



Un modèle de l'évolution de la concentration en sulfate dans le bassin ferrifère lorrain

*Etude préliminaire : construction et mise en œuvre
d'un simulateur de fonctionnement simplifié*

L. Vaute, R. Fabriol, J-L. Pinault

Etude réalisée dans le cadre des actions de Service Public du BRGM 99-D-703

Janvier 2001
BRGM/RP-50066-FR



Mots clés : modèle inverse, réacteurs en réseaux, bassin ferrifère, sulfate.

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

L. Vaute, R. Fabriol, J-L. Pinault (2000) – Un modèle de l'évolution de la concentration en sulfate dans le bassin ferrifère lorrain. Etude préliminaire : construction et mise en œuvre d'un simulateur de fonctionnement simplifié. Rapport BRGM/RP-50066-FR, 63 pages, 9 figures, 4 tableaux, 10 annexes.

© BRGM, 2001. Ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Synthèse

L'arrêt de l'extraction du minerai de fer dans le bassin ferrifère lorrain depuis une dizaine d'années, et surtout l'arrêt des pompages d'exhaure entre 1993 (bassin centre) et 1995 (bassin sud), a entraîné l'ennoyage du réseau de galeries minières et de la base des calcaires qui le surmontent. Les principales conséquences de l'ennoyage sont :

- la modification du régime des nappes d'eau souterraine et des rivières (évolution vers un équilibre « permanent » différent de celui qui prévalait avant le début de l'exploitation minière et pendant la période d'exploitation) ;
- la détérioration de la qualité de l'eau souterraine, particulièrement en raison de l'augmentation de la concentration en sulfate, mais aussi de la teneur en sodium, magnésium, strontium, fer, manganèse, bore et nickel.

Les conséquences de l'arrêt des activités minières et des exhaures dans le bassin ferrifère lorrain constituent une préoccupation constante pour les pouvoirs publics et pour les collectivités. Pour répondre à ces préoccupations, l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse a mis en place depuis 1994 un réseau de surveillance des eaux souterraines du bassin ferrifère dont la gestion et l'exploitation des données est confiée au BRGM-Lorraine. Parallèlement, de nouvelles méthodes et de nouveaux outils de modélisation ont été développés au BRGM, en particulier dans le cadre des travaux du GISOS – Groupement d'Intérêt Scientifique sur l'impact et la Sécurité des Ouvrages Souterrains, structure regroupant des équipes de recherche du BRGM, de l'INERIS et de l'INPL –.

Il est désormais possible d'élaborer un outil d'aide à la gestion des ressources en eau du bassin ferrifère. *L'étude présentée ici constitue une étape préliminaire vers la constitution d'un tel outil de gestion : son but est de tester de nouvelles méthodes de modélisation, de construire un simulateur simplifié des réservoirs miniers, et de tester la faisabilité d'utilisation de cet outil dans l'évaluation des tendances d'évolution des concentrations en sulfate aux points de débordement des réservoirs miniers sud, centre et nord, ainsi qu'en aval du réseau hydrographique dans lequel leurs eaux se déversent.*

On considère dans ce travail qu'un réservoir minier ennoyé est un récipient au fond étanche, dans lequel l'eau de pluie pénètre par sa limite supérieure perméable (après avoir traversé les calcaires fissurés du Dogger), et ressort par débordement en un point unique. Lorsque l'eau circule dans le réservoir, celle-ci est en contact avec des roches contenant du sulfate sous forme solide, qu'elle peut dissoudre et transporter hors du réservoir. D'un point de vue mathématique, on peut représenter ce modèle conceptuel par un réacteur chimique du type mélangeur parfait à régime variable, décrit par l'équation de conservation de masse.

Un simulateur numérique de ce réacteur chimique peut être construit à l'aide des logiciels Simulink et Matlab. Cependant, la mise en œuvre de calculs avec ce simulateur nécessite au préalable le calcul de nombreuses séries de données et de valeurs de

paramètres, telles que : une chronique de débit en entrée du réservoir ; le volume d'eau contenu dans le réservoir ; le stock de sulfate solide disponible ; la valeur des constantes d'équilibre et de cinétique de la réaction de dissolution du sulfate. Ces données ne peuvent être obtenues qu'après la construction et le calage de deux autres modèles : un modèle hydrogéologique, et un modèle chimique.

La complexité de la structure du système hydrogéologique à modéliser et l'absence de données spatialisées impose dans un premier temps la mise en œuvre d'une modélisation « globale », basée sur l'analyse des séries de données disponibles. L'approche choisie est la modélisation globale « inverse » des séries chronologiques de hauteurs de pluie, d'évapotranspiration potentielle et de débits (rivières, exhaures, débordement), par des méthodes dérivées du traitement du signal. Le code de calcul utilisé pour le traitement des séries de données chronologiques, TEMPO, a été développé au BRGM.

Le modèle chimique choisi est un modèle chimique très simple : il ne prend en compte qu'une seule réaction, et simule uniquement le comportement de l'ion sulfate dans l'eau du réservoir, à savoir sa dissolution ou sa précipitation en fonction de l'état d'équilibre de l'eau qui est en contact avec le minéral sulfaté. Le modèle est aussi un modèle de cinétique chimique, capable de prédire la vitesse de dissolution ou de précipitation en fonction de la concentration en sulfate dans l'eau et du stock de sulfate restant à dissoudre.

Afin d'analyser l'influence des principaux paramètres du simulateur sur les résultats, on a réalisé une analyse de sensibilité (39 simulations). Il apparaît que le simulateur est stable par rapport à la gamme de valeurs de paramètres testée pour les volumes, les débits et les stocks de sulfate.

Cette étude préliminaire a permis de réduire l'incertitude sur les délais à partir desquels l'eau des réservoirs miniers ~~retrouverait~~ ^{sera pondérée} une concentration en sulfate acceptable à l'exutoire des réservoirs :

- 7 ans en moyenne (+ ou - 3 ans) après débordement pour le réservoir sud ;
- 9 ans en moyenne (+ ou - 4 ans) après débordement pour le réservoir centre ;
- 5 ans en moyenne (+ ou - 1 an) après débordement pour le réservoir nord.

On montre aussi que l'influence des débordements sur la concentration en sulfate dans la Moselle reste faible même en période d'étiage très sévère.

Ces résultats étant issus d'une étude préliminaire, ils sont affectés par plusieurs types d'incertitudes :

- incertitude sur les hypothèses de base servant aux simulations sur les bassins centre et nord (le débit d'alimentation de ces réservoirs est globalement équivalent au débit d'exhaure durant les 10 dernières années avant ennoyage) ;
- incertitude liée à la sous-estimation du stock initial de sulfates dans le bassin sud ;

- incertitude due aux variations saisonnières du débit prélevé, ainsi que du débit de dilution par l'eau provenant directement du karst aux points de débordement.

De plus, il est important de rappeler que l'approche globale mise en œuvre dans cette étude n'est pas spatialisée. Les simulateurs prédisent l'évolution de la concentration moyenne aux points de débordement du réservoir, mais ils ne peuvent en aucun cas simuler l'évolution des concentrations en d'autres points des réservoirs.

Afin de vérifier et d'affiner les prévisions d'évolution des concentrations en sulfates dans les réservoirs miniers, les études de surveillance et de connaissance menées par l'Agence de l'Eau, et les travaux de recherche menés par le GISOS vont se poursuivre.

En parallèle, et afin de disposer rapidement d'un outil opérationnel pour la gestion des ressources en eau souterraines du bassin ferrifère, il est envisagé de construire dès maintenant un simulateur « semi-spatialisé » du réservoir sud, capable en particulier de prédire l'évolution de la concentration en sulfate – mais aussi en d'autres composés chimiques dans la mesure du possible – dans chaque sous-unité hydrogéologique qui pourra y être définie (et donc à chaque point de prélèvement ou de débordement dans des réservoirs miniers), et ce en prenant en compte les variations saisonnières du fonctionnement des réservoirs.

Sommaire

Synthèse	3
Sommaire	6
Liste des figures	7
Liste des tableaux	7
Introduction	8
1. Un modèle conceptuel de réservoir minier	9
1.1 Contexte de l'étude	9
1.2 Modèle conceptuel préliminaire d'un réservoir minier	12
2. Modèle hydrogéologique global inverse	15
2.1 Position du problème	15
2.2 Principe de la modélisation inverse	15
2.3 Construction du modèle	17
2.3.1 Modélisation du débit de l'Orne et calcul de la « pluie efficace »	18
2.3.2 Modélisation du débit de débordement du réservoir sud et des débits d'exhaure des réservoirs sud, centre et nord	19
3. Modèle chimique	29
3.1 Identification des mécanismes de contrôle de la concentration en sulfate	29
3.1.1 Calcul de l'état d'équilibre eau-minéraux dans les réservoirs	29
3.1.2 Analyse de résultats de travaux expérimentaux (Hervé, 1980)	29
3.1.3 Proposition d'un mécanisme réactionnel	30
3.2 Un modèle chimique de dissolution du sulfate	31
3.3 Transposition du modèle expérimental à l'échelle du réservoir minier	34
4. Les simulateurs de réservoirs et de bassin	35
4.1 Les simulateurs de réservoirs	35
4.2 Le simulateur de bassin	38
4.3 paramètres et séries de données chronologiques utilisées dans les simulations ..	38
4.3.1 Séries de données chronologiques	38
4.3.2 Valeurs des paramètres chimiques	40
4.3.3 Valeurs des paramètres hydrologiques	40
5. Résultats des simulations – analyse de la sensibilité du modèle	43

5.1	Point de débordement du réservoir sud	43
5.1.1	Analyse de sensibilité	43
5.1.2	Résultats des simulations et discussion sur la sensibilité du modèle	44
5.1.3	Synthèse des résultats et évaluation de la fiabilité des prévisions	46
5.2	Point de débordement du réservoir centre	50
5.2.1	Résultats des simulations	50
5.2.2	Synthèse des résultats	50
5.3	Futur point de débordement du réservoir nord	52
5.3.1	Résultats des simulations	52
5.3.2	Synthèse des résultats	52
5.4	Moselle en aval de la confluence avec la Fensch	53
	Conclusion	57
	Références bibliographiques	59
	Liste des annexes	63

Liste des figures

Figure 1	– Carte de situation générale du bassin ferrifère lorrain	10
Figure 2	– Carte de situation de la zone d'étude	11
Figure 3	– Modèle conceptuel préliminaire d'un réservoir minier	13
Figure 4	– Comparaison des simulations et des données expérimentales	33
Figure 5	– Simulateurs RER des réservoirs miniers	36
Figure 6	– Simulateur RER du bassin ferrifère lorrain	37
Figure 7	– Simulateur « réservoir sud » : synthèse des résultats	48
Figure 8	– Simulateur « réservoir centre » : synthèse des résultats	49
Figure 9	– Simulateur « réservoir nord » : synthèse des résultats	51

Liste des tableaux

Tableau 1	– Valeurs des constantes du modèle chimique	32
Tableau 2	– Valeurs de débit utilisée en entrée du simulateur RER	39
Tableau 3	– Répartition du volume total d'un réservoir entre les 3 couches	40
Tableau 4	– Nombre d'années nécessaires pour atteindre 250 mg/l	57

Introduction

L'extraction du minerai de fer dans le bassin ferrifère lorrain s'est effectuée pendant plus d'un siècle dans une couche géologique (d'âge Aalénien) située à faible profondeur (300 m maximum) sous une couche de calcaires fissurés. Avant le début de l'exploitation du minerai, un écran imperméable constitué de marnes permettait à ces calcaires de renfermer une nappe d'eau souterraine, qui alimentait des sources et des rivières.

L'exploitation par la méthode du « défilage » (effondrement volontaire de secteurs entiers de mines après leur exploitation) a provoqué une intense fracturation du toit du gisement (calcaires et écran imperméable marneux). La nappe des calcaires s'est donc vidangée dans les galeries minières par l'intermédiaire de ces nouvelles fractures. Pendant toute la durée de l'exploitation, cette eau a été pompée (exhaure) et rejetée massivement dans les cours d'eau, créant ainsi un nouvel équilibre hydrologique « dynamique ».

L'arrêt de l'extraction du minerai depuis une dizaine d'années, et surtout l'arrêt des pompages d'exhaure entre 1993 (bassin centre) et 1995 (bassin sud), a entraîné l'ennoyage du réseau de galeries minières et de la base des calcaires qui le surmontent (Vaute, 1999-b, 2000). Les principales conséquences de l'ennoyage sont :

- La modification du régime des nappes d'eau souterraine et des rivières (évolution vers un équilibre « permanent » différent de celui qui prévalait avant le début de l'exploitation minière).
- La détérioration de la qualité de l'eau souterraine, particulièrement en raison de l'augmentation de la concentration en sulfate, mais aussi de la teneur en sodium, magnésium, strontium, fer, manganèse, bore et nickel (Vaute, 1999-a).

Les conséquences de l'arrêt des activités minières et des exhaures dans le bassin ferrifère lorrain constituent une préoccupation constante pour les pouvoirs publics et pour les collectivités. Pour répondre à ces préoccupations, l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse a mis en place depuis 1994 un réseau de surveillance des eaux souterraines du bassin ferrifère dont la gestion et l'exploitation des données est confiée au BRGM Lorraine (BRGM, 1995 ; Caudron et al, 1996 ; Durand, 1998 ; Vaute, 1999-b, 2000). Grâce aux mesures acquises, il devient possible d'élaborer un outil d'aide à la gestion des ressources en eau du bassin ferrifère.

L'étude présentée ici constitue une première étape vers la constitution d'un tel outil de gestion : grâce à la construction et à la mise en œuvre d'un simulateur de fonctionnement simplifié du bassin ferrifère lorrain, on cherche à obtenir une première estimation de l'évolution des concentrations moyennes en sulfate aux points de débordement des réservoirs miniers sud, centre et nord, ainsi qu'en aval du réseau hydrographique dans lequel leurs eaux se déversent.

1. Un modèle conceptuel de réservoir minier

1.1 CONTEXTE DE L'ETUDE

Les exploitations minières de fer en Lorraine intéressent trois départements qui sont, d'est en ouest, la Moselle, la Meurthe-et-Moselle et, pour une faible part, la Meuse. Le gisement, qui affleure en particulier le long de la côte de Moselle, s'interrompt sur près de 25 km en son centre, entre Pagny-sur-Moselle et Pont-à-Mousson (figure 1). Cette discontinuité partage la région en deux zones distinctes : le bassin ferrifère de Nancy au sud, et le bassin ferrifère de Briey - Longwy au nord. L'étude se rapporte uniquement aux nappes d'eau souterraine présentes dans le bassin de Briey, dont l'extension globale est d'environ 50 km du nord au sud pour 30 km de large.

Dans ce bassin, la formation ferrifère est affectée par de nombreuses failles orientées principalement nord-est / sud-ouest. Les principales failles subdivisent le bassin ferrifère en trois zones de taille plus restreinte, dans lesquelles la plupart des concessions ont été fusionnées (figure 1) : les bassins dits « sud », « centre » et « nord ».

Dans la suite du texte, on distinguera le « bassin » (zone géographique) et le « réservoir », ce dernier étant défini comme une unité hydrogéologique correspondant, dans un bassin donné, à l'ensemble des vides artificiellement créés dans la formation ferrifère par l'exploitation minière. Le « réservoir minier » ne comprend donc pas le Dogger sus-jacent.

D'autres sous-bassins, de moindre importance, ont aussi été individualisés en fonction des caractéristiques du gisement ou de l'autonomie de l'exploitation : Burbach, Hayange sud, Bazailles, Serrouville, Errouville, Godbrange, Moulaine et Longwy. Ces sous-bassins présentent des comportements hydrodynamiques relativement indépendants les uns des autres, en raison des failles qui les limitent, et ne sont donc pas pris en compte dans cette étude.

D'un point de vue hydrographique, le bassin de Briey se divise en trois bassins versants principaux : l'Orne au sud et la Fensch au nord-est, qui sont des affluents de la Moselle, et l'Othain au nord-ouest, qui se jette dans la Meuse (figure 2).

Les réservoirs sud et centre sont actuellement ennoyés, et débordent respectivement depuis le 28 octobre 1998 et le 16 mars 1999. Les exhaures se poursuivent toujours dans le réservoir nord, l'arrêt étant prévu à la fin de l'année 2002. Le débordement du réservoir nord devrait intervenir environ 21 mois après le début de l'ennoyage (estimation ARBED). Trois anciens ouvrages miniers ont été retenus comme points de débordement principaux dans chacun des 3 réservoirs. Ils ont été aménagés en conséquence, ainsi que les galeries qui y aboutissent, et communiquent directement avec la nappe du réservoir minier. Ce sont :

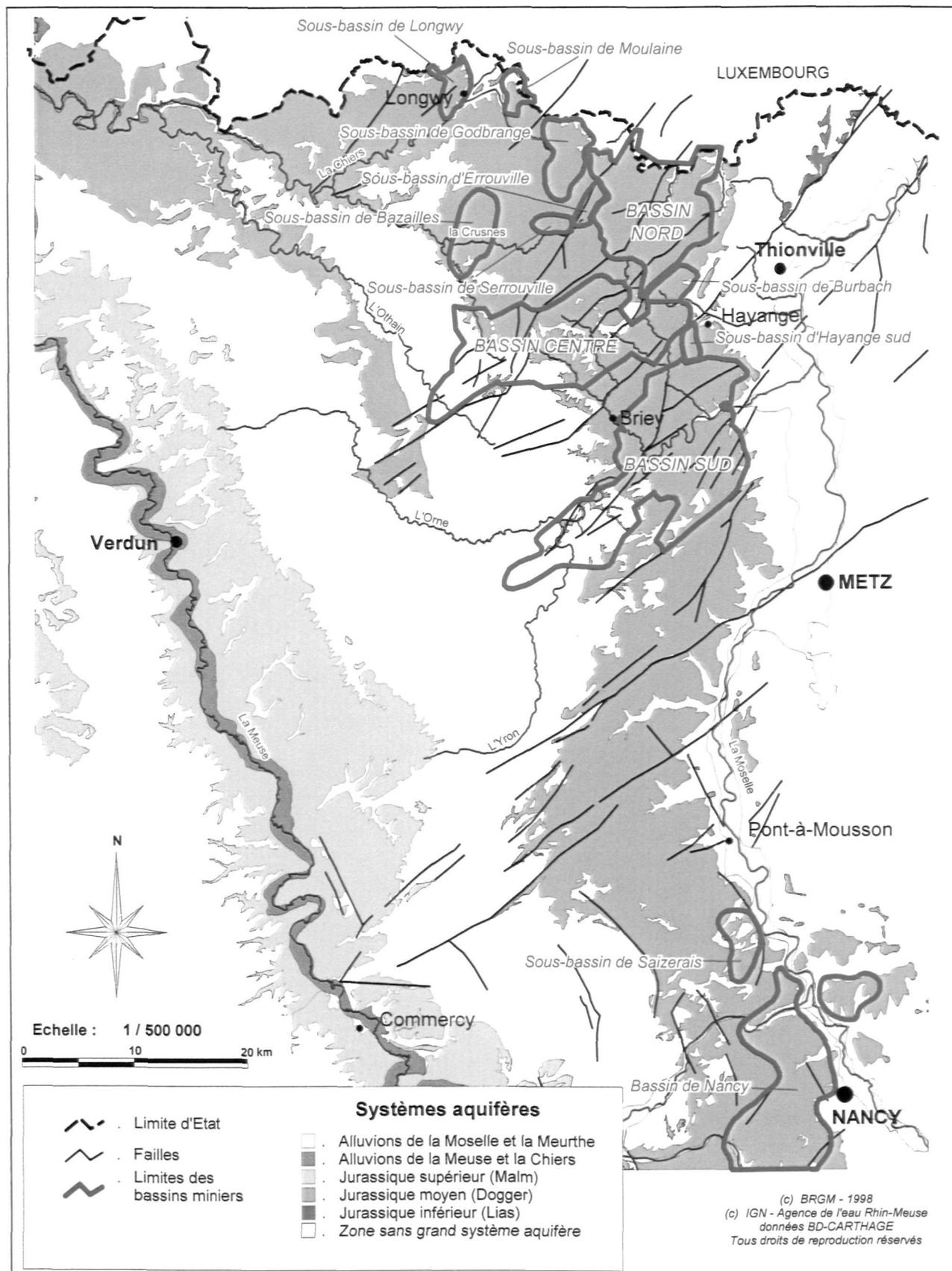


Figure 1 – Carte de situation générale du bassin ferrifère lorrain.



Figure 2 – Carte de situation de la zone d'étude.

- Pour le réservoir sud, la *galerie de Moyeuivre* (ancienne galerie ferroviaire) : cote du seuil de débordement = 172,43 m NGF, débordement dans l'Orne.
- Pour le réservoir centre, la *galerie du Woigot* (galerie du puits de S^t-Pierremont dite encore galerie « des 30 mètres » ou galerie de Mancieulles) : cote du seuil de débordement = 222,74 m NGF, débordement dans le Woigot.
- Pour le réservoir nord : la *galerie de la Paix* (galerie du puits d'Havange) : cote du seuil de débordement = 207 m NGF, débordement futur dans la Fensch.

Le réservoir centre possède deux autres points de débordement situés à une cote supérieure à celle de la galerie du Woigot : la galerie de Bois d'Avril et la galerie de Fontoy. Ces points supplémentaires sont destinés à évacuer les débits de fortes crues, mais ils n'ont pas encore fonctionné depuis la fin de l'ennoyage (16 mars 1999).

Par ailleurs, l'une des conséquences de l'ennoyage a été l'apparition d'exutoires naturels situés en dessous de ces cotes de débordement, dans les vallées de l'Orne (bassin sud), du Chevillon et du Conroy (bassin centre). Il est possible aussi que des écoulements souterrains se produisent du bassin centre (le plus élevé) vers les bassins sud et nord, vers les sous-bassins Burbach et Hayange, ou encore vers l'ouest au-delà des limites des bassins, dans le sens du pendage des couches géologiques. Une étude en cours, financée par l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, vise à identifier les écoulements se produisant vers le bassin sud et le sous-bassin Hayange sud, et à les quantifier le cas échéant.

1.2 MODELE CONCEPTUEL PRELIMINAIRE D'UN RESERVOIR MINIER

En première approximation, on peut considérer qu'un réservoir minier ennoyé est un récipient au fond étanche, dans lequel l'eau de pluie pénètre par sa limite supérieure perméable (après avoir traversé les calcaires fissurés du Dogger), et ressort par débordement en un point unique. Lorsque l'eau circule dans le réservoir, celle-ci est en contact avec des roches contenant du sulfate sous forme solide, qu'elle peut dissoudre et transporter hors du réservoir (figure 2).

D'un point de vue mathématique, on peut représenter ce modèle conceptuel par un réacteur chimique du type mélangeur parfait à régime variable, décrit par l'équation de conservation de masse (Villiermaux, 1993) :

$$Q_s C_s = Q_e C_e + \text{Vol} (d\chi/dt) - \text{Vol} (dC_s/dt)$$

Avec Q_s = débit en sortie du réacteur

Q_e = débit en entrée du réacteur

C_s = concentration du composé chimique en sortie du réacteur

C_e = concentration du composé chimique en entrée du réacteur

Vol = volume d'eau dans le réacteur

$d\chi/dt$ = vitesse de la réaction de dissolution du composé chimique

dC_s/dt = accumulation du composé chimique dans l'eau du réacteur

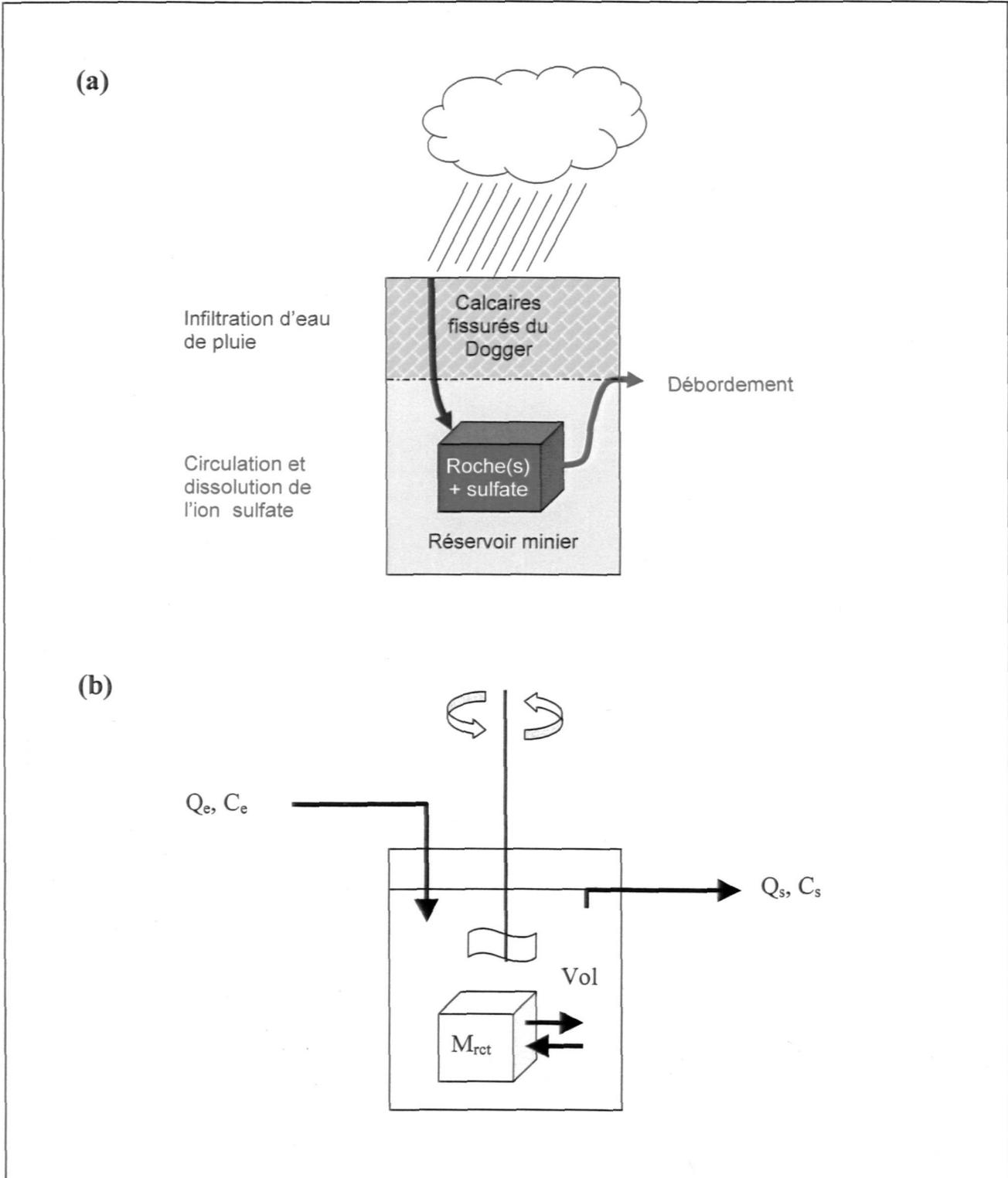


Figure 3 – (a) Modèle conceptuel préliminaire d'un réservoir minier. (b) Schéma du modèle de réacteur permettant sa représentation mathématique (mélangeur parfait à régime variable). Q_e et C_e sont le débit et la concentration en sulfate de l'eau alimentant le réacteur, Q_s et C_s sont le débit et la concentration en sulfate à la sortie du réacteur. Vol est le volume du réacteur. M_{rct} est le stock de sulfate soluble.

Cette équation signifie que par unité de temps, la masse de sulfate sortant du réservoir $[Q_s C_s]$ est égale à la masse de sulfate entrant dans le réservoir $[Q_e C_e]$, à laquelle s'ajoute la masse de sulfate qui a été dissoute $[+ Vol (d\chi/dt)]$, et à laquelle est retranchée la masse de sulfate accumulée (diluée) dans l'eau du réservoir $[- Vol (dC_s/dt)]$.

Un simulateur numérique de ce réacteur chimique peut être construit à l'aide des logiciels Simulink et Matlab (Bequette, 1998). Cependant, la mise en œuvre de calculs avec ce simulateur nécessite au préalable l'obtention de nombreuses données :

- Une chronique de débit en entrée du réservoir ;
- Le volume d'eau contenu dans le réservoir ;
- Le stock de sulfate solide disponible ;
- La valeur des constantes d'équilibre et de cinétique de la réaction de dissolution du sulfate.

Ces données ne peuvent être obtenues qu'après la construction et le calage de deux autres modèles : un modèle hydrogéologique, et un modèle chimique. Ce travail est décrit dans les 2 chapitres suivants.

2. Modèle hydrogéologique global inverse

2.1 POSITION DU PROBLEME

Dès lors que l'on parle de modèle, il est nécessaire de bien en préciser l'objectif. On pose donc ici comme préalable que l'objectif est de construire une procédure numérique permettant de rendre compte du mécanisme de l'exhaure ou du débordement, c'est-à-dire de l'écoulement de l'eau de pluie à travers les calcaires fissurés du Dogger jusque dans le réservoir minier, puis de son évacuation naturelle (par débordement) ou artificielle (par pompage).

Le système à modéliser diffère des milieux naturels « classiques » par sa géométrie. Le réseau de galeries d'exploitation est développé principalement dans trois couches superposées, légèrement inclinées, et connectées en différents points. Or, les codes hydrogéologiques courants ne sont pas conçus pour traiter de telles configurations hydrauliques. Le développement (ou la modification) de codes capables de simuler l'écoulement dans de tels réseaux est un des axes de travail du GISOS – Groupement d'Intérêt Scientifique sur l'Impact et la Sécurité des Ouvrages Souterrains, structure regroupant des équipes de recherche du BRGM, de l'INERIS et de l'INPL – (Lanini et Fabriol, 2000). D'autre part, même si l'on pouvait disposer d'un code adapté au problème, on ne dispose pas actuellement de suffisamment d'informations réparties dans l'espace pour le mettre en œuvre.

La complexité de la structure du système hydrologique à modéliser et l'absence de données spatialisées impose donc dans un premier temps la mise en œuvre d'une modélisation « globale », basée sur l'analyse des séries de données disponibles.

2.2 PRINCIPE DE LA MODELISATION INVERSE

L'approche choisie est la modélisation globale « inverse » des séries chronologiques de hauteurs de pluie, d'évapotranspiration potentielle et de débits (rivières, exhaures, débordement), par des méthodes dérivées du traitement du signal. Le code de calcul utilisé pour le traitement des séries de données chronologiques, TEMPO, a été développé au BRGM (Pinault, 1996, 1999). Le principe de la formulation mathématique utilisée est exposé en annexe 1.

Selon le modèle conceptuel de la figure 2 (chapitre 1), un réservoir minier peut être considéré comme un système de transformation d'un signal d'entrée (la pluie) en un signal de sortie (le débit de débordement ou d'exhaure, suivant que l'on considère la période après ou avant l'arrêt des exhaures). Pour chacun des réservoirs, on cherche donc à calculer une relation quantitative reliant la pluie mesurée et le débit de débordement observé – ou le débit d'exhaure à défaut –.

Pour ce faire, on souhaite n'introduire aucune hypothèse à propos de la structure interne du réservoir (types d'écoulement, porosité, perméabilité, etc.), d'une part parce qu'on ne dispose pas de ces informations de manière suffisamment détaillée, d'autre part pour éliminer toute sorte d'*a priori*. On n'introduit donc aucun paramètre décrivant une propriété physique du système dans le modèle¹.

Du point de vue mathématique, l'opération consistant à calculer, pour un système, la relation existant entre un signal d'entrée et un signal de sortie s'appelle une déconvolution – ou plus exactement une *identification de réponse impulsionnelle* –. Le résultat du calcul est une courbe fonction du temps, appelée réponse impulsionnelle. Cette courbe représente la réponse du système à une impulsion unité du signal d'entrée, lorsque le système est au repos (c'est-à-dire lorsque le signal de sortie n'est plus influencé par les impulsions que le système a reçues auparavant). Une fois que la réponse impulsionnelle a été identifiée, on peut prévoir la réponse du système à n'importe quel signal d'entrée, au moyen de l'opération mathématique inverse de la déconvolution : la convolution du signal d'entrée par la réponse impulsionnelle. On dispose alors d'un moyen de faire des prévisions.

En réalité, dans le cas de systèmes hydrologiques, la déconvolution ne peut pas être réalisée directement entre la pluie et le débit. En effet, la relation entre ces deux variables n'est pas linéaire : selon la saison, une même hauteur de pluie tombée ne provoque pas la même augmentation de débit (parce qu'il y a plus d'évapotranspiration en été qu'en hiver). On dit que le système n'est pas linéaire. L'opération de déconvolution n'étant possible que sur un système linéaire, il faut au préalable déterminer la part de la pluie qui alimente réellement le système : c'est la « pluie efficace² » (pluie brute diminuée de la part qui s'évapore ou qui est transpirée par la végétation).

Le calcul intermédiaire de la pluie efficace nécessite alors l'introduction d'une nouvelle variable en entrée du système, permettant de prendre en compte la variation saisonnière du climat. Cette nouvelle variable peut être l'évapotranspiration potentielle (ETP) ou la température (seules les variations relatives nous intéressent). Mais la prise en compte

¹ A ce propos, on peut noter que même si les modèles paramétrés essaient de décrire le comportement d'un système naturel complexe par une représentation plus simple ayant un sens physique, cette représentation simplifiée du système est souvent dépourvue de réalité physique. En effet, les valeurs des différents paramètres « physiques » d'ajustement des modèles (valeurs normalement issues de mesures) sont dans la majorité des cas « optimisés », ce qui leur fait perdre leur réalité physique (Cosandey et Robinson, 2000).

² Ainsi que l'a écrit M. Canceill en 1974 : « nous ne parlons de pluie efficace que par abus de langage, pour désigner, en fait, un certain indicateur calculé par le modèle, indicateur dont le rôle est de servir d'entrée à un autre modèle (pluie efficace – débit d'exhaure). (...) Si, alors, nous parvenons à ajuster simultanément un modèle « pluie brute – pluie efficace » et un modèle « pluie efficace – débit d'exhaure » en ne tenant compte, pour l'ajustement, que de l'écart entre exhaure observée et exhaure calculée, nous pourrions admettre que ce qu'on calcule entre la pluie brute et le débit joue le rôle d'une pluie efficace. En toute rigueur, il faudrait distinguer la variable physique et l'approximation numérique qu'en donne le modèle ; nous ne le ferons pas ici pour ne pas trop alourdir la rédaction ».

d'un indice des variations climatiques se fait au prix d'une complexification de la procédure de déconvolution, qui doit désormais se faire de manière itérative.

Finalement, les variables d'entrée du système sont la pluie et l'évapotranspiration potentielle. La solution du modèle global inverse (obtenue par itérations) est un jeu de 5 réponses impulsionnelles, permettant d'ajuster au mieux le débit observé en sortie du système, grâce à une série de convolutions à partir des variables d'entrées.

2.3 CONSTRUCTION DU MODELE

La qualité inadéquate des séries de données n'a pas permis la réalisation d'un ajustement par modélisation inverse pour chaque débit de débordement ou d'exhaure. En effet, soit les chroniques sont trop courtes (c'est le cas de la chronique de débit de débordement du bassin sud), soit leur précision est insuffisante (c'est le cas des chroniques de moyennes mensuelles des débits d'exhaure). Une approche légèrement différente a donc été mise en œuvre. Le travail s'est effectué en deux étapes (cf. schéma en annexe 2).

Une modélisation inverse du débit de la rivière Orne a tout d'abord été effectuée, sur une période de 10 années, afin de disposer d'un moyen de calculer la pluie efficace moyenne sur son bassin versant. Le choix de cette chronique de débit obéit à plusieurs motivations :

- 1) La bonne connaissance de la surface du bassin versant de l'Orne – par rapport à la médiocre connaissance que l'on peut avoir de l'aire d'alimentation supposée d'un réservoir minier – permet d'accorder une plus grande confiance au calcul de la pluie efficace.
- 2) Les aires d'alimentations des réservoirs sud et centre sont incluses en grande partie dans le bassin versant de l'Orne, ce qui permet d'assurer que la pluie efficace calculée pour l'alimentation de l'Orne est bien représentative de la pluie efficace qui alimente les réservoirs sous-jacents (au moins pour ces deux réservoirs).
- 3) Enfin, cette série de donnée a été choisie en raison de sa longueur et de son pas de temps journalier. La pluie et l'ETP étant disponibles au même pas de temps journalier, la précision de l'ajustement du débit de l'Orne sur une longue période fournit un bon critère de précision du calcul de la pluie efficace.

Dans un deuxième temps, des déconvolutions directes (4 au total) ont été effectuées entre la pluie efficace et les débits de débordement (réservoir sud) et d'exhaures (réservoirs sud, centre et nord).

Le schéma donné en annexe 2 montre les relations entre le modèle inverse principal et les 4 sous-modèles. Les figures détaillant les résultats de chaque étape du calage sont regroupées en annexe 3, 4, 5 et 6. Les résultats du calage sont synthétisés dans le tableau de l'annexe 7.

On trouvera aussi en annexe 7 quelques précisions concernant la constitution des chroniques d'entrée du modèle et des sous-modèles (exhaures prises en compte, coefficient de pondération des stations pluviométriques utilisés pour le calcul de la pluie moyenne sur le bassin versant de l'Orne).

2.3.1 Modélisation du débit de l'Orne et calcul de la « pluie efficace » (annexe 3)

Le modèle inverse « pluie / ETP – débit de l'Orne » permet de calculer la pluie efficace (figure A3-6), puis de reproduire le débit de l'Orne (figure A3-13) sur la période de calage prise en compte (10 ans). Une fois la pluie efficace calculée, l'équation de bilan peut simplement s'écrire :

$$\Sigma \text{ pluie efficace} \cdot S_{\text{ bassin versant}} = Q_{\text{ exutoire}}$$

Cette équation signifie que la hauteur de pluie efficace tombée par unité de surface multipliée par la surface du bassin versant produit le débit observé à l'exutoire du bassin versant.

L'ajustement du modèle est satisfaisant (écart-type moyen entre le modèle et les mesures : $7,9 \text{ m}^3/\text{s}$; variance expliquée : 92,3 %), même si les prélèvements dans la rivière et les apports dus aux exhaures et aux soutiens d'étiages ne sont pas pris en compte (ces débits sont négligeables vis-à-vis des débits de crue de l'Orne). L'aire calculée est proche de l'aire réelle (aire calculée de 1352 km^2 pour une aire réelle de 1270 km^2).

Il faut cependant noter que certains pics de crue *journaliers* sont mal expliqués (plusieurs dizaines de m^3/s d'écart, représentant jusqu'à 85 % de la valeur mesurée). Il est possible que ces écarts aient pour origine une mauvaise connaissance d'une forte pluie d'orage ou d'un débit instantané. Toutefois, l'écart sur une valeur journalière ponctuelle ne remet pas en cause la qualité globale de l'ajustement.

Le calcul itératif mis en œuvre permet entre autres de calculer deux réponses impulsionnelles dites « rapide » et « lente » (figures A3-11 et A3-12), représentant *grossièrement*³ deux types d'écoulements vers la rivière : un écoulement rapide du type « ruissellement », qui se produit lorsque les sols sont saturés d'eau, et un écoulement plus lent du type « drainage de nappe », se produisant avec un certain retard. L'importance respective de chacun de ces écoulements dépend de la saison et de l'histoire des pluies efficaces passées : par exemple, une forte pluie efficace d'hiver sur des sols gorgés d'eau produira un fort écoulement rapide, alors que la même pluie efficace d'hiver répartie en plusieurs jours ne produira qu'une recharge des nappes, et donc qu'un écoulement lent vers la rivière.

³ Comme on l'a précisé dans le paragraphe 2.2, il faut bien se garder d'attribuer un sens trop « physique » à ces deux composantes dites « lente » et « rapide ». Il ne s'agit que d'une nécessité de calcul introduite pour permettre la déconvolution itérative « pluie brute – débit ».

La réponse impulsionnelle rapide est à son maximum 1 jour après une pluie efficace, et s'annule dès le 4^{ème} jour. La réponse lente est à son maximum 2 jours après une pluie efficace, puis suit une loi de décroissance jusqu'au 128^{ème} jour au moins. La courbe de décroissance irrégulière peut traduire deux phénomènes : a) un fonctionnement complexe du système, avec des arrivées retardées d'eau provenant de différents compartiments ; b) un bruitage induit par les erreurs de mesure de pluie et de débit, ainsi que par les erreurs numériques.

2.3.2 Modélisation du débit de débordement du réservoir sud et des débits d'exhaure des réservoirs sud, centre et nord

On commence par calculer la réponse impulsionnelle reliant la pluie efficace et le débit de débordement du bassin sud. Pour chaque réservoir minier, on calcule ensuite la réponse impulsionnelle reliant la pluie efficace et le débit total de l'ensemble des exhaures passées (réservoirs sud et centre) ou actuelles (réservoir nord).

a) Réservoir sud (annexe 4)

Le cas du réservoir sud est particulièrement intéressant, puisque l'on dispose à la fois du débit d'exhaure avant ennoyage, et du débit de débordement après ennoyage. Il est ainsi possible de comparer le fonctionnement du système hydrogéologique avant et après remplissage du réservoir.

La série chronologique « débit de débordement » est disponible au pas de temps journalier, comme la pluie, l'ETP et les débits des rivières. Par contre, la période de calage est courte (moins de 1 an). La série « débit d'exhaure » n'est disponible qu'au pas de temps mensuel, mais sur une beaucoup plus longue période (depuis 1946). En pratique, il est préférable de se limiter aux 5 dernières années d'exhaure, période pendant laquelle la structure du réservoir a peu changé (exploitation minière en récession).

□ Modèle « pluie efficace – débit de débordement du réservoir sud »

L'équation de bilan du réservoir sud est la suivante :

$$\Sigma \text{ pluie efficace} \cdot S_{\text{alimentation}} = Q_{\text{alimentation}}$$

$$Q_{\text{alimentation}} = Q_{\text{débordement}} + Q_{\text{fuites}} + Q_{\text{prélèvements}}$$

La première équation indique que la hauteur de pluie efficace tombée par unité de surface multipliée par la surface d'alimentation du réservoir produit le débit d'alimentation du réservoir. Dans le cas du réservoir sud, ce débit d'alimentation est égal au débit de débordement mesuré à la galerie de Moyeuve, auquel il faut ajouter le débit des fuites se produisant en dessous de la cote de débordement (plaine alluviale de Moyeuve-Grande) et le débit des prélèvements (soutien d'étiage et alimentation en eau potable).

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

la galerie de Moyeuivre. En mettant en relation le débit de fuite mesuré avec le niveau piézométrique mesuré dans le réservoir sud à la même date, on obtient la figure A4-1. Cette figure donne l'équation d'un modèle linéaire des fuites du réservoir sud. L'extrapolation de ce modèle à un débit nul indique que les fuites ont commencé à se produire avant le débordement à partir de la cote 169,7 m NGF environ – les fuites ont été signalées pour la première fois autour du 01/08/98, ce qui correspond à la cote 170,5 m NGF dans le réservoir (Baubron, 1998 ; Vaute et Pinault, 1999) –. Le débit de fuite maximum, après débordement du réservoir et stabilisation du niveau autour de 172,8 m, vaut en moyenne 0,5 m³/s (moyenne de trois valeurs obtenues pendant l'été 1999).

Le débit des prélèvements effectués pour différents usages se répartit comme suit :

- prélèvement dans le puits Droitaumont II pour le soutien d'étiage de l'Yron : débit fictif continu de 60 l/s (débit moyen calculé sur la période juin 1995 - décembre 1998 ; données Lormines) ;
- prélèvements pour l'alimentation en eau potable (AEP) dans les puits Paradis V, Droitaumont II, Roncourt I, Auboué I, Moyeuivre-Petite et le sous-réservoir de Valleroy : débit fictif continu de 210 l/s (débit moyen calculé sur la période 1996 - 1998 ; données Agence de l'Eau) ;

soit un total de 0,27 m³/s (débit fictif continu). *Pour obtenir le débit d'alimentation du réservoir sud, il faut donc ajouter 0,77 m³/s au débit de débordement mesuré à la galerie (0,5 + 0,27 = 0,77 m³/s).* Cependant, pour une meilleure précision, l'ajustement par déconvolution n'est effectué que sur le seul débit de débordement. On y ajoutera le débit constant des fuites et des prélèvements quand ce sera nécessaire pour les calculs.

Le modèle obtenu par déconvolution (figure A4-2) permet de reproduire très correctement le débit de débordement observé (écart-type moyen entre le modèle et les mesures : 0,21 m³/s ; variance expliquée : 98,5 % ; écart maximal : 0,63 m³/s, soit - 17,8 % de la valeur mesurée) sur la période de calage considérée (1 an). L'aire d'alimentation calculée par le modèle est de 287 km². Cette valeur est proche d'une autre calculée en 1977 (321 km²) par une approche hydrogéologique plus classique (BURGEAP, 1978).

Il faut noter que l'initialisation du calcul de la réponse impulsionnelle pour ce modèle nécessite l'introduction d'un débit fictif pour la période précédant le débordement. Par hypothèse, ce débit fictif a été pris égal au débit d'étiage constaté en 1999 (0,5 m³/s). L'écart maximal constaté indiqué dans le tableau de l'annexe 7 (0,96 m³/s, soit 192,6 % de la valeur mesurée) se situe précisément dans cette période (quelques jours avant le débordement), et n'est donc pas représentatif de la qualité de l'ajustement.

La réponse impulsionnelle calculée est caractéristique d'un milieu à double perméabilité (figure A4-3) : le débit de débordement est maximum entre 9 et 16 jours après une pluie efficace, mais la courbe présente un deuxième maximum peu accusé 50 jours après la pluie. Lors de l'infiltration dans les calcaires du Dogger, deux types d'écoulements (au moins) se superposent donc : des écoulements rapides dans les conduits karstiques et les fractures les plus ouvertes, et des écoulements lents dans les fissures fines et les pores de la masse des calcaires.

On retrouve donc un résultat connu depuis longtemps des hydrogéologues qui ont étudié les relations entre la pluie et les exhaures des mines de fer (par exemple Le Nir, 1973 ; Canceill, 1974).

□ **Modèle « pluie efficace – débit d'exhaure du réservoir sud »**

L'équation de bilan du réservoir sud est toujours :

$$\Sigma \text{ pluie efficace} \cdot S_{\text{alimentation}} = Q_{\text{alimentation}}$$

$$Q_{\text{alimentation}} = Q_{\text{exhaure totale}}$$

Pour ce deuxième modèle, le débit d'alimentation est égal à la somme des débits de toutes les exhaures minières du réservoir sud (cf. tableau 2 en annexe 7 pour le détail des exhaures prises en compte). La prise en compte d'un débit de fuite n'a plus d'objet, de même que celle d'un débit de prélèvements, puisque ces derniers étaient effectués en sortie de pompage d'exhaure (ils sont donc déjà comptabilisés dans les exhaures).

Le modèle obtenu par déconvolution sur les 5 dernières années d'exhaure permet de reproduire assez correctement le débit d'exhaure observé (écart-type moyen entre le modèle et les mesures : 0,55 m³/s ; variance expliquée : 92,5 %). L'aire d'alimentation calculée par le modèle est de 303 km² : cette valeur est proche de celle calculée par le modèle « pluie efficace – débit de débordement » (287 km²) et de celle calculée en 1977 (321 km²).

La réponse impulsionnelle du modèle n'est pas aussi caractéristique que précédemment (figure A4-5) et l'ajustement est moins bon ponctuellement (écart maximal : 2,68 m³/s, soit -60,4 % de la valeur mesurée). Comme on l'a dit, les débits d'exhaures n'existent que sous la forme de moyennes mensuelles, alors que toutes les autres données existent à un pas de temps journalier. Comme le calcul de déconvolution est effectué à un pas de temps journalier, tout se passe comme si la réponse impulsionnelle calculée était une réponse moyenne mensuelle : les pics de crue d'exhaure sont donc lissés. D'autre part, le fonctionnement des exhaures, avec le jeu de remplissage et dénoyage des albraques, entraîne obligatoirement, même au pas de temps journalier, un certain lissage des courbes.

□ **Comparaison des deux modèles et calcul du volume du réservoir**

Il est particulièrement intéressant de comparer les deux modèles sur la période d'ennoyage du réservoir minier (un peu plus de 3 ans et demi : 20/03/95 – 27/10/98), période pour laquelle on ne dispose d'aucune donnée de débit. On réalise pour cette période un calcul prédictif du débit d'exhaure (avec le modèle « pluie efficace – débit d'exhaure »), et un calcul rétrospectif du débit de débordement (avec le modèle « pluie efficace – débit de débordement » auquel on ajoute le débit fictif continu des fuites et des prélèvements). Le débit d'alimentation du réservoir en cours d'ennoiement est ainsi calculé à l'aide de deux modèles indépendants.

Les courbes obtenues sont très semblables (figure A4-6), mais comme on l'a dit ci-dessus, le débit calculé par le modèle « débit d'exhaure » présente des pics de crue de plus faible amplitude (lissage dû à la faible précision des chroniques de débit d'exhaure

mensuelles et remplissage des albraques en période de forte pluie), et des étiages plus soutenus (vidange des albraques en début de période d'étiage).

Pour calculer le volume du réservoir, il faut tout d'abord déterminer le débit de remplissage du réservoir pendant la période d'ennoyage. Ce débit est égal au débit d'alimentation du réservoir, auquel il faut soustraire le cas échéant le débit total des exhaures résiduelles (toutes les exhaures n'ont pas été arrêtées en même temps), des prélèvements et des fuites (en appliquant le modèle des fuites dès qu'il y a lieu).

$$Q_{\text{remplissage}} = Q_{\text{alimentation}} - Q_{\text{exhaure résiduelle}} - Q_{\text{prélèvements}} - Q_{\text{fuites}}$$

On peut ensuite calculer le volume du réservoir grâce à l'équation suivante :

$$V_{\text{réservoir}} = \sum(Q_{\text{remplissage}} \cdot t_{\text{remplissage}}) + \sum V_{\text{zones ennoyées}}$$

Ce volume est égal à la somme des volumes d'eau accumulés dans le réservoir depuis l'arrêt des exhaures, auquel il faut ajouter le volume des zones déjà ennoyées au début de l'ennoyage (à la date 20/03/95). Pour le réservoir sud, il s'agit des petits sous-réservoirs de Valleroy et de Sainte-Marie, dont les volumes sont estimés respectivement à 6.10^6 m^3 et $1,6.10^6 \text{ m}^3$ (BURGEAP, 1978).

Les volumes de réservoir, calculés en utilisant les débits de remplissage fournis par chacun des modèles, sont relativement différents : $206,6.10^6 \text{ m}^3$ pour le modèle « pluie efficace – débit de débordement », et $228,8.10^6 \text{ m}^3$ pour le modèle « pluie efficace – débit d'exhaure », soit un écart de 10,7 % (évaluation de Lormines, 1994 : 200.10^6 m^3).

On peut porter sur un graphique le volume d'eau cumulé dans le réservoir en fonction du niveau piézométrique observé pendant l'ennoyage dans le puits Droitaumont II (figure A4-7). Les deux courbes obtenues représentent les variations du volume de vide du réservoir au cours de l'ennoyage (volume disponible pour le stockage de l'eau infiltrée), calculées indépendamment par les deux modèles. On constate que les deux courbes s'écartent progressivement l'une de l'autre. Les deux courbes se juxtaposent parfaitement si l'on ajoute $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$ au modèle « débit de débordement » : en moyenne, les débits calculés par les deux modèles diffèrent donc de $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$. Ce nombre est à rapprocher des écart-types moyens entre les séries calculées par les modèles « débordement » et « exhaure » et les séries observées : ces écart-types sont respectivement de $0,21 \text{ m}^3/\text{s}$ et $0,55 \text{ m}^3/\text{s}$ respectivement.

Ainsi, la comparaison des deux modèles démontre que la structure et le fonctionnement du réservoir sud ont peu changé au cours de ces 10 dernières années (débits d'alimentation, surfaces et volumes calculés par les deux modèles sont proches). On peut raisonnablement penser qu'il est licite de transposer ce résultat aux réservoirs centre et nord, pour lesquels on ne dispose que du débit des exhaures passées – soit parce que le débit total de débordement ne peut pas être mesuré (réservoir centre), soit parce que le débordement n'est pas encore intervenu (réservoir nord) –. Selon cette hypothèse, qu'il conviendra d'essayer de vérifier à l'avenir, il devient possible de prévoir les variations du débit de débordement des réservoirs centre et nord, à partir de modèles calés sur les débits d'exhaure.

b) Réservoir centre (annexe 5)

L'équation de bilan du réservoir centre est la même que celle du réservoir sud :

$$\Sigma \text{ pluie efficace} \cdot S_{\text{alimentation}} = Q_{\text{alimentation}}$$

$$Q_{\text{alimentation}} = Q_{\text{exhaure totale}} - Q_{\text{réinfiltration}}$$

Le débit d'alimentation est en première approximation égal à la somme des débits de toutes les exhaures minières du réservoir centre (cf. tableau 2 en annexe 7 pour le détail des exhaures prises en compte). Comme pour le réservoir sud, les prélèvements étaient effectués en sortie de pompage d'exhaure, ils sont donc déjà comptabilisés dans les exhaures.

Il faut toutefois diminuer le débit total d'exhaure du débit de recyclage des exhaures de Tucquegnieux I et Anderny II. En effet, ces deux exhaures rejettent l'eau du réservoir dans le Woigot et le ruisseau de la Vallée respectivement. Du temps de l'exploitation minière, de nombreuses observations qualitatives semblaient indiquer l'existence d'un recyclage important de ces eaux par infiltration dans le lit des cours d'eau et retour à la mine à la faveur de zones fracturées (zones karstifiées, dépilées, etc.). Le débit total des pertes du Woigot jusqu'à Briey, de l'Hâpre et du ruisseau de la Vallée mesuré par jaugeages différentiels était de 320 l/s durant l'année hydrologique 1974-1975. Cependant, les études de traçage menées pour quantifier ce phénomène n'ont pu mettre en évidence qu'un faible recyclage des eaux : 5 à 20 % de l'exhaure de Tucquegnieux I dans le Woigot (Corompt et al., 1979), soit 8 à 30 l/s, et 30 l/s dans le ruisseau de la Vallée (Landragin et Ramon, 1981). *Nous retiendrons la valeur maximale de 60 l/s pour le débit total de recyclage.*

Le modèle obtenu par déconvolution sur les 5 dernières années d'exhaure (figure A5-1) permet de reproduire assez correctement le débit d'exhaure observé (écart-type moyen entre le modèle et les mesures : 0,18 m³/s ; variance expliquée : 92,6 %). L'aire d'alimentation calculée par le modèle est de 123 km² : cette valeur est inférieure de 30 % à celle calculée par BURGEAP en 1977 (176 km²). Cette différence ne peut pas provenir d'une surestimation du débit de recyclage, compte tenu des résultats d'études mentionnés ci-dessus ; d'autre part, avec un recyclage nul, l'aire n'est augmentée que de 6 km².

La réponse impulsionnelle du modèle n'est pas aussi caractéristique que pour le modèle « pluie efficace – débit de débordement du réservoir sud » (figure A5-2) et l'ajustement est moins bon ponctuellement (écart maximal : 0,71 m³/s, et jusqu'à -74 % de la valeur mesurée). Rappelons encore que ceci est dû pour une part à l'imprécision de la chronique de débit d'exhaure (moyenne mensuelle du débit), et pour une autre part au fonctionnement des exhaures, avec le jeu de remplissage et dénoyage des albraques, qui entraîne obligatoirement un certain lissage des courbes.

Le calcul du volume du réservoir centre est effectué selon la même méthode que pour le réservoir sud. Il faut au préalable calculer le débit de remplissage du réservoir pendant la période d'ennoyage (un peu moins de 5 ans : 31/04/94 – 16/03/99) : pour cela, nous

devons déterminer en particulier le débit total des prélèvements et le débit des fuites se produisant en dessous du seuil de débordement de la galerie du Woigot.

Le débit total des prélèvements effectués dans le réservoir centre est de $0,32 \text{ m}^3/\text{s}$ (débit fictif continu à partir de janvier 1997), et se décompose de la manière suivante :

- prélèvement dans le puits Tucquegnieux I pour le soutien d'étiage du Woigot : débit fictif continu de 150 l/s de juillet 1994 à décembre 1998 (données Lormines), diminué du recyclage continu de 30 l/s ;
- prélèvement dans le puits Anderny II pour le soutien d'étiage du ruisseau de la Vallée : débit fictif continu de 90 l/s d'août 1994 à décembre 1998 (données Lormines), diminué du recyclage continu de 30 l/s ;
- prélèvement dans le puits Amermont III pour le soutien d'étiage de l'Othain : débit fictif continu de 20 l/s d'août 1995 à décembre 1998 (données Lormines) ;
- prélèvement de surpompage dans le forage de Route Blanche pour accélérer le renouvellement du sous-réservoir de Hayange Nord (rejet dans le réservoir Burbach) : débit fictif continu de 125 l/s à partir de janvier 1997 (données Syndicat de Production d'Eau Fensch-Moselle).

Le débit des fuites se produisant en dessous de la cote du seuil de débordement ($222,74 \text{ m NGF}$ à la galerie du Woigot) est mal connu. Les seules fuites mesurables se produisent dans les ruisseaux « Chevillon » et « Conroy », avec un débit estimé à $0,11 \text{ m}^3/\text{s}$ le 11 mai 1999 (Allemmoz, 1999). Cependant, on sait que le niveau du réservoir centre est situé environ 50 m au-dessus du niveau du réservoir sud, et 125 m environ au-dessus du fond du réservoir nord, ce dernier n'étant pas encore ennoyé. Des écoulements souterrains sont donc possibles vers ces réservoirs, ainsi que vers les sous-bassins Hayange sud et Burbach. En l'absence de mesures fiables, l'estimation du débit de fuite peut être réalisée grâce au modèle « débit d'exhaure » du réservoir centre.

La figure A5-3 montre l'évolution du niveau piézométrique mesuré à Tucquegnieux I (d'avril 1997 à juin 1999) ainsi que le débit d'alimentation du réservoir centre calculé par le modèle. On observe que pendant l'étiage 1997, le niveau piézométrique est resté constant en septembre et octobre : si l'on suppose qu'il n'y avait pas de fuites à cette époque, il faut en déduire que le débit total des prélèvements était égal au débit d'alimentation du réservoir. Le débit total des prélèvements pour cette période était d'environ $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$, alors que le débit d'alimentation calculé était de $0,7 \text{ m}^3/\text{s}$, soit un écart de $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$. Statistiquement, cet écart est peu significatif, puisqu'il est égal à l'écart-type moyen du modèle « exhaure centre » entre les valeurs calculées et mesurées ($\pm 0,18 \text{ m}^3/\text{s}$). On peut donc considérer que le modèle « exhaure centre » permet de calculer avec une relativement bonne précision le débit d'alimentation du réservoir centre, au moins pendant les périodes d'étiage.

Un raisonnement proche permet de calculer le débit de fuite du réservoir centre pendant l'étiage 1998. Le niveau du réservoir a baissé de façon continue de mai à octobre 1998. Pour cette période, si l'on retranche le débit total des prélèvements au débit

d'alimentation, on obtient le débit de fuite *minimum* s'échappant du réservoir (le débit de fuite réel doit être au moins légèrement supérieur à ce débit minimum, sinon le niveau ne baisserait pas dans le réservoir !) : tous calculs faits, le débit de fuite minimum varie de 0,3 à 0,9 m³/s, pour une cote variant de 207 à 210 m NGF. Le même calcul effectué pour le début de l'étiage 1999 (mai 1999) donne la valeur 1 m³/s pour un niveau à la cote NGF 222,4 m. Si l'on porte le niveau piézométrique mesuré dans le réservoir centre en fonction du débit de fuite, on constate que les points de l'étiage 1998 (0,3 à 0,9 m³/s) s'alignent selon une droite (figure A5-4), puis la courbe semble former un angle presque droit avec l'unique point de l'étiage 1999 (1 m³/s). Même si cette interpolation entre deux points est plausible du point de vue hydrogéologique, elle est abusive du point de vue statistique, et devra bien entendu être confirmée par les données de l'étiage 1999 et des années suivantes.

Moyennant la précaution précédente, on dispose maintenant d'un modèle du débit de fuite du réservoir centre. Ce modèle, constitué de deux demi-droites, montre que la fuite se produit à partir de la cote 207 m NGF environ (extrapolation à débit nul), et que son débit augmente linéairement avec la cote du niveau du réservoir centre, jusqu'à la cote 210 m. Dans cette première partie du modèle, le débit de fuite se comporte de manière identique au débit de fuite du réservoir sud (même ordre de grandeur du débit de fuite pour une même augmentation de la charge d'environ 3 m). Au-delà, la comparaison n'est plus possible, puisque le réservoir sud déborde, alors que le niveau dans le réservoir centre continue à augmenter de plus de 12 m. Dans cette deuxième partie, le modèle semble montrer que la forte augmentation de charge n'a qu'une faible influence sur la valeur du débit, ce qui correspond à un écoulement à travers un milieu peu perméable.

Sur la figure A5-4, l'intervalle en grisé autour des deux demi-droites du modèle correspond à l'incertitude sur le calcul du débit de fuite, elle-même liée à l'incertitude sur le calcul du débit d'alimentation (+/- 0,18 m³/s). Le débit maximum de fuite pourrait ainsi varier entre 0,85 et 1,2 m³/s ⁽⁴⁾.

Puisque l'on connaît le débit d'alimentation (calculé), le débit des prélèvements et des exhaures résiduelles (mesuré), et le débit de fuite du réservoir centre (calculé en appliquant le modèle des fuites à partir de la cote où elles se produisent), il est possible de calculer son volume de la même manière que pour le réservoir sud :

$$Q_{\text{remplissage}} = Q_{\text{alimentation}} - Q_{\text{exhaure résiduelle}} - Q_{\text{prélèvements}} - Q_{\text{fuites}}$$

$$V_{\text{réservoir}} = \sum(Q_{\text{remplissage}} \cdot t_{\text{remplissage}}) + \sum V_{\text{zones ennoyées}}$$

⁴ Rappelons que seul 1/10^{ème} à 1/5^{ème} de ce débit total peut être justifié par des mesures dans les vallées du Chevillon et du Conroy, soit 100 à 200 l/s au maximum (Allemoz, 1999 ; Bassin ferrifère : surveillance eau – Chronique d'information de juin 2000). Lorsque de nouvelles mesures seront disponibles et que les résultats des études en cours seront connus, il conviendra de vérifier la justesse de la principale hypothèse de cette modélisation, à savoir : le modèle hydrogéologique basé sur la chronique de débit d'exhaure représente correctement le fonctionnement actuel du réservoir (après ennoyage).

Le débit de remplissage du réservoir est montré sur la figure A5-5 (ce débit est négatif pendant l'étiage 1998, lorsque le niveau baisse). La figure suivante (A5-6) montre la courbe du niveau piézométrique en fonction du volume cumulé. Le volume total calculé est de $131,4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, auquel il faut ajouter le volume des zones déjà ennoyées au début de l'ennoyage (à la date du 31/03/94) : $21 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ pour le sous-réservoir d'Amermont (Ramon et Ricour, 1991), et $2 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ pour le sous-réservoir de Hayange nord (BURGEAP, 1977). Au total, le volume du réservoir centre est de $154,4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. L'incertitude sur le débit de fuite induit une incertitude de $\pm 3,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ sur le volume du réservoir.

c) Réservoir nord

Le réservoir nord est un cas particulier, puisque les exhaures se poursuivent toujours, jusqu'au 15 novembre 2002 au moins. Cependant, comme pour les réservoirs sud et centre, l'équation de bilan du futur réservoir nord est encore :

$$\Sigma \text{ pluie efficace} \cdot S_{\text{alimentation}} = Q_{\text{alimentation}}$$

$$Q_{\text{alimentation}} = Q_{\text{exhaure totale}}$$

Pour calculer le débit d'alimentation, il faut exclure du débit total des exhaures les exhaures qui n'alimenteront pas le futur réservoir nord (il s'agit du drainage gravitaire par la galerie d'Hettange-Grande des concessions situées au nord-est du bassin nord : Kraemer, Ottange 1 et 2 ; cf. tableau 2 en annexe 7 pour le détail des exhaures prises en compte). Il faut aussi retirer le débit des prélèvements effectués en amont du futur réservoir : AEP d'Audun-Le-Tiche au puits S^t-Michel ; futur AEP du SEAFF au puits François ; soit 54 l/s au total (Babot et Vançon, 1997). Les autres prélèvements sont effectués en sortie de pompe d'exhaure du futur réservoir, ils sont donc déjà comptabilisés.

Le calcul de déconvolution a été réalisé sur deux périodes : 1988 – 1993 et 1994 – 1999. Le modèle obtenu par déconvolution (figure A6-1) sur les années d'exhaure 1988 à 1993 (08/09/88 – 17/08/93) reproduit imparfaitement le débit d'exhaure observé (écart-type moyen entre le modèle et les mesures : $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$; variance expliquée faible de 87,1 %). L'aire d'alimentation calculée par le modèle est de 130 km^2 , valeur très proche de celle calculée par BURGEAP en 1977 (124 km^2).

Le modèle obtenu par déconvolution (figure A6-2) sur les 5 dernières années d'exhaure (15/10/94 – 23/09/99) reproduit encore un peu moins bien le débit d'exhaure observé (écart-type moyen entre le modèle et les mesures : $0,43 \text{ m}^3/\text{s}$; variance expliquée de seulement 86,1 %). L'aire d'alimentation calculée par le modèle est cette fois de 149 km^2 : cette valeur est supérieure de 20 % à celle calculée par BURGEAP en 1977 (124 km^2). Cet écart de 20 km^2 entre les aires calculées sur deux périodes de calage différentes (avant et après le début de l'ennoyage du réservoir centre) est peut-être l'indice de l'existence d'un débit de fuite provenant du réservoir centre. Dans cette hypothèse, l'écart de 20 km^2 correspondrait à $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$ en moyenne après calcul.

Les réponses impulsionnelles des modèles (figure A6-3 et A6-4) ont grossièrement la même forme que celle des autres modèles « pluie efficace – débit d'exhaure » des réservoirs sud et centre. L'ajustement ponctuel est de la même qualité médiocre, pour les mêmes raisons (cf. explications données précédemment).

Le volume du réservoir a été estimé par ARBED à $52,6 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Le temps de remplissage dépendra du volume total des précipitations efficaces pendant la période du remplissage, et ne peut pas être calculé *a priori*. Le temps de remplissage calculé par le modèle (18 mois) à partir de la chronique de pluie utilisée pour les prévisions (cf. chapitre 5) est cependant cohérent avec celui évalué par ARBED (21 mois).

3. Modèle chimique

Il n'est pas envisagé ici de réaliser une prévision de l'évolution de la concentration en d'autres composés que le sulfate, comme par exemple ceux qui se trouvent en concentration supérieure aux normes de potabilité. La raison principale est que les mécanismes hydrogéochimiques qui régissent la mise en solution de ces éléments est insuffisamment connue, et va faire l'objet dans les mois à venir de recherches au sein du GISOS.

Le modèle hydrogéochimique choisi est un modèle d'équilibre chimique très simple : il ne prend en compte qu'une seule réaction, et simule uniquement le comportement de l'ion sulfate dans l'eau du réservoir, à savoir sa dissolution ou sa précipitation en fonction de l'état d'équilibre de l'eau qui est en contact avec le minéral sulfaté. Le modèle est aussi un modèle de cinétique chimique, capable de prédire la vitesse de dissolution ou de précipitation en fonction de la concentration en sulfate dans l'eau et du stock de sulfate restant à dissoudre.

3.1 IDENTIFICATION DES MECANISMES DE CONTROLE DE LA CONCENTRATION EN SULFATE

3.1.1 Calcul de l'état d'équilibre eau-minéraux dans les réservoirs

Les éléments chimiques dissous dans l'eau sont le résultat de réactions entre l'eau et les composés solides ou gazeux en contact avec elle. Si les réactions sont rapides et le temps de contact suffisamment long, alors l'eau s'équilibre chimiquement avec ces composés. Dans ces conditions, connaissant la composition chimique de l'eau, il est possible d'identifier ces composés à l'aide d'un calcul d'équilibre thermodynamique.

Nous avons procédé à ces calculs sur l'eau de débordement du tunnel de Moyeuve en utilisant le logiciel EQ3NR (Wolery, 1992). Il apparaît que cette eau est très proche de l'équilibre avec deux minéraux : la calcite CaCO_3 et le gypse $\text{CaSO}_4 \cdot 2(\text{H}_2\text{O})$. La calcite est présente partout dans les roches du bassin ferrifère et, en particulier elle est le constituant principal du calcaire du Dogger. Le gypse est signalé sous forme de « houppes » au toit de certaines galeries de mines (Bubenicek, 1961 ; Maubeuge et Jecko, 1977).

3.1.2 Analyse de résultats de travaux expérimentaux (Hervé, 1980)

Des travaux expérimentaux menés en 1980 (Hervé, 1980) ont eu pour objet l'étude de la dissolution par l'eau du sulfate contenu dans différentes roches de la formation ferrifère (minerais et marnes intercalaires prélevés dans une concession du réservoir sud). Les expériences furent réalisées en deux étapes, sur des colonnes remplies de 20 kg de roche concassée et de 4,5 l d'eau du Dogger :

- 1) Après la mise en contact initiale de l'eau et de la roche, l'auteur a laissé le système se mettre à l'équilibre pendant 2 semaines ;
- 2) Puis il a réalisé un lessivage de la roche sur une durée de 18 semaines. L'écoulement était discontinu : chaque semaine 1,5 litres d'eau étaient prélevés et remplacés par de l'eau fraîche.

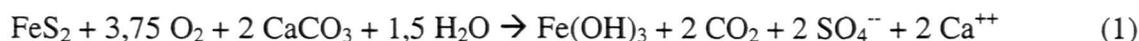
Les résultats mettent en évidence que (Hervé, 1980, p. 49):

« c'est la teneur en sulfate initiale de la roche qui détermine la quantité d'ions sulfate qui sera extrait lors du noyage de celle-ci. On peut donc conclure de ces essais que :

- *Les ions sulfates solubilisés lors de l'immersion proviennent de la dissolution des composés sulfatés, formés avant le noyage de la roche par oxydation de la pyrite au cours de l'exposition à l'air.*
- *La néoformation de sulfates solubles est négligeable lorsqu'une roche pyriteuse est noyée : une faible hauteur d'eau suffit pour limiter fortement la diffusion de l'oxygène de l'air et ainsi interrompre la sulfatation de la roche ».*

3.1.3 Proposition d'un mécanisme réactionnel

A ce stade de l'étude, un modèle chimique de comportement du sulfate peut être proposé. A l'ouverture des galeries pendant l'exploitation, l'eau et l'air qui circulent dans les galeries oxydent la pyrite, FeS₂. L'eau acide produite est instantanément neutralisée par attaque de la calcite, CaCO₃, omniprésente dans la roche. Le fer précipite sous forme d'hydroxyde ferrique, Fe(OH)₃. La réaction globale peut s'écrire (Salomons, 1995) :

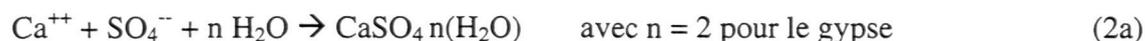


Plusieurs observations de terrain semblent confirmer ce mécanisme :

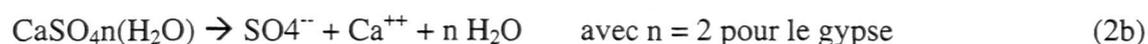
- la réaction ne fait pas intervenir les ions H⁺, c'est à dire qu'elle conserve un pH neutre à l'eau, ce qui correspond à toutes les mesures faites correctement aux points de débordement des bassins sud et centre (pH = 7,0 ± 0.1).
- la réaction consomme 3,75 molécules de O₂ et produit 2 molécules de CO₂, soit un rapport de 1.875. Or dans la composition de l'air analysée dans certaines caves et galeries à Moyeuve-Grande (12 à 15% de O₂, 3 à 5% de CO₂, données INERIS 1999), il y a une diminution de 6 à 9 % de l'oxygène par rapport à l'air atmosphérique et une production de 3 à 5% de CO₂. Ces valeurs correspondent à un rapport O₂ consommé sur CO₂ produit de 1,8 à 2, très proche du rapport de la réaction précédente.

La composition semblable des eaux aux points de débordement des bassins sud et centre laisse à penser que cette réaction est générale dans le bassin ferrifère lorrain.

La faible concentration en sulfate et en calcium dans l'eau d'exhaure pendant l'exploitation des mines de fer, ainsi que l'abondance de sulfate dans les piliers oxydés des différentes couches (Hervé, 1980), semblent montrer que le sulfate et le calcium sont immobilisés rapidement par précipitation d'un minéral sulfaté. D'après les calculs d'état d'équilibre de l'eau, ce sulfate pourrait être le gypse ou un minéral proche du gypse. La réaction de précipitation s'écrit :



A l'arrêt de l'exhaure, l'eau qui s'accumule dans le réservoir au cours de l'ennoyage dissout le sulfate des zones oxydées de la mine, selon la réaction inverse :



3.2 UN MODELE CHIMIQUE DE DISSOLUTION DU SULFATE

L'intérêt supplémentaire des résultats expérimentaux de la thèse de Hervé (1980) est de fournir directement ou indirectement des données sur l'état d'équilibre atteint entre l'eau et la roche des différentes couches ainsi que sur la cinétique de dissolution du sulfate. Ces données sont à la base de l'élaboration d'un modèle chimique prédictif.

Parmi les différentes roches étudiées, nous avons retenu les résultats concernant les *marnes du toit des couches rouge, grise et noire*, car elles libèrent la plus grande quantité de sulfate. Cependant, en l'absence de données complètes sur la chimie de l'eau et d'identification minéralogique des sulfates précipités, les constantes apparentes déduites des résultats seront utilisées en première approximation dans les calculs. Ces constantes apparentes englobent implicitement la complexation des ions dans l'eau et leur activité. La vitesse totale de la réaction de dissolution-précipitation du sulfate (réactions 2a et 2b), s'écrit :

$$V_{\text{tot}} = V_{\text{diss}} - V_{\text{pcp}}$$

Avec V_{tot} = vitesse totale de la réaction
 V_{diss} = vitesse de dissolution
 V_{pcp} = vitesse de précipitation

Nous avons considéré la formulation suivante pour les vitesses de dissolution et de précipitation :

$$V_{\text{diss}} = k_d \cdot M_{\text{rct}} = k_{\text{eq}} \cdot k_p \cdot M_{\text{rct}} \quad (\text{car } k_{\text{eq}} = k_d / k_p)$$

$$V_{\text{pcp}} = k_p \cdot (\text{SO}_4^{2-})(\text{Ca}^{2+}) \cdot M_{\text{rct}} = k_p \cdot (\text{SO}_4^{2-})^2 \cdot M_{\text{rct}}$$

Avec k_{eq} = constante apparente d'équilibre
 k_d = constante apparente de vitesse de dissolution
 k_p = constante apparente de vitesse de précipitation
 M_{rct} = stock de sulfate disponible

Le terme M_{rct} (stock de sulfate disponible) permet de lier la cinétique à la masse de minéral réactif : en effet, plus la masse de sulfate solide est importante, plus la vitesse de dissolution est grande, puisque la surface d'échange entre le sulfate solide et l'eau augmente. Par défaut, en l'absence de données sur la concentration en calcium dans les travaux expérimentaux, la vitesse de précipitation est d'ordre 2 par rapport au sulfate. La vitesse totale de réaction s'écrit donc sous la forme :

$$v_{\text{tot}} = [k_p \cdot M_{\text{rct}}] \cdot [k_{\text{eq}} - (\text{SO}_4^{2-})^2]$$

A l'équilibre, la vitesse de réaction est nulle et la constante d'équilibre (k_{eq}) est égale au carré de la concentration en sulfate de l'eau.

Pour chaque toit de couche, la valeur de la constante apparente d'équilibre a été directement calculée à partir de la concentration en sulfate maximale observée lors des expériences de Hervé (1980). Les valeurs de la constante de vitesse de précipitation (k_p) et du stock de sulfate disponible (M_{rct}) ont été déterminées par ajustement de résultats de simulation (à l'aide du simulateur de réacteur chimique, cf. chapitre 1, figure 2) sur les résultats expérimentaux (figure 3). Toutes les valeurs calculées sont regroupées dans le tableau 1 :

Constantes du modèle chimique	Log K_{eq}	Log k_p (mole/l/s)	Stock de sulfate disponible (mg/l)	Sulfate soluble à l'équilibre (mg/l)
Toit de la rouge	-3,43	-1,8	2978	1850
Toit de la grise	-4,35	-0,2	720	680
Toit de la noire	-3,01	-2	3266	3001

Tableau 1 : Valeurs des constantes du modèle chimique. La dernière colonne permet de comparer la quantité maximum de sulfate dans l'eau en équilibre avec la roche, et le stock de sulfate disponible dans la roche.

Le modèle cinétique proposé, qui s'appuie sur des résultats d'expériences (Hervé, 1980), admet que le stock de sulfate disponible est supérieur à la quantité de sulfate soluble à l'équilibre dans l'eau après la première mise en eau. Les écoulements dans la mine ennoyée permettent ensuite de transporter le sulfate à l'extérieur du réservoir, et ainsi, de faire circuler une eau de recharge peu concentrée qui pourra dissoudre le sulfate restant jusqu'à épuisement du stock. En conséquence, ce modèle exclut deux autres hypothèses :

- un stock de sulfate dissous en totalité pendant l'ennoyage.
- un stock de sulfate entièrement dissous à l'ennoyage, et dont une partie re-précipite sous forme d'un minéral secondaire.

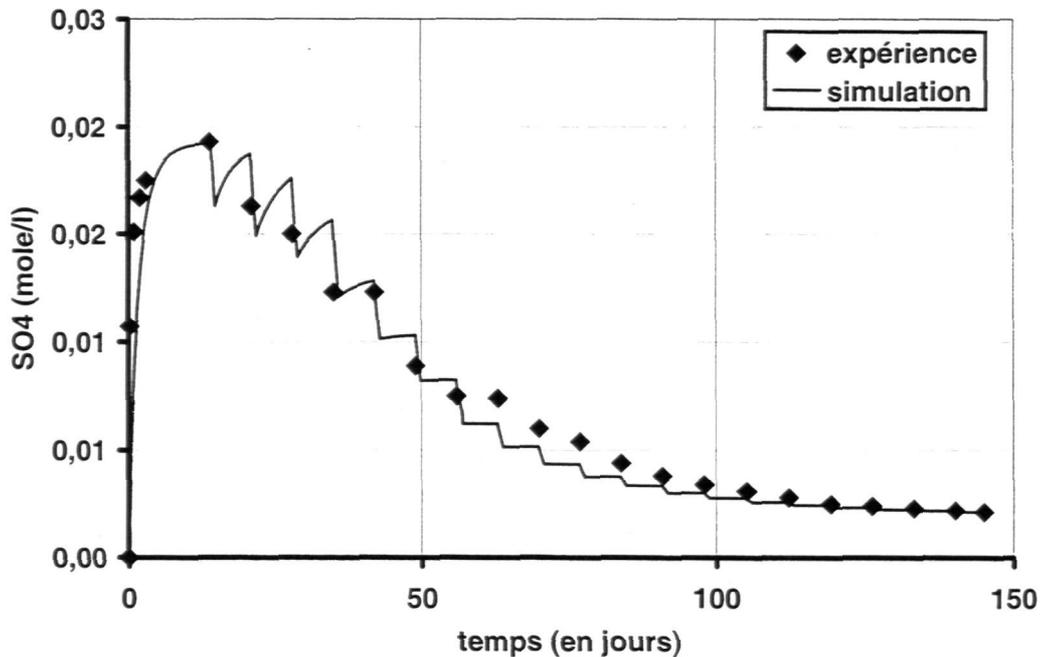


Figure 4 – Comparaison des résultats de simulation et des données expérimentales (exemple du toit de la couche rouge).

L'expérience est réalisée dans une colonne contenant 20 kg de roches concassée et 4,5 l d'eau du Dogger. Elle comprend deux étapes :

- une mise à l'équilibre (système fermé) d'une durée de 2 semaines,
- un lessivage (système ouvert) sur une durée de 18 semaines.

L'écoulement est discontinu, chaque semaine 1,5 litres d'eau sont prélevés et remplacés par de l'eau fraîche.

La simulation respecte ces deux étapes. Pour le lessivage, le débit en entrée du réacteur est un signal en créneau étroit dont la surface correspond à 1,5 litres, et de fréquence hebdomadaire. La remontée de la concentration calculée chaque semaine correspond au rééquilibrage de l'eau en système fermé pendant la semaine avec un stock de sulfate qui s'épuise. Dans les expériences, les analyses chimiques n'ont été réalisées qu'une fois par semaine, sur le prélèvement.

La concentration maximale en sulfate observée permet de calculer directement k_{eq} , alors que k_p et M_{rct} sont des paramètres optimisés afin d'obtenir le meilleur ajustement du modèle sur les valeurs mesurées.

3.3 TRANSPOSITION DU MODELE EXPERIMENTAL A L'ECHELLE DU RESERVOIR MINIER

Le modèle de réacteur chimique peut être transposé à l'échelle des réservoirs miniers en gardant les mêmes valeurs des constantes (tableau 1) : constante d'équilibre (K_{eq}), constante de vitesse de précipitation (k_p) et stock de sulfate disponible (M_{rct}) par unité de volume. La transposition repose sur trois hypothèses fortes :

- le modèle est aussi vrai à l'échelle expérimentale (20 kg de roche avec 4,5 l d'eau) qu'à l'échelle du réservoir sud ;
- le modèle est aussi vrai pour le réservoir sud que pour les réservoirs centre et nord (il n'y a pas de données expérimentales pour ces deux derniers réservoirs) ;
- la réaction d'oxydation de la pyrite n'est pas réactivée de façon notable après l'ennoyage (les expériences montrent que l'oxydation n'a plus lieu au-delà d'un mètre d'épaisseur d'eau).

Il n'est pas exclu que l'oxydation de la pyrite se poursuive dans la zone de battement une fois le réservoir ennoyé. La hauteur de cette zone est de l'ordre de 0,5 m dans le réservoir sud et de 7 m dans le réservoir centre. Ce mécanisme pourrait freiner la décroissance de la concentration en sulfate de l'eau de débordement, surtout dans le réservoir centre. Toutefois, en l'absence de données, ce phénomène n'a pas été pris en compte dans cette étude.

4. Les simulateurs de réservoirs et de bassin

4.1 LES SIMULATEURS DE RESERVOIRS

A ce stade de l'étude, nous disposons d'un modèle hydrogéologique global pour chacun des trois réservoirs sud, centre et nord, et d'un modèle chimique pour chacun des toits des couches rouge, grise et noire. On a admis que les trois modèles chimiques sont identiques pour chaque réservoir.

Dans l'état actuel des connaissances sur les écoulements de l'eau dans le réservoir et sur le mécanisme d'acquisition du sulfate par l'eau, on propose, comme on l'a dit dans le chapitre 1, de simuler le comportement hydrogéochimique du bassin ferrifère à l'aide d'une approche « mélangeurs en cascade » (Villermaux, 1993 ; Jauzein et al., 1989), dénommée aussi RER « Réacteurs En Réseau » (Altmann, 1995 ; Baranger 1995, 1998, 1999-a, 1999-b ; Sauty 1995).

Dans le cadre des travaux du GISOS, le BRGM a ainsi développé un simulateur RER bien adapté à la résolution du problème posé dans cette étude (Fabriol et al., 2000), sur la base d'un modèle conceptuel un peu plus complexe que celui présenté à la figure 1. En effet, il est apparu au cours de l'étude et du développement du simulateur que pour rendre compte des différentes propriétés des toits des couches vis-à-vis de la dissolution du sulfate, le modèle conceptuel préliminaire proposé devait être complexifié. Schématiquement, chaque réservoir minier est désormais décomposé en quatre entités correspondant au calcaire karstifié du Dogger d'une part, et à trois réacteurs chimiques correspondant aux principales couches exploitées d'autre part : la rouge (ou jaune), la grise, et la noire (ou verte, ou brune).

Dans le simulateur d'un réservoir minier ainsi constitué (figure 5), le calcaire karstifié est la zone d'alimentation du réservoir. Le débit d'alimentation est variable selon les fluctuations saisonnières, mais la concentration en sulfate est constante et égale à 65 mg/l (valeur moyenne observée de l'eau circulant dans les calcaires du Dogger). Les trois réacteurs correspondant aux trois couches ont chacun les caractéristiques d'un mélangeur parfait à régime variable, avec dissolution-précipitation cinétique de sulfate. Afin de rendre compte de la remontée de l'eau dans le réservoir pendant la période d'ennoyage, les réacteurs se remplissent successivement de bas en haut. Les quatre entités sont connectées entre elles selon deux schémas :

- avec débordement par le haut (figure 5a), situation correspondant au réservoir sud (galerie de Moyeuve) et au réservoir centre (fuites vers le Chevillon et galerie du Woigot). Dans cette configuration, les écoulements ne modifient que très lentement la stratification chimique du réservoir, et l'eau du réservoir dans sa partie supérieure peut être diluée avec l'eau provenant directement du calcaire karstifié.

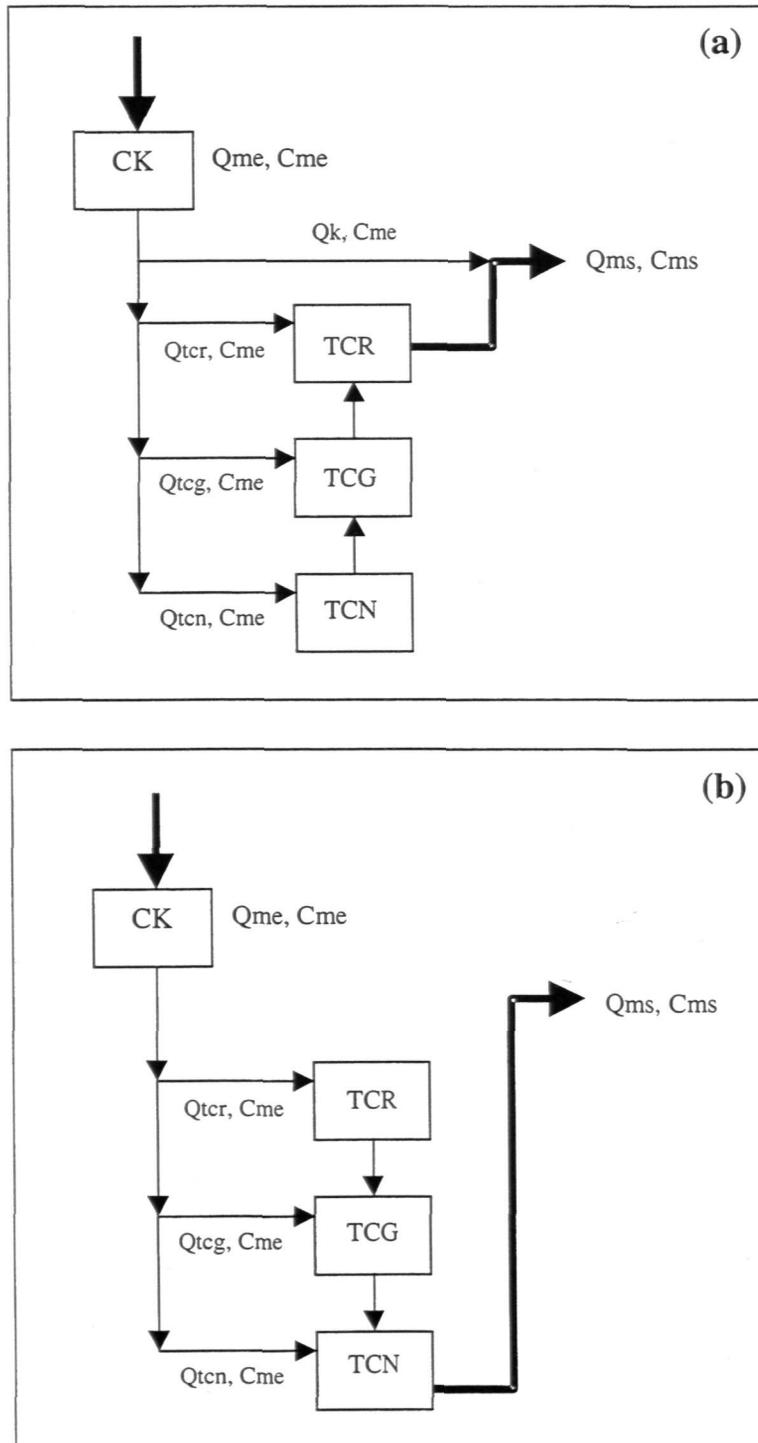


Figure 5 – Simulateurs RER des réservoirs miniers. (5a) Réservoirs sud et centre, avec débordement par le haut. (5b) Réservoir nord, avec débordement par le bas. Chaque réservoir est composé de trois réacteurs chimiques : TCN = toit de la couche noire, TCG = toit de la couche grise, TCR = toit de la couche rouge. CK = calcaire karstifié du Dogger, Q_{me} et C_{me} sont le débit et la concentration en sulfate de l'eau alimentant le réservoir minier, Q_{ms} et C_{ms} sont le débit et la concentration en sulfate au débordement, Q_k , Q_{tcr} , Q_{tcg} , et Q_{tcn} sont les débits traversant chacune des entités.

Insistons sur le fait que cette approche globale des flux de sulfate traversant le système n'est pas spatialisée, c'est à dire qu'il n'y a pas de lien avec une localisation géographique précise. Ceci a pour conséquence, par exemple, que la composition calculée pour le débordement du bassin centre représente l'ensemble des débordements et des fuites.

4.2 LE SIMULATEUR DE BASSIN

Selon l'approche « RER », nous avons considéré le bassin ferrifère comme un ensemble de 3 réservoirs miniers (sud, centre et nord), les 2 premiers se déversant dans l'Orne, le troisième dans la Moselle. La figure 6 montre le schéma de principe du réseau de réacteurs.

4.3 PARAMETRES ET SERIES DE DONNEES CHRONOLOGIQUES UTILISEES DANS LES SIMULATIONS (ANNEXE 8)

A l'aide des logiciels Matlab et Simulink, un simulateur numérique a été construit sur la base du modèle de bassin. Pour réaliser les simulations, il est nécessaire de fournir au simulateur une série de paramètres hydrologiques dont les valeurs sont issues des calculs réalisés dans le chapitre 2 (modèle hydrogéologique global), et une autre série de paramètres chimiques dont les valeurs sont issues des calculs détaillés dans le chapitre 3 (modèle chimique). Il faut aussi fournir au simulateur quelques séries de données chronologiques mesurées ou calculées (à l'aide du modèle hydrogéologique global). On a regroupé en annexe 8 les représentations graphiques des séries de données chronologiques utilisées, ainsi que les tableaux de valeurs des paramètres.

4.3.1 Séries de données chronologiques

Afin de calculer l'évolution probable de la concentration en sulfate dans le bassin ferrifère pour les 15 prochaines années, nous avons considéré les chroniques de débits des rivières mesurés de 1981 à 1999, et les chroniques de débits d'alimentation des réservoirs – calculés à partir des mesures de pluie et d'ETP – pour la même période.

Le début des simulations commence au 1^{er} mars 1994, juste avant le début du remplissage du réservoir centre, et se poursuit jusqu'au 30 mai 1999. A cette date, nous ne disposons plus de mesures de pluie, ETP et débits de rivières ; ce sont donc les données de la période 31/05/1981 – 30/05/1999 qui sont utilisées en remplacement. Ces chroniques comportent des événements hydrologiques variés tels que des crues importantes et des étiages prolongés.

Débit des rivières : les chroniques de débit de la Moselle à Hauconcourt et de l'Orne à Rosselange (cf. figure 1, tableau 2 et figure A8-1 de l'annexe 8) ont été fournies par la DIREN Lorraine. Pour l'Orne, la chronique des débits a été corrigée de l'apport de débit par soutien d'étiage provenant du réservoir sud et du réservoir centre, puisque ce dernier est déjà compté dans le débit de débordement simulé.

Débits d'alimentation des réservoirs : les chroniques utilisées pour les simulations (tableau 2 et figure A8-2) ont été calculées par modélisation inverse à partir de la chronique de pluie moyenne journalière de la période 1981 – 1999. Les sous-modèles hydrogéologiques ayant servi à la constitution des chroniques de débit d'alimentation des réservoirs sont ceux qui sont calés sur les données disponibles les plus récentes :

- « pluie efficace – débit de débordement » pour le réservoir sud (1998-1999),
- « pluie efficace – débit d'exhaure » pour le réservoir centre (1988-1993),
- « pluie efficace – débit d'exhaure (2) » pour le réservoir nord (1993-1999).

Débits en m ³ /s	Minimum	Maximum	Moyen
Débit d'alimentation du réservoir sud	1,2	9	2,7
Débit d'alimentation du réservoir centre	0,6	3,2	1,2
Débit d'alimentation du reservoir nord	0,4	4	1,2
Débit de l'Orne à Rosselange	0,4	304	10
Débit de la Moselle à Hauconcourt	6	1930	142

Tableau 2 : Valeurs minimales, maximales et moyennes de chaque chronique de débit utilisée en entrée du simulateur RER. Les débits d'alimentation des réservoirs sont calculés, les débits de l'Orne et de la Moselle sont issus de valeurs mesurées (le débit de l'Orne a été corrigé de l'apport des soutiens d'étiage en amont de Rosselange).

Pour le bassin nord, il a été considéré pour la simulation que l'envoyage démarrerait le 1/1/2003. Compte tenu de la chronique utilisée pour réaliser la simulation, son remplissage se poursuit jusqu'au 06/07/2004.

Après les débordements, les prélèvements effectués pour l'alimentation en eau potable ou pour le soutien d'étiage des rivières prélèvent une masse de sulfate qui se retrouve directement ou indirectement dans le réseau hydrographique. On peut donc ne pas les considérer explicitement.

Au contraire, il faut prendre en compte avec la meilleure précision possible les prélèvements effectués pendant le remplissage des réservoirs, puisque une quantité non-négligeable de sulfate est exportée de cette manière. On détermine donc les masses de sulfate exportées par prélèvement pendant les remplissages, pour les retrancher des masses totales de sulfate disponibles dans les réservoirs avant le début des simulations. On calcule que 33 700 tonnes et 67 000 tonnes de sulfate respectivement ont été exportées pendant le remplissage des réservoirs sud et centre (soit $20,6 \cdot 10^6$ m³ d'eau à 1635 mg/l et à $43,4 \cdot 10^6$ m³ d'eau à 1545 mg/l).

4.3.2 Valeurs des paramètres chimiques

Les valeurs utilisées sont directement issues des résultats expérimentaux de la thèse d'Hervé (1980), selon la démarche détaillée dans le chapitre précédent. Les valeurs des constantes sont appliquées aux 3 couches (rouge, grise, noire) des 3 réservoirs (sud, centre, nord). Les travaux expérimentaux réalisés dans le cadre du GISOS permettront de vérifier la validité de cette hypothèse.

Le simulateur de bassin comprend trois sources de sulfate en plus des réservoirs miniers : la Moselle amont (50 mg/l), l'Orne amont (35 mg/l) et l'eau du Dogger alimentant les réservoirs (65 mg/l).

4.3.3 Valeurs des paramètres hydrologiques

Volume total d'un réservoir : les volumes des réservoirs sud et centre ont été calculés au chapitre 2 (respectivement $206,6 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ / $228,8 \cdot 10^3 \text{ m}^3$ et $154,4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$). Le volume du réservoir nord est le résultat d'un calcul des volumes des vides miniers fait par l'exploitant minier ARBED ($52,6 \cdot 10^6 \text{ m}^3$).

Répartition du volume total : il faut ensuite attribuer à chaque couche (chaque réacteur chimique) son propre volume. En l'absence de données précises sur la répartition du volume total en volumes correspondant à chaque couche (et ceci pour chaque réservoir), nous avons considéré 6 séries de volumes encadrant les valeurs probables de répartition (après consultation de différents plans miniers). Les différentes répartitions, exprimées en pourcentages, se trouvent dans le tableau 2.

Volumes relatifs	Couche rouge	Couche grise	Couche noire
Série 3_6_1	30 %	60 %	10 %
Série 3_5_2	30 %	50 %	20 %
Série 4_5_1	40 %	50 %	10 %
Série 4_4_2	40 %	40 %	20 %
Série 5_4_1	50 %	40 %	10 %
Série 5_3_2	50 %	30 %	20 %

Tableau 3 : Répartition du volume total d'un réservoir entre les 3 principales couches exploitées

Répartition du débit d'alimentation : dans le simulateur proposé, le débit traversant les calcaires du Dogger alimente les réservoirs selon trois composantes correspondant aux trois couches : rouge, grise et noire. Par défaut, la répartition du débit total dans chaque couche est prise égale à la répartition du volume total, c'est-à-dire que le débit

traversant une couche est proportionnel à son volume (chaque couche laisse circuler l'eau de la même manière, leurs perméabilités sont donc identiques).

Débit de dilution (Dogger) : conformément au modèle conceptuel modifié décrit plus haut, on a calculé la fraction du débit d'alimentation d'un réservoir circulant exclusivement dans les calcaires du Dogger (donc peu chargé en sulfate), et assurant au point de débordement un rôle de dilution du débit ayant traversé le réservoir (ce dernier étant bien entendu très chargé en sulfate). Ce calcul ne concerne que les réservoirs sud et centre, et est réalisé grâce à une simple règle de trois.

En effet, si l'on n'introduit pas de débit de dilution, la concentration maximale observée en sortie du simulateur est fixée par la quantité de sulfate soluble dans l'eau à l'équilibre avec le toit de la couche rouge, soit 1850 mg/l (valeur issue des expériences de Hervé, 1980). Connaissant la concentration moyenne observée à la sortie des réservoirs sud et centre après le débordement (respectivement 1635 mg/l et 1545 mg/l), et la concentration moyenne de l'eau du Dogger (65 mg/l), on peut calculer la proportion de débit de dilution nécessaire pour ramener 1850 mg/l à la valeur observée, soit 11,9 % pour le réservoir sud, et 15,8 % pour le réservoir centre.

5. Résultats des simulations – analyse de la sensibilité du modèle

Les simulations ont été réalisées sur 20 ans au pas journalier, de 1994 à 2014. Le simulateur de bassin donne les concentrations moyennes de sulfate dans l'eau en fonction du temps aux 3 points de débordement des réservoirs, et dans la Moselle à l'aval de la confluence avec la Fensch. Les résultats des simulations sont illustrés par les figures A9-1 à A9-18 de l'annexe 9, et synthétisés dans les 3 tableaux de l'annexe 10. Ces résultats sont regroupés et interprétés dans les figures 7, 8 et 9.

5.1 POINT DE DEBORDEMENT DU RESERVOIR SUD

Afin d'analyser l'influence des principaux paramètres du simulateur sur les résultats de simulation, on a réalisé pour le réservoir sud 39 simulations, regroupées en 6 séries dénommées « série n° 1 » à « série n° 6 » (cf. figures A9-1 à A9-12 en annexe 9 et tableau de synthèse en annexe 10). Les résultats de l'analyse de sensibilité obtenus pour le réservoir sud ont ensuite été transposés aux réservoirs centre et nord.

5.1.1 Analyse de sensibilité : choix des paramètres à faire varier et détermination des bornes de variation

Au sein de chaque série, les 6 simulations correspondent aux 6 répartitions du volume total que l'on a définies au chapitre 4.3 (sauf pour la série n° 4 qui est de nature différente, cf. ci-après). Chacune de ces répartitions correspond en fait à une valeur et une répartition différente du stock initial total de sulfate dans le réservoir. En effet, on sait que la masse initiale de sulfate de chaque couche est directement liée à la nature de la roche ; mais cette masse est aussi dépendante du volume de la couche : au début des calculs, le simulateur de réservoir calcule pour chaque couche la masse initiale de sulfate, en multipliant la valeur issue du calage du modèle chimique (exprimée en concentration) par le volume de la couche (cf. tableau 1 en annexe 10).

Compte tenu des répartitions choisies, la masse totale initiale de sulfate dans le réservoir varie de 341 000 tonnes (simulation 3_6_1, prépondérance de la couche grise et valeur minimale de la couche noire) à 487 000 tonnes (simulation 5_3_2, prépondérance de la couche rouge et valeur maximale de la couche noire), ce qui correspond à une augmentation de masse de 43 %.

Les paramètres de la série n° 1 sont ceux qui ont été définis au paragraphe 4.3. Les séries n° 2 à 6 sont obtenues en faisant varier à chaque fois la valeur d'un paramètre du simulateur de réservoir, les autres paramètres gardant la valeur initiale de la série n° 1 :

- **Série n° 2 : utilisation du sous-modèle hydrogéologique « débit d'exhaure du réservoir sud »** à la place de celui « débit de débordement du réservoir sud », pour

le calcul de la chronique de débit d'alimentation du réservoir et du volume total du réservoir qui en est déduit ($228,8 \cdot 10^6 \text{ m}^3$). Ceci permet surtout d'évaluer l'effet d'une modification de la chronique de débit d'alimentation du réservoir.

- **Série n° 3 : augmentation de 11 % du volume total du réservoir** ($228,8 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ au lieu de $206,6 \cdot 10^6 \text{ m}^3$). Ceci revient à augmenter le temps de résidence de l'eau dans le réservoir (un même débit circule dans un volume plus grand), ainsi que le stock de sulfate initial (puisque ce dernier est lié au volume de chaque couche).
- **Série n° 4 : changement de la répartition des débits dans les 3 couches.** 9 simulations sont effectuées : pour chacune des 3 répartitions de volume 3_6_1, 3_5_2 et 4_5_1, on applique 3 répartitions du débit d'alimentation : (a) 30 %, 60 % et 10 % ; (b) 30 %, 50 % et 20 % ; (c) 40 %, 50 % et 10 % (ces pourcentages sont relatifs au débit total d'alimentation diminué de la part du débit qui passe directement par le Dogger). Ceci revient à faire varier la perméabilité de chaque couche, donc le temps de résidence de l'eau dans chaque couche.
- **Série n° 5 : annulation du débit de dilution provenant du Dogger** (0 % au lieu de 11,9 %). Ainsi, la totalité du débit d'alimentation traverse le réservoir, ce qui diminue le temps de résidence de l'eau (pour un même volume de réservoir, une plus grande quantité d'eau traverse le réservoir en un temps donné).
- **Série n° 6 : augmentation de 13 % du stock de sulfate en couche rouge** (3362 mg/l au lieu de 2978 mg/l). Ceci pourrait aussi simuler grossièrement la reprise d'oxydation de la pyrite dans la partie supérieure du réservoir, à la faveur des battements de la nappe.

5.1.2 Résultats des simulations et discussion sur la sensibilité du modèle

Les résultats des 6 séries sont illustrés par les figures A9-1 à A9-12 de l'annexe 9. Les figures de numéros impairs (A9-1, ... , A9-11) montrent les courbes d'évolution de la concentration en sulfate pendant les 10 années qui suivent le débordement. Les figures de numéro pair (A9-2, ... , A9-12) montrent un agrandissement de ces courbes (évolution de la concentration pendant les deux premières années après le débordement).

Lorsque le débit de dilution provenant du Dogger est nul (série n°5), la concentration en sulfate calculée juste après le débordement du réservoir sud est de 1850 mg/l, ce qui correspond à l'équilibre chimique de l'eau avec la roche du toit de la couche rouge. Pour toutes les autres séries, la concentration en sulfate calculée est de 1635 mg/l, puisque l'eau du débordement est diluée par 11,9 % d'eau provenant directement du Dogger. Au sein de chaque série, la concentration est la même au début du débordement pour les 6 simulations, car la cinétique de dissolution du sulfate est suffisamment rapide pour être peu sensible à la variation du temps de résidence.

Après le débordement, la concentration en sulfate calculée reste stable pendant 0,2 à 1,2 ans, tant que le stock de sulfate disponible est suffisant. Puis la concentration décroît fortement, jusqu'à atteindre 500 mg/l au bout de $3 \pm 0,5$ ans après le débordement en moyenne (moyenne générale sur 30 simulations, cf. tableau 1 en annexe 10). Cette

valeur de 3 ans se situe à proximité d'un point remarquable des courbes d'évolutions de la concentration en sulfate : le temps de résidence moyen de l'eau dans le réservoir, qui varie entre 2,4 et 3 ans selon les simulations (moyenne des simulations 2,7 ans).

En moyenne, les courbes atteignent 250 mg/l (concentration maximale admissible dans l'eau pour la consommation humaine) au bout de 6 ± 1 ans après le débordement du réservoir sud (moyenne générale sur 30 simulations). L'incertitude sur le calcul du temps nécessaire pour atteindre 250 mg/l est plus grande, car la pente des courbes est beaucoup plus faible autour de ce point : une faible incertitude sur la concentration induit une forte incertitude sur le nombre d'années.

Au sein d'une même série, on constate que le nombre calculé d'années nécessaire pour atteindre une valeur de concentration donnée est généralement d'autant plus élevé que le stock de sulfate initial est grand : par exemple, pour atteindre 500 mg/l, il faut $2,5 \pm 0,4$ ans en moyenne avec la simulation 3_6_1 (341 000 t de sulfate initial), et $3,5 \pm 0,4$ ans en moyenne avec la simulation 5_3_2 (487 000 t de sulfate initial).

D'une série de simulations à l'autre, le temps moyen nécessaire pour atteindre 500mg/l varie peu (la moyenne des séries varie de 2,7 à 3,2 ans), et les résultats sont peu dispersés si l'on excepte la série n° 3 (écart-type : 0,3 à 0,4 ans ; coefficient de variation : 11 à 16 %). Comme on pouvait s'y attendre, les valeurs les plus élevées correspondent aux séries n° 3 (augmentation du temps de résidence et du stock de sulfate) et n° 6 (augmentation du stock de sulfate). Il est remarquable de constater que l'annulation du débit de dilution provenant du Dogger n'a pas d'effet sur la moyenne.

Le changement de modèle hydrogéologique (série n° 2 : utilisation du modèle « débit d'exhaure ») a un effet complexe sur les résultats : la chronique de débit d'alimentation est différente, le débit d'alimentation est en moyenne supérieur de $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$ à celui calculé par le modèle « débit de débordement », le volume de réservoir et le stock initial de sulfate calculés sont plus élevés. La combinaison de ces changements contradictoires de valeurs de paramètres aboutissent à la valeur calculée la plus faible ($2,7 \pm 0,4$ ans). Cette valeur reste toutefois très proche de la valeur moyenne générale ($3 \pm 0,5$ ans).

Ces résultats montrent que la variation des valeurs des paramètres dans leurs limites d'incertitude a peu d'influence sur le calcul. On observe aussi que l'estimation de l'incertitude sur le résultat peut être obtenue par la seule réalisation de la première série de simulations. *Ceci revient à dire que le paramètre le plus influent du simulateur est la répartition du volume total du réservoir entre chaque couche (cette répartition influant elle-même sur le stock initial de sulfate de chaque couche).* **On peut comparer les résultats des simulations et les mesures** effectuées à la galerie de Moyeuve après le débordement du réservoir sud. On remarque que la durée du palier avant la chute des concentrations est généralement sous-estimée par le simulateur. Or, cette durée ne dépend que de la masse de sulfate initiale en couche rouge, qui est donc sous-estimée elle aussi. Echappent à cette règle seulement quelques simulations des séries n° 6 (augmentation de 13 % du stock de sulfate initial en couche rouge) et n° 3 (augmentation indirecte du stock de sulfate initial en couche rouge par augmentation de 11 % du volume du réservoir). Au sein de ces deux séries, les simulations concernées

sont celles à stock initial de sulfate en couche rouge plus important (volume relatif de la couche rouge supérieur à 40 % ou 50 %, c'est-à-dire les séries dont le nom commence par 4_ ou 5_).

Ainsi, quelle que soit la valeur des paramètres liés à la géométrie ou à l'hydrogéologie du réservoir, le simulateur sous-estime toujours la masse de sulfate initiale en couche rouge d'environ 13 %, ce qui provoque une chute trop précoce de la concentration en sulfate par rapport à la chute observée. Ceci pourrait s'expliquer par une mauvaise représentativité de l'échantillon prélevé en couche rouge par Hervé (1980) (cf. calage du modèle chimique par interprétation des expériences menées par Hervé en 1980).

La concordance entre les résultats de mesure et les résultats des simulations n'est bonne que pour les simulations 4_5_1, 4_4_2, 5_4_1 et 5_3_2 de la série n° 6 (figures A9-11 et A9-12). Ces 4 courbes se situent toujours dans l'intervalle d'incertitude de la mesure de concentration en sulfate (la barre d'erreur est figurée sur le graphique). *Les 4 courbes atteignent la concentration de 500 mg/l au bout de 3,5 ans en moyenne : cette valeur constitue la borne supérieure de l'intervalle d'incertitude calculé pour la moyenne générale des 30 simulations ($3 \pm 0,5$ ans). En définitive, il apparaît que le simulateur est stable par rapport à la gamme de valeurs de paramètres testée pour les volumes, les débits et les stocks de sulfate.*

5.1.3 Synthèse des résultats et évaluation de la fiabilité des prévisions

La figure 7 présente une synthèse des résultats obtenus pour le réservoir sud. Pour chaque pas de temps, on a reporté sur le graphique la concentration minimale et maximale des 39 simulations : les deux courbes ainsi tracées définissent l'enveloppe du faisceau des 39 simulations réalisées pour l'analyse de sensibilité du modèle. On a aussi calculé et tracé la concentration moyenne des simulations.

On peut alors comparer ces résultats aux mesures effectuées jusqu'au 18 décembre 2000 à la galerie de Moyeuve, dans le cadre de la surveillance des eaux souterraines du bassin ferrifère lorrain (Vaute, 1999-b, 2000, 2001, et chroniques mensuelles « Bassin ferrifère : surveillance eau » sur le site Internet de l'Agence de l'eau « www.eau-rhin-meuse.fr »).

De la date du débordement (28 octobre 1998) jusqu'à la fin du mois de juin 2000, on peut noter l'effet de la sous-estimation probable du stock initial de sulfates dans le simulateur, qui tend à provoquer une chute trop précoce des concentrations calculées par rapport aux concentrations observées. Le décalage peut être estimé à environ 1 an au vu des résultats actuels des mesures effectuées à la sortie de la galerie de Moyeuve (ceci reste néanmoins à confirmer).

Par ailleurs, entre fin juin et fin septembre 2000, soit pendant les 3 mois d'été, une augmentation importante de la concentration en sulfate est enregistrée (+333 mg/l). Puis la concentration à la galerie de Moyeuve baisse à nouveau pendant l'automne, pour retrouver à la fin décembre une valeur proche de la valeur de début d'été. Or, cette forte augmentation à caractère saisonnier n'est pas prévue par le simulateur, car :

- la variation saisonnière du volume prélevé dans le réservoir (AEP et soutien d'étiage) n'a pas été prise en compte : en effet, faute d'une meilleure connaissance des volumes prélevés, on a considéré un débit moyen constant de 0,3 m³/s.
- les particularités du fonctionnement hydrogéologique du point de débordement du réservoir (galerie de Moyeuivre) n'ont pas non plus été prises en compte par le simulateur. On sait par exemple que la proportion de dilution de l'eau de débordement par l'eau provenant directement du karst varie de manière saisonnière, induisant une variation de concentration supplémentaire.

Les écarts entre les résultats de la modélisation et les derniers résultats de mesure ne semblent pourtant pas remettre en cause la tendance générale à la baisse prévue par le simulateur : le modèle conceptuel du réservoir minier, sa représentation mathématique et le simulateur numérique associé permettent donc de calculer une tendance vraisemblable d'évolution de la concentration moyenne en sulfate.

Il est toutefois nécessaire d'introduire une incertitude supplémentaire sur les prévisions réalisées, afin de prendre en compte les oscillations saisonnières de la concentration. Cette incertitude est évaluée en première approximation à 25 % des valeurs maximales et minimales simulées (valeur suffisante pour inclure les écarts constatés entre les valeurs mesurées et calculées).

Finalement, en considérant que la sous-estimation du stock initial de sulfate engendre un décalage d'environ 1 an dans l'évolution des concentrations, on peut estimer que la concentration de 250 mg/l pourrait être atteinte à la galerie de Moyeuivre 7 ans en moyenne après le débordement, c'est-à-dire à la fin de l'année 2005. Mais, compte tenu des incertitudes liées aux paramètres du simulateur, la concentration à cette date pourrait encore osciller entre 150 et 375 mg/l. Si l'on ajoute encore l'incertitude supplémentaire due aux variations saisonnières, la concentration pourrait osciller entre 125 et 450 mg/l.

En fin de compte, le temps de retour à une eau de qualité conforme à la distribution (*en ce qui concerne le sulfate uniquement*) à la galerie de Moyeuivre serait de 7 ans plus ou moins 3 ans après le débordement, soit entre fin 2002 et fin 2008. *Compte tenu de l'évolution constatée jusqu'à présent on peut penser que la concentration en sulfate à la galerie de Moyeuivre n'atteindra pas la valeur de 250 mg/l avant au mieux la fin de l'année 2005.*

Il convient bien évidemment d'être très prudent dans l'utilisation de ces résultats préliminaires, compte tenu d'une part des incertitudes évoquées ci-dessus, et d'autre part parce que le simulateur mis en œuvre pour effectuer les prévisions simule le fonctionnement des réservoirs miniers de manière très simplifiée. Il ne permet de décrire que le comportement *moyen* d'un réservoir, et même uniquement le *comportement moyen du point de débordement du réservoir* dans le cas des réservoirs sud et centre (par le jeu de la dilution par l'eau du karst au point de débordement).

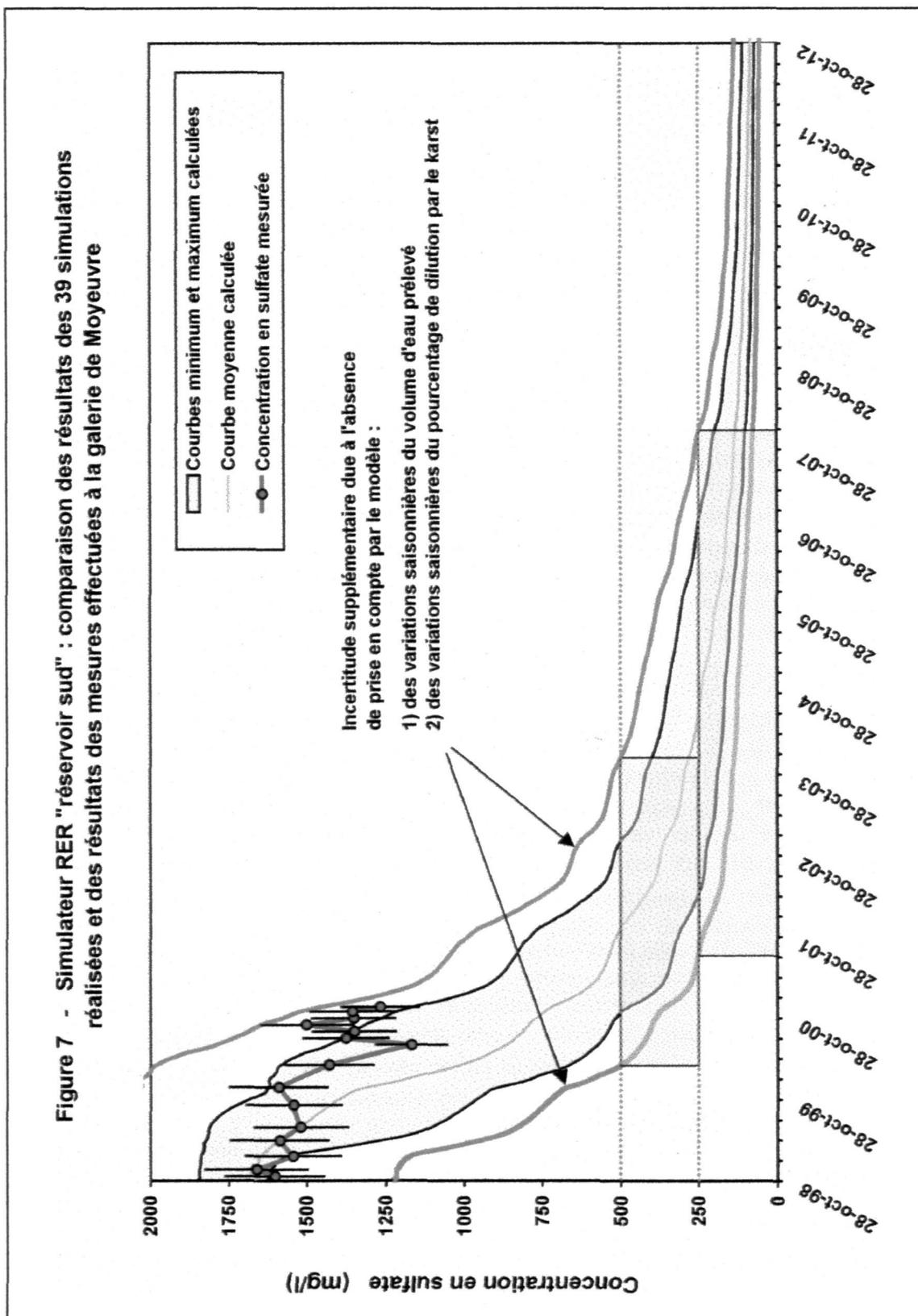


Figure 7 – Simulateur « réservoir sud » : comparaison des résultats des 39 simulations et des mesures effectuées à la galerie de Moyeuve.

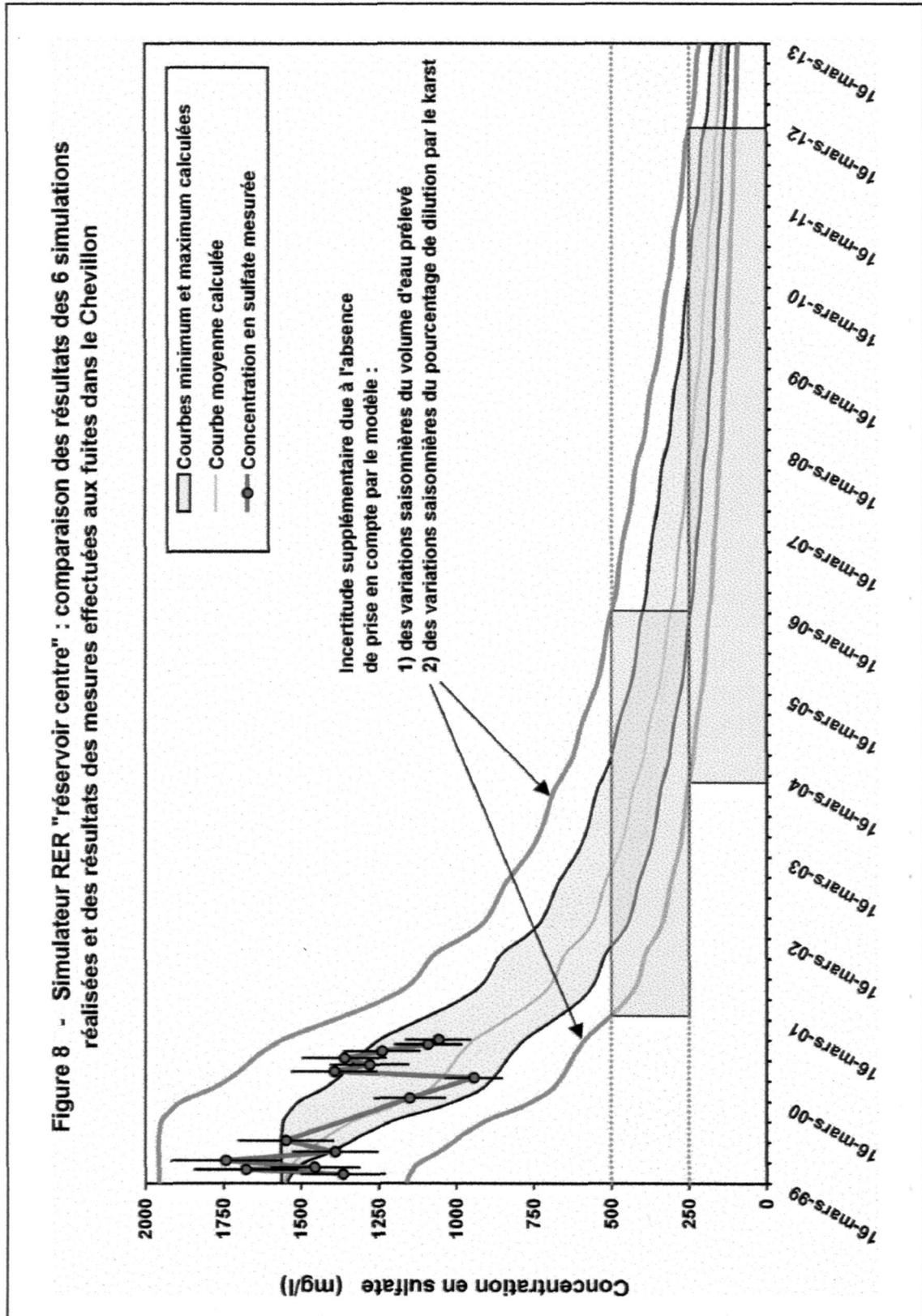


Figure 8 – Simulateur « réservoir centre » : comparaison des résultats des 6 simulations et des mesures effectuées aux fuites dans le Chevillon.

De plus, il est important de rappeler que les variations spatiales de concentration dans le réservoir minier ne sont pas prises en compte dans cette étude. Or, on sait que les concentrations sont extrêmement variables d'un puits minier à l'autre (Vaute, 1999-a, 2000) : pour chaque ouvrage, la concentration atteinte et son évolution future dépendent des caractéristiques de l'ouvrage minier (couche de minerai atteinte, fuites du cuvelage) et de son environnement (relations hydrauliques avec les travaux miniers proches et la nappe des calcaires du Dogger).

5.2 POINT DE DEBORDEMENT DU RESERVOIR CENTRE

5.2.1 Résultats des simulations

Pour le réservoir centre, une seule série de 6 simulations a été réalisée (variation de la répartition du volume total entre chaque couche, ce qui revient à faire varier le stock initial de sulfate dans chaque couche), puisqu'on a démontré pour le réservoir sud que l'incertitude sur ce paramètre était sensiblement équivalente à l'incertitude combinée sur tous les autres paramètres étudiés. Les courbes d'évolution des concentrations sont représentées sur les figures A9-13 et A9-14.

Juste après le débordement, la concentration calculée par le simulateur est de 1545 mg/l, car comme pour le réservoir sud, l'eau en équilibre avec le toit de couche rouge (1850 mg/l) est diluée par l'eau du Dogger (15,8 %). Le palier observé pour le réservoir sud n'apparaît pas pour le réservoir centre : les concentrations chutent presque immédiatement après le débordement. Ceci montre qu'au moment du débordement, il n'y a plus de sulfate solide à dissoudre en couche rouge : tout ce sulfate a été exporté par les pompages et les fuites pendant le remplissage du réservoir. La seule exception est constituée par la simulation 5_3_2, dont le palier dure près d'un an. Toutes les courbes calculées sauf cette dernière atteignent 500 mg/l en $3,5 \pm 0,5$ ans, et 250 mg/l en 8 ± 1 ans.

5.2.2 Synthèse des résultats

La figure 8 présente une synthèse des résultats obtenus pour le réservoir centre, et permet leur comparaison aux mesures effectuées jusqu'au 18 décembre 2000. L'accord entre la courbe mesurée et le faisceau défini par les 6 simulations est relativement bon, et bien meilleur que dans le cas du réservoir sud : le simulateur est donc capable de reproduire correctement la tendance d'évolution de la concentration en sulfates observée au point de fuite du réservoir centre. Cependant, les variations saisonnières, d'amplitude encore plus grande qu'à la galerie de Moyeuve, ne sont pas simulées comme dans le cas du réservoir sud.

Ainsi, à l'incertitude due à la méconnaissance des paramètres du simulateur, il est nécessaire d'ajouter une incertitude supplémentaire due aux variations saisonnières. Cette incertitude a été chiffrée en première approximation à + ou - 25 % de la valeur maximale ou minimale calculée, comme pour le réservoir sud.

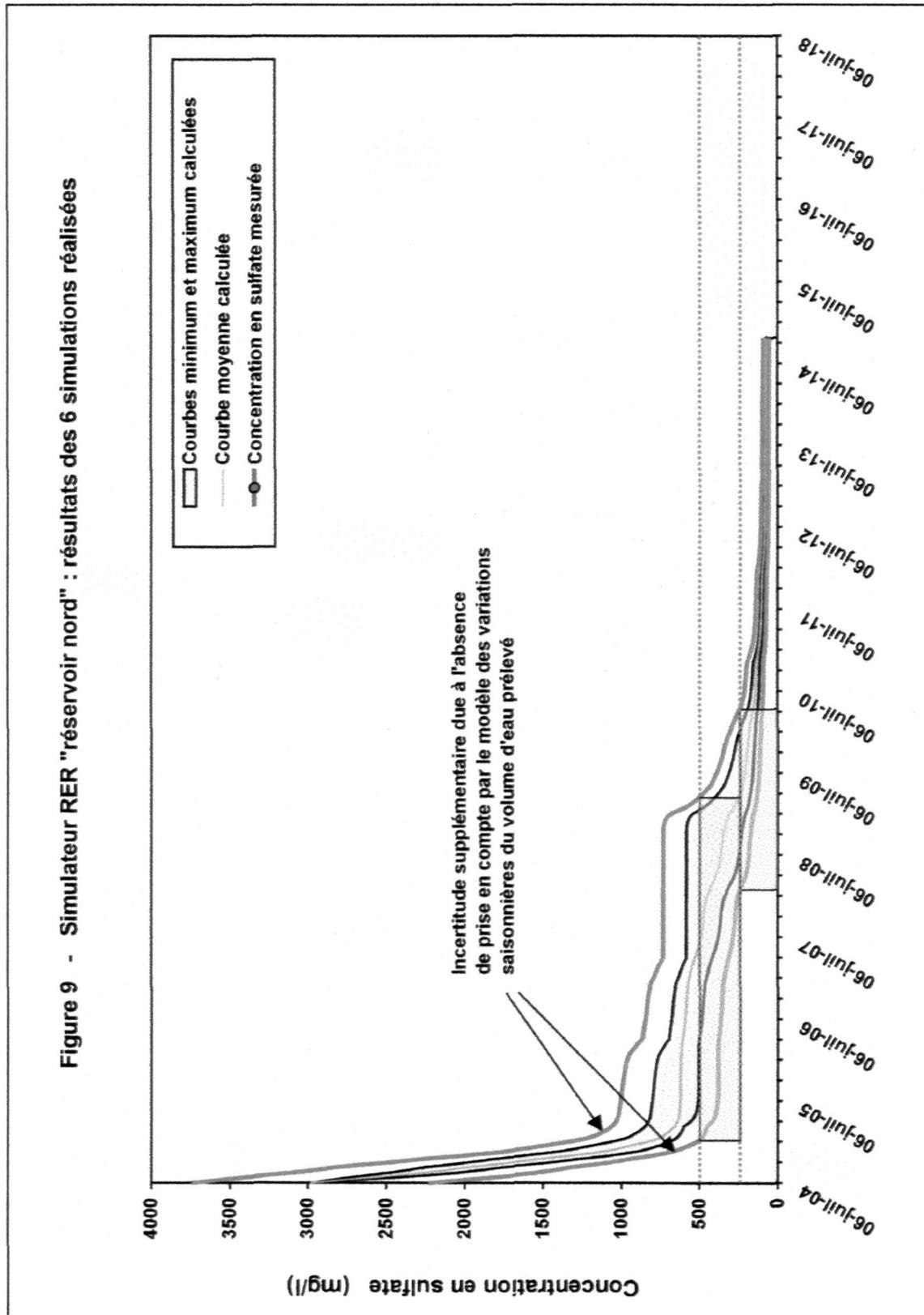


Figure 9 – Simulateur « réservoir nord » : synthèse des résultats des 9 simulations réalisées.

La concentration moyenne au niveau des fuites du Chevillon pourrait donc atteindre 250 mg/l environ 9 ans après le débordement, soit vers le début de l'année 2008. A cette date, la concentration pourrait varier entre 160 et 460 mg/l. Le temps de retour à une qualité conforme à la distribution (en ce qui concerne le sulfate uniquement) serait donc compris entre 9 +/- 4 ans après le débordement, c'est-à-dire entre début 2004 et début 2012.

Comme pour les prévisions effectuées sur le réservoir sud, il faut rappeler que les variations spatiales de concentration au sein du réservoir ne sont pas prises en compte dans cette étude. De plus, il est à noter que les résultats des simulations effectuées sur le réservoir centre s'appuient sur une hypothèse forte qu'il conviendra de vérifier : le débit d'alimentation du réservoir centre est globalement équivalent au débit d'exhaure durant les 10 années précédant l'ennoyage.

5.3 FUTUR POINT DE DEBORDEMENT DU RESERVOIR NORD

5.3.1 Résultats des simulations

Comme pour le réservoir centre, une seule série de 6 simulations a été réalisée (variation de la répartition du volume total entre chaque couche), puisqu'on a démontré pour le réservoir sud que l'incertitude sur ce paramètre était sensiblement équivalente à l'incertitude combinée sur tous les autres paramètres étudiés. Les résultats des simulations sont présentés sur les figures A9-15 et A9-16.

La géométrie du réservoir nord est différente des réservoirs sud et centre, avec un point de débordement qui prend son origine à la base du réservoir. En conséquence, on considère dans le simulateur que la totalité du débit traverse tout le réservoir de haut en bas, en passant successivement dans les 3 couches rouge, grise et noire. D'autre part, on considère qu'il n'y a pas de dilution de l'eau de débordement par de l'eau provenant du Dogger, car le puits est réputé étanche. *Dans cette configuration, la concentration en sulfate calculée au débordement est de 3000 mg/l, ce qui correspond à l'équilibre chimique de l'eau avec le toit de la couche noire. Puis la concentration chute très rapidement jusqu'à une valeur comprise entre 500 et 800 mg/l en 6 à 12 mois.*

On observe alors un palier de durée très variable selon la simulation (1 à 3,5 ans), suivi d'une baisse lente des concentrations. Compte tenu de la forme de ces courbes d'évolution, l'incertitude sur le temps nécessaire pour atteindre 500 mg/l est plus grande que celle pour atteindre 250 mg/l : d'après les résultats des simulations, la concentration de 500 mg/l serait atteinte en $3,5 \pm 1$ ans, et la concentration de 250 mg/l le serait en $4,5 \pm 0,5$ ans.

5.3.2 Synthèse des résultats

La figure 9 présente une synthèse des résultats obtenus. Le réservoir nord n'étant pas encore ennoyé, aucune comparaison avec les mesures de terrain n'est possible. Cependant, les concentrations mesurées dans les puits d'Amermont (3200 mg/l, puits

situé au point le plus bas du réservoir centre) et de Roncourt (2800 mg/l, puits du réservoir sud alimenté par des travaux miniers en couche noire) montrent que la valeur calculée de 3000 mg/l au débordement est vraisemblable.

Comme pour les réservoirs sud et centre, on ajoute, à l'incertitude due à la méconnaissance des paramètres du simulateur, une incertitude supplémentaire due aux variations saisonnières. Cette incertitude a été chiffrée en première approximation à + ou - 25 % de la valeur maximale ou minimale calculée, sans possibilité de contrôler la réalité de cet ordre de grandeur.

La concentration moyenne au débordement du réservoir nord par le puits d'Havange pourrait donc atteindre 250 mg/l environ 5 ans après le débordement, soit vers le milieu de l'année 2009 (si le débordement a lieu au milieu de l'année 2004). A cette date, la concentration pourrait varier entre 125 et 500 mg/l. Le temps de retour à une qualité conforme à la distribution (en ce qui concerne le sulfate uniquement) serait donc compris entre 5 +/- 1 ans après le débordement, c'est-à-dire entre 2008 et 2010.

Comme pour les prévisions effectuées sur le réservoir sud et centre, il faut rappeler que les variations spatiales de concentration au sein du réservoir ne sont pas prises en compte dans cette étude. De plus, il est à noter que les résultats des simulations effectuées sur le réservoir nord s'appuient sur une hypothèse forte qu'il conviendra de vérifier : le débit d'alimentation du réservoir nord est globalement équivalent au débit d'exhaure durant les 10 années précédant l'ennoyage.

Enfin, de manière générale, des réserves encore plus importantes que pour les réservoirs centre et sud s'appliquent quant à l'utilisation des résultats concernant le réservoir nord. En effet, aucune validation des résultats des simulations n'est possible (pas de comparaison possible avec des mesures, puisque le réservoir n'est pas encore ennoyé). Les résultats de travaux de recherche en cours au GISOS devraient permettre de confirmer certaines hypothèses, et d'affiner la prédiction.

5.4 MOSELLE EN AVAL DE LA CONFLUENCE AVEC LA FENSCH

La figure A9-17 montre la variation dans le temps de la concentration en sulfate calculée dans la Moselle en aval de sa confluence avec la Fensch. Après le premier débordement (réservoir sud), la concentration calculée ne dépasse jamais 200 mg/l, et reste inférieure à 100 mg/l la plupart du temps. Par contre, le simulateur calcule un dépassement de la valeur 250 mg/l dans la période d'étiage qui précède ce débordement. Pour cette période, l'écart maximal entre les valeurs calculées et mesurées (figure A9-18) à Manom (cf. figure 1) peut être supérieur à 150 mg/l (100 % de la valeur mesurée).

Par contre, pour la période qui commence après le débordement du réservoir sud, la courbe simulée reproduit correctement la tendance de la courbe observée (écart moyen 0,6 mg/l ; écart maximum 60 mg/l soit - 50 % de la valeur mesurée). Les écarts, et particulièrement ceux observés pour la période précédant les débordements, sont dûs :

- au fait que le simulateur ne prend pas explicitement en compte chaque rejet de sulfate : débordements, fuites, soutiens d'étiages, rejets de nanofiltrats, eaux usées ; or, ces rejets sont très concentrés (jusqu'à 4,4 g/l pour les nanofiltrats) et parfois discontinus ;
- au fait que les concentrations de l'Orne amont et de la Moselle amont utilisées en entrée du simulateur sont des constantes (autrement dit, le modèle d'évolution des concentrations en sulfate dans ces rivières en fonction du temps est le plus simple possible).

On remarque que l'augmentation des concentrations en sulfate dans la Moselle n'est pas directement liée aux dates des débordements des réservoirs :

- la concentration calculée atteint plus 250 mg/l quatre mois avant le débordement du réservoir sud, pendant l'étiage 1998 (maximum mesuré proche de 200 mg/l) ;
- l'influence du débordement du réservoir centre (et des fuites qui l'ont précédé) ne se fait sentir que 3 mois après, pendant l'étiage 1999 ;
- quant au débordement du réservoir nord, son influence est négligeable sur les concentrations calculées dans la Moselle (compte tenu des séries de débit choisies et de la date de débordement).

Les concentrations maximales ont ainsi été observées en période d'étiage, car la concentration en sulfate de la Moselle est essentiellement influencée par le rapport entre le flux de sulfate (débit x concentration) rejeté par le bassin ferrifère et le flux de sulfate déjà véhiculé par la Moselle lorsque celle-ci reçoit le rejet. Autrement dit, compte tenu du fait que le flux de sulfate rejeté par le bassin ferrifère est relativement constant vis-à-vis des variations de débit de la Moselle, la concentration est d'autant plus importante dans cette dernière que son débit sera faible.

Le simulateur ne dispose pas encore d'un générateur de pluie permettant de réaliser des analyses statistiques (outil en cours de développement). Néanmoins, un calcul simple de mélange permet de déterminer l'influence maximale des débordements sur la concentration en sulfate dans la Moselle. En considérant que l'ajout de sulfate est réalisé directement dans la Moselle en aval de sa confluence avec la Fensch, l'équation de mélange est :

$$C_{totale} = \frac{C_{sud} \cdot q_{sud} + C_{centre} \cdot q_{centre} + C_{nord} \cdot q_{nord} + C_{moselle} \cdot q_{moselle}}{q_{sud} + q_{centre} + q_{nord} + q_{moselle}} \quad \text{où}$$

- C_{sud} , C_{centre} et C_{nord} sont respectivement les concentrations en sulfate des réservoirs sud, centre et nord ;
- $C_{moselle}$ est la concentration de la Moselle en aval de la confluence avec la Fensch (Manom), avant influence des débordements ;

- c_{totale} est la concentration totale en sulfate dans la Moselle après ajout du sulfate provenant des débordements ;
- q_{sud} , q_{centre} , q_{nord} et q_{moselle} sont respectivement les débits de débordement des réservoirs sud, centre, nord et le débit de la Moselle en aval de la confluence avec la Fensch.

Un premier calcul de concentration a été réalisé en prenant comme hypothèse que :

- le débit de la Moselle est de $12 \text{ m}^3/\text{s}$ et sa concentration est de 130 mg/l (valeurs observées le 16/08/95 à Manom, données banque de l'eau) : cette valeur de débit est deux fois inférieure au débit quinquennal sec de la Moselle ($24 \text{ m}^3/\text{s}$) ;
- les débits des réservoirs sud et centre sont respectivement de $1,2$ et $0,6 \text{ m}^3/\text{s}$ (valeurs minimales calculées pour la période 1980-1999, cf. tableau 2), le réservoir nord ne débordant pas ;
- les concentrations des réservoirs sud et centre sont celles mesurées le 27/06/2000, soit 1200 mg/l et 950 mg/l respectivement (en effet, d'après les résultats de modélisation, les concentrations ne peuvent que décroître à l'avenir : ces concentrations sont donc maximales).

Dans ces conditions, la concentration calculée dans la Moselle à Manom ne dépasse pas 260 mg/l .

Un deuxième calcul a été réalisé avec les hypothèses suivantes :

- le débit de la Moselle et sa concentration restent inchangés, à $12 \text{ m}^3/\text{s}$ et 130 mg/l ;
- les débits des réservoirs sud et centre sont toujours de $1,2$ et $0,6 \text{ m}^3/\text{s}$, mais le réservoir nord déborde au débit de $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$ (valeurs minimales calculées pour la période 1980-1999, cf. tableau 2) ;
- les concentrations des réservoirs sud, centre et nord sont celles prévues par le simulateur au début du débordement du réservoir nord (2003), soit environ 250 mg/l , 500 mg/l et 3000 mg/l respectivement.

Le calcul montre que lorsque le réservoir nord déborde et s'ajoute à l'effet résiduel des réservoirs sud et centre, la concentration ne dépasse pas 240 mg/l dans la Moselle.

Conclusion

Cette étude préliminaire a montré qu'il est possible, malgré le manque de données réparties dans l'espace, de construire un simulateur simplifié du comportement hydrogéologique et chimique de chaque réservoir minier. La méthode de simulation mise en œuvre est basée sur la l'analyse et la modélisation de séries chronologiques de mesures de terrain (pluie, débit, niveau piézométrique) et d'expérimentations de laboratoire (courbes d'évolution de la concentration en sulfate lors de la lixiviation d'échantillons de roche).

La quantité et la qualité des données disponibles sont toutefois variables d'un réservoir à l'autre : ainsi, les conclusions et les résultats issus de la simulation du réservoir sud – le réservoir le mieux connu – ont été intégralement transposés aux réservoirs centre et nord. Au-delà des incertitudes liées à la qualité des données et à la résolution numérique des équations, les capacités prédictives des simulateurs reposent donc sur deux hypothèses fortes :

- 1) le fonctionnement hydrogéologique d'un réservoir est identique avant et après son ennoyage, ce qui permet de modéliser son débit d'alimentation à partir de sa chronique de débit d'exhaure (avant ennoyage) ;
- 2) les valeurs des paramètres chimiques déterminées pour les échantillons de roche prélevés dans le réservoir sud sont transposables aux autres réservoirs (de plus, les échantillons de roche sont supposés représentatifs de l'ensemble du réservoir).

L'étude, quoique préliminaire et à caractère méthodologique, a permis d'estimer les dates à partir desquelles l'eau des réservoirs miniers pourrait retrouver une concentration en sulfate de 250 mg/l à l'exutoire des réservoirs (cf. tableau 4 ci-dessous) :

Concentration atteinte	250 mg/l
Réservoir sud	7 ± 3 ans
Réservoir centre	9 ± 4 ans
Réservoir nord	5 ± 1 ans

Tableau 4 : Nombre d'années nécessaires après les débordements pour que la concentration en sulfate aux exutoires des réservoirs atteigne la valeur de 250 mg/l.

Pour mémoire, sur la base des études antérieures et des données qui étaient disponibles à l'époque, on estimait en 1991 qu'il serait « possible de récupérer une qualité acceptable des eaux après vidange d'environ 2 ou 3 fois le volume des eaux contenues dans les réservoirs. Ce renouvellement devrait prendre 7 à 25 ans dans les conditions naturelles » (note Agence de l'Eau du 10 septembre 1991).

On a pu aussi déduire des résultats de modélisation des réservoirs que la concentration en sulfate dans la Moselle à l'aval de sa confluence avec la Fensch ne dépasserait pas 260 mg/l, même en période d'étiage très sévère (lorsque le débit de la Moselle est deux fois inférieur au débit quinquennal sec).

Il faut néanmoins noter que les résultats de cette étude sont affectés par plusieurs types d'incertitude :

- incertitude liée à la sous-estimation du stock initial de sulfates dans le bassin sud ;
- incertitudes dues aux variations saisonnières du débit prélevé et du débit de dilution par l'eau provenant directement du karst aux points de débordement.

De plus, il est important de rappeler que l'approche globale mise en œuvre dans cette étude n'est pas spatialisée. Les simulateurs prédisent l'évolution de la concentration moyenne aux points de débordement du réservoir, mais ils ne peuvent en aucun cas simuler l'évolution des concentrations en d'autres points des réservoirs.

Afin de vérifier et d'affiner les prévisions d'évolution des concentrations en sulfates dans les réservoirs miniers, les études de surveillance et de connaissance menées par l'Agence de l'Eau, et les travaux de recherche menés par le GISOS vont se poursuivre.

En parallèle, et afin de disposer rapidement d'un outil opérationnel pour la gestion des ressources en eau souterraines du bassin ferrifère, il est envisagé de construire dès maintenant un simulateur « semi-spatialisé » du réservoir sud, capable en particulier de prédire l'évolution de la concentration en sulfate – mais aussi en d'autres composés chimiques dans la mesure du possible – dans chaque sous-unité hydrogéologique qui pourra y être définie (et donc à chaque point de prélèvement ou de débordement dans des réservoirs miniers), et ce en prenant en compte les variations saisonnières du fonctionnement des réservoirs.

Références bibliographiques

- Agence de l'Eau Rhin-Meuse (1991) – Sulfatation des eaux après ennoyage des mines de fer de Lorraine ; note sur la récupération des réservoirs. Note SR/KD du 10 septembre 1991.
- Allemmoz M. (1999) – Jaugeages et analyses sur le Conroy et le Chevillon (Moselle). Rapport ANTEA A 16636/A, 17 p., 5 fig., 3 ann.
- Altmann S., (1995) – Measurement and modeling approaches for solving water pollution problems related to mining activities. Mineral Deposits, Pasava, Kribek & Zak eds. Balkena, Rotterdam ISBN 90 5410550 X, p. 3-9.
- ARBED (1998) – Arrêt définitif des travaux et d'utilisation d'installations minières de la concession Ferdinand.
- Babot Y., Vançon J-P (1997) – ARBED, arrêt des travaux miniers, étude hydrogéologique. Rapport ANTEA A 09553, 22 p., 15 fig., 3 ann.
- Baranger Ph., Azaroual M., Freyssinet PH., Lanini S., Piantone P. (1999-a) – Weathering of a MSW bottom ash heap: a modelling approach. Global Symposium on Recycling, Waste Treatment And Clean Technology », REWAS'99, San Sebastian.
- Baranger Ph., Azaroual M., Lanini S., Piantone P., Freyssinet Ph. (1999-b) – Modelling the weathering of a MSW Bottom ash heap. « Waste Stabilization & Environment 99 », STAB&ENV 1999, Lyon, p. 79-83.
- Baranger Ph., Goldztein S., Sauty J.P., Altmann S. (1995) – Faisabilité de l'approche Réacteurs En Réseaux, conception et tests de fonctionnement. Rapport BRGM R 38689, 67 p.
- Baranger Ph., Kervevan C. (1998) – SCS: Specific Chemical Simulators dedicated to chemistry-transport coupled modelling Part II - A simplified coupled modelling approach based on Networks of Chemical Reactors. Goldschmidt Conference 1998, Toulouse, p. 114-115.
- Baubron J-C. (1998) – Avis sur les infiltrations d'eau observées dans la partie basse de la ville de Moyeuvre-Grande (Moselle). Rapport BRGM R 40271, 27 p., 12 fig., 1 tabl., 3 ann.
- Bequette B. W. (1998) – Process dynamics : modeling, analysis, and simulation. Prentice Hall PTR, New Jersey, 621 p.

- Bubenicek L. (1961) – Recherche sur la constitution et la répartition des minerais de fer dans l'aalénien de Lorraine. Thèse ingénieur-docteur, Nancy, Sciences de la Terre, T. VIII (1961), n° 1-2, 204 p.
- BRGM (1995) – Surveillance de l'évolution du niveau de la nappe et de la qualité des eaux après arrêt des exhaures des exploitations minières dans le bassin ferrifère lorrain, campagnes de mesures 1994-95. Rapport BRGM R 38265, 26 p., 6 fig., 5 tabl., 1 ann.
- BURGEAP (1978) – Notice et carte des circulations hydrauliques dans le bassin ferrifère lorrain, situation en 1977. Agence Financière de Bassin Rhin-Meuse, rapport R.290-E 558, 26 p., 1 fig., 4 tabl., 1 carte.
- Canceill M. (1974) – Bassin ferrifère lorrain : relation entre pluie et exhaure des mines de fer (bassin de l'Orne). Rapport BRGM 74 SGN 252 AME, 49 p., 15 fig., 4 ann.
- Caudron M., Durand F., Renaud J.C. (1996) – Surveillance des nappes d'eau souterraine dans le bassin ferrifère lorrain, campagnes de mesures 1994-1995 et 1995-1996, bassins centre et sud. Rapport BRGM R 38265, 40 p., 13 fig., 4 ann.
- Corompt P., Mouyon P., Beaudoin G., Santos-Cottin H., Ville B. (1979) – Estimation par traçage du recyclage des eaux d'exhaures dans les mines de fer du bassin du Woigot. Rapport C.E.A-C.E.N.G., 34 p., 2 ann.
- Cosandey C., Robinson M. (2000) – Hydrologie continentale. Armand Colin / HER, Paris, 360 p.
- Durand F. (1998) – Surveillance des nappes d'eau souterraine dans le bassin ferrifère lorrain, campagne de mesures 1996-1997, bassins centre et sud. Rapport BRGM R 39823, 43 p., 16 fig., 1 tabl., 4 ann.
- Fabriol R., Pinault J-L., Vaute L. (2000) – Traitement du signal et réacteurs en réseaux, application à la simulation de l'évolution de la concentration en sulfate dans l'eau du bassin ferrifère lorrain. Rapport BRGM/RP-50153-FR, 48 p., 25 fig., 2 tabl.
- Hervé D. (1980) - Etude de l'acquisition d'une teneur en sulfates par les eaux stockées dans les mines de fer de Lorraine. Mémoire de thèse de l'Institut National Polytechnique de Lorraine, 80 p., 5 ann.
- Jauzein M., André C., Margrita R., Sardin M. and Schweich D. (1989) – A flexible computer code for modelling transport in porous media : Impact. *Geoderma*, 44 (1989) p. 95-113
- Kervevan C., Baranger Ph. (1997) – Lixiviation de l'or : mise au point d'un prototype de modèle chimique. Premiers essais de couplage avec le transport par une approche Réacteurs En Réseau (R.E.R.). Rapport BRGM R 39756 31 p.

- Landragin G., Ramon S. (1981) – Infiltrations du ruisseau de la Vallée, au-dessus de la mine de Saint-Pierremont. Agence Financière de Bassin Rhin-Meuse, 14 p., 6 fig., 2 ann.
- Lanini S., Fabriol R. (2000) – Différentes approches de modélisation des écoulements et du transport dans un réseau de tubes, comparaison avec des résultats expérimentaux. Rapport BRGM/RP-50154-FR, 48 p., 10 fig., 1 tabl., 3 ann.
- Le Nir M. (1973) – Exhaure des mines de fer du bassin lorrain (synthèse des études réalisées à la date du 30 septembre 1973). Rapport BRGM 73 SGN 320 NES, 23 p., 3 fig., 10 ann.
- LORMINES (1994) - Arrêt des exhaures, présentation et synthèse (bassin centre et bassin sud). 7 p., 8 ann.
- Maubeuge P.L., Jecko G. (1977) – Lixiviation expérimentale des marnes dans le bassin ferrifère lorrain. C.R. Acad. Sc. Paris, t. 285, p. 1291-1294.
- Mission Déléguée de Bassin Rhin-Meuse (1974) – Catalogue des surfaces des bassins versants du bassin Rhin-Meuse, Bassin de la Moselle. 24 p.
- Pinault J-L., Baubron J-C. (1996) – Signal processing of soil gas radon, atmospheric pressure, moisture, and soil temperature data: a new approach for radon concentration modeling. *Journal of geophysical research*, vol. 101, n° B2, p. 3157-3171.
- Pinault J-L., Fritsche V., Turner J.V. (1999) – Inverse modeling of the hydrological and the hydrochemical behavior of catchments – *Water Resources Research*, à paraître.
- Ramon S., Ricour J. (1991) – Ennoyage des mines abandonnées : dégradation et régénération des eaux. *Société Hydrotechnique de France, XXI^{èmes} journées de l'Hydraulique, Sophia Antipolis, 29-31 janvier 1991*, question n° III, rapport n° 11, p. 1-6.
- Salomons W. (1995) – Environmental impact of metals derived from mining activities : processes, prediction, prevention. *Journal of Geochemical Exploration* 52, p. 5-23
- Sauty J.P. (1995) – R.E.R. : Réacteurs En Réseaux. Quelques solutions exactes de références pour vérifier la précision des calculs. Rapport BRGM R 38688, 21 p., 6 ann.
- Vaute L. (1999-a) – Identification d'éléments indésirables ou toxiques dans les ressources en eau potentielles du bassin ferrifère lorrain. Rapport BRGM R 40908, 37 p., 8 fig., 2 ann.
- Vaute L. (1999-b) – Surveillance des eaux souterraines du bassin ferrifère lorrain en 1998. Rapport BRGM R 40789, 69 p., 26 fig., 6 ann.

- Vaute L. (2000) – Surveillance des eaux souterraines du bassin ferrifère lorrain en 1999. Rapport BRGM/RP-50215-FR, 79 p., 31 fig., 4 ann.
- Vaute L., Pinault J-L. (1999) – Modélisation inverse du système hydrologique « réservoir minier – nappe alluviale – Orne » à Moyeuvre-Grande. Rapport BRGM R 40860, 23 p., 7 ann.
- Villiermaux J. (1993) – Génie de la réaction chimique, conception et fonctionnement des réacteurs. TEC & DOC - Lavoisier, 448 p.
- Wolery T.J. (1992) – EQ3NR, A computer program for geochemical aqueous speciation-solubility calculations : theoretical manual, user's guide and related documentation (version 7.0). UCRL-MA-110662-PT-I, Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore, California, 338 p.

Liste des annexes

- Annexe 1** : Présentation du logiciel TEMPO.
- Annexe 2** : Schéma de construction du modèle hydrogéologique global inverse.
- Annexe 3** : Modèle inverse « pluie / ETP – débit de l'Orne » : résultats du calage (figures A3-1 à A3-13).
- Annexe 4** : Modèles « pluie efficace – débit de débordement du réservoir sud » et « pluie efficace – débit d'exhaure du réservoir sud » : résultats du calage (figures A4-1 à A4-7).
- Annexe 5** : Modèle « pluie efficace – débit d'exhaure du réservoir centre » : résultats du calage (figures A5-1 à A5-6).
- Annexe 6** : Modèle « pluie efficace – débit d'exhaure du réservoir nord » : résultats du calage (figures A6-1 à A6-4).
- Annexe 7** : Tableau de synthèse des résultats du calage du modèle hydrogéologique global.
- Annexe 8** : Valeurs des paramètres et représentation graphique des séries de données utilisées en entrée du simulateur (figures A8-1 et A8-2).
- Annexe 9** : Courbes d'évolution de la concentration en sulfate dans le bassin ferrifère lorrain (figures A9-1 à A9-18).
- Annexe 10** : Tableaux de synthèse des résultats des simulations.