

SYNDICAT DU BASSIN DE LA VOUGE

ETUDE DES VOLUMES PRELEVABLES ET IDENTIFICATION DES RESSOURCES STRATEGIQUES SUR LA NAPPE DE DIJON SUD

Phase 3bis : Identification et caractérisation des secteurs stratégiques de la nappe de Dijon Sud



*Rapport définitif
Décembre 2011*

BRL
Ingénierie



Projet cofinancé par l'Union Européenne.
L'Europe s'engage avec le Fonds européen de développement régional.



2. ELEMENTS D'ANALYSE

2.1 RAPPELS SUR LA STRUCTURE DE L'AQUIFERE

La structure de l'aquifère a fait l'objet d'une description approfondie en phase 1 de l'étude de détermination des volumes prélevables. Le comportement hydrodynamique des nappes profondes et superficielles a fait l'objet d'investigations à l'aide d'un modèle maillé spatialisé en phases 3 et 4 de la même étude.

Il nous a cependant paru utile de rappeler certains éléments de structure ou de comportement pour bien comprendre les enjeux de cette étude dédiée à la description de la qualité des eaux des nappes de Dijon Sud.

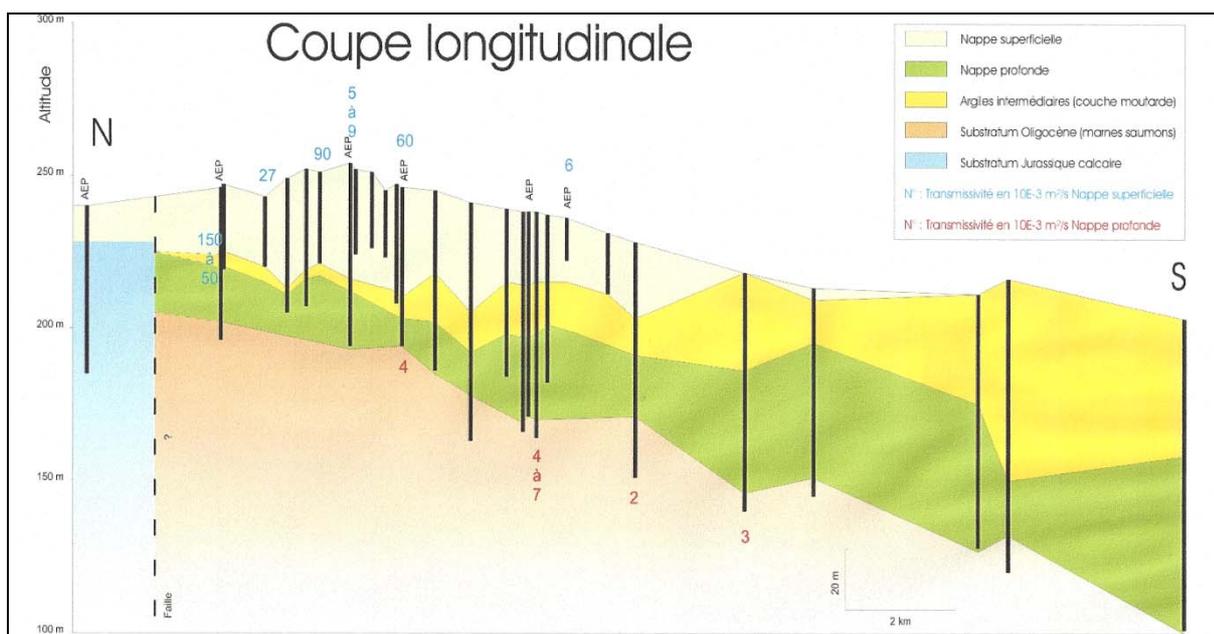
2.1.1 Contexte géologique et hydrogéologique

La nappe de Dijon Sud se développe dans les dépôts quaternaires anciens de la Vallée de l'Ouche bordée à l'Ouest par les reliefs jurassiques (présence d'une large zone d'éboulis) et à l'Est par les dépôts actuels de l'Ouche et l'Oligocène.

Ces dépôts sont constitués d'une alternance de couches sablo-graveleuses de granulométrie variable et avec la présence d'intercalations argileuses qui en font un système hétérogène.

La nappe débute au sud-est de l'agglomération de Dijon au niveau du canal de Bourgogne et du lac Chanoine Kir. La présence d'une couche argileuse dite « couche moutarde » conduit à la séparation de la nappe en deux sous-ensembles à hauteur du sud de la commune de Chenôve ; on a alors superposées, une nappe profonde et une nappe superficielle. La coupe ci-dessous permet de visualiser ce système hydrogéologique :

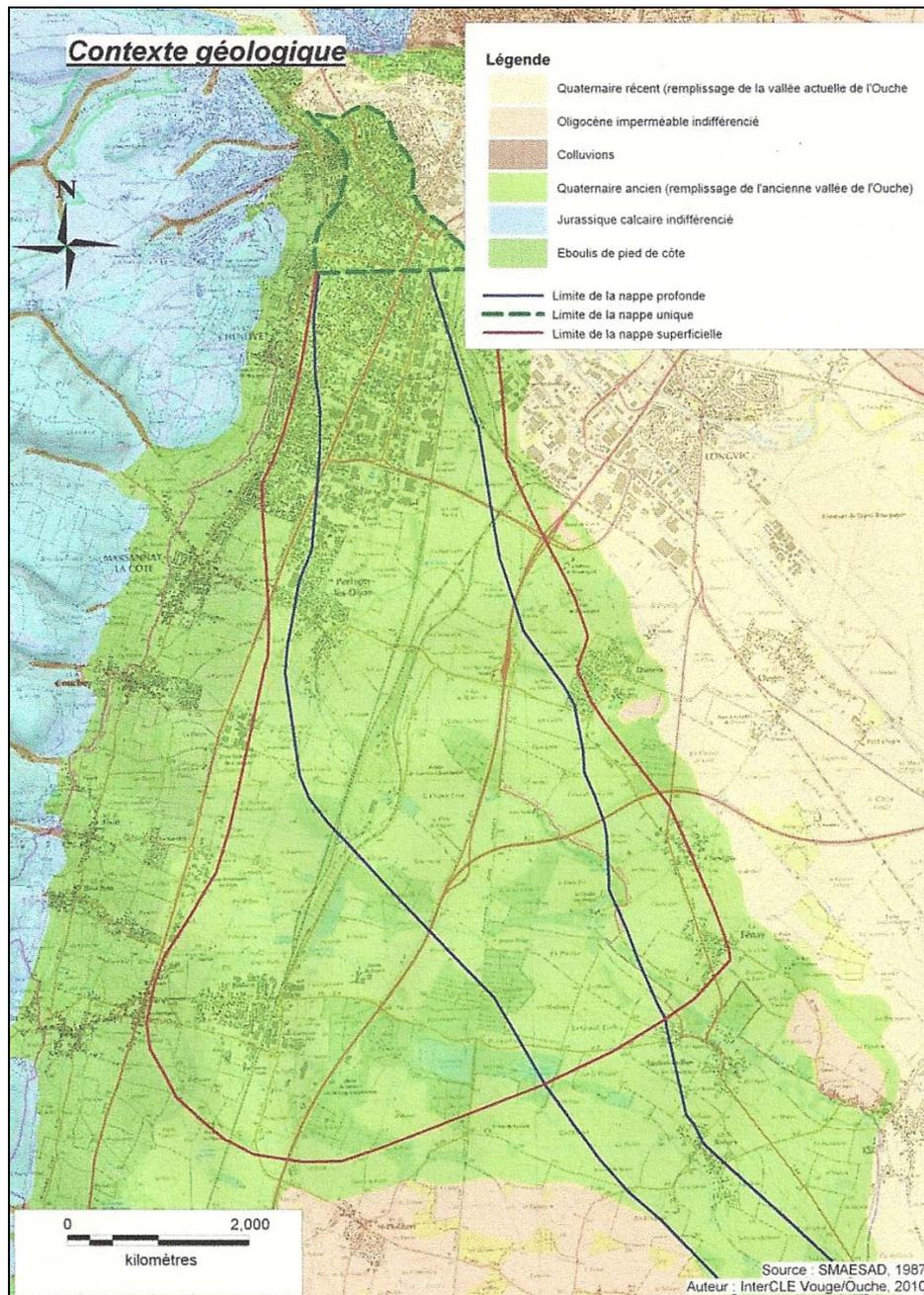
Figure 1 : Contexte géologique en coupe N-S (SMAESAD, 2002)



La nappe superficielle aurait une forme de « goutte » qui suit à peu près la géologie du quaternaire ancien. Son exutoire est constitué de la zone des marais de la Cent Fonts et des étangs de Satenay. La nappe superficielle peut également recevoir des apports latéraux par l'intermédiaire des combes entaillant le Jurassique.

La partie profonde s'écoule le long d'une gouttière de 18 km de long orientée vers le Sud. La nappe profonde est encaissée dans le substratum imperméable et n'est donc pas a priori alimentée par les coteaux. L'exutoire de la nappe profonde vers le Sud est inconnu.

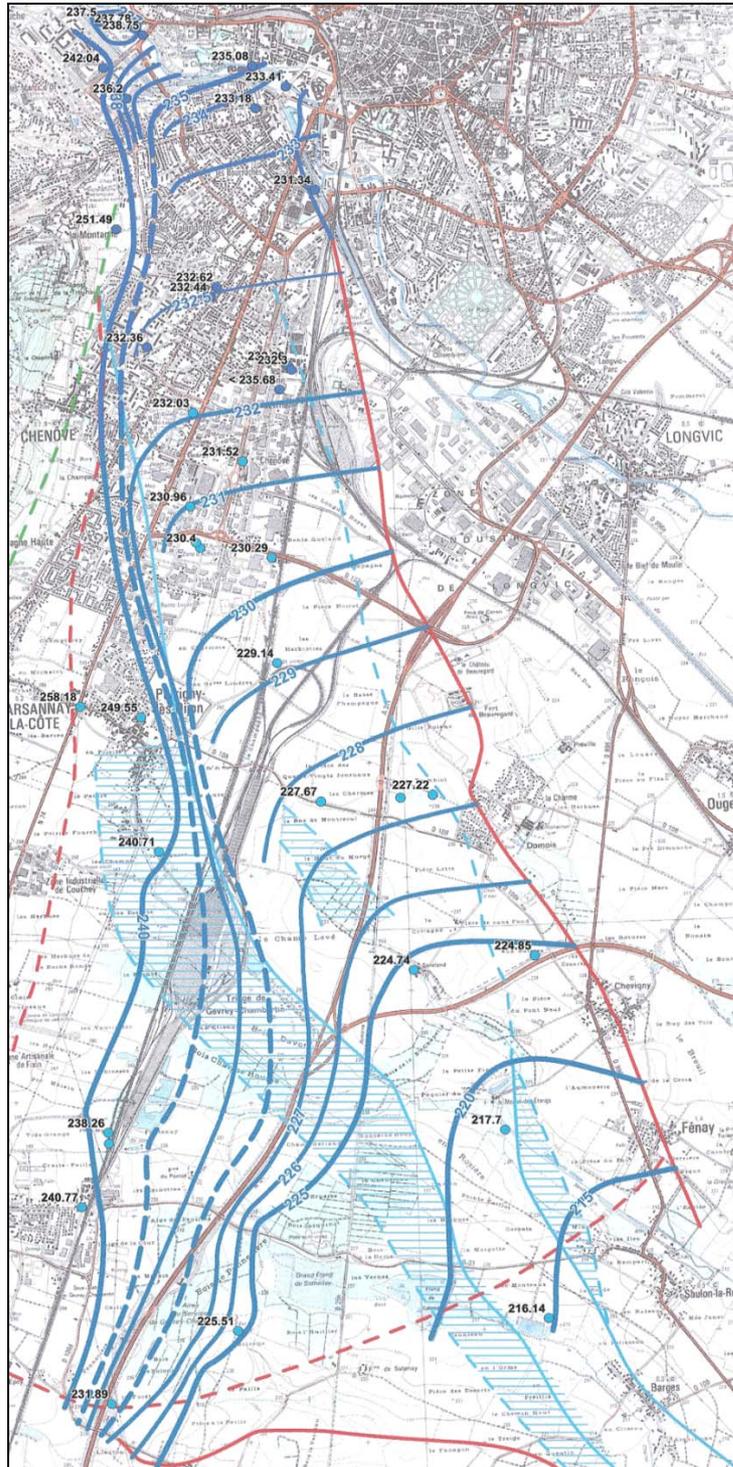
Figure 2 : Contexte géologique en plan (source SMAESAD, InterCLE Vouge/Ouche).



2.1.2 Piézométrie

ANTEA a réalisé à l'automne 2010, sous maîtrise d'ouvrage du SBV, des cartes piézométriques des nappes de Dijon Sud. Une soixantaine de points ont été retenus pour établir les cartes piézométriques. L'interprétation des données piézométriques permet à ANTEA de proposer des cartes piézométriques de référence pour la nappe superficielle et la nappe profonde à l'étiage (cf. figure ci-dessous).

Figure 3 : Carte piézométrique de la nappe superficielle (ANTEA, 2010).



Les points suivants méritent d'être soulignés :

- ▶ Les isopièzes indiquent clairement une alimentation de la nappe en provenance de la Côte.
- ▶ La nappe est clairement alimentée par l'Ouche et la perméabilité des alluvions modernes de l'Ouche serait sensiblement inférieure à celle des graviers de la nappe (isopièzes plus resserrées).
- ▶ La nappe profonde présenterait des charges inférieures à celles de la nappe superficielle. Ce qui implique que le sens d'écoulement de l'eau comme des polluants se fait de la nappe superficielle vers la nappe profonde.

L'auteur insiste sur le caractère aléatoire de la piézométrie en nappe profonde. Les perturbations liées aux forages sont importantes et il est difficile de proposer une piézométrie "moyenne" ou "normale". Cet impact se fait notamment sentir sur les écarts de charge entre nappe profonde et nappe superficielle : la lecture des courbes piézométriques indique un écart de charge maximum de 3 m environ dans le secteur des piézomètres Raquette et BA102. L'écart de charge est inférieur à 0,5 m à la fois à l'amont (secteur de la Rente Logerot) et à l'aval (voisinage de la Cent Fonts).

Concernant la structure intime de l'aquifère, on observe que les séries perméables forment un couloir de largeur relativement constant du Nord au Sud. Ce qui implique que si l'aquifère superficiel est plus large que ce couloir, il est majoritairement constitué sur ces bordures de séries moins perméables. Cette hypothèse s'appuie sur l'observation d'isopièzes plus resserrées et d'une alimentation globalement Ouest-est sur la bordure occidentale de l'aquifère.

Les données recueillies confirment à l'échelle de description de ces cartes, l'absence de relations hydrauliques avec les séries oligocènes qui bordent l'aquifère à l'Est.

2.2 DONNEES BIBLIOGRAPHIQUES

2.2.1 Données sur la vulnérabilité

2.2.1.1 Première carte de vulnérabilité (CPFG, 1986)

Les auteurs proposent une cartographie de la vulnérabilité de l'aquifère superficiel de la nappe de Dijon Sud. Pour cela, ils intègrent trois critères :

- ▶ Épaisseur de la couverture argileuse et argilo-graveleuse.
- ▶ Localisation des carrières.
- ▶ Profondeur de la nappe ou iso épaisseur des alluvions sèches.

2.2.1.2 Synthèse SMAESAD (1987)

Cette synthèse fait le point sur cinq années d'étude poussées sur la nappe de Dijon (reconnaisances par forages, campagne de prospection géophysique, modélisation). Il est précisé que toutes ces approches ont été motivées par la nécessité de déterminer quel est le volume prélevable dans la nappe sans remettre en cause les usages d'alors, ainsi que l'existence de la Cent Fonts qui constitue le principal exutoire de la nappe superficielle.

Concernant les aspects qualitatifs, les auteurs proposent une carte de vulnérabilité basée sur les épaisseurs de couverture et les épaisseurs d'alluvions sèches (cf. ci-dessous).

Les auteurs présentent les résultats d'une approche géochimique des eaux de la nappe (suivi des variations en tritium et en oxygène 18). Les vitesses d'écoulement sont estimées entre 10 et 20 mètres par jour. Le taux de renouvellement de l'aquifère serait compris entre 2 et 4 ans. Ils estiment aussi sur la base de ces résultats, une participation du débouché de la vallée de l'Ouche entre 15 et 30% et une participation des eaux de pluie comprise entre 60 et 80%.

Figure 4 : Carte de vulnérabilité (d'après SMAESAD, 1987)

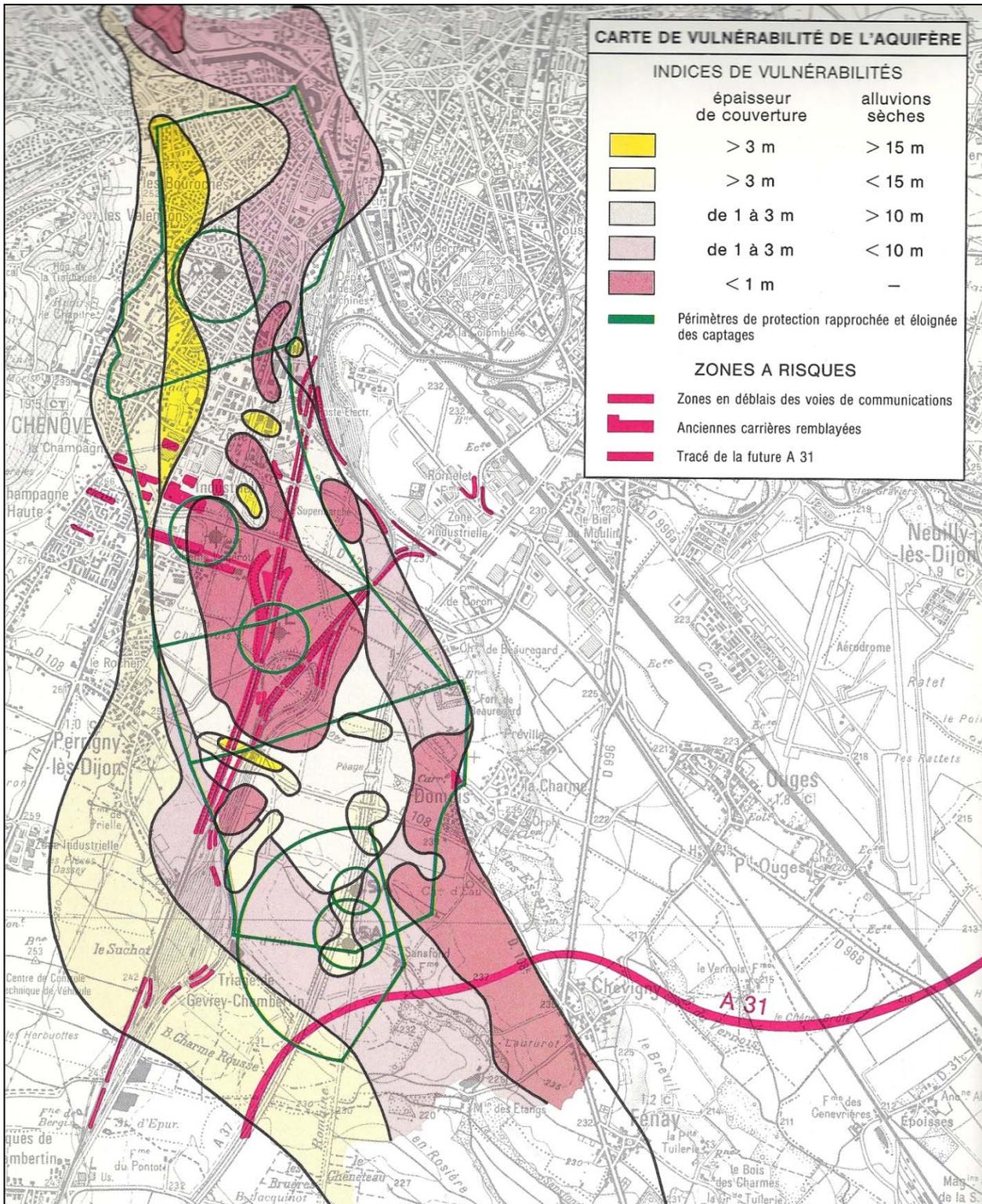


Figure 10 : Carte des risques (d'après SMAESAD, 2002).

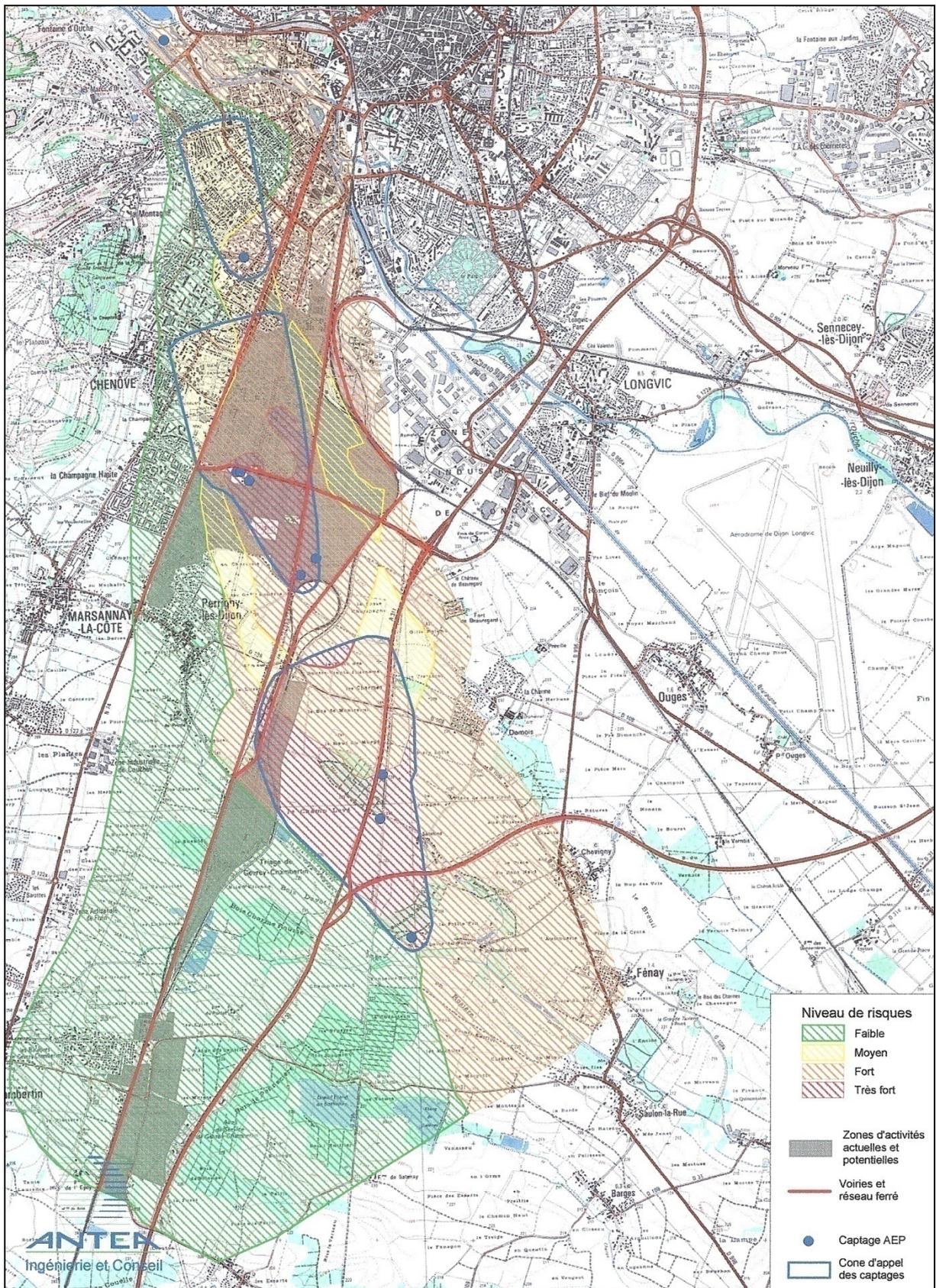
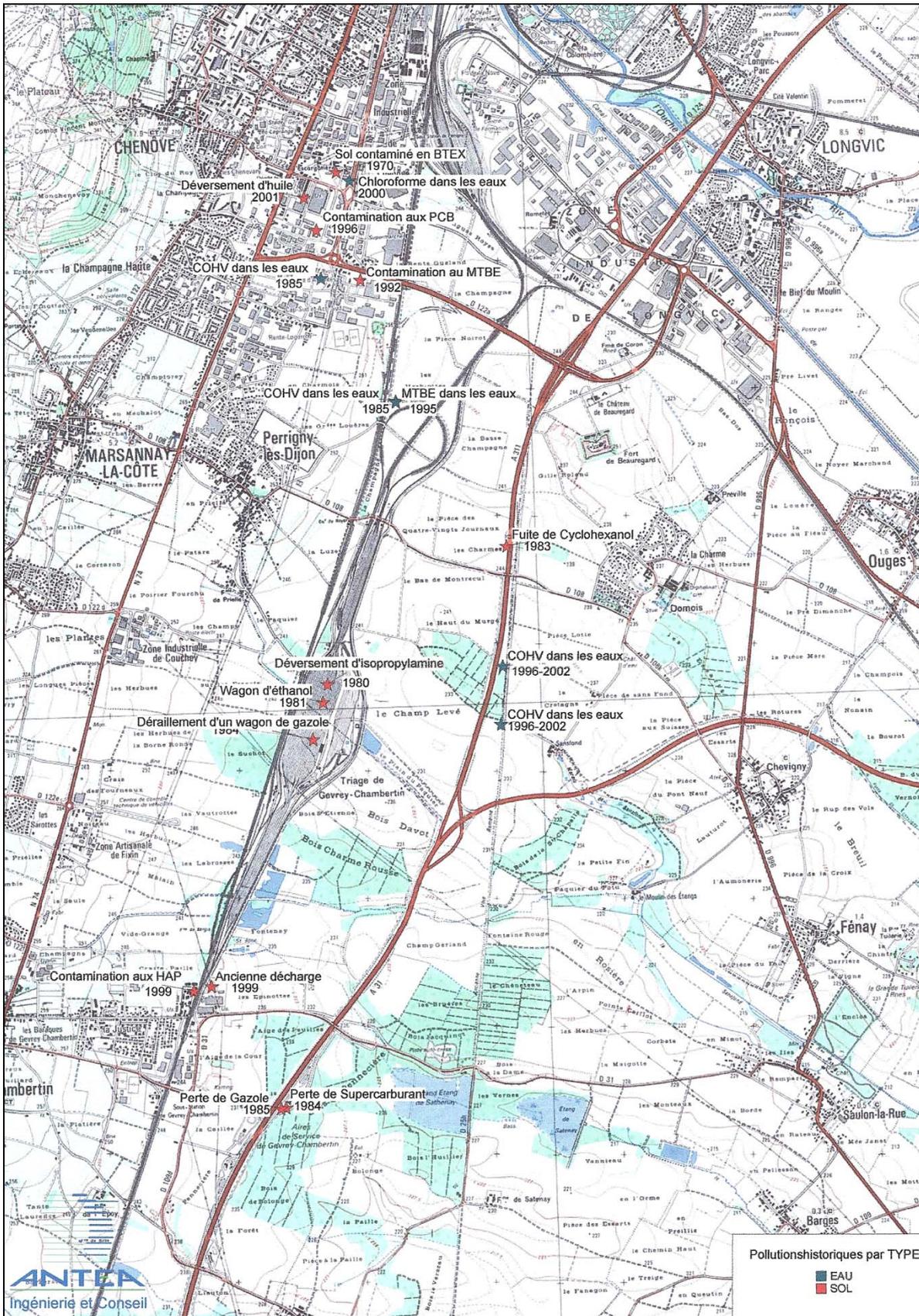


Figure 11 : Carte des pollutions historiques (d'après SMAESAD, 2002).



3. SYNTHÈSE

3.1 AVIS SOMMAIRE SUR L'ÉTENDUE DES CONNAISSANCES

3.1.1 Éléments certains

Avant d'énumérer les éléments de connaissance certains, il nous semble utile de souligner le caractère exceptionnel du dispositif de surveillance mis en place sur la nappe de Dijon Sud. Car en plus du suivi réglementaire sur les captages AEP, l'ancien Réseau de Suivi et d'Alerte composé de cinq piézomètres, complété de suivis ponctuels sur près de 40 piézomètres toutes origines confondues, autorise une approche de qualité des dynamiques de pollution affectant les nappes de Dijon Sud.

Les connaissances acquises sur cette unité aquifère sont les suivantes :

- ▶ Les données disponibles montrent qu'il n'y a pas de secteurs hydrauliquement "isolés" dans la nappe superficielle, susceptibles de présenter des caractéristiques de potabilité différentes de celles de l'ensemble de la nappe. Des pollutions chroniques comme accidentelles, introduites dans les secteurs les plus amont de la nappe, affecteraient la nappe dans sa globalité.
- ▶ En nappe superficielle, les dynamiques de propagation des polluants montrent des comportements complexes et variés qui témoignent du caractère hétérogène de la structure de l'aquifère. Cela démontre le caractère idéal de la représentation schématique d'un aquifère avec trois couches pseudo horizontales caractérisées par des propriétés hydrodynamiques constantes dans l'espace. Il est plus probable que l'aquifère soit caractérisé par une hétérogénéité à plus grande échelle avec une structure lenticulaire de type emboîtée. C'est une remarque importante : si l'approche proposée avec un modèle maillée de type MODFLOW est acceptable pour une étude des flux et des pressions, ce type d'approche (surtout de par une échelle inappropriée) se révélerait inadapté pour une étude des dynamiques de propagation de polluants dans l'aquifère.
- ▶ La nappe superficielle est caractérisée par une grande vulnérabilité. Notons de plus que les zones de forte vulnérabilité s'accompagnent d'une occupation des sols défavorables avec de nombreuses sources de pollution potentielle. Ainsi, la quasi-totalité de l'emprise commune des nappes profondes et superficielles présente un risque fort, voire très fort dans les zones d'appel des captages de Marsannay et de Longvic. La bordure ouest et toute la zone située au Sud-Ouest du triage de Gevrey présentent un risque faible, essentiellement en raison d'une couverture argileuse plus importante. Il faut cependant garder présent à l'esprit les risques qui pourraient être liés aux eaux en provenance des villages, des zones d'activités et de la Côte (eaux pluviales et eaux usées), situés à l'Ouest de la limite de la nappe.
- ▶ Sur le long terme, la nappe profonde est autant affectée par les pollutions chroniques et accidentelles que la nappe superficielle. Cette dynamique est aggravée par des charges plus faibles dans la nappe profonde que dans la nappe superficielle, ce qui implique une drainance descendante.

3.1.2 Éléments incertains

Les incertitudes majeures, méritant une discussion dans le cadre de cette étude, sont les suivantes :

- ▶ Cette étude met en évidence une incertitude majeure concernant les raisons du manque d'étanchéité de la couche moutarde, qui séparerait la nappe superficielle de la nappe profonde. La présence massive de polluants dans la nappe profonde interpelle sur l'étanchéité supposée de la couche moutarde. En effet, les concentrations dans la nappe superficielle tant en pesticides qu'en COHV ne deviennent importantes qu'à partir du champ captant de la Rente Logerot, c'est-à-dire bien en aval de la séparation supposée entre nappe superficielle et nappe profonde. Il faut ainsi soit considérer soit que cette étanchéité fait défaut dans certains secteurs, soit que certains forages jouent le rôle de court-circuit hydraulique entre les deux nappes. Ajoutons qu'en cas de forages mal conçus ou mal réalisés (échanges entre nappe superficielle et nappe profonde le long du tubage), il se pourrait aussi que la représentativité des mesures soit très faible (eaux mélangées). Notons que l'absence de flux paraît acquise seulement à partir du secteur de Saulon (différenciation significative entre pollutions de la nappe superficielle et pollutions de la nappe profonde).
- ▶ L'origine des nitrates et des pesticides fait toujours l'objet de discussions. S'il est évident que les nitrates et les pesticides mesurés en nappe superficielle proviennent d'activités agricoles bien identifiées dans la zone la plus aval de la nappe (secteur de Saulon), l'origine de ce type de pollutions plus en amont (Rente Logerot et Longvic) reste sujet à débat. Une étude récente, basée sur des analyses isotopiques n'est pas concluante. Il faut donc supposer une origine probable liée à des fuites des réseaux d'eau usée (notamment pour les fortes teneurs en nitrates) mais aussi une origine possible (notamment pour les teneurs en pesticides) en provenance des eaux du karst qui sont généralement affectées par les activités agricoles de la Côte : cas des sources de la Bornue (DIREN, 2000) et de Vosne-Romanée (CPFG-HORIZON, 2010).

3.2 BILAN DE L'ALIMENTATION EN EAU POTABLE ET DES BESOINS FUTURS

À partir du bilan des prélèvements et de l'estimation de l'évolution des usages effectués réalisés dans les phases précédentes de l'étude, il s'agit de rassembler et mettre en forme les données existantes sur la situation de l'alimentation en eau potable pour le territoire d'étude. L'objectif est de localiser tous les points de prélèvement pour l'eau potable, de caractériser les modes d'alimentation des collectivités, et d'apprécier les volumes prélevés en intégrant l'estimation des besoins futurs à moyen et long terme.

3.2.1 Evolution quantitative de la ressource

L'évolution quantitative de la ressource en eau souterraine des nappes de Dijon Sud a été traitée dans le rapport de phase 2. Nous en rappelons ici les principaux résultats :

En conséquence, durant la dernière décennie, la totalité des puits AEP qui exploitent la nappe de Dijon Sud a dû se munir de stations de traitement des pesticides (filtres à charbons actifs). En effet, devant les concentrations croissantes, il était nécessaire de mettre en place un système de dépollution approprié pour continuer à fournir une eau respectant les seuils de potabilité (InterCLE, 2011).

Seule l'usine de traitement des puits de Marsannay est doublée d'une tour de stripping. En effet rappelons qu'avant les travaux de 2004/2005, chacun des quatre puits de la Rente Logerot prélevait un mélange d'eau « nappe profonde/nappe superficielle ». En 2004/2005 des travaux ont eu lieu sur les quatre puits de la Rente Logerot :

- ▶ différenciation des prélèvements pour chacun des 4 puits
 - o les puits n°1 et 2 prélèvent la nappe profonde
 - o les puits n°3 et 4 prélèvent la nappe superficielle
- ▶ mise en place d'un filtre à charbon pour le traitement des pesticides,
- ▶ mise en place d'une tour de stripping pour le traitement des solvants industriels (COHV).

Dans les secteurs amont, les captages de Chèvre Morte et de Chenôve n'ont pas fait l'objet d'aménagements spécifiques (tels que la mise en place de filtres à charbon actif) pour traiter des problèmes de qualité des eaux pompées..

3.2.2.2 État des lieux 1980-2010

Nitrates et pesticides

De 1983 à 2001, globalement, les teneurs en nitrate augmentent. Elles sont de plus en plus importantes de l'amont vers l'aval. Depuis 1999, sur les forages de Longvic, les teneurs sont quasiment identiques sur les deux nappes, ce qui peut être interprété comme un signe de communication entre les deux nappes (colmatage incomplet du puits superficiel, piézomètres), d'autant plus sensible que la nappe superficielle n'est plus exploitée et remonte donc en charge. À Saulon-la-Chapelle, on dispose également de mesures sur les deux nappes : la nappe superficielle présente des teneurs supérieures à la limite de potabilité, oscillant en général entre 50 et 60 mg/l ; les teneurs de la nappe profonde sont un peu plus faibles (40 à 45 mg/l), mais restent préoccupantes. L'influence agricole est manifeste.

Figure 24 : Evolution des concentrations en nitrates (de 1980 à 2010).

Secteur		Nitrates (mg/l)			
		1980-2000	2000-2007	2009	2010
1 Gorgets	Sup.	15-20	15-25	19	
2 Chenove	Sup.	30-40	20-30	25 et 29	25,7
3 Rente Logerot	Sup.	40-50	40-50	39 et 43	42 à 45
	Prof.		35-40		36 et 38
4 Longvic	Sup.	20 à 40	35 à 40	34 et 37	
	Prof.			10	8
5 Saulon	Sup.	50-60	40-60	42 et 47	45
	Prof.	40-50	40-50	38 et 38	38
6 Paquier Potu	Prof.	35-40	30-40	38	39

De 2001 à 2010, on observe une stabilisation des teneurs en nitrates pour la plupart des captages, voire une diminution des teneurs pour la nappe superficielle à Chenôve mais aussi à Saulon et à la Cent Fonts. Insistons sur les faibles teneurs en nitrates au droit du champ captant des Gorgets.

Notons la présence de teneurs anormalement basse de teneurs en nitrates sur la nappe profonde à Longvic. Ces faibles teneurs sont en effet difficilement explicables : on mesure des teneurs élevées en nitrates tant à l'amont qu'à l'aval de ce secteur, autant en nappe profonde qu'une nappe superficielle. Plusieurs explications sont possibles : secteur hydrauliquement isolé, venues sous alluviales très localisés avec des eaux faiblement chargées en nitrates... mais nous ne disposons d'aucun argument pour expliquer cette anomalie.

De 1983 à 2001, seul le puits du Paquier du Potu est totalement exempt de pesticides. Sur les autres points, la somme des pesticides varie entre 0,3 et 1,2 µg/l. Sur les puits de Longvic, les teneurs sont similaires dans la nappe superficielle et la nappe profonde. Il s'agit pour l'essentiel d'atrazine, simazine, ainsi que de leurs métabolites. La terbutylazine, qui est un bon marqueur de l'activité viticole, n'est pratiquement jamais détectée à des teneurs importantes (des teneurs de l'ordre de 0,5 µg/l sont cependant observées à la Rente Logerot).

Figure 25 : Evolution des concentrations en pesticides (de 1980 à 2010).

Secteur		Pesticides totaux			
		1980-2000	2000-2007	2009	2010
1 Gorgets	Sup.		de 0 à 0,1		
2 Chenove	Sup.	0,4 à 0,5	0,4 à 0,2	0,17 et 0,15	0,16 et 0,18
3 Rente Logerot	Sup.	0,5 à 1	0,5 à 1,4	0,1	1,2 à 1,6
	Prof.		1,5 à 2,1	0,91	1,5 à 2,3
4 Longvic	Sup.	0,5 à 1	0,6 à 1	1	0,95
	Prof.	0,5 à 1	1 à 1,5	1,4 et 1,8	
5 Saulon	Sup.	0,5 à 1	0,5 à 1,8	1,26 et 1,75	2,3
	Prof.	0,3 à 0,6	0,4 à 0,8	0,86 et 1,2	1,8
6 Paquier Potu	Prof.	0	0 à 0,5	0,5 à 0,9	0,91

De 2001 à 2010, excepté pour le secteur de Chenôve, les teneurs en pesticides augmentent sur tous les captages, y compris sur ceux situés en nappe profonde. Au niveau du champ captant de la Rente Logerot, les teneurs en pesticides sont plus élevées en nappe profonde qu'en nappe superficielle. On observe l'inverse au niveau du champ captant de Saulon. On observe aussi une lente mais continue augmentation de la teneur en pesticides totaux sur le forage du Paquier du Potu qui passe de 0,1 µg/l en 2002, à 0,9 µg/l en 2010.

Notons que 70 à 90% des quantifications sont dues à des molécules aujourd'hui interdites. Les molécules suivantes sont systématiquement observées : atrazine, atrazine déséthyl, atrazine déisoropyl, diuron, 2.6 dichlorobenzamide.

Globalement, les pollutions augmentent d'amont en aval. Dans le détail les observations sont plus complexes : par exemple, dans le secteur de Chenôve, on observe une forte variabilité de teneur en pesticides (trois points sur quatre avec moins de 0,50 µg/l de teneurs cumulées de pesticides). Dans les alentours de Perrigny, l'augmentation des teneurs est évidente : dépassement fréquent de 0,5 µg/l sur le PZ4 et teneurs comprises entre 0,8 et 1,6 µg/l sur le puits du Champ Levé. La source de la Cent Fonts présente la plus forte variabilité des teneurs : de 0,4 à 1,8 µg/l ce qui traduit probablement l'impact des apports d'eaux superficielles lors des périodes pluvieuses.

COHV et BTEX

Les COHV et les BTEX sont des composés liés à l'activité industrielle. De 1983 à 2001, des teneurs de quelques microgrammes par litre sont observées de manière aléatoire à Chenôve ou à Longvic. Elles sont plus fréquentes à la Rente Logerot, ce qui s'explique facilement compte tenu de la position de ces captages en aval de la zone industrielle. Parmi les composés détectés, on trouve le chloroforme, le trichloroéthane, le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène. Les deux puits de Saulon sont touchés de manière chronique depuis 1996 à des teneurs qui s'accroissent de manière exponentielle. Les deux nappes réagissent de manière quasi identique. Les teneurs atteintes à fin 2001 sont élevées et déjà supérieures aux seuils du décret du 20 décembre 2001 en ce qui concerne le dichloroéthane et la somme des trichloroéthylène et tétrachloroéthylène.

Figure 26 : Evolution des concentrations en COHV (de 1980 à 2010).

Secteur		1980-2000	COHV totaux 2000-2007	2009	2010
1 Gorgetts	Sup.	PM	PM	PM	PM
2 Chenove	Sup.	< 10	Pic en 2004 (3,5)	0	0
3 Rente Logerot	Sup.	<20	2001 (45) et 2006 (30) <i>Pollution massive aux chloroformes sur SYNKEM : 2001 (1400)</i>	10 à 2	1 à 2
	Prof.	PM	Pic en 2005 (4)	ND	ND
4 Longvic	Sup.	<5	Pic en 2004 (200)	14	10
	Prof.	<5	Pics 2005 (6) et 2006 (2)	3	PM
5 Saulon	Sup.	Pic en 2000	Pics en 2000 (80) 2004 (60) 2006 (140) et 2007 (23)	10 à 17	PM
	Prof.	Pic en 2000	Pics en 2000 (17) 2004 (20) et 2007 (23)	6 à 7	5,5
6 Paquier Potu	Prof.	0	Augmentation de 7 à 23	6 à 7	2

De 2001 à 2010, sur les cinq piézomètres du réseau de Suivi et d'Alerte, on mesure la présence de chloroforme, de tétrachloroéthylène et de trichloroéthylène sur les cinq ouvrages. Les concentrations augmentent de l'amont vers l'aval.

Les secteurs des Gorgetts et de Chenôve sont relativement exempts de ce type de pollution (C<5 µg/l). Plus en aval, tous les secteurs présentent des teneurs au-delà des normes de potabilité :

- ▶ Le secteur de la Rente Logerot. Les teneurs très élevées en 2000 et 2001, tendent à diminuer régulièrement jusqu'en 2006 malgré quelques pics occasionnels. Concernant les BTEX sur le mélange « puits de la Rente Logerot avant filtration » le plus récurrent est le benzène. Le xylène et le toluène sont détectés en février 2006.
- ▶ Le secteur de Longvic. Les teneurs relativement élevées en 2003 et 2004 (pollution au tétrachloroéthylène et au chloroforme notamment), tendent à diminuer régulièrement jusqu'en 2007 malgré quelques pics occasionnels. Concernant les BTEX sur Pz3, deux pics de toluène ont été détectés en octobre 2005 et en mars 2007.
- ▶ Le secteur de Saulon. Concernant les COHV, la tendance est à la diminution des teneurs sur Pz4 et à l'augmentation des teneurs sur les puits de Saulon. Concernant les BTEX sur Pz4, un seul pic de toluène a été détecté en décembre 2007.
- ▶ Secteur du Paquier de Potu. Concernant les COHV, la tendance est à une augmentation des teneurs sur les deux points suivis (PZ5 et forage AEP) entre 2003 et 2007. Concernant les BTEX sur Pz5, le toluène a été détecté 5 fois en décembre 2005, en mai 2007, en juillet et août 2007 et en novembre 2007.

Les cinq piézomètres ont enregistré une pollution en BTEX à l'automne 2008 (C comprise entre un et sept µg/l).

Figure 27 : Evolution des concentrations en BTEX(de 1980 à 2010).

Secteur		BTEX			
		1980-2000	2000-2007	2009	2010
1 Gorgets	Sup.	PM	PM	PM	PM
2 Chenove	Sup.	Pic 1994 (3)	Pic 2007 (3)	0	0
3 Rente Logerot	Sup.	2000 (13)	Pic en 2006 (10)	0,3	
	Prof.	PM	PM	PM	
4 Longvic	Sup.	0	<1	0	
	Prof.	2001 (2)	PM	PM	
5 Saulon	Sup.	2000 (2)	<1	0	
	Prof.	2000 (3)	PM	PM	
6 Paquier Potu	Prof.	0	<1	0	

L'année 2009 est marquée par une pollution en HAP avec des teneurs maximales au droit du captage de Saulon tant pour la nappe superficielle (6 à 7 µg/l) que pour la nappe profonde (10 à 12 µg/l). Les teneurs en COHV restent élevées en particulier sur le champ captant de Saulon.

Selon InterCLE (2011), du MTBE avait été déversé accidentellement en 1992 et retrouvé dans le puits de Longvic pendant plusieurs années. À ce jour, cette substance est toujours présente dans les eaux mais à des concentrations acceptables (en dessous des seuils). Pour finir, sur tous les prélèvements où ils ont été recherchés, les PCB n'ont jamais été détectés entre 2005 et 2010.

3.2.2.3 Prospectives à moyen terme

Les données disponibles montrent certaines tendances :

- ▶ Stabilisation des teneurs en nitrates en nappe profonde comme en nappe superficielle dans la partie aval à Chenôve. Le secteur amont présente une diminution de ces teneurs.
- ▶ Augmentation continue des teneurs en pesticides en nappe profonde comme en nappe superficielle dans la partie aval à Chenôve. Le secteur amont présente une diminution de ces teneurs.
- ▶ Occurrences répétées de pollutions accidentelles en HAP.
- ▶ Résorption lente mais continue des principales pollutions en COHV dont les teneurs maximales ont été enregistrées de 2000 à 2004.

Sous réserve de l'absence de nouvelles pollutions accidentelles ou de modification importantes de l'occupation des sols ou de l'aménagement du territoire sur la zone d'impluvium, il faut s'attendre à une continuité de ces tendances.

On note toutefois que les actions menées sur la nappe devraient permettre, à moyen terme, une amélioration de la qualité de la ressource. Il s'agit, entre autres, d'une meilleure gestion des rejets industriels (conventions de rejet tripartites) et d'une limitation des intrants (lutte contre les pesticides par la mise en place de plateformes de lavage (agriculture/viticulture) et la définition de plans de désherbage communaux et lutte contre les nitrates avec le classement de la plaine en zone vulnérable à la pollution par les nitrates d'origine agricole).

3.3 EVALUATION DES RISQUES DE DEGRADATION DE LA QUALITE DES EAUX

3.3.1 Identification des sources potentielles de pollution

L'objectif de ce type d'approche est de recenser de façon la plus exhaustive possible sur le bassin d'alimentation, l'ensemble des sources de pollution avérées ou potentielles, susceptibles d'altérer la ressource en eau souterraine des différents aquifères.

Il peut s'agir autant de pollutions chroniques que de pollutions accidentelles :

- ▶ Installations classées pour l'environnement.
- ▶ Réseaux routiers.
- ▶ Station d'épuration.
- ▶ Assainissement autonome.
- ▶ Zones urbanisées.
- ▶ Zones industrielles.
- ▶ Zones agricoles.
- ▶ Réseaux d'eau usées.
- ▶ Rejets d'effluents domestiques, urbains, industriels ou agricoles.
- ▶ Forages et puits, dont les doublets géothermiques.
- ▶ Dépôts et installation de déchets.
- ▶ Extraction de matériaux et minerais.
- ▶ Site de stockage de produits dangereux (hydrocarbures...).
- ▶ Cimetières...

On peut considérer le recensement et la cartographie proposés par ANTEA (SMAESAD, 2002) comme relativement exhaustifs et de grande qualité. Nous avons donc considéré ces données comme des données de référence pour cette étude.

Les principales sources de pollution potentielle sont rappelées dans la figure de synthèse (figure 27).

Un travail d'actualisation a été réalisé en 2011 sur l'extension actuelle des zones d'activité sur l'impluvium par le SBV-InterCLE.

La figure ci-dessous en rappelle les résultats :

Figure 29 : Synthèse comparative entre vulnérabilité et sources potentielles de pollution

