spatiale des activités tritium

La répartition des teneurs en tritium est représentée sur la figure 2-18. Pour réaliser cette figure nous avons calculé les teneurs en tritium résiduelles des échantillons prélevés en 2004-2005 (application d'une équation de décroissance radioactive). Ceci permet de voir que les points échantillonnés en 2004-2005 s'intègrent bien aux points prélevés en 2009-2010.

On peut voir que l'eau captée dans les secteurs 23 à 27, 13 à 15 et 20 s'est infiltrée majoritairement avant les premiers essais nucléaires avec des valeurs inférieures à 1,5 UT. Cette carte est très proche de la carte de répartition du magnésium, les secteurs sur lesquels les teneurs en magnésium sont les plus élevées étant également ceux pour lesquels les valeurs en tritium sont les plus faibles.

Les secteurs 28, 29 et 30 révèlent des eaux récentes avec des teneurs en tritium de l'ordre de 10 UT.

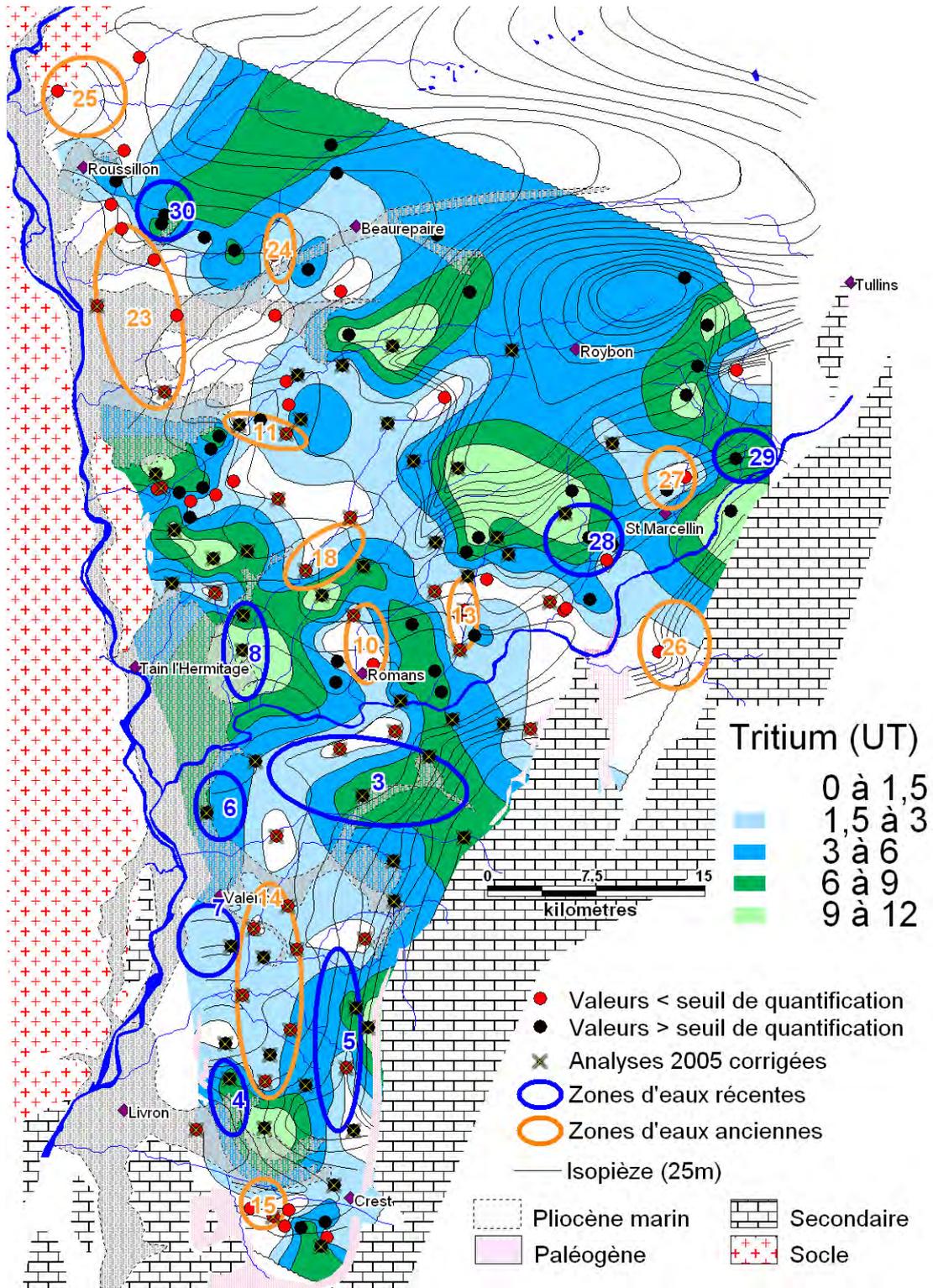


Figure 2-18 : Répartition du Tritium dans les eaux de la nappe profonde

2.2.2 Les isotopes stables de la molécule d'eau : oxygène-18 (^{18}O) et deutérium (D)

2.2.2.1 Principe du fractionnement isotopique

La molécule d'eau est composée d'atome d'hydrogène et d'oxygène. Ces molécules peuvent avoir un comportement chimique et physique légèrement différent selon les isotopes qui les composent. Ces propriétés sont liées aux masses des noyaux atomiques, les différences de masse vont entraîner des conséquences de deux ordres (Mook et al, 2000) :

- les molécules isotopiques les plus lourdes ont une mobilité réduite, soit une plus faible vitesse de diffusion et de réaction,
- les molécules les plus lourdes ont généralement des énergies de liaison plus fortes.

Ainsi la vitesse de réaction de la molécule H_2^{16}O est 1% plus rapide que celle de la molécule H_2^{18}O . Un plan d'eau soumis à évaporation se retrouvera donc plus riche en isotope lourd, inversement la phase vapeur sera appauvrie en isotope lourd. Il s'agit du principe de fractionnement isotopique.

Le facteur de fractionnement isotopique entre les phases liquide et vapeur est défini par :

$\alpha_{(L-V)} = \frac{R_L}{R_V}$, R étant le rapport isotopique (teneur en isotope léger/teneur en isotope lourd) de chaque phase.

Les effets isotopiques étant généralement faibles ($\alpha \approx 1$), on utilise plutôt le fractionnement isotopique exprimé par :

$$\varepsilon_{(L-V)} = (\alpha_{(L-V)} - 1) \cdot 1000 \approx 1000 \cdot \ln \alpha_{(L-V)} \approx \delta_L - \delta_V$$

si ε est supérieur à 0 la phase liquide est enrichie en isotope lourd, elle est appauvrie si ε est inférieur à 0.

Le fractionnement est un phénomène thermodynamique qui décroît généralement avec la température. On observe en moyenne un gradient de 0,59 ‰ / °C pour les stations européennes du réseau AIEA (Rozanski et al, 1992). Le degré de condensation de la masse nuageuse et le taux de fractionnement isotopique dépendant de la température, une relation existe donc entre la teneur isotopique de la pluie et la température de la condensation. On peut généralement, et surtout à l'échelle des moyennes, établir une relation de simple proportionnalité entre la température de condensation à la base du nuage et la température du sol. Cette propriété est la base du traçage avec l'oxygène-18 et le deutérium en hydrogéologie car elle permet un marquage naturel des précipitations.

On observe plusieurs effets de fractionnements isotopiques dans le cycle hydrologique concernant l'oxygène-18 et le deutérium (Clark et al, 1997 ; Mook et al, 2000 ; Celle, 2000).

L'eau de pluie prend en effet naissance au niveau des océans, la masse nuageuse traverse ensuite le continent, les précipitations issues de cette masse seront de moins en moins riches en isotopes lourds au fur et à mesure de son avancée, du fait de l'appauvrissement régulier de la vapeur des nuages. C'est ce que l'on nomme « effet de continentalité ».

De plus, cet effet est accentué lors de passage de chaînes montagneuses. En effet la masse nuageuse subit une ascendance, qui provoque une détente adiabatique refroidissant et condensant la vapeur. Des précipitations dites orographiques se créent alors, et sont de plus en plus appauvries avec l'augmentation de l'altitude. Ce gradient a été défini sur le bassin de

Valence par De La Vaissière (2006) à partir de ses résultats d'analyse sur les eaux de forage comme étant égal à $-2,2 \text{ ‰ } \delta D$ et $-0,3 \text{ ‰ } \delta^{18}O$ pour une augmentation de 100 m de l'altitude.

Ce mécanisme de fractionnement à la condensation engendre d'autres effets spatio-temporels :

- l'effet de latitude, dû à l'éloignement des océans tropicaux (qui sont la source d'une grande partie de la vapeur atmosphérique) et à la baisse des températures à l'approche des pôles,
- l'effet de saisonnalité est lié aux variations de température et de pluviométrie et peut entraîner des variations du simple au triple.

2.2.2.2 Evolution des teneurs dans les précipitations

Les résultats obtenus sur les précipitations de Montvendre entre mars 2009 et juin 2010 sont présentés dans le tableau 2-5. La moyenne présentée est pondérée par le cumul mensuel des précipitations.

	Oxygène-18	Deutérium
Moyenne pondérée	-8.78	-61.98
Maximum	0.43	-11.69
Minimum	-14.03	-99.16
Ecart-type	2.75	21.13

Tableau 2-5 : Statistique des résultats des isotopes stables de la molécule d'eau sur les précipitations (‰ vs SMOW)

La moyenne pondérée est assez faible par rapport à l'altitude de la station. Les 6 épisodes neigeux (hauteur de neige cumulée supérieure à 1m) et les températures particulièrement froides de l'hiver 2009-2010 expliquent ces teneurs faibles.

Le graphique présenté sur la figure 2-19 montre la variation des teneurs en oxygène-18 entre février 2009 et mai 2010. Les valeurs sont très appauvries lors des mois d'hiver (jusqu'à -14 ‰ en février 2010) et largement enrichies en été ($+0,43 \text{ ‰}$ en juillet et -4 ‰ en août 2009). L'appauvrissement des eaux de pluies en période hivernale est expliqué par l'augmentation des précipitations issues des flux d'Atlantique nord et des flux mixtes, tout deux appauvris en isotopes stables par rapport aux flux méditerranéens plus importants en été, au printemps et à l'automne (Celle, 2000). Ce phénomène est accentué durant l'hiver 2010 en raison des températures particulièrement froides de cette période et de l'intensité et de la fréquence des précipitations neigeuses. Les valeurs du mois de juillet 2009 sont particulièrement élevées. La hauteur de pluies cumulées est très faible au cours de ces mois et les températures sont élevées. Un phénomène d'évaporation des gouttes de pluies en cours de chute est très probable.

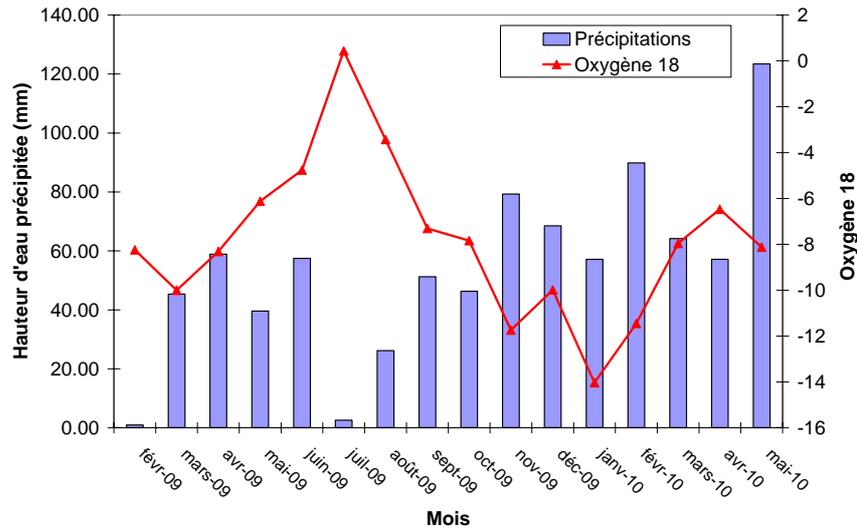


Figure 2-19 : Variation des teneurs en oxygène-18 (% vs SMOW) dans les précipitations de Montvendre (216 m NGF)

2.2.2.3 Résultats obtenus

Les statistiques des résultats obtenus sur les eaux de la nappe profonde sont présentées dans le tableau 2-6. Les résultats d'analyses complets sont présentés en annexe 5.

Les teneurs en ^{18}O et ^2H sont très variables dans l'aquifère molassique et présentent un écart type important.

	$\delta^{18}\text{O}$	$\delta^2\text{H}$
Moyenne	-8.32	-57.15
Médiane	-8.35	-57.00
Maximum	-7.30	-49.60
Minimum	-9.67	-68.34
Ecart-type	0.49	3.36

Tableau 2-6 : Moyennes des teneurs en ^{18}O et ^2H sur l'aquifère molassique (en ‰ vs SMOW)

Les eaux des sources de la Verrerie, à Roybon ont également été prélevées entre février 2009 et février 2010. La moyenne des teneurs est de -9,4 et -64,2 ‰ respectivement pour l'oxygène-18 et le deutérium, soit des valeurs proches des maximales observées dans les eaux souterraines.

2.2.2.4 Définition de la droite météorique locale

2.2.2.4.1 Données bibliographiques

Selon plusieurs études, les droites météoriques locales du sud-est de la France sont de la forme :

- pour Thonon : $\delta\text{D} = 7,6 (\pm 0,1) \delta^{18}\text{O} + 3,9 (\pm 1,1)$ (Triganon, 2002)
- pour la Loire : $\delta\text{D} = 7,82 (\pm 0,1) \delta^{18}\text{O} + 6,9 (\pm 2,3)$ (Gal, 2005)
- pour Carpentras : $\delta\text{D} = 7,5\delta^{18}\text{O} + 7,5$ (Celle H. 2000)

De façon plus générale, Craig (1961) a calculé la droite météorique théorique obtenue dans les conditions d'équilibre à partir des coefficients de fractionnement: $\delta\text{D} = 8\delta^{18}\text{O} + 10$.

Cette relation a été confirmée par Rozanski et al. (1993) à partir des moyennes annuelles pondérées des teneurs isotopiques des précipitations du réseau mondial des stations de l'AIEA : $\delta D = 8,13\delta^{18}O + 10,8$.

Sur le bassin de Valence une droite météorique locale a été définie par De la Vaissière (2006). Cet auteur a utilisé les teneurs en isotopes stables des forages dénués de tritium, ces derniers sont en effet supposés ne pas être influencés par la réinfiltration d'eaux d'irrigation évaporées. L'équation de cette droite est $\delta D = 7,6 \delta^{18}O + 7,5$.

2.2.2.4.2 Les eaux de pluies

Les valeurs mesurées sur les précipitations de Montvendre ont été reportées dans le diagramme δ^2H versus $\delta^{18}O$ (figure 2-20). Les teneurs isotopiques des précipitations sont alignées le long d'une droite d'équation $\delta D = 7,8 \delta^{18}O + 7,2$ (coefficient de corrélation de 0,97). L'emplacement de l'analyse des précipitations du mois de juillet 2009, très en dessous de la droite météorique mondiale, indique un phénomène important d'évaporation, confirmant les observations réalisées précédemment sur les eaux de pluies.

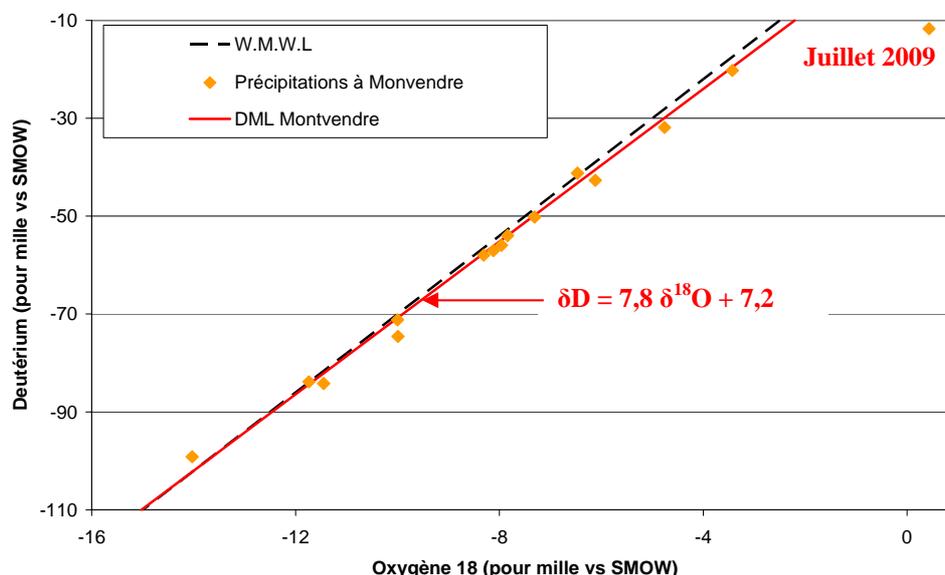


Figure 2-20 : Diagramme deutérium vs oxygène-18 dans les précipitations de Montvendre (216m NGF)

La pente de droite de régression calculée pour les teneurs en isotopes stables de l'eau dans les précipitations de Montvendre est très proche de celle calculée par Gal pour la Loire (2005), et légèrement inférieure à celle de la droite météorique mondiale (WMWL).

Il est cependant difficile de caractériser le signal d'entrée dans un aquifère à partir des seules mesures de précipitations. En effet, le ruissellement, l'interception par la végétation ou l'évaporation peuvent modifier le signal d'entrée des précipitations (Celle, 2000). De plus, nous ne disposons que d'une seule année de suivi, ce qui n'est pas suffisant pour caractériser les précipitations étant donné la complexité du climat dans le Sud-Est de la France. Par ailleurs, l'eau souterraine correspond à un nombre variable d'années de recharge.

2.2.2.4.3 Relation entre oxygène-18 et deutérium dans les eaux du Bas-Dauphiné

Les résultats d'analyses connus sur l'ensemble de l'aquifère molassique ont été reportés dans le diagramme oxygène-18 versus deutérium sur la figure 2-21.

Sur cette figure nous distinguons deux types d'eaux :

- la famille A, qui correspond à des eaux sans tritium et avec peu ou pas de nitrates, et donc probablement infiltrées avant les années 60,
- la famille B, qui correspond à des eaux plus jeunes avec du tritium.

La droite de régression des ouvrages de la Famille A présente une pente proche de la droite de régression calculée pour les eaux de pluies de Montvendre, et légèrement inférieure à la pente de la WMWL. Avec une pente de 3,7, la droite de régression calculée pour les eaux de rivières indique un effet d'évaporation important. La majorité des puits et des ouvrages de la famille B se trouve entre la droite de régression calculée pour les eaux de rivière et celle calculée pour les ouvrages de la famille A. Les eaux superficielles et les forages de la famille B sont donc également alimentés en partie par des eaux évaporées.

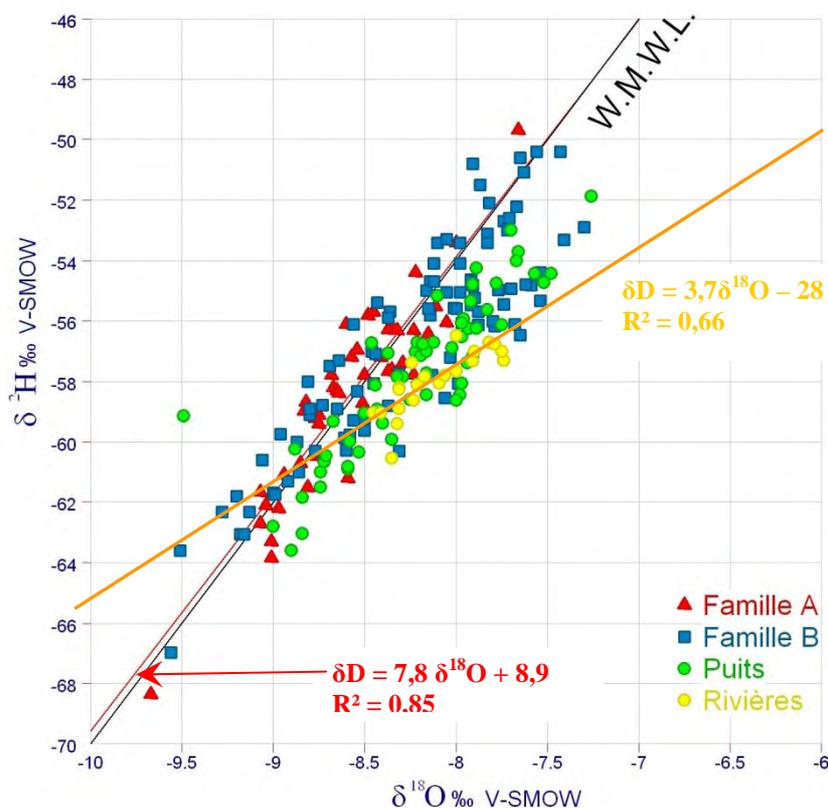


Figure 2-21 : Diagramme ^{18}O vs D des eaux de forage de l'aquifère molassique (en ‰ vs SMOW).

Ce phénomène d'évaporation ne peut être expliqué que par l'irrigation. Le développement de l'irrigation dans la plaine de Valence ayant commencé dans les années 1960-1970, la droite d'évaporation permet de caractériser des eaux récentes et devient un indicateur du temps de séjour de l'eau dans l'aquifère.

Les ouvrages de la famille A captent des eaux infiltrées avant 1960, non influencées par des phénomènes d'évaporation d'origine anthropique. On peut donc considérer la droite de régression calculée pour ces ouvrages comme étant la droite météorique locale. Il apparaît que la pente de cette droite est plus élevée que celle calculée par De La Vaissière. L'élargissement

vers le nord du secteur d'étude en est probablement la raison, les températures moins élevées au nord limitent l'évaporation naturelle de l'eau et son enrichissement en oxygène-18.

D'autre part on observe deux ouvrages ayant des teneurs en oxygène-18 et deutérium plus faibles que les autres. Tous deux se trouvent sur une même ligne d'écoulement, au centre de la vallée de la Valloire.

2.2.2.5 L'effet de continentalité

L'eau de pluie prend naissance au niveau des océans, la masse nuageuse traverse ensuite le continent, les précipitations issues de cette masse seront de moins en moins riches en isotopes lourds au fur et à mesure de son avancée. C'est ce que l'on nomme "effet de continentalité". Dans la vallée du Rhône il existe un gradient latitudinal entre Montpellier et Lyon (Bonté, 2006). Les $\delta^{18}\text{O}$ des pluies sont en effet enrichis d'environ 1 ‰ tous les 100 km du nord vers le sud.

La figure 2-22 représente les teneurs en oxygène-18 en fonction de l'abscisse des points prélevés sur la zone d'étude en coordonnées Lambert II étendues (m), les plus faibles longitudes étant situées les plus au sud. On observe que les teneurs en oxygène-18 ont tendance à être appauvries du sud vers le nord. La pente indiquée par Bonté de 1 ‰ tout les 100 km est cohérente avec ces résultats.

Ce graphique met également en évidence un groupe de points (rectangle rouge), tous situés à l'extrémité nord-ouest du périmètre d'étude, et pour lesquels les teneurs en oxygène-18 sont légèrement enrichies par rapport aux autres ouvrages. Le regroupement de ces ouvrages sur un même secteur géographique implique que cet enrichissement est probablement lié au mode de recharge de l'aquifère pouvant être soit des températures plus élevées sur la zone de recharge, soit un phénomène d'évaporation avant atteinte de la zone saturée. Ces deux hypothèses sont possibles. En effet, les données météorologiques montrent qu'il existe un effet de Foehn à proximité de ces ouvrages, impliquant des températures annuelles globalement plus élevées et des précipitations plus faibles que celles observées à Lyon ou encore dans la vallée de la Valloire. D'autre part, ces points se trouvent tous légèrement en dessous de la droite météorique locale, impliquant un phénomène d'évaporation ce qui va plutôt dans le sens de la deuxième hypothèse. Le fait que cette observation concerne à la fois des ouvrages captant des eaux relativement anciennes et des ouvrages captant des eaux jeunes indique que la zone de recharge est sensiblement la même pour ces deux types d'eau.

Deux ouvrages de la vallée de la Valloire se détachent également, indiquant de faibles teneurs en oxygène-18 par rapport à leur latitude. Cet appauvrissement peut s'expliquer soit par une altitude de recharge particulièrement élevée, soit par la présence d'eaux anciennes, infiltrées sous un climat froid, avant la transition climatique Tardiglaciaire/Holocène (Clark et al, 1997).

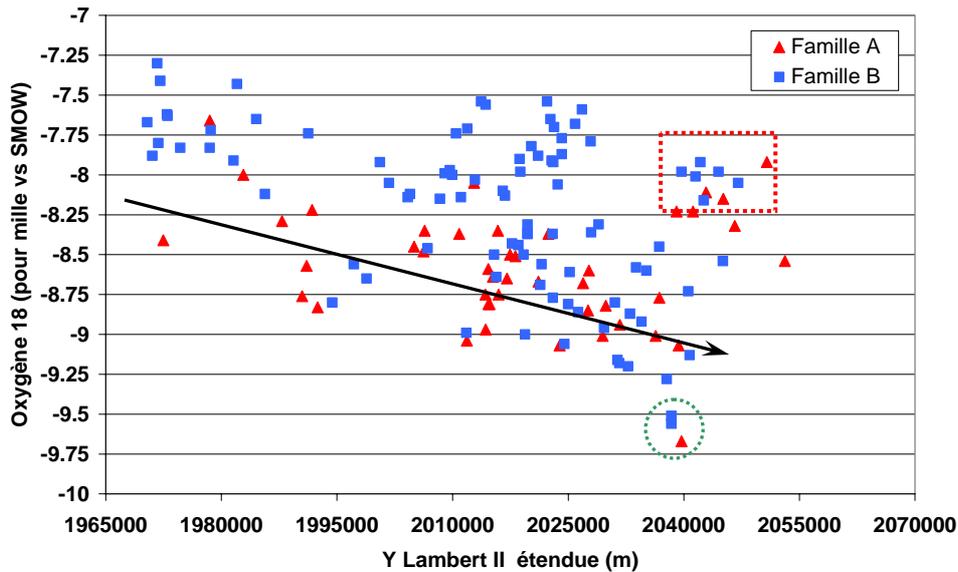


Figure 2-22 : Teneurs en Oxygène-18 des prélèvements en fonction des coordonnées Lambert II des points de prélèvement

2.2.2.6 L'effet d'altitude et le gradient altitudinal

L'effet d'altitude est l'appauvrissement de l'eau de pluie en isotopes stables avec l'augmentation de l'altitude, lié à un refroidissement de la masse nuageuse entraînant une décharge importante du nuage. Il est possible de définir un gradient altitudinal des teneurs isotopiques des précipitations. En règle générale, l'appauvrissement en deutérium varie entre -1 et -4 ‰ δD par 100m (Clark et al, 1997). Sur le bassin de Valence, De La Vaissière (2006) avait déterminé un gradient altitudinal de -2,2 ‰ δD par 100m.

Afin de déterminer ce gradient, nous avons utilisé les teneurs en isotopes stables des ouvrages captant des eaux jeunes infiltrées à proximité du point de prélèvement, et alignés sur la droite météorique locale, donc non concernés par des phénomènes d'évaporation. Nous avons également ajouté la moyenne des valeurs mesurées sur les sources de Roybon (pas d'irrigation sur ce bassin). Les teneurs en deutérium en fonction de l'altitude des ouvrages sont représentées sur la figure 2-23. Tous les points sont alignés sur une droite avec un bon coefficient de détermination ($r^2 = 0,97$). Cette droite a pour équation : $\delta D = -0,0255 * Z - 48,2$. Le gradient altitudinal est donc de -2,5 ‰ δD par 100m soit très légèrement plus élevé que celui déterminé par De La Vaissière.

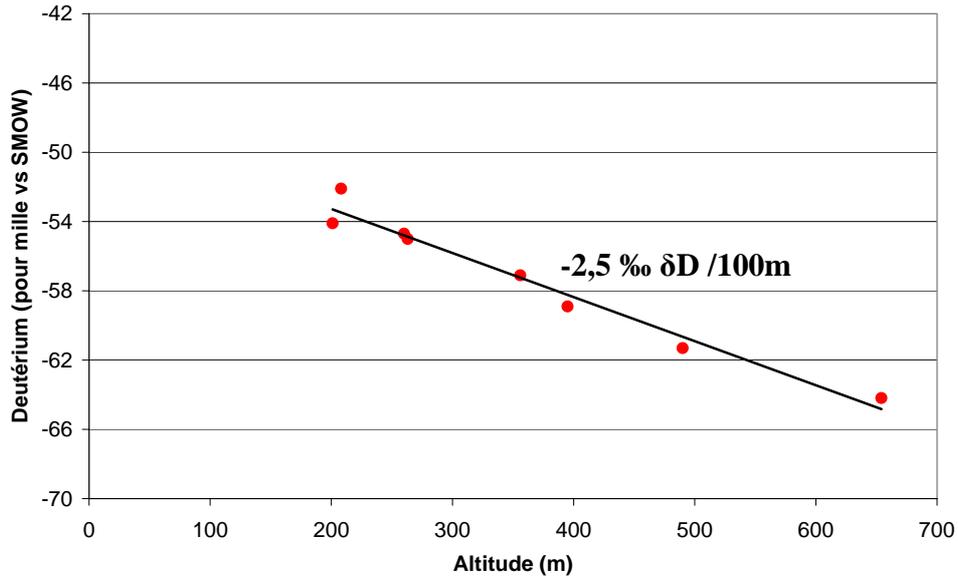


Figure 2-23 : Relation entre deutérium (en ‰ vs SMOW) et altitude

A partir de cette équation il est possible de calculer pour chaque ouvrage l'altitude moyenne du bassin versant des eaux captées.

La figure 2-24 présente l'altitude des forages en fonction de l'altitude calculée. Les seuls ouvrages se situant en dessous de la zone d'incertitude appartiennent à la famille B, les phénomènes d'évaporation sont à l'origine de ces erreurs.

Les deux forages de la vallée de la Valloire se détachent à nouveau nettement des autres forages avec une altitude de bassin versant supérieure à 700m.

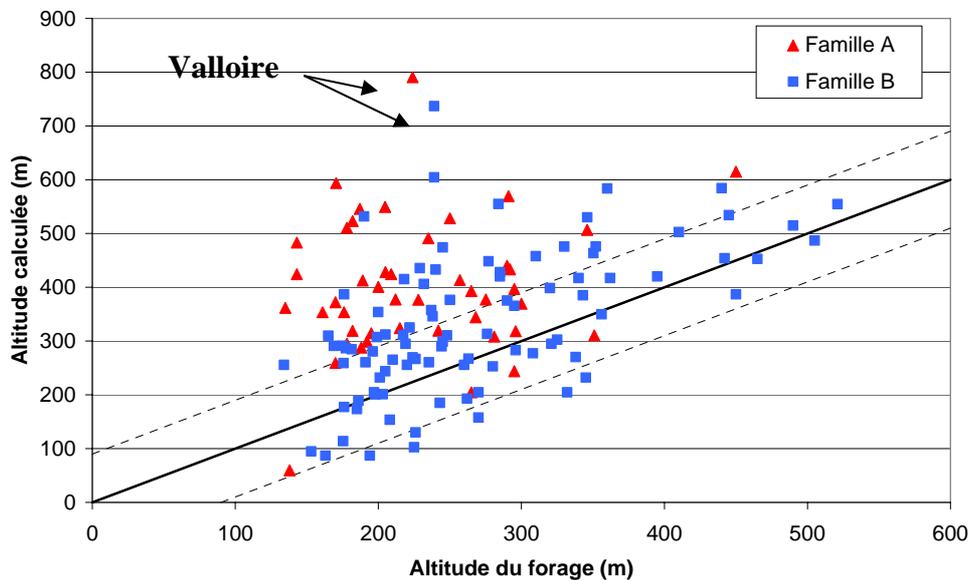


Figure 2-24 : Altitude des forages en fonction de l'altitude calculée

2.2.2.7 Répartition spatiale

2.2.2.7.1 Répartition spatiale des teneurs isotopiques

La figure 2-25 présente la répartition spatiale de l'oxygène-18 dans l'aquifère molassique. Cette carte montre que les teneurs en oxygène-18 sont généralement plus appauvries au nord et sur le relief de la Drôme des collines.

Les secteurs 25 et 24 ont des valeurs plus enrichies que celles auxquelles on pourrait s'attendre étant donné leur situation, à l'extrémité nord ouest du bassin. Il s'agit des ouvrages déjà remarqués sur la figure 2-22. D'après la carte piézométrique, ces ouvrages ont une aire d'alimentation située au niveau du plateau de Bonnevaux. Beaucoup de lacs sont présents sur ce secteur, un enrichissement des eaux par évaporation avant infiltration est donc possible. Cependant aucun forage n'est connu sur le plateau de Bonnevaux ce qui ne permet pas d'aller plus loin dans l'interprétation.

De façon plus détaillée, on observe que les secteurs 21, 26 et 27 présentent des valeurs faibles révélant un bassin d'alimentation éloigné du point de prélèvement. Pour le forage d'Auberives en Royans (26), la proximité des reliefs du Vercors peut expliquer ces valeurs appauvries.

Les forages pour lesquels des valeurs très faibles en oxygène-18 et deutérium ont été observées se situent sur les secteurs 23 et 21.

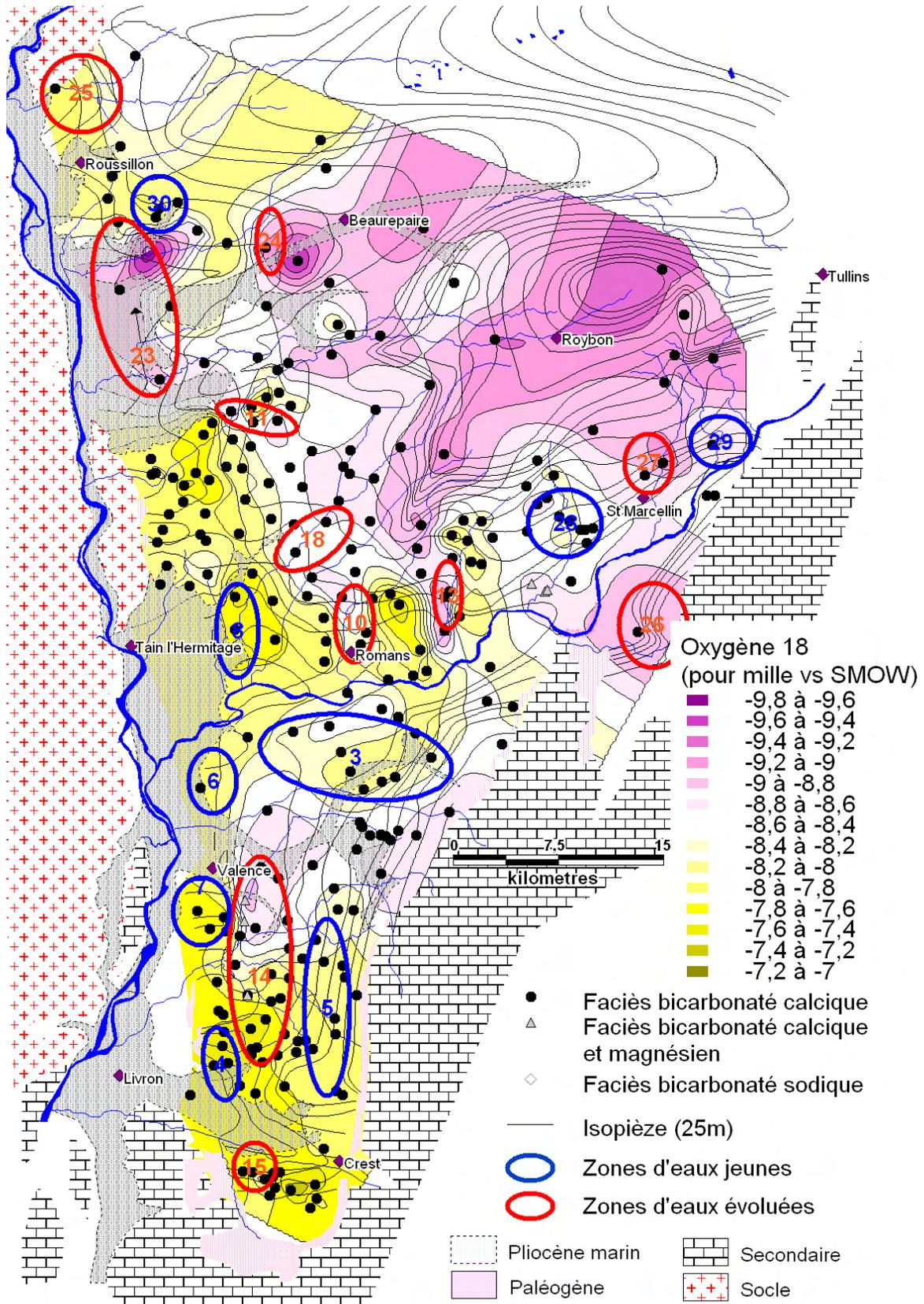


Figure 2-25 : Carte de répartition de l'oxygène-18 dans l'aquifère molassique

La figure 2-26 représente la répartition du deutérium dans l'aquifère molassique. Cette carte est logiquement très semblable à la carte de répartition de l'oxygène-18.

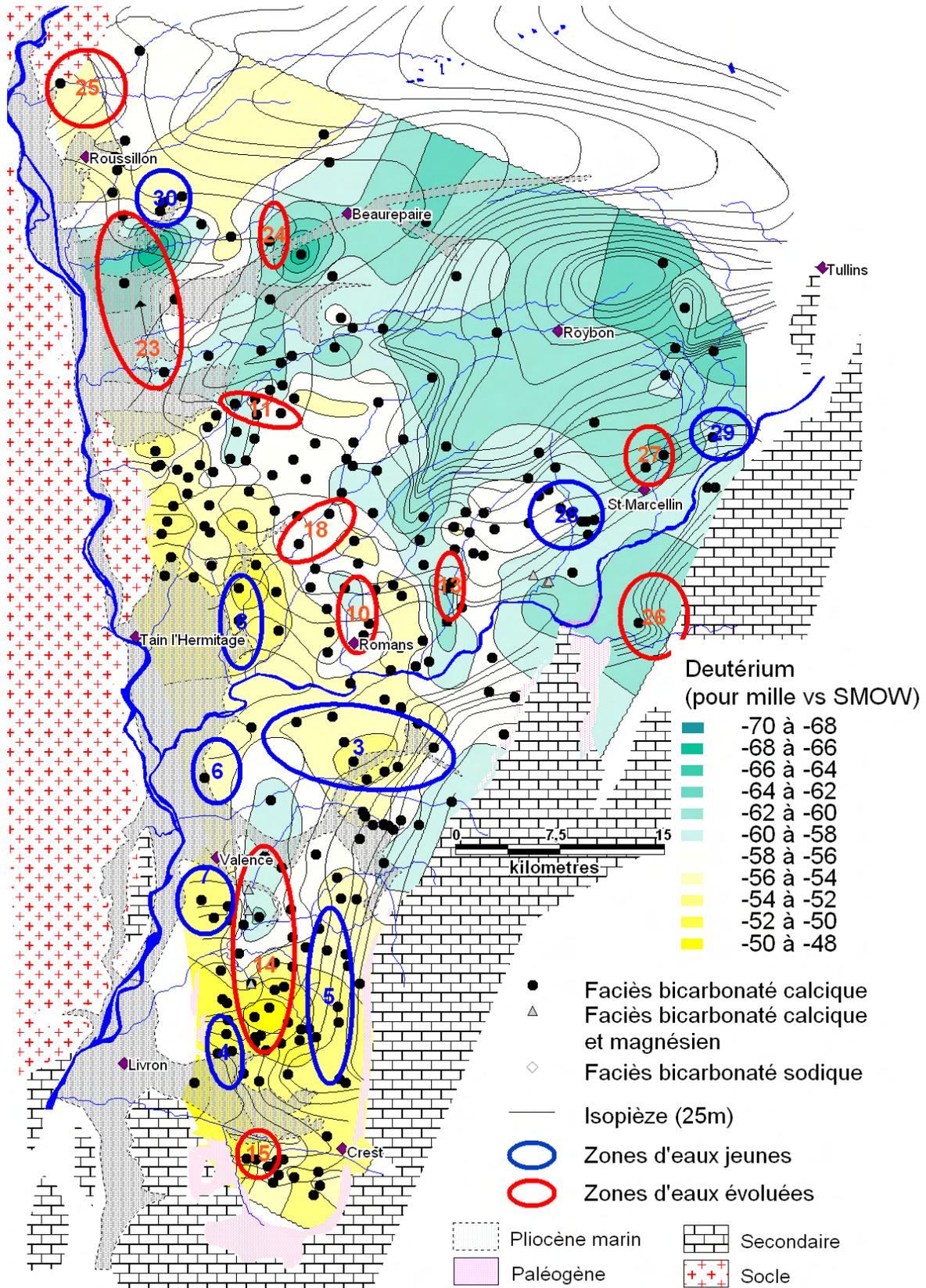


Figure 2-26 : Carte de répartition du deutérium dans l'aquifère molassique

2.2.2.7.2 Relation avec l'altitude d'infiltration

Sur la figure 2-27 le calcul des différences entre l'altitude du point de prélèvement et l'altitude moyenne du bassin versant (ΔZ) a été effectué à partir du gradient altitudinal de $-2,5 \text{ ‰ } \delta D/100m$.

Sur cette carte il apparaît que les secteurs 21, 23, 26 et 27 ont des différences entre l'altitude d'infiltration et l'altitude du point de prélèvement élevées. Sur le département de la Drôme, ce sont les secteurs 13, 14 et 20 qui indiquent les ΔZ les plus élevés.

Pour le secteur 23, la différence d'altitude a été estimée à 600m, ce qui suggère que l'altitude moyenne du bassin versant de l'ouvrage concerné est proche de 800m. Compte-tenu de la piézométrie de l'aquifère molassique et des altitudes maximales observées sur le bassin, cette hypothèse est très peu probable. Cette observation vient alimenter l'hypothèse selon laquelle le forage est alimenté au moins en partie par une eau marquée par la transition climatique Tardiglaciaire / Holocène. La conservation du signal paléoclimatique de cette transition a en effet été mise en évidence dans de nombreuses études, elle se caractérise par un appauvrissement des teneurs en isotopes stables entre 10 000 et 20 000 ans. La localisation précise de la transition climatique est très délicate en raison des incertitudes existantes sur les datations au carbone-14 et de la variabilité spatiale. En France, les données en isotopes stables sur l'aquifère molassique de Valréas (Huneau, 2000) indiquent que la transition climatique a eu lieu il y a 18 000 à 20 000 ans. Une autre étude sur les aquifères profonds du nord de l'Aquitaine estime que la transition Pléistocène / Holocène a eu lieu il y a 12 000 à 15 000 ans (Jiráková et al, 2009). Sur ces deux ensembles, un enrichissement de 2 à 2,2 $\delta^{18}O \text{ ‰}$ et de 10 à 12 $\delta^2H \text{ ‰}$ est observé depuis le maximum glaciaire jusqu'à l'Holocène. Finalement, pour notre secteur d'étude, seule la datation des eaux de l'ouvrage au carbone 14 permettra de confirmer cette hypothèse.

Le secteur 25 indique une différence d'altitude assez faible. Cependant, et comme expliqué précédemment, les eaux de ce secteur sont marquées par un phénomène d'évaporation, ce qui implique que l'altitude du bassin versant est sous estimée. Ces observations permettent également de confirmer que le bassin d'alimentation de ces ouvrages se situe sur le massif de Bonnevaux.

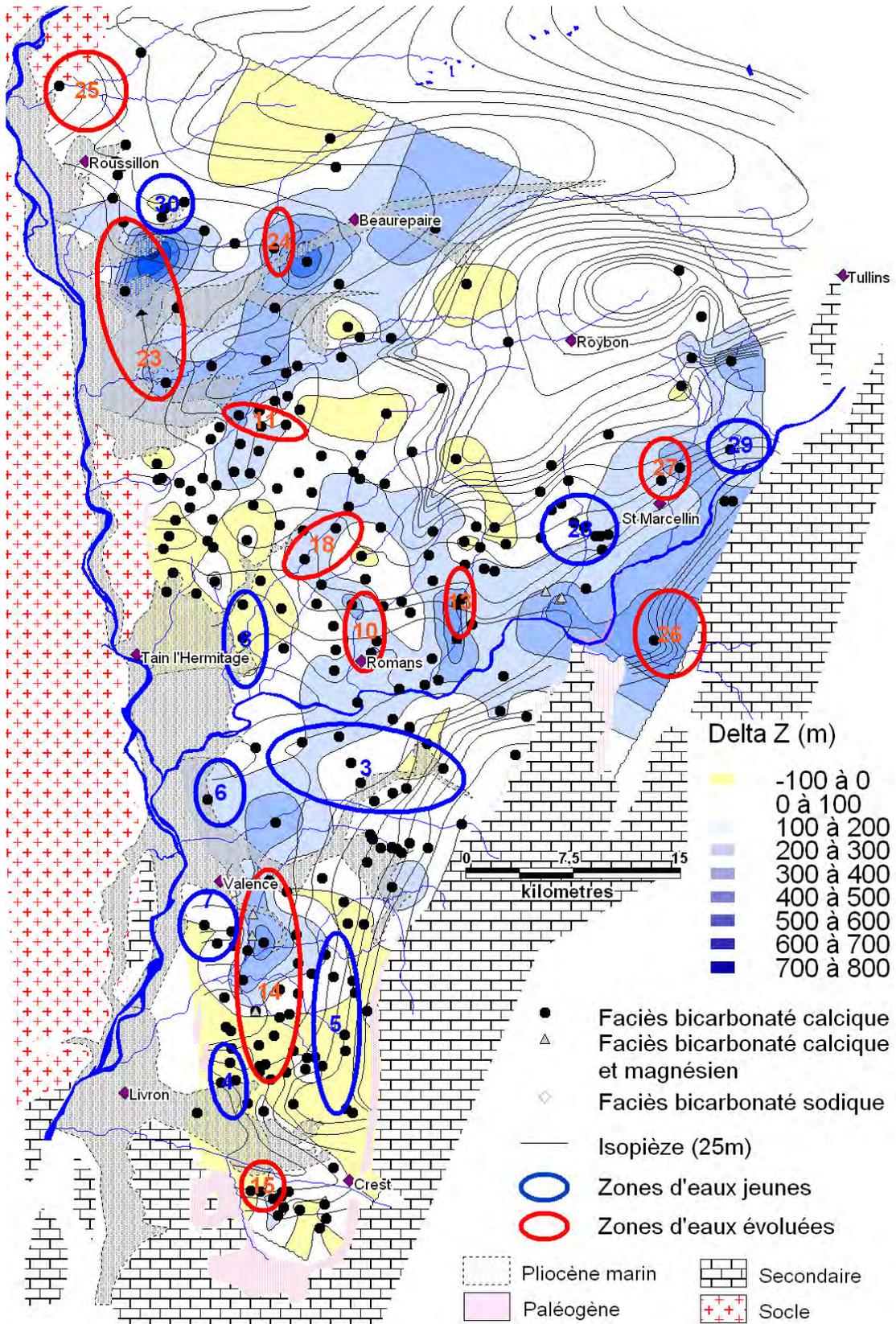


Figure 2-27 : Carte des différences d'altitude entre les points de prélèvement et le bassin versant

2.3 Utilisation des isotopes du carbone

L'utilisation des isotopes du carbone est devenue un outil classique dans les études hydrogéologiques. En effet la longue demi-vie du carbone 14 (5730 ans) permet d'estimer le temps de séjour moyen des eaux jusqu'à 30000 ans.

2.3.1 Principes d'utilisation

L'utilisation du carbone 14 en hydrogéologie est basée sur l'incorporation du ^{14}C contenu dans le CO_2 atmosphérique dans les eaux lors de leur infiltration vers la nappe.

La méthode consiste à mesurer l'activité résiduelle en carbone 14 du carbone minéral total dissous (CMTD), cette activité est exprimée en pourcentage de carbone moderne (pcm). Le principe de calcul de l'âge radiocarbone se base sur la relation de décroissance radioactive suivante :

$$t = \frac{T}{\ln 2} \cdot \ln\left(\frac{A_0}{A_t}\right) \quad \text{Équation 2-4}$$

Avec : t : temps de séjour moyen de l'eau dans l'aquifère,

T : période de demi-vie du ^{14}C , égale à 5730 ± 40 ans (Godwin, 1962 dans Mook et al, 2000),

A_0 : activité initiale de ^{14}C du CMTD, soit l'activité du ^{14}C au moment de l'infiltration,

A_t : activité résiduelle en ^{14}C du CMTD.

L'activité initiale (A_0) en carbone 14 est le principal facteur limitant de cette méthode. En effet, elle dépend de l'activité en ^{14}C du CO_2 du sol au moment de l'infiltration des eaux. Mais, lors du transit des eaux dans la zone non saturée et dans l'aquifère, des échanges ont lieu avec la matrice carbonatée dont l'âge souvent ancien implique une activité en ^{14}C nulle. Ceci a pour effet un abaissement des activités en ^{14}C du CMTD et donc un vieillissement apparent des eaux. Plusieurs modèles de correction sont proposés dans la littérature (Fontes, 1992 ; Kalin, 1999), les équations de ces modèles sont détaillées en annexe 7. La première grande famille de modèles se base sur la dilution chimique (Tamers, 1967 ; Olive, 1998) ou isotopique (Pearson, 1964) du CMTD entre le $\text{CO}_{2(g)}$ du sol et les carbonates de la matrice aquifère. La deuxième famille se base sur le phénomène d'échanges isotopiques, avec ou sans fractionnement isotopique entre le CMTD, la phase gazeuse et la matrice carbonatée (modèles de Fontes et Garnier, 1979 ; le modèle de Salem et al nommé modèle AIEA, 1980 ; le modèle de Evans, 1979 ; le modèle de Eichinger, 1983).

Dans l'aquifère molassique du bas-Dauphiné, on distingue essentiellement deux sources principales de carbone, le CO_2 biogénique du sol et la matrice carbonatée. Leurs signatures isotopiques ont été déterminées par De La Vaissière (2006) :

- le $\delta^{13}\text{C}$ du CO_2 du sol est proche de -21,5 ‰, et l'activité du carbone-14 du CO_2 atmosphérique est fixée à 100 pcm afin de s'affranchir des variations des teneurs

atmosphériques du radiocarbone. On peut néanmoins noter que lors des essais thermonucléaires, les activités en carbone-14 ont atteint 200 pcm.

- concernant la matrice carbonatée de l'aquifère, la teneur moyenne mesurée dans les échantillons analysés par cet auteur est de -3,6 ‰ vs pdb et l'activité en carbone-14 est considérée comme nulle.

2.3.2 Calcul de l'âge de l'eau

2.3.2.1 Utilisation d'indicateurs du temps de séjour

Afin de permettre une vérification des différents modèles de correction de l'activité initiale (A_0) du carbone 14 il est nécessaire de définir un indicateur de temps de séjour de l'eau dans l'aquifère.

Nous avons vu précédemment que la dissolution des carbonates, les échanges de bases et dans une moindre mesure l'hydrolyse des silicates sont les principaux phénomènes géochimiques entrant en jeu dans l'aquifère molassique du Bas-Dauphiné.

De la Vaissière a proposé de calculer un indice du temps de séjour en fonction des teneurs en magnésium, sodium, silice, nitrates et tritium. Une note est attribuée à chacun des éléments en fonction de sa concentration dans l'échantillon selon les critères de notation suivants :

Note	Mg (mg/L)	Na (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	SiO ₂ (mg/L)	3H (UT)
1	> 20	>30	≤ 5	> 25	≤ 2 et sous le seuil
5	10 < ≤ 20	10 < ≤ 30	5 < ≤ 13	20 < ≤ 25	1 < ≤ 4
10	≤ 10	≤ 10	> 13	≤ 20	> 4

Tableau 2-7 : Notes attribuées en fonction des concentrations pour chaque élément considéré dans le calcul de l'indicateur du temps de séjour

Pour chaque échantillon la somme des notes obtenues est égale à l'indice i , les eaux les plus évoluées ayant les notes les plus faibles et les eaux les plus récentes, les notes les plus élevées.

De la Vaissière propose le regroupement suivant :

- pour i compris entre 5 et 20, les eaux sont probablement anciennes (plus de cent ans),
- pour i compris entre 35 et 50, les eaux sont récentes (quelques dizaines d'années maximum),
- pour i compris entre 20 et 35, les eaux sont la résultante de mélanges d'âges intermédiaires entre les deux groupes précédents.

Un autre indicateur a été proposé par Lalbat et al (2007) sur le bassin molassique de Carpentras. Il tient compte de la dissolution de la dolomite, du gypse et de l'anhydrite ainsi que des échanges de bases. Cet indicateur nommé i_L est défini selon l'équation suivante :

$$i_L = \frac{Mg^{2+} - a(SO_4^{2-} - SO_4^{2-(0)})}{Ca^{2+} - b(SO_4^{2-} - SO_4^{2-(0)})} + \frac{(Na^+ + K^+)}{(Ca^{2+} + Mg^{2+})} \quad \text{Équation 2-5}$$

Avec $b = (1 + k \cdot s) - 1$; $a = k \cdot s \cdot b$; $k = K_{dol} \cdot K_{cc-2}$; $s = 10SI_{dol} \cdot 102SI_{cc}$; SI_{dol} et SI_{cc} sont les indices de saturation de la dolomite et de la calcite respectivement, et SO_4^{2-} est une estimation de la teneur en sulfates sans dissolution de gypse ou d'anhydrite.

Dans l'aquifère molassique du Bas-Dauphiné, la dissolution du gypse n'entre en compte que dans le bassin de Crest. Alors, SO_4^{2-} est égal à $\text{SO}_4^{2-(0)}$, et l'équation 2-6 se réécrit de la façon suivante :

$$i_L = \frac{\text{Mg}^{2+}}{\text{Ca}^{2+}} + \frac{(\text{Na}^+ + \text{K}^+)}{(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})} \quad \text{Équation 2-6}$$

Dans cette formule les concentrations sont exprimées en milliéquivalent par litre.

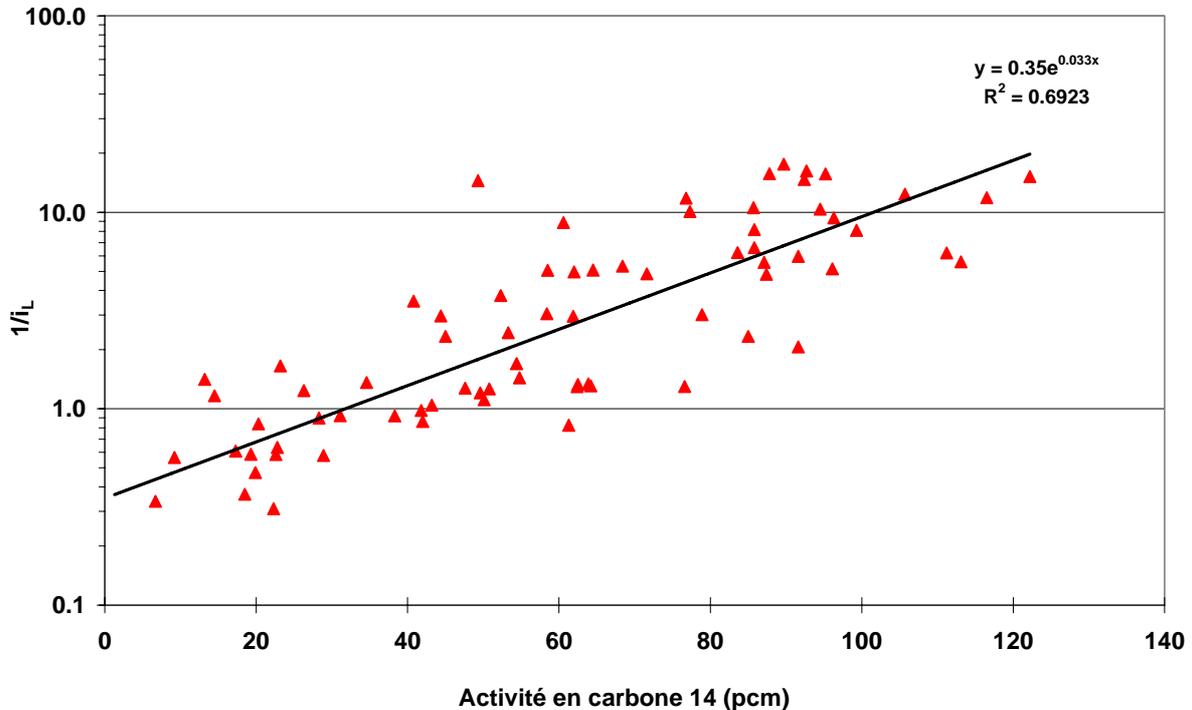


Figure 2-28: Corrélation entre $1/i_L$ et l'activité en carbone 14 (échelle semi-logarithmique, données 2009-2010 et De La Vaissière, 2006)

Sur le diagramme présenté sur la figure 2-28, 76 analyses réparties sur l'ensemble du territoire d'étude sont présentées.

Avec un coefficient de corrélation de 0,69, l'activité en carbone 14 est assez bien reliée à $1/i_L$. L'ouvrage le plus écarté de la droite de régression est le forage de reconnaissance de Roybon (F380). La teneur en tritium de l'eau captée par cet ouvrage est de $4,6 \pm 0,6$ UT, soit des eaux d'âge intermédiaire ou de mélange, ce qui correspond plus à l'indicateur du temps de séjour qu'à l'activité en carbone 14. Un mélange entre des eaux très anciennes et récentes est envisageable pour cet ouvrage.

Cet indicateur a l'avantage de ne nécessiter que les analyses en ions majeurs. La carte de répartition de l'indicateur est présentée dans la figure 2-29. Les secteurs sur lesquels des eaux anciennes ont été identifiées (teneurs en magnésium élevée, pas de tritium, et bassin d'alimentation situé en altitude) précédemment (13, 14, 18 à 21 et 23 à 26) ressortent à nouveau avec des valeurs de $1/i_L$ faibles, soit des temps de séjour assez longs.

Le secteur 17 est influencé par la dissolution du gypse et la proximité des marnes oligocènes, impliquant des valeurs de $1/i_L$ faibles.

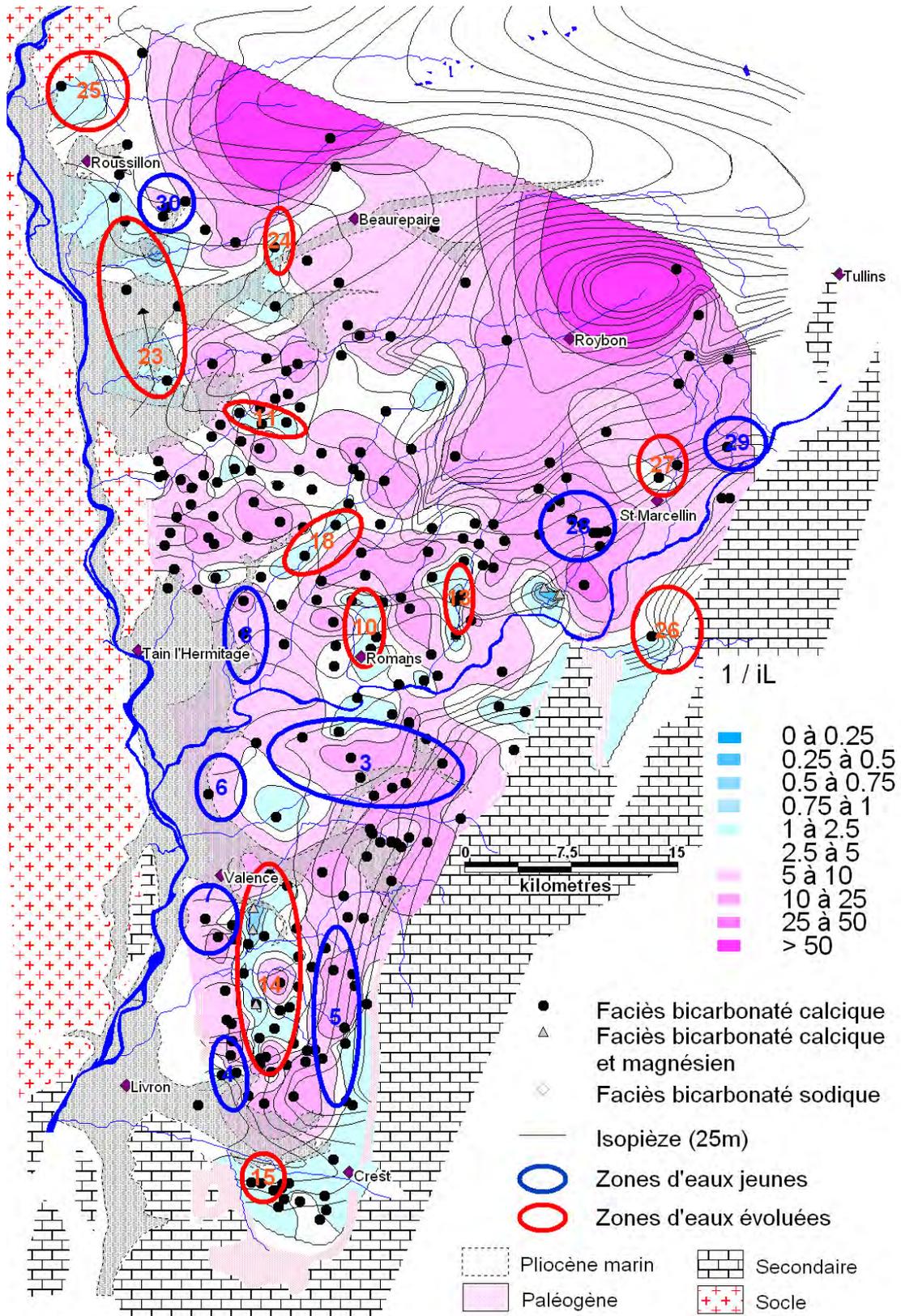


Figure 2-29 : Répartition de l'indicateur du temps de séjour $1/i_L$

A partir de ces deux indicateurs, une évaluation de l'âge de l'eau pour les ouvrages sur lesquels nous disposons de données en ^{14}C est proposée dans le tableau 2-8. Les ouvrages captant des eaux récentes et ceux captant des eaux anciennes sont clairement identifiés, avec une bonne adéquation des deux indicateurs.

Les eaux définies d'âge intermédiaire selon De La Vaissière sont souvent plus jeunes selon l'indicateur défini par Lalbat et il devient nécessaire de recourir aux données de tritium pour permettre une estimation correcte de l'âge de l'eau.

Numéro forage	A ¹⁴ C	δ ¹³ C	Ca	Mg	Na	K	NO ₃	SiO ₂	³ H ±		i	1/i _L	Age probable
	pcm	‰ vs PDB							mg/L				
385	76.8	-13.18	56.42	1.18	2.99	0.64	16.85	16.6	7.4	0.3	50	11.8	Actuel
388	96.3	-13.16	64.67	2.23	3.43	0.82	24.12	13.6	4.1	0.8	50	9.4	Actuel
1322	92.7	-15.28	115.3	2.22	3.73	0.58	33.43	18	9.7	0.7	50	16.2	Actuel
1368	89.7	-14.56	92.4	3.10	0.16	0.03	27.07	0.5	8.4	0.6	50	17.6	Actuel
1377	111.2	-14.84	142.7	9.02	9.83	0.72	43.82	18	8.2	0.8	50	6.2	Actuel
1478	116.5	-15.6	98.75	3.22	3.22	0.71	30.78	12.5	7.8	0.7	50	11.9	Actuel
1654	105.7	-14.5	132.8	3.26	5.79	1.02	40.19	15	6.6	0.6	50	12.4	Actuel
1710	87.8	-14.81	88.85	1.21	3.98	0.53	97.26	14.5	9	0.4	50	15.7	Actuel
1372	122.2	-15.69	89.07	1.55	3.37	0.91	8.81	7.3	10	0.6	45	15.2	Actuel
1704	113.1	-14.85	89.65	7.73	3.82	0.85	24.49	13.6	10.9	0.5	50	5.6	Actuel
1809	87.1	-12.88	77.8	5.99	4.82	0.84	4.38	11.3	8	0.6	45	5.6	Actuel
382	96.1	-13.86	68.93	5.59	4.94	0.81	7.23	14.6	1	0.4	40	5.2	Interm.
1513	87.4	-14.17	62.39	5.3	4.93	0.91	6.12	15.7	0.4		36	4.8	Interm.
1668	61.9	-12.42	65.22	9.46	8.59	0.98	7.38	22.8	0.8	0.4	30	3.0	Interm.
1468	85.7	-14.2	71.28	2.29	3.18	0.71	4.12	19.2	1.1		32	10.6	Interm.
1706	77.3	-14.42	66.73	1.76	4.07	0.63	0.77	20.8	1		27	10.1	Interm.
1799	60.6	-13.3	93.27	4.09	4.26	0.65	0	16.8	0.4		32	8.9	Interm.
1801	53.3	-11.58	64	15.8	0.33	0.05	7.4	1.2	1.2		31	2.4	Interm.
1807	58.4	-12.09	67.36	10.51	6.28	1.09	0	19.2	0.9		27	3.0	Interm.
1361	64.2	-11.24	58.59	24.89	6.51	1.55	1.17	17.5	1		23	1.3	Ancien
1678	23.2	-8.08	59.84	18.65	8.77	1.22	0	23.3	1.1		22	1.7	Ancien
1651	9.2	-9.1	28.3	6.96	59.88	4.17	0	41.3	0.6	0.7	14	0.6	Ancien
1480	62.5	-13.1	44.44	15.26	13.27	2.82	0	47.3	0.3		13	1.3	Ancien
884	14.5	-7.88	47.33	21.26	10.45	1.23	0.01	23.3	1.1		13	1.2	Ancien
1813	13.2	-11.1	47.76	15.18	14.66	1.23	0	26.2	0.8		13	1.4	Ancien

Tableau 2-8 : Estimation de l'âge de l'eau à partir des indicateurs de temps de séjour

2.3.2.2 Degrés d'ouverture du système

Le choix d'un modèle de correction des âges dépend des conditions géochimiques régnant à l'intérieur de l'aquifère, en particulier du degré d'ouverture du système vis-à-vis du CO_{2(g)} du sol.

Lorsque le système est ouvert sur le CO_{2(g)} du sol, la dissolution de la calcite se produit avec un apport constant de CO_{2(g)}. La signature isotopique de la solution est alors imposée par la phase gazeuse qui a une composition isotopique constante. Dans le cas d'un système fermé sur le CO_{2(g)} du sol, la teneur en carbone inorganique total dissous est constante. C'est alors la phase gazeuse du sol et la dissolution de la matrice carbonatée qui conditionnent la signature isotopique du carbone.

La teneur en carbone-13 du CMTD est conditionnée par les facteurs de fractionnement survenant à chaque changement de phase et reflète la participation des différents pôles carbonatés.

A partir de l'équation de bilan de masse (équation 2-7) qui permet de rendre compte de toutes les espèces carbonatées présentes dans la solution il est possible de déterminer la teneur en δ¹³C du CMTD en introduisant les facteurs de fractionnement comme indiqué dans l'équation

2-8. Dans cette équation on suppose un équilibre isotopique en système ouvert sur le CO₂ du sol.

$$(CMTD) = (H_2CO_3) + (HCO_3^-) + (CO_3^{2-}) \quad \text{Équation 2-7}$$

Équation 2-8 :

$$\delta^{13}C_{CMTD} = \delta^{13}C_{CO_2(g)} + \left(\frac{H_2CO_3}{CMTD}\right) * \varepsilon_{CO_2(g)-H_2CO_3} + \left(\frac{HCO_3^-}{CMTD}\right) * \varepsilon_{CO_2(g)-HCO_3^-} + \left(\frac{CO_3^{2-}}{CMTD}\right) * \varepsilon_{CO_2(g)-CO_3^{2-}}$$

Avec : - $\delta^{13}C_{CMTD}$: teneur en carbone-13 du CMTD,

- $\delta^{13}C_{CO_2(g)}$: teneur en carbone-13 du CO₂ gazeux équilibrant,

- ε_{i-j} : facteur de fractionnement de l'espèce i à j.

A partir de cette équation il est possible de calculer la teneur en $\delta^{13}C_{CO_2(g)}$ ou $\delta^{13}C$ équilibrant représentative de la signature isotopique du CO₂ du sol si on suppose une évolution en système ouvert. Les résultats des calculs sur les ouvrages échantillonnés en 2009 sont présentés dans le tableau 2-9.

Numéro forage	T (°C)	pH	Log pCO ₂	H ₂ CO ₃	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	a ¹⁴ C	δ ¹³ C mesuré	δ ¹³ C équilibrant
				mmol/L			pcm	% vs pdb	
1372	10.8	7.03	-1.54	1.50	5.65	0.0020	122.2	-15.69	-22.99
1478	14	7.08	-1.59	1.21	5.44	0.0024	116.5	-15.6	-22.9
1368	14.1	7.36	-2	0.47	4.02	0.0034	89.7	-14.56	-22.65
1322	13.6	7.09	-1.68	0.98	4.50	0.0020	92.7	-15.28	-22.64
1710	13.5	7.19	-1.86	0.66	3.80	0.0021	87.8	-14.81	-22.5
1704	13.2	7.14	-1.65	1.07	5.47	0.0027	113.1	-14.85	-22.41
1654	14.8	7.3	-1.85	0.65	4.93	0.0037	105.7	-14.5	-22.39
1468	12.2	7.2	-1.81	0.77	4.39	0.0024	85.7	-14.2	-22.02
1377	15	7.04	-1.52	1.38	5.80	0.0024	111.2	-14.84	-21.93
1513	14.8	7.14	-1.72	0.88	4.62	0.0024	87.4	-14.17	-21.62
382	14.7	7.23	-1.79	0.75	4.85	0.0030	96.1	-13.86	-21.58
1706	13.6	7.02	-1.6	1.21	4.70	0.0018	77.3	-14.42	-21.52
385	12.7	7.28	-2	0.49	3.39	0.0023	76.8	-13.18	-21.19
388	13.6	7.27	-1.91	0.59	4.09	0.0027	96.3	-13.16	-21.08
1799	13	7*	-1.58	1.27	4.65	0.0017	60.6	-13.3	-20.36
1480	14.9	7.24	-1.76	0.77	5.19	0.0034	62.5	-13.1	-20.78
1809	13.4	7.09	-1.79	0.78	3.55	0.0016	87.1	-12.88	-20.25
1801	14.3	7.59	-2.17	0.32	4.66	0.0066	53.3	-11.58	-20.06
1361	11.6	7.53	-2.08	0.43	5.15	0.0060	64.2	-11.24	-19.88
1668	17.5	7.17	-1.69	0.86	5.11	0.0030	61.9	-12.42	-19.76
1807	11.5	7.43	-2.03	0.43	4.37	0.0044	58.4	-12.09	-20.26
1813	17.3	7.44	-2.05	0.37	4.01	0.0044	13.2	-11.1	-19.07
1651	17.3	7.42	-2.09	0.34	3.61	0.0038	9.2	-9.1	-17.03
884	16.6	7.59	-2.17	0.29	4.46	0.0067	14.5	-7.88	-16.14
1678	19.2	7.3	-1.87	0.54	4.42	0.0036	23.2	-8.08	-15.61

* : pH supposé, non mesuré sur cet ouvrage / log pCO₂, H₂CO₃, HCO₃⁻, CO₃²⁻ et δ¹³C équilibrant calculé à l'aide de Diagramme

Tableau 2-9 : Teneurs en δ¹³C équilibrant calculées sur les eaux de l'aquifère molassique.

On peut alors classer les données en trois familles :

- les eaux évoluant en système ouvert sur le CO₂ du sol (lignes surlignées en rouge), pour lesquelles les teneurs en $\delta^{13}\text{C}$ équilibrant sont proches de la signature isotopique du sol, soit de -22 ‰ et les teneurs en $\delta^{13}\text{C}$ mesurées sont faibles, inférieures à -13 ‰. Les activités en carbone-14 sont quant à elles élevées, les valeurs du pH sont proches de 7 et les pCO₂ sont assez faibles,
- les eaux évoluant en système fermé vis-à-vis du CO₂ du sol (surlignées en bleu) pour lesquels les teneurs en $\delta^{13}\text{C}$ équilibrant sont supérieures à -18 ‰, et sont donc enrichies par rapport au CO₂ biogénique du sol. Ceci suggère une participation de la matrice carbonatée à la teneur isotopique en carbone-13 du CMTD. Ces eaux présentent des pH plus élevés, proches de 7,4 et des pCO₂ généralement plus faibles. Les activités en carbone-14 sont faibles.
- les eaux évoluant en système mixte pour lesquelles les caractéristiques sont intermédiaires entre les deux premières.

La figure 2-30 indique les teneurs en $\delta^{13}\text{C}$ du CMTD en fonction des activités en ¹⁴C pour l'aquifère molassique. Sur cette figure un enrichissement isotopique en carbone-13 avec la diminution de l'activité en carbone-14 apparaît nettement. Les points sont répartis selon une relation pseudo-logarithmique, caractéristique des aquifères carbonatés (Kloppman et al, 1998 ; Barbecot, 1999 ; Gonfiantini et al, 2003). Les eaux évoluant en système ouvert présentent des teneurs en carbone-13 faibles et des activités en carbone-14 élevées, cependant il semble que ces eaux soient affectées par des échanges avec la matrice carbonatée. En effet, si ce n'était pas le cas, la baisse de l'activité en carbone-14 ne serait pas associée à une augmentation du $\delta^{13}\text{C}$ du CMTD mais suivrait une évolution uniquement par décroissance radioactive. Les eaux évoluant en système fermé présentent les caractéristiques inverses, les activités en carbone-14 et les teneurs en carbone-13 sont proches de celles de la matrice aquifère.

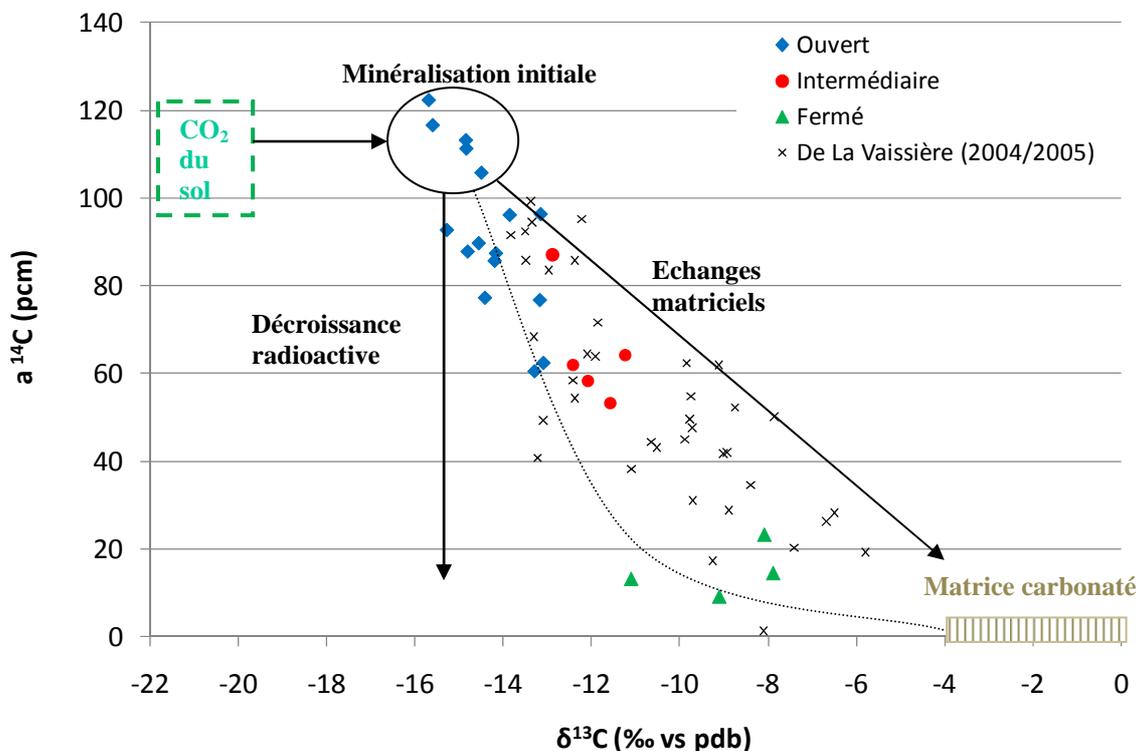


Figure 2-30 : Relation $\delta^{13}\text{C}$ du CMTD vs $a^{14}\text{C}$ des eaux de l'aquifère molassique du Bas-Dauphiné

Finalement l'activité en carbone-14 du CMTD est affectée par la dissolution de la calcite en système fermé. A partir de ce constat, De La Vaissière a proposé d'utiliser des facteurs de correction du A_0 calculé par le modèle de Tamers. Le A_0 calculé par ce modèle est alors le point de départ de l'évolution isotopique des eaux, pour les analyses réalisées en 2009-2010 il est compris entre 52 et 63 pcm. Sur les analyses de De la Vaissière il était compris entre 51 et 61 pcm.

Nous avons montré que les eaux de l'aquifère sont toutes saturées vis-à-vis de la calcite, les eaux pour lesquelles l'activité en ^{14}C est supérieure au A_0 de Tamers sont donc considérées comme actuelles. Pour les autres échantillons, il faudra prendre en compte la dissolution incongruente de la dolomite ainsi que les échanges de bases.

2.3.2.3 Application des modèles de correction

Afin de considérer la dissolution de la dolomite, Clark et al (1997) proposent d'appliquer un coefficient de correction nommé q_{dol} qui abaisse l'activité du A_0 de la façon suivante : $A_{0\text{dol}} = q_{\text{dol}} \cdot A_{0\text{Tamers}}$ et ou q_{dol} s'écrit :

$$q_{\text{dol}} = \frac{m_{\text{CMTD}}}{(m_{\text{CMTD}} + 2\Delta m_{\text{Mg}^{2+}})} \quad \text{Équation 2-9}$$

L'excès en magnésium par rapport au stade initial d'évolution de l'eau ($\Delta m_{\text{Mg}^{2+}}$) s'écrit :

$$\Delta m_{\text{Mg}^{2+}} = m_{\text{Mg}^{2+}\text{mesuré}} - m_{\text{Mg}^{2+}\text{initial}}$$

De la Vaissière a appliqué un second facteur de correction afin de prendre également en compte la précipitation de calcite associée à la dissolution de dolomite. On utilise alors q_{Δ} , pour lequel l'équation est :

$$q_{\Delta} = \frac{m_{\text{CMTD}}}{(m_{\text{CMTD}} + \Delta m_{\text{CMTD}})} \quad \text{Équation 2-10}$$

La variation du stock de CMTD entre le pôle initial de l'eau à la fermeture du système et le CMTD mesuré s'écrit alors Δm_{CMTD} . Cette valeur prend en compte la dissolution de la dolomite, la précipitation de la calcite corrigée par l'apport de Ca^{2+} lié à la dissolution du gypse et par la perte de Ca^{2+} induite par les échanges de bases (Fontes et al, 1979 ; Clark et al, 1997) :

$$\Delta m_{\text{CMTD}} = m_{\text{CMTD}\text{ mesure}} - m_{\text{CMTD}\text{ initial}} = 2\Delta m_{\text{Mg}^{2+}} - \Delta m_{\text{Ca}^{2+}} - \Delta m_{\text{SO}_4^{2-}} + 0.5 \times (\Delta m_{\text{Na}^+} + \Delta m_{\text{K}^+} - \Delta m_{\text{Cl}^-})$$

La minéralisation initiale de l'eau (après fermeture du système) a été calculée à partir de valeurs suivantes (tableau 2-10) :

mmol/L	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	SO_4^{2-}	Cl^-
Teneur initiale	2,4	0,12	0,5	0,02	0,3	0,28

Tableau 2-10 : Teneur de la minéralisation initiale de l'eau

Les résultats obtenus après application des modèles de correction sont indiqués dans le tableau 2-11. Une grande variation dans les résultats obtenus est observée. Le modèle de l'AIEA donne des âges très élevés, proches de l'âge brut. Le modèle de Tamers semble surestimer l'âge des eaux anciennes, et le modèle de F et G surestime les eaux d'âges intermédiaires. Les âges calculés à partir des autres modèles de correction et de l'application des coefficients de correction q_{dol} et q_{Δ} donnent des âges très semblables et proche des âges

estimés par les indicateurs du temps de séjour. Néanmoins les forages 1480 et 1807, captant des eaux supposées anciennes avec les indicateurs de temps de séjour, révèlent des eaux actuelles ou intermédiaires avec le ^{14}C . Le forage 1480 capte en partie les formations oligocènes, et le forage 1807 les sables pliocènes, ces deux formations peuvent induire des phénomènes géochimiques pour lesquels la cinétique est différente et n'a pas été prise en compte par les facteurs de correction. Dans ces deux cas on peut considérer que les eaux sont d'âge intermédiaire et se sont infiltrées il y a probablement une centaine d'années.

Pour la suite de l'étude, nous ferons le choix d'utiliser une moyenne des âges calculés par l'application des coefficients de correction et du modèle d'Olive afin de permettre une comparaison avec les résultats de De La Vaissière (2006).

La figure 2-31 présente la répartition des âges moyens calculés pour l'eau de l'aquifère molassique ainsi que les âges estimés avec les indicateurs du temps de séjour.

Sur le secteur isérois, les âges calculés sur certains ouvrages en aval de la vallée de la Valloire sont très importants. L'ouvrage F1651 en particulier indique un âge de l'ordre de 13000 ans. Il s'agit de l'ouvrage pour lequel les teneurs en oxygène-18 et en deutérium sont très appauvries, la datation au radiocarbone confirme que ce forage est alimenté au moins en partie par de l'eau d'âge pré-holocène piégée à la base du réservoir. Ce phénomène n'a pas été observé sur le département de la Drôme. Il est cependant possible que les prélèvements plus importants sur le secteur drômois de l'aquifère provoquent un rajeunissement des eaux. Ceci a par exemple été montré sur le forage de St Martin des Rosiers, dont les eaux échantillonnées en 1979 par CPGF et en 2004 par De La Vaissière indiquent une nette augmentation de l'activité en carbone-14 (22,3 pcm en 1979 et 34,6 pcm en 2004).

L'Est de la Drôme des collines indique des eaux relativement jeunes, de moins de 100 ans. Les prélèvements n'ont cependant pu être faits que sur les ouvrages connus, qui sont peu nombreux sur ce secteur et également peu profonds (moins de 100 mètres).

Le forage 1813, situé sur la commune de Montrigaud affiche un âge très avancé alors qu'il se situe en amont des lignes d'écoulement. Il est probable que la présence de lignite dans la formation induise des échanges isotopiques particuliers entraînant un appauvrissement des teneurs en carbone 14. Ce phénomène avait déjà été constaté par De La Vaissière sur plusieurs ouvrages dont les coupes géologiques indiquaient la présence de lignite, et en particulier sur celui de Roybon, situé non loin de Montrigaud.

Partie 2 - Extension de la zone d'étude – Hydrogéologie du secteur isérois

Numéro forage	A ¹⁴ C pcm	δ ¹³ C ‰ vs PDB	Ages radiocarbone (ans)										Age probable
			Brut	Tamers	Pearson	F et G	AIEA	Evans	Eichinger	Olive	dol	Δ	
385	76.8	-13.18	2182	actuel	actuel	actuel	3178	actuel	actuel	actuel	actuel	actuel	Actuel
388	96.3	-13.16	312	actuel	actuel	actuel	1221	actuel	actuel	actuel	actuel	actuel	Actuel
1322	92.7	-15.28	627	actuel	actuel	actuel	2771	actuel	actuel	actuel	actuel	actuel	Actuel
1368	89.7	-14.56	899	actuel	actuel	actuel	2603	actuel	actuel	actuel	actuel	actuel	Actuel
1377	111.2	-14.84	actuel	actuel	actuel	actuel	913	actuel	actuel	actuel	actuel	actuel	Actuel
1478	116.5	-15.6	1276	actuel	actuel	actuel	2930	actuel	actuel	actuel	actuel	actuel	Actuel
1654	105.7	-14.5	actuel	actuel	actuel	actuel	1156	actuel	actuel	actuel	actuel	actuel	Actuel
1710	87.8	-14.81	1076	actuel	actuel	actuel	2970	actuel	actuel	actuel	actuel	actuel	Actuel
1372	122.2	-15.69	actuel	actuel	actuel	actuel	940	actuel	actuel	actuel	actuel	actuel	Actuel
1704	113.1	-14.85	actuel	actuel	actuel	actuel	923	actuel	actuel	actuel	actuel	actuel	Actuel
1809	87.1	-12.88	1142	actuel	actuel	actuel	1890	actuel	actuel	actuel	actuel	actuel	Actuel
382	96.1	-13.86	329	actuel	actuel	actuel	1578	actuel	actuel	actuel	actuel	actuel	Interm.
1513	87.4	-14.17	1113	actuel	actuel	actuel	2538	actuel	actuel	actuel	actuel	actuel	Interm.
1668	61.9	-12.42	3965	actuel	actuel	actuel	4089	actuel	actuel	actuel	actuel	actuel	Interm.
1468	85.7	-14.2	1276	actuel	actuel	actuel	2930	actuel	actuel	actuel	actuel	actuel	Interm.
1706	77.3	-14.42	2129	actuel	actuel	actuel	3794	actuel	actuel	actuel	actuel	actuel	Interm.
1799	60.6	-13.3	4141	13	365	633	5187	293	actuel	actuel	actuel	actuel	Interm.
1801	53.3	-11.58	5202	actuel	281	503	4997	157	actuel	actuel	actuel	actuel	Interm.
1807	58.4	-12.09	4446	723	actuel	actuel	4829	actuel	actuel	actuel	actuel	actuel	Interm.
1361	64.2	-11.24	3664	actuel	actuel	actuel	3435	actuel	actuel	actuel	actuel	actuel	Ancien
1678	23.2	-8.08	12078	7200	4182	4070	8520	3767	3062	4527	5236	4067	Ancien
1651	9.2	-9.1	19725	15506	12812	12729	17292	12527	11547	11272	14552	12450	Ancien
1480	62.5	-13.1	3886	74	actuel	actuel	4653	actuel	actuel	actuel	actuel	actuel	Ancien
884	14.5	-7.88	15964	10725	7860	7778	12395	7522	7009	8839	8139	6634	Ancien
1813	13.2	-11.1	16740	11673	11469	11464	15950	11276	10966	9418	9658	7934	Ancien

Tableau 2-11 : Ages radiocarbone et A₀ calculés par les différents modèles

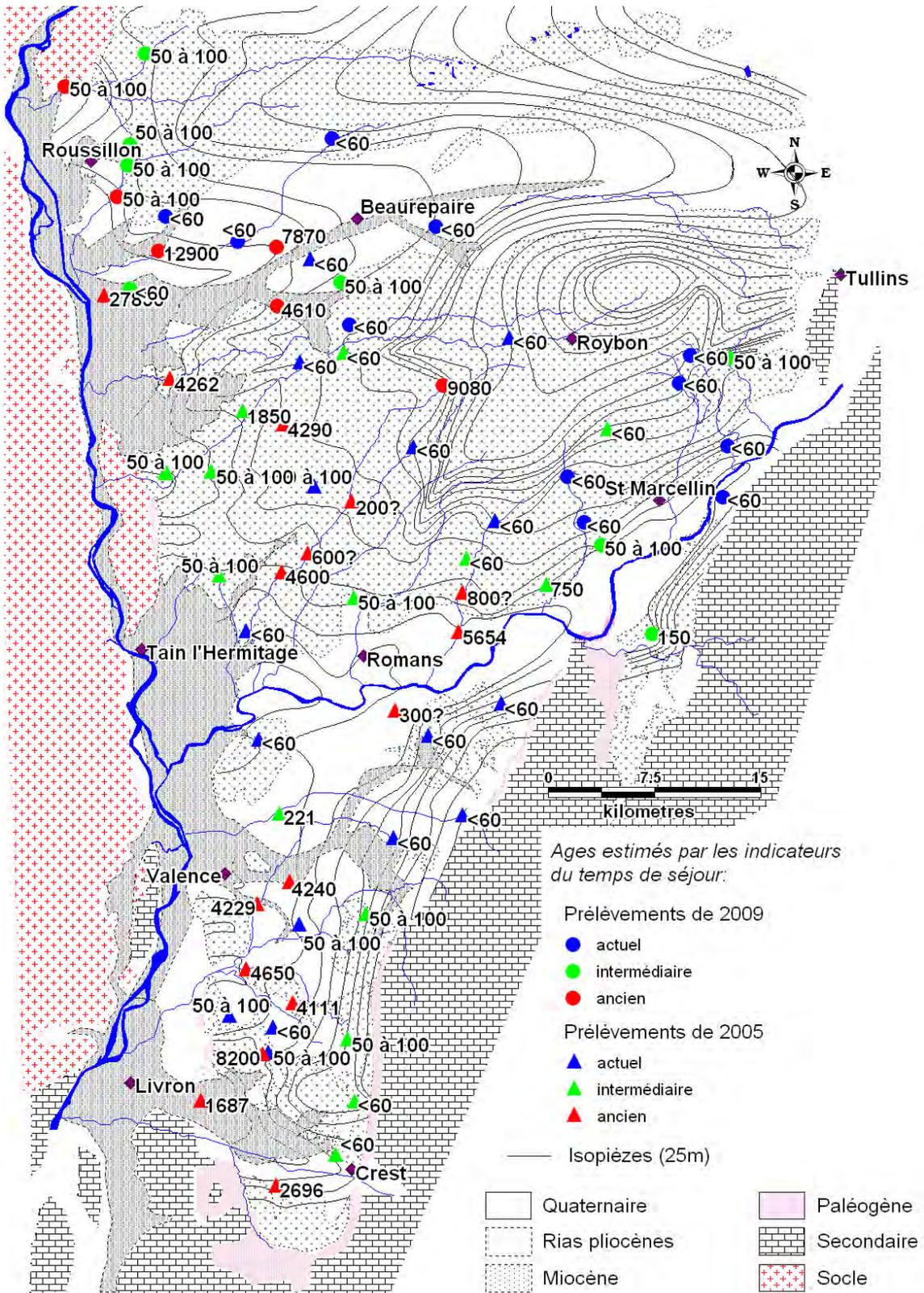


Figure 2-31 : Carte des âges moyens de l'eau dans l'aquifère molassique

2.3.3 Fonctionnement de l'aquifère

2.3.3.1 Vitesse de circulation des eaux dans l'aquifère

A partir de données en carbone 14 et des paramètres hydrodynamiques de l'aquifère il est possible de calculer les vitesses de circulation des eaux au sein de l'aquifère le long des lignes d'écoulement. Deux types de vitesse peuvent être calculés :

- la vitesse hydraulique à partir de la loi de Darcy: $V_H = \frac{K}{n_e} * \frac{\Delta H}{l}$
- la vitesse radiogénique à partir du radiocarbone: $V_r = \frac{l}{\Delta t}$

Dans ces formules, K est la perméabilité, n_e est la porosité efficace ou cinématique, $\Delta H/l$ est le gradient hydraulique entre deux forages situés sur une même ligne d'écoulement (avec ΔH la différence de niveau statique et l la distance entre les ouvrages). On suppose ici que les écoulements ont une composante majoritairement horizontale.

Pour le calcul de la vitesse radiogénique, Δt est égal à $t_b - t_a$ et correspond à la durée du trajet de l'eau entre les forages A et B situés sur une même ligne d'écoulement. Cette durée est calculée à partir des données de carbone 14, et en tenant compte des apports et pertes en bicarbonates de la solution, on a alors :

$$\Delta t = 8267 * \ln \left(\frac{q_b \cdot A_a}{q_a \cdot A_b} \right)$$

Où q_a et q_b sont les coefficients de correction de l'activité initiale A_0 .

Les emplacements des lignes d'écoulements choisies sont précisés sur la figure 2-32.

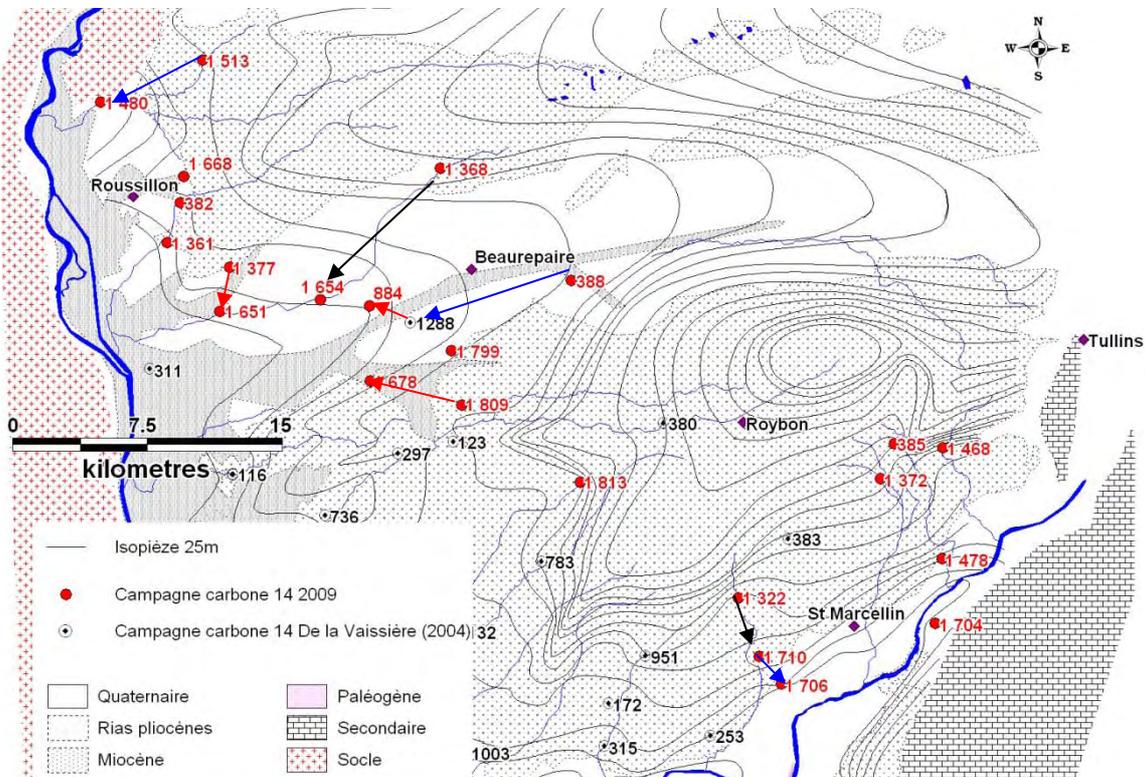


Figure 2-32 : Carte de situation des ouvrages choisis pour le calcul de vitesse de circulation des eaux

Les calculs de vitesses radiogéniques ont été réalisés à partir des âges calculés précédemment avec les modèles de correction. Lorsque les activités en ^{14}C sont trop élevées pour permettre d'estimer l'âge de l'eau, les teneurs en tritium sont utilisées. Les écarts constatés sur les vitesses radiogéniques reflètent les incertitudes sur l'estimation de l'âge réel de l'eau.

Les vitesses hydrauliques sont quant à elles estimées avec une incertitude de 50 % sur les perméabilités et avec des porosités efficaces comprises entre 9 et 15 %.

Dans le tableau 2-12, 3 cas de figures possibles sont présents :

- sur les deux premières lignes $V_r < V_h$ impliquant un apport d'eaux récentes entre les deux ouvrages,
- pour les lignes 3 à 5 les vitesses radiogéniques et hydrauliques sont semblables, soit l'écoulement est horizontal soit il y a un apport d'eaux récentes et d'eaux anciennes qui compense la différence d'âge. Cette dernière hypothèse ne semble possible que pour la ligne 3, les particularités géochimiques et isotopiques du forage 1288 allant dans ce sens (teneur moyenne en tritium, valeurs appauvries en ^{18}O et ^2H et augmentation progressive des teneurs en nitrates depuis l'exploitation de l'ouvrage),
- les vitesses radiogéniques sont inférieures aux vitesses hydrauliques sur les trois dernières lignes, indiquant un apport d'eaux anciennes.

Dans le dernier cas, il est très possible que les écoulements aient une composante verticale importante ne permettant plus l'application de la loi de Darcy.

Dans tous les cas on observe que des échanges verticaux ont lieu au sein de l'aquifère molassique, soit par apport d'eaux récentes, soit par apport (drainance ascendante) d'eaux anciennes. L'ensemble de ces résultats tend à confirmer le modèle conceptuel de l'écoulement des eaux souterraines au sein de l'aquifère molassique décrit par De la Vaissière à partir du modèle de Tóth (1963).

N°	Forage amont	Forage aval	ΔH (m)	ΔL (m)	i	K 10^{-5} (m/sec)	Vh (m/an)		Vr (m/an)	
							min	max	min	max
1	1322	1710	20	3550	5.6338	1.0	18.7	93.3	394.4	3550.0
2	1368	1654	77.1	9760	7.8996	2.2	28.9	144.4	336.6	9760.0
3	388	1288	38	9580	3.9666	2.5	66.3	331.3	15.9	1064.4
4	1513	1480	76	6090	12.479	1.5	12.6	63.2	43.5	609.0
5	1710	1706	35.8	2000	17.9	0.8	4.7	23.5	10.1	33.3
6	1809	1678	56.5	5310	10.64	0.8	7.9	39.5	1.0	1.3
7	1377	1651	26.2	2530	10.356	4.0	40.6	203.0	0.2	0.2
8	1288	884	39	2490	15.663	1.66	11.1	55.7	0.3	0.4

Tableau 2-12 : Calcul des vitesses hydrauliques et isotopiques selon des lignes d'écoulement

A partir des données de datation et des teneurs en isotopes stables de la molécule d'eau, il est à priori possible de calculer la distance réellement parcourue par l'eau dans l'aquifère. Pour cela on utilise la formule :

$$d = \left(\frac{K}{n_e} * \Delta H * t \right)^{\frac{1}{2}}$$

Avec d la distance réellement parcourue entre la zone d'infiltration et le forage, t la durée du trajet, et ΔH la différence de charge entre le bassin d'alimentation et le point de prélèvement estimée à partir des teneurs en deutérium et du gradient altitudinal.

Afin d'appliquer cette formule on supposera un milieu isotrope, d'une perméabilité moyenne (K) de 5.10^{-6} m/sec et une porosité (n_e) de 0,12.

L'incertitude sur le calcul de d est de 52,5% (De La Vaissière, 2006).

La vitesse réelle de circulation des eaux au sein de l'aquifère peut alors être estimée par application de la formule suivante :

$$V_m = \frac{d}{t} \pm 62,5\%$$

Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 2-13. Certains ouvrages captent des eaux trop jeunes pour faire l'objet d'une datation au radiocarbone. L'âge de ces eaux a alors été évaluée à partir des teneurs en tritium, en cas d'absence de cet isotope nous avons pris un âge de 150 ans afin d'avoir une vitesse de circulation des eaux dans l'aquifère minimale.

Trois ordres de grandeurs sont visibles dans les résultats obtenus :

- supérieures à 100m/an pour les forages captant des eaux récentes, infiltrées à proximité et correspondant au flux superficiel,
- de plusieurs dizaines de m/an pour les ouvrages captant des eaux d'âge intermédiaire, correspondant au flux intermédiaire,
- de 1 à 10m/an pour les ouvrages captant des eaux anciennes, correspondant au flux profond.

N°	T (ans)	ΔH (m)	d (km)	Δd ($\pm 52,5\%$ en km)	V_m (m/an)	ΔV_m ($\pm 62,5\%$ en m/an)
388	25	271	4.2	2.2	169	105
1809	5	10	0.4	0.2	72	45
1368	5	10	0.4	0.2	72	45
1322	5	77	1	0.5	201	126
1288	40	498	7.2	3.8	191	113
1377	5	46	0.8	0.4	97	58
1654	15	46	1.3	0.7	90	56
1710	5	85	1.1	0.6	211	132
1800	150	197	6.9	3.6	59	37
1706	150	156	7.8	4.1	52	33
884	7500	278	75	39	10	6
1678	4050	229	49	26	12	8
1651	13700	500	133	70	10	6

Tableau 2-13 : Calcul des distances de trajet moyen de l'eau dans l'aquifère et des vitesses d'écoulement

Le forage 1651 indique la présence d'eaux infiltrées avant la transition climatique Pléistocène/Holocène, il est donc impossible de calculer l'altitude du bassin versant de cet ouvrage à partir des teneurs en deutérium. Nous avons donc estimé ΔH uniquement à partir de la carte piézométrique.

Les distances du trajet réel sont très élevées pour les ouvrages 884, 1678 et 1651. Ceci est concordant avec le modèle conceptuel de circulation des eaux décrit par de la Vaissière. En effet les écoulements ne sont pas linéaires, la distance parcourue par le flux profond est alors plus longue que celle parcourue par les flux locaux. De plus il est possible que la perméabilité soit surestimée dans ces calculs.

Les vitesses de circulation des eaux calculées sur les forages 388 et 1288 sont élevées malgré un bassin d'alimentation assez éloigné et situé en altitude. Ceci reflète un apport d'eaux

récentes, probablement par drainance descendante et en raison de l'exploitation de l'aquifère molassique en l'absence d'épente imperméable entre ce dernier et la formation alluviale.

2.3.3.2 *Écoulement des eaux dans la vallée de la Valloire*

Les isotopes stables de la molécule d'eau et la carte piézométrique indiquent deux secteurs d'alimentation des flux profonds possibles, le plateau de Bonnevaux au nord-est et le massif des Chambarans au sud-est.

Afin de visualiser les écoulements au sein de la vallée nous avons réalisé une coupe est-ouest localisée sur la figure 2-33. Nous ne disposons d'aucune donnée à l'est de la commune de Beaufort (au niveau du forage 388), ce secteur n'est donc pas représenté sur les coupes.

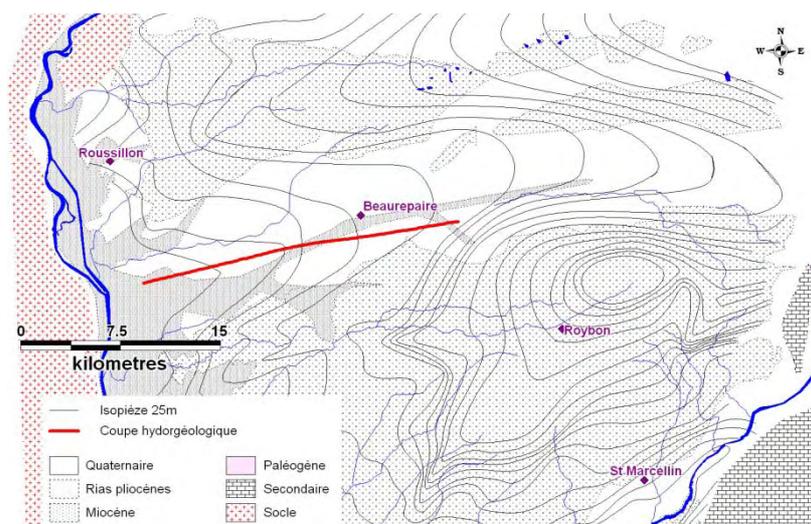


Figure 2-33 : Emplacement de la coupe hydrogéologique dans la vallée de la Valloire

La figure 2-35 présente la coupe hydrogéologique. Sur ce secteur de l'aquifère, la géologie conditionne en grande partie les écoulements.

La ria pliocène qui remonte le long de la vallée est représentée sur la coupe 1 au niveau de Manthes. Sur ce secteur, le forage 1288, qui capte des eaux de mélange, était artésien à sa création et est toujours en charge par rapport à la nappe alluviale. Les connaissances sur cet ouvrage associées à la présence de sources en amont de la ria pliocène témoignent de la remontée des flux locaux et intermédiaires.

Plus en aval, les flux de l'aquifère sont bloqués par la remontée du substratum oligocène et la présence des marnes pliocènes. Ces données impliquent la remontée des flux intermédiaires et profonds. Ceci est illustré par l'absence de tritium sur un forage de 28 mètres de profondeur seulement (F1800). Une zone de sources est de plus observée au niveau de Bougé Chambalud, juste en amont de la ria pliocène.

La présence d'un flux d'eaux d'âge pré-Holocène, très lent, a été démontrée par l'analyse des isotopes stables de la molécule d'eau et du radiocarbone effectuée sur le forage 1651. Il est très probable que, en l'absence de forage, ce flux ne soit mobilisé que par un très faible drainage des niveaux sableux du pliocène et/ou par la base de la formation pliocène où des niveaux conglomératiques ont été reconnus. Ce type de fonctionnement a été notamment observé par Huneau et al (2001) sur le bassin miocène de Valréas.

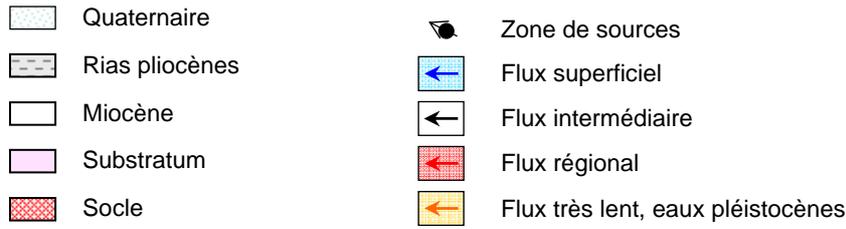


Figure 2-34 : Légende de la figure 2-35 et de la figure 2-36

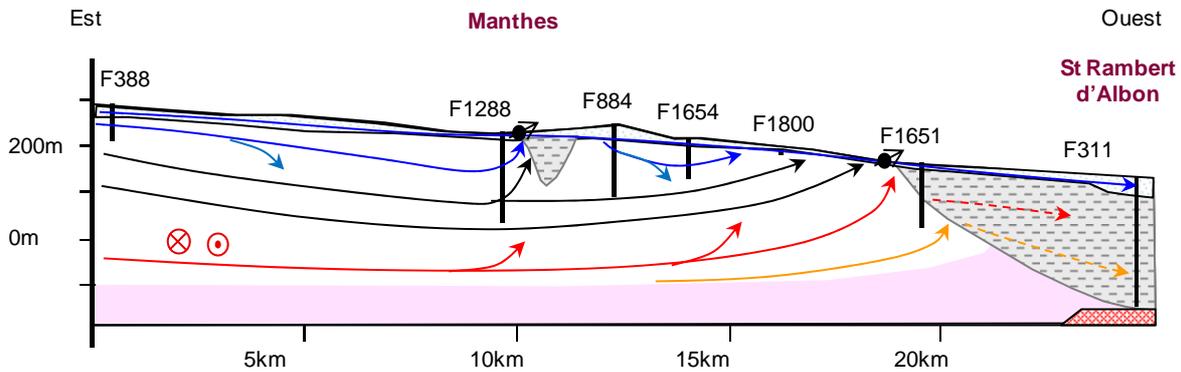


Figure 2-35 : Coupe hydrogéologique

La figure 2-36 représente une vue en 3 dimensions de la vallée de la Valloire, la profondeur de la formation molassique a été volontairement élargie afin de mieux visualiser les écoulements souterrains.

Ce schéma permet d'appréhender les écoulements issus du plateau de Chambarans. Il reste néanmoins une grande zone d'incertitude sur l'amont de la vallée où une drainance descendante vers les flux profonds et intermédiaires est possible et où la présence de l'anticlinal de Varacieux joue probablement un rôle sur les écoulements profonds. Il est probable que cet anticlinal implique la présence d'un flux profond très lent.

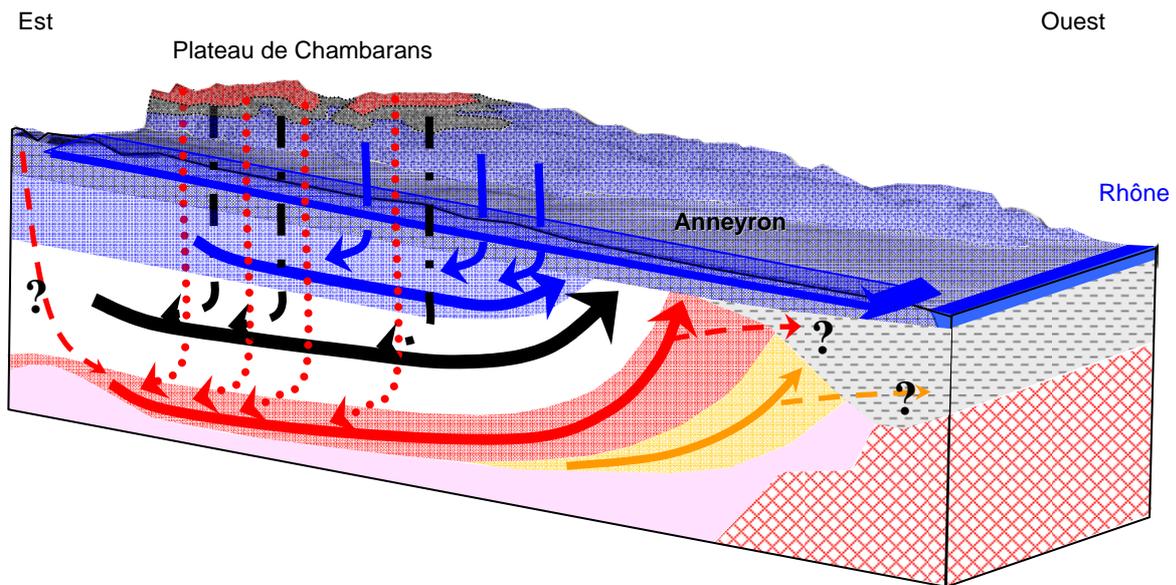


Figure 2-36 : Bloc 3D du fonctionnement de l'aquifère molassique au niveau de la vallée de la Valloire

2.3.3.3 Conclusion partielle

L'ensemble des analyses réalisées sur le secteur isérois a permis de montrer un système d'écoulement semblable à celui décrit par De La Vaissière sur le secteur drômois avec la présence de flux locaux, intermédiaires et profonds caractérisés entre autres par des vitesses de circulation variant de quelques centaines de mètres par an pour les premiers à moins de 10m par an pour le dernier.

La présence de flux très lents avait été évoquée par De La Vaissière, il ne disposait cependant d'aucune analyse d'eau infiltrée avant la transition climatique Pléistocène/Holocène permettant de conforter cette hypothèse.

La structure géologique du bassin joue à nouveau un rôle prépondérant dans le fonctionnement de l'aquifère et conditionne notamment la remontée des flux profonds.

Le manque de donnée à l'Est de la vallée de la Valloire et sur les secteurs d'alimentation des flux profonds (plateaux de Chambarans et de Bonnevaux) reste un sérieux handicap à la compréhension des écoulements dans ce secteur et ne nous permet pas de valider les hypothèses sur les zones d'alimentation des flux profonds de l'aquifère.

Partie 3 Etude de la qualité de l'aquifère sur l'ensemble du territoire

L'atteinte du bon état qualitatif de l'aquifère molassique du Bas-Dauphiné d'ici 2027 au plus tard est imposé par la Directive Cadre Européenne sur l'eau (DCE 2000/60).

L'atteinte de ce bon état suppose d'évaluer la qualité naturelle et de caractériser ainsi l'influence anthropique actuelle sur la nappe.

La première partie de ce chapitre a donc pour objectif de définir les concentrations naturelles en éléments majeurs, mineurs et traces sur l'ensemble de l'aquifère molassique du Bas-Dauphiné. Pour cela nous avons présenté les données de manière statistique en utilisant en particulier les diagrammes de fréquences cumulées qui permettent de visualiser la distribution des données et qui peuvent être utiles pour déterminer des données excentrées ou identifier des pollutions (Shand et al, 2002). Nous avons ensuite tenté de décrire les processus géochimiques responsables du contrôle des concentrations dans l'aquifère en fonction du temps de séjour des eaux et du contexte géologique.

La seconde partie de ce chapitre vise à établir l'état qualitatif de l'ensemble de l'aquifère en 2009-2010. Nous nous sommes concentrés sur les éléments dont les teneurs dépassent la qualité naturelle de l'aquifère ainsi que sur certaines molécules de pesticides. L'évolution de la concentration de ces éléments depuis l'étude de De La Vaissière (2006) est également étudiée.

Enfin, nous avons utilisé les isotopes de l'azote afin de tenter de déterminer l'origine des pollutions azotées. Cette étude concerne deux bassins pour lesquels la teneur en nitrates dépasse la norme de potabilité.

3.1 La qualité naturelle de l'aquifère molassique

La concentration d'un élément, d'une espèce ou d'une substance chimique, est définie comme naturellement présente dans la solution lorsqu'elle provient de sources naturelles d'origine géologique, biologique ou atmosphérique (Edmunds et al, 2003).

3.1.1 Les ions majeurs

Les processus géochimiques régissant l'acquisition de la minéralisation au sein de l'aquifère molassique ont été décrits au paragraphe 2.1.4.

Le tableau 3-1 résume les résultats statistiques sur les analyses effectuées en 2009-2010. Les valeurs minimales, maximales, médianes et moyennes sont indiquées ainsi que le 95^{ème} centile.

Paramètre	Min.	Max.	Médiane	Moyenne	95 ^{ème} centile (%)
Température (°C)	10	26,4	15,2	16,1	22,4
pH	6,8	8,5	7,4	7,4	8,1
Conductivité à 25°C (µS/cm)	281	857	542	551	782
Eh (mV)	24	732	329	315	420
DO (mg/L)	0.01	10,8	8,4	7,5	9,7
HCO ₃ (mg/L)	118	460	288	293	386
Ca ²⁺ (mg/L)	3.2	159	92	94	148
Mg ²⁺ (mg/L)	0,3	43	6,4	11	37
Na ⁺ (mg/L)	0,2	97	5	7	14,2
K ⁺ (mg/L)	0,2	18,3	0,8	1,2	2,6
Cl ⁻ (mg/L)	1,3	36	8,8	9,4	21,2
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	0,8	64	12,2	16,6	49
NO ₃ ⁻ (mg/L)	0.2	139	16,4	23,3	71

Tableau 3-1 : Résultats statistiques sur les éléments majeurs analysés dans l'aquifère molassique en 2009-2010.

Les données sont représentées graphiquement sous forme de boxplots (figure 3-4) et de courbes de fréquences cumulées (figure 3-3). Les boxplots permettent de visualiser les variations de concentration pour chaque élément majeur. Les courbes de fréquences cumulées sont utiles pour déterminer les données excentrées ou pour identifier des pollutions. En effet, les processus géochimiques peuvent altérer la distribution des populations comme indiqué sur la figure 3-1.

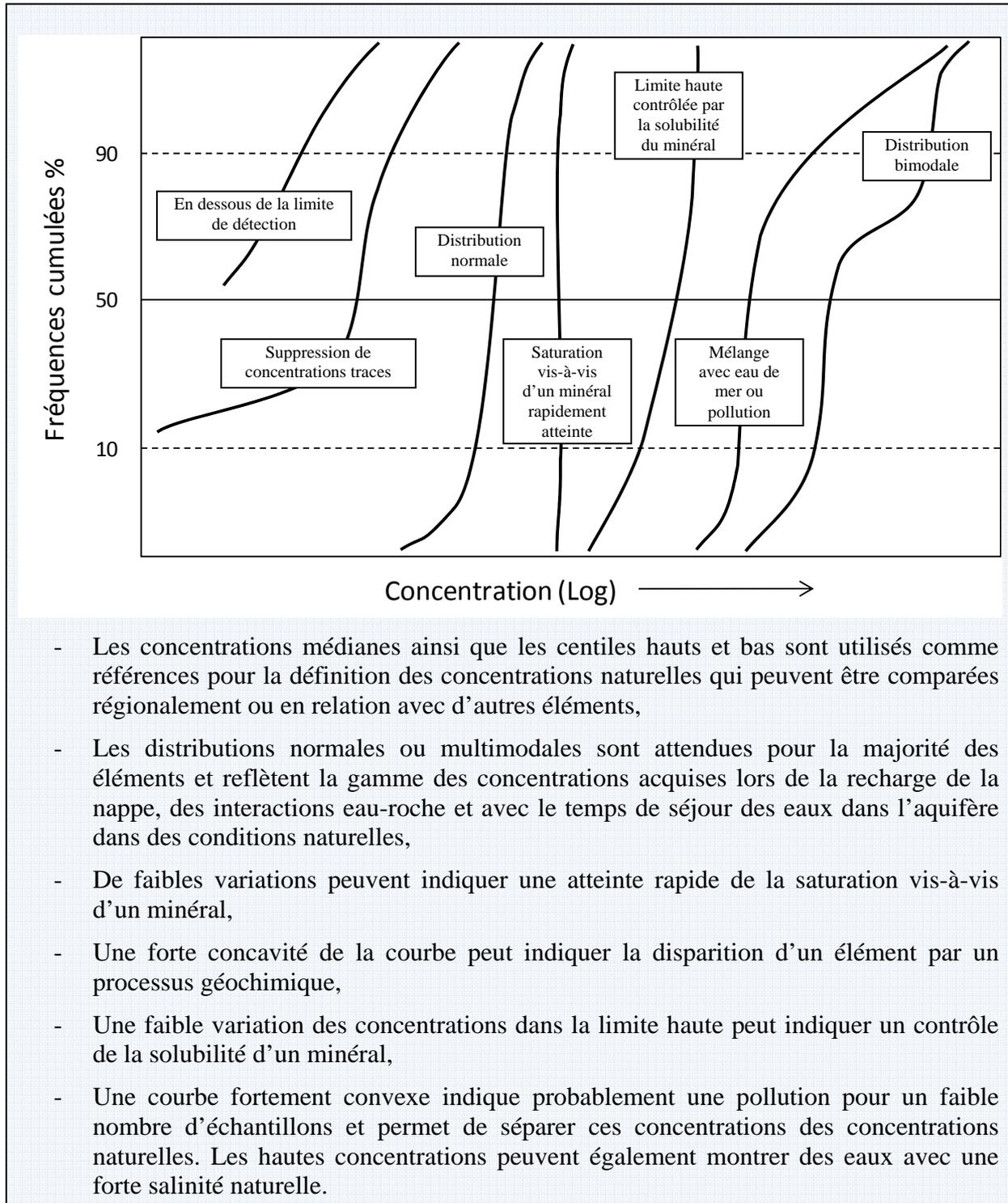


Figure 3-1 : Utilisation des diagrammes de fréquences cumulées pour indiquer les concentrations naturelles acquises par les eaux souterraines (d'après Shand et al, 2002, modifié)

Sur la figure 3-3, conformément aux processus géochimiques décrits précédemment, les ions HCO_3^- et Ca^{2+} présentent les plus fortes concentrations et les moins fortes variations. Les courbes de fréquences cumulées indiquent que l'eau est rapidement à saturation avec la calcite.

Avec une teneur minimale proche de 0 mg/L et une teneur maximale de 139 mg/L, les nitrates ont la plus large gamme de concentrations. Plus de 65% des ouvrages ont une concentration supérieure à 10 mg/L. D'autre part, la forte concavité de la courbe de fréquence cumulée

suggère la disparition des nitrates sur quelques ouvrages probablement en raison d'un phénomène de dénitrification. Les variations des teneurs en Cl^- et SO_4^{2-} , qui passent respectivement de 1,3 à 36 mg/L et de 0,6 à 64 mg/L indiquent un apport autre que celui des précipitations. Pour les autres éléments les courbes de fréquences cumulées sont quasiment linéaires ou proche d'une distribution log-normale. Ceci indique que ces éléments sont majoritairement acquis dans des conditions naturelles (Shand et al, 2002).

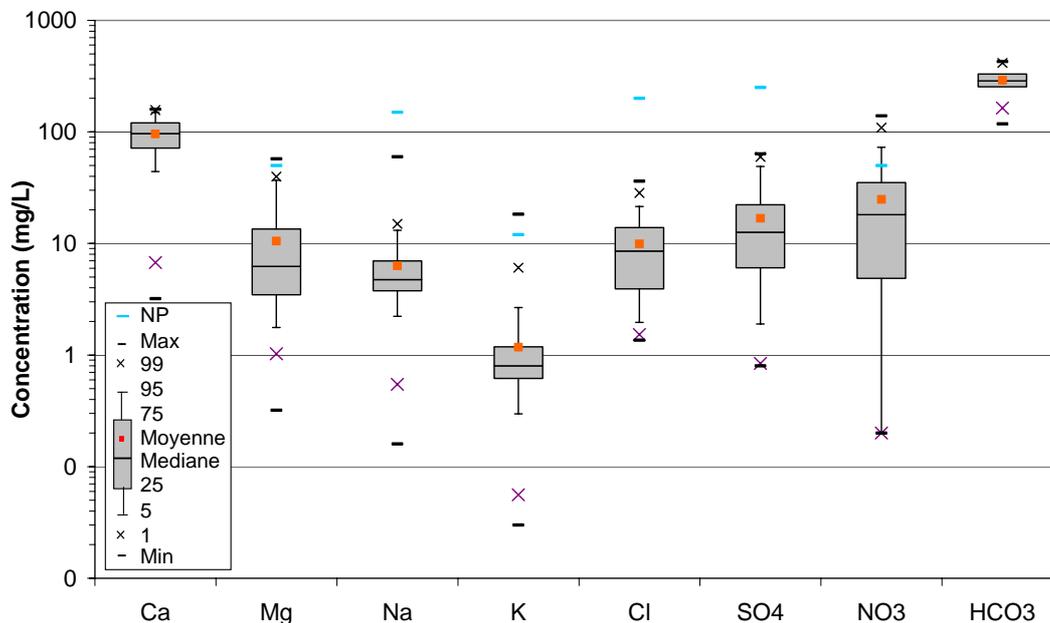


Figure 3-2 : Représentation statistique des éléments majeurs (boxplot)

NP = Norme de Potabilité

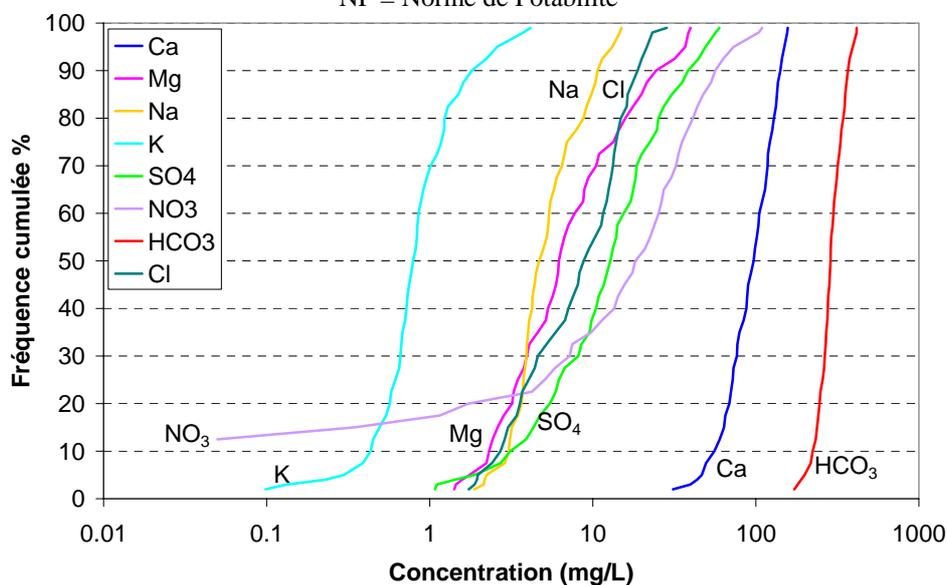


Figure 3-3 : Diagramme des fréquences cumulées pour les éléments majeurs

3.1.2 Les éléments mineurs et traces

Nous avons prélevé 24 ouvrages répartis sur l'ensemble du périmètre d'étude (résultats d'analyse en annexe 5). Deux de ces forages captent en partie les formations oligocènes (F119 et F1480).

Le tableau 3-2 indique les teneurs minimales, maximales, moyennes et médianes et le 95^{ème} centile des éléments traces dans l'aquifère.

Les normes de potabilité sont également indiquées, laissant apparaître que le fer et le manganèse sont les seuls éléments à dépasser cette norme pour 3 et 5 ouvrages respectivement. On peut également noter que la teneur en arsenic est très proche de la limite de potabilité pour un ouvrage.

Eléments traces	Min	Max	Médiane	Moyenne	95th %	Norme de potabilité	Nb ouvrages > norme de potabilité
	µg/L						
Li	1.089	107.8	13.21	17.61	49.42	-	-
B	3.108	74.84	9.39	15.06	49.07	-	-
Al	0.433	73.05	1.38	6.59	28.40	200	0
V	0.008	4.551	0.4175	0.75	3.05	-	-
Cr	0.02	4.089	0.1525	0.54	2.66	50	0
Mn	0.085	100.9	10.0725	24.46	84.78	50	5
Fe	0.435	4786	3.715	260.94	487.07	200	3
Co	0.004	0.6	0.0155	0.07	0.21	-	-
Ni	0.013	3.194	0.197	0.45	1.82	20	0
Cu	0.125	4.004	0.8585	1.06	2.70	1000	0
Zn	1.547	264	5.2475	25.63	79.87	3000	0
As	0.04	9.399	0.2835	0.90	3.29	10	0
Rb	0.12	4.822	0.654	0.99	2.40	-	-
Sr	154	1484	399.65	489.61	882.5	-	-
Mo	0.102	3.469	0.2775	0.51	1.67	-	-
Cd	0.003	0.047	0.0115	0.01	0.018	3	0
Sn	0.007	0.049	0.028	0.03	0.042	-	-
Sb	0.014	0.21	0.033	0.05	0.155	5	0
Ba	3.469	155.4	16.825	34.77	131.8	1000	0
Pb	0.048	0.592	0.1115	0.15	0.37	10	0
U	0.008	5.706	0.878	1.28	2.97	-	-

Tableau 3-2 : Concentrations des éléments traces dans l'aquifère molassique du Bas Dauphiné

La figure 3-4 indique la distribution statistique des éléments au travers de boxplots. Le diagramme des fréquences cumulées est présenté sur la figure 3-5. Il apparaît que le fer et le manganèse sont les éléments présents aux plus fortes concentrations et avec les plus larges gammes d'amplitudes. La distribution polymodale des courbes de fréquences cumulées pour ces deux éléments semblent indiquer deux origines distinctes ou plusieurs phases de mise en solution. A l'inverse, le bore, l'aluminium, le molybdène, le cadmium, l'étain et le strontium ont des amplitudes de concentrations très faibles.

En dehors du fer et du manganèse les courbes de fréquences cumulées sont assez proches d'une distribution log-normale.

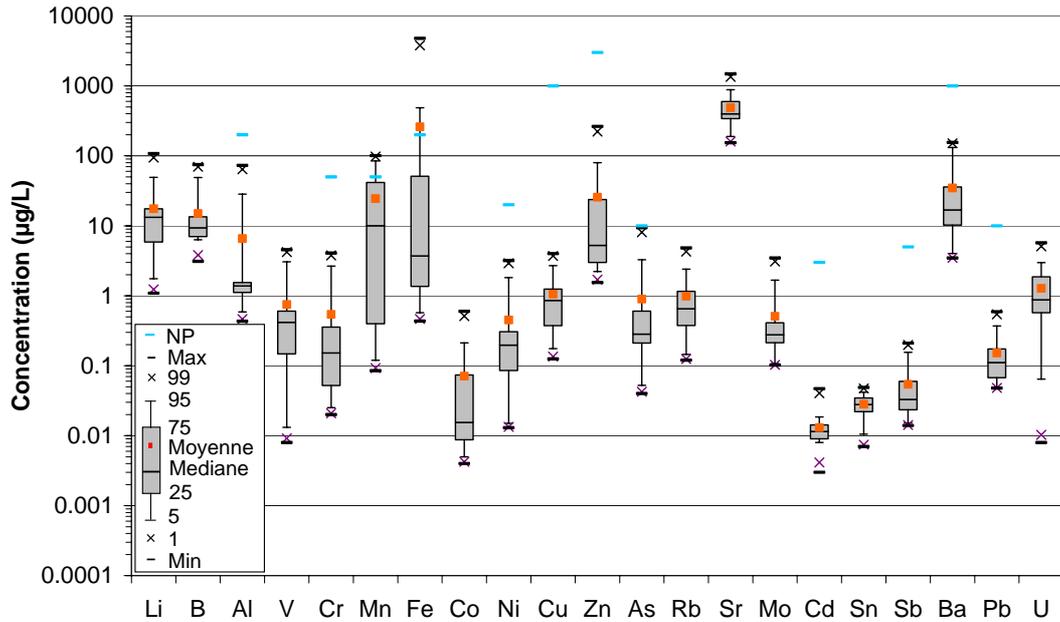


Figure 3-4 : Représentation statistiques des éléments traces (boxplot)

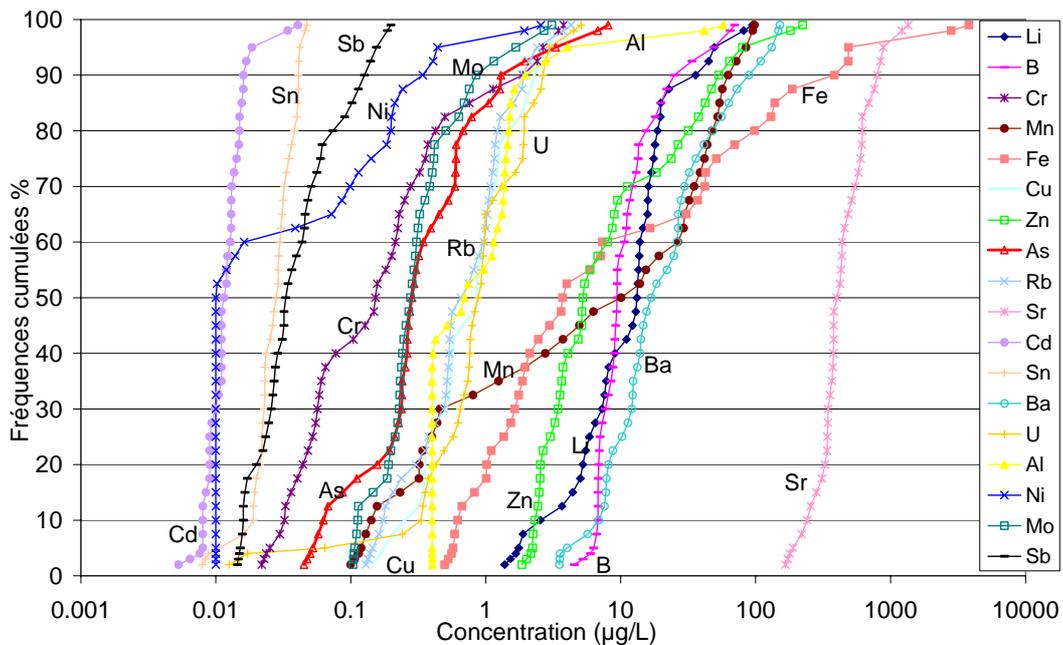


Figure 3-5 : Diagramme des fréquences cumulées pour les éléments traces

3.1.3 Contrôles géochimiques

La géochimie des eaux de l'aquifère molassique est régie principalement par la dissolution des carbonates (calcite et dolomite) et par les échanges de bases. Nous allons voir dans quelle mesure les teneurs en éléments traces, mineurs et majeurs sont liées à ces processus géochimiques.

3.1.3.1 Evolution avec le temps de séjour des eaux dans l'aquifère

Etant donné la stratification des écoulements au sein de l'aquifère molassique, et les remontées de flux profonds, une interprétation le long des lignes de flux ou en fonction de la profondeur des ouvrages ne semble pas pertinente. Une interprétation en fonction du temps de séjour des eaux dans l'aquifère apparaît plus cohérente.

Comme nous ne disposons pas de données de datation pour tous les ouvrages échantillonnés, nous avons utilisé le temps de séjour des eaux dans l'aquifère représenté par l'indicateur $1/i_L$ (Lalbat et al, 2007) décrit dans le paragraphe 2.3.2. L'évolution des ions majeurs, du radiocarbone et du tritium en fonction de $1/i_L$ est représentée sur la figure 3-7.

L'évolution des teneurs en radiocarbone en fonction de l'indicateur confirme la bonne corrélation de ces deux éléments. Les eaux les plus anciennes, pour lesquelles l'activité en carbone-14 est inférieure à 30 pcm, ont une valeur de $1/i_L$ inférieures à 0,9. Les teneurs en tritium sont également en accord avec cet indicateur. Les eaux actuelles ($T > 6$ UT) ont toutes une valeur de $1/i_L$ supérieure à 2,8.

Dans la deuxième partie de cet ouvrage, nous avons décrit les processus géochimiques entrant en jeu dans l'acquisition de la minéralisation des eaux. La dissolution des carbonates joue un rôle prépondérant. L'hydrolyse des silicates se déroule parallèlement à la dissolution des carbonates mais est rapidement limitée par la baisse de la pression partielle de CO_2 . Enfin les échanges de bases ont lieu sur quelques échantillons, sur des eaux âgées de plusieurs milliers d'années et le plus souvent sous couverture pliocène.

Conformément aux processus géochimiques précédemment décrit, on observe une baisse régulière des teneurs en calcium avec l'augmentation du temps de séjour des eaux dans l'aquifère. Les eaux souterraines sont donc rapidement saturées vis-à-vis de la calcite. Les teneurs en magnésium augmentent progressivement avec le temps de séjour des eaux. Les teneurs en bicarbonates sont rapidement stabilisées. La dissolution incongruente de dolomite peut expliquer l'évolution des concentrations en calcium et magnésium. On observe, pour les eaux les plus anciennes, et sur deux forages en particulier, des teneurs très faibles en magnésium et calcium et des concentrations élevées en sodium. Les échanges de bases deviennent probablement les processus dominants sur ces eaux, substituant les cations Na et K par Ca au sein des argiles. Par ailleurs, ces deux forages captent en partie des argiles oligocènes ou pliocènes, une influence marine, probablement originaire de ces dépôts est possible. Ainsi la composition géochimique des eaux captées par ces deux ouvrages serait la résultante de plusieurs millions d'années d'évolution géochimique.

Les nitrates diminuent nettement avec l'augmentation du temps de séjour des eaux dans l'aquifère. Il apparaît que sur les eaux les plus anciennes ($1/i_L < 0,9$), les concentrations en nitrates sont de quelques mg/L. A l'inverse, les nitrates atteignent les concentrations les plus élevées pour une valeur de $1/i_L$ supérieure à 2,8. Les mêmes observations peuvent être faites pour les chlorures et les sulfates, avec des valeurs faibles lorsque $1/i_L$ est inférieur à 0,9 et des teneurs nettement plus élevées lorsque $1/i_L$ est supérieur à 2,8. Un seul point ne montre pas cette évolution, il s'agit d'un forage situé dans le bassin de Crest, probablement influencé par la dissolution d'anhydrites libérant des sulfates.

Les deux limites de $1/i_L$ reflètent bien la stratification des écoulements de l'aquifère. En effet si $1/i_L$ est faible ($< 0,9$), les eaux sont anciennes et non influencées par les activités anthropiques. A l'inverse, lorsque $1/i_L$ est supérieur à 2,8, les eaux sont modernes et infiltrées majoritairement lors des 50 dernières années. Entre les deux il peut s'agir d'eaux infiltrées avant les années 60 mais avec quelques traces d'activités humaines ou d'eaux de mélange entre les deux autres pôles.

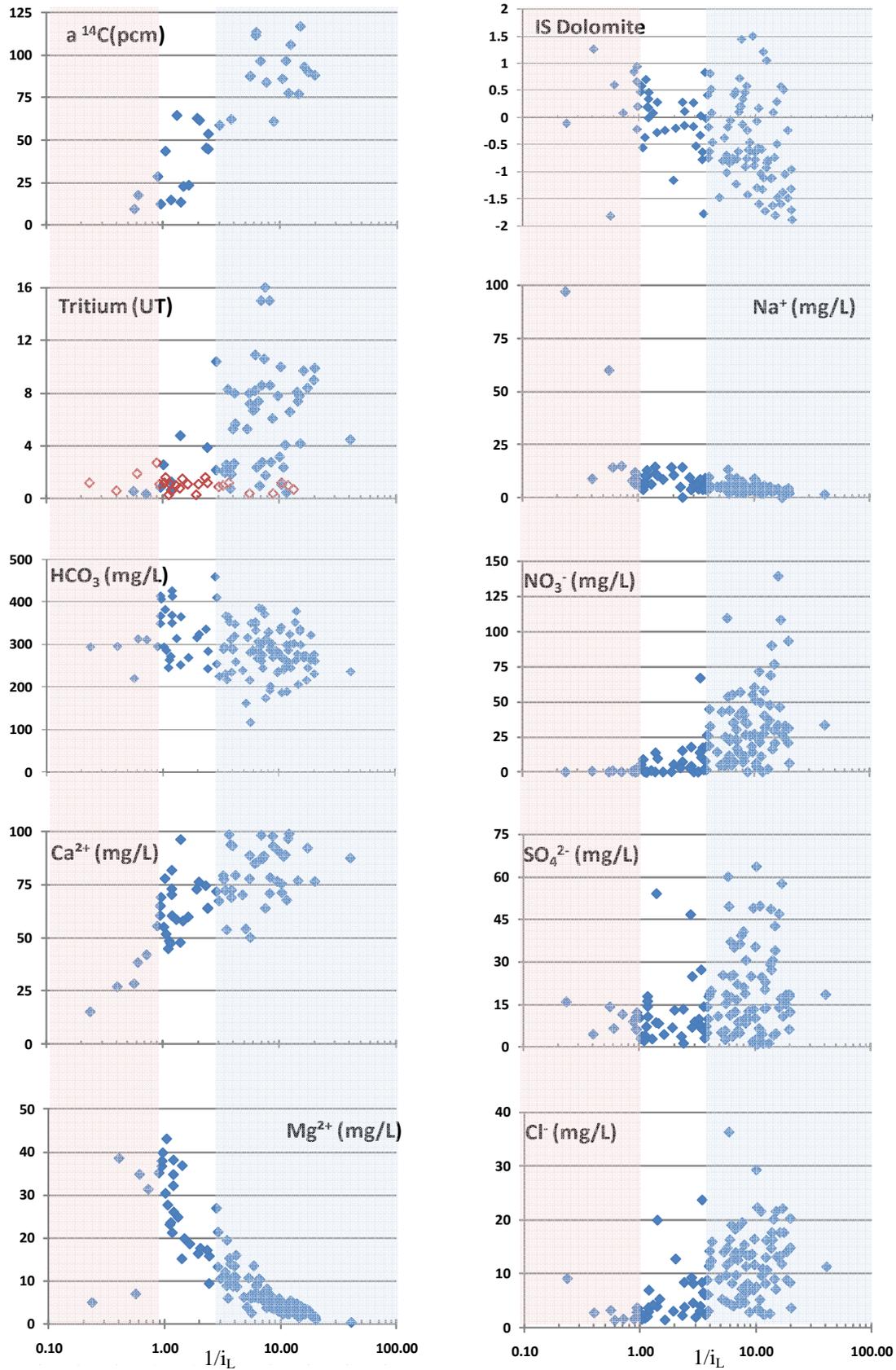


Figure 3-6 : Evolution du radiocarbone, du tritium et des éléments majeurs en fonction de $1/i_L$ (échelle semi-logarithmique). Les teneurs en tritium inférieures au seuil de quantification sont distinguées par les formes rouges et vides.

L'évolution de quelques éléments traces en fonction du temps de séjour des eaux dans l'aquifère est représenté sur la figure 3-7.

Les teneurs en Sr ont une évolution très semblable à celle du magnésium. De plus, ces deux éléments sont bien corrélés (coefficient de corrélation de 0,66). Le strontium est lié à la dissolution des carbonates, et il est le plus souvent associé à la calcite. Cependant, si la quasi-totalité des échantillons est saturée vis-à-vis de la calcite, il est possible que seuls quelques uns le soient vis-à-vis de la strontionite (SrCO_3). Ceci expliquerait pourquoi les concentrations en strontium ont une évolution plus proche du magnésium que du calcium. La concentration en strontium est élevée sur un forage en particulier, il s'agit de l'ouvrage situé dans le bassin de Crest. Sur ce secteur, la présence de gypse a été décelée, la célestite (SrSO_4), souvent associée aux anhydrites, est alors probablement à l'origine du strontium sur cet ouvrage.

Les éléments Li et B évoluent de façon similaire. Leurs teneurs augmentent avec le temps de séjour des eaux dans l'aquifère. Li et B sont de plus corrélés avec les ions majeurs Na et K indiquant que leurs concentrations sont probablement liées aux échanges de bases (Edmunds et Smedley, 2000). Un ouvrage, captant des eaux récentes, présente également une teneur en bore relativement élevée, dont l'origine, en l'absence d'explications géologiques, ne peut être attribuée qu'à un apport anthropique (eaux d'épuration). Cette hypothèse est appuyée par la concentration en nitrates proche de 26 mg/L.

Le Ba peut-être issu de la dissolution de la barite, de la biotite et des feldspaths potassiques (Celle-Jeanton et al, 2009). Sur la figure 3-7 les teneurs en baryum augmentent avec le temps de séjour des eaux dans l'aquifère molassique, puis stagnent, voir diminuent. Il est probable que, comme dans la plupart des aquifères carbonatés, cet élément arrive rapidement à saturation avec la barite.

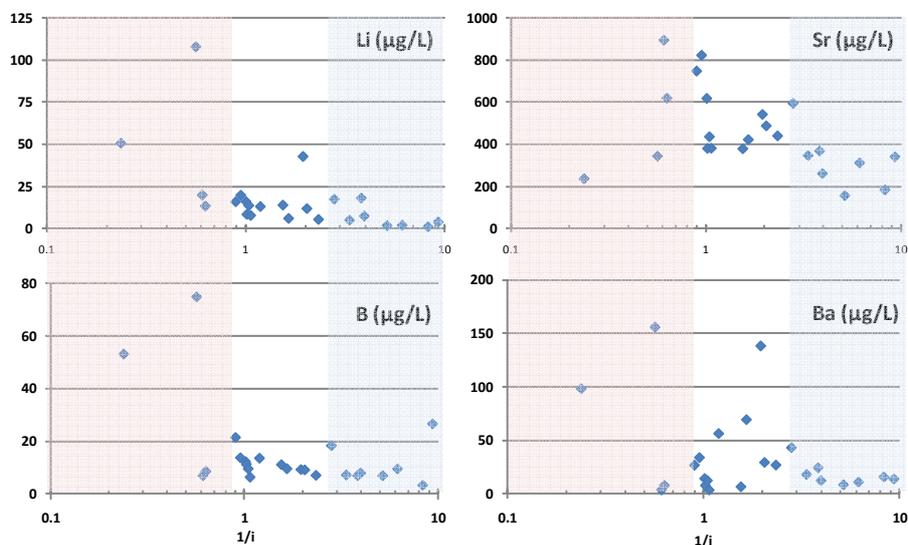


Figure 3-7 : Evolution des éléments Li, B, Sr et Ba avec le temps de séjour des eaux dans l'aquifère.

3.1.3.2 Evolution en fonction des conditions d'oxydo-réduction

La présence d'éléments sensibles aux conditions d'oxydo-réduction dans les aquifères des bassins sédimentaires est souvent reliée à la présence d'une "limite redox". C'est par exemple le cas de l'aquifère molassique de Valréas (Huneau et al, 2009) ou de l'aquifère des sables du Trias de Lorraine (Celle-Jeanton et al, 2009). Dans le cas de l'aquifère molassique du Bas-Dauphiné, malgré la présence d'éléments sensibles aux conditions d'oxydo-réduction,

aucune limite redox n'a pu être clairement identifiée. Par ailleurs, aucune relation entre le temps de séjour des eaux et les teneurs en fer et en manganèse n'apparaît sur la figure 3-8. Néanmoins les eaux infiltrées récemment semblent être en condition oxydantes. D'autre part, les teneurs en uranium ont tendance à augmenter avec le temps de séjour des eaux dans l'aquifère. Cet élément est mis en solution uniquement en conditions oxydantes, son évolution croissante avec l'âge des eaux confirme alors l'absence de lien entre les conditions redox et le temps de séjour des eaux dans l'aquifère.

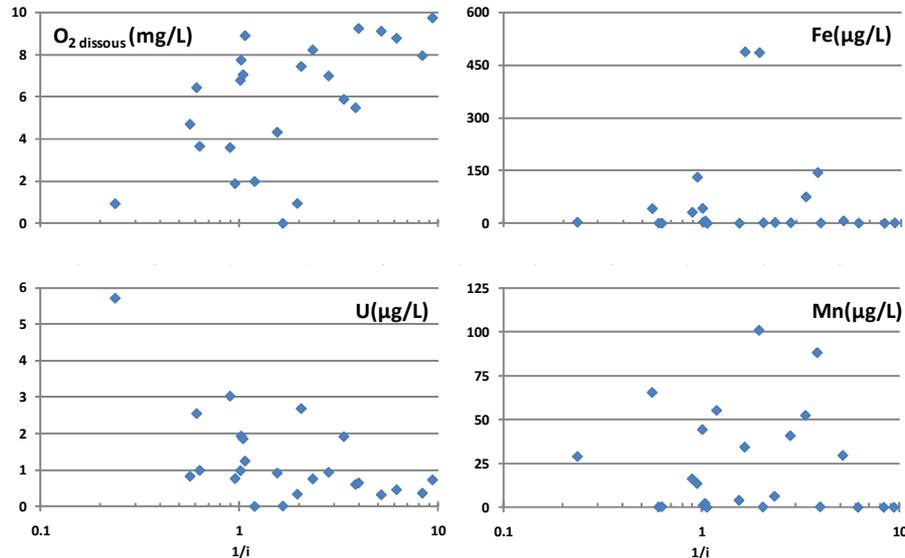


Figure 3-8 : Evolution de l'oxygène dissous, du fer, du manganèse et de l'uranium avec le temps de séjour des eaux dans l'aquifère.

A proximité des zones de recharge, les eaux sont saturées en oxygène dissous. Lors de l'infiltration des eaux du sol vers la nappe, puis de leur évolution au sein de l'aquifère, des réactions d'oxydo-réduction mobilisent l'oxygène dissous et libèrent certains éléments contenus dans la matrice. Sur la figure 3-8 on observe effectivement que les teneurs en oxygène dissous ont tendance à diminuer avec le temps de séjour des eaux dans l'aquifère et sont élevées, entre 8 et 10 mg/L, pour les eaux les plus récentes. Cependant les eaux anciennes ne sont pas systématiquement marquées par l'absence d'oxygène dissous.

Les relations entre l'oxygène dissous, le potentiel d'oxydo-réduction et les teneurs en fer dissous, manganèse et nitrates sont indiquées sur la figure 3-9.

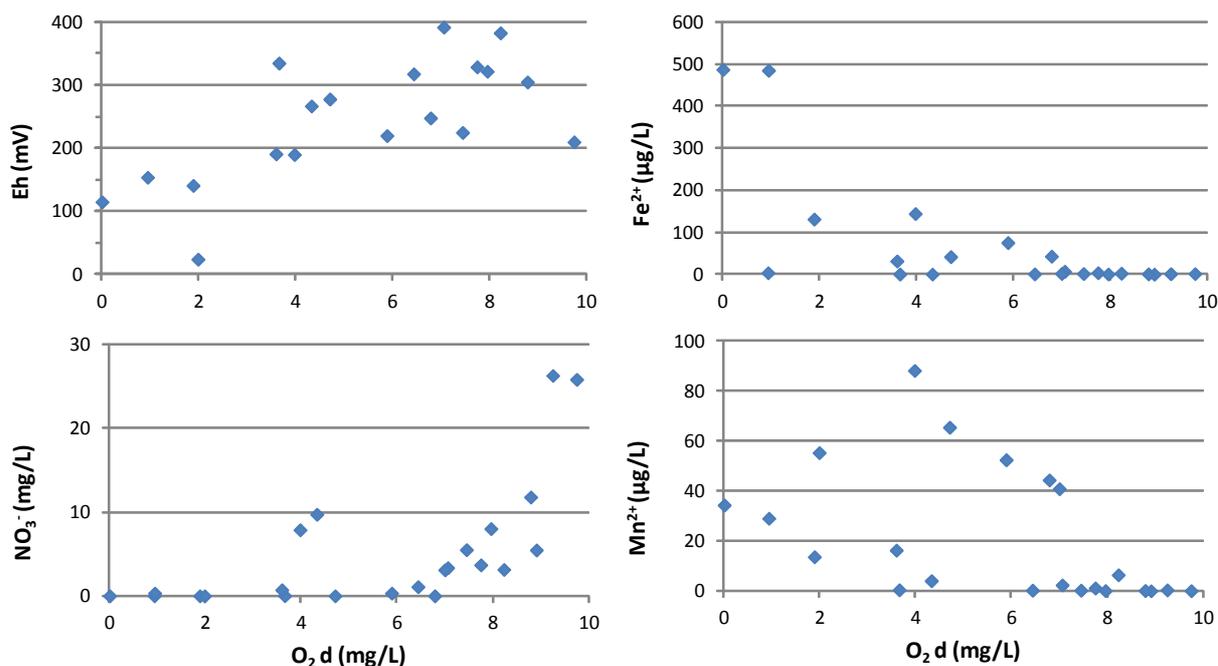


Figure 3-9 : Evolution du potentiel d'oxydo-réduction et des concentrations en fer, manganèse et nitrates en fonction de l'oxygène dissous.

En conditions oxydantes, les teneurs en fer ne dépassent pas 10 µg/L, et les concentrations en manganèse sont inférieures à 6 µg/L. Les teneurs en fer augmentent progressivement avec la baisse de l'oxygène dissous, puis brutalement une fois la totalité de l'oxygène consommé. Les teneurs en nitrates sont quant à elles proches de 0 mg/L en milieu réducteur suggérant que des réactions de dénitrification ont lieu. On peut également noter que les teneurs en sulfates évoluent peu avec les conditions redox.

La répartition des concentrations en fer et manganèse (figure 3-12) indique que si le fer et le manganèse sont systématiquement présents sous couverture pliocène, qui induit un milieu confiné, ils sont également présents ailleurs. Il apparaît que les coupes géologiques des forages dont les eaux contiennent ces éléments, mais ne sont pas sous couverture pliocène, indiquent systématiquement des passées d'argiles bleues d'âge miocène épaisses de plusieurs dizaines de mètres. D'autre part si les teneurs en fer et en manganèse semblent être liées, en raison de la nécessité d'un milieu réducteur pour la mise en solution de ces éléments, elles ne sont pas corrélées (coefficient de corrélation de 0,3). La figure 3-10 montre que le fer n'atteint des concentrations élevées que lorsque les teneurs en manganèse sont également fortes, par contre les concentrations en manganèse peuvent être élevées sans que celles en fer le soit. Le fer joue donc un rôle dans le contrôle des concentrations en manganèse. Sur la figure 3-11, il semble également que le potentiel d'oxydo-réduction joue un rôle plus important sur la mise en solution du fer que du manganèse pour les eaux de l'aquifère molassique, les teneurs en manganèse étant parfois faibles malgré des conditions d'oxydo-réduction favorables à leur mise en solution. Ceci peut être expliqué par le fait que les ions Mn^{2+} ont une forte affinité pour les oxydes de fer et sont donc libérés lorsque les oxydes de fer sont réduits, c'est par exemple le cas de certains aquifères écossais (Homoncik et al, 2010). Le fait que le fer soit plus facilement adsorbé et forme des complexes avec la matière organique plus facilement que le manganèse peut également expliquer des concentrations en fer plus élevées que celles auxquelles on pourrait s'attendre à un certain Eh (Hem, 1972).

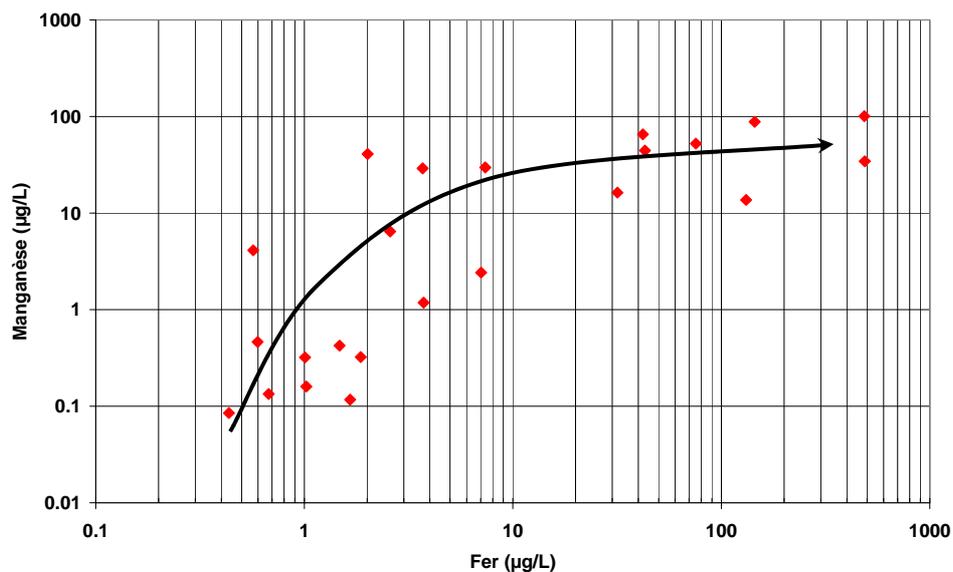


Figure 3-10 : Répartition des teneurs en manganèse en fonction des teneurs en fer (échelle logarithmique)

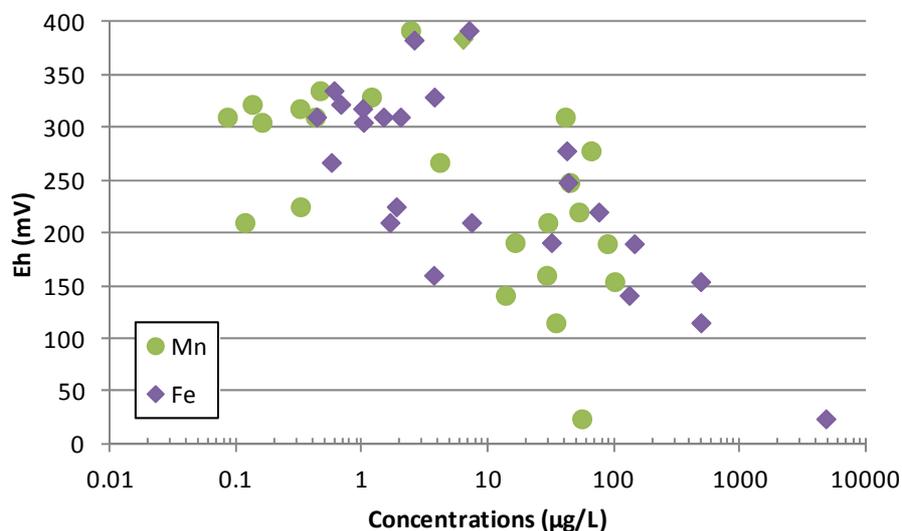


Figure 3-11 : Répartition des teneurs en fer et manganèse en fonction de l'Eh (échelle semi-logarithmique)

D'autres éléments sensibles aux conditions d'oxydo-réduction sont localement présents. Sur un ouvrage (F1678) la teneur en aluminium est largement au dessus de la médiane. Cet ouvrage a également des teneurs en fer et manganèse élevées, indiquant que les teneurs en aluminium sont probablement issues de la mobilisation des oxy-hydroxydes de fer et de manganèse en milieu réducteur.

Les teneurs en arsenic sont relativement élevées sur deux ouvrages (3,6 et 9,4 µg/L). Ces deux forages (F1480 et F119) ont la particularité commune de capter en partie les formations oligocènes du quart nord ouest de la zone d'étude. L'arsenic est souvent présent dans les roches sédimentaires. Son affinité avec les oxy-hydroxydes de fer et de manganèse, entraîne une libération de la molécule dans l'eau en condition réductrice (Anawar et al, 2003). Dans notre cas, l'arsenic est certainement présent de manière plus importante dans la formation oligocène que dans les sédiments néogènes.

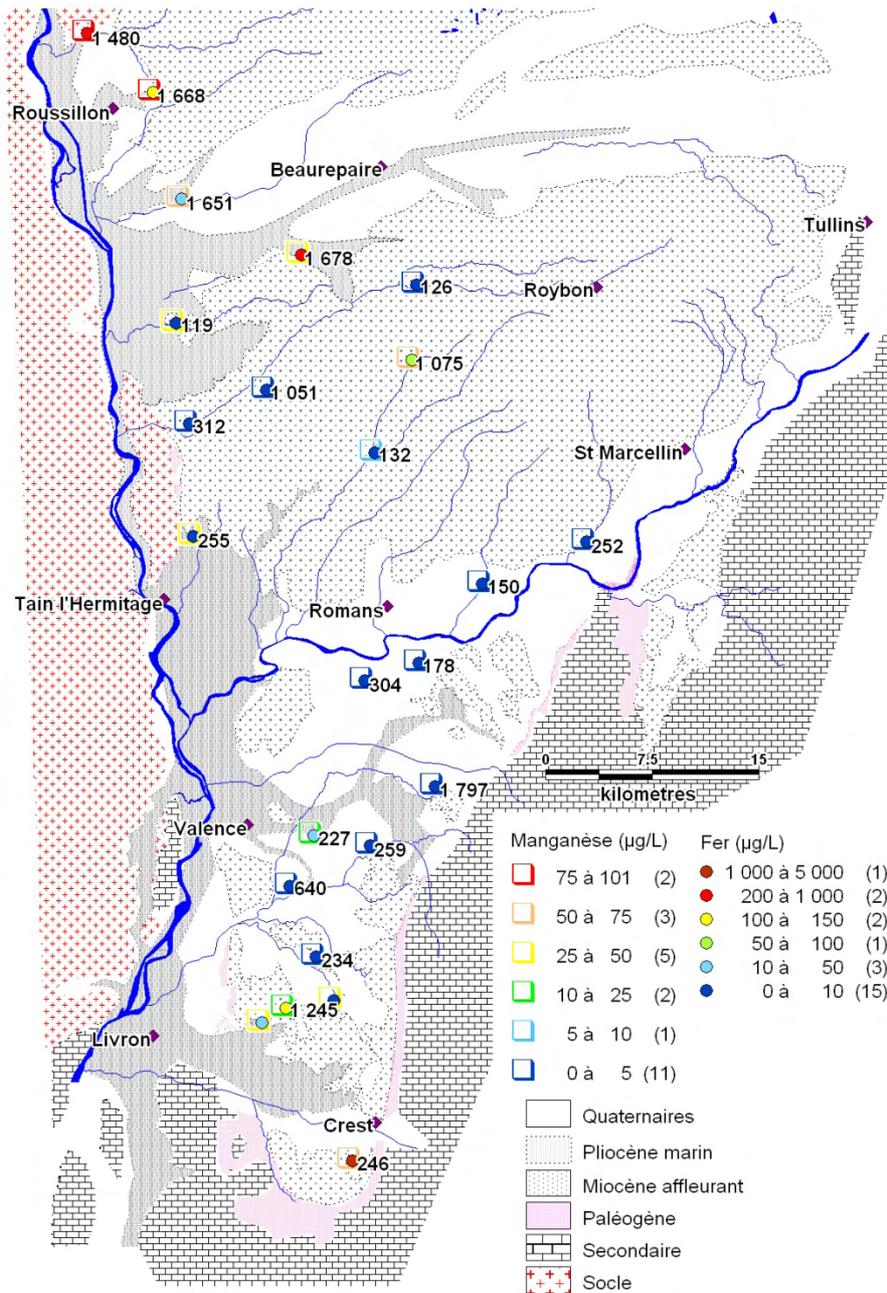


Figure 3-12 : Répartition du fer et du manganèse dans l'aquifère molassique

3.1.4 Conclusion partielle

La chimie des eaux de la nappe de la molasse du Bas-Dauphiné évolue avec le temps de séjour des eaux et avec les conditions d'oxydo-réduction.

Concernant l'âge des eaux, on distingue clairement :

- les eaux récentes, infiltrées après les années 60, parfois fortement impactées par les activités humaines et présentant un faciès bicarbonaté calcique,
- les eaux anciennes, infiltrées avant l'ère industrielle et indemnes de toute pollution anthropique. Ces eaux ont un faciès bicarbonaté calcique et magnésien à bicarbonaté sodique.

Les concentrations acquises par les eaux de l'aquifère sont principalement contrôlées par les réactions de dissolution des carbonates et les échanges de bases pour les eaux les plus anciennes.

La présence d'éléments sensibles aux conditions d'oxydo-réduction est conditionnée d'une part par la présence de conditions réductrices favorables à leur mise en solution, et d'autre part par le contexte géologique. La présence d'arsenic en quantité élevée est liée aux formations oligocènes. Le fer et le manganèse sont, quant à eux, présents sous couverture pliocène ou lorsque des argiles bleues ont été détectées au sein de la formation molassique.

Finalement, le 95^{ème} centile de la majorité des éléments représente bien les concentrations maximales acquises naturellement par les eaux souterraines. Il convient cependant de prendre en compte l'âge des eaux. En effet, certains éléments tels que le bore, le lithium ou encore le sodium peuvent atteindre des teneurs élevées dans les eaux anciennes (supérieures à 50 µg/L pour les deux premiers et à 50 mg/L pour le sodium), mais leurs concentrations naturelles dans les eaux récentes sont beaucoup plus faibles (inférieures à 20µg/L pour Li et B et inférieures à 10 mg/L pour Na). Des concentrations élevées dans des eaux récentes ne sont donc pas naturelles.

Concernant les éléments SO_4 et Cl, il est possible de se baser sur les teneurs rencontrées dans les eaux anciennes afin de déterminer les concentrations maximales naturellement acquises qui sont alors respectivement de 17 et 9 mg/L. Sur les ouvrages échantillonnés, 37% ont une concentration en sulfates supérieure à 17 mg/L et 50% une teneur en chlorures supérieures à 9 mg/L. Les teneurs en nitrates sont proches de 0 mg/L dans certaines eaux anciennes en raison des processus de dénitrification et/ou de réduction des nitrates. Ces processus rendent la définition de la teneur maximale acquise naturellement par les eaux délicate. Sur la courbe de fréquences cumulées, une inflexion apparaît autour de 4,2 mg/L, valeur correspondant probablement à la concentration naturellement acquise. Cette concentration est dépassée par près de 80% des échantillons. Ces données montrent d'une part que la majorité des ouvrages échantillonnés capte des eaux récentes, et d'autre part l'impact important des activités anthropiques, et en particulier agricoles.

3.2 Les pollutions anthropiques

3.2.1 Etat de l'aquifère

3.2.1.1 Les nitrates, chlorures et sulfates

Les cartes de répartition des éléments nitrates, sulfates et chlorures sont présentées dans le paragraphe 2.1.3. (figure 2-2, figure 2-3 et figure 2-4 respectivement). Les teneurs en nitrates en fonction des chlorures et des sulfates sont également présentées figure 2-13 et figure 2-14 respectivement. Il apparaît que ces trois éléments sont liés entre eux. En effet, en dehors des ouvrages situés dans la vallée de la Galaure et pour lesquels les teneurs en chlorures sont expliquées par les ruptures du saumoduc, une relation quasiment linéaire entre les nitrates et les chlorures est observée. D'autre part, le graphique des concentrations en sulfates en fonction des teneurs en nitrates indique également une relation entre les deux éléments. Seuls les ouvrages du bassin de Crest, influencés par la dissolution du gypse, et le forage 1471 pour lequel une pollution très localisée est soupçonnée, ont des teneurs en sulfates élevées par rapport aux concentrations en nitrates. Sur ces deux graphiques, le forage 1135 montre une teneur élevée en nitrates comparé à sa concentration en sulfates. Concernant les nitrates, 14% des ouvrages échantillonnés en 2009-2010 ont des concentrations supérieures à la norme de potabilité de 50 mg/L, et près de 80 % d'entre eux ont des teneurs en nitrates supérieures à la concentration naturellement acquise estimée à 4,2 mg/L. La densité de points atteints par des pollutions par les nitrates est beaucoup plus importante au sud de l'Isère. Cette dernière remarque s'applique également aux sulfates et aux chlorures dans une moindre mesure.

3.2.1.2 Les pesticides

Seuls les pesticides les plus souvent rencontrés dans les aquifères drômois et isérois ont été analysés. Les molécules ont été choisies à partir des données de l'ARS¹¹ et de l'Agence de l'Eau. Les pesticides concernés sont l'atrazine (ATR) et ses métabolites déisopropyl (DEI) et déséthyl (DEA), le diuron (DIU), le métolachlore R et S (MET), l'oxadixyl (OX), la simazine (SIM), la terbuthylazine (TER), le glyphosate (GLY) et son métabolite AMPA. L'oxadixyl est un fongicide, l'atrazine, la simazine et le métolachlore sont des herbicides utilisés sur le maïs et le glyphosate est un herbicide à large spectre utilisé en milieu agricole et non agricole.

Sur le département de l'Isère, les prélèvements ont été réalisés sur 26 forages durant le printemps-été 2009 sur le périmètre non étudié par De La Vaissière. Les ouvrages ont été choisis de façon à avoir une répartition la plus homogène possible. Les résultats obtenus sur 15 ouvrages suivis par l'Agence de l'Eau et par le Conseil Général de la Drôme ont été ajoutés. Ces analyses ont, comme les nôtres, également été réalisées par le LDA.

Sur le département de la Drôme, lors de l'été 2010 nous avons prélevé 26 des ouvrages échantillonnés par De La Vaissière en 2005. Ce dernier avait sélectionné les ouvrages analysés en fonction des teneurs en nitrates, soit des ouvrages pollués. Les valeurs obtenues sur les ouvrages ré-échantillonnés sont donc statistiquement plus élevées.

Le tableau 3-3 montre les résultats statistiques des molécules analysées en 2009 et 2010. Nous avons distingué les résultats avec et sans les analyses effectuées sur le département de la

¹¹ Agence Régionale de Santé : a remplacé la DDASS (Direction Départementale des Affaires Sanitaire et Sociale) depuis le 1^{er} avril 2010

Drôme en 2010. La norme de potabilité est de 0,1 µg/L par molécule et de 0,5 µg/L pour la somme des molécules.

Seuls 45% des forages analysés en 2009 ne révèlent la présence d'aucune molécule, quatre de ces forages dépassent la norme de potabilité pour la somme des pesticides. Sur les deux années des pesticides sont détectés sur 73% des ouvrages, et la norme de potabilité pour la somme des pesticides est dépassée sur 10 ouvrages.

	Secteur	Somme des pesticides	ATR	DEA	DEI	DIU	MET	OX	SIM	TER	AMPA	GLY
Nombre d'analyses	Isère	41	41	41	41	41	41	41	41	41	27	27
	Isère et Drôme	67	67	67	67	67	67	67	67	67	53	53
Nombre de détection	Isère	23	15	19	2	1	3	2	2	0	0	1
	Isère et Drôme	49	35	45	9	1	9	4	9	0	1	1
Valeur maximale (µg/L)	Isère	0.9	0.12	0.78	0.06	<0.02*	0.04	0.02	0.06	<LD	<LD	0.8
	Isère et Drôme	3.18	0.45	0.88	0.22	<0.02*	2.1	0.06	0.06	<LD	0.13	0.8
Nombre d'analyse > NP	Isère	4	2	6	0	0	0	0	0	0	0	1
	Isère et Drôme	10	10	19	4	0	2	0	0	0	1	1
% présence	Isère	56.1	36.5	46.3	4.9	2.4	7.3	4.9	4.9	0	0	3.7
	Isère et Drôme	73.1	52.2	67.2	13.4	1.5	13.4	6	13.4	0	1.9	1.9

Tableau 3-3 : Statistiques des résultats d'analyses pesticides, printemps-étés 2009 et 2010

*<0,02µg/l : présence détectée mais inférieure au seuil de détection

LD : Limite de Détection de la molécule ; NP : Norme de Potabilité

L'atrazine déséthyl est la molécule la plus souvent rencontrée et dont les concentrations sont les plus élevées (6 dépassements de la norme de potabilité en 2010, 19 sur les deux campagnes et une valeur maximale de 0,88 µg/L). La deuxième molécule la plus présente est l'atrazine, dont la déséthyl atrazine est le principal métabolite.

Avec une valeur maximale de 2,1 µg/L, le métolachlore, présente la teneur la plus élevée.

La terbuthylazine n'a été détectée sur aucun échantillon.

Le glyphosate a été détecté sur un seul ouvrage. L'AMPA, métabolite du glyphosate, a quant à lui été détecté sur un autre ouvrage. Il faut cependant noter que la limite de détection de ces molécules est de 0,1 µg/L. Leur détection en dessous de la norme de potabilité n'est donc pas possible, contrairement aux autres molécules analysées pour lesquelles le seuil de détection est de 0,02µg/L.

La figure 3-13 montre la répartition de la somme des pesticides analysés sur l'ensemble de la zone d'étude. Les résultats de De la Vaissière ont été ajoutés à ceux obtenus en 2009. Nous précisons que cet auteur n'avait pas mesuré le métolachlore, le glyphosate et l'AMPA, ces molécules ne sont donc pas prises en compte dans le calcul de la somme des pesticides de 2005.

Sur le bassin versant du nord de l'Isère, deux secteurs s'individualisent avec des dépassements de la norme de potabilité pour la somme des pesticides (0,5 µg/L):

- au nord de la commune de Chatte, où la norme de potabilité pour la somme des pesticides est dépassée pour deux ouvrages,
- au nord-est de Tain l'Hermitage, où un forage dépasse la norme de potabilité pour la somme des pesticides.

Dans la vallée de la Valloire, on peut noter des teneurs élevées pour trois forages.

Globalement, les teneurs sont plus élevées au sud de l'Isère. Nous avons constaté la même chose pour les teneurs en nitrates.

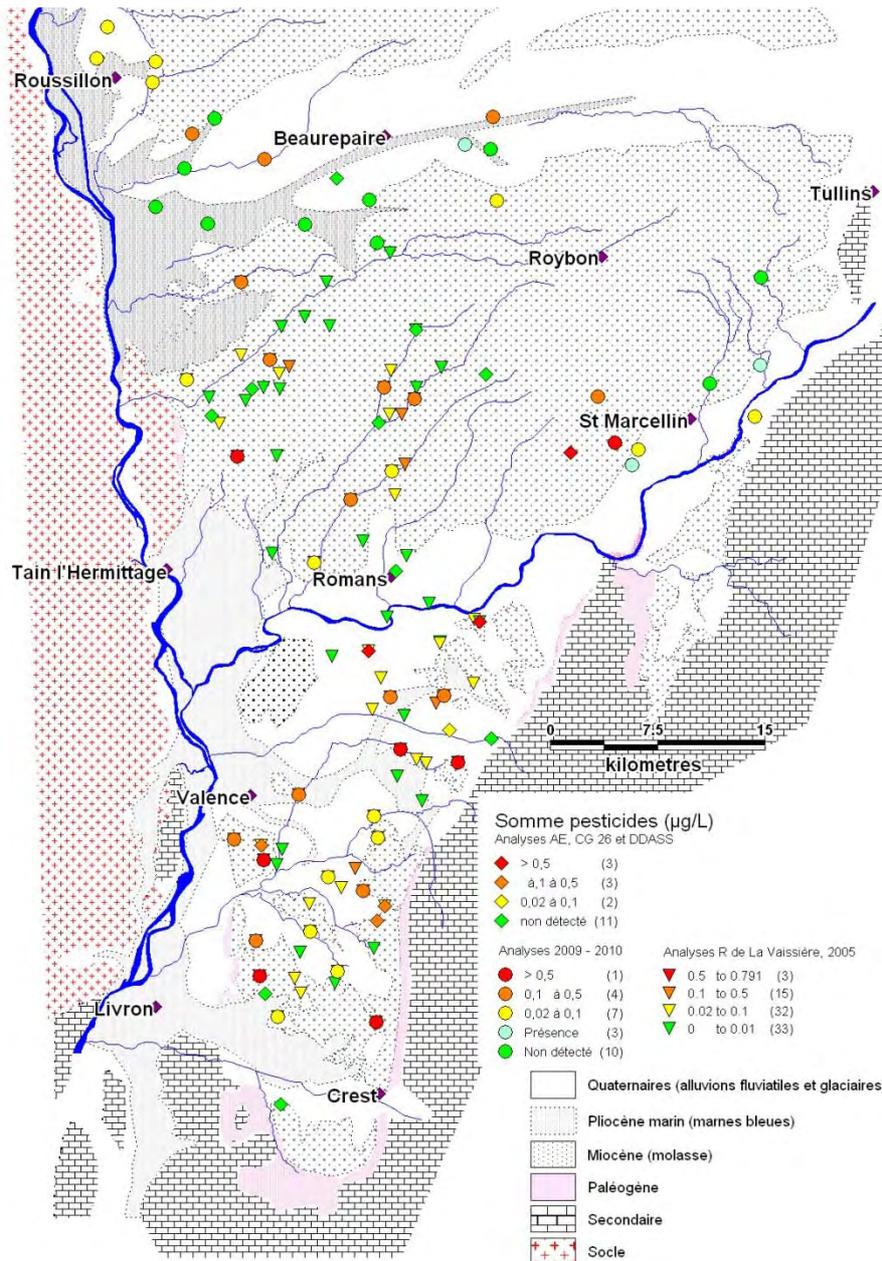


Figure 3-13 : Répartition de la somme des teneurs en pesticides sur le secteur d'étude

Sur les ouvrages suivis par l'Agence de l'eau et le Conseil Général les analyses plus complètes ont permis de détecter la présence d'autres molécules en 2009 :

- la bentazone utilisée comme herbicide sélectif utilisé sur le maïs et les céréales,
- plusieurs herbicides utilisés sur fruitiers et/ou céréales (Hexazinone, Fénuuron, Dinitrocresol interdit en 2000, Propyzamide, Triclopyr, 2,4-D),
- des substances de croissance (Mépiquat chlorure et Chloroméquat chlorure),
- et le Métalaxyl utilisé comme fongicide.

Un autre métabolite de l'atrazine, le Déséthyl-Déisopropyl-atrazine, a été détecté en quantité importante (jusqu'à 0,57µg/L) sur le forage de Chatuzange le Goubet.

3.2.2 Evolution des concentrations

Afin de voir une éventuelle évolution des concentrations 26 des ouvrages prélevés par De La Vaissière en 2005 ont été à nouveau échantillonnés en 2010 pour l'analyse des ions majeurs et de certains pesticides. A ces résultats sont ajoutés ceux de 11 ouvrages suivis par l'Agence de l'Eau et le Conseil Général de la Drôme.

3.2.2.1 Les nitrates, chlorures et sulfates

Les résultats obtenus en 2005 et 2010 sont présentés dans le tableau 3-4. On considère que les concentrations sont stables lorsque la différence est inférieure à 2,5 mg/L.

	Chlorures		Sulfates		Nitrates	
	2005	2010	2005	2010	2005	2010
Moyenne (mg/L)	13.5	14.4	21.8	24.3	40.29	40.60
Médiane (mg/L)	12.3	13.4	22.3	24.5	40.21	36.93
Maximum (mg/L)	36.0	36.2	67.3	63.6	116.6	139.3
Nb dépassement norme potabilité	0	0	0	0	14	13
Nombre	35		36		37	
% hausse	25.7		30.6		37.8	
% baisse	14.3		19.4		45.9	
% stables	60		50.0		16.2	

Tableau 3-4 : Evolution des concentrations en nitrates entre 2005 et 2010 dans l'aquifère molassique

Les évolutions des teneurs en chlorures et en sulfates sont assez semblables alors qu'elles sont sensiblement différentes pour les teneurs en nitrates. Les valeurs moyennes et médianes des teneurs en nitrates et chlorures sont stables entre 2005 et 2010 et augmentent légèrement pour les teneurs en sulfates. Par contre les concentrations maximales en nitrates ont augmenté alors qu'elles sont stables pour les deux autres éléments.

Malgré une baisse des concentrations en nitrates sur près de la moitié des ouvrages, le nombre de dépassement de la norme de potabilité (50 mg/L) n'a que faiblement diminué.

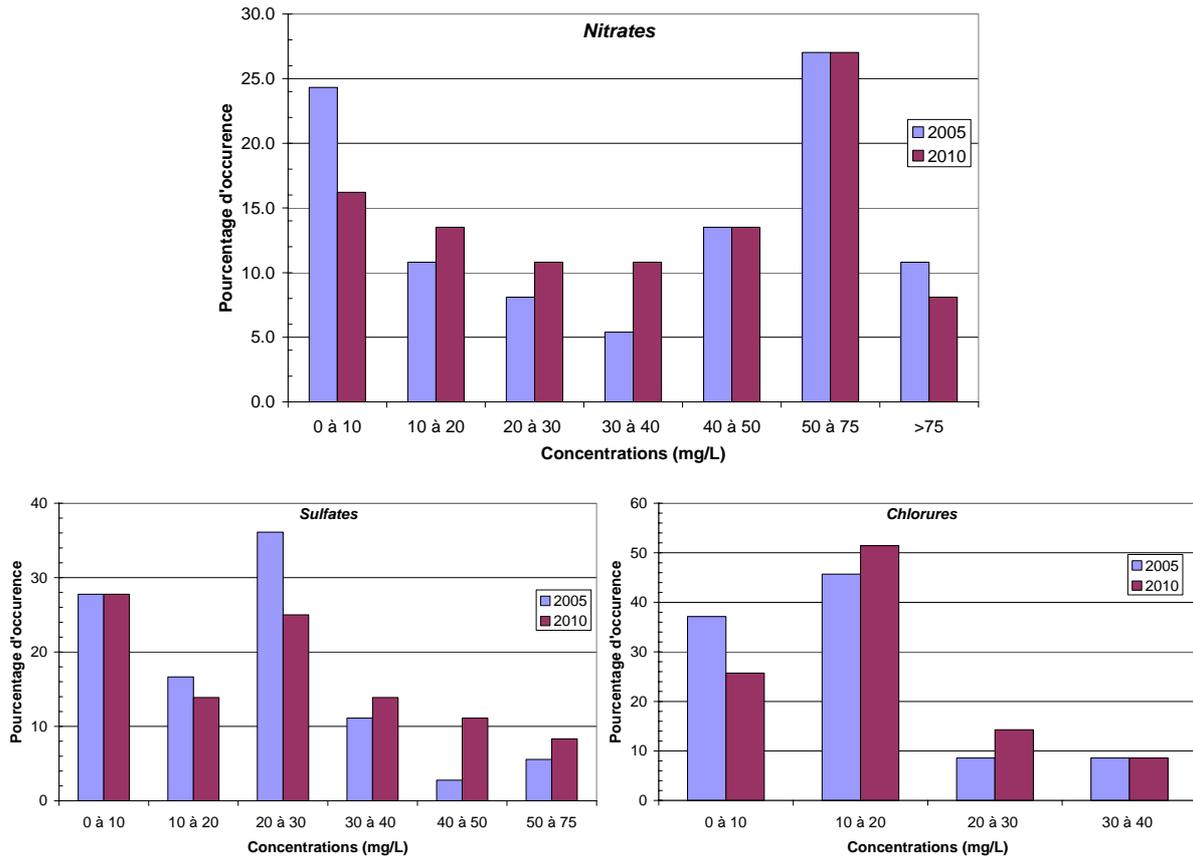


Figure 3-14 : Pourcentage d'occurrence des concentrations en nitrates, chlorures et sulfates

La figure 3-14 indique l'évolution du pourcentage d'occurrence des classes de concentrations pour les trois éléments. Concernant les nitrates, il apparaît que le nombre d'ouvrages ayant des teneurs supérieures à 40 mg/L est stable. Par contre ce nombre augmente pour des concentrations comprises entre 10 et 40 mg/L et diminue pour des teneurs inférieures à 10 mg/L.

Pour les sulfates le pourcentage d'occurrence des teneurs inférieures à 10 mg/L reste stable, il diminue pour des concentrations comprises en 10 et 30 mg/L et augmente pour celles supérieures à 30 mg/L.

Enfin, les chlorures présentent un schéma proche des nitrates avec une baisse du nombre d'ouvrages pour lesquels les teneurs sont inférieures à 10 mg/L, une augmentation du pourcentage d'occurrence des teneurs comprises entre 10 et 30 mg/L puis une stabilisation au-delà de 30 mg/L.

Ces trois graphiques indiquent donc un déplacement des concentrations des valeurs les plus faibles vers des teneurs plus élevées. Le pourcentage d'occurrence des concentrations les plus fortes reste stable ou est en légère augmentation.

L'évolution des teneurs en nitrates sur les ouvrages suivis par l'Agence de l'Eau et la DDASS est présentée sur la figure 3-15. Sur les 8 forages présentés, 3 indiquent une augmentation constante des concentrations (Montagne, Manthes, et Beaumont les Valence), et 2 d'entre eux dépassent la norme de potabilité de 50 mg/L. La source d'Autichamp présente également des teneurs en nitrates supérieures à la norme de potabilité depuis le début du suivi. Sur cette source, les teneurs en nitrates ont augmenté jusqu'en 2005 et ont légèrement diminué depuis.

Concernant le forage de Manthes, le niveau piézométrique de cet ouvrage était en charge par rapport à celui des alluvions à sa création. Il est probable que les pompages aient inversé les différences de charges, créant une drainance descendante de la nappe alluviale, dans laquelle les teneurs en nitrates sont de l'ordre de 40 mg/L, vers l'aquifère molassique expliquant ainsi cette augmentation constante des concentrations.

Trois des forages suivis ont des teneurs en nitrates inférieures à 5 mg/L, correspondant probablement aux concentrations naturelles. Le forage de St Antoine l'Abbaye a des valeurs stables, de l'ordre de 20 mg/L, depuis 1998.

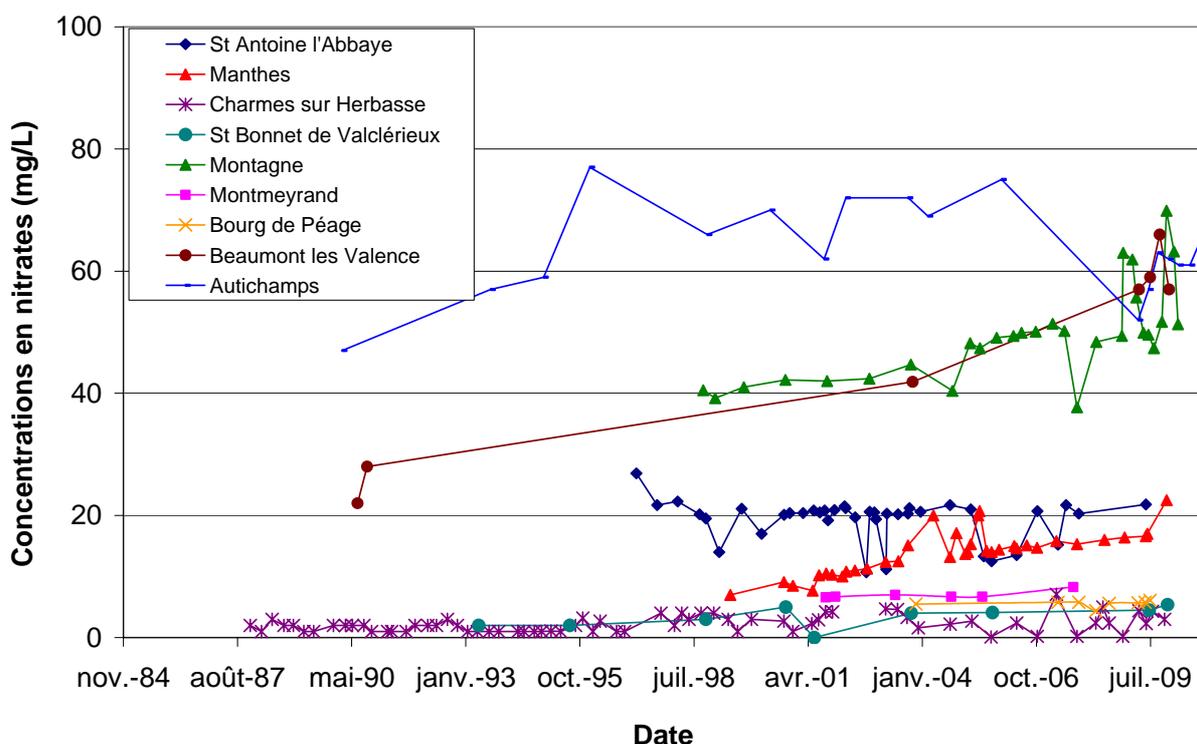


Figure 3-15 : Evolution des concentrations en nitrates dans la nappe de l'aquifère molassique (données Agence de l'Eau et DDASS)

L'évolution des teneurs en chlorures, sulfates et nitrates sur 4 ouvrages suivis par l'Agence de l'Eau, le Conseil Général de la Drôme et l'ARS est présentée sur la figure 3-16. Il apparaît que les sulfates et les chlorures suivent la même évolution sur tous les ouvrages mais ne sont pas systématiquement liés aux teneurs en nitrates. Sur le forage de St Antoine, les teneurs en nitrates sont stables depuis 1997 alors que les concentrations en sulfates et chlorures ont tendance à augmenter. La source d'Autichamp indique une tendance inverse avec des teneurs en sulfates et chlorures qui n'ont pas évolué alors que les concentrations en nitrates ont varié depuis les années 1990. Les ouvrages de Manthes et de Chatuzange montrent quant à eux des évolutions similaires pour les trois éléments.

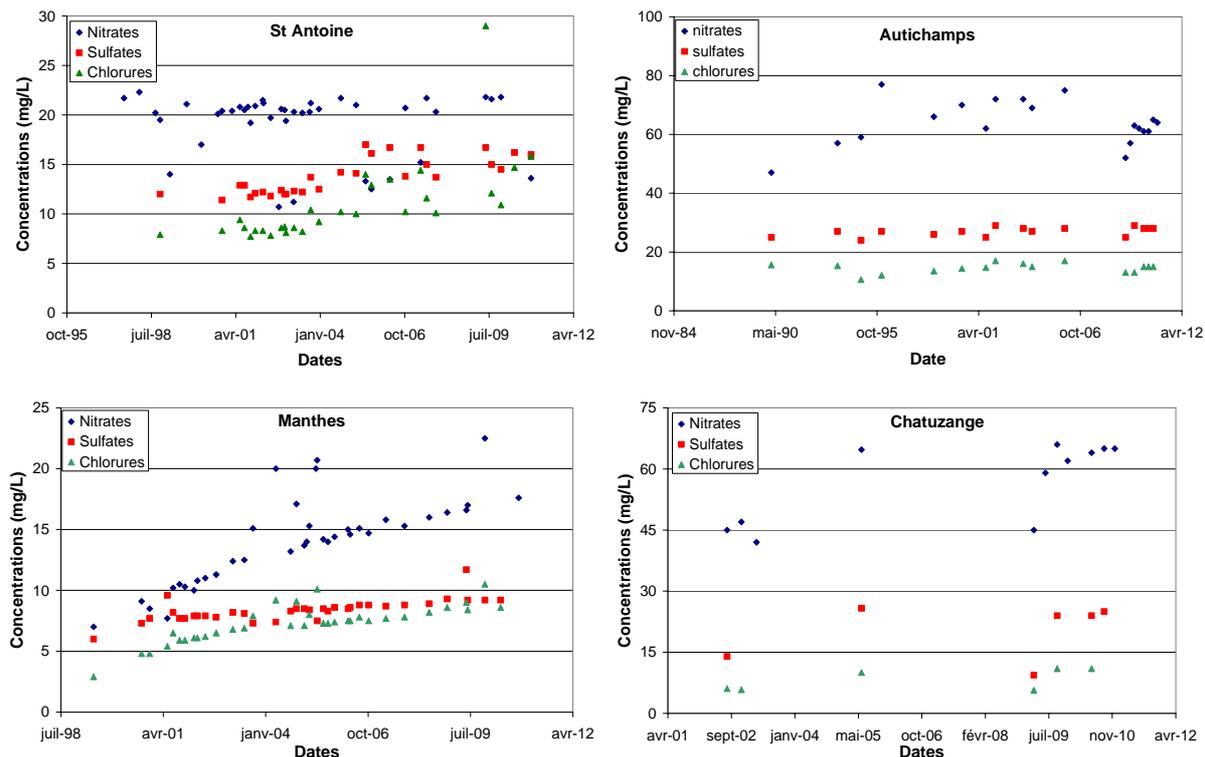


Figure 3-16 : Evolution des teneurs en nitrates, chlorures et sulfates sur 4 ouvrages (données Agence de l'Eau, CG26 et ARS)

D'un point de vue plus global, la figure 3-17 fait ressortir que les évolutions des concentrations de ces trois éléments sont assez bien reliées. Seuls deux ouvrages montrent une augmentation des teneurs en sulfates associée à une baisse des concentrations en nitrates.

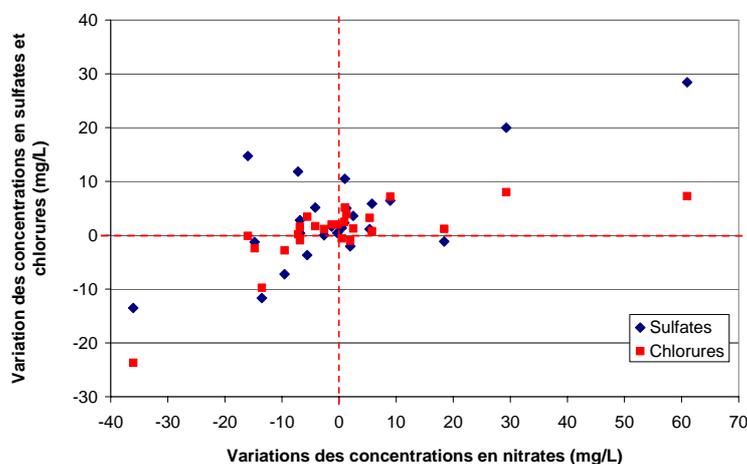


Figure 3-17 : Variation des concentrations en sulfates et chlorures en fonction des variations des concentrations en nitrates entre 2005 et 2010.

Sur la carte présentée sur la figure 3-18 les concentrations en nitrates ont diminué ou sont stables en majorité sur des ouvrages situés dans la plaine de Valence. Paradoxalement c'est également dans ce secteur que les concentrations sont les plus élevées.

Aucune relation entre les teneurs en éléments polluants et la profondeur des ouvrages ou du niveau statique n'a pu être montrée.

Dans l'aquifère molassique, et en l'absence d'évaporites, les nitrates les chlorures et les sulfates peuvent avoir pour origine l'apport d'engrais organiques et minéraux ou encore les

eaux usées domestiques (Widory et al, 2004 ; Kaown et al, 2009). Les sulfates peuvent également être utilisés comme fongicide et bactéricide sur les vignes et les fruitiers (bouillie bordelaise).

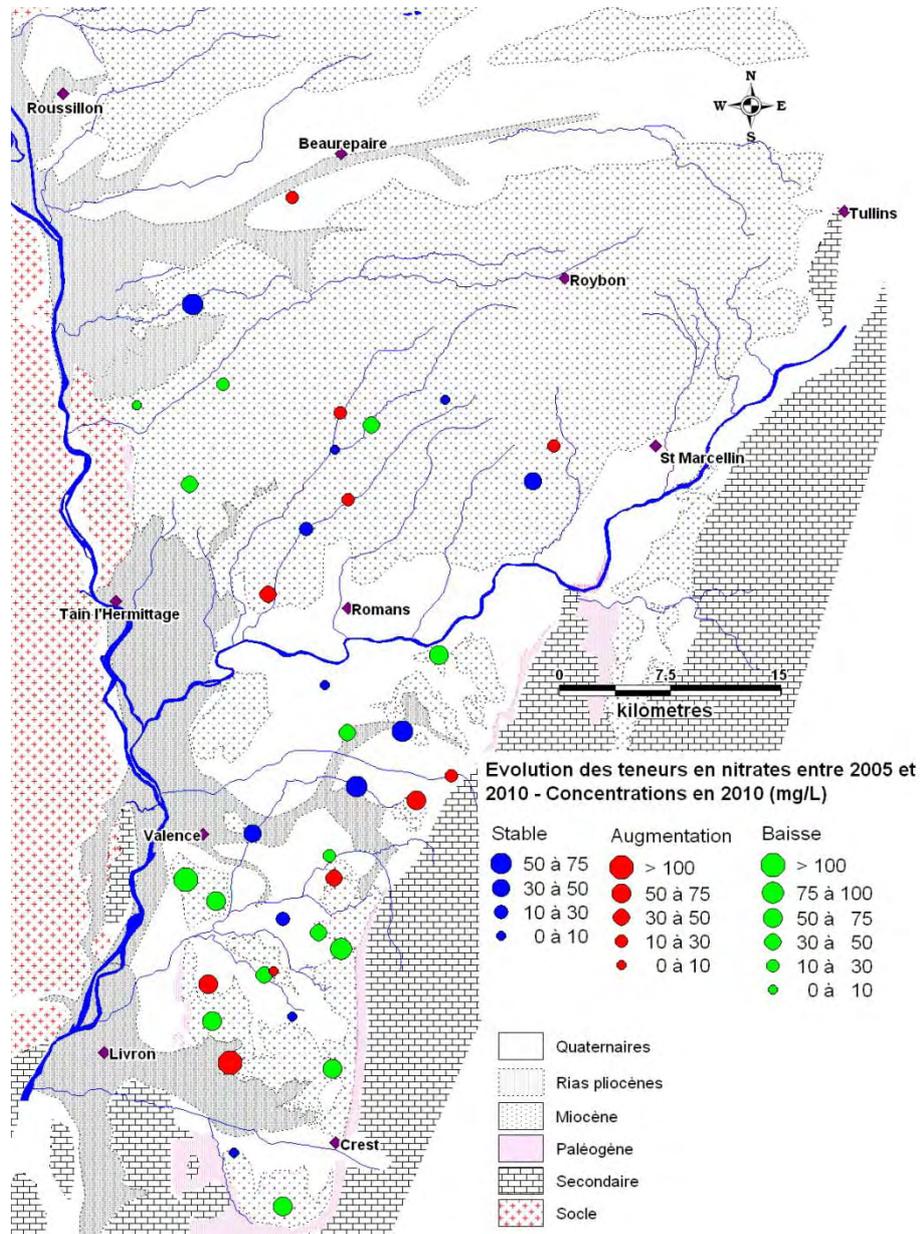


Figure 3-18 : Evolution des teneurs en nitrates dans l'aquifère molassique

Une bonne corrélation semble exister entre les cartes de répartition des nitrates, sulfates et chlorures et la carte de l'occupation des sols présentée sur la figure 3-19 établie à partir de la base de données Corine Land Cover (CLC) de 2006.

La vallée de la Valloire et la plaine de Valence sont concernées en grande partie par des terres arables tandis que la Drôme des collines et le plateau de Bonnevaux possèdent une occupation des sols plus variée, avec une prédominance de forêts. Les terres arables et les zones cultivées sont plutôt présentes dans les vallées. Ces observations, couplées au contexte géologique (Miocène affleurant ou sous couverture) sont en adéquation avec la répartition des teneurs en nitrates, plus élevées dans la plaine de Valence qu'au nord de la rivière Isère, indiquant une pollution issue principalement des activités agricoles.

On observe également que les vergers et les vignes sont concentrés à l'ouest, le long de la vallée du Rhône ainsi qu'en amont de la vallée de l'Isère (culture des noix du Dauphiné), secteurs où les teneurs en sulfates sont les plus élevées, ce qui pourrait être mis en lien avec l'utilisation de sulfates de cuivre, utilisé comme fongicide. Ceci explique également que l'évolution des teneurs en sulfates dans les eaux souterraines ne suit pas tout à fait la même évolution que les concentrations en chlorures et nitrates.

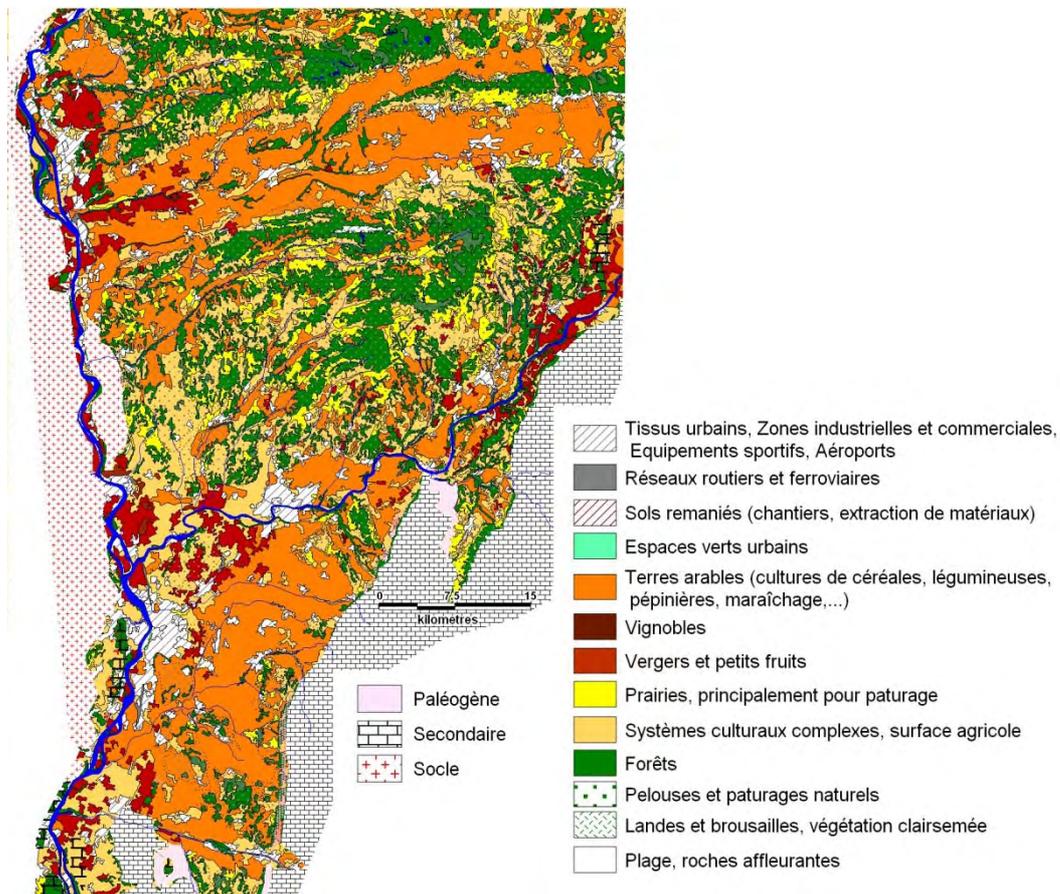


Figure 3-19 : Carte de l'occupation des sols (Union Européenne – SOeS, CORINE Land Cover, 2006)

3.2.2.2 Les pesticides

Le tableau 3-5 permet de comparer les résultats obtenus en 2005 à ceux de 2010 sur 37 ouvrages. Le seuil de quantification des molécules présentée dans ce tableau est égal à 0,02 µg/L.

Molécule	Atrazine		Atrazine Déséthyl		Diuron		Oxadixyl		Simazine		Terbuthylazine		Somme	
	2005	2010	2005	2010	2005	2010	2005	2010	2005	2010	2005	2010	2005	2010
Moyenne (µg/L)	0.08	0.07	0.08	0.20	0.02	< LD	< LD	< LD	< LD	0.01	< LD	< LD	0.17	0.28
Médiane (µg/L)	0.03	0.03	0.03	0.10	-	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0.08	0.13
Maximum (µg/L)	0.478	0.45	0.438	0.88	0.38	< LD	< LD	0.06	0.061	0.06	0.07	< LD	0.791	1.34
Nombre détection	21	23	21	29	3	0	0	2	1	7	2	0	27	29
Nombre > NP	8	10	8	16	2	0	0	0	0	0	0	0	3	6

Tableau 3-5 : Statistiques des résultats d'analyse pesticides pour les années 2005 et 2010

LD = Limite de détection = 1/3 du seuil de quantification

Pour les deux années étudiées, les molécules pour lesquelles le seuil de détection est le plus souvent dépassé sont l'atrazine déséthyl et l'atrazine. De plus, le nombre de détections et de dépassements de la norme de potabilité a augmenté pour ces deux molécules entre 2005 et 2010.

Le nombre d'ouvrages sur lesquels le seuil de détection de la simazine a été dépassé est passé de 1 à 7 en 5 ans, cependant aucun forage n'atteint la limite de potabilité et les valeurs restent faibles. De plus cette molécule n'a été détectée que sur 2 des ouvrages suivis par l'Agence de l'eau en 2000 et 2004. L'oxadixyl fait son apparition sur 2 forages en 2010. Le diuron et la terbuthylazine ne sont pas détectés en 2010. Six des ouvrages analysés dépassent la norme de potabilité pour la somme des pesticides en 2010 contre 3 en 2005.

	ATR		DEA		DIU		OX		SIM		TER		Somme	
	nb	%	nb	%	nb	%	nb	%	nb	%	nb	%	nb	%
Augmentation des teneurs	11	34.4	26	81.3	0	0	2	6.3	6	18.8	0	0	22	69
Baisse des teneurs	10	31.3	3	9.4	3	9.4	0	0	1	3.1	2	8.3	8	25
Stabilité des teneurs	11	34.4	3	9.4	29	90.6	30	93.8	25	78.1	30	93.8	2	6

Tableau 3-6 : Evolution des concentrations en pesticides entre les années 2005 et 2010

Dans le tableau 3-6 l'évolution des concentrations en pesticides entre les années 2005 et 2010 est décrite. On constate que les concentrations en DEA augmentent sur plus de 80% des ouvrages prélevés. L'atrazine augmente sur 34,4% des ouvrages mais diminue également sur 31,3% d'entre eux. Ce phénomène a été observé sur l'ensemble du réseau de surveillance du bassin Rhône Méditerranée par l'Agence de l'Eau, où sur la période 2006-2007, la fréquence de quantification de l'atrazine déséthyl a augmentée de 20%. La somme des pesticides augmente quant à elle sur 69% des ouvrages.

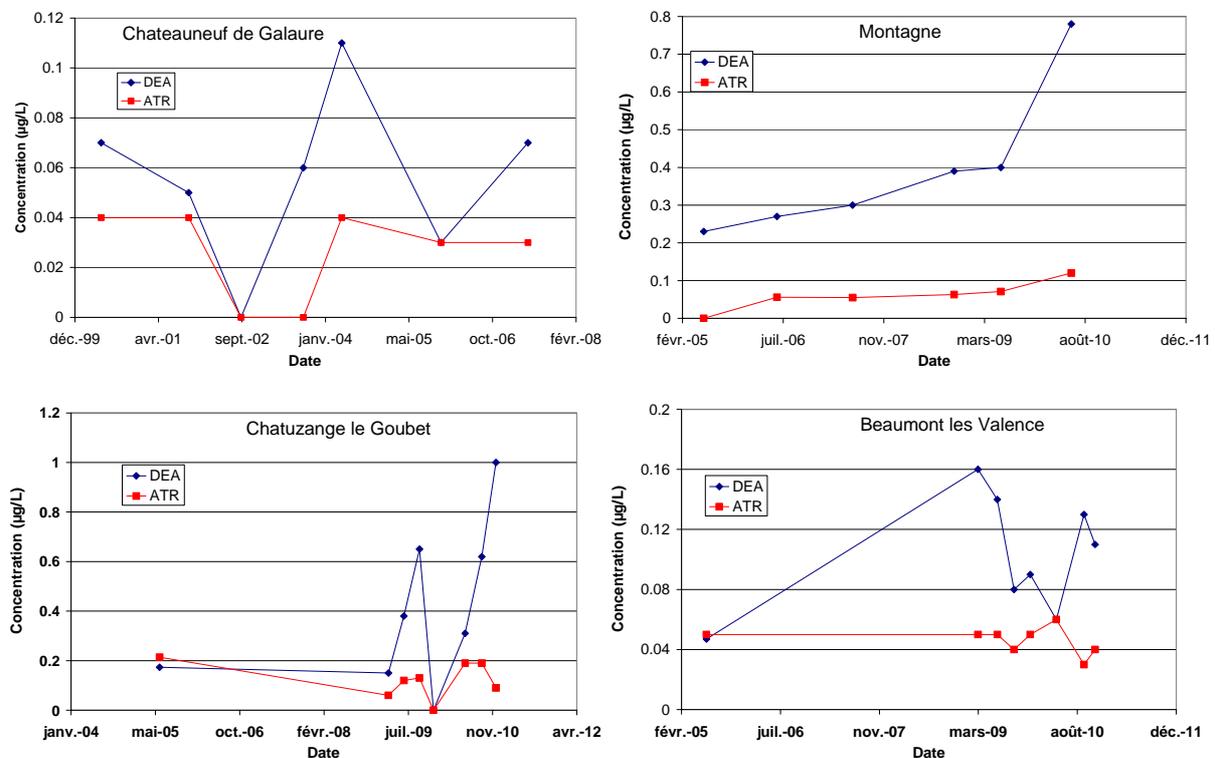


Figure 3-20 : Evolution des teneurs en Atrazine (ATR) et en Déséthyl Atrazine (DEA) dans des ouvrages suivis par l'ARS et le Conseil Général de la Drôme

L'évolution des teneurs en atrazine et déséthyl atrazine sur 4 ouvrages suivis est présentée sur la figure 3-20.

Le forage de Châteauneuf de Galaure est le seul pour lequel nous disposons de données antérieures à 2005. Les concentrations en atrazine oscillent entre le seuil de détection et 0,04 µg/L. Les teneurs en DEA sont régulièrement supérieures au seuil de détection avec un dépassement de la norme de potabilité en 2004. Aucune tendance nette ne se dégage de ces analyses.

Le forage de Montagne montre une augmentation des deux molécules depuis 2005, la DEA atteignant quasiment 0,8 µg/L sur la dernière analyse disponible et l'atrazine dépassant la norme de potabilité de 0,1 µg/L sur cette même analyse.

A Chatuzange, les concentrations en atrazine sont assez stables depuis 2005, aucune tendance ne se dégage. Les teneurs en DEA ont plutôt tendance à augmenter avec une dernière analyse à 1 µg/L. Les valeurs nulles pour les deux molécules observées en décembre 2009 sont surprenantes, il est possible que l'analyse soit incorrecte.

Enfin sur le forage de Beaumont les Valence, les deux molécules ATR et DEA sont quantifiables depuis 2005. Les teneurs en atrazine sont plutôt stables et oscillent entre 0,03 et 0,06 µg/L. Les teneurs en DEA sont plus élevées et ont augmenté depuis 2005.

Sur ces quatre ouvrages, les concentrations en DEA sont systématiquement supérieures à celles de l'atrazine. Les variations observées sont probablement liées aux conditions climatiques. De fortes précipitations permettent le lessivage des sols et la mise en solution de l'ATR et de la DEA. Les battements de la nappe peuvent également remettre en solution des molécules stockées dans la zone non saturée. Les suivis actuellement en place sur les forages concernés ne sont pas suffisamment fréquents pour confirmer ces hypothèses (suivi une fois par trimestre au mieux).

Sur les autres ouvrages suivis, ces deux molécules n'apparaissent jamais ou très occasionnellement (une fois sur le forage de Manthes en 2005 par exemple).

Concernant les autres pesticides, on peut noter que la bentazone est présente depuis le début du suivi (2005) sur la source d'Autichamp. Le métolachlore (R+S) est quant à lui présent sur le forage de Montagne, depuis 2005 au moins, avec des concentrations en augmentation comprises entre 0,23 et 0,9µg/L. Ces deux molécules sont utilisées en substitution de l'atrazine. On note par ailleurs la présence de cultures de maïs à proximité du forage de Montagne.

La répartition des évolutions de la somme des pesticides est présentée sur la figure 3-21. La somme des pesticides est indiquée pour les ouvrages dépassant la norme de potabilité de 0,5 µg/L.

La majorité des ouvrages montrant une baisse des teneurs sont situés dans la plaine de Valence et en amont piézométrique de celle-ci. Au nord de l'Isère, deux des ouvrages pour lesquels les teneurs diminuent sont situés dans la vallée de l'Herbasse, le troisième est le forage de Manthes. Sur ce dernier la molécule n'a été détectée qu'une seule fois, en 2005.

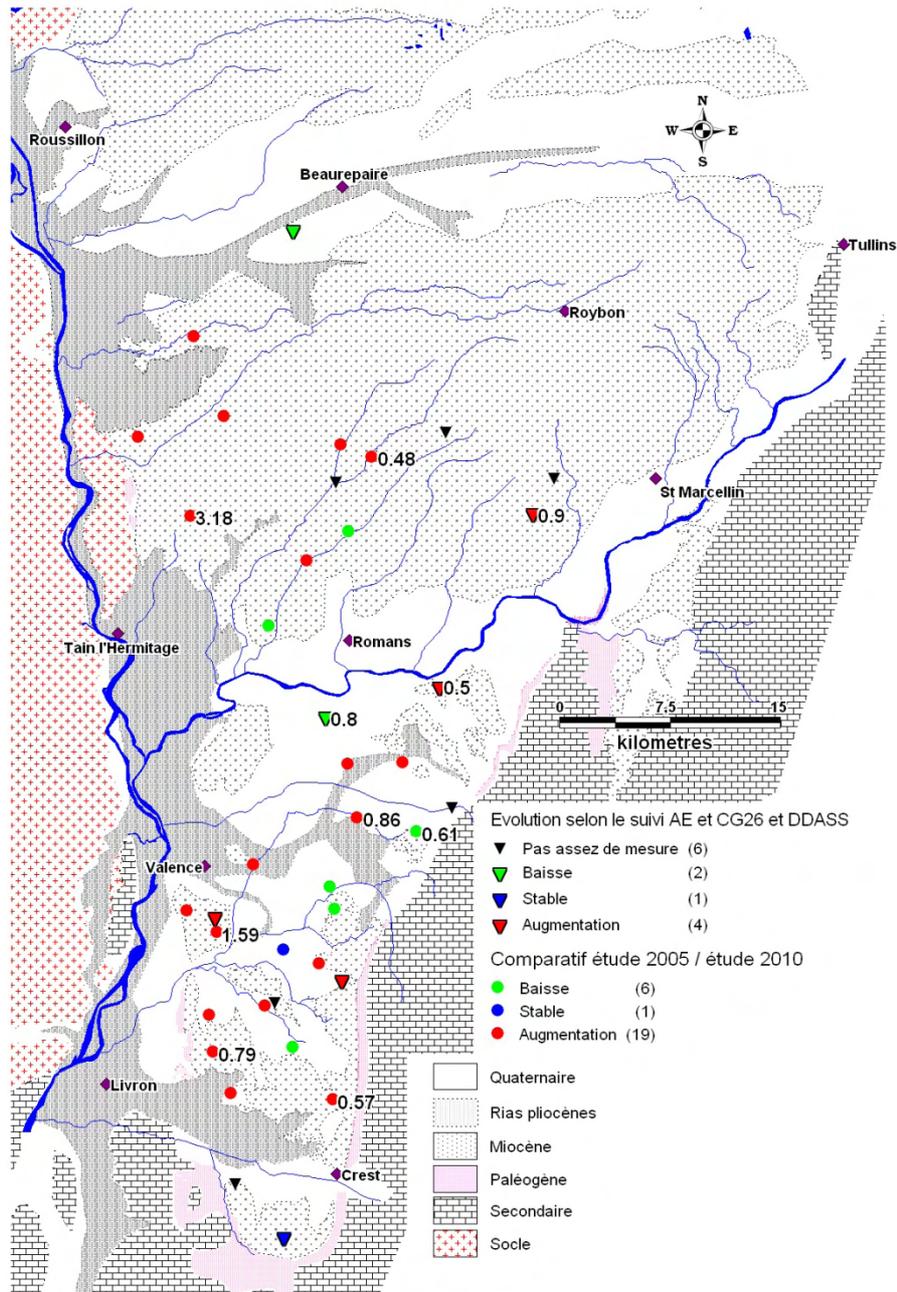


Figure 3-21 : Carte de l'évolution des teneurs en pesticides (somme des pesticides analysés en 2005 et 2010)

L'augmentation des concentrations en atrazine, oxadixyl et simazine est surprenante étant donné que toutes ces molécules sont interdites à la vente depuis 2003. Ceci implique que le temps de transfert des pesticides vers la nappe est important et laisse supposer un stock élevé dans la zone non saturée. Une autre hypothèse serait l'utilisation encore actuelle des stocks d'atrazine et/ou l'approvisionnement en herbicides par des filières illégales.

3.2.3 Relations des pesticides avec les nitrates, chlorures et sulfates

Les teneurs en pesticides, nitrates, chlorures et sulfates dans les eaux souterraines étant fortement liées aux activités agricoles, il est intéressant d'étudier les relations entre ces éléments.

Comme illustré sur la figure 3-22, les teneurs en pesticides restent nulles pour des concentrations en nitrates, sulfates et chlorures inférieures aux teneurs naturelles des eaux de l'aquifère. Les eaux peuvent contenir ces trois éléments en quantité importantes sans qu'il y ait nécessairement de pesticides. Par contre l'inverse est beaucoup moins fréquent. Il apparaît également que les teneurs les plus fortes en nitrates, chlorures et sulfates ne sont pas associées aux plus fortes concentrations en pesticides.

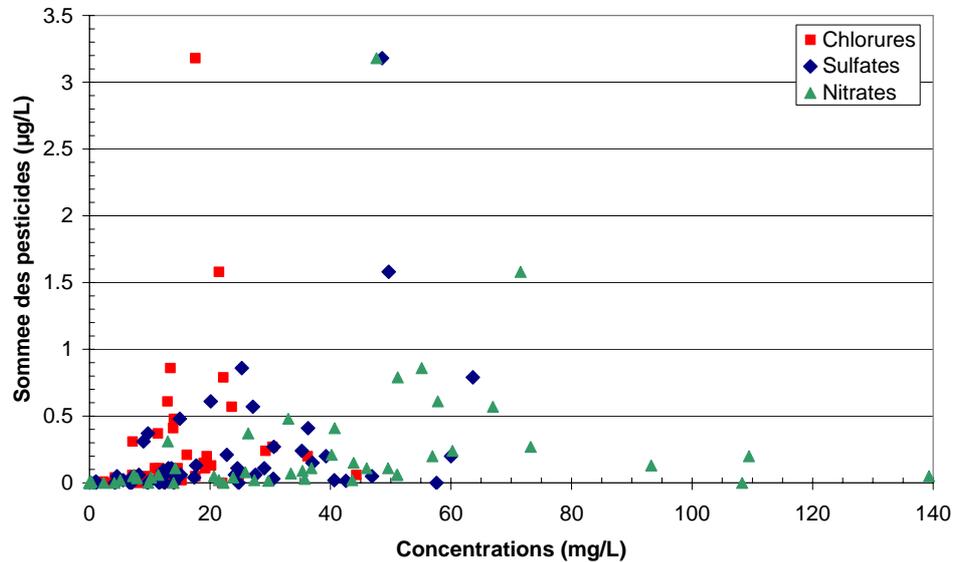


Figure 3-22 : Concentrations en nitrates, sulfates et chlorures en fonction de la somme des teneurs en pesticides

Comme l'illustre la figure 3-23, aucune relation entre l'évolution des teneurs en Cl^- , SO_4^{2-} et NO_3^- et en pesticides n'est mise en évidence. Par contre, aucun échantillon ne montre de baisse simultanée de ces quatre éléments.

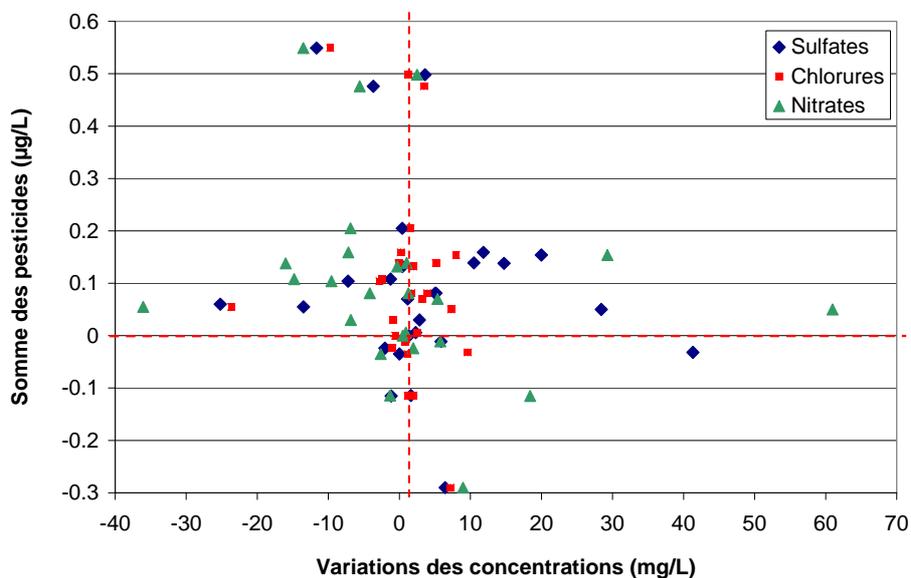


Figure 3-23 : Variations des concentrations en nitrates, chlorures et sulfates en fonction de l'évolution des teneurs en pesticides entre 2005 et 2010

Cette absence de corrélation entre les concentrations des pesticides et des éléments nitrates, chlorures et sulfates traduit la variabilité des pratiques agricoles sur le secteur d'étude.

3.2.4 Conclusions partielles

Avec près de 14 % des ouvrages échantillonnés dépassant la norme de potabilité en nitrates et 80% dépassant la teneur naturellement acquise par les eaux de l'aquifère, la qualité de la nappe de la molasse est préoccupante. Les teneurs en sulfates et nitrates sont également supérieures à la concentration naturelle pour 37 et 50 % des ouvrages respectivement.

Concernant les pesticides, les molécules le plus souvent rencontrées et présentant les concentrations les plus élevées sont l'atrazine et son principal métabolite la déséthyl atrazine. Ces molécules ont été détectées respectivement sur 36 et 46 % des forages échantillonnés en Isère (2009). On peut également noter la présence de métolachlore sur un forage avec une teneur particulièrement forte de 2,1 µg/L.

L'évolution des teneurs est globalement similaire pour les nitrates, chlorures et sulfates avec une stabilisation du nombre d'ouvrages ayant des teneurs élevées mais une baisse de ceux ayant des teneurs faibles. Cependant, des évolutions sont localement différentes en fonction des pratiques agricoles, c'est plus particulièrement le cas des sulfates.

Les teneurs en pesticides comme le nombre de détection ont augmentés entre 2005 et 2010, la déséthyl atrazine présentant les plus fortes augmentations. Les glyphosates et AMPA n'ont pas été détectés par nos analyses, cependant la limite de détection est élevée pour ces deux molécules (0,1µg/L), il est possible qu'elles soient présentes à des concentrations inférieures.

Des disparités importantes entre le nord et le sud de la rivière Isère existent. En effet, les teneurs en pesticides, nitrates, chlorures et sulfates sont plus élevées dans la plaine de Valence qu'au nord de l'Isère. Par contre, elles ont tendance à diminuer dans la plaine de Valence alors qu'elles augmentent au nord. La répartition des concentrations peut être mise en relation avec l'occupation des sols, les teneurs étant les plus élevées là où les terres sont cultivées.

Il n'y a pas de relation claire entre les teneurs en pesticides et les concentrations en nitrates, chlorures et sulfates.

3.3 Origine de pollutions azotées locales : Utilisation des isotopes de l'azote

L'origine des nitrates dans les eaux souterraines est principalement due à l'utilisation massive des fertilisants organiques ou minéraux en agriculture depuis les années 60. D'autres sources de pollution telles que les réseaux d'eaux usées, les fosses septiques et l'entretien des espaces verts peuvent être à l'origine de ce type de pollution.

Afin d'évaluer la qualité de la ressource et son évolution, il est nécessaire de comprendre comment les nitrates sont transportés de façon conservative dans l'aquifère, et comment les transformations chimiques peuvent affecter les concentrations en nitrates.

Dans le cadre de cette étude, nous avons étudié deux sites en particulier sur lesquels des problèmes de pollutions azotées sont constatées depuis plusieurs années et compromettent l'utilisation de la ressource pour l'alimentation en eau potable.

3.3.1 Présentation des secteurs d'étude

3.3.1.1 Les Bayardières

Le forage des Bayardières, situé sur la commune de Montélier était exploité par le SIE de la Plaine de Valence jusqu'en 1995, date à laquelle les teneurs en nitrates et pesticides ont dépassé le seuil de potabilité.

Ce forage (F186), profond de 151 mètres, traverse les cailloutis d'Alixan sur les 8 premiers mètres puis les marnes bleues compactes du Pliocène avant d'atteindre les sables molassiques à 43 mètres de profondeur. Le tracé supposé de la ria pliocène est indiqué sur la figure 3-24, le forage se situe sur la bordure de celle-ci.

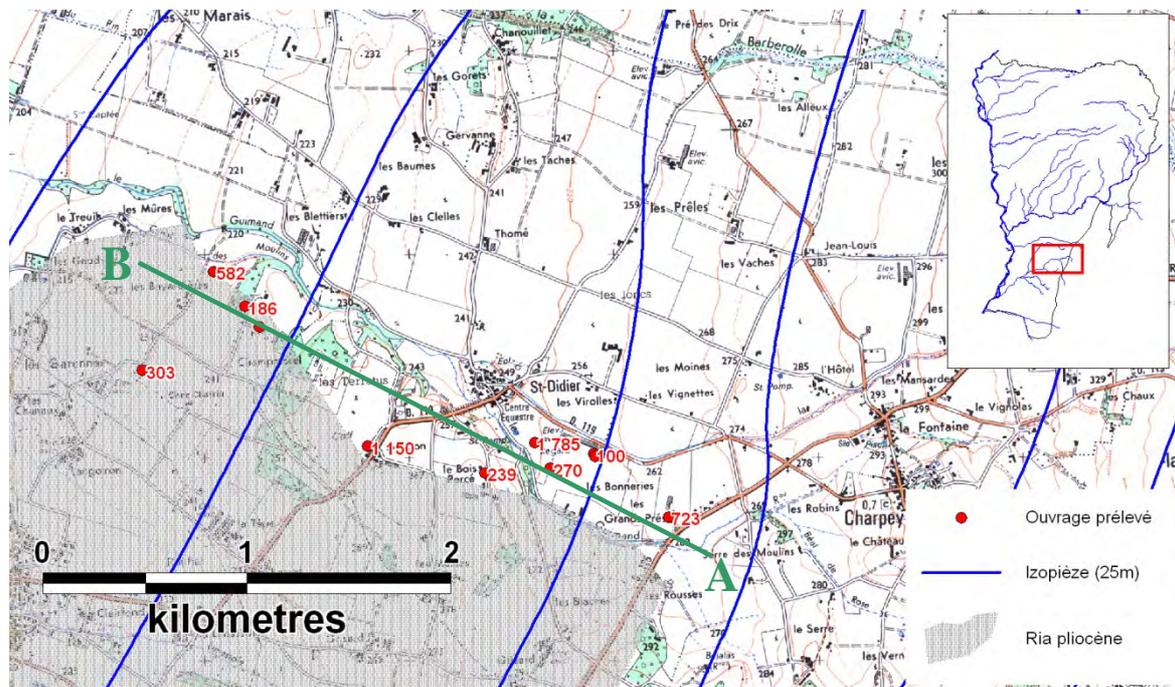


Figure 3-24 : Contexte géologique et hydrogéologique des Bayardières, situation de la coupe géologique

L'étude des forages existants et la coupe géologique présentée sur la figure 3-25 montre que les marnes pliocènes, sableuses et productives en profondeur, ne sont présentes qu'au sud du forage. En amont, les formations sableuses du miocène sont recouvertes par une faible épaisseur de cailloutis (marnes et graviers).

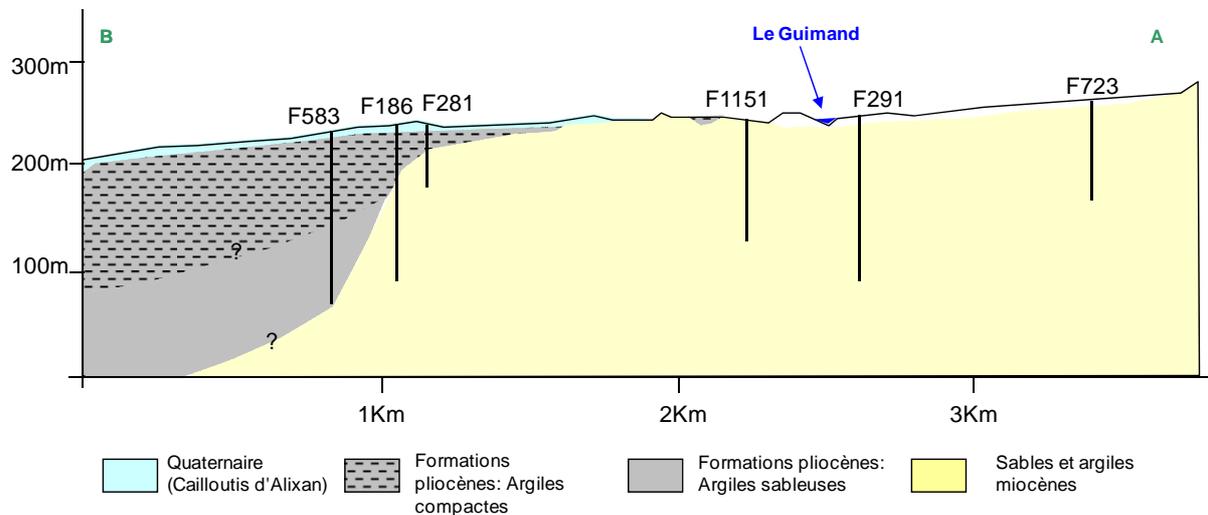


Figure 3-25 : Coupe géologique du secteur des Bayardières

L'esquisse piézométrique indique un écoulement orienté Est-Ouest avec une pente de 3‰. La perméabilité de la molasse sur ce secteur varie entre $3 \cdot 10^{-7}$ et 10^{-6} m/s. Ces faibles valeurs sont expliquées par la situation de la zone d'étude, au pied du Vercors. La proportion importante de roche calcaire implique une cimentation assez élevée de la formation.

La superposition des cartes piézométriques de l'aquifère molassique et des cailloutis d'Alixan (Larguier, 2006) montre que l'aquifère molassique est en charge par rapport aux cailloutis au nord du ruisseau du Guimand, ce qui rend possible une drainance ascendante. Au sud ouest du ruisseau, l'aquifère molassique est captif en raison de la présence des marnes pliocènes, mais son niveau piézométrique n'est pas supérieur à celui des cailloutis.

Une étude menée en 2007 par Idées Eaux a mis en évidence :

- que le forage est en bon état, le contrôle de cimentation ne montre pas de défaut et le passage d'une caméra ne montre aucune atteinte du tubage,
- que les alluvions en surface sont sèches, ce qui infirme l'hypothèse d'une drainance descendante,
- que les concentrations en nitrates augmentent avec le pompage jusqu'à atteindre 75 mg/L (au débit de 70 m³/h) sur le forage des Bayardières. Cette pollution est très localisée, les concentrations diminuent après ce forage (44 mg/L sur un forage situé 400 m en aval piézométrique).

Les activités situées en amont du forage des Bayardières pouvant être à l'origine de tels apports sont le golf, des élevages avicoles et porcins, un centre équestre et des cultures (maïs, céréales,...). La présence de pesticides tend à écarter les élevages pour la majeure partie des apports.

3.3.1.2 Montagne

La commune de Montagne exploite le forage 247 pour l'alimentation en eau potable.

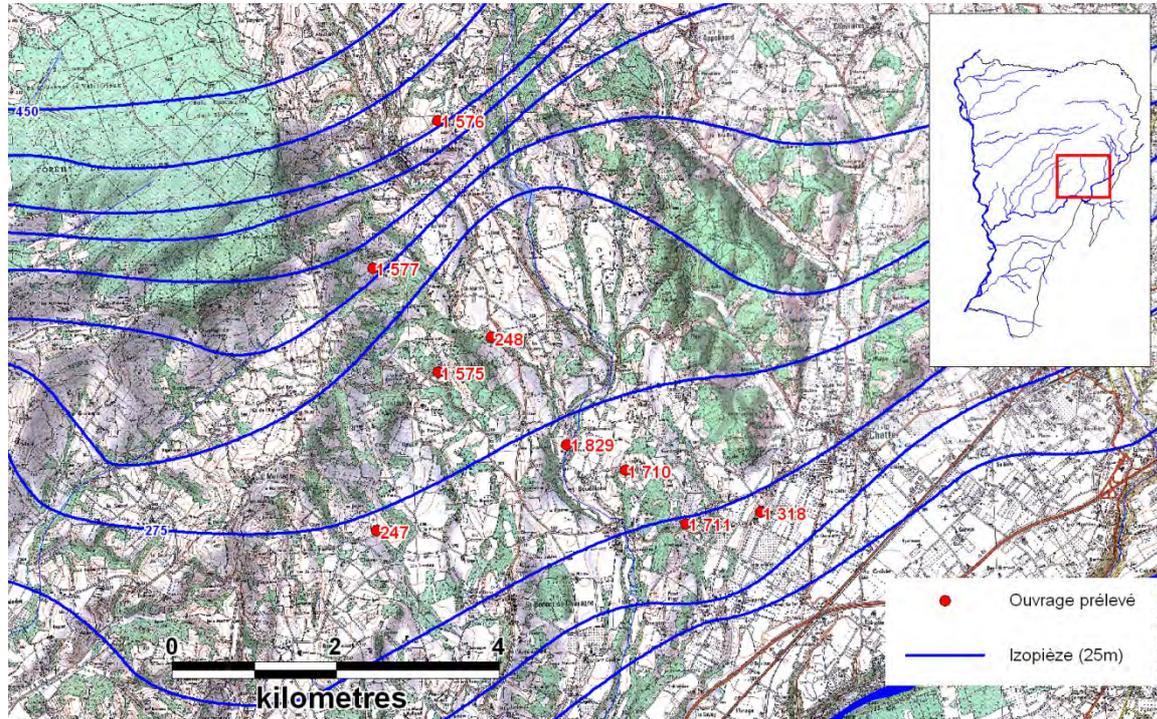


Figure 3-26 : Situation du secteur d'étude et esquisse piézométrique de l'aquifère molassique

La molasse est affleurante sur une grande partie du secteur d'étude. On observe un faible recouvrement par des alluvions fluviales (Riss ancien et récent) à l'est et au sud de la zone étudiée.

L'aquifère molassique s'écoule du nord-ouest vers le sud-est sur ce secteur. Les perméabilités sont de l'ordre de 2.10^{-5} m/sec.

Le forage 247 est exploité depuis 1986. Les teneurs en nitrates étaient alors de 18 mg/L. Ces concentrations ont ensuite régulièrement augmenté jusqu'à dépasser la norme de potabilité en 2008. Les teneurs en pesticides, principalement atrazine et atrazine déséthyl, ont également dépassé la norme de potabilité depuis plusieurs années.

Les principales activités agricoles présentes sur ce secteur sont les élevages porcins et avicoles ainsi que de multiples cultures (céréales, maïs, noyer et cerisier principalement).

3.3.2 Principes d'utilisation des isotopes de l'azote

3.3.2.1 Le cycle de l'azote

L'azote est le gaz le plus important quantitativement dans l'atmosphère (78%). Il est indispensable à la constitution des éléments protéinés et des acides nucléiques des êtres vivants.

Trois processus de base sont impliqués dans le cycle de l'azote :

- la fixation du N_2 atmosphérique,
- la nitrification,

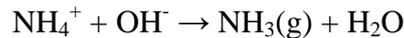
- la dénitrification.

3.3.2.1.1 Fixation de l'azote

La fixation de l'azote correspond à la transformation du N₂ de l'atmosphère en azote assimilable par les organismes. Elle se fait grâce aux bactéries du sol selon une réaction de réduction de type :

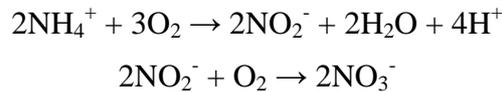


Dans les sols où le pH est élevé, l'ammonium se transforme en ammoniac gazeux selon la réaction :



3.3.2.1.2 Nitrification

La nitrification transforme les produits de la fixation en oxydes d'azote (nitrites et nitrates). C'est une réaction d'oxydation qui se fait par catalyse enzymatique reliée à la présence de certaines bactéries du sol. La réaction type est :



3.3.2.1.3 Dénitrification

La dénitrification est le seul procédé permettant la diminution des teneurs en nitrates, en effet ces derniers ne précipitent pas et l'adsorption sur les minéraux argileux est très faible. C'est une réaction de réduction des nitrates, avec comme produit principal du N₂.

Plusieurs éléments peuvent entrer en jeu dans la réduction des nitrates au sein d'un aquifère:

- la réduction des nitrates par oxydation de la matière organique présente dans les sédiments, catalysée par une bactérie (réaction hétérotrophe):
- la réduction des nitrates par oxydation de la pyrite (réaction autotrophe)
- la réduction des nitrates par oxydation du Fe(II)

3.3.2.2 Les isotopes de l'azote

3.3.2.2.1 Utilisation du ¹⁵N

Deux isotopes stables de l'azote existent dans la nature, ce sont le ¹⁴N (99,6%) et le ¹⁵N (0,36%).

L'azote contenu dans les eaux souterraines a deux origines probables : la fixation de l'azote atmosphérique dans le sol amenant à des teneurs maximales de l'ordre 10 mg/L, et les apports anthropiques issus des engrais minéraux et organiques et des eaux usées.

Ce sont les réactions de transformation de l'azote qui contrôlent la distribution des isotopes (rapport isotopique ¹⁵N/¹⁴N) observée dans les nitrates et l'ammonium. La composition isotopique d'un échantillon est exprimée en δ¹⁵N, avec :

$$\delta^{15}\text{N}_{\text{échantillon}} = \left[\frac{{}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}_{\text{échantillon}}}{{}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}_{\text{standard}}} - 1 \right] * 1000$$

C'est le N₂ atmosphérique qui est défini comme le standard avec $\delta^{15}\text{N}(\text{N}_2) = 0 \text{ ‰}$. Lorsque $\delta^{15}\text{N}$ est positif, par exemple égal à + 5 ‰, cela signifie que l'échantillon est enrichi en ¹⁵N de 5 ‰ par rapport au standard. A l'inverse, si $\delta^{15}\text{N}$ est négatif, l'échantillon est appauvri en ¹⁵N par rapport au standard.

Lors de la fixation de l'azote atmosphérique on observe un faible effet de fractionnement avec un appauvrissement de 1 à 5‰. Lors de la nitrification on observe un enrichissement du NO₃ d'environ 10 ‰. Les valeurs de $\delta^{15}\text{N}(\text{NO}_3)$ observées dans la littérature sont comprises entre 2 et 9 ‰.

La fabrication de fertilisants étant réalisée à partir du N₂ atmosphérique, ces engrais ont donc des $\delta^{15}\text{N}$ proches de 0. Les valeurs observées sont comprises entre -3 et 4‰. Une valeur de -12‰ a néanmoins été observée en Allier (Widory et al, 2005).

La transformation de l'azote organique dans le sol et par les animaux en NH₄⁺ appauvrit ce dernier en ¹⁵N de plusieurs ‰. Dans le cas des animaux, cela induit un enrichissement des déchets solides (fumiers). Les valeurs observées sont comprises entre 5 et 35 ‰. Il apparaît qu'il est difficile de distinguer les différents types de fumiers en utilisant le ¹⁵N seul (voir tableau 3-7).

	Auteur	Lieu de l'étude	$\delta^{15}\text{N}(\text{NO}_3)$
Non précisé	Mariotti, 1988	Général	16 à 23
	Roadcap et al, 2001	Illinois	10 à 20
	Widory et al, 2005	Pyrénées	
Bétail	Widory et al, 2005	Bretagne, France	10 à 13
	Widory et al, 2003	Allier	14
	Curt et al, 2004	Espagne	10 à 16
Volaille	Widory et al, 2005	Bretagne, France	4 à 14
	Curt et al, 2004	Espagne	5,8 à 13,7
	Aravena et al, 2002	Argentine	15,9
Porc	Widory et al, 2005	Bretagne, France	7 à 33
	BRGM, 2008	Quercy, France	13 à 33
Fumier de porc	Curt et al, 2004	Espagne	6,6 à 20,6
Lisier de porc	Curt et al, 2004	Espagne	22 à 36
	Widory et al, 2005	Bretagne, France	34
Mouton	Curt et al, 2004	Espagne	17
Mouton et canard	BRGM, 2008	Quercy, France	9 à 10

Tableau 3-7 : Valeurs de $\delta^{15}\text{N}(\text{NO}_3)$ observées dans la bibliographie

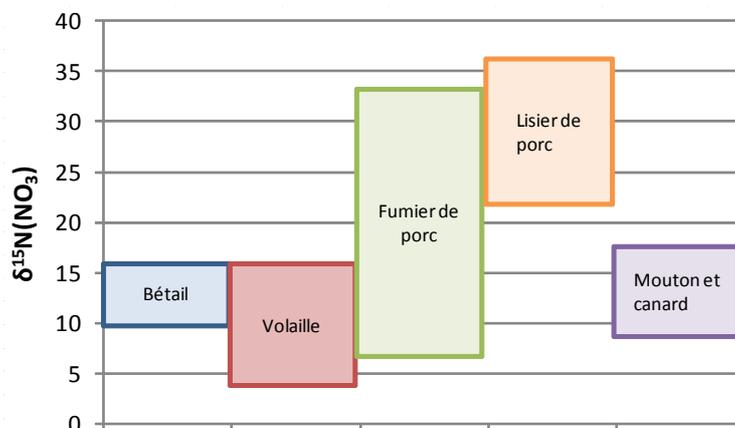


Figure 3-27 : Représentation graphique des gammes de variation de $\delta^{15}\text{N}(\text{NO}_3)$ observées dans la bibliographie

Lorsqu'un phénomène de dénitrification des eaux souterraines a lieu, un enrichissement des nitrates restants en ^{15}N a été observé. Wada et al¹² (1975) et Létolle¹⁰ (1980) ont observé des $\epsilon^{15}\text{N}(\text{N}_2\text{-NO}_3)$ égaux à -20‰. Là encore, le fractionnement observé pendant la dénitrification varie beaucoup d'un site à l'autre (voir tableau 3-8) et dépend de la vitesse de la réaction. En Bretagne par exemple, les valeurs de fractionnement sont proches de - 4‰, ce qui témoigne d'une dénitrification rapide.

	Auteur	Lieu de l'étude	ϵ (N2-NO3)
Dénitrification	Mariotti	Général	-10 à -30
	Böttcher et al, 1990	Fuhrberger Feld	-15,9
	Wada et al, 1975 et Létolle et al, 1980		-20
	Widory et al, 2005	Bretagne, France	-3,1
	Widory et al, 2005	Allier	-6

Tableau 3-8 : Fractionnement observé lors de la dénitrification

Il est donc difficile d'interpréter des valeurs de $\delta^{15}\text{N}(\text{NO}_3)$ seules. Par exemple la dénitrification de nitrates issus d'engrais de synthèse amène à des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ proches de celles des engrais organiques.

Le ^{15}N peut-être associé à d'autres isotopes tels que le $^{18}\text{O}(\text{NO}_3)$ et le ^{11}B .

3.3.2.2.2 Utilisation du $^{18}\text{O}(\text{NO}_3)$

L'oxygène-18 contenu dans les nitrates est un outil supplémentaire pour distinguer les différentes origines des nitrates d'une part, et pour constater une dénitrification d'autre part.

Des études ont montré que pour la forme biologique des nitrates, seul un atome d'oxygène vient du O_2 atmosphérique, les autres viennent de l'eau, elle-même très appauvrie en ^{18}O . A l'inverse, pour la forme synthétique des nitrates, les atomes d'oxygène viennent principalement de l'atmosphère (Clark et Fritz, 1997). Les nitrates biologiques et synthétiques montrent donc des compositions isotopiques différentes pouvant permettre de distinguer l'origine des polluants.

Le $\delta^{18}\text{O}(\text{NO}_3)$ est également un excellent traceur de la dénitrification. Lors de ce processus les NO_3 restants sont enrichis en ^{18}O , Böttcher et al (1990) ont calculé $\epsilon^{18}\text{O}(\text{produit-NO}_3) = -8$ ‰.

¹² Dans Clark et Fritz, 1997

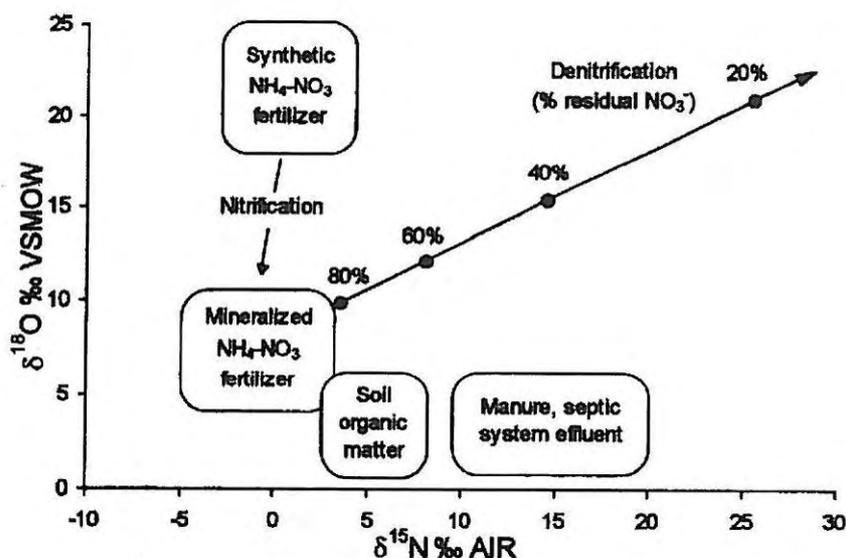


Figure 3-28 : Composition isotopique des différentes sources de nitrates (Clark et Fritz, 1997)

3.3.3 Application des isotopes de l'azote aux sites d'étude

3.3.3.1 Géochimie et isotopes

Nous disposons des résultats d'analyse des ions majeurs, de l'azote-15 et de l'oxygène-18 des nitrates sur 11 forages et puits du secteur des Bayardières et sur 11 forages du secteur de Montagne, dont deux n'ont pu être échantillonnés pour l'analyse isotopique en raison des trop faibles teneurs en nitrates. Les méthodes analytiques sont décrites au paragraphe 1.6, les résultats détaillés des analyses sont disponibles en annexe 6.

3.3.3.1.1 Résultats obtenus

Les statistiques des résultats obtenus sur les deux sites d'étude sont résumées dans le tableau 3-9.

Les paramètres physico-chimiques sont semblables sur les deux sites, seule la conductivité est légèrement supérieure sur le secteur des Bayardières. Les médianes des teneurs en oxygène dissous sont de l'ordre de 9 mg/L, indiquant un milieu bien oxygéné. Cependant, sur le secteur de Montagne, on note une valeur minimale faible. La composition chimique des eaux est également proche sur les deux sites, bien que les teneurs en magnésium soient en moyenne légèrement supérieures sur le secteur des Bayardières.

La variation des concentrations en nitrates est très importante, en particulier à Montagne. Au niveau de Bayardières elles sont toujours supérieures à la concentration naturelle. Les teneurs en chlorures sont semblables sur les deux sites, et les concentrations en sulfates sont plus élevées sur le secteur des Bayardières que sur celui de Montagne où elles ne dépassent pas la teneur naturelle de 18 mg/L.

Sur le secteur de Montagne, les deux ouvrages sur lesquels les teneurs en nitrates sont proches de 0 mg/L (ouvrages non échantillonnés pour l'analyse des isotopes, F252 et F1706), sont également ceux qui présentent des teneurs faibles en oxygène dissous. Les faibles teneurs en nitrates peuvent donc être le fait d'un phénomène de dénitrification.

	Montagne				Bayardières			
	Mini	Max	Moyenne	Médiane	Mini	Max	Moyenne	Médiane
Température (°C)	13.50	22.60	15.24	14.50	11.4	18	15.14	14.7
pH	7.02	7.80	7.28	7.19	7.05	8.48	7.69	7.77
Conductivité à 25°C (µS/cm)	380	660	492	464	471	782	624.55	654
HCO ₃ ⁻	171	323	261	262	276	379	313.18	308
O ₂ dissous (mg/L)	3.66	9.32	7.65	8.56	7.76	10.54	17.23	9.08
Ca ²⁺	3.20	129.74	96.98	100.34	88.19	155.24	119.27	113.6
Mg ²⁺	1.41	21.40	4.43	2.59	4.07	10.46	5.90	5.9
Na ⁺	2.94	11.18	4.43	3.71	2.16	10.65	4.47	3.71
K ⁺	0.33	1.50	0.66	0.60	0.66	18.71	4.20	0.85
Cl ⁻	1.96	20.19	9.50	8.79	4.4	21.48	11.98	13.42
SO ₄ ²⁻	1.07	18.26	10.25	13.28	4.75	47.69	22.88	19.57
NO ₃ ⁻	0.20	93.22	27.85	23.23	14.27	76.76	40.15	40.68
δ ¹⁵ N (‰ vs AIR)	4.19	9.39	5.80	5.57	4.43	7.57	6.34	6.29
δ ¹⁸ O (NO ₃) (‰ vs SMOW)	5.30	7.80	6.48	6.40	4.4	7	5.59	5.7

Tableau 3-9 : Statistiques des paramètres physico-chimiques, des ions majeurs et des isotopes des nitrates sur les sites de Montagne et des Bayardières

On observe également dans le tableau 3-9 que les teneurs maximales en potassium sont relativement élevées sur le secteur de Bayardières.

Le diagramme de Piper présenté figure 3-29 indique que les eaux sont presque toutes de type bicarbonaté calcique, indiquant des eaux plutôt jeunes, caractéristiques du flux superficiel de l'aquifère. Un seul ouvrage (F252) indique une eau plus évoluée, de type bicarbonaté calcique et magnésien.

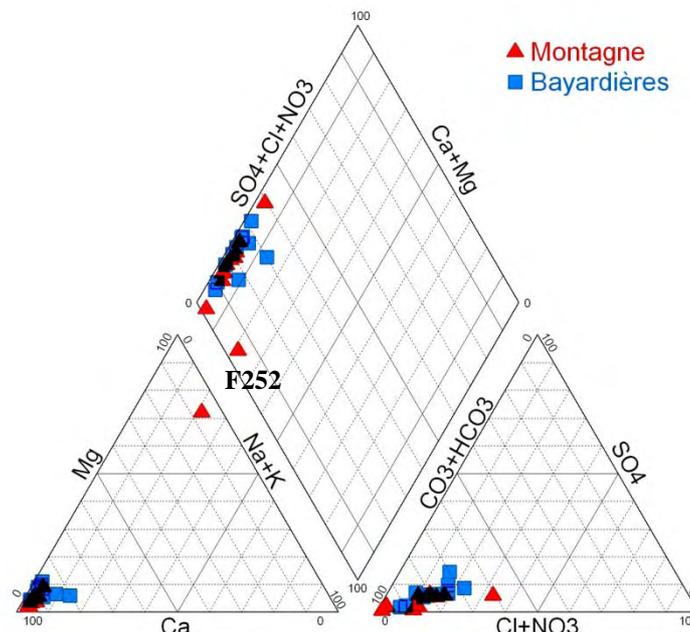


Figure 3-29 : Faciès des eaux des sites des Bayardières et de Montagne

3.3.3.1.2 Eléments majeurs

Les relations entre les nitrates, les chlorures et les sulfates sont illustrées sur la figure 3-30.

Les teneurs en sulfates et en nitrates semblent être assez bien reliées (figure 3-30, a). Quelques ouvrages se détachent néanmoins, en particulier le puits 239 pour lequel les teneurs

en sulfates apparaissent élevées par rapport à la tendance, et le forage 1710 pour lequel on observe le phénomène inverse.

Une relation quasiment linéaire existe entre les teneurs en chlorures et les concentrations en nitrates (figure 3-30, b) indiquant une origine anthropique des deux éléments. Les forages 1706 et 252 indiquent tous deux des teneurs très faibles en chlorures et nitrates par rapport aux autres ouvrages. Un phénomène de dénitrification, expliquant les teneurs en nitrates proches de 0 mg/L est probable. De plus, le faciès plus évolué des eaux captées par les forages 1706 et 252 indique qu'ils captent une eau profonde non polluée.

Les diagrammes des teneurs en potassium en fonction des concentrations en nitrates et chlorures (figure 3-31) individualisent un ouvrage du secteur des Bayardières. Ce dernier présente une concentration très élevée en potassium qui peut révéler soit l'apport d'engrais organiques de type KCl et KNO₃, soit des rejets d'eaux usées. Dans ce dernier cas, étant donné qu'il n'existe pas de station d'épuration à proximité, il s'agirait de systèmes d'assainissement autonome.

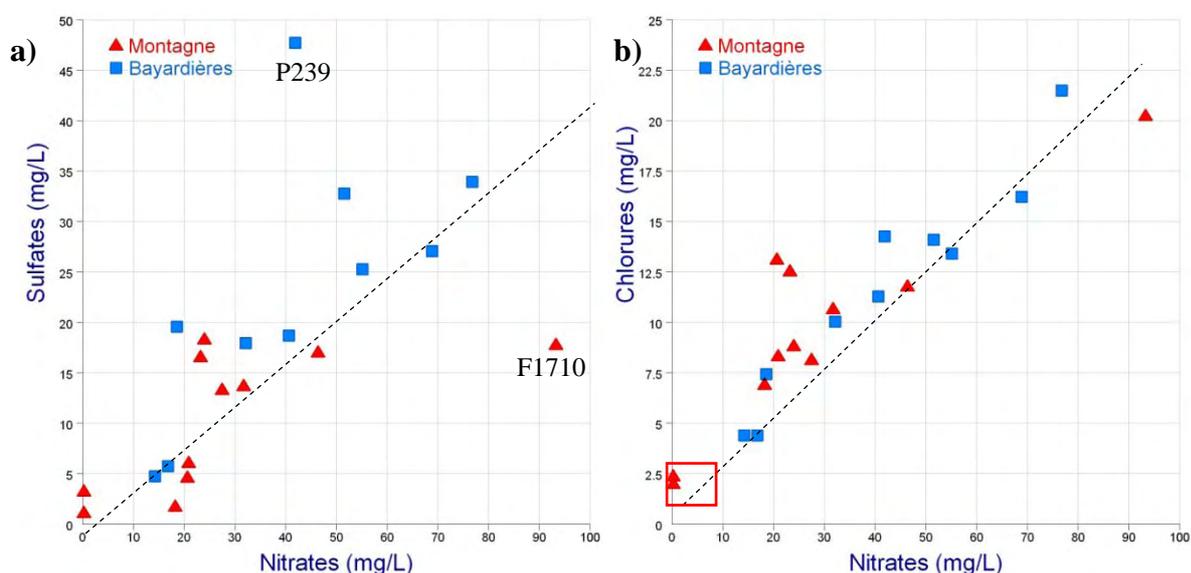


Figure 3-30 : Teneurs en sulfates (a) et en chlorures (b) en fonction des concentrations en nitrates sur les sites des Bayardières et de Montagne

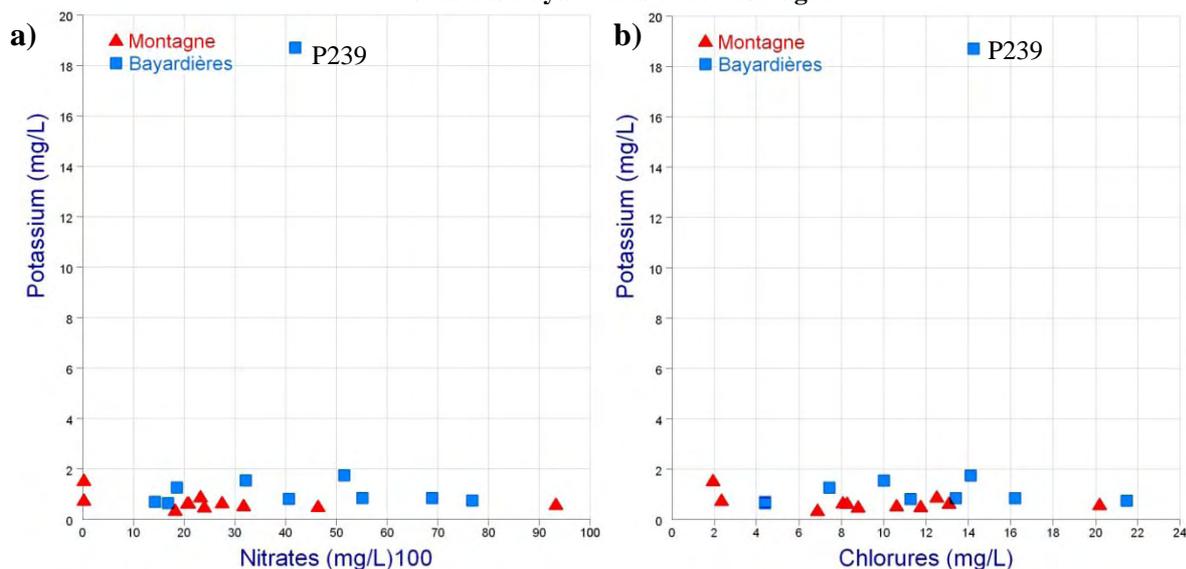


Figure 3-31 : Teneurs en potassium en fonction des concentrations en nitrates (a) et en chlorures (b) sur les sites de Bayardières et de Montagne

3.3.3.1.3 Teneurs isotopiques

Sur la figure 3-32 nous avons représenté les $\delta^{15}\text{N}$ des nitrates en fonction des teneurs en nitrates ainsi que les gammes de valeurs rapportées par la littérature. Les $\delta^{15}\text{N}$ des nitrates sont quasiment tous répartis entre 4 et 8 ‰.

Sur le secteur de Montagne, le forage 1829 présente une teneur plus enrichie (9,4 ‰). Des valeurs plus élevée en $\delta^{15}\text{N}$ sont systématiquement observées dans la littérature (tableau 3-7) lorsque les nitrates ont pour origine le lisier de porc, or le forage 1829 se situe à proximité (quelques dizaines de mètres) d'un élevage porcin.

Les $\delta^{15}\text{N}$ des nitrates semblent indiquer une origine principalement organique. Sur le site des Bayardières, on observe que l'augmentation des teneurs en nitrates est liée à un enrichissement en $\delta^{15}\text{N}$. Sur le site de Montagne, les points présentant les teneurs en nitrates les plus élevées sont beaucoup plus dispersés. Par exemple le forage AEP de Montagne (F 247) a une teneur en $\delta^{15}\text{N}$ très proche de la limite entre les fertilisants organiques et de synthèse.

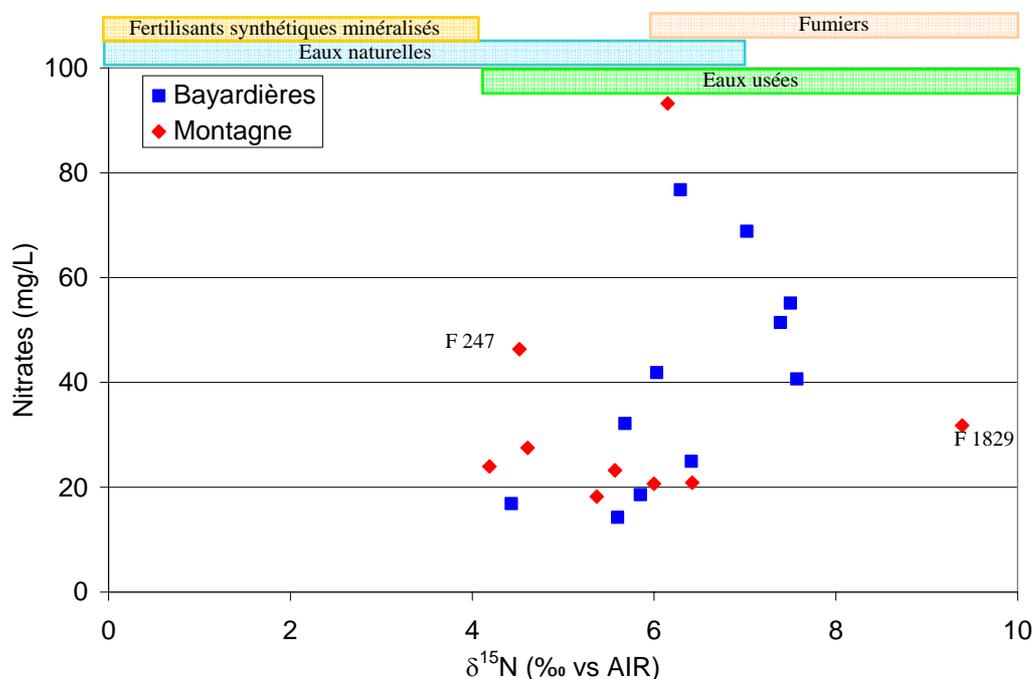


Figure 3-32 : Relations $\delta^{15}\text{N}$ – NO_3 dans les eaux des sites des Bayardières et de Montagne

Les fertilisants minéraux étant caractérisés par un enrichissement en ^{18}O (NO_3) nous avons représenté les $\delta^{18}\text{O}$ (NO_3) en fonction des $\delta^{15}\text{N}$ sur la figure 3-33. Les gammes de valeurs rapportées par la littérature ont également été indiquées.

Les $\delta^{18}\text{O}$ (NO_3) varient du simple au double, et sont globalement plus élevés sur le secteur de Montagne. L'association d'une valeur faible de $\delta^{18}\text{O}$ (NO_3) et élevée de $\delta^{15}\text{N}$ sur le forage 1829 confirme une origine organique très localisée. L'élevage porcin est sans doute la principale source de nitrates pour ce point. A contrario, le forage 247 a une valeur de $\delta^{18}\text{O}$ (NO_3) élevée et de $\delta^{15}\text{N}$ faible, indiquant que les nitrates sont probablement issus en partie d'engrais minéraux.

Aucun des ouvrages échantillonnés n'a une teneur en nitrates compatible avec un apport uniquement naturel.

Finalement, seul le pôle de pollution par l'élevage porcin a pu être clairement identifié. On peut également supposer que la composante "engrais synthétiques" est importante sur le forage 247.

A partir de ces deux points et du pôle eaux naturelles indiqué par la littérature, il apparaît que sur le secteur des Bayardières, les nitrates ont une origine principalement organique. Ils sont probablement issus des élevages et de l'épandage de fumiers (volailles et/ou porcs). Sur le site de Montagne, les origines semblent plus diffuses. Les points se situent quasiment tous entre le forage 247 et le forage 1829, indiquant des apports organiques et minéraux en diverses proportions.

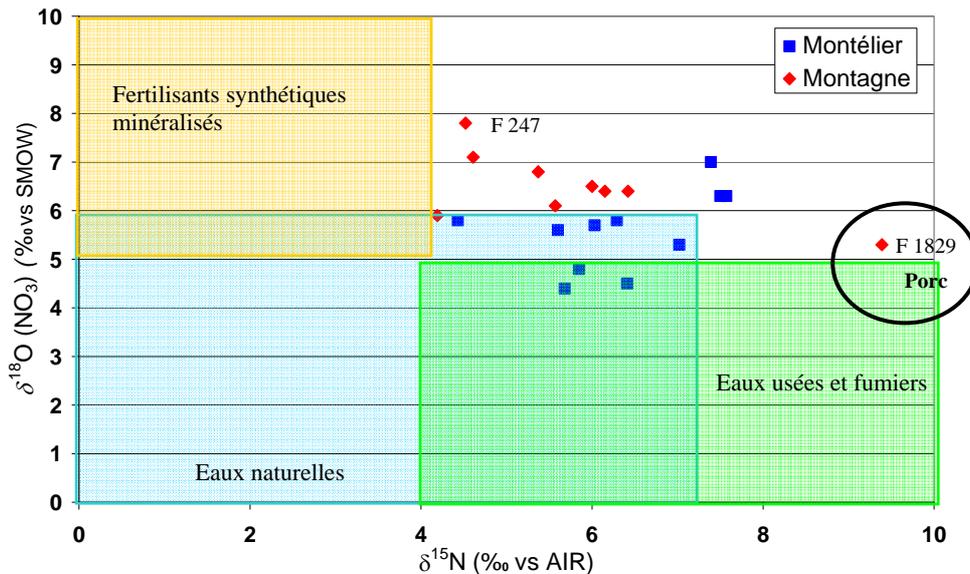


Figure 3-33 : Relation $\delta^{15}\text{N} - \delta^{18}\text{O}$ (NO₃) dans les eaux des sites de Bayardières et de Montagne

3.3.3.2 Conclusion partielle

L'analyse des isotopes de l'azote et de la chimie des eaux a permis de définir les apports azotés comme étant d'origine plutôt organique sur le site des Bayardières et d'origine mixte (organique et minérale) sur le site de Montagne. Néanmoins il nous manque le pôle naturel des eaux dans le secteur pour permettre une interprétation plus poussée des analyses.

Partie 4 Les exutoires de l'aquifère molassique

Si les zones d'alimentation de l'aquifère molassique en général, et des flux profonds en particulier, sont maintenant bien connues, les exutoires de la nappe le sont beaucoup moins.

Le bassin molassique est fermé à l'ouest par des limites très peu perméables constituées par les argiles pliocènes, le socle granitique ou encore la remontée des marnes oligocènes. Il apparaît donc que même si les écoulements au sein de l'aquifère molassique sont globalement orientés vers le Rhône, tout échange direct avec celui-ci ou sa nappe d'accompagnement est impossible. Les nappes superficielles et les cours d'eau constituent alors les seuls exutoires possibles de la nappe du miocène.

Dans cette partie nous avons localisé dans un premier temps les zones de décharge possibles de l'aquifère molassique à partir de données bibliographiques et des mesures de terrain (piézométrie et débit). La réalisation de bilans hydrogéologiques à ensuite permis de quantifier les débits apportés par la nappe molassique aux eaux de surface (nappes et rivières).

La réalisation de l'étude géochimique et isotopique des eaux de plusieurs rivières et nappes superficielles puis l'utilisation de bilans isotopiques a ensuite permis une estimation de la participation des eaux profondes à l'alimentation des eaux de surface.

Ces connaissances apportent un nouvel éclairage dans le cadre de la gestion de l'aquifère molassique, des nappes superficielles et des rivières.

4.1 Les exutoires possibles de l'aquifère molassique

4.1.1 Méthodologie

La première étape de cette partie de l'étude a été de localiser les rivières et nappes superficielles pouvant servir d'exutoires à l'aquifère molassique. Ce travail a été permis par la réalisation d'une étude bibliographique couplée à des mesures de terrain.

La réalisation de piézométries différentielles entre l'aquifère molassique et plusieurs nappes superficielles a permis de localiser les secteurs où une drainance ascendante était possible.

Parallèlement des mesures de débits sur plusieurs sections des principales rivières du secteur d'étude ont été réalisées lors des étés 2008 et 2009. La période estivale a été choisie afin de limiter les apports par ruissellement. Cependant l'été 2008 a été particulièrement pluvieux et les débits d'étiage n'ont pas été atteints cette année là.

Pour le calcul des bilans hydrogéologiques nous avons considéré les précipitations efficaces estimées dans le paragraphe 1.3.3 pour les dix dernières années avec une incertitude estimée à 10% de la valeur.

Les débits des nappes superficielles ont été évalués par application de la loi de Darcy :

$$Q = S.K.i$$

Avec Q le débit de la nappe (en m³/sec), S la section d'écoulement de l'aquifère (en m²), K la perméabilité (en m/sec) et i le gradient de la nappe. Ces données ont été calculées et appliquées le long d'une courbe isopièze choisie en aval de la nappe superficielle afin d'intégrer la totalité du débit de cette dernière. Les cartes piézométriques disponibles ont été, la plupart du temps, réalisées en étiage. Afin de calculer un débit annuel, nous avons estimé la hauteur d'eau moyenne annuelle à partir des suivis piézométriques existants (suivi de plusieurs piézomètres par la DREAL).

Les débits des rivières Galaure, Herbasse et Véore font l'objet d'un suivi par la DREAL au pas de temps journalier.

Enfin les prélèvements d'eau sur les nappes et rivières ont été évalués en partie à partir des études sur les volumes prélevables réalisées par SOGREAH en 2010 pour l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse.

Afin de confirmer la possibilité d'un apport par drainance ascendante, et pas seulement par un écoulement sur les bordures des nappes superficielles, le calcul du débit apporté par drainance ascendante a été réalisé sur les nappes superficielles de la Valloire et des terrasses alluviales de Romans. Pour cela nous avons appliqué la loi de Darcy en remplaçant S par S_d, K par K_d et i par i_d selon les définitions suivantes:

- S_d est la surface d'échange entre l'aquifère molassique et la nappe superficielle,
- K_d est la perméabilité équivalente calculée par la moyenne harmonique des perméabilités des deux aquifères,
- i_d est le gradient vertical déterminé par les charges hydrauliques respectives des deux aquifères de la façon suivante : $i_d = \frac{H_1 - H_2}{z_1 - z_2}$ avec H le niveau statique mesuré dans chaque aquifère et z la hauteur captée de chaque aquifère.

4.1.2 Localisation des exutoires

4.1.2.1 Relation avec les nappes superficielles

Un certain nombre de forages existent sur la zone d'étude pour lesquels une importante différence de niveau statique est observée entre l'aquifère molassique et les nappes superficielles laissant présager l'existence d'une drainance ascendante. D'autre part, dans leur étude sur la molasse Bresse-Dombe-Bas-Dauphiné, Gouisset et al (1985) suggèrent déjà des relations importantes entre l'aquifère molassique et les nappes superficielles par drainance ascendante.

Une étude menée en 2006 par le bureau d'études Idées Eaux avait montré de forts écarts de piézométrie entre les terrasses alluviales de Romans et l'aquifère molassique laissant penser à l'existence d'une drainance ascendante. D'autres études (Communauté de Commune du Pays de Romans, Cave en 2005 et Sergent en 2008 ; SOGREAH, 2002) ont mis en évidence que la recharge de la nappe alluviale ne pouvait être le seul fait des précipitations.

La superposition des cartes piézométriques de l'aquifère molassique et de la nappe des terrasses alluviales de Romans présentée sur la figure 4-1, indique deux secteurs pour lesquels la différence de charge est importante (proche de 10 mètres), au nord de Romans-sur-Isère (J1) et à l'est de la nappe superficielle (J2). Au sein de l'aquifère molassique les écoulements sont orientés vers le centre de la nappe superficielle jusqu'à un déversement dans l'Isère à l'ouest de Romans. La présence d'une butte molassique, constituée d'une molasse probablement plus cimentée au vu des données de perméabilité disponibles, entre les terrasses alluviales de Romans et l'Isère joue probablement le rôle de barrière hydraulique expliquant l'orientation des écoulements.

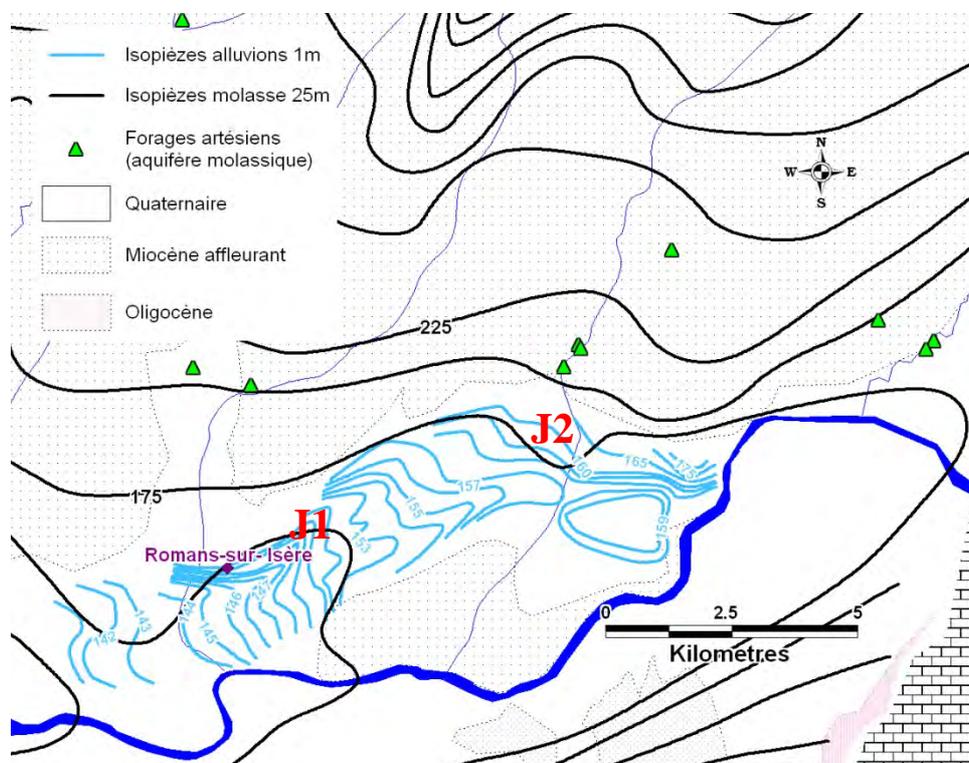


Figure 4-1 : Carte piézométrique synthétique de la nappe de la molasse et des terrasses alluviales de Romans (Cave, mai 2005)

La superposition des isopièzes pour la vallée de Bièvre Liers Valloire est quant à elle présentée sur la figure 4-2. Les différences de charge importantes apparaissent principalement sur les bordures de la nappe superficielle ainsi qu'au nord et à l'ouest de Beurepaire (V2 et V3) et au sud de Roussillon (V1). La présence de sources (Bougé Chambalud, Manthes) en amont du tracé des rias pliocènes au niveau de secteurs V1 et V3 indique le rôle important joué par les argiles pliocènes dans les écoulements de l'aquifère molassique. De plus les études menées par Kassem et al (ANTEA, 1996) et le BRGM (2008) indiquent toutes deux un apport important de l'aquifère molassique vers la nappe superficielle.

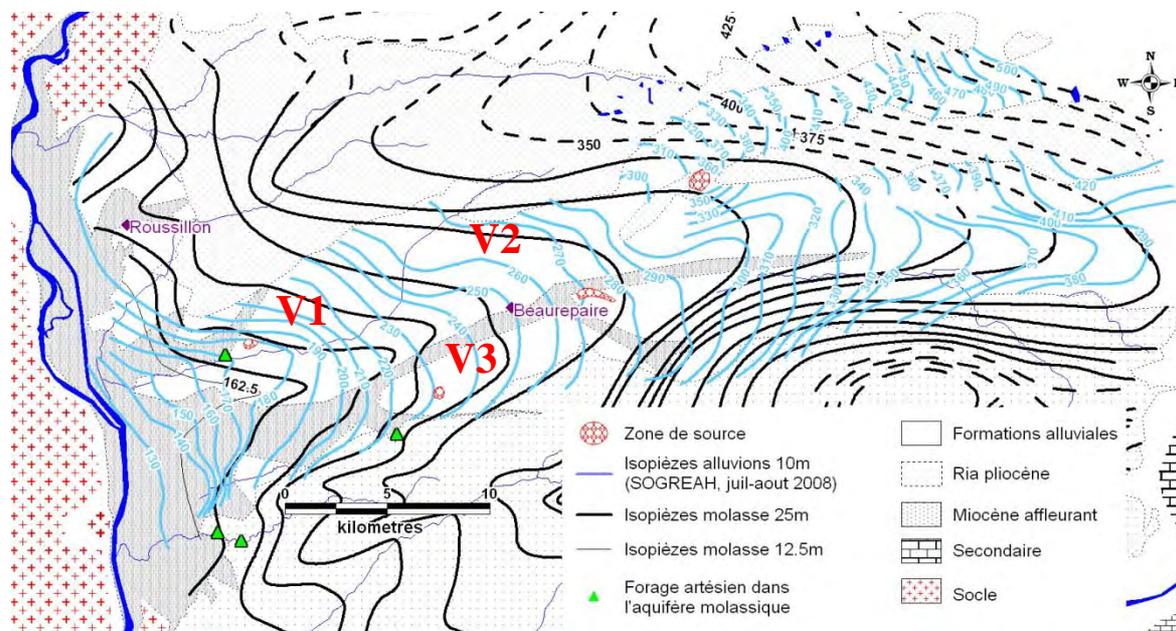


Figure 4-2 : Carte piézométrique synthétique de la nappe de la molasse et des alluvions de Bièvre Liers Valloire (SOGREAH, Juillet-Aout 2008, modifié)

Au niveau de la plaine de Valence (anciennes alluvions de l'Isère), aucune différence de charge notable n'est observée. Par contre, une zone de sources existe en amont de la ria pliocène au niveau de la commune d'Alixan, montrant à nouveau le rôle de ces argiles dans l'écoulement de la nappe.

Concernant les terrasses alluviales de l'ancienne Isère, à l'est du secteur d'étude, nous n'avons pas suffisamment de données pour tirer des conclusions quant à une possible différence de charge.

A l'extrémité sud du périmètre d'étude, dans la plaine alluviale de la Drôme, peu d'ouvrages captant l'aquifère molassique existent au droit des alluvions. Par contre la majeure partie de ceux existant au sud de la rivière et de sa nappe d'accompagnement sont artésiens en raison du faciès marneux de la molasse. Le bassin molassique étant fermé à l'ouest par la remontée du substratum oligocène en contact avec les argiles de la ria pliocène, des échanges entre la nappe alluviale et l'aquifère molassique existent probablement. Cependant la superficie de ce bassin est faible et les volumes échangés ne doivent par conséquent pas être importants.

4.1.2.2 Relation avec les rivières

4.1.2.2.1 Données bibliographiques

Les études menées sur le secteur de la Drôme des collines (De Bellegarde et al, 1977 ; Duploux, 1978) indiquent que 75 à 80% du déversement de l'aquifère molassique est drainé par la Galaure et l'Herbasse. Les autres cours d'eau, en dehors du Chalon, drainent également

la partie supérieure de l'aquifère. Les études récentes de SOGREAH (2010) sur les volumes prélevables montrent que l'Herbasse et la Galaure drainent respectivement une lame d'eau de 300 et 306 mm par an sur leur bassin versant, soit des valeurs proches des précipitations efficaces estimées pour les collines molassiques (320 mm).

Dans la vallée de la Valloire il apparaît qu'un grand nombre de cours d'eau prennent naissance au sein des collines molassiques et s'infiltrent en totalité dans les alluvions de la Valloire. Seules les rivières de l'Oron et des Collières atteignent le Rhône (De Bellegarde et al, 1981).

Au niveau de la Plaine de Valence et de la vallée de la Drôme les écoulements superficiels sont complexes. Il semble que la Barberolle s'infiltré en partie dès son débouché dans la Plaine de Valence, comme les ruisseaux Ourches et Ecoutay (De La Vaissière, 2006 ; Jeannolin, 1985). Les jaugeages effectués sur la Véore en août et septembre 1998 indiquent que cette rivière joue un rôle de drain important.

Un suivi des débits de la Galaure, de l'Herbasse et de la Véore au pas de temps journalier est effectué par la DREAL. Les stations de suivi se trouvent dans la partie aval des rivières (voir figure 4-3).

Les statistiques de ces suivis sont indiquées dans le tableau 4-1.

Rivières	Superficie du bassin (km ²)	Nombre d'années de suivi complètes	Débit annuel moyen (Mm ³ /an)	Lame d'eau écoulée (mm)	Débit de drainage moyen (m ³ /sec)	Module spécifique moyen (L/sec/km ²)
Galaure	224	26	68	304	1.7	7.6
Herbasse	194	25	49	255	1.2	6.2
Véore	245	37	38	155	1	4.1

Tableau 4-1 : Statistiques des débits des rivières Galaure, Herbasse et Véore (données DREAL Rhône Alpes)

Le débit de drainage moyen a été calculé à partir des débits moyens d'étiage d'hiver et d'été. La lame d'eau écoulée est égale au rapport entre le débit annuel moyen et la superficie du bassin versant. Le module spécifique moyen est le rapport entre le débit de drainage moyen annuel et la superficie du bassin.

La lame d'eau écoulée est très proche du calcul de précipitations efficaces réalisé au paragraphe 1.3.3 (320 mm) pour la Galaure. Ce n'est pas le cas pour les deux autres rivières où la lame d'eau est inférieure aux précipitations efficaces. Ceci révèle l'infiltration des eaux de rivières dans les alluvions avant les stations de mesure de l'Herbasse et de la Véore. La station de la Galaure se situant quant à elle au niveau de la fermeture du bassin molassique, c'est donc la seule qui intègre la totalité des écoulements.

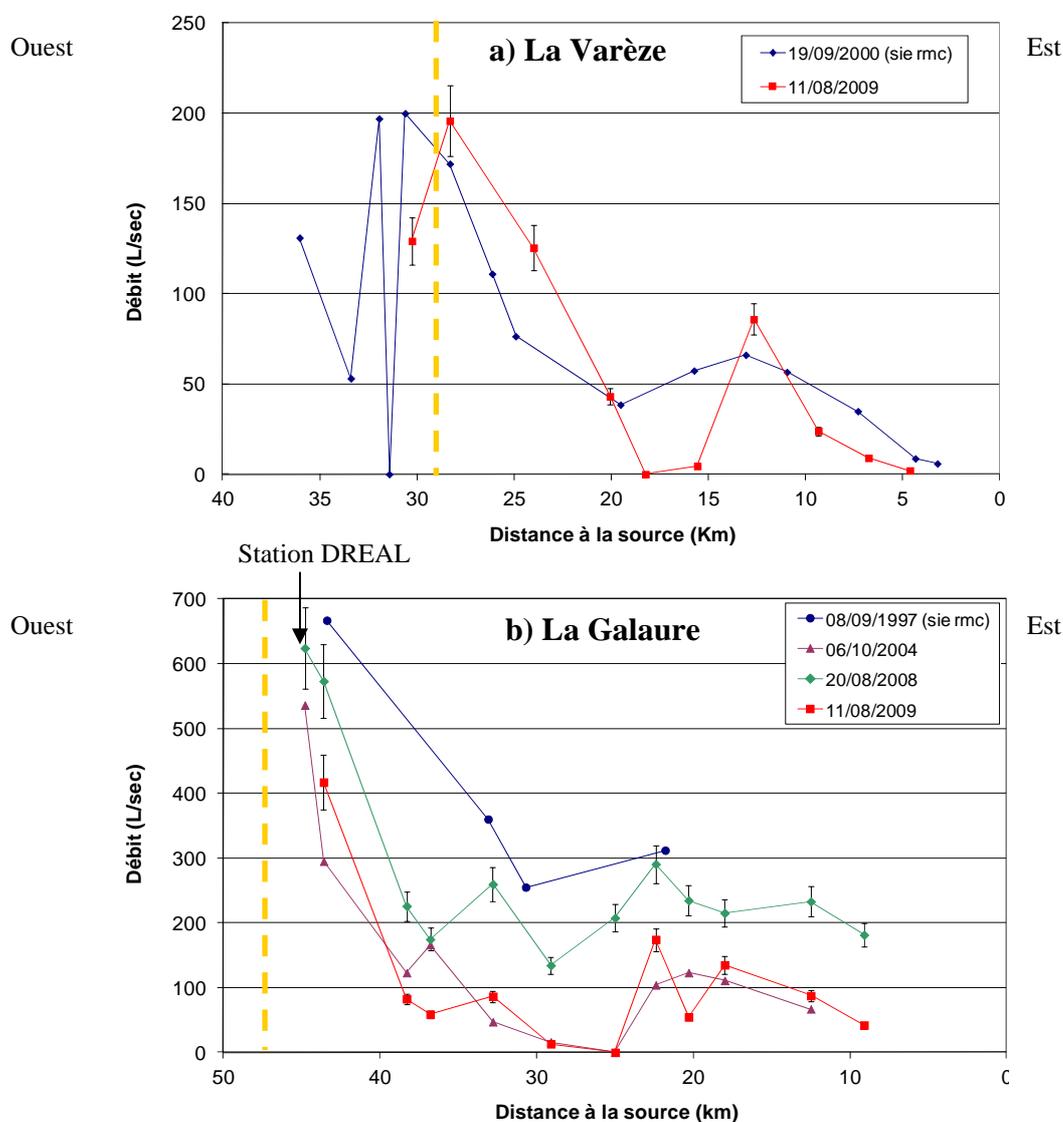
De Bellegarde et al (1977) avaient estimé que le débit de drainage de l'aquifère molassique par les cours d'eau de la Drôme des collines était de 6,8 L/sec/km². Selon nos calculs, la moyenne des modules spécifiques de l'Herbasse et de la Galaure est de 6,9 L/sec/km², soit une valeur très proche de celle estimée en 1977. Concernant la Véore, De La Vaissière (2006) a estimé les fuites de l'aquifère molassique à 4,8 L/sec/km². Nos calculs indiquent une valeur plus faible, probablement en raison de l'infiltration des eaux de la rivière dans les alluvions du Rhône.

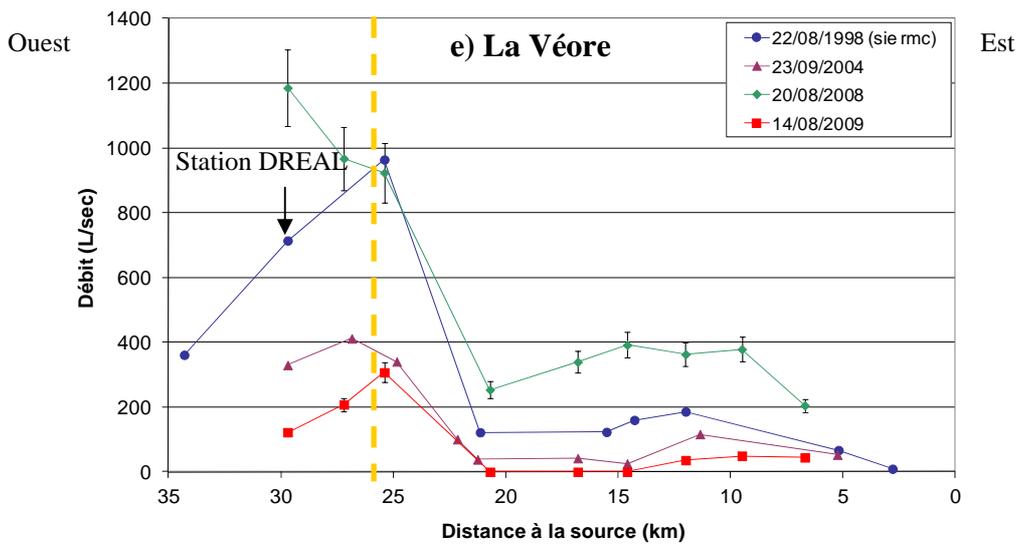
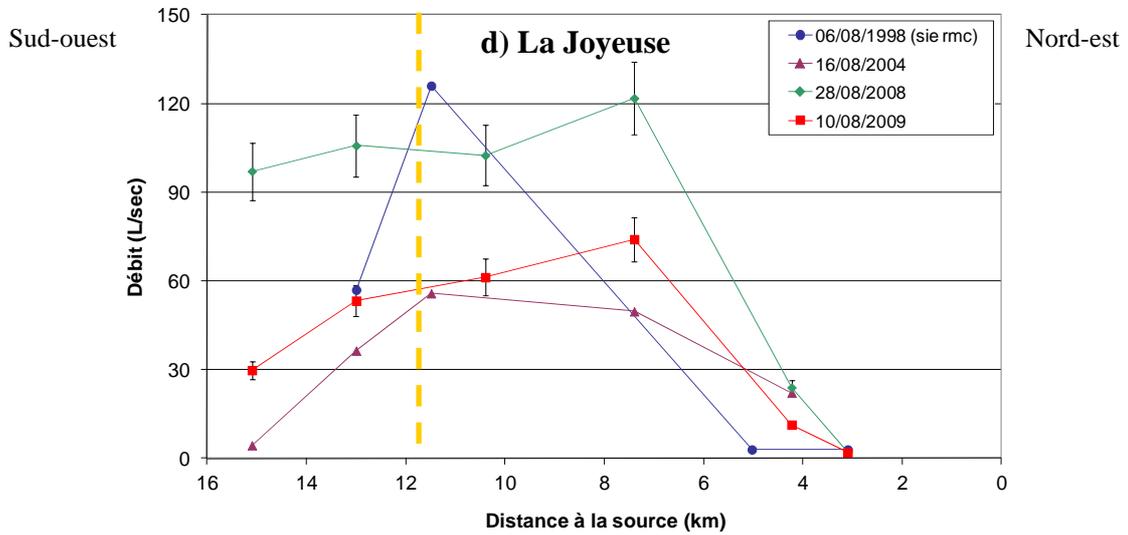
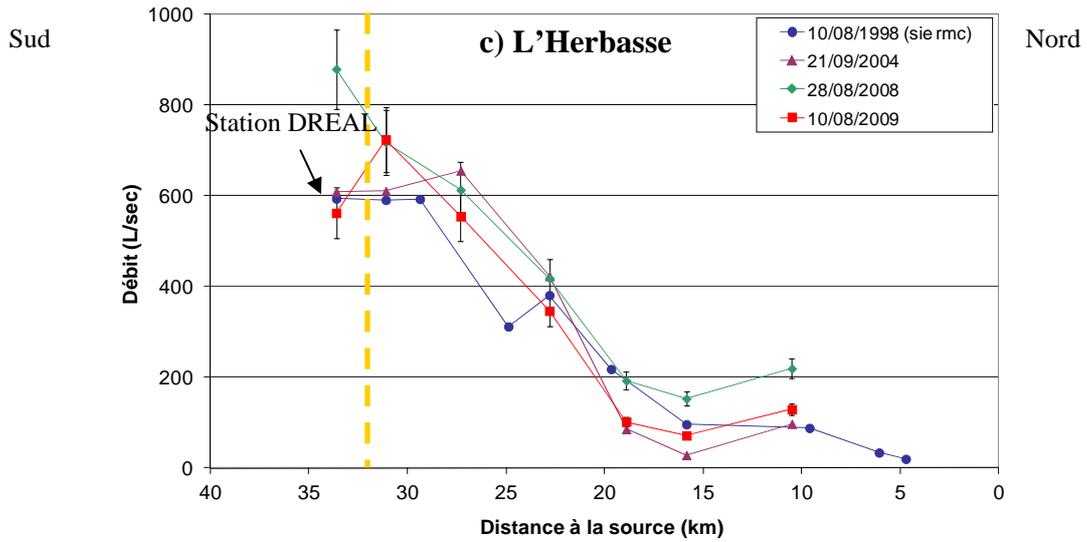
4.1.2.2 Jaugeages

Afin de mesurer l'apport de l'aquifère molassique aux rivières nous avons réalisé deux campagnes de jaugeages, lors des étés 2008 et 2009. La période d'étiage a été choisie afin de limiter les apports par ruissellement.

Ces données sont complétées par les jaugeages effectués par De La Vaissière en 2004 et par les données disponibles sur le site sierm.eaurmc.fr (année variable selon le cours d'eau). Les résultats obtenus sur les principales rivières sont présentés sur la figure 4-3. Les résultats détaillés ainsi que la répartition des stations de jaugeage sont disponibles en annexe 3.

Pour les rivières Varèze, Galaure, Véore et Drôme la ligne pointillée orange représente la fermeture du bassin molassique. Pour l'Herbasse et la Joyeuse cette ligne représente la sortie des rivières du substratum molassique et leur entrée dans les alluvions. Pour la plupart des rivières jaugeées, une forte augmentation du débit est visible en amont de cette limite laissant supposer une alimentation importante des cours d'eau par l'aquifère molassique sur ces secteurs. Seule la Joyeuse montre une évolution différente avec une légère baisse ou une stabilisation du débit en amont de cette limite.





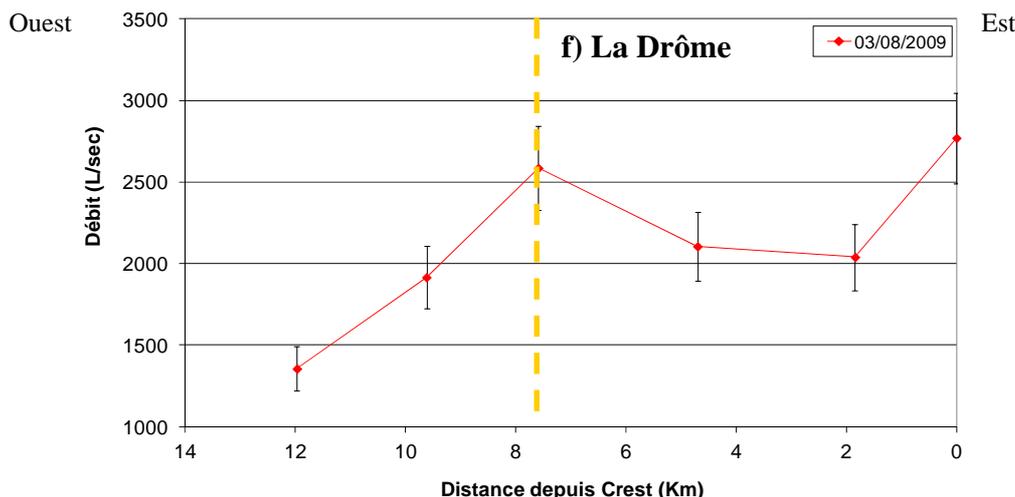


Figure 4-3 : Evolution des débits en fonction de la distance à la source (ou au premier point de jaugeage pour la Drôme) - a) la Varèze, b) la Galaure, c) l'Herbasse, d) la Joyeuse, e) la Véore et f) la Drôme

Les débits spécifiques énoncés ci-après ont été calculés à partir des jaugeages de l'année 2009 et de la surface du bassin versant amont de la station de mesure considérée.

La Varèze montre une augmentation du débit jusqu'à Cours et Buis, puis une infiltration de la rivière, totale en 2009, est observée au niveau de Monstéroux-Milieu. Le débit augmente ensuite progressivement jusqu'à Auberives sur Varèze (+ 6,3 L/sec/km² entre les stations 7 et 10). Une infiltration vers les alluvions du Rhône est ensuite visible.

Les variations du débit de la Galaure sont semblables à ceux de la Varèze avec une augmentation jusqu'à Hauterives où la rivière s'infiltré en totalité durant l'étiage de certaines années. Le débit augmente ensuite lentement jusqu'à la Motte de Galaure (+ 1,3 L/sec/km² de la station 6 à la station 10) puis brutalement jusqu'à St Uze (+ 7 L/sec/km² entre les stations 10 et 11).

L'Herbasse présente une augmentation de son débit entre sa source et St Laurent d'Onay. Elle s'infiltré ensuite en partie jusqu'à Crépol, puis son débit augmente jusqu'à Clérieux (+ 5,3 L/sec/km² entre les stations 2 et 6) avant l'infiltration des eaux vers les terrasses alluviales de l'ancienne Isère.

Le débit de la Joyeuse augmente jusqu'à Parnans (+ 2,9 L/sec/km² de la station 1 à la station 3), puis diminue jusqu'à St Paul les Romans. Cette baisse de débit est en grande partie due à la présence d'un canal de dérivation et à plusieurs prélèvements effectués par des particuliers pour l'arrosage des jardins. La carte piézométrique des terrasses alluviales de Romans n'indique pas d'apports par infiltration des eaux de la rivière.

Après une légère augmentation du débit de la Véore entre son débouché dans la Plaine de Valence et le lieu dit des Faucons en raison de l'apport de la Lierne, le débit diminue jusqu'à infiltration totale de la rivière en 2009, en aval de Chabeuil. La rivière s'écoule à nouveau au niveau de Beaumont les Valence, avec une augmentation brutale du débit entre Beaumont et Beauvallon (+ 1,8 L/sec/km² entre les stations 6 et 7), en raison des apports du Guimand, de l'Ecoutay, du Pétochin et du ruisseau des Fontaines.

Concernant la Drôme nous ne disposons que d'une seule année de jaugeages sur la totalité du tronçon considéré (entre Crest et Allex). Le débit de la rivière diminue fortement à son débouché dans la plaine alluviale. Il augmente ensuite entre les stations 2 et 4 (+ 8,8 L/sec/km²). Il est cependant difficile de dire si cet apport est lié à un déversement de

l'aquifère molassique (direct ou via les alluvions de la Drôme) ou aux relations entre la rivière et sa nappe d'accompagnement.

4.1.2.3 Equilibres entre les eaux superficielles et la nappe de la molasse

Les différents secteurs de drainage de la nappe de la molasse sont indiqués sur la figure 4-4.

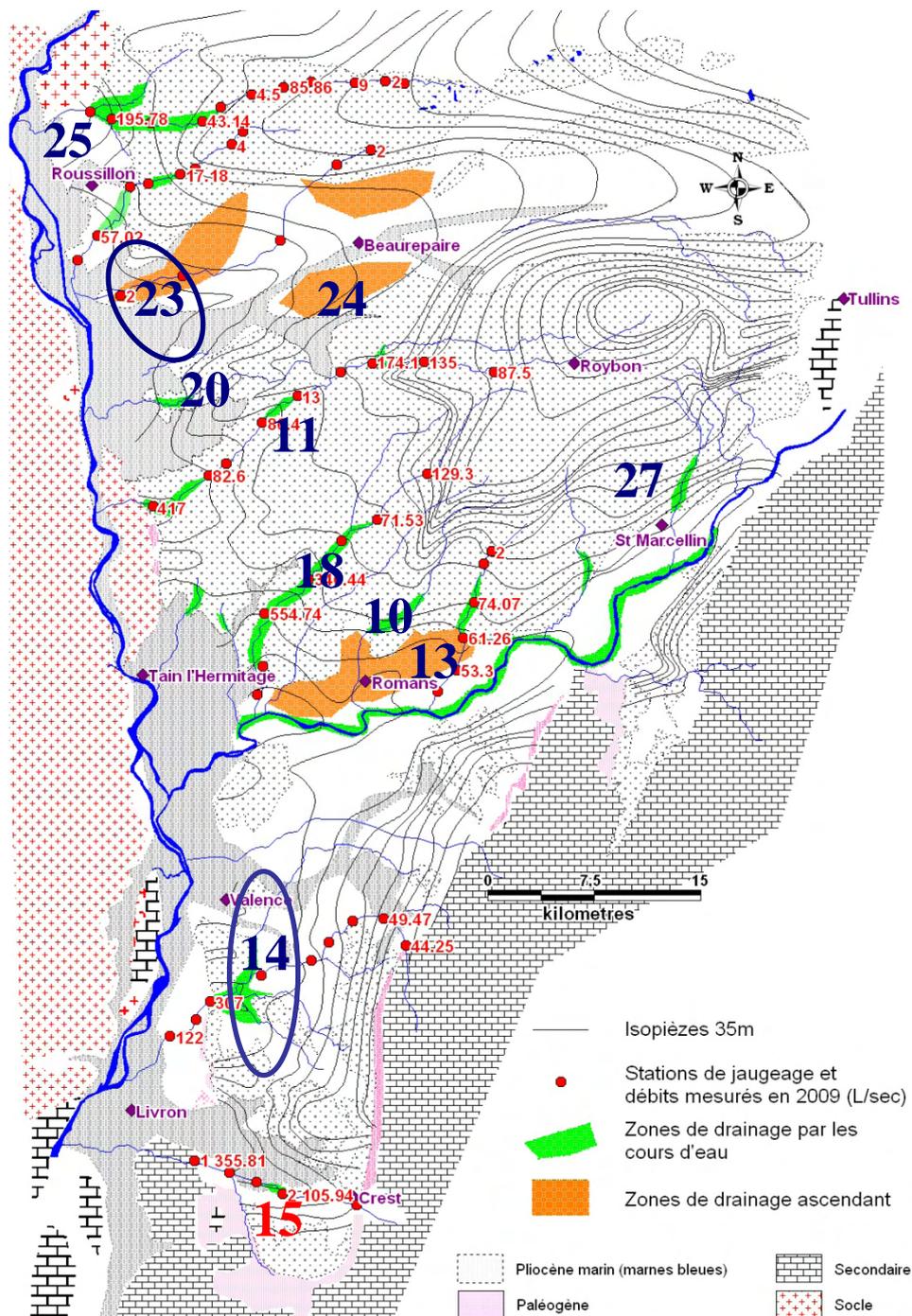


Figure 4-4 : Localisation des zones d'émergences de la nappe de la molasse

Il apparaît que les zones de drainage de la nappe de la molasse se situent principalement sur les secteurs de remontée des flux profonds (secteurs 10, 11, 13, 14, 15, 18, 20, 23, 24, 25 et 27).

Le rôle de l'Isère dans le drainage de la nappe n'est pas bien défini en raison des difficultés à effectuer des mesures sur cette rivière (présences de barrages hydro-électriques et débit très élevé). La carte piézométrique indique néanmoins qu'elle joue un rôle de drain, plus ou moins direct, important.

4.1.3 Bilans hydrogéologiques

4.1.3.1 Les bassins versants

Afin de permettre la réalisation des calculs de bilans hydrogéologiques nous considérons plusieurs bassins versants, cohérents d'un point de vue géographique et hydrogéologique (voir figure 4-5).

Le tableau 4-2 décrit chaque bassin et précise quels sont les exutoires possibles pour la nappe de la molasse de chacun de ces bassins.

Nom du bassin	Surface totale (km ²)	Exutoires possibles
Varèze	126	Varèze
Valloire	875	Nappe superficielle et drainage par les cours d'eau issus des collines molassiques
Galaure	224	Galaure
Herbasse/Joyeuse	406	Veune, Bouterne, Herbasse, Savasse, Joyeuse Isère ? / Nappe superficielle
Collines iséroises	312	Furand, Sanne, Cumanne, Terey et Vézy, Isère ? / Nappe superficielle
Sud Isère	95	Isère ?
Plaine de Valence	371	Véore et Barberolle / Nappe superficielle ?
Vallée de la Drôme	149	Drôme

Tableau 4-2 : Tableau descriptif des bassins versants

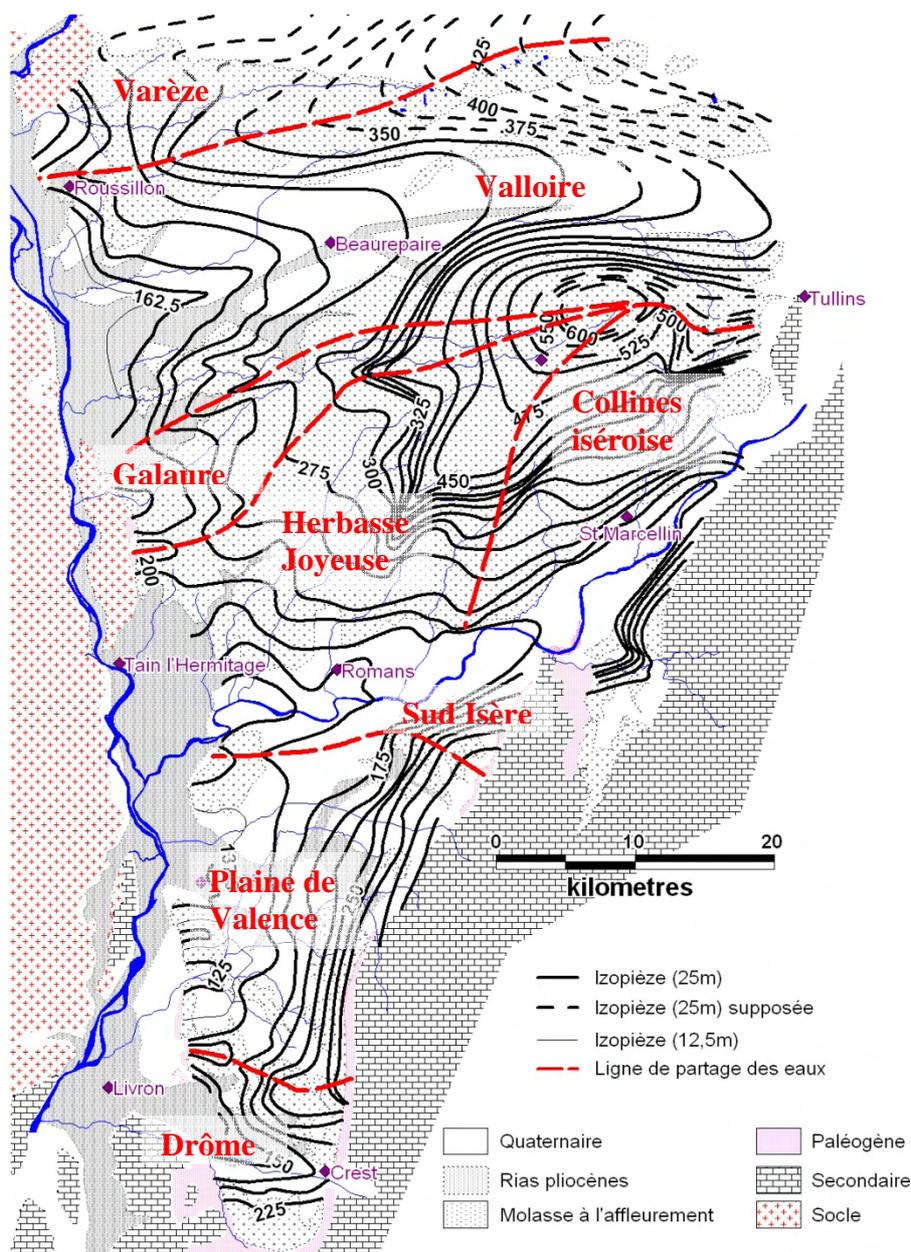


Figure 4-5 : Localisation des bassins versants considérés

4.1.3.2 Calcul de la recharge

La nappe de la molasse est alimentée principalement par les précipitations efficaces. Celles-ci sont estimées à 311 mm/an sur les bassins de la Varèze et de la Valloire, à 320 mm/an sur les bassins de la Galaure, de l'Herbasse/Joyeuse et des collines iséroises et à 280 mm/an sur les bassins restants (cf. paragraphe 1.3.3). Sur les nappes superficielles présentes sur le bassin de l'Herbasse/Joyeuse les conditions climatiques sont proches de celles mesurées à la station de St Marcel des Valence, les pluies utiles y sont donc de l'ordre de 280 mm/an.

Par ailleurs De La Vaissière avait estimé une alimentation par infiltration des cours d'eau en provenance du Vercors de l'ordre de 6 à 8 M m³ par an dont 3 M m³ s'infiltrent dans l'aquifère molassique.

L'étude des teneurs en isotopes stables de la molécule d'eau indique un enrichissement en oxygène-18 pour les eaux les plus jeunes en raison de la ré-infiltration des eaux d'irrigation. Cet apport étant cependant impossible à évaluer, on le considèrera comme négligeable.

Dans la plaine de Valence, le principal réseau d'irrigation est celui du syndicat intercommunal des eaux de la Bourne. Ce réseau est constitué de canaux d'irrigation et de conduites sous pression. Suite à une étude de BURGEAP (1964) qui avait montré des pertes par infiltration le long des colatures, les canaux ont été étanchés. Trois puits d'infiltration des eaux de trop plein dans la nappe superficielle existent à l'heure actuelle. Les pertes sont de 10 à 20% des intrants en haute saison, mais atteignent 100% en basse-saison. Ces pertes vers la nappe superficielle ne peuvent être qu'estimées à 8 Mm³ par an.

Pour évaluer les précipitations efficaces vers l'aquifère molassique, nous avons considéré les surfaces de molasse affleurante auxquelles nous avons soustrait les fonds de vallées qui sont également des zones de drainage de la nappe. La surface totale disponible pour l'infiltration vers l'aquifère molassique est de 1410 km², plus de 50% de cette surface concerne les collines molassiques.

Le ruissellement est estimé à 5% des précipitations efficaces sur la Drôme des collines par Gougoussis (1982), et à 10% des précipitations efficaces par Jeannolin (1985) sur la Plaine de Valence. Aucune autre étude récente ne permet d'évaluer le ruissellement, nous prendrons donc en compte ces valeurs, la différence entre les deux secteurs d'étude étant justifiée par la présence d'une molasse plus cimentée au sud de l'Isère.

Le volume annuel infiltré dans l'aquifère molassique est donc évalué à 139 Mm³ sur les bassins de la Varèze et de la Valloire, 227 Mm³ sur les collines molassiques et 69 Mm³ sur la partie située au sud de l'Isère, soit un total de 435 Mm³.

4.1.3.3 Calcul des sorties de l'aquifère

4.1.3.3.1 Les prélèvements

L'aquifère molassique est exploité en grande partie pour l'irrigation et l'alimentation en eau potable. Les volumes prélevés pour l'industrie ou par les particuliers sont beaucoup moins importants.

Des études récentes sur les volumes prélevables réalisées par SOGREAH en 2010 sur les bassins versant de la Galaure, de la Drôme des collines (Herbasse/Joyeuse) et de la Véore Barberolle (Plaine de Valence) permettent d'avoir une estimation assez précise des prélèvements globaux. Sur la vallée de Bièvre-Liers-Valloire, nous disposons d'une étude menée par Martin et al (BRGM) en 2008. La principale difficulté dans l'interprétation des données disponibles est la connaissance de la ressource captée. En effet la nature des terrains est rarement connue et la détermination de la ressource captée est souvent réalisée à partir de la profondeur de l'ouvrage.

On dénombre 448 forages à usage agricole sur l'aquifère molassique. Plus de 90% d'entre eux se situent sur le département de la Drôme. Les prélèvements connus sur l'aquifère molassique sont de l'ordre de 16,6 Mm³ en 2006 (seulement 3,5 Mm³ sur le département de l'Isère). On peut supposer qu'on connaît 90% des ouvrages à usage agricole, le volume prélevé peut alors être estimé à 18,4 Mm³/an.

Les ouvrages utilisés pour l'alimentation en eau potable sont au nombre de 59 (44 dans le département de la Drôme et 15 en Isère). Les volumes prélevés pour cet usage sont de 11,4 Mm³ pour l'année 2006. Le département de la Drôme représente plus de 95% des prélèvements AEP sur cette ressource.

Concernant les industries, 36 forages sont indiqués pour un volume prélevé de 2,4 Mm³ en 2006. On estime qu'on connaît moins de 50% des ouvrages à usage industriel, plusieurs PME

possédant des forages non soumis à déclaration. Le volume réellement prélevé par les industries serait alors de l'ordre de 5 Mm^3 par an.

Les ouvrages à usage domestique sont peu connus. On en dénombre seulement 157 dans la base de données. Ces ouvrages ne sont soumis à déclaration en mairie que depuis le 1^{er} janvier 2009, ce qui explique la grande incertitude sur leur nombre exact. Pour un prélèvement moyen de $500 \text{ m}^3/\text{an}$ par ouvrage, les prélèvements pour l'usage domestique seraient donc de l'ordre de $0,078 \text{ Mm}^3/\text{an}$. En réalité on estime que le nombre d'ouvrages à usage domestique serait d'environ 15000. En effet le nombre d'entreprises de forage travaillant sur le secteur d'étude est de l'ordre de 25, chacune d'elle réalise environ 25 forages par an depuis 25 ans (De La Vaissière, 2006). Les prélèvements potentiels par les particuliers au sein de l'aquifère sont alors de l'ordre de $7,5 \text{ Mm}^3/\text{an}$.

Les volumes prélevés au sein de l'aquifère molassique sont donc compris entre 30 et 42 Mm^3 par an. L'incertitude la plus forte concerne les ouvrages à usage domestique. Les résultats obtenus par département sont présentés dans le tableau 4-3. Dans ces calculs nous avons intégré la totalité du bassin de la Valloire au département de l'Isère.

Il apparaît que la majorité des prélèvements sont effectués sur le département de la Drôme. Ceci est principalement dû à une meilleure accessibilité de la ressource dans la Drôme.

	Drôme		Isère		Total	
	Connus	Estimés	Connus	Estimés	Connus	Estimés
AEP	10.3	10.3	1.1	1.1	11.4	11.4
Irrigation	13.1	14.6	4.1	4.6	17.2	19.2
Industriel	2.4	4.8	0.2	0.4	2.6	5.2
Particuliers	0.071	5.5	0.0075	2	0.0785	7.5
Total	25.9	35.2	5.4	8.1	31.3	43.3

Tableau 4-3 : Prélèvements connus et estimés par département pour l'année 2006

De la Vaissière avait estimé les prélèvements à 32 Mm^3 pour l'année 2002 pour le seul département de la Drôme. Nous obtenons un résultat légèrement supérieur en adéquation avec l'augmentation générale des prélèvements sur le département.

4.1.3.3.2 Le drainage par les cours d'eau

Nous avons vu précédemment que les cours d'eau constituent un exutoire important de l'aquifère molassique. Nous considérerons que le débit de drainage est de $6,9 \text{ L/sec/km}^2$ sur les collines molassiques et le bassin de la Varèze. Pour la Véore le débit de drainage est estimé à $4,1 \text{ L/sec/km}^2$. Sur la Valloire, un grand nombre de cours d'eau prennent naissance au niveau des collines molassiques et s'infiltrent ensuite dans la nappe alluviale. Le débit de drainage de l'aquifère par ces cours d'eau est sans doute plus faible que ceux utilisés précédemment. Sur la partie haute de la Galaure et de l'Herbasse, il est de l'ordre de 2 L/sec/km^2 d'après nos jaugeages. On utilisera cette valeur pour calculer les débits de drainage sur le bassin de la Valloire en dehors des rivières Sanne et Dolon qui ont un profil beaucoup plus évolué que les autres cours d'eau du bassin.

Sur la Varèze et la Valloire le débit de drainage annuel est estimé à 58 Mm^3 . Sur les collines molassiques il est évalué à 53 Mm^3 , plus de 60% de ce volume est drainé par la Galaure et l'Herbasse.

Dans la plaine de Valence, la Véore draine 32 Mm^3 par an. La Barberolle ne semble pas jouer le rôle de drain. En effet, ni la carte piézométrique, ni les jaugeages disponibles sur cette rivière ne laissent présager ce type de relation avec la nappe de la molasse.

Dans la vallée de la Drôme, le débit de drainage est probablement très faible. En considérant que 14 Mm^3 par an s'infiltrent au sein de l'aquifère molassique, que la totalité de ce débit est drainé par la Drôme et que le bassin versant a une superficie de 149 km^2 , le débit de drainage serait de 3 L/sec/km^2 .

Finalement 257 Mm^3 sont drainés par les cours d'eau chaque année, soit 59% du volume annuel infiltré dans l'aquifère. Ce calcul ne prend pas en compte le drainage par l'Isère, qui sera évalué par équilibrage du bilan.

4.1.3.3 La drainance ascendante

La nappe superficielle de la Valloire et la nappe des terrasses alluviales de Romans constituent également des exutoires de l'aquifère molassique. Nous avons montré l'existence d'une différence de charge significative entre les nappes superficielles et la nappe de la molasse.

Une première évaluation de la drainance ascendante peut être faite à partir de l'équation décrite au paragraphe 4.1.1. Afin de vérifier ces résultats nous avons réalisé un bilan sur chacune de ces deux nappes superficielles.

➤ La nappe de la Valloire

Le bassin de la Valloire a une superficie totale de 875 km^2 , l'apport annuel des précipitations est donc estimé à 272 Mm^3 dont 148 s'infiltrent dans la nappe alluviale.

Les prélèvements pour l'alimentation en eau potable, l'industrie et l'irrigation (agriculteurs et particuliers) sont estimés à 63 Mm^3 par an (données DDT, Agence de l'Eau, rapport Martin et al, BRGM, 2008) sur la totalité du bassin versant. Sur ce volume prélevé, 40 Mm^3 sont rejetés dans le milieu principalement par les piscicultures. Les sorties vers les cours d'eau sont estimées à 99 Mm^3 par an (De Bellegarde et al, 1981 ; Martin et al, BRGM, 2008).

Le débit de la nappe alluviale a été estimé avec la loi de Darcy (paragraphe 4.1.1) le long de l'isopièze 140m . La section d'écoulement des alluvions est estimée à $76\,000 \text{ m}^2$, la perméabilité de l'aquifère K à 10^{-2} m/sec en moyenne et le gradient hydraulique moyen i à $6,6 \cdot 10^{-3}$. Le débit calculé en aval de la nappe alluviale de la Valloire est donc de 159 Mm^3 par an. Cette valeur est cohérente avec les données bibliographiques (Kassem et al, ANTEA, 1996 ; Martin et al, BRGM, 2008).

Avec une estimation des entrées à 312 Mm^3 par an et des sorties à 320 Mm^3 par an le bilan est équilibré. Ce bilan implique que la totalité des entrées dans l'aquifère molassique ($110 \text{ Mm}^3/\text{an}$) ressort soit dans la nappe alluviale soit dans les cours d'eau. Le débit de drainage par les cours d'eau est estimé à $30 \text{ Mm}^3/\text{an}$, impliquant que 80 Mm^3 par an sont apportés à la nappe alluviale.

Le calcul de la drainance ascendante a été réalisé à partir des données suivantes : une surface d'échange S_d égale à $82,5 \text{ km}^2$, i_d égal à $3,3 \cdot 10^{-3}$ en moyenne et la moyenne harmonique des perméabilités K_d est égale à $9,7 \cdot 10^{-6} \text{ m/sec}$. Le débit apporté par l'aquifère molassique à la nappe superficielle est alors de $83,3 \text{ Mm}^3$ par an. Cette valeur est très proche de celle obtenue par équilibrage du bilan.

Les différentes études réalisées sur cet aquifère ont toutes montré l'importance des échanges entre la nappe alluviale et la nappe de la molasse. Une première modélisation, faite par ANTEA en 1996, estimait les apports par l'aquifère molassique à $91 \text{ Mm}^3/\text{an}$. Une seconde modélisation réalisée par le BRGM en 2008 aboutissait à un apport par la nappe de la molasse de $123 \text{ Mm}^3/\text{an}$.

➤ **Les terrasses alluviales de Romans**

Sur ce bassin, la superficie de la nappe superficielle est de 36 km². Les précipitations efficaces sur la plaine de Romans sont estimées à 280 mm/an. Le volume annuel infiltré dans la nappe alluviale est donc de l'ordre de 9,5 Mm³.

Le débit de la nappe a quant à lui été estimé avec la loi de Darcy, le long de l'isopièze 146m. Dans le cas de cette nappe la section d'écoulement des alluvions (S) est égale à 18450 m², la perméabilité (K) de l'aquifère superficiel estimée à 1.10⁻² m/sec et le gradient hydraulique à 2,7.10⁻³. Le débit de la nappe est ainsi de 15,7 Mm³ par an.

Les prélèvements pour l'alimentation en eau potable, l'industrie et l'irrigation (agriculteurs et particuliers) sur la nappe alluviale sont estimés à 4,8 Mm³ par an.

Le débit total sortant de la nappe superficielle est finalement estimé à 20,5 Mm³ par an. Ce bilan indique un excédent de 11 Mm³/an.

Sur la nappe des terrasses alluviales de Romans la drainance ascendante a été estimée avec une valeur de S_d égale à 22 km², i_d à 2,7.10⁻² en moyenne et K_d à 6.10⁻⁷ m/sec en moyenne soit un apport de 11,8 Mm³ par an, soit un volume proche de l'excédent calculé précédemment.

➤ **Drainance ascendante totale**

Compte tenu des incertitudes sur les précipitations efficaces, les deux bilans calculés sont équilibrés. Les sorties de l'aquifère molassique vers les nappes superficielles par drainance ascendante sont finalement comprises entre 91 et 95 Mm³ par an, soit environ 20% du volume total infiltré.

D'autres nappes superficielles telles que les terrasses alluviales de l'Isère à St Marcellin et à Granges les Beaumont sont probablement alimentées en partie par drainance ascendante.

4.1.3.4 Bilan général

Le tableau 4-4 présente les résultats du bilan hydrogéologique de l'aquifère molassique par bassin versant.

Les bilans sur les bassins de la Varèze, de la Valloire, de la Galaure et de la Plaine de Valence sont globalement équilibrés compte tenu des incertitudes sur les précipitations efficaces. Le bilan sur la vallée de la Drôme a été calculé par équivalence expliquant qu'il soit parfaitement équilibré. L'autre exutoire possible de l'aquifère molassique sur ce bassin serait un drainage par les niveaux sableux de la formation pliocène. Cependant, compte tenu des perméabilités mesurées dans cette formation, le volume considéré serait très faible.

Sur les bassins Herbasse/Joyeuse et Collines iséroises, les excédents du bilan sont probablement drainés par l'Isère soit directement, soit par les terrasses alluviales.

Bassin	Infiltration	Sorties naturelles		Prélèvements	Bilan
		Rivières (hors Isère)	Nappe superficielle		
Varèze	29 ± 3	27,4	-	1,4	+ 0,4
Valloire	110 ± 12	30	83	4,4	- 7,4
Galaure	52 ± 5	48,7	-	9,6	- 6,7
Herbasse/Joyeuse	104 ± 11	63,5	11,8	13,4	+ 15,3
Collines iséroises	71 ± 7	41,3	?	2,1	+ 27,1
Sud Isère	9 ± 1	-	-	1,8	+ 7,3
Plaine de Valence	45 ± 4	32,5	?	9,1	+ 3,7
Vallée de la Drôme	15 ± 2	13,7	-	1,3	0
Total	435 ± 51	283	94,8	43,1	

Tableau 4-4 : Bilan hydrogéologique de la nappe de la molasse par bassin versant (en Mm³ par an).

Les prélèvements au sein de la nappe de la molasse sont relativement importants. Ils représentent 7 à 10% de la recharge sur l'ensemble de la zone d'étude avec une disparité importante entre les départements de l'Isère et de la Drôme. Sur ce dernier département, c'est 10 à 20% de la recharge qui est prélevée.

4.1.4 Conclusion partielle

La réalisation des bilans hydrogéologiques permet de localiser les exutoires de l'aquifère molassique et de quantifier les flux transitant. Il apparaît que la nappe du miocène joue un rôle particulièrement important pour le soutien aux débits d'étiage de la majorité des rivières du bassin étudié. Plusieurs nappes superficielles bénéficient également d'un apport important de la nappe de la molasse permettant de maintenir leurs niveaux piézométriques. C'est particulièrement le cas de la nappe des terrasses alluviales de Romans, où le débit apporté par drainance ascendante est de plus de 50% du débit total de la nappe superficielle.

Il est donc important de maintenir le niveau statique de l'aquifère molassique afin de permettre ces échanges. Une mauvaise gestion de la nappe pourrait entraîner une inversion des différences de charges et une drainance descendante, avec de surcroît une contamination possible de la nappe de la molasse.

4.2 Quantification des flux profonds

La figure 4-4 présentée dans le paragraphe précédent indique que les secteurs de drainage de l'aquifère molassique se trouvent au niveau des zones de remontée des flux profonds, localisés et identifiés dans la 2^{ème} partie du document. D'autre part, les bilans hydrogéologiques réalisés précédemment sont globalement équilibrés, impliquant que les flux profonds et intermédiaires participent à l'alimentation des eaux de surface (nappes et rivières). Il est donc très probable que les eaux superficielles soient marquées, d'un point de vue géochimique et isotopique, par un apport d'eaux anciennes, issues des flux profonds et intermédiaires de l'aquifère molassique.

Afin de vérifier cette hypothèse nous avons étudié la composition géochimique et isotopique des eaux superficielles de quatre bassins versants répartis sur l'ensemble de la zone d'étude (Figure 4-6). Les prélèvements et les jaugeages ont été réalisés lors de l'été 2009.

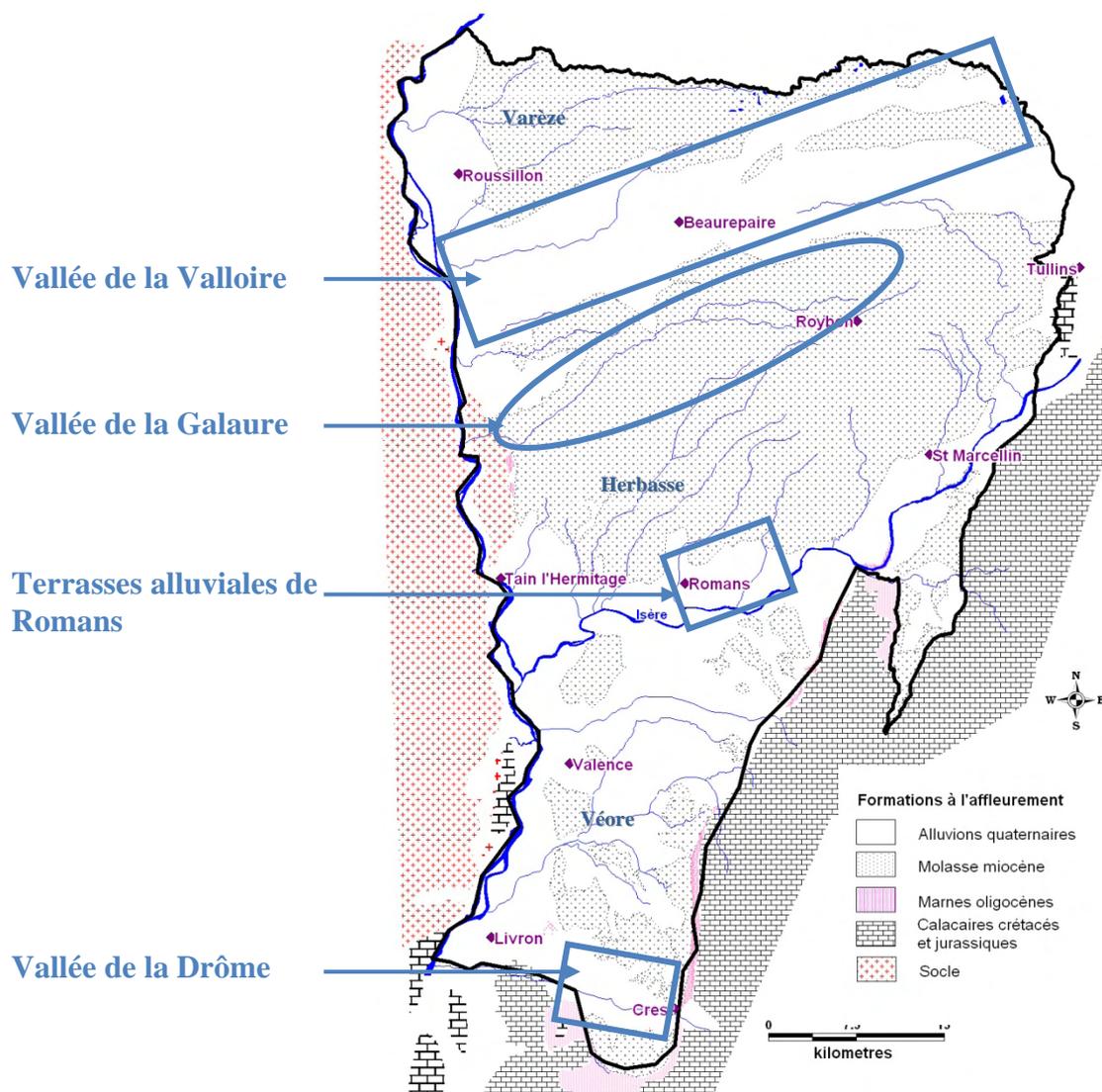


Figure 4-6 : Localisation des bassins versants étudiés

4.2.1 Descriptif des bassins versants

4.2.1.1 La vallée de la Valloire

Les vallées de Bièvre-Liers-Valloire sont constituées d'alluvions fluvio-glaciaires déposées en terrasses par la succession de phases d'érosion et de remblaiement en liaison avec les avancées et reculs du lobe principal du glacier de l'Isère. L'épaisseur des formations alluviales de ces vallées peut atteindre 100 m sur le plus hautes terrasses.

Le substratum des alluvions est principalement constitué par la molasse miocène. On note cependant la présence d'une ria pliocène au centre de la vallée de la Valloire, qui représente probablement le tracé de l'ancienne Isère. Sur la partie ouest de l'aquifère, les formations pliocènes s'intercalent largement entre la molasse et les alluvions. Au niveau de St Rambert d'Albon les formations pliocènes incisent le miocène jusqu'au substratum oligocène. Leur épaisseur atteint alors 270 mètres (forage F311). La présence de ces argiles pliocènes empêche tout déversement direct de la nappe de la molasse vers le Rhône ou sa nappe d'accompagnement.

4.2.1.2 La vallée de la Galaure

Le substratum de la Galaure est constitué principalement par les formations molassiques. Le fond de la vallée est recouvert par des formations alluviales de faible épaisseur (7m maximum sur les coupes de forage connues) et souvent sèches.

La vallée est fermée à l'ouest par la remontée des marnes oligocènes puis par les formations du socle. La Galaure passe au travers de ces formations après St Uze et rejoint les alluvions du Rhône avant de se jeter dans le fleuve à St Vallier. Les flux d'eau issus de la molasse se trouvent bloqués à l'ouest par les formations imperméables de l'oligocène puis du socle après St Uze. Le seul exutoire possible est donc la rivière.

4.2.1.3 Les terrasses alluviales de Romans

Les terrasses alluviales de Romans, situées en rive droite de l'Isère, sont constituées d'alluvions fluviales déposées par un ancien bras de l'Isère au Würm. La nappe superficielle s'écoule d'est en ouest, parallèlement à l'Isère. La présence d'une butte molassique au sud des formations alluviales ne permet pas d'échanges entre la nappe superficielle et l'Isère avant la ville de Romans au sud de laquelle la nappe se déverse en grande partie dans l'Isère. La rivière de la Joyeuse traverse le bassin du nord vers le sud, elle draine l'aquifère molassique jusqu'à Chatillon St Jean, elle traverse ensuite les formations du quaternaire avant de se jeter dans l'Isère. Aucune relation avec la nappe superficielle n'a été observée.

4.2.1.4 La vallée de la Drôme

La vallée de la Drôme se situe à l'extrémité sud du périmètre d'étude. Les alluvions de la Drôme, qui constituent le lit de la rivière entre Crest et Alex sont disposées en terrasses d'une épaisseur de l'ordre de 10 mètres. Le substratum de la vallée est constitué par les formations molassiques. La molasse repose sur les formations oligocènes dans tout le bassin de Crest. Ces dernières, constituées par des calcaires marneux fissurés, affleurent à l'est, au sud et à l'ouest de la vallée. Des traces de gypse ont été décelées dans les formations oligocènes.

Les formations pliocènes remontent d'ouest en est le long de la plaine alluviale jusqu'à la commune d'Eurre. La présence de niveaux sableux aquifères dans les rias pliocènes a été observée sur quelques forages.

La rivière Drôme prend naissance au sein des formations calcaires du Vercors et rejoint le bassin molassique plusieurs dizaines de kilomètres en aval. La Drôme traverse ensuite le bassin d'est en ouest.

4.2.2 Caractérisation des flux

4.2.2.1 Géochimie

4.2.2.1.1 Données géochimique

➤ Géochimie des rivières

Les données statistiques des paramètres physico-chimiques des eaux de rivière sont présentées dans le tableau 4-5. La température est le paramètre le plus variable en raison de la position des stations de mesure, de l'amont vers l'aval des cours d'eau, combinée à la période de prélèvement, en étiage estival. Le pH est stable d'une station à l'autre et légèrement basique. La conductivité indique des eaux relativement bien minéralisées, ce paramètre est également assez stable d'une station à l'autre.

	Température (°C)	pH	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C)
Moyenne	20.0	8.2	437
Médiane	19.8	8.2	441
Minimum	15.7	7.4	315
Maximum	25.1	8.7	587
Ecart-type	2.5	0.3	71

Tableau 4-5 : Paramètres physico-chimiques des eaux de rivière

Les statistiques sur les éléments majeurs sont présentées dans le tableau 4-6. Les eaux sont de type bicarbonaté calcique. Les sulfates, nitrates et chlorures sont les éléments les plus présents après le calcium et les bicarbonates. Néanmoins les concentrations de ces éléments n'indiquent pas de forte pollution anthropique des eaux de rivière.

	HCO_3^-	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	Cl^-	SO_4^{2-}	NO_3^-
Moyenne	242	79.6	7.0	6.5	1.4	10.1	14.1	8.9
Médiane	249	77.6	8.7	5.7	1.4	9.1	11.0	7.1
Minimum	178	57.2	1.4	3.8	0.9	4.8	1.4	0.9
Maximum	331	127.1	12.3	13.1	2.3	23.1	34.8	25.3
Ecart-type	36	14.5	3.5	2.4	0.3	3.7	8.2	6.7

Tableau 4-6 : Concentrations moyennes des éléments majeurs mesurés dans les rivières

L'étude des éléments le long des cours d'eau indique globalement une augmentation des teneurs en magnésium de l'amont vers l'aval, souvent corrélée à une forte augmentation de débit.

➤ Les aquifères superficiels

Sur le tableau 4-7 les caractéristiques physico-chimiques des nappes alluviales (vallée de la Valloire, alluvions de la plaine de Valence et de l'ancienne Isère, vallée de la Drôme) sont

représentées. Les 3 paramètres (température, pH et conductivité) varient de façon importante. Les températures sont parfois très élevées, ceci est dû à des mesures faites en été, en sortie de ballon ou après plusieurs mètres de canalisation.

	Température (°C)	pH	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C)
Moyenne	16.3	7.15	642.17
Médiane	15.5	7.11	636.00
Minimum	12.1	6.55	359.00
Maximum	34.6	8.20	991.00
Ecart-type	3.5	0.32	104.68

Tableau 4-7 : Paramètres physico-chimiques des eaux des nappes superficielles

Le tableau 4-8 représente les statistiques sur les éléments majeurs mesurés sur les eaux des aquifères superficiels. Ces eaux sont de type bicarbonaté calcique. Après le calcium et les bicarbonates, les ions les plus présents sont par ordre d'importance les nitrates, les sulfates et les chlorures.

Les nitrates atteignent au maximum 165 mg/L, cette valeur très élevée est locale, elle indique une forte vulnérabilité des nappes superficielles. La médiane est quant à elle de l'ordre de 33 mg/L, valeur relativement faible mais indiquant néanmoins une pollution généralisée des aquifères superficiels.

	HCO_3^-	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	Cl^-	SO_4^{2-}	NO_3^-
Moyenne	306.16	123.05	7.07	7.18	2.63	15.15	27.66	35.92
Médiane	304.40	123.49	6.73	6.34	1.35	13.91	24.15	32.61
Minimum	159.00	43.82	0.58	1.21	0.35	1.61	0.51	0.56
Maximum	543.00	182.08	21.19	25.64	76.78	82.96	99.96	165.34
Ecart-type	54.03	23.76	3.95	3.57	7.01	8.19	17.37	24.12

Tableau 4-8 : Concentrations moyennes des éléments majeurs mesurés dans les nappes superficielles

La répartition des éléments majeurs des aquifères superficiels est représentée dans un diagramme de Piper sur la figure 4-7.

Les eaux sont toutes regroupées autour du pôle bicarbonaté calcique. Les alluvions de la plaine de Valence-ancienne Isère montrent une minéralisation plus variable que les alluvions de la Valloire, indiquant des teneurs parfois élevées en nitrates, sulfates et chlorures.

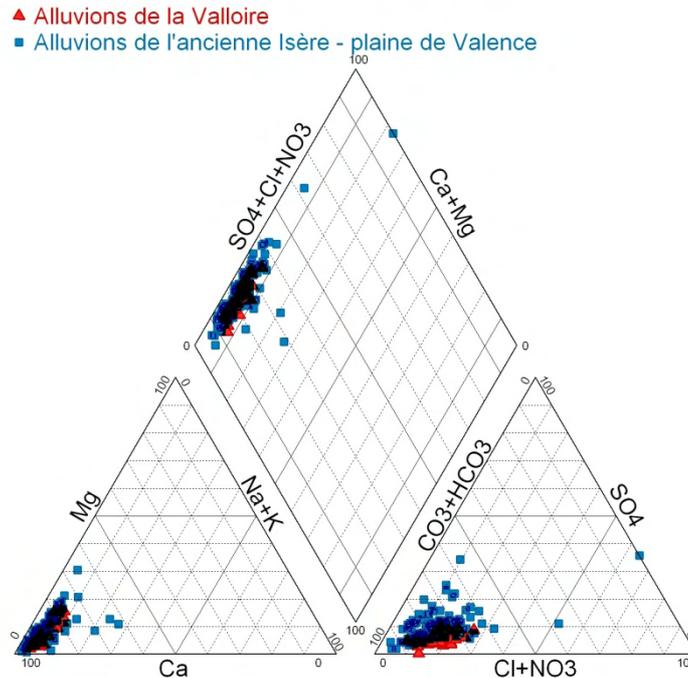


Figure 4-7 : Diagramme de Piper des eaux des aquifères superficiels

4.2.2.1.2 Répartition spatiale des éléments

La carte de répartition des concentrations en nitrates dans les nappes superficielles est présentée sur la figure 4-8, celle de la répartition des teneurs en magnésium sur la figure 4-9.

Sur le bassin versant de la Valloire, les secteurs V1, V2, V3 et V4 se singularisent sur les deux cartes avec des concentrations en nitrates faibles, comprises entre 10 et 25 mg/L alors que le reste de la nappe présente des teneurs allant de 30 à 50 mg/L. Sur ces mêmes secteurs les concentrations en magnésium sont supérieures à 10 mg/L alors qu'elles ne dépassent pas 3,5 mg/L sur le reste de l'aquifère.

Le centre de la nappe des terrasses alluviales de Romans indique des teneurs en magnésium élevées pour cet aquifère (13 à 18 mg/L) alors que les concentrations en nitrates sont relativement faibles (inférieures à 30 mg/L).

Il apparaît donc que pour ces deux nappes superficielles les concentrations en magnésium sont plus élevées et les teneurs en nitrates plus faibles sur les secteurs où des différences de charges entre l'aquifère molassique et les nappes superficielles avaient été identifiées.

La nappe des alluvions de l'ancienne Isère sur le secteur de la plaine de Valence montre un mauvais état général avec des teneurs en nitrates proches ou dépassant la norme de potabilité. Concernant les concentrations en magnésium, une différenciation est-ouest est visible avec des valeurs plus élevées à l'ouest, mais qui restent inférieures à 10 mg/L.

Sur la nappe alluviale de la Drôme les concentrations en magnésium varient peu. Les teneurs en nitrates sont plus variables avec des valeurs localement très élevées. Pour ces deux éléments les puits les plus proches de la rivière ont les mêmes concentrations que celle-ci, indiquant que la rivière alimente la nappe alluviale en étiage.

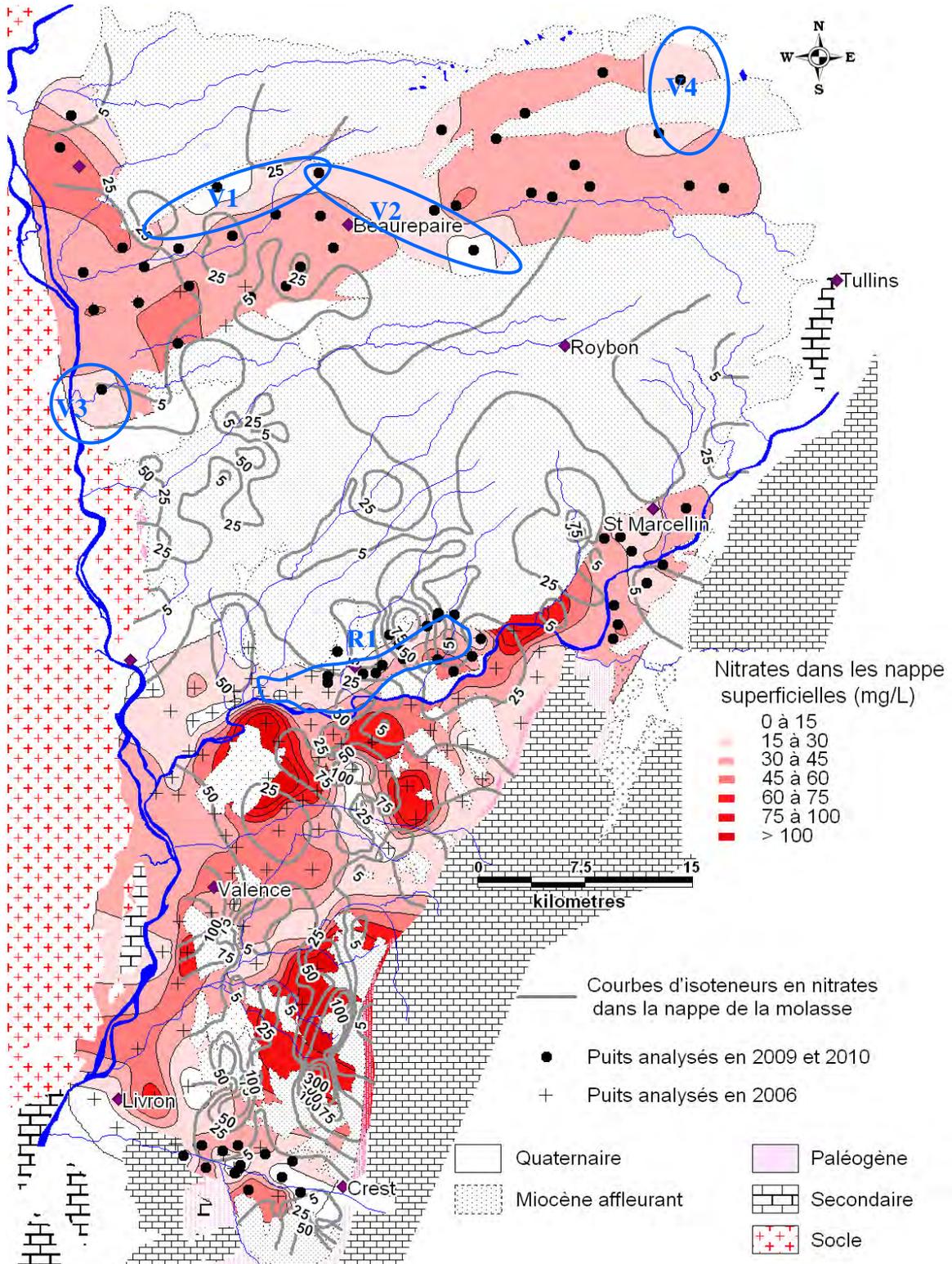


Figure 4-8 : Répartition des nitrates dans les nappes superficielles

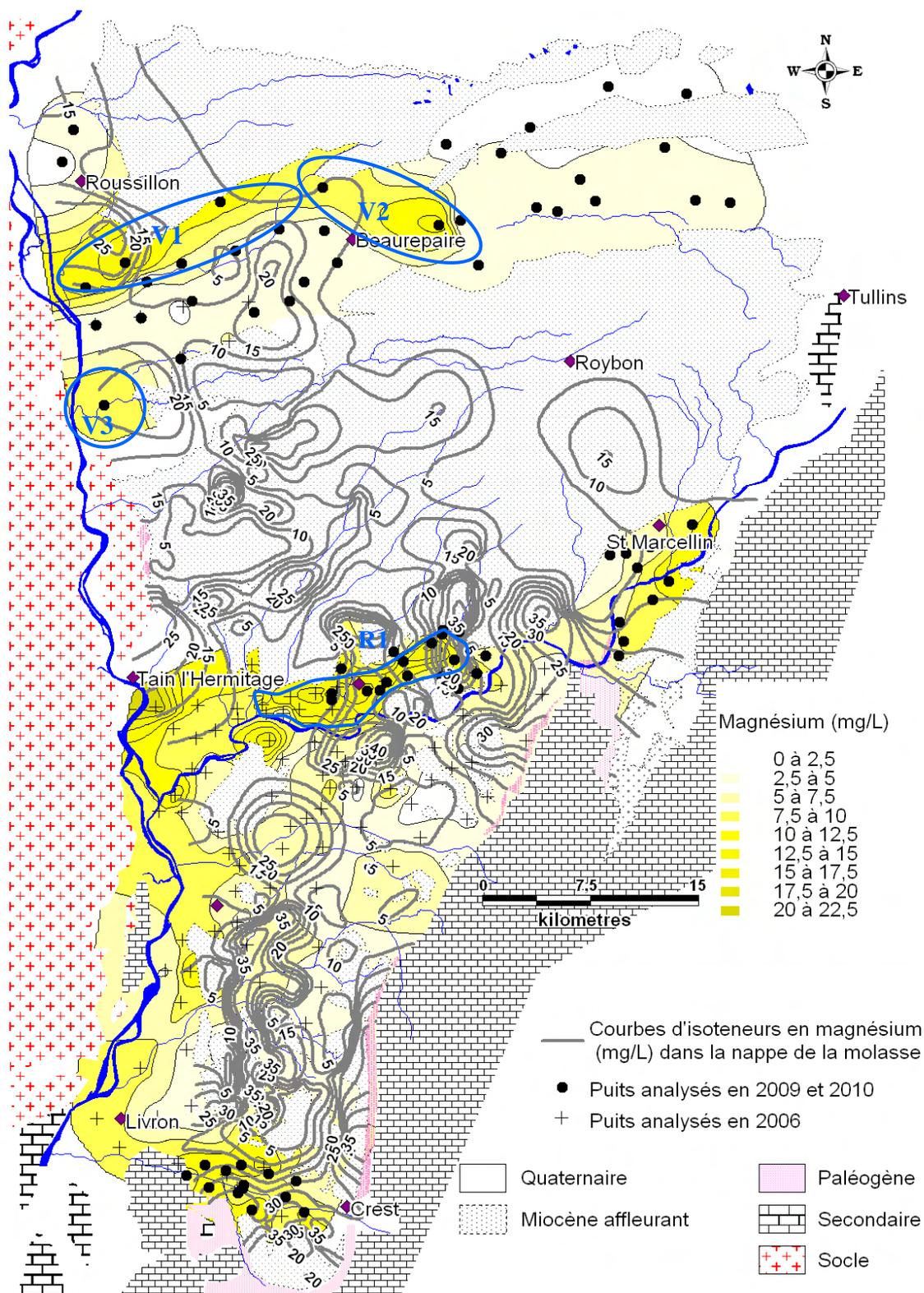


Figure 4-9 : Répartition du magnésium dans les nappes alluviales

La figure 4-10 représente l'évolution des teneurs en magnésium et en nitrates et du débit le long des rivières Galaure, Joyeuse et Drôme.

Sur la Galaure on observe une augmentation constante des teneurs en magnésium jusqu'à une stabilisation autour de 12 mg/L sur les trois dernières stations. La plus forte augmentation est observée entre les stations de mesure 8 et 9 (de 5 à 12 mg/L). Entre ces deux stations on

observe également une forte baisse de la teneur en nitrates qui passe de 14 à 7 mg/L. La concentration en nitrates augmente à nouveau entre les deux dernières stations.

Sur la Joyeuse, les teneurs en magnésium ne varient qu'entre les deux premières stations où elles passent de 5 à 10 mg/L puis se stabilisent en 10 et 12 mg/L. Les teneurs en nitrates ne varient que très peu le long du cours d'eau.

Il y a très peu de variation des teneurs en magnésium et en nitrates dans la rivière Drôme.

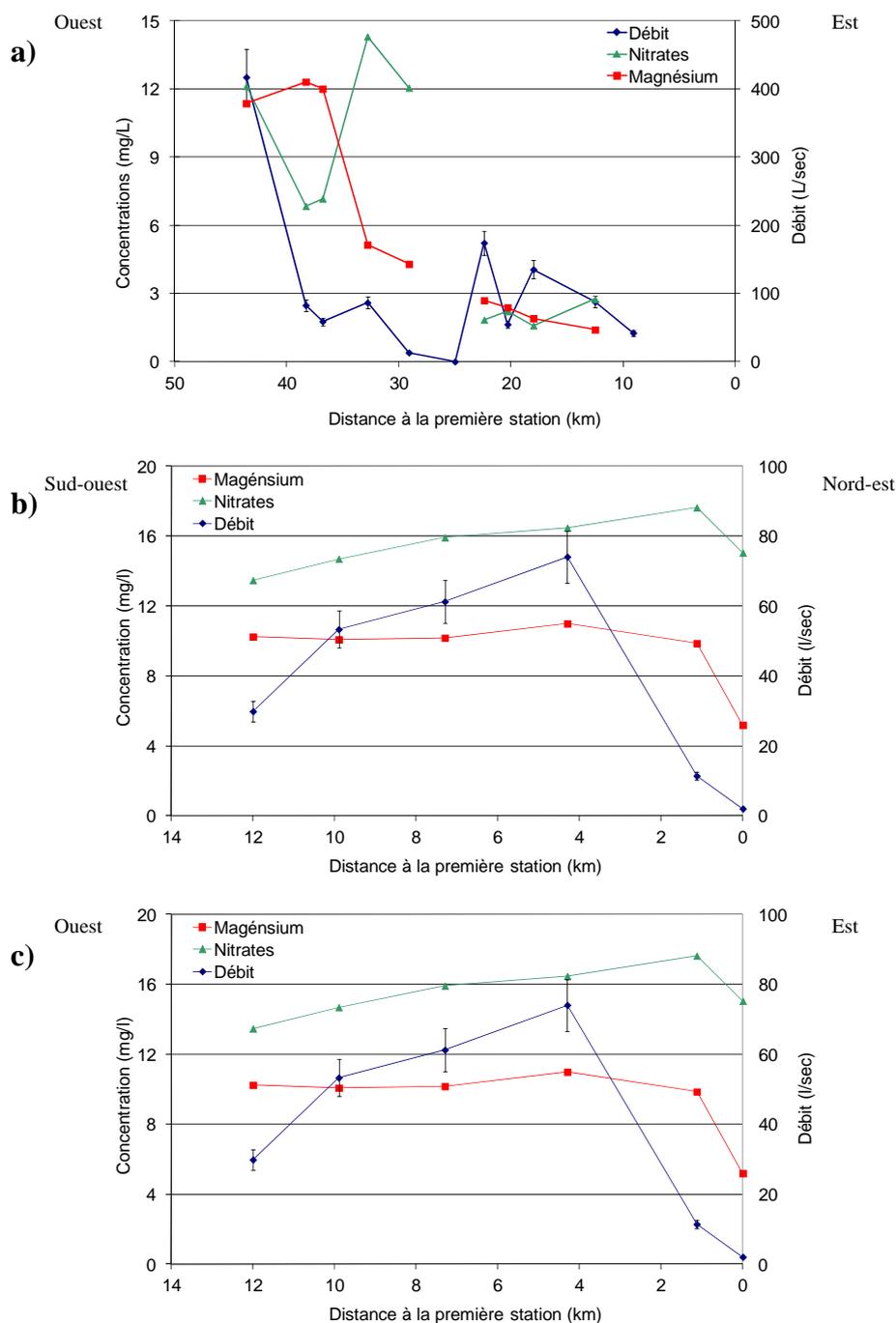


Figure 4-10 : Evolution des concentrations en magnésium et en nitrates et du débit en fonction de la distance à la première station de mesure le long a) de la Galaure, b) de la Joyeuse et c) de la Drôme en août 2009.

4.2.2.1.3 Caractérisation des eaux

Nous avons représenté les teneurs en magnésium en fonction des teneurs en nitrates sur la figure 4-11. Sur chaque bassin versant, un groupe de points se détache avec des teneurs en nitrates faibles, inférieures à la teneur considérée comme naturelle de 4,2 mg/L, et des concentrations en magnésium élevées, supérieures à 18 mg/L. Tous ces ouvrages captent la nappe de la molasse. Les teneurs en magnésium élevées associées à des concentrations faibles en nitrates révèlent des eaux à long temps de séjour, peu impactées par les activités anthropiques et qui évoluent vers le pôle bicarbonaté calcique et magnésien.

Quelques points particuliers apparaissent néanmoins. Sur la vallée de la Galaure, un ouvrage a une teneur élevée en magnésium et une teneur en nitrates supérieure à 4,2 mg/L. Cet ouvrage contient également des chlorures en quantité en raison d'un déversement de saumures en amont qui modifient les processus géochimiques en jeu et qui expliquent cette valeur élevée en magnésium.

La vallée de la Drôme indique des teneurs en magnésium très variables, et pouvant être élevées malgré une concentration en nitrates supérieure à 60 mg/L, en particulier sur un forage (F240).

On observe également des ouvrages pour lesquels les teneurs en nitrates sont élevées (supérieures à 50 mg/L) et les concentrations en magnésium sont faibles. Il est cependant difficile de donner une limite globale pour le magnésium. Le seul bassin pour lequel une limite franche est visible est celui des terrasses alluviales de Romans où les teneurs en magnésium ne dépassent pas 6,2 mg/L pour des teneurs en nitrates supérieures à 50 mg/L. Dans la vallée de la Drôme, les concentrations en magnésium sont globalement plus élevées, la rivière ayant déjà une teneur de 9 mg/L à son débouché dans le bassin molassique. Dans le bassin de la Valloire, les valeurs en magnésium sont inférieures à 5 mg/L pour des teneurs en nitrates supérieures à 50 mg/L. Enfin sur la vallée de la Galaure, un seul ouvrage a une teneur en nitrates supérieure à 50 mg/L pour une concentration en magnésium de 11 mg/L.

Afin de compléter ces observations nous avons utilisé l'indicateur du temps de séjour $1/i_L$ proposé par Lalbat et al (2007), qui permet de tenir compte de plusieurs phénomènes géochimiques. Nous avons montré que cet indicateur est utilisable pour la nappe de la molasse du Bas-Dauphiné au chapitre 2.3.2. Les valeurs les plus faibles de l'indicateur correspondent aux eaux les plus anciennes. A contrario, une valeur de $1/i_L$ élevée, indique des eaux infiltrées récemment.

Les valeurs de cet indicateur sont comparées aux concentrations en nitrates sur la figure 4-12. Une augmentation de l'indicateur avec les teneurs en nitrates est observable pour tous les bassins versants.

Pour trois des bassins, on observe (carré bleu) des groupes d'ouvrages ayant de faibles teneurs en nitrates et une valeur de $1/i_L$ inférieure à 1,6. Ce sont les mêmes ouvrages qui présentaient précédemment des teneurs en magnésium élevées. Sur le bassin de Drôme, la limite est plus faible, proche de 1,2 et le groupe d'ouvrages est moins différencié. Le bassin versant de la Drôme est également le seul sur lequel des traces de dissolution de gypse sont observées, ce qui modifie considérablement les valeurs de $1/i_L$.

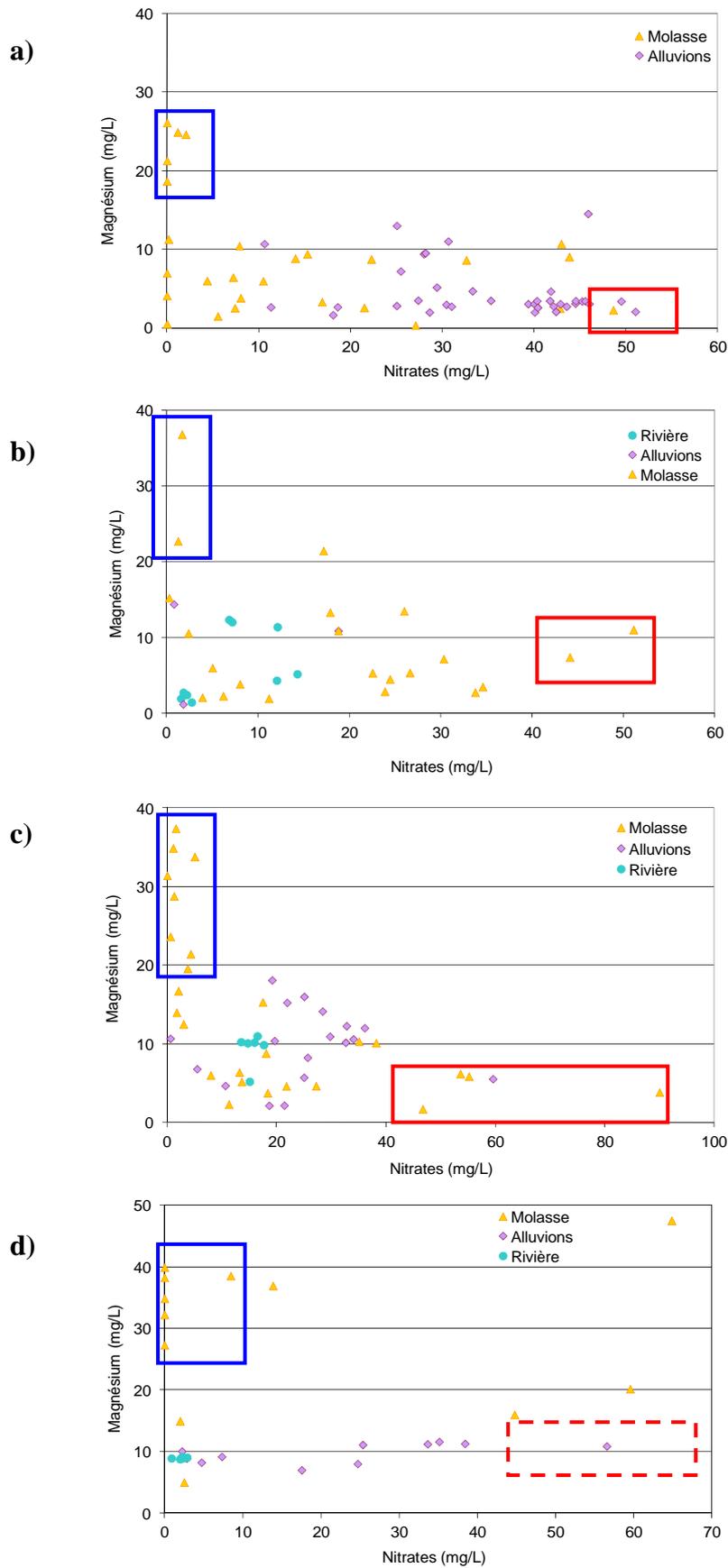


Figure 4-11 : Teneurs en magnésium en fonction des teneurs en nitrates sur le bassin versant a) de la Valloire, b) de la Galaure, c) des terrasses alluviales de Romans et d) de la Drôme

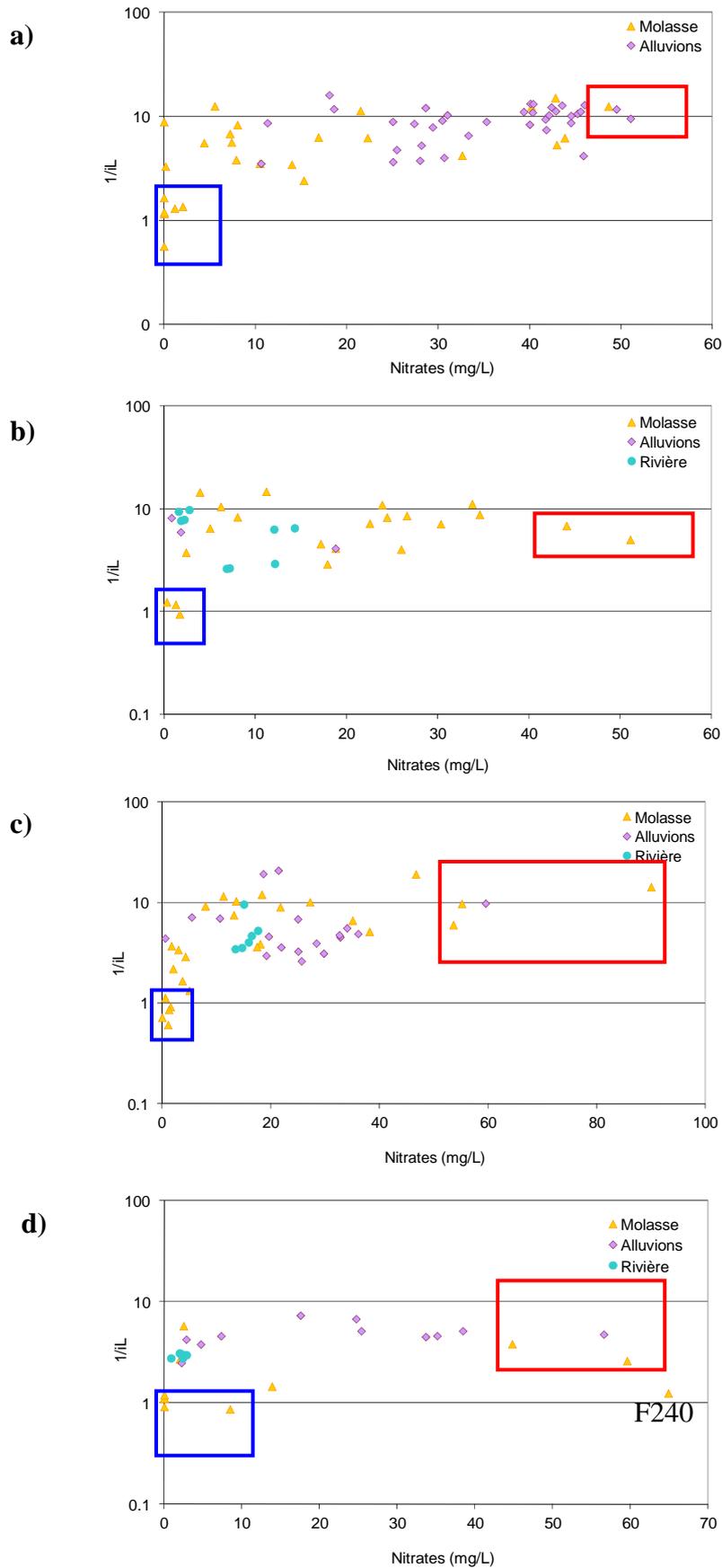


Figure 4-12 : Valeur de l'indicateur $1/i_L$ et des teneurs en nitrates des eaux des bassins versants a) de la Valloire, b) de la Galaure, c) des terrasses alluviales de Romans et d) de la Drôme (échelle semi-logarithmique)

Concernant les ouvrages avec des teneurs en nitrates élevées (supérieures à 50 mg/L), des disparités sur les valeurs de $1/i_L$ apparaissent en fonction du bassin versant. $1/i_L$ est supérieur à 9,5 sur le bassin versant de la Valloire, supérieur à 5 pour le seul ouvrage concerné de la vallée de la Galaure, supérieur à 6 sur le bassin versant des terrasses alluviales de Romans, supérieur à 2,6 dans la vallée de la Drôme si on exclut le forage 240.

Pour tous les bassins versants, on observe que certains points des nappes superficielles et/ou des rivières ont des valeurs intermédiaires de $1/i_L$. C'est également le cas sur la figure précédente (figure 4-11), avec des concentrations en magnésium parfois élevées pour des eaux de surface.

4.2.2.2 Le tritium

4.2.2.2.1 Valeurs mesurées dans les nappes superficielles et les rivières

	Alluvions	Rivières
Moyenne	7.03	6.4
Médiane	7.45	6.6
Minimum	2.80	2.9
Maximum	10.70	9.9
Ecart-type	1.69	1.7

Tableau 4-9 : Statistique des teneurs en tritium (UT) dans les nappes superficielles et les rivières

Le tableau 4-9 présente les statistiques des teneurs en tritium mesurées dans les nappes superficielles et les rivières.

Pour les deux ensembles les moyennes et médianes montrent des eaux actuelles. On peut considérer que les valeurs minimales, inférieures à 3 UT, indiquent quant à elles un mélange avec des apports locaux d'eaux relativement anciennes (infiltrées avant les essais nucléaires).

4.2.2.2.2 Répartition spatiale du tritium

La répartition du tritium dans les nappes superficielles de la Valloire, des terrasses de Romans et de la vallée de la Drôme sont représentées respectivement sur la figure 4-13, la figure 4-14 et la figure 4-15. Sur les nappes superficielles de la Valloire et des terrasses de Romans, la répartition des teneurs en tritium fait ressortir les mêmes secteurs que les cartes de répartition du magnésium. Sur la première nappe, les teneurs en tritium sont moins élevées sur les secteurs V1 V2 et V3. Sur une grande partie de la nappe des terrasses de Romans les teneurs en tritium sont inférieures à 6 UT, et localement proches de 3 UT.

La carte de répartition du tritium dans la nappe alluviale de la Drôme (figure 4-15) ne montre pas de variation importante, elle permet de confirmer qu'il y a une alimentation de la nappe alluviale par la rivière. Les teneurs en tritium sont en effet plus faibles à proximité de celle-ci ou dans l'axe d'un chenal alimenté par la rivière.

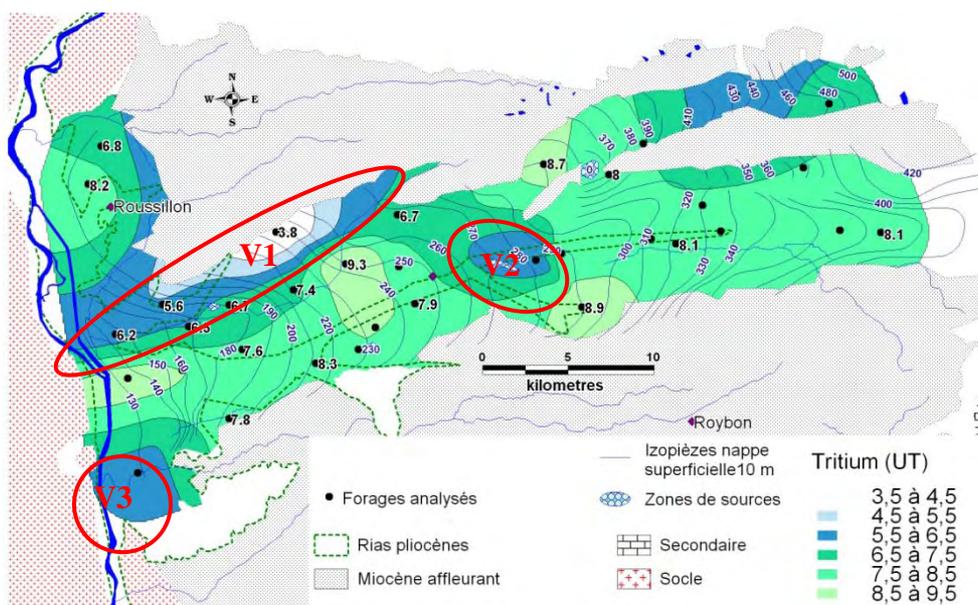


Figure 4-13 : Répartition du tritium dans la nappe alluviale de la Valloire

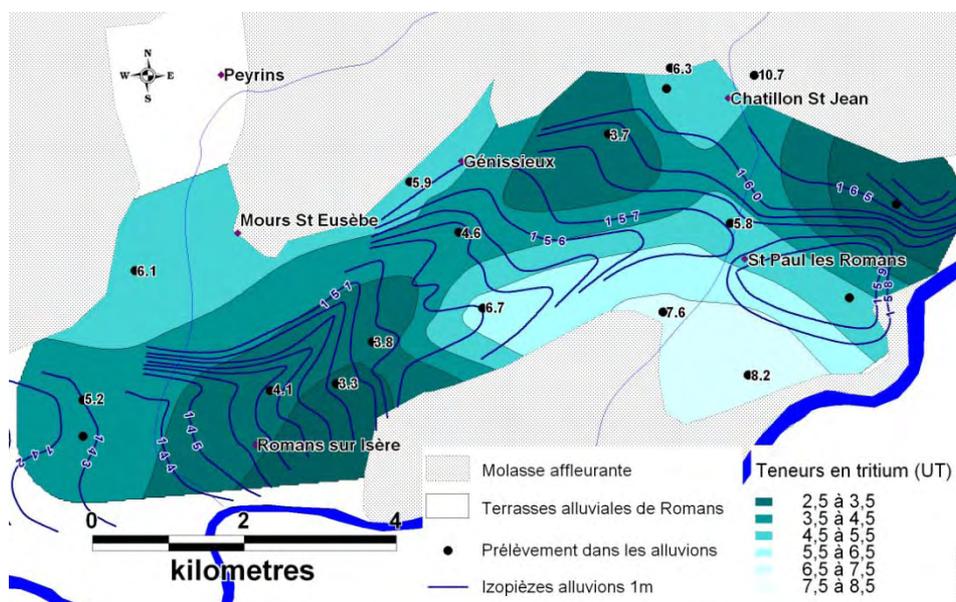


Figure 4-14 : Répartition du tritium dans la nappe des terrasses alluviales de Romans

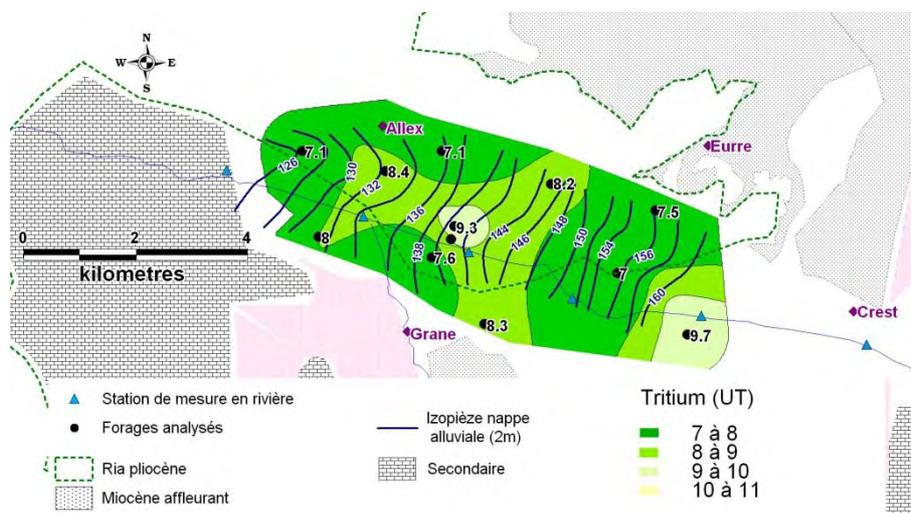


Figure 4-15 : Répartition du tritium dans la nappe alluviale de la Drôme

Sur les rivières (figure 4-16) l'évolution des teneurs en tritium est parfaitement opposée à l'évolution des teneurs en magnésium.

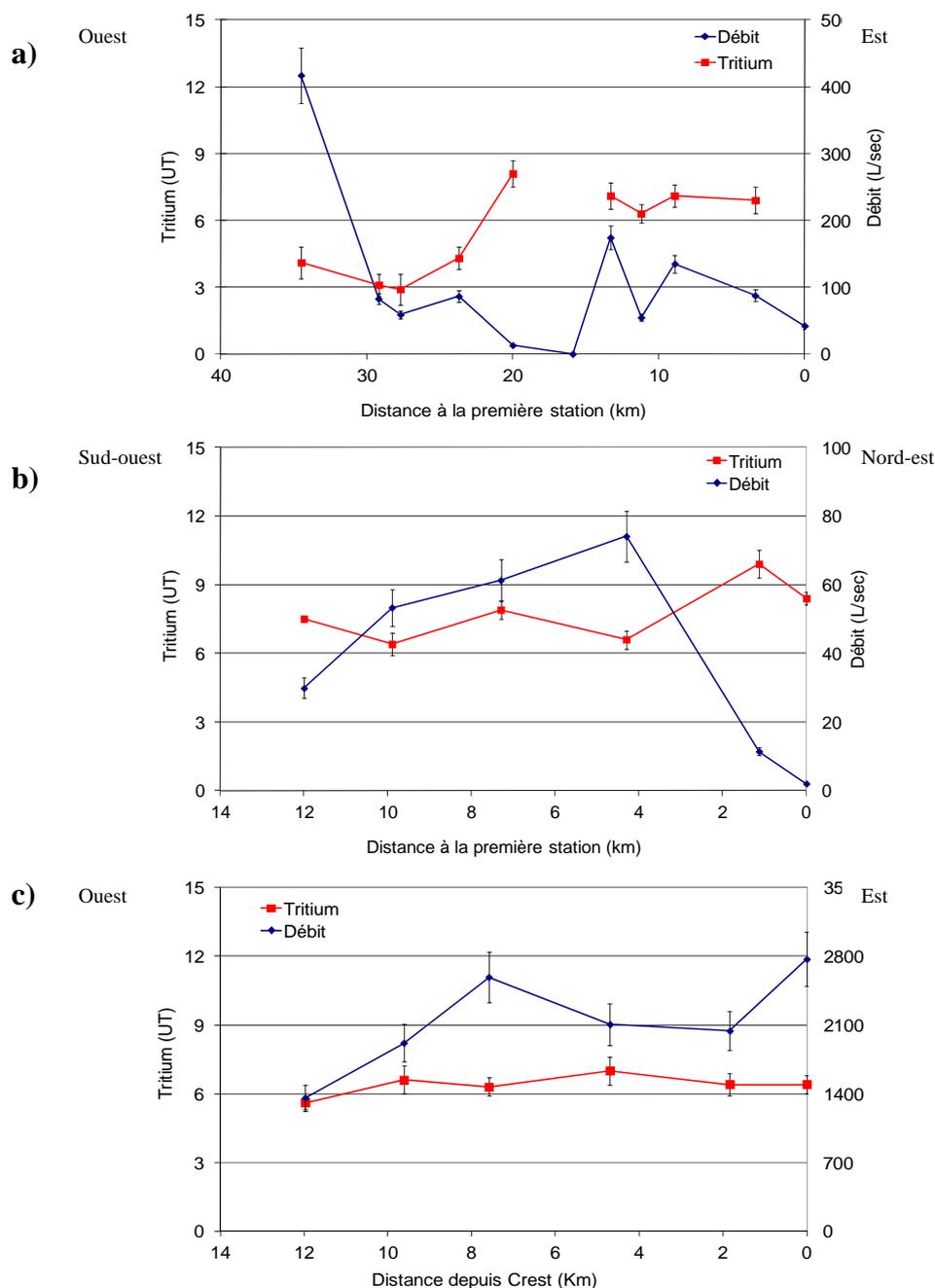


Figure 4-16 : Evolution de la teneur en tritium et du débit en fonction de la distance à la première station le long de a) la Galaure, b) la Joyeuse et c) la Drôme – Mesures réalisées en août 2009

Le long de la Galaure, les teneurs en tritium passent de 8 à 3 UT entre les stations 7 et 9, puis restent proches de 4 UT malgré une forte augmentation du débit de la rivière (de 60 à 450 L/sec).

Concernant la Joyeuse, une baisse de l'activité tritium est observée entre les stations 2 et 3 (de 9,9 à 6,6 UT). Cette baisse est associée à une forte augmentation du débit de la rivière.

Par contre les teneurs en tritium évoluent très peu le long de la rivière Drôme. On peut simplement noter une légère baisse des valeurs sur les trois dernières stations. Cette baisse est

cependant peu significative étant données les incertitudes sur la mesure (de l'ordre de 0,5 UT).

Sur les nappes superficielles comme sur les rivières, on peut observer une relation entre les concentrations en magnésium et les teneurs en tritium.

4.2.2.2.3 Caractérisation des eaux

Pour utiliser le tritium de façon quantitative il faut déterminer si les valeurs limites permettant de caractériser les eaux souterraines sont actuelles ou subactuelles et celles infiltrées avant les essais nucléaires des années 60 (âgées de plus de 50 ans). Dans ce dernier cas les teneurs en tritium sont inférieures à 1 UT (seuil de mesure du laboratoire d'hydrogéologie d'Avignon entre 0,4 et 1 UT). Il est par contre plus difficile d'établir une limite au delà de laquelle les teneurs en tritium sont représentatives d'eaux modernes. En effet, les eaux superficielles ne sont pas forcément issues des précipitations de l'année. Les activités tritium sont alors dépendantes du taux de renouvellement des nappes superficielles.

Les mesures réalisées sur les eaux de pluies à Montvendre (au centre de la plaine de Valence), entre avril 2009 et mars 2010, indiquent une moyenne pondérée par les hauteurs de précipitations de $9,8 \pm 0,6$ UT. Cependant, les eaux précipitées en été sont reprises en grande partie par évapotranspiration et ne participent donc pas à la recharge des nappes. La moyenne pondérée des teneurs en tritium dans les précipitations d'hiver (septembre 2009 à mars 2010) est de $9,7 \pm 0,5$ UT, soit une valeur très proche de la moyenne annuelle. Par ailleurs nous ne connaissons pas la variabilité géographique des activités tritium dans les précipitations sur l'ensemble du secteur d'étude.

Etant données ces difficultés nous proposons d'utiliser les concentrations en nitrates pour déterminer les activités tritium minimales des eaux récentes, ces dernières étant plus susceptibles d'être contaminées que les eaux anciennes en raison des nombreux contaminants anthropiques introduits durant le 20^{ème} siècle (Plummer et al, 1999). La figure 4-17 présente les teneurs en tritium en fonction des concentrations en nitrates pour les quatre bassins versants.

Pour chacun des bassins, lorsque les teneurs en tritium sont inférieures au seuil de quantification, les teneurs en nitrates sont inférieures à 11 mg/L.

Concernant les eaux modernes, il apparaît que pour des concentrations en nitrates proches de 50 mg/L, les teneurs en tritium sont toujours supérieures à 6,7 UT. On peut également voir que les teneurs en tritium sont généralement en dessous de la moyenne des précipitations, indiquant un taux de renouvellement plus ou moins rapide selon le bassin versant concerné.

Le bassin versant de la Drôme apparaît à nouveau comme un cas particulier. En effet la rivière Drôme a des teneurs en tritium inférieures à 6,7 UT dès son débouché dans le bassin molassique. Cette rivière prend sa source plus de 80 km en amont du bassin molassique. Elle est alimentée principalement par des résurgences karstiques issues du plateau du Vercors. Les activités en tritium plus faibles peuvent alors être expliquées soit par un taux de renouvellement plus long, soit par des valeurs plus faibles dans les précipitations participant à l'alimentation de la rivière en raison d'une influence moins importante des centrales nucléaires, soit par les deux.

Les activités tritium les plus élevées se situent dans les classes de concentrations mesurées sur les eaux de pluies. C'est sur le bassin versant des terrasses alluviales de Romans qu'elles sont les plus fortes avec une valeur maximale de $10,7 \pm 0,7$ UT.

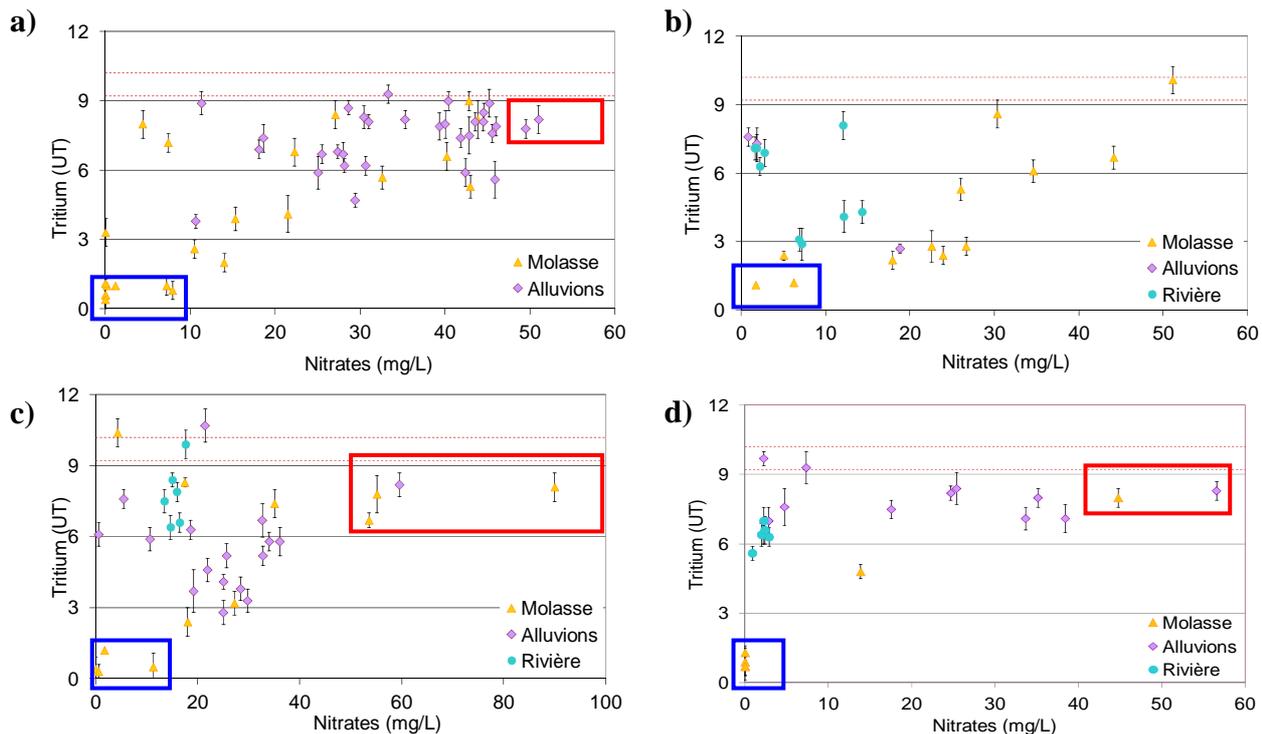


Figure 4-17 : Teneurs en tritium et en nitrates des eaux des bassins versants a) de la Valloire, b) de la Galaure, c) des terrasses alluviales de Romans et d) de la Drôme

La valeur de 6,7 UT peut être définie comme étant la limite basse des eaux modernes. En dessous de cette valeur, on peut considérer que les eaux sont soit issues d'un mélange entre des eaux modernes et des eaux anciennes (*i.e.* infiltrées avant les années 60), soit d'un âge intermédiaire.

4.2.2.3 L'oxygène-18 et le deutérium

4.2.2.3.1 Résultats obtenus

Les statistiques des résultats obtenus sur les eaux des nappes superficielles et des rivières sont présentées dans le tableau 4-11.

Les teneurs en ^{18}O et ^2H sont très variables dans les nappes superficielles, les rivières présentent l'écart type le moins important.

Les valeurs maximales en oxygène-18 mesurées dans les nappes superficielles sont proches de celles observées dans l'aquifère molassique.

	Nappes superficielles		Rivières	
	$\delta^{18}\text{O}$	$\delta^2\text{H}$	$\delta^{18}\text{O}$	$\delta^2\text{H}$
Moyenne	-8.22	-57.71	-8.1	-58.0
Médiane	-8.18	-57.41	-8.2	-57.9
Maximum	-7.26	-51.89	-7.7	-56.5
Minimum	-9.49	-63.61	-8.5	-60.6
Ecart-type	0.43	2.58	0.2	1.0

Tableau 4-10 : Moyennes des teneurs en ^{18}O et ^2H sur les nappes superficielles et les rivières (en ‰ vs SMOW)

4.2.2.3.2 Répartition spatiale du deutérium

Nous avons représenté la carte de répartition du deutérium dans les nappes superficielles et les rivières sur la figure 4-19. Le deutérium a été préféré à l'oxygène-18 car il est relativement moins influencé par les phénomènes d'évaporation (Rozanski, 1985).

Dans la nappe superficielle de la Valloire, on observe un enrichissement des eaux en deutérium de l'est vers l'ouest, ce qui est cohérent avec l'évolution de l'altitude. Les secteurs mis en avant sur les cartes précédentes de part les faibles teneurs en tritium et les concentrations plus élevées en magnésium, indiquent des teneurs en deutérium légèrement plus enrichies que sur le reste de la nappe. La nappe des terrasses alluviales de Romans montre des variations importantes des teneurs en deutérium compte-tenu des faibles variations d'altitude. La nappe alluviale de la Drôme indique également des variations importantes, néanmoins, le rôle de la rivière dans l'alimentation de la nappe est important et influence largement les teneurs en deutérium.

La Galaure indique quant à elle un enrichissement progressif des teneurs en deutérium jusqu'à Hauterives puis un appauvrissement avant un nouvel enrichissement (figure 4-18). L'appauvrissement observé laisse supposer un apport d'eaux précipitées en altitude. Aucun affluent ne débouche sur la Galaure à cet endroit, cet appauvrissement est donc probablement dû à un apport par la nappe de la molasse.

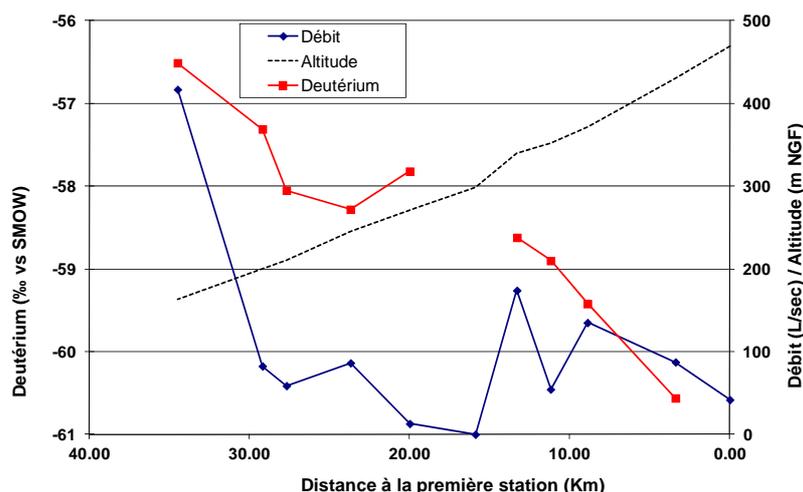


Figure 4-18 : Evolution des teneurs en deutérium et du débit en fonction de la distance à la première station le long de la Galaure – Mesures du 11/08/2009

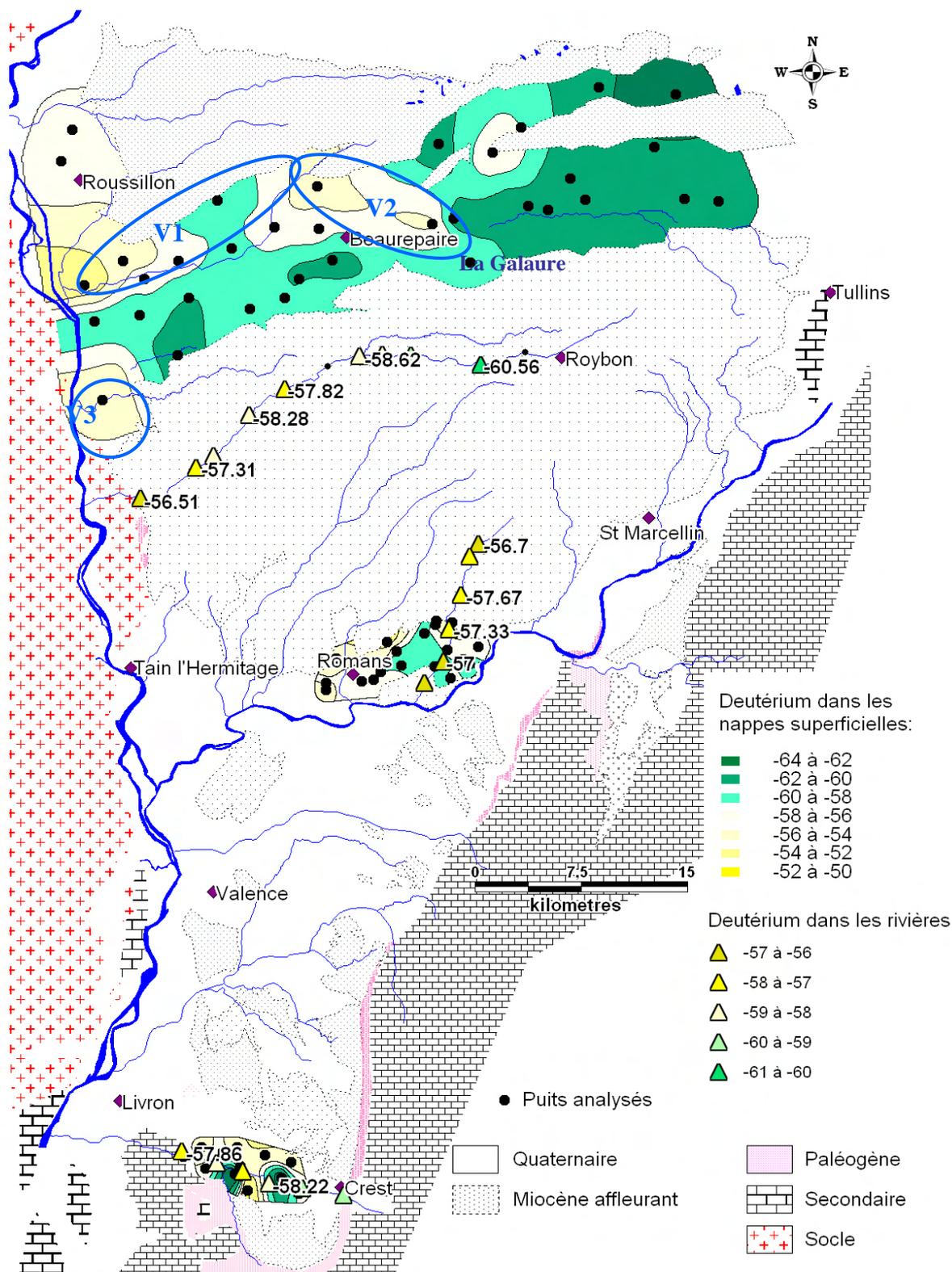


Figure 4-19 : Répartition du deutérium (‰ vs SMOW) dans les nappes superficielles et les rivières

4.2.2.3 Interprétation des résultats

Pour les teneurs en oxygène-18 et deutérium, nous avons distingué les ouvrages captant des eaux récentes de ceux captant des eaux anciennes définies à partir des teneurs en tritium. Sur le bassin de la Drôme, nous avons également distingué la rivière en raison de son régime particulier.

Sur chacun des graphiques, les eaux récentes se distinguent des eaux anciennes par des teneurs enrichies en oxygène-18 en raison d'un phénomène d'évaporation. Les eaux pour lesquelles aucun âge n'a pu être établi se situent la plupart du temps entre la droite météorique mondiale (DMM) et les eaux évaporées.

Dans la vallée de la Valloire, les teneurs en deutérium et en oxygène-18 ne permettent pas de distinguer les deux pôles d'eau, seuls deux ouvrages captant des eaux anciennes indiquent des valeurs particulièrement faibles.

Sur le bassin de la Galaure, il n'y a pas de marquage important des eaux anciennes par rapport aux eaux récentes. Ceci peut être attribué à la faible différence d'altitude entre les zones de recharge des eaux anciennes (de l'ordre de 600 m) et les zones de recharge des eaux récentes localement à 450 m d'altitude. On observe également qu'un forage captant des eaux anciennes indique des eaux évaporées. Ceci peut être dû à une infiltration depuis des eaux de surface ou des zones lacustres, fréquentes dans les Chambarans.

Le bassin versant des terrasses alluviales de Romans est le seul sur lequel les deux pôles d'eau ont des valeurs en isotopes stables bien identifiables. Les ouvrages captant des eaux anciennes présentent des teneurs en oxygène-18 comprises entre -8,37 et -9,04 ‰ et entre -57,67 et -62,19 ‰ pour le deutérium. Avec des valeurs comprises entre -7,54 et -8,16 ‰ pour l'oxygène-18 et entre -54,4 et -58,05 ‰ pour le deutérium, les eaux récentes sont quant à elles enrichies par rapport aux eaux anciennes. De plus les eaux récentes se situent sous la droite météorique mondiale, indiquant un phénomène d'évaporation. Les eaux anciennes sont quant à elles bien réparties autour de la DMM.

La vallée de la Drôme indique des valeurs en isotopes stables assez atypiques. En effet sur ce bassin, la majorité des eaux, modernes ou non, sont alignées sur une même droite dont la pente indique une évaporation. Sur ce bassin, des venues d'eau en provenance des marno-calcaires bordant le bassin sont soupçonnées (De La Vaissière, 2006). Ces venues d'eau pourraient être à l'origine des teneurs enrichies en ^{18}O et D y compris sur des eaux anciennes. Les eaux de la nappe alluviales indiquent finalement un mélange entre les eaux de la rivière, dont le bassin versant se situe en altitude, les eaux d'irrigation et les eaux des précipitations. Par ailleurs, deux puits, captant des eaux récentes, indiquent des valeurs particulièrement faibles en isotopes stables. Nous n'avons trouvé aucune explication à ces valeurs (pas de réseau d'irrigation ni AEP, prélèvements réalisés en été, une évaporation aurait plutôt enrichi les eaux et il n'y a pas eu de forte pluie précédent les prélèvements).

Finalement, les teneurs en oxygène-18 et deutérium permettent de distinguer des eaux récentes alimentées en partie par la réinfiltration d'eaux évaporées. Cependant les teneurs ne peuvent être utilisées pour caractériser des eaux anciennes ou récentes comme c'est le cas du tritium ou du magnésium. Seul le bassin des terrasses alluviales de Romans fait exception. En effet la nappe de terrasses alluviales ayant une faible superficie et peu de variations d'altitudes (comprise entre 160 et 220m), les eaux infiltrées directement sur la nappe alluviale sont enrichies par rapport aux eaux anciennes, infiltrées sur les Chambarans.

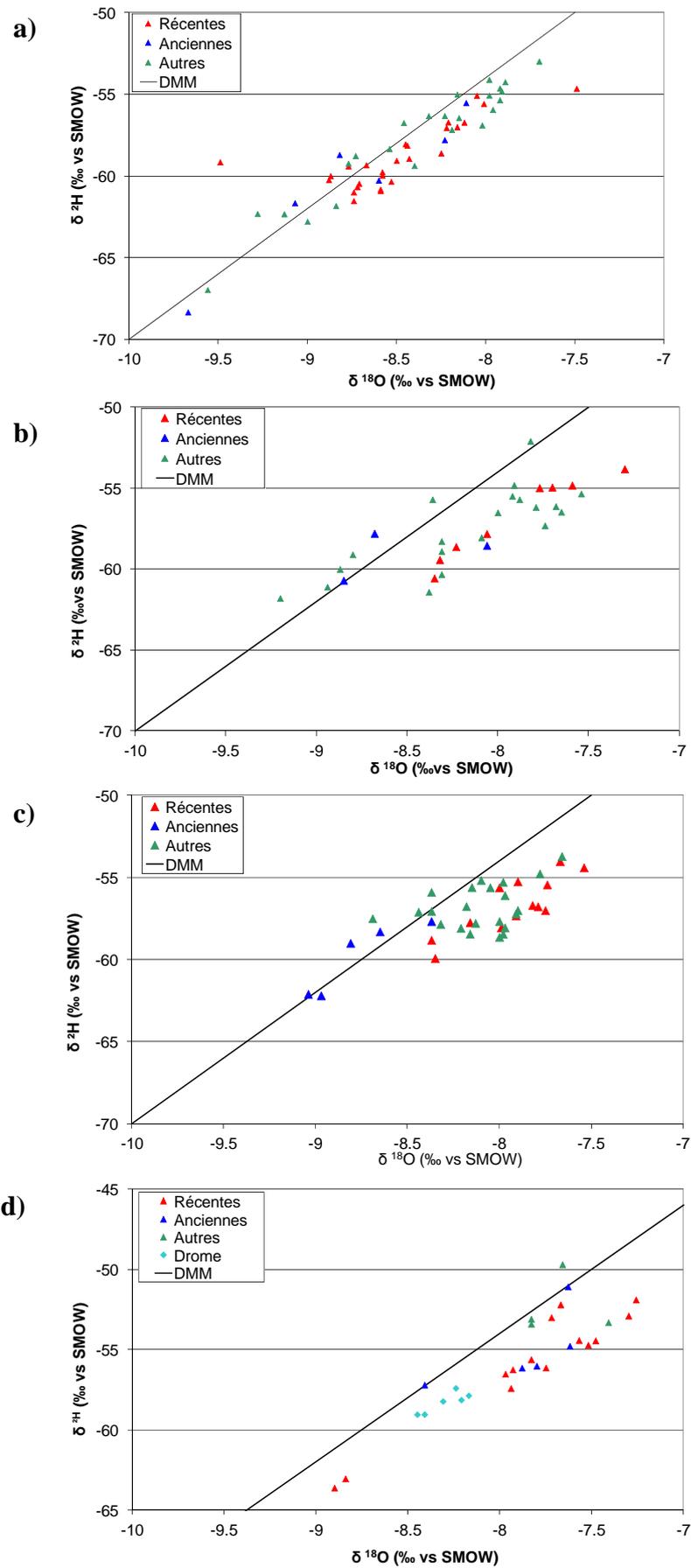


Figure 4-20 : Teneurs en oxygène-18 et en deutérium des eaux des bassins versants a) de la Valloire, b) de la Galaure, c) des terrasses alluviales de Romans et d) de la Drôme

4.2.2.4 Identification de deux pôles d'eau

En considérant l'ensemble des résultats obtenus, il est possible de caractériser deux pôles d'eaux :

- des eaux récentes, caractérisées par des concentrations faibles en magnésium, élevées en tritium, souvent élevées en nitrates et généralement enrichies en oxygène-18 et deutérium par effet d'évaporation,
- des eaux anciennes, pour lesquelles les concentrations en magnésium sont supérieures à 18 mg/L, les teneurs en nitrates toujours inférieures à 11 mg/L, les teneurs en tritium inférieures au seuil minimum de détection (environ 1 UT) et qui sont appauvries en isotopes stables de la molécule d'eau.

Seul le bassin versant de la Drôme n'entre pas dans ce schéma. En effet sur ce bassin, plusieurs sources d'alimentation entrent en jeu. La Drôme acquiert une minéralisation avant son débouché dans le bassin molassique et l'aquifère molassique est probablement alimenté en partie par les massifs calcaires et oligocènes bordant le bassin.

Si des valeurs limites peuvent être fixées assez facilement pour définir les eaux anciennes, caractéristiques des flux profonds et intermédiaires de l'aquifère molassique, la spécification des eaux récentes est plus complexe et doit être adaptée à chaque bassin. Seule la teneur en tritium est définie comme étant comprise entre 6,7 et 10,7 UT pour les eaux récentes. La concentration en magnésium est influencée par le temps de séjour des eaux dans l'aquifère mais également par les matériaux sédimentaires qui le composent. Les concentrations en nitrates, même si elles indiquent une eau infiltrée récemment lorsqu'elles sont élevées, ne sont pas synonymes d'eaux anciennes ou de mélange lorsqu'elles sont faibles mais simplement d'une vulnérabilité moindre de la nappe ou encore de pressions anthropiques plus faibles. Quant aux teneurs en isotopes stables de la molécule d'eau, elles sont dépendantes de l'altitude des précipitations à l'origine de la recharge, de la latitude à laquelle ont eu lieu les précipitations ou encore de la période à laquelle les eaux ont précipité. C'est ce dernier point qui a par exemple permis à Maliki et al (2000) de caractériser les eaux de l'aquifère miocène dans le bassin de Sfax.

Dans notre cas, nous devons donc déterminer les teneurs limites, en magnésium et en isotopes stables de la molécule d'eau des eaux récentes de façon distincte pour chaque bassin versant.

4.2.3 Essai de quantification des échanges

La caractérisation des pôles d'eau permet d'appliquer une équation de mélange (Michel, 1992 ; Criss et al, 1996 ; Maliki et al, 2000 ; Bergonzini et al, 2001) pour évaluer les volumes échangés entre nappes et/ou entre nappe et rivière. En effet, la signature des eaux des nappes superficielles et des rivières est souvent la résultante d'un mélange entre les eaux précipitées et ruisselées ou infiltrées qui s'écoulent dans l'année et des eaux issues des réservoirs à long temps de séjour. Dans notre cas, le mélange a lieu entre les eaux superficielles, non influencées par un apport de la nappe de la molasse mais dont les teneurs en tritium indiquent un taux de renouvellement parfois supérieur à 1 an et la nappe de la molasse.

L'objectif de cette partie est d'avoir une idée du débit annuel d'eaux anciennes, issues de l'aquifère molassique, drainé par les eaux superficielles. Nous n'avons cependant pour chaque bassin versant que des mesures ponctuelles, réalisée durant l'été 2009. Seule une séparation

des volumes d'eau au moment des mesures est alors possible. Nous avons utilisé l'équation de mélange suivante : $Q_0C_0 = Q_rC_r + Q_aC_a$.

avec :

- Q_0 et C_0 : le volume, en % d'eau de la nappe superficielle ou la rivière, et la concentration de l'élément choisi qui les caractérisent,
- Q_r et C_r : le volume d'eaux récentes et la concentration moyenne de l'élément considéré,
- Q_a et C_a : le volume d'eaux anciennes et la concentration moyenne de l'élément qui les caractérisent,
- en admettant que $Q_r + Q_a = Q_0 = 100\%$ et que le mélange est total, ces volumes sont ensuite traduits en pourcentage de débit annuels.

4.2.3.1 Bassin versant de la Valloire

Pour estimer les concentrations C_0 (concentrations moyennes mesurées dans la nappe superficielle) nous avons calculé la moyenne des valeurs mesurées le long de l'isopièze 140m pondérées par les sections d'écoulement. Cette isopièze se situe en aval de la nappe superficielle, la concentration moyenne ainsi calculée représente le mélange entre C_a et C_r au moment des mesures sur cette section. Par ailleurs le débit de la nappe superficielle, égal à 159 Mm^3 par an, a également été calculé par application de la loi de Darcy le long de cette isopièze (cf. paragraphe 4.1.3).

Les concentrations moyennes observées dans les eaux récentes (C_r) sont égales à 8,2 UT pour le tritium et à 3,24 mg/L pour le magnésium. Les médianes sont très proches avec des valeurs de 8,1 UT pour le tritium et de 3,04 mg/L pour le magnésium.

Dans les eaux anciennes, C_a est égale en moyenne à 1 UT pour le tritium et la médiane est de 1,1 UT. Pour le magnésium, la moyenne des concentrations dans les eaux anciennes est de 23,1 mg/L, et la médiane de 24,6 mg/L.

Concernant les isotopes de la molécule d'eau, il y a peu de marquage, les eaux anciennes n'étant pas très différenciées des eaux récentes. Nous n'utiliserons donc pas ces valeurs sur ce bassin versant.

Le tableau 4-13 résume les résultats des calculs effectués à partir des différents éléments mesurés et de l'équation de mélange.

	Mg (mg/L)		³ H (UT)	
	Moy.	Méd.	Moy.	Méd.
C_0	6,75	6,75	6,47	6,47
C_r	3,24	3,04	8,18	8,1
C_a	23,1	24,6	1	1,1
% d'apport d'eaux anciennes	17,7	17,2	23,2	23,3
Q_a (Mm^3 / an)	28,1	27,3	36,8	37

Tableau 4-11 : Calcul des apports de la nappe profonde à la nappe alluviale de la Valloire

Les pourcentages d'eaux anciennes calculés avec les deux paramètres sont du même ordre de grandeur et indiquent un soutien du débit de la nappe alluviale par des eaux anciennes à

hauteur de 17,2 à 23,3 % au moment des mesures. Les valeurs médianes et moyennes étant très proches, l'utilisation de l'une ou de l'autre influence très peu les résultats obtenus.

En supposant que ces apports soient constants tout au long de l'année, l'apport d'eaux anciennes serait de l'ordre de 32 Mm³/an (20% du débit de la nappe alluviale).

Finalement sur les 110 Mm³ d'eau infiltrée dans l'aquifère molassique, 80 Mm³ alimentent la nappe alluviale par drainance ascendante, dont 27 à 37 Mm³ sont des eaux anciennes (29% en moyenne des eaux infiltrées vers l'aquifère molassique).

4.2.3.2 Vallée de la Galaure

Sur les dernières stations de la Galaure, on observe une modification de la composition chimique et isotopique des eaux associée à une augmentation du débit, ce qui semble indiquer un apport d'eaux anciennes à la Galaure.

Le suivi du débit de la rivière effectué par la DREAL à St Uze (station GA11), mis en place en 1980, permet par ailleurs de voir qu'il n'y a pas eu de débit inférieur à 240 L/sec ce qui montre un soutien important de la rivière par la nappe de la molasse.

Lors de nos mesures (août 2009), le débit à cette station était de 441,7 L/sec. Les concentrations Co utilisées dans les calculs suivants sont celles mesurées à cette station.

Pour le magnésium et le tritium, les moyennes des valeurs mesurées sur les ouvrages captant les eaux récentes sont respectivement de 4,61 mg/L et 7,7 UT, les médianes sont légèrement plus basses avec respectivement 3,5 mg/L et 7,2 UT.

Nous n'avons pu distinguer que trois ouvrages captant des eaux anciennes. La moyenne des teneurs en tritium est de 1,26 UT et la médiane de 1,1 UT. Les teneurs moyenne et médiane en magnésium sont respectivement de 24,9 et 22,7 mg/L.

Comme sur le bassin versant de la Valloire, il y a peu de différenciation des teneurs en isotopes stables de la molécule d'eaux entre les eaux récentes et les eaux anciennes, nous n'utiliserons donc pas ces éléments sur ce bassin.

Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 4-12. Le pourcentage d'apport a été calculé à partir de l'équation de mélange, q_a est le débit d'eaux anciennes à la station GA11 le jour des mesures. Au moment de nos mesures (août 2009), le niveau piézométrique de l'aquifère molassique est au plus bas en raison de l'influence des pompages d'irrigation, impliquant un débit issu des eaux souterraines moins élevé que le reste de l'année. Les mesures ont été réalisées à une période permettant d'exclure les apports par ruissellement, la totalité du débit de la rivière est donc apportée par le drainage de la nappe de la molasse. Pour calculer Q_a , nous avons supposé que la proportion d'eaux anciennes dans le débit de drainage annuel (égal à 48,7 Mm³/an) ne varie pas.

Co	Mg (mg/L)		³ H (UT)	
	Moy.	Méd.	Moy.	Méd.
	11,36		4,1	
Cr	4,61	3,5	7,7	7,2
Ca	24,9	22,7	1,26	1,1
% d'apport d'eaux anciennes	33	37	56	51
qa (L / sec)	79,8	89,4	135,3	123,26
Qa (Mm³/an)	16	18	27	25

Tableau 4-12 : Calculs des apports d'eaux anciennes de la nappe profonde à la Galaure.

L'utilisation de la médiane ou de la moyenne influence peu les résultats, par contre les différences entre le pourcentage calculé à partir des teneurs en tritium et celui des teneurs en magnésium sont importantes.

Finalement sur ce bassin, la recharge annuelle de l'aquifère molassique est de 52 Mm³ dont près de 49 sont drainés par la Galaure (le reste étant prélevé). Sur ce volume, 16 à 27 Mm³ sont des eaux anciennes, soit 30 à 52 % de la recharge.

4.2.3.3 Terrasses alluviales de Romans

Pour estimer les concentrations C₀ (concentrations moyennes mesurées dans la nappe superficielle) nous avons calculé la moyenne des valeurs mesurées le long de l'isopièze 146 m, située en aval de la nappe alluviale, pondérées par les sections d'écoulement. Le débit de la nappe alluviale a également été calculé le long de cette isopièze, il est égal à 20,5 Mm³ par an (cf. paragraphe 4.1.3).

Ce bassin est le seul sur lequel les teneurs en oxygène-18 et en deutérium peuvent être utilisées pour évaluer les apports d'eaux anciennes.

Le tableau 4-13 indique les valeurs utilisées (médiane et moyenne pour chaque élément) et les résultats des calculs effectués à partir des différents éléments mesurés.

C ₀	Mg (mg/L)		³ H (UT)		δ ² H (‰ vs SMOW)	
	Moy.	Méd.	Moy.	Méd.	Moy.	Méd.
	14,9		4,02		-57,45	
C _R	8,2	5,5	8,4	8,15	-56,7	-56,8
C _A	29,9	31,4	0,95	1	-59,7	-59,1
% d'apport d'eaux profondes	31	36	59	58	25	28
Q_A (Mm³ / an)	6,3	7,4	12,1	11,9	5,1	5,7

Tableau 4-13 : Apports de la nappe profonde à la nappe superficielle de Romans calculés à l'aide des teneurs en différents éléments chimiques et isotopiques

Comme sur les bassins versants de la Valloire et de la Galaure, le pourcentage calculé à partir des données en tritium est plus élevé qu'avec les autres éléments.

Le volume d'eaux anciennes apporté par l'aquifère molassique à la nappe alluviale est compris entre 5 et 12 Mm³ par an.

Sur la Joyeuse, un apport d'eaux anciennes est observé principalement entre les stations 2 et 3. Le débit mesuré à la station 3 est égal à 74,1 L/sec. Les éléments utilisés pour le calcul du pourcentage d'apport d'eaux anciennes et du débit drainé par la Joyeuse au moment des mesures sont détaillés dans le tableau 4-14.

Le débit annuel d'eaux anciennes, Q_a , drainé par la rivière a été calculé en appliquant le pourcentage d'apport au débit de drainage de la nappe de la molasse par la Joyeuse qui est de l'ordre de $7,5 \text{ Mm}^3/\text{an}$ (cf. paragraphe 4.1.3).

	Mg (mg/L)		^3H (UT)		$\delta^2\text{H}$ (‰ vs SMOW)	
	Moy.	Méd.	Moy.	Méd.	Moy.	Méd.
C_3	10,99		6,6		-57,67	
C_R	8,2	5,5	8,4	8,15	-56,7	-56,8
C_A	29,9	31,4	0,95	1	-59,7	-59,1
% d'apport d'eaux anciennes	13	21	24	22	32	38
qa (L/sec)	9,6	15,6	17,8	16,3	23,7	28,2
Qa (Mm^3/an)	1	1,6	1,9	1,6	2,4	2,8

Tableau 4-14 : Apports de la nappe profonde à la Joyeuse à la station 3 calculés à l'aide de différents éléments chimiques et isotopiques

Les calculs réalisés donnent des résultats assez proches avec les éléments magnésium et tritium. Le calcul effectué à partir des teneurs en deutérium indique un apport plus conséquent qu'avec les autres éléments.

Au moment des mesures, 13 à 38 % du débit de la rivière est soutenu par des eaux anciennes de l'aquifère molassique.

Il est difficile de définir un bassin versant cohérent sur l'aquifère molassique sans tenir compte de la Savasse, rivière située à l'ouest du bassin. Cette rivière est assez semblable à la Joyeuse dans son fonctionnement. On considère donc un débit de drainage de l'aquifère par cette rivière de 9 Mm^3 par an (bassin versant de 41 km^2 et débit de drainage de $6,9 \text{ L/sec/km}^2$) dont un apport d'eaux anciennes de 13 à 38 % du débit de drainage soit $1,2$ à $3,4 \text{ Mm}^3/\text{an}$.

Sur la totalité du bassin, la surface disponible à l'infiltration vers l'aquifère molassique est de 114 km^2 , soit un volume annuel de 35 Mm^3 . Ce volume est drainé en grande partie par les rivières Joyeuse et Savasse et par la nappe des terrasses alluviales. Le volume total d'eaux anciennes sortant vers les rivières et la nappe superficielle est compris entre $8,5$ et $15,5 \text{ Mm}^3$ par an, soit 24 à 44 % du volume annuel infiltré vers la nappe de la molasse sur ce bassin.

Le soutien de la nappe alluviale par l'aquifère molassique est particulièrement important sur ce secteur. Le contexte géologique conditionne fortement l'écoulement des flux profonds et intermédiaires. En effet, la butte molassique, présente au sud des terrasses alluviales, et au niveau de la quelle on a pu observer des perméabilités plus faibles joue un rôle de barrière hydraulique conduisant les écoulements à remonter vers la nappe alluviale.

4.2.3.4 Vallée de la Drôme

Sur le bassin de la Drôme, la surface disponible à l'infiltration est de 147 km^2 et les précipitations efficaces de 280 mm par an dont 10% ruissellent (cf. paragraphe 4.1.3). Le volume total infiltré vers l'aquifère molassique est donc de 15 Mm^3 par an. En supposant que

les sorties de la nappe de la molasse sont les prélèvements, estimés à $1,3 \text{ Mm}^3/\text{an}$, et la rivière, le débit drainé par cette dernière serait de $13,7 \text{ Mm}^3$ par an soit 435 L/sec en moyenne.

Si, comme sur les autres bassins 24 à 52 % du volume infiltré alimente les eaux anciennes, le débit d'apport d'eaux anciennes aux eaux de surface serait de 104 à 226 L/sec en moyenne.

Un apport direct par la nappe de la molasse vers la rivière Drôme n'est possible qu'entre les stations de jaugeage 3 et 4. En effet le débit de la rivière diminue avant la station 3 et la présence en aval de la station 4 d'argiles pliocènes entre la formation molassique et les alluvions empêche tout échange entre l'aquifère molassique et la Drôme et/ou sa nappe d'accompagnement.

Si les 104 à 226 L/sec sont apportés entre ces deux stations, et avec C_A et C_R en tritium respectivement égales à 0,9 et 7 UT, les teneurs en tritium passeraient de 7 UT à une valeur comprise entre 6,75 et 6,47 UT ce qui est cohérent avec les valeurs mesurées qui passent de $7 \pm 0,6 \text{ UT}$ à $6,3 \pm 0,4 \text{ UT}$.

Il est donc très probable que la Drôme et sa nappe d'accompagnement soient alimentées par la nappe de la molasse. Mais étant donné les débits considérés, l'apport d'eaux anciennes ne peut être quantifié par la méthode géochimique. Au vu des résultats obtenus sur les autres bassins versants étudiés et à partir des débits annuels, on peut supposer que ces apports sont de 435 L/sec dont 104 à 226 L/sec seraient des eaux anciennes.

4.2.3.5 Conclusions partielles

L'analyse de la géochimie et des isotopes de la molécule d'eau permet de distinguer les eaux anciennes, caractéristiques des flux profonds et intermédiaires, des eaux récentes, représentatives du flux superficiel. L'étude de quatre bassins versants, répartis sur l'ensemble du territoire, montre que la variabilité des teneurs en magnésium et en isotopes stables de la molécule d'eau est importante. Chaque bassin doit donc être traité de façon différente.

Le calcul des apports d'eaux anciennes à partir des teneurs en tritium aboutit à un débit généralement plus important que les calculs réalisés à partir des teneurs en magnésium. Ce constat s'explique d'une part par le choix de la valeur tritium représentative des eaux récentes. Nous avons en effet montré que sur certains bassins les eaux considérées comme récentes ne sont pas écoulées dans l'année. Ceci implique une baisse de l'activité tritium dans les eaux superficielles, sans apport d'eaux anciennes issues de la nappe de la molasse. D'autre part, les concentrations en magnésium prises en compte pour les eaux anciennes sont très élevées, caractéristiques d'eaux âgées de plusieurs milliers d'années alors que l'absence de tritium indique des eaux infiltrées avant les essais nucléaires de 1960. Ainsi le volume d'eau considéré est plus important avec le tritium.

Le marquage des eaux anciennes et récentes avec les isotopes stables de la molécule d'eau est difficile à utiliser. Seule la nappe de terrasses alluviales de Romans est marquée par un appauvrissement des teneurs en oxygène-18 et deutérium dû à un apport d'eaux anciennes issues de la nappe de la molasse. Les eaux récentes de la nappe de la Valloire, de la Joyeuse et de la Galaure sont en partie issues de précipitations ayant lieu à des altitudes de l'ordre de 500m, alors que la recharge des eaux anciennes a lieu à des altitudes proches de 700m (massif des Chambarans), la différence est donc trop faible pour être utilisée.

La méthode géochimique utilisée permet donc d'évaluer le débit d'eaux anciennes apporté aux nappes superficielles entre 24 et 52 % du volume infiltré vers l'aquifère molassique. Le magnésium et le tritium apparaissent comme les meilleurs marqueurs des eaux anciennes. Cependant les valeurs de Cr et Ca doivent être adaptées à chaque bassin versant puisqu'elles

sont fonction de la proportion de dolomite et/ou de calcite magnésienne dans la formation molassique pour le magnésium, et du taux de renouvellement des eaux superficielles pour le tritium.

Il serait intéressant de réaliser un suivi annuel de l'évolution des teneurs en tritium et magnésium sur ces bassins versants, associé à des mesures de débit et/ou de niveau piézométrique. Ces mesures permettraient d'évaluer les variations des apports au cours du temps et d'estimer avec une bien meilleure précision le soutien des débits des eaux superficielles par les eaux anciennes de la nappe de la molasse.

4.2.4 Extension à l'ensemble de l'aquifère

Dans cette partie, la méthode géochimique décrite précédemment est étendue à l'ensemble de la zone d'étude afin d'établir un bilan global. Nous disposons cependant de beaucoup moins de données que sur les 4 bassins versants étudiés précédemment. Sur certains bassins versants des jaugeages et des prélèvements pour l'analyse des ions majeurs ont été réalisés durant l'été 2010 (sur la Varèze, l'Herbasse et la Véore), et nous permettent donc d'appliquer l'équation de mélange. Ailleurs, les résultats sont obtenus par extrapolation.

4.2.4.1 Vallée de la Varèze

La Varèze a une configuration proche de la Galaure. En effet la rivière s'écoule d'est en ouest à travers la formation molassique jusqu'à la remontée du substratum oligocène accolé aux formations du socle. L'eau de l'aquifère molassique n'a donc pas d'autre possibilité que de se déverser dans la rivière. On note également la présence de formations alluviales en fond de vallée.

La figure 4-21 présente les débits et les concentrations en magnésium mesurés sur la Varèze en aout 2009.

Une forte augmentation des teneurs en magnésium et du débit de la rivière est constatée entre les stations de mesure 8 et 10, soit juste en amont de la fermeture du bassin molassique.

En utilisant les mêmes concentrations moyennes en magnésium des eaux récentes et anciennes que sur le bassin versant de la Valloire, soit respectivement 3,24 et 23,1 mg/L, le débit d'apport d'eaux anciennes est estimé à 58,2 L/sec, soit 29% du débit d'étiage de la station 10. En appliquant ce pourcentage au débit de drainage de l'aquifère molassique par la Varèze, on obtient un débit d'eaux anciennes de 7,7 Mm³ par an représentant 27% du volume annuel infiltré dans l'aquifère molassique.

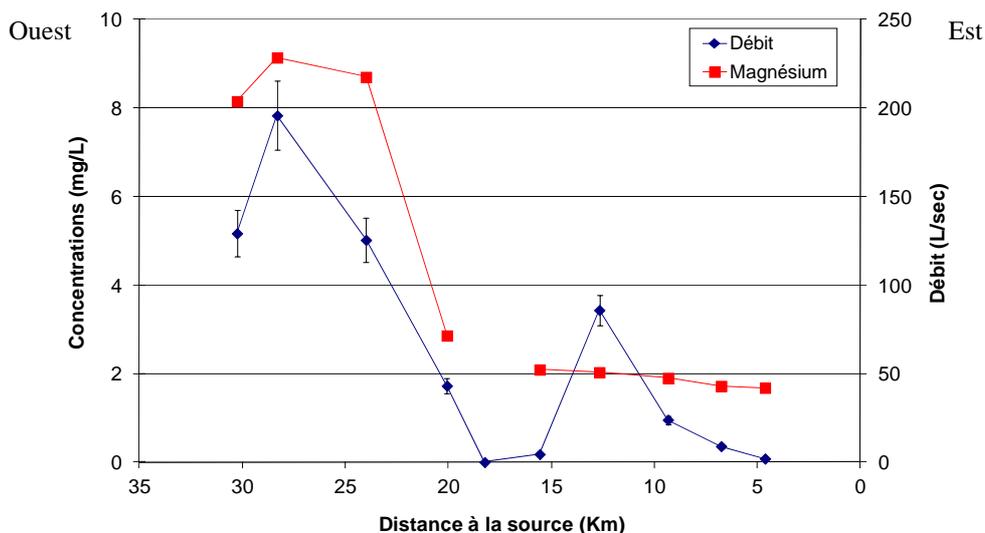


Figure 4-21 : Evolution du débit et des concentrations en magnésium en fonction de la distance de la station de mesure à la source de la Varèze.

4.2.4.2 Vallée de l'Herbasse

L'Herbasse s'écoule à travers les formations molassiques depuis le plateau de Chambarans jusqu'à Pont de l'Herbasse. Elle traverse ensuite les terrasses alluviales de l'Isère avant de se jeter dans cette dernière.

Comme la Varèze, l'Herbasse a fait l'objet de mesures de débits et de prélèvements en août 2009. Les résultats sont présentés sur la figure 4-22. Le débit et le magnésium augmentent conjointement entre les stations de mesures 2 et 5. Le débit augmente également entre les stations 5 et 6 alors que les teneurs en magnésium baissent légèrement (de 10,98 à 10,37 mg/L).

On peut à nouveau appliquer l'équation de mélange en utilisant des valeurs de Ca et Cr semblables à celles définies sur le bassin versant de la Galaure. Les concentrations en magnésium dans les eaux récentes sont alors de l'ordre de 4,6 mg/L et celles des eaux anciennes proches de 24,9 mg/L.

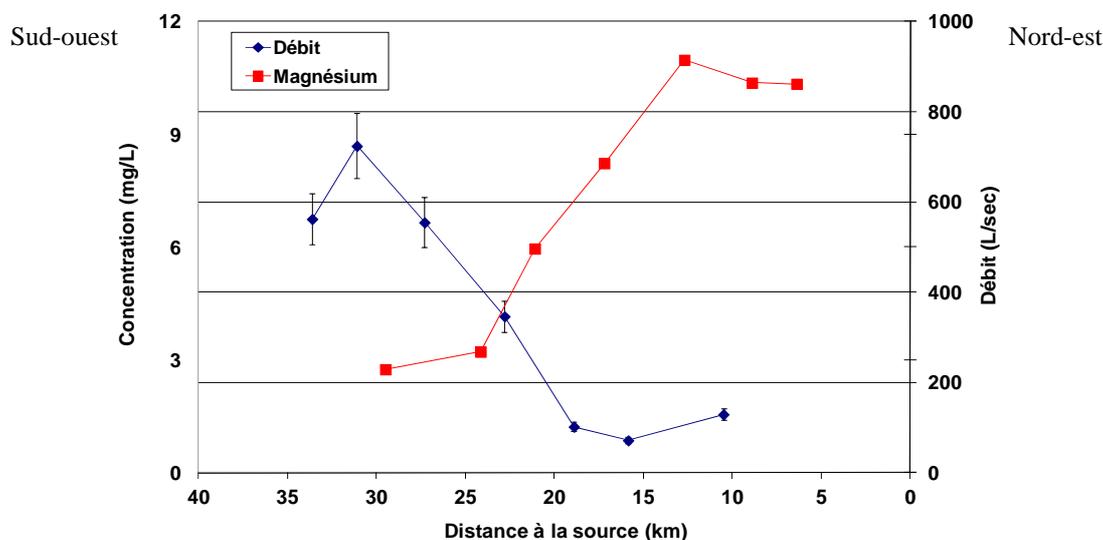


Figure 4-22 : Evolution du débit et des teneurs en magnésium dans en fonction de la distance à la source de l'Herbasse

Sur l'Herbasse, le calcul aboutit à un débit d'eaux anciennes de 205,6 L/sec lors des mesures, soit 28% du débit d'étiage de la rivière à la station HE7. L'apport annuel d'eaux anciennes à l'Herbasse est alors estimé à 12 Mm³.

On peut également supposer que ce pourcentage est le même sur la Veune et la Bouterne, soit un débit d'eaux anciennes de 1,7 Mm³/an. Le volume d'eaux anciennes drainé par les rivières est alors estimé à 13,7 Mm³ par an.

Les eaux de la nappe superficielle avaient été prélevées par De La Vaissière (2006), indiquant des teneurs moyennes en magnésium de l'ordre de 12 mg/L et révélant un apport d'eaux anciennes dans la nappe superficielle. Lors de son étude préliminaire sur les nappes alluviales de la Drôme, BURGEAP (1964, 1969) avait estimé le débit de la nappe superficielle le long de l'isopièze 135 m à 400 L/sec, soit 12,6 Mm³ par an. En l'absence de carte piézométrique plus récente, nous utiliserons cette valeur. L'application de l'équation de mélange permet d'estimer un apport d'eaux anciennes de 4,5 Mm³/an.

On sait également que l'Isère draine en partie la nappe de la molasse mais il nous est impossible d'estimer l'apport d'eaux anciennes vers la rivière.

Finalement on a pu calculer un débit annuel d'eaux anciennes de 18,2 Mm³, soit 26% de la recharge annuelle de la nappe de la molasse sur ce bassin. Cette valeur est probablement sous estimée étant donné que l'Isère n'est pas prise en compte.

4.2.4.3 Collines iséroises

Ce bassin est parcouru du nord vers le sud par plusieurs cours d'eau (Furand, Cumane, Vezy et Tretry) qui se jettent dans l'Isère.

La nappe des terrasses alluviales de St Marcellin recouvre l'aquifère molassique le long de l'Isère. Cette nappe, perchée par rapport à l'Isère, se déverse dans la rivière par des sources ou les cours d'eau. Nous disposons de très peu de données sur ce bassin (ni carte piézométrique des alluvions ni débit des cours d'eau). Le bilan sera donc réalisé par extrapolation des informations obtenues sur les secteurs étudiés précédemment. On suppose donc que 35% des eaux infiltrées vers la nappe de la molasse atteignent les flux profonds et intermédiaires, soit environ 24,7 Mm³ par an.

Les teneurs en magnésium mesurées dans la nappe superficielle sont faibles, comprises entre 5 et 7,5 mg/L, et n'indiquent donc pas d'apports conséquents d'eaux anciennes. Il est également possible que le débit de la nappe superficielle soit trop important pour permettre de quantifier les apports d'eaux anciennes. Ces eaux sont donc probablement en grande partie drainées par les cours d'eau dont l'Isère.

4.2.4.4 Sud de l'Isère

Sur ce bassin, les formations molassiques sont recouvertes en grande partie par les cailloutis d'Alixan à l'est et par les alluvions de la Plaine de Valence à l'ouest. Les écoulements sont orientés vers le nord ouest, et l'Isère apparaît comme le drain principal de l'aquifère. Comme pour le bassin précédent, nous disposons de peu de données. On suppose donc que les eaux anciennes représentent 35% des eaux infiltrées vers l'aquifère molassique, soit environ 3,2 Mm³/an.

Les prélèvements réalisés par De La Vaissière (2006) sur la nappe superficielle indiquent des teneurs en magnésium proches de 5 mg/L sauf pour un puits sur lequel la concentration en magnésium est de 16 mg/L. Il est possible que ce point témoigne d'un apport d'eaux anciennes.

4.2.4.5 Plaine de Valence

Ce bassin versant comprend les rivières Barberolle et Véore. Les formations molassiques sont en partie recouvertes à l'est par les cailloutis d'Alixan et à l'ouest par les alluvions de l'ancienne Isère. Le bassin molassique est fermé à l'ouest par la remontée du substratum oligocène et la présence de la ria pliocène du Rhône. La Véore, la Barberolle et les nappes superficielles constituent alors les seuls exutoires possibles de l'aquifère molassique.

Lors de l'été 2009 des prélèvements et jaugeages ont été effectués sur la Véore dont les résultats sont présentés sur la figure 4-23. La forte augmentation de débit entre les stations 6 et 7 est accompagnée de valeurs assez élevées en magnésium.

Dans ce secteur, les teneurs en magnésium des eaux anciennes sont de l'ordre de 25 mg/L. Les eaux récentes ont quant à elles des concentrations en magnésium inférieures à 5 mg/L. L'application de l'équation de mélange sur la station 7 aboutit à un apport d'eaux anciennes de 65,4 L/sec, soit 21% du débit d'étiage. L'application de ce pourcentage au débit de drainage de la nappe de la molasse par la Véore permet d'estimer le débit annuel d'eaux anciennes apporté à la rivière à 6,8 Mm³ par an.

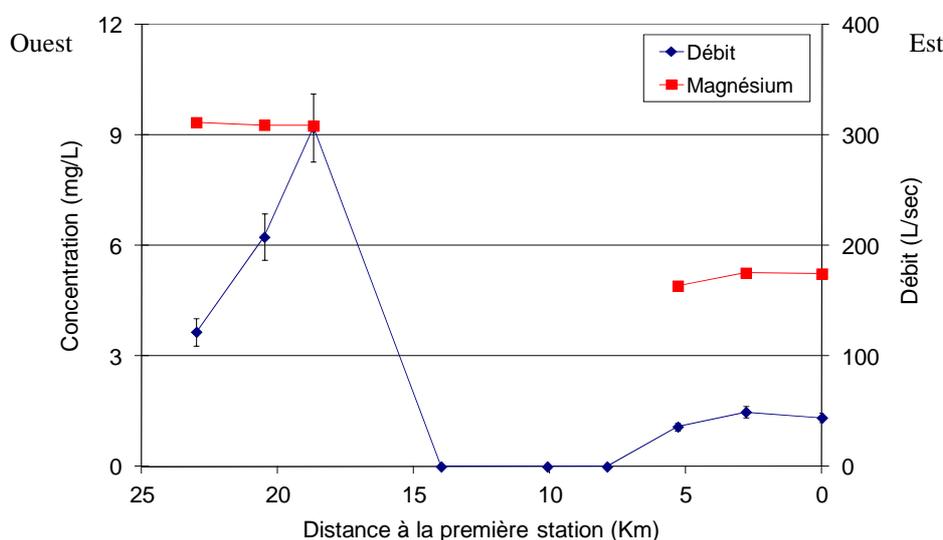


Figure 4-23 : Evolution du débit et des teneurs en magnésium en fonction de la distance à la source de la Véore

La nappe superficielle des alluvions de l'ancienne Isère peut également constituer un drain de la nappe de la molasse. Lors de son étude sur les nappes superficielles de la Drôme, BURGEAP (1964) avait tenté de réaliser un bilan hydrogéologique. Le débit de la nappe superficielle de la Plaine de Valence avait été estimé à 60 Mm³ par an (le long de l'isopièze 135m). Un excédent de 9 à 12 Mm³ était alors observé, pouvant provenir de l'aquifère miocène. Cette hypothèse n'avait pas été émise à l'époque de l'étude en raison du peu de connaissances disponibles sur cet aquifère. D'autre part, les teneurs en magnésium en aval de la nappe alluviale ont été mesurées par De La Vaissière en 2006 à 7 mg/l en moyenne. En appliquant la même équation de mélange que précédemment, l'apport d'eaux anciennes serait de 10% du débit de la nappe au moment des mesures, soit de 6 Mm³/an.

Le volume d'eaux anciennes est finalement de 12,8 Mm³ par an, soit 25% du volume entrant dans l'aquifère molassique. Ces valeurs sont cohérentes avec celles calculées à partir des teneurs en magnésium sur les autres bassins versant.

4.2.5 Conclusions partielles

Malgré le manque de données disponibles sur certains bassins versants, les résultats obtenus sont cohérents. Les calculs réalisés à partir des teneurs en magnésium indiquent globalement des valeurs plus faibles (24 à 30% de la recharge) que ceux réalisés grâce aux données isotopiques, en particulier à partir de l'activité tritium. L'ensemble des résultats obtenus est indiqué dans le tableau 4-15. Nous avons signifié en rouge les calculs réalisés uniquement en supposant un débit d'eaux anciennes égal à 35% du débit infiltré vers l'aquifère molassique.

	Q infiltré vers l'aquifère molassique (Mm ³ /an)	Qa (Mm ³ /an)	Qa annuel / Q annuel infiltré
Varèze	29,2	7,7	0,27
Alluvions de la Valloire	110	27 à 37	0,24 à 0,34
Galaure	52	16 à 27	0,30 à 0,52
Herbasse	70	18,2	0,26
Joyeuse/Romans	35	8,5 à 15,5	0,24 à 0,44
Collines iséroise	70	24,7	0,35
Sud Isère	9,1	3,2	0,35
Plaine de Valence	45,3	12,8	0,28
Drôme	15,1	5,3	0,35

Tableau 4-15 : Tableau récapitulatif des résultats obtenus par bassin versant

Ces bilans permettent de confirmer que les principaux exutoires de l'aquifère sont les cours d'eau et les nappes superficielles. On observe une variation du rapport entre le débit annuel d'eaux anciennes et le volume infiltré selon le bassin versant considéré. Certains bassins versants tel que celui des terrasses alluviales de Romans et de la Galaure, indiquent un pourcentage d'eaux anciennes très élevé par rapport au reste de la zone d'étude. Ceci traduit l'existence de zones d'écoulements préférentiels.

Les phénomènes de drainance ascendante, comme la remontée des flux profonds et intermédiaires sont induits en grande partie par le contexte géologique. Au niveau de la vallée de la Valloire, c'est la remontée du substratum oligocène, associée à la présence des argiles pliocènes qui provoquent la remontée des flux et la mise en charge de l'aquifère molassique. Pour les terrasses alluviales de Romans, la présence d'une butte molassique, peu perméable, entre les terrasses alluviales et l'Isère provoque une barrière hydraulique empêchant la nappe de la molasse de se déverser directement dans la rivière.

Il est également probable que les niveaux sableux des formations pliocènes soient alimentés par la nappe de la molasse. Etant données la perméabilité de ces sables et la faible surface de contact entre ces derniers et la formation molassique, le débit concerné doit être très faible. Les datations réalisées sur les forages captant les sables pliocènes indiquent d'ailleurs des eaux très âgées (proche de 30 000 ans à St Rambert d'Albon) et des vitesses de circulation très lentes.

Partie 5 Conclusion générale et perspectives

5.1 Conclusion générale

Cette étude sur l'aquifère molassique du Bas-Dauphiné a permis de préciser le fonctionnement hydrogéologique de ce système essentiellement grâce à l'application des outils géochimiques et isotopiques.

Dans un premier temps, la géologie du bassin a été précisée, en particulier au nord-ouest du secteur d'étude. L'étude des coupes géologiques de plusieurs forages pétroliers a mis en avant une épaisseur de sables miocènes de plus de 600 mètres au centre du bassin. Les coupes de forages disponibles n'ont pas permis de reconstituer les séries stratigraphiques. Seuls deux faciès sont facilement reconnaissables. Le faciès de base du Burdigalien Supérieur et du Langhien a été identifié sur un large quart sud-est de la zone d'étude. Le faciès terminal, constitué par les conglomérats de Voreppe, a été reconnu au nord-est de la zone d'étude, avec une épaisseur pouvant atteindre 500 mètres localement. Les contours des canyons creusés par les cours d'eau lors de la crise messinienne (fin Miocène), puis comblés par les argiles sableuses pliocènes, ont été précisés. On distingue par exemple le tracé de la paléo-Isère, au centre de la vallée de la Valloire. Par ailleurs, il apparaît que l'ouest du bassin molassique est fermé par les formations imperméables du Pliocène au contact du substratum oligocène ou par les formations du socle.

Au nord-est du secteur d'étude, la structure géologique du bassin sédimentaire n'a pas pu être précisée faute de donnée. Dans ce secteur, la profondeur et la structure du substratum molassique n'a pu être supposée qu'à partir des forages pétroliers de Brézins et de Faramans.

L'analyse géochimique et isotopique des eaux du secteur isérois de la zone d'étude permet d'étendre le modèle de fonctionnement proposé par De La Vaissière (2006). La géochimie montre que la chimie des carbonates est le principal processus qui entre en jeu dans l'acquisition de la minéralisation des eaux. En effet, la dissolution de la calcite a lieu dès l'entrée des eaux dans l'aquifère et donne un faciès bicarbonaté calcique. Les eaux évoluent ensuite vers le faciès bicarbonaté calcique et magnésien expliqué par la dissolution incongruente de la dolomite, conduisant à la libération de magnésium et à la précipitation de calcite. L'hydrolyse des silicates a lieu parallèlement à la chimie des carbonates et les échanges de bases interviennent localement.

L'utilisation du tritium montre que plus de la moitié des échantillons prélevés concerne des eaux infiltrées après les années 60. L'oxygène-18 et le deutérium permettent de situer l'altitude des bassins d'alimentation de ces eaux récentes à proximité des points de prélèvement. Enfin, le carbone-14 a été utilisé, en association avec deux indicateurs du temps de séjour des eaux dans l'aquifère basés sur la composition géochimique des eaux, pour leur datation. Ces données montrent que la majorité des ouvrages prélevés capte des eaux récentes, âgées de moins de cent ans. Quelques échantillons indiquent des eaux de plusieurs milliers d'années avec des teneurs en oxygène-18 et deutérium appauvries, impliquant des altitudes de recharge éloignées des points de prélèvement. Par ailleurs, la datation au carbone-14 et les teneurs très appauvries en oxygène-18 et deutérium sur un ouvrage indique la participation d'eaux infiltrées avant la dernière transition paléoclimatique Holocène-Pléistocène.

Tous ces résultats sont concordants et indiquent une stratification des écoulements au sein de l'aquifère. Le modèle proposé par De La Vaissière est donc transposable au secteur isérois où on distingue :

- des flux locaux, guidés par la géologie locale (chaque butte molassique constituant un point d'infiltration) - et caractérisés par des eaux jeunes- souvent impactées par les activités anthropiques et infiltrées à proximité des points de prélèvement ; les vitesses de circulations de ces flux sont élevées, de l'ordre de la centaine de mètres par an ;
- des flux régionaux profonds, individualisés par des eaux infiltrées il y a plusieurs milliers d'années ; les vitesses de circulation y sont plus lentes, de l'ordre de 5 à 10 mètres par an. Ces flux, infiltrés en piedmont de Vercors pour la plaine de Valence, et au niveau des plateaux de Chambarans et de Bonnevaux pour le secteur situé au nord de la rivière Isère, remontent sur certaines zones bien précises. Ces remontées sont conditionnées par la géologie régionale, en particulier par la présence de formations imperméables bloquant les écoulements à l'ouest du bassin.

L'absence de forages captant la formation molassique au nord-est du bassin conduit à la méconnaissance de ce secteur et à des incertitudes sur les zones de recharge. Il est par exemple possible que des échanges entre l'amont des nappes superficielles des vallées de la Bièvre et du Liers et la nappe de la molasse aient lieu.

L'analyse des éléments traces sur 24 ouvrages répartis sur l'ensemble du secteur d'étude a permis de définir la qualité naturelle des eaux de l'aquifère molassique du Bas-Dauphiné. Les données ont dans un premier temps été étudiées de façon statistique en utilisant en particulier des courbes de fréquences cumulées, utiles pour déterminer des données excentrées ou identifier des pollutions (Shand et al, 2002). Pour la majorité des éléments les courbes de fréquences cumulées sont linéaires ou proches d'une distribution log-normale, indiquant une acquisition naturelle de la minéralisation. La variation des teneurs en chlorures, nitrates et sulfates montre des origines anthropiques pour ces éléments. Afin d'affiner l'interprétation, il est habituellement proposé d'étudier l'évolution de la chimie des eaux selon des lignes d'écoulement. Dans notre cas, étant données la stratification des écoulements et la présence de flux locaux en aval des zones de remontée des flux régionaux, nous avons proposé une interprétation en fonction du temps de séjour des eaux dans l'aquifère. Cette interprétation montre une nette distinction entre les eaux anciennes et récentes. Les eaux récentes, issues des flux locaux, se sont infiltrées après les années 60. Elles sont caractérisées par un faciès bicarbonaté calcique et sont souvent impactées par les activités agricoles, avec des concentrations en nitrates, chlorures et sulfates souvent élevées. Les eaux anciennes, infiltrées avant l'ère industrielle, ont un faciès bicarbonaté calcique et magnésien à bicarbonaté sodique. Les teneurs en nitrates, sulfates et chlorures y sont respectivement inférieures à 9, 17 et 4,2 mg/L. Ces valeurs sont alors proposées comme caractéristiques du fond géochimique des eaux souterraines, c'est-à-dire comme les teneurs maximales naturellement acquises par les eaux. Par ailleurs certains éléments (Na, Mg, Sr, Li et B en particulier) s'avèrent être de bons indicateurs du temps de séjour des eaux dans l'aquifère. D'autre part, la présence de fer, manganèse et arsenic à des concentrations proches ou supérieures à la norme de potabilité, est intimement liée aux conditions d'oxydo-réduction mais également à la géologie. Les argiles bleues pliocènes et miocènes jouent probablement un rôle important dans la mise en solution du fer et du manganèse, les formations oligocènes sont quant à elles impliquées dans la présence d'arsenic. Par contre les conditions d'oxydo-réduction n'ont pas de lien avec le temps de séjour des eaux dans l'aquifère.

L'analyse de la chimie des eaux et de plusieurs pesticides montre la vulnérabilité de la nappe vis-à-vis des activités agricoles. En effet, plus de 80% des ouvrages échantillonnés ont une teneur en nitrates supérieure à 4,2 mg/L, et des pesticides ont été détectés sur plus de 70% des ouvrages analysés. La répartition géographique des teneurs indique une nette distinction entre le sud et le nord de la rivière Isère. La dégradation des eaux est généralisée au sud avec des dépassements réguliers des limites de potabilité pour les nitrates et les pesticides. Cette disparité géographique est en lien avec les activités anthropiques, les zones non cultivées étant plus nombreuses au nord de l'Isère

Nous avons échantillonné en 2010 une partie des ouvrages prélevés par De La Vaissière en 2005 pour l'analyse des pesticides et de la chimie afin de voir quelle évolution avait eu lieu entre les deux campagnes. Ces analyses étant ponctuelles, il est difficile de les interpréter point par point, cependant elles donnent une idée de l'évolution globale des concentrations. Une distinction entre le nord et le sud de la rivière Isère est à nouveau visible avec des concentrations ayant tendance à se stabiliser depuis 2005 au sud alors qu'elles augmentent au nord. Dans tous les cas, aucune baisse significative n'est observée, ce qui est en accord avec les suivis qualitatifs annuels réalisés sur 11 ouvrages par l'Agence de l'Eau et le Conseil Général de la Drôme.

Nous avons utilisé les isotopes de l'azote sur deux secteurs présentant des concentrations en nitrates élevées afin de tenter d'identifier l'origine de ces pollutions azotées. Dans les deux cas, la participation d'une composante organique et d'une composante minérale est mise en évidence. Cependant, en l'absence de point permettant d'identifier le pôle des eaux naturelles il est difficile d'aller plus loin dans l'interprétation. L'utilisation des isotopes du bore en complément pourrait être bénéfique pour identifier les différentes sources de pollution avec plus de précision.

Nous avons localisé les exutoires possibles de l'aquifère molassique grâce aux données de piézométrie et de jaugeage des cours d'eau. Nous avons ensuite réalisé le bilan hydrogéologique de l'aquifère, par bassin versant. La recharge a été calculée à partir des données de 2 stations météorologiques (St Etienne St Geoirs et St Marcel les Valence). Le calcul du débit drainé par les cours d'eau montre l'importance des sorties de la nappe de la molasse vers la Galaure, l'Herbasse et la Véore. Le calcul de la drainance ascendante (figure 5-1), effectué à partir de la différence de niveau piézométrique entre la nappe de la molasse et les nappes superficielles de la Valloire et des terrasses alluviales de Romans indique que ces nappes superficielles sont les exutoires principaux de leur bassin versant. La plus grande incertitude de ces bilans concerne les prélèvements à usage domestique pour lesquels aucun recensement n'existe. Ces bilans mettent finalement en avant le fait que la quasi-totalité de la recharge de l'aquifère molassique alimente les réservoirs superficiels (nappes et rivières). Un drainage par les niveaux sableux du Pliocène n'est pas exclu, bien qu'il semble négligeable comparativement aux volumes déversés vers les eaux superficielles.

La quantification de la part d'eaux anciennes, issues de l'aquifère molassique, participant à l'alimentation des eaux superficielles a été réalisée à partir des résultats de la campagne de prélèvements et de jaugeages faite lors de l'été 2010 sur 4 bassins versants. Les eaux superficielles (nappes et rivières) sont localement marquées par de faibles teneurs en tritium (3 à 4 UT), des concentrations élevées en magnésium (jusqu'à 18 mg/L) et un appauvrissement en oxygène-18 et deutérium. A partir de ces résultats, et en prenant en compte la stratification des écoulements au sein de l'aquifère molassique, il est possible de définir deux pôles d'eau. Le premier pôle d'eau caractérise des eaux récentes marquées par de faibles concentrations en magnésium (inférieures à 5 mg/L) et des teneurs en tritium

comprises entre 6,7 et 10,7 UT. Le second pôle d'eau définit des eaux anciennes, sans tritium (valeurs inférieure au seuil de quantification) et avec des teneurs en magnésium élevées (supérieures à 20 mg/L). Un suivi des teneurs en tritium dans les précipitations en différents lieux du secteur d'étude permettrait d'avoir une meilleure estimation de l'activité tritium des eaux récentes. De plus l'activité tritium est influencée par le taux de renouvellement des nappes superficielles, souvent supérieur à 1 an.

En supposant que le débit des rivières et des nappes superficielles est la résultante du mélange entre les eaux récentes et les eaux anciennes, le pourcentage d'eaux anciennes, issues de la nappe de la molasse, apporté aux eaux superficielles au moment des mesures a été estimé en appliquant une équation de mélange. Ce pourcentage a ensuite été appliqué aux débits de drainage annuels de la nappe de la molasse par les rivières et les nappes superficielles. Les résultats obtenus sont cohérents sur tous les bassins versants. Cependant, des mesures journalières (analyses et jaugeages ou mesures piézométriques), durant au moins une année permettraient de préciser les débits apportés. Les apports d'eaux anciennes sont localement importants, par exemple au niveau de la nappe des terrasses alluviales de Romans (figure 5-1), alimentée à hauteur de 40 à 50 % par des eaux anciennes issues de la nappe de la molasse.

Les réservoirs superficiels drainant la quasi-totalité de la nappe de la molasse, on peut également estimer la part d'eaux anciennes (*i.e.* infiltrées avant les années 60) s'écoulant au sein de l'aquifère molassique à 35% du débit annuel en moyenne. Des zones de circulations préférentielles sont apparues, en particulier dans les vallées de la Joyeuse et de la Galaure, où la proportion d'eaux anciennes est de 45 % en moyenne.

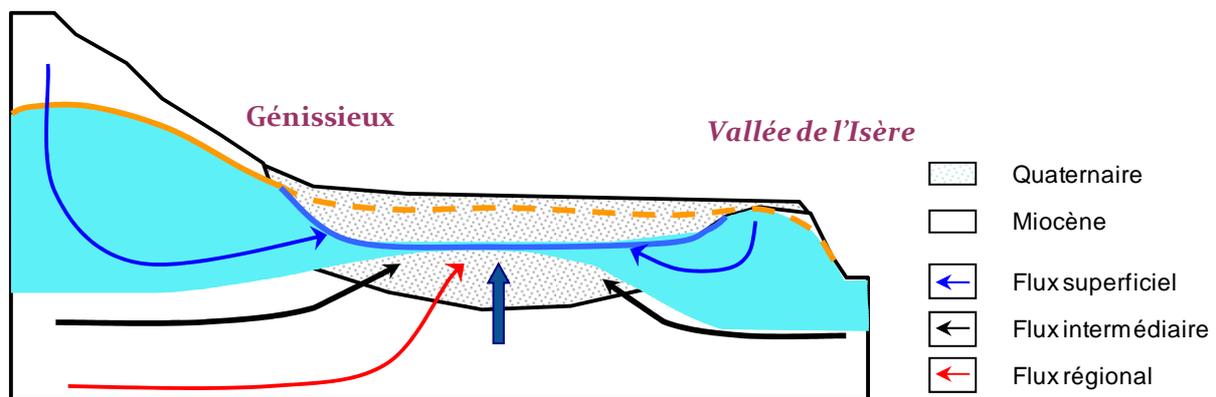


Figure 5-1 : Schéma conceptuel de la drainance ascendante entre la nappe de la molasse et les terrasses alluviales de Romans

La géologie joue finalement un rôle prépondérant sur le fonctionnement de l'aquifère. Elle conditionne la stratification des écoulements et la remontée des flux profonds, bloqués à l'ouest du bassin par les formations imperméables du Pliocène, de l'Oligocène et du socle. C'est également ce qui conduit au déversement de la nappe de la molasse vers les rivières et les nappes superficielles. La géologie induit également la présence de zones d'écoulements préférentiels, liées à la lithologie de l'aquifère et probablement à la structure du substratum. Il apparaît donc nécessaire de préciser la structure du bassin au nord-est de la zone d'étude. La réalisation de profils sismiques couplés à des forages profonds permettrait d'avoir une meilleure vision de la structure du bassin. Les connaissances sur la lithologie de l'aquifère pourraient également être améliorées par la réalisation de diagaphies et campagnes de géophysique par tomographie de résistivité électrique.

L'application des outils géochimiques et isotopiques est bien adaptée à l'étude du fonctionnement hydrogéologique de grands aquifères sédimentaires. Ils nous ont permis de

mettre en évidence la stratification des écoulements au sein de l'aquifère, et les relations entre la nappe de la molasse et les réservoirs superficiels. Ils ont également été utilisés pour la quantification des eaux anciennes.

5.2 Perspectives

Nous avons mis en évidence un apport conséquent de la nappe de la molasse vers les eaux superficielles. Une estimation de la participation des eaux anciennes à l'alimentation des eaux de surface a également été réalisée grâce au marquage géochimique et isotopique des eaux. Cependant nos calculs ne concernent que des mesures ponctuelles. Il serait intéressant de réaliser des mesures en continu de l'évolution géochimique des eaux et du débit des eaux superficielles. La Galaure, qui draine la totalité des eaux de son bassin versant et dont le débit est déjà suivi, semble toute indiquée pour ce type de mesures. Ainsi les fluctuations annuelles des apports pourraient être évaluées et le bilan être affiné. Par ailleurs, une extension de la méthode présentée dans ce travail à l'ensemble de la zone d'étude pourrait être réalisée

D'autre part, la réalisation d'une modélisation hydrogéologique des écoulements, par bassin versant, s'avèrerait très utile. Couplée aux outils géochimiques et isotopiques, elle permettrait notamment d'évaluer l'impact de l'exploitation de la nappe sur sa propre dégradation mais également sur les eaux superficielles.

La mise en place de suivis qualitatifs réguliers, en plus de ceux réalisés sur 11 ouvrages par l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse et le Conseil Général de la Drôme, serait nécessaire. Un suivi annuel de l'évolution des ions majeurs et de certains pesticides pourrait être réalisé sur une quinzaine d'ouvrages supplémentaires captant les flux superficiels et intermédiaires. Ce suivi permettrait d'avoir une bonne vision de l'évolution de la qualité des eaux et des éventuelles actions menées pour limiter l'impact des intrants agricoles.

Un suivi moins fréquent, tous les 5 ans, sur une vingtaine de forages répartis le long de différentes lignes d'écoulement et avec l'analyse des éléments traces, de la chimie, des isotopes de la molécule d'eau et du carbone peut également être proposé. Ceci permettrait de vérifier qu'il n'y ait pas de rajeunissement ou de vieillissement des eaux. Si tel est le cas, on pourrait supposer une exploitation trop importante de l'aquifère générant une drainance descendante dans le cas d'un rajeunissement, comme illustré sur la figure 5-2, ou une mobilisation d'eaux anciennes dans le cas d'un vieillissement. Ce type de constat a par exemple été décrit par Celle-Jeanton et al (2009) sur un aquifère de Lorraine.

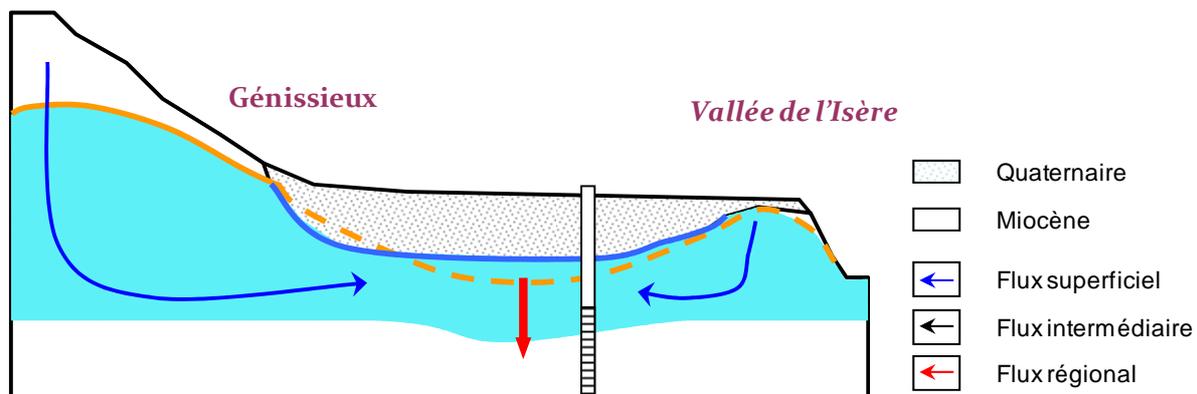


Figure 5-2 : Schéma conceptuel de drainance descendante pouvant avoir lieu en cas de surexploitation de la nappe de la molasse

L'amélioration des connaissances sur le signal d'entrée des eaux dans l'aquifère est également à envisager. Nous connaissons en effet assez mal les variations spatiales des isotopes de la

molécule d'eau. Les activités tritium, fortement influencées par les centrales nucléaires, peuvent en particulier varier de façon importante.

L'étude de l'évolution des conditions climatiques et de ses conséquences sur les eaux souterraines et superficielles est également un enjeu important pour l'avenir. Une étude plus approfondie sur les relations entre les précipitations et la variation du niveau piézométrique pourrait être réalisée de façon à mieux anticiper les conséquences sur la nappe du réchauffement climatique attendu.

La mise en place d'un outil de gestion de la nappe de la molasse est prévue à court terme. En effet, un projet de SAGE (Schéma d'Aménagement et de Gestion de Eaux) « Molasse du Bas-Dauphiné et alluvions de la plaine de Valence » est en cours. Il devra être élaboré fin décembre 2015 au plus tard. Ce SAGE a pour principaux objectifs de traiter les problèmes de pollution par les nitrates et les pesticides et de préserver la ressource pour l'alimentation en eau potable.

Nous avons vu que l'atteinte qualitative de la nappe de la molasse est d'ores et déjà importante, en particulier au niveau de la plaine de Valence. Etant données les vitesses de circulation des eaux au sein de l'aquifère, les actions de protection devront être menées rapidement. Une sectorisation de l'aquifère est nécessaire, avec une distinction entre :

- le secteur sud Isère, fortement impacté par les activités anthropiques, y compris en piedmont de Vercors, zone d'alimentation principale des flux profonds ; sur ce secteur, des actions visant à restaurer la qualité des eaux sont nécessaires ;
- le secteur nord Isère, beaucoup moins impacté mais où les concentrations en polluants ont tendance à augmenter. L'ensemble des collines molassiques sont des zones d'alimentation de la nappe. Les plateaux de Chambarans et de Bonnevaux sont les zones d'alimentation des flux profonds. Les activités humaines polluantes y sont peu nombreuses et il serait souhaitable qu'elles le restent.

Du point de vue quantitatif, il n'y a, à l'heure actuelle, pas de surexploitation de la ressource malgré un rapport élevé entre les prélèvements et la recharge sur certains bassins versants (vallée de la Galaure et plaine de Valence en particulier). Il faudra néanmoins veiller au maintien du niveau statique de l'aquifère molassique afin de permettre les échanges d'une part entre la nappe de la molasse et les eaux de surface, et d'autre part entre les flux profonds et les flux superficiels au sein de la nappe de la molasse. Une mauvaise gestion de la nappe pourrait entraîner une inversion des différences de charges et une drainance descendante, avec de surcroît, une contamination possible de l'ensemble des eaux de la nappe de la molasse.

En termes de gestion, les actions à mener pourraient graviter autour de plusieurs domaines. L'agriculture en premier lieu, avec des actions permettant la baisse des intrants, plus particulièrement des nitrates et des pesticides. En second lieu, des actions visant à améliorer la connaissance des forages réalisés et à imposer la réalisation de tous les forages dans les règles de l'art sont nécessaires. Les zones de remontée des flux profonds devraient par ailleurs être exclusivement réservées à l'alimentation en eau potable. Une limitation des forages réalisés sur les secteurs d'alimentation de ces flux et une surveillance particulière des travaux sont également souhaitables. D'un point de vue quantitatif, étant données les prévisions pessimistes sur l'évolution du climat, un travail visant à limiter les volumes prélevés peut d'ores et déjà être mené.

Le détail des actions proposées pour la gestion de la nappe est présenté dans un second document, complémentaire à ce mémoire de thèse, rédigé à l'intention des collectivités.

Bibliographie

- Allen R.G., Pereira L.S., et al. (1998).** *Crop Evapotranspiration - Guideline for computing crop water requirements*. I.a. drainage, FAO 56p.
- Anawar H.M, Akai J., et al. (2003).** *Geochemical occurrence of arsenic in groundwater of Bangladesh: sources and mobilization processes*. Journal of Geochemical Exploration 77 p 109-131.
- Appelo C.A.J. and Postma D. (1996).** *Geochemistry, groundwater and pollution*. A.A. Balkema. Rotterdam. 536p.
- Aravena R., Auge M., Bucich R. et Nagy M.I. (2002).** *Evaluation of the origine of groundwater in the city of La Plata – Argentina, using isotopes techniques*. 6p.
- Barbecot F. (1999).** *Approche géochimique des mécanismes de salinisation des aquifères côtiers - Chronologie ^{14}C - ^{226}Ra* . Thèse de Doctorat Paris XI. 261p.
- Beaudoin, B., H. Accarie, E. Berger, J. Brulhet, I. Cojan, D. Haccard, D. Mercier et B. Mouroux (1997).** *Caractérisation de la crise messinienne et de la réinondation pliocène*. Géologie CG.10 p. 27-28.
- Bergonzini L., Gibert E., et al. (2001).** *Water and isotopic (^{18}O and ^2H) budget of Lake Massoko, Tanzania. Quantification of exchange between Lake and groundwater*. Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series IIA - Earth and Planetary Science 333(10) p. 617-623
- Besson D. (2005).** *Architecture du bassin rhodano-provençal miocène (Alpes, SE France). Relations entre déformations, physiographie et sédimentation dans un bassin molassique d'avant pays*. Thèse de Doctorat ENS des mines de Paris, Paris 348p.
- Blavoux, B. et R Létolle (1995).** *Apports des techniques isotopiques à la connaissance des eaux souterraines*. Géochronique 54 p.12-13.
- Bonté S. (2006).** *Caractérisation des climats et des environnements rhodaniens post-glaciaires par l'analyse des isotopes stables (^{18}O et ^{13}C) des carbonates pédologiques*, Thèse de Doctorat Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse 266 p.
- Böttcher J., Strebel O., et al. (1990).** *Using isotope fractionation of nitrate-nitrogen and nitrate-oxygen for evaluation of microbial denitrification in a sandy aquifer*. Journal of Hydrology 114. p. 413-424.
- BRGM (2008).** *Détermination de l'origine des nitrates dans quelques sources karstiques des Causses du Quercy (Lot) par le traçage isotopique des sources d'azote*. Journées AFK/AGSO/CFH, Quercy.
- BURGEAP (1964).** *Etude hydrogéologique préliminaire des nappes alluviales de la Drôme* 73 p.

- BURGEAP (1969).** *Etude hydrogéologique complémentaire des nappes alluviales de la Drôme. Tome II - Planches.*
- Cave T. (2005).** *Relevés piézométriques et cartographie de la partie orientale de la nappe des terrasses de Romans - Estimation et cartographie de la vulnérabilité de la nappe - Cartographie des pressions exercées sur la nappe.* 65p. (rapport)
- Cave T. et Faure G. (2011).** *Etude de la nappe de la molasse du Bas-Dauphiné. Bilan des résultats et orientation de gestion.* SEDIVE 144p.
- Cave T. et Faure G. (2011).** *Etude de la nappe de la molasse du Bas-Dauphiné. Planches.* SEDIVE 144p.
- Celle H., D. M., Mudry J., Blavoux B., (2000).** *Signal pluie et traçage par les isotopes stables en Méditerranée occidentale. Exemple de la région avignonnaise (Sud-Est de la France)* *Rainwater tracing using environmental isotopes in the western Mediterranean region. Case of the region of Avignon (Southeast France).* Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series IIA - Earth and Planetary Science 331(10). p. 647-650
- Celle-Jeanton, H., F. Huneau, et al. (2009).** *Twenty years of groundwater evolution in the Triassic sandstone aquifer of Lorraine: Impacts on baseline water quality.* Applied Geochemistry 24(7). p. 1198-1213
- Clark I. and Fritz P. (1997).** *Environmental isotopes in hydrogeology.* Lewis-Publishers, New-York. 238p.
- Clauzon G. (1982).** *Le canyon messinien du Rhône : une preuve décisive du « disiccated deep-basin model » [Hsü, Cita et Ryan, 1973].* Bulletin de la société Géologique de France 7 (24) p.597-610.
- Clauzon G. (1990).** *Génèse et évolution du piémont néogène subalpin du Bas-Dauphiné. Valence-Vienne-Voreppe, 24-25 septembre 1990. Livret Guide de l'excursion préforum du 3ème forum national de géomorphologie.* Géomorphologie (coll. / conf.), Aix-en-Provence, J.Vaudour, p.71.
- Clauzon G. (1998).** *L'impact des variations eustatiques du bassin de Méditerranée occidentale sur l'orogénèse alpin depuis 20 Ma.* La montagne méditerranéenne (coll. / conf.), Aix-en-Provence, Et. Géogr. Phys., p.33-34.
- Clauzon G., Fleury J., et al. (2005).** *Apports des niveaux repères messiniens ainsi que des terrasses quaternaires intégrés à l'outil SIG. Evolution géodynamique du Bas-Rhône (section Orange/Beaucaire) depuis 6 Ma.* AHSP (coll. / conf.), Valence.

- CPGF (1980)** *Etude géochimique de la nappe du Miocène du Bas-Dauphiné – 1^{ère} phase*. SRAE 9 p. (rapport).
- CPGF (1982)** *Etude des concentrations en nitrates dans la plaine de Valnec (Drôme) 1^{ère} partie*. SRAE, DDAF 27 p. (rapport).
- CPGF (1983)** *Etude géochimique de la nappe de la molasse du Bas-Dauphiné – activité en carbone 14 – Note Technique*. SRAE 8 p. (rapport).
- Craig H. (1961)**. *Isotopic variations in meteoric waters*. Sciences 133 p.1702-1793.
- Criss R. E. and Davisson M. L. (1996)**. *Isotopic imaging of surface water/groundwater interactions, Sacramento Valley, California*. Journal of Hydrology 178(1-4). p. 205-222.
- Curt M.D., Aguado P., et al. (2004)**. *Nitrogen isotope ratios of synthetic and organic sources of nitrate water contamination in Spain*. Water, Air and Soil Pollution 151. p. 135-142.
- De Bellegarde B. and Lafosse J. (1977)**. *La nappe du miocène Nord Drôme. Les eaux souterraines et l'approvisionnement en eau de la France*. (coll. / conf.) Nice, DDA de la Drôme.
- De Bellegarde B., Lafosse J., et al. (1981)**. *Etude de l'eau dans le bassin de Bièvre – Valloire*. SRAE Rhône Alpes - DDA Drôme - DDA Isère 78p. (rapport)
- De La Vaissière R. (2006)**. *Etude de l'aquifère néogène du Bas-Dauphiné, apports de la géochimie et des isotopes dans le fonctionnement hydrogéologique du bassin de Valence (Drôme, Sud-Est de la France)*. Thèse de Doctorat, Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse 339p.
- De La Vaissière R., Faure G., et al. (2006)**. *Etude de l'aquifère molassique du Bas-Dauphiné - Diagnostic général et orientation de gestion*. 62p.
- Debrand-Passard S, Courbouleix S. (1984)**. *Synthèse géologique du Sud-Est de la France – Atlas*. BRGM, Orléans.
- Debrand-Passard S, Courbouleix S et Lienhardt M.J. (1984)**. *Synthèse géologique du Sud-Est de la France – Stratigraphie et paléogéographie*. BRGM, Orléans.
- Duploux R. (1978)**. *Etude du Miocène du Nord de la Drôme*. Valence, SRAE-DDAF 27p. (rapport).
- Edmunds W.M. and Smedley P.L. (2000)**. *Residence time indicators in groundwater: the East Midlands Triassic Sandstone aquifer*. Applied Geochemistry 15. p. 737-752.
- Edmunds W.M., S. P., Hart P., Ward R.S., (2003)**. *The natural (baseline) quality of groundwater: a UK pilot study*. The Science of the Total Environment 310. p. 25-35.

- Eichinger L. (1983).** *A contribution to the interpretation of ^{14}C groundwater ages considering the example of the partially confined sandstone aquifer.* Proceedings of the 11th International Isotope ^{14}C Conference (coll. / conf.), Radiocarbon, p. 347-356.
- Evans G.V., Otlet L., et al. (1979).** *Some problems in the interpretation of isotope measurements in United Kingdom aquifers.* Isotope Hydrology (coll. / conf.), Vienna, IAEA, p. 679-708.
- Fontes J.C. (1985).** *Some considerations on groundwater dating using environmental isotopes.* Hydrogeology in the service of man (coll. / conf.), Cambridge, IAH, p. 118-154.
- Fontes J.C. (1992).** *Chemical and isotopic constraints on ^{14}C dating of groundwater.* Radiocarbon after four decades: an interdisciplinary perspective R.E. Taylor, A. Long et R.S.Kra. New-York, Springer-Verlag p. 242-261.
- Fontes J.C. and Garnier J.M. (1979).** *Determination of the initial ^{14}C activity of total dissolved carbon: a review of the existing models and a new approach.* Water resources research 15(2). p. 399-413.
- Gal F. (2005).** *Etude géochimique et isotopique des eaux de surface du bassin versant du Furan et des eaux minérales du Graben du Forez, Est du Massif Central Français.* Thèse de Doctorat, Université Jean Monnet, St-Etienne. 198p.
- Gargani, J. (2004).** *Modelling of the erosion in the Rhone valley during the Messinian crisis (France).* Quaternary International 121 p. 13-22.
- Germain C et Demaison G. (1958).** *Contribution à l'histoire géologique du bassin de Valence.* Travaux du laboratoire de Grenoble 34 p. 49-81.
- Gonfiantini R. and Zuppi G.M. (2003).** *Carbon isotope exchange rate of DIC in karst groundwater.* Chemical Geology 197 p. 319-336.
- Gougoussis E. (1982).** *Contribution à l'étude hydrologique et hydrogéologique des molasses du Bas-Dauphiné.* Thèse de Doctorat Institut National Polytechnique de Lorraine 124p.
- Gouisset Y. and Graillat A. (1985).** *Synthèse Hydrogéologique de la molasse miocène Bresse-Dombe-Bas-Dauphiné, Rapport d'étude.* BRGM/86-SGN-016-RHA 206p.
- Hem J.D. (1972).** *Chemical factors that influence the availability of iron and manganese in aqueous systems.* Geol Soc Am Bull 83. p. 443-50.
- Homoncik S.C., MacDonald A.M., et al. (2010).** *Manganese concentrations in Scottish groundwater.* Science of the Total Environment 408 p. 2467-2473.

- Huneau F. (2000).** *Fonctionnement hydrogéologique et archives paléoclimatiques d'un aquifère profond méditerranéen - Etude géochimique et isotopique du bassin miocène de Valréas (Sud-est de la France)*. Thèse de Doctorat Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse 192p.
- Huneau F., Blavoux B., et al. (2001).** *Différence entre vitesses hydrauliques et vitesses radiométriques des eaux d'un réservoir profond: proposition d'explication pour l'aquifère miocène du bassin de Valréas (Sud-Est de la France)*. Science de la terre et des planètes 333 p. 163-170.
- Huneau F. and Travi Y. (2009).** *The Miocene Aquifer of Valréas (France)*, In Natural Groundwater Quality, Edmunds and Shand Eds. Chap.13, p. 287-305.
- Idées Eaux (2000).** *Carte piézométrique de la nappe superficielle de Romans. Ville de Romans*. 25p. (rapport).
- Idées Eaux (2007).** *Etude diagnostique du forage d'eau potable sur le captage des Bayardières*. 56p. (rapport).
- Idées Eaux (2009).** *Etude hydrogéologique visant à définir l'aire d'alimentation et la vulnérabilité du captage des Prés Nouveaux - Commune d'Albon (26)*. 108p. (rapport).
- Jeannolin F. (1985).** *Sédimentologie et hydrogéologie du Néogène de l'Est Valentinois et du bassin de Crest (Drôme - France)*. Thèse de Doctorat, Université scientifique et médicale, Grenoble 253p.
- Jiráková H., Huneau F., et al. (2009).** *Paleorecharge conditions of deep aquifers of the Northern Aquitaine region (France)*. Journal of Hydrology 368. p. 1-16.
- Kalin R.M. (1999).** *Radiocarbon dating of groundwater systems*. Environmental tracers in subsurface hydrology. C.P. et H.A.L. Boston, Kluwer Academic Publisher p. 111-114.
- Kaown D., Koh D.C., et al. (2009).** *Identification of nitrate and sulfate sources in groundwater using dual stable isotope approaches for an agricultural area with different land use (Chuncheon, mid-eastern Korea)*. Agriculture, Ecosystems and Environment 132. p. 223-231.
- Kassem Ph. and Dubar C. (1996).** *Réalisation d'un modèle de gestion de la nappe Bièvre-Valloire - Phase 3: Calage du modèle hydrodynamique*. ANTEA 74p. (rapport)
- Kloppmann S., Waber H.N., et al. (1998).** *Residence time of Chalk groundwaters in the Paris Basin and the North German Basin: a geochemical approach*. Applied Geochemistry 13. p. 593-606.

- Lalbat F. (2006).** *Fonctionnement hydrodynamique de l'aquifère du Miocène du bassin de Carpentra (Vaucluse, France)*. Thèse de Doctorat, Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse 231p.
- Lalbat F., Blavoux B., et al. (2007).** *Description of a simple hydrochemical indicator to estimate groundwater residence time in carbonate aquifers*. Geophysical research letters 34 (L19403).
- Lambs L. (2004).** *Interactions between groundwater and surface water at river banks and the confluence of rivers*. Journal of Hydrology 288(3-4). p. 312-326
- Larguier C. (2006).** *Etat des lieux des nitrates et des pesticides dans les eaux souterraines entre Charpey et Montélier*. 49p. (rapport)
- Latreille G. (1969).** *La sédimentation détritique au Tertiaire dans le Bas-Dauphiné et les régions limitrophes*. Thèse de Doctorat, Université de Lyon, faculté des sciences 254p.
- Lucas L.L. and Unterweger M.P. (2000).** *Comprehensive Review and critical Evaluation of the Half-Life of Tritium*. Journal of Research of the National Institute of Standards and Technology 105 (4). p. 541-549.
- Maliki A., Krimissa M., et al. (2000).** *Relation entre nappes superficielles et aquifère profond dans la bassin de Sfax (Tunisie)*. Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris - Earth and Planetary Sciences 331, 6p.
- Mandier (1988).** *Le relief de la moyenne vallée du Rhône au tertiaire et au quaternaire. Essai de synthèse paléogéographique. Rapport d'étude*. BRGM 206p.
- Mariotti A., Landreau A., et al. (1988).** *^{15}N isotope biogeochemistry and natural denitrification process in groundwater: Application to the chalk aquifer of northern France*. Geochimica et Cosmochimica Acta 52(7). P. 1869-1878.
- Martin J.C., Putot E., et al. (2008).** *Elaboration de règles de gestion volumique en eau de la nappe de Bièvre-Valloire. Phase 2 - Modélisation globale des écoulements souterrains. Phase 3 - Elaboration de règles de gestion volumique. Rapport final*. BRGM/RP-56651-FR 107p.
- Martin J.C., P. E. (2008).** *Elaboration de règles de gestion volumiques en eau de la nappe de Bièvre-Valloire. Phase 1 - Acquisition, mise en forme et analyse des données disponibles. Rapport d'avancement*. BRGM/RP-56117-FR 117p.
- Michel R.L. (1992).** *Residence times in river basins as determined by analysis of long-term tritium records*. Journal of Hydrology 130. p. 367-378.

- Mook W.G. and De Vries J.J. (2000).** *Environmental Isotopes in Hydrogeological cycle - Principles and Applications*. Technical Documents in Hydrology vol. 1-6 (UNESCO/AIEA), Paris.
- Morgantini N., F. F., Cardellini C. (2009).** *Natural trace elements baselines and dissolved loads in groundwater from carbonate aquifers of central Italy*. Physics and Chemistry of the Earth 34. p. 520-529.
- Négre P., Petelet-Giraud E., et al. (2003).** *Surface water-groundwater interactions in an alluvial plain: Chemical and isotopic systematics*. Journal of Hydrology 277(3-4). p. 248-267
- Olive P. (1998).** *La datation des eaux souterraines par le radiocarbone revisité*. Université de Paris VI- centre recherches géodynamiques 34p.
- Pearson F.J. and Ingerson E. (1964).** *Estimation of age and rate of motion of groundwater by ¹⁴C-method*. Recent Researches of Field of Hydrosphere. Atmosphere and Nuclear Geochemistry, Tokyo.
- Petelet-Giraud E., Brenot A., et al. (2007).** *Etude des relations nappe-rivière en Haute Normandie, bassin de l'Austreberthe. Approche couplée par modélisation hydrologique et géochimie isotopique. Rapport final*. BRGM/RP-55983-FR 56p.
- Plummer L.N. and Friedmann L.C. (1999).** *Tracing and dating young groundwater*. U.S. Geological Survey Fact Sheet 4. p. 134-199.
- Roadcop G., Hackley K.C., et al. (2001).** *Application of nitrogen and oxygen isotopes to identify sources of nitrate*. Illinois Groundwater Consortium Conference (coll. / conf.), Illinois.
- Rousselot D., Gudefin H., et al. (1978).** *Etude hydrogéologique de la molasse du Bas-Dauphiné entre le Rhône et l'Isère*. BRGM 44p.
- Rozanski K. (1985).** *Deuterium and oxygen-18 in european groundwaters - Links to atmospheric circulation in the past*. Chemical Geology 52. p. 349-363.
- Rozanski K., Araguas-Araguas L., et al. (1992).** *Relation between long-term trends of oxygen-18 isotope composition of precipitation and climate*. Science 258. p. 98-985.
- Rozanski K., L. Araguas-araguas et R. Gonfiantini (1993).** *Isotopic pattern in modern global precipitation*. In Continental Isotope Indicators of Climate, American Geophysical Union Monograph.
- S.R.A.E. Rhône Alpes, D. D., DDA Isère (1981).** *L'eau dans le bassin de Bièvre-Valloire*. 78p.

- Salem O., Visser J.H., et al. (1980).** *Environmental isotopes used in an hydrogeological study of north-eastern Brazil.* IAEA. p. 165-179.
- Sergent N. (2008).** *Etude qualitative et quantitative des apports de la molasse à la nappe alluviale des terrasses de Romans. Romans sur Isère.* Communauté de Communes du Pays de Romans 48p. (rapport).
- Shand P., Tyler-Whittle R., et al. (2002).** *Baseline report Series 1: The permo-triassic Sandstones of the vale of York* British Geological Survey Commissioned Report No. CR/02/102N.
- Silva S.R., Kendall C., et al. (2000).** *A new method for collection of nitrate fresh water and the analysis of nitrogen and oxygen isotope ratios.* Journal of hydrology 228(1-2). p. 22-36.
- Sissingh W. (2001).** *Tectonostratigraphy of the West Alpine Foreland: correlation of Tertiary sedimentary sequences, changes in eustatic sea-level and stress regimes.* Tectonophysics 333. p. 361-400.
- SOGREAH (2002).** *Contrat de rivière "Joyeuse, Savasse et Chalon" - Etude préliminaire concernant les ressources en eaux souterraines - Etude A4 - Phase 1.* 23p. (rapport).
- SOGREAH (2008).** *SAGE Bièvre Liers Valloire - Etat des lieux quantitatif et qualitatif de la nappe.* (rapport).
- SOGREAH (2010).** *Etude des volumes prélevables globaux - Sous bassin versant de la Drôme des collines - Rapport de phases 1 à 4.* 194p. (rapport).
- SOGREAH (2010).** *Etude des volumes prélevables globaux - Sous bassin versant de la Galaure - Rapport de phases 1 à 4.* 165p. (rapport).
- SOGREAH (2010).** *Etude des volumes prélevables globaux - Sous bassin versant de la Véore Barberolle - Rapport de phases 1 à 4.* 130p. (rapport).
- Tamers M.A. (1967).** *Radiocarbon ages of groundwater in an arid zone unconfined aquifer.* Isotope Techniques in the Hydrological Cycle, American Geophysical Union Monograph 11 p. 143-152.
- Tóth J. (1963).** *A theoretical analysis of groundwater flow in small drainage basins.* Journal of Geophysical Research 68. p. 4795-4812.
- Triganon A. (2002).** *Géométrie et fonctionnement d'un aquifère quaternaire du bassin Lémanique. Etude géologique et application de nouvelles méthodes isotopiques sur le système hydrominéral d'Evian (France).* Thèse de Doctorat Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse. 208p.

- Warny S. A., Bart P. J., et al. (2003).** *Timing and progression of climatic, tectonic and glacioeustatic influences on the Messinian Salinity Crisis.* *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 202(1-2). p. 59-66.
- Widory D., Kloppmann W., et al. (2004).** *Nitrate in groundwater: an isotopic multi-tracer approach.* *Journal of Contaminant Hydrology* 72. p. 165-188.
- Widory D., Petelet-Giraud E., et al. (2003).** *Etude isotopique de la nappe alluviale du champ captant de l'île Chambon (Allier): mise en évidence des circulations et identification des sources de pollution.* BRGM/RP-52536-FR. 61p.
- Widory D., Petelet-Giraud E., et al. (2005).** *Tracking the sources of nitrate in groundwater using coupled nitrogen and boron isotopes.* *Environmental science and technology* 39. p. 539-548.

ANNEXES

Annexe 1 : Calcul des précipitations efficaces

Annexe 2: Suivi des eaux de pluies à Montvendre

Annexe 3: Résultats de jaugeages et des prélèvements en rivière

Annexe 4: Résultats d'analyse sur les eaux des nappes superficielles et des sources

Annexe 5: Résultats d'analyses sur les eaux de l'aquifère molassique

Annexe 5 – 1 : Caractéristiques des ouvrages prélevés

Annexe 5 – 2 : Résultats des analyses chimiques

Annexe 5 – 3 : Résultats des analyses isotopiques

Annexe 5 – 4 : Résultats des analyses en éléments traces

Annexe 5 – 5 : Résultats de l'analyse des pesticides

Annexe 6: Résultat d'analyse des isotopes de l'azote

Annexe 7 : Equations des modèles de correction de A_0

ANNEXE 1 Calcul des précipitations efficaces

Le calcul des précipitations efficaces a été réalisé à partir du bilan hydrologique de Thornthwaite. Cette méthode fait intervenir la notion de réserve utile (RU) correspondant à la quantité d'eau maximale retenue par le sol, on l'estime à 100 mm sur notre secteur d'étude.

Dans cette méthode on suppose que tous les excédants vont à la recharge de la nappe (précipitations efficaces PE). Pour cela on prélève à chaque fois une lame d'eau équivalente à l'évapotranspiration potentielle (ETP), soit sur les précipitations (P), soit sur la réserve utile (RU) soit sur les deux. Deux cas de figure peuvent se présenter :

- 1- $P-ETP > 0$: le bilan est positif, l'excédent des précipitations constitue les précipitations efficaces et l'évapotranspiration réelle (ETR) est égale à l'ETP,
- 2- $P-ETP < 0$, le bilan est négatif, les précipitations efficaces sont nulles. Afin de satisfaire l'ETP, on fait appel à la réserve utile. A nouveau 2 cas sont possibles :
 - a. $P+RU-ETP > 0$, alors $ETP = ETR$ et $RU > 0$,
 - b. $P+RU-ETP < 0$, alors $ETR = P + RU$.

Lorsque les précipitations redeviennent excédentaires par rapport à l'ETP, la réserve utile se reconstitue jusqu'à atteindre son maximum (100 mm dans notre cas).

Les calculs ont été réalisés à partir des données de précipitation et d'ETP décennales. Un coefficient de correction C a été appliqué afin de prendre en compte les conditions d'évapotranspiration. Nous avons réalisé le calcul sur les années 2000 à 2010, les résultats sont présentés dans le tableau 1-1. Le tableau 1-2 présente les résultats détaillés du calcul pour l'année 2000.

Année	P	ETP cor	ETR	PE
2000	1000	937	660	340
2001	842	944	601	241
2002	1256	919	767	489
2003	887	1026	501	386
2004	725	995	484	241
2005	694	1001	525	169
2006	835	1032	582	253
2007	703	962	630	73
2008	1237	913	813	424
2009	716	1065	508	208
2010	762	984	559	203

Tableau 1-1 : Calcul de l'ETR et des précipitations efficaces à la station de St Marcel Les Valence pour les années 2000 à 2010

Mois	Décade	P	ETP	C	ETP cor	RU	ETR	PE
Janv	1	6.5	3.1	0.6	1.86	100	1.86	3.4
	2	0	6.8	0.6	4.08	100	4.08	0
	3	3	5.2	0.6	3.12	95.92	3.12	0
Fev	1	20.5	6.9	0.7	4.83	95.8	4.83	11.47
	2	14	9.8	0.7	6.86	100	6.86	7.14
	3	13.5	13.3	0.7	9.31	100	9.31	4.19
Mars	1	11	22.7	0.8	18.16	100	18.16	0
	2	2.5	29.5	0.8	23.6	92.84	23.6	0
	3	42.5	22.4	0.8	17.92	71.74	17.92	0
Avril	1	24	26.3	0.9	23.67	96.32	23.67	0
	2	51.5	32.7	0.9	29.43	96.65	29.43	18.72
	3	59	34.8	0.9	31.32	100	31.32	27.68
Mai	1	21	39.6	1	39.6	100	39.6	0
	2	10.5	48.3	1	48.3	81.4	48.3	0
	3	34	53.5	1	53.5	43.6	53.5	0
Juin	1	43	57.7	1	57.7	24.1	57.7	0
	2	50.5	52.3	1	52.3	9.4	52.3	0
	3	0	58.5	1	58.5	7.6	7.6	0
Juil	1	17.5	52.6	1	52.6	0	17.5	0
	2	18	43.5	1	43.5	0	18	0
	3	20.5	54.4	1	54.4	0	20.5	0
Aout	1	22	44.9	1	44.9	0	22	0
	2	0	54.7	1	54.7	0	0	0
	3	40.5	42	1	42	0	40.5	0
Sept	1	1	35.8	0.9	32.22	0	1	0
	2	75.5	31.5	0.9	28.35	0	28.35	0
	3	25	26	0.9	23.4	47.15	23.4	0
Oct	1	11.5	20.4	0.8	16.32	48.75	16.32	0
	2	126	9.5	0.8	7.6	43.93	7.6	62.33
	3	39.5	11.8	0.8	9.44	100	9.44	30.06
Nov	1	52.5	8	0.7	5.6	100	5.6	46.9
	2	41	6.5	0.7	4.55	100	4.55	36.45
	3	39.5	4.7	0.7	3.29	100	3.29	36.21
Dec	1	32.5	7.7	0.6	4.62	100	4.62	27.88
	2	0	3.6	0.6	2.16	100	2.16	0
	3	30.5	2.8	0.6	1.68	97.84	1.68	26.66
Somme		1000	983.8	-	915.4	-	659.7	339.1

Tableau 1-2 : Calcul détaillé des précipitations efficaces à la station de St Marcel les Valence pour l'année 2000.

ANNEXE 2 Suivi des eaux de pluies à Montvendre

mois	précipitations	^3H \pm		$\delta^{18}\text{O}$	$\delta^2\text{H}$
	mm	UT		‰ vs SMOW	
févr-09	29.63			-8.24	-66.5
mars-09	53.47	8.3	0.7	-10	-71.19
avr-09	51.55	9	0.4	-8.31	-57.98
mai-09	59.44	12.9	0.9	-6.12	-42.69
juin-09	7.79	11.2	0.8	-4.76	-31.88
juil-09	17.95			0.43	-11.69
août-09	10.23	8.1	0.3	-3.43	-20.23
sept-09	51.28	14.2	0.4	-7.31	-50.19
oct-09	78.49	5.3	0.6	-7.84	-53.98
nov-09	55.49	7.2	0.4	-11.74	-83.86
déc-09	106.89	5.2	0.4	-9.99	-74.57
janv-10	40.59	8.1	0.5	-14.03	-99.16
févr-10	74.76	15.6	0.6	-11.45	-84.2
mars-10	54.72	10.5	0.6	-7.96	-55.95
avr-10	66.65	8.5	0.4	-6.47	-41.21
mai-10	123.41			-8.12	-57.06

ANNEXE 3 Résultats d'analyse sur les eaux des nappes superficielles et des sources

Annexe 3.1 Résultats d'analyses chimiques et isotopiques

N°	Commune	X L2 ét.	Y L2 ét.	Z	eau/sol	date	T	pH	C 25°C	Eh	O ₂ d	HCO ₃	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	¹⁸ O	² H	³ H
		m					°C	μS/cm	mV	mg/l										% vs SMOW		UT
P118	agnin	797300	2039710	205	4	22-juil-09	15.6	7.32	700	140		301.3	126.0	14.52	7.93	0.88	18.79	29.28	45.86	-7.91	-54.8	5.6
F491	albon	795870	2029792	149.5	20.5	01-sept-09	14.6	7.25	668	109	8.17	344.0	123.5	9.52	8.92	1.84	22.17	28.57	28.14	-7.89	-54.24	6.2
P176	allex	805351	1976628	141.3	4.46	06-août-09	17.1	7.2	710			277.0	133.2	11.29	7.88	2.62	16.3	33.55	38.42	-7.48	-54.44	7.1
P268	allex	802850	1976630	129		06-août-09	16.1	7.13	678			290.4	126.7	11.23	11.03	2.55	16.56	36.64	33.64	-7.83	-55.62	7.1
P270	allex	805570	1975280	146		06-août-09	18	7.29	519	100		297.7	94.5	9.18	6.22	1.71	7.08	31.57	7.32	-7.97	-56.52	9.3
P272	allex	804340	1976270	137		06-août-09	16.9	7.11	617			295.2	131.9	11.12	8.07	2.33	12.51	34.53	25.35	-7.93	-56.25	8.4
P94	anneyron	798460	2035850	175		23-juil-09	22.1	7.2	655	124		309.9	129.8	3.43	7.76	1.27	23.88	15.73	44.52	-9.49	-59.15	8.5
P96	anneyron	801190	2033000	210	6	28-juil-09	20.3	7.92	586	99		300.1	128.5	3.37	5.83	1.06	22.25	13.98	49.47	-8.59	-60.9	7.8
P146	Beaurepaire	811125	2041960	280	36	27-juil-09	15.5	7.84	524	90		270.8	103.4	3.46	6.46	1.23	12.97	11.53	35.26	-8.22	-57.05	8.2
P258	bellegarde poussieu	803945	2043978	275		27-juil-09	21.8	7.63	498	97		294.0	88.3	10.68	9.64	1.07	9.02	12.69	10.61	-8.4	-59.37	3.8
P254	bougé chambalud	798830	2038410	198		20-juil-09	21.6	7.25	553	155	8.54	389.0	107.6	5.16	5.70	1.13	14.35	16.13	29.38	-8.19	-57.17	4.7
P257	bougé chambalud	801210	2039682	211	9.9	27-juil-09	12.9	7.72	565	106		273.3	103.4	7.20	10.63	3.20	21.62	24.79	25.46	-8.02	-56.89	6.7
P119	chanas	794570	2037970	149	10.8	27-juil-09	34.6	7.4	689	75		309.9	123.5	11.02	12.24	7.42	20.57	33.59	30.63	-7.7	-52.98	6.2
S270	charpey	815768	1997042	250		18-juin-10	11.4	7.05	575	0	9.7	290	112.69	5.98	2.77	1.55	10.03	17.95	32.18			
P302	châtillon st jean	819335	2013770	200	40.49	04-juin-10	14.1	7.52	574			340.0	98.2	10.39	5.09	0.87	11.64	16.79	19.61	-7.89	-56.27	
S272	châtillon st jean	820490	2013950	205	0	27-août-09	21.70	7.33	890			284.3	148.0	2.17	3.9	0.38	16.52	49.33	21.4	-7.67	-54.02	10.7
F1707	chatte	832099.2	2019395	272	67.9	17-juin-09	18.2	7.45	632	142	8.95	323.0	118.2	5.15	6.33	2.41	14.51	21.28	20.84			
F1714	chatte	830952	2019307	270		06-juil-09	14	7.01	742	127	8.37	373.0	149.5	2.74	5.74	1.24	16.02	19.78	38.95			
P251	chatte	833774.5	2019846	271		30-juil-09	17.2	7.25	573	130		311.1	113.0	6.16	7.48	1.32	12.61	14.79	23.51			
P262	chatte	832862	2018428	265		30-juil-09	13.7	7.41	599	118		278.2	115.7	7.38	7.92	1.33	14.89	16.63	29.22			
F1770	clonas sur varèze	793734	2049042	235	42	04-juin-09	14	6.96	549	131	9.11	278.0	106.4	3.48	7.67	0.88	13.83	10.18	27.35	-8.46	-56.75	6.8
P273	crest	809728	1973329	169	5.1	07-août-09	21.3	7.4	463			180.6	56.0	10.05	6.55	3.59	12.04	26.6	2.22	-7.94	-57.41	9.7
P256	epinouze	801950	2037070	195		23-juil-09	16.5	7.17	648	125		335.5	131.1	3.41	6.66	1.17	21.44	15.35	45.54	-8.58	-59.97	7.6
P265	eurre	809160	1975560	166	12.02	06-août-09	14.8	7.03	653	90		261.1	125.6	7	6.01	1.62	13.77	26.64	17.53	-7.52	-54.72	7.5
P266	eurre	807300	1976040	152	6.33	06-août-09	15.2	6.98	720	89		264.7	136.7	8.02	7.39	2.24	16.26	33.39	24.69	-7.57	-54.42	8.2
P269	eurre	808480	1974430	162		06-août-09	17.1	7.19	450			267.2	84.8	8.89	6.05	1.75	5.93	22.15	2.83	-8.84	-63.04	7
P271	eurre	809340	1977350	220	2.5	05-août-09	17.4	7.1	863	88		356.2	146.9	13.92	11.05	1.83	23.13	47.38	74.3	-7.49	-54.64	7.4
F1433	faramans	819584	2047990	368	59.8	29-juil-09	13.4	8.17	480	86		226.9	88.6	1.98	4.17	1.13	14.88	9.79	28.60	-8.72	-60.67	8.7

N°	Commune	X L2 ét.	Y L2 ét.	Z	eau/sol	date	T °C	pH	C 25°C µS/cm	Eh mV	O ₂ d	HCO ₃	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	¹⁸ O	² H	³ H UT
		m																		mg/l		
P31	généssieux	816599	2011864	177.5	20	25-août-09	15.8	7.34	636	107	6.32	366.0	107.7	15.24	5.86	1.48	8.54	17.29	21.9	-8.16	-58.44	4.6
P263	grâne	803150	1975090	133	2.22	06-août-09	15.4	7.23	678	78		341.6	120.5	11.6	7.72	2.66	14.36	39.56	35.12	-7.75	-56.13	8
P264	grâne	806110	1973520	166		06-août-09	22.4	7.01	807	116		385.5	106.2	10.87	4.56	2.12	15.28	44.48	56.55	-7.26	-51.89	8.3
P267	grâne	805170	1974720	143		06-août-09	16.2	7.54	404	58		207.4	68.3	8.24	5.21	1.3	5.83	24.18	4.71	-8.9	-63.61	7.6
P275	hauterives	811880	2032380	304.1	4.4	20-août-09	18.5	7.67	2730	10		124.4	472.1	14.36	39.49	3.19	770.3	5.65	0.8	-8.29	-60.2	7.3
P149	jarcieu	804957	2040570	233.8	11.3	27-juil-09	18.6	7.53	503	82		222.0	94.2	4.64	5.73	0.88	16.70	22.71	41.80	-8.25	-58.61	7.4
F1364	la cote st andré	829931	2044046	350	40	21-juil-09	14.3	7.47	622	148	8.57	272.0	123.4	3.44	8.06	1.51	22.20	14.91	41.70			
P187	la cote st andré	828867	2045577	341.7	10	21-juil-09	13.2	7.28	592	96	8.75	366.0	119.0	2.73	7.69	1.24	20.69	14.77	42.10			
F1646	lae mottier	830848	2052019	460.4	25.1	29-juil-09	14.5	8.2	548	72		247.0	113.2	2.05	6.29	1.08	17.94	9.45	42.36	-8.84	-61.83	5.9
P188	lens-lestang	812057	2039757	250.1	4	28-juil-09	18.7	7.38	600	131		294.0	118.6	3.04	6.12	1.17	20.23	13.65	39.34	-8.53	-60.34	7.9
F1399	longe chenal	836260	2051550	510	42	29-juil-09	12.8	7.82	528	39		291.6	114.0	1.63	4.56	1.06	13.49	7.88	18.08	-9	-62.79	6.9
F477	manthes	809747	2038377	239.8	8	01-sept-09	13.3	7.31	598	124	7.25	195.2	122.3	2.58	5.32	1.10	18.45	13.17	40.37	-8.71	-60.46	9
P155	manthes	808741.8	2037065	231.9	4.75	20-juil-09	12.1	6.89	618	101	8.44	281.0	122.5	2.71	8.02	1.35	24.28	9.36	30.98	-8.43	-58.94	8.1
P221	mours st eusèbe	815950	2012533	191	18.4	26-août-09	21.4	7.54	499	140	8.78	295.2	93.7	4.67	3.67	5.78	5.77	11.91	10.62	-7.66	-53.72	5.9
P260	ornacieux	825390	2049200	390		29-juil-09	17.8	7.18	570	126		267.2	115.7	1.98	5.67	1.31	18.74	11.10	40.06			
P147	Pact	807999	2042096	260		28-juil-09	14.5	7.9	555	30		268.4	107.3	4.68	7.95	4.55	18.09	21.83	33.28	-8.12	-56.72	9.3
F1417	pajay	820613	2042711	319	24.47	29-mai-09	13.4	7.27	643	63	9.38	281.0	126.3	3.05	5.02	1.11	19.19	13.62	45.98	-8.88	-60.24	7.9
P141	pajay	819111	2042339	325		28-juil-09	13.8	7.96	643	108		322.1	103.3	12.99	8.88	1.01	16.06	13.72	25.04	-7.96	-55.94	5.9
S271	penol	823390	2047380	375		29-juil-09	13.7	7.8	540	113	0	183	110	2.65	5.66	0.42	14.88	5.5	18.58			
F1036	romans sur isère	811650	2009640	165	22	26-août-09	16.1	7.39	710	103	7.87	263.5	114.5	8.25	25.64	21.86	46.31	17.46	25.64	-7.97	-56.09	5.2
P201	romans sur isère	814118	2009767			08-sept-09	14.9	7.38	632	143	8.64	348.9	105.6	16	7.41	1.64	9.44	18.88	25.03	-8.29	-57.84	4.1
P204	romans sur isère	811650	2009160	162		08-sept-09	15.7	7.28	633	97	8.83	357.5	120.0	12.27	7.43	1.38	10.48	20.37	32.77	-8.1	-55.17	5.2
P205	romans sur isère	814986	2009859			08-sept-09	14.9	7.2	647	127	8.68	337.9	105.5	10.94	19.59	2.5	13.36	20.32	29.74	-8.37	-57.06	3.3
P229	romans sur isère	816913	2010859	177.5		27-août-09	15.9	7.28	468	138	7.82	282.0	115.6	10.16	8.61	2.07	10.41	17.37	32.61	-8.21	-58.09	6.7
P32	romans sur isère	815459	2010410	173	22	21-août-09	17	7.8	646	103	8.56	303.8	118.3	14.14	8.25	1.53	10.67	20.19	28.38	-7.97	-58.05	3.8
P33	romans sur isère	812337	2011359	173	5	26-août-09	16.1	7.28	532	98	3.27	317.2	93.8	10.67	4.53	0.64	11.92	12.37	0.56	-7.78	-54.77	6.1
S233	roybon	831687	2033141	603		20-mars-09		8.6	42			29	7.4	0.64	0.91	0.23	0.19	0.42	0.01			
P138	sardieu	827309	2043301	334		21-juil-09	13.6	7.54	658	142	9.54	306.2	125.9	3.10	10.25	1.57	24.99	14.29	44.49	-8.74	-60.99	8.1
P261	sardieu	825864	2043588	375	11	29-juil-09	14.1	7.81	614	95		251.3	124.0	3.04	6.36	1.37	18.81	14.36	42.84	-8.74	-61.52	7.5
F1753	sillans	839281	2043951	418		21-juil-09	13.7	7.3	619	137	8.91	368.0	126.6	2.71	5.64	1.43	15.27	13.42	43.52	-8.59	-60.82	8.1
P274	st barthélémy de vals	800470	2022010	170	1	20-août-09	18	7.59	494	106		255.0	92.5	1.14	15.66	0.69	26.56	7.84	1.82	-7.3	-53.81	9.7
P255	st etienne st geoirs	836890	2044090	400		29-juil-09	12.9	7.22	612	123		285.5	126.4	3.43	6.11	1.69	15.90	14.03	40.30			
P114	st hilaire de la cote	834760	2047770	400	21.9	21-juil-09	14.3	7.23	569	149	7.30	318.4	112.9	2.80	8.01	2.75	15.44	0.51	25.02			

N°	Commune	X L2 ét.	Y L2 ét.	Z	eau/sol	date	T	pH	C 25°C	Eh	O ₂ d	HCO ₃	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	¹⁸ O	² H	³ H
		m					°C		μS/cm	mV	mg/l										‰ vs SMOW	UT
F1739	st just de claix	831582	2012261			16-juin-09	13.9	7.01	758	211	8.69	337.0	139.0	7.02	8.79	3.24	18.92	44.44	44.6			
F1740	st just de claix	831931	2013275			19-juin-09	13.8	7.17	749	117	8.95	337.0	142.9	8.15	7.85	1.72	20.7	34.74	45.54			
P115	st just de claix	831640	2014590	216	14.8	11-juin-09	21	6.99	764	187		351.0	148.7	7.43	7.64	1.64	15.87	46.15	40.57			
P26	st lattier	822360	2012240	185	16.2	27-août-09	15.5	7.48	651	134	10.08	283.0	119.4	5.72	8.61	2.07	10.41	14.76	24.98	-8.18	-56.76	2.8
F1774	st maurice l'exil	792969	2046809	254	48	24-juin-09	15.7	7.23	600	77	8.79	228.0	113.2	2.06	9.62	0.66	24.79	24.15	51.02	-8.21	-56.71	8.2
S183	st maurice l'exil	823390	2047380	375		22-juil-09	13.4	7.35	632	150	0.00	281.8	123.2	3.04	11.08	0.90	25.27	24.99	39.99	-8.16	-57	8
P206	st paul les romans	820178	2011989	188	31	08-sept-09	15.2	7.25	677	97	8.35	272.1	130.8	12.02	8.22	1.49	11.56	24.68	36.07	-8.32	-57.84	5.8
P276	st paul les romans	820410	2009974	178	17.5	25-août-09	15.7	7.35	804	116	9	353.8	154.4	5.53	6.55	2.48	13.81	55.46	59.52	-8.16	-57.74	8.2
P277	st paul les romans	819290	2010810	184		25-août-09	24.8	7.39	745	44	4.41	351.4	119.4	6.8	5.79	1.82	11.8	73.25	5.45	-8.35	-59.92	7.6
P28	st paul les romans	821742	2010998	182	23	21-août-09	17.8	7.52	703	134	8.82	388.0	138.6	10.6	8.62	1.42	12.57	25.99	34.02	-7.98	-58.45	5.8
P93	st rambert d'albon	795283	2035360	159	21	23-juil-09	16.6	7.43	663	113	0.00	309.9	130.6	3.38	7.33	1.21	20.80	16.53	45.21	-8.5	-59.06	8.9
F1743	st romans	833900	2016141			16-juin-09	12.4	7.1	682	162	7.37	362.0	124.8	8.49	9.22	1.38	15.12	23.69	17.32			
F1744	st romans	835035	2017463			16-juin-09	14.2	6.98	955	223	7.28	455.0	182.1	12.26	7.94	6.92	17.96	74.79	34.03			
P252	st romans	834043	2016199	217		19-juin-09	13.2	7.16	730	105	7.44	375.0	137.2	10.09	11.21	1.33	16.42	26.7	14.72			
F1757	st sauveur	836638	2021404		45	02-juil-09	14.9	7.15	649	53	8.71	311.0	119.5	9.86	8.61	1.35	16.91	20.89	37.69			
F1791	st sorlin en valloire	806250	2036270	215	4.5	20-juil-09	14.2	7.18	619	49	7.77	285.0	123.2	2.95	9.50	1.33	22.74	11.60	30.42	-8.44	-58.13	8.3
P140	thodore	821826	2039573	304		21-juil-09	14.2	7.4	501	130	7.53	162.0	96.6	2.64	7.09	1.87	10.42	5.70	11.31	-8.67	-59.33	8.9
P259	tourdan	811038	2044996	313	43	28-juil-09	21.5	7.61	502	111		268.4	89.3	9.40	10.52	0.93	12.97	11.62	27.98	-7.92	-55.35	6.7
P225	triors	819384	2014048	210	5.5	26-août-09	16.4	7.24	690	122	7.74	409.9	142.2	2.15	2.9	2.7	10.01	15.62	18.62	-7.91	-57.2	6.3
P30	triors	818570	2013170	189		21-août-09	16.1	7.67	601	135	8.94	346.5	104.4	18.1	6.76	1.78	9.43	18.88	19.16	-8	-58.63	3.7
S266	valence	804030	1997640	131		10-mars-09		7.22	575			260	86.41	7.19	6.64	1.16	14.9	32.22	43.32	-8.23	-55.56	

Annexe 3.2 Suivi des eaux de la source de Roybon (S 233)

Date	18O	2H
	‰ vs SMOW	
25/02/2009	-9.26	-63.44
16/03/2009	-9.4	-63.05
20/03/2009	-9.42	-63.86
08/04/2009	-9.39	-63.22
20/05/2009	-9.21	-62.44
19/06/2009	-9.18	-62.74
01/07/2009	-9.1	-62.94
19/08/2009	-9.38	-62.23
01/09/2009	-9.32	-62.81
21/09/2009	-9.1	-63.52
05/10/2009	-9.74	-66.71
30/10/2009	-9.73	-66.02
20/11/2009	-9.67	-66.2
23/11/2009	-9.69	-66.13
16/02/2009	-9.9	-67.47

ANNEXE 4 Résultats des jaugeages et prélèvements en rivière

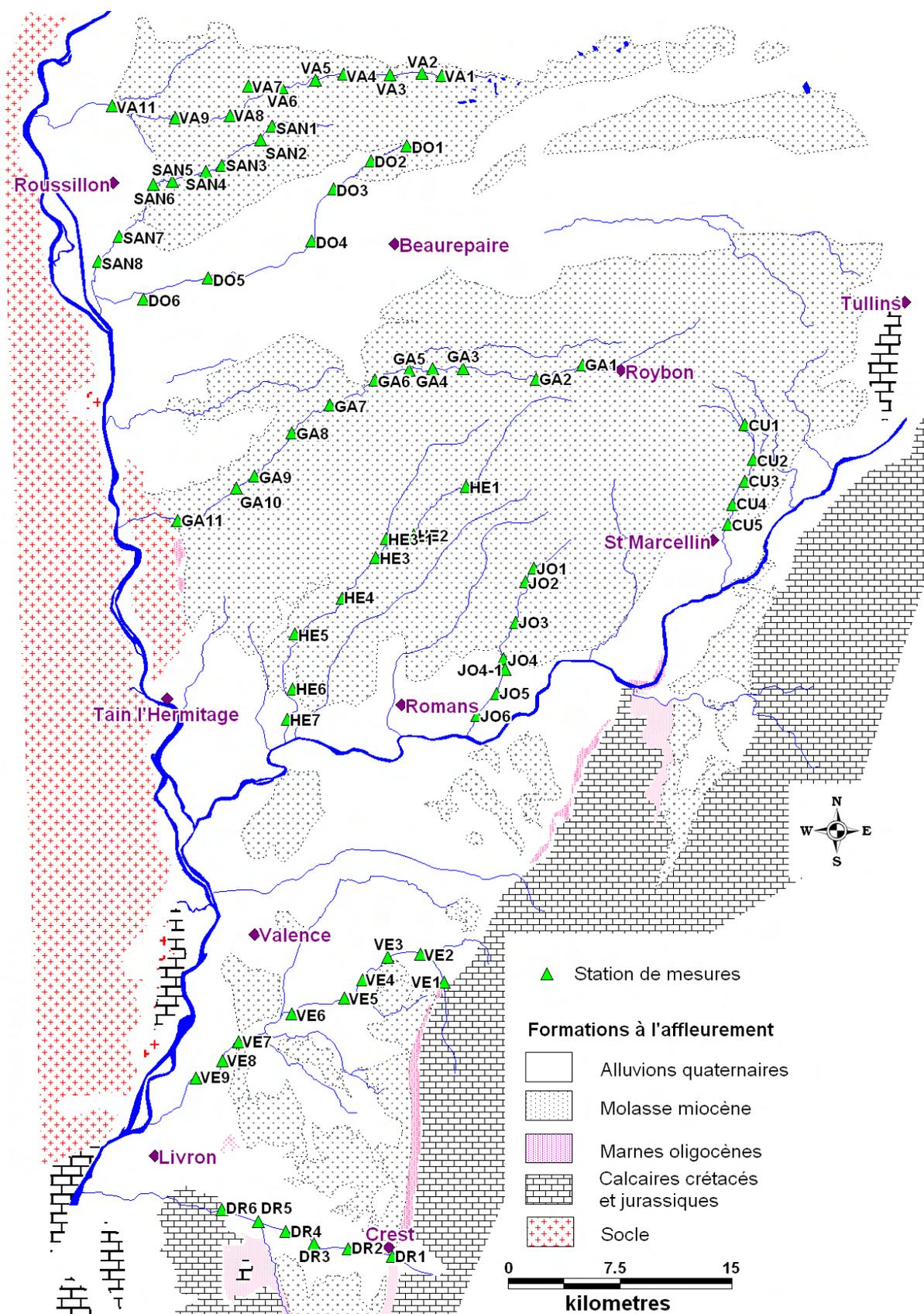


Figure 4-1 : Localisation des stations de jaugeages et de prélèvements en rivière

Rivière	Code Station	Commune	Lieu-dit	X L2 ét. (m)	Y L2 ét. (m)	Z (m NGF)	Distance à la source (km)
Cumane	CU1	Varacieux	Chironay	836530	2029210	386	3.9
	CU2	Varacieux	Lest Travers	837050	2026850	337	6.45
	CU3	St Vérand	Station de Pompage	836500	2025350	308	8.1
	CU4	St Vérand	Muletière	835720	2023800	280	9.9
	CU5	St Vérand	Montuzé	835410	2022450	230	11.4
Dolon	DO1	Pisieu	mon Marchand	831927	2047988	365	1.49
	DO2	Revel Tourdan	La Roche	811494	2046943	330	4.28
	DO3	Tourdan	Ferme Buzat	809006	2045078	290	7.7
	DO4	Pact	Bois Vieux	807527	2041550	245	12.29
	DO5	Bougé Chambalud	Chante-Caille	800640	2039060	186	21.39
	DO6	Chanas	Feuillet	796280	2037655	149	27.75
Drôme	DR1	Crest	Mazorel	812930	1973149	182	0
	DR2	Crest	seuil SMARD	809983	1973659	168	1.84
	DR3	Allex	Grand Grange	807680	1973971	160	4.7
	DR4	Allex	Les Maties	805830	1974813	145	7.59
	DR5	Allex	Les Pues	803951	1975447	130	9.62
	DR6	Allex	Les Marais	801508	1976289	125	11.97
Galaure	GA1	Roybon	Le Guivat	825650	2033210	469	9
	GA2	Montfalcon		822560	2032240	430	12
	GA3	Le Grand Serre	La Saone	817670	2032940	372	18
	GA4	Le Grand Serre	Chevanet	815640	2032970	352	20
	GA5	Le Grand Serre	Billaudière	814040	2032850	340	22
	GA6	Hauterives	Dravay	811760	2032200	299	25
	GA7	Hauterives	Moulin de Treigneux	808750	2030520	269.35	29
	GA8	Chateauneuf de Galaure	Les Méfelles	806230	2028640	246.87	33
	GA9	Mureils	Les Lites	803730	2025750	211.79	37
	GA10	La Motte de Galaure	La Bouvetière	802520	2024900	204.7	38
	GA11	Saint Uze	La Prairie	798590	2022720	163	44
Herbasse	HE1	St Laurent d'Onay		817860	2025010	340	10.5
	HE2	Crépol	Les Milliards	814350	2021750	280	15.85
	HE3	Marges	Les Guinots	811840	2020240	245	18.9
	HE4	St Donat Herbasse	Chabran	809560	2017490	215	22.8
	HE5	St Donat Herbasse	Les Fraysses	806410	2015090	178	27.3
	HE6	Clérieux		806290	2011380	156	31.1
	HE7	Pont de l'Herbasse		805910	2009340	145	33.61
Limone	HE3-1	Cabaret Neuf	Piscicultures	812510	2021520	260	18.1
Joyeuse	JO1	Montagne	Le Sabot	822420	2019520	280	0
	JO2	Montagne	Le Saladot	821830	2018610	260	1.13
	JO3	Parnans	Le Lavoir	821190	2015870	220	4.3
	JO4	Chatillon St Jean		820370	2013400	199.79	7.3
	JO5	St Paul les Romans	Pont	819930	2011080	183.89	9.9
	JO6	St Paul les Romans	Buissières	818610	2009570	168.43	12
Canal irrigation	JO4-1	St Paul les Romans	Trois Morliets	800610	2012870	190	7.8
Sanne	SAN1	La Chapelle Surieux	Les Guichards	804904	2049286	340	4.54
	SAN2	La Chapelle Surieux	L'Allemane	804143	2048383	314	5.85
	SAN3	La Chapelle Surieux	Chassognol	801524	2046670	272	9.35
	SAN4	St Romain		800462	2046237	250	10.73
	SAN5	St Romain	Combe Aina	798226	2045581	235	13.2
	SAN6	Ville sous Anjou	Pré Cheval	796960	2045380	220	14.84
	SAN7	Salaise sur Sanne	Le Prieuré	794660	2041880	168	20.08
	SAN8	Salaise sur sanne	La Gare	793270	2040191	154	22.45

Rivière	Code Station	Commune	Lieu-dit	X L2 ét. (m)	Y L2 ét. (m)	Z (m NGF)	Distance à la source (km)
Varèze	VA1	St Julien	Le Content	816246	2052707	435	3.25
	VA2	St Julien	Chambarans	814934	2052882	419	4.63
	VA3	Buis	La Tour de Buis	812795	2052746	380	5
	VA4	Buis	Grange Marse	809700	2052800	360	8.13
	VA5	Cours et Buis	Fanjat	807782	2052414	325	12.67
	VA6	Montseveroux	Les Moulins	805536	2051914	300	15.57
	VA7	Montseveroux	Le Gontard	803331	2052009	273	18.24
	VA8	St Alban	Le Rivier	802072	2050026	260	20.07
	VA9	St Alban		798430	2049890	245	24
	VA10	Chessieu	La Planche	795674	2950163	201	28.31
	VA11	Auberives sur Varèze	Le Clos	794177	2050700	191	30.26
Véore	VE1	Combovin	Baumier	816380	1991590	318	6.7
	VE2	Chabeuil	Les Faucons	814800	1993490	258	9.5
	VE3	Chabeuil	Le Gué	812630	1993300	220	12
	VE4	Chabeuil	Brocard	810950	1991770	189	14.6
	VE5	Chabeuil	Pont Chaillard	809710	1990520	165	16.8
	VE6	Beaumont les Valence	Pont de Quart	806210	1989450	140	20.7
	VE7	Beauvallon	St Gervais	802640	1987590	119	25.4
	VE8	Beauvallon	Marsauze	801580	1986300	114	27.2
	VE9	Etoile	La Paillasse	799780	1985140	103	29.7

Tableau 4-1 : Descriptif des stations de mesure

Les résultats de mesures de débit réalisées en 2008 sont présentés dans le tableau 2-2. Toutes les rivières n'ont pas pu être jaugées cette année là en raison de fortes pluies fin août / début septembre rendant l'accès aux rivières difficile et compromettant l'interprétation des résultats.

Code station	Date	Débit (l/sec)	Code station	Date	Débit (l/sec)
CU1	28-août-08	10	HE1	25-août-08	219.2
CU2	28-août-08	0	HE2	25-août-08	152.9
CU3	28-août-08	0.5	HE3	25-août-08	192.4
CU4	28-août-08	15.9	HE3-1	25-août-08	73.15
CU5	28-août-08	50.5	HE4	25-août-08	418.6
GA1	20-août-08	181.4	HE5	25-août-08	613.4
GA2	20-août-08	232.9	HE6	25-août-08	717.8
GA3	20-août-08	215.1	HE7	25-août-08	876.6
GA4	20-août-08	234.5	JO1	28-août-08	2
GA5	20-août-08	290.7	JO2	28-août-08	23.97
GA6	20-août-08	207.5	JO3	28-août-08	121.8
GA7	20-août-08	134.3	JO4	28-août-08	102.46
GA8	20-août-08	259.6	JO4-1	28-août-08	37.2
GA9	20-août-08	174.5	JO5	28-août-08	105.77
GA10	20-août-08	225.9	JO6	28-août-08	97.1
GA11	20-août-08	573			
GA12	20-août-08	624			

Tableau 4-2 : Résultats des jaugeages réalisés en août 2008

En 2009 toutes les stations ont fait l'objet de jaugeages. Les prélèvements pour l'analyse des ions majeurs et des isotopes de la molécule d'eau n'ont été réalisés que sur certains cours d'eau. Les résultats obtenus sont présentés dans les tableaux 2-3, 2-4 et 2-5.

Code station	Date mesure	Débit (l/sec)
DO1	13-août-09	2
DO2	13-août-09	10.99
DO3	13-août-09	0
DO4	13-août-09	0
DO5	13-août-09	0
DO6	13-août-09	2
SAN2	13-août-09	4
SAN3	13-août-09	24.67
SAN4	13-août-09	17.18
SAN5	13-août-09	36.43
SAN6	13-août-09	4
SAN7	13-août-09	57.02
SAN8	13-août-09	30.44

Tableau 4-3 : Mesures de débit sur la Sanne et le Dolon en août 2009

Code station	Date	Débit l/sec	C 25°C $\mu\text{S/cm}$	HCO ₃ mg/l	T °C	pH	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃
VA2	11-août-09	2	330	205	15.7	8.18	63.59	1.68	3.92	1.09	4.79	1.41	3.32
VA4	11-août-09	23.9	399	251.3	18.2	8.47	80.37	1.9	4.04	1.02	6.01	5.3	3.87
VA5	11-août-09	85.9	431	259.9	17.8	8.31	83.13	2.03	4.47	1.02	8.47	7.59	6.12
VA6	11-août-09	4.5	393	231.8	23.2	8.24	73.74	2.09	5.91	1.36	9.99	8.18	2.51
VA7	11-août-09	0											
VA8	11-août-09	43.1	461	248.9	17.6	8.08	88.18	2.86	4.2	0.89	9.16	11.71	3.31
VA9	11-août-09	125.4	450	273.3	19.1	8.34	77.98	8.7	9.25	1.64	10.16	9.46	5.12
VA10	11-août-09	195.8	446	274.5	21.2	8.19	77.29	9.14	9.09	1.41	10.85	9.88	4.8
VA11	11-août-09	129.2	464	270.8	17.9	8.2	79.97	8.15	9.03	1.18	12	10.04	8.72
VE1	14-août-09	44.2	473	287.9	16.5	7.37	90.89	5.24	3.97	1.46	5.89	13.38	2.75
VE2	14-août-09	49.5	475	222	17.1	8.07	90.36	5.26	4.26	1.62	8.26	16.33	24.76
VE3	14-août-09	36.1	489	222	16.5	8	94.98	4.91	4.14	1.56	8.78	16.22	25.31
VE4	14-août-09	0											
VE5	14-août-09	0											
VE6	14-août-09	0											
VE7	14-août-09	437.1	509	252.5	18.8	8	90.16	9.26	9.08	1.58	13.23	34.72	17.96
VE8	14-août-09	337.9	491	248.9	19.8	8.27	87.67	9.28	9.06	1.61	12.73	34.84	17.54
VE9	14-août-09	251.9	505	250.1	21.6	8.32	88.87	9.35	9.45	1.65	13.5	33.25	20.12
HE1	10-août-09	129.3	413	251.3	17.4	8.23	80.53	2.75	3.77	2.27	6.17	6.98	4.53
HE2	10-août-09	71.5	386	220.8	18.3	8.37	72.81	3.22	3.86	1.79	7.39	10.32	7.03
HE3	10-août-09	102.	440	241.6	21.9	8.33	84.25	5.96	4.6	1.3	8.44	10.92	11.07
HE4	10-août-09	346.4	440	264.7	20	8.48	79.48	8.23	5.37	1.4	7.78	9.77	8.22
HE5	10-août-09	554.7	454	266	20.4	8.62	76.53	10.98	7.66	1.82	9.65	9.99	10.81
HE6	10-août-09	724.1	421	245.2	25	8.52	69.51	10.37	6.29	1.44	9.07	10.34	8.45
DR1	03-août-09	2770	315	195.2	20.7	7.75	63.83	9.05	7.5	1.75	7.17	21.86	2.18
DR2	03-août-09	2040	362	194	19.8	8.2	61.36	8.79	6.59	1.46	7.31	21.83	1.97
DR3	03-août-09	2105	361	185.4	21.3	8.49	63.75	9.17	7.41	1.7	8.35	23.26	2.25
DR4	03-août-09	2586	351	181.8	23.8	8.39	64.22	9.06	8.01	2.13	8.68	23.35	2.86
DR5	03-août-09	1915	342	178.1	24.2	8.26	57.16	8.95	7.25	1.92	8.53	22.54	2.38
DR6	03-août-09	1355	342	178	24.8	8.2	57.37	8.92	7.56	1.7	7.84	22.54	0.87
GA2	12-août-09	87.5	327	187.6	18.8	8.23	64.08	1.4	4.33	1.24	7.33	2.79	2.75
GA3	12-août-09	135.1	358	215.9	19.8	8.23	71.52	1.9	4.58	1.34	7.64	4.13	1.58
GA4	12-août-09	54.6	367	224.5	20	8.33	71.49	2.38	5.36	1.57	8.61	5.31	2.21
GA5	12-août-09	174.1	360	226.9	20.7	8.41	72.26	2.69	5.24	1.44	8.87	6.07	1.84
GA6	12-août-09	0											
GA7	12-août-09	13.1	546	272.1	19.6	7.89	102.11	4.29	10.2	1.69	23.05	12.36	12.05
GA8	12-août-09	86.4	484	251.3	17.8	7.89	92.21	5.14	6.48	1.2	10.34	8.84	14.3
GA9	12-août-09	58.9	489	275.7	19.4	7.85	77.83	12	13.07	1.31	19.41	8.16	7.17
GA10	12-août-09	82.6	485	279.4	19.8	8.12	75.99	12.31	11.88	1.27	18.33	8.52	6.84
GA11	12-août-09	417	476	275.7	18.1	8.02	77.36	11.36	10.22	1.32	14.19	9.85	12.13

Code station	Date	Débit l/sec	C 25°C $\mu\text{S/cm}$	HCO_3 mg/l	T °C	pH	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO_4	NO_3
JO1	10-août-09	2	582	330.6	17.6	7.92	127.07	5.19	5.12	0.98	13.67	16.73	15.05
JO2	10-août-09	11.4	587	280.6	18.2	7.88	108.23	9.86	4.96	1.07	14	21.65	17.63
JO3	10-août-09	74.1	555	305	19.1	7.93	106.03	10.99	5.42	0.99	9.25	16.64	16.47
JO4	10-août-09	61.3	509	270.8	21.2	8.13	85.42	10.17	5.42	0.98	10.42	17.46	15.91
JO5	10-août-09	53.3	441	225.7	25.1	8.33	73.69	10.08	5.08	1.05	9.95	18.17	14.69
JO6	10-août-09	97.1	438	233	22.5	8.23	72.71	10.24	5.17	1.1	9.63	18.15	13.47

Tableau 4-4 : Résultats des jaugeages et de l'analyse des ions majeurs réalisées sur les rivières en août 2009

Code station	Date	$\delta^{18}\text{O}$	$\delta^2\text{H}$	^3H	\pm
		%o vs SMOW		UT	
DR1	03-août-09	-8.45	-59.04	6.4	0.4
DR2	03-août-09	-8.41	-59.04	6.4	0.5
DR3	03-août-09	-8.31	-58.22	7	0.6
DR4	03-août-09	-8.24	-57.4	6.3	0.4
DR5	03-août-09	-8.21	-58.13	6.6	0.6
DR6	03-août-09	-8.17	-57.86	5.6	0.3
GA2	12-août-09	-8.35	-60.56	6.9	0.6
GA3	12-août-09	-8.32	-59.42	7.1	0.5
GA4	12-août-09	-8.31	-58.9	6.3	0.4
GA5	12-août-09	-8.23	-58.62	7.1	0.6
GA7	12-août-09	-8.06	-57.82	8.1	0.6
GA8	12-août-09	-8.31	-58.28	4.3	0.5
GA9	12-août-09	-8.09	-58.05	2.9	0.7
GA10	12-août-09	-7.74	-57.31	3.1	0.5
GA11	12-août-09	-8	-56.51	4.1	0.7
JO1	10-août-09	-7.82	-56.7	8.4	0.3
JO2	10-août-09	-7.75	-57.01	9.9	0.6
JO3	10-août-09	-8	-57.67	6.6	0.4
JO4	10-août-09	-7.91	-57.33	7.9	0.4
JO5	10-août-09	-7.9	-57	6.4	0.5
JO6	10-août-09	-7.79	-56.77	7.5	0.5

Tableau 4-5 : Résultats des analyses isotopiques réalisés sur les rivières en août 2009

ANNEXE 5 Résultats d'analyses sur les eaux de l'aquifère molassique

Annexe 5.1 Caractéristiques des ouvrages prélevés

nom commune	X L2 ét.	Y L2 ét.	Z	prof. forage	eau/sol	position crépines	Q spé m ³ /h/m	K 10 ⁻⁵ m/s	T 10 ⁻³ m ² /s	utilisation forage
	m									
agnin	799110	2039050	181.9	150	-1	73-149	0.19			particulier
agnin	796910	2041190	228	95	27	76-92	0.25			irrigation
albon	798720	2030276	180	151	-1	43.4-147.8	1.1			abandonné
alixan	813492	2001746	198	63	40		0.3			particulier
anjou	799620	2041520	244.2	51	35	42.5-51	2.5			
anjou	799860	2042140	280	111	60	65-110	0.8			particulier
anneyron	800700	2035170	188	48	12.79	32-47				particulier
anneyron	797066	2036344	170.5	60	10					particulier
arthemonay	813570	2017710	296	123	44.35	70-120	6.4			irrigation
auberives en royans	833976	2011781	190	120	-1	41-45;49-53;57-61;65-69;73-85;89-93;97-101;104-120	0.24			AEP
beaufort	818676	2040758	284	80	6	33-78	2.23	5.4	2.7	AEP
beaumont les valence	804640	1990242	172.8	120	31.6		2.67			irrigation
bougé chambalud	802590	2040580	218	26						irrigation
chabeuil	812309	1993315	225	79	11					irrigation
chabeuil	807093	1994870	157.5	40	26					irrigation
chabeuil	812602	1991800	217	32	10		0.75			particulier
chabrillan	808145	1971818	199	130	3					particulier
chabrillan	809246	1971674	243	80						particulier
chantemerle les bles	802806	2018752		38	0					irrigation
charpey	814120	1998010	225	180	2.9	17,5-48,78; 56,6-171	4.5			irrigation
charpey	815987	1997101		92	9					irrigation
charpey	816345	1996803		100	0					irrigation
charpey	818196	1997146	307	48	9					particulier
charpey	814874	1997151	260	120						irrigation

nom commune	X L2 ét.	Y L2 ét.	Z	prof. forage	eau/sol	position crépines	Q spé m ³ /h/m	K 10 ⁻⁵ m/s	T 10 ⁻³ m ² /s	utilisation forage
	m									
charpey	816898	1997494	280	245	12	47,5-83,5;101,5-167,5;185,8-245	1.61	1.01	1.57	AEP
chasselay	836624	2031627	440	110	1.5	49-94	0.15	0.04	0.029	AEP
chateauneuf de galaure	808274	2030578	277	80	7.5					irrigation
chatillon st jean	820214	2014285	204.7	260	-1	78-250	3.5	1	1.8	AEP
chatte	830215	2019095	270	85.3			1.3			irrigation
chatte	830780	2019210	277	95	25		0.6			irrigation
chatte	830350	2018150	257	100	24.8	65-100	0.83			irrigation
chatte	829129	2019722	290	91						irrigation
chatte	829868	2019067	300	100						irrigation
claveyson	803392	2022691	221.8	122	12.7	56-120	9.6			irrigation
claveyson	804624	2023638	231.8	129	-0.2	11,28-16,92; 28,2-33,84; 39,48-42,3; 59,22-67,68; 78,96-84,6; 93,06-107,16; 112,8-124,08	1.4			particulier
crepol	815154	2022774	294	102	17.7	36.3-100	7.8			irrigation
crepol	813015	2023628	288	55	14		6			irrigation
crest	810971	1972072	203	90	23					AEP
crest	808441	1972945	175.6	100	-1					irrigation
divajeu	811080	1971050	205	173	-25	67-157	0.25			AEP
etoile sur rhône	804071	1984534	154.2	111	4.09	13-41; 47-70	7.9			irrigation
génissieux	816938	2013699	204.8	50	5.2		1.07			
grane	805807	1973015	175.3	100	-1					irrigation
hauterives	812575	2033796	442	300	139.5	116-168,1;180-196;216-300	1.44		1.17	AEP
izeron	838910	2021545	229	150	21.75	45-150	0.2			irrigation
izeron	839440	2021570	240	115		95-105				irrigation
jarcieu	804690	2039700	224	80	18.1	16-79	3.32			particulier
la motte de galaure	803054	2025894	217.3	105	7	36-48-54-100	2.9			irrigation
lapeyrouse mornay	807433	2039336	250	150	50	70-120	3			irrigation
lens Lestang	811984	2036825	292	51	19.1	23-38;44-50	0.56			particulier
les cotes d'arey	798145	2053110	268	102	17.51	60-100	2.9	2	2.5	AEP
manthes	809751	2038379	239	200		64-196				AEP
montagne	826083	2018977	290	100	19	35-100	3.1	1.9	1.54	AEP

nom commune	X L2 ét.	Y L2 ét.	Z	prof. forage	eau/sol	position crépines	Q spé m ³ /h/m	K 10 ⁻⁵ m/s	T 10 ⁻³ m ² /s	utilisation forage
	m									
montelier	814274	1997839	241	151.5	11.8	46-62;70-102;112-152	3.3			AEP
montelier	814343	1997738	240	63	10.5	57-63	1.5			particulier
montmeyran	808530	1985466	251.8	280	83	137.18-186.38; 198.62-216.17; 222.17-274.82	0.8	1.3	1.6	AEP
montmeyran	807865	1985197	158.9	100	1.2					irrigation
montmiral	820708	2018692	308	120	50					irrigation
montmiral	821550	2019740	362	201	93.4	109-197	0.8			irrigation
montoison	804363	1982028	190	40	2					irrigation
montoison	805587	1979200	163.6	100	4					irrigation
montoison	806434	1981836	227	300	70	150-183; 231-278; 288-294	6		1.4	AEP
montoison	806460	1981441	192.7	50	18	29-32; 35-41; 43,78-49,64; 52,5-55,5	0.15			particulier
montrigaud	819150	2029476	450	258	160.5	214-258	1.14			AEP
montvendre	811573	1988057		80						irrigation
mours st eusèbe	814220	2010860	170	102	12	74-102	0.28			irrigation
mureils	803628	2026778	235.4	120	23					irrigation
parnans	822097	2016790	250	70	11				2.3	irrigation
perroux	821268	2012900	199.9	62	28.5	31-59	2.2			particulier
peyrins	811581	2012781	281	150	100	100-150	4			irrigation
peyrins	810726	2015671	237	110	10					irrigation
revel-tourdan	811740	2045070	320	150	44.4	50-150	5	3.2	3.4	irrigation
revel-tourdan	811360	2047050	338	185	55	35-185	15.8		4.4	irrigation
romans sur isère	817993	2008625	172	63.3	15.7	47,3-63,3	0.6			particulier
romans sur isère	811776	2011086	221.4	268	55.54	52-196; 220-226; 232-238; 244-250; 256-262	3.8	3.5	7.4	AEP
romans sur isère	816850	2009940	175	75						industrielle
serre nerpol	839344	2031382	360	57	-6.5		0.44			particulier
serre nerpol	837290	2034510	490	70						particulier
sonnay	801192	2042586	263	60	37.8		0.35			particulier
st antoine	827489	2021369	295	120	12	39-120	5.6	2.15	2.25	AEP
st antoine	827965	2022980	340	153	52	76-146	3.75			irrigation
st antoine	826840	2020940	350	128	63.53		0.33			particulier
st antoine	826830	2024040	445	70						particulier
st antoine	826040	2022220	400	140	70					particulier

nom commune	X L2 ét.	Y L2 ét.	Z	prof. forage	eau/sol	position crépines	Q spé m ³ /h/m	K 10 ⁻⁵ m/s	T 10 ⁻³ m ² /s	utilisation forage
	m									
st antoine	828410	2020040	300	55	25					irrigation
st avit	805086	2025586	243	180	7	20-90				irrigation
st bardoux	808140	2011220	260	156	140					irrigation
st barthelemy de vals	801631	2022253	196.1	70	6					irrigation
st barthelemy de vals	800871	2022847	191	70	1.3	28-70				irrigation
st barthelemy de vals	801590	2021100	219	99.3	20.7	50.4-99.3	13			
st clair du rhône	792475	2050767	170	95	2	24.7-48; 56-91	0.5			AEP
st didier de charpey	815690	1997170	250	290	5.3	100,46-120,4;126,6-258,8;270,8-282,8	1.4	0.178	0.321	AEP
st hilaire du rosier	827548	2014803	182	150	-5	17-150	1	0.3	0.33	AEP
st hilaire du rosier	827382	2014637	178	85	-3	30-85	0.24		0.03	AEP
st hilaire du rosier	829204	2015389	240	50						particulier
st marcellin	834490	2023010	330	50						irrigation
st martin d'aout	806447	2027910	276	80	27					irrigation
st martin d'aout	808413	2028944	352	160	95					irrigation
st paul les romans	818488	2010441	181.5	96	30					irrigation
st paul les romans	818940	2008970	176	60						particulier
st rambert d'albon	803056	2031044	256	40	20		1.7			irrigation
st sorlin en valloire	807480	2035140	245	180	-1					irrigation
st uze	799640	2023176	175	72	3	20-72		67		AEP
st uze	799351	2023066	177.3	23	3.17					irrigation
st vérand	835775	2023892	291	35	7					irrigation
tèche	839285	2025180	310	100	40					AEP
thodore	820899	2036803	470	60						
upie	809760	1982365	205	150		11-42; 82-133	0.5			industrielle
valence	802552	1991731	165	80	29.5	50-80	8	4.38		particulier
varacieux	835860	2029642	465	130	0.73		1.9		0.5	reconnaissance
vaunaveys la rochette	812497	1978778	265	110	15					particulier
ville sous anjou	796898	2045125	215	75	5.56	25-75	3	1.1	0.76	AEP
ville sous anjou	796390	2045460	240	80	25	39-50;58-80	1.1			irrigation
ville sous anjou	796180	2042890	188	100	5.45	10-100	3		1.6	

nom commune	X L2 ét.	Y L2 ét.	Z	prof. forage	eau/sol	position crépines	Q spé m ³ /h/m	K 10 ⁻⁵ m/s	T 10 ⁻³ m ² /s	utilisation forage
	m									
ville sous anjou	797090	2046616	242	220	18.5	53,3-90;95,8-118,6;132,8-135,6;158,4- 192,6;198,2-212,3	3.12			irrigation
ville sous anjou	796510	2044500	201	100	0.83	10-100	3.1		6	

Annexe 5.2 Résultats des analyses chimiques

N°	Date	T °C	pH	C 25°C µS/cm	silice	O ₂ d	HCO ₃	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃
					mg/L									
119	02-juin-10	17.7	7.94	498		0.94	295	15	4.96	96.79	1.27	9.02	15.78	0
159	03-févr-10	13.3	7.37	398		9.46	236	69	8.81	4.05	0.74	6.03	4.78	18.04
173	27-août-09	10	7.6	488		4.12	312.2	41.93	31.41	15.05	1.17	1.5	11.38	0
199	01-juil-09	21.8	7.65	535			264	105	1.8	3.1	0.09	14	15	33
203	08-juil-10	16.1	7.76	381		9	203	78.45	4.05	3	0.57	7.12	8.21	11.41
234	07-juin-10	16.6	7.65	486		4.33	0	57.91	19.89	10.51	0.95	5.21	8.13	9.74
246	05-août-09	16.2	7.34	554		0.01	351.4	70.34	32.24	10.51	2.14	2.85	15.99	0
252	26-mars-09	16.6	8.06	422		3.66	171	3.2	21.4	11.18	1.5	1.96	3.18	0.01
259	30-juin-10	17.4	8.35	582		9.19	287	111.54	5.27	3.63	0.68	13.55	24.81	25.87
294	18-août-09	17.4	7.44	440		8.46	255	71.83	13.28	3.94	0.77	4.49	6.77	17.89
312	10-juin-10	17.8	7.25	541		7.45	325	76.35	17.63	10.78	4.05	12.66	12.82	5.51
323	05-août-09	15.5	7.27	621		0.01	407.5	69.07	39.93	11.38	2.59	3.49	11.99	0
345	06-juil-10	15.8	6.9	612		6.68	295	116.16	5.52	5.39	0.66	13.34	30.51	35.71
361	05-août-10	14.6	7.46	608		9.69	266	128.26	3.82	6.07	0.35	21.49	49.65	71.54
362	05-juil-10	14.9	7.27	814		7.77	342	159.39	5.01	8.34	0.43	22.21	63.62	51.15
367	01-juil-10	17	8.1	821		8.17	269	157.08	3.48	4.39	0.45	17.56	46.88	139.31
381	26-mars-09	16.6	8.09	402			296.5	26.85	38.67	9.08	1.4	2.67	4.32	0.76
382	15-juin-09	14.7	7.23	543	14.6	3.79	296	104.32	6.43	5.45	0.84	9.66	12.25	7.21
385	07-mai-09	12.7	7.28	394	16.6	8.69	207	76.93	1.42	3.09	0.67	8.92	3.97	16.38
388	29-mai-09	13.6	7.27	464	13.6	9.25	250	89.12	2.57	3.87	0.88	9.54	5.58	21.48
406	02-juin-09	16.2	7.02	660		9.04	349	123.86	8.74	6.72	0.58	12.35	24.76	22.26
679	02-juil-10	15	8.3	613		9.3	300	118.14	3.95	4.07	0.82	10.86	24.55	49.56
699	07-juil-10	15	7	644		9.55	264	128.59	2.78	5.34	0.45	17.56	48.55	47.62
735	18-août-09	19.1	8.06	373		8.72	187.9	75.52	2.23	3.74	0.84	3.43	2.78	6.21
786	07-juil-10	13.7	7.5	468		9.63	238	91.07	3.39	4.26	0.44	11.59	13.11	14.25
864	18-août-09	19.3	7.75	650		8.77	290.4	118.28	13.45	9.22	1.02	14.13	17.64	25.99
884	07-sept-09	16.6	7.59	400	23.2	6.61	273	47.33	21.26	10.45	1.23	1.97	6.99	0.01
952	27-août-09	14.6	7.61	618		9.4	386.7	137.96	10.31	4.07	1.18	18.18	35	35.05

N°	Date	T °C	pH	C 25°C µS/cm	silice	O ₂ d	HCO ₃	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃
					mg/l									
968	05-août-10	15.3	6.99	627		6.86	353	148.61	4.55	3.89	0.29	14.64	29	36.83
979	24-août-09	17	7.44	711		8.58	384.3	139.75	7.12	9.38	0.78	18.65	22.01	30.32
984	27-août-09	14.6	7.38	474		6.61	354	98.64	13.99	4.47	0.91	2.29	2.9	1.72
992	01-sept-09	14.6	7.53	350		9.28	190.3	67.75	2.3	2.15	0.55	2.45	4.33	11.27
1002	04-août-10	12.9	8.01	307		10.2	175	63.89	3.71	2.5	0.62	7.14	8.96	13
1051	08-juil-10	15.6	7.2	551		9.25	288	93.39	10.99	6.94	0.81	11.33	9.71	26.34
1057	21-juil-10	17.5	6.96	571		8.41	283	102.45	6.33	5.63	0.68	13.89	12.23	35.35
1064	18-août-09	15.7	7.36	446		9.35	241.6	88.33	2.83	3.8	0.58	5.1	6.32	23.89
1067	17-août-09	16.7	7.52	484		9.19	270.8	97.92	3.44	5.22	2.39	13.31	9.85	34.59
1098	18-août-09	15.6	7.32	528			303.8	108.56	5.32	4.45	0.72	8.11	9.63	26.61
1100	18-août-09	16.9	7.86	424			268.4	85.57	5.94	3.91	0.89	3.95	3.52	5.03
1108	25-août-09	14.7	7.28	784		9	283	151.3	5.86	5.41	2.87	16.37	48.93	55.14
1113	04-août-10	13.9	7.13	609		6.44	276	134.53	3.25	9.16	0.43	29.2	35.24	60.24
1131	17-août-09	17.7	7.66	570		8.86	320.9	106.13	10.85	9.87	1.2	12.1	18.58	18.79
1139	06-juil-10	15	7	857		9.87	288	156.2	13.52	5.19	0.49	36.2	60	109.44
1146	06-juil-10	20.6	7.96	690		9.05	325	136.73	5.41	2.14	0.98	12.95	20.13	57.82
1147	30-juin-10	14.6	7.77	691		3.53	329	135.74	6.49	7.65	0.12	15.28	40.64	43.61
1196	02-juil-10	15.3	8.15	753		9.16	372	146.63	7.44	5.34	6.4	13.88	36.26	40.68
1209	05-août-09	15	7.23	573		1.47	369.7	73.06	34.86	6.69	1.74	3.63	17.7	0
1213	05-août-09	22.3	7.16	710			366	96.38	36.93	11.49	2.33	19.87	54.04	13.86
1217	05-août-09	20.5	7.23	687		9.4	348.9	124.78	16	4.39	1.23	12.35	0	44.77
1227	05-juil-10	22.5	6.76	815		7.4	368	134.31	19.48	8.77	1.29	23.61	27.12	66.94
1245	07-juin-10	18.6	7	587		1.89	414.8	65	38	12	1.5	3.6	6	0
1273	18-août-09	17.1	7.56	527		6	350.1	60.5	36.8	6.62	1.27	2.79	10.35	1.7
1288	01-sept-09	16	7.6	442		5.58	244	63.82	9.4	14.47	1.61	8.32	13.17	15.29
1289	01-juil-10	22.4	7.5	310		9.12	163	54.16	3.92	5	0.3	5.19	4.92	5.11
1291	06-juil-10	17.7	7.6	721		7.92	314	142.23	8.16	6	0.65	19.45	39.23	56.92
1295	27-août-09	26.4	7.5	616		7.56	366	103.3	15.3	4.02	0.76	5.97	14.06	17.45
1313	25-août-09	23.4	7.38	596		8.19	334.3	118.67	4.64	4.54	0.71	7.5	10.04	27.2
1317	12-août-10	14.6	7.44	525		9.5	277	118.25	1.65	3.46	0.51	14.76	18.45	31.19
1321	21-août-09	24.2	7.37	672		8.76	285.5	128.65	6.19	13.43	0.73	16.24	49.53	53.58
1322	06-juil-09	13.6	7.09	588	18	8.3	275	115.32	2.22	3.73	0.58	13.18	13.71	33.43

N°	Date	T °C	pH	C 25°C µS/cm	silice	O ₂ d	HCO ₃	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃
					mg/l									
1360	17-avr-09	15	7.42	613		8.27	260	79.5	8.63	5.77	0.82	15.85	19.64	32.6
1361	17-avr-09	11.6	7.53	595	17.5	7.63	315	58.59	24.89	6.51	1.55	4.13	2.65	1.17
1366	14-avr-09	13.9	0	447		8.44	218	53.76	5.95	6.8	0.85	6.43	6.07	10.48
1368	14-avr-09	14.1	7.36	575	0.5	6.88	246	92.4	3.1	0.16	0.03	17.55	10.64	27.07
1372	6-juil-09	10.8	7.03	612	7.3	5.83	345	126.6	1.83	3.64	0.95	13.47	13.35	8.73
1375	18-août-09	16.2	7.83	465		9.05	245.2	87.26	5.27	3.93	0.65	5.43	8.51	22.54
1377	24-juin-09	15	7.04	763	18	8.23	354	142.66	9.02	9.83	0.72	18.94	37	43.82
1468	28-avr-09	12.2	7.2	505	19.2	9.8	268	71.28	2.29	3.18	0.71	3.09	0.8	4.12
1478	19-juin-09	14	7.08	599	12.5	8.81	332	147.85	3.75	3.97	0.73	7.03	42.55	29.69
1480	06-mai-09	14.9	7.24	499	47.3	1.6	317	72.9	16.4	14.46	2.95	2.96	6.64	0.32
1513	06-mai-09	14.8	7.14	477	15.7	7.88	282	88.84	6.75	5.61	0.97	4.72	2.4	5.67
1553	27-août-09	14.7	7.36	671		5.41	411.1	111.8	21.43	4.22	1.12	8.09	24.74	4.29
1560	08-sept-09	20.5	7.74	416		7.43	264.7	48.5	23.63	7.11	1.25	1.93	3.87	0.57
1648	25-juin-09	17.2	7.33	461		3.14	289	79.34	11.27	6.94	1.12	3.01	9.66	0.17
1651	01-avr-09	17.2	7.42	418	41.6	4.71	221	28.3	6.96	59.88	4.17	3.14	14.01	0
1654	07-juil-09	14.8	7.3	662	15	8.82	301	132.82	3.26	5.79	1.02	16.14	22.79	40.19
1657	01-juil-09	17.8	7.2	665		8.34	317	119.68	10.69	5.91	0.77	13.94	25.22	42.95
1668	15-juin-09	17.5	7.17	551	22.8	3.98	312	93.95	10.42	9.38	0.99	8.75	7.07	7.89
1669	28-avr-09	13.4	7.56	591		8.8	293	72.51	8.73	5.22	0.88	2.99	14.02	1.73
1671	17-juin-09	14.2	7.27	505		8.18	303	101.66	2.34	4.08	0.7	2.52	1.09	2.35
1678	20-juil-09	19.2	7.3	414	23.3	0.33	270	59.84	18.65	8.77	1.22	1.36	4.24	0
1680	02-juin-09	12.7	6.75	281		6.17	118	50.06	2.51	5.32	0.96	11.54	15.13	7.39
1704	16-juin-09	13.2	7.14	621	13.6	8.41	334	117.65	9.13	4.26	0.9	8.14	17.39	23.84
1705	16-juin-09	13.2	7.14	585		6.44	331	115.95	6.3	3.44	2.59	4.57	20.93	7.24
1706	27-mai-09	13.6	7.02	462	20.8	3.79	287	96.73	2.32	4.68	0.73	2.35	1.07	0.31
1710	11-juin-09	13.5	7.19	660	14.5	8.95	232	129.7	1.41	4.56	0.54	20.19	17.71	93.22
1722	26-août-09	18.1	7.27	703		8.69	278.2	134.04	3.82	3.12	0.95	20.03	30.47	89.98
1746	17-avr-09	14.3	7.05	528		10.8	240	70.25	6.17	5.29	0.72	8.86	10.7	14.38
1784	07-sept-09	12.4	7.45	570			246.4	44.83	23.17	3.97	0.79	1.69	1.98	9.07
1794	29-avr-09	14.2	7.21	551		9.75	237	87.6	0.32	1.77	0.15	11.23	18.36	33.54
1796	28-avr-09	11.5	7.26	524		8.77	262	76.6	0.96	2.24	0.56	3.58	12.2	6.37
1797	04-juin-10	13.9	7.4	460		8.79		85.01	7.18	2.19	0.66	4.16	11.05	11.81

N°	Date	T °C	pH	C 25°C µS/cm	silice	O ₂ d	HCO ₃	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃
					mg/l									
1798	02-avr-09	16.4	7.48	600			414	60.36	26.09	13.03	2.06	6.87	10.54	0.01
1799	01-juil-09				16.8		284	93.27	4.09	4.26	0.65	2.78	12.44	0
1800	29-mai-09	16.8	7.27	437		6.89	232	72.34	8.85	8.36	0.82	8.3	6.71	13.97
1801	15-avr-09	14.3	7.59	451	1.2	9.6	285	64	15.8	0.33	0.05	3.72	1.12	7.4
1804	01-juil-10	16.3	8.07	731		9.2	217	142.34	3.28	3.2	0.42	22.03	57.6	108.3
1807	20-oct-09	14.8	7.43	427	19.2	2.51	226	67.36	10.51	6.28	1.09	1.85	8.73	0
1809	23-juil-09	11.5	7.09	409		7.88	361	104.92	7.04	5.39	0.67	12.7	11.57	9.78
1809	28-janv-10	13.4	7.49	410	11.3	7.88	217	77.8	5.99	4.82	0.84	9.63	5.62	4.38
1810	05-août-09	19.5	7.2	650		0.01	427	81.87	38.25	10.11	1.85	3.55	14.17	0
1813	02-nov-09	17.3	7.44	383	26.2	1.15	253	47.76	15.18	14.66	1.23	3.84	8.46	0

Annexe 5.3 Résultats des analyses isotopiques

N°	Date	^3H ±		$\delta^{18}\text{O}$	$\delta^2\text{H}$	Date	A ^{14}C ±		$\delta^{13}\text{C}$
		UT					PCM		
				% vs SMOW					% vs PDB
159	03-févr-10	2.4	0.6	-7.98	-55.28				
173	27-août-09	0.4	0.5	-8.97	-62.19				
246	05-août-09	0.7		-7.88	-56.14				
252	26-mars-09	0.8		-8.81	-61.52				
294	18-août-09	2.2	0.4	-7.65	-56.47				
323	05-août-09	0.9		-7.8	-56.02				
381	26-mars-09	0.6		-8.59	-61.2				
382	15-juin-09	1	0.4	-8.15	-56.44	15-juin-09	96.1	0.6	-13.86
385	07-mai-09	7.4	0.3	-9.18	-63.08	07-mai-09	76.8	0.6	-13.18
388	29-mai-09	4.1	0.8	-9.13	-62.33	29-mai-09	96.3	0.5	-13.16
406	02-juin-09	6.8	0.6	-8.16	-55				
735	18-août-09	1.2		-8.38	-61.41				
864	18-août-09	5.3	0.5	-7.68	-56.12				
884	07-sept-09	1.1		-9.07	-61.65	07-sept-09	14.5	0.4	-7.88
952	27-août-09	7.4	0.6	-7.9	-55.25				
979	24-août-09	8.6	0.6	-7.59	-54.82				
984	27-août-09	1.2		-8.13	-57.78				
992	01-sept-09	0.5	0.6	-8.05	-56.04				
1036	26-août-09	5.2	0.5	-7.97	-56.09				
1064	18-août-09	2.4	0.4	-7.54	-55.34				
1067	17-août-09	6.1	0.5	-7.91	-54.82				
1098	18-août-09	2.8	0.4	-7.79	-56.17				
1100	18-août-09	2.4	0.2	-8.31	-60.32				
1108	25-août-09	7.8	0.8	-7.74	-55.44				
1131	17-août-09	2.7	0.2	-7.92	-55.49				
1132	17-août-09	10.1	0.6	-7.77	-54.98				
1209	05-août-09	1.3	0.3	-7.63	-51.08				
1213	05-août-09	4.8		-7.41	-53.31				
1217	05-août-09	8	0.4	-7.3	-52.9				
1273	18-août-09	1.1		-8.06	-58.54				
1288	01-sept-09	3.9	0.5	-9.56	-66.97				
1295	27-août-09	8.3	0.2	-8	-55.61				
1313	25-août-09	3.2	0.5	-8.03	-57.21				
1318	06-juil-09	4.2	0.4	-8.5	-59.61				
1321	21-août-09	6.7	0.3	-7.99	-58.05				
1322	06-juil-09	9.7	0.7	-8.37	-58.82	06-juil-09	92.7	0.5	-15.28
1360	17-avr-09	5.7	0.5	-7.98	-54.1				
1361	17-avr-09	1		-8.11	-55.52	17-avr-09	64.2	0.5	-11.24
1366	14-avr-09	2.6	0.4	-8.54	-58.34				
1368	14-avr-09	8.4	0.6	-8.05	-55.07	14-avr-09	89.7	0.5	-14.56
1372	07-mai-09	10	0.6	-8.96	-59.73	07-mai-09	122.2	0.5	-15.69
1375	18-août-09	2.8	0.7	-7.88	-55.7				
1377	24-juin-09	8.2	0.8	-8.01	-55.58	24-juin-09	111.2	0.5	-14.84
1468	28-avr-09	1.1		-9.16	-63.07	28-avr-09	85.7	0.5	-14.2
1471	28-avr-09	3.3	0.6	-9.28	-62.32				
1478	19-juin-09	7.8	0.7	-8.61	-59.86	19-juin-09	116.5	0.5	-15.6

N°	Date	^3H \pm		$\delta^{18}\text{O}$	$\delta^2\text{H}$	Date	A ^{14}C \pm		$\delta^{13}\text{C}$
		UT		% vs SMOW			PCM		% vs PDB
1480	06-mai-09	0.3		-7.92	-54.79	06-mai-09	62.5	0.4	-13.1
1513	06-mai-09	0.4		-8.54	-56.96	06-mai-09	87.4	0.6	-14.17
1553	27-août-09	10.4	0.6	-8.37	-58.82				
1560	08-sept-09	0.3		-8.37	-57.67				
1648	25-juin-09	1		-8.23	-56.31				
1651	01-avr-09	0.6	0.7	-9.67	-68.34	01-avr-09	9.2	0.3	-9.1
1654	07-juil-09	6.6	0.6	-7.98	-55.06	07-juil-09	105.7	0.5	-14.5
1657	01-juil-09	5.3	0.5	-7.92	-54.63				
1668	15-juin-09	0.8	0.4	-8.32	-56.32	15-juin-09	61.9	0.5	-12.42
1669	28-avr-09	1.9	0.4	-8.77	-60.31				
1671	17-juin-09	0.7		-9.07	-62.7				
1678	20-juil-09	1.1		-8.6	-60.27	20-juil-09	23.2	0.4	-8.08
1680	02-juin-09	7.2	0.4	-8.45	-58.05				
1704	16-juin-09	10.9	0.5	-8.56	-59.29	16-juin-09	113.1	0.5	-14.85
1706	27-mai-09	1		-8.51	-58.72	27-mai-09	77.3	0.5	-14.42
1710	11-juin-09	9	0.4	-8.31	-57.75	11-juin-09	87.8	0.7	-14.81
1722	26-août-09	8.1	0.6	-7.54	-54.4				
1794	29-avr-09	4.5	0.9	-8.5	-59.22				
1796	28-avr-09	9.9	0.5	-8.92	-61.31				
1798	02-avr-09	0.6		-8.23	-57.79				
1799	01-juil-09	0.4		-8.77	-59.23	07-sept-09	60.6	0.5	-13.3
1800	29-mai-09	2	0.4	-8.73	-58.77				
1801	15-avr-09	1.2		-8.99	-61.74	15-avr-09	53.3	0.5	-11.58
1807	20-oct-09	0.9		-9.01	-63.32	20-oct-09	58.4	0.5	-12.09
1809	23-juil-09	8	0.6	-8.58	-59.76	23-juil-09	87.1	0.5	-12.88
1809	28-janv-10	10	0.4	-8.58	-59.76				
1810	05-août-09	0.7		-7.62	-54.78				
1811	17-août-09	6.7	0.5	-7.7	-54.94				
1813	02-nov-09	0.8		-9.01	-63.86	02-nov-09	13.2	0.4	-11.1

Annexe 5.4 Résultats des analyses en éléments traces

N°	Date	Li	B	Al	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Rb	Sr	Mo	Cd	Sn	Sb	Ba	Pb	U
		µg/L																				
119	02/06/10	50.6	53.05		0.585	0.057	29.07	3.695	0.008		0.577	22.5	3.638	0.516	233.9	1.807	0.013	0.042	0.159	97.95	0.072	5.706
126	04/06/10	1.089	3.108		0.473	0.219	0.134	0.675	0.008		0.864	2.532	0.188	0.141	181.3	0.102	0.009	0.019	0.022	15.67	0.09	0.373
132	02/06/10	5.4	6.913		0.578	0.35	6.455	2.581	0.012		2.376	37.99	0.293	0.234	438	0.284	0.015	0.04	0.038	26.76	0.315	0.762
150	04/06/10	19.88	6.784		3.092	4.089	0.32	1.008	0.005	0.447	0.853	3.647	0.353	1.292	893.3	0.114	0.011	0.027	0.016	3.572	0.124	2.549
178	03/06/10	13.7	9.414		0.427	0.968	2.421	7.048	0.015		1.245	3.789	0.791	0.85	433.8	0.186	0.012	0.019	0.014	12.26	0.113	1.859
227	07/06/10	15.92	21.33		2.845	0.269	16.33	31.77	0.051		0.551	5.169	0.219	2.487	746.3	0.638	0.019	0.041	0.062	26.63	0.142	3.026
234	07/06/10	13.9	10.96	0.715	0.591	0.115	4.121	0.569	0.019		1.801	2.466	0.263	1.154	376.7	0.325	0.009	0.023	0.016	6.502	0.1	0.922
246	07/06/10	13.05	13.44	1.329	0.014	0.02	55.33	4786	0.073		0.125	3.154	0.274	1.937	1484	0.898	0.015	0.022	0.045	56.16	0.048	0.008
252	03/06/10	13.37	8.44		4.551	2.724	0.463	0.597	0.004		1.004	5.326	0.239	1.072	617.1	0.271	0.01	0.029	0.111	7.844	0.11	0.995
255	08/07/10	17.4	18.19	1.16	0.046	0.04	40.89	2.011	0.076	3.194	2.758	264	0.109	0.998	592.6	0.736	0.047	0.049	0.091	43.01	0.237	0.945
259	30/06/10	3.915	26.49	1.098	0.341	0.054	0.117	1.659	0.013		1.153	3.464	0.069	0.541	338.2	0.309	0.012	0.032	0.133	13.85	0.113	0.735
276	07/06/10	15.94	12.11	0.433	0.052	0.047	44.41	43.03	0.113	0.2	0.379	56.57	0.261	1.022	616.5	0.381	0.009	0.026	0.032	14.21	0.068	0.987
304	08/07/10	7.787	6.218	4.359	0.646	2.285	0.085	0.435	0.005		0.567	6.267	0.04	0.386	379.2	0.299	0.003	0.03	0.015	3.469	0.057	1.251
312	10/06/10	11.82	8.973	2.153	0.738	0.229	0.323	1.865	0.008	0.096	0.216	27.46	0.457	0.567	485.5	0.232	0.014	0.037	0.017	29.21	0.067	2.686
640	03/06/10	8.388	11.16		0.469	0.5	1.183	3.735	0.014		0.97	45.8	0.31	0.35	378.2	0.22	0.013	0.029	0.034	7.735	0.184	1.933
1051	08/08/10	7.421	7.773	1.504	0.408	0.376	0.424	1.475	0.016	0.017	2.087	8.975	0.051	0.183	259.1	0.229	0.011	0.041	0.05	12.29	0.27	0.652
1075	02/06/10	5.018	7.066		0.209	0.068	52.48	75.46	0.066	0.123	0.892	83.98	0.605	0.501	344.2	0.106	16	0.034	0.046	17.98	0.14	1.918
1245	07/06/10	19.74	13.6	0.673	0.013	0.06	13.69	131.5	0.6		0.336	1.547	1.31	1.85	821.5	0.418	0.008	0.022	0.026	33.73	0.061	0.77
1289	01/07/10	1.722	6.784	1.391	0.391	0.154	29.71	7.372	0.068	0.197	4.004	9.934	0.601	0.17	154	0.249	0.008	0.007	0.028	8.3	0.095	0.327
1480	08/06/10	42.74	9.104	1.467	0.008	0.024	100.9	485.2	0.222	0.013	0.169	2.217	9.399	4.822	540.2	3.469	0.016	0.031	0.027	137.8	0.051	0.344
1651	08/06/10	107.8	74.84	1.555	1.034	0.033	65.48	42.02	0.013	0.221	0.353	8.458	1.267	0.741	341.5	0.411	0.008	0.02	0.032	155.4	0.17	0.834
1668	08/06/10	18.09	6.816	1.369	0.075	0.032	88.19	144.5	0.123	0.393	1.258	5.151	0.239	1.173	366.3	0.24	0.011	0.009	0.21	24.2	0.592	0.61
1678	08/06/10	6.021	9.432	73.05	0.26	0.151	34.41	487.4	0.161	0.075	0.355	2.247	0.59	0.536	420.1	0.112	0.013	0.023	0.059	69.07	0.38	0.018
1797	04/06/10	1.952	9.366		0.172	0.196	0.16	1.022	0.009		0.522	2.553	0.06	0.12	309.2	0.193	0.011	0.023	0.024	10.87	0.049	0.465

Annexe 5.5 Résultats de l'analyse des pesticides

N°	Commentaires	Date	Atrazine	Atrazine Déséthyl	Atrazine Déisopropyl	Diuron	Métholachlore (R+S)	Oxadixyl	Simazine	Terbutylazine	Glyphosates	AMPA
			µg/l									
199	étude idées eaux	01-juil-09	0.14	0.28					0.06			
203		08-juil-10	0.02	0.04								
259		30-juin-10	0.01	0.05					0.02			
345		06-juil-10		0.03								
361		05-août-10	0.45	0.88	0.22		0.03		0.01			
362		05-juil-10	0.21	0.55				0.01				
367		01-juil-10		0.05								
382		15-juin-09		0.05								
388		29-mai-09		0.01			0.01				nr	nr
406		02-juin-09									nr	nr
407		01-juil-10										
582		05-juil-10	0.24	0.55	0.06		0.01					
679		02-juil-10	0.02	0.09								
699		07-juil-10	0.34	0.49	0.2		2.1		0.05			
746		02-juil-10	0.02	0.11	0.01						0.13	
786		07-juil-10	0.04	0.05					0.02			
884		07-sept-09										
959		30-juin-10	0.02	0.02								
968		05-août-10	0.01	0.1								
1002		04-août-10	0.12	0.07			0.09		0.03			
1051		08-juil-10		0.07			0.24	0.06				
1057		21-juil-10	0.04	0.05								
1113		04-août-10	0.05	0.14	0.01				0.04			
1132		04-août-10	0.02	0.04								
1139		06-juil-10		0.2								
1146		06-juil-10	0.11	0.5								
1147		30-juin-10		0.02								
1196		02-juil-10	0.12	0.17	0.12							
1227		05-juil-10	0.04	0.39	0.12		0.02					

N°	Commentaires	Date	Atrazine	Atrazine Déséthyl	Atrazine Déisopropyl	Diuron	Métholachlore (R+S)	Oxadixyl	Simazine	Terbutylazine	Glyphosates	AMPA
			µg/l									
1289		01-juil-10		0.02								
1291		06-juil-10	0.05	0.15								
1318		06-juil-09		0.05								
1322	présence de Bentazone (0,83µg/l)	06-juil-09	0.03	0.4								
1377		24-juin-09	0.03	0.05			0.04		0.03			
1468		27-mai-09									nr	nr
1478		19-juin-09				0.01						
1648	présence de Fénuuron	25-juin-09										
1651		01-avr-09										
1654		07-juil-09	0.05	0.04	0.06				0.06			
1668		15-juin-09	0.01	0.02								
1671		17-juin-09										
1678		20-juil-09										
1680	présence de Chlortoluron et Oxadiazon (0,05µg/l)	02-juin-09		0.06							nr	nr
1704		16-juin-09	0.02	0.02								
1706		27-mai-09	0.01								nr	nr
1710		11-juin-09	0.04	0.6	0.03							
1799		01-juil-09										
1800		29-mai-09									nr	nr
1807		20-oct-09									nr	nr
1809		23-juil-09										

* nr : analyse non effectuée

ANNEXE 6 Résultats d'analyse des isotopes de l'azote

N°	date	pH	T °C	C25°C µS/cm	HCO ₃	O ₂ d	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	δ ¹⁵ N ‰ vs AIR	δ ¹⁸ O (NO ₃) ‰ vs SMOW
					mg/l										
186	18-juin-10	7.38	14.2	782	337	8.43	152.52	4.07	3.66	0.76	21.48	33.93	76.76	6.29	5.8
247	10-août-10	7.14	14.5	514	275	9.32	119.46	2.59	3.08	0.47	11.75	16.94	46.34	4.52	7.8
248	18-août-10	7.37	14.8	462	262	8.56	98.42	6.17	4.36	0.86	12.5	16.51	23.23	5.57	6.1
281	18-juin-10	7.52	16.9	782	379	7.85	155.24	4.61	3.71	0.85	16.21	27.05	68.84	7.02	5.3
583	05-juil-10	8.48	15	666	308	9.08	134.64	10.46	3.77	0.84	13.42	25.28	55.13	7.5	6.3
722	29-juin-10	8.05	14.7	481	276	9.75	88.19	5.9	2.82	0.66	4.4	5.76	16.9	4.43	5.8
723	28-juin-10	7.44	14.7	654	351	7.76	129.36	6.12	4.83	1.75	14.72	18.29	24.97	6.41	4.5
1150	28-juin-10	7.85	17	591	288	9.63	113.6	6.56	3.15	0.82	11.27	18.68	40.68	7.57	6.3
1318	18-août-10	7.03	14.4	529	300	8.12	115.09	2.4	3.91	0.6	13.07	4.57	20.66	6	6.5
1575	12-août-10	7.18	22.6	449	258		99	3.22	3.03	0.63	8.08	13.28	27.52	4.61	7.1
1576	10-août-10	7.07	14.2	516	323	9.1	123.97	2.04	3.6	0.45	8.79	18.26	23.97	4.19	5.9
1577	10-août-10	7.51	13.7	380	235	8.47	76.68	2.9	3.71	0.33	6.86	1.66	18.21	5.37	6.8
1710	12-août-10	7.19	13.5	660	232		129.74	1.41	4.56	0.54	20.19	17.71	93.22	6.15	6.4
1711	10-août-10	7.29	15	523	277	8.76	104.16	1.48	2.94	0.61	8.29	6.01	20.88	6.42	6.4
1785	18-juin-10	7.77	14.7	471	309	10.54	88.57	5.19	3.81	0.7	4.41	4.75	14.27	5.6	5.6
1829	12-août-10	7.46	15.5	464	246	9.1	100.34	2.84	3.69	0.5	10.61	13.61	31.78	9.39	5.3
P100	29-juin-10	7.79	17.6	541	296	9.32	102.03	6.37	2.16	1.28	7.45	19.57	18.58	5.85	4.8
P303	28-juin-10	7.77	12.3	655	315	8.45	124.19	4.7	7.87	1.75	14.09	32.75	51.44	7.39	7
P239	18-oct-10	7.48	18	672	296		110.89	4.92	10.65	18.71	14.26	47.69	41.89	6.03	5.7
S270	18-juin-10	7.05	11.4	575	290	9.7	112.69	5.98	2.77	1.55	10.03	17.95	32.18	5.68	4.4

ANNEXE 7 Equations des modèles de correction de A_0

Les modèles de correction du A_0 sont brièvement présentés dans cette annexe. Une discussion exhaustive de leurs performances peut être consultée dans Fontes (1985, 1992), Clark et Fritz (1997) et Kalin (1999).

Abréviations utilisées :

g = CO_2 du sol

s = carbonate solide

A = activité du carbone-14

δ = teneur en ^{13}C (‰ vs pdb)

a = concentration en H_2CO_3

b = concentration en HCO_3^-

c = concentration en CO_3^{2-}

T = concentration en CMTD

ε_{ij} = facteur d'enrichissement de l'isotope stable entre l'espèce i et j

Modèles de dilution

Le modèle de Tamers est basé sur une balance chimique :

$$A_{0\text{Tamers}} = \frac{(a + 0,5 \cdot b) \cdot A_g + 0,5 \cdot b \cdot A_s}{(a + b)}$$

Le modèle d'Olive utilise la notion d'alcalinité et d'acidité pour définir un paramètre p correspondant au pourcentage de carbone actif dans le CMTD. Il distingue :

- Milieu calcaire $p = \frac{(ACI)}{(ACI)+(ACL)} = \frac{(ACI)}{2 \cdot T} < 1$
- Milieu non calcaire $p = 1$

Avec $(ALC) \approx b+2$ et $(ACI) \approx b+2 \cdot a$ en meq/L

La correction sur A_0 est alors :

- $A_0 = p \cdot 90$ pour une eau infiltrée avant 1952
- $A_0 = p \cdot 110$ pour une eau infiltrée après 1952

Le modèle de Pearson est basé sur une balance isotopique sur le carbone-13 :

$$A_{0\text{Pearson}} = \left[\frac{(A_g - A_s) \cdot (\delta_T - \delta_s)}{\delta_g - \delta_g} \right] + A_s$$

Modèles d'échanges isotopiques

Le modèle de Mook présente un facteur de correction ajouté au $A_{0 \text{ Tamers}}$:

$$A_{0 \text{ Mook}} = A_{0 \text{ Tamers}} + k_{\text{Mook}}$$

$$k_{\text{Mook}} = \frac{0,5 \cdot (A_g - A_s) \cdot [\delta_T \cdot (a + b) - (a + 0,5 \cdot b) \cdot \delta_g - 0,5 \cdot b \cdot \delta_g]}{(a + b) \cdot [0,5 \cdot (\delta_g - \delta_s) - \varepsilon_{gb}]}$$

Le modèle de Fontes et Garnier présente aussi un terme additif $k_{\text{F\&G}}$ à $A_{0 \text{ Tamers}}$ mais il permet d'envisager différentes possibilités d'échanges entre la phase gazeuse (F&G éq) ou la phase solide (F&G) :

$$k_{\text{F\&G}} = \frac{(A_g - A_s) \cdot [\delta_T \cdot (a + b) - (a + 0,5 \cdot b) \delta_g - 0,5 \cdot b \cdot \delta_g]}{(a + b) \cdot [\delta_g - \varepsilon - \delta_s]}$$

On suppose que pour le premier calcul ε égale ε_{gb} . Si $k_{\text{F\&G}}$ est négatif, l'échange isotopique se fait avec la phase solide, si $k_{\text{F\&G}}$ est positif l'échange se fait avec la phase gazeuse.

Lorsque H_2CO_3 et HCO_3^- sont en équilibre avec la phase gazeuse, le terme $(a+0,5 \cdot b) \cdot \delta_g$ de l'équation précédente devient :

$$(a + 0,5 \cdot b) \cdot \delta_g = 0,5 \cdot b \cdot (\delta_g - \varepsilon_{gb}) + a \cdot (\delta_g + \varepsilon_{ag})$$

De même le terme $(a+0,5 \cdot b) \cdot A_g$ devient :

$$(a + 0,5 \cdot b) \cdot A_g = A_g \cdot (1 + \varepsilon_{ag}^{14}) \cdot a + 0,5 \cdot b \cdot (1 + \varepsilon_{gb}^{14}) \cdot A_g$$

avec : $\varepsilon_{ij}^{14} = 2,3 \cdot \varepsilon_{ij}^{13}$ facteur d'enrichissement en radiocarbone entre l'espèce i et j.

Le modèle AIEA considère deux étapes, avec d'abord un équilibre entre les bicarbonates et le CO_2 gazeux puis une dissolution des carbonates de la matrice :

$$A_{0 \text{ AIEA}} = \frac{(\delta_T - \delta_s) \cdot (A_g - A_s) + (\delta_g - \varepsilon_{gb} - \delta_s) \cdot A_s}{\delta_g - \varepsilon_{gb} - \delta_s}$$

Le modèle d'Evans propose un modèle basé sur les processus de dissolution et de précipitation. Il considère que seule la précipitation est associée à un fractionnement isotopique :

$$\frac{A_g}{A_{0 \text{ Evans}}} = \left[\frac{(\delta_s - \varepsilon_{sb} - \delta_g)}{(\delta_s - \varepsilon_{sb} - \delta_{gT})} \right]^{(1+10^{-3} \cdot \varepsilon_{sb})}$$

Pour une température comprise entre 0 et 25°C, ε_{sb} est inférieur à 1 ‰ et l'équation précédente se simplifie :

$$A_{0 \text{ Evans}} = A_g \left[\frac{(\delta_s - \varepsilon_{sb} - \delta_g)}{(\delta_s - \varepsilon_{sb} - \delta_{gT})} \right]$$

Le modèle de Eichinger propose une correction du $A_{0 \text{ Tamers}}$ dans le cas d'un échange isotopique partiel avec les carbonates de la matrice :

$$A_{0 \text{ Eichinger}} = A_{0 \text{ Tamers}} \cdot E \text{ avec } E = \frac{\delta_T - \delta_e}{\delta_i - \delta_e}$$

δ_i correspond au $\delta^{13}\text{C}$ du CMTD après qu'aient eu lieu les processus de dissolution mais avant tout échange :

$$\delta_i = \frac{a \cdot \delta_a + 0,5 \cdot b \cdot (\delta_a + \delta_s)}{a + b}$$

δ_e correspond au $\delta^{13}\text{C}$ du CMTD en équilibre avec les carbonates solides :

$$\delta_e = \frac{a \cdot (\delta_a - \varepsilon_{sb} + \varepsilon_{gb} + \varepsilon_{ag}) + b \cdot (\delta_{as} + \varepsilon_{sbs})}{a + b}$$

Liste des Figures et Tableaux

Liste des Figures

Figure 1-1 : Localisation de la zone d'étude	8
Figure 1-2 : Répartition de la population sur la zone d'étude	9
Figure 1-3 : Situation géographique et contexte géologique du bassin du Bas-Dauphiné. Répartition des principaux faciès du secondaire (d'après Germain et al, 1984 et Debrand-Passard et al, 1984 dans De La Vaissière, 2006 modifié)	11
Figure 1-4 : Bloc 3D schématique de la plaine de Valence à la fin de l'Oligocène	12
Figure 1-5 : Paléogéographie du sillon subalpin durant le Burdigalien et le Langhien-Tortonien (Sissingh, 2001)	13
Figure 1-6 : Bloc 3D schématique de la plaine de Valence à la fin du Miocène	13
Figure 1-7 : Bloc 3D schématique de la plaine de Valence à la fin de la crise messinienne (a) et après le remplissage pliocène (b)	14
Figure 1-8 : La ria pliocène du Rhône dans son cadre géologique (Clauzon G., Fleury J. et al. 2005)	15
Figure 1-9 : Bloc 3 D schématique de la plaine de Valence aujourd'hui	16
Figure 1-10 : Coupes géologiques est-ouest du bassin molassique du Bas-Dauphiné (De la Vaissière, 2006)	18
Figure 1-11 : Carte morphostructurale et position des coupes géologiques – Coupe géologique n°5	19
Figure 1-12 : Carte du substratum du néogène – Profondeur et identification.	20
Figure 1-13 : Tentative de reconstitution des dépôts miocènes du Bas Dauphiné (Mandier 1988)	21
Figure 1-14 : Coupes géologiques simplifiées de forages selon un axe nord est - sud ouest	22
Figure 1-15 : Reconnaissance du faciès marneux du Miocène de base et du faciès conglomératique terminal	23
Figure 1-16 : Carte du remplissage pliocène dans la moyenne vallée du Rhône	25
Figure 1-17 : Carte des isohyètes normales	27
Figure 1-18 : Carte piézométrique synthétique de l'ensemble aquifère néogène et quaternaire (R.de la Vaissière, 2006)	33
Figure 1-19 : Esquisse de la piézométrie de la nappe de la molasse du Bas-Dauphiné entre le Rhône et l'Isère (Gouisset, 1985, modifiée)	34
Figure 1-20 : Esquisse piézométrique de l'aquifère molassique du Bas-Dauphiné	35
Figure 1-21 : Variation des niveaux piézométriques de l'aquifère molassique au piézomètre de Margès	36
Figure 1-22 : Variation des pluies d'hivers et d'été (juin, juillet et août) à Crest	37
Figure 1-23 : Carte des débits spécifiques de l'aquifère molassique	38
Figure 1-24 : Carte de synthèse des résultats de De La Vaissière (2006)	41
Figure 1-25 : Légende commune des sections présentées	42
Figure 1-26 : Section d'écoulement n°3 entre Peyrus et Valence (De La Vaissière, 2006)	42
Figure 1-27 : Section d'écoulement n°6, vallée de la Galaure (De La Vaissière, 2006)	43
Figure 2-1 : Faciès des eaux de la nappe profonde	52
Figure 2-2 : Répartition des teneurs en nitrates dans la nappe profonde	54
Figure 2-3 : Répartition des sulfates dans la nappe profonde	55
Figure 2-4 : Répartition des chlorures dans la nappe profonde	56
Figure 2-5 : Répartition des teneurs en magnésium dans la nappe profonde	59
Figure 2-6 : Répartition du sodium et du potassium dans l'aquifère molassique	60
Figure 2-7 : Evolution de l'indice de saturation de la calcite en fonction des teneurs en calcium	62
Figure 2-8 : Evolution de l'indice de saturation de la dolomite en fonction des teneurs en magnésium	62
Figure 2-9 : Evolutions des teneurs en magnésium en fonction du calcium	63
Figure 2-10 : Evolutions des teneurs en sodium en fonction des teneurs en calcium	64
Figure 2-11 : Diagramme des teneurs en sodium en fonction des teneurs en chlorures	65
Figure 2-12 : Evolution des teneurs en calcium et magnésium en fonction des bicarbonates	66
Figure 2-13 : Diagramme des concentrations en nitrates en fonction des concentrations en chlorures	67
Figure 2-14 : Diagramme des concentrations en nitrates en fonction des concentrations en sulfates	68
Figure 2-15 : Evolution des teneurs en tritium dans les précipitations de Montvendre (mars 2009 à avril 2010)	71
Figure 2-16 : Activités tritium vs concentrations en magnésium de la nappe profonde	72
Figure 2-17 : Activités tritium vs concentration en nitrates dans l'aquifère profond	73
Figure 2-18 : Répartition du Tritium dans les eaux de la nappe profonde	74
Figure 2-19 : Variation des teneurs en oxygène-18 (‰ vs SMOW) dans les précipitations de Montvendre (216 m NGF)	77
Figure 2-20 : Diagramme deutérium vs oxygène-18 dans les précipitations de Montvendre (216m NGF)	78

Figure 2-21 : Diagramme ^{18}O vs D des eaux de forage de l'aquifère molassique (en ‰ vs SMOW).	79
Figure 2-22 : Teneurs en Oxygène-18 des prélèvements en fonction des coordonnées Lambert II des points de prélèvement	81
Figure 2-23 : Relation entre deutérium (en ‰ vs SMOW) et altitude	82
Figure 2-24 : Altitude des forages en fonction de l'altitude calculée	82
Figure 2-25 : Carte de répartition de l'oxygène-18 dans l'aquifère molassique	84
Figure 2-26 : Carte de répartition du deutérium dans l'aquifère molassique	85
Figure 2-27 : Carte des différences d'altitude entre les points de prélèvement et le bassin versant	87
Figure 2-28 : Corrélacion entre $1/i_L$ et l'activité en carbone 14 (échelle semi-logarithmique, données 2009-2010 et De La Vaissière, 2006)	90
Figure 2-29 : Répartition de l'indicateur du temps de séjour $1/i_L$	91
Figure 2-30 : Relation $\delta^{13}\text{C}$ du CMTD vs $\alpha^{14}\text{C}$ des eaux de l'aquifère molassique du Bas-Dauphiné	94
Figure 2-31 : Carte des âges moyens de l'eau dans l'aquifère molassique	98
Figure 2-32 : Carte de situation des ouvrages choisis pour le calcul de vitesse de circulation des eaux	99
Figure 2-33 : Emplacement de la coupe hydrogéologique dans la vallée de la Valloire	102
Figure 2-34 : Légende de la figure 2-35 et de la figure 2-36	103
Figure 2-35 : Coupe hydrogéologique	103
Figure 2-36 : Bloc 3D du fonctionnement de l'aquifère molassique au niveau de la vallée de la Valloire	103
Figure 3-1 : Utilisation des diagrammes de fréquences cumulées pour indiquer les concentrations naturelles acquises par les eaux souterraines (d'après Shand et al, 2002, modifié)	108
Figure 3-2 : Représentation statistique des éléments majeurs (boxplot)	109
Figure 3-3 : Diagramme des fréquences cumulées pour les éléments majeurs	109
Figure 3-4 : Représentation statistiques des éléments traces (boxplot)	111
Figure 3-5 : Diagramme des fréquences cumulées pour les éléments traces	111
Figure 3-6 : Evolution du radiocarbone, du tritium et des éléments majeurs en fonction de $1/i_L$ (échelle semi-logarithmique). Les teneurs en tritium inférieures au seuil de quantification sont distinguées par les formes rouges et vides.	113
Figure 3-7 : Evolution des éléments Li, B, Sr et Ba avec le temps de séjour des eaux dans l'aquifère.	114
Figure 3-8 : Evolution de l'oxygène dissous, du fer, du manganèse et de l'uranium avec le temps de séjour des eaux dans l'aquifère.	115
Figure 3-9 : Evolution du potentiel d'oxydo-réduction et des concentrations en fer, manganèse et nitrates en fonction de l'oxygène dissous.	116
Figure 3-10 : Répartition des teneurs en manganèse en fonction des teneurs en fer (échelle logarithmique)	117
Figure 3-11 : Répartition des teneurs en fer et manganèse en fonction de l'Eh (échelle semi-logarithmique)	117
Figure 3-12 : Répartition du fer et du manganèse dans l'aquifère molassique	118
Figure 3-13 : Répartition de la somme des teneurs en pesticides sur le secteur d'étude	122
Figure 3-14 : Pourcentage d'occurrence des concentrations en nitrates, chlorures et sulfates	124
Figure 3-15 : Evolution des concentrations en nitrates dans la nappe de l'aquifère molassique (données Agence de l'Eau et DDASS)	125
Figure 3-16 : Evolution des teneurs en nitrates, chlorures et sulfates sur 4 ouvrages (données Agence de l'Eau, CG26 et ARS)	126
Figure 3-17 : Variation des concentrations en sulfates et chlorures en fonction des variations des concentrations en nitrates entre 2005 et 2010.	126
Figure 3-18 : Evolution des teneurs en nitrates dans l'aquifère molassique	127
Figure 3-19 : Carte de l'occupation des sols (Union Européenne – SOeS, CORINE Land Cover, 2006)	128
Figure 3-20 : Evolution des teneurs en Atrazine (ATR) et en Déséthyl Atrazine (DEA) dans des ouvrages suivi par l'ARS et le Conseil Général de la Drôme	129
Figure 3-21 : Carte de l'évolution des teneurs en pesticides (somme des pesticides analysés en 2005 et 2010)	131
Figure 3-22 : Concentrations en nitrates, sulfates et chlorures en fonction de la somme des teneurs en pesticides	132
Figure 3-23 : Variations des concentrations en nitrates, chlorures et sulfates en fonction de l'évolution des teneurs en pesticides entre 2005 et 2010	132
Figure 3-24 : Contexte géologique et hydrogéologique des Bayardières, situation de la coupe géologique	134
Figure 3-25 : Coupe géologique du secteur des Bayardières	135
Figure 3-26 : Situation du secteur d'étude et esquisse piézométrique de l'aquifère molassique	136
Figure 3-27 : Représentation graphique des gammes de variation de $\delta^{15}\text{N}(\text{NO}_3)$ observées dans la bibliographie	138

Figure 3-28 : Composition isotopiques des différentes sources de nitrates (Clark et Fritz, 1997)	140
Figure 3-29 : Faciès des eaux des sites des Bayardières et de Montagne	141
Figure 3-30 : Teneurs en sulfates (a) et en chlorures (b) en fonction des concentrations en nitrates sur les sites des Bayardières et de Montagne	142
Figure 3-31 : Teneurs en potassium en fonction des concentrations en nitrates (a) et en chlorures (b) sur les sites de Bayardières et de Montagne	142
Figure 3-32 : Relations $\delta^{15}\text{N} - \text{NO}_3$ dans les eaux des sites des Bayardières et de Montagne	143
Figure 3-33 : Relation $\delta^{15}\text{N} - \delta^{18}\text{O} (\text{NO}_3)$ dans les eaux des sites de Bayardières et de Montagne	144
Figure 4-1 : Carte piézométrique synthétique de la nappe de la molasse et des terrasses alluviales de Romans (Cave, mai 2005)	148
Figure 4-2 : Carte piézométrique synthétique de la nappe de la molasse et des alluvions de Bièvre Liers Valloire (SOGREAH, Juillet-Aout 2008, modifié)	149
Figure 4-3 : Evolution des débits en fonction de la distance à la source (ou au premier point de jaugeage pour la Drôme) - a) la Varèze, b) la Galaure, c) l'Herbasse, d) la Joyeuse, e) la Véore et f) la Drôme	153
Figure 4-4 : Localisation des zones d'émergences de la nappe de la molasse	154
Figure 4-5 : Localisation des bassins versants considérés	156
Figure 4-6 : Localisation des bassins versants étudiés	162
Figure 4-7 : Diagramme de Piper des eaux des aquifères superficiels	166
Figure 4-8 : Répartition des nitrates dans les nappes superficielles	167
Figure 4-9 : Répartition du magnésium dans les nappes alluviales	168
Figure 4-10 : Evolution des concentrations en magnésium et en nitrates et du débit en fonction de la distance à la première station de mesure le long a) de la Galaure, b) de la Joyeuse et c) de la Drôme en août 2009.	169
Figure 4-11 : Teneurs en magnésium en fonction des teneurs en nitrates sur le bassin versant a) de la Valloire, b) de la Galaure, c) des terrasses alluviales de Romans et d) de la Drôme	171
Figure 4-12 : Valeur de l'indicateur $1/i_L$ et des teneurs en nitrates des eaux des bassins versants a) de la Valloire, b) de la Galaure, c) des terrasses alluviales de Romans et d) de la Drôme (échelle semi-logarithmique)	172
Figure 4-13 : Répartition du tritium dans la nappe alluviale de la Valloire	174
Figure 4-14 : Répartition du tritium dans la nappe des terrasses alluviales de Romans	174
Figure 4-15 : Répartition du tritium dans la nappe alluviale de la Drôme	174
Figure 4-16 : Evolution de la teneur en tritium et du débit en fonction de la distance à la première station le long de a) la Galaure, b) la Joyeuse et c) la Drôme – Mesures réalisées en août 2009	175
Figure 4-17 : Teneurs en tritium et en nitrates des eaux des bassins versants a) de la Valloire, b) de la Galaure, c) des terrasses alluviales de Romans et d) de la Drôme	177
Figure 4-18 : Evolution des teneurs en deutérium et du débit en fonction de la distance à la première station le long de la Galaure – Mesures du 11/08/2009	178
Figure 4-19 : Répartition du deutérium (% vs SMOW) dans les nappes superficielles et les rivières	179
Figure 4-20 : Teneurs en oxygène-18 et en deutérium des eaux des bassins versants a) de la Valloire, b) de la Galaure, c) des terrasses alluviales de Romans et d) de la Drôme	181
Figure 4-21 : Evolution du débit et des concentrations en magnésium en fonction de la distance de la station de mesure à la source de la Varèze.	189
Figure 4-22 : Evolution du débit et des teneurs en magnésium dans en fonction de la distance à la source de l'Herbasse	189
Figure 4-23 : Evolution du débit et des teneurs en magnésium en fonction de la distance à la source de la Véore	191
Figure 5-1 : Schéma conceptuel de la drainance ascendante entre la nappe de la molasse et les terrasses alluviales de Romans	198
Figure 5-2 : Schéma conceptuel de drainance descendante pouvant avoir lieu en cas de surexploitation de la nappe de la molasse	200

Liste des Tableaux

Tableau 1-1 : Pluviométrie (P en mm) et températures (T en °C) moyennes pour 4 stations, données MétéoFrance	26
Tableau 1-2: Valeurs moyennes de précipitations (P) et d'évapotranspiration (ETP) et coefficient de correction apporté à l'ETP pour les stations de St Marcel les Valence et de St Etienne ST Geoirs, période 2000-2010	28
Tableau 2-1 : Paramètre physico-chimiques des eaux de la nappe profonde	51
Tableau 2-2 : Concentrations moyennes des éléments majeurs mesurées dans les eaux profondes	51
Tableau 2-3 : Matrice de corrélation des eaux de la nappe profonde	52
Tableau 2-4 : Coefficient de corrélation entre l'activité tritium et les ions majeurs	71
Tableau 2-5 : Statistique des résultats des isotopes stables de la molécule d'eau sur les précipitations (‰ vs SMOW)	76
Tableau 2-6 : Moyennes des teneurs en ^{18}O et ^2H sur l'aquifère molassique (en ‰ vs SMOW)	77
Tableau 2-7 : Notes attribuées en fonction des concentrations pour chaque élément considéré dans le calcul de l'indicateur du temps de séjour	89
Tableau 2-8 : Estimation de l'âge de l'eau à partir des indicateurs de temps de séjour	92
Tableau 2-9 : Teneurs en $\delta^{13}\text{C}$ équilibrant calculées sur les eaux de l'aquifère molassique.	93
Tableau 2-10 : Teneur de la minéralisation initiale de l'eau	95
Tableau 2-11 : Ages radiocarbone et A_0 calculés par les différents modèles	97
Tableau 2-12 : Calcul des vitesses hydrauliques et isotopiques selon des lignes d'écoulement	100
Tableau 2-13 : Calcul des distances de trajet moyen de l'eau dans l'aquifère et des vitesses d'écoulement	101
Tableau 3-1 : Résultats statistiques sur les éléments majeurs analysés dans l'aquifère molassique en 2009-2010.	107
Tableau 3-2 : Concentrations des éléments traces dans l'aquifère molassique du Bas Dauphiné	110
Tableau 3-3 : Statistiques des résultats d'analyses pesticides, printemps-étés 2009 et 2010	121
Tableau 3-4 : Evolution des concentrations en nitrates entre 2005 et 2010 dans l'aquifère molassique	123
Tableau 3-5 : Statistiques des résultats d'analyse pesticides pour les années 2005 et 2010	128
Tableau 3-6 : Evolution des concentrations en pesticides entre les années 2005 et 2010	129
Tableau 3-7 : Valeurs de $\delta^{15}\text{N}(\text{NO}_3)$ observées dans la bibliographie	138
Tableau 3-8 : Fractionnement observé lors de la dénitrification	139
Tableau 3-9 : Statistiques des paramètres physico-chimiques, des ions majeurs et des isotopes des nitrates sur les sites de Montagne et des Bayardières	141
Tableau 4-1 : Statistiques des débits des rivières Galaure, Herbasse et Véore (données DREAL Rhône Alpes)	150
Tableau 4-2 : Tableau descriptif des bassins versants	155
Tableau 4-3 : Prélèvements connus et estimés par département pour l'année 2006	158
Tableau 4-4 : Bilan hydrogéologique de la nappe de la molasse par bassin versant (en Mm^3 par an).	161
Tableau 4-5 : Paramètres physico-chimiques des eaux de rivière	164
Tableau 4-6 : Concentrations moyennes des éléments majeurs mesurés dans les rivières	164
Tableau 4-7 : Paramètres physico-chimiques des eaux des nappes superficielles	165
Tableau 4-8 : Concentrations moyennes des éléments majeurs mesurés dans les nappes superficielles	165
Tableau 4-9 : Statistique des teneurs en tritium (UT) dans les nappes superficielles et les rivières	173
Tableau 4-10 : Moyennes des teneurs en ^{18}O et ^2H sur les nappes superficielles et les rivières (en ‰ vs SMOW)	177
Tableau 4-11 : Calcul des apports de la nappe profonde à la nappe alluviale de la Valloire	183
Tableau 4-12 : Calculs des apports d'eaux anciennes de la nappe profonde à la Galaure.	185
Tableau 4-13 : Apports de la nappe profonde à la nappe superficielle de Romans calculés à l'aide des teneurs en différents éléments chimiques et isotopiques	185
Tableau 4-14 : Apports de la nappe profondes à la Joyeuse à la station 3 calculés à l'aide de différents éléments chimiques et isotopiques	186
Tableau 4-15 : Tableau récapitulatif des résultats obtenus par bassin versant	192

Résumé

L'aquifère molassique du Bas-Dauphiné est situé dans la vallée du Rhône, dans le Sud-Est de la France. Cet aquifère d'une superficie proche de 2900 km², et d'une épaisseur moyenne de 400m renferme une eau d'excellente qualité, utilisée par de nombreuses collectivités pour l'alimentation en eau potable. Cependant certains secteurs montrent une forte vulnérabilité de la nappe aux activités agricoles. L'utilisation d'outils géochimiques et isotopiques a permis de préciser le fonctionnement hydrodynamique de l'aquifère. Dans un premier temps, nous avons montré que la stratification des écoulements décrite précédemment sur la partie drômoise de l'aquifère s'étend au secteur isérois. Les eaux les plus profondes ont des vitesses de circulation de l'ordre du mètre par an alors que les flux superficiels ont des vitesses de circulations d'une centaine de mètres par an. D'autre part, le marquage des nappes superficielles et des rivières par des teneurs faibles en tritium (de 3 à 4 UT) et fortes en magnésium (jusqu'à 18 mg/L) indique un apport d'eaux anciennes, issues de l'aquifère molassique vers ces ressources superficielles. La définition de deux pôles d'eaux et l'application d'une équation de mélange couplés à la réalisation de bilans hydrogéologiques a permis d'appréhender les volumes échangés. Il apparaît finalement que les systèmes superficiels constituent l'exutoire principal de l'aquifère molassique. L'utilisation des éléments traces a mis en avant le rôle du temps de séjour des eaux dans l'aquifère ainsi que des conditions d'oxydo-réduction dans l'acquisition de la minéralisation. L'évaluation de la qualité naturelle des eaux de la nappe a montré l'impact des activités agricoles sur l'aquifère, avec près de 80% des échantillons présentant une teneur en nitrates supérieure à la concentration naturelle supposée. L'étude des teneurs en pesticides conforte ce constat. De plus l'étude de l'évolution des concentrations en polluants montre une dégradation croissante de la ressource.

Mots clés : aquifère profond, bassin molassique, temps de séjour, modèle de fonctionnement, bilan, qualité, isotopes stables, tritium.

The molassic basin of Bas-Dauphiné is located in south-eastern France, in the Rhône valley. With an average thickness of about 400 m, and a surface area of about 2900 km², this aquifer is an important groundwater resource for freshwater supply and agriculture. However, this resource is also vulnerable and is impacted by human activities. The use of geochemical and isotopic analyses made it possible to understand the hydrodynamic survey of the aquifer. Firstly, we showed the stratification of the groundwater previously described in the southern part of the molassic aquifer could be extended to the north. The groundwater flow velocity is about one meter / year for the deepest flow and around 100-200 meter /year for the shallowest flow. Secondly, superficial aquifers and rivers are marked by low tritium activities (3 to 4 UT) and high magnesium concentrations (until 18 mg/L), which indicate ancient molassic water contribution. The definition of two water types and the application of a mixing equation combined with hydrogeological balances lead to an estimation of the contribution of the deep aquifer to the shallow aquifer. It is finally established that surface water (aquifers and rivers) constitute the main outlet of the molassic aquifer. The use of trace elements shows the importance of the groundwater residence time and of redox conditions in the water mineralization. The assessment of baseline quality shows the impact of agricultural activities upon the aquifer, with nearly 80 % of samples showing higher nitrate concentration than the maximal natural concentration. This is confirmed by the study of pesticides concentrations. Furthermore, the evolution of pollutants concentrations points out a deterioration of the resource.

Key words: Deep aquifer, molassic basin, residence time, groundwater flow model, balance, quality, stable isotopes, tritium.