



HAL
open science

Intérêt d'un simulateur pédagogique de conduite de projet pour l'analyse de modelés hydrodynamiques - application a un projet de dépollution

François Baillon

► **To cite this version:**

François Baillon. Intérêt d'un simulateur pédagogique de conduite de projet pour l'analyse de modelés hydrodynamiques - application a un projet de dépollution. Système multi-agents [cs.MA]. INSA de Lyon; Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, 1999. Français. NNT : 1999ISAL0068 . tel-00822494

HAL Id: tel-00822494

<https://theses.hal.science/tel-00822494>

Submitted on 14 May 2013

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THESE

présentée par

François BAILLON

pour obtenir le grade de

Docteur

de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne et

de l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon

(spécialité : sciences et techniques du déchet)

**Intérêt d'un simulateur pédagogique de conduite de projet
pour l'analyse de modèles hydrodynamiques**

Application à un projet de dépollution

Soutenue le 20 Janvier 1999 devant le jury composé de :

C. FAIRHURST	Rapporteur
JC.TOURAY	Rapporteur
JM. BLANCHARD	Examineur
T. JOLIVEAU	Examineur
P.DAVOINE	Examineur
D.GRAILLOT	Examineur

THESE

présentée par

François BAILLON

pour obtenir le grade de

Docteur

de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne et

de l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon

(spécialité : sciences et techniques du déchet)

**Intérêt d'un simulateur pédagogique de conduite de projet
pour l'analyse de modèles hydrodynamiques**

Application à un projet de dépollution

Soutenue le 20 Janvier 1999 devant le jury composé de :

C. FAIRHURST	Rapporteur
JC.TOURAY	Rapporteur
JM. BLANCHARD	Examineur
T. JOLIVEAU	Examineur
P.DAVOINE	Examineur
D.GRAILLOT	Examineur

*à Muriel, Laurent, Patrick, Jay, Patrice, Christine, Philippe,
Alice, Dominique, Lucie, Bernadette et Paul...*

Remerciements

Je remercie Monsieur Charles Fairhurst, Professeur émérite en ingénierie minière et mécanique des roches au département de génie civil de l'Université du Minnesota, d'avoir accepté de juger ce travail en qualité de rapporteur. Je le remercie également pour la bienveillance de son accueil lors de mon séjour à l'Université du Minnesota ainsi que pour son soutien et son encouragement dans la poursuite de nos travaux de recherche sur les simulateurs pédagogiques de conduite de projet.

Je suis vivement reconnaissant à Monsieur Jean-Claude Touray, Professeur à l'Ecole Supérieure de l'Energie et des Matériaux de l'Université d'Orléans, responsable de l'année de spécialisation en génie de l'environnement, de l'attention qu'il a bien voulu porter à ce travail de thèse en acceptant d'en être rapporteur.

Je tiens à exprimer toute ma gratitude à Monsieur Thierry Joliveau, Directeur du Centre de recherche en Environnement et Aménagement et Maître de conférence à l'Université Jean Monnet de Saint-Etienne pour avoir accepté de faire partie du jury de cette thèse.

J'adresse également tous mes remerciements à Monsieur Jean Marie Blanchard, Professeur au département de génie énergétique et environnement de l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, d'avoir bien voulu examiner cette thèse en portant son œil expert en traitement des eaux sur ce travail.

Je tiens à témoigner ma profonde reconnaissance à Monsieur Philippe Davoine, Professeur en conduite de projet au département Ingénierie, décision et environnement de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, pour ses judicieuses remarques issues de son expérience dans la réalisation d'outils pédagogiques, qui m'ont permis sans aucun doute de mener à bien ce travail de recherche.

Enfin, je tiens à remercier tout particulièrement pour sa confiance et pour son aide, mon directeur de thèse, Monsieur Didier Graillot, Directeur de Recherche et responsable du Département Ingénierie, décision et environnement de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne. Il a su me faire bénéficier de son expérience tout en m'accordant une liberté d'évolution certaine.

Résumé

La mise en œuvre d'un nouveau simulateur pédagogique de conduite de projet appliqué à un cas de dépollution nous a permis de réaliser des sessions de simulation pour huit équipes d'apprenants.

La validation des critères de fonctionnalité et de crédibilité de ce simulateur AMISE à partir des résultats de simulation, permet de considérer qu'il constitue un outil capable de générer des processus de conduite de projet de dépollution variés proposant des alternatives cohérentes avec la réalité. Il représente alors un banc d'essai pertinent pour étudier le comportement de ses composants dans un contexte de projet et plus particulièrement le comportement du modèle hydrodynamique simplifié.

Le besoin de pouvoir étudier l'adéquation d'un modèle hydrodynamique aux besoins du projet dans lequel il est utilisé, nous amène à considérer deux critères d'évaluation : la qualité de modélisation et la connaissance introduite dans le modèle. Nous définissons la connaissance introduite comme un indicateur de la précision et de la quantité de données entrées dans le modèle. Pour chaque modèle hydrodynamique simplifié construit par les apprenants pendant les sessions de simulation effectuées, la quantification de ces deux critères par analyse multicritère permet de construire un graphe représentant l'évolution de la qualité de modélisation du modèle hydrodynamique utilisé dans le simulateur en fonction de la connaissance introduite dans le modèle par les apprenants.

Ce graphe nous permet d'apercevoir trois zones caractéristiques de l'impact que peut avoir la connaissance introduite sur la qualité de modélisation obtenue avec un modèle hydrodynamique simplifié. Compte tenu du nombre insuffisant de sessions de simulation réalisées, nous ne pouvons actuellement confirmer la validité de ces résultats. Cette étude permet cependant de vérifier la cohérence de la démarche proposée comme méthode d'analyse d'un modèle au travers de sessions de simulation pédagogique de conduite de projet.

Mots clé : simulation, modélisation, hydrogéologie, pollution, pédagogie, conduite de projet, modèle simplifié.

Abstract

The achievement of a new project management education simulation program concerning a underground water cleaning-up case study, allowed us to perform simulation sessions for eight teams of students.

Considering simulation results, the validation of credibility and functionality criteria concerning this new simulator Amise, indicates that the students have generated relevant cleaning-up scenarios consistent with the real case study. The simulation program can then be considered as a relevant tool to study the behaviour of its components in a project management context, especially the simplified ground water model.

To verify that a ground water model is appropriate to the project needs, we introduce two evaluation criteria : the modelling quality and the input knowledge. The input knowledge is considered as a precision and quantity indicator of the model input data. For each simplified ground water model achieved by the students during simulation sessions, these criteria are quantified through an analytical hierarchy process. Using these values, we represent, on a graph, the evolution of the modelling quality of the underground model used in the simulation program according to the knowledge input in the model by the students.

On this graph, we can define three areas characteristic of the impact that can have the input knowledge on the modelling quality. Considering the insufficient number of available simulation sessions results, we can not yet confirm the validity of this graph. However, this study allows to verify the coherence of this approach as a method to analyse a model using a project management education simulation program.

Key words : simulation, modelling, hydrogeology, pollution, pedagogy, project management, simplified model.

TABLE DES MATIERES

CHAPITRE I

Introduction à la simulation pédagogique de conduite de projet	19
1. Caractéristiques d'une simulation	20
1.1 Définition de la notion de simulation	20
1.2 Intérêts et objectifs de la simulation	20
1.3 La simulation de système et la simulation concurrentielle	21
1.4 Simulation de conduite de projet	21
2. La simulation pédagogique de conduite de projet à l'ENSM-SE	22
2.1 Water game (1975-1989)	22
2.2 MISE , modèle intégré de stratégie de l'eau (1981-1995)	24
2.3 Promise (1989-1998)	26
2.4 Contenu pédagogique	26
3. La simulation pédagogique de conduite de projet et les nouvelles technologies de l'enseignement	27
3.1 L'enseignement assisté par ordinateur (EAO)	28
3.2 L'apprentissage par problèmes (APP)	29
4. Enjeux de la simulation pédagogique de conduite de projet	31

CHAPITRE II

Cas simulé : conduite de projet de dépollution	33
1. Historique du cas réel	34
1.1 Les différentes institutions concernées	34
1.2 Chronologie des événements	36
2. Caractéristiques du site pollué	41
2.1 Origine et caractéristiques de la pollution	41
2.1.1 Les sources de pollution	41
2.1.2 Les caractéristiques des produits toxiques concernés	43
2.2 Structure géologique du site	44
2.2.1 Structure géologique définie pour la région	44
2.2.2 Structure géologique définie pour le site	44
2.2.3 Caractéristiques de l'aquifère Prairie du Chien/ Jordan	45
2.2.4 Particularité géologique sur le site de TCAAP	46
2.3 La migration des polluants dans le milieu naturel	47
2.3.1 Mécanismes de transport	47
2.3.2 Migration des polluants	49
3. Le contexte réglementaire	56
3.1 Organismes impliqués	57
3.2 Les normes environnementales	57
3.3 La réglementation concernant la conduite de projets environnementaux	58
3.4 Les procédures à respecter concernant l'installation de nouveaux puits	60
4. La solution technique mise en œuvre	61
4.1 Actions temporaires	61
4.2 Nettoyage des sources de pollution	62

4.3 Installation des systèmes de traitement	62
4.4 Proposition de cinq alternatives	63
4.5 L'alternative retenue	65

Chapitre III

Mise en oeuvre du simulateur AMISE	67
1. Scénario minimal du simulateur	68
1.1 Limites du projet simulé	68
1.2 Phases du scénario minimal	69
1.3 Contenu pédagogique	72
1.3.1 Acquisition de connaissances	72
1.3.2 Acquisition de savoir-faire	73
1.3.3 Acquisition d'expérience/ Formation à la conduite de projet	74
2. Architecture interne du simulateur	74
2.1 Bases de données	74
2.1.1 Base documentaire	75
2.1.2 Base factuelle	77
2.1.3 Base de données des niveaux de pollution	78
2.1.4 Base d'aléas	81
2.2 Les outils d'accès aux données	81
2.2.1 Choix du 'moteur' du simulateur	81
2.2.2 Interface Html	82
2.2.3 Module d'interrogation de la base des niveaux de pollution	84
2.3 Méthodes de traitement des données	85
2.3.1 Méthodes d'interpolation	85
2.3.2 La modélisation hydrodynamique	89
3. Sessions de simulation Amise	91
3.1 Résultats des sessions de simulation	91
3.1.1 Suivi du processus de conduite de projet	92
3.1.2 Alternatives techniques proposées	93
3.2 Les alternatives proposées et la solution réelle	96
3.2.1 Les coûts et délais	97
3.2.2 Les caractéristiques techniques	98
4. Validité du simulateur	100
4.1 Fonctionnalité	100
4.2 Crédibilité	101
4.3 Objectifs pédagogiques	102

Chapitre IV

La modélisation hydrodynamique dans un contexte de projet	105
1. La modélisation hydrodynamique dans AMISE	106
1.1 Choix d'une méthode de modélisation	106
1.2 Méthode des éléments analytiques	107
1.2.1 Equations fondamentales	107
1.2.2 Fonctions fondamentales dans la méthode des éléments analytiques	109
1.2.3 Fonctions analytiques élémentaires	113
2. Modèle complexe et modèle simplifié	119

2.1	Modèle complexe : le modèle hydrodynamique réel	119
2.2	Modèles simplifiés : les modèles hydrodynamiques simulés	120
2.3	Comparaison des modèles simplifiés et complexes	120
3.	Modèle hydrodynamique dans un contexte projet	122
3.1	Contexte projet	123
3.2	Positionnement d'un modèle dans un contexte projet	124
3.3	Préalable à l'analyse d'un modèle hydrodynamique en contexte projet	125

Chapitre V

	<i>Evaluation du comportement des modèles hydrodynamiques dans AMISE</i>	129
1.	Introduction à l'analyse multicritère	130
1.1	Pourquoi choisir l'analyse multicritère	130
1.2	Principes théoriques d'après T.L. SAATY	131
1.3	Mode opératoire	135
1.3.1	Sélection des données	135
1.3.2	Principes d'évaluation de l'analyse multicritère	136
2.	Evaluation de la connaissance entrée et de la connaissance modélisée	139
2.1	Quantification de la connaissance entrée (Ce)	139
2.1.1	Précision de la connaissance entrée	139
2.1.2	Complexité de la connaissance entrée	146
2.1.3	Hierarchisation des critères pour quantifier Ce	149
2.1.4	Pondération des critères	149
2.1.5	Analyse de sensibilité	153
2.1.6	Résultats de l'analyse multicritère pour la quantification de Ce	156
2.2	Quantification de la connaissance modélisée (Cm)	157
2.2.1	Précision de la connaissance modélisée	157
2.2.2	Approche par différence de volume	160
2.2.3	Approche par différence de gradient moyen (angle et intensité)	161
2.2.4	Approche par différence de gradient par zone (angle et intensité)	165
2.2.5	Complexité de la connaissance modélisée	169
2.2.6	Hierarchisation des critères pour quantifier Cm	170
2.2.7	Pondération des critères	171
2.2.8	Analyse de sensibilité	171
2.2.9	Résultats de l'analyse multicritère pour la quantification de Cm	174
3.	Comportement du modèle hydrodynamique simplifié	175
3.1	Positionnement des simulations dans un référentiel (Ce, Cm)	175
3.2	Etude du graphe de positionnement des modèles	177
3.2.1	Zone 'pauvre'	177
3.2.2	Zone 'riche'	178
3.2.3	Zone 'sensible'	178
3.3	Interprétation du graphe de positionnement des modèles	179
3.3.1	Interprétation du positionnement des modèles dans chaque zone	179
3.3.2	Limites d'interprétation	181

Conclusions et perspectives

1. Perspectives d'évolutions pédagogiques	186
1.1 Intégration des nouvelles technologies de l'information et du multimédia	186
1.2 Place de la simulation pédagogique de conduite de projet dans les nouvelles technologies de l'enseignement	187
2. Utilisation des simulateurs pédagogiques de conduite de projet pour l'évaluation des modèles hydrodynamiques	188
2.1 Limites d'utilisation	189
2.2 Méthodologie de recherche proposée	190

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	193
------------------------------------	------------

ANNEXES

Annexe A : Caractéristiques des produits toxiques concernés	200
Annexe B : Alternatives proposées dans le cas réel	203
Annexe C : Rapports des sessions de simulation Amise	
Annexe C.1 : Ecole des Mines de St-Etienne / 22-25 Juillet 1997	211
Annexe C.2 : Université du Minnesota / 17-24 Septembre 1997	223
Annexe C.3 : Ecole des Mines de St-Etienne / 5-9 Janvier 1998	239
ANNEXE D : Analyse multicritère	
Annexe D.1 : Pondération des critères dans l'évaluation de PRECGRAD	247
Annexe D.2 : Différence d'angle par zones	248
Annexe D.3 : Différence d'intensité par zone	249
Annexe D.4 : Pondération des critères de PRECZONE	250

LISTE DES FIGURES

Fig 1 : Région de New Brighton.....	35
Fig 2 : Répartition des sites pollués sur TCAAP.....	41
Fig 3 : Coupe géologique / Site de TCAAP	46
Fig 4 : Processus global de la migration de la pollution.....	54
Fig 5 : Profil de pollution du trichloroéthène dans l'aquifère Prairie du Chien/ Jordan	56
Fig 6 : Coupe A-A' du profil de pollution du trichloroéthène dans l'aquifère	56
Fig 7 : Evolution du taux de TCE présent dans la nappe.....	64
Fig 8 : Alternative retenue	65
Fig 9 : Phases composant le scénario minimal	71
Fig 10 : Résultat de la prise de contact avec l'USGS	78
Fig 11 : Emplacement des points représentatifs	80
Fig 12 : Grille des points de la base des niveaux de pollution	80
Fig 13 : Structure Html dans Amise	83
Fig 14 : Interface Html dans Amise.....	84
Fig 15 : Module d'interrogation de la base des niveaux de pollution	84
Fig 16 : Exemple d'interpolation.....	85
Fig 17 : Méthode de la distance inverse	86
Fig 18 : Interpolation par krigeage.....	87
Fig 19 : Signification de a et de K sur un variogramme	88
Fig 20: Débit de pompage par alternative.....	98
Fig 21: Nombre de puits par alternative	99
Fig 22 : Expérience de Darcy	108
Fig 23 : Puits au centre d'une île circulaire	115
Fig 24 : Infiltration provenant d'une rivière	117
Fig 25 : La ligne source	118
Fig 26 : Modélisation dans le contexte projet.....	123
Fig 27 : Graphe de positionnement des modèles (schéma de principe).....	124
Fig 28 : Connaissance modélisée (Cm)et connaissance entrée (Ce) dans le contexte projet .	127
Fig 29 : Hiérarchie établie pour choisir entre trois modèles.....	133
Fig 30 : Exemple de code de programmation d'un modèle.....	136
Fig 31 : Cartes de positionnement des rivières	140
Fig 32 : Précision du positionnement des rivières	141
Fig 33 : Superposition des dénivellations des lignes sources et des rivières réelles	142
Fig 34 : Aire comprise entre les lignes sources et la rivière	142
Fig 35 : Représentation des zones polluées	144
Fig 36 : Précision de la représentation de la zone polluée.....	145
Fig 37 : Diagramme de l'analyse hiérarchique multicritère de Ce	149
Fig 38 : Graphe de la connaissance entrée Ce	154
Fig 39 : Graphe de la connaissance entrée Ce 2	155
Fig 40 : Graphe de la connaissance entrée Ce 3	156
Fig 41 : Connaissance entrée Ce pour chaque modèle	157
Fig 42 : Zone modélisée	158
Fig 43 : Zone d'étude.....	158
Fig 44 : Cartes piézométriques modélisées	159
Fig 45 : Carte des hauteurs piézométriques réelles	159
Fig 46 : Graphe des précisions par différence de volume.....	161

Fig 47 : Evaluation du gradient moyen.....	162
Fig 48 : Calcul de la différence d'angle et d'intensité du gradient.....	162
Fig 49 : Graphe de précision intensité	164
Fig 50 : Graphe de précision angle	164
Fig 51 : Diagramme d'analyse hiérarchique multicritère de PRECGRAD	164
Fig 52 : Graphe de PRECGRAD	165
Fig 53 : Emplacement des zones d'irrégularités.....	166
Fig 54 : Graphe des différences d'angle moyen (en degré)	167
Fig 55 : Graphe des différences d'intensité moyenne.....	167
Fig 56 : Diagramme de l'analyse hiérarchique multicritère de PRECZONE	168
Fig 57 : Graphe d'évaluation de PRECZONE.....	169
Fig 58 : Diagramme de l'analyse hiérarchique multicritère de Cm.....	170
Fig 59 : Connaissance modélisée Cm.....	171
Fig 60 : Connaissance modélisée 2.....	172
Fig 61 : Connaissance modélisée 3.....	173
Fig 62 : Connaissance modélisée Cm pour chaque modèle	174
Fig 63 : Graphe des couples de points (Ce, Cm)	175
Fig 64 : Graphe de positionnement des modèles	176
Fig 65 : Zones de comportement du modèle simplifié	179
Fig 66 : Réalisme d'un simulateur et des modèles	189

LISTE DES TABLEAUX

Tab 1 : Chronologie événementielle.....	41
Tab 2 : Structure géologique régionale.....	44
Tab 3 : Unités géologiques sur le site de Tcaap	45
Tab 4 : Caractéristiques de l'aquifère Prairie du Chien / Jordan.....	46
Tab 5 : Les mécanismes de transports de la pollution	48
Tab 6 : Caractéristiques des polluants sur le site de New Brighton	53
Tab 7 : Valeurs des normes environnementales par produit.....	58
Tab 8 : Alternative retenue, débits de pompage (m ³ /j).....	65
Tab 9 : Protocole méthodologique de Perrodin et Gourdon appliqué au cas de New Brighton.....	70
Tab 10 : Protocole méthodologique de Perrodin et Gourdon appliqué au scénario minimal ...	70
Tab 11 : Documents disponibles	76
Tab 12 : Sessions de simulation	91
Tab 13 : Coûts et délais des campagnes d'échantillonnage.....	92
Tab 14 : Coûts et délai du processus de conduite de projet.....	93
Tab 15 : Alternatives proposées par les équipes.....	94
Tab 16 : Alternatives selon leur type	96
Tab 17 : Débits de pompage de la solution réelle (m ³ /j)	97
Tab 18 : Débit de pompage des alternatives proposées	98
Tab 19 : Nombre de puits par alternatives.....	99
Tab 20 : Points forts et points faibles des modèles simplifié et complexe.....	122
Tab 21 : Matrice simple comparant la précision de trois modèles	131
Tab 22 : Synthèse des appréciations	131
Tab 23 : Matrice normalisée	132
Tab 24 : Matrice binaire du choix d'un modèle	133
Tab 25 : Comparaison des modèles pour chaque critère	133
Tab 26 : Matrice binaire de la précision	134
Tab 27 : Matrice binaire du coût.....	134
Tab 28 : Matrice binaire du temps de conception.....	134
Tab 29 : Priorités globales	134
Tab 30 : Dénomination des équipes et des modèles hydrodynamiques.....	136
Tab 31 : Modèle linéaire.....	138
Tab 32 : Pondération d'indicateurs de niveaux	138
Tab 33 : Modèle binaire.....	138
Tab 34 : Précision du positionnement des rivières	141
Tab 35 : Précision de la représentation de la zone polluée.....	145
Tab 36 : Nombre de points de calage	146
Tab 37 : Nombre de lignes sources.....	146
Tab 38 : Nombre de puits	147
Tab 39 : Caractéristiques de la connaissance entrée dans chaque modèle	148
Tab 40 : Indicateurs d'évaluation de la connaissance entrée	149
Tab 41 : Pondération de Ce	150
Tab 42 : Pondération de NIVPREC.....	151
Tab 43 : Pondération de PRECRIV	151
Tab 44 : Pondération de PRECPOLL.....	151
Tab 45 : Pondération de PRECCAL.....	152
Tab 46 : Pondération de COMPLIGNE.....	152

Tab 47 : Pondération de COMPPUTS	153
Tab 48 : Pondération de COMPFLOW	153
Tab 49 : Pondération de COMPINF	153
Tab 50 : Quantification de Ce.....	154
Tab 51 : Pondération de NIVPREC 2.....	154
Tab 52 : Quantification de Ce2.....	155
Tab 53 : Pondération de NIVPREC 3.....	155
Tab 54 : Quantification de Ce 3.....	155
Tab 55 : Classement des modèles par ordre décroissant de Ce	156
Tab 56 : Valeurs de la connaissance entrée Ce pour chaque modèle	156
Tab 57 : Volume total (m ³).....	160
Tab 58 : Précision par différence de volume	161
Tab 59 : Différence d'intensité et d'angle du gradient moyen	163
Tab 60 : Précision par différence de gradient moyen	163
Tab 61 : Evaluation de PRECGRAD	165
Tab 62 : Surface des zones (en km ²).....	166
Tab 63 : Evaluation de PRECZONE	168
Tab 64 : Indicateurs pour l'évaluation de Cm	170
Tab 65 : Pondération de NIVPREC.....	171
Tab 66 : Quantification de Cm	171
Tab 67 : Pondération de NIVPREC 2.....	172
Tab 68 : Quantification de Cm 2	172
Tab 69 : Pondération de NIVPREC 3.....	173
Tab 70 : Quantification de Cm3	173
Tab 71 : Classement des modèles par ordre décroissant de Cm.....	173
Tab 72 : Valeurs de la connaissance modélisée Cm pour chaque modèle	174
Tab 73 : Valeurs de Ce et Cm pour chaque modèle	175
Tab 74 : Valeurs de Ce et Cm en chaque point	176
Tab 75 : Limites de la zone pauvre.....	177
Tab 76 : Limites de la zone riche.....	178
Tab 77 : Limites de la zone sensible.....	179

ACRONYMES UTILISES

ANL : Argonne National Laboratories
APP : Apprentissage Par Problème
BGRS : Boundary Groundwater Recovery System
CDM : Camp Dresser and McKee
Ce : Connaissance entrée
CERCLA : Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act
Cm : Connaissance modélisée
COV : Composés Organiques Volatiles
CZAEM : Capture Zone Analytic Element Model
DCA : Dichloroéthane
DCE : Dichloroéthylène
DNAPL : Dense Non Aqueous Phase Liquids
DNR : Department of Natural Ressources
EAO : Enseignement Assisté par Ordinateur
EIAO : Environnement Interactif d'Apprentissage par Ordinateur
ENSM-SE : Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint Etienne
EPA : Environmental Protection Agency
ETA : Engineering Technologies Associates
FCC : Federal Cartridge Company
GAC : Granulated Activated Carbon
GACTF : Granulated Activated Carbon Treatment Facility
HRL : Health Risk Limits
HRS : Hazard Ranking System
HTML : HyperText Marked Langage
ISV : In Situ Volatilisation
LNAPL : Light Non Aqueous Phase Liquids
MDH : Minnesota Department of Health
MISE : Modèle Intégré de Stratégie de l'Eau
MCL : Maximum Contaminant Limit
MGS : Minnesota Geological Survey
MPCA : Minnesota Pollution Control Agency
NPL : National Priority List
PCB : Polychlorobenzène
PCE : Tetrachloroéthylène
PGACWTF : Permanent Granular Active Carbon Water Treatment Facility
PGRS : Plume Groundwater Recovery System
PROMISE : PROlog MISE
SARA : Superfund Amendments and Reauthorization Act
SIG : Système d'Information Géographique
TCAAP : Twin Cities Army Ammunition Plant
TCA : Trichloroéthane
TCE : Trichloroéthylène
USA : United States of America
USGS : United States Geological Survey
USTHAMA : United States Army Toxic and Hazardous Materials Agency

CHAPITRE 1

Introduction à la simulation pédagogique de conduite de projet

Ce chapitre a pour objectif d'introduire progressivement les concepts de simulation pédagogique de conduite de projet en en rappelant les principales caractéristiques.

Après une brève introduction redéfinissant les caractéristiques d'une simulation, nous nous attacherons à comprendre plus particulièrement ce qu'on entend par simulation pédagogique de conduite de projet. Nous évoquerons les recherches effectuées à l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne (ENSM-SE) que nous replacerons ensuite dans le cadre plus général des nouvelles méthodes d'enseignement. Nous terminerons cette introduction en rappelant les enjeux de la simulation de conduite de projet.

1. Caractéristiques d'une simulation

L'ensemble du travail de recherche présenté dans ce mémoire, s'articule autour de la notion de simulation. Rappelons d'abord ce qu'on entend généralement par simulation, ses intérêts et objectifs.

1.1 Définition de la notion de simulation

Il existe plusieurs définitions du concept de simulation parmi lesquelles on retiendra :

- « faire paraître comme réel, effectif ce qui ne l'est pas », d'après Le Petit Robert, dictionnaire de la langue française (1992) ;
- « Méthode de mesure et d'étude consistant à remplacer un phénomène, un système à étudier par un modèle plus simple mais ayant un comportement analogue. », d'après Le Petit Larousse, dictionnaire de la langue française (1996) ;
- « atteindre à l'essence de quelque chose, sans la réalité », d'après Théorie, conception et gestion des systèmes, Johnson, Kast et Rosenzweig (1970)

La notion de simulation est définie de façon claire et on peut dire que la simulation, dans son objectif primordial, tente de représenter un phénomène réel dans son comportement caractéristique en simplifiant la réalité.

1.2 Intérêts et objectifs de la simulation

Après l'apparition des ordinateurs dans les années 50, la simulation a pu être utilisée comme technique de résolution des problèmes et s'est retrouvée très valable en tant que partie des méthodes de recherches destinées à mieux comprendre et à améliorer le contrôle des opérations. Le huitième symposium annuel de l'« American Institute of Industrial Engineering », en 1957, définit plus précisément les intérêts et objectifs de la simulation :

« Pourquoi simuler? Quels sont les avantages particuliers de la simulation? Il y a à cela plusieurs réponses:

- *Dans des buts d'expérience et d'évaluation*, en d'autres termes pour essayer de prévoir les conséquences qu'entraîneraient des modifications de politique, de condition, de méthodes, sans avoir à dépenser de l'argent ou de prendre le risque d'effectuer réellement ces modifications.

- *Pour en apprendre plus sur le système*, afin de le recréer ou de le préciser; la complexité même du système rend nécessaire l'existence d'un moyen de compréhension du système à la fois dans ses parties et comme un tout.

- *Pour familiariser l'utilisateur* avec un système ou une situation qui peut ne pas exister.

- *Pour vérifier ou démontrer une nouvelle idée*, un système nouveau, ou une nouvelle approche. En d'autres termes, pour quantifier les risques et les bénéfices et démontrer les chances de succès. »

La simulation a pour objectif d'évaluer, d'en apprendre plus sur le système, de familiariser l'utilisateur, de vérifier ou de démontrer... La simulation se présente donc comme un outil permettant d'aider l'homme à mieux comprendre la réalité.

On peut également noter que la simulation ne fait pas référence aux résultats optimaux ou aux meilleures solutions. Au contraire des techniques de recherche opérationnelle, l'utilisation de la simulation n'est pas entreprise avec l'idée d'optimiser le système entier ni l'une de ses parties.

1.3 La simulation de système et la simulation concurrentielle

On peut définir deux types essentiels de simulation. Dans l'un des cas, le processus de prise de décision est programmé à l'intérieur de la simulation pour que le système entier puisse fonctionner automatiquement, sans intervention humaine, pour prendre des décisions. Le deuxième type de simulation a besoin de décisions prises par des hommes extérieurs à la structure de la simulation, le résultat de ces décisions étant mis à jour par un système simulé qui ordinairement est programmé pour un ordinateur. La première approche est appelée **simulation de système**, la deuxième approche s'apparente à la notion de **simulation concurrentielle** ou simplement de jeu (Johnson, Kast et Rosenzweig, 1970).

Jusqu'ici, les simulations concurrentielles ont été utilisées surtout à des fins d'entraînements et bien peu à des fins de recherche et d'analyses. Un certain travail de recherche a été effectué sur le processus de décision lui-même, et une certaine attention a été accordée à l'aspect relations humaines et aux interactions qui en découlent entre les membres des équipes, et leurs essais pour s'organiser afin de 'jouer le jeu'. En 1970, Johnson, Kast et Rosenzweig notent: « bien que les jeux portent sur des opérations, si les simulations compétitives constituent un exercice intéressant et utile, il ne décrivent pas une situation concrète particulière avec le réalisme nécessaire à un travail de recherche ».

On se rappellera particulièrement de cette dernière remarque en considérant qu'un des objectifs du travail de recherche présenté dans ce mémoire est justement d'exploiter les simulations compétitives.

1.4 Simulation de conduite de projet

Lorsque nous parlons de simulation de conduite de projet, il est important de définir ce qu'on entend par projet et par conduite de projet.

Nous considérerons qu'un projet, c'est « le rassemblement et l'utilisation de moyens en vue d'exécuter un dessein » (Herniaux, 1992).

La conduite de projet est une terminologie pas encore bien définie dans la communauté scientifique et on la rapprochera du management de projet définie par la norme X50-105 de l'AFNOR qui considère que le management de projet comporte deux fonctions différentes : la direction de projet et la gestion de projet. Ce que nous entendrons nous, dans le cadre de ce mémoire par rapport à la notion de conduite de projet peut se définir par : 'Stratégie de gestion des moyens disponibles dans le but de réaliser un projet'. Cette définition est certes très large mais suffisante dans le cadre de notre réflexion.

On peut parler de simulation de conduite de projet, lorsque le système simulé comporte un processus de décision visant à conduire un projet. La simulation de conduite de projet a besoin de décisions récurrentes prises par des hommes extérieurs, c'est une simulation de type concurrentielle.

La simulation intégrée d'un projet (Graillet, 1986) consiste à prendre en compte les différentes étapes de décision qui permettent de construire une solution de projet. La simulation de conduite de projet peut donc être considérée comme une simulation concurrentielle intégrée.

Nous aborderons ici plus particulièrement la simulation pédagogique de conduite de projet qui a pour objectif d'être un outil de formation à la conduite de projet .

2. La simulation pédagogique de conduite de projet à l'ENSM-SE

La simulation pédagogique de conduite de projet est un thème de recherche, développé à l'Ecole nationale supérieure des Mines de St-Etienne, sous la direction du professeur P. Davoine depuis 1975. L'idée originelle est de concevoir des outils d'apprentissage, destinés aux élèves ingénieurs, permettant de fournir, au travers d'une expérience semi-vécue, les connaissances indispensables dans le domaine de la gestion de l'eau. Organisées sous la forme d'un jeu de rôle d'environ une semaine, les sessions de simulation utilisent l'ordinateur comme support principal. On y trouve une série de choix permettant de simuler le processus décisionnel et des outils (logiciels et base de données) permettant de simuler les différentes phases techniques du projet.

La spécificité de ce type de simulation est de prendre en compte les aspects techniques inhérents à tous problèmes d'ingénierie aussi bien que les aspects économiques et sociaux qui interviennent dans la conduite de projet. L'objectif pédagogique n'est plus d'apprendre à résoudre un exercice mais d'acquérir une expérience en étant confronté à une problématique réelle. Par souci de réalisme, les simulateurs de projet sont élaborés à partir de cas réels.

Nous présenterons ici les principaux simulateurs pédagogiques de conduite de projet représentatifs de leur évolution depuis les vingt dernières années.

2.1 Water game (1975-1989)

Water game est le premier simulateur pédagogique réalisé en 1975 à l'ENSM-SE. La problématique proposée aux utilisateurs de Water game est de réaliser et d'exploiter un réseau de distribution d'eau potable en fonction des contraintes réelles liées à la distribution. Il s'agit d'être, à la fois, le plus rapide possible et le plus économique possible.

Le simulateur est structuré sous forme de 'jeu de plateau' ayant comme support une carte topographique de la région étudiée. En début de jeu, chaque équipe, constituée de 6 personnes sous la direction d'un chef d'équipe, reçoit du Conseil Général les subventions pour réaliser leur projet. La simulation se déroule ensuite sous forme de tours de jeu successifs, chaque tour de jeu représentant un an d'activité de la société représentée par le joueur.

Lors de chaque tour de jeu, les équipes sont tenues d'effectuer les 5 opérations suivantes dans l'ordre :

- 1- Embaucher et payer son personnel ;
- 2- Acheter le matériel à 'poser' pour réaliser le réseau ;
- 3- 'Poser' (ou mettre en place) le réseau ;
- 4- Produire de l'eau et vendre de l'eau ;
- 5- Faire ses comptes.

A la fin de la 4^{ème} opération, chaque équipe tire une carte 'incidents' et exécute immédiatement les directives fournies par cette carte. Ce 'paquet de cartes' d'incidents, composé de 32 cartes, représente les incidents réels pouvant survenir lors de la mise en place d'un réseau de distribution d'eau. Un même incident peut être noté sur plusieurs cartes différentes. Ce nombre de cartes identiques correspond à la probabilité d'apparition de cet incident, déduite de l'expérience.

L'équipe gagnante est celle qui réussit conjointement à mettre en place les jonctions et équipements, permettant ainsi d'alimenter tous les sites d'utilisation, en moins de 7 ans, et à obtenir la meilleure trésorerie en fin de partie.

Au cours de la simulation, 1 animateur et 2 banquiers veillent au bon déroulement de la session et contrôlent les activités techniques et financières des équipes.

Une série d'accessoires est à disposition des équipes pour les aider dans leur travail :

- Cartes topographiques et parc à matériel ;
- Abaques de Coolebrook permettant d'évaluer les pertes de charges dans les canalisations ;
- Programme d'utilisation technique des mailles (optmen.bas) basée sur la méthode de Hardy-Cross ;
- Bande audio contenant des informations techniques sur les réservoirs, les pompes, les accessoires de fontainerie des canalisations et la méthode Hardy cross.

Water Game a été utilisé lors de sessions de 1 journée et demi dans le cadre de la formation des élèves ingénieurs de l'ENSM-SE jusqu'en 1989. Après 14 ans d'existence, la pauvreté de la structure du simulateur, notamment son aspect 'jeu de plateau', et la rusticité des logiciels utilisés face à l'évolution des possibilités informatiques, ont entraîné l'arrêt de l'utilisation de ce simulateur pédagogique.

Remarques:

Ce premier simulateur pédagogique introduit des principes méthodologiques sur la problématique traitée et sur le contexte de simulation, que l'on retrouvera par la suite dans la plupart des nouveaux simulateurs :

Sur la problématique traitée:

- La problématique proposée est construite à partir de conditions expérimentales réelles ;
- L'objectif des équipes est de gérer l'approche technique et financière d'un projet, on peut alors parler de stratégie de gestion des moyens disponibles dans le but de réaliser un projet, c'est de la conduite de projet .

Sur le contexte de simulation:

- Les connaissances indispensables à la conduite du projet simulé sont transmis en utilisant différents types de médias (documents papiers et bandes audios);
- Les phases techniques du projet sont modélisées par des logiciels scientifiques spécifiques;
- Les imprévus liés à la conduite de projet sont simulés par la mise en place d'aléas (cartes d'incidents).
- Un animateur assure le bon déroulement de la session de simulation, il constitue l'interlocuteur privilégié des apprenants.

2.2 MISE , modèle intégré de stratégie de l'eau (1981-1995)

MISE est le second simulateur pédagogique réalisé en 1981 à l'ENSM-SE (Graillot, 1983). La problématique proposée aux utilisateurs de MISE est de prospecter de nouvelles sources d'eau potable, de réaliser et d'exploiter le nouveau réseau de distribution.

Le simulateur MISE reprend les mêmes objectifs pédagogiques que le simulateur Water Game. Il s'agit cependant cette fois de traiter un cas réel dans la région de St-Etienne et d'utiliser les micros ordinateurs comme support principal du simulateur. Une session dure idéalement 5 jours (Davoine, Graillot, 1984).

Le simulateur MISE est structuré autour d'une architecture programmée en langage BASIC et FORTRAN proposant des choix d'actions aux utilisateurs. Cette architecture permet d'accéder à des bases de données contenant les informations indispensables au bon déroulement du projet. Elle propose aux utilisateurs l'accès à trois modèles mathématiques, concernant la géophysique, l'hydrodynamique et l'optimisation des réseaux de distribution (méthode de Hardy-Cross). D'autre part, un outil de gestion des incidents génère des aléas perturbant le déroulement du projet.

La simulation se déroule en deux phases successives auxquelles est associé un choix d'actions accessibles aux utilisateurs:

1- Prospection des ressources en eau

- Prises des contacts (élus locaux, administrations, distributeurs d'eau) ;
- Recensement des données existantes (pompages, piezométrie,...) ;
- Compléments de l'information (pluviométrie, géophysique, qualité des eaux, relevés piezométriques,...) ;
- Pompage d'essais (essais de débit ponctuels, analyse qualité, simulations hydrodynamique de la nappe) ;
- Forages d'exploitation (périmètre de protection, dimensionnement, exécutions techniques, traitements éventuels).

2- Réalisation d'un réseau de distribution

- Implantation du réseau (localisation des usagers, schéma de distribution, réalisation, optimisation technico-économique) ;
- Exploitation du réseau (entretien et surveillance, extension du réseau, modernisation) ;
- Gestion de la distribution (financement, investissements, provisions, salaires, amortissement, impôts,...).

Le simulateur MISE constitue la première expérience concrète de la mise en place d'une session de formation complète sur les problèmes de gestion de l'eau. Après l'intérêt suscité par Water Game, les sessions de simulations MISE ont permis de constater les avantages indéniables liés à ce type de pédagogie dite active.

Vis-à-vis des méthodes traditionnelles, le simulateur MISE permet une meilleure approche du réel (Graillot, Davoine, 1986) grâce à :

- la maturation sociale de l'élève (émulation de groupe, apprentissage au travail collectif, appréciation de la responsabilité personnelle,...) ;
- la prise en compte d'une situation à la fois globale et évolutive dans une meilleure ambiance scolaire.

En outre, comme toutes les méthodes pédagogiques actives, le simulateur MISE :

- met en œuvre l'activité des apprenants en provoquant chez eux un engagement qui implique des initiatives ;
- utilise les réactions propres des participants dont le psychisme est infiniment plus complexe que celui de la motivation, contrôlée par le système simpliste de la « carotte et du bâton »;
- permet de faire apparaître des comportements de groupe ;
- fait de l'enseignant un véritable 'vecteur de formation' (tantôt animateur, tantôt théoricien, tantôt vérificateur, tantôt conseiller...);

En conclusion, le simulateur MISE a permis de consolider l'intérêt pédagogique suscité par Water Game. D'un point de vue technique, MISE est le premier simulateur qui utilise les micro-ordinateurs comme support privilégié utilisant une programmation en

langage BASIC et FORTRAN. On notera également l'introduction d'un programme de génération automatique d'aléas, concept qui sera repris dans les simulateurs suivants.

2.3 Promise (1989-1998)

A partir de l'analyse des sessions MISE, le développement des travaux de recherche dans ce domaine a permis de concevoir un outil de simulation plus évolué, permettant une simulation dite 'intelligente'. Ce simulateur, baptisé PROMISE (CRES, 1989), reprend la terminologie des systèmes à base de connaissance ('systèmes experts') en utilisant le langage de programmation turbo-prolog. La problématique traitée dans ce simulateur est de concevoir et de réaliser un nouveau réseau d'assainissement.

Voici, en résumé, les particularités de PROMISE :

- prise de décision selon le formalisme : action - objet - précision (exemple : contacter - organisme régional - la direction départementale de l'agriculture) ;
- simulation intelligente par la prise en compte de l'historique du projet que crée l'apprenant. Promise génère des incidents 'pertinents', puisque corrélés à l'historique, et conditionne l'emploi des outils de calculs.
- intégration poussée du système : l'appel de toute procédure (sous-système expert ou programme de calcul) est automatisé et piloté par Promise. Ainsi, l'interlocuteur privilégié de l'apprenant est le simulateur. La base de fait permet le stockage de l'historique et la circulation des informations entre les logiciels.
- mémorisation et enrichissement des sessions : la base de connaissances se présente sous forme d'un fichier aisément transformable. Ainsi, à volonté, le concepteur peut augmenter les scénarios possibles du projet.
- possibilité d'intervenir 'en ligne' pour l'apprenant à tout moment pour consulter des informations sur le projet, laisser des remarques, contrôler le bilan de son projet, visualiser l'historique du projet.
- le simulateur aborde l'aspect extraction de connaissances sous 3 axes : l'enregistrement des remarques de l'apprenant, le simulateur peut poser des questions, le simulateur peut provoquer un contexte ou le simuler.

Le simulateur Promise est avant tout un ensemble de programmes qui essaie de prendre en compte des décisions et événements d'ordre stratégique, tout en étant capable d'activer des outils à vocation plutôt tactique, et ce à travers la simulation de projet. Promise est une tentative pour modéliser le déroulement d'un projet en gérant les liens et les interférences entre ses différentes composantes.

On retiendra surtout que le simulateur Promise est un simulateur pédagogique de conduite de projet s'appuyant sur des techniques de programmation dérivées de l'intelligence artificielle afin de gérer les événements simulés.

2.4 Contenu pédagogique

La fonctionnalité principale des simulateurs pédagogiques de conduite de projet conçus à l'ENSM-SE, est d'être un outil d'ingénierie pédagogique pour l'initiation et la formation à la conduite de projet. Leur objectif pédagogique est de développer des savoir-faire chez l'apprenant lui permettant d'utiliser les ressources à sa disposition pour ensuite lui permettre de les organiser et d'acquérir de l'expérience. Pour atteindre cet objectif, l'apprenant a besoin de connaissances fondamentales sur lesquelles il peut baser son raisonnement, notamment toutes les informations techniques ou réglementaires concernant tel ou tel procédé technique. On peut distinguer trois niveaux dans le contenu pédagogique d'un simulateur de conduite de projet, que l'on définit par trois niveaux d'acquisition : l'acquisition de connaissances fondamentales, l'acquisition de savoir-faire et l'acquisition d'expérience.

- Acquisition de connaissances fondamentales

L'acquisition de connaissances fondamentales est un processus directement relié à l'acquisition passive d'informations concernant un procédé, une technologie ou une réglementation. L'objectif est de fournir suffisamment d'information à l'apprenant pour qu'il puisse améliorer sa compréhension des outils qu'il doit manipuler.

- Acquisition de savoir-faire

L'acquisition de savoir-faire est un processus d'acquisition active relié à l'application de techniques connues utilisées dans le cadre de la résolution d'un problème donné. L'objectif est de percevoir l'utilité et les limites d'une technique appliquée à un cas concret.

- Acquisition d'expérience ou formation à la conduite de projet

L'acquisition d'expérience est un processus d'acquisition active relié à la responsabilisation de l'apprenant face à ses choix au cours d'un projet. L'objectif est de sensibiliser l'apprenant aux conséquences du processus décisionnel sur la conduite de l'ensemble d'un projet.

Cette distinction de trois niveaux dans le contenu pédagogique, nous permet d'organiser l'information et les flux d'informations à l'intérieur d'un simulateur de conduite de projet, que l'on peut regrouper ensuite sous forme de composantes thématiques pédagogiques.

Par exemple, un centre de traitement d'eau peut constituer une composante thématique pédagogique du simulateur. Celui-ci doit alors contenir des informations techniques sur le fonctionnement du centre (connaissances fondamentales), il doit permettre à l'apprenant de le faire fonctionner selon ses critères (acquisition de savoir) et il peut également interagir avec le fonctionnement d'autres composantes thématiques au cours de la conduite de projet (acquisition d'expérience).

Ces composantes qui sont choisies à partir d'un cas réel, constituent la structure pédagogique du simulateur. On remarque qu'il est important de construire un simulateur à partir d'un cas réel divisible en composantes thématiques.

3. La simulation pédagogique de conduite de projet et les nouvelles technologies de l'enseignement

La simulation pédagogique de conduite de projet fait partie de ce que l'on appelle aujourd'hui les nouvelles technologies de l'enseignement. Nous rappellerons ici les principaux courants de ces nouvelles technologies de l'enseignement se rapprochant du concept de simulation pédagogique de conduite de projet. Nous distinguerons notamment l'enseignement assisté par ordinateur (EAO) et l'apprentissage par problème (APP).

3.1 L'enseignement assisté par ordinateur (EAO)

Les racines de l'enseignement par ordinateur se trouvent dans l'enseignement programmé des années 50-70. Dès 1925, le psychologue américain Pressey avait mis au point une machine d'enseignement par questionnement et correction automatique des réponses. Dans les années 50, les psychologues « behavioristes » américains (Skinner, Holland, Crowder...), qui sont des théoriciens de l'apprentissage, mettent au point des « enseignements programmés ».

Outre les principes pédagogiques spécifiques comme l'évitement de l'erreur et le renforcement des bonnes réponses, l'enseignement programmé d'alors explicitait déjà certains principes que l'on retrouve dans les logiciels d'enseignement par ordinateur. Ce sont des principes qui sous-entendent l'interactivité, c'est-à-dire le dialogue machine-apprenant. Ces principes sont les suivants : le découpage des connaissances en étapes hiérarchisées, l'acquisition des connaissances à partir d'une réflexion personnelle sur une question, la découverte des bonnes réponses par un questionnement adapté, un cheminement pédagogique spécifique dans les informations et questions en fonction des réponses données à chaque étape...

L'enseignement par ordinateur se concrétise essentiellement sous forme de didacticiel. Les didacticiels sont des logiciels conçus spécifiquement à des fins pédagogiques. Ils peuvent combiner différents objectifs pédagogiques (Mucchielli, 1987):

- acquisition de connaissances;
- acquisition de pratique et de savoir-faire;
- entretien des connaissances;
- sensibilisation à des problèmes ;
- acquisition de raisonnement.

Ils utilisent, diversement combinées, les différentes méthodes pédagogiques connues :

- l'exposé ;
- l'interrogation ;
- la découverte guidée ;
- la découverte expérimentale ;
- la résolution guidée de problèmes ;
- le simulation de cas ;
- les jeux de rôles.

Il existe actuellement plusieurs types de didacticiels, parmi lesquels on retiendra les jeux éducatifs, les logiciels d'entraînements, les tutoriels ou les logiciels de simulation.

Les jeux éducatifs, ou ludiciels, ont, comme leur nom l'indique, leur vertu éducative fondée sur le jeu. Il s'agit là de logiciels avec de nombreuses illustrations graphiques, animations, questions-réponses amusantes et autres procédés attrayants destinés surtout aux jeunes enfants. Ils sont essentiellement destinés à l'acquisition de notions élémentaires de dénomination, de lecture, de calcul et de raisonnement.

Les logiciels d'entraînement ont pour objectif l'apprentissage d'un savoir-faire précis : lecture rapide, dactylographie, décisions professionnelles... Ces logiciels simulent une formation par exercices gradués avec répétition et mesure de la performance. Ils expliquent le travail, présentent les exercices, assurent le contrôle des performances, gèrent les résultats et évaluent la progression, gèrent en fonction les étapes de l'apprentissage de l'élève et lui donnent des conseils appropriés.

Les tutoriels ont une finalité précise : informer sur les caractéristiques et les possibilités d'utilisation d'un progiciel (logiciel professionnel). Ils se présentent, le plus souvent, comme une suite de menus ou chaque choix renvoie à des explications ; ou encore un cheminement le long d'un arbre logique qui épouse la structure du logiciel.

Les logiciels de simulation peuvent être basés sur la résolution de problèmes ou sur les simulations de cas. Les logiciels de résolution de problèmes consiste à mettre l'apprenant face à un problème qu'il doit résoudre en tenant compte d'un ensemble de contraintes qui lui sont données. Les simulations de cas mettent l'apprenant devant des situations sur lesquelles il peut intervenir. Ils guident ensuite la réflexion, à partir des résultats obtenus, pour lui faire découvrir différentes lois.

La simulation pédagogique de conduite de projet, en tant que logiciel de simulation, s'inscrit dans le domaine de recherche de l'EAO. Nous pouvons même l'inscrire dans une catégorie récente de l'EAO regroupant les systèmes informatiques ayant pour but de favoriser l'apprentissage d'un domaine de connaissances par un apprenant, on parle alors d'Environnement Interactif d'Apprentissage avec Ordinateur (EIAO) (Guin, Nicaud, Py, 1995). Considérant cette classification, un simulateur pédagogique de conduite de projet constitue un EIAO. Nous retiendrons cependant, que notre travail de recherche ne s'inscrit pas dans le domaine des sciences de l'éducation, mais dans le domaine de l'ingénierie pédagogique puisqu'il s'agit d'étudier les modèles composant un simulateur.

3.2 L'apprentissage par problèmes (APP)

L'apprentissage par problèmes (en anglais : problem based learning) est une méthode d'enseignement et d'apprentissage qui appartient au courant de la psychologie cognitive et du constructivisme. Schmidt (Schmidt, 1993) fait remonter les racines de l'APP à Dewey qui, dans les années 30, fût l'un des premiers à dire que la connaissance ne se transfère pas telle quelle, mais que l'apprentissage requiert une participation active de l'apprenant. Dewey développa une méthode d'enseignement où les problèmes que l'on peut rencontrer dans la vie réelle étaient les éléments de départ à partir desquelles l'apprentissage se faisait.

L'APP peut être enseigné selon un mode centré sur l'enseignant ou un mode centré sur l'étudiant. Dans le cas d'un APP centré sur l'enseignant, c'est ce dernier qui décide quels problèmes utiliser, le domaine d'études ainsi que les connaissances qui, liées aux problèmes, doivent être l'objet d'apprentissage. Dans le cas d'un APP centré sur l'étudiant, c'est ce dernier qui détermine quoi et comment apprendre. C'est lui qui prend en charge la responsabilité de son éducation. Dans ce cas l'enseignant agit comme guide. C'est cette deuxième forme que les concepteurs de l'APP estiment idéale (Scherly, 1997). En effet, l'étudiant apprend à apprendre, une faculté qui lui sera utile pour s'adapter aux nouvelles connaissances, défis et problèmes qu'il ne cessera pas de rencontrer durant sa vie de praticien. L'étudiant devenant un acteur dans son processus d'apprentissage devrait être plus motivé, la récompense est intrinsèque à la tâche: apprendre pour grandir personnellement et professionnellement.

Scherly (Scherly, 1997), rapproche l'apprentissage par problème avec la pédagogie de projet développée par le pédagogue français Célestin Freinet dans laquelle on retrouve la plupart des dimensions utilisées dans l'APP :

- la motivation intrinsèque à la tâche en proposant des projets dont on peut voir l'utilité
- l'interdisciplinarité, c'est-à-dire l'intégration de plusieurs disciplines autour d'un même projet
- la responsabilisation en encourageant à la fois l'apprentissage autonome et coopératif de l'apprenant.

Aujourd'hui, l'APP semble être principalement utilisé dans l'éducation médicale où l'on constate que la plupart des connaissances et techniques de base et cliniques acquises par les étudiants sont des connaissances inertes et volatiles. En effet, trop souvent, les étudiants sont incapables d'appliquer et de mettre en œuvre les concepts appris lorsqu'ils se trouvent en face d'un patient. Pour palier à ces carences et construire des savoirs mobilisables, plus de 80 universités ont déjà embrassé tout ou partie d'un curriculum basé sur le principe de l'apprentissage par problème (Scherly, 1997).

On peut comparer les principes pédagogiques de l'APP avec la simulation pédagogique de conduite de projet qui partagent les idées suivantes :

- l'apprenant devient acteur de son développement, il n'est plus un récepteur passif mais un acteur qui détermine quoi et comment apprendre.
- l'enseignant à un rôle de guide, il est principalement présent pour faciliter l'apprentissage.

On retiendra également les études faites sur le rôle et la place du tuteur dans l'APP. Selon les écoles on peut dégager deux attitudes face au rôle des tuteurs (Schmidt et Moust, 1995). Une perspective met l'accent sur les qualités personnelles du tuteur: être capable de communiquer d'une manière informelle avec les étudiants, de les encourager à apprendre par l'intermédiaire des échanges d'idées. Les partisans de cette attitude estiment qu'un tuteur expert peut court-circuiter l'auto-apprentissage et ainsi être un obstacle au processus même de l'APP. L'autre attitude considère l'expertise du tuteur dans le domaine touchant le problème proposé aux étudiants comme déterminante pour l'apprentissage (ceci est en partie confirmé par les expériences de Needham et Begg qui montrent qu'un 'feed back' correctif rapide est

très important dans l'apprentissage (Needham and Begg, 1991)). L'étude de Schmidt et Moust (1995) a montré qu'en fait le tuteur idéal devrait rassembler les deux qualités: expertise dans la matière traitée, engagement personnel pour l'apprentissage des étudiants, capacité à s'exprimer en utilisant le langage des étudiants.

On peut garder ses réflexions en tête pour mieux cerner la place du tuteur, ou de l'animateur, dans la simulation pédagogique de conduite de projet. Cependant, la simulation pédagogique de conduite de projet se distingue de l'APP par le fait qu'elle ne traite pas un problème particulier mais une succession de problèmes qui sont caractéristiques de la conduite de projet (elle s'articule autour d'un processus décisionnel complexe qu'on ne retrouve pas dans l'APP). Par conséquent, on n'utilisera pas directement les résultats des études faites sur l'APP dans notre domaine, mais l'on peut, bien entendu, s'en inspirer.

4. Enjeux de la simulation pédagogique de conduite de projet

Les différents travaux de recherche effectués jusqu'alors concernant les simulateurs de conduite de projet visaient avant tout à améliorer le transfert de connaissances et d'expérience lors de la simulation, on peut parler de recherche dans le domaine de la pédagogie active. L'apparition des nouvelles technologies de l'information et du multimédia a considérablement modifié les moyens par lesquels l'information peut circuler et engendre de nouvelles possibilités d'enseignement, on parle notamment d'enseignement assisté par ordinateur (EAO). Face à l'émergence de ces nouveaux moyens, un des enjeux actuel de la simulation pédagogique de conduite de projet est d'étudier ces nouvelles possibilités et de les utiliser au mieux dans la conception et la réalisation de l'outil afin d'optimiser son 'impact pédagogique'. Nous essaierons, au cours de l'élaboration de notre nouveau simulateur d'intégrer de manière adéquate ces nouvelles technologies.

Parallèlement à cette démarche pédagogique, les travaux de recherche menés à l'ENSM-SE depuis 1975 dans ce domaine ont vu émerger une deuxième approche de l'utilisation des simulateurs pédagogiques de conduite de projet. En effet, la réalisation du simulateur Water Game, puis du simulateur MISE, ont permis d'effectuer de nombreuses sessions de simulation, aussi bien en milieu universitaire qu'en milieu industriel. Pour chaque session de simulation, les équipes participantes ont proposé un scénario de conduite de projet personnalisé. Face à cette génération d'information, la question s'est rapidement posée de savoir si l'on pouvait apprendre, d'une manière ou d'une autre, à partir de ces nombreux scénarios de conduite de projet.

Les travaux sur 'la faisabilité d'un système d'ingénierie pour la réalisation de projets d'aménagement en eau à partir du modèle de simulation : MISE' (GRAILLOT, 1986), envisagent l'évaluation des expériences de simulation dans un but d'aide à la décision. L'évaluation de ces expériences de simulation s'est avérée prématurée étant donné leur nombre très limité. Les quelques simulations réalisées pour des projets particuliers ne permettent pas en effet, d'évaluer différentes variantes de projet dans le but de trouver la meilleure solution, si elle existe. Elles permettent encore moins de répondre à tout type de projet d'aménagement en eau, puisque les cas traités sont très spécifiques.

Pour la réalisation du simulateur Promise, des fonctions de contrôle et d'extracteur de connaissances sont mis en place (CREST, 1989). La simulation de projet avec son aspect

répétitif peut apporter un plus dans l'ajustement des connaissances et de leur mise en forme. Il semblerait que ces travaux de recherche n'aient pas permis d'aller plus loin.

Un des enjeux émergent dans le domaine de la simulation pédagogique de conduite de projet est de considérer la simulation pédagogique et les sessions de simulation qui y sont associées comme un banc d'expérience permettant d'étudier plus en détail les processus intervenant dans la conduite de projet. Les différents travaux de recherche menés jusqu'à présent à l'ENSM-SE ont 'ouvert la voie' mais n'ont pas véritablement permis de contester les propos de Johnson, Kast et Rosenzweig qui pensent que « les simulations compétitives, ne décrivent pas une situation concrète particulière avec le réalisme nécessaire à un travail de recherche ».

Les travaux de recherche, dont ce mémoire représente la synthèse, ont été effectués dans l'optique de chercher une nouvelle approche dans l'utilisation des résultats de simulation permettant d'élargir leur domaine d'application.

CHAPITRE II

Cas simulé : conduite de projet de dépollution

L'élaboration d'un simulateur pédagogique de conduite de projet s'effectue à partir d'un cas réel, choisi en fonction de ses aptitudes à remplir les objectifs pédagogiques fixés. Ce chapitre traite des caractéristiques du cas réel choisi, à savoir le projet de dépollution de la nappe phréatique alimentant la ville de New Brighton (Minnesota, USA) en eau potable.

De manière à coller à l'authenticité du cas réel, l'étude et la synthèse des informations sur le projet de dépollution de la nappe phréatique de New Brighton (Minnesota, USA) sont le résultat d'un séjour de 16 mois à l'université du Minnesota. De nombreuses rencontres avec les acteurs concernés (communes, organismes, bureaux d'études,...) et la consultation de nombreuses archives ont permis de reconstituer l'historique de la conduite du projet et les caractéristiques de la pollution (structure géologique, origine et migration de la pollution). Nous avons alors pu préciser le contexte réglementaire dans lequel le projet s'est déroulé jusqu'à la mise en place d'une solution.

1. Historique du cas réel

Le projet de décontamination des eaux de la ville de New Brighton commence en 1981 lorsque des analyses de l'eau distribuée dans le réseau communal indiquent un fort taux de contamination par différents composés organiques volatiles (COV). De nombreuses études sont alors effectuées pour déterminer l'étendue et l'origine de la pollution. En 1988, un site de production d'armes de l'armée américaine est officiellement reconnu comme responsable de la pollution. La Twin Cities Army Ammunition Plant (TCAAP) brûle et stocke des déchets de production sur le site depuis 1941.

La complexité hydrogéologique du site et l'importance de la contamination ont nécessité de nombreuses campagnes d'échantillonnage afin de définir la nature et l'étendue de la pollution. A partir de 1988, différents modèles hydrodynamiques ont été élaborés à l'aide des données accumulées pour permettre d'anticiper l'évolution de la pollution en fonction de divers scénarios de pompage sur la nappe.

Une première usine temporaire de traitement de l'eau par charbon actif est installée en 1986. Elle est ensuite remplacée en 1990 par une usine permanente alimentée par un nouveau réseau d'eau communal comprenant deux nouveaux puits. Une usine de traitement a été installée en amont de la nappe afin de réduire le flux à traiter sur la commune elle-même.

Les diverses phases de négociation et de construction du projet ont duré plus de quinze ans et les derniers travaux se sont terminés en 1997. La gravité et l'étendue de la pollution ont fait de ce projet une priorité nationale pour le gouvernement des Etats-Unis. Plusieurs organismes publics ainsi que de nombreuses entreprises ont été impliqués à différents niveaux.

L'enchaînement complexe des événements nécessite de se familiariser au préalable avec les différents acteurs impliqués dans le traitement de la pollution dans la région de la ville de New Brighton.

1.1 Les différentes institutions concernées

La commune de New Brighton (22 000 habitants) doit faire face, en 1981, à un problème concernant son réseau de distribution d'eau potable. La récente découverte d'un degré important de contamination par des produits toxiques de l'eau oblige la commune à redéfinir sa stratégie de distribution et d'approvisionnement en eau potable. Devant faire face

à de nombreux problèmes juridiques et techniques, la commune fait appel à des intervenants privés, notamment à la Barr Engineering Company, pour l'aider à défendre ses intérêts.

La Twin Cities Army Ammunition Plant (TCAAP), située sur la commune de Arden Hills, a été désignée, en 1988, comme le principal responsable de la pollution des eaux souterraines alimentant la ville voisine de New Brighton. TCAAP s'étend sur une zone de 7 km² et fabrique des munitions et des armes légères pour l'armée américaine. Ce site, géré par la Federal Cartridge Company (FCC), dépend essentiellement du ' U.S. Department of Defense' mais on y trouve aussi des entreprises privées travaillant en collaboration avec l'armée. L'entreprise Honeywell est la principale entreprise privée installée sur le site de TCAAP. Elle partage les responsabilités de la pollution des eaux souterraines avec l'armée. Le site fonctionne depuis 1941 et la plupart des déchets de production ont été brûlés ou stockés sur place. Une mauvaise gestion de ces déchets pendant 40 ans a entraîné une contamination de l'aquifère local. L'armée a choisi la compagnie Argonne National Laboratories (ANL) pour effectuer des études de diagnostic sur le terrain.



Fig 1 : Région de New Brighton

Le Minnesota Department of Health (MDH) est un département de l'état du Minnesota chargé de surveiller la qualité de l'eau distribuée au public. C'est ce département qui fixe les limites acceptables des contaminants dans l'eau potable pour l'état du Minnesota. En 1981, le MDH effectue des analyses de l'eau distribuée par la ville de New Brighton et déclare celle-ci comme étant impropre à la consommation suite à ses caractéristiques toxiques. Le MDH recommande alors de trouver d'autres sources d'eau potable.

La Minnesota Pollution Control Agency (MPCA) est une agence dépendante de l'état du Minnesota chargée de contrôler et de limiter la pollution sur l'ensemble de son territoire. En 1981, la MPCA et l'armée découvrent des traces de COV dans l'eau potable du site de TCAAP et de la ville de New Brighton. La MPCA prend alors en charge la gestion de ce projet et finance les premières études sur le site. La MPCA a choisi la compagnie Camp Dresser & McKee (CDM) pour effectuer des études de diagnostic sur le terrain.

L'Agence de Protection de l'Environnement (EPA), organisme fédéral chargé de la protection de l'environnement sur l'ensemble du territoire des Etats-Unis, s'occupe entre autres de répertorier les cas de pollution majeure et de veiller à la réhabilitation des sites concernés. En 1983, le site de New Brighton rentre dans la liste des priorités nationales (NPL) établie par l'EPA et devient géré selon les procédures décrites dans le 'Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act' (CERCLA ou Superfund). L'EPA travaille dès lors en collaboration avec la MPCA et finance la plupart des études sur le site.

De nombreuses compagnies d'ingénieries sont intervenues tout au long de ce projet. De 1981 à 1988, Argonne National Laboratories défendait les intérêts de l'armée et Camp Dresser & McKee travaillait pour le compte de la MPCA et de l'EPA. En 1988, lorsque la MPCA et l'armée signent un accord sur la reconnaissance de responsabilité de l'armée, ils décident de joindre leurs efforts et ils engagent successivement les compagnies Montgomery Watson, Wenck Associates et Engineering Technologies Associates(ETA) pour développer un modèle hydrodynamique de l'aquifère et pour définir les solutions techniques envisageables pour traiter la pollution. Pendant cette période, la Barr Engineering Compagny a toujours été chargée de réaliser les travaux pour la ville de New Brighton.

1.2 Chronologie des événements

La chronologie des événements décrite ci-dessous provient des informations contenues dans les rapports 'Community Relation Plan' (TCAAP, 1991) et 'Multi point source ground water remedial investigation' (CDM, 1991).

En 1978, la USATHAMA (US Army Toxic and Hazardous Materials Agency), organisme militaire fédéral chargé de la gestion des produits dangereux, prépare un rapport sur la gestion des déchets et des matières radioactives du site de TCAAP. Ce rapport indique l'utilisation présente ou passée à TCAAP de plus de 14 zones de décharges de solvants, acides, métaux lourds et autres. Il précise que le site est bien contaminé mais qu'il n'y a aucun danger de propagation de la pollution vers l'extérieur.

L'apparition de maladies chez les habitants des terrains proches de TCAAP entraîne un mouvement d'inquiétude vis à vis de la qualité de l'eau et une copie de ce rapport est lue par le personnel de la Minnesota Pollution Control Agency (MPCA) en Mai 1981. Suite à cette lecture, ces derniers décident d'effectuer une série de prélèvements pour évaluer les taux de COV et de métaux présents à TCAAP. Les résultats des analyses de ces échantillons effectuées par le laboratoire du Minnesota Department of Health (MDH) indiquent que les puits de production d'eau situés à TCAAP ainsi qu'un certain nombre de puits situés dans les communes avoisinantes d'Arden Hill, Shoreview et New Brighton sont contaminés par des COV.

D'autres analyses effectuées par la MPCA et le MDH indiquent, d'après les critères définis par l'EPA sur les limites recommandées pour les taux de COV, que l'eau de la plupart des puits municipaux de la ville de New Brighton et de St Anthony doit être considérée comme toxique et impropre à la consommation. Le MDH recommande à la TCAAP, aux propriétaires de puits privés situés dans la zone contaminée, ainsi qu'à la ville de New Brighton et de St Anthony de trouver de nouvelles sources d'eau potable.

En 1981, la MPCA demande un financement de l'EPA pour commencer un plan d'étude sur la contamination du site par les COV. Le but de ce plan est de déterminer toutes les sources potentielles de COV dans la zone contaminée et de trouver des solutions immédiates pour trouver d'autres sources d'eau potable pour la population concernée. En 1982, le site de TCAAP/New Brighton est proposé pour la National Priorities List (NPL) de l'EPA. En Juin 1983, l'EPA approuve un plan en deux phases conduit par l'état pour \$1.56 millions. De même en 1983, juste après l'entrée du site sur la NPL de l'EPA, celle-ci envoie des demandes officielles à l'armée et aux autres responsables potentiels pour qu'ils effectuent des études sur la contamination des eaux souterraines par des COV. Cette demande est rejetée par les responsables potentiels.

Honeywell, entreprise privée située sur le site de TCAAP depuis 1958, amorce une série d'études sur les conditions hydrologiques et géologiques de la contamination engendrée par ses activités. En 1983, suite à ces études, Honeywell propose une participation limitée au nettoyage du site en fonction du partage de ses responsabilités avec l'armée.

En Mai 1983, des réunions publiques sont organisées dans la ville de New Brighton pour discuter du système temporaire de traitement basé sur l'absorption des polluants par charbon actif (GAC, granulated activated carbon).

En Juin 1983, le système temporaire de traitement (GACTF, temporary GAC treatment facility) est mis en place sur le réseau de distribution d'eau de la ville de New Brighton. L'armée distribue des bouteilles d'eau à plusieurs habitants d'Arden Hills et rembourse les coûts de déplacement des puits du Arden Manor Trailer Park.

Le 28 Juin 1983, la MPCA envoie à l'armée, la Federal Cartridge Company et à Honeywell, en tant que responsables potentiels, une demande pour qu'ils commencent les études de dépollution du site. Les premières études effectuées par l'armée en 1983 et 1984 identifient la plupart des zones de TCAAP qui pourraient être responsables d'un rejet de substances dangereuses (notamment des COV) dans l'environnement. Après lecture de ces investigations par la MPCA et l'EPA, ceux-ci ont déclarés que les études effectuées étaient inadéquates et que le degré et l'étendue de la contamination de l'eau souterraine étaient connus avec un manque de précision.

En Septembre 1983, le site de TCAAP/New Brighton rentre dans la liste des priorités nationales de l'EPA.

En 1984, la ville de New Brighton approfondit deux des puits existants afin de les relier à une seconde nappe non contaminée situé plus en profondeur (Mt Simon aquifer). Deux anciens puits captant la nappe contaminée sont abandonnés.

En Avril 1984, la TCAAP commence le nettoyage de son réseau d'égout interne afin d'éviter toutes fuites potentielles.

En Juillet 1984, la ville de New Brighton enclenche des poursuites judiciaires contre l'armée et réclame \$8 millions pour la construction de nouveaux puits. De plus 22 familles portent plainte contre l'armée pour blessure personnelle et détérioration de leur propriété.

En Novembre 1984, la TCAAP expérimente un système de récupération de COV pour les sols contaminés (In-Situ Volatilisation, ISV).

Après des études effectuées en 1984 et 1985, les rapports d'Honeywell indiquent que certaines de ses activités ayant eu lieu dans ses locaux ont été une source de contamination de l'eau souterraine par des COV. Le 28 Juillet 1984, Honeywell annonce un plan d'investigation en trois phases de la contamination hors du site de TCAAP venant compléter les études de la MPCA.

Deux autres lettres sont envoyées par la MPCA le 26 Février 1985 et le 23 Avril 1985 à l'armée, la FCC et Honeywell demandant une meilleure coordination des travaux de chacun et un respect des délais fixés.

Le 28 mai 1985, la MPCA publie le rapport final de la phase 1 de son plan d'étude. Ce rapport identifie quatre sources potentielles de rejet de COV dans la zone d'étude qui ont probablement contaminé les eaux souterraines. Deux sources potentielles sont situées sur le site de TCAAP et les deux autres se situent à la limite du site.

Au printemps 1985, L'EPA commence l'investigation du réseau d'égouts de la TCAAP pour déterminer les fuites potentielles.

En Juin 1985, l'armée lance un plan de décontamination du site de TCAAP. Ce plan est essentiellement basé sur la suppression des sources de pollutions, le traitement de l'eau souterraine ainsi que le nettoyage des sols contaminés par ISV sur le site de TCAAP. Ce plan est dirigé et financé simultanément par l'armée et l'entreprise Honeywell.

Le 7 Juillet 1985, le département de justice des Etats-Unis, l'armée et Honeywell concluent un accord reconnaissant les investigations effectuées par Honeywell hors du site de TCAAP et indiquant que celles-ci doivent être coordonnées avec les études menées par la MPCA et l'EPA.

Fin 1985, Honeywell termine une étude montrant que la contamination des eaux souterraines s'étend en deux panaches à partir du site de la TCAAP.

Le congrès vote le Superfund Amendments and Reauthorization Act de 1986 (SARA). Cet amendement modifie certaines sections du 'Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act' (CERCLA, 1980) qui définissent les règles selon lesquelles les projets de décontamination doivent être conduits. Il y est essentiellement question d'améliorer les rapports avec le public.

Au printemps 1986, l'EPA et la MPCA demandent à l'armée de participer aux études de décontamination en négociant les termes du 'Federal Facilities Agreement', traité qui doit définir l'étendue des responsabilités de chacun.

En Octobre 1986, Argonne National Laboratory est engagé par l'armée pour étudier toutes les sources potentielles de contamination sur le site de TCAAP depuis 1941. Leur premier travail est de répertorier et d'étudier toutes les archives existantes pour déterminer ou et quand il y a eu contamination possible sur le site de TCAAP.

En Octobre 1987, la TCAAP met en place un système de récupération et de traitement de ses eaux souterraines aux frontières du site pour éviter toute propagation ultérieure de polluants vers l'extérieur du site (Boundary Groundwater Recovery System, BGRS).

Fin 1987, Argonne National Laboratories termine son étude sur l'ensemble des activités du site de la TCAAP depuis 1941. Cette étude répertorie avec précision les multiples sources de pollution depuis la mise en marche du centre de production.

Le 31 Décembre 1987, le Federal Facility Agreement, suivant la section 120 de CERCLA, entre l'EPA, la MPCA et l'armée devient effectif. Cette accord stipule que l'armée est responsable du nettoyage de la contamination issue des activités de la TCAAP et notamment de la réduction de la contamination de la nappe aquifère régionale. De plus, l'armée doit rembourser l'EPA ainsi que l'état du Minnesota pour tous travaux liés à la décontamination du site de TCAAP/New Brighton. Cet accord précise également qu'il faut établir un plan d'action pour étudier, développer et simuler les différentes solutions envisageables en conformité avec les procédures imposées par CERCLA/SARA.

Le 10 Mai 1988, l'accord final sur l'installation définitive d'un système de traitement des eaux de la ville de New Brighton basé sur l'utilisation de charbon actif (PGACWTF) est signé.

Le 17 Août 1988, suite à son procès contre l'armée, la ville de New Brighton reçoit \$9 millions ainsi que le remboursement de ses installations de traitement de l'eau.

En Septembre 1988, un accord est signé entre l'armée et Honeywell sur le partage des responsabilités et du financement des travaux de décontamination. Honeywell est chargée de construire un système de traitement en amont de la nappe (Plum Groundwater Recovery System, PGRS) permettant de réduire les coûts de traitement en aval, au niveau de la commune de New Brighton. L'armée est chargée de financer le système de traitement de la ville de New Brighton.

Le 17 Mars 1989, la ville de St Anthony reçoit \$3 millions, suite à son procès contre l'armée.

En Juin 1990, le système de traitement à charbon actif (PGACWTF) pour décontaminer l'eau souterraine issue de quatre puits communaux (ville de New Brighton) est mis en marche.

Depuis Juin 1990, deux nouveaux puits ont été installés sur le réseau communale de New Brighton et un système de contrôle automatique du réseau de distribution d'eau est mis en place.

Date	
1941-1976	Production d'armes et de munitions à la TCAAP
1978	L'armée inspecte le site de la TCAAP dans le but d'identifier des sources de pollution éventuelles. Aucun danger de contamination n'est signalé.
mai 1981	La MPCA étudie le rapport de la USATHAMA et décide d'effectuer des analyses sur les COV et les métaux sur le site de la TCAAP.
juin 1981	La MPCA et l'armée découvrent des COV dans l'eau potable de la TCAAP et de la ville de New Brighton
juin 1983	L'EPA, sur la demande de la MPCA approuve et finance un plan d'investigation du site de \$1.56 millions
sept 1983	Le site de TCAAP/New Brighton rentre dans la NPL de l'EPA.
1984	La ville de New Brighton relie deux puits existant à une nappe non contaminée située plus en profondeur.
nov 1984	La TCAAP expérimente un système de récupération de COV pour les sols contaminés (In-Situ Volatilization, ISV).
printemps 85	L'EPA commence l'investigation du réseau d'égout de la TCAAP
28 mai 1985	La MPCA termine la phase 1 de son plan d'investigation, répertoriant les sources de pollutions hors et sur le site de la TCAAP.
juin 1985	L'armée lance un plan de décontamination du site de TCAAP (Remedial Action Plan, RAP).
1985	Honeywell termine une étude montrant que la contamination des eaux souterraines s'étend en deux panaches à partir du site de la TCAAP.
1986	Le congrès vote le Superfund Amendments and Reauthorization Act de 1986 (SARA).
oct 1986	Argonne National Laboratory commence la recherche de toutes les activités ayant eu lieu sur le site de TCAAP depuis 1941.
oct 1987	La TCAAP met en place un système de récupération et de traitement de ses eaux souterraines aux frontières du site (Boundary Groundwater Recovery System, BGRS).
1987	Argonne National Laboratories termine son étude sur l'ensemble des activités du site de la TCAAP depuis 1941.
31 dec 1987	Date effective du Federal Facility Agreement entre l'EPA, la MPCA et la US Army.
10 mai 1988	L'accord final sur l'installation définitive d'un système de traitement des eaux de la ville de New Brighton basé sur l'utilisation de charbon actif (PGACWTF) est signé.
17 août 1988	Suite à son procès contre l'armée, la ville de New Brighton reçoit \$9 millions ainsi que le remboursement des installations de traitements de l'eau.
sept 1988	Accord entre l'armée et Honeywell sur le partage des responsabilités et du financement des travaux.

17 mars 1989	Suite à son procès contre l'armée, la ville de St Anthony reçoit \$3 millions.
juin 1990	Mise en marche du système de traitement à charbon actif (PGACWTF) pour décontaminer l'eau souterraine issue de quatre puits communaux (ville de New Brighton).

Tab 1 : Chronologie événementielle

2. Caractéristiques du site pollué

2.1 Origine et caractéristiques de la pollution

La pollution provient de quarante années de dépôts de produit toxiques sur quatorze sites différents dans la zone de l'arsenal. La plupart des produits chimiques concernés sont des composés organiques volatiles (dichloroéthylène, dichloroéthane, trichloroéthane, trichloroéthylène, tetrachloroéthylène) et des métaux lourds (plomb, chrome, nickel). Le polluant principal du site est le trichloroéthylène.

2.1.1 Les sources de pollution

L'ensemble des informations concernant les sources de pollution provient du journal Saint Paul Pioneer Press (Juin 1995).

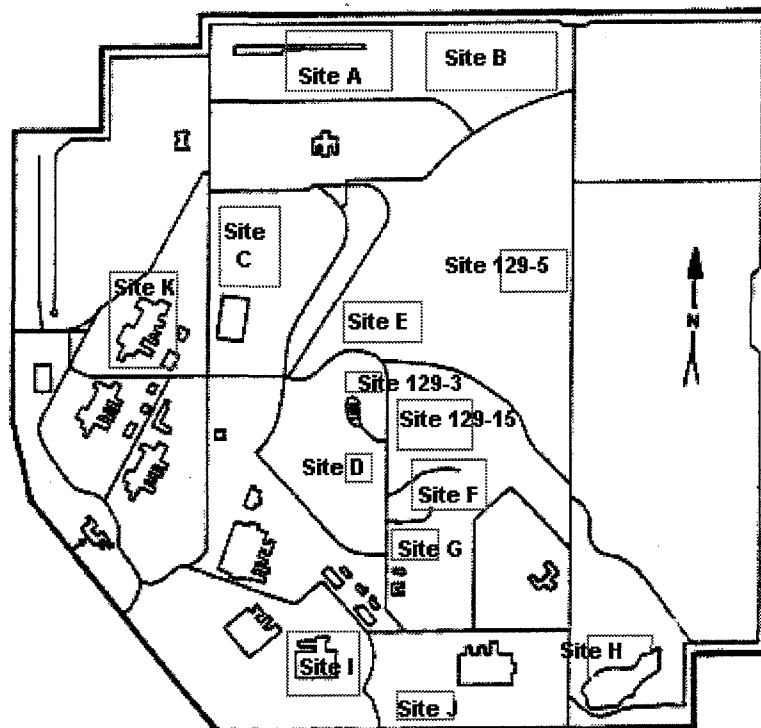


Fig 2 : Répartition des sites pollués sur TCAAP

- .Site A: Entre 1942 et 1966, des caisses de cartouches contaminées au mercure ont été enterrées sur ce site. D'autres déchets, vidanges d'égout, morceaux d'explosifs, huile de lubrification et solvants de nettoyage, ont été entreposés et brûlés dans des fosses jusqu'en 1968. Les produits

toxiques sont le benzène, le toluène, le xylène, des PCBs, des pesticides et des métaux lourds (cadmium, plomb et cuivre).

- .Site B: Dépôt possible de vidanges d'égout, bien qu'aucun enregistrement ne le mentionne. Les produits toxiques sont des explosifs, des PCBs, des pesticides et des métaux lourds.
- .Site C: Entre 1947 et 1950, le site a été utilisé pour brûler des caisses de munitions en bois, des solvants et de l'huile. En 1962, il a été utilisé pour brûler et décontaminer 64 machines de production du bâtiment 103. Ce site a également été utilisé de 1945 jusqu'en 1982 pour entreposer des déchets à l'air libre. Les produits toxiques sont des explosifs, des huiles, du dioxine et des métaux.
- .Site D: Entre 1950 et 1973, le site a été utilisé pour entreposer de la poudre, de l'huile, des rebuts chimiques, des solvants, du cyanide, de la nitroglycérine, et des capsules explosives au plomb. En 1952, 170 000 litres de solvants et d'huile étaient brûlés chaque mois.
- .Site E: Dans les années 40, des produits chimiques inconnus, des déchets solides et des débris ont été déversés dans un ravin sur le site. Une fosse servait à brûler des boîtes de munitions. Les produits toxiques sont essentiellement des métaux.
- .Site F: Entrepôt de TNT, de caisses de cartouches contaminés au mercure vers 1950. En 1964, 16 000 kilos de caisses de cartouches contaminés au mercure ont été enfouis sur ce site. Les produits toxiques sont des métaux, du mercure et du cyanide.
- .Site G: Champ utilisé de 1945 à 1976 comme décharge d'asphalte, moellons, pavés, tonneaux remplis de comburant pour missile, filtre à huile, morceaux de vitres, briques...
- .Site H: Site utilisé pour brûler du bois, du papier et du carton de 1943 à 1967. Décharge de boues industrielles, de métaux (cadmium et plomb), de peinture résiduelle, cendre d'incinération, solvants, clous et de béton depuis 1969. Les produits toxiques sont des métaux, des explosifs, des PCB et des dioxines.
- .Site I: Un des sites les plus pollués de l'arsenal. Les produits toxiques sont des PCB, toluène, xylène, ainsi qu'une variété d'huile, de métaux et d'hydrocarbures. Dans les années 1950, les habitants se sont plaint de mauvaises odeurs et de décoloration des eaux superficielles aux alentours. La pollution provenait d'une fuite d'un égout du site.
- .Site J: Plusieurs canalisations en argile et en fonte sont installées le long de la frontière sud et sud-ouest de l'arsenal, du bâtiment 576 vers la principale station de pompage à l'ouest. Construites en 1941, les

canalisations ont par la suite été contaminées par des acides, du graphite, du manganèse, du baryum, des huiles de refroidissement, de la graisse et autres lubrifiants. Elles ont été nettoyées dans les années 40 et en 1986.

- .Site K: Le bâtiment 103 a été utilisé pour la production de munitions de 1942 à 1981. Les produits toxiques sont des solvants, des lubrifiants, du trichloroéthylène, de l'ammoniac, du xylène, du toluène et de la graisse. C'est un des sites les plus pollués de l'arsenal.
- .Site 129-3: Plusieurs fosses perméables ont été utilisées pour déverser de l'eau polluée par des mélanges explosifs. Du nitrate de mercure, utilisé pour vérifier la qualité des cartouches, a été pompé directement dans la fosse sans traitement. Des documents indiquent que 6 à 8 millions de m³ ont été déchargés annuellement dans le sol de 1971 à 1976. Les fosses ont été recouvertes de sable puis d'une couche argileuse par la suite.
- .Site 129-5: Ce site, d'environ 2 hectares, a été utilisé pour brûler et détruire des munitions et de la poudre. Un étang marécageux recouvre la plupart du site aujourd'hui.
- .Site 129-15: Ce site a été utilisé pour entreposer des déchets de construction de 1970 à 1978. Les produits toxiques sont du benzène, du toluène et du xylène.

2.1.2 Les caractéristiques des produits toxiques concernés

Les activités de l'arsenal utilisaient de nombreux COV en quantité plus ou moins importante. Les analyses hydrogéologiques effectuées sur le site ont permis de les classer par ordre décroissant de fréquence de détection:

- .Le Trichloroéthylène (TCE)
- .Le 1,1-Dichloroéthane (1,1 DCA)
- .Le 1,1-Dichloroéthylène (DCE)
- .Le 1,1,1-Trichloroéthane (1,1,1-TCA)
- .Le cis-1,2-Dichloroéthylène (Cis-1,2-DCE)
- .Le 1,2-Dichloroéthane (1,2-DCA)
- .Le trans-1,2-Dichloroéthylène (trans-1,2-DCE)
- .Le Tetrachloroéthylène (PCE)
- .Le 1,1,2-Trichloroéthane (1,1,2-TCA)
- .Toluène
- .Benzène
- .Chlorure de vinyle

Les analyses ont également mis en évidence une contamination relativement faible du site par des métaux (plomb, chrome, nickel).

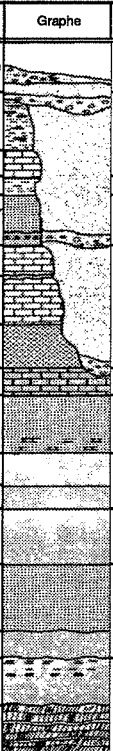
Les caractéristiques principales de ces produits sont décrites dans l'annexe A.

2.2 Structure géologique du site

La structure géologique de la région autour de la ville de New Brighton est décrite de deux manières différentes selon l'origine des informations. Une étude spécialement réalisée pour la dépollution du site de New Brighton définit quatre unités géologiques distinctes alors que les études effectuées par les différents organismes géologiques concernant l'ensemble de la région en définissent une dizaine.

2.2.1 Structure géologique définie pour la région

Une étude succincte de la structure géologique régionale indique la présence de plusieurs aquifères. On distingue principalement trois aquifères: un aquifère superficiel (Decorah Shale), un aquifère de moyenne profondeur (Prairie du Chien/ Jordan) et un troisième aquifère très profond (Mt Simon Sandstone). On peut également noter la présence de couches imperméables qui empêchent la communication verticale entre les aquifères par drainage.

Système	Formation	Épaisseur (m)	Description générale	Graphie	Caractéristiques hydrogéologiques
Quaternaire	Dépôt glaciaire	0-150	Plateau glaciaire, vallée de sable et de gravier, dépôt de lacs, alluvions d'âge et d'origine diverses; la distribution horizontale et verticale est complexe.		La répartition des aquifères et des couches imperméables est peu connue. Les couches de sable et de gravier contiennent généralement des quantités d'eau modérée à large.
Ordovician	Decorah Shale	30	Schiste, fissile ou en bloc; contient des fines discontinuités de calcaire fossile.		Aquifère: faible rendement des fractures dans le schiste et de cavités dans les dolomites.
	Platteville	10	Dolomite schisteux.		Couche imperméable.
	Glenwood	1,5	Schiste, fossile, sable.		Aquifère: rendement moyen couche imperméable.
	St-Peter Sandstone	45	Grès, quartz; couche limon- schiste d'environ 6 m d'épaisseur près de la base.		Aquifère: grand rendement des fractures dans les dolomites et du grès; principal aquifère de la région.
	Prairie du chien	15	Dolomite, sable; fine couche de grès près de la base.		
Cambrian	Prairie du chien	30	Dolomite.		
	Jordan sandstone	30	Grès, quartz.		Couche imperméable
	St-Lawrence	15	Dolomite, vase et sable, argile.		Aquifère: faible rendement et couche imperméable.
	Franconia	45	Grès.		Aquifère: rendement moyen à grand.
	Ironton sandstone	10	Grès, dépôt vaseux, quartz.		Couche imperméable
	Galesville sandstone	10	Grès, quartz.		
	Eau claire	40	Grès et fines couches de schistes fossiles.		Aquifère: rendement moyen à grand, second aquifère de la région.
Keweenaw	Mt Simon sandstone	50	Grès, quartz, fines couches de schistes.		
	Hinckley sandstone	20	Grès.		Couche imperméable
	Fond du lac	1200	Grès et sédiments, divers schistes.		
	Metamorphic and Igneous Rocks	6000	Couche de lave et de sédiments.		

Tab 2 : Structure géologique régionale

2.2.2 Structure géologique définie pour le site

Lors de l'étude spécialement réalisée pour la dépollution de la nappe de New Brighton, la structure géologique du site a été divisée en quatre unités principales. L'unité 1 est faite de dépôts superficiels. L'unité 2, la formation 'twin city', est un plateau imperméable qui s'étend sur l'ensemble de la région. Celui-ci présente cependant des discontinuités proche de l'arsenal TCAAP qui ont permis aux déchets entreposés de s'infiltrer dans les couches inférieures. L'unité 3, la couche 'St Peter', est composée de grès et est moyennement perméable. L'unité 4 regroupe les deux principaux aquifères de la région, Prairie du Chien et

Jordan. Ces deux aquifères, bien que représentant deux couches géologiques distinctes, sont généralement regroupés en un seul aquifère appelé Prairie du Chien/ Jordan.

PERCHED WATER	Unité 1: dépôts superficiels
TWIN CITIES FORMATION (TILL)	Unité 2: imperméable
FREE WATER TABLE	
HILLSIDE SAND	Unité 3
PRAIRIE DU CHIEN FORMATION SHAKOPEE (DOLOMITE)	Unité 4: ces 2 couches constituent l'aquifère principal de la région (Prairie du chien/ Jordan)
JORDAN SANDSTONE (SANDSTONE)	
ST. LAWRENCE FORMATION (SHALE)	Couche imperméable
FRANCONIA (SANDSTONE)	Aquifère à faible rendement
IRONTON/GALESVILLE (BOTH ARE SANDSTONE)	
EAU CLAIRE	Couche imperméable

Tab 3 : Unités géologiques sur le site de Tcaap

2.2.3 Caractéristiques de l'aquifère Prairie du Chien/ Jordan

La pollution s'est particulièrement propagée dans l'aquifère principal de la région, l'aquifère Prairie du Chien/ Jordan. De part son épaisseur (40 à 60 mètres) et sa perméabilité horizontale (14 à 50 m/j), cet aquifère, constitué de deux couches géologiques distinctes, constitue une source d'eau potable de grande capacité et rapidement rechargeable. Il alimente la plupart des villes de la région en eau potable.

La nappe est généralement captive ou semi-captive sur l'ensemble du domaine d'étude et l'écoulement général de la nappe (gradient hydraulique) est un écoulement dirigé du nord-est vers le sud-ouest. Les valeurs des caractéristiques de la nappe diffèrent selon l'origine de l'information:

	Source de l'information	Perméabilité verticale (m/j)	Perméabilité horizontale (m/j)	Transmissivité (m ² /j)
	Test de pompage (Honeywell, 88)		42	
Aquifère Prairie du Chien Jordan	MGS, 1979		14 (1,5 - 20)	870 (90 - 3100)
	MPCA		14	
Prairie du Chien	Etudes CDM	0,54	50	
	Armée		25	300
	Autres Etudes		(0,8 - 122)	
Jordan	Etudes CDM	0,1	6,1	
	Armée		14	394

Tab 4 : Caractéristiques de l'aquifère Prairie du Chien / Jordan

2.2.4 Particularité géologique sur le site de TCAAP

La structure géologique sur le site de TCAAP présente la particularité d'être entaillée par la présence d'une vallée de dépôts glaciaires.

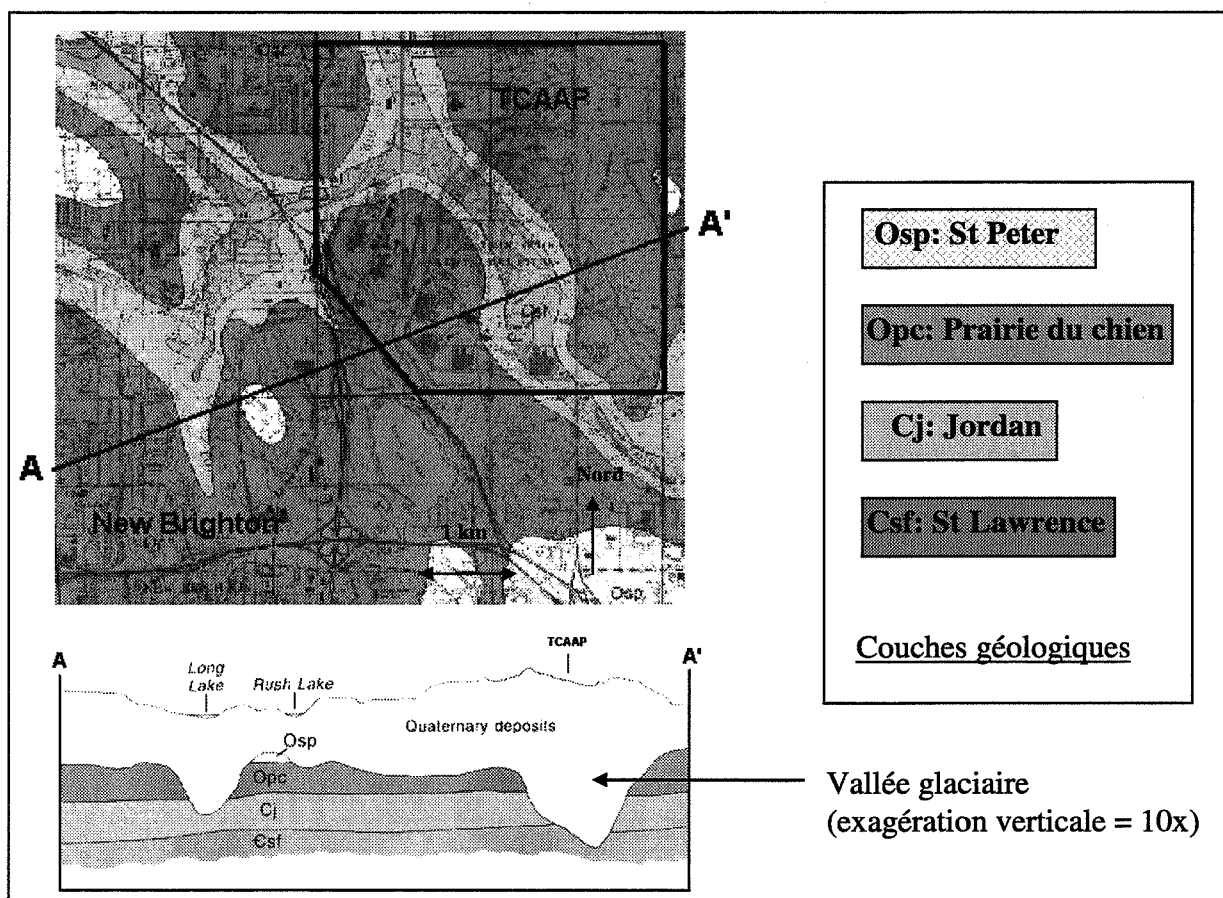


Fig 3 : Coupe géologique / Site de TCAAP
(Schéma d'après Geologic Atlas, Ramsey County, Minnesota, MGS)

On peut noter que le bas de la vallée glaciaire atteint le fond de l'aquifère Prairie du Chien / Jordan. Cette hétérogénéité permet notamment de faciliter l'infiltration de substances dissoutes provenant de la surface du site de TCAAP directement dans l'aquifère. En effet, l'absence de couches imperméables et la perméabilité verticale favorisent le processus d'infiltration dans les dépôts quaternaires.

2.3 La migration des polluants dans le milieu naturel

Les mécanismes de transport et de dispersion des contaminants dans le milieu naturel sont multiples. Sur le site de l'arsenal on distingue principalement l'infiltration dans le sol et la propagation dans l'aquifère. Les modalités de migration des polluants dans ces milieux varient en fonction de plusieurs types de paramètres, parmi lesquels on retiendra surtout les caractéristiques du milieu lui-même et les caractéristiques des polluants.

Nous détaillons ici les modalités de propagation de polluants car ce sont des connaissances fondamentales que l'apprenant doit acquérir pour conduire un projet de dépollution de nappe phréatique. Il nous semble important d'étudier les mécanismes de transport et la migration des polluants produit par produit de manière à comprendre le processus de migration global de la nappe. Ces connaissances fondamentales permettant d'acquérir un savoir-faire dans le processus de migration de polluants seront par la suite intégrées dans le simulateur Amise pour être à disposition de l'apprenant.

2.3.1 Mécanismes de transport

Le mécanisme de transport fondamental est un processus hydrodynamique composé des deux phénomènes d'advection et de dispersion (Destribats, Prez, Soyez, 1994).

L'advection dépend de la vitesse de l'eau souterraine. Lorsqu'une quantité finie de polluant est injectée ponctuellement dans cette eau, elle est transportée à la vitesse de l'eau, si l'on considère l'absence de phénomènes annexes. Il est cependant nécessaire de définir avec précision ce phénomène en considérant la partie effectivement mobile du fluide dans le milieu poreux et la vitesse réelle de mouvement de ce fluide (de Marsilly, 1981).

La dispersion, elle, dépend du coefficient de dispersion hydrodynamique D , dont une expression fréquente est:

$$D = D_m + D_e$$

avec:

D_m : coefficient de dispersion mécanique (m^2/s)

D_e : Coefficient de diffusion moléculaire effectif (m^2/s)

Le coefficient de dispersion mécanique est lié aux variations de vitesse dans le milieu poreux, engendrées par des phénomènes de friction entre les particules du sol et le fluide, par la perturbation du réseau des chemins d'écoulements ou encore par les différentes perméabilités des terrains rencontrés. Ce coefficient D_m est évalué à partir d'un coefficient semi-empirique α , appelé dispersivité. Le coefficient de diffusion moléculaire est du à

l'agitation moléculaire qui homogénéise les concentrations dans un liquide et persiste même en l'absence d'écoulements.

Si la vitesse d'écoulement de l'eau, la dispersivité et le coefficient de diffusion moléculaire sont les paramètres clés du processus hydrodynamique, d'autres facteurs annexes peuvent perturber le mécanisme de base du transport des polluants. En effet, la migration et la durée de vie d'agents réactifs sont susceptibles d'évoluer lors de l'écoulement de l'eau si les conditions au sein du sol sont favorables à des réactions éventuelles ou si les propriétés de chaque constituant sont favorables à des interactions. Ces facteurs, d'origine biologique et physico-chimique, engendrent deux processus de réaction:

- le premier intervient sous l'effet de la métabolisation ou de la minéralisation des contaminants mais aussi par l'utilisation de certains d'entre eux dans le mécanisme du métabolisme en qualité de substances nutritives. Ainsi une dégradation anaérobie peut-elle convertir un polluant organique sous forme de métabolite ou conduire à un produit final moins dangereux, voir inoffensif. Ce processus demande cependant des conditions environnementales (pH, température...), une composition de sols (présence de micro-organismes et de nutriments) et une quantité de polluants bien spécifiques;

- le deuxième contrôle la migration des polluants en créant des interactions avec les particules du sol (adsorption, échange ionique...) ou en modifiant la nature de certains agents par hydrolyse ou oxydoréduction. Ces réactions sont liées au caractère hydrophobe des espèces contaminantes, à la nature organique du sol et à la chimie des minéraux et de l'eau. Le pouvoir d'adsorption du sol augmente en fonction de la faible solubilité des polluants et d'une teneur en carbone organique élevée.

Mis à part le processus hydrodynamique, composé des deux phénomènes d'advection et de dispersion, d'autres mécanismes de transport interviennent dans la propagation des polluants. Ces mécanismes sont soit des processus biologiques (biodégradation) soit des processus physico-chimiques (adsorption, oxydoréduction). On peut les regrouper par catégories dans le tableau suivant :

Processus hydrodynamique	Advection	<i>Migration par écoulements souterrains</i>
	Dispersion	<i>Perturbations mécaniques et moléculaires du chemin d'écoulement.</i>
Processus biologique	Biodégradation	<i>Réaction aérobie ou anaérobie avec des micro-organismes, qui provoque une modification de la structure chimique de la substance considérée.</i>
Processus physico-chimique	Adsorption	<i>L'adhérence d'une substance chimique au sol, à des sédiments ou des particules solides en suspension, dépendant de ses caractéristiques physico-chimique.</i>
	Oxydoréduction	<i>Réaction chimique engendrant la perte ou le gain d'électrons.</i>
	Hydrolyse	<i>Décomposition ou altération de la substance chimique par l'eau.</i>

Tab 5 : Les mécanismes de transports de la pollution

2.3.2 Migration des polluants

Les premières études sur les solvants chlorés renversés ou stockés à la surface du sol supposaient qu'ils se volatilisaient immédiatement et totalement dans l'atmosphère. On a cependant constaté depuis que 20 à 60 % de ces produits pouvaient s'infiltrer dans des sols non protégés. Ceci est dû partiellement à leur faible viscosité mais la cause principale repose sur la présence de microspores saturées d'eau maintenues par succion capillaire qui entraîne une percolation vers des macrospores plus perméables. Schwille (1984) a montré que le trichloroéthylène s'infiltrait 2,5 fois plus vite que l'eau dans une zone non saturée.

A partir d'un point de fuite, et sous l'effet de la pesanteur, les solvants chlorés migrent d'abord vers le bas, dans la zone non saturée entre le point de fuite et le toit de la nappe phréatique. Au cours de cette descente, ils ont tendance à être retenus par le terrain dans des proportions variables selon la nature du produit concerné et les propriétés du sol. Il se forme alors un corps d'imprégnation dont les contours se stabilisent en fonction du temps jusqu'à ce que la saturation atteigne un seuil appelé 'rétention primaire'. Ce corps reste immobile dès qu'une position d'équilibre est atteinte sous l'effet des forces capillaires et présente souvent une forme irrégulière due à l'hétérogénéité du sol. Avant de prendre cette position d'équilibre, le polluant peut atteindre la frange capillaire et s'étale préférentiellement en aval de l'écoulement de l'eau. De plus, une certaine quantité de produit à saturation résiduelle peut être piégée sous le toit de la nappe. Cet étroit contact entre l'eau et les polluants favorise la mise en circulation de certains composés solubles. Au niveau du toit de la nappe, le solvant chloré poursuit son infiltration s'il est plus dense que l'eau et, dans le cas extrême où la capacité de rétention du sol saturé est atteinte, il gagne le substratum pour former une sorte de dépôt qui s'écoule en aval ou en amont selon l'ampleur du gradient hydraulique ou du pendage de l'horizon imperméable (*Bishop, 1990*).

Par ailleurs, sous certaines conditions anaérobies, ces polluants peuvent perdre une partie de leurs ions chlorures en formant de nouveaux composés chlorés tout aussi dangereux.

L'interaction des mécanismes de transport peut entraîner une répartition des polluants entre les phases solide, liquide et gazeuse, aussi bien dans les zones saturée et insaturée. Cette répartition dépend des caractéristiques physico-chimiques de chaque produit considéré, notamment de la pression de vapeur, de la solubilité, de la constante de la loi de Henry et du coefficient de partage eau-octanol (K_{ow}).

On étudiera donc les mécanismes de transport privilégiés pour les principaux polluants, produit par produit.

2.3.2.1 Caractéristiques des polluants

L'ensemble des informations provient des travaux réalisés en février 1991 par le bureau d'étude Camp Dresser & McKee disponibles dans le rapport 'Multi-Point Source Ground Water Remedial Investigation'. Les acronymes utilisés pour les produits sont ceux utilisés par le bureau d'étude. L'ensemble des propriétés physico-chimiques de ces produits sont répertoriées dans le tableau 6 (Tab 6).

. Le Trichloroéthylène (TCE)

Après un dépôt superficiel sur le site de l'arsenal, une certaine quantité de TCE, fonction de la quantité entreposée, s'est infiltré dans le sol. Il s'est ensuite accumulé dans des inhomogénéités du sol pour former des poches discontinues de concentrations variables. Il est peu probable que ces poches continuent de migrer dans un milieu non aqueux. Par contre, le TCE contenu dans ces poches, va peu à peu se dissoudre dans l'eau de recharge, en contact avec les poches, qui s'infiltrer dans le sol. La solubilité du TCE (1000 mg/l), bien que faible, est suffisamment importante pour que ce produit se propage dans les eaux souterraines. Plusieurs facteurs peuvent ensuite intervenir sur la migration du TCE dans un milieu aqueux. L'adsorption est un processus qui dépend notamment de la présence de carbone organique et la dégradation est un procédé local qui dépend des conditions anaérobiques. La biodégradation, elle, transforme le TCE en 1,2 DCE. Globalement, le processus hydrodynamique et la biodégradation, de manière plus modérée, sont les principaux modes de propagation du TCE.

. Le Trichloroéthane (TCA)

Les caractéristiques physico-chimiques du TCA, sont comparables à celles du TCE. Les procédés d'adsorption et de biodégradation peuvent affecter localement la concentration en TCA. Globalement, sur le site considéré, le processus hydrodynamique est le principal facteur de migration du TCA.

. Le 1,1 Dichloroéthylène (DCE)

Il n'y a pas d'évidence de dépôt de 1,1 DCE dans la zone de l'arsenal, la plupart de cette substance proviendrait d'une dégradation du TCA. Le 1,1 DCE, à son tour, peut se dégrader lentement en chlorure de vinyle. La faible valeur du coefficient de partage eau-octanol ($\log(Kow) = 2,13$) indique que l'adsorption est peu significative et n'entraîne pas de retard de la migration du produit dans l'aquifère. Le processus hydrodynamique est donc le principal mode de propagation du 1,1 DCE bien que la dégradation puisse également intervenir.

. Le 1,1 Dichloroéthane (1,1 DCA)

Le 1,1 DCA a des caractéristiques comparables au 1,1 DCE. Il n'a apparemment pas été entreposé en grande quantité sur le site de l'arsenal et proviendrait également de la dégradation du TCA. Le 1,1 DCA peut ensuite se dégrader lentement, dans un environnement réducteur, en chloroéthane. Sa faible valeur du Kow ($\log(Kow) = 1,79$) et sa relativement forte solubilité (en comparaison des autres produits concernés) indiquent que le 1,1 DCA est très mobile dans l'eau souterraine. Très probablement, le 1,1 DCA a été formé après biodégradation du TCA dans un environnement localement réducteur et s'est ensuite propagé par processus hydrodynamique dans le reste de la nappe phréatique.

. Le 1,2 Dichloroéthylène (1,2 DCE)

Le 1,2 DCE est présent, sous forme de deux isomères (cis et trans), à plusieurs endroits en surface dans l'arsenal bien qu'aucun dépôt de ce produit n'est été répertorié sur le site. Il provient soit de dépôts non répertoriés, soit d'une dégradation du trichloroéthylène. Par

ailleurs, il peut également se décomposer en surface en chloroéthane et chlorure de vinyle. Si suffisamment de 1,2 DCE a été entreposé en surface, une partie a pu s'infiltrer dans le sol, jusqu'au contact de la nappe phréatique, en se comportant comme le TCE ou le TCA. Après une dissolution lente dans l'eau, la faible valeur du Kow ($\log(Kow)=1,74$ pour l'isomère cis et $\log(Kow)=2,13$ pour l'isomère trans) indique que le 1,2 DCE a pu se propager rapidement dans la nappe. Une autre partie du 1,2 DCE présent dans la nappe peut provenir de la biodégradation locale du TCE. Plusieurs procédés interviennent donc dans la propagation du 1,2 DCE: advection et dispersion, décomposition et biodégradation.

. Le 1,2 Dichloroéthane (1,2 DCA)

De faibles quantités de 1,2 DCA ont probablement été entreposées en surface sur le site de TCAAP. Ce composé a globalement les mêmes propriétés que les autres composés organochlorés et se comporte de manière comparable. Une partie du dépôt a dû se volatiliser en surface, le reste s'est infiltré dans le sol jusqu'à la nappe. La relativement forte valeur de la solubilité (8700 mg/l) indique une dissolution assez rapide du 1,2 DCA dans la nappe. La faible valeur du Kow ($\log(Kow)=1,4$) suppose que l'adsorption ne retarde pas la propagation du produit dans la nappe. L'absence de chloroéthane, produit de la dégradation du 1,2 DCA, indique que celui-ci se dégrade peu ou pas du tout. Le processus hydrodynamique est par conséquent le principal mode de propagation du 1,2 DCA.

. Le Tetrachloroéthylène (PCE)

Le PCE est le composé concerné le moins volatile (pression de vapeur de 14 mm de mercure) et la forte valeur du Kow ($\log(Kow)=2,60$) indique qu'il est le plus susceptible d'être retardé dans sa migration dans la nappe. Cependant, la faible concentration en carbone organique de la nappe sur le site, laisse supposer une relative mobilité du PCE dans la nappe. Par ailleurs, le PCE peut se dégrader en TCE dans un milieu réducteur. Globalement, le processus hydrodynamique est le principal mode de propagation du PCE.

. 1,1,2 Trichloroéthane (1,1,2 TCA)

Le 1,1,2 TCA a des caractéristiques physico-chimiques comparables à celles du TCE et du TCA. Il se propage globalement de la même manière.

. Le Toluène

Le toluène a des propriétés qui diffèrent de façon significative des autres composés organochlorés présents dans la zone polluée, particulièrement sa faible densité (0,87) et son mode de biodégradation. Sa pression de vapeur (22 mm Hg) et sa solubilité (515 mg/l) sont comparables à celles du TCE, il va donc s'infiltrer dans le sol de la même manière. Sa faible densité, va, par contre, entraîner une accumulation du toluène près de la limite supérieure de la nappe phréatique qui l'empêchera d'être en contact permanent avec la nappe. Il va donc alors se dissiper en se volatilisant et en se mélangeant avec les eaux de la zone insaturée. Par ailleurs, il se biodégrade assez rapidement dans un environnement oxydant. Le toluène a donc tendance à ne pas se propager dans la nappe phréatique de façon significative.

. Le Benzène

Le benzène a des propriétés physico-chimiques comparables à celles du toluène, il se comporte globalement de la même manière une fois rejeté dans l'environnement. Les principaux modes de propagation sont la volatilisation et la biodégradation, il n'est pas présent dans la nappe de façon significative.

A partir de cette analyse de la propagation des polluants produit par produit, on peut définir un processus global de la migration de la pollution sur le site de l'arsenal et de la ville de New Brighton .

Composé	Formule	N° CAS	Acronyme	Masse moléculaire (g/mole)	Pression de vapeur (mm Hg à 20°C)	Densité (g/cm ³)	Solubilité (mg/l à 20 ou 25°C)	H (atm·m ³ /mole)	Log (Kow)
Trichloroéthylène	C2HCl3	5922	TCE	131,39	58	1,47	1000	9,9.10 ⁻³	2,53
Tetrachloroéthylène	C2Cl4	5917	PCE	165,83	14	1,62	150	1,5.10 ⁻²	2,60
Trans-1,2-Dichloroéthylène	C2H2Cl2	5895 (E)	Trans-1,2-DCE	96,94	265	1,26	6300	6,6.10 ⁻³	2,09
Cis-1,2-Dichloroéthylène	C2H2Cl2	5896 (Z)	Cis-1,2-DCE	96,94	(a)	1,28	3500	(b)	1,74
1,1-Dichloroethylene	C2H2Cl2	5894	1,1-DCE	96,94	591	1,22	2500	2,1.10 ⁻²	2,13
1,1,1-Trichloroethane	C2H3Cl3	5655	TCA	133,40	96	1,34	1175	1,8.10 ⁻²	2,47
1,1-Dichloroethane	C2H4Cl2	5528	1,1-DCA	98,96	182	1,17	5500	4,3.10 ⁻³	1,79
1,2-Dichloroethane	C2H4Cl2	5529	1,2-DCA	98,96	64	1,24	8700	9,1.10 ⁻⁴	1,48
1,1,2-Trichloroethane	C2H3Cl3	5656	-	133,40	19	1,43	4500	7,4.10 ⁻⁴	2,0
Toluène	C7H8	1947	-	92,14	22	0,87	515	6,6 . 10 ⁻³	2,65
Chlorure de vinyle	C2H3Cl	5884	VC	62,50	2530	0,91	2700	2,8	0,60
Benzène	C6H6	867	-	78,11	76	0,88	1780	5,5 . 10 ⁻³	2,11

H : constante de la loi de Henry

Log (Kow) : Log (coefficient de partition eau-octanol)

(a) valeur de la pression inconnue, probablement vers 265 mm Hg

(b) : H est inconnue car la pression est inconnue. Pour une pression de vapeur de 265 mm Hg, H=9,7.10⁻³

Tab 6 : Caractéristiques des polluants sur le site de New Brighton

2.3.2.2 Connaissance du processus global de la migration de la pollution

En premier lieu, les phénomènes de volatilisation et d'oxydation interviennent directement sur les dépôts en surface au niveau de l'arsenal. Ces phénomènes ne sont pas suffisants pour disperser l'ensemble des polluants et ceux-ci s'infiltrent ensuite dans le sol en zone non saturée. La présence d'une vallée glaciaire sur le site de l'arsenal facilite la propagation verticale des polluants jusqu'à atteindre les limites de l'aquifère Prairie du chien / Jordan. La faible solubilité des polluants entraîne alors la formation de poches de pollution sous forme de dépôts résiduels au fond de l'aquifère pour les produits plus denses que l'eau ou au sommet pour les produits moins denses que l'eau. Ces poches constituent alors des points sources à partir desquelles les produits se dissolvent dans la nappe. Les procédés principaux qui contrôlent alors la propagation des polluants dans l'aquifère sont la biodégradation et le processus hydrodynamique. L'adsorption, fonction du coefficient de partition eau-octanol et du taux de carbone organique présent, peut influencer la migration localement mais a globalement peu d'impact sur la propagation du polluant.

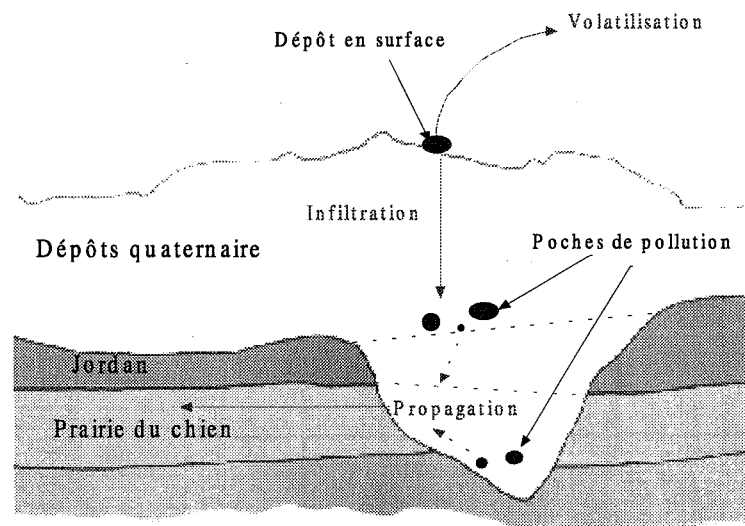


Fig 4 : Processus global de la migration de la pollution

L'analyse faite sur les phénomènes de migration est une estimation partielle des phénomènes impliqués et peut être sujette à modification. Il existe encore aujourd'hui de nombreuses interrogations concernant les processus de migration des composés organiques volatiles dans le milieu naturel. Les phénomènes de biodégradation ainsi que la différence de comportement des produits dans un aquifère selon la valeur de la densité sont des phénomènes complexes qui ne sont pas encore bien compris. On comprendra donc qu'il est difficile de se prononcer de manière certaine sur les processus de migration des polluants sur le site de l'arsenal et de la ville de New Brighton.

On retiendra cependant que le processus d'infiltration dans le sol est complexe et que l'on peut assimiler la propagation des polluants dans la nappe phréatique à un processus hydrodynamique perturbé localement par les processus de biodégradation et d'adsorption.

2.3.2.3 Profils de pollution sur le site de New Brighton

De nombreuses études ont été réalisées pour définir avec précision le profil de la pollution sur l'ensemble du site. Ces études concernaient les répartitions géographique et chronologique des dépôts de polluants à la surface de l'arsenal, l'emplacement et la taille des poches de pollution en contact avec la nappe phréatique ainsi que l'étendue et la concentration de la propagation de la pollution dans les différentes couches géologiques de la région.

Les profils de pollution pour chaque contaminant ont été établis à partir des bases de données contenant les résultats des campagnes d'échantillonnage. Les premières campagnes ont débuté lors de la découverte de la pollution, en 1981, et se sont poursuivies régulièrement tout au long du processus de décontamination. Actuellement, des analyses sont encore effectuées trimestriellement afin d'étudier l'évolution de la zone polluée.

Lors de la première étape du projet, de 1981 à 1988, le responsable de la pollution n'était pas encore officiellement identifié et de nombreuses campagnes ont été effectuées par différents bureaux d'études pour essayer de déterminer sans ambiguïté l'origine de la pollution. Le contexte conflictuel de la situation, l'armée s'opposant aux institutions de contrôle de l'environnement (MPCA et EPA), a entraîné une production importante de données concernant les taux de pollutions observées sur l'ensemble de la zone polluée. Sur l'année 87, plus de 700 échantillons ont été prélevés et les analyses ont porté sur plus de cinquante polluants différents. Lors de la deuxième étape du processus de décontamination, après la reconnaissance officielle de la responsabilité de l'armée, de 1988 à 1995, les campagnes d'échantillonnage ont continué avec un rythme élevé afin de bien définir l'étendue de la pollution et son évolution dans le temps. L'ensemble des données collectées de 1981 à 1995 a été centralisé dans une base de données unique gérée par l'armée américaine. Cette base est à disposition des organismes concernés, moyennant un code d'accès confidentiel, pour leur permettre de poursuivre leurs études.

Nous ne pouvons détailler ici l'ensemble des études faites sur la répartition de la pollution celles-ci étant bien trop complexes. Nous nous limiterons donc au profil de pollution le plus représentatif, c'est-à-dire celui du polluant principal, le trichloroéthylène, dans l'aquifère prairie du Chien :

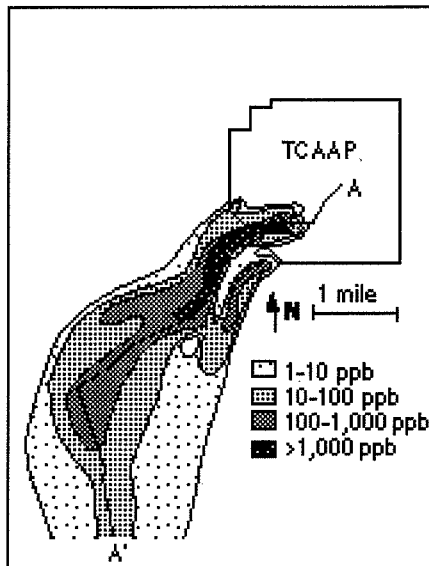


Fig 5 : Profil de pollution du trichloroéthène dans l'aquifère Prairie du Chien/ Jordan

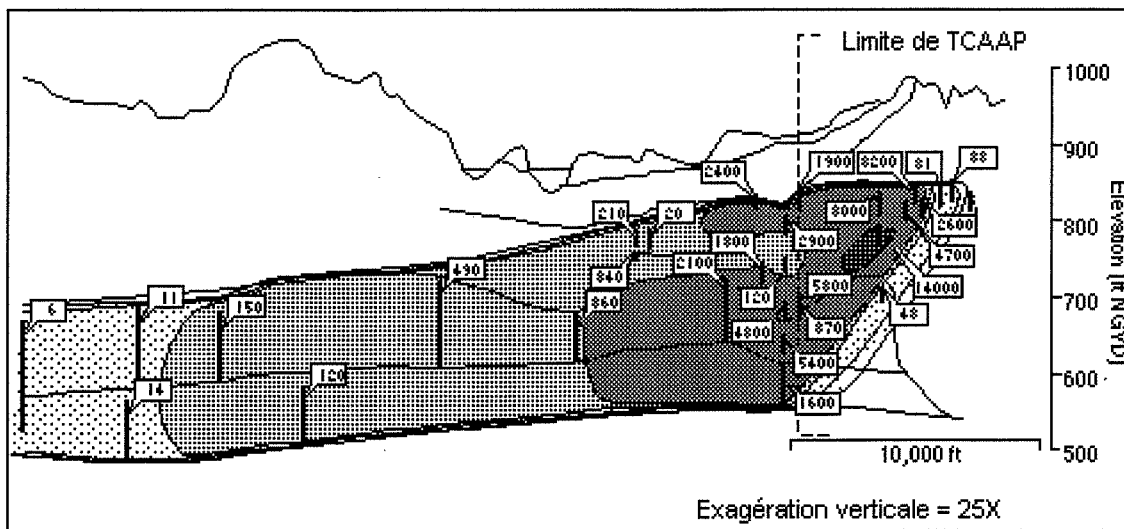


Fig 6 : Coupe A-A' du profil de pollution du trichloroéthène dans l'aquifère Prairie du Chien/ Jordan

3. Le contexte réglementaire

Le contexte réglementaire intervient de manière primordiale dans la conduite de projet de dépollution en fixant notamment les limites de concentrations des polluants dans la nappe phréatique de New Brighton. L'objet de cette partie est de donner un aperçu succinct des contraintes réglementaires qui ont du être prises en compte dans la gestion du cas réel et qui sont intégrées dans le simulateur Amise. La multitude des règlements ne permet pas d'en faire une liste exhaustive et seule une fraction en a été retenue. La sélection faite ci-après représente les contraintes réglementaires qui ont été retenues dans l'élaboration du simulateur en fonction de leur caractère indispensable pour mener à bien le projet. On retiendra surtout les institutions impliquées, les normes environnementales à respecter, les guides sur la conduite de projets environnementaux, ainsi que les procédures à respecter concernant l'installation de nouveaux puits de captage.

3.1 Organismes impliqués

Mis à part la MPCA, le MDH et l'EPA, dont nous avons déjà pu comprendre le niveau d'implication dans le projet à travers l'historique qui a été présenté précédemment, d'autres organismes ont été indirectement impliqués.

Le département des ressources naturelles (Minnesota Department of Natural Resources, DNR) est un département de l'état du Minnesota, chargé de contrôler et de surveiller l'utilisation des ressources naturelles sur l'ensemble du territoire du Minnesota (vie sauvage, lacs, végétation, pêche, chasse...). Une de leur responsabilité est de contrôler la quantité d'eau souterraine utilisée en étudiant l'impact des puits de captage sur les nappes phréatiques. Dans certain cas, le département effectue alors des tests d'aquifères qui permettent d'analyser l'évolution des niveaux d'eau dans les puits en fonction du débit de pompage des autres puits. Ce département a plutôt pour vocation de veiller à l'équilibre de l'écosystème de l'état de manière globale plutôt que de s'intéresser à un problème de pollution local. C'est n'est donc pas un département qui a eu un rôle important dans la dépollution du site de New Brighton, mais il a néanmoins du être consulté pour obtenir la permission d'installer les puits de captage dans l'aquifère Prairie du Chien.

Le Minnesota Geological Survey (MGS) est un organisme affilié à l'Université du Minnesota chargé d'étudier la géologie de l'état du Minnesota. Il étudie la structure géologique de l'état et son évolution. Les résultats de ses études, sont accessibles au public au travers de cartes géologiques. L'étude de la structure géologique autour du site de New Brighton s'est appuyée sur le travail qu'avait pu faire le MGS au préalable. Par contre, cet organisme ne s'est pas impliqué directement dans le projet en réalisant des études spécifiques sur le terrain.

L'USGS (United States Geological Survey), est un organisme fédéral chargé d'étudier la géologie de l'ensemble des Etats-Unis. Ces objectifs sont comparables à ceux du Minnesota Geological Survey mais à une plus grande échelle. L'USGS a également fourni de nombreuses informations concernant la géologie de la région autour de New Brighton. Par ailleurs, elle tient à jour une base données sur l'ensemble des forages effectués et leurs propriétés géologiques associées (épaisseur des couches géologiques et hauteurs piezométriques). Cet organisme constitue donc un partenaire incontournable pour toutes les études géologiques.

Au vu des rôles joués par ces organismes dans la collecte d'informations géologiques et hydrogéologiques indispensables à toute conduite de projet concernant la dépollution de nappe phréatique, on veillera à les prendre en compte comme des interlocuteurs privilégiés dans le cadre du simulateur que l'on souhaite réaliser .

3.2 Les normes environnementales

Les normes environnementales concernant la qualité de l'eau sont définies d'une part au niveau fédéral et d'autre part au niveau de l'état du Minnesota. Les premières définissent des niveaux maxima de contamination (Maximum Contaminant Level , MCL) et les secondes des limites de protection pour la santé (Health Risk Limits, HRL).

Produit	Maximum Contaminant Level (MCL) $\mu\text{g/l}$	Health Risk Limits (HRL) $\mu\text{g/l}$
Trichloroéthène	5	30
1,1-Dichloroéthane	-	70
1,1-Dichloroéthylène	7	6
1,1,1-Trichloroéthane	200	600
cis-1,2-Dichloroéthylène	70	70
1,2-Dichloroéthane	5	4
Trans-1,2-Dichloroéthylène	100	100
Tétrachloroéthylène	5	7
1,1,2-Trichloroéthane	5	3
Toluène	1000	1000
Benzène	5	10
Chlorure de vinyle	2	0,2

Tab 7 : Valeurs des normes environnementales par produit

Les HRL, uniquement applicable dans l'état du Minnesota, représentent la concentration de polluant dans l'eau souterraine, ou d'un mélange de polluants, qui peut être consommée quotidiennement sans risque pendant la durée d'une vie. Ces limites ne prennent en compte que les effets sur la santé, elles ne reflètent pas les contraintes économiques et techniques, les coûts ou la faisabilité d'un traitement.

Les MCL, applicables sur l'ensemble du territoire des Etats-Unis, prennent en compte l'ensemble des facteurs toxicologiques, techniques et économiques pour définir les concentrations acceptables de polluants dans l'eau potable. Ce sont généralement ces limites qui sont retenues dans un cas de dépollution car plus représentatives des objectifs à atteindre. Si les HRL sont plus restrictives que les MCL, les objectifs de dépollution essaient de s'en rapprocher au maximum. Si le choix de la limite est ambiguë, l'EPA est chargée de les fixer au cas par cas.

Pour la dépollution du site de New Brighton, les normes de type MCL ont été les limites choisies pour définir la qualité de l'eau à atteindre après traitement.

Ces limites constituent un paramètre fondamental de la conduite du projet de dépollution de la nappe phréatique de la ville de New Brighton. On les prendra en compte dans le cadre de la simulation en laissant aux équipes la possibilité de décider entre les deux types de limites, les HRL ou les MCL. Pour être en accord avec le projet réel, il est cependant important que les équipes travaillent à partir des MCL. Si les équipes choisissent de travailler à partir des HRL, on peut simuler une intervention de l'EPA leur imposant de travailler à partir des MCL.

3.3 La réglementation concernant la conduite de projets environnementaux

Considérant l'étendue et la gravité de la pollution, l'EPA a décidé en 1983 d'intégrer le site de New Brighton sur la liste des zones à dépolluer de façon prioritaire. Cette décision

inscrit la gestion du site dans le cadre du « Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act » (CERCLA ou Superfund) en vigueur selon la réglementation américaine.

Le CERCLA est une loi votée par le congrès des Etats-Unis en 1980 définissant les démarches à suivre pour régler tout problème portant atteinte à l'environnement. Les principaux objectifs de cette loi sont de fixer un cadre juridique permettant de désigner le ou les responsables d'un éventuel cas de pollution et d'assurer le financement des travaux de réhabilitation . Tant que les responsables ne peuvent être désignés, le financement des opérations est assuré par le 'Superfund Program' dépendant de l'état fédéral.

L'EPA, agence fédérale chargée de faire appliquer cette loi, a défini des procédures précises permettant d'atteindre les objectifs fixés dans le CERCLA. L'Environmental Protection Agency National Oil and Hazardous Substances Pollution Contingency Plan définit notamment les démarches à suivre en cas de contamination des eaux par des substances à risques. Les procédures de conduite de projet s'articulent autour de cinq grandes étapes:

1. Removal site evaluation

Cette première phase permet de dresser un état des lieux global du site afin de déterminer l'étendue et la nature de la contamination. Suivant la gravité de la situation, les autorités compétentes décident de traiter ou de ne pas traiter le site concerné. Si elles décident de la traiter, il faut alors suivre les autres étapes définies dans le CERCLA.

2. Removal action

Si le site est suffisamment contaminé pour justifier des procédures de décontamination, celles-ci commencent par un confinement de la pollution et une protection immédiate de l'environnement humain et naturel concerné.

Une étude des différentes solutions envisageables est faite en prenant en compte les contraintes techniques et financières. L'avis du public est demandé avant la mise en place de toute action.

3. Remedial site evaluation

Une fois que la propagation de la pollution a été stoppée, les études se focalisent sur la caractérisation détaillée de la pollution, des processus de contamination du site et de l'impact sur l'environnement afin de déterminer les paramètres prioritaires à prendre en considération.

Le Hazard Ranking System (HRS) permet alors à l'EPA de classer le site en fonction de son degré de contamination et de son impact sur l'environnement. Si ce classement est supérieur à une valeur seuil, le site est intégré dans la National Priority List et doit être géré selon les normes définies dans CERCLA.

4. Remedial investigation/ feasibility study and selection of remedy

Une fois les paramètres prioritaires déterminés, le site est analysé par des échantillonnages et des collectes de données qui permettent de définir les différentes solutions techniques envisageables permettant de réhabiliter le site.

Une étude des différentes solutions possibles est faite en prenant en compte les contraintes techniques (efficacité, facilité d'implantation) et financières. L'avis du public est demandé avant la mise en place de toute action.

5. Remedial design/remedial action, operation and maintenance

Conception, mise en place et maintenance des solutions techniques retenues pour la réhabilitation du site.

Les démarches à suivre inscrites dans le CERCLA doivent être respectées dans le cadre d'un projet réalisé sur surveillance de l'EPA. Le peu de temps disponible lors d'une session de simulation ne permet pas de respecter l'enchaînement de ces démarches. On inclura donc les démarches du CERCLA dans la simulation comme un guide dont peuvent s'inspirer les apprenants plutôt que comme un objectif à atteindre.

3.4 Les procédures à respecter concernant l'installation de nouveaux puits

L'installation d'un nouveau puits de captage d'eau souterraine est soumis à de nombreuses règles que l'on peut regrouper sous plusieurs procédures à respecter. Ces procédures concernent le choix de l'emplacement du puits, la construction du puits ainsi que l'abandon éventuel d'un puits existant. L'ensemble de ses procédures est défini par l'état du Minnesota et est disponible au chapitre 4725 des 'Minnesota Rules' (Barr engineering compagny, 1995).

. Choix de l'emplacement du puits

Les règles du Minnesota imposent de vérifier les contraintes suivantes lors du choix de l'emplacement d'un puits :

- la côte supérieure du puits doit être à un minimum de deux pieds (60 cm) au dessus de toute étendue d'eau dans un rayon de 50 pieds (15 mètres) autour du puits
- la topographie du terrain autour du puits doit être incliné de manière à éviter la rétention et l'accumulation d'eau dans un rayon de 50 pieds (15 mètres) autour du puits.
- le propriétaire d'un puits communal doit être le propriétaire, ou doit contrôler de manière légale, le terrain dans un rayon de 50 pieds (15 mètres) autour du puits.
- un puits de captage communal doit être à plus de 50 pieds (15 mètres) d'un réseau d'assainissement et à plus de 20 pieds (6 mètres) d'un réseau d'évacuation d'eaux pluviales.

Cette liste n'est pas exhaustive et on retiendra surtout l'obligation de réserver une zone d'un rayon de 15 mètres autour du puits.

. Construction du puits

Les normes de construction d'un puits font appel à des considérations techniques relevant du génie civil que nous n'aborderons pas ici car elles n'ont pas d'impact sur le reste du projet.

. Abandon d'un puits

Lors de l'abandon ou de la fermeture d'un puits, les règles du Minnesota imposent de reboucher parfaitement le puits notamment pour empêcher de favoriser tout phénomène d'infiltration d'une couche géologique vers une autre. On ne détaillera pas ici les procédures de remplissage d'un puits, mais l'on retiendra qu'abandonner un puits a un coût élevé (\$42 000) et qu'il est nécessaire de le prendre en compte lors de la conduite d'un projet.

Toutes les procédures décrites ci-dessus n'ont pas toutes des conséquences sur le reste du projet. Dans le simulateur, on gardera les procédures intervenant d'une part dans le choix de l'emplacement d'un nouveaux puits, on insistera notamment sur la présence d'une zone de 15 mètres de rayon réservée à l'usage du puits (bien qu'elle paraisse insuffisante par rapport à la réglementation européenne), ainsi que celles qui impliquent des coûts supplémentaires comme la procédure d'abandon de puits. Les autres procédures sont d'ordre technique et n'ont pas d'incidence sur le reste du projet. On n'insistera donc pas sur leur application dans le cadre de la simulation.

4. La solution technique mise en œuvre

La solution mise en œuvre pour résoudre techniquement la contamination des puits municipaux de la ville de New Brighton, peut se décomposer en plusieurs étapes : les actions temporaires permettant de gérer la situation de crise initiale, le nettoyage des sources de pollution, l'installation de systèmes de traitement, l'étude de plusieurs alternatives de mise en œuvre de nouveaux puits, et enfin l'implantation de l'alternative retenue.

4.1 Actions temporaires

Jusqu'en 1981, la ville de New Brighton utilisait neuf puits pour son alimentation en eau potable. Lors de la découverte de la contamination des puits municipaux, la ville a été obligée d'en fermer six . Pour continuer à alimenter les habitants en eau potable, celle-ci a du instaurer une solution d'urgence en attendant la réalisation d'une solution permanente.

Dans un premier temps, des bouteilles d'eau ont été distribuées aux particuliers et aux entreprises avec l'aide de l'EPA. Entre 1982 et 1984, deux puits existants ont été prolongés dans l'aquifère Simon/ Hinckley et deux nouveaux puits y ont été forés. Cet aquifère, situé en dessous de l'aquifère contaminé Prairie du Chien, contient suffisamment d'eau pour alimenter la ville pendant une dizaine d'année. Il ne peut cependant être utilisé de façon permanente car son temps de recharge est trop élevé pour assurer les besoins de la ville de New Brighton à long terme. Le réseau de distribution d'eau à ensuite été agrandi pour desservir les propriétaires de puits privés contaminés devenus inutilisables.

Il s'est trouvé que ces conditions de fonctionnement du système d'alimentation en eau potable ne suffisaient pas à satisfaire la demande surtout lors des pics de consommation pendant l'été. En 1986, un système temporaire de traitement par charbon actif à été mis en place sur le territoire de la ville de New Brighton afin de pouvoir traiter de l'eau de l'aquifère Prairie du Chien. La production d'eau potable a ainsi pu être augmentée en refaisant fonctionner deux anciens puits municipaux connectés au nouveau système de traitement.

En adoptant ces mesures, la ville de New Brighton a pu assurer une production satisfaisante d'eau potable nécessaire à la consommation de ses habitants. Cependant cette solution ne pouvait être que temporaire, l'aquifère Simon/Hinckley ne se rechargeant pas suffisamment vite, et la production d'eau n'étant pas suffisante pour permettre à chaque habitant d'arroser son jardin pendant l'été. Il était donc indispensable de trouver une autre solution à long terme.

4.2 Nettoyage des sources de pollution

La première préoccupation de l'arsenal de TCAAP, a priori responsable de la pollution, est d'effectuer des études de diagnostic de la pollution sur son propre terrain et d'essayer par la suite de la nettoyer. Plusieurs systèmes de traitement ont été mis en place pour nettoyer le sol de toutes traces de pollution et pour essayer de stopper la propagation de la pollution hors du site. En Novembre 1984, la TCAAP expérimente un système de récupération de COV pour les sols contaminés (In-Situ Volatilization, ISV). En Octobre 1987, la TCAAP met en place un système de récupération et de traitement de ses eaux souterraines aux frontières du site pour éviter toute propagation ultérieure de polluants vers l'extérieur du site (Boundary Groundwater Recovery System, BGRS).

A court terme, la mise en place de ses systèmes de traitement de la pollution à la source n'a pas engendré une réduction perceptible de la pollution en aval. La principale difficulté, toujours d'actualité aujourd'hui, est de localiser les poches de pollution avant de pouvoir les nettoyer. On s'aperçoit qu'il est pratiquement impossible de prétendre stopper complètement la propagation de la pollution hors du site, on peut par contre essayer de la réduire.

4.3 Installation des systèmes de traitement

Après les analyses faites sur l'étendue de la pollution hors de l'arsenal, grâce à de nombreuses campagnes d'échantillonnage, la zone polluée est divisée en deux parties, une partie principale au nord et une partie plus réduite au sud.

En septembre 1988, la décision est prise de construire un système d'extraction et de traitement de l'eau souterraine dans la partie sud. Le système de traitement choisi est un système à charbon actif permettant d'éliminer la présence de composés organiques volatiles. L'eau devra être redistribuée dans le réseau d'eau potable de la ville de New Brighton, et un système de contrôle doit vérifier l'efficacité du traitement. Ce système de traitement est référencé comme étant le PGRS (Plume Groundwater Recovery System).

En juin 1990, la décision est prise de construire un système d'extraction et de traitement de l'eau souterraine dans la partie nord. Le système de traitement choisi est un

système à charbon actif permettant d'éliminer la présence de composés organiques volatiles. L'eau devra être redistribuée dans le réseau d'eau potable de la ville de New Brighton, et un système de contrôle doit vérifier l'efficacité du traitement. Ce système de traitement est référencé comme étant le PGACWTF (Permanent Granular Active Carbon Water Treatment Facility).

En plus de l'installation de ces deux systèmes de traitement, il est décidé, d'étudier des alternatives concernant la réalisation d'un nouveau réseau de distribution d'eau permettant d'une part de fournir suffisamment d'eau potable aux habitants de la ville de New Brighton, et d'autre part de traiter la pollution.

4.4 Proposition de cinq alternatives

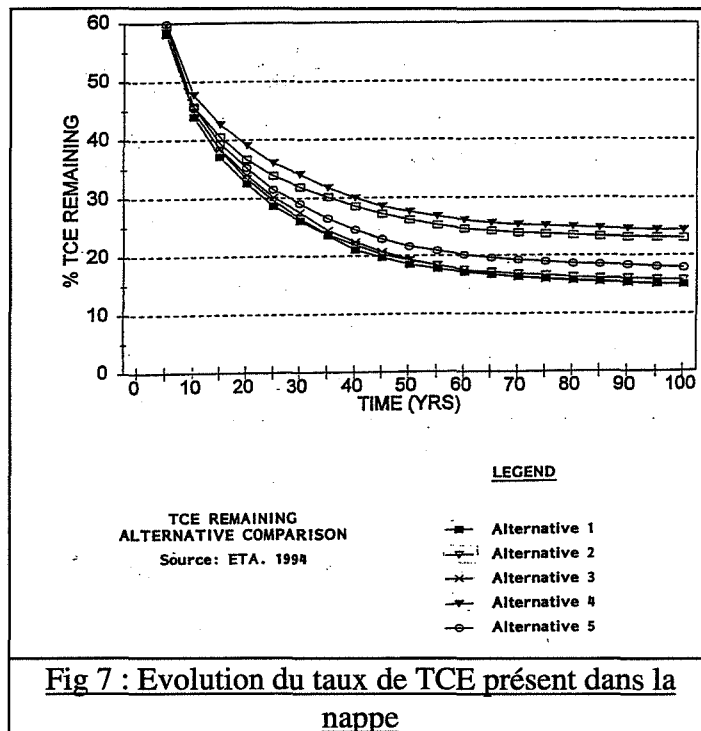
A partir d'un modèle hydrodynamique de la région concernée (le système hydrogéologique de la région autour de la ville de New Brighton), l'objectif est d'étudier différentes stratégies pour contenir la pollution et l'empêcher de se propager en minimisant les coûts.

Un premier bureau d'étude, Engineering Technologies Associates (ETA) a évalué 20 scénarios d'extraction de l'eau souterraine. Un second bureau d'étude, Barr Engineering Company, constatant que plusieurs de ces scénarios d'extraction ne contenaient pas la pollution, en a sélectionné cinq qui ont été par la suite soumis aux décideurs des différents organismes concernés (MPCA, EPA, TCAAP et la ville de New Brighton). Le détail des cinq alternatives est présenté dans l'annexe B.

- Analyse comparative des alternatives :

Les différentes alternatives ont été évaluées selon trois critères que sont l'efficacité de traitement, l'implémentabilité (c'est-à-dire la facilité avec laquelle l'alternative peut être mise en place) et le coût.

L'efficacité est fonction de l'évolution en fonction du temps, du taux de pollution dans la nappe et l'étendue de la zone de captage des puits. Si l'on considère le graphe représentant l'évolution du taux de trichloroéthylène présent dans la nappe en fonction du temps, on constate que les alternatives 1 et 3 sont les plus efficaces pour traiter le TCE. Viennent ensuite successivement, l'alternative 2 et 5, puis l'alternative 4 :



En considérant les limites de la zone de captage pour chaque alternative, on s'aperçoit que l'étendue de la zone de captage de l'alternative 1 s'étend plus ou sud-ouest que les autres alternatives. Cependant, l'alternative 3 est considérée comme contenant le mieux la pollution car l'emplacement proposé des puits de captage entraîne la superposition respective de leur cône de dépression et donc une capacité d'extraction de l'eau plus efficace. Par ailleurs, si l'un des puits ne fonctionne plus, l'alternative 3 continue de bien contenir la pollution contrairement à l'alternative 1. L'alternative 5, elle, contient modérément la pollution en fonctionnement normal et peu si l'un des puits ne fonctionne plus.

Concernant la facilité de mise en place, l'alternative 2 utilise au mieux les ressources existantes et elle ne nécessite pas d'installer un puits supplémentaire. Les alternatives 3, 4 et 5 nécessitent l'installation de nouvelles conduites de distribution d'eau et/ou l'acquisition de terrain. L'alternative 1 est, elle, la plus difficile à implémenter à cause des risques potentiels engendrés par les modifications des puits NB3 et NB4.

Pour ce qui est du coût, l'alternative 3 est la plus rentable car le faible débit de pompage qu'elle nécessite, entraîne un faible coût annuel de maintenance et de fonctionnement.

On gardera en tête, lors de la construction du simulateur, que le modèle hydrodynamique est utilisé, ici, pour proposer des alternatives aux décideurs et non pas pour trouver la solution techniquement optimale. Le modèle hydrodynamique est alors utilisé comme un outil d'aide à la décision.

4.5 L'alternative retenue

Considérant les critères d'efficacité, d'implémentabilité, et de coût, les décideurs des différents organismes concernés (MPCA, EPA, TCAAP et la ville de New Brighton) ont choisi de retenir l'alternative 3 comme étant celle qui correspondait le mieux aux contraintes du projet.

L'alternative 3 minimise le débit de pompage total nécessaire pour contenir la pollution.. Elle propose d'installer le puits NB15 entre les cônes de dépression des deux puits NB4 et NB14 pour augmenter l'efficacité du captage.

L'alternative 3 propose de placer le puits NB15 sur le terrain public de l'école municipale et le puits NB14 au nord-est du lac Hanson, près du puits existant NB11.

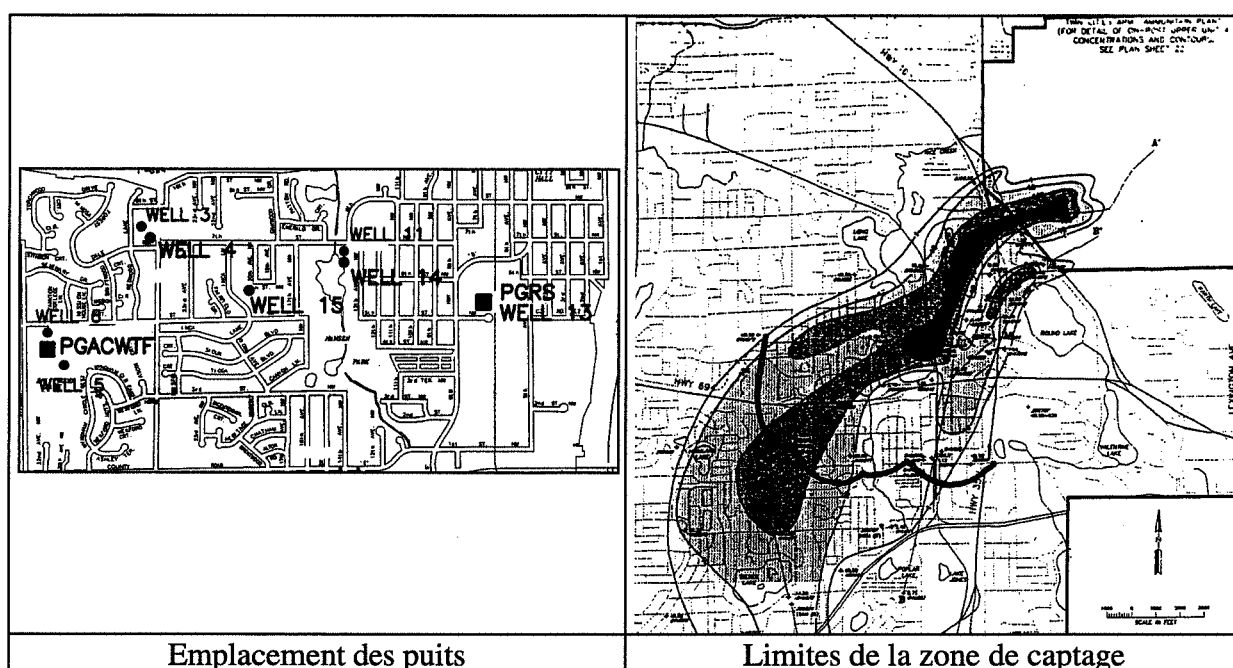


Fig 8 : Alternative retenue

Les débits de pompage pour chaque puits sont donnés dans le tableau ci-dessous :

Puits	Prairie du Chien	Jordan	Total
NB4	3 000	1 500	4 500
NB14	3740	--	3740
NB15	3740	--	3740
Total PGACWTF	10 480	1 500	11 980
NB13 (PGRS)	5 450	--	5 450
TOTAL	15 930	1 500	17 430

Tab 8 : Alternative retenue, débits de pompage (m³/j)

Les coûts prévisionnels d'ingénierie et de construction pour l'implémentation de l'alternative retenue sont de \$1 627 000. Les coûts annuels de maintenance et de fonctionnement sont de \$574 960.

A ses coûts de construction pour l'implémentation de l'alternative 3, il faut ajouter les coûts de modification du réseau de distribution d'eau se montant à \$1,5 millions.

La construction des deux nouveaux puits s'est terminée en 1996 et il est difficile aujourd'hui d'analyser l'impact de cette alternative sur la pollution. Le contrôle régulier des taux de concentrations des polluants présents dans la nappe a cependant mis en évidence qu'on ne pouvait observer de réduction significative de la pollution dans l'aquifère depuis sa découverte en 1981 malgré l'installation de plusieurs systèmes de traitement. Peu d'information sont disponibles sur l'éventuelle propagation de la pollution en aval de la zone initialement polluée mais il est fort probable que celle-ci se soit étendue vers le sud-ouest de la commune de New Brighton. La mise en place des nouveaux puits devrait réduire cette propagation mais elle ne pourra l'arrêter entièrement. Il semblerait que la solution consistant à extraire l'eau hors de la nappe et de la traiter ensuite ne soit pas la plus adaptée. Le développement récent des technologies de biorémédiation permettrait peut être d'envisager une solution de traitement dans l'aquifère même (traitement in situ) plus appropriée.

Bien que l'objectif de réduction de la pollution ne semble que partiellement atteint, la solution mise en place permet, par contre, une distribution d'eau potable en quantité suffisante à l'ensemble des habitants de la ville de New Brighton. Les objectifs de dépollution entraînent cependant un débit de pompage élevé qui peut dépasser la demande en eau de la ville. Le surplus d'eau, après traitement, est alors distribué gratuitement à la commune voisine (commune de Fridley).

L'étude de ce cas de dépollution nous permet de constater que malgré les efforts financiers réalisés et la durée du projet, il est difficile de réaliser un système qui assure une complète dépollution du site et une production d'eau correspondant parfaitement aux besoins de la ville de New Brighton. On retiendra que la conduite d'un projet de dépollution ne conduit pas forcément à la mise en place d'une solution qui satisfait l'ensemble des objectifs fixés, mais qu'elle représente un compromis parmi l'ensemble des problèmes à résoudre.

Chapitre III

Mise en oeuvre du simulateur AMISE

Ce chapitre traite de la conception et de la réalisation du simulateur Amise en tant qu'outil pédagogique pour l'entraînement à la conduite de projet de dépollution. Il décrit l'organisation et le contenu du simulateur réalisé à partir du projet réel de dépollution.

Dans un premier temps, nous présenterons le contenu de la simulation en détaillant ce que nous appellerons le scénario minimal du simulateur AMISE. Nous évoquerons l'architecture interne du simulateur en distinguant les bases de données, les outils d'accès aux données et les méthodes de traitement des données. Nous étudierons alors les sessions de simulation réalisées pour évaluer la validité du simulateur.

1. Scénario minimal du simulateur

Après avoir délimité le projet à simuler en sélectionnant les éléments du projet réel indispensables à la cohérence de la simulation, tout en conservant le caractère complexe du problème à résoudre, on dégagera des phases de projet permettant de construire le scénario minimal du simulateur. On analysera alors le contenu pédagogique du scénario minimal.

1.1 Limites du projet simulé

Avant de pouvoir préciser les différentes phases de projet constituant le scénario minimal, il s'agit de délimiter le projet simulé. On détaillera ci-dessous les orientations pédagogiques prises par rapport au projet réel afin de délimiter le contenu de la simulation.

. Dépollution de la nappe

On considérera que le sujet de la simulation porte sur la dépollution de la nappe phréatique et pas sur le traitement en amont des sources de pollution sur le site de l'arsenal, celles-ci ne produisant plus a priori. La démarche inverse aurait pu être choisie pour simuler un projet de prévention de la pollution à la source. On privilégie ici la dépollution de nappe pour s'inscrire dans une logique pédagogique en liaison avec le domaine de la gestion des ressources en eau.

Dans le scénario minimal on supposera que la responsabilité du traitement des sources de pollution relève de la responsabilité de l'armée des Etats-Unis. Ce choix a l'avantage de limiter l'étendue du projet à simuler et d'être conforme à la répartition des responsabilités ayant eu lieu en réalité.

. Limitation du nombre de polluants pris en compte

La pollution provenant de l'arsenal de TCAAP est composée de nombreux produits que l'on peut regrouper en deux catégories : les composés organiques volatiles (COV), essentiellement des solvants liquides, et des métaux lourds (plomb, chrome, nickel). Dans le projet simulé, on prendra uniquement en compte les COV, les métaux lourds n'étant pas présent en quantité suffisante pour représenter une pollution significative.

. Traitement de l'eau souterraine après pompage

La stratégie de traitement de l'eau souterraine dans le cas réel est construite à partir d'une solution de traitement de l'eau après pompage (extraction de pollution). D'autres solutions de traitement sont envisageables, notamment des solutions de traitement par biorémediation. Le choix de la solution de traitement a un grand impact sur la conduite du projet globale et on peut supposer que le choix d'une solution de traitement différente de celle utilisée en réalité provoquera un déroulement du projet très différent. Pour rester crédible, le

scénario minimal se doit de rester suffisamment proche du déroulement du projet réel. On ne donnera alors pas le choix aux équipes quand au type de traitement à mettre en place et le scénario minimal imposera donc un système de traitement de l'eau souterraine après pompage.

. Choix d'une technologie de traitement

Le choix d'une technologie de traitement, après pompage de l'eau hors de la nappe, permet d'atteindre les objectifs de dépollution fixés par les normes environnementales. Après avoir choisi la technologie de traitement, il est nécessaire de choisir l'emplacement et la taille du centre de traitement. Ces choix ont un impact sur la stratégie de dépollution en terme d'efficacité et de coût et sont donc des composantes indispensables à prendre en compte dans la conduite de projet. Le scénario minimal doit donc permettre de comparer différentes technologies de dépollution en fonction de leur efficacité et de leur coût. Par contre, on ne simulera pas la construction des centres de traitement relevant d'avantage du domaine de l'ingénierie du bâtiment.

. Conception d'un réseau de distribution

Tout au long du projet de dépollution, depuis 1981, la ville de New Brighton a du, à plusieurs occasions, modifier et développer son réseau de distribution d'eau potable. Elle a notamment du le modifier une première fois pour alimenter l'ensemble des puits privés contaminés, puis une deuxième fois pour redistribuer l'eau sortant des deux systèmes de traitement mis en place (PGACWTF et PGRS). La production d'eau potable dépassant occasionnellement la demande de la ville, il a fallu connecter le réseau de distribution d'eau à la ville voisine de Fridley. La conception de ce nouveau réseau de distribution, en fonction des contraintes fixées par les objectifs de dépollution, peut constituer en soi un support pédagogique dans le domaine de la gestion des ressources en eau. Cependant, en raison de la complexité du réseau (plus de 170 canalisations principales), et de son impact limité sur l'ensemble de la conduite du projet de dépollution, cette étape n'a pas été prise en compte comme étant un élément indispensable à la cohérence de la simulation. Le scénario minimal ne prend donc pas en compte la conception et la réalisation du réseau de distribution d'eau. Cependant, les coûts de connexion étant relativement élevé, \$1,5 millions, on prendra en compte le coût prévisionnel de la mise en place des nouvelles canalisations dans la simulation.

Après avoir limité l'étendue du projet à simuler, le scénario minimal se réduit à un projet de dépollution de nappe phréatique et de production d'eau potable pour la ville de New Brighton. On ne simulera pas le traitement des sources de pollution sur l'arsenal de TCAAP, et on imposera un traitement de l'eau souterraine après pompage. On ne simulera ni la construction du système de traitement, ni la construction du réseau de distribution d'eau. Par contre, on prendra en compte le choix et le coût de la technologie de traitement, ainsi que le coût et l'emplacement du nouveau système de traitement dans le processus décisionnel simulé.

1.2 Phases du scénario minimal

A partir des considérations permettant de délimiter le projet simulé, le cas réel de dépollution du site de New Brighton peut être décomposé en étapes distinctes, caractéristiques

de la conduite de projet environnemental. Les étapes du projet peuvent être décomposées en se basant sur le protocole méthodologique développé par Perrodin et Gourdon (1992) :

Protocole méthodologique de Perrodin et Gourdon	Application au cas réel : le site de New Brighton
Historique du site	Analyse et investigations des activités de l'arsenal TCAAP depuis 1940.
Prélèvements d'échantillons Analyse sur le terrain	Campagnes d'échantillonnage successives réalisées depuis 1981 sur le site.
Analyses et études du comportement de la pollution	Réalisation de modèles hydrodynamiques des écoulements souterrains.
Bilan de la pollution	Caractérisation de la zone polluée (étendue, évolution, dynamique,...)
Faisabilité du traitement	Choix d'un système de traitement de la pollution - Etude sur la construction de nouveaux puits
Proposition pour la réhabilitation	Proposition de 5 alternatives de dépollution

Tab 9 : Protocole méthodologique de Perrodin et Gourdon appliqué au cas de New Brighton

On peut s'inspirer de cette décomposition en étapes du cas réel pour élaborer la structure principale du scénario minimal. Pour construire une simulation de conduite de projet la plus réaliste possible, on introduit dans le scénario minimal les mêmes étapes définies par le protocole méthodologique de Perrodin et Gourdon. Dans le cadre d'une simulation, on appellera ces étapes, des phases de projet. On regroupera les étapes 'Analyses et études du comportement de la pollution' avec 'Bilan de la pollution' dans une seule phase 'modélisation'. On peut alors distinguer cinq phases de projet dans le scénario minimal :

Protocole méthodologique de Perrodin et Gourdon	Phase du scénario minimal	Description
Historique du site	Phase I	Recherche d'informations initiales
Prélèvements d'échantillons Analyse sur le terrain	Phase II	Mise en place de campagnes d'échantillonnage
Analyses et études du comportement de la pollution/ Bilan de la pollution	Phase III	Construction d'un modèle hydrodynamique
Faisabilité du traitement	Phase IV	Gestion des ressources/ Etudes de faisabilité
Proposition pour la réhabilitation	Phase V	Présentation des solutions retenues

Tab 10 : Protocole méthodologique de Perrodin et Gourdon appliqué au scénario minimal

La première phase correspond à une étape d'étude de contexte. L'objectif est de contacter les différents organismes concernés et d'obtenir les informations nécessaires (réglementation, historique du site, structure hydrogéologique, ...) pour développer ensuite une stratégie de traitement de la pollution.

La deuxième phase correspond à une étape de diagnostic de la pollution, à partir d'études faites sur le terrain. L'objectif est d'effectuer une campagne d'échantillonnage (forages et prélèvements dans des puits existants ou à créer) permettant de caractériser la nature et l'étendue de la zone polluée. Les utilisateurs doivent décider du nombre et de

l'emplacement de ses points d'échantillonnage en essayant de minimiser les coûts. Ils peuvent visualiser les résultats (niveau d'eau, concentrations des polluants) en utilisant des méthodes d'interpolation. Parallèlement à la campagne d'échantillonnage, ils peuvent également effectuer des études complémentaires permettant de mieux connaître le comportement des polluants détectés (test de pompage de la nappe, phénomènes de migration des polluants).

La troisième phase correspond à une étape d'analyse et d'études de la pollution que l'on regroupera avec l'étape de bilan de la pollution. D'après les résultats de la campagne d'échantillonnage et les données hydrogéologiques collectées auprès des différents organismes, l'objectif est de réaliser un modèle hydrodynamique de la nappe phréatique permettant de caractériser le comportement de la zone polluée.

La quatrième phase correspond à une étape d'étude de faisabilité que nous simulerons comme étant la phase de gestion des ressources. On utilisera le modèle hydrodynamique, réalisé dans la phase de modélisation, pour proposer l'emplacement de nouveaux puits qui permettront, avec la technologie de traitement choisie, de satisfaire aux exigences de l'alimentation en eau potable. On étudiera différentes alternatives en fonction de la faisabilité de chacune d'entre elles (coûts, efficacité de traitement, implémentabilité).

La cinquième phase correspond à l'étape de proposition de réhabilitation que nous intégrerons dans le simulateur comme une phase permettant aux différentes équipes de proposer leurs solutions. Cette dernière phase est avant tout une étape pédagogique imposant aux participants de structurer et de synthétiser leur travail. On pourrait la rendre réaliste en imposant une présentation des propositions devant un groupe de décideurs concernés par ce type de sujet.

Pendant le déroulement des quatre premières phases, il faut tenir compte des contraintes techniques, réglementaires et financières propres à la conduite de projet. On peut alors représenter le scénario minimal selon le schéma suivant :

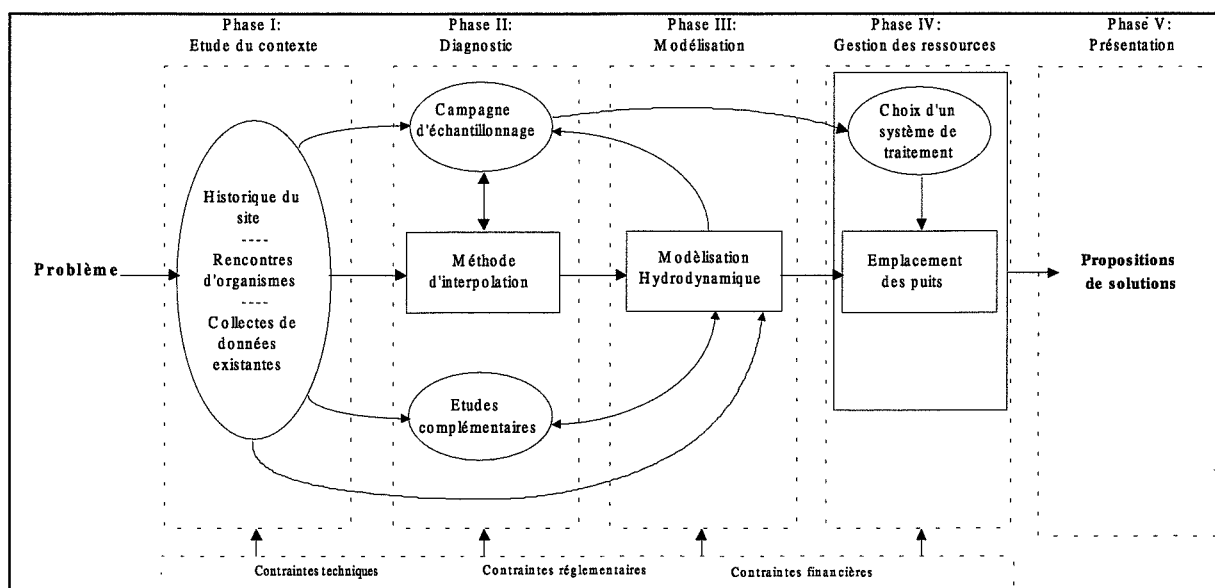


Fig 9 : Phases composant le scénario minimal

Les différentes interactions (flèches) entre les phases du scénario minimal représentent les flux d'informations possibles entre les composants du simulateur. Ces flux d'informations permettent aux équipes de conduire leur projet comme elles le souhaitent et d'enchaîner les phases du projet de façon non linéaire.

1.3 Contenu pédagogique

En reprenant les catégories d'objectifs pédagogiques définies dans le Chapitre 1, on peut caractériser le contenu pédagogique du scénario minimal en distinguant l'acquisition de connaissances, l'acquisition de savoir-faire et l'acquisition d'expérience.

1.3.1 Acquisition de connaissances

Rappelons que l'acquisition de connaissances est un processus directement relié à l'acquisition passive d'informations concernant un procédé, une technologie ou une réglementation. L'objectif est de fournir suffisamment d'information à l'apprenant pour qu'il puisse améliorer sa compréhension des outils qu'il doit manipuler. Pendant la simulation, le scénario minimal permet à l'apprenant d'acquérir des connaissances dans les domaines suivants :

. Les techniques de dépollution d'eau

Au cours du projet simulé, les équipes doivent étudier et choisir une technologie de traitement en fonction de son efficacité, de sa faisabilité et de son coût. Ils ont à leur disposition d'une part un guide rédigé par l'EPA qui leur permet d'avoir des renseignements sur la plupart des technologies existantes, et ils peuvent, d'autre part, choisir de faire une étude plus poussée sur les technologies de traitement correspondant plus précisément au problème posé (traitement ex-situ d'eau souterraine contaminée par du trichloroéthylène). Si les équipes choisissent de faire cette étude (délai de 1 mois et coût de \$1000), ils ont à leur disposition une dizaine d'article traitant des méthodes de traitement par charbon actif et par aération forcée (air stripping en anglais), de leur avantages comparés et de leur coût d'implantation et de fonctionnement respectif.

. Géologie et hydrogéologie

La plus grande partie du projet simulé concerne l'étude et la modélisation du système aquifère local. Les équipes doivent d'une part manier différentes cartes géologiques et d'autre part comprendre les caractéristiques globales de la dynamique de la nappe polluée. Les équipes sont amenées à manipuler des mesures hydrogéologiques (perméabilité, transmissivité, porosité, gradient hydraulique,...) et les interpréter pour construire un modèle. Les équipes acquièrent alors les connaissances de base en géologie leur permettant de comprendre une carte géologique, ainsi que les connaissances fondamentales en hydrogéologie leur permettant d'interpréter des mesures et de comprendre les principes régissant les écoulements souterrains.

. Caractéristiques et comportement des produits chimiques de la catégorie des COV

La pollution provenant du fonctionnement de l'arsenal de TCAAP pendant 40 années est un mélange complexe de nombreux composants organiques volatiles. Afin d'étudier la

migration de ces polluants dans le milieu naturel, les équipes doivent se renseigner sur les caractéristiques principales de ces COV et leur interaction avec le milieu naturel en fonction de leurs caractéristiques physico-chimiques. Elles se familiarisent avec les mécanismes impliqués dans la propagation de polluants (infiltration, advection, dispersion, biodégradation, adsorption,...) ainsi qu'avec les différents comportements de ces polluants (DNAPL, LNAPL,...)

. Réglementation environnementale américaine

A différentes étapes du projet, les équipes doivent veiller à respecter des normes environnementales, notamment au sujet des limites maximales de concentrations acceptables des polluants dans l'eau souterraine (HRL et MCL). Le simulateur permet également aux équipes de se familiariser avec la gestion de projet environnementaux telle qu'elle est décrite par l'agence de protection de l'environnement des Etats Unis (EPA). Il est particulièrement fait référence aux étapes définies dans le cadre du National oil and hazardous substances pollution contingency plan.

. Conception et réalisation d'un puits de pompage

Les équipes doivent concevoir des puits de pompage, en déterminer l'emplacement en fonction des contraintes techniques et réglementaire et en évaluer le coût. Le simulateur contient notamment des informations sur les périmètres de protection à respecter autour des puits de pompage et sur les coûts de construction.

1.3.2 Acquisition de savoir-faire

Rappelons que l'acquisition de savoir-faire est un processus d'acquisition active reliée à l'application de techniques connues utilisées dans le cadre de la résolution d'un problème donné. L'objectif est de percevoir l'utilité et les limites d'une technique appliquée à un cas concret. Pendant la simulation, le scénario minimal permet à l'apprenant d'acquérir un savoir-faire dans les domaines suivants :

. Interpolation de données

Dans la phase II du scénario minimal, les équipes doivent utiliser des méthodes d'interpolation pour obtenir des profils de pollution sur l'ensemble de la zone polluée. A partir des données obtenues en mettant en place une campagne d'échantillonnage, les équipes apprennent à manier des outils mathématiques d'interpolation et en perçoivent directement l'utilité et les limites dans le diagnostic de la pollution.

. Modélisation d'écoulements souterrains

Dans le but de réaliser un modèle hydrodynamique, les équipes doivent apprendre à manier les principes et techniques liés à la méthode de modélisation par éléments analytiques. L'objectif est de construire un outil leur permettant de décider de l'emplacement de nouveaux puits. La place réservée à la modélisation dans le scénario minimal leur permet d'apprendre à modéliser des écoulements souterrains dans un but précis. Elles peuvent ainsi se faire une idée de l'utilité et des limites concrètes de ce type d'outil.

1.3.3 Acquisition d'expérience/ Formation à la conduite de projet

Rappelons que l'acquisition d'expérience est un processus d'acquisition active reliée à la responsabilisation de l'apprenant face à ses choix au cours d'un projet. L'objectif est de sensibiliser l'apprenant aux conséquences de ses décisions sur la conduite de l'ensemble d'un projet. On retiendra particulièrement les domaines suivants :

. Elaboration d'une campagne d'échantillonnage

Pendant la phase de diagnostic de la pollution, les équipes mettent en place une campagne d'échantillonnage. Ils décident eux mêmes du nombre d'échantillons à prélever et du nombre de campagne qu'ils veulent effectuer. Selon la stratégie qu'elles adoptent, les équipes doivent faire face aux conséquences de leur stratégie d'échantillonnage pour le calcul des coûts et des délais du projet ainsi que pour la précision de la phase de modélisation.

. Intégration et gestion des imprécisions

Pendant les phases de diagnostic de modélisation, les équipes doivent gérer des données conflictuelles ou redondante concernant les propriétés géophysiques du site et de la pollution. Cette gestion de l'imprécision et du flou est une caractéristique du métier d'ingénieur qui relève plus de l'expérience et de l'empirisme que de l'application de théorie bien définie. Cette intégration et gestion des imprécisions pendant les simulations Amise, permettent aux équipes une acquisition d'expérience dans ce domaine.

. Mise en place d'un processus décisionnel

Pour proposer une solution à la fin de la simulation , les équipes doivent s'organiser et élaborer un processus décisionnel cohérent. Ce processus leur permet de se familiariser avec l'enchaînement des étapes caractéristiques de la conduite de projet environnemental. La mise en place de ce processus constitue en soi une expérience.

Après avoir défini les caractéristiques du scénario minimal nous allons détailler les différents éléments qui constituent le simulateur.

2. Architecture interne du simulateur

Le simulateur est structuré autour de trois types d'éléments principaux: les bases de données contenant toutes les informations, les outils d'accès aux données permettant d'obtenir les informations, et les méthodes de traitement des données permettant d'exploiter les informations.

2.1 Bases de données

Les bases de données contiennent toutes les informations disponibles lors de la simulation Elles représentent la réalité accessible aux apprenants lors de la simulation. On distingue la base documentaire, la base factuelle et la base de données des niveaux de pollution.

2.1.1 Base documentaire

La base documentaire contient l'ensemble des textes et documents concernant la réglementation et les informations relatives aux procédés utilisés (coûts et délais). Elle contient donc l'ensemble des connaissances disponibles aux équipes au cours de la simulation. Les textes sont en format Html et les documents sont sur support papier.

Textes en Html :

- . Caractéristiques des polluants et des processus de migration;
- . Technologies de traitement de l'eau souterraine (Remediation Technologies Screening Matrix, EPA);
- . Réglementation sur la gestion de cas de pollution accidentelle (National oil and hazardous substances pollution contingency plan, Subpart E : Hazardous Substance Response);
- . Informations générales sur le pompage de l'eau souterraine ;
- . Introduction à la modélisation hydrodynamique ;
- . Introduction aux techniques d'interpolation ;
- . Construction de nouveaux puits, coûts et délais associés ;
- . Coûts de construction d'un canalisation ;
- . Normes environnementales (HRL et MCL) ;
- . Rapport sur les sites pollués de l'arsenal de TCAAP ;
- . Informations générales sur l'échantillonnage, coûts et délais associés ;

Documents:

Les documents, sont distribués par l'animateur aux équipes. Ils représentent des information que les équipes obtiennent après être rentrées en contact avec les différents organismes impliqués. Certains documents ne proviennent pas d'organismes, ils représentent un complément aux informations disponibles.

Organisme source	Description
New Brighton	Taux de pollution dans puits
New Brighton	Débit des puits municipaux de New Brighton
New Brighton	Production et consommation d'eau communale
New Brighton	Carte municipale
New Brighton	Carte du réseau de distribution d'eau
St Anthony	Débit des puits municipaux de St Anthony
Shoreview	Débit des puits municipaux de Shoreview
Moundsview	Débit des puits municipaux de Moundsview
Fridley	Débit des puits municipaux de Fridley
TCAAP	Débit des puits de TCAAP
USGS	Débit des puits industriels de la région
USGS	Hauteur piezométrique des principaux aquifères de la région
EPA	National Oil and Hazardous Substances Pollution Contingency Plan

MGS	Carte détaillée de New Brighton
MGS	Cartes topographiques régionales
MGS	Atlas géologique de Ramsey County
MGS	Atlas géologique de Hennepin County
MGS	Atlas géologique de Washington County
MGS	Carte hydrogéologique du Minnesota
MPCA	Tableau de transmissivités
MDH	Normes environnementales, concentration des polluants (MCL & HRL)
MDH	Propriétés des aquifères
Complément	Graphes de production des puits
Complément	Débits de puits divers
Complément	Cordonnées des puits
Complément	Schéma puits d'échantillonnage
Complément	Liste des contaminants

Tab 11 : Documents disponibles

Par ailleurs, les équipes peuvent également décider d'effectuer des travaux de recherche spécifiques. La base documentaire contient les résultats des travaux de recherche suivants :

. Test de pompage sur l'aquifère Prairie du Chien / Jordan

Pour \$10 000 et une durée de deux semaines, les équipes peuvent décider d'effectuer un test de pompage leur permettant d'avoir plus d'information sur les caractéristiques de l'aquifère Prairie du chien/ Jordan (perméabilité, transmissivité, storativité,...). Les résultats de cette étude se présentent sous forme papier. L'ensemble des informations contenues dans les résultats de cette étude provient des travaux réalisés par le bureau d'étude 'Camp Dresser & McKee' en 1991.

. Etude du processus de migration des polluants sur le site de New Brighton

Pour \$5000 et une durée de 2 mois, cette étude permet aux équipes de connaître avec précision le processus de migration spécifique de chaque polluant sur le site de New Brighton. Le résultat de cette étude se présente sous forme de page Html. L'ensemble des informations contenues dans les résultats de cette étude provient des travaux réalisés par le bureau d'étude 'Camp Dresser & McKee' en 1991 et est décrit dans le Chapitre II de ce mémoire (§ 2.3.2.1).

. Etude des technologies de traitement

Pour \$1000 et une durée de 1 mois, cette étude permet aux équipes d'avoir une sélection d'articles du journal 'American Water Works Association' concernant les avantages comparés des technologies de traitement adaptées au projet (charbon actif et aération forcée). Les équipes ont à leur disposition les articles suivants :

- 'Cost Estimates for GAC Treatment Systems', J.Q.Adams et R.M.Clark (1989) ;
- 'Designing a cost-efficient air stripping process', Y.H.Lee et R.E.Speece (1987) ;
- 'Estimating costs for treatment plant construction', S.R.Quasim (1992) ;

- 'Evaluating the costs of packed-tower aeration and GAC for controlling selected organics', J.Q.Adams et R.M.Clark (1991) ;
- 'Capability and cost of treatment technologies for small system', G.S.Logsdon, T.J.Sorg et R.M.Clark (1990) ;
- 'Controlling organics with GAC : a cost and performance analysis', J.Q.Adams, R.M.Clark et R.J.Miltner (1989).

2.1.2 Base factuelle

Cette base contient l'ensemble des faits possibles décrivant les résultats des démarches relationnelles entreprises par les apprenants pendant la phase I. Y sont notamment décrites la manière avec laquelle se déroulent les prises de contact avec les différents organismes concernés ainsi que les informations ou documents disponibles pour les équipes lors de chaque rencontre.

La base factuelle se présente sous forme de texte en format Html informant les équipes du résultat de leurs actions ou décisions et leur proposant, le cas échéant, de nouvelles options d'actions ou de décisions. Cette base contient les résultats des prises de contact suivantes :

- avec la Minnesota Pollution Control Agency, les équipes peuvent rencontrer le responsable du projet de dépollution de la MPCA, un hydrogéologue ou un spécialiste des écoulements souterrain. Ils peuvent également consulter les archives de l'agence ;
- avec le Minnesota Department of health ;
- avec le Department of Natural Resources ;
- avec l'EPA ;
- avec le Minnesota Geological Survey ;
- avec l'arsenal de TCAAP ;
- avec la commune de New Brighton ;
- avec les communes voisines, les équipes peuvent rencontrer l'administration des communes de St-Anthony, Fridley, Mounds View et Shoreview ;
- avec l'USGS ;
- avec le canton de Ramsey.

Voici un exemple de texte en format Html informant les équipes du résultat de leur prise de contact avec l'USGS :

The United States Geological Survey

- time: 2 days

You decide to call the local USGS office in Mounds View to see if they can help you. You reach a geologist who believes you should find all the information you need at the MGS.

However he remembers someone at the USGS wrote a short document on the Prairie du Chien recently, maybe it could be helpful for you. He also thinks the USGS has a database of industrial wells around the metro area. The USGS has collected extensive pumping information for the Twin Cities area. It seems like their data base contains all wells with pumping rates in excess of 5 million gallons per year (about 14,000 gpd). The USGS obtained its pumping information directly from the individual owners of the pumping facilities. Where this information was not available, the USGS used engineering judgment to estimate the annual pumping rates.

You can consult:

- Information on the Prairie du Chien (ask for document)
- List of industrial wells (ask for document)

Fig 10 : Résultat de la prise de contact avec l'USGS

2.1.3 Base de données des niveaux de pollution

La base des niveaux de pollution contient les données numériques relatives aux concentrations des quatorze principaux polluants présents dans l'aquifère prairie du Chien ainsi que la hauteur piézométrique de l'aquifère pour chacun des 1600 points contenus dans la base. Cette base couvre l'ensemble de la zone concernée par la pollution, elle s'étend du sud-ouest du territoire de la commune de New Brighton au nord-est de l'arsenal de TCAAP.

Cette base est l'élément fondamental sur lequel est construit le simulateur. Elle contient d'une part les informations indispensables au bon déroulement des campagnes d'échantillonnage simulées pendant la phase II du scénario minimal, et d'autre part, son contenu doit être le plus proche possible de la réalité. L'objectif de cette base est de pouvoir fournir une information réaliste sur les niveaux de pollution en tout point de la zone concernée. On comprendra qu'il est impossible de fournir une information correspondant exactement à la réalité et qu'il est alors indispensable de sélectionner le type d'information que l'on souhaite incorporer dans la base.

Les valeurs des concentrations des polluants et de la hauteur piézométrique en chaque point ont été obtenues en appliquant une méthode d'interpolation géostatistique par krigeage (nous détaillons cette méthode au §2.3.1) . L'interpolation a été effectuée à partir d'une série de points représentatifs de la pollution dans l'aquifère Prairie du Chien. Ces points représentatifs ont été sélectionnés dans deux bases de données distinctes fournies par deux organismes différents :

- Une base, fournie par l'armée des Etats-Unis, contenant l'ensemble des résultats des campagnes effectuées pendant la période 87-89. Cette base contient plus de 16 000 enregistrements accessibles par un interface Dbase IV.

- Des fichiers de données sous tableur, fournis par la compagnie Wenck Associates, contenant les résultats des contrôles trimestriels pendant la période 93-95. Ces fichiers contiennent plus de 2000 résultats d'analyse pour 22 polluants.

On se trouve dans une situation où la quantité de données est très importante. La méthode pour obtenir des profils de pollution consiste à trier ces données pour en sélectionner la partie représentative. On peut distinguer trois critères de sélection : l'emplacement du point d'échantillonnage, la date d'échantillonnage, et le type de polluant analysé. On sélectionne alors les données correspondant à la zone d'étude, pendant la période la plus représentative, pour les principaux polluants.

- Zone d'étude:

La majeure partie des échantillons (environ 70 %) a été prélevée sur la zone source de la pollution, c'est-à-dire sur le site de l'arsenal TCAAP. Le reste des échantillons a été prélevé à l'extérieur du site pour caractériser l'étendue de la propagation de la pollution. On distingue la zone source (sur l'arsenal) et la zone de propagation (sur la commune de New Brighton). La zone d'étude correspond à la superposition de ces deux zones.

Par ailleurs, la complexité de la structure géologique locale entraîne des variations de profils de pollution en fonction de la couche géologique considérée. Parmi les données disponibles, on distingue 4 couches géologiques distinctes : le haut de l'unité 3 (Hillside sand), le milieu de l'unité 3, le bas de l'unité 3 et l'unité 4 (Prairie du chien/Jordan). La propagation de la pollution ayant principalement lieu dans l'aquifère Prairie du chien/ Jordan, on s'intéressera uniquement aux couches géologiques correspondantes, c'est-à-dire l'unité 4.

- Période représentative :

Les échantillons ont été prélevés à différents mois de l'année, sur une période de plus de 15 ans. Des analyses de l'évolution, saisonnière et annuelle, des taux de concentration de la pollution, ont montré que celle-ci avait une faible influence sur le comportement global de la pollution. La période représentative a été choisie comme étant le mois pendant lequel il y avait le plus de points d'échantillonnage répertoriés disponibles: le mois de mars 1993.

- Les principaux polluants

Parmi l'ensemble des polluants analysés, certains sont présents en faible quantité et ne représentent pas un risque majeur. D'autres, à l'inverse, sont des polluants majeurs qui se sont largement propagés en grande quantité. On retiendra donc les huit principaux polluants suivants, choisi en fonction de leur fréquence de détection:

- .Le Trichloroéthylène (TCE)
- .Le 1,1-Dichloroéthane (1,1 DCA)
- .Le 1,1-Dichloroéthylène (DCE)
- .Le 1,1,1-Trichloroéthane (1,1,1-TCA)
- .Le 1,2-Dichloroéthylène (1,2-DCE)
- .Le 1,2-Dichloroéthane (1,2-DCA)
- .Le Tetrachloroéthylène (PCE)

Le 1,1,2-Trichloroéthane (1,1,2-TCA)

Parmi ces polluants, le principal, de part l'étendue de sa propagation et sa concentration dans l'aquifère, est sans ambiguïté le Trichloroéthylène.

Les points représentatifs proviennent donc des échantillons pris dans l'unité 4, sur la zone de propagation, pendant le mois de Mars 1993. Après avoir effectué ce tri, on obtient alors 58 points représentatifs répartis géographiquement selon la carte ci-dessous :

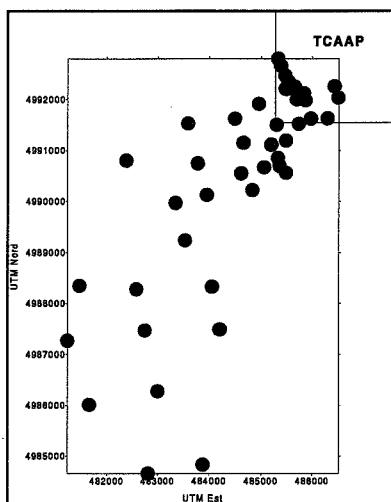


Fig 11 : Emplacement des points représentatifs

Après avoir utilisé la méthode d'interpolation géostatistique par krigeage, on obtient les valeurs de la concentration des polluants, en 1600 points, réparties sur l'ensemble de la zone concernée, comme on peut le voir sur la grille ci-dessous :

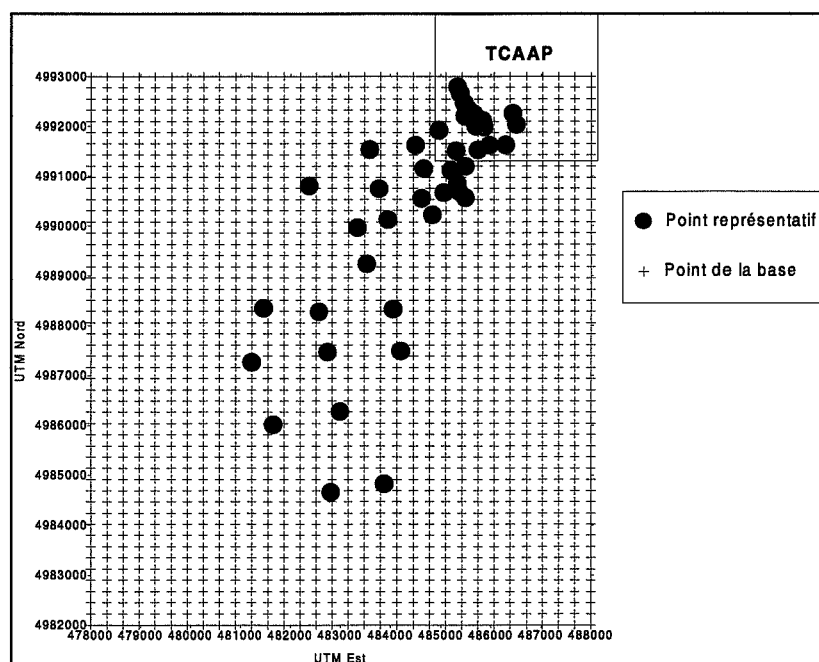


Fig 12 : Grille des points de la base des niveaux de pollution

On veillera à la validation du contenu dans cette base en étudiant les résultats de simulation. Si aucune anomalie concernant les résultats de la campagne d'échantillonnage n'est détectée au cours des sessions de simulation, on considérera la base des niveaux de pollution comme étant valide.

2.1.4 Base d'aléas

Les aléas, comme la réussite ou non d'un forage, sont introduits par l'animateur en fonction de l'argumentaire fourni par les équipes. Selon l'appréciation de l'animateur, d'autres aléas peuvent intervenir suivant la manière dont les équipes conduisent leur projet (délais administratifs supplémentaires, interdiction d'accéder à certains terrains,...). L'apparition de ces incidents n'est pour l'instant pas formalisée dans une base d'aléas. La solution actuelle permet davantage d'échanges entre l'animateur et les équipes puisqu'elle laisse place à une certaine part d'imprévue.

2.2 Les outils d'accès aux données

Les outils d'accès aux données permettent d'en gérer l'accès en fonction des choix des apprenants.

2.2.1 Choix du 'moteur' du simulateur

Le terme de moteur employé pour un simulateur est un prolongement de la notion de moteur utilisée pour caractériser une entité intervenant dans la structure d'un système expert. D'après Cres (1989) : 'le moteur, ou interpréteur de règles, d'un système expert est capable d'inférer, c'est-à-dire de déduire logiquement, à l'aide de règles ou d'instructions'.

On peut reprendre ce terme de moteur en considérant que le moteur d'un simulateur est l'organe principal autour duquel s'articule les composants du simulateur. C'est la structure qui gère les réponses au choix de l'apprenant en fonction d'un certain nombre de règles prédéfinies.

Les premiers moteurs des simulateurs de projet étaient construits en langage Fortran (simulateur MISE, 1981). Ce type de moteur permettait de rythmer le déroulement de la simulation de projet par l'apparition d'événements aléatoires ou associés à la décision en cours.

Le développement des méthodes d'aide à la décision et de la programmation en intelligence artificielle a permis d'utiliser de nouveaux moteurs en langage Prolog (simulateur PROMISE, 1989) permettant de construire des réponses aux choix de l'apprenant en fonction de ses précédentes décisions. Par exemple, si l'apprenant décide de contacter trois fois de suite le même organisme, la réponse de l'organisme peut dépendre du nombre de visite et des autres organismes qu'il a pu voir entre chaque visite. Pour Cres (1989), réalisateur du moteur en Prolog du simulateur PROMISE, le choix du langage Prolog a été dicté par :

- des contraintes d'intégration et par la nécessité d'avoir une bonne maîtrise de la structure de base de connaissances pour des problèmes de maintenance : le simulateur de projet doit être en perpétuelle évolution au fur et à mesure des sessions ;

- la nécessité de pouvoir caler le moteur à ses besoins et de fournir des possibilités de modification pour l'adapter à un autre problème, voire de développer un autre moteur complètement différent.

D'après ces considérations, nous avons envisagé, dans un premier temps, de construire un moteur en langage Prolog pour le simulateur Amise. Ce type de moteur n'a pas été retenu pour plusieurs raisons :

- le concept de base de règles associé au moteur construit avec des langages de programmation en intelligence artificielle de type Prolog engendre une rigidité dans la structure du simulateur qui limite les types d'actions proposées à l'utilisateur. En effet le fonctionnement de ce type de moteur suppose qu'on puisse décomposer toutes prises de décision selon le formalisme: actions - objets - précision, le nombre d'actions disponibles étant limité ainsi que le nombre d'objets.

- le langage Prolog, ne permet pas directement de gérer la présentation visuelle de texte et d'images selon les standards actuels des outils de type multimédia.

L'apparition de nouveaux langages de programmation multimédia propre au développement récent d'Internet a transformé la représentation que l'on pouvait avoir jusqu'alors d'un simulateur. En effet le langage Html est un langage facile d'utilisation qui permet de construire un environnement de gestion d'images et de texte dans un contexte de 'fenêtres' auxquelles sont aujourd'hui habitués la plupart des utilisateurs de micro-ordinateurs. Associé à l'environnement Html, le langage de programmation Java est, a priori, suffisamment performant pour élaborer des procédures de type intelligence artificielle.

Face aux difficultés d'implémentation d'un moteur en langage Prolog et à son manque de compatibilité avec les standards de présentation multimédia, nous avons privilégié un moteur constitué de pages Html consultables avec un navigateur Internet. Ce moteur permet d'organiser la visualisation de texte et d'image suivant un menu proposé à l'utilisateur. Cependant, aucune procédure de type intelligence artificielle en langage Java n'a pour l'instant été intégrée dans le simulateur Amise.

2.2.2 Interface Html

Les bases réglementaires, documentaires et factuelle sont intégrées dans une structure dont l'accès est géré par un enchaînement de pages et de menus écrits en langage Html, compatibles avec le réseau Internet.

Le menu, symbolisé par cinq icônes affichées en permanence en bas de l'interface permet d'accéder au cinq rubriques suivantes :



Cette icône symbolise la bibliothèque du bureau d'étude. La bibliothèque contient les documents représentant les connaissances générales acquises par le bureau d'études lors de travaux antérieurs (caractéristiques des polluants, technologies de traitement existantes,...) Elle permet également d'effectuer des études plus poussées sur les processus de migration des polluants ou sur les technologies de traitement. Sur la page Html de la bibliothèque, les utilisateurs de Amise peuvent également accéder à des sites Internet de recherches d'informations réglementaires.



Cette icône symbolise les ressources informatiques disponibles. Les utilisateurs de Amise peuvent alors consulter des informations sur le programme de modélisation hydrodynamique et sur les programmes d'interpolation disponibles. Les programmes ne sont pas utilisables directement, il faut quitter l'interface d'Amise pour les utiliser.



Cette icône permet d'accéder aux informations concernant les conditions de construction d'une usine de traitement, d'un nouveau puits, d'une canalisation ou d'effectuer un test de pompage de l'aquifère.



Cette icône symbolise les contacts que peut prendre le bureau d'étude avec les différents organismes impliqués. Pour chaque organisme, un bouton permet d'accéder à un rubrique d'information les décrivant.



Cette icône symbolise les campagnes d'échantillonnage que peut réaliser le bureau d'études pour effectuer des campagnes d'échantillonnage.

Ce menu sous forme d'icônes permet d'accéder à un ensemble de page Html que nous pouvons représenter sous forme de structure Html:

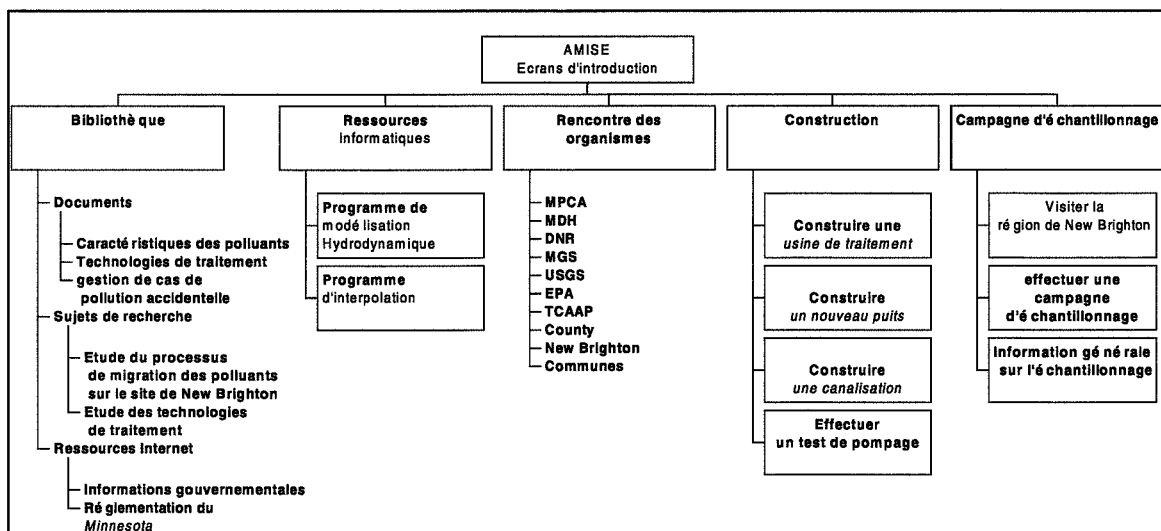


Fig 13 : Structure Html dans Amise

Pour permettre de visualiser l'interface Html d'Amise, voici en exemple, l'écran correspondant à la section 'Rencontre avec des organismes' :

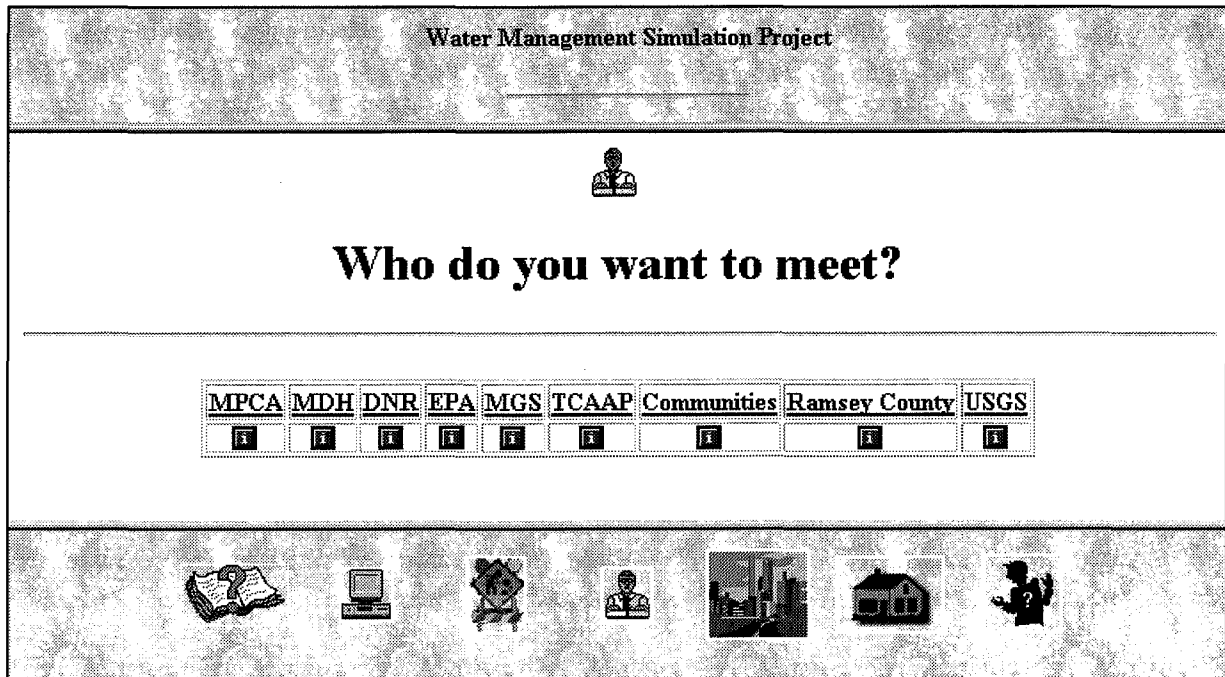


Fig 14 : Interface Html dans Amise

Les deux icônes,  et  permettent d'accéder respectivement à la page d'accueil et à la rubrique d'aide du simulateur.

2.2.3 Module d'interrogation de la base des niveaux de pollution

Un module permet d'interroger la base des niveaux de pollution en fonction des coordonnées des points de la campagne d'échantillonnage choisis par l'apprenant :

sories		Sondage				
x	y	111ICE93	112ICE93	11dce	11dce93	12dce
484000	4990000	19,4	2,8	3,6	2,9	1,4
		c2h3cl93	c2hcl293	ccl493	12dce93	12dclp93
		5,3	9	3,6	1,4	2,8
		tclee93	tc1te93	trcle93	chcl393	pdcwtrlv
		2,8	2,8	166,2	1,9	831,2

Fig 15 : Module d'interrogation de la base des niveaux de pollution

Pour chaque point, le module interroge la base de données des niveaux de pollution et fournit la concentration en microgrammes par litre pour les quatorze polluants concernés. Dans la plupart des cas, les coordonnées des points d'échantillonnage choisis par l'apprenant, ne coïncide pas exactement avec les points de la base des niveaux de pollution. Le module

détermine alors le point de la base le plus proche géographiquement de celui rentré par l'apprenant et y associe les valeurs des concentrations des polluants.

Ce module n'est pas directement utilisable par les équipes. Elle doivent fournir à l'animateur les coordonnées de leurs points d'échantillonnage. Celui-ci, après interrogation de la base des niveaux de pollution leur fournit les résultats de leur campagne d'échantillonnage.

2.3 Méthodes de traitement des données

L'aspect 'conduite de projet' du simulateur est appuyé par l'utilisation de méthodes de traitement des données qui servent à la prise de décisions. Pour traiter les résultats des campagnes d'échantillonnage (concentrations des polluants) on utilise des méthodes d'interpolation permettant d'obtenir de profil de répartition de la pollution. Pour étudier le comportement de la nappe phréatique, on utilise les données hydrogéologiques collectées pour construire un modèle hydrodynamique.

2.3.1 Méthodes d'interpolation

Les méthodes d'interpolation sont utilisées pendant la phase II, pour obtenir une représentation du profil de pollution sur la zone étudiée à partir d'un nombre restreint de valeurs connues de la concentration de la pollution. Après avoir effectué une campagne d'échantillonnage, les méthodes d'interpolation permettent d'estimer la valeur de la concentration de la pollution entre deux points d'échantillonnage.

Le programme d'interpolation utilisé, permet d'effectuer les opérations d'interpolation à partir des données connues (les résultats de campagne d'échantillonnage) et de visualiser le résultat sous forme de carte de niveaux représentant les profils de répartition de la pollution:

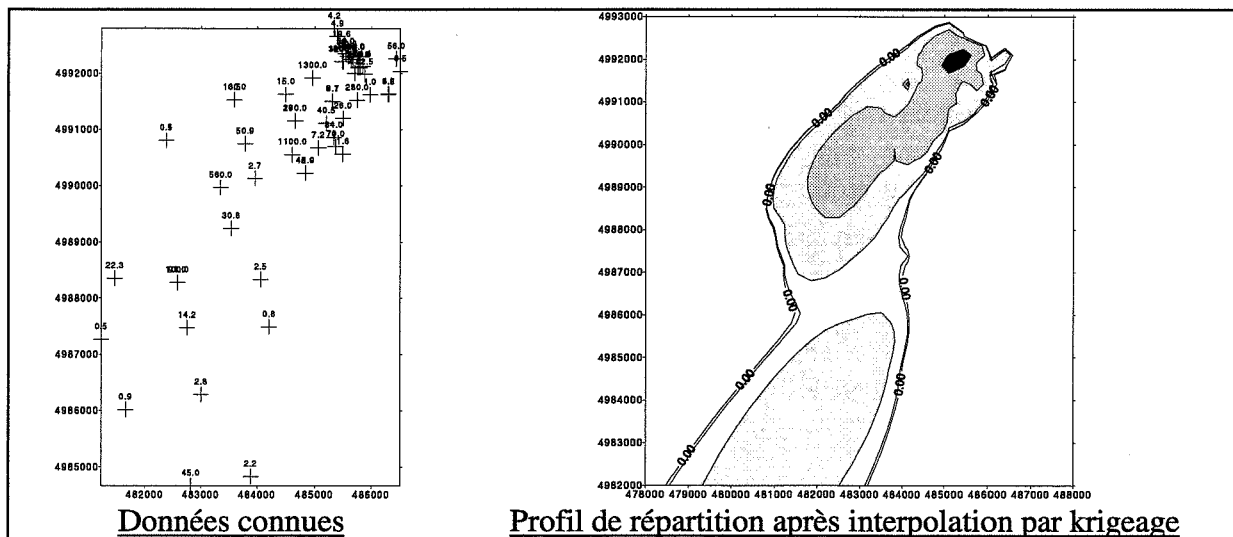


Fig 16 : Exemple d'interpolation

Plusieurs méthodes d'interpolation peuvent être employées, elles diffèrent par le modèle mathématique qu'elles utilisent pour estimer les valeurs entre deux points connus. On retiendra notamment la méthode de la 'distance inverse' et la méthode par krigeage (logiciel Surfer).

.Méthode de la distance inverse

La méthode de la 'distance inverse' est un interpolateur exact dont le principal avantage est la rapidité, cependant elle a tendance à générer des zones concentriques autour des points fournis par l'utilisateur comme on peut l'observer sur le dessin qui suit :

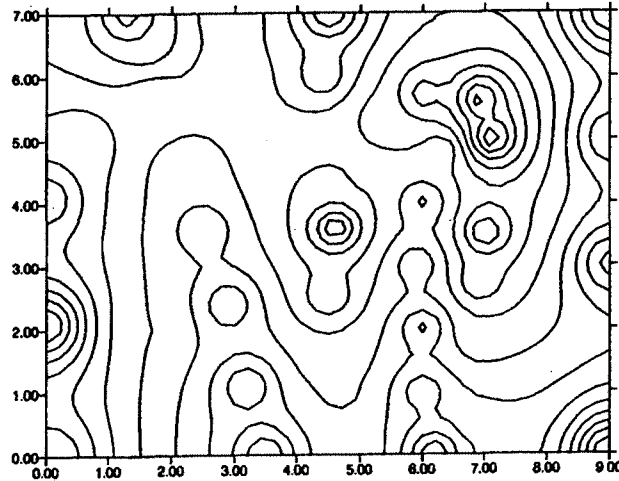


Fig 17 : Méthode de la distance inverse

L'interpolation commence par la création d'une grille et de noeuds où l'on va calculer la valeur de la concentration au moyen de la formule suivante :

$$C = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{h_{ij}^b}}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{h_{ij}^b}}$$

où C est la valeur de la pollution au noeud de la grille

C_i est la valeur de la pollution au points de prélèvement

h_{ij} est la distance du noeud au différents points du prélèvement

b est un paramètre que rentre l'utilisateur.

Dans cette méthode, l'utilisateur attribue des poids plus ou moins importants selon que la position où l'on cherche la valeur de la pollution est éloigné des relevés qui ont été effectués. Le choix de b permet d'accentuer ou de minimiser la valeur de ce poids. En effet, si le noeud est loin d'un relevé alors h_{ij}^b est grand et son inverse est petit. Par conséquent, si on

choisit b grand, le poids $\frac{1}{h_{ij}^b}$ devient encore plus faible et donc l'influence du point (situé à la distance h_{ij}) sur la valeur de la concentration est faible.

. Le krigeage

Le krigeage est une méthode d'interpolation géostatistique qui a permis lors des dernières décennies une amélioration sensible de l'estimation des phénomènes naturels dans différents domaines (mines, pétrole, hydrogéologie, environnement,...) Cette amélioration repose sur la méthodologie utilisée qui, pour estimer un phénomène, exploite sa structure spatiale et assortit cette estimation d'une information sur sa qualité (Jeannée, 1998). Le krigeage essaye d'exprimer la tendance qui ressort des relevés effectués, de sorte que, par exemple, les données où la concentration est élevée ne soient pas isolées comme dans la méthode de la distance inverse, mais soient reliées par des arêtes.

On peut comparer les résultats obtenus par krigeage à ceux obtenus par la méthode de la 'distance inverse' à l'aide du schéma suivant (réalisé à partir des mêmes données) :

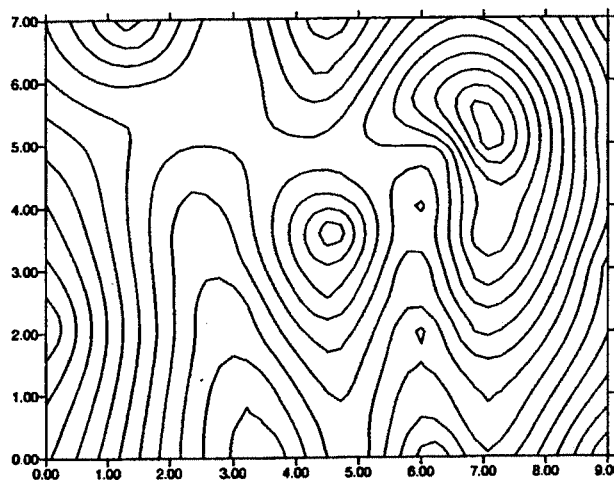


Fig 18 : Interpolation par krigeage

On observe que les contours sont moins heurtés et que les zones concentriques autour des points fournis par l'utilisateur tendent à disparaître.

Le krigeage de la concentration c au point x , est exprimé comme une combinaison linéaire des données c_i : $c = \sum_i \lambda_i c_i$. Il faut déterminer les poids λ_i en imposant des conditions. En géostatistique, la variable mesurée c est considérée comme une réalisation d'une fonction aléatoire $C(x)$ (un tirage aléatoire parmi d'autres possibles), les conditions portent sur cette fonction aléatoire que l'on compare à une quantité $C^*(x)$ considérée comme un estimateur linéaire:

$$\begin{aligned} E(C^*(x) - C(x)) &= 0 \\ \frac{\partial \text{Var}(C^*(x) - C(x))}{\partial \lambda_i} &= 0 \end{aligned}$$

Les poids se calculent donc comme étant la solution du système linéaire suivant :

$$E(C^*(x) - C(x)) = 0 \Rightarrow \sum_{i=1}^n \lambda_i = 1$$

$$\frac{\partial(\text{Var}(C^*(x) - C(x)))}{\partial \lambda_i} = 0 \Rightarrow \begin{cases} \lambda_1 \gamma(x_1 - x_1) + \lambda_2 \gamma(x_1 - x_2) + \dots + \lambda_n \gamma(x_1 - x_n) + \mu = \gamma(x_1 - x) \\ \lambda_1 \gamma(x_2 - x_1) + \lambda_2 \gamma(x_2 - x_2) + \dots + \lambda_n \gamma(x_2 - x_n) + \mu = \gamma(x_2 - x) \\ \dots \\ \lambda_1 \gamma(x_n - x_1) + \lambda_2 \gamma(x_n - x_2) + \dots + \lambda_n \gamma(x_n - x_n) + \mu = \gamma(x_n - x) \end{cases}$$

Où μ désigne l'inverse de la variance de C et γ le variogramme de la variable aléatoire C. Il existe différents variogrammes possibles :

. schéma sphérique : $\gamma(h) = K(15\frac{h}{a} - 0.5\frac{h^3}{a^3})$ si $0 \leq h \leq a$ et $\gamma(h) = K$ si $h \geq a$

. schéma exponentiel : $\gamma(h) = K(1 - e^{-\frac{h}{a}})$

. schéma gaussien : $\gamma(h) = K(1 - e^{-\frac{h^2}{a}})$

. schéma quadratique : $\gamma(h) = K(2\frac{h}{a} - \frac{h^2}{a^2})$ si $0 \leq h \leq a$ et $\gamma(h) = K$ si $h \geq a$

Si l'utilisateur ne connaît pas le variogramme, il est possible de le calculer à partir des données expérimentales et de la formule : $\gamma(h) = \frac{1}{2}(E((C(x+h) - C(x))^2))$ où E désigne l'espérance mathématique, c'est-à-dire la moyenne au sens probabiliste.

Le choix des valeurs de a et K influe sur le krigeage :

La valeur du paramètre 'a' détermine l'évolution des composantes du variogramme lorsque la distance augmente. Ce paramètre joue un rôle sur la prise en compte de la distance qui sépare un point du maillage des données réelles.

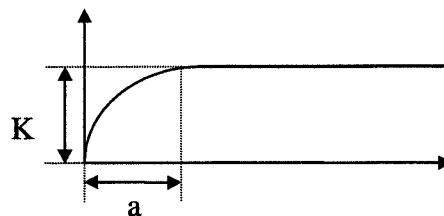


Fig 19 : Signification de a et de K sur un variogramme

Le variogramme est important, car il fournit des indications sur la structure spatiale de la variable : isotropie, stationnarité sur le champ d'étude...

On trouvera dans Mathéron (1971) et Chauvet (1992) une présentation détaillée de la géostatistique linéaire et de ses usages.

Selon Fouquet (Fouquet,1996), avec les mêmes données, c'est-à-dire le même coût d'échantillonnage, l'estimation de la concentration est améliorée par l'utilisation d'un estimateur adapté. Le meilleur estimateur parmi les combinaisons linéaires des données est le krigeage ; dans le modèle probabiliste, le krigeage vérifie deux conditions : l'absence d'erreur systématique et la meilleure précision.

Cette méthode d'interpolation étant la plus adéquate pour interpoler des données sur les concentrations de polluants dans l'eau souterraine, c'est par conséquent celle ci que nous conseillerons d'utiliser lors de la simulation.

2.3.2 La modélisation hydrodynamique

D'après l'analyse du processus décisionnel du projet réel, on constate que le modèle hydrodynamique construit a permis de proposer différentes alternatives de positionnement des puits permettant de traiter la pollution. L'étape de modélisation est une étape indispensable dans la conduite du projet de dépollution de la ville de New Brighton. Elle permet d'obtenir un outil, le modèle hydrodynamique, proposant des alternatives aux décideurs sur la solution à mettre en place .

Pour respecter la similitude avec la conduite du projet réel, le simulateur inclut une phase de modélisation (phase III). L'objectif de cette phase est de construire un modèle hydrodynamique permettant de proposer des alternatives crédibles d'emplacement des nouveaux puits. Dans le choix de la méthode de modélisation, nous garderons en tête que l'objectif du modèle n'est pas de fournir une représentation la plus juste possible de la nappe phréatique, mais bien d'être un outil d'aide à la décision permettant de comparer plusieurs alternatives.

2.3.2.1 Nécessité de simplifier

Le format d'une semaine, retenue pour les sessions de simulation, impose un temps de modélisation disponible très réduit : on peut considérer que l'on peut accorder un maximum de deux jours pour la phase de modélisation. Si l'on compare ce délai aux années qu'a pris la construction du modèle hydrodynamique réel, et que l'on considère, d'autre part, que les utilisateurs du simulateur Amise, ne sont a priori pas des professionnels de la modélisation hydrodynamique, on comprend qu'il est indispensable de simplifier le système que l'on veut modéliser.

Nous avons décider de simplifier le système à modéliser en fonction des considérations suivantes :

- L'aquifère Prairie du Chien / Jordan est le principal aquifère concerné par l'extension de la pollution. Bien que l'on trouve des traces de pollution dans le reste de la structure géologique concernée, on peut considérer qu'on peut limiter la modélisation à cet aquifère. Cet aquifère est constitué de deux couches géologiques distinctes, la couche Prairie du Chien, et la couche Jordan, que nous regrouperons en une seule. Ces deux

considérations permettent de réduire le système à modéliser à une seule couche géologique.

- Une approche globale du processus d'écoulement d'eau et de la pollution montre que les phénomènes d'écoulements verticaux sont nettement plus importants que les phénomènes d'écoulements horizontaux. On choisira de simplifier le système à modéliser en un écoulement horizontal en deux dimensions.

- L'étude détaillée des processus de migration des polluants dans la nappe phréatique, a montré que l'on peut assimiler la propagation des polluants dans la nappe phréatique à un processus hydrodynamique perturbé localement par les processus de biodégradation et d'adsorption. Nous ne prendrons pas en compte les processus de biodégradation et d'adsorption et nous modéliserons uniquement le processus hydrodynamique.

Le système modélisé est donc un écoulement vertical en deux dimensions dans une seule couche géologique représentant l'aquifère Prairie du Chien / Jordan. La prépondérance du processus hydrodynamique dans la propagation des polluants, permet de considérer que les polluants suivent l'écoulement de l'eau souterraine et de ne pas prendre en compte les processus de biodégradation. On cherchera alors à construire un modèle hydrodynamique, à une seule couche, en deux dimensions.

Notons que ces considérations permettant de simplifier le système à modéliser peuvent modifier la crédibilité du modèle construit. On peut notamment s'interroger sur l'impact qu'elles peuvent avoir sur la précision des alternatives proposées aux décideurs d'après le modèle. Rappelons cependant que l'objectif du modèle hydrodynamique n'est pas de fournir des renseignements exacts mais de fournir une aide à la décision. On s'attachera plutôt à valider les modèles construits pendant la simulation, si ceux-ci permettent le bon déroulement du processus décisionnel.

2.3.2.2 Choix de la méthode de modélisation hydrodynamique

Les contraintes fixées par le cadre de la simulation, contrainte de temps et de niveau de compétences des apprenants, imposent le choix d'une technique de modélisation simplifiée facilement implémentable par un apprenant de niveau élève ingénieur. L'existence d'une technique de modélisation peu connue et apparemment efficace pour construire des modèles simples à l'Université du Minnesota, a entraîné le choix de la technique des éléments analytiques comme méthode de modélisation hydrodynamique.

Les équipes ont recours à la méthode **CZAEM** (Capture Zone Analytic Element Model) pour construire un modèle de l'aquifère. Elles devront notamment définir les valeurs des paramètres caractérisant le comportement de la nappe:

- perméabilité;
- épaisseur de la nappe;
- porosité du sol;
- altitude de la nappe;
- infiltration ;

- puits et rivières connectés à la nappe.

Les méthodes classiques de modélisation hydrodynamique, les méthodes numériques, ont été envisagées mais leurs difficultés de mise en œuvre (moyens de calcul, problème de convergence, instabilité numérique) ainsi que les compétences requises (connaissance mathématiques et informatique) ne permettaient pas d'envisager la réalisation d'un modèle en quelques jours de simulation.

Nous reviendrons, plus en détails sur les caractéristiques des méthodes de modélisation hydrodynamique dans le Chapitre IV.

3. Sessions de simulation Amise

La première version du simulateur Amise est disponible depuis Juillet 1997. Trois sessions de simulation, d'une durée de quatre à six jours, ont été réalisées depuis, regroupant un total de 28 participants répartis en huit équipes. La première session, effectuée en interne à l'ENSM-SE, était destinée à tester le simulateur Amise avant de l'utiliser dans le cadre d'un cursus universitaire. Les participants à cette première session étaient du niveau chercheur / ingénieur alors que les participants des deux autres sessions étaient des élèves ingénieurs. La deuxième session s'est déroulée aux Etats-Unis avec des élèves ingénieurs américains. La troisième session s'est déroulée en France avec des élèves ingénieurs français :

	Session 1	Session 2	Session 3
Lieu	Ecole des Mines de St.-Etienne	Université du Minnesota (Minneapolis-USA)	Ecole des Mines de St.-Etienne
Date	Juillet 97	Septembre 97	Janvier 98
Durée	4 jours	6 jours	4 jours
Nombre d'équipes	2	4	2
Nombre de participants	7	16	5
Niveau des participants	Chercheurs/ Professeurs/ Ingénieurs	Elèves ingénieurs	Elèves ingénieurs

Tab 12 : Sessions de simulation

Après avoir exposé les résultats des trois sessions de simulation, nous comparons les alternatives techniques proposées par les équipes avec la solution réelle. On en dégagera des critères nous permettant de valider le simulateur Amise en tant que simulateur de conduite de projet.

3.1 Résultats des sessions de simulation

Les résultats des sessions de simulation, c'est-à-dire l'ensemble des données que l'on obtient après une session, peuvent se regrouper en deux catégories : d'une part les données qui caractérisent le processus de conduite de projet mis en place par les équipes et d'autre part les données relatives aux alternatives de dépollution proposées en fin de session par chaque équipe.

Nous ne présentons ici qu'une partie des résultats des sessions de simulation, pour plus de précision, les rapports des sessions de simulation sont détaillés dans l'annexe C.

On référencera les équipes ayant participées à la simulation par le formalisme Eq1.1, Eq i,j . Le premier indice représente le numéro de session et le deuxième le numéro de l'équipe dans la session correspondante.

3.1.1 Suivi du processus de conduite de projet

Pendant chaque session de simulation, l'animateur conserve les informations permettant de reconstituer le processus de conduite de projet de chaque équipe comme étant le résultat de leur processus décisionnel. On peut le caractériser en fonction des coûts et les délais des différentes phases du projet.

Dans un premier temps, on détaillera les coûts et délais de la campagne d'échantillonnage puis ceux du processus de la conduite de projet dans sa globalité.

. Coûts et délais de la campagne d'échantillonnage

Les données concernant les coûts et délais de la campagne sont évalués à partir des informations contenues dans le simulateur Amise :

- Réaliser un puits d'échantillonnage prend 2 jours pour un coût d'environ \$ 2000 (ce prix varie en fonction de la profondeur du puits) ;
- L'analyse d'un échantillon par un laboratoire prend 10 jours pour un coût de \$ 110 par échantillon ;
- Les équipes peuvent prélever des échantillons dans des forages existant et diminuer les coûts associés à la prise d'échantillon (2 jours, \$0).

Les équipes peuvent réaliser leur campagne en plusieurs fois. Elles peuvent réaliser une série d'échantillons, attendre le résultats des analyses, étudier les résultats puis recommencer une ou plusieurs séries d'échantillonnage. Les coûts et délais des campagnes d'échantillonnage pour chaque équipe sont regroupés dans le tableau suivant :

		Session 1		Session 2				Session 3	
		Eq 1.1	Eq 1.2	Eq 2.1	Eq 2.2	Eq 2.3	Eq 2.4	Eq 3.1	Eq 3.2
Campagnes	Nombre de campagnes	4	2	9	6	8	3	3	2
	Nombre d'échantillons	27	49	35	29	41	31	21	27
	Coût (\$)	34 970	53 390	103 850	70 470	77 310	42 612	66 970	44 050
	Durée (j)	72	68	160	118	162	92	72	60

Tab 13 : Coûts et délais des campagnes d'échantillonnage

Le nombre de campagne par équipe varie de 2 à 9. Le nombre d'échantillons varie de 21 à 49 avec une moyenne de 32,5 échantillons par équipe. La durée totale de la campagne d'échantillonnage varie de 60 à 162 jours par équipe.

. Coûts et délais du processus de conduite de projet

Les données concernant les coûts et délais de la conduite de projet sont évaluées à partir des informations contenus dans le simulateur Amise. Les coûts sont évalués dans les conditions économiques des années 1985 à 1995. On distingue :

- Les coûts d'acquisition de données, notamment les cartes géologiques (\$12/pièce) ;
- Les coûts de recherche, test de pompage de l'aquifère (\$ 10 000), étude sur la migration des polluants (\$ 5000) et recherche bibliographique sur les technologies de traitement (\$ 1000) ;
- Les coûts de la campagne d'échantillonnage ;
- Les salaires de l'équipe pendant la durée de l'étude. Ces salaires sont calculés à partir d'un forfait horaire représentant le coût de l'ingénierie aux Etats-Unis (entre \$40 et \$60 par heure) ;
- La durée totale de la conduite de projet est évaluée à partir du temps simulé indiqué pour chaque action (rencontre avec les organismes, campagne d'échantillonnage, temps de recherche, obtention de données,...).

Les coûts et délais de l'ensemble de la conduite de projet sont regroupés dans le tableau suivant (l'indication 'nd' indique que la valeur correspondante n'est pas disponible):

		Session 1		Session 2				Session 3	
		Eq 1.1	Eq 1.2	Eq 2.1	Eq 2.2	Eq 2.3	Eq 2.4	Eq 3.1	Eq 3.2
Coût de la conduite de projet (\$)	Acquisition de données (divers)	nd	100	48	42	16	42	40	39,25
	Recherche	11 000	11 000	6 000	6 000	1 000	1 000	1000	-
	Campagne d'échantillonnage	34 970	53 390	103 850	70 470	77310	42 612	66 970	44 050
	Salaires	nd	360 000	313 600	376 000	nd	97100	118500	55 150
	Total	nd	424 490	423 500	452 512	nd	140 760	186 510	101 239
Durée totale		nd	36	49	47	45	24	24	47

Tab 14 : Coûts et délai du processus de conduite de projet

Le coût total de la conduite de projet varie entre \$101 239 et \$452 512. La durée totale de la conduite de projet varie entre 24 et 49 semaines.

3.1.2 Alternatives techniques proposées

Les alternatives techniques proposées, correspondent aux propositions faites par les équipes en fin de session de simulation. Elles ont pour but de répondre aux objectifs du projet, à savoir la dépollution de la nappe phréatique de New Brighton et l'approvisionnement de la ville en eau potable. Chaque équipe utilise les résultats des travaux qu'elle a effectué pour proposer non pas une solution, mais des alternatives favorisant un ou plusieurs objectifs particuliers.

On peut caractériser les alternatives en fonction des paramètres suivants :

- le débit de pompage journalier total, en m³/j, correspondant à la somme des débits de pompage journaliers de chaque puits de pompage ;
- le nombre de puits de pompage ;
- la durée de dépollution prévue ;
- le coût de construction initiale (construction des puits et des usines de traitement, mise en place de nouvelles canalisations) ;
- le coût annuel de fonctionnement (coût du processus de traitement) ;
- le coût total correspondant au coût de construction initiale et au coût de fonctionnement (coût annuel de fonctionnement x durée de dépollution prévue).

Pour chaque alternative, les valeurs de ces paramètres sont regroupées dans le tableau suivant (l'indication 'nd' indique que la valeur correspondante n'est pas disponible) :

Session	Equipe	Alternative	Débit (m ³ /j)	Puits	Durée (ans)	Coût de construction	Coût annuel	Coût total
Session 1	1.1	1	16 500	2	50	\$ 1 140 000	\$ 240 000	\$ 13 109 500
		2	20 000	2	50	\$ 1 140 000	\$ 283 500	\$ 15 315 925
		3	30 000	6	50	nd	\$ 376 000	nd
	1.2	1	8 700	7	100	nd	\$ 250 000	nd
		2	8 700	7	100	nd	\$ 250 000	nd
Session 2	2.1	1	12 850	5	25	\$ 3 042 800	nd	nd
		2	21 168	5	25	\$ 3 042 800	nd	nd
	2.2	1	24 000	5	nd	\$ 512 400	nd	nd
		2	28 300	6	nd	\$ 1 952 400	nd	nd
		3	31 800	7	70-100	\$ 3 080 000	nd	nd
	2.3	1	11 500	4	83	\$ 918 400	\$ 197 000	\$ 17 269 200
		2	16 700	9	53	\$ 5 886 120	\$ 289 080	\$ 27 735 360
		3	27 450	18	25	\$ 14 599 200	\$ 289 080	\$ 30 570 200
	2.4	1	11 240	3	nd	nd	\$ 527 000	nd
		2	9 580	5	nd	nd	\$ 682 400	nd
Session 3	3.1	1	62 000	10	30	\$ 6 718 750	\$ 990 024	\$ 36 604 003
		2	46 500	4	100	\$ 1 343 750	\$ 787 714	\$ 79 699 660
	3.2	1	15 000	6	30	\$ 2 926 000	\$ 347 480	\$ 13 350 400

Tab 15 : Alternatives proposées par les équipes

18 alternatives ont été proposées pendant les trois sessions de simulation Amise, avec un maximum de trois alternatives par équipes. Elles peuvent être regroupées en plusieurs catégories, selon les objectifs qu'elles favorisent . On distingue les alternatives à moindre coût , les alternatives qui favorisent l'efficacité du dispositif de dépollution, les alternatives intermédiaires, et les alternatives originales.

. Les alternatives à moindre coût

L'alternative 1 de l'équipe 2.2 minimise les coûts de construction initiaux (\$512 000) ainsi que l'alternative 1 de l'équipe 2.3 (\$918 400). Les coûts de construction sont réduits en utilisant uniquement les puits municipaux existant comme puits de pompage.

Cependant, ces alternatives ne permettent pas d'atteindre l'objectif de dépollution puisque l'absence de nouveaux puits ne permet pas de contenir toute la pollution.

. Les alternatives qui favorisent l'efficacité du dispositif de dépollution

L'alternative 3 de l'équipe 2.2 favorise l'efficacité du dispositif de dépollution en pompant un large débit (31 800 m³/j) pendant une longue période (70 à 100 ans). Ce dispositif nécessite la construction de deux nouveaux puits et les frais de construction initiaux sont plus élevés (\$ 3 080 400).

L'alternative 2 de l'équipe 2.3 propose de traiter toute la pollution sur 53 ans en utilisant 9 puits dont 6 nouveaux. Cette alternative nécessite la construction de deux usines de traitement et les coûts de construction de cette solution sont assez élevés (\$5 886 000).

Les alternatives proposant de traiter toute la pollution entraînent des coûts de construction élevés et on constate une durée de dépollution assez longue (53 ans et 70-100 ans).

. Les alternatives intermédiaires

Les alternatives intermédiaires se caractérisent par le fait qu'elles ne privilégient pas une direction particulière. Au contraire, elles essaient de proposer un équilibre entre les coûts de construction et l'efficacité du dispositif de traitement de la pollution. La plupart des alternatives proposées (11 sur 18) peuvent être considérées comme des alternatives intermédiaires (voir Tab16). Les coûts de construction sont compris entre \$1 140 000 et \$ 6 718 750. Les coûts annuels vont \$ 240 000/an à \$ 990 024/an. Les durées de dépollution vont de 25 à 100 ans.

. Les alternatives originales

L'alternative 3 de l'équipe 1.1 propose une solution originale puisqu'elle envisage la réalisation d'une 'tranchée drainante', modélisée par une ligne de puits d'extraction de la pollution, permettant d'intercepter l'ensemble de l'écoulement de la nappe avec un débit de 30 000 m³/j. Cette alternative, bien que n'ayant pas été envisagée lors de la conception du simulateur a quand même pu être proposée. Cependant le manque d'information concernant les coûts de réalisation de ce type d'ouvrage n'a pas permis de la comparer avec les autres solutions plus conventionnelles.

L'alternative 3 de l'équipe 2.3 propose de traiter la pollution en un minimum de temps (25 ans) en installant 21 puits de pompage. Les coûts de construction initiaux sont élevés (\$ 14 599 200) mais le coût total de cette alternative reste relativement faible (\$30 000 000).

L'alternative 2 de l'équipe 3.1 propose la réalisation d'une somme de puits sur le même site constituant un même ouvrage d'extraction de la pollution. Ce site, modélisé par un puits unique, se situe à l'extrémité de la zone polluée et permet de capter l'ensemble de la pollution sur 100 ans. Le débit de pompage de cet ensemble de puits est très élevé (37 500 m³ /j). Trois puits municipaux déjà existant traitent la pollution en amont de cet ensemble de puits. Cette solution présente l'inconvénient de pomper de l'eau propre.

Les trois alternatives proposées par l'équipe 1.2, distinguent deux couches géologiques dans leur modèle hydrodynamique. Une couche correspondant à l'aquifère Prairie du Chien/ Jordan (unité 4) et une couche correspondant à ce qui est appelé l'unité 3 (Hillside sand). Les deux couches sont cependant modélisées de façon indépendante, l'équipe 1.2 a en fait construit deux modèles à une couche, un pour l'aquifère et l'autre pour l'unité 3. Les solutions proposées ne sont pas originales, mais le modèle utilisé l'est.

L'existence de ces solutions originales, à condition qu'elles puissent être validées, montrent que le simulateur permet d'envisager une variété d'alternatives qui n'auraient sans doute pas pu être proposées dans la réalité. C'est signe que le simulateur est structuré de manière suffisamment ouverte pour s'adapter à de nouvelles propositions. On notera cependant des limites concernant les informations nécessaires pour comparer ces alternatives originales avec les autres, notamment au niveau des données dans le simulateur concernant les coûts de réalisation.

On peut regrouper les alternatives selon leur type dans le tableau suivant :

	Alternatives à moindre coût	Alternatives traitant toute la pollution	Alternatives intermédiaires	Alternatives originales
	Eq 2.2, alt 1 Eq 2.3, alt 1	Eq 2.2, alt 3 Eq 2.3, alt 2	Eq 1.1, alt1 et 2 Eq 1.2, alt 1 et 2 Eq 2.1, alt 1 et 2 Eq 2.2, alt 2 Eq 2.4, alt 1 et 2 Eq 3.1, alt 1 Eq 3.2, alt 1	Eq 1.1, alt 3 Eq 2.3, alt 3 Eq 3.1, alt 2
Total	2	2	11	3

Tab 16 : Alternatives selon leur type

La plupart des alternatives proposées sont des alternatives intermédiaires (11 sur 18) qui correspondent à une conduite du projet réaliste essayant de trouver une solution s'approchant des objectifs fixés en fonction des contraintes financières et techniques.

Le contexte de simulation permet également de faire émerger des alternatives plus typées qui sont soit des alternatives à moindre coût (2 sur 18), soit des alternatives traitant toute la pollution (2 sur 18), soit des alternatives originales (3 sur 18).

3.2 Les alternatives proposées et la solution réelle

Dans un souci de validation du simulateur, il est important de comparer les alternatives proposées dans le cadre de la simulation avec la solution mise en place dans le cas réel.

Les débits de pompage de la solution réelle sont :

Puits	Prairie du Chien	Jordan	Total
NB4	3 000	1 500	4 500
NB14	3740	--	3740
NB15	3740	--	3740
Total PGACWTF	10 480	1 500	11 980
NB13 (PGRS)	5 450	--	5 450
TOTAL	15 930	1 500	17 430

Tab 17 : Débits de pompage de la solution réelle (m³/j)

Les coûts prévisionnels d'ingénierie et de construction pour l'implémentation de la solution réelle sont de \$1 627 000. Les coûts annuels de maintenance et de fonctionnement sont de \$574 960.

Sachant que l'objectif d'un simulateur pédagogique de conduite de projet n'est pas que l'apprenant propose la même solution de dépollution qu'en réalité, on validera le simulateur si les caractéristiques des alternatives proposées sont du même ordre de grandeur que celles de la solution réelle. On compare les coûts et délais ainsi que les caractéristiques techniques (débit de pompage et nombre de puits) des alternatives proposées avec la solution réelle.

3.2.1 Les coûts et délais

Les coûts de construction des alternatives proposées sont compris entre \$512 400 et \$ 14 560 000. Les coûts de construction réels sont de \$ 1 630 000.

Les coûts annuels des alternatives proposées sont compris entre \$ 197 000/an et \$ 990 000/an. Les coûts annuels de la solution réelle sont de \$ 574 960/an.

On vérifie que le coût réel est compris entre les valeurs minimales et maximales des coûts simulés mais il est délicat de comparer les coûts simulés avec les coûts réels. Les études réelles ont été bien plus longues, une quinzaine d'années, et elles ont été réalisées par plusieurs bureaux d'études différents. Ces différences de contexte ne nous permettent pas de valider les coûts et délais simulés du processus de conduite de projet comme étant réalistes. On les considérera uniquement à titre indicatif permettant de comparer les alternatives correspondant à chaque projet de dépollution simulé.

Quand à la durée de dépollution, celle-ci ne représente qu'une estimation : la durée de dépollution réelle n'étant pas connue et étant difficile à estimer, on considérera que la durée simulée de dépollution (25 à 100 années) est qu'une indication devant être considérée avec beaucoup de prudence.

3.2.2 Les caractéristiques techniques

Par souci de validation des solutions simulées, on peut considérer que pour rester cohérentes, les caractéristiques techniques des alternatives proposées doivent être comprises dans un écart raisonnable avec les caractéristiques techniques de la solution réelle. Il s'agit de vérifier que ces caractéristiques soient du même ordre de grandeur que les caractéristiques techniques de la solution réelle.

Parmi les caractéristiques techniques, il est difficile de trouver des critères de comparaison pertinents pour valider le simulateur. Nous en avons retenu deux, simples et accessibles: le débit de pompage total et le nombre de puits de captage de la nappe.

. Débit de pompage

Le débit de pompage de la solution réelle est de **17 430 m³/j**. On peut comparer ce débit de pompage avec les débits de pompage de chaque alternatives techniques.

		Session 1		Session 2				Session 3	
		Eq 1.1	Eq 1.2	Eq 2.1	Eq 2.2	Eq 2.3	Eq 2.4	Eq 3.1	Eq 3.2
Alternatives Proposées	Débit 1 (m ³ /j)	16 500	8 700	12 850	24 000	11 240	11 240	60500	15 000
	Débit 2 (m ³ /j)	20 000	8 700	21 168	28 300	16 700	9 580	46 500	
	Débit 3 (m ³ /j)	30 000			31 800	27 450			

Tab 18 : Débit de pompage des alternatives proposées

Les débits de pompage des alternatives techniques sont compris entre 8 700 m³/j et 60 500 m³/j . On peut les positionner l'un par rapport à l'autre sur la figure suivante :

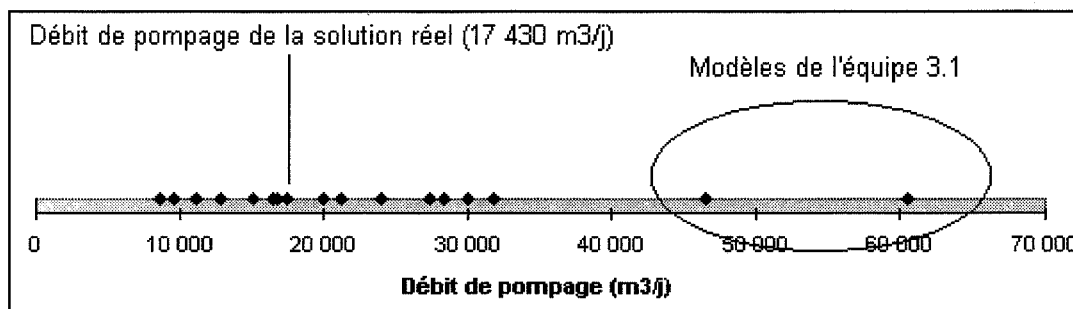


Fig 20 : Débit de pompage par alternative

En comparant les moyennes de débits de pompage par équipe avec le débit de pompage de la solution réelle, on s'aperçoit que la plupart des équipes proposent des débits de pompage en rapport avec le débit réel mis à part l'équipe 3.1. En effet, les débits de pompage de l'équipe 3.1 sont de 60 500 m³/j et 46 500 m³/j, soit largement plus du double du débit de pompage réel. On peut alors considérer que l'équipe 3.1 propose de débits de pompage trop élevés et que les alternatives techniques qu'elles proposent sont à revoir.

A part les modèles de l'équipe 3.1, l'ensemble des débits de pompage des alternatives proposées sont du même ordre de grandeur que le débit de pompage de la solution réelle. On

peut alors considérer que le simulateur permet globalement de générer des alternatives dont le débit de pompage est cohérent.

. Nombre de puits

La solution réelle utilise 4 puits. On peut comparer ce nombre de puits avec le nombre de puits de chaque alternative technique :

	Session 1		Session 2				Session 3	
	Eq 1.1	Eq 1.2	Eq 2.1	Eq 2.2	Eq 2.3	Eq 2.4	Eq 3.1	Eq 3.2
Alternative 1	2	7	5	5	4	3	10	6
Alternative 2	2	7	5	6	9	5	4	
Alternative 3	6			7	18			

Tab 19 : Nombre de puits par alternatives

Le nombre de puits des alternatives techniques est compris entre 2 et 18. On peut les positionner l'un par rapport à l'autre sur la figure suivante :

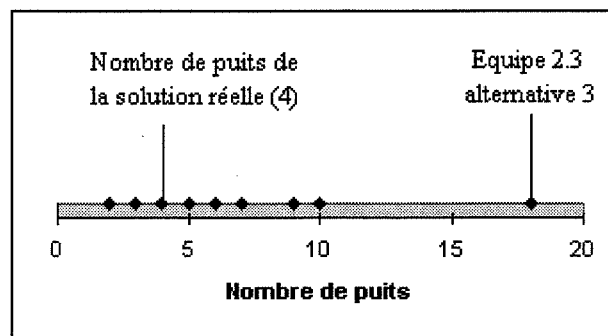


Fig 21 : Nombre de puits par alternative

Mise à part l'alternative 3 de l'équipe 2.3, le nombre de puits d'extraction de la pollution pour chaque alternative est du même ordre de grandeur que le nombre de puits utilisés dans le cas réel. Le simulateur permet globalement de générer des alternatives dont le nombre de puits d'extraction de la pollution est cohérent avec la réalité.

Remarque :

Nous sommes conscients de la subjectivité de notre méthode de validation des caractéristiques techniques des alternatives proposées. Davantage de critères de comparaison et l'utilisation de techniques numériques de classement de solutions simulées nous aurait permis de déterminer de façon plus rigoureuse l'écart entre les alternatives proposées et la solution réelle. Il existe notamment des méthodes qui s'apparentent aux méthodes multicritères, tel que la méthode développée par Wenstop, Ibbreck et Seip (1986) ou l'algorithme de Opricovic et Djordjevic (1986), qui permettent d'effectuer le classement des solutions simulées par rapport à une solution idéale de référence en les pondérant par la valeur des critères (Graillet, 1986). Dans notre cas, il est difficile de définir une solution de référence et suffisamment de critères de comparaison pour utiliser de telles méthodes. Cherchant uniquement à vérifier la cohérence globale des solutions simulées, les approbations orales de spécialistes en hydrogéologie (J.SEABERG hydrogéologue de la MPCA et le

professeur R.BARNES de l'université du Minnesota), ainsi que les comparaisons effectuées ci-dessus, nous semblent suffisantes.

4. Validité du simulateur

Les trois sessions de simulation réalisées jusqu'à présent, ont permis de tester le simulateur dans des conditions d'utilisation différentes, aussi bien au niveau des compétences et du nombre de participants qu'au niveau de la durée de la simulation. Avant d'essayer d'interpréter les résultats de simulation, on se servira de ses sessions pour caractériser la validité du simulateur selon trois critères : un critère de fonctionnalité, lié au bon fonctionnement des composants du simulateur, un critère de crédibilité, lié à la correspondance entre les valeurs des résultats simulés et les valeurs réelles, et un critère pédagogique lié à l'atteinte des objectifs pédagogiques.

4.1 Fonctionnalité

Les résultats de sessions de simulation montrent que pour toute les équipes participantes, celles-ci ont réussi à conduire le projet de manière à proposer une ou plusieurs alternatives de dépollution. La variété des 18 alternatives proposées montrent que le simulateur Amise permet de proposer des solutions diversifiées tout en étant inscrit dans un cadre réaliste de conduite de projet. Le simulateur Amise permet de conduire un projet en vue de proposer des stratégies de dépollution. Il fonctionne et peut être validé sur les points suivants :

. Quantité d'informations dans le simulateur

Le simulateur contient suffisamment d'informations pour conduire le projet de dépollution pendant les cinq phases définies par le scénario minimal. Seul certains coûts ont fait défauts lors de l'évaluation du coût d'alternatives originales.

. Organisation de l'interface

L'interface est suffisamment bien conçue pour permettre aux utilisateurs de naviguer facilement dans le simulateur. L'accès aux informations ne pose pas de difficultés.

. Rythme et organisation des sessions de simulation

La durée de 4 à 6 jours ainsi que l'organisation de la session permet à des apprenants de niveaux différents de finir la simulation. On remarque cependant que 4 jours ne suffisent pas pour aborder dans le détail le contenu de la simulation. Il vaut mieux, si possible, faire une session de simulation sur 6 jours.

Bien que le simulateur fonctionne suffisamment bien avec la structure actuelle, on peut sans doute l'améliorer en intégrant de nouveaux outils de type systèmes d'information géographique. Ces outils permettent essentiellement de manipuler des données géographiques (cartes, distance, altitude, surface,...) et pourraient faciliter certaines tâches des équipes pendant une session de simulation. Dans Amise, le travail de repérage des coordonnées des rivières se fait à la main et pourrait se faire très rapidement avec l'aide d'un SIG. Les équipes

pourraient également s'en servir pour étudier l'installation de nouvelles canalisations d'eau potable. Des travaux dans ce sens ont permis de construire une base de données géographiques du site de New Brighton. Cependant, bien qu'étant un outil très performant dans la manipulation de données géographiques, un SIG professionnel demande trop de compétences de la part de l'apprenant pour être utilisée efficacement dans une session de simulation. La durée d'une session (une semaine) ne permet pas à l'apprenant de se familiariser avec l'interface complexe de ce type d'outil. Pour simplifier l'utilisation d'un SIG dans le simulateur AMISE un essai de couplage d'un SIG professionnel (ARC INFO) avec le réseau Internet a montré que les difficultés techniques ne permettaient pas d'envisager un couplage rapide et efficace dans l'immédiat (POBA-NZAOU, 1997).

Cependant, l'émergence récente de SIG plus simple et compatible avec le réseau Internet devrait permettre de réduire la complexité de l'interface. On devrait très prochainement pouvoir intégrer efficacement ce genre d'outil dans Amise.

4.2 Crédibilité

Indépendamment de la validation fonctionnelle du simulateur, il est nécessaire de vérifier la crédibilité du simulateur, c'est-à-dire de vérifier la cohérence des alternatives proposées avec la solution réelle. Puisqu'un des objectifs du simulateur est de pouvoir générer des solutions différentes de la solution réelle, on ne cherche pas à obtenir les mêmes résultats simulés et réels mais plutôt à vérifier que ces résultats sont du même ordre de grandeur. Cette vérification est subjective et dépend des écarts que l'on estime comme étant tolérables.

On a vu que les différences de contexte des études réelles et simulées ne nous permettent pas de comparer les coûts et délais simulés dans le processus de conduite de projet avec la réalité. On ne peut par conséquent valider le simulateur Amise quand à la crédibilité des coûts et délais du processus de conduite de projet.

Par contre, bien que certains modèles présentent des différences de débit de pompage ou de nombre de puits avec la solution réelle trop importantes pour être considérées comme étant du même ordre de grandeur, de manière générale le contexte du simulateur engendre des alternatives aux caractéristiques techniques cohérentes. On peut alors valider les composantes permettant de proposer ses alternatives dans le simulateur Amise : le contenu de la base des niveaux de pollution, son module d'interrogation, la méthode d'interpolation par krigeage et la méthode de modélisation hydrodynamique (méthodes par éléments analytiques).

On peut par la suite, essayer d'augmenter la crédibilité du simulateur en implantant une base de données dynamique des niveaux de pollution. En effet, la base de données contenant les concentrations des polluants est pour l'instant une base figée dans le sens où elle représente une représentation de la pollution à un instant donné, ne prenant pas en compte les variations saisonnières et annuelles. Des recherches ont été effectuées pour établir une base de données dynamique qui pourrait modifier les valeurs des concentrations qu'elle contient en fonction de la date (simulée) à laquelle on la consulte. Une première approche par génération ellipsoïdale de données a été étudiée et mériterait d'être approfondie, celle-ci n'a cependant pas pu être mise en pratique ('Simulation de la dispersion de polluant' par Pagot et Paquin (1998)).

On peut également envisager d'enrichir la base de données en essayant de représenter les concentrations sur l'ensemble des couches géologiques concernées. On obtiendrait alors une base de données en trois dimensions plus complète mais aussi certainement plus lourde à gérer. Cette enrichissement serait indispensable si l'on souhaite par exemple construire un modèle hydrodynamique de la zone concernée qui soit multi-couches (modèle hydrodynamique en trois dimensions).

4.3 Objectifs pédagogiques

Le simulateur pédagogique de conduite de projet Amise, est un outil de travail qui permet d'étudier et de comprendre l'interconnexion entre différentes phases d'un projet. L'expérience est transmise par la responsabilisation de l'apprenant lors du processus décisionnel. Tout au long de la simulation, il peut étudier les conséquences de ces propres prises de décision sur l'ensemble de la conduite de projet. Qu'il s'agisse d'analyse, de formulation de problèmes, ou de tests d'hypothèses, cette personnalisation de la conduite de projet responsabilise l'apprenant en le confrontant aux conséquences de ses propres intentions. On peut qualifier ce processus de gain d'expérience puisque l'apprenant aura appris sur sa manière de gérer une situation réelle.

Il nous manque, cependant, les moyens de vérifier ce gain d'expérience et on restera prudent sur cette question. En effet, selon Norman et Schmidt (1992), de nombreuses études ont montré que l'idée ou l'espoir de pouvoir acquérir des compétences dans la résolution de problème en général est fautive puisque une expertise est toujours liée à un domaine précis.

Fort de ces considérations, on limitera l'apport pédagogique du simulateur dans la conduite de projet à la maîtrise de principes généraux de telle manière à ce qu'ils puissent être transférés pour la résolution de nouveaux problèmes, ainsi qu'à l'acquisition d'exemples qui peuvent être utilisés par la suite pour trouver une solution à de nouveaux problèmes sur la base d'une similarité ou de caractéristiques communes.

Bien que l'on ne puisse valider les coûts et délais du processus de conduite de projet puisque les contextes d'étude simulé et réel sont différents, la validité des critères de fonctionnalité et crédibilité du simulateur AMISE nous permet de considérer que ce simulateur constitue un outil capable de générer des processus de conduite de projet variés proposant des alternatives cohérentes avec la réalité. On retiendra que le simulateur Amise est un simulateur de conduite de projet crédible et réaliste, il constitue alors un banc d'essai pertinent pour étudier le comportement de ces composants dans un contexte de projet.

Dans les prochains chapitres, nous nous attacherons plus particulièrement à étudier le comportement d'un des principaux composants du simulateur AMISE : le modèle hydrodynamique.

Chapitre IV

La modélisation hydrodynamique dans un contexte de projet

Après une présentation de modélisation hydrodynamique dans AMISE, ce chapitre caractérise les impératifs de la modélisation hydrodynamique dans un contexte de projet.

1. La modélisation hydrodynamique dans AMISE

Lors de la réalisation du simulateur AMISE, l'étude du projet de dépollution du site de New Brighton nous a amené à établir un scénario minimal de simulation comprenant une phase de modélisation hydrodynamique. L'objectif de cette phase est de construire un modèle de l'aquifère local, l'aquifère Prairie du Chien/ Jordan, permettant de choisir la localisation de nouveaux puits de pompage en fonction de leur impact sur la pollution.

Après une discussion sur le choix de la méthode de modélisation à utiliser dans le cadre des sessions de simulation, nous avons retenu la méthode des éléments analytiques. Cette méthode est encore peu connue et nous en présenterons les principes théoriques fondamentaux.

1.1 Choix d'une méthode de modélisation

Il existe plusieurs techniques pour modéliser les écoulements souterrains. Le développement récent des puissances de calcul des ordinateurs a surtout favorisé, dernièrement, l'utilisation de techniques de modélisation numérique basée sur la méthode des différences finies ou des éléments finis. En marge de ces méthodes numériques, les méthodes de modélisation analytique ont continué de se développer, notamment celle des éléments analytiques.

Le choix de la technique de modélisation utilisée pour construire un modèle hydrodynamique dépend de nombreux critères propre au contexte dans lequel est construit le modèle. Il est difficile de dresser ici une liste exhaustive de ces critères et les performances relatives de chacune de ces méthodes sont aujourd'hui un sujet de discussion dans la communauté scientifique. L'argumentation visant à privilégier une méthode, plutôt qu'une autre, se trouve alors être un mélange de constatation scientifique et d'a priori subjectif, il n'est pas de notre compétence d'effectuer un classement catégorique de ces méthodes. On retiendra cependant que les modèles numériques sont généralement confrontés à des problèmes de convergence et d'instabilités numériques.

Dans le cadre de la réalisation d'un simulateur, nous privilégions la qualité de l'approche pédagogique de chaque méthode de modélisation. Par conséquent, on choisira la méthode qui permet à l'apprenant de comprendre au mieux les principes qui régissent le fonctionnement d'une nappe phréatique.

Lors des précédents simulateurs pédagogiques de conduite de projet réalisés à l'ENSM-SE, les phases de modélisation hydrodynamique utilisaient des méthodes de résolution numériques. Bien que celles-ci aient permis de réaliser des modèles hydrodynamiques satisfaisants, le temps restreint d'une session de simulation ne permettait pas à l'apprenant de s'appropriier les principes hydrogéologiques des systèmes qu'il modélisait. En effet, les méthodes numériques manipulent avant tout des concepts mathématiques (discrétisation, processus itératifs,...) dissociés de la réalité physique. Ils n'ont pas ou peu de liens directs avec les objets hydrogéologiques qui conditionnent le fonctionnement d'une nappe phréatique.

La méthode des éléments analytique, développée récemment à l'Université du Minnesota par le professeur O.Strack , à l'avantage de baser son approche de modélisation sur la manipulation d'objet hydrogéologique (courant uniforme, puits, rivières,...) . Cette approche permet donc à l'apprenant de construire un modèle qu'il peut associer directement avec les caractéristiques hydrogéologiques de la nappe qu'il souhaite modéliser.

Nous avons choisi d'utiliser la méthode des éléments analytiques dans le simulateur AMISE car celle-ci nous paraît plus apte à illustrer les principes de fonctionnement d'une nappe phréatique. Les différents objets hydrogéologiques qu'elle manipule sont décrits ci-après.

1.2 Méthode des éléments analytiques

L'objectif , ici, est de donner au lecteur les principales lignes directrices sur lesquelles est construite la méthode des éléments analytiques. Une explication complète est donnée dans l'ouvrage 'Groundwater Mechanics' du professeur Otto Strack (1989).

1.2.1 Equations fondamentales

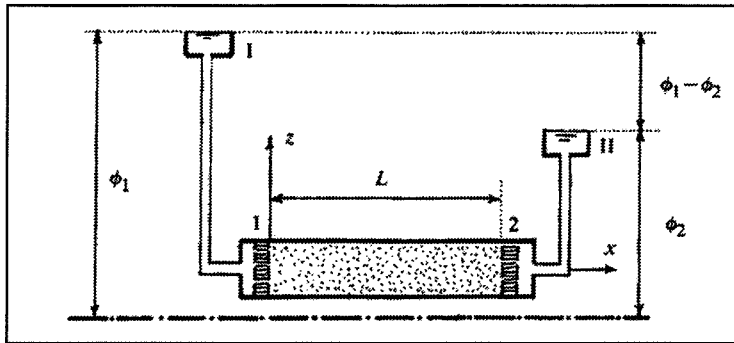
L'élaboration des méthodes de modélisation des écoulements souterrains est construite à partir des équations fondamentales qui les gouvernent : le relation de Bernouilli, la loi de Darcy, l'équation de continuité et l'équation de Laplace .

.La charge hydraulique ϕ d'un fluide incompressible, soumis à la seule gravité, est défini par la relation de Bernouilli:

$$\phi = \frac{v^2}{2g} + \frac{P}{\rho g} + z \quad (1.1)$$

avec : V = vitesse réelle du fluide
P= pression
g= gravité
z= altitude
 ρ = masse volumique du fluide

.La loi de Darcy, établie en 1856, est une relation empirique entre le débit du fluide Q et la variation de la charge du fluide ϕ sur une distance L. La forme originale de cette loi est uniquement applicable à un écoulement rectiligne pour un liquide homogène :



$$Q = kA \frac{\phi_1 - \phi_2}{L} \quad (1.2)$$

Fig 22 : Expérience de Darcy

Avec : Q = Débit du fluide
 A = Aire de la section
 k = Coefficient de perméabilité
 L = Distance entre les points 1 et 2
 ϕ = Charge du fluide

.Si l'on considère qu'un fluide ne peut ni être stocké ni être produit dans un cube élémentaire d'un sol rempli de ce fluide, on peut appliquer l'équation de conservation de la masse. Si l'on considère que l'écoulement est permanent, l'équation de conservation de la masse se réduit à l'équation de continuité :

$$\frac{\partial q_x}{\partial X} + \frac{\partial q_y}{\partial Y} + \frac{\partial q_z}{\partial Z} = 0 \quad (1.3)$$

.En introduisant les expressions de q_x, q_y, q_z définies par la loi de Darcy dans l'équation de continuité, et en considérant le coefficient de perméabilité k comme constant, on obtient l'équation de Laplace :

$$\frac{\partial^2 \phi}{\partial^2 X} + \frac{\partial^2 \phi}{\partial^2 Y} + \frac{\partial^2 \phi}{\partial^2 Z} = 0 \quad (1.4)$$

Il existe peu de solution de l'équation de Laplace en trois dimensions. Cependant, la plupart des problèmes pratiques concernant l'eau souterraine sont soit en deux dimensions, soit analysables par une approche en deux dimensions.

Si la résistance verticale à l'écoulement est négligeable et si la charge peut être considérée comme constante le long de surface verticale, l'écoulement peut être décrit en deux dimensions. On obtient alors les équations suivantes, qui décrivent les écoulements souterrains en deux dimensions:

$$\begin{aligned}
 q_x &= -k \frac{\partial \phi}{\partial X} \\
 q_y &= -k \frac{\partial \phi}{\partial Y} \\
 \nabla^2 \phi &= \frac{\partial^2 \phi}{\partial^2 X} + \frac{\partial^2 \phi}{\partial^2 Y} = 0
 \end{aligned}$$

Résoudre les problèmes d'écoulements souterrains revient alors à résoudre l'équation de Laplace avec les conditions aux limites appropriées.

1.2.2 Fonctions fondamentales dans la méthode des éléments analytiques

La description de la méthode des éléments analytiques faite ci-après, se limite aux écoulements bi-dimensionnels se propageant dans un milieu poreux homogène. On s'intéressera plus précisément aux écoulements horizontaux, c'est-à-dire avec un débit vertical nul ($q_z = 0$). Des solutions analytiques plus complexes existent pour des écoulements hétérogènes en trois dimensions.

1.2.2.1 Fonction potentiel

Le débit à travers l'aquifère par unité de longueur est le produit de la hauteur mouillée de la nappe, H, et du débit spécifique q. On représente ce débit par unité de longueur par ses composantes vectorielles. Pour un écoulement horizontal on obtient :

$$\begin{aligned}
 Q_x &= Hq_x = H\left[-k \frac{\partial \phi}{\partial X}\right] \\
 Q_y &= Hq_y = H\left[-k \frac{\partial \phi}{\partial Y}\right]
 \end{aligned} \tag{2.10}$$

Si l'aquifère est captif, la hauteur mouillée de la nappe H et le coefficient de perméabilité k sont constants et (2.10) peut s'écrire :

$$\begin{aligned}
 Q_x &= -\frac{\partial [kH\phi]}{\partial X} \\
 Q_y &= -\frac{\partial [kH\phi]}{\partial Y}
 \end{aligned} \tag{2.11}$$

On peut alors introduire une nouvelle fonction Φ pour un écoulement captif, définit par :

$$\Phi = kH\phi + Cc \tag{2.12}$$

En choisissant une valeur nulle pour la constante arbitraire C_c , (2.11) peut être simplifié en utilisant (2.12) :

$$\begin{aligned} Q_x &= -\frac{\partial \Phi}{\partial X} \\ Q_y &= -\frac{\partial \Phi}{\partial Y} \end{aligned} \quad (2.13)$$

La fonction Φ est appelé débit potentiel pour un écoulement horizontal confiné, ou encore **potentiel Φ** .

L'équation de Laplace (1.40) s'écrit alors :

$$\frac{\partial^2 \phi}{\partial^2 X} + \frac{\partial^2 \phi}{\partial^2 Y} = \frac{\partial^2}{\partial^2 X} \left[\frac{\Phi - C_c}{kH} \right] + \frac{\partial^2}{\partial^2 Y} \left[\frac{\Phi - C_c}{kH} \right] = \frac{1}{kH} \left[\frac{\partial^2 \Phi}{\partial^2 X} + \frac{\partial^2 \Phi}{\partial^2 Y} \right] = 0$$

Ou encore :

$$\boxed{\nabla^2 \Phi = \frac{\partial^2 \Phi}{\partial^2 X} + \frac{\partial^2 \Phi}{\partial^2 Y} = 0} \quad (2.14)$$

Si l'aquifère est libre, la pression de la nappe est en équilibre avec la pression atmosphérique. On peut écrire la charge ϕ en fonction de la hauteur mouillée de la nappe H . On a :

$$\phi = \frac{p}{\rho g} + z$$

En choisissant de prendre la base de l'aquifère comme référence de l'altitude z , et en prenant la pression atmosphérique égale à zéro, on obtient :

$$\phi = H \quad (2.15)$$

En prenant $\phi = H$, et en considérant le coefficient de perméabilité k comme constant, l'équation (2.10) peut s'écrire:

$$Q_x = -\frac{\partial \left[\frac{1}{2} k \phi^2 \right]}{\partial X}$$

$$Q_y = -\frac{\partial \left[\frac{1}{2} k \phi^2 \right]}{\partial Y} \quad (2.16)$$

On peut alors introduire une nouvelle fonction Φ pour un écoulement libre, défini par :

$$\Phi = \frac{1}{2} k \phi^2 + Cu \quad (2.17)$$

En choisissant une valeur nulle pour la constante arbitraire Cu , (2.16) peut être simplifiée en utilisant (2.17) :

$$\begin{aligned} Q_x &= -\frac{\partial \Phi}{\partial X} \\ Q_y &= -\frac{\partial \Phi}{\partial Y} \end{aligned} \quad (2.18)$$

L'équation de Laplace (1.4) s'écrit alors :

$$\boxed{\nabla^2 \Phi = \frac{\partial^2 \Phi}{\partial^2 X} + \frac{\partial^2 \Phi}{\partial^2 Y} = 0} \quad (2.19)$$

. Généralisation :

La fonction potentiel est définie par deux expressions distinctes selon que l'aquifère est captif ou libre. Dans les deux cas, cependant, elle doit satisfaire l'équation de Laplace. On a :

$$\boxed{\begin{aligned} \Phi &= kH\phi + Cc && \text{pour un aquifère captif} \\ \Phi &= \frac{1}{2} k \phi^2 + Cu && \text{pour un aquifère libre} \\ \nabla^2 \Phi &= \frac{\partial^2 \Phi}{\partial^2 X} + \frac{\partial^2 \Phi}{\partial^2 Y} = 0 \end{aligned}}$$

La résolution de problème d'écoulements souterrains horizontaux se fait alors en trois étapes :

- 1- Expression des conditions aux limites en termes de potentiel
- 2- Résolution de l'équation de Laplace avec ces conditions aux limites

3- Calcul de la charge à partir de l'expression du potentiel selon la nature de l'écoulement (captif ou libre)

Notons que lorsqu'il faut prendre en compte un élément d'infiltration (N) dans l'aquifère, l'équation de continuité devient :

$$\nabla^2 \Phi = \frac{\partial^2 \Phi}{\partial^2 X} + \frac{\partial^2 \Phi}{\partial^2 Y} = -N \quad (2.110) \text{ (équation de Poisson)}$$

1.2.2.2 Fonctions harmoniques

- Fonctions harmoniques et principe de superposition :

On a vu précédemment que la résolution de l'équation de Laplace, vérifiant les conditions aux limites d'un problème donné, permet d'évaluer la fonction potentiel et la charge piézométrique en tout point du domaine d'étude. Pour résoudre l'équation de Laplace, la méthode des éléments analytiques s'appuie sur les propriétés spécifiques des fonctions qui vérifient l'équation de Laplace. Ces fonctions sont appelées *fonctions harmoniques* et, ont la particularité de vérifier le principe de superposition des écoulements.

Les fonctions harmoniques, vérifiant l'équation de Laplace, peuvent être ajoutées l'une avec l'autre, ou superposées, et la fonction obtenue vérifie également l'équation de Laplace. Les fonctions qui vérifient l'équation de Laplace peuvent être superposées avec des solutions de l'équation de Poisson et la fonction obtenue vérifie également l'équation de Poisson. Dans la méthode des éléments analytiques, le système aquifère étudié est décomposé en éléments élémentaires (puits, frontière imperméable, infiltration, rivière,...) auxquels sont associées des fonctions harmoniques que l'on superpose ensuite pour obtenir le modèle du système étudié.

- Les conditions aux limites :

Il existe une infinité de fonctions harmoniques. La fonction qui est utilisée pour modéliser une situation donnée, est déterminée par les conditions aux limites. Les conditions aux limites peuvent être exprimées de différentes manières :

1. Condition de Dirichlet : les conditions sont exprimées en terme de potentiel Φ .
2. Condition de Neuman : la dérivée $d\Phi / dn$ dans la direction normale à la limite est spécifiée le long de la limite.
3. Condition mixte : le potentiel Φ est spécifié sur certains segments de la limite et $d\Phi / dn$ est spécifié sur le reste des segments de la limite.

Les problèmes avec des limites finies sont la plupart du temps des problèmes à deux dimensions dans le plan vertical. Les aquifères régionaux ont plus rarement des limites finies et sont mieux modélisés comme des domaines infinis avec des limites intérieures, comme les limites des lacs, des rivières ou des puits. Si l'aquifère est considéré comme infini, il faut

spécifier une condition à l'infini qui contrôle son comportement. On introduit alors un point de référence qui fixe le comportement de la nappe à l'infini.

1.2.2.3 Fonction de courant

Le débit dans l'aquifère se fait perpendiculairement aux lignes équipotentielles. Ces lignes selon lesquelles se propagent le débit sont appelées *lignes de courants*, et sont représentées par une fonction constante le long de ces lignes: la *fonction de courant* Ψ . La fonction de courant existe quand l'équation de Laplace est vérifiée. Elle dérive alors de la fonction potentiel par les équations de Cauchy-Rieman :

$$\frac{\partial \Phi}{\partial X} = \frac{\partial \Psi}{\partial Y} \qquad \frac{\partial \Phi}{\partial Y} = -\frac{\partial \Psi}{\partial X} \qquad (2.30)$$

Ces équations montrent que la fonction de courant est une fonction conjuguée de la fonction potentiel et que leurs gradients sont mutuellement orthogonaux. Les fonctions qui vérifient les équations de Cauchy-Rieman sont appelées *fonctions analytiques*.

Les composantes vectorielles du débit par unité de longueur, dérivent de l'expression de la fonction de courant (2.20) :

$$Q_x = -\frac{\partial \Phi}{\partial X} = -\frac{\partial \Psi}{\partial Y} \qquad Q_y = -\frac{\partial \Phi}{\partial Y} = \frac{\partial \Psi}{\partial X} \qquad (2.31)$$

1.2.2.4 Fonction potentiel complexe

Si la fonction potentiel Φ et la fonction de courant Ψ sont des fonctions harmoniques et analytiques, elles peuvent être représentées comme étant la partie réelle et imaginaire d'une fonction complexe. On définit alors la *fonction potentiel complexe* Ω , pour la variable complexe $z = x + iy$:

$$\Omega = \Phi + i\Psi$$

L'intérêt d'utiliser une fonction potentielle complexe est de pouvoir effectuer les opérations de résolutions des équations sur la seule fonction Ω .

1.2.3 Fonctions analytiques élémentaires

1.2.3.1 Fonction courant uniforme

Dans le cas d'un courant uniforme, les deux composantes vectorielles du débit Q_x et Q_y sont constantes. Représentons ces constantes par Q_{x0} et Q_{y0} . D'après Darcy on a :

$$Q_x = -\frac{\partial \Phi}{\partial X} = Q_{x0} \qquad Q_y = -\frac{\partial \Phi}{\partial Y} = Q_{y0} \qquad (3.11)$$

- La fonction potentiel Φ

En intégrant (3.11) on obtient le potentiel Φ , en fonction de x et y ,

$$\Phi = -Q_{x0}y - Q_{y0}x + \Phi_0 \quad (3.12)$$

où Φ_0 est une constante.

- La fonction de courant Ψ

En appliquant les équations de Cauchy-Riemann à (3.11), on obtient

$$\frac{\partial \Psi}{\partial Y} = -Q_{x0} \quad \frac{\partial \Psi}{\partial X} = Q_{y0} \quad (3.13)$$

L'intégration de (3.13), on obtient la fonction de courant Ψ :

$$\Psi = -Q_{x0}y + Q_{y0}x \quad (3.14)$$

où la constante d'intégration est prise égale à zéro : $\Psi=0$ sur la ligne $y = Q_{x0} / Q_{y0}x$

- La fonction potentiel complexe Ω

On a : $\Omega = \Phi + i\Psi$

En considérant (3.12) et (3.14), on obtient :

$$\Omega = -(Q_{x0} - iQ_{y0})z \quad (3.15)$$

Si la direction de l'écoulement fait un angle α , et si le débit vaut Q_0 , le nombre complexe $Q_{x0} - iQ_{y0}$ peut s'écrire :

$$Q_{x0} - iQ_{y0} = Q_0(\cos \alpha - i \sin \alpha) = Q_0 e^{-i\alpha}$$

(3.15) s'écrit alors :

$$\boxed{\Omega = -Q_0 z e^{-i\alpha}} \quad (3.16)$$

1.2.3.2 Fonction puits

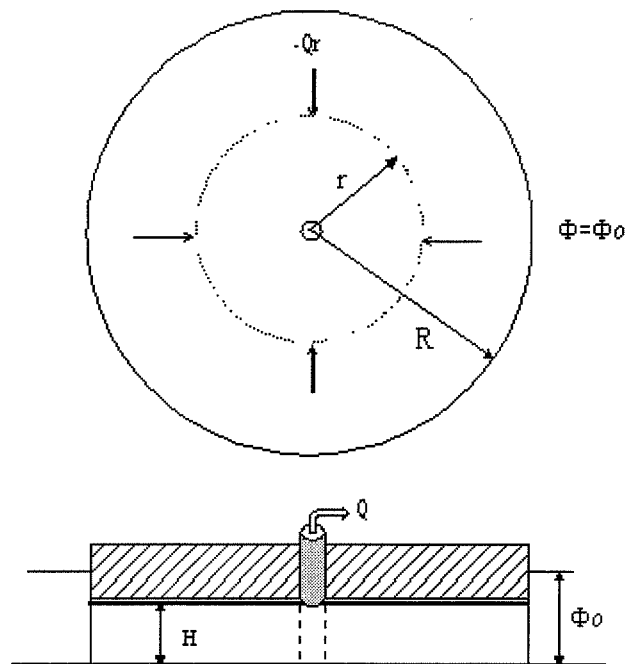


Fig 23 : Puits au centre d'une île circulaire
(Schéma de principe, d'après Strack (89))

- La fonction potentiel Φ

Considérons une île circulaire de rayon R avec, au centre, un puits de débit Q [m^3/s] de rayon r_w dont les coordonnées sont x_w et y_w . Le potentiel est déterminé en appliquant la loi de Darcy suivie de l'équation de continuité, plutôt que de résoudre l'équation de Laplace directement.

Notons la charge à la limite de l'île ϕ_0 et la hauteur de l'aquifère H . Pour des raisons de symétrie verticale par rapport à l'axe du puits, on peut considérer que le courant est radial. Si l'on considère la coordonnée radiale r , positive vers l'extérieur du puits, le vecteur débit Qr est négatif selon la direction de r .

D'après l'équation de continuité, la même quantité d'eau s'écoule à travers un cylindre de rayon r ($r_w < r < R$) et de hauteur H . Cette quantité est égale au débit Q du puits et peut être notée, avec $(-Qr < 0)$:

$$Q = 2\pi r(-Qr) \quad (3.20)$$

D'après Darcy, on a alors :

$$Qr = -\frac{d\Phi}{dr} \quad (3.21)$$

(3.20) s'écrit alors :

$$Q = 2\pi r \frac{d\Phi}{dr} \quad (3.22)$$

ou :

$$\frac{d\Phi}{dr} = \frac{Q}{2\pi r} \quad (3.23)$$

En intégrant (3.23), on obtient, avec la constante d'intégration C:

$$\Phi = \frac{Q}{2\pi} \ln r + C \quad (3.24)$$

Cette équation représente la solution générale d'un écoulement vers un puits dans un aquifère captif infini. Si l'on considère une île circulaire de rayon R, on a :

$$\text{pour } r = R, \phi = \phi_0$$

$$\text{d'où : } \Phi = kH\phi$$

$$\text{et : } \Phi_0 = kH\phi_0$$

(3.24) s'écrit alors :

$$\boxed{\Phi = \frac{Q}{2\pi} \ln \frac{r}{R} + \Phi_0} \quad (3.25)$$

- La fonction de courant Ψ

La fonction de courant est obtenue à partir de la fonction potentielle. En coordonnées polaires (r,θ), on obtient :

$$\frac{\partial \Phi}{\partial r} = \frac{\partial \Psi}{r \partial \theta}$$

D'après (3.25) on a :

$$\frac{\partial \Psi}{r \partial \theta} = \frac{Q}{2\pi r}$$

D'où :

$$\boxed{\Psi = \frac{Q}{2\pi} \theta} \quad (3.26)$$

- La fonction potentiel complexe Ω

Considérons la fonction complexe suivante, où $z_w = x_w + iy_w$ et C une constante réelle:

$$\Omega = \frac{Q}{2\pi} \ln(z - z_w) + C \quad (3.27)$$

On a alors :

$$\Phi = \Re\Omega = \frac{Q}{2\pi} \ln|z - z_w|^2 + C = \frac{Q}{4\pi} \ln[(x - x_w)^2 + (y - y_w)^2] + C$$

$$\Phi = \frac{Q}{2\pi} \ln[r] + C$$

et

$$\Psi = \Im\Omega = \frac{Q}{2\pi} \arctan \frac{y - y_w}{x - x_w} = \frac{Q}{2\pi} \theta$$

Il apparaît que (3.27) représente la fonction potentiel complexe, pour un puits de débit Q et dont les coordonnées sont x_w et y_w .

1.2.3.3 Fonction 'ligne source'

La ligne source est utilisée pour modéliser un phénomène longitudinal qui affecte le comportement de la nappe, impact d'une rivière, phénomène d'infiltration,... La ligne source est une distribution de puits le long d'une ligne. Contrairement à un puits, la charge ou la décharge de la nappe a lieu uniformément le long de la ligne et n'est pas concentrée en un seul point.

Considérons un phénomène d'infiltration provenant d'une rivière. Le fond de la rivière se trouve au-dessus de la surface d'une nappe libre et le taux d'infiltration σ [m^2/s] par unité de longueur de la rivière est fonction du niveau d'eau dans la rivière et de la résistance du fond de la rivière. On néglige la largeur de la rivière par rapport à sa longueur, et on imagine que l'infiltration se répartit le long d'une ligne :

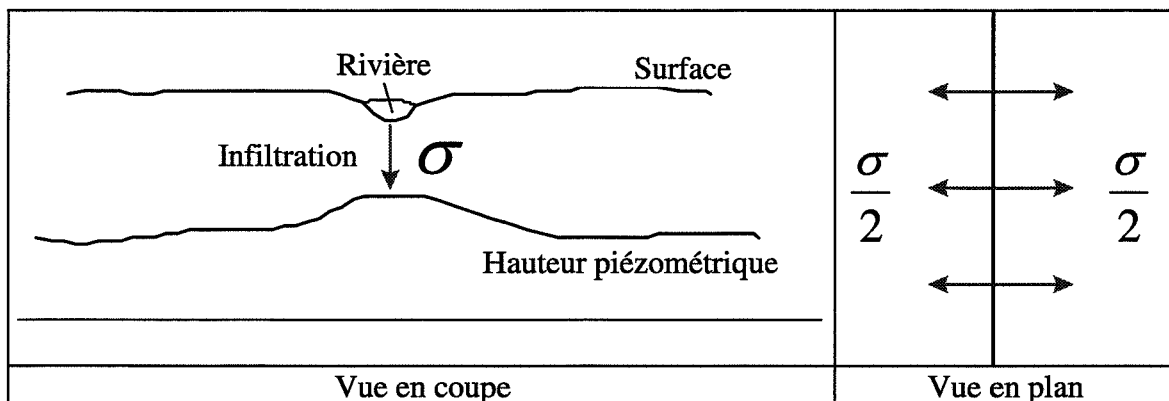
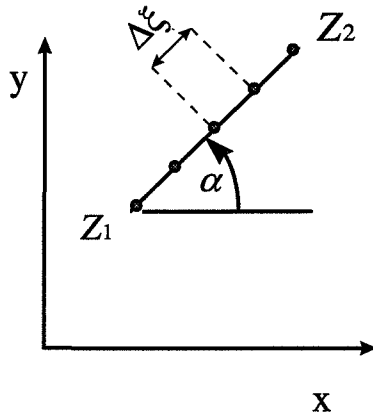


Fig 24 : Infiltration provenant d'une rivière (Schéma de principe d'après Strack (89))

Considérons une rangée de puits uniformément répartis le long d'une ligne droite de longueur L , formant un angle α avec l'axe des x (voir figure 26). Les coordonnées complexes des extrémités de la ligne sont z_1 et z_2 . Les puits ont un débit $\sigma \Delta \xi$, avec $\Delta \xi$ étant la distance entre deux puits, et le puits m est situé en $z = \delta m$. Le potentiel complexe correspondant est :



$$\Omega = \sum_{m=1}^n \frac{\sigma \Delta \xi}{2\pi} \ln(z - \delta m) \quad (3.31)$$

Fig 25 : La ligne source

Quand $\Delta \xi \rightarrow 0$ et $n \rightarrow \infty$, (3.31) peut s'écrire:

$$\Omega = \int_{-\frac{1}{2}L}^{\frac{1}{2}L} \frac{\sigma}{2\pi} \ln(z - \delta) d\xi \quad (3.32)$$

En considérant le taux d'infiltration σ comme étant constant et en écrivant δ sous la forme :

$$\delta = \xi e^{i\alpha} + \frac{1}{2}(z_1 + z_2)$$

(3.32) devient, après intégration :

$$\Omega = \frac{\sigma}{2\pi} e^{-i\alpha} \left[(z - z_1) \ln(z - z_1) - (z - z_2) \ln(z - z_2) + (z_1 - z_2) \right] \quad (3.33)$$

La fonction potentiel et la fonction de courant d'une ligne source sont calculées à partir de (3.33) en distinguant la partie réelle et la partie imaginaire.

1.2.3.4 Autres fonctions

D'autres fonctions sont également utilisées pour modéliser des hétérogénéités géologiques pouvant intervenir sur le comportement des écoulements souterrains (vortex, dipôles,...). La méthode des éléments analytiques continuent de se perfectionner de part le monde, notamment à l'Université du Minnesota (USA) ainsi qu'aux Pays-Bas. Les avancées techniques faites aujourd'hui dans ce domaine permettent de modéliser analytiquement des

systèmes en 3 dimensions en tenant compte des hétérogénéités inhérentes à tout problème hydrogéologique.

2. Modèle complexe et modèle simplifié

Après avoir décrit la méthode de modélisation utilisée dans le simulateur AMISE, nous allons nous attacher à comprendre la particularité des modèles hydrodynamiques réalisés dans le cadre des sessions de simulation. Une comparaison de ces modèles, que nous appelons 'modèles hydrodynamiques simulés', avec le 'modèle hydrodynamique réel' (utilisé dans le cas réel de dépollution du site de New Brighton), nous conduira ensuite à distinguer les modèles complexes des modèles simplifiés pour une utilisation appropriée en contexte de projet.

2.1 Modèle complexe : le modèle hydrodynamique réel

Le modèle hydrodynamique réel est un modèle numérique construit à partir de la méthode des éléments finis. Comme cette approche est plus flexible que celle des différences finies, un programme d'éléments finis peut être plus compliqué à utiliser (davantage de données, par exemple sur la géométrie des mailles, donc plus de possibilités d'erreurs) et peut demander davantage de temps d'ordinateur. Cependant, la forme des mailles est moins limitée : en pratique, on prend des triangles et des quadrilatères en deux dimensions et, en trois dimensions, des tétraèdres ou des parallélépipèdes. Ceci permet d'écrire d'une manière beaucoup plus satisfaisante la forme des limites du milieu ainsi que celle des hétérogénéités ou les fonctions sources (de Marsilly, 1996).

Le modèle hydrodynamique réel est en trois dimensions, c'est-à-dire qu'il prend en compte le processus d'écoulement horizontal et le processus d'écoulement vertical. Son élaboration s'est étendue sur plusieurs années (5 à 6 ans) et a nécessité l'intervention successive de trois bureaux d'études différents. Le premier bureau d'étude, Argonne National Laboratories, a réalisé un premier modèle pour l'armée ayant pour but d'étudier la migration des polluants hors du site de l'arsenal de TCAAP. En 1988, après reconnaissance de la responsabilité de l'armée dans la pollution du site de New Brighton, le bureau d'étude Camp Dresser & McKee a été chargé d'améliorer le modèle hydrodynamique existant pour étudier l'étendue de la pollution hors du site de l'arsenal. Plus tard le modèle a été confié au bureau d'étude ETA afin de le perfectionner en rajoutant l'influence des conditions hydrogéologiques régionales sur le comportement des polluants. On distingue donc trois phases dans l'élaboration du modèle hydrodynamique réel : une première phase centrée sur l'étude de la propagation hors de l'arsenal, une deuxième phase centrée sur l'étude de l'étendue de la pollution sur le site de New Brighton, et enfin une troisième phase de perfectionnement du modèle par la prise en compte de l'influence des conditions hydrogéologiques régionales.

Bien que nous n'ayons pu avoir accès aux codes de programmation successifs correspondant à l'élaboration de ce modèle hydrodynamique réel, on sait, d'après le nombre d'échantillons réalisés (plus de 16 000), que cette élaboration a nécessité une très grande quantité de données concernant les caractéristiques hydrogéologiques du site de New Brighton.

La durée de réalisation (5 à 6 ans), la superposition de différents codes de calcul par trois bureaux d'études différents et l'importance du volume de données récoltées traduisent une volonté de réaliser un modèle hydrodynamique le plus proche possible de la réalité. La complexité de modélisation engendrée par une telle volonté nous permet de qualifier le modèle hydrodynamique réel comme étant un 'modèle complexe'.

2.2 Modèles simplifiés : les modèles hydrodynamiques simulés

Les modèles hydrodynamiques simulés, réalisés lors des sessions de simulation, sont construits à partir de la méthode des éléments analytiques. Ces modèles sont en deux dimensions, c'est-à-dire qu'ils prennent en compte uniquement le processus d'écoulement horizontal et néglige le processus d'écoulement vertical. Leur élaboration s'effectue sur deux à trois jours par des élèves ingénieurs. Notons que le programme utilisé permet uniquement de considérer une seule couche géologique, homogène dans ses propriétés sur l'ensemble du site.

La faible quantité de données utilisée pour réaliser le modèle (21 à 49 échantillons) en un temps très réduit (2 à 3 jours), les possibilités réduites de modélisation et le faible niveau de compétence des apprenants permettent de réaliser un modèle hydrodynamique ne représentant que partiellement la réalité.

Contrairement au cas réel, la volonté, dans le cadre d'une simulation, n'est pas de construire un modèle hydrodynamique le plus proche possible de la réalité, mais bien de construire un outil d'aide à la décision, en un temps limité par des non-spécialistes de la modélisation hydrodynamique. Dans le cadre d'une simulation, le choix est pris de simplifier la réalité, pour réduire le temps de simulation, le niveau de compétences requis, et le volume de données nécessaires à la modélisation. La simplification engendrée par une telle volonté nous permet de qualifier les modèles hydrodynamiques simulés de 'modèles simplifiés'.

2.3 Comparaison des modèles simplifiés et complexes

La comparaison du modèle hydrodynamique réel avec les modèles hydrodynamiques simulés, revient à comparer une approche complexe et une approche simplifiée de la modélisation. Pour mieux comprendre et mieux évaluer ces approches, on peut faire un rapide bilan de leurs avantages et inconvénients :

- *interaction entre le concepteur du modèle et le modèle lui même* : un modèle simplifié nécessite, moins de compétences pour introduire les données et l'utiliser. Ce type de modèle sera donc préféré par les plus novices en matière de modélisation. A l'inverse, un modèle complexe, beaucoup plus exigeant, sera uniquement manipulable par des experts dans le domaine. Ce dernier type de modèle est donc réservé à des spécialistes. Mais cette complexité, peut entraîner des pertes de temps lorsque des équipes successives d'experts, n'appartenant pas à la même entreprise, sont chargées de réaliser le modèle.

- *interaction entre les décideurs et l'outil d'aide à la décision* : un modèle simplifié sera habituellement plus apprécié par les décideurs car ils peuvent facilement comprendre la manière avec laquelle celui-ci fonctionne. Les résultats fournis sont donc plus facilement accessibles et peuvent faire l'objet de critiques par des non-spécialistes. Avec une meilleure identification des processus hydrologiques et hydrauliques mis en jeu, un modèle complexe

paraît plus juste et moins contestable. Les décideurs ne peuvent se risquer à comprendre son fonctionnement et à remettre en cause ses résultats. Ce modèle complexe apparaît donc comme un outil plus fiable, à partir duquel on peut prendre des décisions. Il peut même, parfois, constituer une valeur de référence institutionnelle (un argument juridique) pour diagnostiquer les causes d'une pollution. Dans le cas réel, par exemple, les résultats de la modélisation hydrodynamique ont été un facteur déterminant dans la désignation de l'armée des Etats-Unis comme responsable de la pollution.

- les données utilisées par un modèle simplifié sont habituellement moins nombreuses que celles utilisées par un modèle complexe. Suivant les données disponibles hors études (c'est-à-dire provenant de la littérature ou d'études antérieures) et les moyens à disposition (techniques, temps et budget) pour en acquérir de nouvelles, le modèle simplifié peut parfois être privilégié en raison de ses faibles exigences.

- Le souci de réaliser des modèles complexes pour coller au mieux à la réalité est une démarche courante dans la réalisation de modèles hydrodynamiques. La pratique de cette démarche a amené les concepteurs de modèles à considérer le gain en terme de précision des résultats par rapports aux incertitudes sur les données qui se propagent (Grillot, Schilling, Einfalt, 92). En effet plus les modèles se compliquent, plus les données sont nombreuses et plus les incertitudes se propagent (erreurs de mesures, bruit de modèles,...).

- le temps pris pour construire un modèle complexe (5 à 6 ans pour le cas réel) est plus long que pour construire un modèle simplifié (quelques jours).

- le coût de modélisation dépend, entre autres, du nombre de points de mesure à réaliser pour le calage du modèle. On peut donc supposer qu'il est plus élevé pour construire un modèle complexe nécessitant plus de données donc plus de points de mesures.

- un modèle simplifié ne permet pas de modéliser l'ensemble des caractéristiques hydrogéologique d'un site. Il se limite à une modélisation en deux dimensions et ne permet pas de prendre en compte les hétérogénéités géologiques. Un modèle complexe permet de détailler davantage la structure géologique modélisée en intégrant trois dimensions et en permettant de prendre compte des hétérogénéités, il sera a priori plus précis qu'un modèle simplifié.

A partir de ces remarques, on peut établir un tableau des points forts et des points faibles pour les deux types de modèles :

Modèle simplifié	Points forts	<ul style="list-style-type: none"> - plus rapide - plus facilement réalisable et plus facilement utilisable - nécessite moins de données - coût plus faible
	Points faibles	<ul style="list-style-type: none"> - ne prend pas en compte les hétérogénéités - monocouche - bidimensionnel - modèle 'approximatif'

Modèle complexe	Points forts	- modèle en 3 dimensions, prenant en compte les hétérogénéités - valeur de référence institutionnelle
	Points faibles	- plus coûteux, mise en œuvre plus longue - nécessite plus de données - plus compliqué à réaliser et à utiliser - propagation des incertitudes

Tab 20 : Points forts et points faibles des modèles simplifié et complexe

Les modèles complexes présentent deux avantages majeurs : d'une part ils offrent une meilleure précision, et d'autre part ils peuvent constituer une valeur de référence institutionnelle. Par contre ils demandent d'avantage de moyens financiers, d'avantage de données et prennent plus de temps de réalisation. On notera également, qu'ils offrent une faible maniabilité et une faible interactivité qui réservent leur utilisation à des spécialistes de la modélisation hydrodynamique.

Les modèles simplifiés, comme les modèles hydrodynamiques simulés, demandent des moyens financiers généralement moins important, un faible temps de réalisation et moins de données. Ils sont plus maniables et plus interactifs, ils peuvent donc être utilisés par des professionnels ou apprenants moins expérimentés en matière de modélisation hydrodynamique. Ils sont cependant moins précis, a priori, que les modèles complexes.

D'après cette analyse, on se rend bien compte que les modèles complexes et les modèles simplifiés répondent à des attentes différentes, fonction du cadre dans lequel est réalisé le modèle. Les modèles simplifiés correspondent à une volonté de réduire les coûts, le temps de réalisation et le volume de données alors qu'un modèle complexe cherche avant tout à être le plus proche de la réalité en essayant d'être le plus précis possible. Le cadre dans lequel est réalisé le modèle, permettant de privilégier une approche de modélisation simplifiée ou complexe, est notamment caractérisé par la fonction que remplit un modèle dans un processus décisionnel et par les ressources (coût, temps, données) qu'il utilise. Ce cadre est conjoncturel dans le sens où il dépend du contexte du projet dans lequel est réalisé le modèle.

On retiendra donc, que le choix de réaliser un modèle hydrodynamique complexe ou simplifié se fera alors en fonction de ce que nous appellerons le *contexte projet*.

3. Modèle hydrodynamique dans un contexte projet

La comparaison des modèles hydrodynamiques simulés avec le modèle hydrodynamique réel, nous à amener à considérer le contexte projet comme étant le paramètre primordial dans le choix d'une approche de modélisation simplifiée ou complexe. Nous allons, dans un premier temps, définir plus précisément la notion de contexte projet pour

analyser par la suite comment nous pouvons caractériser le positionnement d'un modèle dans ce contexte. A partir de ces considérations nous définirons les objectifs de la suite de notre analyse sur le comportement des modèles simulés dans le contexte projet.

3.1 Contexte projet

Le contexte projet représente l'ensemble des contraintes conjoncturelles, c'est-à-dire spécifiques à chaque projet, intervenant dans la conception d'un modèle hydrodynamique. La comparaison des modèles simplifié et complexe nous a permis de distinguer aussi bien les ressources disponibles pour réaliser le modèle hydrodynamique que les objectifs de la modélisation.

Les ressources disponibles représentent l'ensemble des données préexistantes au projet, ainsi que le temps et le coût d'acquisition des données à introduire dans le modèle. Le contexte projet détermine donc ce qu'on appellera les *ressources disponibles* pour réaliser un modèle hydrodynamique.

Les objectifs de modélisation représentent les objectifs que doit atteindre le modèle hydrodynamique pour satisfaire aux exigences du processus décisionnel dans le contexte projet. La précision de modélisation, la 'crédibilité juridique' et l'aide à la décision attendue, sont fixées par le contexte projet. Les objectifs de modélisation se concrétisent par une qualité attendue de la représentation du système par le modèle. Le contexte projet détermine donc ce qu'on appellera la *qualité de modélisation attendue*.

Le contexte projet détermine d'une part les ressources disponibles pour construire un modèle et d'autre part la qualité de modélisation attendue. La phase de modélisation, lors d'une conduite de projet permet, à partir des ressources disponibles, d'atteindre la qualité de modélisation attendue. On peut alors intégrer la construction d'un modèle hydrodynamique dans un contexte projet de la manière suivante :

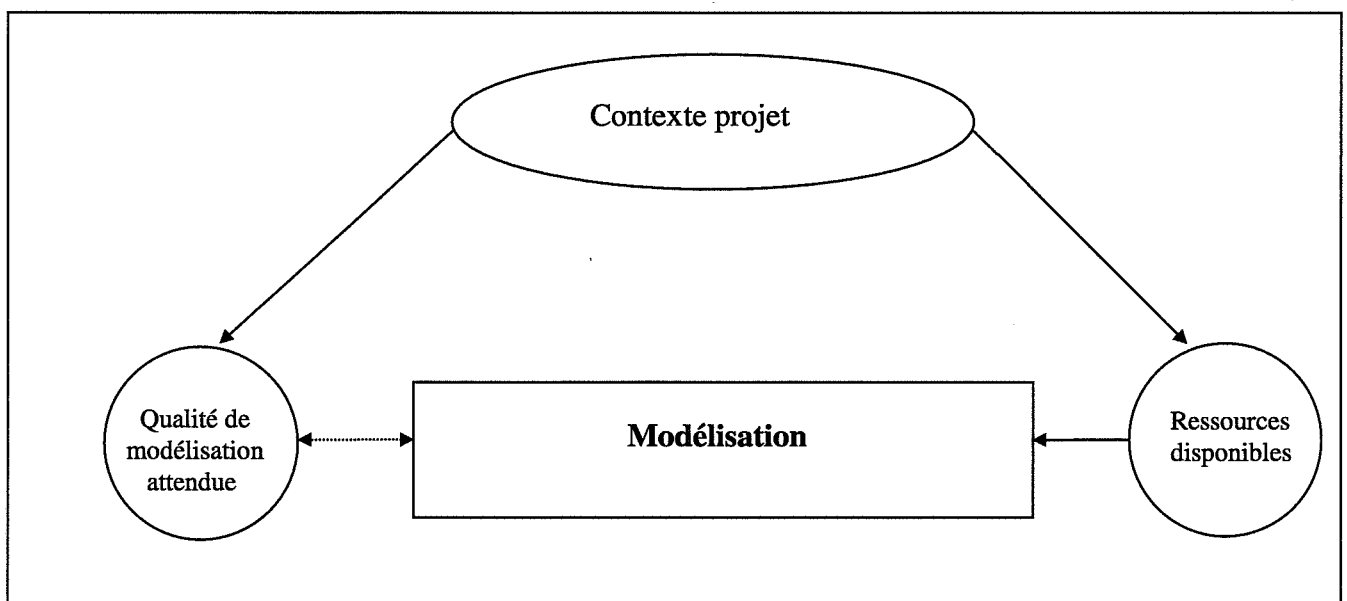


Fig 26 : Modélisation dans le contexte projet

Nous pouvons illustrer ce que nous entendons par contexte projet en prenant comme exemple de contexte projet décrit dans le simulateur AMISE . Les ressources disponibles du contexte projet dans AMISE sont partiellement connues : on connaît l'ensemble des informations (bases de données) intégrées dans le simulateur mais les moyens financiers dans la simulation n'ont pas été limités, on ne peut pas évaluer les effets d'une telle contrainte. A noter que, dans un premier temps ces moyens n'ont pas été limités mais que l'on pourrait décider de la faire par la suite. Concernant les délais, le contexte projet de la simulation fixe un délai de la modélisation à la durée d'une session de simulation, c'est-à-dire à un maximum de cinq jours. Quant à la qualité de modélisation, le contexte projet de la simulation attend du modèle qu'il permette de décider de l'emplacement de nouveaux puits pour traiter la pollution à partir d'une modélisation de l'aquifère Prairie du chien/ Jordan en deux dimensions avec des caractéristiques géologiques uniformes. On retiendra que le contexte projet du simulateur est unique, il ne varie pas en fonction de l'équipe participante ou du modèle réalisé. On pourrait cependant le modifier en intervenant sur la qualité et la quantité d'information contenue dans le simulateur.

3.2 Positionnement d'un modèle dans un contexte projet

On l'a vu, les approches simplifiée et complexe de la modélisation ne poursuivent pas les mêmes objectifs et ne nécessitent pas les mêmes moyens. On peut alors comparer les modèles simples et complexes en fonction des deux caractéristiques du contexte projet, c'est-à-dire en fonction, d'une part, des ressources utilisées pour la modélisation et d'autre part de la qualité de modélisation.

Le modèle complexe demande de nombreuses ressources pour fournir un grand degré de précision, soit une qualité de représentation élevée du système. Par contre, un modèle simplifié simulé demande moins de ressources pour fournir une représentation approximative du système.

Partant de cette comparaison, on peut positionner les deux types de modèles dans un graphe de positionnement en indiquant la qualité de modélisation en fonction des ressources utilisées:

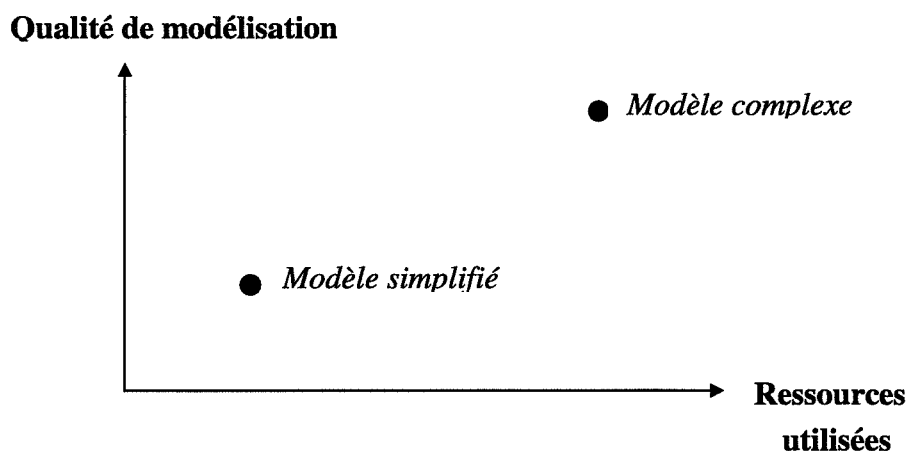


Fig 27 : Graphe de positionnement des modèles (schéma de principe)

Le graphe de positionnement des modèles, nous indique que si la quantité de ressources disponibles dans un contexte projet est inférieure à la quantité de ressources utilisées par un modèle complexe, il est nécessaire de choisir une approche de modélisation simplifiée nécessitant moins de données. Par ailleurs, si le contexte projet demande une qualité de modélisation supérieure à celle que peut atteindre un modèle simplifié, il est indispensable de choisir une approche de modélisation complexe.

Ce graphe met un problème en évidence lorsque le contexte projet demande une qualité de représentation élevée alors qu'il propose une faible quantité de ressources disponibles. Dans ce cas, notre graphe de positionnement des modèles ne nous permet pas, dans son état actuel, de fournir suffisamment d'information pour savoir s'il est plus judicieux de privilégier une approche de modélisation complexe ou simplifiée.

On se rend compte qu'un graphe de positionnement plus détaillé, nous permettrait, à partir d'un contexte de projet connu, de choisir quel type d'approche de modélisation privilégier. On pourrait alors, en fonction de la qualité de modélisation souhaitée, déterminer la quantité de ressources utilisées par le modèle. Connaissant cette quantité de ressources utilisées par le modèle, ce graphe de positionnement nous permettrait d'optimiser les moyens financiers et le temps d'études pour obtenir les données nécessaires à l'élaboration d'un modèle.

Considérant l'ensemble des possibilités offertes par la réalisation plus détaillée d'un graphe de positionnement des modèles, nous avons choisi de centrer la suite de nos travaux sur l'amélioration de ce graphe. Pour ce faire, nous allons étudier l'évolution de la qualité de modélisation des modèles simplifiés en fonction des ressources utilisées dans le contexte projet. Cette évolution nous permettra de caractériser ce que nous appellerons *le comportement d'un modèle simplifié dans un contexte projet*.

Nous limiterons notre travail à l'approche de modélisation simplifiée, celle-ci correspondant au contexte projet décrit dans le simulateur Amise.

3.3 Préalable à l'analyse d'un modèle hydrodynamique en contexte projet

L'objectif de notre travail est de compléter le graphe de positionnement des modèles en étudiant particulièrement le comportement d'un modèle hydrodynamique dans un contexte projet. Nous chercherons à définir de quelle manière la quantité de ressources utilisées dans un modèle simplifié influence la qualité de modélisation.

Considérant que le simulateur AMISE constitue un contexte de conduite de projet valide, on cherchera à étudier le comportements des modèles hydrodynamiques simplifiés dans le contexte projet du simulateur. Pour chaque équipe ayant participé à la simulation nous chercherons à évaluer d'une part les ressources utilisées dans le modèle et d'autre part la qualité de modélisation.

Les ressources utilisées par les équipes (documents, échantillonnages, rencontres d'organismes,...) permettent d'acquérir les données entrées dans le modèle (caractéristiques de la nappe, points d'échantillonnages,...). Ce sont ces données utilisées par le modèle que nous

évaluerons et non pas les ressources utilisées pour les acquérir. Nous les représenterons par ce qu'on appellera *la connaissance entrée* dans le modèle (Ce).

Par souci d'homogénéité dans les notions que nous souhaitons comparer, nous assimilerons la qualité de modélisation à ce que nous appellerons *la connaissance modélisée* (Cm).

La notion de connaissance est délicate à manipuler car elle fait référence à un ensemble de concepts qui ne sont pas encore très définis. Mis à part certains travaux en théorie de l'information, il n'existe pas beaucoup de référence à ce sujet adaptée à notre travail. Dans le but de mesurer la connaissance entrée dans un modèle hydrodynamique et la connaissance modélisée, nous proposons de préciser, de la manière suivante, les notions de représentation d'un système et de connaissance d'un système :

Représentation d'un système: niveau de précision et de complexité contenu dans un modèle ou dans toute autre description du système considéré.
Si tout un système est modélisé ou décrit, la représentation est totale.

Remarque :

La représentation totale d'un système reviendrait à représenter l'ensemble du système considéré, c'est à dire à être le système lui-même. Le modèle ne peut modéliser davantage que le système, si on considère la représentation comme une valeur positive, on a alors :

$0 < \text{représentation} < \text{représentation totale du système}$

La représentation d'un système est donc bornée par la représentation totale d'un système.

Connaissance d'un système: la connaissance d'un système peut se concevoir comme le rapport entre la représentation connue du système et sa représentation totale. Soit :

$$\text{connaissance} = \frac{\text{représentation connue}}{\text{représentation totale}}$$

Remarque :

Si la représentation connue du système est totale on a alors :

$$\text{connaissance} = \text{connaissance totale} = \frac{\text{représentation totale}}{\text{représentation totale}} = 1$$

La représentation connue est toujours inférieure à la représentation totale donc :

$$0 < \text{connaissance} < 1$$

On retiendra de ce cadre théorique, que la connaissance que nous cherchons à évaluer est une valeur comprise entre 0 et 1. Plus cette valeur est élevée, plus la connaissance du système est élevée.

On peut maintenant définir plus précisément la connaissance entrée C_e et la connaissance modélisée C_m :

. La représentation entrée d'un système correspond à la précision et à la complexité affectées à la description du système considéré qui est entrée dans le modèle. La représentation entrée nous permet alors de définir la connaissance entrée dans le système que nous noterons C_e :

$$\text{connaissance entrée : } C_e = \frac{\text{représentation entrée}}{\text{représentation totale}}$$

. La représentation modélisée d'un système correspond à la précision et à la complexité contenues dans la description du système modélisé. La représentation modélisée du système nous permet de définir la connaissance modélisée du système que nous noterons C_m :

$$\text{connaissance modélisée du système : } C_m = \frac{\text{représentation Modélisée}}{\text{représentation totale}}$$

On dispose ainsi de critères qui, même s'ils peuvent paraître subjectifs, nous aideront à analyser les comportements des modèles hydrodynamiques dans un contexte projet.

Dans la suite de notre étude, nous chercherons donc à étudier l'évolution de la connaissance modélisée C_m en fonction de la connaissance entrée C_e . Nous pouvons représenter C_m et C_e dans le contexte projet de la manière suivante :

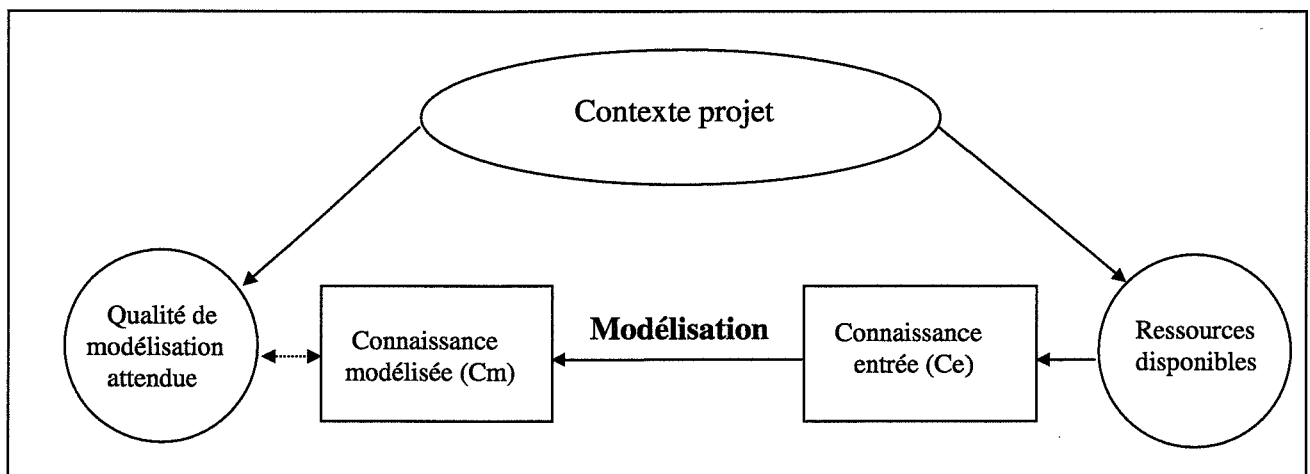


Fig 28 : Connaissance modélisée (C_m) et connaissance entrée (C_e) dans le contexte projet

L'étude de la modélisation hydrodynamique dans un contexte de projet, nous a amené à distinguer deux approches de la modélisation : une approche complexe et une approche simplifiée. La comparaison des modèles hydrodynamiques issus de ces deux types d'approches nous a permis de comprendre l'intérêt de la réalisation détaillée d'un graphe de positionnement des modèles hydrodynamiques dans un contexte projet. Nous avons décidé de centrer la suite de notre étude sur le comportement des modèles simplifiés dans le contexte projet du simulateur AMISE. Ce comportement sera caractérisé en évaluant deux critères : la connaissance entrée dans le modèle (C_e) et la connaissance modélisée (C_m).

Chapitre V

Evaluation du comportement des modèles hydrodynamiques dans AMISE

Ce chapitre présente les travaux effectués en vue d'évaluer le comportement des modèles hydrodynamiques réalisés dans le cadre de sessions de simulation. Ces modèles, que nous avons caractérisés comme étant simplifiés, seront évalués dans le contexte projet d'AMISE en fonction de deux critères : la connaissance entrée dans le modèle (C_e) et la connaissance modélisée (C_m).

Afin d'évaluer la connaissance entrée C_e et la connaissance modélisée C_m à partir des modèles hydrodynamiques construits par les équipes pendant les sessions de simulation Amise, nous avons choisi d'utiliser la méthode de l'analyse multicritère. Dans un premier temps, nous présenterons les principes de l'analyse multicritère que nous appliquerons ensuite pour évaluer C_e puis C_m .

1. Introduction à l'analyse multicritère

1.1 Pourquoi choisir l'analyse multicritère

La principale difficulté à laquelle nous devons faire face pour quantifier C_e et C_m est que nous ne disposons d'aucun moyen de mesure de la connaissance directement disponible. En effet, ces paramètres sont pour l'instant des notions théoriques que nous avons définies dans le cadre de ce mémoire et il n'existe pas de méthode ou de moyens connus pour les estimer.

Les données que nous avons à notre disposition pour essayer de quantifier C_e et C_m proviennent des résultats de simulation. Il s'agit des caractéristiques des scénarios de dépollution proposés par les équipes et de renseignements partiels sur les ressources utilisées pendant la conduite du projet. Ces données sont de natures diverses, on ne peut s'appuyer que sur une méthode semi empirique pour quantifier C_e et C_m à partir celles-ci.

D'après T.L. SAATY, dans 'Décider face à la complexité' (1984), on peut distinguer trois principes dans la résolution de problèmes par une analyse logique explicite : la construction de hiérarchies, l'établissement de priorités et la cohérence logique.

La construction de hiérarchies repose sur la faculté à percevoir des objets et des idées, de les identifier et de communiquer ses observations. Pour parvenir à des connaissances précises, il est nécessaire de structurer la réalité complexe en ses diverses composantes, de décomposer ces dernières à leur tour et ainsi de suite de façon hiérarchique.

L'établissement de priorités a pour fondement la faculté de percevoir les relations qui existent entre les objets observés, de comparer des couples d'objets similaires sur la base de certains critères et d'établir des distinctions entre les deux membres d'un couple d'objets en évaluant l'intensité d'une préférence de l'un par rapport à l'autre. Ensuite, la synthèse des appréciations permet de parvenir à une meilleure compréhension du système dans son ensemble.

Enfin, la cohérence logique est un troisième principe dans la résolution de problèmes qui utilise l'analyse logique explicite et donc la cohérence logique. Il est possible d'établir des relations entre des objets ou des idées de façon à leur donner une certaine cohérence, c'est-à-dire de façon à ce qu'ils soient convenablement liés les uns aux autres et que les relations qui en découlent représentent cette qualité.

Dans l'utilisation de ces principes, la méthode de hiérarchisation multicritère intègre à la fois des aspects qualitatifs et quantitatifs: le qualitatif pour définir le problème et sa

hiérarchie et le quantitatif pour exprimer de façon concise pour exprimer les avis et les préférences.

Cette méthode nous paraît apte à prendre en compte l'aspect pluritechnique d'un scénario de dépollution. Elle permettra d'évaluer avec rigueur la connaissance entrée C_e et la connaissance modélisée C_m des modèles utilisés dans le simulateur de conduite de projet Amise et en particulier les modèles hydrodynamiques.

1.2 Principes théoriques d'après T.L. SAATY

Pour présenter la méthode hiérarchique multicritère, nous allons illustrer les principes théoriques définis par T.L Saaty au travers de deux exemples.

1^{er} exemple :Le vecteur des priorités

Etudions tout d'abord un exemple simple nous permettant de classer trois modèles hydrodynamiques selon leur niveau de précision. Nous les appellerons les modèles 1, 2 et 3. Supposons qu'une étude préalable nous a permis de comparer les modèles deux à deux et d'obtenir un établissement des priorités sur la précision de chaque modèle. Supposons que le modèle 1 soit deux fois moins précis que le modèle 2 et quatre fois moins précis que le modèle 3. Le modèle 2 est lui deux fois moins précis que le modèle 3.

T.L Saaty propose de synthétiser ses appréciations pour parvenir à une meilleure compréhension du système dans son ensemble à partir de matrices de comparaisons. Construisons une matrice de comparaison des modèles en faisant figurer les trois modèles dans la colonne gauche ainsi que sur la ligne supérieure :

Précision	Modèle 1	Modèle 2	Modèle 3
Modèle 1	1	$\frac{1}{2}$	$\frac{1}{4}$
Modèle 2	2	1	$\frac{1}{2}$
Modèle 3	4	2	1

Tab 21 : Matrice simple comparant la précision de trois modèles

Cette matrice symétrique contient les appréciations de la précision par comparaison des modèles deux à deux.

Il nous faut ensuite synthétiser nos appréciations pour obtenir une estimation globale des priorités relatives de ces modèles du point de vue de la précision. Pour y parvenir, nous additionnons d'abord les valeurs de chaque colonne.

Précision	Modèle 1	Modèle 2	Modèle 3
Modèle 1	1	$\frac{1}{2}$	$\frac{1}{4}$
Modèle 2	2	1	$\frac{1}{2}$
Modèle 3	4	2	1
Total de la colonne	7	3,5	1,75

Tab 22 : Synthèse des appréciations

Ensuite, nous divisons toutes les entrées de chaque colonne par le total de cette colonne pour obtenir une matrice normalisée qui permet des comparaisons significatives entre les éléments.

<i>Précision</i>	Modèle 1	Modèle 2	Modèle 3
Modèle 1	1/7	1/7	1/7
Modèle 2	2/7	2/7	2/7
Modèle 3	4/7	4/7	4/7

Tab 23 : Matrice normalisée

Pour finir, nous calculons la moyenne des lignes en additionnant les valeurs figurant sur chaque ligne de la matrice normalisée et en divisant ces lignes par le nombre d'entrées qu'elles comportent. Cette synthèse fournit les pourcentages de priorités globales relatives à la précision des modèles 1,2 et 3 :

Modèle 1 : 0,14

Modèle 2 : 0,29

Modèle 3 : 0,57

Ces résultats constituent le **vecteur des priorités**.

En ce qui concerne la précision, le modèle 2 et le modèle 3 sont ainsi environ deux fois et quatre fois préférables au modèle 1.

La réponse dans ce cas était simple car toutes les colonnes de la matrice normalisée étaient identiques. La matrice des comparaisons binaires étant cohérente, d'après la comparaison du modèle 1 avec le modèle 2 et 3, on peut en déduire la comparaison du modèle 2 avec le modèle 3.

Les problèmes de cohérence dans l'établissement des priorités interviennent lorsque des comparaisons binaires entre des éléments entraînent des contradictions. Nous ne détaillerons pas ici ces problèmes qui n'interviennent pas dans la suite de notre étude.

2^{ème} exemple : Extension du processus

Pour déterminer la façon dont le processus qui vient d'être décrit peut-être étendu à l'ensemble de la hiérarchie, considérons le problème d'un ingénieur qui doit choisir parmi trois modèles, A, B et C, celui qu'il va utiliser. Ces critères de choix sont la précision, le coût et le temps de conception du modèle. La première étape est de structurer ces critères et de les hiérarchiser. Au sommet de la hiérarchie, on place la cible de l'analyse, c'est-à-dire le choix d'un modèle. En dessous, on place les critères qui contribuent au choix du modèle, c'est-à-dire la précision, le coût et le temps de conception. Enfin, à la base de la hiérarchie, on place les trois modèles A, B et C.

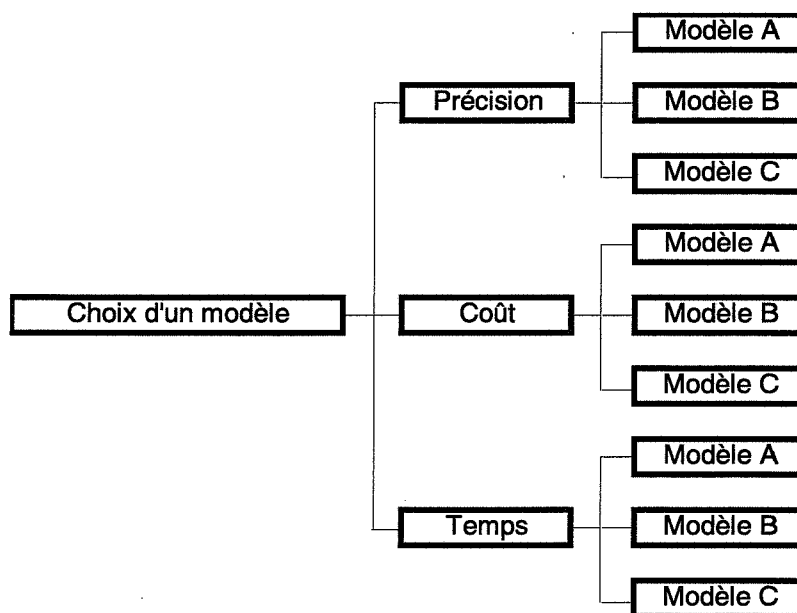


Fig 29 : Hiérarchie établie pour choisir entre trois modèles

Après avoir déterminé la hiérarchie de notre analyse, il faut établir les priorités. On compare deux à deux les critères de choix que sont la précision, le coût et le temps de conception. On suppose, par exemple, que la précision est plus importante que le coût et que le temps de conception. On suppose également que le coût est plus important que le temps de conception. Pour établir la matrice de comparaison binaire, on affectera les poids 1 pour la précision, 2 pour le coût et 3 pour le temps de conception. Le critère de précision est alors 3 fois plus important que le critère temps, et $2/3$ fois plus important que le critère coût. Pour conserver la cohérence, le critère coût est alors deux fois plus important que le critère temps. A partir de la matrice de comparaison binaire des critères par rapport à la cible, on peut alors calculer le vecteur des priorités correspondant au choix d'un modèle en utilisant la méthode décrite précédemment:

<i>Choix</i>	Précision	Coût	Temps	Vecteur des priorités
Précision	1	2	3	0,54
Coût	$\frac{1}{2}$	1	2	0,30
Temps	$\frac{1}{3}$	$\frac{1}{2}$	1	0,16

Tab 24 : Matrice binaire du choix d'un modèle

On développe ensuite trois matrices afin de comparer les trois modèles A, B et C par rapport à chaque critère. Il faut alors pour chaque modèle obtenir une évaluation relative de sa précision, de son coût et de son temps de conception par rapport aux deux autres modèles. Imaginons qu'après un travail d'évaluation, nous obtenions les comparaisons suivantes :

	Modèle A	Modèle B	Modèle C
Précision	1	1	4
Coût	1	$\frac{1}{3}$	$\frac{1}{2}$
Temps	1	2	$\frac{1}{2}$

Tab 25 : Comparaison des modèles pour chaque critère

A partir de ce tableau de comparaison, on peut établir la matrice des comparaisons des modèles par rapport à chaque critère, ainsi que le vecteur des priorités correspondant :

<i>Précision</i>	Modèle A	Modèle B	Modèle C	Vecteur des priorités
Modèle A	1	1	4	0,44
Modèle B	1	1	4	0,44
Modèle C	1/4	1/4	1	0,11

Tab 26 : Matrice binaire de la précision

<i>Coût</i>	Modèle A	Modèle B	Modèle C	Vecteur des priorités
Modèle A	1	1/3	1/2	0,16
Modèle B	3	1	3/2	0,50
Modèle C	2	2/3	1	0,33

Tab 27 : Matrice binaire du coût

<i>Temps</i>	Modèle A	Modèle B	Modèle C	Vecteur des priorités
Modèle A	1	2	1/2	0,28
Modèle B	1/2	1	1/4	0,14
Modèle C	2	4	1	0,57

Tab 28 : Matrice binaire du temps de conception

Les trois entrées du vecteur de priorité obtenues dans chacune des trois matrices sont multipliées (pondérées) par la priorité du critère correspondant. Les résultats de cette opération sont ensuite additionnés pour donner les priorités globales des trois modèles A, B et C :

	Précision (0,54)	Coût (0,30)	Temps (0,16)	Vecteur des priorités globales
Modèle A	0,44 (0,54)	+ 0,16 (0,30)	+ 0,28 (0,16)	= 0,33
Modèle B	0,44 (0,54)	+ 0,50 (0,30)	+ 0,14 (0,16)	= 0,41
Modèle C	0,11 (0,54)	+ 0,33 (0,30)	+ 0,57 (0,16)	= 0,25

Tab 29 : Priorités globales

On constate donc que le modèle B avec une priorité de 0,41 est meilleur que le modèle A avec une priorité de 0,33, lui-même meilleur que le modèle C qui a une priorité de 0,25. L'analyse effectuée nous permet ainsi de classer les modèles et de choisir celui qui satisfait le mieux les critères de choix fixés.

L'exemple traité ci-dessus est encore relativement simple mais l'on comprend bien que l'on peut utiliser les mêmes principes théoriques pour analyser des hiérarchies plus complexes. On aura alors davantage de calculs à effectuer, ce qui peut facilement être résolu en construisant un programme informatique adapté.

Remarque :

Notons que les chiffres obtenus pour les priorités globales ne signifient rien par eux même. L'intérêt de ces chiffres est uniquement de pouvoir être comparés entre eux de manière à obtenir un classement.

On remarquera également la subjectivité qui peut intervenir au moment du choix des poids que l'on rentre dans les matrices de comparaison binaire. On retiendra que cette subjectivité entraîne une approximation dans les résultats que l'on peut obtenir et l'on traitera donc les résultats obtenus par cette méthode avec prudence.

1.3 Mode opératoire

Après avoir sélectionné les données avec lesquelles nous allons travailler, nous énoncerons les principes que nous appliquerons pour effectuer l'analyse multicritère permettant d'évaluer C_e et C_m pour chaque modèle hydrodynamique mise en œuvre dans le cadre de chaque session de simulation.

1.3.1 Sélection des données

Pour pouvoir évaluer la connaissance entrée C_e et la connaissance modélisée C_m pour chaque modèle, il faut sélectionner les données que nous allons étudier :

- sélection du modèle hydrodynamique pour chaque équipe

Pendant les sessions de simulation Amise, les équipes se servent d'un modèle hydrodynamique pour étudier l'impact de l'implantation d'un ou plusieurs puits sur la dynamique de la nappe. L'objectif est de choisir les emplacements et les débits de pompage des puits permettant de traiter la pollution. Pour effectuer cette étude, les équipes construisent tout d'abord un modèle hydrodynamique représentant le système étudié, c'est-à-dire la nappe phréatique polluée. Elles le modifient ensuite en introduisant les nouveaux puits d'extraction de la pollution. Nous effectuerons notre étude sur les modèles hydrodynamiques de base avant l'introduction des nouveaux puits. Nous étudierons un seul modèle pour chaque équipe.

A partir du code de programmation de ces modèles, conservé en archive, nous pouvons analyser les données qui ont été utilisées pour les construire et étudier ensuite leurs performances en les faisant fonctionner.

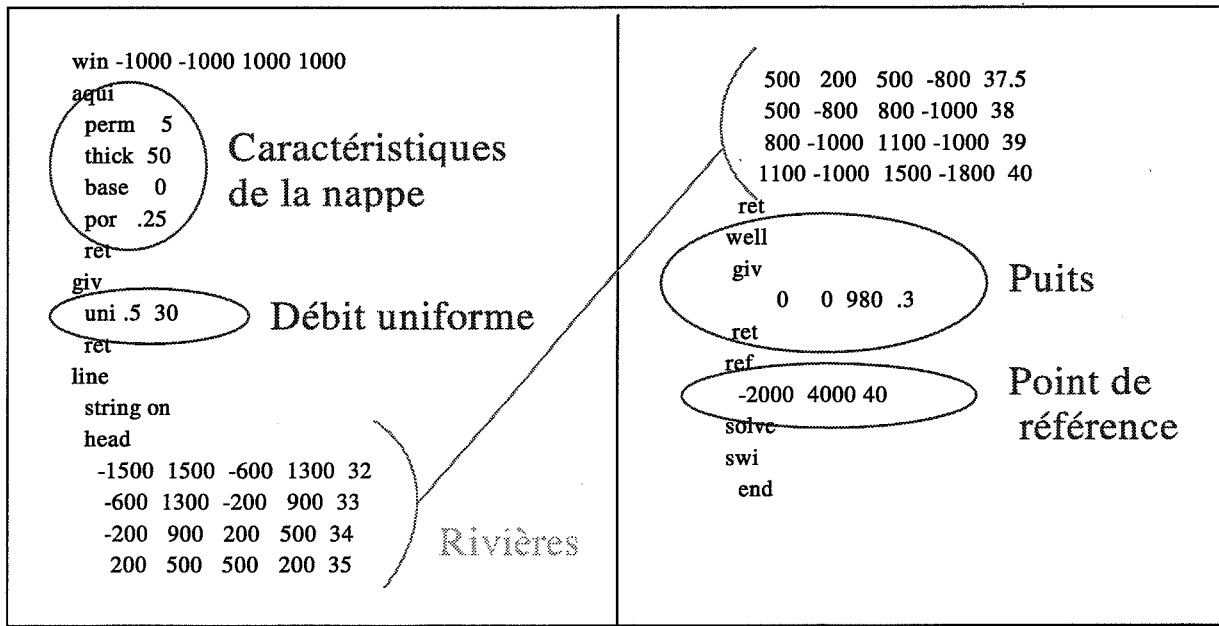


Fig 30 : Exemple de code de programmation d'un modèle

Nous allons étudier les modèles hydrodynamiques construits au cours des simulations par les huit équipes ayant participées aux sessions de simulation Amise. Pour distinguer les modèles hydrodynamiques construits dans chaque simulation, nous emploierons la même méthode de numérotation utilisée pour référencer les équipes. Le modèle 1.1 correspond au modèle construit par l'équipe 1.1 pendant la simulation 1.1, le modèle i.j correspond au modèle construit par l'équipe i.j pendant la simulation i,j :

Session à l'ENSME Juillet 97	Simulation 1.1	Modèle 1.1
	Simulation 1.2	Modèle 1.2
Session à l'Université du Minnesota Septembre 98	Simulation 2.1	Modèle 2.1
	Simulation 2.2	Modèle 2.2
	Simulation 2.3	Modèle 2.3
	Simulation 2.4	Modèle 2.4
Session à l'ENSME Juillet 97	Simulation 3.1	Modèle 3.1
	Simulation 3.2	Modèle 3.2

Tab 30 : Dénomination des équipes et des modèles hydrodynamiques

Remarque :

L'absence du code de programmation du modèle hydrodynamique 2.1 nous empêche d'effectuer l'étude sur ce modèle. Nous ne prendrons donc pas en compte le modèle 2.1 dans le reste de notre travail.

1.3.2 Principes d'évaluation de l'analyse multicritère

- Elaboration du diagramme de l'analyse hiérarchique multicritère

Avant de pouvoir commencer l'analyse multicritère, il est indispensable de faire une analyse hiérarchique des différents critères intervenant dans l'évaluation. Il faut dans un premier temps répertorier l'ensemble des critères à prendre en compte, puis les organiser sous forme de lien de type 'père - fils' que l'on regroupera ensuite sous forme de diagramme hiérarchique.

Dans le diagramme hiérarchique, on pourra distinguer deux catégories de critères :

. Les critères de catégorie I qui sont évalués indirectement à partir d'autres critères. Les critères de catégorie I sont obligatoirement des pères d'autres critères mais ils peuvent, également, être des fils de critères de catégorie I.

. Les critères de catégorie II sont les critères d'évaluation au sens strict, c'est-à-dire que se sont des critères que l'on va évaluer directement à partir de données disponibles pour chaque modèle. Les critères de catégorie II sont obligatoirement des fils des critères de catégorie I et il ne peuvent en aucun cas être père d'autres critères.

- La pondération

Après avoir établi le diagramme de l'analyse hiérarchique multicritère, il est indispensable de donner des poids relatifs (ω) aux différents critères permettant d'effectuer l'analyse. L'objectif de la pondération est de refléter au mieux l'importance de chacun des critères dans l'évaluation du paramètre étudié : dans notre cas, la connaissance entrée C_e et la connaissance modélisée C_m . La pondération peut se faire de trois manières différentes :

- . pondération visuelle
- . pondération numérique
- . pondération objective

Quelle que soit la méthode utilisée, la difficulté de cette étape est d'évaluer des poids relatifs à partir de points de vue personnels qui sont difficilement quantifiables. La pondération fait donc appel à la capacité de pouvoir juger et comprendre le phénomène que l'on veut analyser, c'est-à-dire à l'expertise. Dans notre cas, on essaiera de limiter cet apport subjectif de l'expert dans la pondération des critères, en utilisant les règles simples suivantes:

. Pour la pondération des critères intermédiaires, c'est-à-dire les critères de catégories I, on partira du principe que le poids relatif des critères est équivalent pour chacun d'entre eux, s'il n'existe pas de raison explicite qui justifie l'introduction d'une différence. Par exemple, si trois critères C_1, C_2 et C_3 permettent d'évaluer le paramètre P_1 , et qu'aucune raison ne justifie de privilégier le poids d'un critère par rapport aux autres, on affectera un poids relatif équivalent pour C_1, C_2 et C_3 de : $1/3$ (la somme des poids relatifs devant être égale à 1).

. Pour la pondération des critères d'évaluation, c'est-à-dire les critères de catégorie II, on choisira a priori un modèle de pondération de **type linéaire**, lorsqu'on pourra effectuer une évaluation chiffrée. Par exemple, si un critère d'évaluation comporte 4 niveaux , $N_1=1, N_2=4, N_3=7, N_4=10$, on affectera un poids de 1 pour N_1 , un poids de 4 pour N_2 , un poids de 7 pour N_3 et un poids de 10 pour N_4 :

Niveaux	Evaluation chiffrée	Poids (<i>modèle linéaire</i>)	Poids relatif (\hat{u})
N1	1	1	0,045
N2	4	4	0,181
N3	7	7	0,318
N4	10	10	0,454
			Somme=1

Tab 31 : Modèle linéaire

Si on ne peut pas effectuer une évaluation chiffrée, on utilisera alors des indicateurs de niveaux que l'on s'attachera à pondérer de façon linéaire en fonction de l'importance supposée de chacun d'entre eux. Par exemple: lorsqu'on utilise les trois niveaux N1= peu, N2= moyen et N3= très pour un critère d'évaluation, on obtient les poids suivants :

Niveaux	Indicateurs	Poids (<i>modèle linéaire</i>)	Poids relatif (\hat{u})
N1	peu	1	0,166
N2	moyen	2	0,333
N3	très	3	0,50
			Somme=1

Tab 32 : Pondération d'indicateurs de niveaux

Si on utilise une évaluation binaire de type N1=OUI et N2=NON, on affectera en théorie un poids relatif de 1 pour la valeur OUI et un poids relatif nul pour la valeur NON. En pratique, le programme utilisé impose qu'un poids relatif non nul soit attribué à chaque valeur. La somme des poids relatifs devant être égale à 1, on aura donc un poids relatif de 0,99999 pour la valeur OUI et 0,00001 pour la valeur NON.

Niveaux	Evaluation binaire	Poids (<i>modèle binaire</i>)	Poids relatif (\hat{u})
N1	OUI	100000	0,99999
N2	NON	1	0,00001
			Somme=1

Tab 33 : Modèle binaire

Si la pondération d'un critère se fait en se basant sur l'expertise, on vérifiera plus particulièrement la sensibilité des résultats du processus d'analyse en fonction de la pondération du critère considéré. Si la sensibilité est élevée, c'est-à-dire si les résultats varient de façon significative pour une faible variation des valeurs de pondération, il faudra essayer de préciser l'expertise en introduisant des indicateurs objectifs (des indicateurs chiffrés par exemple).

2. Evaluation de la connaissance entrée et de la connaissance modélisée

Après avoir défini les règles de quantification des paramètres C_e et C_m , nous obtiendrons les valeurs expérimentales de C_e et C_m correspondant aux modèles construits par les équipes pendant les sessions de simulation.

2.1 Quantification de la connaissance entrée (C_e)

D'après la définition de C_e donnée dans le chapitre IV, on a :

$$\text{connaissance entrée : } C_e = \frac{\text{représentation entrée}}{\text{représentation totale}}$$

D'après la définition déjà proposée, la représentation entrée d'un système correspond à la précision (critère qualitatif) et à la complexité (critère quantitatif) affectées à la description du système considéré qui est entrée dans le modèle. Le paramètre C_e dépend donc de deux critères que sont la précision et la complexité sur lesquels nous pouvons construire l'analyse hiérarchique multicritère.

Pour quantifier cette précision et cette complexité de C_e , nous nous servirons des données les plus représentatives entrées par les équipes dans le modèle hydrodynamique.

2.1.1 Précision de la connaissance entrée

Pour quantifier la précision de la connaissance entrée dans le modèle, il est important de bien comprendre ce que signifie cette notion. Si l'on se réfère à une définition générale, la précision est 'la qualité de ce qui est calculé de manière précise, c'est-à-dire qui, à la limite, est exact'. La précision est donc une estimation de la qualité, c'est un paramètre de comparaison relatif. On peut donc chercher des estimateurs nous permettant de classer les modèles selon leur degré d'exactitude dans leur représentation de la réalité.

- *Evaluation de la précision des rivières*

La réalisation du modèle hydrodynamique utilise des rivières comme des éléments du système aquifère local. Ces rivières définissent globalement la zone modélisée et fixent le comportement aux limites de la nappe phréatique. Elles sont représentées dans le modèle par l'utilisation de lignes sources. Ces lignes sources sont entrées dans le modèle en fixant d'une part leur position (coordonnées du début et de la fin de la ligne source), et d'autre part leur hauteur piézométrique, c'est-à-dire la hauteur du niveau d'eau moyen dans la rivière correspondant à leur position. L'utilisation de lignes sources pour modéliser les rivières impose une représentation fragmentée des rivières qui entraîne une simplification de la réalité tant au niveau du positionnement que de la hauteur piézométrique pour chaque ligne source. La précision des rivières modélisées peut alors être évaluée en comparant, d'une part le positionnement des lignes sources dans le modèle avec l'emplacement réel des rivières, et

d'autre part en comparant la valeur des hauteurs piézométriques entrées avec les hauteurs piézométriques réelles.

.Positionnement des lignes sources :

En superposant visuellement les lignes sources entrées dans les modèles correspondant à chaque simulation avec l'emplacement des rivières réelles, on obtient les cartes de positionnement des rivières:

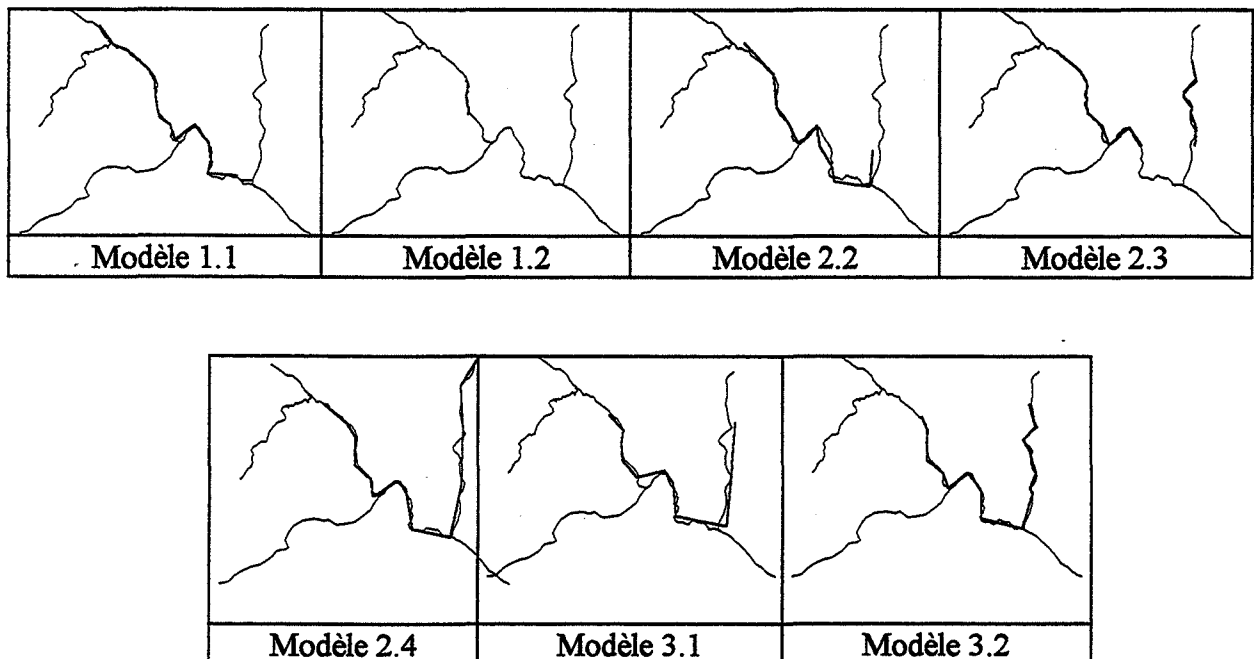


Fig 31 : Cartes de positionnement des rivières

Comme il est difficile de donner une estimation chiffrée de la précision du positionnement des rivières et que l'analyse multicritère nous permet de comparer des entités en les pondérant de manière visuelle, on peut estimer la précision en distinguant trois niveaux:

- un positionnement des rivières peu précis ;
- un positionnement des rivières moyennement précis ;
- un positionnement des rivières plus précis .

L'analyse de l'ajustement des lignes sources avec les rivières réelles pour chaque modèle nous permet de distinguer un positionnement plus précis, le modèle 3.2, et deux positionnement peu précis, le modèle 2.2 et le modèle 3.1. Le positionnement des rivières pour les autres modèles se situent entre ces deux extrêmes, on peut donc le considérer comme moyennement précis.

Une ambiguïté se pose pour le modèle 1.2 puisque seule une faible partie des rivières est modélisée mais celle-ci est représentée assez précisément par les lignes sources. On se trouve dans une situation délicate où la précision du positionnement est difficile à apprécier de manière objective. En se basant sur ce manque d'objectivité, on peut choisir qu'il est raisonnable de ne pas classer la précision du positionnement des rivières de manière extrême (très ou peu précis) et donc de le considérer comme moyen.

On peut alors classer les sept modèles selon leur précision du positionnement des rivières de la manière suivante :

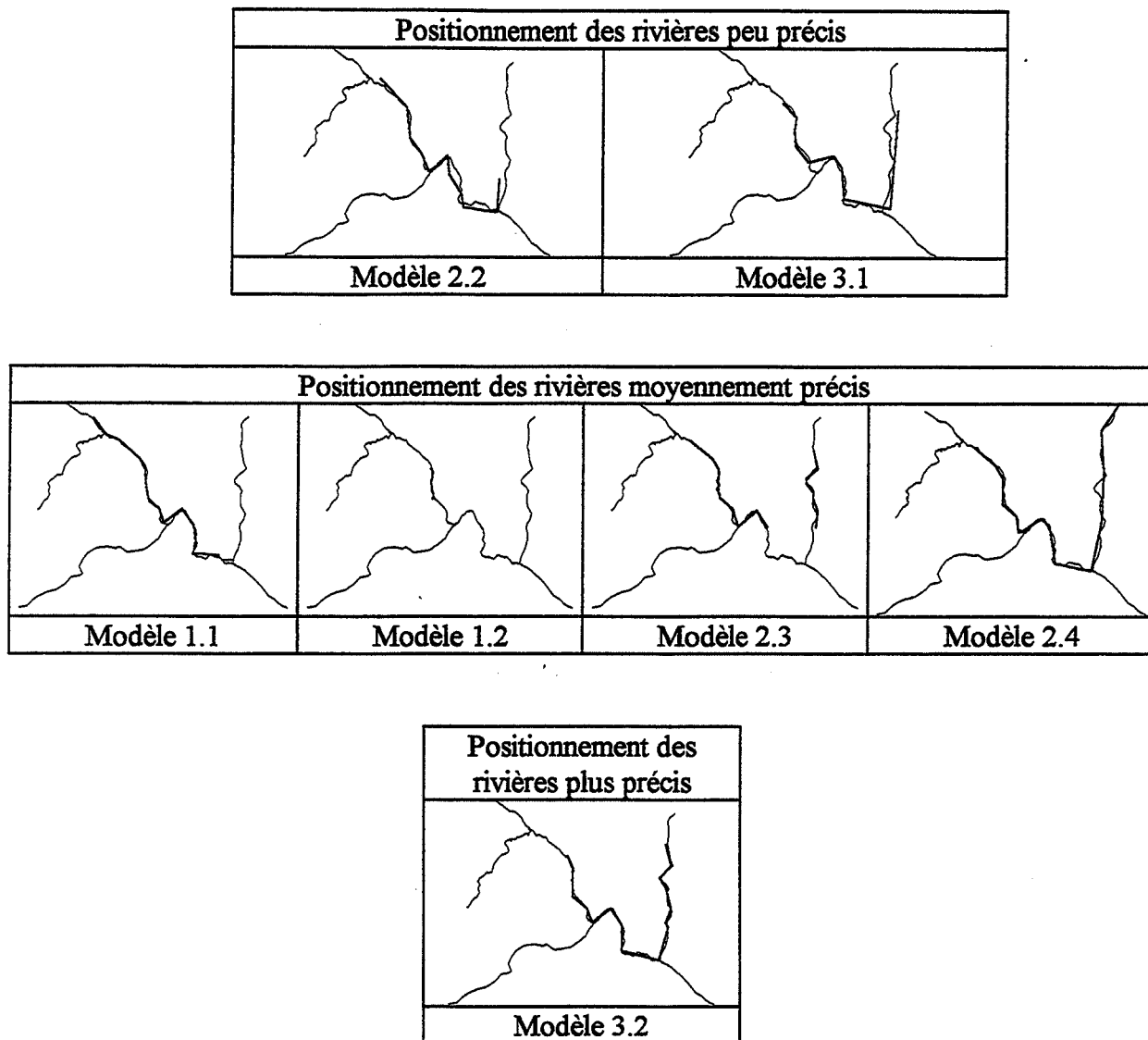


Fig 32 : Précision du positionnement des rivières

Critère	Valeur	1.1	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2
Positionnement des rivières	Peu précis			X			X	
	Moyennement précis	X	X		X	X		
	Plus précis							X

Tab 34 : Précision du positionnement des rivières

Cette méthode de classement a l'avantage d'être rapide mais elle fait appel à l'avis de l'observateur et n'est donc pas totalement objective, notamment pour le modèle 1.2. Une méthode numérique permettrait sans doute d'être plus rigoureux dans notre classement. On pourrait, par exemple, mettre en place une méthode qui estimerait la surface comprise entre

les lignes sources et les rivières. Il faudrait ensuite ramener cette surface à l'unité de longueur de rivière modélisée, pour obtenir un indicateur numérique plus fiable de la précision du positionnement des rivières. Notons que l'utilisation d'un système d'information géographique nous permettrait d'effectuer plus facilement ce type d'opérations.

. Valeur des hauteurs piézométriques des lignes sources

La valeur de la hauteur piézométrique pour une ligne source représente le niveau d'eau moyen de la portion de rivière modélisée par la ligne source considérée. La valeur entrée est donc une approximation plus ou moins représentative de la réalité. Pour mesurer l'écart entre les valeurs de hauteurs piézométriques entrées dans le modèle et les valeurs réelles, on peut superposer graphiquement les profils en long de chaque rivière modélisée et les profils en long de la rivière réelle.

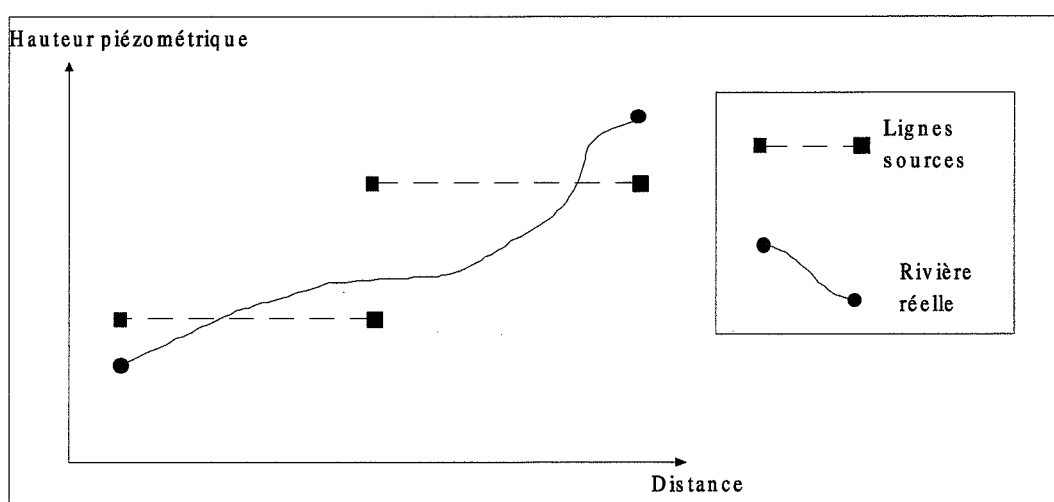


Fig 33 : Superposition des dénivellations des lignes sources et des rivières réelles

Une comparaison graphique, calculant l'aire totale comprise entre les profils en long des rivières modélisés et les profils en long de la rivière réelle, nous donnerait alors un estimateur chiffré de l'écart entre les hauteurs piézométriques entrées dans le modèle et les hauteurs piézométriques réelles.

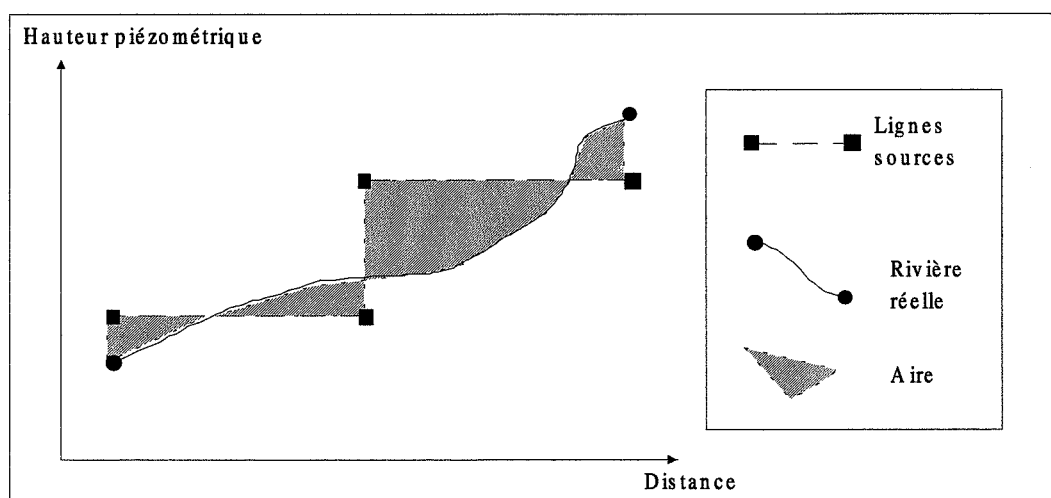


Fig 34 : Aire comprise entre les lignes sources et la rivière

Un écart important indiquerait alors une faible précision des hauteurs piézométriques des lignes sources alors qu'un écart faible indiquerait l'inverse.

Le manque de données détaillées concernant les hauteurs piézométriques réelles des rivières ne nous a pas permis de mesurer les écarts avec les hauteurs piézométriques des lignes sources.

La précision des rivières, par manque de données, sera alors uniquement évaluée à partir de l'analyse du positionnement des lignes sources. On ne tiendra pas compte des écarts entre les valeurs des hauteurs piézométriques des lignes sources dans le modèle et les valeurs des hauteurs piézométriques des rivières réelles.

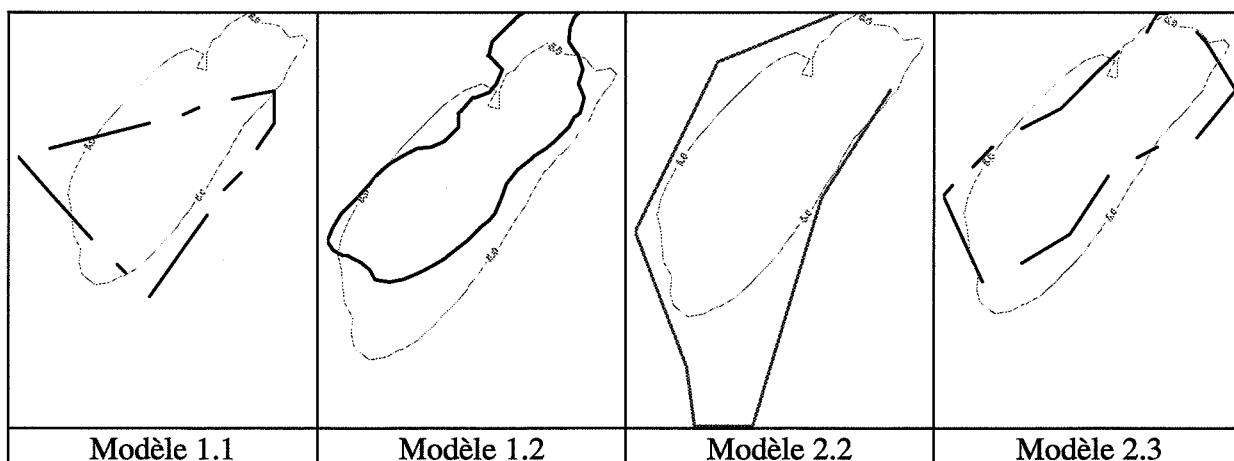
- Evaluation de la précision de la représentation de la zone de polluée

La zone polluée est entrée dans le modèle en spécifiant les coordonnées des extrémités (début et fin) des lignes qui délimitent cette zone.

Notons que celle-ci n'a pas d'influence sur le comportement du modèle car, elle n'est pas prise en compte comme étant un élément hydrodynamique du système aquifère local. Elle intervient cependant dans le choix de l'emplacement des puits, lors de l'élaboration de la stratégie de dépollution. Elle fait donc partie de la représentation du système et, doit être prise en compte dans l'évaluation de la connaissance entrée dans le modèle.

La précision de la représentation de la zone polluée peut être évaluée en comparant les limites de la zone entrée dans le modèle avec celle de la zone polluée réelle. Pour définir les limites de la zone polluée réelle, on utilise la valeur seuil, définie par la réglementation, du polluant principal : 5 microgrammes /litre pour le trichloroéthylène.

En superposant, visuellement, les zones polluées entrées dans les modèles de chaque équipes avec l'emplacement de la zone polluée réelle, on obtient les représentations des zones polluées suivantes:



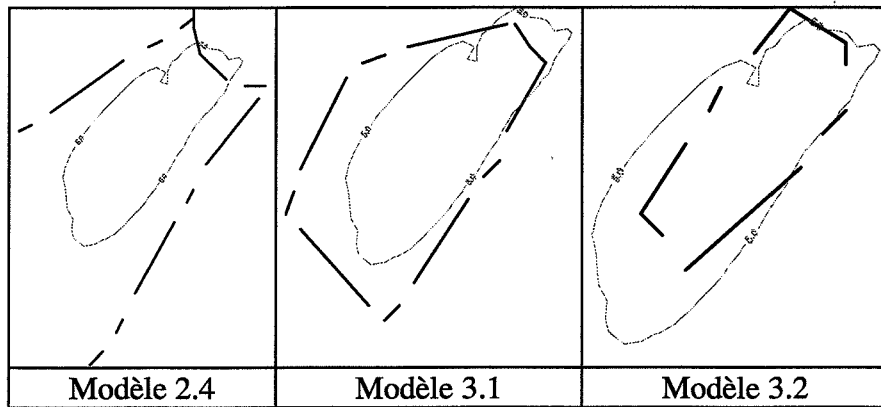


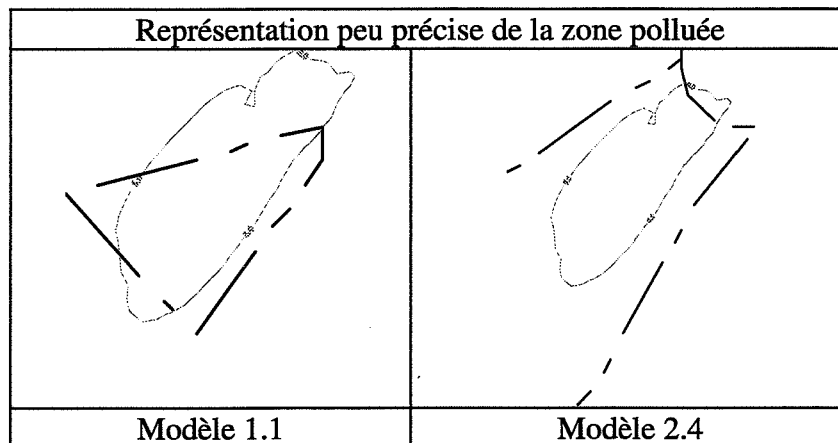
Fig 35 : Représentation des zones polluées

Comme il est difficile de chiffrer la précision de la représentation de la zone polluée, on utilise la même approche que pour estimer de la précision du positionnement des rivières. On distinguera donc ici trois niveaux de précision :

- une représentation peu précise de la zone polluée;
- une représentation moyennement précise de la zone polluée;
- une représentation plus précise de la zone polluée.

L'analyse de l'ajustement de la représentation des zones polluées avec la zone polluée réelle pour chaque modèle nous permet de distinguer deux représentations plus précises, la représentation 1.2 et la représentation 2.3, et deux représentations peu précises, la représentation 1.1 et la représentation 2.4. Les autres représentations des zones polluées se situent entre ces deux extrêmes, on peut donc les considérer comme moyennement précises.

D'après les trois niveaux de précision de représentation de la zone polluée, on peut alors classer les sept modèles de la manière suivante :



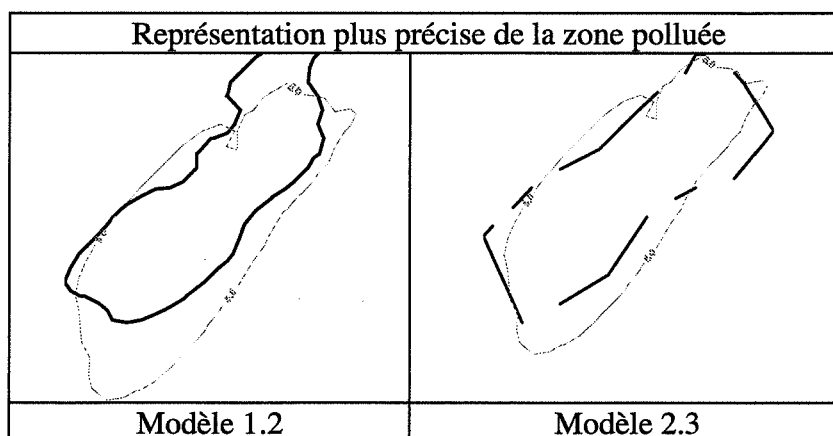
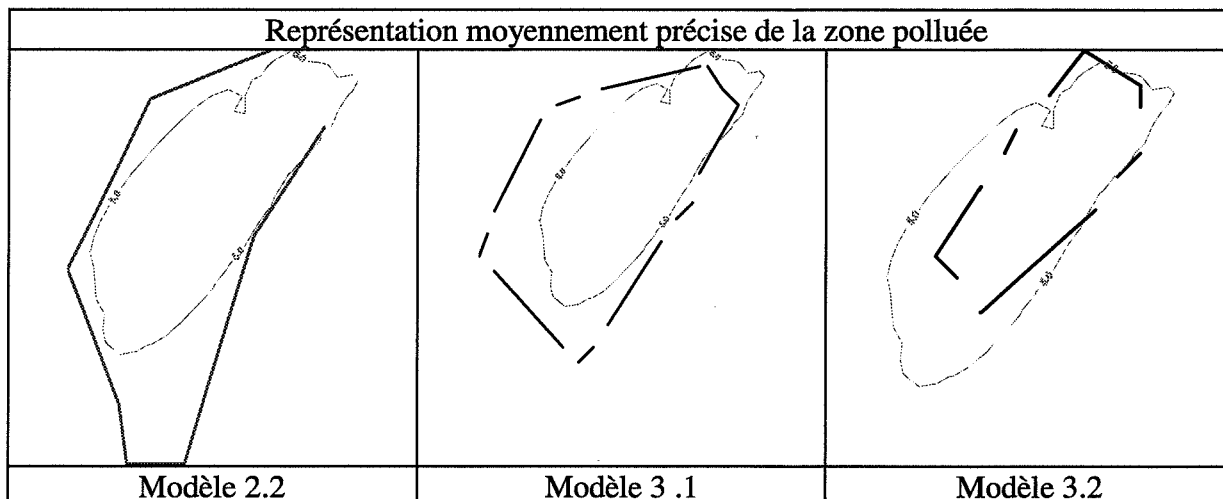


Fig 36 : Précision de la représentation de la zone polluée

Critère	Valeur	1.1	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2
Représentation de la zone polluée	Peu précise	X				X		
	Moyennement précise			X			X	X
	Plus précise		X		X			

Tab 35 : Précision de la représentation de la zone polluée

De même que pour l'estimation de la précision du positionnement des rivières, cette méthode de classement a l'avantage d'être rapide mais elle fait appel à l'avis de l'observateur et n'est donc pas totalement objective. Pour plus d'objectivité, il faudrait mettre en place une méthode d'estimation numérique qui permettrait là encore, d'évaluer la précision de la représentation de la zone polluée en se basant sur la différence de surface entre la zone polluée modélisée et la zone polluée réelle.

- Nombre de points de calage

Lors de la réalisation du modèle hydrodynamique, les équipes ont besoin de connaître le profil piézométrique local leur permettant de caler leur modèle en comparant le profil piézométrique calculé avec le profil réel. Pour connaître le profil piézométrique local, les

simulations peuvent d'une part s'appuyer sur des études régionales disponibles et d'autre part utiliser les résultats de campagnes d'échantillonnage pour connaître la hauteur piézométrique de la nappe sur le domaine étudié. Les études régionales représentent globalement le profil piézométrique de la nappe et ne permettent en aucun cas de caler le modèle hydrodynamique. L'unique source d'information permettant aux équipes de caler leur modèle provient alors des résultats des campagnes d'échantillonnage réalisées dans chaque simulation. Plus le nombre d'échantillons est élevé, plus les équipes ont a priori de valeurs repères pour caler leur modèle avec le profil piézométrique réelle. Les échantillons collectés pendant les campagnes d'échantillonnage peuvent donc être considérés comme autant de points de calage permettant d'assurer la précision du modèle, on peut alors choisir le nombre de points de calage comme étant un estimateur de la précision de la connaissance entrée dans le modèle.

Les nombres de points de calage pour chaque équipe sont présentés dans le tableau suivant :

Equipe	1.1	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2
Nombre de points de calage	27	49	29	41	31	21	27

Tab 36 : Nombre de points de calage

Le nombre de points de calage peut être considéré comme un indicateur chiffré de la précision de la connaissance entrée. On peut alors l'intégrer dans l'évaluation de la précision de la connaissance entrée en considérant que plus le nombre de points de calage est élevé plus la précision en fonction des points de calage est élevée, à l'inverse plus le nombre de points de calage est faible, plus la précision en fonction des points de calage est faible.

2.1.2 Complexité de la connaissance entrée

Pour quantifier la complexité de la connaissance entrée dans le modèle, il est important de bien comprendre ce que signifie cette notion. D'après le dictionnaire 'Le Petit Robert', la complexité est 'l'état, le caractère de ce qui est complexe, c'est-à-dire de ce qui contient, qui réunit plusieurs éléments différents'. La complexité peut se concevoir comme un paramètre de comparaison relatif qui permet d'évaluer la diversité et le nombre des données entrées dans le modèle. On cherchera donc des indicateurs nous permettant de classer les modèles selon la quantité et la diversité des données entrées.

- Nombre de lignes sources

Le nombre de lignes sources entrées dans chaque modèle est disponible dans le code de programmation des modèles :

Equipe	1.1	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2
Nbre de lignes	16	14	12	19	14	11	15

Tab 37 : Nombre de lignes sources

Le nombre de lignes sources peut être considéré comme un indicateur chiffré de la complexité de la connaissance entrée sans le modifier. On peut alors l'intégrer dans l'évaluation de la complexité de la connaissance entrée en considérant que plus le nombre de lignes sources est élevé plus la complexité en fonction du nombre de lignes sources est élevée,

à l'inverse plus le nombre de lignes sources est faible, plus la complexité en fonction du nombre de lignes sources est faible.

- Nombre de puits

Le nombre de puits entrés dans chaque modèles est disponible dans le code de programmation des modèles :

Equipe	1.1	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2
Nbre de puits	0	6	30	19	13	3	0

Tab 38 : Nombre de puits

De même que pour le nombre de lignes sources, on peut intégrer sans modification le nombre de puits dans l'évaluation de la complexité de la connaissance entrée. Plus le nombre de puits est élevé plus la complexité en fonction du nombre puits est élevé, à l'inverse plus le nombre de puits est faible, plus la complexité en fonction du nombre de puits est faible.

- Ecoulement uniforme

L'introduction d'un écoulement uniforme dans le modèle hydrodynamique est délicat à interpréter au niveau de l'évaluation de la complexité de la connaissance entrée dans le modèle. En poursuivant le raisonnement appliqué jusqu'à présent, on pourrait dire que l'introduction d'une donnée supplémentaire dans la construction du modèle augmente la quantité de données utilisées par le modèle, et par conséquent augmente la complexité de la connaissance entrée dans celui-ci. La présence d'un écoulement uniforme dans le modèle serait alors interprétée comme une augmentation de la complexité.

Par contre si l'on raisonne à partir de ce que représente, au niveau hydrodynamique, l'introduction d'un écoulement uniforme, on peut dire que celui-ci, en représentant un écoulement global, constitue une simplification du système réel. La connaissance entrée dans le modèle se trouve être alors simplifiée avec l'introduction d'un écoulement uniforme. Il est alors instinctif de se dire qu'une simplification engendre une diminution de la complexité. La présence d'un écoulement uniforme dans le modèle peut alors être interprétée comme une diminution de la complexité.

On peut donc utiliser deux approches contradictoires pour interpréter l'impact de la présence d'un écoulement uniforme sur la complexité de C_e . Cependant, si l'on considère l'introduction d'un écoulement uniforme comme une simplification, cela implique que moins de données sont alors nécessaires pour représenter correctement le système étudié à travers le modèle hydrodynamique. Cette simplification se traduira donc par une baisse du nombre des autres données entrées dans le modèle à partir desquelles on évalue la complexité de C_e . Le phénomène de simplification, du à l'introduction d'un écoulement uniforme, est alors déjà pris en compte dans l'évaluation de la complexité de C_e , il ne faut alors pas le prendre en compte une deuxième fois au moment de l'introduction de l'écoulement uniforme. L'introduction d'un courant uniforme sera donc interprété comme une augmentation de la complexité de C_e .

La présence d'un écoulement uniforme est disponible dans le code de programmation des modèles : les modèles 1.1, 1.2 et 2.3 prennent en compte un écoulement uniforme contrairement aux modèles 2.2, 2.4, 3.1 et 3.2

- Zone d'infiltration

La zone d'infiltration dans le modèle hydrodynamique est utilisée pour modéliser l'infiltration provenant des couches géologiques situées au dessus de la couche modélisée. Dans le modèle aux éléments analytiques utilisé (CZAEM), la zone d'infiltration est définie comme un cercle dont on peut spécifier le centre et le rayon. La valeur du coefficient d'infiltration est unique pour l'ensemble de la zone.

La prise en compte d'une zone d'infiltration dans le modèle, représente une donnée supplémentaire dans l'élaboration du modèle hydrodynamique et augmente par conséquent la complexité de Ce. La présence d'une zone d'infiltration dans un modèle hydrodynamique sera donc interprétée comme une augmentation de la complexité de Ce.

La présence d'une zone d'infiltration est disponible dans le code de programmation des modèles : les modèles 2.2, 2.3 et 2.4 utilisent une zone d'infiltration alors que les modèles 1.1, 1.2, 3.1 et 3.2 n'en tiennent pas compte.

Rappelons les caractéristiques de la connaissance entrée pour chaque modèle hydrodynamique :

Modèles	Positionnement des rivières	Représentation de la zone polluée	Points de calage	Nombre de lignes sources	Puits	Débit uniforme	Zone d'infiltration
1.1	Moyennement précis	Peu précis	27	16	0	oui	non
1.2	Moyennement précis	Plus précis	49	14	6	oui	non
2.2	Peu précis	Moyennement précis	29	12	30	non	oui
2.3	Moyennement précis	Plus précis	41	19	19	oui	oui
2.4	Moyennement précis	Peu précis	31	14	13	non	oui
3.1	Peu précis	Moyennement précis	21	11	3	non	non
3.2	Plus précis	Moyennement précis	27	15	0	non	non

Tab 39 : Caractéristiques de la connaissance entrée dans chaque modèle

Remarque :

La présentation des indicateurs nous servant à évaluer la connaissance entrée pour l'opération de modélisation n'est pas exhaustive. On pourrait notamment la compléter ici par des indicateurs tenant compte des propriétés du milieu aquifère (perméabilité, porosité ou épaisseur de la nappe).

2.1.3 Hiérarchisation des critères pour quantifier Ce

On peut regrouper dans un tableau les indicateurs définis pour évaluer la connaissance entrée Ce:

Critères de catégorie I		Critères de catégorie II	Niveaux d'évaluation
Connaissance entrée CE	Niveau de précision	Précision des rivières	peu - moyen - plus
		Zone de pollution	peu - moyen - plus
		Point de calage	1-30
	Niveau de complexité	Nombre de ligne sources	12 à 22
		Nombre de puits	1 à 20
		Zone d'infiltration	oui/ non
		Débit uniforme	oui/non

Tab 40 : Indicateurs d'évaluation de la connaissance entrée

A partir de ce tableau, on obtient le diagramme d'analyse hiérarchique multicritère de Ce :

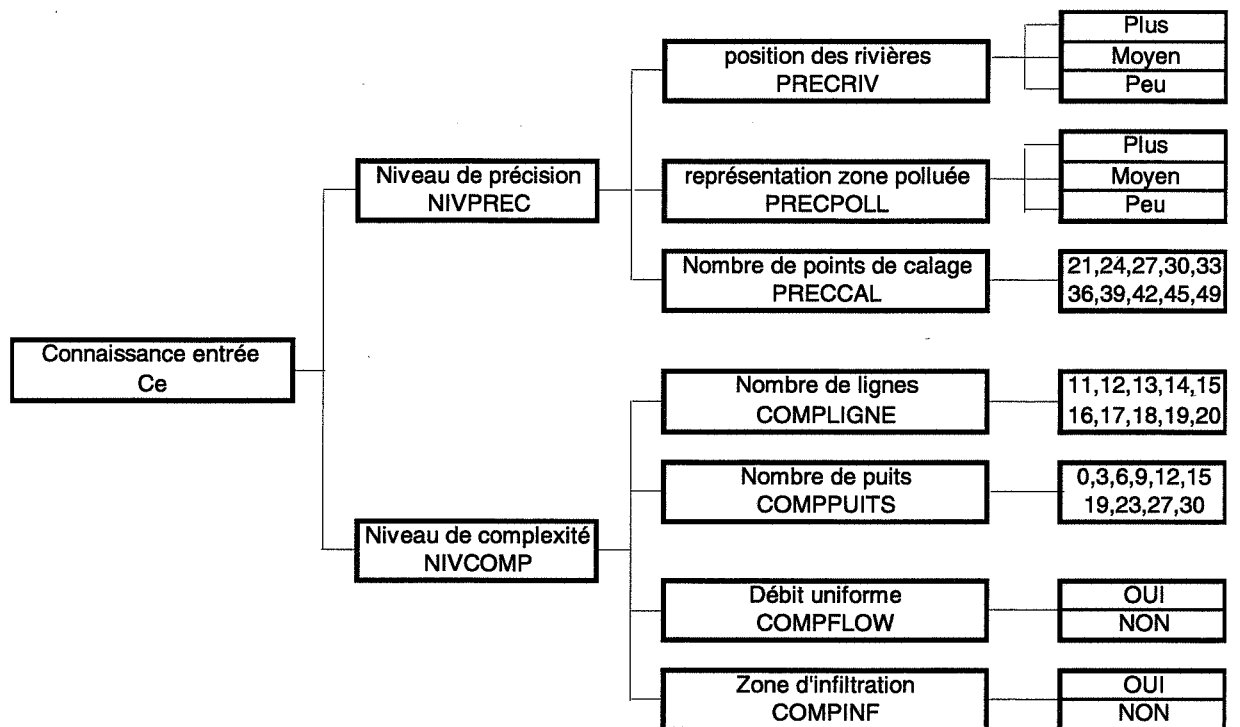


Fig 37 : Diagramme de l'analyse hiérarchique multicritère de Ce

Remarque : les noms inscrits en majuscules en dessous de l'intitulé des indicateurs correspondent au nom des paramètres dans le programme d'analyse multicritère.

2.1.4 Pondération des critères

D'après le diagramme de l'analyse hiérarchique multicritère de Ce, il faut pondérer 3 critères de catégorie I (Ce, NIVPREC et NIVCOMP) et 7 critères de catégorie II (PRECRIV, PRECPOLL, PRECCAL, COMPLIGNE, COMPPUITS, COMPFLOW et COMPINF).

Pour les critères de catégorie I, on a :

. Pondération de Ce :

Le critère Ce est défini par les critères NIVCOMP et NIVPREC. Il n'y a pas de raison qui justifie a priori une différence d'importance entre ces deux critères dans l'évaluation de Ce. Les poids relatifs pour NIVCOMP et NIVPREC sont alors équivalents :

Critère à évaluer	Niveaux	Poids relatif (ù)
Ce	NIVPREC	0,50
	NIVCOMP	0,50

Tab 41 : Pondération de Ce

. Pondération de NIVPREC :

Le critère NIVPREC est défini par les critères PRECRIV, PRECPOLL et PRECCAL. La pondération de ce critère est délicate.

En pondérant le critère NIVPREC, on cherche à obtenir une évaluation de la précision des données qui servent à construire le modèle. La précision des rivières, évaluée par PRECRIV, est directement reliée à la précision des données entrées dans le modèle. Le critère PRECCAL représente le nombre de points d'échantillonnages à disposition de l'équipe pour leur permettre de caler les résultats du modèle hydrodynamique. Bien que n'étant pas directement entrés dans le modèle, ces points sont directement reliés à la précision du modèle et donc PRECCAL est directement relié à la précision des données entrées dans le modèle.

La précision de la représentation de la zone de pollution PRECPOLL n'intervient pas dans la précision du modèle lui-même puisqu'elle n'est pas considérée comme un élément du système aquifère par les méthodes de calcul du modèle hydrodynamique. Elle intervient par contre dans la précision de la représentation du système pollué et donc dans le choix de l'emplacement des puits d'extraction de la pollution. Le critère PRECPOLL est un indicateur de la précision de la représentation du système mais il n'intervient pas dans les calculs du modèle. On peut alors choisir de le prendre en compte dans l'évaluation globale de la précision de Ce tout en lui donnant moins d'importance qu'aux critères PRECRIV et PRECCAL.

En fonction de ces considérations on peut décider d'accorder le poids le plus élevé à PRECRIV, un poids légèrement inférieur à PRECCAL et un poids plus faible à PRECPOLL. L'attribution de ces poids provient d'une expertise subjective et peut par conséquent être sujet à discussion et modification.

Critère à évaluer	Niveaux	Poids (expertise)	Poids relatif (ù)
NIVPREC	PRECRIV	9	0,45
	PRECCAL	7	0,35
	PRECPOLL	4	0,20

Tab 42 : Pondération de NIVPREC

. Pondération de NIVCOMP :

Le critère NIVCOMP est défini par les critères COMPLIGNE, COMPPUTS, COMPFLOW et COMPINF. Il n'y a pas de raison qui justifie a priori une différence d'importance entre ces quatre critères dans l'évaluation de NIVCOMP. Les poids relatifs pour COMPLIGNE, COMPPUTS, COMPFLOW et COMPINF sont alors équivalents (poids relatif de 0,25).

Pour les critères de catégorie II, on a :

. Pondération de PRECRIV :

Le critère PRECRIV est évalué par les indicateurs de niveaux plus, moyen et peu. D'après les règles définies précédemment sur la pondération, les poids relatifs de ces indicateurs de niveaux sont alors:

Critère à évaluer	Indicateurs de Niveaux	Poids (<i>modèle linéaire</i>)	Poids relatif (ù)
PRECRIV	peu	1	0,166
	moyen	2	0,333
	plus	3	0,50

Tab 43 : Pondération de PRECRIV

. Pondération de PRECPOLL:

Le critère PRECPOLL est évalué par les indicateurs de niveaux plus, moyen et peu. D'après les règles définies précédemment sur la pondération, les poids relatifs de ces indicateurs de niveaux sont alors:

Critère à évaluer	Indicateurs de Niveaux	Poids (<i>modèle linéaire</i>)	Poids relatif (ù)
PRECPOLL	peu	1	0,166
	moyen	2	0,333
	plus	3	0,50

Tab 44 : Pondération de PRECPOLL

. Pondération de PRECCAL:

Le critère PRECCAL est évalué par un indicateur chiffré représentant le nombre de points de calage issus de la campagne d'échantillonnage. La pondération se fait de manière

linéaire en utilisant le chiffre représentant le nombre de points de calage pour chaque simulation comme étant un niveau d'évaluation. On obtient alors :

Critère à évaluer	Simulation	Evaluation chiffrée	Poids (<i>modèle linéaire</i>)	Poids relatif
PRECCAL	1.1	27	27	0,136
	1.2	49	49	0,247
	2.2	29	29	0,146
	2.3	41	41	0,207
	2.4	31	31	0,156
	3.1	21	21	0,106
	3.2	27	-	-

Tab 45 : Pondération de PRECCAL

Remarque :

Les simulations 3.2 et 1.1 ont toutes les deux le même nombre de points de calage, on définit alors qu'un seul niveau d'évaluation qui sera utilisé pour les deux simulations.

. *Pondération de COMPLIGNE:*

Le critère COMPLIGNE est évalué par un indicateur chiffré représentant le nombre de lignes sources introduites dans le modèle hydrodynamique pour modéliser les rivières. La pondération se fait de manière linéaire en utilisant le chiffre représentant le nombre de lignes source pour chaque simulation comme étant un niveau d'évaluation. On obtient alors :

Critère à évaluer	Simulation	Evaluation chiffrée	Poids (<i>modèle linéaire</i>)	Poids relatif
COMPLIGNE	1.1	16	16	0,184
	1.2	14	14	0,161
	2.2	12	12	0,138
	2.3	19	19	0,218
	2.4	14	-	-
	3.1	11	11	0,126
	3.2	15	15	0,172

Tab 46 : Pondération de COMPLIGNE

Remarque :

Les simulations 1.2 et 2.4 ont toutes les deux le même nombre de lignes sources, on ne définit alors qu'un seul niveau d'évaluation qui sera utilisé pour les deux simulations.

. *Pondération de COMPPUITS:*

Le critère COMPPUITS est évalué par un indicateur chiffré représentant le nombre de puits introduits dans le modèle hydrodynamique. La pondération se fait de manière linéaire en utilisant le chiffre représentant le nombre de puits pour chaque simulation comme étant un niveau d'évaluation. On obtient alors :

Critère à évaluer	Simulation	Evaluation chiffrée	Poids (<i>modèle linéaire</i>)	Poids relatif
COMPPUITS	1.1	0	0,00001	0,00001
	1.2	6	6	0,0845
	2.2	30	30	0,422
	2.3	19	19	0,268
	2.4	13	13	0,183
	3.1	3	3	0,0422
	3.2	0	-	-

Tab 47 : Pondération de COMPPUITS

Remarque :

Les simulations 1.1 et 3.2 ont toutes les deux un même nombre de puits nul, on définit alors qu'un seul niveau d'évaluation qui ne pouvant être nul est de 0,00001.

. *Pondération de COMPFLOW:*

Le critère COMPFLOW est évalué avec un indicateur binaire de type OUI / NON. D'après les règles définies précédemment pour le modèle binaire, on a donc :

Critère à évaluer	Indicateur binaire	Poids (<i>modèle binaire</i>)	Poids relatif (ù)
COMPFLOW	OUI	100000	0,99999
	NON	1	0,00001

Tab 48 : Pondération de COMPFLOW

. *Pondération de COMPINF:*

Le critère COMPINF est évalué avec un indicateur binaire de type OUI / NON. D'après les règles définies précédemment pour le modèle binaire, on a donc :

Critère à évaluer	Indicateur binaire	Poids (<i>modèle binaire</i>)	Poids relatif (ù)
COMPINF	OUI	100000	0,99999
	NON	1	0,00001

Tab 49 : Pondération de COMPINF

2.1.5 Analyse de sensibilité

En construisant le diagramme d'analyse hiérarchique de Ce et en y affectant les poids de pondération définis ci-dessus, l'analyse multicritère permet de quantifier Ce. Les résultats sont présentées ci-dessous :

Modèle	1.1	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2
Ce	0,264	0,325	0,292	0,461	0,287	0,123	0,204

Tab 50 : Quantification de Ce

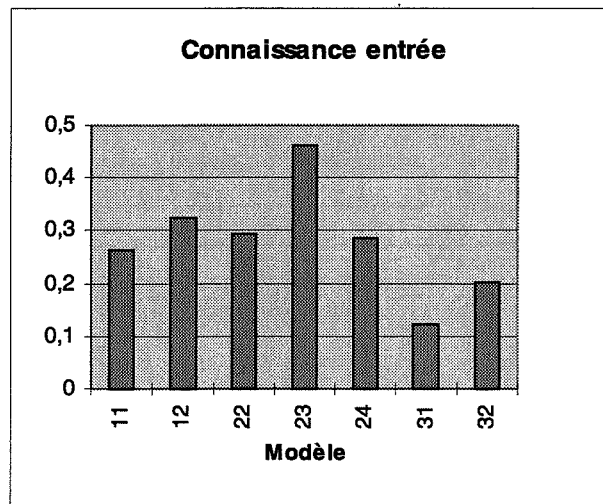


Fig 38 : Graphe de la connaissance entrée Ce

Avant d'étudier ces résultats plus en détails, il est important de faire une étude de sensibilité permettant de vérifier le bien fondé de certaines hypothèses. L'hypothèse principale à vérifier concerne la pondération du critère NIVPREC que nous avons fixée originellement à :

Critère à évaluer	Niveaux	Poids (expertise)	Poids relatif (ù)
NIVPREC	PRECRIV	9	0,45
	PRECCAL	7	0,35
	PRECPOLL	4	0,20

Nous appellerons ce cas de figure initial, le cas de figure 1. Pour étudier la sensibilité de la quantification de Ce en fonction de la pondération de NIVPREC, on réalise différents cas de figures.

. Cas de figure 2 : Inversion de poids relatif de PRECRIV et PRECCAL

Dans un premier temps, on étudie l'effet d'un renversement de priorité entre PRECRIV et PRECCAL. On affecte un poids de 7 à PRECRIV et un poids de 9 à PRECCAL :

Critère à évaluer	Niveaux	Poids (expertise)	Poids relatif (ù)
NIVPREC	PRECRIV	7	0,35
	PRECCAL	9	0,45
	PRECPOLL	4	0,20

Tab 51 : Pondération de NIVPREC 2

L'analyse multicritère donne alors :

Modèle	1.1	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2
Ce 2	0,254	0,32	0,291	0,454	0,278	0,119	0,185

Tab 52 : Quantification de Ce2

Soit

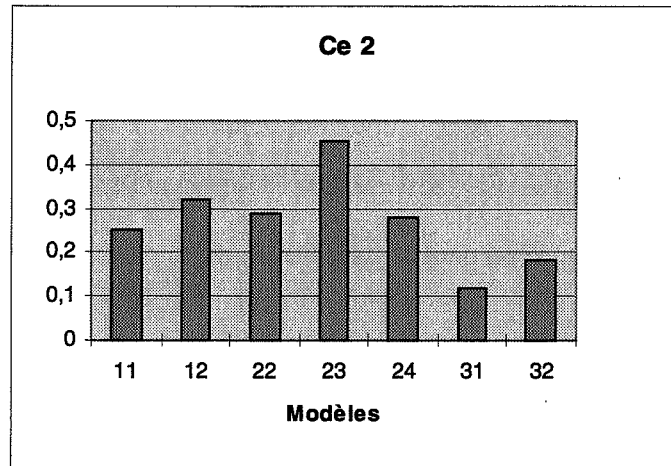


Fig 39 : Graphe de la connaissance entrée Ce 2

. Cas de figure 3: Diminution du poids relatif de la précision de la zone polluée (PRECPOLL)

On diminue l'importance de PRECPOLL en gardant les poids originaux de PRECRIV et PRECCAL. On affecte un poids de 1 à PRECPOLL en gardant les poids de 9 et 7 respectivement pour PRECRIV et PRECCAL

Critère à évaluer	Niveaux	Poids (expertise)	Poids relatif (ù)
NIVPREC	PRECRIV	9	0,45
	PRECCAL	7	0,35
	PRECPOLL	1	0,20

Tab 53 : Pondération de NIVPREC 3

L'analyse multicritère donne alors :

Modèle	1.1	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2
Ce 3	0,269	0,31	0,279	0,444	0,293	0,109	0,204

Tab 54 : Quantification de Ce 3

Soit :

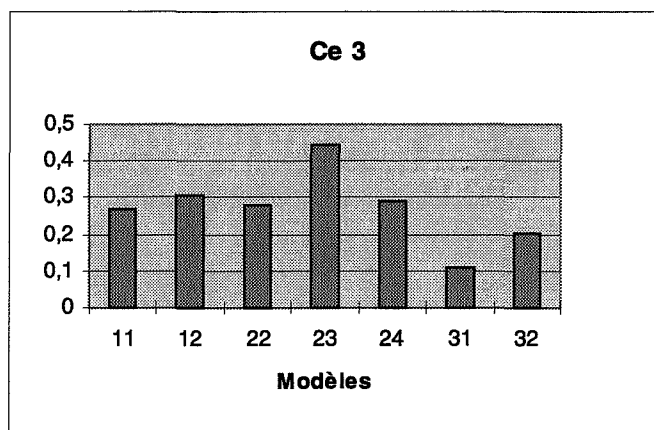


Fig 40 : Graphe de la connaissance entrée Ce 3

Pour chaque cas de figure on peut classer les modèles par ordre décroissant des valeurs de Ce :

Cas de figure	Classement des modèles par ordre décroissant de Ce						
	1	2	3	4	5	6	7
1	2.3	1.2	2.2	2.4	1.1	3.2	3.1
2	2.3	1.2	2.2	2.4	1.1	3.2	3.1
3	2.3	1.2	2.4	2.2	1.1	3.2	3.1

Tab 55 : Classement des modèles par ordre décroissant de Ce

L'analyse comparée des trois graphes de la connaissance entrée, représentant trois choix différents de pondération de l'évaluation de NIVPREC, nous montre que dans les trois cas de figures, le classement des modèles selon la valeur de la connaissance entrée Ce reste le même (excepté l'inversion des modèle 2.2 et 2.4 dans le cas de figure 1 qui passent respectivement de la place 3 à la place 4 et de la place 4 à la place 3). D'autre part, les écarts relatifs entre les valeurs de Ce pour chaque modèle restent comparables. Par contre, la valeur de Ce varie pour chaque cas de figure, mais cette variation n'est pas gênante car seuls les écarts sont révélateurs pour comparer les modèles entre eux.

Cette analyse de sensibilité de la quantification de Ce en fonction des poids relatifs attribués à l'évaluation de NIVPREC, indique que la quantification de Ce varie peu en fonction des variations des poids relatifs. Cette faible sensibilité nous permet de garder les valeurs de poids originaux qui bien qu'ils ne représentent pas exactement la réalité ne modifient pas de façon notable les résultats de la quantification de Ce.

2.1.6 Résultats de l'analyse multicritère pour la quantification de Ce

Nous retiendrons les valeurs de Ce obtenues dans le cas de figure 1 comme étant représentatives de la connaissance entrée dans les modèles hydrodynamiques construits par chaque équipes lors des sessions de simulation :

Modèle	1.1	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2
Ce	0,264	0,325	0,292	0,461	0,287	0,123	0,204

Tab 56 : Valeurs de la connaissance entrée Ce pour chaque modèle

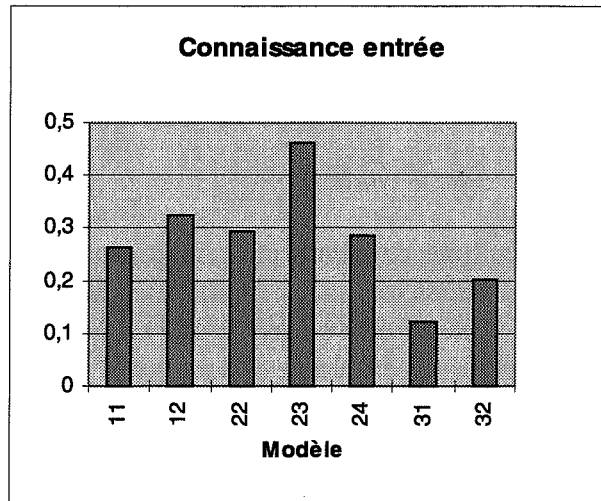


Fig 41 : Connaissance entrée Ce pour chaque modèle

Nous pouvons alors classer les modèles hydrodynamiques en fonction de la valeur de leur connaissance entrée. Rappelons que la connaissance entrée est l'indicateur que nous avons choisi pour mesurer les ressources utilisées par le modèle. D'après ce graphe de la connaissance entrée, le modèle 2.3 a utilisé d'avantage de ressources que les autres modèles. Pour étudier l'impact de la différence de ressources utilisées sur la qualité de modélisation, nous allons, pour chaque modèle, évaluer la connaissance modélisée C_m .

2.2 Quantification de la connaissance modélisée (C_m)

D'après la définition de C_m donnée dans le chapitre IV, on a :

$$\text{connaissance modélisée : } C_m = \frac{\text{représentation Modélisée}}{\text{représentation totale}}$$

La représentation modélisée d'un système correspond à la précision et à la complexité contenues dans la description du système modélisé. Le paramètre C_m dépend donc de deux critères que sont la précision et la complexité sur lesquels nous pouvons construire l'analyse hiérarchique multicritère.

Pour quantifier la précision et la complexité de C_m , nous nous servons des données les plus représentatives du niveau de connaissance modélisée dans le modèle par les équipes, c'est-à-dire les résultats de modélisation obtenus pour chaque simulation avec le modèle hydrodynamique CZAEM .

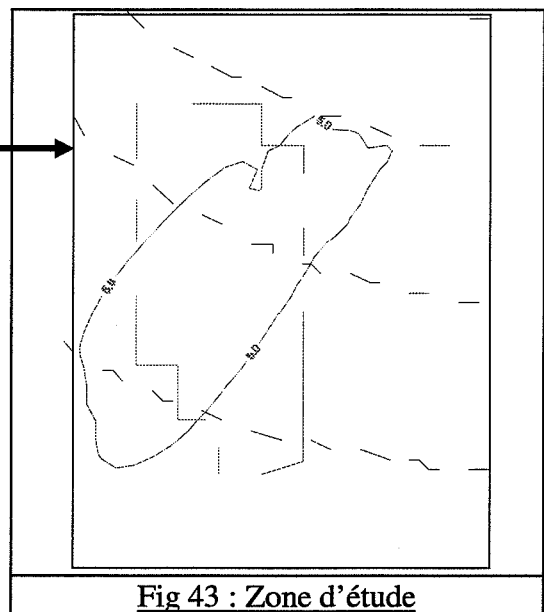
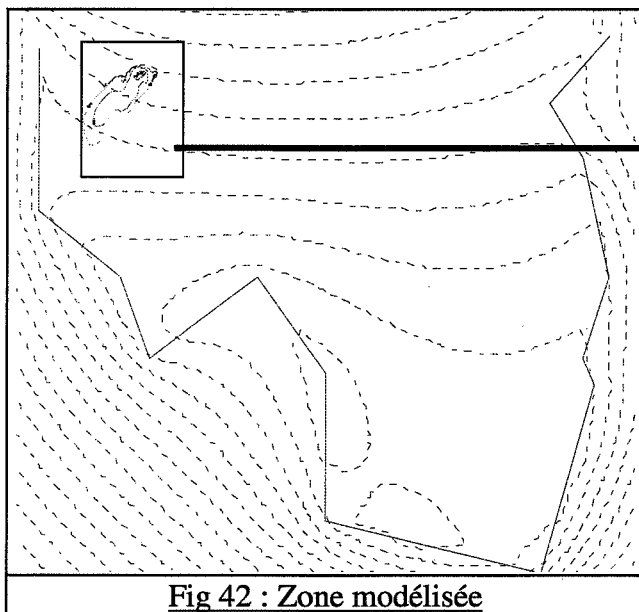
2.2.1 Précision de la connaissance modélisée

Pour évaluer la précision des résultats de modélisation, on peut comparer le système modélisé avec le système réel. Dans notre cas, l'objectif de modélisation est d'obtenir une représentation de l'aquifère étudié. La comparaison entre l'aquifère modélisé et l'aquifère réel peut alors se faire en s'appuyant sur les écarts entre les hauteurs piézométriques modélisées et les hauteurs piézométrique réelles. On pourra alors dire que plus les écarts sont faibles, plus le modèle est précis, et inversement plus les écarts sont importants, moins le modèle est précis.

Si l'on se base sur cette méthode d'évaluation de la précision, il faut définir un moyen de mesurer aux mieux les écarts entre la piézométrie calculée et la piézométrie réelle. Délimitons notre zone d'étude à partir de laquelle on pourra évaluer la précision du modèle.

Définition de la zone d'étude :

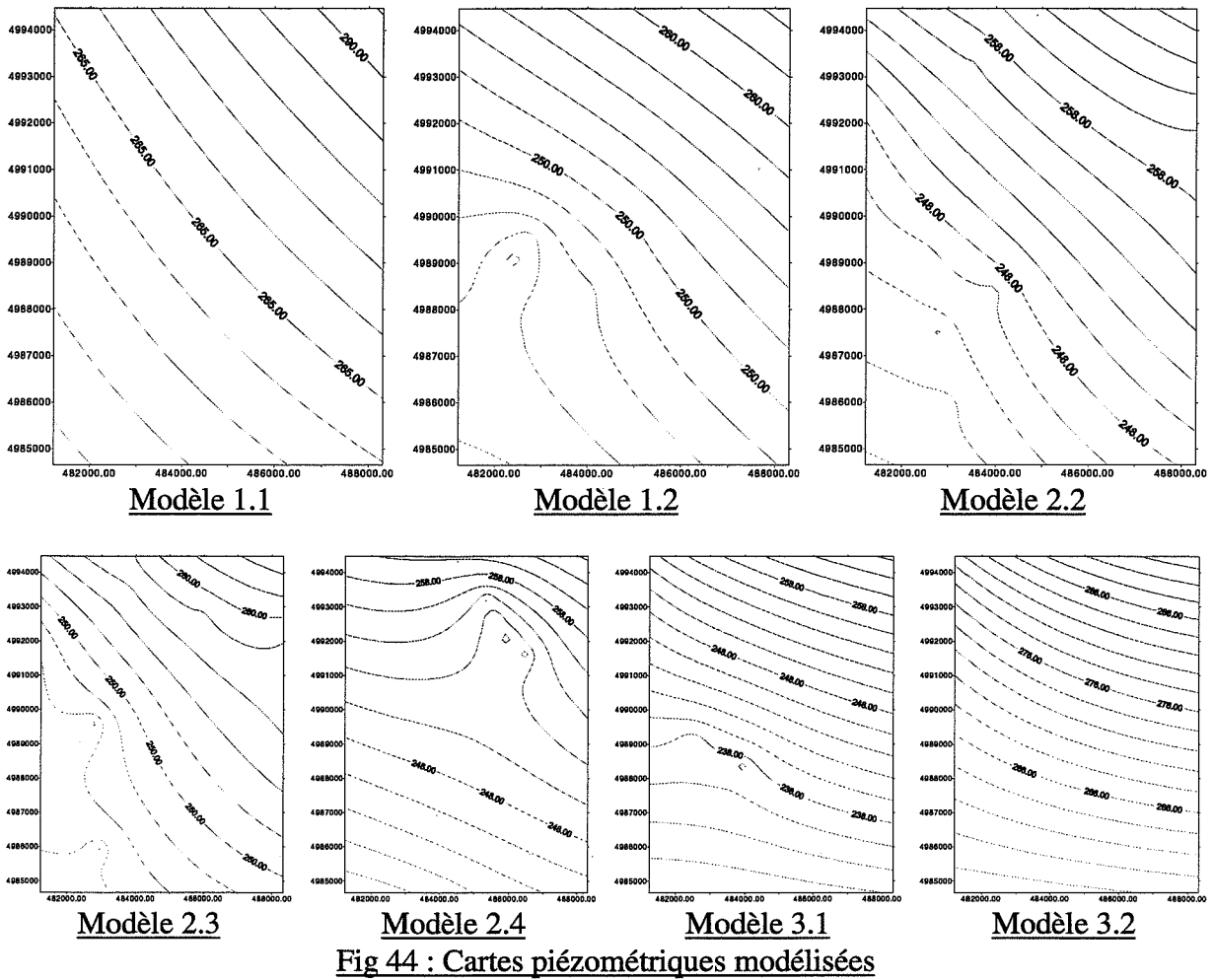
Les modèles hydrodynamiques construits par les équipes sont des modèles qui tiennent compte d'éléments hydrodynamiques régionaux (la modélisation des rivières par exemple) indispensables à l'élaboration d'un modèle à partir d'une méthode basée sur les éléments analytiques. Le modèle étant destiné à étudier la dynamique d'une zone polluée au niveau local, on considérera que la précision du modèle sera évaluée sur une zone d'étude réduite à la zone polluée et au territoire de la principale commune concernée par la pollution sur laquelle on souhaite installer de nouveaux puits (la commune de New Brighton).



A partir de cette zone d'étude, on peut, pour chaque équipe, analyser les cartes des hauteurs piézométriques correspondant à cette zone.

Etude des cartes des hauteurs piézométriques modélisées :

Afin de se faire une première idée sur les écarts entre la piézométrie modélisée et la piézométrie réelle, considérons les cartes des hauteurs piézométriques modélisées pour chaque modèle :



Il faut comparer ces cartes piézométriques modélisées avec la carte des hauteurs piézométriques réelles :

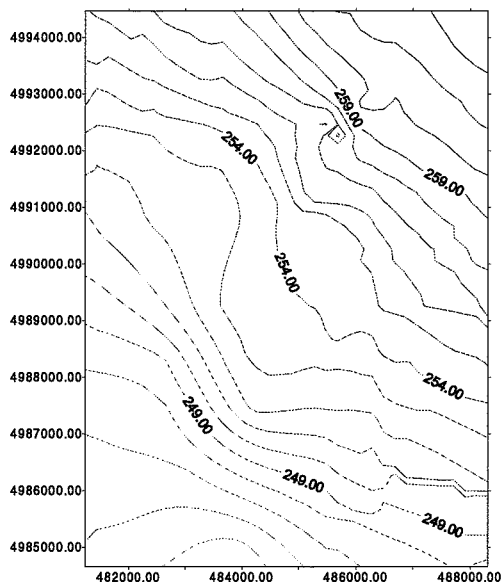


Fig 45 : Carte des hauteurs piézométriques réelles

Une première comparaison instinctive permet de constater que la répartition de la piézométrie réelle est bien plus hétérogène que celle observée sur les cartes de piézométrie modélisées. On constate par ailleurs, qu'il est difficile d'évaluer la précision de la piézométrie directement à partir de ces cartes. Pour une étude comparative, une simple visualisation des cartes ne suffit pas.

Pour mesurer les écarts, on peut utiliser plusieurs approches. Nous travaillerons d'abord à partir d'une approche par différence de volume, puis avec une approche par différence du gradient moyen, et ensuite avec une approche par différence de gradient par zone.

2.2.2 Approche par différence de volume

Dans cette première approche, nous allons calculer un indicateur global de l'écart entre les hauteurs piézométriques modélisées et les hauteurs piézométriques réelles. En chaque point de la grille de valeurs qui a permis de créer les cartes de hauteurs piézométriques, on calcule la différence entre la valeur de la hauteur piézométrique au point du modèle et celle au point réel. On peut alors évaluer le volume compris entre la carte piézométrique modélisée et la carte piézométrique réelle :

Simulation n	Volume positif	Volume négatif	Volume total (m ³)
1.1	8.77321E+008	732424	8,78E+08
1.2	1.91353E+006	1.73045E+008	1,75E+08
2.2	1.65922E+007	1.40883E+008	1,57E+08
2.3	5.62603E+006	1.14302E+008	1,20E+08
2.4	1.36166E+007	1.95062E+008	2,09E+08
3.1	839551	6.53212E+008	6,54E+08
3.2	1.29732E+009	0	1,30E+09

Tab 57 : Volume total (m³)

Plus le volume total est faible, moins l'écart entre le modèle et la réalité est important, plus celui-ci peut-être considéré comme précis. Pour quantifier la précision, on veut un indicateur qui soit élevé lorsque la précision est élevée, c'est-à-dire lorsque le volume total est faible. Il faut donc transformer les valeurs obtenues pour le volume total afin d'avoir une représentation de l'évolution de la précision. Pour obtenir cette représentation, on choisit de prendre l'opposé du volume total (c'est-à-dire la valeur négative) et de rajouter un facteur permettant de rendre la valeur positive (la précision est a priori positive). Rappelons que la valeur de la précision, en elle-même, n'est pas révélatrice. Seul la comparaison avec les valeurs pour les autres modèles l'est. Nous pouvons donc nous permettre de modifier ces valeurs si l'on veille à ce que les écarts entre chaque modèle restent constants.

Pour obtenir une représentation de la précision, on transforme les valeurs de volume total (précision volume = 1,35E+09 - Volume total) :

Pour chaque modèle on obtient alors un indicateur chiffré de sa précision fonction du volume total compris entre les deux cartes piézométriques :

Simulation	Volume total	Précision volume
1.1	8,78E+08	4,72E+08
1.2	1,75E+08	1,18E+09
2.2	1,57E+08	1,19E+09
2.3	1,20E+08	1,23E+09
2.4	2,09E+08	1,14E+09
3.1	6,54E+08	6,96E+08
3.2	1,30E+09	5,00E+07

Tab 58 : Précision par différence de volume

On peut alors visualiser sur un graphe l'indicateur chiffré correspondant à la précision évaluée par différence de volume total compris entre les cartes de hauteurs piézométriques de chaque modèle et la carte de hauteurs piézométriques réelles :

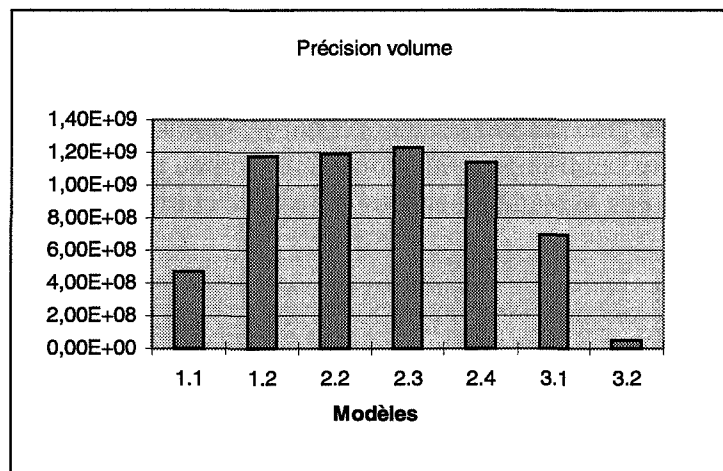


Fig 46 : Graphe des précisions par différence de volume

Cette approche par différence de volume, indique que le modèle 3.2 est le modèle le moins précis, suivi du modèle 1.1 puis du modèle 3.1. Les modèles 1.2, 2.2, 2.3 et 2.4 sont les plus précis.

Rappelons que cette précision par zone est propre à cette approche et qu'il faut la comparer avec les évaluations de la précision obtenues par d'autres approches.

2.2.3 Approche par différence de gradient moyen (angle et intensité)

Dans cette deuxième approche, nous allons axer notre raisonnement sur l'étude du gradient hydraulique. Le gradient hydraulique est une notion souvent utilisée en hydrogéologie pour caractériser le comportement d'une nappe phréatique, plus particulièrement pour évaluer la vitesse d'écoulement de l'eau dans la nappe. L'intensité du gradient hydraulique est définie comme étant le rapport entre la différence de hauteur piézométrique ($\Delta\theta$) entre deux points sur la distance entre ces deux points (L):

$$\text{Gradient hydraulique} = \frac{\Delta\theta}{L}$$

Ce que nous appellerons l'angle du gradient correspond à la direction de l'écoulement, c'est-à-dire qu'il est perpendiculaire aux lignes équipotentiels que l'on trouve sur les cartes piézométriques.

Le calcul numérique permet, à partir d'une grille de points, de calculer l'angle et l'intensité du gradient en chacun des points de la grille. Si l'on applique cette fonction à chaque grille de points représentant les hauteurs piézométriques de chaque modèle, on peut alors faire une moyenne des intensités et des angles du gradient à partir de l'ensemble des points de la grille et obtenir une évaluation du gradient moyen de la nappe. On peut opérer de même avec la grille de points représentant les hauteurs piézométriques réelles pour obtenir une évaluation du gradient moyen réel. On peut ensuite comparer les gradients moyens obtenus pour chaque modèle avec le gradient réel. On obtient alors une évaluation de la différence du gradient moyen modélisé avec le gradient moyen réel. La différence du gradient moyen est alors composée de deux valeurs : la différence d'angle et la différence d'intensité du gradient moyen.

On peut alors considérer que plus la différence d'angle et d'intensité entre le gradient moyen d'un modèle et le gradient moyen réel est faible, moins l'écart entre le modèle et la réalité est important, plus celui-ci peut être considéré comme précis. A l'inverse plus cette différence est élevée moins le modèle peut être considéré comme précis.

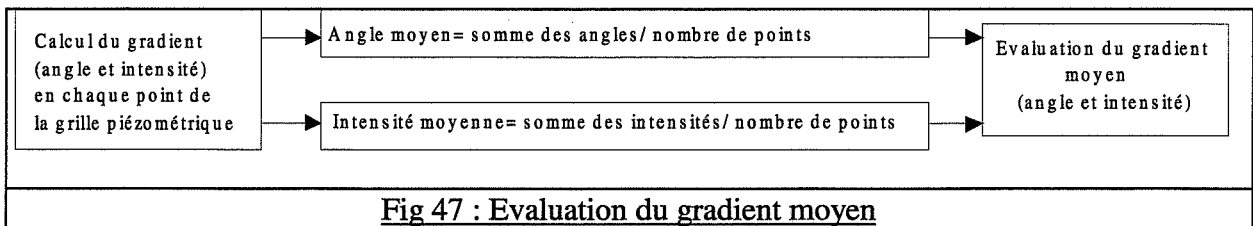


Fig 47 : Evaluation du gradient moyen

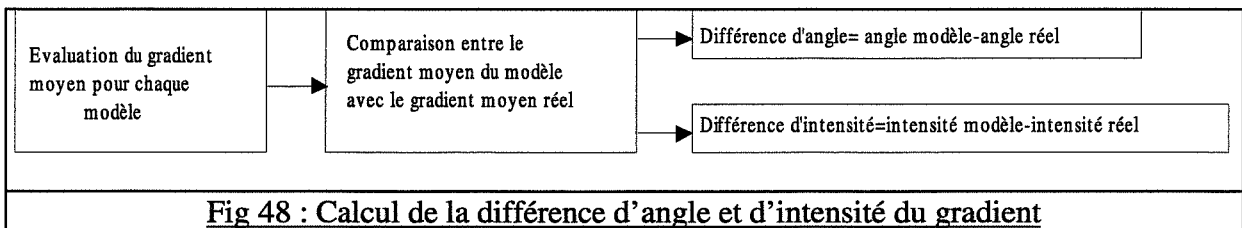


Fig 48 : Calcul de la différence d'angle et d'intensité du gradient

Pour chaque équipe, les valeurs correspondant à l'angle (en degré) et à l'intensité du gradient moyen ainsi que la différence avec la valeur réelle sont répertoriées ci-dessous, en valeur absolue :

Modèle	1.1	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2	cas réel
Intensité moyenne	0,00452	0,00247	0,00267	0,00232	0,0018	0,0032	0,00332	0,00204
différence	0,00248	0,00043	0,00063	0,00028	0,00024	0,00116	0,00128	0

Modèle	1.1	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2	cas réel
Angle moyen (en degré)	219	226	225	218	264	249,5	247	227
différence (en degré)	8	1	2	9	37	22,5	20	0

Tab 59 : Différence d'intensité et d'angle du gradient moyen

Plus les différences d'angle et d'intensité sont faibles, moins l'écart entre le modèle et la réalité est important, plus celui-ci peut-être considéré comme précis. Pour quantifier la précision, on veut un indicateur qui soit élevé lorsque la précision est élevée, c'est-à-dire lorsque les différences entre les valeurs d'angle moyen et d'intensité moyenne des modèles et l'angle moyen et l'intensité moyenne du gradient réel sont faibles. Il faut, comme dans l'approche par différence de volume, transformer les valeurs obtenues pour les différences d'angle et d'intensité afin d'avoir une représentation de l'évolution de la précision.

Pour obtenir une représentation de la précision, on transforme les valeurs d'angle moyen et d'intensité moyenne (précision angle moyen = 40 - Différence d'angle ; précision intensité moyenne = 0,003 - Différence d'intensité).

Pour chaque modèle on obtient alors un indicateur chiffré de la précision d'angle et d'intensité :

Equipe	1.1	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2
différence d'intensité	0,00248	0,00043	0,00063	0,00028	0,00024	0,00116	0,00128
précision intensité	0,00052	0,00257	0,00237	0,00272	0,00276	0,00184	0,00172

Equipe	1.1	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2
Différence d'angle	8	1	2	9	37	22,5	20
précision angle	32	39	38	31	3	17,5	20

Tab 60 : Précision par différence de gradient moyen

Pour mieux se rendre compte de la signification des précisions obtenues, on peut les visualiser sous forme de graphe :

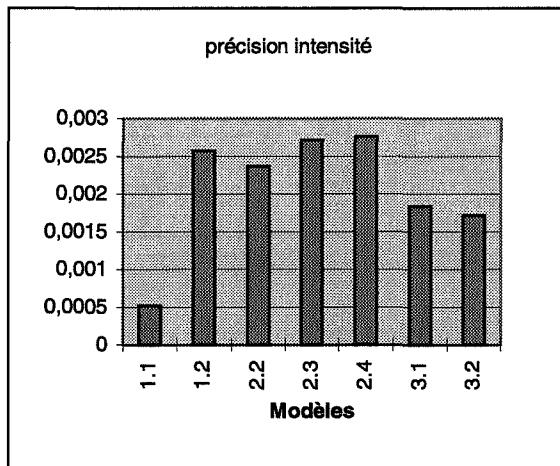


Fig 49 : Graphe de précision intensité

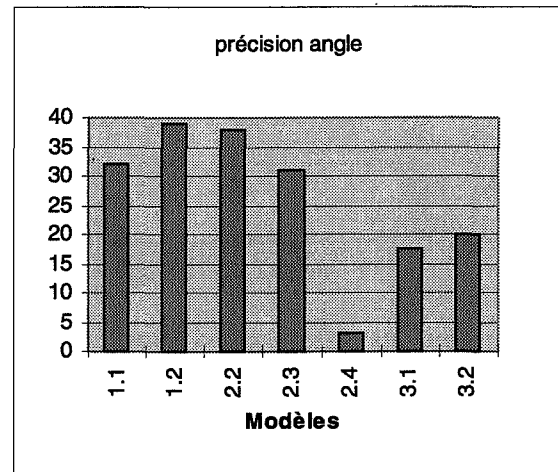


Fig 50 : Graphe de précision angle

En observant ces deux graphiques, on peut faire plusieurs observations :

- la simulation 1.1 est la moins précise en considérant la différence d'intensité moyenne alors que la simulation 2.4 est la moins précise en considérant la différence d'angle moyen.
- la simulation 2.4 est la plus précise en considérant la différence de gradient moyen alors que la simulation 1.2 est la moins précise en considérant la différence d'angle moyen.

On constate donc que la différence d'intensité moyenne et d'angle moyen fournissent des indications différentes pour évaluer la précision des modèles. On peut par contre les utiliser dans l'analyse multicritère en tant qu'indicateurs partiels de précision. La précision du gradient moyen est alors évaluée à partir de la différence d'intensité et d'angle moyen et l'on obtient le diagramme d'analyse hiérarchique multicritère suivant pour évaluer la précision par différence de gradient (PRECGRAD):

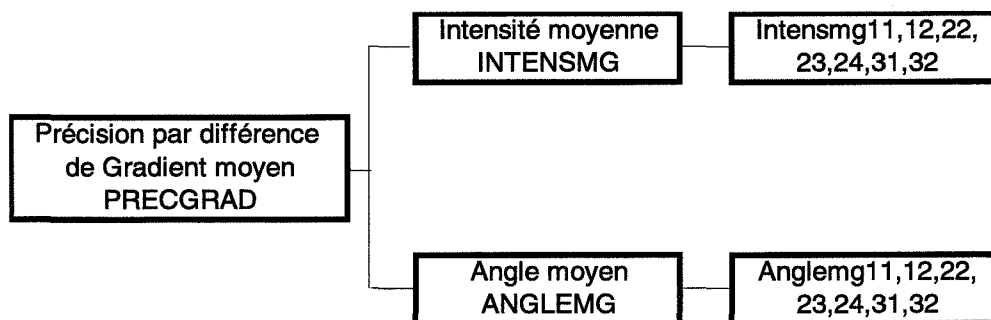


Fig 51 : Diagramme d'analyse hiérarchique multicritère de PRECGRAD

Pour effectuer la pondération, on utilise des poids relatifs équivalents pour la quantification de PRECGRAD en fonction de l'intensité moyenne (INTENSMG) et de l'angle moyen (ANGLEMG). On utilise un modèle linéaire pour évaluer l'angle moyen et l'intensité moyenne en fonction des valeurs pour chaque modèle (Annexe D.1)

En effectuant l'analyse multicritère on obtient les résultats suivants pour l'évaluation de la précision par différence de gradient (PRECGRAD):

Modèles	1.1	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2
PRECGRAD	0,107	0,197	0,187	0,180	0,104	0,111	0,115

Tab 61 : Evaluation de PRECGRAD

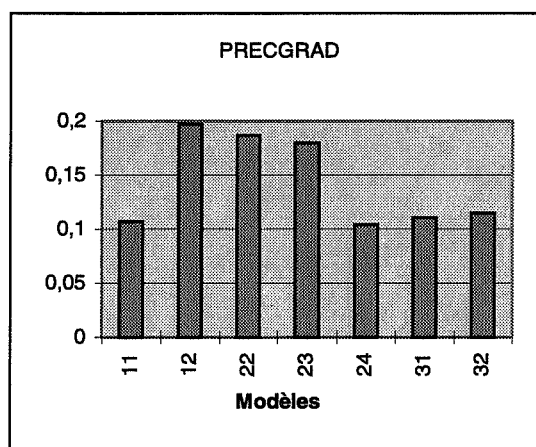


Fig 52 : Graphe de PRECGRAD

L'approche utilisant la différence de gradient moyen indique que les modèles 3.2, 3.1, 1.1 et 2.4 sont les moins précis alors que les modèles 1.2, 2.2, 2.3 sont les plus précis.

2.2.4 Approche par différence de gradient par zone (angle et intensité)

Compte tenu des irrégularités du profil piézométrique sur la carte de piézométrie réelle, il est nécessaire d'en tenir compte dans notre estimation de la précision des modèles. Les deux approches précédentes proposent des indicateurs généraux qui ne reflètent pas la précision locale des modèles, c'est-à-dire leur capacité à modéliser les irrégularités de la piézométrie réelle. Pour obtenir un indicateur de la précision locale, on peut délimiter des zones caractéristiques des irrégularités de la piézométrie réelle et calculer sur ces zones l'angle et l'intensité du gradient hydrodynamique moyen pour chaque modèle et les comparer avec le gradient réel moyen. Nous appellerons alors cette précision, *la précision par zone*.

Pour délimiter les zones d'irrégularités sur la carte piézométrique réelle, on cherche les zones où le gradient présente une irrégularité par rapport à l'ensemble de l'écoulement. Pour obtenir une valeur représentative du gradient dans cette zone on essaiera de délimiter des zones dans lesquelles celui-ci est le plus régulier possible. On retient les quatre zones suivantes :

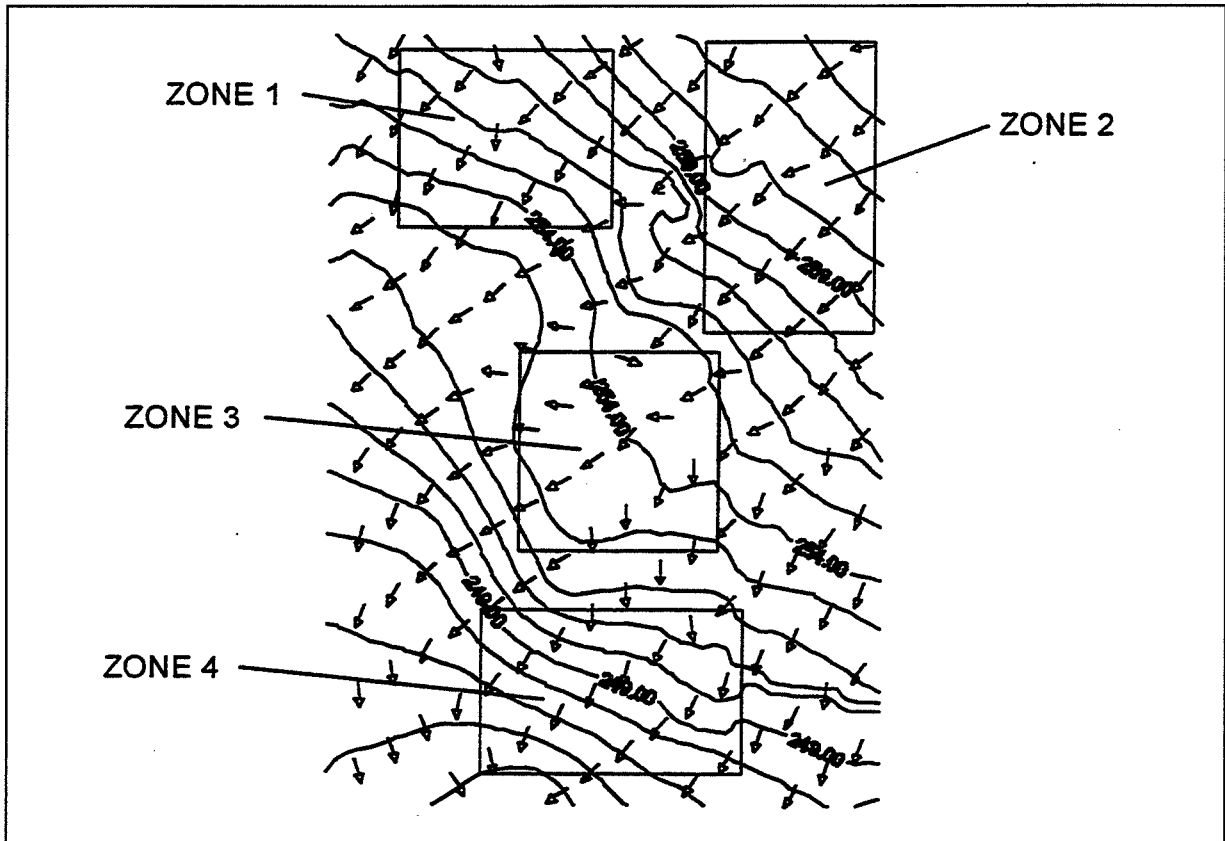


Fig 53 : Emplacement des zones d'irrégularités

	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4
Surface	6,0 km ²	8,0 km ²	6,5 km ²	7,0 km ²

Tab 62 : Surface des zones (en km²)

Pour les quatre zones, on calcule l'angle moyen du gradient (en degré), puis la différence entre l'angle moyen des modèles et l'angle moyen du cas réel (Annexe D.2).

Si on représente la valeur absolue de cette différence sur un graphe pour chaque modèle et par zone, on obtient :

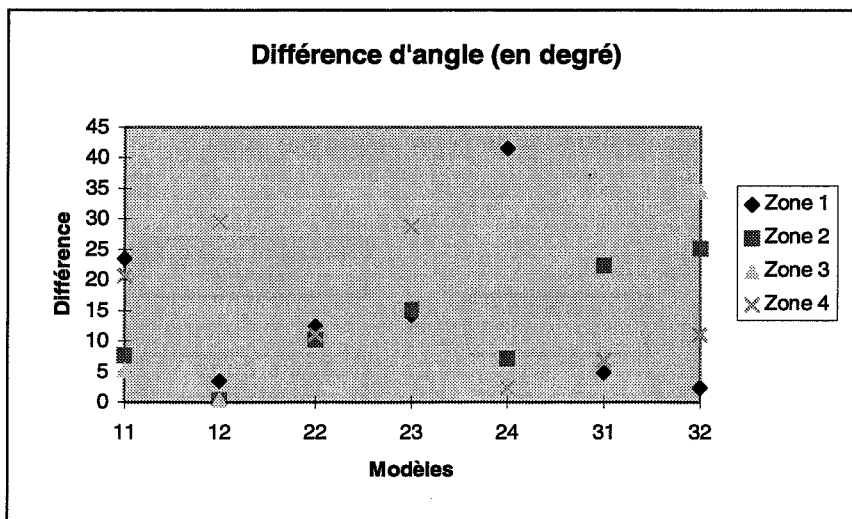


Fig 54 : Graphe des différences d'angle moyen (en degré)

On procède de même pour calculer l'intensité moyenne du gradient. On calcule la différence entre l'intensité moyenne des modèles et l'intensité moyenne du cas réel sur les quatre zones (Annexe D.3).

Si on représente la valeur absolue de cette différence sur un graphe pour chaque modèle et par zone, on obtient :

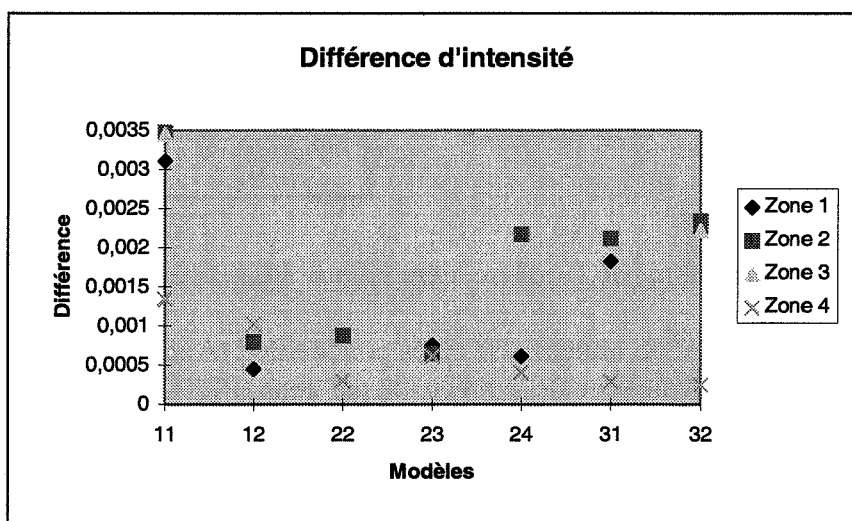


Fig 55 : Graphe des différences d'intensité moyenne

Remarque :

On s'intéresse à la valeur absolue de la différence d'angle et d'intensité car la précision est fonction de l'écart entre la valeur réelle et simulée mais pas de son signe. La valeur absolue nous donne une représentation directe de l'écart.

Analyse hiérarchique de l'évaluation de la précision par zone :

Pour obtenir une évaluation de la précision par zone de chaque modèle à partir des différences d'angle et d'intensité du gradient moyen, on peut utiliser l'analyse multicritère.

Les différences d'angle moyen et d'intensité moyenne, pondérées avec un poids égal, constituent les deux critères d'évaluation de la précision. Ces critères sont ensuite évalués en chacune des quatre zones que nous pondérons par leur surface pour refléter au mieux la réalité. On obtient alors une évaluation de la précision par zone :

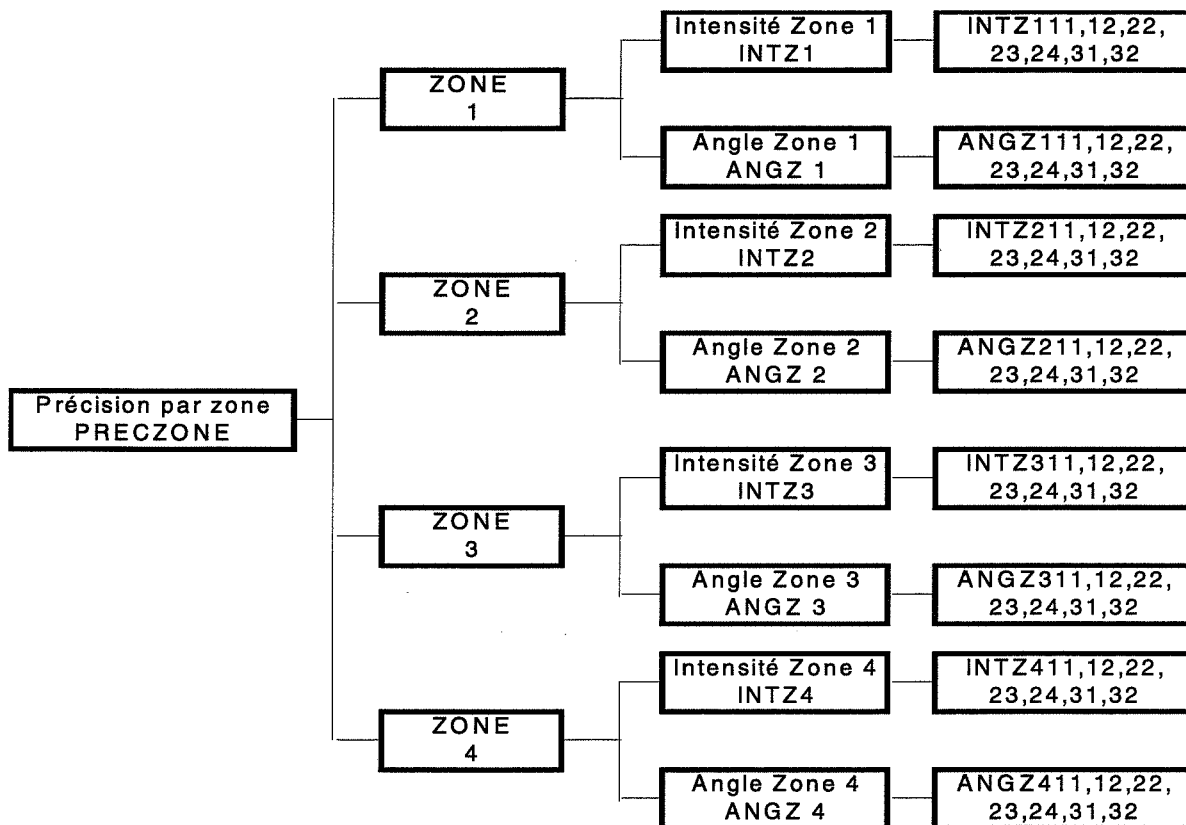


Fig 56 : Diagramme de l'analyse hiérarchique multicritère de PRECZONE

En effectuant l'analyse multicritère après pondération (Annexe D.4), on obtient les résultats suivants pour l'évaluation de la précision par zone (PRECZONE) :

Modèle	1.1	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2
PRECZONE	0,025	0,040	0,035	0,034	0,022	0,036	0,037

Tab 63 : Evaluation de PRECZONE

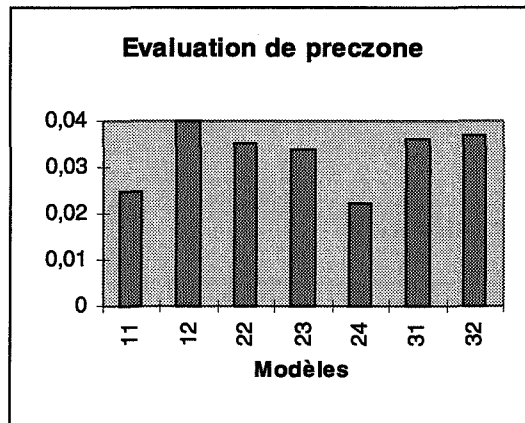


Fig 57 : Graphe d'évaluation de PRECZONE

Cette approche par différence de gradient par zone indique que les modèles 1.1 et 2.4 sont moins précis que les modèles 1.2, 2.2, 2.3, 3.1 et 3.2. Ce classement des modèles est différent de celui obtenu avec les deux autres approches traitées précédemment.

Les trois approches d'évaluation de la précision ne donnant pas les mêmes résultats, on les prendra toutes en compte dans la quantification de la connaissance modélisée C_m .

2.2.5 Complexité de la connaissance modélisée

La complexité de la connaissance modélisée d'un modèle est délicate à définir. Ce paramètre vise à évaluer la diversité et la quantité d'éléments du système réel étudié qui sont prises en compte dans le modèle hydrodynamique. Par exemple un modèle hydrodynamique qui prend en compte deux couches géologiques peut être considéré comme plus complexe qu'un modèle qui ne prend en compte qu'une seule couche géologique. On peut également dire qu'un modèle hydrodynamique en trois dimensions est plus complexe qu'un modèle hydrodynamique en une ou deux dimensions.

L'évaluation de la complexité de la connaissance modélisée se rapporte plus à la méthode de modélisation utilisée qu'au modèle lui-même. Ce paramètre nous permet donc de comparer deux méthodes de modélisation entre elles, mais pas des modèles élaborés avec la même méthode entre eux. Les modèles réalisés dans le cadre des simulations Amise à partir de la méthode des éléments analytiques simplifiés sont tous monocouches et bidimensionnels. La complexité de la connaissance modélisée est par conséquent la même pour tous les modèles et on ne la prendra pas en compte pour comparer les modèles entre eux. Il faudra par contre l'évaluer si l'on veut à l'avenir comparer des modèles utilisant des méthodes de modélisation différentes notamment pour comparer le modèle hydrodynamique complexe réel (4 couches géologiques en 3 dimensions) avec les modèles simplifiés issus des sessions de simulation.

Si l'on évalue pas la complexité de la connaissance modélisée C_m pour les modèles hydrodynamiques issus des sessions de simulation, on peut évaluer C_m directement en fonction de l'évaluation de la précision des modèles au sens ou nous l'avons définie précédemment (écart par rapport à une piézométrie réelle de référence).

2.2.6 Hiérarchisation des critères pour quantifier Cm

On peut regrouper dans un tableau les indicateurs définis pour évaluer la connaissance modélisée Cm:

Critère de catégorie I				Critères de catégorie II	Niveaux d'évaluation
Connaissance modélisée Cm	Niveau de précision NIVPREC			Différence de volume DIFFVOL	Diffvol 11,12,22, 23,24,31,32
		Différence de gradient moyen PRECGRAD		Intensité INTENSMG	Intensmg11,12,22, 23,24,31,32
				Angle	Intesmg11,12,22, 23,24,31,32
		Différence de gradient par zone PRECZONE	ZONE 1, 2, 3, 4	Intensité INTZ	INTZ1,2,3,4
Angle ANGZ	ANGZ1,2,3,4				

Tab 64 : Indicateurs pour l'évaluation de Cm

A partir de ce tableau, on obtient le diagramme d'analyse hiérarchique multicritère de Cm :

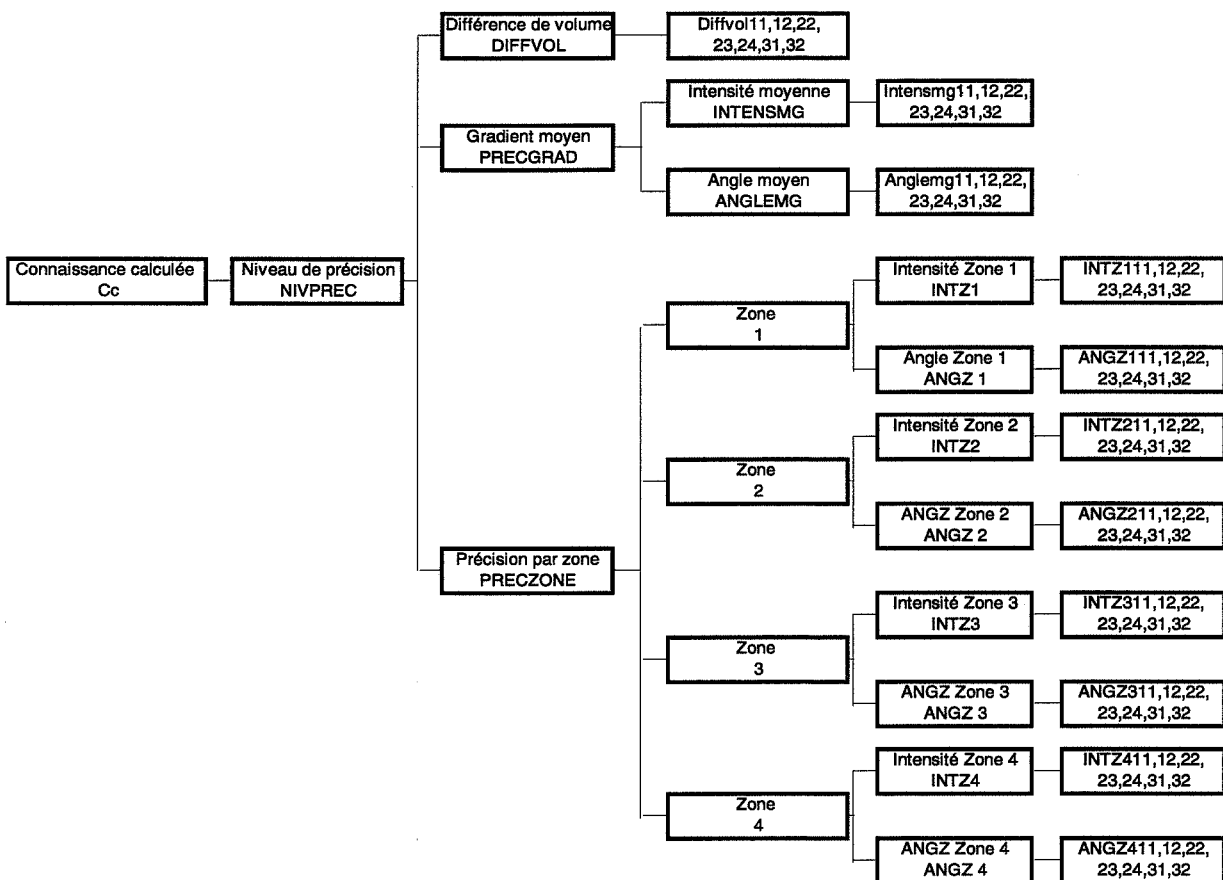


Fig 58 : Diagramme de l'analyse hiérarchique multicritère de Cm

Les noms inscrits en majuscules en dessous de l'intitulé des indicateurs correspondent au nom des paramètres équivalents dans le programme d'analyse multicritère.

2.2.7 Pondération des critères

Le diagramme de l'analyse hiérarchique multicritère de Cm est construit en utilisant les structures déjà définies dans les diagrammes de l'analyse hiérarchique multicritère de PRECGRAD et de PRECZONE. Les pondérations des indicateurs ont déjà été faites pour ces diagrammes et il ne reste plus qu'à pondérer le niveau de précision global NIVPREC en fonction des trois indicateurs issus des trois approches utilisées pour évaluer la précision.

Il n'y a pas de raison a priori pour privilégier une des approches par rapport aux autres, on affecte donc un poids relatif équivalent pour chacun des trois estimateurs :

Critère à évaluer	Niveaux	Poids (expertise)	Poids relatif (ù)
NIVPREC	DIFFVOL	1	0,33
	PRECGRAD	1	0,33
	PRECZONE	1	0,33

Tab 65 : Pondération de NIVPREC

Ces poids relatifs sont fixés a priori, et il faut faire une étude de sensibilité de Cm en fonction de la valeur de ces poids relatifs pour voir s'il est nécessaire de les reconsidérer.

2.2.8 Analyse de sensibilité

En construisant le diagramme d'analyse hiérarchique de Cm et en y affectant les poids de pondération définies ci-dessus, l'analyse multicritère permet de quantifier Cm. Les résultats sont regroupés dans le tableau ci-dessous :

Modèle	1.1	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2
Cm	0,067	0,146	0,141	0,139	0,105	0,087	0,056

Tab 66 : Quantification de Cm

On peut visualiser ces résultats sous forme de graphe :

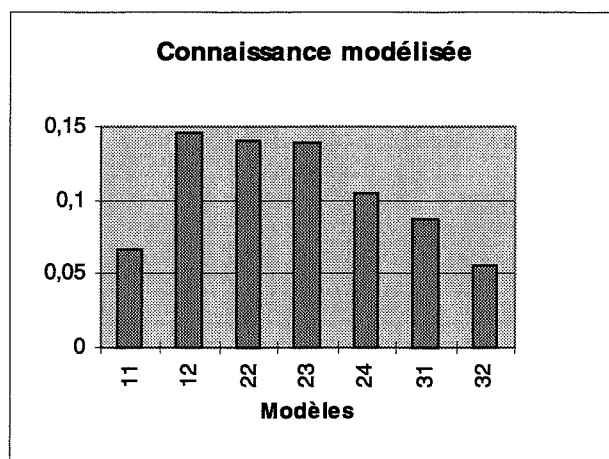


Fig 59 : Connaissance modélisée Cm

Avant d'étudier ces résultats plus en détails, il est important de faire une étude de sensibilité permettant de vérifier les hypothèses que nous avons faites. L'hypothèse principale à vérifier concerne la pondération du critère NIVPREC.

Le cas de figure initiale, le cas de figure 1, fixe les poids relatifs à 0,33 pour les trois critères DIFFVOL, PRECGRAD et PRECZONE. Pour étudier la sensibilité de la quantification de Cm en fonction de la pondération de NIVPREC, on réalise différents cas de figures.

.Cas de figure 2 : diminution des poids de DIFFVOL et PRECZONE

On choisit de diminuer les poids de DIFFVOL et PRECZONE par rapport au poids PRECZONE car ils représentent tous les deux une estimation de la précision établie à partir d'une approche de la précision répartie sur l'ensemble de la zone d'étude. L'indicateur PRECZONE est lui établi à partir d'une approche locale qui tient compte des hétérogénéités de la zone d'étude. En considérant que les deux approches doivent avoir une importance équivalente dans l'évaluation de la précision globale, on fixe le poids de PRECZONE à 2 et le poids de DIFFVOL et PRECZONE à 1 :

Critère à évaluer	Niveaux	Poids (expertise)	Poids relatif (ù)
NIVPREC	DIFFVOL	1	0,25
	PRECGRAD	1	0,25
	PRECZONE	2	0,50

Tab 67 : Pondération de NIVPREC 2

L'analyse multicritère permet alors d'obtenir les résultats suivants :

Modèle	1.1	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2
Cm 2	0,056	0,119	0,114	0,112	0,084	0,074	0,051

Tab 68 : Quantification de Cm 2

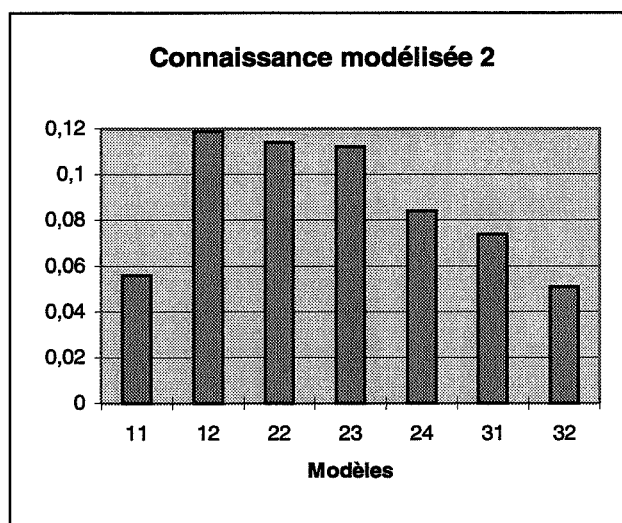


Fig 60 : Connaissance modélisée 2

.Cas de figure 3 : augmentation du poids de PRECZONE

On choisit d'augmenter l'importance de la précision par zone en fixant son poids à 4 en gardant les poids de PRECGRAD et de DIFFVOL à 1 :

Critère à évaluer	Niveaux	Poids (expertise)	Poids relatif (ù)
NIVPREC	DIFFVOL	1	0,16
	PRECGRAD	1	0,16
	PRECZONE	4	0,66

Tab 69 : Pondération de NIVPREC 3

D'où :

Modèle	1.1	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2
Cm 3	0,046	0,093	0,087	0,086	0,063	0,061	0,046

Tab 70 : Quantification de Cm3

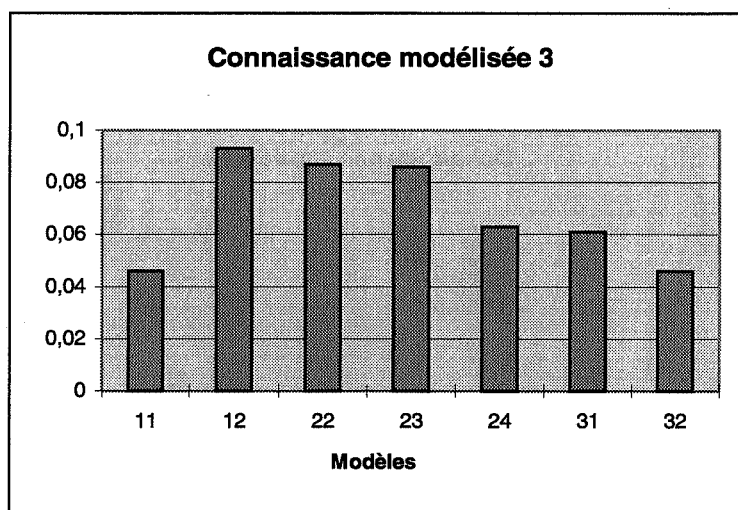


Fig 61 : Connaissance modélisée 3

Pour chaque cas de figure on peut classer les modèles par ordre décroissant des valeurs de Ce :

Cas de figure	Classement des modèles par ordre décroissant de Cm						
	1	2	3	4	5	6	7
1	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	1.1	3.2
2	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	1.1	3.2
3	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	1.1 et 3.2	

Tab 71 : Classement des modèles par ordre décroissant de Cm

L'analyse comparée des trois graphes représentant la connaissance modélisée et correspondant aux trois choix différents de pondération de l'évaluation de NIVPREC, nous montre que dans les trois cas de figures, le classement des modèles selon la valeur de la

connaissance modélisée C_m reste le même (excepté l'égalité des modèles 1.1 et 3.2 dans le cas de figure 3). D'autre part, les écarts relatif entre les valeurs de C_m pour chaque modèle restent comparables. Par contre, la valeur de C_m varie elle pour chaque cas de figure, mais cette variation n'est pas gênante car seul les écarts sont révélateurs pour comparer les modèles entre eux.

Cette analyse de sensibilité de la quantification de C_m en fonction des poids relatifs attribués à l'évaluation de NIVPREC, indique que la quantification de C_m varie peu en fonction des variations des poids relatifs. Cette faible sensibilité nous permet de garder les valeurs de poids originaux qui, bien que ne représentant pas exactement la réalité, ne modifient pas de façon notable les résultats de la quantification de C_m .

2.2.9 Résultats de l'analyse multicritère pour la quantification de C_m

Nous retiendrons les valeurs de C_m obtenues dans le cas de figure 1 comme étant représentatives de la connaissance modélisée dans les modèles hydrodynamiques construits par chaque équipe lors des sessions de simulation :

Modèle	1.1	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2
C_m	0,067	0,146	0,141	0,139	0,105	0,087	0,056

Tab 72 : Valeurs de la connaissance modélisée C_m pour chaque modèle

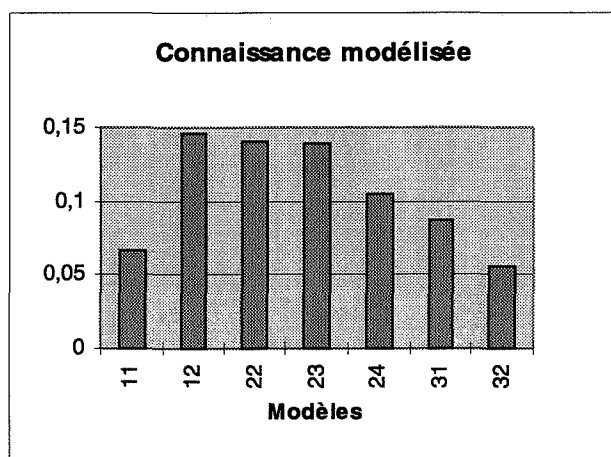


Fig 62 : Connaissance modélisée C_m pour chaque modèle

Nous pouvons alors classer les modèles hydrodynamiques en fonction de la valeur de leur connaissance modélisée. Rappelons que la connaissance modélisée est un indicateur que nous avons choisi pour mesurer la qualité de modélisation. D'après le graphe représentant la connaissance modélisée, les modèles 1.2, 2.2 et 2.3 ont une qualité de modélisation supérieure à celle des autres modèles.

Il s'agit, maintenant que nous avons quantifié la connaissance modélisée C_m pour chaque modèle, d'étudier la variation de C_m en fonction de C_e . Nous obtiendrons ainsi une représentation de ce que nous appelons le comportement du modèle hydrodynamique simplifié.

3. Comportement du modèle hydrodynamique simplifié

Après un positionnement des simulations dans un référentiel (C_e , C_m) nous permettant d'obtenir le graphe de positionnement des modèles nous allons l'étudier puis l'interpréter.

3.1 Positionnement des simulations dans un référentiel (C_e , C_m)

D'après les 7 couples de points (C_e , C_m) obtenus après traitement des résultats de simulation, on peut représenter sur un graphe la connaissance modélisée C_m en fonction de la connaissance entrée (C_e) des modèles hydrodynamiques réalisés pendant les sessions de simulation :

Modèle	1.1	1.2	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2
C_e	0,264	0,325	0,292	0,461	0,287	0,123	0,204
C_m	0,067	0,146	0,141	0,139	0,105	0,087	0,056

Tab 73 : Valeurs de C_e et C_m pour chaque modèle

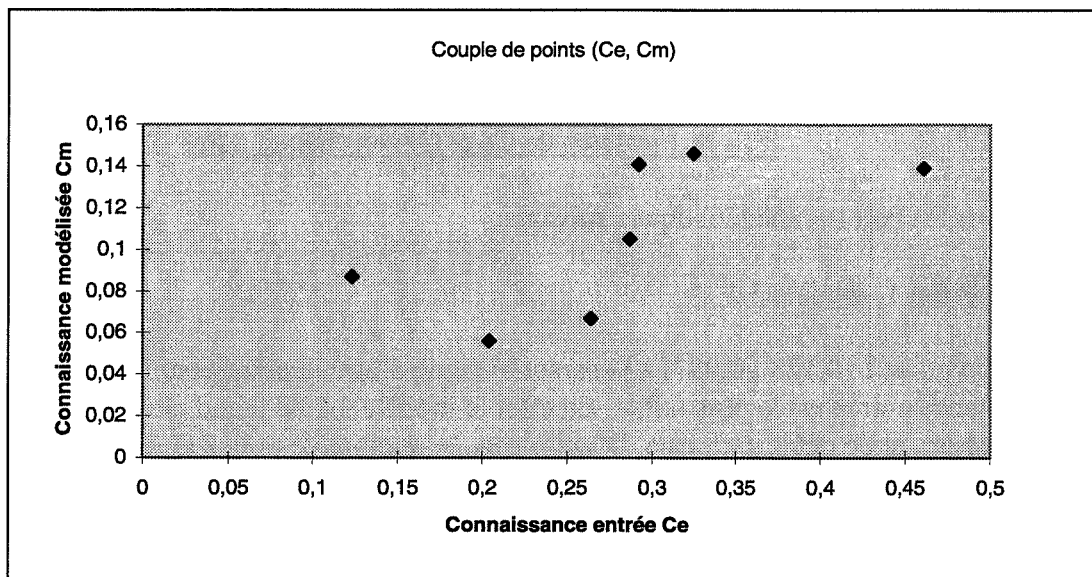


Fig 63 : Graphe des couples de points (C_e , C_m)

Pour mieux comprendre ce graphe, on peut numéroter les points de 1 à 7 en indiquant les modèles qu'ils représentent. On obtient alors le graphe de positionnement des modèles :

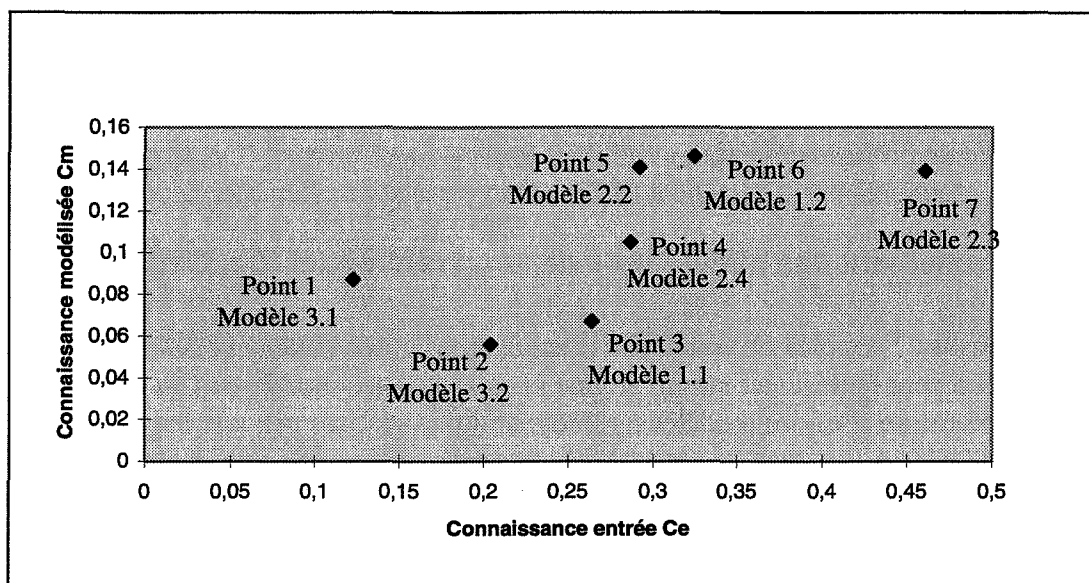


Fig 64 : Graphe de positionnement des modèles

Point	1	2	3	4	5	6	7
Modèle	3.1	3.2	1.1	2.4	2.2	1.2	2.3
Ce	0,123	0,204	0,264	0,287	0,292	0,325	0,461
Cm	0,087	0,056	0,067	0,105	0,141	0,146	0,139

Tab 74 : Valeurs de Ce et Cm en chaque point

Détaillons les points caractéristiques suivants:

. Point 1, modèle 3.1

Le point 1 (0,123 ; 0,087) a la caractéristique d'être le point pour lequel la connaissance entrée est la plus faible. En effet le modèle 3.1 ne prend pas en compte de zone d'infiltration, ni de débit uniforme. D'autre part, le nombre de points de calage (21 points) et de lignes sources (11 lignes sources) utilisés sont les plus faibles sur l'ensemble des modèles, d'où une faible valeur de Ce.

. Point 2, modèle 3.2

Le point 2 (0,204 ; 0,056) a la caractéristique d'être le point où la connaissance modélisée est la plus faible des sept modèles étudiés. Cette faible connaissance modélisée s'explique surtout par une très faible précision calculée par l'approche des différences de volume alors que la précision calculée par les deux autres approches est comparable à celle des autres modèles.

On constate cependant, pour une connaissance modélisée plus faible, que la connaissance entrée du point 2 est plus élevée que celle du point 1. Le modèle 3.2 a en effet nécessité davantage de points de calage (27 points) et de ligne sources (15 lignes sources) dans sa conception que le modèle 3.1 (21 points et 11 lignes sources).

. Point 6, modèle 1.2

Le point 6 (0,325 ; 0,146) a la caractéristique d'être le point où la connaissance modélisée est la plus élevée. En effet la précision des résultats de modélisation, évaluée à partir de trois approches différentes, est la plus élevée sur l'ensemble des modèles étudiés.

Pour une précision de modélisation plus élevée, la connaissance entrée du point 6 est cependant plus faible que celle du point 7. Le modèle 1.2 a en effet pris en compte moins de puits (6 puits) dans sa conception que le modèle 2.3 (19 puits), les autres ressources utilisées par les deux modèles étant sensiblement équivalentes.

. Point 7, modèle 2.3

Le point 7 (0,461 ; 0,139) a la caractéristique d'être le point pour lequel la connaissance entrée est la plus élevée des sept modèles étudiés. En effet le modèle 2.3 prend en compte une zone d'infiltration ainsi qu'un débit uniforme et le nombre de lignes sources utilisée (19 lignes sources) est le plus élevé sur l'ensemble des modèles. Par ailleurs ce modèle utilise un nombre important de puits (19 puits) et de points de calage (41 points), les positionnement des rivières et de la zone polluée sont précis, d'où une forte valeur de C_e .

3.2 Etude du graphe de positionnement des modèles

L'observation du graphe des couples de points (C_e , C_m) nous permet de distinguer trois zones de comportement du modèle simplifié: une zone 'pauvre', une zone sensible et une zone 'riche'.

3.2.1 Zone 'pauvre'

Si l'on regroupe les trois points pour lesquels la connaissance modélisée est la plus faible, on obtient une zone englobant les points 1, 2 et 3. On constate que les points dans cette zone présente également la caractéristique d'avoir la connaissance entrée la plus faible sur l'ensemble des sept modèles étudiés. Cette zone se caractérise par une faible valeur de la connaissance entrée et une faible valeur de la connaissance modélisée.

D'après les valeurs de C_e et C_m des points 1,2 et 3, on peut délimiter la zone pauvre sur le graphe de positionnement :

Point	1	2	3
Modèle	3.1	3.2	1.1
C_e	0,123	0,204	0,264
C_m	0,087	0,056	0,067

Tab 75 : Limites de la zone pauvre

La connaissance entrée C_e varie entre les valeurs : $0,123 < C_e < 0,264$

La connaissance modélisée C_m varie entre les valeurs : $0,056 < C_m < 0,087$

La variation de Cm en fonction de Ce peut se définir comme étant le rapport entre l'écart maximal de Cm (Cm max- Cm min) et l'écart maximal de Ce (Ce max - Ce min) sur la zone considérée, produisant, en quelque sorte, un coefficient de sensibilité : **Sens**.

$$\text{Coefficient de sensibilité, Sens} = \frac{C_c \text{ max} - C_c \text{ min}}{C_e \text{ max} - C_e \text{ min}}$$

D'ou, pour la zone pauvre :

$$\text{Sens} = 0,031 / 0,141 = 0,220$$

3.2.2 Zone 'riche'

Si l'on regroupe les trois points pour lesquels la connaissance modélisée est la plus élevée, on obtient une zone englobant les points 5, 6 et 7. On constate que les points dans cette zone présente également la caractéristique d'avoir la connaissance entrée la plus élevée sur l'ensemble des sept modèles étudiés. Cette zone se caractérise par une valeur élevée de la connaissance entrée et une valeur élevée de la connaissance modélisée, d'où le qualificatif de 'zone riche'.

D'après les valeurs de Ce et Cm des points 5, 6 et 7, on peut délimiter la zone riche sur le graphe de positionnement :

Point	5	6	7
Modèle	2.2	1.2	2.3
Ce	0,292	0,325	0,461
Cm	0,141	0,146	0,139

Tab 76 : Limites de la zone riche

La connaissance entrée Ce varie entre les valeurs : **0,292 < Ce < 0,461**

La connaissance modélisée Cm varie entre les valeurs : **0,139 < Cm < 0,146**

Pour la zone riche on peut alors calculer le coefficient de sensibilité:

$$\text{Sens} = 0,007 / 0,296 = 0,024$$

3.2.3 Zone 'sensible'

Entre la zone pauvre, à faible valeur de la connaissance modélisée, et la zone riche, à valeur élevée de la connaissance modélisée, se trouve une zone dans laquelle s'effectue un saut de la valeur de la connaissance modélisée. Cette zone regroupe les points 3,4 et 5. D'après les valeurs de Ce et Cm des points 5, 6 et 7, on peut délimiter cette zone sur le graphe de positionnement :

Point	3	4	5
Modèle	1.1	2.4	2.2
Ce	0,264	0,287	0,292
Cm	0,067	0,105	0,141

Tab 77 : Limites de la zone sensible

La connaissance entrée Ce varie entre les valeurs : $0,264 < Ce < 0,292$

La connaissance modélisée Cm varie entre les valeurs : $0,067 < Cm < 0,141$

Pour cette zone sensible, on peut alors calculer le coefficient de sensibilité:

$$\text{Sens} = 0,074 / 0,028 = 2,6$$

Si l'on compare le coefficient de variation de cette zone (2,6) avec celui de la zone riche (0,024) et celui de la zone pauvre (0,22), on constate qu'il est au moins 100 fois plus élevé que celui de la zone riche et au moins dix fois plus élevé que celui de la zone pauvre. On peut donc en conclure que la sensibilité de la connaissance modélisée par rapport aux variations de la connaissance entrée est largement supérieure dans la zone sensible regroupant les points 3, 4 et 5.

La zone pauvre, la zone riche et la zone sensible sont représentées sur le graphe ci-dessous :

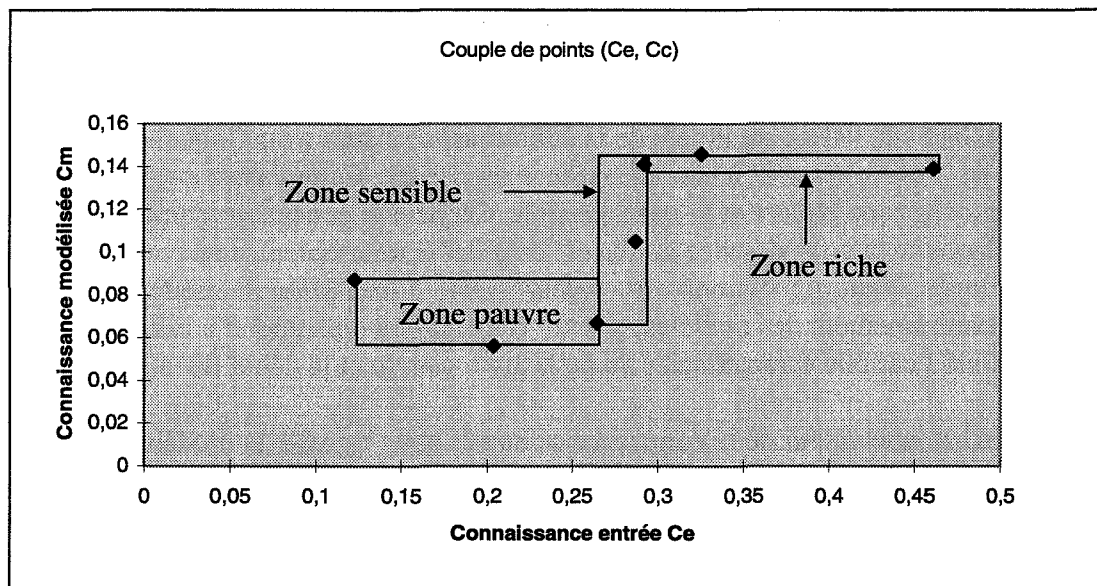


Fig 65 : Zones de comportement du modèle simplifié

3.3 Interprétation du graphe de positionnement des modèles

3.3.1 Interprétation du positionnement des modèles dans chaque zone

Sous réserve de vérification des simulations réalisées, le graphe de positionnement des modèles nous permet de mieux maîtriser les conditions d'utilisation de la méthode de modélisation employée (CZAEM) dans un contexte de conduite de projet en fonction de deux paramètres que sont les ressources mobilisées pour la construction du modèle et la connaissance modélisée. L'étude du graphe nous indique l'existence de trois zones caractéristiques de trois types de comportement du modèle hydrodynamique:

- une zone pauvre dans laquelle une augmentation de la connaissance entrée ne modifie pas de façon significative la connaissance modélisée.

- une zone sensible dans laquelle une faible augmentation de la connaissance entrée entraîne une forte augmentation de la connaissance modélisée.

- une zone riche dans laquelle la connaissance modélisée a atteint un maximum qui ne varie plus en fonction de la connaissance entrée.

L'existence de ces trois zones nous fournit les renseignements suivants sur les conditions d'utilisation du modèle hydrodynamique dans un contexte de conduite de projet :

- Il existe une valeur minimale de la connaissance entrée avant laquelle le modèle ne produit pas de 'valeur ajoutée' à la connaissance modélisée. Cette valeur correspond à la transition entre la zone pauvre et la zone sensible. On peut la considérer comme une valeur seuil avant laquelle la connaissance entrée est trop faible pour obtenir une connaissance modélisée élevée. Nous appellerons cette valeur : *seuil d'excitation* du modèle. D'après le graphe de positionnement des modèles, le seuil d'excitation correspond à la connaissance entrée du point 3 car elle caractérise la fin de la zone pauvre et le début de la zone sensible.

- Il existe une valeur de la connaissance entrée pour laquelle le modèle ne donne plus de valeur ajoutée à la connaissance modélisée. Cette valeur correspond à la transition entre la zone sensible et la zone riche. On peut la considérer comme une valeur seuil après laquelle la connaissance entrée est trop élevée pour engendrer une augmentation de la connaissance modélisée. On assiste à un phénomène de saturation et de redondance des données entrées dans le modèle qui n'apportent aucun plus à la connaissance modélisée. Nous appellerons cette valeur : *seuil de saturation* du modèle. D'après le graphe de positionnement des modèles, le seuil d'excitation correspond à la connaissance entrée du point 5 car elle caractérise la fin de la zone sensible et le début de la zone riche.

- L'existence d'une zone pauvre et d'une zone riche nous permet de distinguer deux niveaux de connaissance modélisées, un niveau faible et un niveau maximum. Le niveau faible correspond au niveau de connaissance modélisée de la zone pauvre et le niveau maximum au niveau de la connaissance modélisée de la zone riche. Par analogie avec les principes de la mécanique quantique, on peut considérer que tant que l'on a pas atteint le seuil

d'excitation, le modèle ne fournit pas de valeur ajoutée : il n'est pas 'excité' ou il n'a pas 'compris'. De même après avoir dépassé la connaissance de saturation, le modèle fournit une connaissance modélisée correspondant à son état excité : le niveau maximum de connaissance modélisée. Cette analyse qui vise à mettre en évidence un phénomène de quantification de la connaissance modélisée nécessiterait, bien évidemment, plus de points représentatifs dans le graphe de positionnement pour être poursuivie de manière rigoureuse.

Dans la perspective d'intégrer le modèle CZAEM dans un contexte de conduite de projet, on peut décider d'utiliser les informations fournies par le graphe de comportement pour optimiser le rapport ressources nécessaires/ qualité de représentation du système :

. *1^{ère} information : l'intervalle de connaissance modélisée disponible*

Si le niveau de qualité de modélisation souhaité du système est supérieur au niveau maximum de connaissance modélisée ou inférieur au niveau faible de connaissance modélisée, le modèle CZAEM ne correspond pas au contexte projet, il faut choisir un autre modèle.

. *2^{ème} information : quantité de données optimales pour réaliser les modèles*

Si la qualité de modélisation souhaité du système est comprise entre le niveau faible et le niveau maximum de connaissance modélisée de CZAEM, le graphe de comportement permet de déterminer la quantité de données optimales nécessaires pour réaliser le modèle. En optimisant cette quantité, on peut ainsi réaliser des économies de temps et d'argent.

3.3.2 Limites d'interprétation

Bien que le graphe de positionnement des modèles nous permette de distinguer des zones de comportement du modèle simplifié CZAEM, il est important de rester prudent dans notre interprétation en fonction des considérations suivantes :

. Manque de points représentatifs

Le graphe de positionnement des modèles, dans son état actuel, contient uniquement sept points représentatifs du comportement du modèle simplifié CZAEM dans le contexte de projet AMISE. Ces sept points ne sont pas suffisants pour pouvoir valider une tendance ou une règle et il est primordial de réaliser de nouvelles sessions de simulations Amise nous permettant d'obtenir de nouveaux points représentatifs.

. Méthode d'évaluation de la précision

Les méthodes que nous avons employées pour évaluer la précision de la connaissance entrée Ce ne sont pas optimales. On a vu notamment que des méthodes numériques permettraient sans doute d'être plus rigoureux dans l'évaluation de certains critères (positionnement des rivières et représentation de la zone polluée) et que des données nous ont manqué pour pouvoir évaluer de manière rigoureuse la précision des hauteurs piézométriques des lignes sources entrées dans les modèles hydrodynamiques. Il serait souhaitable de

reconsidérer la méthode d'évaluation de ces critères pour améliorer la qualité du graphe de positionnement des modèles.

. Choix des critères de quantification de C_e et de C_m

Rappelons que le choix des critères permettant de quantifier C_e et C_m reste subjectif, une autre approche pourrait consister à choisir d'autres critères nous permettant peut-être d'établir un graphe de positionnement des modèles qui soit différent. D'autres simulations et un temps de réflexion supplémentaire permettront sûrement d'affiner le choix de ces critères et d'obtenir un graphe de positionnement plus représentatif.

De même, bien que l'analyse multicritère nous ait semblé être la méthode la plus appropriée pour évaluer C_e et C_m , on peut contester son approche subjective, en particulier pour l'affectation des poids aux critères.

L'ensemble de ces facteurs, dont le plus important est le manque de points représentatifs, ne nous permettent pas de valider aujourd'hui le graphe de positionnement proposé pour obtenir des informations sur le comportement du modèle hydrodynamique simplifié CZAEM. Nous considérerons notre interprétation comme une ébauche et nous abstiendrons de toutes affirmations hâtives sur le comportement des modèles simplifiés.

Nous retiendrons cependant que la démarche mise en place à partir des résultats des sessions de simulation nous permet d'obtenir une information sur le comportement des modèles. Même si cette information est à considérer avec prudence, elle a le mérite de contribuer à l'évaluation des sessions de simulations en proposant des indicateurs pertinents pour le suivi des modèles et de leur utilisation par des apprenants sur le plan pédagogique. Notre souhait serait, bien sûr, que ces études se poursuivent pour mener à son terme la réalisation d'un graphe de positionnement des modèles hydrodynamiques simplifiés et des modèles complexes.

L'utilisation de l'analyse multicritère nous a permis d'évaluer la connaissance introduite dans les modèles simplifiés réalisés dans le cadre des simulations AMISE et de caractériser la connaissance obtenue à l'aide de ces modèles pour plusieurs simulations de projet. Par rapport à ces deux indicateurs, nous avons pu détailler un graphe de positionnement des modèles simplifiés et 'apercevoir' des tendances sur leur comportement. Compte tenu des limites d'interprétation, nous ne pouvons confirmer la validité de ces résultats qui nécessite la réalisation de nouvelles sessions de simulation dans le but d'augmenter le nombre de points représentatifs d'un tel graphe. Cette étude a surtout permis de vérifier la cohérence de la démarche comme méthode d'évaluation du comportement d'un modèle dans un contexte projet au travers de sessions de simulation pédagogique.

Conclusions et perspectives

Dans le chapitre d'introduction à la simulation pédagogique de conduite de projet, nous avons examiné les différentes recherches effectuées dans ce domaine jusqu'à présent. Ceci nous a permis de mettre en évidence deux éléments potentiels de progrès :

- l'un concernant l'intégration des nouvelles technologies de l'information et du multimédia afin d'améliorer l'impact pédagogique des simulateurs ;

- l'autre concernant l'exploitation du contexte de simulation comme base de recherche en ingénierie.

Le premier élément s'est concrétisé au travers de l'intégration d'un moteur de simulation constitué de page Html consultables avec un navigateur Internet. Le deuxième élément a pris forme grâce à la mise en place d'une méthode d'évaluation des modèles hydrodynamiques utiles pour la conduite de projets de dépollution de nappe.

Nous présentons ici comment les simulateurs pédagogiques de conduite de projet peuvent être impliqués à l'avenir aussi bien dans les nouvelles formes d'enseignement que pour l'analyse de modèles hydrodynamiques.

1. Perspectives d'évolutions pédagogiques

1.1 Intégration des nouvelles technologies de l'information et du multimédia

La mise en œuvre du simulateur Amise a essayé d'intégrer les possibilités offertes par les nouvelles technologies afin d'améliorer son impact pédagogique. Cette intégration s'est notamment concrétisée par le développement du moteur du simulateur en langage de programmation Html, langage compatible avec le réseau Internet. En pratique, ce choix d'une part le mérite de grandement faciliter la tâche du concepteur, les compétences nécessaires en programmation étant accessibles à des non-informaticiens, et d'autre part de faciliter également l'installation et l'utilisation du simulateur.

L'élaboration du simulateur Amise à partir du langage Html mérite que l'on s'attarde davantage sur l'intérêt potentiel d'une telle structure. Actuellement, le simulateur utilise les technologies d'Internet uniquement pour faciliter son utilisation en mode Intranet et pour des facilités de programmation et de présentation de l'interface. Mais la réflexion est ouverte sur une utilisation plus pertinente des performances offertes par la mise en réseau de l'outil. Différentes évolutions sont envisageables :

- la création de bureau virtuel permettant à l'apprenant d'interroger des spécialistes ou des professeurs on-line pendant les sessions de simulation;
- des forums de discussions permettant aux apprenants d'échanger des informations ou des conseils sur la manière d'aborder un problème ;
- la réalisation de simulateurs multi-acteurs permettant, grâce au réseau, de faire participer sur un même projet des apprenants suivant des formations complémentaires dans la conduite de projet (ingénieurs, commerciaux, juristes...).

Le développement rapide des techniques informatiques permet d'envisager aujourd'hui de nombreuses améliorations quant à la conception et la réalisation de simulateurs

pédagogiques de conduite de projets. Seule l'imagination peut éventuellement manquer pour profiter de ces nouvelles possibilités.

1.2 Place de la simulation pédagogique de conduite de projet dans les nouvelles technologies de l'enseignement

L'utilisation récente du simulateur Amise et l'expérience acquise au cours des quinze dernières années à l'Ecole Nationale supérieure des Mines de Saint-Etienne avec d'autres simulateurs, confirme le succès de ce type d'outil comme support à la formation d'élèves ingénieurs, américains ou français, dans le domaine de la gestion de l'eau. On peut se demander s'il est envisageable et raisonnable d'étendre l'utilisation des simulateurs de conduite de projet à d'autres domaines que la gestion des ressources en eau et de les utiliser ainsi de façon plus systématique, dans l'enseignement universitaire.

L'heure est en effet maintenant aux environnements interactifs, riches en information de toutes sortes et reliés au monde entier par le biais des réseaux. Dotés d'outils puissants et conviviaux, les environnements d'apprentissage du futur vont devenir de véritables stations de travail spécialisées dans un domaine de connaissance, sans cesse remis à jour par des banques de données partagées. Retrouvant les vertus des apprentissages 'contextualisés', ils permettront à l'apprenant de s'approprier une expertise, par la maîtrise des modes de représentation des connaissances à l'interface de l'ordinateur. Interface qui prend alors le statut d'un véritable langage servant à communiquer le savoir (Mendelsohn, 1998).

La simulation pédagogique de conduite de projet, même si elle n'est pas, aujourd'hui, une concrétisation complète de ces environnements d'apprentissage du futur, permet en tous cas de fournir une structure s'en rapprochant. L'emploi des techniques de programmation compatibles avec le réseau Internet positionne les simulateurs pédagogiques au rang des outils adaptés à l'évolution des techniques de communication et laisse supposer qu'ils sauront en tirer partie pour se développer davantage à l'avenir.

On fera attention cependant à ne pas confondre les performances des ressources informatiques mises en place dans un simulateur pédagogique avec sa propre performance pédagogique. Selon Mucchieli (Muchielli, 1987), les potentialités pédagogiques de l'ordinateur, dépendent des différentes variables qui composent la situation pédagogique dans laquelle celui-ci est utilisé. Ces variables décrivent le contexte global de l'utilisation de l'ordinateur (domicile, lieu de travail, université,...), les finalités de son usage (sensibilisation, acquisition de connaissances,...), les pratiques et les habitudes du groupe en formation, le rôle et les compétences du responsable de la formation (car la machine n'arrivera jamais à se substituer totalement à lui), et en dernier seulement, la variable sur laquelle on a trop l'habitude de se focaliser : le programme pédagogique utilisé, ses qualités, ses performances, son adaptation aux finalités de l'apprentissage.

Les simulateurs pédagogiques de conduite de projet sont donc des outils de formation efficaces adaptés aux évolutions actuelles des technologies de communication qui permettent d'envisager l'élargissement de leur champ d'utilisation dans le futur. On veillera particulièrement à soigner l'interface, mais on n'oubliera pas que tout ne peut être

informatique et que la pédagogie est aussi et surtout liée à un contexte 'humain' dans lequel les avancées technologiques ne sont pas forcément synonyme de progrès.

2. Utilisation des simulateurs pédagogiques de conduite de projet pour l'évaluation des modèles hydrodynamiques

Après une étude du projet de dépollution de la nappe phréatique de la ville de New Brighton, la mise en œuvre du simulateur Amise a permis de réaliser deux sessions de simulation à l'ENSM-SE et une autre à l'université du Minnesota. L'analyse des alternatives proposées dans le cadre de la simulation et leur comparaison avec la solution réellement appliquée, a permis de valider le simulateur Amise en tant que simulateur crédible et réaliste.

Nous nous sommes alors attachés à étudier l'un des composants principaux du simulateur : le modèle hydrodynamique permettant de représenter le comportement réactif des écoulements souterrains mis en jeu dans un cas de dépollution.

Dans le chapitre IV, en nous appuyant sur la comparaison du modèle hydrodynamique utilisé dans la réalité et du modèle hydrodynamique utilisé dans la simulation, nous avons distingué deux types de modèles hydrodynamiques : les modèles complexes, et les modèles simplifiés. La suite de notre étude s'est alors focalisée plus particulièrement sur le comportement des modèles hydrodynamiques simplifiés en étudiant l'évolution des données utilisées par le modèle (connaissance entrée C_e) en fonction de la qualité de modélisation (connaissance modélisée C_m).

L'analyse multicritère nous a permis de mettre en place une méthode d'évaluation de la connaissance entrée C_e et de la connaissance modélisée C_m . A partir de cette méthode, nous avons pu quantifier C_e et C_m pour chacun des sept modèles hydrodynamiques simplifiés réalisés par les apprenants lors des sessions de simulation. Bien que le manque de points représentatifs nous impose une certaine prudence, la représentation de C_m en fonction de C_e dans le graphe de positionnement des modèles, nous permet de constater l'existence de trois zones de comportement des modèles simplifiés dans un contexte de projet :

- une zone 'pauvre', dans laquelle la connaissance entrée est faible, il en est de même pour la connaissance modélisée qui semble indépendante de la valeur de la connaissance entrée.

- une zone 'sensible', dans laquelle une faible variation de la connaissance entrée entraîne une forte variation de la connaissance modélisée. Ce phénomène n'est observable que sur un faible intervalle de la connaissance entrée.

- une zone 'riche', dans laquelle la connaissance entrée est forte ainsi que la connaissance modélisée. La connaissance modélisée ne semble pas alors dépendre directement de la valeur de la connaissance entrée.

Si d'autres sessions de simulation AMISE viennent confirmer l'existence de ces trois zones, nous pourrions alors dégager deux éléments d'informations sur le comportement des

modèles hydrodynamiques simplifiés: l'intervalle de connaissance modélisé disponible et la quantité de données optimales nécessaires pour réaliser un modèle hydrodynamique simplifié.

Après avoir considéré les limites d'utilisation des simulateurs pédagogiques de conduite de projet dans l'évaluation de modèles, nous proposons d'appliquer cette méthode d'évaluation à d'autres types de modèles hydrodynamiques.

2.1 Limites d'utilisation

Si l'on considère le processus de réalisation du simulateur Amise, la complexité du cas réel et la multitude des données existantes ont imposé une sélection des données nécessaires à l'élaboration du scénario de simulation. Cette sélection entraîne une simplification de la réalité dans le simulateur. L'exploitation des résultats de simulation en tant qu'information réutilisable dans un contexte réel d'aide à la décision, n'a donc a priori pas de sens. Cette simplification intrinsèque à la notion de simulateur interdit donc apparemment la poursuite de travaux de recherche appliquée à l'ingénierie. Cet avis rejoint les propos des auteurs Johnson, Kast et Rosenberg.

Néanmoins, en étudiant un modèle hydrodynamique simplifié, nous avons en fait évité cet handicap. En effet, le modèle hydrodynamique simplifié que nous avons étudié ne vise pas à être réaliste (c'est-à-dire le plus proche possible de la réalité) mais bien au contraire à limiter le volume de données nécessaires à la modélisation. Si ce volume de données nécessaires à la modélisation est contenu dans la représentation de la réalité du simulateur (le réalisme du simulateur), la simplification intrinsèque à la notion de simulation n'est alors plus une limite à la réalisation et l'analyse d'un modèle simplifié.

Illustrons notre propos par le schéma suivant :

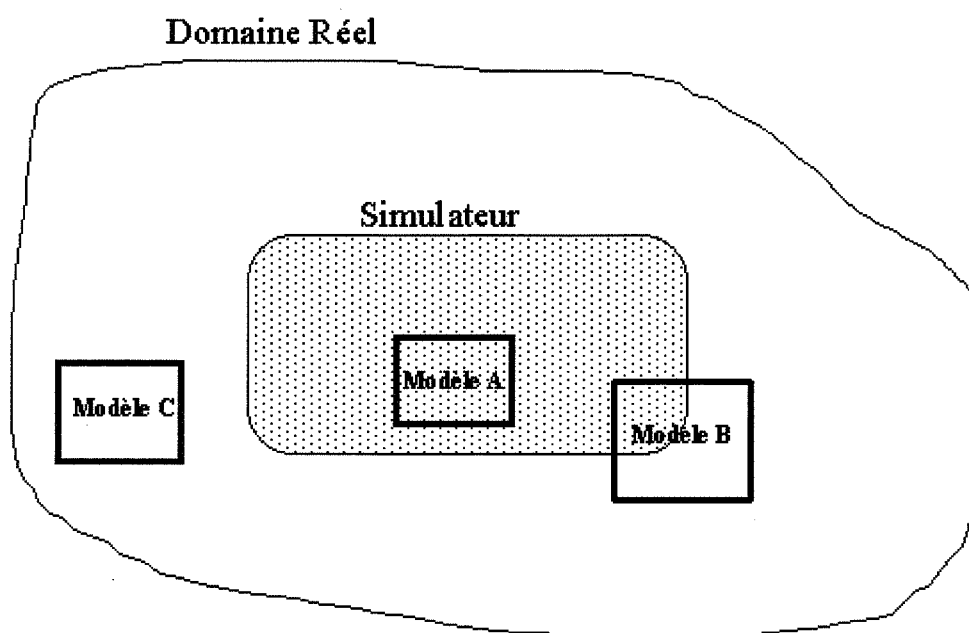


Fig 66 : Réalisme d'un simulateur et des modèles

Si l'on considère qu'un simulateur ne permet de représenter qu'une partie de la réalité, seul un modèle dont la totalité des données nécessaires à la modélisation est prise en compte par le réalisme du simulateur pourra être évalué. Seul le modèle A peut donc être évalué par le simulateur alors que les modèles B et C, pour lesquels la totalité des données de modélisation n'est pas prise en compte dans le simulateur, ne peuvent être évalués par celui-ci.

Nous mettrons donc une condition préalable à l'évaluation d'un modèle par un simulateur pédagogique de conduite de projet : la totalité des données nécessaires à la modélisation, doit être prise en compte par le simulateur pour que son réalisme soit considéré comme suffisant pour évaluer le modèle.

D'autre part, considérant que l'évaluation d'un modèle peut s'effectuer en comparant les résultats de modélisation avec le système que l'on souhaite représenter, on s'aperçoit qu'un simulateur de conduite de projet a l'avantage de cerner la réalité dans lequel on étudie le modèle. Ainsi on peut comparer les résultats de modélisation à une réalité connue précisément puisque nous l'avons définie nous même lors de l'élaboration du simulateur. Ainsi dans notre étude, nous avons pu comparer les profils piézométriques obtenus après modélisation avec le profil piézométrique initial contenu dans la base de données du simulateur. Hors du cadre simulé, la comparaison aurait été moins précise car le profil piézométrique réel n'est pas connu avec autant de précision.

On retiendra alors que l'évaluation d'un modèle dans le cadre de sessions de simulation, si le réalisme du simulateur le permet, est non seulement justifiable, mais a priori souhaitable car plus précise.

2.2 Méthodologie de recherche proposée

D'après le graphe de positionnement des couples de points (Ce,Cm), le contexte de conduite de projet de dépollution du simulateur Amise nous permet de caractériser la qualité de modélisation du modèle hydrodynamique simplifié (CZAEM) en fonction des données qu'il utilise.

Une des informations que nous fournit le graphe de positionnement du modèle hydrodynamique concerne la qualité de modélisation. Si la qualité de modélisation souhaitée par les différents acteurs d'un projet de dépollution n'est pas comprise entre le niveau faible et le niveau maximum de la connaissance modélisée, il faut utiliser un autre type de modèle hydrodynamique dans le cadre de la conduite de projet. Pour savoir quel autre modèle choisir, il serait utile d'élaborer les graphes de positionnement d'autres modèles hydrodynamiques. Cette démarche nous permettrait de comparer leur niveau de connaissance modélisée en fonction des données utilisées. On pourrait alors déterminer quel type de modèle correspond le mieux au contexte du projet.

Pour obtenir ces graphes de positionnement, il faudrait alors généraliser l'approche employée dans le cadre de notre travail de recherche à d'autres types de modèles hydrodynamiques (numériques ou analytiques). En les étudiant de la même manière, c'est-à-dire en les intégrant dans le contexte de conduite de projet généré par le simulateur AMISE, on obtiendrait une série de graphes de positionnement comparables à des abaques permettant

de choisir le modèle correspondant le mieux à un contexte de projet de dépollution. Pour valider ces abaques, il faudrait cependant réaliser les graphes de positionnement dans un autre contexte de conduite de projet que celui généré par le simulateur AMISE afin de les comparer et de les valider.

La poursuite du travail de recherche permettant d'optimiser le choix d'un modèle hydrodynamique dans le cadre de la conduite de projet de dépollution se décomposerait alors en trois étapes :

- 1^{ère} étape : réalisation de graphes de positionnement d'autres modèles hydrodynamiques que CZAEM dans le contexte de conduite de projet généré par le simulateur AMISE .

- 2^{ème} étape : réalisation des graphes de positionnement des modèles hydrodynamiques dans un contexte de conduite de projet de dépollution différent, généré par un nouveau simulateur pédagogique de conduite de projet.

- 3^{ème} étape : réalisation d'une abaque directement utilisable en contexte de conduite de projet réel à partir des graphes de positionnement obtenus dans l'étape précédente.

Dans la poursuite du travail de recherche, on retiendra qu'il existe actuellement une difficulté d'évaluation du niveau de la qualité de représentation souhaitée du système afin de pouvoir la comparer à la connaissance modélisée des modèles hydrodynamiques. Par ailleurs, la complexité de la connaissance modélisée, qui n'est pas prise en compte dans notre étude, doit être évaluée si l'on veut à l'avenir comparer des modèles utilisant des méthodes de modélisation différentes (notamment pour comparer un modèle hydrodynamique complexe réel avec un modèle simplifié). Enfin il faut vérifier que le réalisme des simulateurs utilisés permette bien de prendre en compte la totalité des données nécessaires à la modélisation hydrodynamique.

Le travail à fournir avant de pouvoir appliquer concrètement les informations obtenues sur le comportement de modèles hydrodynamiques grâce à l'utilisation de simulateurs pédagogiques de conduite de projet de dépollution demande encore beaucoup d'effort et de réflexion fonction de la demande et des besoins dans ce domaine.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ADAMS J.Q, CLARK R.M, Cost Estimates for GAC Treatment Systems, journal AWWA, 7 p, 1989.

ADAMS J.Q, CLARK R.M , Evaluating the costs of packed-tower aeration and GAC for controlling selected organics, journal AWWA, 9 p, 1991.

ADAMS J.Q, CLARK R.M, MILTNER R.J, Controlling organics with GAC : a cost and performance analysis, journal AWWA, 10 p, 1989.

CHAUVET P, Traitement des données à support spatial : la géostatistique et ses usages, Centre de géostatistique, Ecole des Mines de Paris, 43 p, 1992.

CRES F.N, Contribution des systèmes à bases de connaissances en sciences de l'eau ; Promise un simulateur de projet ; Moïse : un système de diagnostic en assainissement autonome', Thèse de 3^{ème} cycle, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, 276 p, 1989.

CZAEM User's Guide, Modeling capture zones of ground water wells using analytic element, Environmental Protection Agency, 58 p, 1994.

DAVOINE P, GRAILLOT D, MISE : Modèle intégré en stratégie de l'eau, Industrie Minéral , les techniques, 816-822 p, 1984.

DESTRIEUX J.M, PREZ E, SOYEZ B, La dépollution des sols en place, Techniques et exemples, Etudes et recherches des laboratoires des ponts et chaussées, 120 p, 1994.

FOUQUET C, Influence de la méthode d'estimation et de la maille de reconnaissance sur la quantification des pollutions/ Etude méthodologique à 2D, Centre de géostatistique, Ecole des mines de Paris, 18 p, 1996.

GRAILLOT D, MISE : modèle intégré en stratégie de l'eau, outil pédagogique et d'aide à la décision, Université des sciences et techniques du Languedoc, Thèse de 3^{ème} cycle, Université de Montpellier, 434 p, 1983.

GRAILLOT D, Faisabilité d'un système d'ingénierie pour la réalisation de projet d'aménagement en eau à partir du modèle de simulation : MISE, Thèse d'état, Université de Montpellier, 507 p, 1986.

GRAILLOT D, DAVOINE P, Un modèle pédagogique assisté par ordinateur MISE modèle intégré de stratégie de l'eau, European Journal of Engineering Education, Vol 11, N°2, 177-185 p, 1986.

GRAILLOT D, SCHILLING W, EINFALT T, Assesment of modeling uncertainties and measurements errors in hydrology, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, 330 p, 1992.

GUIN D, NICAUD J.F, PY. D, Environnements Interactifs d'Apprentissage avec Ordinateur, Tome 2, Eyrolles , 348 p, 1995.

HERNIAUX G, Organiser la conduite de projet, propositions méthodologiques pour des situations complexes, INSEP Editions, 120 p, 1992.

JEANNEE N, Méthodes géostatistiques d'estimation de pollutions industrielles de sols, <http://cg.ensmp.fr/~jeannee/>, 2 p, 1998.

JOHNSON R.A, KAST F.E, ROSENZWEIG J.E, Théorie conception et gestion des systèmes, DUNOD édition, 536 p, 1970.

LEE Y.H, SPEECE R.E, Designing a cost-efficient air stripping process, journal AWWA, 7 p, 1987.

LOGSDON G.S, SORG T.J, CLARK R.M, Capability and cost of treatment technologies for small system, journal AWWA, 7 p, 1990.

de MARSILLY G, Hydrogéologie : comprendre et estimer les écoulements souterrains et le transport des polluants - Enseignement d'hydrogéologie, Ecole des Mines de Paris, Ecole nationale du Genie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg, 242 p, 1996.

de MARSILLY G, Hydrogéologie quantitative, chapitre 9, Masson Paris, 157-186p, 1981.

MATHERON G, La théorie des variables régionalisées et ses applications , Les cahiers du centre de morphologie mathématiques, fasc. 5, ENSMP edit, 1971.

MENDELSON P, Quand les technologies éducatives nous aident à repenser la question de l'efficacité de l'enseignement, Université de Genève, 9 p, 1998.

MUCCHIELLI A, L'enseignement par ordinateur, Presses universitaire de France, 119 p, 1987.

NEEDHAM D.R, BEGG I.M, Problem-oriented training Promotes Spontaneous analogical transfer. Memory oriented training promotes memory for training. MemÈ. Cognit,380-389 p, 1991.

NORMAN G.R , SCHMIDT H.G, The psychological basis of problem-based learning: a review of the evidence. Acad Med, 557-565 p, 1992.

OPRICOVIC S, DJORDJEVIC B, Compromise ranking of water resources alternatives, International UNESCO Symposium on Decision Making in Water Resources Planning, OSLO, 6 p, 1986.

PAGOT A, PAQUIN N, Simulation de la dispersion de polluant, projet de mathématiques, rapport interne ENSM-SE, 25 p, 1998.

PERRODIN Y, GOURDON R, cités dans 'La décontamination des sols pollués : une mise en lumière', Info-Déchets, Environnements et Technique, n°116, 20-22 p, 1992.

POBA-NZAOU P, Couplage WWW-ARC/INFO, Projet long logiciel, rapport interne ENSM-SE, 46 p, 1997.

QUASIM S.R, Estimating costs for treatment plant construction, journal AWWA, 7 p, 1992.

SAATY T.L, Décider face à la complexité, une approche analytique multicritère d'aide à la décision, Entreprise Moderne d'Édition, 231 p, 1984.

STRACK O.D.L, Groundwater Mechanics, Prentice Hall, 732 p, 1989.

SCHERLY D, Apprentissage par problèmes (APP) et les nouvelles technologies d'enseignement, <http://129.194.12.39/~scherly/APP/APP.html>, 13 p, 1997.

SCHMIDT H.G, Foundation of problem-based learning: some explanatory notes. Medical Education, 422-432 p, 1993.

SCHMIDT H.G, MOUST J.H, What makes a tutor effective? A structural-equations modeling approach to learning in problem-based curricula. Acad Med, 708-714 p, 1995.

WENSTOP F, IBBREK H, SEIP K.L, Multicriteria decision making in water quality management, International UNESCO Symposium on Decision Making in Water Resources Planning, OSLO, 6 p, 1986.

X 50-105, Le management de projet : concepts, AFNOR, 14 p, 1991.

Documents relatifs au site de New Brighton :

ANDREWS W.J, TROTTA L.C, SCHOENBERG M.E, Water level declines from 1980-90 in major aquifers in the Twin Cities Area, Water management in urban areas, American Water Resources Association, 63-72 p, 1995.

Argonne National Laboratory, Chemical and water level data base, 1986.

Argonne National Laboratory, Installation Restoration Program : Preliminary Assessment of the Twin Cities Army Ammunition Plant, 1988.

Argonne National Laboratory, Installation Restoration Program : Remedial Investigation Report for the Twin Cities Army Ammunition Plant, 1991.

Barr Engineering Company, Final conceptual design report, Containment/ Production wells, 1995.

Camp Dresser & McKee Inc, Multi-point source remedial investigation, rapport final phase 1 pour la Minnesota Pollution Control Agency, 1986.

Camp Dresser & McKee Inc, Multi-point source ground water remedial investigation, rapport final pour la Minnesota Pollution Control Agency, 1991.

Engineering Technologies Associates, Development of a ground water model in support of the feasibility study for the Twin Cities Army Ammunition Plant, 1992.

Environmental Protection Agency, National oil and hazardous substances pollution contingency plan, Subpart E : Hazardous Substance Response, 40CFR§300, 42-65p, 1995

Environmental Protection Agency, Remediation Technologies Screening Matrix.

Geologic Atlas, Hennepin County, Minnesota, Minnesota Geological Survey, 1992

Geologic Atlas, Ramsey County, Minnesota, Minnesota Geological Survey, 1992

Geologic Atlas, Washington County, Minnesota, Minnesota Geological Survey, 1992

KANIVETSKY R, WALTON M, Hydrogeologic Map of Minnesota Bedrock Hydrogeology, Minnesota Geological Survey, 11 p, 1979.

Minnesota Department of Health, Health Risk Limits for Groundwater, 8 p, 1996.

Montgomery Watson, Twin Cities Army Ammunition Plant Feasibility Study, 1993.

Municipal Water Supply Plan, City of New Brighton, Public Works, 1996.

New Brighton Quadrangle, Minnesota, USGS, 1993.

Ramsey County, GIS data base, 1995.

Saint Paul Pioneer Press, Juin 1995.

Twin Cities Army Ammunition Plant, Community Relation Plan, 1991.

Wenck Associates, Trichloroethene Cross Sections, 1993.

Wenck Associates, Water Level data base, 1995.

ANNEXES

Annexe A : Caractéristiques des produits toxiques concernés

L'ensemble des informations provient des travaux réalisés en février 1991 par le bureau d'étude Camp Dresser & McKee disponibles dans le rapport 'Multi-Point Source Ground Water Remedial Investigation'. Les acronymes utilisés pour les produits sont ceux utilisés par le bureau d'étude.

. Le Trichloroéthylène (TCE)

Le TCE est un liquide non inflammable, stable et incolore. Il est modérément soluble dans l'eau. Le TCE a une densité 1,47 fois supérieure à celle de l'eau et a généralement tendance à s'accumuler au fond des nappes phréatiques. Le TCE est un produit particulièrement utilisé pour le dégraissage de parties métalliques mais aussi pour le nettoyage à sec et l'extraction de solvants. Il sert également de diluant dans les peintures et adhésifs, dans des opérations aérospatiales (manipulation d'oxygène liquide), dans les systèmes réfrigérants, dans des échangeurs de chaleurs liquides, dans des processus textiles et pour le nettoyage et le séchage de composants électroniques. Le TCE peut être toxique pour le foie et les reins. Il est classé comme provoquant le cancer pour l'animal mais pas pour l'homme.

. Le 1,1 Dichloroéthane (1,1 DCA)

Le 1,1 DCA est un liquide huileux peu soluble dans l'eau, inflammable et incolore. Il est utilisé comme solvant d'extraction, un agent de nettoyage et de dégraissage. Le 1,1 DCA, peut entraîner une dépression du système nerveux, des irritations de la peau, et des problèmes au foie et au coeur.

. Le Dichloroéthylène (DCE)

Le DCE est un liquide inflammable et incolore. Il se décompose lentement en présence d'air et de lumière et est peu soluble dans l'eau. Le DCE est utilisé comme solvant pour des matériaux organiques, des parfums, des laques, des produits pharmaceutiques, et dans la synthèse organique. Le DCE peut irriter les yeux et le système respiratoire et peut provoquer des troubles du système nerveux. Le DCE n'est pas considéré comme cancérigène.

. Le Trichloroéthane (TCA)

Le TCA est un liquide non inflammable, peu soluble dans l'eau. Ces dernières années, le TCA a été largement utilisé comme substitut au tétrachlorure de carbone dans les techniques de nettoyage à sec. Sous forme de mousse, il est utilisé pour dégraisser et nettoyer des métaux. On le trouve également dans des huiles, des encres et des cirages pour chaussures. Le TCA est aussi un agent de dégraissage sous vapeur et un propulseur. Il peut être toxique pour le coeur et le foie mais il n'est pas actuellement considéré comme cancérigène.

. Le 1,2 Dichloroéthane (1,2 DCA)

Le 1,2 DCA est un liquide huileux peu soluble dans l'eau, inflammable et incolore. Il résiste à l'oxydation et n'attaque pas le métal. Le 1,2 DCA est le dix-septième produit le plus fabriqué,

en volume, aux Etats Unis. Il est utilisé comme solvant pour les résines, l'asphalte et le bitume, le caoutchouc et la peinture. On en trouve dans les savons et produits de nettoyage, dans la manufacture du nylon et de plastique, c'est aussi un agent d'extraction d'huile de soja et de caféine. Il est classé comme provoquant le cancer pour l'animal mais pas pour l'homme.

. Le Tetrachloroéthylène (PCE)

Le PCE est un liquide extrêmement stable, incolore, non inflammable et très faiblement soluble dans l'eau. C'est un solvant largement utilisé dans le dégraissage et le nettoyage à sec. Le PCE est aussi utilisé comme agent de séchage pour des métaux et certains autres composants intervenant dans la fabrication des chlorofluorocarbones. Cette substance est classée comme cancérigène. Elle cause des nausées, vertiges, des irritations oculaires, du nez et de la gorge.

. 1,1,2 Trichloroéthane (1,1,2 TCA)

Le 1,1,2 TCA est un liquide incolore, non inflammable, faiblement soluble dans l'eau, avec une odeur agréable caractéristique. Le 1,1,2 TCA est utilisé comme solvant dans des graisses, des huiles, des résines naturelles et des alcaloïdes. Ce produit est considéré comme cancérigène. Il irrite le nez et les yeux, provoque des dépressions du système nerveux, et peut entraîner des problèmes au foie et aux reins.

. Le Toluène

Le toluène est un liquide inflammable, incolore avec une odeur comparable à celle du benzène. C'est un produit peu soluble dans l'eau. Le toluène a une densité inférieure à celle de l'eau. Il est utilisé comme additif dans la fabrication de l'essence; comme solvant dans la peinture, les laques, les résines, les huiles ; et intervient dans la fabrication d'explosifs (TNT). Ce produit peut engendrer des problèmes de fatigue, de faiblesse, de maux de tête, de fatigue musculaire et de dermatite. Le toluène n'est pas actuellement classé comme cancérigène.

. Le Benzène

Le benzène est un liquide jaune clair très inflammable. Comme le toluène, le benzène a une densité inférieure à celle de l'eau. C'est le quinzième produit chimique le plus fabriqué aux Etats-Unis. Il est utilisé pour la fabrication de composés aromatiques, de produits chimiques médicaux, de cuir artificiel, de linoléum et d'huiles. Le benzène est utilisé comme solvant dans les résines et les huiles. Le benzène est un produit cancérigène. Il irrite les yeux, le nez et le système respiratoire, il provoque des maux de tête, des nausées, des fatigues et des douleurs abdominales.

Annexe B : Alternatives proposées dans le cas réel

L'ensemble des informations concernant les caractéristiques des alternatives décrites ci-dessous provient du bureau d'étude Barr Engineering Company (Barr, 1995).

- Alternative 1 :

L'alternative 1 propose de placer un nouveau puits NB14 au nord-est du lac Hanson, près du puits existant NB11, ainsi qu'un nouveau puits NB15, près du puits existant NB5 (voir carte). L'alternative 1 nécessite de modifier les puits existants NB3 et NB4. Le puits NB3 devra être prolongé dans l'aquifère Jordan et le puits NB4 devra lui être reboucher pour pomper uniquement dans l'aquifère Prairie du Chien.

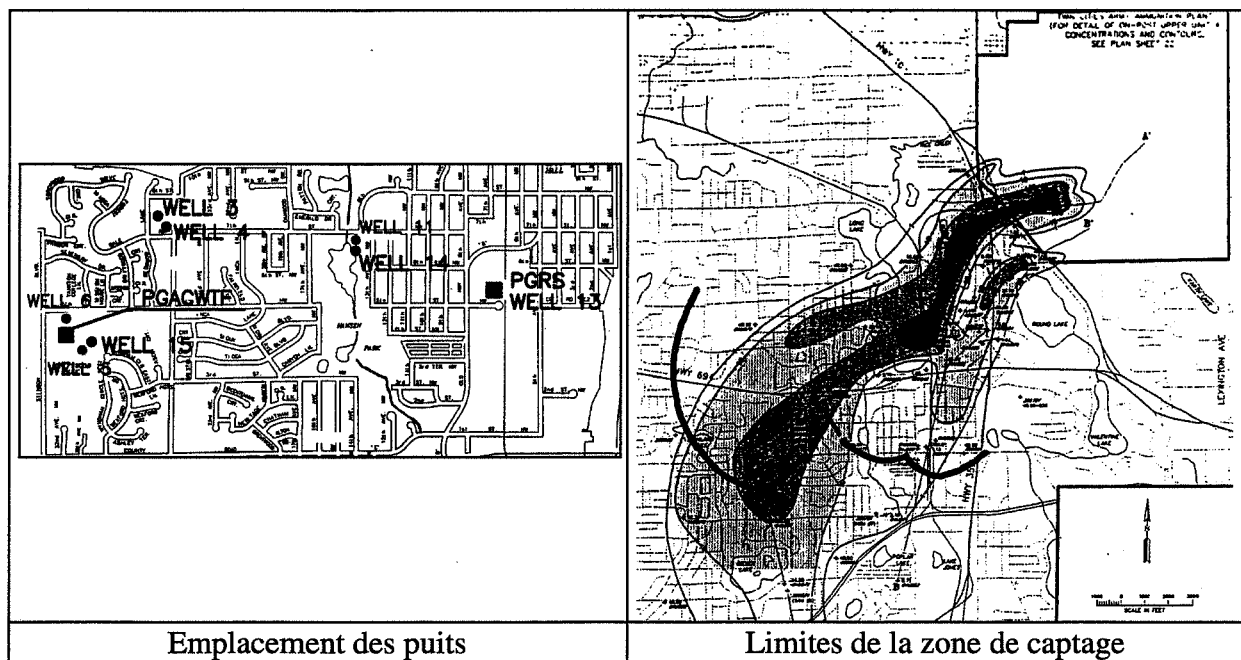


Fig : Alternative 1

Les débits de pompage pour chaque puits sont donnés dans le tableau ci-dessous :

Puits	Prairie du Chien	Jordan	Total
NB3	---		440
NB4	385		385
NB14	1000		1000
NB15	688		688
Total PGAC	2073	440	2513
NB13 (PGRS)	1000		1000

Tab : Alternative 1, débit de pompage (gpm)

Les coûts prévisionnels d'ingénierie et de construction pour l'implémentation de l'alternative 1 sont de \$1,283,000. Les coûts annuels de maintenance et de fonctionnement sont de \$656,682.

- Alternative 2 :

L'alternative 2, propose de placer un nouveau puits NB14 au nord-est du lac Hanson, près du puits existant NB11, mais elle ne nécessite pas de modifier les puits NB3 et NB4. L'alternative 2 ne requiert pas d'installer un deuxième nouveau puits.

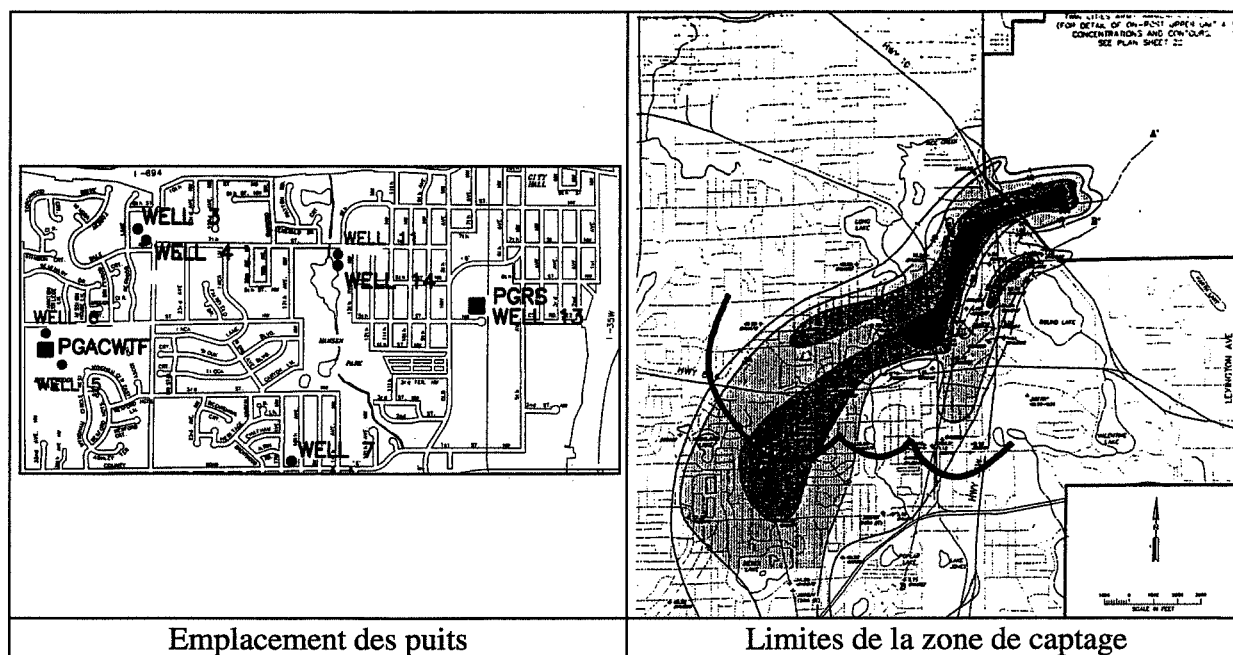


Fig : Alternative 2

Les débits de pompage pour chaque puits sont donnés dans le tableau ci-dessous :

Puits	Prairie du Chien	Jordan	Total
NB3	370	180	550
NB4	730	360	1090
NB14	1000	--	1000
NB15	0	--	0
Total PGAC	2100	540	2640
NB13 (PGRS)	1000	--	1000

Tab : Alternative 2, débits de pompage (gpm)

Les coûts prévisionnels d'ingénierie et de construction pour l'implémentation de l'alternative 2 sont de \$540,000. Les coûts annuels de maintenance et de fonctionnement sont de \$685,784.

- Alternative 3 :

L'alternative 3 minimise le débit de pompage total nécessaire pour contenir la pollution en déplaçant le puits NB15. Plusieurs scénarios d'extraction avaient indiqué une

propagation de la pollution entre les puits NB4 et NB14 . L'alternative 3 propose d'installer le puits NB15 entre les cônes de dépression de ces deux puits. Ce positionnement augmente l'efficacité de la superposition des cônes de dépression des puits dans le captage de la pollution.

L'alternative 3 propose de placer le puits NB15 sur le terrain public de l'école municipale et qui est jusqu'alors utilisé comme aire de récréation. Le puits NB14 serait placé au nord-est du lac Hanson, près du puits existant NB11. Cette alternative ne requiert pas de modification des puits NB3 et NB4.

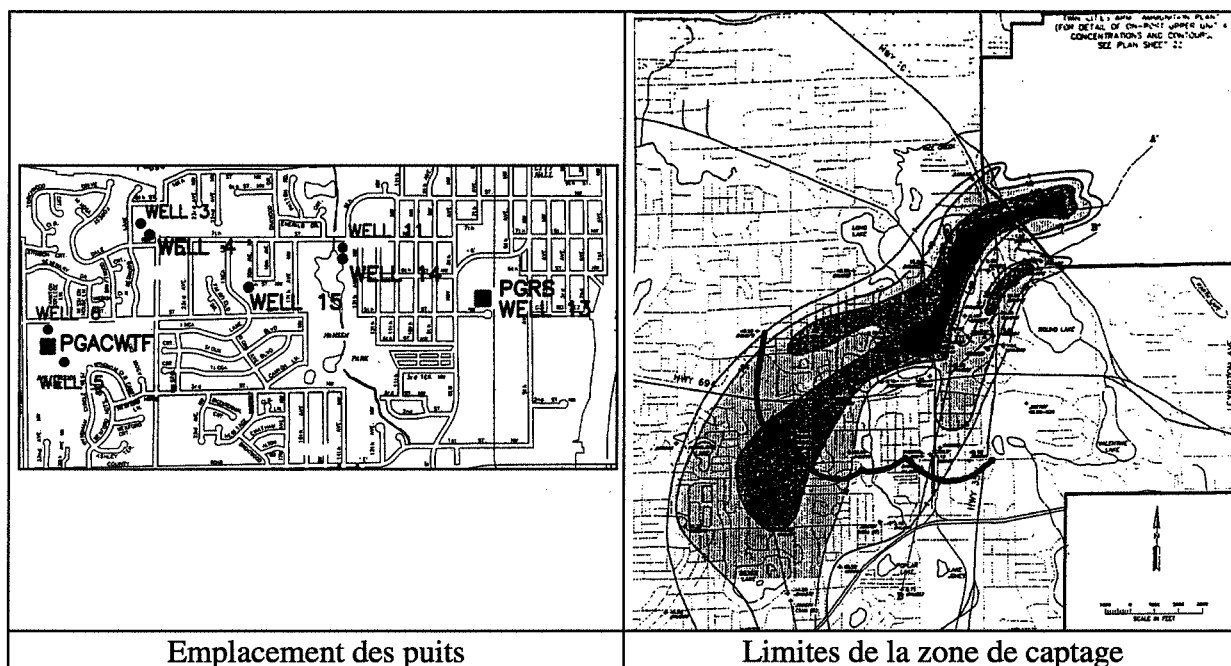


Fig : Alternative 3

Les débits de pompage pour chaque puits sont donnés dans le tableau ci-dessous :

Puits	Prairie du Chien	Jordan	Total
NB3	--	--	--
NB4	550	275	825
NB14	687	--	687
NB15	688	--	688
Total PGAC	1925	275	2200
NB13 (PGRS)	1000	--	1000

Tab : Alternative 3, débits de pompage (gpm)

Les coûts prévisionnels d'ingénierie et de construction pour l'implémentation de l'alternative 3 sont de \$1,627,000. Les coûts annuels de maintenance et de fonctionnement sont de \$574,960.

- Alternative 4 :

L'alternative 4 propose de placer le puits NB14 au nord-est du lac Hanson et le puits NB15 près du puits NB5. L'alternative 4 ne propose pas de modification des puits NB3 et NB4.

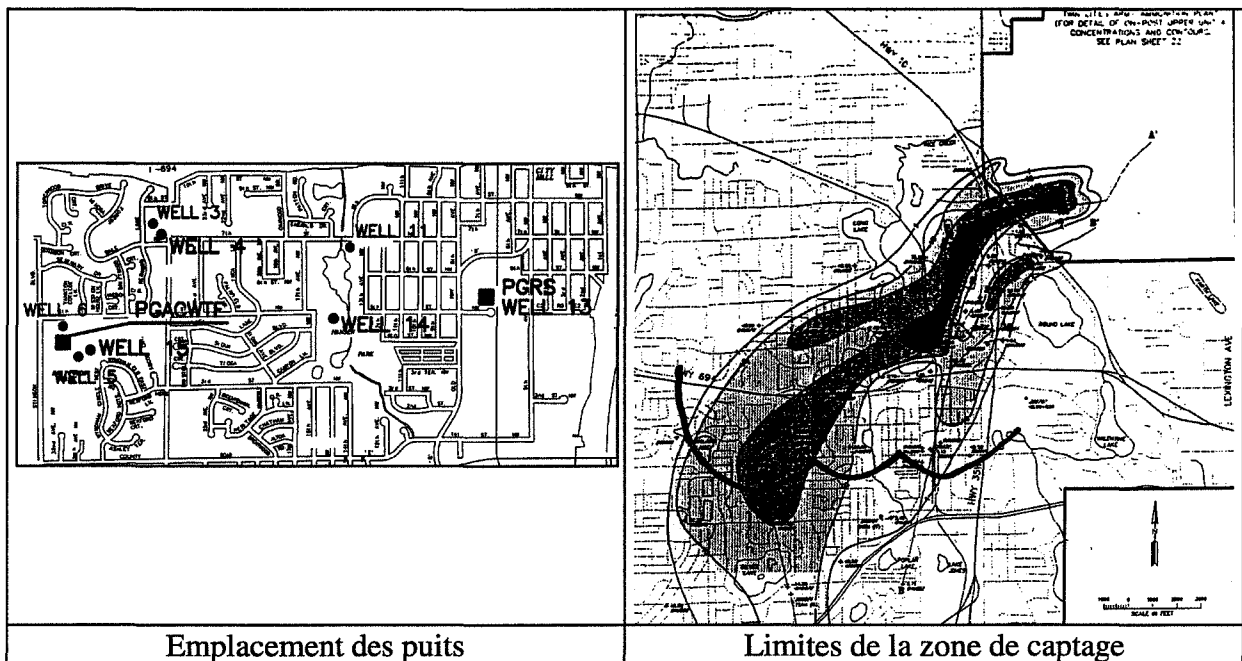


Fig : Alternative 4

Les débits de pompage pour chaque puits sont donnés dans le tableau ci-dessous :

Puits	Prairie du Chien	Jordan	Total
NB3	--	--	--
NB4	550	275	825
NB14	687	--	687
NB15	688	--	688
Total PGAC	1925	275	2200
NB13 (PGRS)	1000	--	1000

Tab : Alternative 4, débits de pompage (gpm)

Les coûts prévisionnels d'ingénierie et de construction pour l'implémentation de l'alternative 4 sont de \$2,444,000. Les coûts annuels de maintenance et de fonctionnement sont de \$574,960.

- Alternative 5 :

Comme l'alternative 2, l'alternative 5 propose de placer un nouveau puits NB14 au nord-est du lac Hanson, près du puits existant NB11, mais elle ne nécessite pas de modifier les puits NB3 et NB4. L'alternative 5 ne requiert pas d'installer un deuxième nouveau puits.

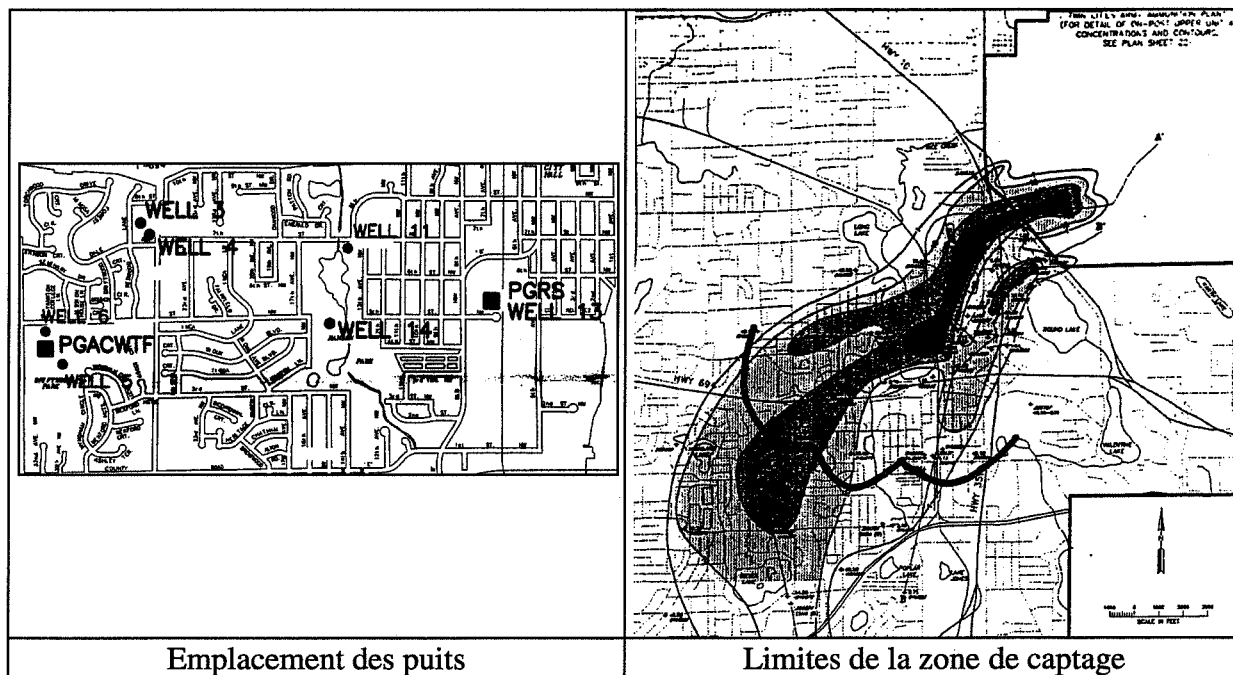


Fig : Alternative 5

Les débits de pompage pour chaque puits sont donnés dans le tableau ci-dessous :

Puits	Prairie du Chien	Jordan	Total
NB3	200	100	300
NB4	600	300	900
NB14	1000	--	1000
NB15	--	--	0
Total PGAC	1800	400	2200
NB13 (PGRS)	1000	--	1000

Tab : Alternative 5, débits de pompage (gpm)

Les coûts prévisionnels d'ingénierie et de construction pour l'implémentation de l'alternative 5 sont de \$1,958,000. Les coûts annuels de maintenance et de fonctionnement sont de \$571,700.

Annexe C : Rapports des sessions de simulation Amise

Annexe C.1 : Ecole des Mines de St-Etienne / 22-25 Juillet 1997

La première session de simulation utilisant le simulateur Amise s'est déroulée dans les locaux de l'Ecole des Mines de St.-Etienne du 22 au 25 Juillet 1997. L'objectif était de tester le simulateur en phase finale de développement en interne dans le laboratoire. Neuf personnes se sont mobilisées pendant quatre jours pour tester le simulateur en conditions réelles (utilisation du simulateur en tant qu'outil pédagogique). Le présent document fait la synthèse de cette première expérience.

1. Déroulement de la session:

Lieu:	Ecole des Mines, St-Etienne.
Date:	22-25 Juillet 1997
Nombre de participants:	9 participants
Equipes:	2 équipes
Durée:	4 jours
Locaux:	Une salle par équipe et une salle de réunion
Matériels:	- Un rétro projecteur pour transparents. - Une télévision et un magnétoscope.
Micro-ordinateurs:	Deux ordinateurs (un par équipe) étaient prévus pour effectuer la simulation.
Imprimantes:	1 imprimante reliée au réseau local.
Réseau:	- Le simulateur Amise était accessible par le réseau Internet. - Les participants avaient accès à toutes les ressources Internet.

2. Acquisition de données:

2.1 Campagne d'échantillonnage:

Equipe 1:

Echantillonnage			1ère campagne			2ème campagne		
	Durée	Coût	Nbre	Durée	Coût	Nbre	Durée	Coût
Forage	2 jours	\$2 000	8	16 jours	\$16 000	3	6 jours	\$6 000
Prélèvement dans les puits existants	-	-	11	-	\$ 0	0	-	\$0
Analyse des échantillons	10 jours	\$110	19	10 jours	\$2 090	3	10 jours	\$ 330

Echantillonnage			3ème campagne			4ème campagne		
	Durée	Coût	Nbre	Durée	Coût	Nbre	Durée	Coût
Forage	2 jours	\$2 000	2	4 jours	\$4 000	3	6 jours	\$6 000
Prélèvement dans les puits existants	-	-	0	-	\$ 0	0	-	\$0
Analyse des échantillons	10 jours	\$110	2	10 jours	\$ 220	3	10 jours	\$ 330

	Campagne	Forages	Puits	Echantillons	Coût (\$)	Durée
Total	4	16	11	27	34 970	72 jours

Equipe 2:

Echantillonnage			1ère campagne			2ème campagne		
	Durée (j)	Coût (\$)	Nbre	Durée (j)	Coût (\$)	Nbre	Durée (j)	Coût (\$)
Forage	2	2000	0	0	0	24	48	48000
Prélèvement dans les puits existants	-	-	25	10	0	0	-	0
Analyse des échantillons	10	110	25	10	2750	24	10	2640

	Campagne	Forages	Puits	Echantillons	Coût (\$)	Durée (j)
Total	2	24	25	49	53390	68

Remarques:

Les prélèvements dans les puits existants n'étaient pas initialement envisagés dans la conception de la simulation. Cette possibilité a été prise en compte sur proposition des participants. La durée et le coût d'un prélèvement ont dû être déterminés pendant la simulation. Un coût nul a été choisi a priori pour refléter le fait que le puits existe déjà et qu'il n'y a aucun frais de forage. Il faudra cependant élaborer un nouveau coût prenant en compte les frais de déplacement et du personnel chargé du prélèvement.

Une durée de dix jours a été fixée pour effectuer les 25 prélèvements de la première campagne de l'équipe B. Cette durée a été choisie pour refléter les temps de prise de contact nécessaire avec chacun des propriétaires des puits existants ainsi que les temps de déplacement du personnel pour chaque puits. Notons que l'équipe A n'a considéré aucune durée associée aux 11 prélèvements qu'elle a effectué lors de sa première campagne. Il faudra élaborer une durée précise associée au nombre de prélèvements.

Par ailleurs tous les puits existants ne sont pas forcément accessibles. Pour simuler cette contrainte, il faudra intégrer des aléas venant modifier le nombre de puits sur lesquels les équipes peuvent faire des prélèvements.

2.2 Etudes réalisées:

	Durée	Coût	Equipe 1			Equipe 2		
			Etude	Durée	Coût	Etude	Durée	Coût
Cost and efficiency of relevant water treatment techniques	1 mois	\$1000	oui	1 mois	\$1000	oui	1 mois	\$1000
Summary of Environmental Fate by Compound	2 mois	\$5000	non	-	-	non	-	-
Conduct an Aquifer Performance Test	0,5 mois	\$10000	oui	0,5 mois	\$10000	oui	0,5 mois	\$10000
Total				1,5 mois	\$11000		1,5 mois	\$11000

2.3 Données extérieures:

Les données extérieures proviennent des ressources personnelles de chaque participant. Chacun peut ainsi enrichir la simulation en y intégrant sa connaissance. Dans cette session, un membre de l'équipe A, expert en hydrogéologie, s'est appuyé sur ses propres documents pour détailler la solution technique envisagée par son équipe:

- document sur l'implantation d'un puits (crépine Johnson, pompe Guimard);
- documents sur la structure des crépines (fentes ordinaires, repoussées ou continue);
- document sur les ponts de sable (courants unidirectionnels ou alternés);
- document sur le développement des forages (ouvert ou fermé);
- document sur les têtes de développement au jet.

Remarques:

Les différents membres de chaque équipe ont pu appliquer leurs compétences à différentes étapes de la simulation (étude hydrogéologique, gestion des déchets, modélisation, installation de puits, sécurité ...). Les qualifications des participants interviennent donc dans le déroulement de la simulation mais cet apport de données est difficilement quantifiable. Notons également que le simulateur peut par conséquent servir d'extracteur de connaissance. Ces connaissances pourront ensuite être réintégrées dans le simulateur sous forme de pages documentaires ou d'aléas.

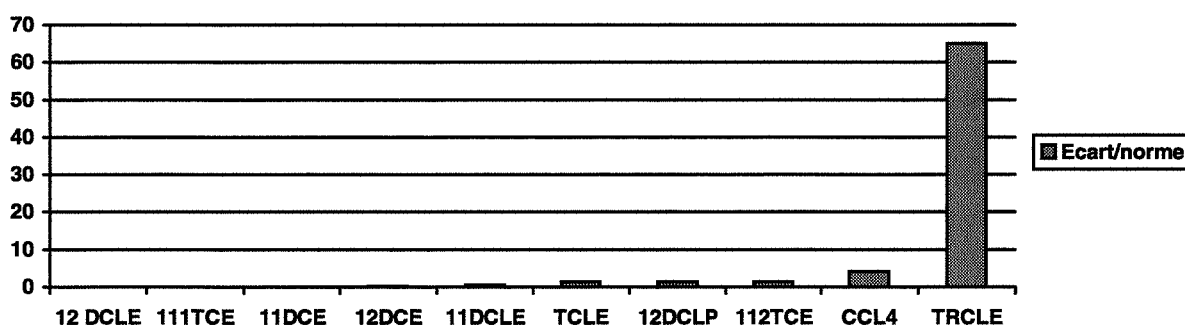
Aucune des deux équipes n'a utilisé d'informations recueillies sur le réseau Internet.

3. Caractérisation de la pollution:

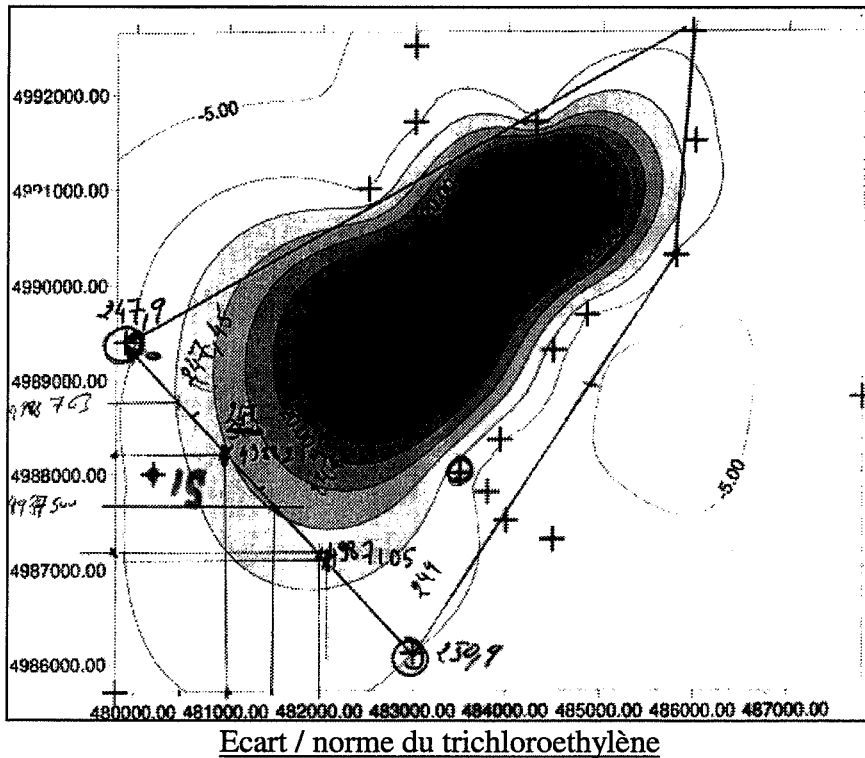
Equipe 1:

- Campagne / Visualisation des résultats sur logiciel d'interpolation (Surfer);
- Détermination des concentrations maximales de chaque produit;
- Calcul de l'écart maximal par rapport à la norme:

Polluants		Limite (ug/l)	Concentration max. (ug/l)	Ecart relatif à la norme
12 DCLE	12 dichloroéthylène	70	5,99	0
111 TCE	111 trichloroéthane	200	80,5	0
11 DCE	11 dichloroéthane	70	11,9	0
12 DCE	12 dichloroéthane	5	6,05	0,21
11 DCLE	11 dichloroéthylène	7	10,0	0,43
TCLE	1122 tetrachloroéthylène	5	11,9	1,395
12 DCLP	12 dichloropropane	5	11,9	1,395
112 TCE	112 trichloroéthane	5	11,9	1,395
CCL4	Tétrachlorure de carbone	3	15,5	4,19
TRCLE	112 trichloroéthylène	5	330,2	65,0

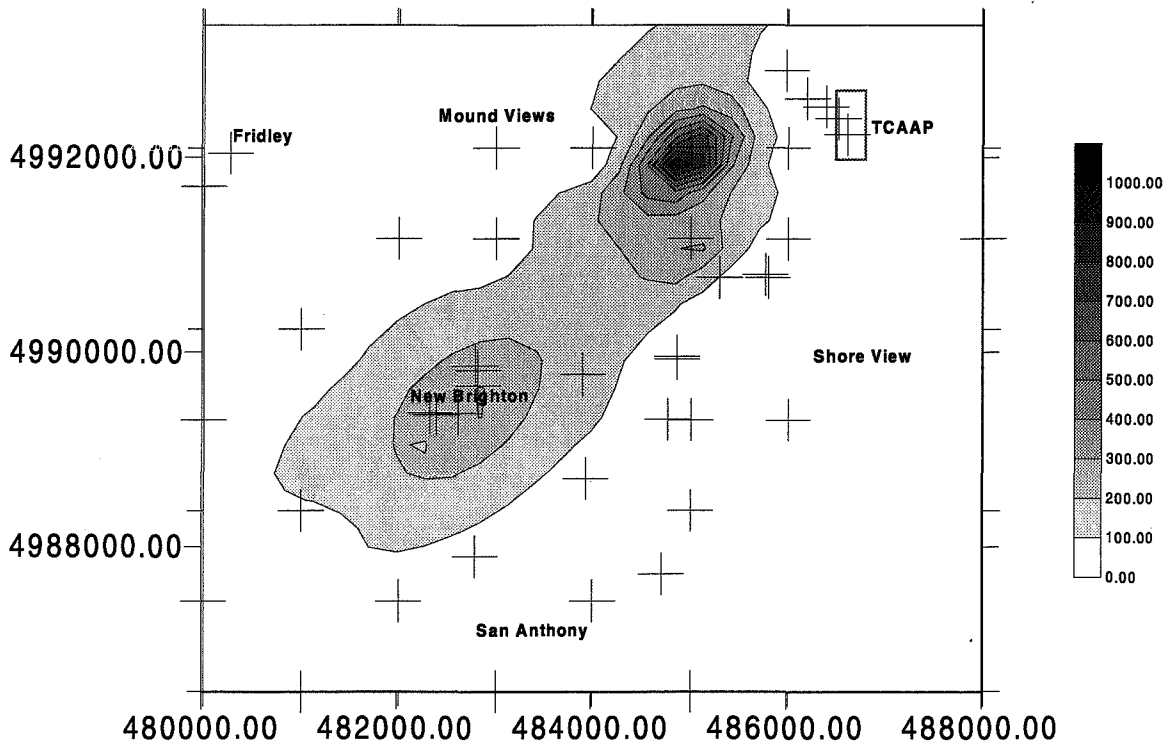


- Détermination du contaminant principal, le **trichloroéthylène**;
- Carte de niveau de l'écart / norme du trichloroéthylène;
- Délimitation manuelle de la zone polluée en considérant un écart / norme = 0.



Equipe 2:

- Campagne sur puits existants;
- Reconstitution du comportement hydrodynamique du vecteur de pollution en utilisant le modèle de la nappe;
- Détermination du contaminant principal, le **trichloroéthylène**;
- Nouvelle campagne d'échantillonnage;
- Evaluation géostatistique des concentrations en trichloroéthylène sur Surfer;
- Délimitation géostatistique de la zone polluée en considérant une concentration nulle en trichloroéthylène;



Concentration en trichloroéthylène (ug/l)

4. Réalisation d'un modèle de nappe:

Le modèle de la nappe est construit dans le but de simuler l'influence de puits sur l'étendue de la pollution. On peut distinguer deux étapes dans l'élaboration d'un modèle. La première permet de définir le 'fond' du modèle, c'est à dire le profil hydrogéologique régional. La deuxième permet de prendre en compte les différents éléments (puits, lacs, rivières) qui influencent le comportement de la nappe au niveau local.

Les équipes utilisent ensuite ce modèle pour étudier différentes solutions permettant de traiter la pollution.

1. Profil régional de la nappe:

		Equipe 1	Equipe 2	
		Unité 4	Unité 4	Unité 3
Paramètres de l'aquifère	Perméabilité	13,72 m/jour	1,6 10 ⁻⁴ m/s	4,8 10 ⁻⁴ m/s
	Porosité	0,3	0,3	0,3
	Epaisseur	64,92 m	40 m	48 m
	Base	165,51 m	150 m	190 m
Courant préférentiel	Débit	1,9 m ² /jour	1,293e-5 m ² /s	4,61e-5 m ² /s
	Angle	228,19 °	237°	272,15°
Point de référence	UTM est	490340	490000	490000
	UTM nord	5010556	4997000	4997000
	Charge	371,37 m	272,15 m	272,15 m
Rivière Mississippi	Nbre de ligne source	16	14	14

2. Différents modèles envisagés:

Equipe 1:

Modèle 1 (drainage), débit total: 30 000 m3/j

	Puits 1	Puits 2	Puits 3	Puits 4	Puits 5	Puits 6
Utm est (m)	479900	481000	482000	483000	480500	481500
Utm nord (m)	4988000	4989400	4987105	4986100	4988763	4987500
Rayon (m)	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4
Débit (m3/j)	6000	6000	6500	6500	2500	2500

Modèle 2, débit total: 20 000 m3/j

	Puits 1	Puits 2
Utm est (m)	482321	480200
Utm nord (m)	4989085	4988000
Rayon (m)	0.4	0.4
Débit (m3/j)	6500	13500

Modèle 3, débit total: 16 500 m3/j

	Puits 1	Puits 2
Utm est (m)	482321	480200
Utm nord (m)	4989085	4988000
Rayon (m)	0.4	0.4
Débit (m3/j)	6500	10000

Modèle 4, débit total: 20 000 m3/j

	Puits 1	Puits 2	Puits 3
Utm est (m)	483932	482321	480200
Utm nord (m)	4988351	4989085	4988000
Rayon (m)	0.4	0.4	0.4
Débit (m3/j)	5000	5000	10000

Equipe 2:

Modèle 1, Unit 4 +100%

	Puits 1	Puits 2	Puits 3	Puits 4	Puits 5	Puits 6
Utm est (m)	482700	482400	484859	483932	482787	479357
Utm nord (m)	4989500	4989070	4989670	4988351	4987491	4993175
Augmentation	100 %	100%	100%	100%	-	-
Rayon (m)	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.45
Débit (m3/s)	0.064	0.0862	0.016	0.030	0.0011	0.035

Modèle 2, Unit 4 +50%

	Puits 1	Puits 2	Puits 3	Puits 4	Puits 5	Puits 6
Utm est (m)	482700	482400	484859	483932	482787	479357
Utm nord (m)	4989500	4989070	4989670	4988351	4987491	4993175
Augmentation	50 %	50%	50%	50%	-	-
Rayon (m)	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.45
Débit (m3/s)	0.048	0.064	0.012	0.023	0.0011	0.035

Modèle 3, Unit 3 +50%

	Puits 1	Puits 2	Puits 3	Puits 4	Puits 5	Puits 6
Utm est (m)	482700	482400	484859	483932	482787	479357
Utm nord (m)	4989500	4989070	4989670	4988351	4987491	4993175
Augmentation	50 %	50%	50%	50%	-	-
Rayon (m)	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.45
Débit (m3/s)	0.048	0.064	0.012	0.023	0.0011	0.035

Remarques:

L'équipe B a modélisé les puits municipaux en les regroupant selon leur proximité. Les puits 1 - 8 sont donc des regroupements de puits. Les augmentations sont calculées par rapport aux débits annuels des puits municipaux constatés en fonctionnement normal.

5. Choix de la technique de dépollution:

Equipe 1:

Polluants	Limite (ug/l)	Concentration max (ug/l)	Efficacité de traitement requis (%)	Coût PTA (\$/1000gal)	Coût PTA +AC (\$/1000gal)	Coût GAC (\$/1000gal)
12 DCE	5	6,05	17	0,21	0,48	1,167
TCLE	5	11,9	58	0,12	0,21	0,45
12 DCLP	5	11,9	58	0,174	0,34	0,7
112 TCE	5	11,9	58	0,36	0,76	0,6
CCL4	3	15,5	80	0,116	0,209	0,59
TRCLE	5	330,2	98	0,13	0,247	0,46

Valeurs d'après 'Evaluating the costs of Packed-Tower Aeration and GAC for controlling selected organics', Adams & Clark.

Equipe 2:

Volume d'eau à traiter : 2,3 .10e6 gal/jours

	GAC	Air Stripping
Coût \$/1000 gal	0,4	0,3
Total \$/an	336 000 (+ 485 kg/an de GAC)	250 000

Remarques:

- PTA: Packed-Tower Aeration ;
- AC : Air Control;
- GAC: Granular Activated Carbon.

6. Bilan des solutions proposées:

Equipe 1:

Solution 1: développement du puits 6 existant et réalisation d'un forage (n°15).

1ère année:

Réalisation développement puits 6:	\$50 000
Réalisation forage n°15:	\$310 000
+ 1 pompe:	\$30 000
+ 2 pompes de secours:	\$60 000
20 % frais d'administration:	\$90 000
Total:	\$540 000

Implantation de l'usine de traitement: parc du réservoir

	Distance (m)	Coût (\$/m)	Total (\$)
Coûts de raccord	2000	40	80 000
Forage n°15		(erreur, coût réel \$300/m)	600 000

Total frais de construction : \$ 1 140 000

Pendant 50 ans:

Changement des 2 pompes (tous les 5 ans):	\$ 600 000
Développement des 2 puits (tous les dix ans):	\$ 500 000
Total (après 50 ans):	\$ 1 640 000

Traitement:

	Débit (m3/d)	Coût (\$/m3)	Coût (\$/d)	Coût sur 50 ans (\$)
Débit 1	16 500	0,0343	566,7	10 329 500
Débit 2	20 000	0,0343	686,9	12 535 925

Total (après 50 ans) : - débit 1 : \$ 13 109 500
- débit 2 : \$ 15 315 925

Solution 2: Installation d'une tranchée drainante et d'un puits de captage

1ère année:

Réalisation du puits de captage: \$310 000
 +1 pompe: \$30 000
 +1 pompe de secours: \$30 000
 +20% frais d'administration: \$74 000

Pendant 50 ans:

Changement d'une pompe (tous les 5 ans): \$300 000
 Total après 50 ans: **\$844 000**

Traitement:

	Débit (m3/d)	Coût (\$/m3)	Coût (\$/d)	Coût sur 50 ans (\$)
Débit 1	30 000	0,0343 (Air stripping)	1030	18 329 500

Implantation de l'usine de traitement: parc du réservoir

	Distance (m)	Coût (\$/m)	Total (\$)
Coûts de raccord	3000	40	120 000
Tranchée drainante		(erreur, coût réel \$300/m)	900 000

Remarque:

Le coût d'installation de la tranchée drainante ne prend pas en compte le forage de la tranchée. Le bilan financier est donc incomplet.

Equipe 2:

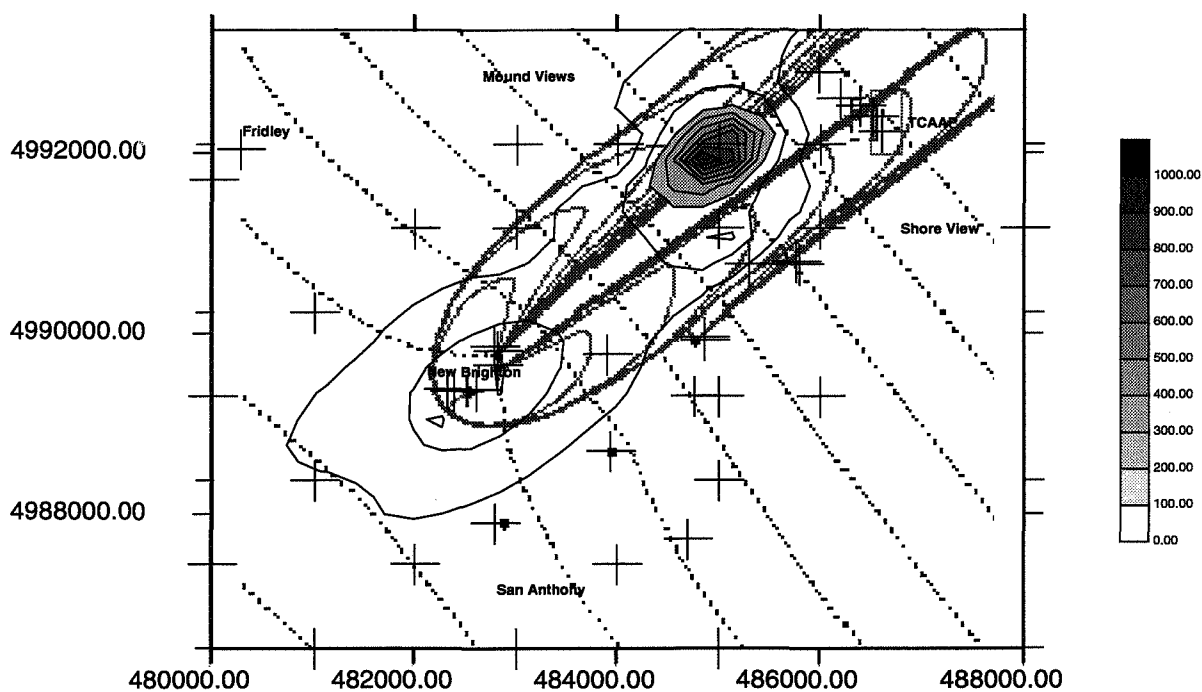
L'équipe 2 a proposé une solution utilisant la remise en service des puits communaux.

Solution 1 :

- Puits NB 4, NB 8: dépollution
- Puits NB 3, NB 7, NB 2, NB 1: fonçage pour l'alimentation en eau potable
- Augmentation du débit de 30 % par rapport au débit initial
- Pompage de la pollution:
 - .45 ans: Unité 3
 - .100 ans: Unité 4
- Débit pompé: 2.3 10⁶ gall/j soit 8 700 m3/j avec 1.7 10⁶ gall/j pour la consommation d'eau de la ville de New Brighton

Solution 2 :

- Puits NB 5, NB 9: dépollution
- Puits NB 6, NB 7, NB 2, NB 1: fonçage pour l'alimentation en eau potable
- Augmentation du débit de 30 % par rapport au débit initial
- Pompage de la pollution:
 - .45 ans: Unité 3
 - .100 ans: Unité 4
- Débit pompé: $2.3 \cdot 10^6$ gall/j soit $8\,700 \text{ m}^3/\text{j}$ avec $1.7 \cdot 10^6$ gall/j pour la consommation d'eau de la ville de New Brighton



Résultats Czaem / Surfer +50% pompage sur New Brighton - unité 4

7. Coûts et délais du projet:

Le tableau ci-dessous présente une synthèse, dans la limite des données disponibles, des dépenses effectuées par les équipes pour mener leur étude.

Frais hors étude:	Equipe 1	Equipe 2
Acquisition de données (cartes,...)	Pas disponible	\$ 100
Campagne d'échantillonnage	\$ 34.970	\$ 53.390
Recherche	\$ 11.000	\$ 11.000
Total	\$45.970	\$ 64.490

Frais d'étude:	<u>Equipe 1</u>	<u>Equipe 2</u>
Coût forfaitaire	Pas disponible	\$ 500/jour
Quantité	Pas disponible	4 experts
Durée	Pas disponible	9 mois (180 jours ouvrables)
Total	Pas disponible	\$ 360.000
Total	Pas disponible	\$ 424.490

Annexe C.2 : Université du Minnesota / 17-24 Septembre 1997

La session de simulation s'est déroulée dans les locaux de l'Université du Minnesota (Minneapolis, USA) du 17 au 24 Septembre 1997. L'objectif était de tester le simulateur en tant qu'outil de formation pour un groupe de seize élèves ingénieurs. La session a duré 6 jours, le présent document en fait la synthèse.

1. Déroulement de la session:

Lieu:	Université du Minnesota, Minneapolis USA.
Date:	17 - 24 Septembre 97
Nombre de participants:	16 participants
Equipes:	4 équipes
Durée:	6 jours
Locaux:	Une salle de travail et une salle de présentation.
Matériels:	- Un rétro projecteur pour transparents. - Une télévision et un magnétoscope.
Micro-ordinateurs:	Cinq ordinateurs (un par équipe et un poste de consultation Internet) étaient prévus pour effectuer la simulation. Les participants ont également eu fréquemment recours à des ordinateurs portables personnels.
Imprimantes:	1 imprimante reliée aux 4 ordinateurs des équipes.
Réseau:	- Le simulateur Amise était installé localement sur chaque ordinateur. - Les participants avaient accès à un poste de consultation Internet pour une recherche éventuelle d'information.

2. Acquisition de données:

2.1 Campagne d'échantillonnage:

		Equipe 1	Equipe 2	Equipe 3	Equipe 4
Campagne 1	Forage	0	0	1	7
	Prélèvements dans puits existants	4	5 (+1 aléa)	9	8
Campagne 2	Forage	0	7	8	6
	Prélèvements dans puits existants	6	2	0	0
Campagne 3	Forage	2	4	2	0
	Prélèvements dans puits existants	0	2	0	10 (+3 aléas)
Campagne 4	Forage	2	2	2	
	Prélèvements dans puits existants	0	0	0	
Campagne 5	Forage	5	0	4	
	Prélèvements dans puits existants	0	2	0	
Campagne 6	Forage	3	3	0	
	Prélèvements dans puits existants	0	0	6	
Campagne 7	Forage	7		3	
	Prélèvements dans puits existants	0		0	
Campagne 8	Forage	3		6	
	Prélèvements dans puits existants	0		0	
Campagne 9	Forage	3			
	Prélèvements dans puits existants	0			

	Equipe 1	Equipe 2	Equipe 3	Equipe 4
Campagnes	9	6	8	3
Forages	25	18	26	13
Puits existants	10	11 + 1	15	18 + 3
Echantillons	35	29	41	31

Durée (jours)	160	118	162	92
Coût forage unitaire \$/ ft		18	14	13
Profondeur de forage (ft)		200	200	200-274
Coût forage (\$)	4 000	3 600	2 800	3 016
Coût campagnes (\$)	103 850	70 470	77 310	42 618

Durée: 10 jours/ campagne + 2 jours/ échantillon

Coût campagnes: coût forage* nbre forages + 110 \$ * nbre échantillons

Remarques:

Les prélèvements dans les puits existants prennent deux jours et est soumis a une procédure aléatoire qui reflète la probabilité que le propriétaire du puits refuse de coopérer avec la compagnie.

Un second aléa sera introduit sur l'ensemble des points d'échantillonnages dès la prochaine session pour représenter l'appréhension de certains particulier devant l'analyse de la nappe phréatique sous leur propriété. En effet, il existerait une loi qui désignerait comme responsable du nettoyage toute personne découvrant des traces de contamination dans l'eau souterraine de sa propriété.

2.2 Etudes réalisées:

	Equipe 1	Equipe 2	Equipe 3	Equipe 4
Cost and efficiency of relevant water treatment techniques (1 mois)	1 000 \$	1 000 \$	1 000 \$	1 000 \$
Summary of Environmental Fate by Compound (2 mois)	5 000 \$	5 000 \$		
Conduct an Aquifer Performance Test (2 semaines)				
Total	6 000 \$	6 000 \$	1 000 \$	1 000 \$

2.3 Données extérieures:

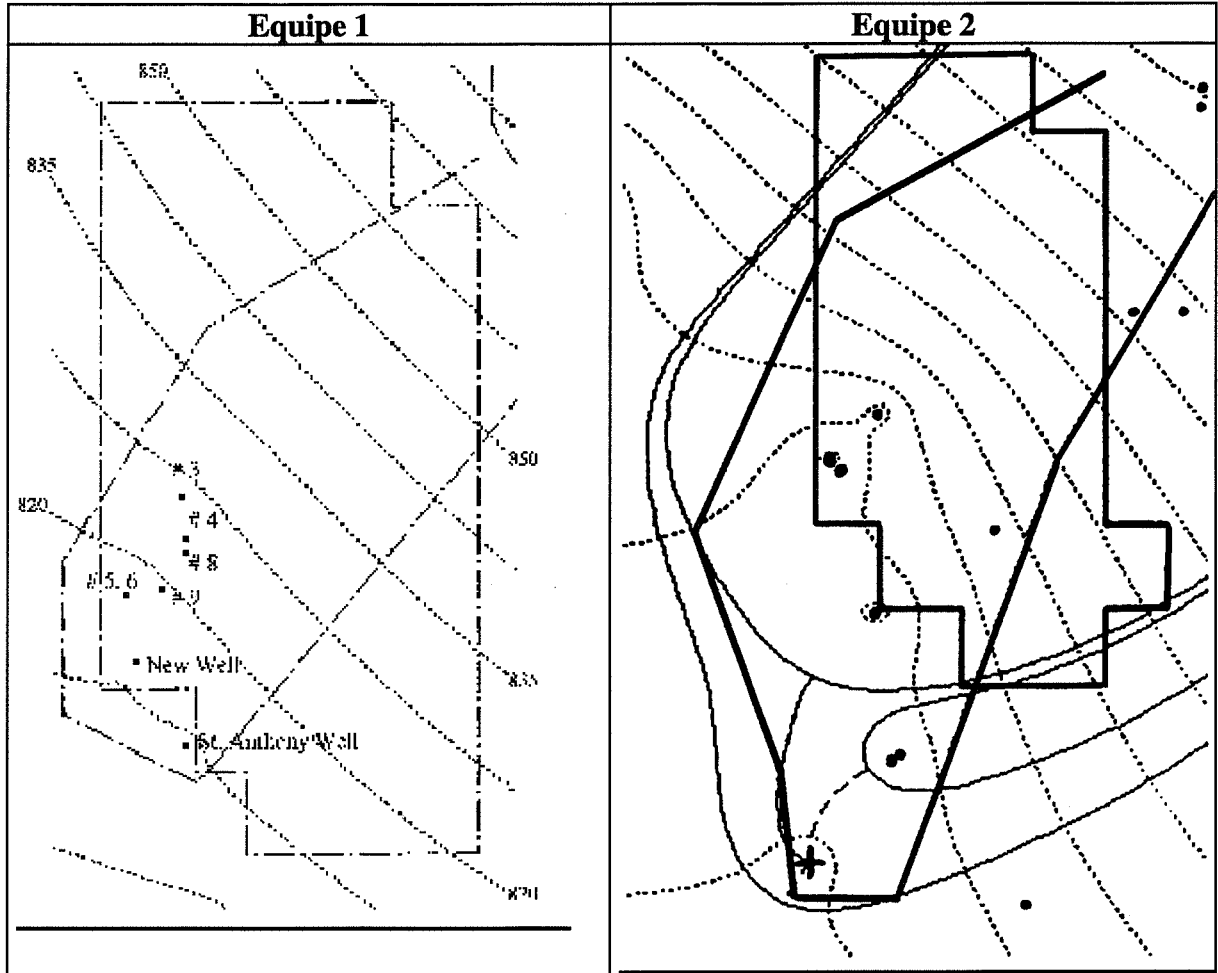
Les données extérieures proviennent des ressources personnelles de chaque participant. Chacun peut ainsi enrichir la simulation en y intégrant sa connaissance.

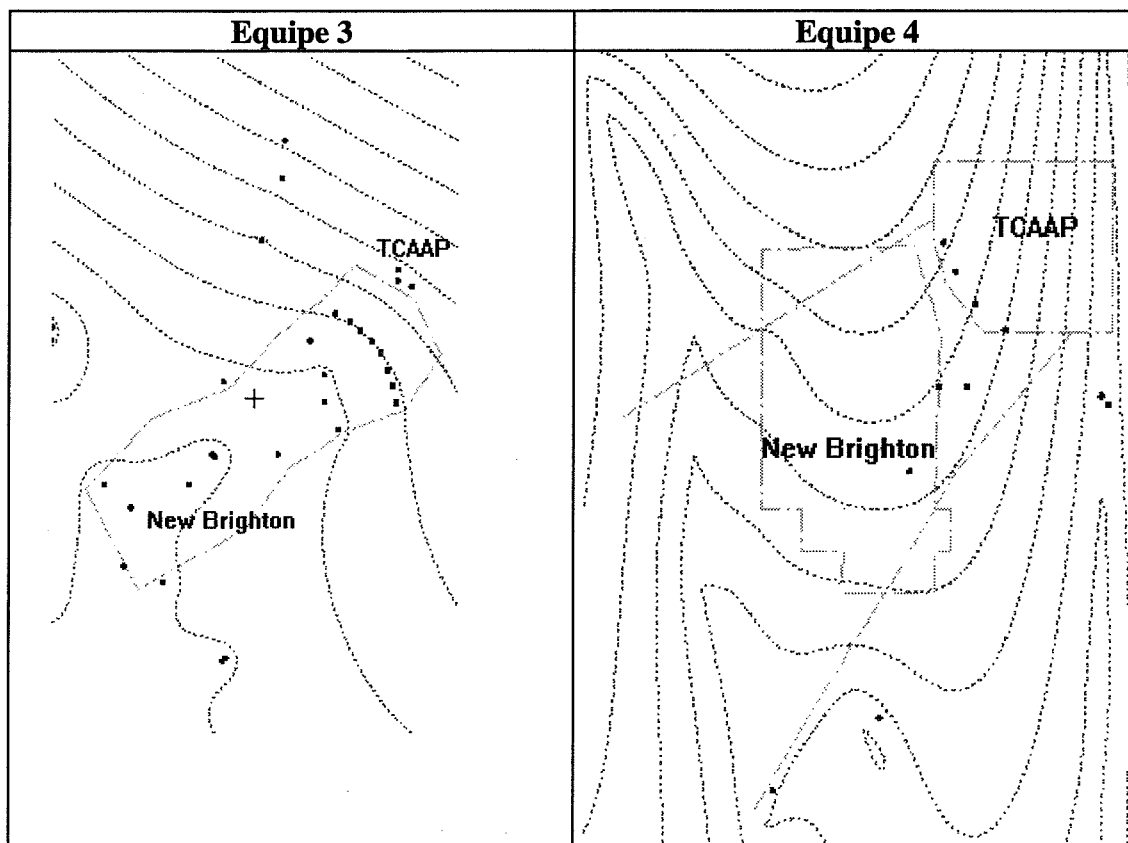
- Changement de la durée nécessaire pour contacter Justin Blum (passage à 3 semaines);
- Recherche sur comportement du TCE (comportement des DNAPLS);
- Loi sur la contamination aux points d'échantillonnages, si des traces de pollution sont découvertes, le propriétaire est responsable de la pollution;
- Prix de l'eau distribuée à Roseville (2\$ / 1000 gallons);
- Prix d'un forage: 10 000 \$ - 20 000 \$;
- Prix d'une analyse d'échantillon à l'USGS: 2 000 \$.

Remarques:

Les équipes ont recueilli et utilisé des informations provenant du réseau Internet.

3. Caractérisation de la pollution:





4. Réalisation d'un modèle de nappe:

4.1 Profil régional de la nappe:

		Equipe 1	Equipe 2	Equipe 3	Equipe 4
Paramètres de l'aquifère	Perméabilité (m/j)	38,6	20	14	14
	Porosité	0,15	0,30	0,30	0,30
	Epaisseur (m)	65	45	38,1	38,71
	Infiltration (m/j)	28.10-3	1,5.10-4	1,5.10-4	1.10-4
	Base (m)	155	150	168	175
Courant préférentiel	Débit (m3/j)	nd	Pas dans le modèle	0,793	Pas dans le modèle
	Angle	nd		214	
Point de référence	UTM est	nd	516000	484508	514731
	UTM nord	nd	4968000	4992220	4954631
	Charge (m)	nd	206	255	203
Puits		nd	30	19	13
Rivières	Nbre de ligne source	nd	12	19	14

nd: donnée non disponible

4.2 Différents modèles envisagés:

Equipe 1:

Demande en eau: - 10 580 m³/j en moyenne
- 28 350 m³/j au maximum

Modèle 1 (court terme), débit total: 9 828 m³/j

	Puits 1 (NB 8)	Puits 2 (NB 9)	Autre ressources
Utm est (m)	482814	482611	Achat eau de Roseville \$2.00/1000 gal
Utm nord (m)	4989373	4989075	
Rayon (m)	nd	nd	
Débit (m ³ /j)	4 914	4 914	

Modèle 2, débit total: 12 850 m³/j

	Puits 1 (NB 3)	Puits 2 (NB 4)	Puits 3 (NB 5)	Puits 4 (NB 6)	Puits 5 (Nouveau)
Utm est (m)	482784	482815	482386	482321	nd
Utm nord (m)	4989596	4989543	4989063	4989085	nd
Rayon (m)	nd	nd	nd	nd	nd
Débit (m ³ /j)	2544	1 700	1 700	1 700	5 100

Modèle 3, débit total: 21 168 m³/j

	Puits 1 (NB 3)	Puits 2 (NB 4)	Puits 3 (NB 5)	Puits 4 (NB 6)	Puits 5 (Nouveau)
Utm est (m)	482784	482815	482386	482321	nd
Utm nord (m)	4989596	4989543	4989063	4989085	nd
Rayon (m)	nd	nd	nd	nd	nd
Débit (m ³ /j)	3 290	3 780	2 830	2 830	8 505

Remarque: Il est prévu d'utiliser le puits 5 de la commune de St-Anthony (3 780 m³/j) pour satisfaire les pics occasionnels de la demande en eau.

Equipe 2:

Modèle 1 (moins cher), débit total: 24 000 m³/j

	Puits 1 (NB 3)	Puits 2 (NB 4)	Puits 3 (NB 5)	Puits 4 (NB 6)	Puits 5 (NB 7)
Utm est (m)	482784	482815	482386	482321	483932
Utm nord (m)	4989596	4989543	4989063	4989085	4988351
Rayon (m)	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
Débit (m ³ /j)	4 795	5 450	5 613	4 087	4 087

Modèle 2 , débit total: 28 300 m3/j

	Puits 1 (NB 3)	Puits 2 (NB 4)	Puits 3 (NB 5)	Puits 4 (NB 6)	Puits 5 (SA 5)	Puits 6 (Nouveau)
Utm est (m)	482784	482815	482386	482321	482787	483200
Utm nord (m)	4989596	4989543	4989063	4989085	4987491	4987600
Rayon (m)	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
Débit (m3/j)	4 795	5 450	5 613	4 087	4 180	4 180

Modèle 3 , débit total: 31 800 m3/j

	Puits 1 (NB 3)	Puits 2 (NB 4)	Puits 3 (NB 5)	Puits 4 (NB 6)	Puits 5 (SA 5)	Puits 6 (Nouveau)	Puits 7 (Nouveau)
Utm est (m)	482784	482815	482386	482321	482787	483200	482153
Utm nord (m)	4989596	4989543	4989063	4989085	4987491	4987600	4984890
Rayon (m)	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
Débit (m3/j)	4 795	5 450	5 613	4 087	4 180	4 180	3 500

Equipe 3:

Modèle 1, débit total: 11 500 m3/j

	Puits 1 (NB 3)	Puits 2 (NB 4)	Puits 3 (NB 5)	Puits 4 (NB 7)
Utm est (m)	482784	482815	482386	483932
Utm nord (m)	4989596	4989543	4989063	4988351
Rayon (m)	0,305	0,305	0,305	0,305
Débit (m3/j)	2 500	3 000	2 136	3 900

Modèle 2 , débit total: 16 700 m3/j

	Puits 1 (NB 3)	Puits 2 (NB 4)	Puits 3 (NB 5)	Puits 4 (Nouveau)	Puits 5 (Nouveau)	Puits 6 (Nouveau)	Puits 7 (Nouveau)
Utm est (m)	482784	482815	482386	481952	484699	481398	484940
Utm nord (m)	4989596	4989543	4989063	4987332	4990513	4988658	4990031
Rayon (m)	0,305	0,305	0,305	0,305	0,305	0,305	0,305
Débit (m3/j)	2 000	2 000	1 700	750	2000	750	2500

	Puits 8 (Nouveau)	Puits 9 (Nouveau)
Utm est (m)	484699	484458
Utm nord (m)	4990995	4991598
Rayon (m)	0,305	0,305
Débit (m3/j)	2 500	2 500

Modèle 3 , débit total: 27 450 m3/j

	Puits 1 (NB 3)	Puits 2 (NB 4)	Puits 3 (NB 5)	Puits 4 (Nouveau)	Puits 5 (Nouveau)	Puits 6 (Nouveau)	Puits 7 (Nouveau)
Utm est (m)	482784	482815	482386	481952	484699	481398	484940

Utm nord (m)	4989596	4989543	4989063	4987332	4990513	4988658	4990031
Rayon (m)	0,305	0,305	0,305	0,305	0,305	0,305	0,305
Débit (m3/j)	2 000	2 000	1 700	750	2000	750	2500

	Puits 8 (Nouveau)	Puits 9 (Nouveau)	Puits 10 (Nouv)	Puits 11 (Nouveau)	Puits 12 (Nouveau)	Puits 13 (Nouveau)	Puits 14 (Nouv)
Utm est (m)	484699	484458	485882	485676	485323	485528	485147
Utm nord (m)	4990995	4991598	4990806	4991382	4991776	4991594	4991927
Rayon (m)	0,305	0,305	0,305	0,305	0,305	0,305	0,305
Débit (m3/j)	2 500	2 500	750	750	750	750	750

	Puits 15 (Nouveau)	Puits 16 (Nouv)	Puits 17 (Nouv)	Puits 18 (Nouveau)	Puits 19 (Nouveau)	Puits 20 (Nouveau)	Puits 21 (Nouveau)
Utm est (m)	485940	484895	485793	481278	482964	480940	483904
Utm nord (m)	4990502	4992076	4991079	4987622	4990875	4989067	4989598
Rayon (m)	0,305	0,305	0,305	0,305	0,305	0,305	0,305
Débit (m3/j)	750	750	750	1250	1000	1000	1500

Equipe 4:

Modèle 1, débit total: 9 580 m3/j

	Puits 1	Puits 2 (NB 4)	Puits 3 (NB 5)	Puits 4 (NB 6)	Puits 5 (NB 7)
Utm est (m)	483554	482815	482386	482321	483932
Utm nord (m)	4987125	4989543	4989063	4989085	4988351
Rayon (m)	nd	nd	nd	nd	nd
Débit (m3/j)	2 000	1 000	1 000	4 080	1 500

Modèle 2, débit total: 11 240 m3/j'

	Puits 1 (NB 4)	Puits 2 (NB 6)	Puits 5 (NB 7)
Utm est (m)	482815	482321	483932
Utm nord (m)	4989543	4989085	4988351
Rayon (m)	nd	nd	nd
Débit (m3/j)	4 080	4 080	3 080

5. Choix de la technique de dépollution:

Equipe 1:

L'équipe 1 a choisi la technique de traitement PTA en raison de sa rentabilité et de la forte volatilité des polluants. Pour une efficacité de 99%, le PTA réduit la concentration des polluants en dessous de la limite autorisée. Les émissions d'air du PTA sont ensuite traitées par charbon actif.

Polluants	Limite (ug/l)	Concentration observée (ug/l)	Concentration après traitement à 99% (ug/l)	Concentration maximum
111 TCA	600	70	0.70	60 000
112 TCA	3	13	0.13	300
11 DCA	70	17	0.17	7 000
11 DCLE	6	31	0.32	600
12 DCA	4	7	0.07	400
12 DCLE	100	6	0.07	10 000
12 DCPR	5	13	0.13	500
TETRA	7	13	0.13	700
112 TCLE	5	453	4.53	500

Equipe 2:

Volume d'eau à traiter : 2,3 .10e6 gal/jours

	GAC	Air Stripping
Coût \$/1000 gal	0,4	0,3
Total \$/an	336 000 (+ 485 kg/an de GAC)	250 000

Equipe 4 :

En considérant le polluant présent le plus contraignant les prix de traitement sont les suivants :

Volume d'eau à traiter : 3,0 mg/jours

	GAC	PTA
Coût \$/1000 gal	0.95 (DCE)	1.20 (1,1,2 TCA)
Total \$/an	1 040 250	1 314 000

En choisissant le système PTA, l'économie annuelle est de \$273 750.

Remarques:

- PTA: Packed-Tower Aeration ;
- AC : Air Control;
- GAC: Granular Activated Carbon.

6. Bilan des solutions proposées:

Equipe1:

Solution 1: Pas de traitement.

Solution 2: modèle 2, utilisation des puits 3,4,5 et 6, forage d'un nouveau puits.

Coût de construction:

Réalisation d'un forage: \$180 800

Construction de l'usine de traitement: \$702 000

Coûts de raccord: \$ 2 160 000

Total: \$ 3 042 800

Traitement: PTA (+GAC)

	Débit (m3/d)	Coût (\$/m3)	Coût (\$/d)	Coût sur 1 ans (\$)
Sans traitement des émissions	12 850	0,508	6 537	2 386 071
Avec traitement des émissions	12 850	0,892	11 464	4 184 429

Coûts de raccord:

	Distance (m)	Coût (\$/m)	Total (\$)
Raccord puits et usine de traitement	4 924	325	1 600 000 2 160 000 (avec frais)

Solution 3: modèle 3, utilisation des puits 3,4,5 et 6, forage d'un nouveau puits.

Augmentation du débit de pompage.

Coûts de construction:

Réalisation d'un forage: \$180 800

Construction de l'usine de traitement: \$702 000

Coûts de raccord: \$ 2 160 000

Total: \$ 3 042 800

Traitement: PTA (+GAC)

	Débit (m3/d)	Coût (\$/m3)	Coût (\$/d)	Coût sur 1 ans (\$)
Sans traitement des émissions	21 168	0,476	10 000	3 684 923
Avec traitement des émissions	21 168	0,850	18 000	6 567 208

Coûts de raccord:

	Distance (m)	Coût (\$/m)	Total (\$)
Raccord puits et usine de traitement	4 924	325	1 600 000

			2 160 000 (avec frais)
--	--	--	-------------------------------

Solution 4: modèle 3, utilisation des puits 3,4,5 et 6, forage d'un nouveau puits et utilisation d'un puits de St Anthony.

Coûts de construction:

Réalisation d'un forage: \$154 000
 Construction de l'usine de traitement: \$420 000
 Coût de raccord: \$ 2 680 000
Total: \$ 3 254 420

Traitement: PTA (+GAC)

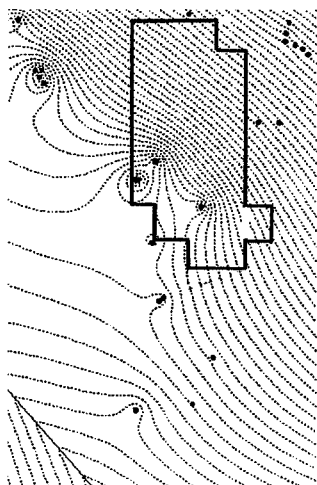
	Débit (m3/d)	Coût (\$/m3)	Coût (\$/d)	Coût sur 1 an (\$)
Sans traitement des émissions	25 000	0,461	11 538	4 211 655
Avec traitement des émissions	25 000	0,830	20 650	7 536 846

Coûts de raccord:

	Distance (m)	Coût (\$/m)	Total (\$)
Raccord puits et usine de traitement	8 250	325	2 680 000

Equipe 2:

Solution 1: moins cher, production d'eau minimale, modèle 1, utilisation des puits 3,4,5,6 et 7.



Coûts de construction:

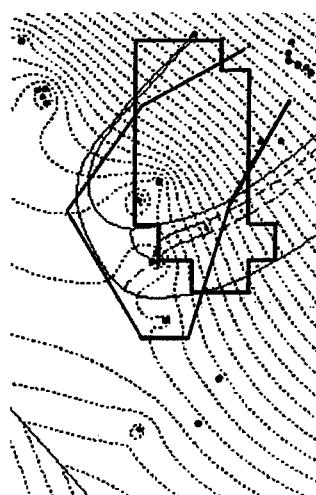
Raccord à Fridley (325 \$/m): \$ 367 000
 Achat de 2 pompes: \$ 60 000
 Administration, 20% de frais d'étude:\$ 85 400
Total: \$ 512 400

Traitement (\$/an):

PTA + GAC, 5ug/l: \$ 500 000
 PTA + GAC, 1ug/l: \$ 570 000
 PTA, 5 ug/l: \$ 257 000
 PTA, 1 ug/l: \$ 328 000

Analyse chimique trimestrielle: \$ 5 280/ an

Solution 2: contient partiellement la pollution, modèle 2, utilisation des puits 3,4,5 et 6, forage d'un nouveau puits, utilisation du puits 5 de St Anthony. Après 25-30 ans, fermeture du puits 5 de St anthony et mise en fonction du puits 7 de New Brighton.



Coûts de construction:

Forage d'un puits: \$ 250 000
 Abri du puits: \$ 250 000
 Raccord à Fridley (325 \$/m): \$ 367 000
 Raccord des puits (325 \$/m): \$ 700 000
 Achat de 2 pompes: \$ 60 000
 Administration, 20% des frais d'étude: \$ 325 400
Total: \$ 1 952 400

Traitement (\$/an):

PTA + GAC, 5ug/l: \$ 524 797
 PTA + GAC, 1ug/l: \$ 600 000
 PTA, 5 ug/l: \$ 271 000
 PTA, 1 ug/l: \$ 346 000

Analyse chimique trimestrielle: \$ 5 280/ an

Solution 3: contient toute la pollution, modèle 3, utilisation des puits 3,4,5 et 6, forage de deux nouveaux puits, utilisation du puits 5 de St Anthony. Après 70-100 ans, fermeture du puits 5 et d'un des nouveaux puits.



Coûts de construction:

Forage de deux puits: \$ 500 000
 Abri de deux puits: \$ 500 000
 Raccord à Fridley (325 \$/m): \$ 367 000
 Raccord des puits (325 \$/m): \$ 1 110 000
 Achat de 2 pompes: \$ 90 000
 Administration, 20% des frais d'étude: \$ 513 400
Total: \$ 3 080 400

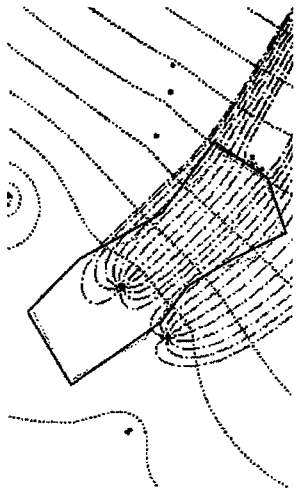
Traitement (\$/an):

PTA + GAC, 5ug/l: \$ 584 000
 PTA + GAC, 1ug/l: \$ 668 000
 PTA, 5 ug/l: \$ 300 000
 PTA, 1 ug/l: \$ 385 000

Analyse chimique trimestrielle: \$ 5 280/ an

Equipe 3:

Solution 1 : 11 500 m3/j, modèle 1, utilisation des puits 3,4,5 et 7, pas de nouveau puits, un nouveau centre de traitement, temps de dépollution : 83 ans.



Coûts de construction:

Abandon de puits: \$ 42 000
 Raccord des puits (325 \$/m): \$ 455 400
 Modification de 4 pompes: \$ 60 000

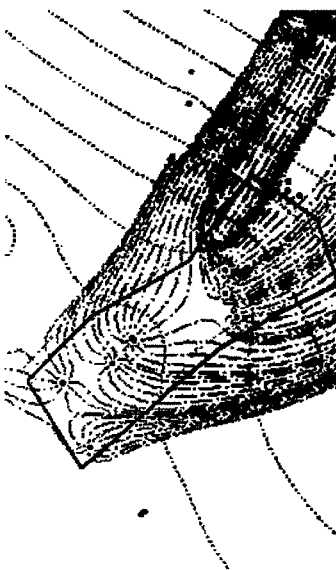
. Avec traitement PTA :

Usine PTA : \$ 360 800
 Coût de traitement : \$ 197 000/ an
 Total construction : \$ 918 000
 Fonctionnement pendant 83 ans : \$ 16 351 000
Total : \$ 17 269 200

. Avec traitement GAC:

Usine GAC : \$ 360 800
 Investissement : \$ 2 550 000
 Coût de traitement : \$ 177 993/ an
 Total construction : \$ 3 468 200
 Fonctionnement pendant 83 ans : \$ 14 773 419
Total : \$ 18 241 619

Solution 2 : 16 700 m³/j, modèle 2, utilisation des puits 3,4,et 5, forage de 6 nouveaux puits, 2 nouveaux centres de traitement, temps de dépollution : 53 ans.



Coûts de construction:

Forage + Abri de 6 puits: \$ 2 424 000
 Administration, 20 % frais d'étude : \$ 484 800
 Abandon de puits: \$ 84 000
 Raccord des puits (325 \$/m): \$ 2 126 720
 Modification de 3 pompes: \$ 45 000

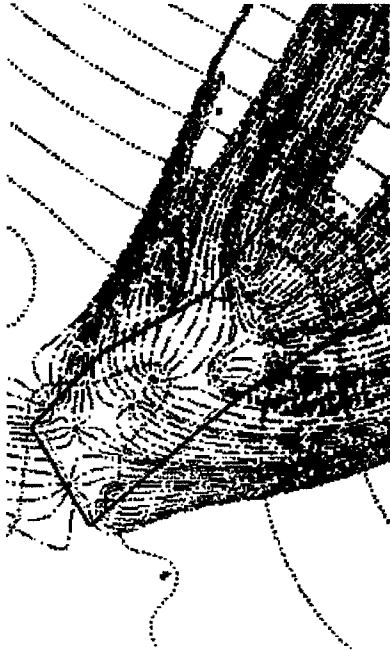
. Avec traitement PTA :

2 Usines PTA : \$ 721 600
 Coût de traitement : \$ 289 080/ an
 Total construction : \$ 5 886 120
 Fonctionnement pendant 53 ans : \$ 21 846 240
Total : \$ 27 735 360

. Avec traitement GAC:

Usine GAC : \$ 721 600
 Investissement : \$ 2 550 000
 Coût de traitement : \$ 256 960/ an
 Total construction : \$ 10 986 120
 Fonctionnement pendant 25 ans : \$ 20 146 880
Total : \$ 31 133 000

Solution 3 : 27 450 m³/j, modèle 3, utilisation des puits 3,4,et 5, forage de 18 nouveaux puits, 3 nouveaux centres de traitement, temps de dépollution : 25 ans.



Coûts de construction:

Forage + Abri de 18 puits: \$ 7 272 000
Administration, 20 % frais d'étude : \$ 1 454 400
Abandon de puits: \$ 84 000 (?)
Raccord des puits (325 \$/m): \$ 3 905 400
Modification d'une pompe: \$ 45 000 (?)

. Avec traitement PTA :

2 Usines PTA : \$ 1 082 400
Coût de traitement : \$ 289 080/ an
Total construction : \$ 14 599 200
Fonctionnement pendant 25 ans : \$ 15 971 000
Total : \$ 30 570 200

. Avec traitement GAC:

Usine GAC : \$ 1 082 400
Investissement : \$ 2 550 000
Coût de traitement : \$ 256 960/ an
Total construction : \$ 22 249 200
Fonctionnement pendant 25 ans : \$ 15 168 000
Total : \$ 37 417 200

Equipe 4 :

.Volume d'eau à traiter : 3,0 mg/jours

. Construction d'un usine de traitement GAC de 4 mg/jour pour un débit de 3 mg/jour :

En 1983, le coût d'une usine GAC de 3mg /j est de : \$2,2 millions

Une augmentation de la taille de l'usine implique une diminution du prix du gallon traité, dès lors une estimation conservatrice permet de faire une interpolation linéaire du coût de l'usine à 4 mg/j :

$$(\$2,2 \text{ millions}) \left(\frac{4 \text{ mg / j}}{3 \text{ mg / j}} \right) = \$2,93 \text{ millions}$$

L'index ENR fixe le taux de conversion de dollar de 1983 en dollar de 1987 à :
 $4442.63/4108.74 = 1.08$, le coût de l'usine en 1987 est donc de **\$3,2 millions**.

Avec un taux d'intérêt à 10 %, le coût annuel sur 20 ans est : \$373 000 (?)

. Traitement du carbone actif usagé :

Pour 700 000 pounds/an, les coûts sont :

- traitement infrarouge : \$0.57/pound
- traitement hors du site : \$0.67/pound

Le traitement infrarouge est choisi car plus économique :

- coût usine de traitement infrarouge : \$158 485
- coût annuel a 10% sur 20 ans : \$18 616

. Coût de maintenance et de fonctionnement (traitement infrarouge inclus):

- coût forfaitaire : \$ 0, 141 / 1000 gallons
- coût pour 3 mg/j : \$154 400/an

Coût annuel de fabrication :	\$373 000
Coût annuel de maintenance et de fonctionnement :	\$154 000
Coût annuel total :	\$527 400

. Volume d'eau à traiter : 2,0 mg/jours

Construction d'un usine de traitement GAC de 2,7 mg/jour pour un débit de 2 mg/jour :

En 1983, le coût d'une usine GAC de 3mg /j est de : \$2,2 millions

$$(\$2,2 \text{ millions}) \left(\frac{2,7 \text{ mg / j}}{3 \text{ mg / j}} \right) = \$1,98 \text{ millions}$$

L'index ENR fixe le taux de conversion de dollar de 1983 en dollar de 1987 à : $4442.63/4108.74 = 1.08$, le coût de l'usine en 1987 est donc de **\$2,14 millions**.

Avec un taux d'intérêt à 10 %, le coût annuel sur 20 ans est : \$252 000 (?)

. Coût de maintenance et de fonctionnement (traitement infrarouge inclus):

- coût forfaitaire : \$ 0, 141 / 1000 gallons
- coût pour 2 mg/j : \$102 400/an

Coût annuel de fabrication :	\$252 000
Coût annuel de maintenance et de fonctionnement :	\$102 400
Coût annuel d'installation des canalisations	\$328 000
Coût annuel total :	\$354 000

7. Coûts et délais du projet:

Le tableau ci-dessous présente une synthèse, dans la limite des données disponibles, des dépenses effectuées par les équipes pour mener leur étude.

Frais hors étude:	<u>Equipe 1</u>	<u>Equipe 2</u>	<u>Equipe 3</u>	<u>Equipe 4</u>
Acquisition de données (cartes,...)	\$ 48	\$42	\$16	\$ 42
Campagne d'échantillonnage	\$ 103 850	\$70 470	\$ 77 310	\$ 42 618
Recherche	\$ 6 000	\$ 6 000	\$ 1000	\$ 1000
Total	\$ 109 898	\$ 76 470	\$ 78 326	\$ 43 660

Frais d'étude:	<u>Equipe 1</u>	<u>Equipe 2</u>	<u>Equipe 3</u>	<u>Equipe 4</u>
Coût forfaitaire	\$40 / heure	\$50 / heure	nd	\$ 55 / heure
Quantité	4 experts	4 Consultants	nd	4 experts
Durée	245 jours ouvrables	47 Semaines	11.2 mois	24 semaines partielles
Total	\$ 313 600	\$ 376 000	nd	\$ 97 100

Total	\$ 423 500	\$ 452 512	nd	\$ 140 760
--------------	-------------------	-------------------	-----------	-------------------

Annexe C.3 : Ecole des Mines de St-Etienne / 5-9 Janvier 1998

La session de simulation s'est déroulée dans les locaux de l'Ecole des Mines de St-Etienne du 5 au 9 Janvier 1998. L'objectif était d'utiliser le simulateur en tant qu'outil de formation pour un groupe de cinq élèves ingénieurs (option eco industrie). La session a durée 4 jours, le présent document en fait la synthèse.

1. Déroulement de la session:

Lieu:	Ecole des Mines, St-Etienne.
Date:	5-9 Janvier 1998
Nombre de participants:	5 participants
Equipes:	2 équipes
Durée:	4 jours
Locaux:	Une salle de travail et une salle de présentation.
Matériels:	- Un rétro projecteur pour transparents. - Une télévision et un magnétoscope.
Micro-ordinateurs:	Cinq ordinateurs (un par équipe et un poste de consultation Internet) étaient prévus pour effectuer la simulation. Les participants ont également eu fréquemment recours à des ordinateurs portables personnels.
Imprimantes:	1 imprimante reliée aux 2 ordinateurs des équipes.
Réseau:	- Le simulateur Amise était accessible par le réseau Internet. - Les participants avaient accès à toutes les ressources Internet.

2. Acquisition de données:

2.1 Campagne d'échantillonnage:

		Equipe 1	Equipe 2
Campagne 1	Forage	3	3
	Prélèvements dans puits existants	4	9
Campagne 2	Forage	6	3
	Prélèvements dans puits existants	4	0
Campagne 3	Forage	4	
	Prélèvements dans puits existants	0	

Remarque : les équipes se sont échangées les résultats de leurs campagne d'échantillonnage après les campagnes 1 et 2 pour l'équipe 1, et après la campagne 1 pour l'équipe 2.

	Achat de données
Equipe 1	données non disponibles
Equipe 2	12 puits

	Equipe 1	Equipe 2
Campagnes	3	2
Forages	14	6
Puits existants	8	9
Achat (\$10 000)	?	12
Echantillons	21	27
Durée (jours)	72	60
Coût forage unitaire \$/ ft		18
Profondeur de forage (ft)	300	300
Coût forage (\$)		5400
Coût campagnes (\$)	66 970	44 050

Durée: 10 jours/ campagne + 2 jours/ échantillon

Coût campagnes: coût forage* nbre forages + 110 \$ * nbre échantillons

2.2 Etudes réalisées:

	Equipe 1	Equipe 2
Cost and efficiency of relevant water treatment techniques (1 mois)	1 000 \$	1 000 \$
Summary of Environmental		

Fate by Compound (2 mois)		
Conduct an Aquifer Performance Test (2 semaines)		
Total	1 000 \$	1 000 \$

2.3 Données extérieures

Les équipes ont recueilli et utilisé des informations provenant du réseau Internet. L'équipe 2 a notamment passé la première demi journée à chercher des informations sur les différents site référencés dans Amise. Cette recherche s'est globalement trouvé être une perte de temps. A noter que la même équipe est tombée sur un site de l'armée américaine fournissant des informations sur la solution employée pour traiter le cas réel. L'équipe 2 a donc pu avoir un aperçu de l'allure de l'étendue de la pollution avant de faire la campagne d'échantillonnage. Le bon fonctionnement de la simulation repose alors sur l'honnêteté des participants.

3. Caractérisation de la pollution:

Données non disponibles.

4. Réalisation d'un modèle de nappe:

4.1. Profil régional de la nappe:

		Equipe 1	Equipe 2
Paramètres de l'aquifère	Perméabilité (m/j)	14	14
	Porosité	0.3	0.3
	Epaisseur (m)	60	41
	Infiltration (m/j)	-	-
	Base (m)	157.5	170
Courant préférentiel	Débit (m3/j)	Pas dans le modèle	Pas dans le modèle
	Angle		
Point de référence	UTM est	519620	482815
	UTM nord	4993000	4989543
	Charge (m)	244.5	269
Puits		3	0
Rivières	Nbre de ligne source	11	15

nd: donnée non disponible

4.2 Différents modèles envisagés:

Equipe 1 :

Modèle 1 (10 puits / 30 ans), débit total: 60 500 m3/j

	Puits 1 (NB 7)	Puits 2 (NB 9)	Puits 3 (NB 6)	Puits 4 (Nouv)	Puits 5 (Nouv)	Puits 6 (Nouv)	Puits 7 (Nouv)
Utm est (m)	483932	482611	482321	481600	480500	481200	482630
Utm nord (m)	4988351	4989075	4989085	4986200	4987500	4989500	4987900
Débit (m3/j)	4 000	3000	2 000	7500	7500	7500	7500

	Puits 8 (Nouv)	Puits 9 (Nouv)	Puits 10 (Nouv)
Utm est (m)	482300	484100	484100
Utm nord (m)	4990816	4990000	4991200
Débit (m3/j)	7500	7500	7500

Modèle 2 (1 Puits / 100 ans), débit total: 46 500 m3/j

	Puits 1 (NB 7)	Puits 2 (NB 9)	Puits 3 (NB 6)	Puits 4 (Nouv)
Utm est (m)	483932	482611	482321	482000
Utm nord (m)	4988351	4989075	4989085	4985000
Débit (m3/j)	4 000	3000	2 000	37 500

Equipe 2:

Modèle 1, débit total: 15 000 m3/j

	Puits 1	Puits 2	Puits 3	Puits 4	Puits 5
Utm est (m)	484060	485000	483000	482815	482386
Utm nord (m)	4991000	4990250	4988250	4989543	4989063
Rayon (m)	1	1	1	1	1
Débit (m3/j)	3000	3000	3000	3000	3000

5. Choix de la technique de dépollution:

Equipe 1:

Données non disponibles.

Equipe 2:

Coût de fonctionnement pour 4,75 MGD :

	\$/jour	\$/an	Total sur 30 ans
Au charbon actif 0,4\$/1000g	1904	694 960	20 848 800
Air Stripping 0,2\$/1000g	952	347 480	10 424 400

Au vue de ces coûts, l'équipe 2 choisit le traitement par Air Stripping.

6. Bilan des solutions proposées:

Equipe1:

Solution 1 : solution à 10 puits, 30 ans, débit de pompage 62 000 m3/j

Coût du réseau : \$6 718 750

Air stripping avec traitement des gaz : \$990 024/an

Coût du traitement sur 30 ans : \$29 700 743

Coût total : \$36 604 003

Solution 2 : solution à 4 puits, rajout d'un grand puits unique captant toute la pollution, 100 ans, débit de pompage 46 500 m3/j.

Coût du réseau : \$ 1 343 750

Air stripping avec traitement des gaz : \$787 714/an

Coût du traitement sur 100 ans : \$78 171 400

Coût total : \$79 699 660

Equipe 2:

Procédé de dépollution ex situ sur site, à savoir un pompage de la pollution par 6 puits dont 4 nouveaux forages, sur une durée de 30 ans, l'effluent étant acheminé par 18 900 pieds de canalisations jusqu'à une usine de traitement. Celle-ci est située près du réservoir existant.

	Coût (\$)
Construction de 4 puits	616 000
Canalisations	1 890 000
Construction usine de traitement	420 000
TOTAL	2 926 000

Durée : 30 ans

7. Coûts et délais du projet:

Le tableau ci-dessous présente une synthèse, dans la limite des données disponibles, des dépenses effectuées par les équipes pour mener leur étude.

Frais hors étude:	<u>Equipe 1</u>	<u>Equipe 2</u>
Acquisition de données (cartes,...)	\$ 40	
Campagne d'échantillonnage	\$ 66 970	\$44 050
Recherche	\$ 1 000	
Total	\$ 68 010	

Frais d'étude:	<u>Equipe 1</u>	<u>Equipe 2</u>
Coût forfaitaire	\$ 333 / jour	\$450/jour
Quantité	3 experts	
Durée	118,5 jours ouvrables	127
Total	\$ 118 500	\$57 150

Total	\$ 186 510	
--------------	-------------------	--

ANNEXE D : Analyse multicritère

Annexe D.1 : Pondération des critères dans l'évaluation de PRECGRAD

Critère à évaluer	Niveaux	Poids relatif (ù)
PRECGRAD	INTENSMG	0,50
	ANGLEMG	0,50

Critère à évaluer	Equipe	Evaluation chiffrée	Poids (<i>modèle linéaire</i>)	Poids relatif
INTENSMG	1.1	0,00052	0,00052	0,036
	1.2	0,00257	0,00257	0,177
	2.2	0,00237	0,00237	0,163
	2.3	0,00272	0,00272	0,187
	2.4	0,00276	0,00276	0,190
	3.1	0,00184	0,00184	0,127
	3.2	0,00172	0,00172	0,118

Critère à évaluer	Equipe	Evaluation chiffrée	Poids (<i>modèle linéaire</i>)	Poids relatif
ANGLEMG	1.1	32	32	0,178
	1.2	39	39	0,217
	2.2	38	38	0,211
	2.3	31	31	0,172
	2.4	3	3	0,017
	3.1	17,5	17,5	0,094
	3.2	20	20	0,111

Annexe D.2 : Différence d'angle par zones

Angle Moyen (en degré)	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4
Modèle 1.1	216,5	223,3	222,1	227,3
Modèle 1.2	236,5	231,4	217,1	218,6
Modèle 2.2	227,6	241,2	222,4	259,2
Modèle 2.3	225,8	246,2	211,8	219,3
Modèle 2.4	281,5	223,8	197,6	245,8
Modèle 3.1	244,9	253,3	243,6	255
Modèle 3.2	242,3	256,2	251,4	259,2
Cas réel	240	231	216,8	248,1

Différence entre l'angle moyen des modèles et l'angle moyen du cas réel sur les quatre zones :

Différence (en degré)	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4
Modèle 1.1	-23,5	-7,7	5,3	-20,8
Modèle 1.2	-3,5	0,4	0,3	-29,5
Modèle 2.2	-12,4	10,2	5,6	11,1
Modèle 2.3	-14,2	15,2	-5	-28,8
Modèle 2.4	41,5	-7,2	-19,2	-2,3
Modèle 3.1	4,9	22,3	26,8	6,9
Modèle 3.2	2,3	25,2	34,6	11,1

Annexe D.3 : Différence d'intensité par zone

Intensité Moyenne	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4
Modèle 1.1	0,005228	0,005155	0,004501	0,003957
Modèle 1.2	0,002573	0,002475	0,002687	0,001586
Modèle 2.2	0,002998	0,002552	0,002971	0,002304
Modèle 2.3	0,002874	0,002324	0,002245	0,001997
Modèle 2.4	0,002741	0,003851	0,001365	0,002204
Modèle 3.1	0,003951	0,0038	0,003616	0,002312
Modèle 3.2	0,00433	0,004021	0,003271	0,002857
Cas réel	0,002123	0,001679	0,001053	0,002611

Différence entre l'intensité moyenne des modèles et l'intensité moyenne du cas réel sur les quatre zones :

Différence	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4
Modèle 1.1	0,003105	0,003476	0,003448	0,001346
Modèle 1.2	0,00045	0,000796	0,001634	-0,001025
Modèle 2.2	0,000875	0,000873	0,001918	-0,000307
Modèle 2.3	0,000751	0,000645	0,001192	-0,000614
Modèle 2.4	0,000618	0,002172	0,000312	-0,000407
Modèle 3.1	0,001828	0,002121	0,002563	-0,000299
Modèle 3.2	0,002207	0,002342	0,002218	0,000246

Annexe D.4 : Pondération des critères de PRECZONE

La précision par zone PRECZONE est évaluée à partir des zones 1, 2, 3 et 4 pondérées chacune avec un poids relatif, fonction de leur surface respective :

Critère à évaluer	Niveaux	Poids (Surface en km ²)	Poids relatif (ù)
PRECZONE	Zone 1	6,0	0,2237
	Zone 2	8,0	0,2906
	Zone 3	6,5	0,2325
	Zone 4	7,0	0,2532

Pour chaque zone, l'angle et l'intensité du gradient sont pondérés avec un poids égal :

Critère à évaluer	Niveaux	Poids relatif (ù)
ZONE 1	INTZ1	0,50
	ANGZ1	0,50
ZONE 2	INTZ2	0,50
	ANGZ2	0,50
ZONE 3	INTZ3	0,50
	ANGZ3	0,50
ZONE 4	INTZ4	0,50
	ANGZ4	0,50

Pour évaluer les différences d'angle et d'intensité pour chaque zone, on veut un indicateur qui soit élevé lorsque la précision est élevée, c'est-à-dire lorsque les différences entre les valeurs du gradient moyen des modèles et le gradient moyen réel sont faibles. Il faut donc transformer les valeurs absolues obtenues pour les différences d'angle et d'intensité afin d'avoir une représentation de l'évolution de la précision. De même que dans les deux autres approches, on choisit de prendre l'opposé de la différence (c'est-à-dire la valeur négative) et de rajouter un facteur permettant de rendre les valeurs positives. On obtient alors les valeurs de pondération à entrer dans le programme d'analyse multicritère:

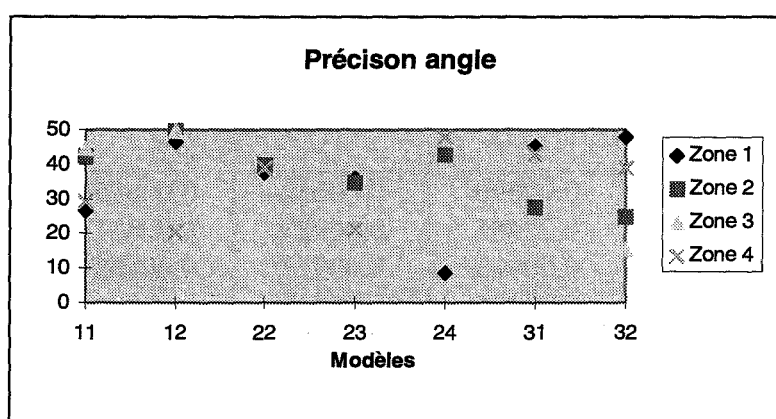
Valeurs de différence d'angle :

Différence (diff) (en degré)	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4
Modèle 1.1	23,5	7,7	5,3	20,8
Modèle 1.2	3,5	0,4	0,3	29,5
Modèle 2.2	12,4	10,2	5,6	11,1
Modèle 2.3	14,2	15,2	5	28,8
Modèle 2.4	41,5	7,2	19,2	2,3
Modèle 3.1	4,9	22,3	26,8	6,9
Modèle 3.2	2,3	25,2	34,6	11,1

Pour obtenir une représentation de la précision, on transforme les valeurs de différence d'angle en faisant : **précision angle = (50-diff)** .

Précision angle= (50-diff)	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4
Modèle 1.1	26,5	42,3	44,7	29,2
Modèle 1.2	46,5	49,6	49,7	20,5
Modèle 2.2	37,6	39,8	44,4	38,9
Modèle 2.3	35,8	34,8	45	21,2
Modèle 2.4	8,5	42,8	30,8	47,7
Modèle 3.1	45,1	27,7	23,2	43,1
Modèle 3.2	47,7	24,8	15,4	38,9

Tableau de précision angle



Graphe de précision angle

Les valeurs obtenues de 'précision angle' servent alors à calculer les poids relatifs du programme d'analyse multicritère :

Poids relatif (ù) Angle	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4
Modèle 1.1	0,179	0,162	0,176	0,122
Modèle 1.2	0,188	0,189	0,196	0,085
Modèle 2.2	0,152	0,152	0,175	0,162
Modèle 2.3	0,144	0,132	0,178	0,088
Modèle 2.4	0,034	0,163	0,122	0,199
Modèle 3.1	0,182	0,106	0,092	0,180
Modèle 3.2	0,193	0,095	0,061	0,162

Tableau des poids relatifs (ù)

Valeurs de différence d'intensité :

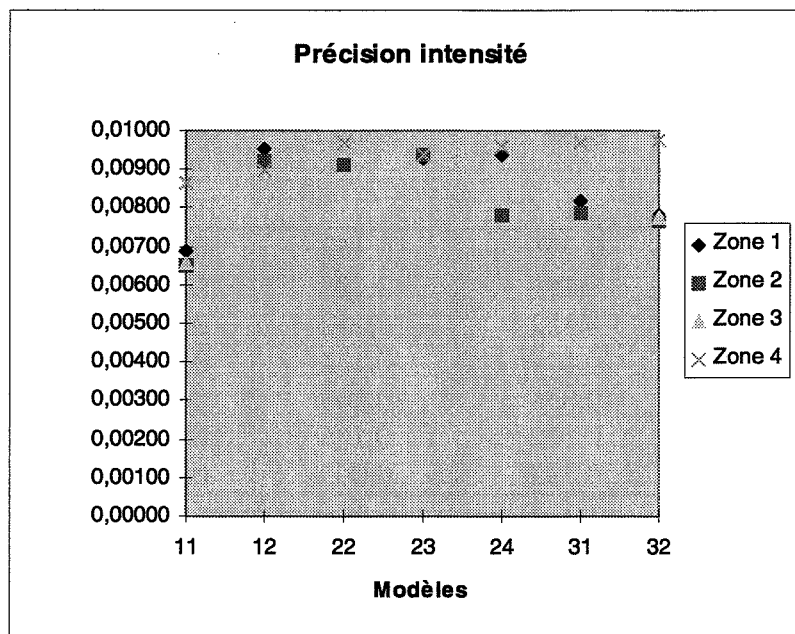
Différence intensité=diff	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4
Modèle 1.1	0,003105	0,003476	0,003448	0,001346
Modèle 1.2	0,00045	0,000796	0,001634	0,001025
Modèle 2.2	0,000875	0,000873	0,001918	0,000307
Modèle 2.3	0,000751	0,000645	0,001192	0,000614
Modèle 2.4	0,000618	0,002172	0,000312	0,000407
Modèle 3.1	0,001828	0,002121	0,002563	0,000299
Modèle 3.2	0,002207	0,002342	0,002218	0,000246

Tableau des différences d'intensité

Pour obtenir une représentation de la précision, on transforme les valeurs de différence d'intensité en faisant : **précision intensité = (0,01-diff)** .

Précision intensité	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4
Modèle 1.1	0,00690	0,00652	0,00655	0,00865
Modèle 1.2	0,00955	0,00920	0,00837	0,00898
Modèle 2.2	0,00913	0,00913	0,00808	0,00969
Modèle 2.3	0,00925	0,00936	0,00881	0,00939
Modèle 2.4	0,00938	0,00783	0,00969	0,00959
Modèle 3.1	0,00817	0,00788	0,00744	0,00970
Modèle 3.2	0,00779	0,00766	0,00778	0,00975

Tableau de précision intensité



Graphe de précision angle

Les valeurs obtenues de 'précision intensité' servent alors à calculer les poids relatifs du programme d'analyse multicritère :

Poids relatif (ù) Intensité	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4
Modèle 1.1	0,115	0,113	0,115	0,132
Modèle 1.2	0,158	0,160	0,147	0,136
Modèle 2.2	0,151	0,159	0,143	0,147
Modèle 2.3	0,153	0,162	0,155	0,143
Modèle 2.4	0,156	0,136	0,171	0,146
Modèle 3.1	0,136	0,137	0,131	0,147
Modèle 3.2	0,130	0,133	0,137	0,148

Tableau des poids relatifs

