

**THESE DE DOCTORAT**

Préparé au

**LABORATOIRE DE MECANIQUE DE LILLE (UMR 8107 DU CNRS)**

**ECOLE POLYTECHNIQUE UNIVERSITAIRE DE LILLE**

Spécialité :

**GENIE CIVIL**

**CONTRIBUTION A L'ETUDE DE LA MIGRATION DES  
NITRATES DANS LE SOL ET LA ZONE NON SATUREE DE  
LA NAPPE DE LA CRAIE DANS  
LE NORD DE LA FRANCE**

**MODELISATION INTEGREE DES NITRATES DANS LE  
BASSIN VERSANT DE L'ESCREBIEUX**

Par

**Sabine LACHEREZ – BASTIN**

Soutenue le 18 novembre 2005 devant le jury compris de :

M I. SHAHROUR , Président, Professeur à l'USTL de LILLE  
MM H. MORVAN, Rapporteur, Professeur à l'Université d'Artois  
E. CARLIER, Rapporteur, Professeur à l'Université d'Artois  
M. DENIS, Examineur, CIBE à Bruxelles  
Y. EMSELLEM, Examineur, Ingénieur en Chef des Mines  
H. MAILLOT, Directeur de Thèse, Professeur à l'USTL de LILLE  
D. BERNARD, Co-Directeur de Thèse, Agence de l'Eau à DOUAI

***à Ambre et Thibault,***

## RESUME

La Directive Cadre sur l'Eau impose de considérer les eaux souterraines contenant plus de 50 mg/l comme de mauvaise qualité chimique. Compte-tenu de la vitesse supposée des nitrates dans la zone non saturée crayeuse de 0.5 m/an et de la profondeur de la nappe de la craie, l'objectif était ici de fournir un outil caractérisant les nitrates lessivables dans le sol puis leur cheminement dans la zone non saturée crayeuse et enfin leur migration au sein de la nappe de la craie. Plusieurs campagnes de sondages de la zone non saturée crayeuse dans le bassin Artois Picardie, avec prélèvements de sol et analyses en laboratoire, ont été réalisées de 1996 à 2003. Plusieurs parcelles ont été sondées à la fois en période sèche, mais aussi en période très humide. Les résultats d'analyse et leur interprétation par la méthode des bilans AZOBIL et CORPEN à l'aide des historiques culturaux ont permis de mettre en évidence que le mode d'écoulement de l'eau à travers la zone non saturée crayeuse dépend exclusivement des conditions de saturation du sous-sol. En période sèche, l'écoulement se fait à 85 % par effet piston au sein de la matrice poreuse crayeuse, avec une vitesse de l'ordre de 0.6 m/an sous un recouvrement argileux supérieur à 5 m, 1.0 m/an sous un recouvrement limoneux et enfin 1.25 m sous un recouvrement sableux. Dans des conditions de saturation importante, l'écoulement par les fissures peut venir égaler voire supplanter le mode d'écoulement par effet piston. Les vitesses de migration des nitrates sont « brusquement » accélérées, pendant une courte période, au droit de la zone fissurée. On observe en général un décalage de l'ordre de 5 m d'une fraction du front de pollution azotée par l'intermédiaire des fissures. La modélisation intégrée des cycles de l'eau et de l'azote au droit du bassin versant de l'Escrebieux montre que le module nitrates, que nous avons développé, restitue correctement les observations de terrain effectuées aux droit des différents piézomètres de suivi de la qualité de la nappe de la craie de ce bassin.

**Mots clés :** pollution nitraté, vitesse de percolation, zone non saturée, pratiques agricoles, bilan azoté, craie fissurée, pluie efficace, modèle intégré des cycles de l'eau et de l'azote, nappe de la craie.

## SUMMARY

The Framework Directive in the field of water policy considers as un drinkable waters when nitrates concentrations is over 50mg/l. As the supposed filtration speed of nitrates in the unsaturated fringe of the chalk aquifer is supposed to be about 0.5 m/year and considering the depth of water table, the aim of the research is to build a tool describing the flow of potentially dissolved nitrates through the soil and to establish their migration inside the Chalk aquifer. Several surveys were carried out between 1996 and 2003 in the Artois Picardie Basin involving soil sampling and laboratory analyses. Several areas were investigated both during drought and flood periods. The analysis of samples were interpreted with AZOBIL and CORPEN methods using the crop stories, giving evidence that leakage only depends on soil saturation conditions. During drought, the flow through porous medium represents 85% of the total flow with a filtration velocity of about 0.6m/year under a clayish cover thicker than 5m, 1m/year under silt and 1.25 under sands. When saturation is high filtration through chalk fissures is able to be equal or superior to the piston flow through porous medium. Migration velocities of nitrates are suddenly accelerated during a short period inside the fissured layer. The nitrate front in fissures is generally about 5 meters before the general pollution. The integrated water and nitrates model of the Escrebieux basin provides a quite good fit between the computed and the measured concentrations of water samples obtained on the piezometers dedicated to the Basin water quality control.

**Key words :** nitrates pollution, leakage velocity, unsaturated layer, cultural practices, nitrogen balance, fissured chalk, effective rainfall, integrated model of water and nitrates cycle, chalk aquifer.

# REMERCIEMENTS

Avant de présenter les résultats qui font l'objet de ce mémoire, je tiens à remercier les membres du jury qui ont bien voulu siéger à cette soutenance :

- Monsieur le professeur H. MAILLOT qui m'a accordé sa confiance et a accepté de diriger mon travail tout en me prodiguant de nombreux conseils et encouragements,
- Monsieur D. BERNARD, chef de la mission Eau Potable à l'Agence de l'Eau Artois Picardie, pour l'aide scientifique et le soutien moral qu'il m'a apportée tout au long de ma recherche, ainsi que le temps qu'il m'a accordé pour me faire partager ses connaissances,
- Monsieur le professeur J. MANIA, pour les nombreux conseils qu'il m'a prodigué et le temps qu'il m'a accordé pour me faire partager ses connaissances.

Je voudrais également assurer ma profonde gratitude à Monsieur Y. EMSELLEM, à qui je dois l'accès à WATERMODEL et pour l'aide scientifique et le soutien qu'il m'a apporté tout au long de ma recherche.

# TABLE DES MATIERES

<b>TABLE DES MATIERES</b> .....	<b>5</b>
<b>ANNEXES</b> .....	<b>8</b>
<b>LISTE DES FIGURES</b> .....	<b>8</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....	<b>11</b>
<b>SYMBOLES</b> .....	<b>13</b>
<b>INTRODUCTION</b> .....	<b>14</b>
<b>1<sup>ERE</sup> PARTIE : L'AQUIFERE CRAYEUX</b> .....	<b>16</b>
1.1. LA CRAIE, UN MILIEU CARBONATE PARTICULIER .....	16
1.2. LES AQUIFERES CRAYEUX .....	18
1.3. CHIMISME DE L'EAU DE LA NAPPE DE LA CRAIE .....	19
1.4. LE ROLE DES BACTERIES EN MILIEU CRAYEUX .....	21
1.5. LA ZONE NON SATUREE CRAYEUSE ET LES DIFFERENTES FORMES DE L'EAU .....	23
<b>2<sup>EME</sup> PARTIE : LES CAMPAGNES DE SONDAGES IN SITU</b> .....	<b>26</b>
2.1. LE PRELEVEMENT DES ECHANTILLONS DE SOL .....	27
2.1.1. <i>Profils azotés et protocole d'échantillonnage des sols</i> .....	27
2.1.2. <i>Les Analyses</i> .....	29
2.2. LES OBSERVATIONS DE LA PROPAGATION DU FRONT GEOCHIMIQUE DANS LA ZONE NON SATUREE .....	30
2.2.1. <i>Influence des retournements de prairie</i> .....	30
2.2.2. <i>Traçage naturel par le bore</i> .....	30
2.2.3. <i>Les parcelles en jachère</i> .....	33
2.2.4. <i>Stockage de déchets verts</i> .....	33
2.3. INTERPRETATION DES PROFILS AZOTES .....	34
2.3.1. <i>Observations générales</i> .....	34
2.3.2. <i>Calcul des Précipitations efficaces</i> .....	37
2.3.3. <i>Les historiques culturaux</i> .....	38
2.3.3.1. <i>Méthode du Bilan AZOBIL</i> .....	40
2.3.3.2. <i>Méthode du bilan CORPEN</i> .....	43
2.3.3.3. <i>Particularités</i> .....	44
2.3.3.4. <i>Autres facteurs</i> .....	45
2.3.3.5. <i>Comparaison des méthodes du bilan AZOBIL et CORPEN</i> .....	45
2.3.3.6. <i>Transformation des bilans azotés en azote potentiellement lessivable</i> .....	46
2.3.4. <i>Vitesse de migration</i> .....	49
2.3.4.1. <i>Le calcul</i> .....	49
2.3.4.2. <i>Particularité sur les vitesses de transfert des nitrates</i> .....	53
2.3.4.3. <i>L'écoulement de l'eau dans la zone non saturée</i> .....	54
2.3.4.3.1. <i>Généralités</i> .....	54
2.3.4.3.2. <i>Les observations sur le terrain</i> .....	56
2.3.4.4. <i>Conclusions</i> .....	60
<b>3<sup>EME</sup> PARTIE : LA MODELISATION DE LA VALLEE DE L'ESCREBIEUX</b> .....	<b>61</b>
3.1. PRESENTATION DE WATERMODEL .....	61
3.1.1. <i>Description du cycle de l'azote modélisé</i> .....	61
3.1.2. <i>La modélisation des écoulements</i> .....	64
3.1.3. <i>Méthode du bilan Azoté (AZOBIL – CORPEN)</i> .....	64
3.1.4. <i>La modélisation du bilan azoté</i> .....	65

3.2. COMPORTEMENT DES ENGRAIS DANS LE SOL	65
3.2.1. <i>Caractéristiques des engrais</i>	65
3.2.2. <i>Volatilisation de l'ammoniac</i>	66
3.2.3. <i>Nitrification de l'azote ammoniacal</i>	68
3.2.4. <i>Minéralisation des engrais organiques</i>	68
3.3. CROISSANCE ET ABSORPTION DE L'AZOTE PAR LES PLANTES	69
3.4. MINÉRALISATION ET REORGANISATION DE L'AZOTE	69
3.4.1. <i>Généralités</i>	69
3.4.1.1. Les minéralisations	70
3.4.1.2. Humification	71
3.4.1.3. Le moteur de la réaction : le rapport C/N	71
3.4.1.4. Potentiel de minéralisation de l'humus et des déchets	72
3.4.1.5. Coefficients de demi-vie	73
3.4.2. <i>Les différents modèles de minéralisation de l'humus</i>	74
3.4.2.1. Le modèle de Stanford et Smith	74
3.4.2.2. Le schéma CORPEN	75
3.4.2.3. Le schéma Azobil	75
3.4.2.4. Synthèse	75
3.4.3. <i>Minéralisation des déchets et résidus</i>	76
3.4.3.1. Azote minéralisable	76
3.4.3.2. Cinétique du rapport C/N	76
3.4.4. <i>Le modèle général de minéralisation</i>	78
3.4.5. <i>Paramètres de la cinétique</i>	79
3.4.5.1. La température et le pH	80
3.4.5.2. Humidité du sol et minéralisation	80
3.4.5.3. Le mode d'application des déchets	81
3.4.6. <i>L'humification</i>	81
3.4.7. <i>Les différents modèles de la dénitrification dans le sol</i>	82
3.4.7.1. Le Modèle RRRDJ	82
3.4.7.2. Le modèle pratique	83
3.4.7.3. Intervention des bactéries	84
3.4.8. <i>Réorganisation de l'azote minéral</i>	84
3.5. LE MODULE DES NITRATES	85
3.5.1. <i>Le sol</i>	85
3.5.2. <i>Perméabilités intrinsèque et relative</i>	85
3.5.3. <i>Porosité de fissure et porosité matricielle</i>	86
3.5.4. <i>Capillarité et reprise évaporatoire</i>	86
3.5.5. <i>La zone modélisée</i>	86
3.5.6. <i>Le tableau de bord des nitrates</i>	87
3.5.7. <i>Les processus</i>	87
3.5.8. <i>Application à la nappe de la craie dans le bassin versant de l'Escrebieux</i>	88
3.5.9. <i>RGA, agriculture, élevage, population, industrie</i>	90
3.5.10. <i>Table des cultures</i>	92
3.5.11. <i>Table des engrais</i>	94
3.6. SYNTHÈSE DE LA PRESSION AZOTE	95
3.7. LE PROCESSEUR NITRATE	97
3.8. LES ÉCHANGES SOL - NAPPE	98
3.8.1. <i>Productions d'azote à la surface des sols</i>	98
3.8.2. <i>Détermination de la concentration en nitrates du sol</i>	99
3.8.3. <i>Transferts de pollution entre le sol, la zone non saturée et la nappe</i>	99
3.9. LES ÉCHANGES AU SEIN DES EAUX SOUTERRAINES	99
3.10. PRÉSENTATION DU MODÈLE INTÈGRE DE L'ESCREBIEUX	100
3.10.1. <i>La géographie modélisée du modèle de l'Escrebieux</i>	100
3.10.2. <i>Contexte géologique et hydrogéologique</i>	103
3.10.3. <i>Carte des paramètres hydrogéologiques</i>	106
3.10.4. <i>Les bases de données</i>	108
3.10.5. <i>Le maillage</i>	110
3.11. MODÉLISATION DES PRATIQUES AGRICOLES DANS LA VALLÉE DE L'ESCREBIEUX	111

3.12. LES SIMULATIONS HYDRAULIQUES	116
3.12.1. <i>les piézomètres de surveillance</i> .....	116
3.12.2. <i>La faille de Pernes ou Marqueffles</i> .....	120
3.12.3. <i>Les failles de direction Sud-Ouest / Nord-Est</i> .....	121
3.12.4. <i>La vallée de l'Escrebieux</i> .....	122
3.12.5. <i>Piézométrie simulée de la nappe de la craie</i> .....	122
3.13. LA SIMULATION DES FLUX AZOTES	125
3.13.1. <i>Minéralisation azotée de la nappe de la craie simulée</i> .....	125
3.13.2. <i>Variation de la teneur en nitrates dans une maille au sein de la nappe de la craie</i> .....	131
<b>CONCLUSION</b> .....	<b>135</b>
<b>ANNEXES</b> .....	<b>137</b>
<b>BIBLIOGRAPHIE</b> .....	<b>183</b>

## ANNEXES

ANNEXE 1 : LEXIQUE	138
ANNEXE 2 : TABLEAUX DE REFERENCE - METHODE DES BILANS AZOBIL ET CORPEN	141
ANNEXE 3 : WATERMODEL : LOGICIEL DE MODELISATION	145
ANNEXE 4 : L'AZOTE	148
ANNEXE 5 : LES SOURCES ET LES REJETS D'AZOTE	157
ANNEXE 6 : LES DIFFERENTS ENGRAIS	161
ANNEXE 7 : LES BESOINS DES PLANTES	167
ANNEXE 8 : LE SOL	171
ANNEXE 9 : CHIMIE DE LA DENITRIFICATION	179

## LISTE DES FIGURES

<i>Figure 1 : Pores et fissures dans les roches (Margat, Bodelle)</i>	17
<i>Figure 2 : Profil de densité apparente sèche mesurée à HERISSART dans la Somme (Royer, 1974)</i>	17
<i>Figure 3 : Diagraphies de micromoulinet de forage réalisées au sein de l'aquifère crayeux dans le bassin Artois Picardie (Lacherez - Bastin, [4], [7], [9])</i>	18
<i>Figure 4 : Profil de la minéralogie des terrains traversés à SAINGHIN-EN-MELANTOIS (Bernard, 1979) (craie observée à partir de 3.6 m)</i>	19
<i>Figure 5 : Teneur en nitrates de différentes tranches d'eau de la nappe de la craie en fonction de la profondeur dans le bassin versant de l'Escrebieux (Lacherez, 1996)</i>	21
<i>Figure 6 : Les trois états de l'eau dans le sol (Soltner, 1988)</i>	23
<i>Figure 7 : Evolution des profils de teneur en eau à HERISSART dans la Somme (Royer, 1974)</i>	24
<i>Figure 8 : Exemple de profil de teneur en eau au sein de la zone non saturée crayeuse dans le Cambrésis [4]</i>	25
<i>Figure 9 : Localisation des principaux sites de prélèvements de sol</i>	26
<i>Figure 10 : Réalisation d'un sondage à la tarière hélicoïdale à sec dans la craie</i>	28
<i>Figure 11 : Profil nitrate de mai 1996 reflétant l'historique cultural de surface dans la vallée de l'Escrebieux</i>	30
<i>Figure 12 : Profils réalisés dans une pâture au centre d'IZEL-LES-ESQUERCHIN en bordure de l'Escrebieux</i>	32
<i>Figure 13 : Profils réalisés en bordure d'un cours d'eau véhiculant des eaux résiduaires dans le Cambrésis (juin 2001) – LIGNY-HAUCOURT</i>	32
<i>Figure 14 : Profils azotés réalisés en janvier 2003 au droit de parcelles en jachère depuis 1995 sur HOULLE MOULLE (62)</i>	33
<i>Figure 15 : Profil azoté réalisé en 2000 dans une parcelle située au droit d'un ancien stockage de déchets verts sur la commune de HAILLE (80)</i>	34
<i>Figure 16 : Profils obtenus en juin 2001 sur la commune d'ABANCOURT (59) [5]</i>	35
<i>Figure 17 : Restitution des profils azotés réalisés en mai 1996 dans la vallée de l'Escrebieux (Lacherez, 1996)</i>	36

Figure 18 :	Profils obtenus au droit du sondage S13 en novembre 1999 et en juin 2001 dans le Cambrésis (humidité en % et les autres éléments en mg/l)	39
Figure 19 :	Exemple du calcul des reliquats manquants par une régression polynomiale pour le 2 <sup>ème</sup> groupe de culture	41
Figure 20 :	Localisation de l'ensemble des sondages effectués dans le Cambrésis au 1/100 000 <sup>ème</sup>	50
Figure 21 :	Comparaison des profils azotés au droit des sondages S1 et S8 (Cambrésis) avec les bilans interprétés AZOBIL et CORPEN correspondants	51
Figure 22 :	Modèle de transfert par effet piston appliqué à la Champagne d'après Chiesi (1993)	52
Figure 23 :	Bridgets farms : Variation du potentiel hydraulique avec la profondeur (Edmunds et al., 1994)	54
Figure 24 :	Variation de la fraction d'eau mobile en fonction de la taille des pores (Angulo-Jarmillo et al., 1996)	55
Figure 25 :	Profils de teneur en eau en % en fonction de la profondeur au droit de différents sites du bassin Artois Picardie	56
Figure 26 :	Comparaison des profils azotés (nitrates) réalisés au droit de 3 parcelles différentes en novembre 1999 et juin 2001 dans le Cambrésis	57
Figure 27 :	Exemples de corrélation entre les profils azotés mesurés en juin 2001 et les bilans Azobils interprétés avec prise en compte du mode d'écoulement	58
Figure 28 :	Le cycle de l'azote modélisé dans le module nitrates de WATERMODEL	63
Figure 29 :	Temps de réponses caractéristiques	70
Figure 30 :	Humification des résidus	82
Figure 31 :	Perméabilité relative simplifiée fonction de l'humidité relative	85
Figure 32 :	Les processus modélisés dans le processeur Sol	87
Figure 33 :	Tableau de bord des nitrates : Sol et minéralisation de l'humus (données initialisées en fonction des analyses de sol du bassin versant de l'Escrebieux)	88
Figure 34 :	Tableau de bord des nitrates : Azote et ammoniac (Modélisation de l'Escrebieux)	89
Figure 35 :	Tableau de bord des nitrates : Les pratiques en intersaison (Bassin versant de l'Escrebieux)	90
Figure 36 :	Table du RGA (bassin versant de l'Escrebieux)	92
Figure 37 :	La table des cultures (Bassin versant de l'Escrebieux)	93
Figure 38 :	Table des engrais (bassin versant de l'Escrebieux)	94
Figure 39 :	La pression azote calculée (bassin versant de l'Escrebieux)	95
Figure 40 :	Bilan synthétique azoté du modèle de l'Escrebieux en septembre 2004	96
Figure 41 :	Le bilan actif des nitrates (Source : Cultures Maraîchères – Tremblay et al)	97
Figure 42 :	Exemple de carte des objets du modèle - vue focalisée sur la vallée de l'Escrebieux	101
Figure 43 :	Réseau hydrographique du modèle de l'Escrebieux	102
Figure 44 :	Limites de la région modélisée pour le modèle de l'Escrebieux	104
Figure 45 :	Extrait de la carte géologique de DOUAI au 1/50000 <sup>ème</sup>	105
Figure 46 :	Carte topographique du modèle de l'Escrebieux (courbe de niveau en m)	107
Figure 47 :	Transmissivités horizontales en m <sup>2</sup> /h de la craie séno-turonienne (Bassin versant de l'Escrebieux)	108
Figure 48 :	Exemple d'historiques des prélèvements (captage de FLERS-EN-ESCREBIEUX)	109
Figure 49 :	Exemple d'historiques climatiques – Station météo de DOUAI	109
Figure 50 :	Historique de nitrates au droit du champ captant de QUIERY-LA-MOTTE (62)	110
Figure 51 :	Maillage du modèle de l'Escrebieux.	111
Figure 52 :	Répartition de la charge en azote due au bétail en kg/ha en 1980	112
Figure 53 :	Répartition de la charge en azote due au bétail en kg/ha en 2000	113

Figure 54 :	Répartition du taux de culture sur l'ensemble du bassin de l'Escrebieux (pourcentage) en 1980	113
Figure 55 :	Répartition du taux de culture sur l'ensemble du bassin de l'Escrebieux (pourcentage) en 2000	114
Figure 56 :	Besoin en azote des plantes en kg/ha en 1980	115
Figure 57 :	Besoin en azote des plantes en kg/ha en 2000	115
Figure 58 :	Piézomètre 198X0123, proximité du canal de Souchez	116
Figure 59 :	Piézomètre 254X0003, TINCQUES	117
Figure 60 :	Piézomètre 263X0129, MAROEUIL, proximité de la Scarpe en amont d'ARRAS	117
Figure 61 :	Piézomètre 271X0002, OPPY, amont de la vallée de l'Escrebieux	117
Figure 62 :	Piézomètre 272X0029, champ captant de QUIERY-LA-MOTTE	117
Figure 63 :	Piézomètre 272X0031, champ captant de QUIERY-LA-MOTTE	118
Figure 64 :	Piézomètre 272X0025, champ captant d'ESQUERCHIN	118
Figure 65 :	Piézomètre 273X0056, FL6, champ captant de FLERS-EN-ESCREBIEUX	118
Figure 66 :	Piézomètre 273X0051, FL1, champ captant de FLERS-EN-ESCREBIEUX	118
Figure 67 :	Piézomètre 273X0057, FL7, champ captant de FLERS-EN-ESCREBIEUX	119
Figure 68 :	Piézomètre 207X0133, ROOST-WARENDIN (aval de FLERS)	119
Figure 69 :	Piézomètre 276X0030, BELLONNE, proximité de la Sensée	119
Figure 70 :	Localisation des ouvrages présentés avec une chronique piézométrique simulée	120
Figure 71 :	Piézométrie de référence en hautes eaux de la nappe de la craie (mai 1999)	121
Figure 72 :	Transmissivités en m <sup>2</sup> /h extrapolées en couche 3 (aquifère crayeux) après calage du modèle de l'Escrebieux	122
Figure 73 :	Exemple d'une piézométrie reconstituée de la nappe de la craie (janvier 1998)	123
Figure 74 :	Carte piézométrique simulée de basses eaux de la nappe de la craie (09/2004)	123
Figure 75 :	Carte piézométrique simulée de très hautes eaux (mai 2001)	124
Figure 76 :	Concentrations calculées en nitrates en mg/l de la nappe de la craie simulée en janvier 1981 au droit du bassin versant de l'Escrebieux	126
Figure 77 :	Concentrations en nitrates en mg/l de la nappe de la craie simulée en février 1988	127
Figure 78 :	Concentration en nitrates en mg/l au sein de la couche 1 (sables, alluvions et limons des plateaux) simulée en septembre 2004	128
Figure 79 :	Concentration en nitrates en mg/l au niveau du sol, simulée en septembre 2004	128
Figure 80 :	Concentration en nitrates en mg/l de la nappe de la craie simulée en septembre 2004	131
Figure 81 :	Localisation des ouvrages faisant l'objet d'une chronique azoté	131
Figure 82 :	Piézomètre 271X0022, FRESNE-LES-MONTAUBAN	131
Figure 83 :	Piézomètre 268X0120, TILLOY-LES-MOFALINES	132
Figure 84 :	Piézomètre 271X0019, NEUVIREUIL	132
Figure 85 :	Maille située au Sud de la vallée de l'Escrebieux au niveau de BREBIERES (272X0104)	132
Figure 86 :	Piézomètre 271X0029, BOIS-BERNARD	133
Figure 87 :	Maille située au Nord de la vallée de l'Escrebieux au niveau de QUIERY-LA-MOTTE (272X0042)	133
Figure 88 :	Vallée de l'Escrebieux au niveau de QUIERY-LA-MOTTE (272X0029)	133
Figure 89 :	Vallée de l'Escrebieux au niveau de QUIERY-LA-MOTTE (272X0031)	134
Figure 90 :	Vallée de l'Escrebieux au niveau d'ESQUERCHIN (272X0025)	134
Figure 91 :	Vallée de l'Escrebieux au niveau de FLERS-EN-ESCREBIEUX (273X0058)	134
Figure 92 :	Vallée de l'Escrebieux au niveau de FLERS-EN-ESCREBIEUX (273X0051)	134
Figure 93 :	Temps d'occupation du sol, taux d'enracinement (AZOBIL) et besoins (INRA) de la culture en place	141

Figure 94 :	Fourniture en azote par le précédent, les engrais verts et le retournement de prairie (ITCF et AZOBIL).	142
Figure 95 :	Effets directs (ed) des amendements organiques (INRA et AZOBIL).	142
Figure 96 :	Effet direct et arrières-effets (ae) des apports de fumier bovin en % de la fraction totale (Ziegler, 1987)	143
Figure 97 :	Durée et arrières-effets (ae) des amendements organiques (conseiller agricole CA59).	143
Figure 98 :	Azote restant dans le sol après récolte (Rf) (INRA et AZOBIL).	143
Figure 99 :	Exportation (e) par type de culture (CORPEN).	144
Figure 100 :	Minéralisation des résidus (in Régie des Cultures Maraîchères, Nicolas Tremblay et al.)	163
Figure 101 :	Nourriture et constitution des plantes	167
Figure 102 :	Les apports d'azote	167
Figure 103 :	Besoins en azote et fourniture naturelle par le sol (données : CORPEN)	168
Figure 104 :	Rendement et pertes en nitrates (données : CORPEN)	169
Figure 105 :	Echantillon d'humus. Photo C. Reimann. The Geological Survey of Norway	172
Figure 106 :	Présentation synthétique du schéma CORPEN	174
Figure 107 :	Structure de l'humus dans le modèle Century	175

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 -	Composition moyenne d'une eau en percolation dans la craie.....	20
Tableau 2 -	Composition moyenne de la nappe de la craie en régime libre dans le bassin Artois Picardie .....	20
Tableau 3 -	Résultats bactériologiques effectués sur les échantillons de craie prélevés en cours de foration (bactéries/ml) sur les piézomètres Pz26 et Pz27 d'EMMERIN (Simon, 1986).....	22
Tableau 4 -	Répartition des teneurs en bore de la nappe de la craie dans le bassin Artois Picardie en 1996 sur 558 mesures.....	31
Tableau 5 -	Précipitations efficaces annuelles au droit de la station d'EPINOY calculées décade par décade selon la méthode ci-dessus.....	38
Tableau 6 -	Historique cultural de la parcelle agricole correspondant au sondage S13 (Cambrésis) .....	39
Tableau 7 -	Calcul des fournitures annuelles par la méthode du bilan AZOBIL pour le sondage S13 du Cambrésis [5].....	42
Tableau 8 -	Calcul des besoins annuels par la méthode du bilan AZOBIL pour le sondage S13 et déduction du bilan global en kg N/ha/an.....	43
Tableau 9 -	Calcul du bilan CORPEN pour le sondage S13 (Cambrésis) en kg N/ha/an.....	44
Tableau 10 -	Comparaison des bilans réels calculés selon les méthode du bilan AZOBIL et CORPEN au droit du sondage S13 du Cambrésis [5].....	45
Tableau 11 -	Analyse de la teneur en azote dans les eaux de pluies de CAMBRAI et LILLERS d'août à décembre 1999. Mesures effectuées par l'Institut Pasteur .....	46
Tableau 12 -	Exemple de calcul de l'écart au bilan AZOBIL – CORPEN pour l'étude Cambrésis .....	47
Tableau 13 -	Coefficient de lessivage calculé en fonction des classes d'hiver dans le Cambrésis .....	48
Tableau 14 -	Quantité de nitrates lessivable en mg/l au droit du sondage S13 (Cambrésis) ....	49

Tableau 15 -	<i>Détermination du profil azoté en fonction de la profondeur suivant la vitesse choisie</i>	50
Tableau 16 -	<i>Vitesses de migration des nitrates au sein de la zone non saturée crayeuse du bassin Artois Picardie (Lacherez,[1], [2], [5])</i>	52
Tableau 17 -	<i>Exemple du calcul CORPEN adopté pour la prise en compte du mode d'écoulement par l'intermédiaire de la matrice poreuse ou/et par les fissures</i>	58
Tableau 18 -	<i>Interprétation du mode d'écoulement de l'eau et des nitrates au sein de la zone non saturée crayeuse au droit de profils azotés dans le bassin Artois Picardie (Lacherez – Bastin, [5], [6], [8])</i>	59
Tableau 19 -	<i>Taux TAN/TN et C/N des engrais organiques</i>	66
Tableau 20 -	<i>Constante de temps de la minéralisation de l'azote</i>	73
Tableau 21 -	<i>Coefficient de température de la minéralisation</i>	80
Tableau 22 -	<i>Rendement des méthodes d'application</i>	81
Tableau 23 -	<i>Taux annuels de dénitrification sous végétation</i>	83
Tableau 24 -	<i>Extrait du RGA du Nord-Pas de Calais (2000)</i>	91
Tableau 25 -	<i>La table des cultures</i>	93
Tableau 26 -	<i>Les processus du modèle des nitrates</i>	98
Tableau 27 -	<i>Bilan hydraulique du mois de septembre 2004 au droit du bassin versant de l'Escrebieux</i>	125
Tableau 28 -	<i>Les apports d'azote</i>	157
Tableau 29 -	<i>Principales sources industrielles de nitrates</i>	158
Tableau 30 -	<i>Coefficients de conversion en unités gros bétail (UGB)</i>	162
Tableau 31 -	<i>Les types d engrais livrés</i>	165
Tableau 32 -	<i>Budget- type de fertilisation</i>	166
Tableau 33 -	<i>Durée de croissance des cultures</i>	170
Tableau 34 -	<i>Croissance des cultures</i>	170
Tableau 35 -	<i>Densité de quelques sols (Terzaghi et Peck)</i>	176

## SYMBOLES

Abréviation	Signification
K	Conductivité hydraulique ou coefficient de perméabilité de la roche considérée
$K_v$	Conductivité hydraulique ou coefficient de perméabilité verticale de la roche considérée
S	Coefficient d'emmagasinement de la roche considérée
T	Transmissivité de la roche considérée
TOS	Taux d'occupation des sols pour une culture donnée
Te	Taux d'enracinement pour une culture donnée
B	Besoins en azote par quintal ou tonne de matière sèche pour une culture donnée
TAN	Teneur en ion ammonium total de l'engrais considéré en mg/l
TN	Teneur en azote total de l'engrais considéré en mg/l

# INTRODUCTION

La Directive Européenne de 1998 relative à l'eau potable impose une limite de potabilité de l'eau distribuée à 50 mg/l. Le décret de Décembre 2001 introduit en droit français les termes de cette directive. Cette limite de 50 mg/l existait en France depuis 1989, et elle a été précédée par un texte de 1961 qui conseillait une teneur limite de 44 mg/l pour l'eau de boisson.

Plus récemment, la Directive Cadre sur l'Eau impose de considérer des eaux souterraines contenant, en outre, plus de 50 mg/l comme étant de mauvaise qualité chimique. Cette particularité impose notamment aux états membres de la Communauté Européenne de mettre en œuvre un programme de mesures permettant de recouvrir une qualité de l'eau compatible avec les obligations de la Directive.

La présente thèse s'inscrit dans le cadre de cette problématique. En effet, la nappe de la craie du bassin Artois-Picardie, qui fournit 95 % de la totalité des eaux potables distribuées, observe souvent des concentrations dépassant les 50 mg/l, avec une moyenne de l'ordre de 35 mg/l.

Depuis une trentaine d'années, les recherches ont démontré que la vitesse de percolation des nitrates dans la zone non saturée de la craie est de l'ordre de 0,5 m par an. Compte tenu de la profondeur de la nappe sous les plateaux, qui peut atteindre 40 mètres, l'attention s'est portée sur le temps nécessaire pour que d'éventuelles mesures de prévention en surface provoquent une amélioration attendue de la qualité de l'eau. Les collectivités locales, gestionnaires de captages d'eau potable, sont très attentives à cette évolution, et certaines, comme la Communauté d'Agglomération d'HENIN-CARVIN, mettent en place des unités de dénitrification temporaire de l'eau exploitée, en attendant la prise d'effet de mesures d'amélioration de l'occupation du sol en surface.

C'est dans ce cadre plus restreint que les travaux de la présente thèse se sont déroulés, l'objectif étant de fournir à la collectivité et à son délégataire, la Compagnie Générale des Eaux, un outil représentatif de la production des nitrates lessivables dans le sol, puis du cheminement de ces nitrates dans la zone non saturée de la craie, et enfin leur migration dans la nappe de la craie alimentant le champ captant de QUIERY-LA-MOTTE.

Atteindre cet objectif nécessitait au préalable une investigation approfondie de la zone non saturée dans le bassin versant crayeux de la vallée de l'Escrebieux, siège des champs captants, mais aussi dans d'autres secteurs crayeux, afin de mieux comprendre les interactions entre le milieu poreux et fissuré, la pluie efficace et les différents paramètres influant dans la zone agronomique du sous-sol.

La thèse comporte ainsi trois parties :

- la première est consacrée à une description de l'aquifère crayeux dans le Nord de la France pour ce qui concerne les éléments intéressant la migration des nitrates. Ces éléments, complétés par nos observations, seront ensuite repris dans la modélisation présentée dans la troisième partie,

- la deuxième partie concerne l'acquisition de données de terrain au travers de près de deux cents sondages dans la zone non saturée de la craie. Les analyses des eaux de percolation permettent d'interpréter les vitesses de progression des solutions nitratées vers la profondeur selon les conditions générales climatologiques et hydrogéologiques, et en réalisant des bilans azotés sur les parcelles agricoles situées au droit de ces sondages. L'ajustement des modèles AZOBIL et CORPEN permet d'accéder à des conclusions nouvelles sur les vitesses de migration des fronts de pollution nitratée.
- la troisième partie est elle-même divisée en deux thèmes. Le premier porte sur l'élaboration d'un code de calcul du comportement de l'azote dans le sol et la zone non saturée au sein du modèle hydraulique intégré WATERMODEL. Le deuxième thème est la modélisation hydraulique et hydrodispersive du bassin versant souterrain crayeux de l'Escrebieux. La contamination de l'aquifère est ainsi simulée sur une période d'une vingtaine d'années.

# 1<sup>ère</sup> Partie : L'aquifère crayeux

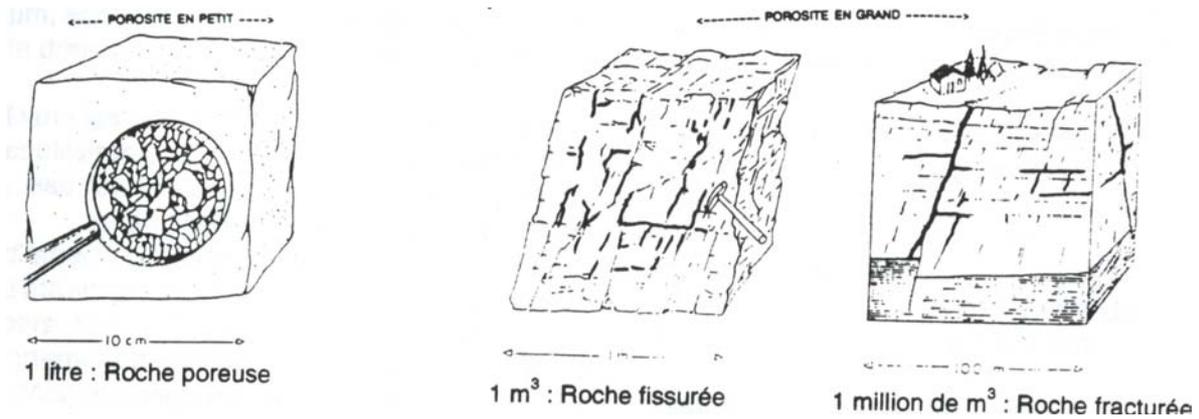
## 1.1. LA CRAIE, UN MILIEU CARBONATE PARTICULIER

La matrice crayeuse dérive de squelettes d'algues planctoniques (coccosphères en calcite de magnésium) et de débris de foraminifères. Ces débris étant stables à basse température, la porosité de la craie sera préservée s'ils ne recristallisent pas. Les coccolites ont un diamètre de l'ordre de 3 à 5  $\mu\text{m}$  et les grains de calcite, qui les composent, ont un rayon moyen de 0.38  $\mu\text{m}$ . Ainsi, la craie est un matériau à basse perméabilité, les débris bioclastiques étant agglomérés et séparés par des pores d'un rayon moyen d'environ 0,375  $\mu\text{m}$ . Ces pores forment un réseau de capillaires cylindriques anastomosés et ouverts vers l'extérieur.

Cette craie est constituée de plus de 95 % de carbonates (Vachier, 1979, Vachier al 1987). En champagne, la craie stricto-sensu contient 2 % d'insolubles, c'est un matériau essentiellement calcaire (95 à 98 %), poreux, tendre, faiblement cohérent, fissuré et à bonne capacité de percolation (Dutil & Durand, 1974).

Les processus d'enfouissement, de compaction et les mouvements tectoniques ont entraîné une forte fissuration de la craie, qui n'excède pas 1 % du volume total. Il existe ainsi 3 systèmes de fractures ; une première série de fractures est plus ou moins parallèle à la stratification des couches, les deux autres constituent un ensemble conjugué généralement orthogonal aux précédentes. Les fractures participant à ce système conjugué peuvent former, entre elles, un angle droit ; ce sont des fractures de cisaillement. Toutes ces failles peuvent s'ouvrir de quelques millimètres à quelques centimètres (Price, 1993), mais sont plus ou moins fermées avec la profondeur.

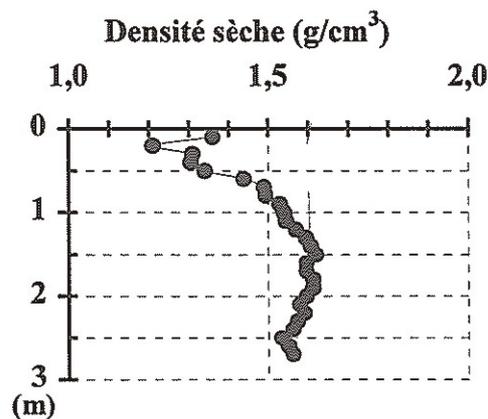
Dans le bassin Artois Picardie, la craie subit, après le Sénonien, une émergence qui a conduit à une période d'altération et de dissolution ; on parle alors de pseudo-karsts. La porosité efficace, correspondant à l'eau mobilisable sans apport d'énergie, représente ici 99 % de la porosité totale. Celle-ci est à double porosité, avec une porosité matricielle et une porosité de fissure.



**Figure 1 : Pores et fissures dans les roches (Margat, Bodelle)**

Le drainage par gravité est difficile, du fait de la petitesse des pores, qui introduit une forte capillarité. Ainsi, la matrice poreuse est presque totalement saturée, exceptée au niveau du sol où l'évapotranspiration joue un rôle important.

La craie blanche du Séno-Turonien du bassin Artois-Picardie, a une densité apparente (craie sèche) de 1.2 à 1.6 environ. A partir d'un mètre de profondeur, le profil de densité reste stable entre 1.5 et 1.6 g/cm<sup>3</sup> (cf. figure 2). Les variations observées sur le 1<sup>er</sup> mètre sont dues à l'altération de la craie.



**Figure 2 : Profil de densité apparente sèche mesurée à HERISSART dans la Somme (Royer, 1974)**

La porosité matricielle de la craie (porosité d'interstices ou intergranulaire) serait de 0.40 à comparer au 0.42 estimée dans la craie en Champagne, contre 1 % pour la porosité de fissures (ou de discontinuités) soit 0.01 (Chiesi, 1993, Seguin & Moreau, 1986, Vachier et al, 1987). D'après Price (1993), la porosité matricielle de la craie en Grande Bretagne serait aussi très élevée, elle varierait entre 30 et 40 %. Mais cette porosité n'est pas constante avec la profondeur (Edmunds 1973, Megnien 1979, Mortinore et al. 1990).

La porosité de fissures décroît rapidement avec la profondeur dans le bassin Artois Picardie, notamment en dessous de 20 m de profondeur, au sein de la nappe de la craie. Par ailleurs, la taille des fissures dépend du degré d'altération de la craie, d'autant plus important que l'on se trouve dans les vallées (Bernard, 1979). La craie constitue donc une très bonne réserve d'eau, où le temps de séjour de ces eaux peut être très long. (Ballif 1972, Jarvis 1973, Ballif & Muller, 1993).

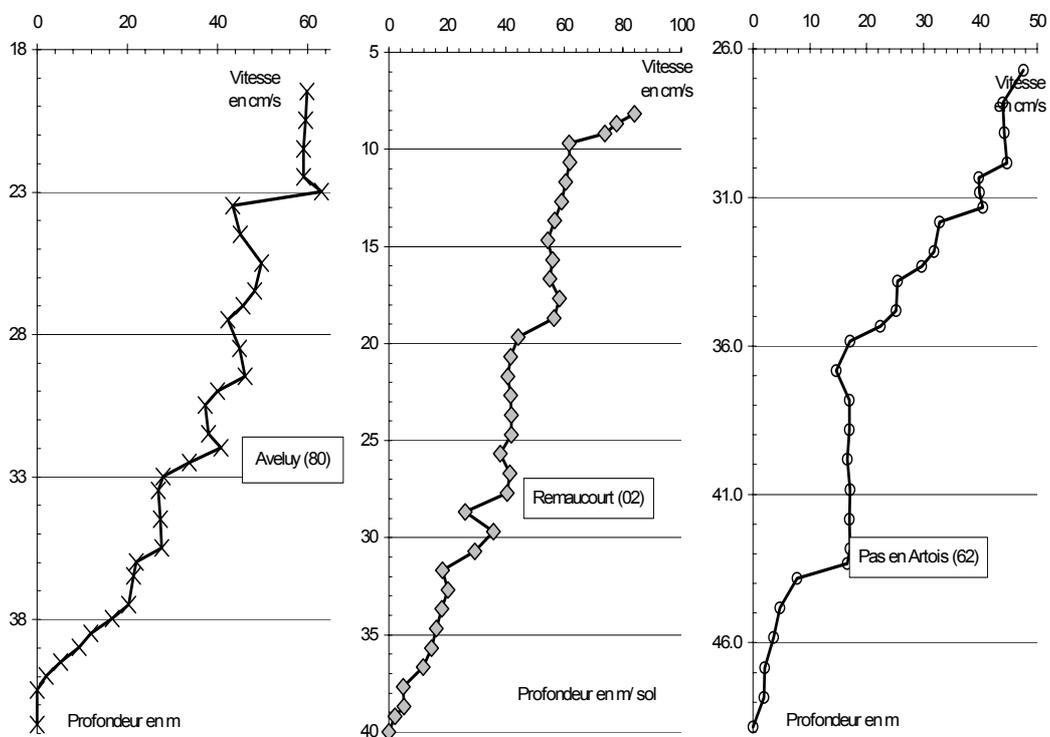
## 1.2. LES AQUIFERES CRAYEUX

En zone saturée, la matrice crayeuse a atteint son seuil de saturation en eau, tous les vides anastomosés sont occupés par l'eau. L'eau en remplissant les vides présents dans les roches (pores) forme des nappes. Il existe deux types d'état pour une nappe : libre ou captif. Une nappe est dite libre quand le substratum sur lequel elle repose est imperméable et lorsque sa surface supérieure, son toit, évolue librement. Une nappe est dite captive lorsque l'eau souterraine occupe tout l'espace entre un mur et un toit imperméable. Dans les deux cas, la circulation de l'eau se fait par l'intermédiaire de fissures ou fractures anastomosées. Elle est fonction de la perméabilité et de la porosité de la roche traversée.

La composition lithologique de la craie est susceptible de se modifier en fonction de la composition en minéraux argileux. Lorsque les couches plus carbonatées et plus marneuses alternent, il peut exister plusieurs horizons aquifères, notamment dans la craie du Sénonien-Turonien supérieur (cas du Cambrésis), parfois ceux du Turonien moyen ou du Cénomaniens (Artois).

« La nappe de la craie n'est pas une véritable nappe, s'écoulant grâce à la porosité de la roche, mais plutôt un réseau aquifère qui peut être irrégulier », d'après G. WATERLOT. (dans « *Vulnérabilité de la nappe de la craie dans le Nord de la France* », 1990).

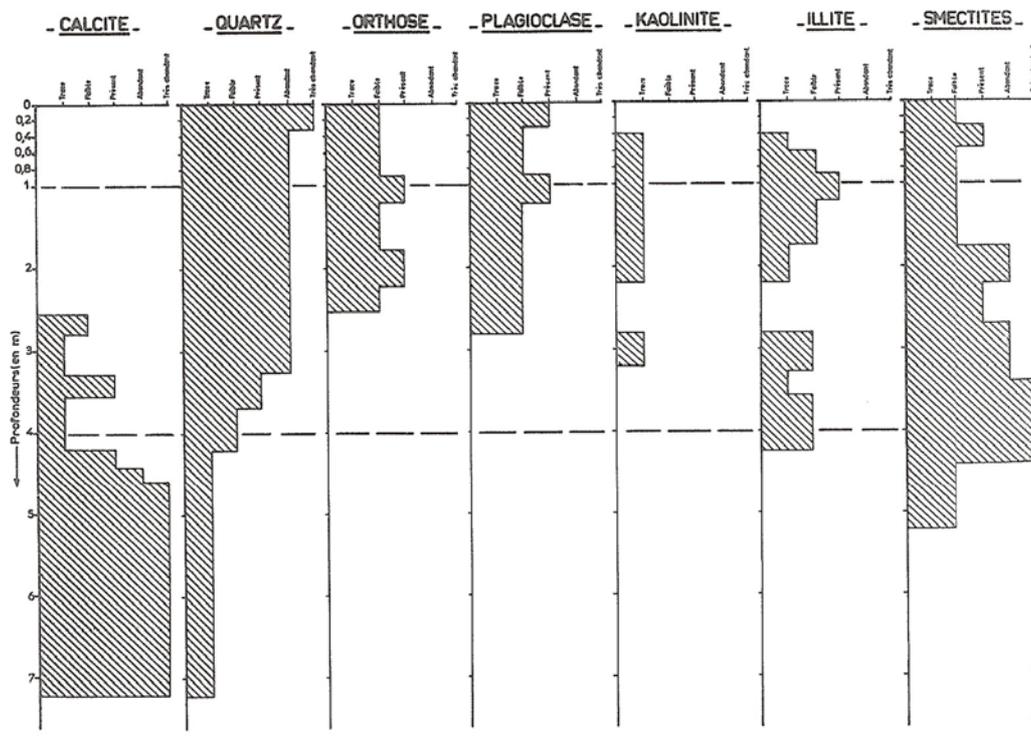
La transmissivité de l'aquifère dépendant de la fissuration, on peut observer celle-ci avec la réalisation de diagraphies par micromoulinet de forages (cf. figure 3). On constate dans ces essais réalisés sur les plateaux et en fond de talweg de la Somme et en vallée dans l'Aisne, que la craie devient moins productrice d'eau en profondeur ; on peut dire que la craie devient compacte à près de 40 m de profondeur.



**Figure 3 : Diagraphies de micromoulinet de forage réalisées au sein de l'aquifère crayeux dans le bassin Artois Picardie (Lacherez - Bastin, [4], [7], [9])**

Cette hétérogénéité vient de l'altération par les eaux de pluie durant l'émersion Anté Eocène.

La composition minéralogique de la craie est essentiellement issue des dépôts carbonatés marins, avec ultérieurement des phénomènes de diagenèse et de recristallisation (phosphates, pyrites) (Bernard, 1979) (figure 4).



**Figure 4 : Profil de la minéralogie des terrains traversés à SAINGHIN-EN-MELANTOIS (Bernard, 1979) (craie observée à partir de 3.6 m)**

La craie est très fissurée dans sa partie supérieure, c'est la zone fendillée « des marnettes », issue de l'altération continue par dissolution des carbonates. La seconde zone intéressante est constituée par ce que GOSSELET appelait la « craie congloméroïde », c'est une craie très brisée et plus ou moins réagglomérée que l'on retrouve en fond de vallées ou de vallons. Ces zones sont donc très propices à de fortes productivités d'eau, mais il faut qu'elles soient situées au sein de la nappe. Dans le bassin Artois Picardie, en générale, ces zones sont constituées par les 15 à 20 premiers mètres d'épaisseur de craie.

### **1.3. CHIMISME DE L'EAU DE LA NAPPE DE LA CRAIE**

Le pH et la température du milieu influencent la distribution des espèces carbonatées en solution. Dans le bassin Artois Picardie, nos mesures indiquent que la température de la nappe de la craie, en régime libre, oscille entre 10.4 et 11.0 °C, contre 11.6 à 12.5 °C en régime captif, pour un pH oscillant entre 6.8 et 8.0 (Lacherez, 2001 [1]).

En milieu naturel, à un pH voisin de l'équilibre, ce sont les hydrogénocarbonates ( $\text{HCO}_3^-$ ) qui sont l'espèce prépondérante. Il existe deux limites thermodynamiques, la solubilité du dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ) en milieu acide et la solubilité des carbonates en milieu basique. Les réactions de dissociation des espèces carbonées en solution sont très rapides, environ quelques secondes (Roques 1964, Henry 1971).

L'évolution du système est due aux réactions d'interface alors que la vitesse d'équilibre entre deux phases dépend de la porosité (rapport de la surface de contact par le volume de solution).

Ballif (1978) a montré qu'au cours de l'infiltration dans les calcaires de la zone non saturée, l'eau s'enrichit en bicarbonates et s'appauvrit en tous les autres éléments. Cette diminution est surtout importante pour le calcium. En effet, au niveau de la nappe, on observe une légère baisse des teneurs en  $\text{Ca}^{2+}$ , il y a donc reprécipitation partielle des carbonates. Ces phénomènes se produisent principalement dans les fissures de la craie.

D'après Dutil et Durand (1974), l'eau de percolation a déjà acquis ses principaux caractères chimiques au niveau du sol (tableau 1) :

$\text{Ca}^{2+}$ : 80 à 100 mg/l	$\text{Cl}^-$ : 20 à 50 mg/l
$\text{Mg}^{2+}$ : 2 à 5 mg/l	$\text{SO}_4^{2-}$ : 30 à 50 mg/l
$\text{Na}^+$ : 5 à 6 mg/l	$\text{NO}_3^{2-}$ : 25 à 30 mg/l
$\text{K}^+$ : 5 à 7 mg/l	$\text{HCO}_3^-$ : 60 à 100 mg/l

Tableau 1 - Composition moyenne d'une eau en percolation dans la craie

La production de nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) et de sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) varie en fonction des oscillations thermiques. Cette production influe sur la minéralisation de la matière organique. Les sulfates, les nitrates et les chlorures ( $\text{Cl}^-$ ) sont évacués de la solution du sol, l'intensité de l'exportation varie au cours du cycle de drainage pour ces différents ions. Le magnésium, le potassium, les chlorures, les sulfates et les nitrates reprécipiteront, en partie, plus profondément que le calcium, en zone non saturée (Dutil & Durand, 1974).

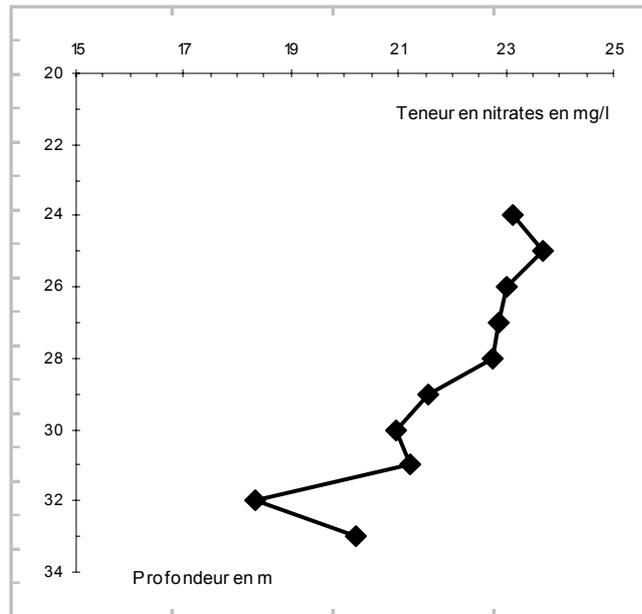
Dans la nappe de la craie du bassin Artois Picardie, d'après les études que nous avons réalisées, on observe la minéralisation moyenne suivante, pour une nappe libre non influencée par une pollution caractérisée :

$\text{Ca}^{2+}$ : 115 à 136 mg/l	$\text{Cl}^-$ : 16.4 à 46.8 mg/l
$\text{Mg}^{2+}$ : 2.7 à 5.2 mg/l	$\text{SO}_4^{2-}$ : 9.4 à 15.0 mg/l
$\text{Na}^+$ : 7.3 à 14.0 mg/l	$\text{NO}_3^{2-}$ : 13.6 à 34.3 mg/l
$\text{K}^+$ : 1.1 à 7.0 mg/l	$\text{HCO}_3^-$ : 325 à 359 mg/l

Tableau 2 - Composition moyenne de la nappe de la craie en régime libre dans le bassin Artois Picardie

En nappe captive, les teneurs en sulfates et en sodium augmentent et sont proches de 100 mg/l pour les sulfates et de 20 mg/l pour le sodium ; c'est le phénomène d'échange de base entre les ions calcium et sodium (Waterlot). Du fait de la dénitrification naturelle s'opérant en milieu d'anaérobie facultative, les nitrates disparaissent (Mariotti, 1986, Landreau et al., 1988).

En profondeur, on peut parfois observer une superposition de tranche d'eau de qualité différente. Dans la vallée de l'Escrebieux, nous avons pu réaliser des prélèvements d'eau de la nappe en même temps que la progression de l'outil de foration. La teneur en nitrates apparaît ainsi comme en légère décroissance avec la profondeur (figure 5).



**Figure 5 : Teneur en nitrates de différentes tranches d'eau de la nappe de la craie en fonction de la profondeur dans le bassin versant de l'Escrebieux (Lacherez, 1996)**

## **1.4. LE ROLE DES BACTERIES EN MILIEU CRAYEUX**

On distingue, d'une manière générale, deux familles de souches bactériennes : celles qui utilisent la lumière comme source d'énergie, par *réaction photonique*, et celles qui tirent leur énergie de *réactions chimiques d'oxydo-réduction*. Ce sont ces dernières qui sont les plus présentes dans l'aquifère, pour des raisons de difficulté de pénétration de la lumière. L'évaluation d'une espèce se fait en estimant le nombre d'individus par gramme de sédiment. Ce chiffre varie entre quelques centaines et plusieurs milliards.

Les bactéries réclament deux sortes d'aliments ; une source d'énergie et une source de carbone. Cette dernière est soit du  $\text{CO}_2$  (type *autotrophe*), soit un composé de matière organique (type *hétérotrophe*). Par ailleurs, elles recherchent de l'oxygène pour leur respiration. Le but étant d'assimiler ce dernier avec la plus faible dépense d'énergie.

Certaines bactéries sont chimiolithotrophes (énergie métabolique des phénomènes d'oxydo-réduction à partir de substrats inorganiques) et peuvent utiliser des composés minéraux comme source de pouvoir réducteur (composés soufrés et ou ferreux réduits).

Aussi, lorsque la pression partielle en oxygène du milieu vient à baisser de façon conséquente, les colonies utiliseront de préférence l'oxygène des nitrates (*bactéries dénitrifiantes*) ou des sulfates (*bactéries sulfato-réductrices*). Mais on trouvera les colonies les plus nombreuses dans de bonnes conditions d'oxygénation, par exemple dans les premiers centimètres des sédiments des berges d'un cours d'eau. En profondeur, les densités bactériennes chutent très sensiblement (Landreau et al, 1988).

Ce sont donc les conditions du milieu qui déterminent la présence plus ou moins abondante de telle ou telle colonie. Le simple changement des conditions d'oxygénation et de température, sous l'effet d'une forte pluie ou d'une sécheresse, peut provoquer la mort d'une colonie et l'apparition d'une nouvelle plus adaptée.

Les facteurs de régulation, qui interviennent sur la microflore sont l'oxygène, la disponibilité en azote oxydé et en substrat carboné.

10<sup>6</sup> bactéries dénitrifiantes par gramme de sol sont fréquentes dans les horizons labourés (Chéneby et al., 1998). Ces populations décroissent avec la profondeur (Weier et Mc Rae, 1992). La présence de bactéries dénitrifiantes a été démontrée dans différents aquifères profonds (Mariotti, 1994). Elles sont capables de se maintenir en survie en l'absence de nitrates et de conditions favorables (ex Pseudomonas, métabolisme fermentaire) (Jorgensen et Tiedje, 1993).

D'après Beloin (1988), Bone et Balkwill (1988), le peuplement bactérien est peu nombreux dans la zone non saturée (sauf dans le sol) et reste plus abondant en zone saturée, ceci est dû aux faibles taux d'humidité de la zone non saturée.

En effet, l'eau est indispensable à la survie des micro-organismes. La craie du bassin Artois Picardie, comme celle de Champagne est un cas particulier puisqu'elle est proche de la saturation dès 1.5 m de profondeur.

Ces bactéries utilisent du carbone et de l'azote à très basse concentration, sous forme de nombreux composés complexes comme source d'éléments nutritifs, car les sucres simples ont déjà été dégradés au cours de la percolation.

Profondeur du prélèvement en m	AEROBIE		ANAEROBIE	
	Bactéries hétérotrophes	Thiobacillus dénitrifiants	Bactéries hétérotrophes	Thiobacillus dénitrifiants
2.5	2. 10 <sup>5</sup>	0	0	0
4.8	0	0	0	0
6.0	2. 10 <sup>4</sup>	0	0	10 <sup>4</sup>
7.3	10 <sup>4</sup>	0	10 <sup>4</sup>	0
9.4	6. 10 <sup>5</sup>	27. 10 <sup>4</sup>	17. 10 <sup>5</sup>	3. 10 <sup>5</sup>
11.5	6. 10 <sup>4</sup>	0	0	0
12.8	0	1. 10 <sup>4</sup>	10 <sup>4</sup>	2. 10 <sup>4</sup>
13.5	10 <sup>5</sup>	1. 10 <sup>4</sup>	0	0
14.8	7. 10 <sup>4</sup>	6. 10 <sup>4</sup>	7. 10 <sup>4</sup>	4. 10 <sup>4</sup>

Tableau 3 - Résultats bactériologiques effectués sur les échantillons de craie prélevés en cours de foration (bactéries/ml) sur les piézomètres Pz26 et Pz27 d'EMMERIN (Simon, 1986)

Dans l'eau de la nappe de la craie, au droit de ces deux piézomètres (tableau 3), la microflore totale était de 1.4.10<sup>4</sup> à 3.0. 10<sup>5</sup> / ml, dont 3 à 25/ml de bactéries sulfato-réductrice. La population bactérienne dénitrifiante est fixée à la matrice minérale, on en observe qu'une infime partie dans l'eau prélevée.

Selon Bianchi (1986), les bactéries aérobies et anaérobies facultatives sont dominantes dans les sédiments profonds. Beaucoup d'entre elles sont capables potentiellement de réduire les nitrates (Landreau, 1988 - Francis, 1989). Whitelaw et Rees (1980) ont détecté un grand nombre de bactéries dénitrifiantes à 50 m de profondeur en zone non saturée dans la craie de Grande Bretagne, ainsi que des ions bicarbonatés, qui favorisent l'activité microbologique (source de carbone). [Chiesi, 1993]

## 1.5. LA ZONE NON SATURÉE CRAYEUSE ET LES DIFFÉRENTES FORMES DE L'EAU

La zone non saturée crayeuse est la zone située entre la surface du sol et la surface piézométrique de la nappe de la craie.

Une partie de l'eau de pluie ruisselle à la surface du sol ou circule dans les horizons supérieurs des surfaces en pente (écoulement hypodermique), même faible, dès qu'il y a un excès d'eau. Une autre partie de l'eau de pluie pénètre dans le sol et y circule dans les pores supérieurs à 10  $\mu\text{m}$ , soit verticalement, soit obliquement, c'est l'eau de gravité. L'eau de gravité alimente le drainage profond et la nappe phréatique, si le sol est suffisamment perméable (cf. figure 6).

Dans les pores inférieurs à 10  $\mu\text{m}$ , les forces de succion de l'eau par le sol (forces capillaires et d'absorption) sont suffisamment élevées pour s'opposer aux forces de gravité. L'eau retenue se subdivise en deux catégories :

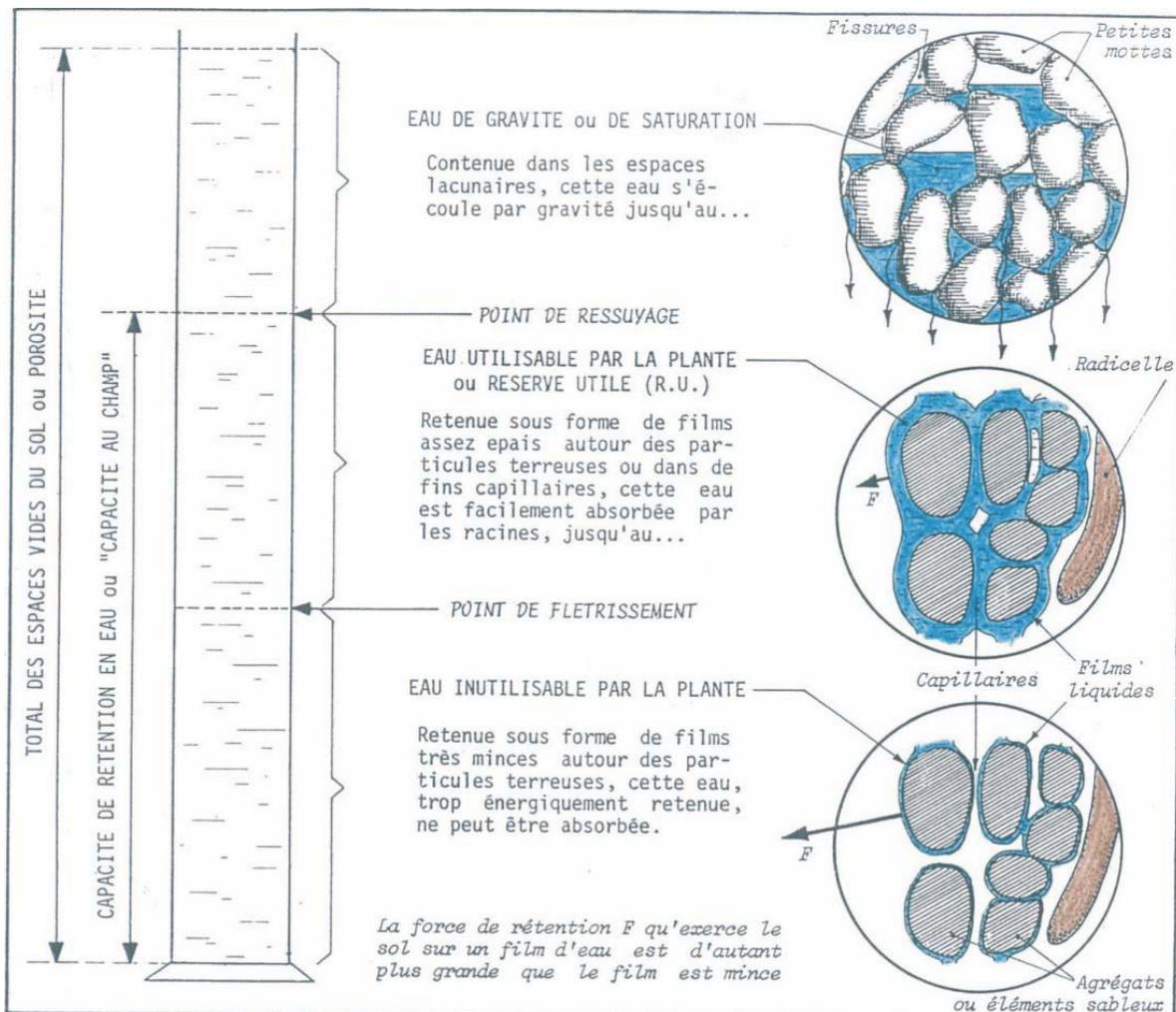


Figure 6 : Les trois états de l'eau dans le sol (Soltner, 1988)

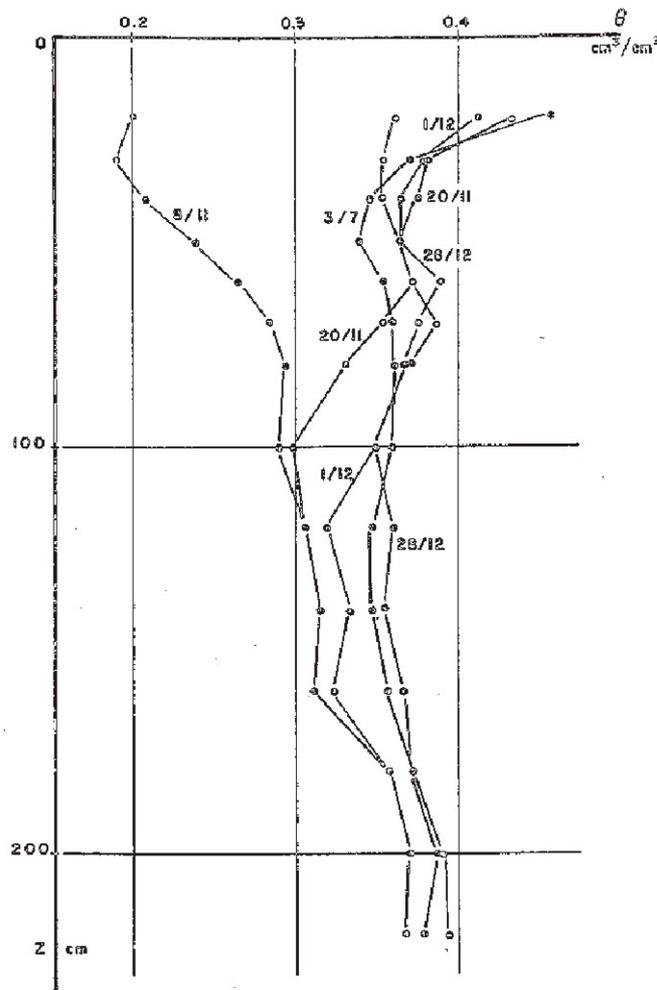
- ❖ l'eau liée, elle est attachée à la surface des grains par le jeu des forces d'attraction moléculaires. Plus la molécule d'eau est loin du grain, plus ces forces décroissent. Ces forces peuvent atteindre quelques dizaines de milliers de bar. Selon la distance des molécules d'eau aux grains, les

propriétés de l'eau sont fortement modifiées : très grande viscosité, forte densité. De nombreux ions, principalement des cations, peuvent y être retenus par attraction conjuguée des molécules d'eau et de celle du solide. Il existe une zone de transition où les molécules d'eau supportent encore une attraction non négligeable et sont immobiles.

- ❖ au-delà, les forces d'attraction sont négligeables et l'eau est dite libre. Elle est susceptible de se déplacer sous l'effet de la gravité ou des gradients de pression.

Ces phénomènes d'adsorption des molécules d'eau et des ions sont liés à la surface spécifique du milieu et sont particulièrement importants pour les minéraux argileux.

On constate dans un sol contenant à la fois de l'air et de l'eau, que l'eau libre mouille les grains solides, c'est-à-dire les entoure, tandis que l'air a tendance à être disposé au milieu des vides. Quand la phase eau est continue, mais ne circule plus sous la seule influence de la gravité, on dit en agronomie, que le sol a atteint sa capacité au champ.



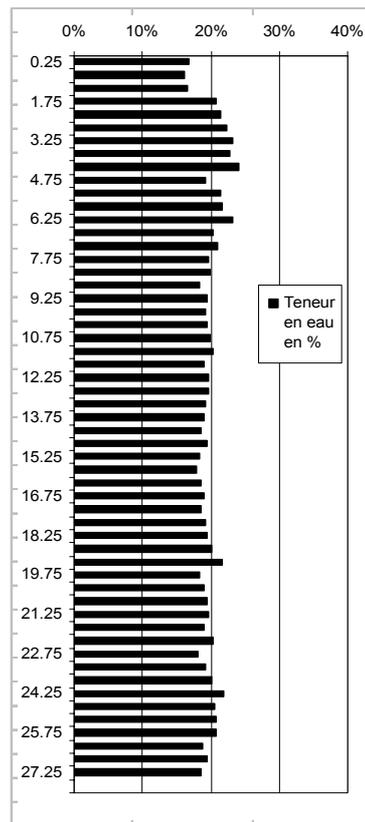
**Figure 7 : Evolution des profils de teneur en eau à HERISSART dans la Somme (Royer, 1974)**

La figure 7 présente les variations des profils de teneur en eau au droit d'une même parcelle agricole en fonction du temps.

Ces profils de teneur en eau ont été mesurés du 3 juillet au 28 décembre 1972, sachant que les précipitations ont été conséquentes entre le 8 et le 22 novembre, avec 103 mm de pluviométrie.

Ainsi, on constate des variations importantes de la teneur en eau essentiellement dans les 50 premiers centimètres. De fortes pluies induisent une augmentation forte et rapide de la teneur en eau du sol. En dessous de un mètre de profondeur, les variations du profil de teneur en eau sont très faibles, voire inexistantes.

Nous avons également observé ce phénomène au droit de l'ensemble des sondages que nous avons réalisés au sein de la zone non saturée crayeuse, comme l'exemple de la figure 8.



**Figure 8 : Exemple de profil de teneur en eau au sein de la zone non saturée crayeuse dans le Cambrésis [4]**

Au droit des 120 sondages que nous avons réalisés, on constate que dès qu'on pénètre de 1.0 à 1.5 m dans la craie, celle-ci est déjà proche de la saturation (teneur en eau de l'ordre de 20 % en moyenne) (figure 8).

## 2<sup>ème</sup> Partie : Les campagnes de sondages In situ

Nous avons réalisé plusieurs campagnes de sondages in situ, à travers le bassin Artois Picardie, afin de suivre et de comprendre la migration d'un front de pollution azotée au sein de la zone non saturée crayeuse. Les sites choisis diffèrent essentiellement par la géologie du recouvrement sur la craie, la fissuration de la craie mais surtout les conditions météorologiques et hydrogéologiques lors du prélèvement. Ces campagnes ont été effectuées de 1996 à 2003. Les principaux sites de prélèvements ont été les suivants :

- ❖ VALLÉE DE L'ESCREBIEUX (62 – 59),
- ❖ LE CAMBRESIS (59),
- ❖ AIRON-SAINT-VAAST (62),
- ❖ BASSIN DE L'HALLUE (80),
- ❖ BUSSY-LES-DAOURS (80),
- ❖ JUMEL (80),
- ❖ HOULLE-MOULLE (62).

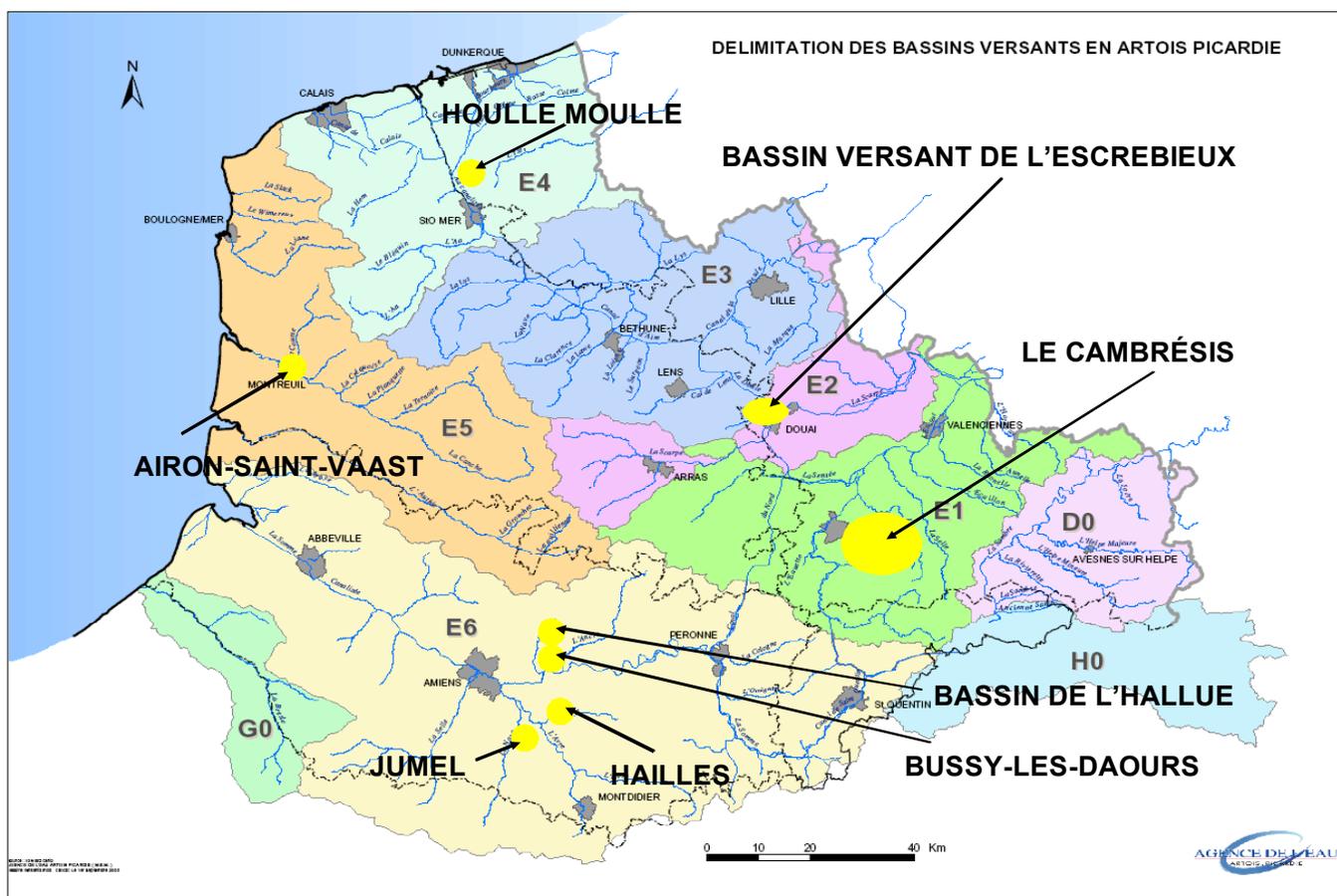


Figure 9 : Localisation des principaux sites de prélèvements de sol

Toutes les campagnes se sont déroulées globalement de la même manière mais leur interprétation s'est enrichie avec l'expérience. Ainsi, nous avons dans un premier temps réalisé des profils azotés au sein de la zone non saturée crayeuse.

## **2.1. LE PRELEVEMENT DES ECHANTILLONS DE SOL**

### **2.1.1. PROFILS AZOTES ET PROTOCOLE D'ECHANTILLONNAGE DES SOLS**

Une mesure de la concentration en azote ou en nitrate de l'eau interstitielle contenue dans le sol, à différentes profondeurs, permet de réaliser au droit d'une parcelle un profil azoté.

La comparaison de profils successifs de nitrates sur une même parcelle, à plusieurs années d'intervalle, permet d'obtenir une réponse sur les flux de nitrates, qui migrent vers la nappe et sur leur vitesse de migration.

Pour suivre le déplacement des nitrates, nous avons besoin d'un élément chimique, ayant une vitesse comparable à l'azote et ne subissant aucune interaction biochimique. Cet élément joue alors le rôle de témoin, la comparaison entre le profil de l'élément témoin et le profil azoté permet de statuer sur l'évolution des nitrates. Pour cela, on utilise les ions chlorures, les ions sulfates étant moins mobiles et plus facilement bloqués dans le sol par adsorption.

Ensuite, la comparaison entre les historiques cultural et pluviométrique de la parcelle avec le profil en azote obtenu, après analyse du sol, permet d'approcher la vitesse de migration de l'azote vers la nappe.

Afin de réaliser ces profils, il est nécessaire d'effectuer une prise d'échantillons de sol sur une verticale, d'en extraire l'eau interstitielle et d'analyser sa teneur en nitrates. L'espacement de la prise d'échantillon est très important pour la visualisation des pics.

Les différentes méthodes de prélèvement, la bibliographie associée et les résultats observés en Champagne ont été explicités dans le mémoire de DEA de Sabine LACHEREZ [1996, 1].

Plus de 120 sondages ont été réalisés dans des parcelles agricoles, les prélèvements de sol sont toujours réalisés de la même façon, à la tarière hélicoïdale en  $\phi$  135 mm de diamètre, à sec.



**Figure 10 : Réalisation d'un sondage à la tarière hélicoïdale à sec dans la craie**

La sondeuse (figure 10) est implantée à chaque fois au minimum, de 25 à 35 m à l'intérieur du champ, afin d'éviter tout « recoupage d'engrais » au droit du sondage (le matériel agricole ayant évolué et étant de taille importante, l'agriculteur est obligé de manœuvrer en bordure du champ, induisant la possibilité d'un double amendement d'engrais sur les 25 premiers mètres de la parcelle environ).

Nous avons effectué des passes maximales de 2 m, quand le terrain se tenait, car ensuite il devient difficile d'attribuer les échantillons à un horizon donné. Le train de tarière était donc remonté au minimum tous les deux mètres de foration, sans rotation à la surface.

Nous avons prélevé les tours de spire tous les 50 centimètres. Avant de prélever l'échantillon de sol, on prenait soin de ne conserver que le cœur de la spire, l'extérieur de la spire et l'intérieur étaient enlevés afin que l'échantillon prélevé soit strictement représentatif de l'horizon choisi et « non pollué » par les horizons supérieurs lors de la remontée des tarières.

Les échantillons de sol ainsi nettoyés étaient immédiatement mis sous sachets plastiques fermés, étiquetés et conditionnés en glacière. Le train de tarière était débarrassé des résidus de sol, avant d'être redescendu et de poursuivre la foration.

A chaque succession lithologique, un prélèvement de sol supplémentaire était effectué pour le lever de la coupe géologique au laboratoire de sol.

Le sondage pénètre au minimum de 1.5 m dans la nappe de la craie au droit de chaque parcelle.

L'ensemble des échantillons de sol prélevés était déposé le soir même au laboratoire d'analyse choisi. Ce laboratoire n'ayant pas à chaque fois la capacité et le temps de traiter l'ensemble des échantillons (week-end), certains échantillons ont été congelés, afin de conserver leurs caractéristiques, avant d'être traités et analysés.

Le niveau statique de la nappe de la craie a été mesuré en fin de foration (niveau non stabilisé), puis le sondage était rebouché au coulis de ciment sur la majorité de la hauteur, à l'exception du dernier mètre à la surface, qui était rebouché avec de la terre végétale ou des déblais, le jour même.

### **2.1.2. LES ANALYSES**

L'échantillon de sol est tout d'abord homogénéisé, pour être représentatif des 50 cm de sol, correspondant au prélèvement.

Sur chaque échantillon, on mesure en premier lieu la teneur en eau. C'est une mesure à l'étuve qui est réalisée. Le laboratoire, après avoir mesuré une quantité donnée de sol, détermine le poids de la matière sèche et humide.

La recherche des éléments chimiques est réalisée par la méthode de dilution : Quelques dizaines de grammes de sol sont prélevés auxquels on rajoute un volume d'eau distillé. Après mélange et centrifugation, cette solution est filtrée, afin de réaliser les analyses sur l'extrait obtenu.

Pour chaque campagne, nous avons dosé sur ces extraits les teneurs en nitrates, en ammonium et en chlorures. Les mesures ont été effectuées par colorimétrie.

Lors de la toute première campagne (vallée de l'Escrebieux [1]), nous avons également mesuré le teneur en carbone organique du sol, de façon à pouvoir mettre en évidence des zones propices aux phénomènes de dénitrification naturelle au sein de la zone non saturée.

La teneur en bore a également été mesurée sur le sol sec pour la plupart des campagnes. Puis au vu des résultats et après discussion avec le laboratoire, nous avons décidé de ne mesurer que le bore soluble. En effet, la première mesure qui était effectuée, déterminait la teneur en bore total de l'échantillon, c'est-à-dire, la partie soluble et celle fixée au sol.

On observe ainsi un rapport de 10 entre les mesures effectuées en zone non saturée et celle de l'eau de la nappe. Enfin, le but de ces observations était de comparer les mesures effectuées sur l'eau interstitielle migrant dans la zone non saturée et les mesures observées dans la nappe.

Les résultats du laboratoire sont exprimés en mg par kilos de matières sèches, puis sont convertis en mg/l grâce à la formule suivante :

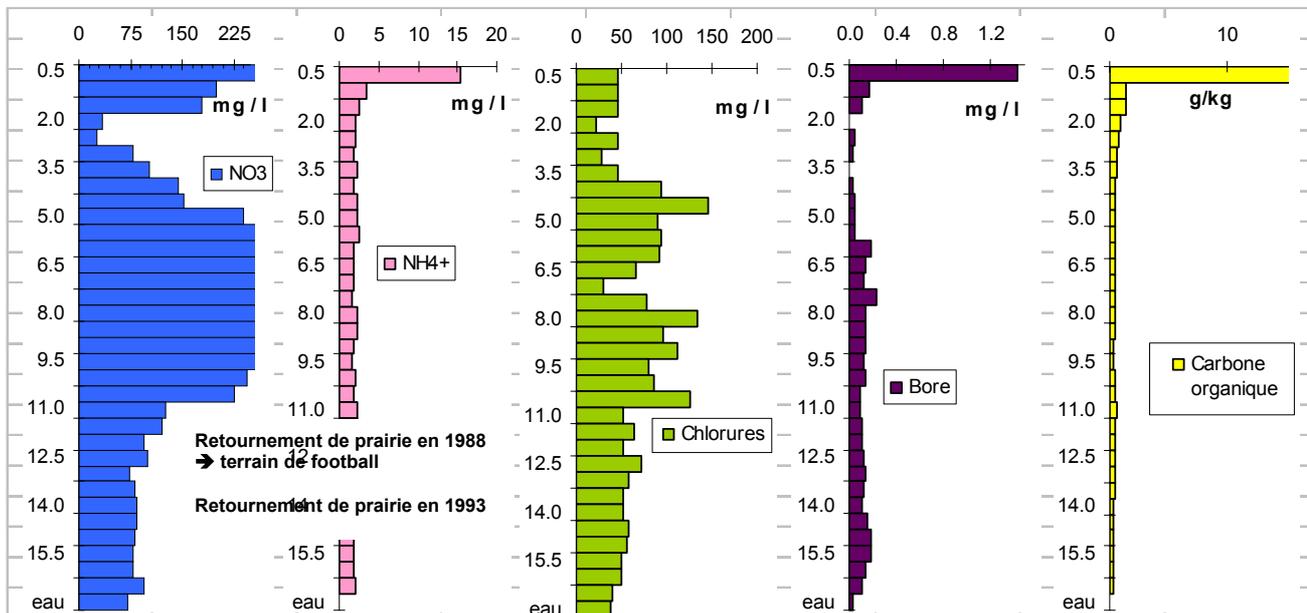
$$\text{Concentration en mg/l eau} = \frac{\text{Concentration en mg/kg sec} \times \text{Matière sèche en } \frac{\text{o}}{\text{o}}}{100 - \text{Matière sèche en } \frac{\text{o}}{\text{o}}}$$

Les mêmes analyses ont été effectuées sur les échantillons d'eau de nappe.

## 2.2. LES OBSERVATIONS DE LA PROPAGATION DU FRONT GEOCHIMIQUE DANS LA ZONE NON SATURÉE

### 2.2.1. INFLUENCE DES RETOURNEMENTS DE PRAIRIE

La zone non saturée de la craie constitue un stock d'azote nitrique en déplacement lent, dont le maximum est lié aux épisodes culturaux de surface. La vitesse moyenne de transfert des nitrates est de 0,5 à 0,9 m/an selon la nature du couvert végétal, pour Chiesi (1993), Ballif et Muller (1993), Vachier, Dever, Fontes (1987), Seguin et Moreaux (1986), Allain (1985), Wellings et Bell(1980).



**Figure 11 : Profil nitrate de mai 1996 reflétant l'historique culturel de surface dans la vallée de l'Escrebieux**

La connaissance de la date d'événement comme des retournements de prairie, qui provoquent un relargage de nitrates permet de calculer la vitesse de migration des nitrates qui est ici de 1.0 m/an (figure 11). La parcelle illustrant la figure 10 a subi deux retournements de prairie successifs, l'un en 1988 et l'autre en 1993.

### 2.2.2. TRAÇAGE NATUREL PAR LE BORE

En agriculture, le bore est apporté sur les betteraves sucrières et parfois sur les pommes de terre. Son application empêche le pourrissement du cœur de la betterave (5% du bore utilisé).

Le bore est également utilisé dans l'industrie du verre (50 %), dans la céramique (10 %) pour son pouvoir réfractaire et en sidérurgie (fondant), mais aussi de la tannerie à l'énergie nucléaire. On le retrouve également présent, dans les lessives domestiques comme détergents (20 % du bore utilisé).

Dans les lessives, le bore est sous forme d'acide borique comme stabilisateur enzymatique mais surtout sous forme de perborate de sodium comme agent de blanchiment :

$\text{NaBO}_3 + 4\text{H}_2\text{O} \Rightarrow \text{Na}^+ + \text{B}(\text{OH})_4^- + \text{H}_2\text{O} + \text{H}_2\text{O}^2$  (détachage et blanchiment des fibres textiles)

Le Perborate de sodium représente 10 à 30 % de la composition des lessives. Il n'existe pas de procédé industriel d'élimination du bore. En station d'épuration, le flux entrant en bore est égal au flux sortant. La teneur moyenne de l'eau rejetée en sortie de station d'épuration est de 2.5 mg/l.

Le bore est donc un marqueur intéressant de la pollution urbaine et des défauts d'assainissement.

Dans le bassin Artois Picardie, 558 mesures ont été réalisées dans les départements de la Somme, du Pas de Calais et du Nord. Les résultats sont les suivants :

Concentration en bore en $\mu\text{g/l}$	Pourcentage
$[\text{B}] \leq 30$	61.0 %
$30 < [\text{B}] \leq 60$	16.0 %
$60 < [\text{B}] \leq 100$	10.0 %
$100 < [\text{B}] \leq 300$	9.0 %
$[\text{B}] > 300$	3.5 %

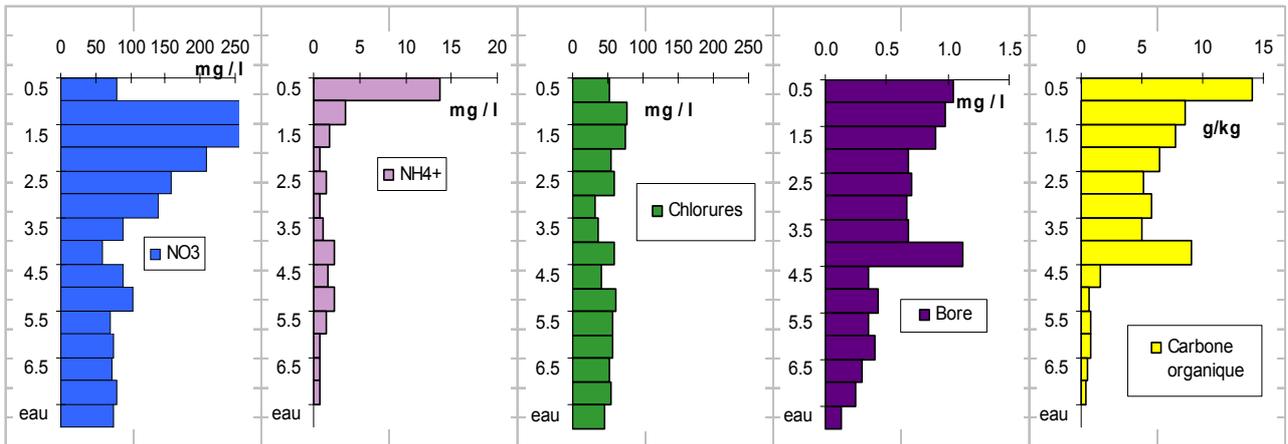
Tableau 4 - Répartition des teneurs en bore de la nappe de la craie dans le bassin Artois Picardie en 1996 sur 558 mesures

Dans la nappe de la craie, en régime libre, 90 % des teneurs en bore sont inférieures ou égales à 30  $\mu\text{g/l}$ , correspondant à un bruit de fond continu naturel. Dans le Boulonnais, à proximité de la cote (Manche), on observe des teneurs supérieures à 100  $\mu\text{g/l}$ , essentiellement dues aux embruns et aux pluies.

Quand la nappe de la craie, passe en régime captif, au niveau des Flandres ou du bassin d'Orchies, on observe une augmentation de la teneur en Bore entre 300  $\mu\text{g/l}$  à 1 mg/l associé à une baisse de la teneur en nitrates.

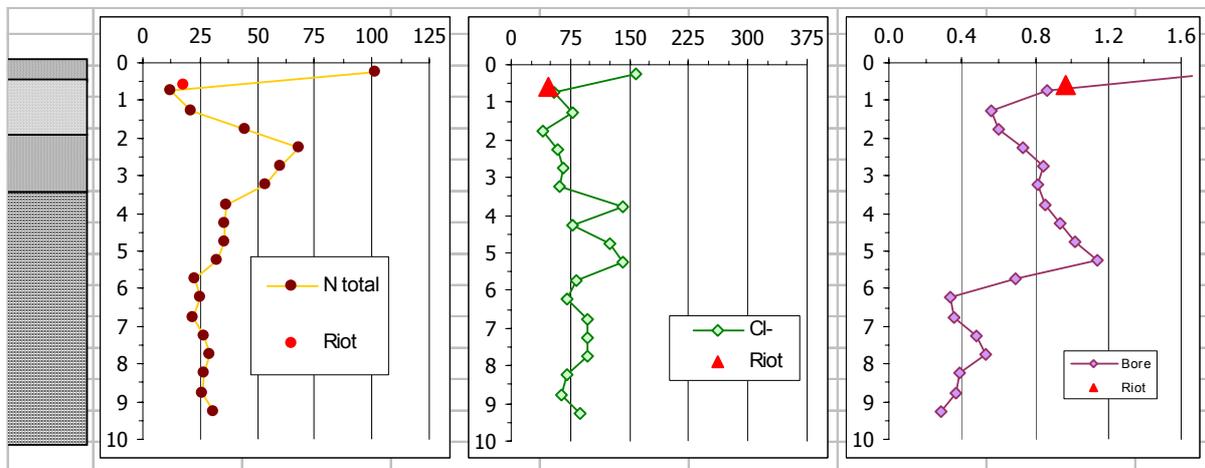
Ainsi, une zone polluée par des défauts d'assainissement ou des eaux résiduaires montrera des concentrations supérieures à 60  $\mu\text{g/l}$  en bore dans la nappe et des teneurs élevées en nitrates, chlorures et sulfates.

Le bore est donc un bon traceur naturel de la pollution du type « eaux usées » (figure 12).



**Figure 12 : Profils réalisés dans une pâture au centre d'IZEL-LES-ESQUERCHIN en bordure de l'Escrebieux**

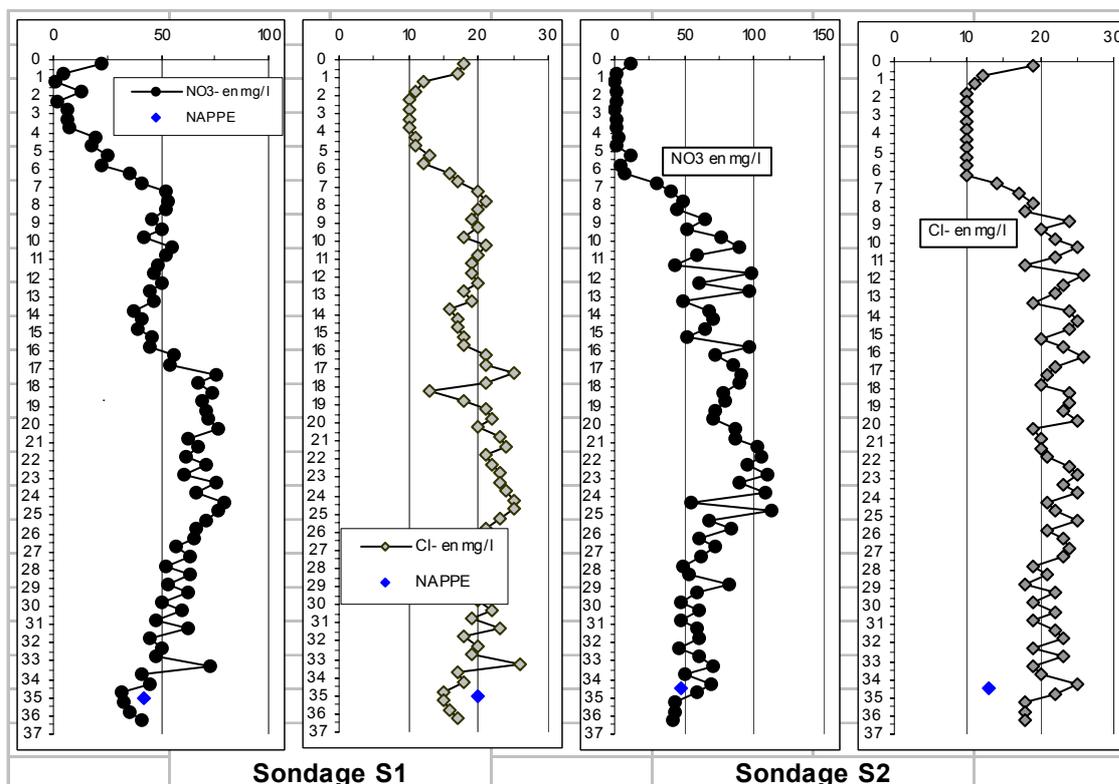
En général, les profils en bore en zone non saturée sont relativement homogènes, on n'observe pas de grandes variations entre les profils. Pour tous, on constate une décroissance de la teneur en bore sur 2 m de profondeur, puis la concentration en bore est inférieure au seuil de détection analytique. La figure 11 restitue des profils géochimiques réalisés en bordure de l'Escrebieux, celui-ci débordant régulièrement. On observe donc une teneur de l'ordre de 1 mg/l de bore jusque 4.5 m de profondeur, associée à de fortes teneurs en nitrates. La teneur en matière organique du sol joue vraisemblablement un rôle dans la présence ou non de bore soluble.



**Figure 13 : Profils réalisés en bordure d'un cours d'eau véhiculant des eaux résiduaires dans le Cambrésis (juin 2001) – LIGNY-HAUCOURT**

Des observations analogues sont faites dans le Cambrésis avec une imprégnation d'eau à 1 mg/l de bore jusqu'à 5 m (figure 13).

### 2.2.3. LES PARCELLES EN JACHERE



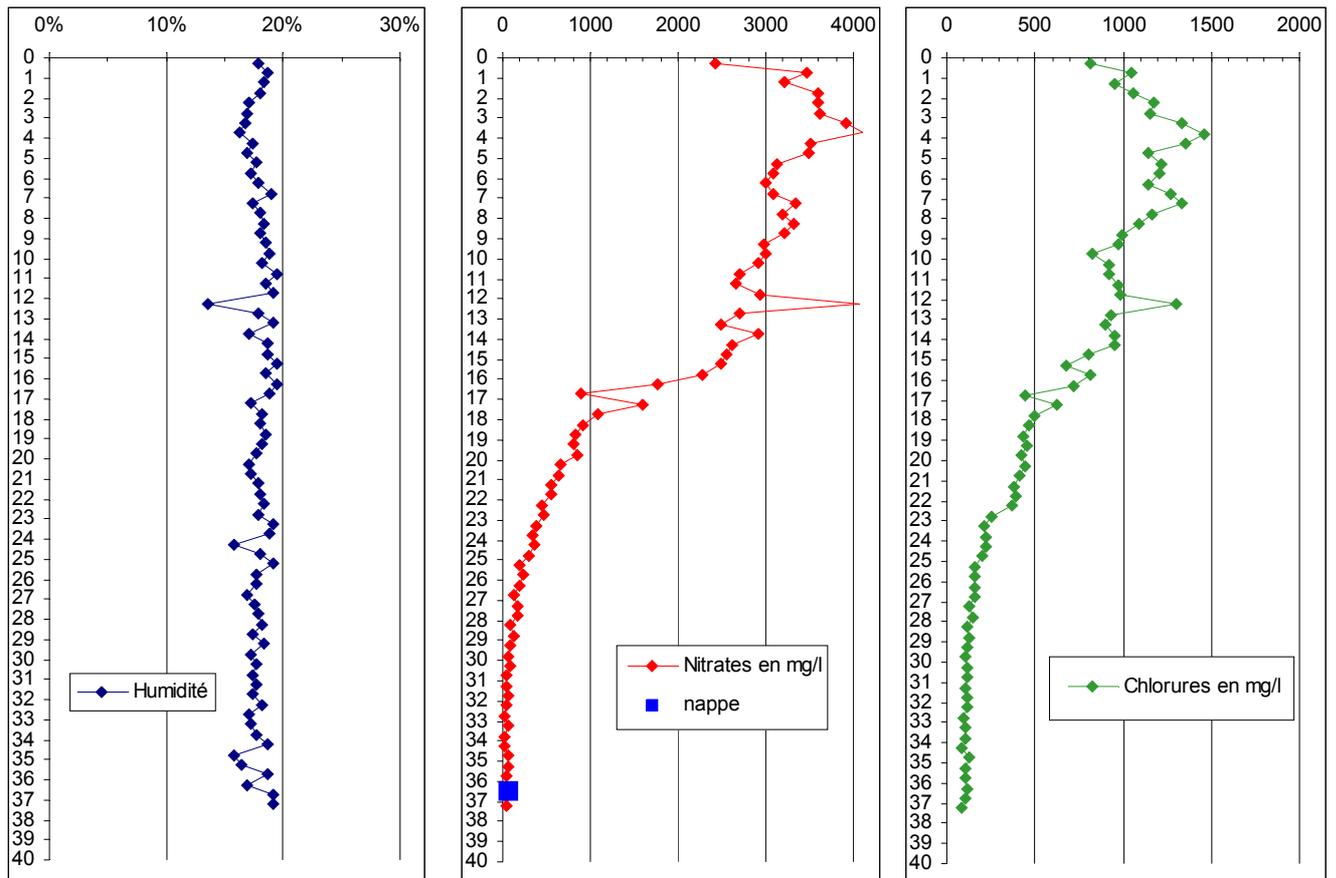
**Figure 14 : Profils azotés réalisés en janvier 2003 au droit de parcelles en jachère depuis 1995 sur HOULLE MOULLE (62)**

Des modifications du couvert végétal vont influencer parfois très nettement les profils de nitrates dans la zone non saturée. Ainsi, sur deux parcelles en jachères depuis 1995 (figure 14), sur lesquelles nous avons réalisées des profils en nitrates, on note l'absence de nitrates au sein des 6 premiers mètres et la diminution importante de la teneur en chlorures (divisé par 2). Au droit de ces deux sondages, on observe la craie pratiquement à l'affleurement.

### 2.2.4. STOCKAGE DE DECHETS VERTS

Le sondage suivant a été effectué au droit d'un ancien stockage de déchets verts (tontes de pelouse, tailles d'arbustes, ...) sur la commune de HAILLE (80). La succession lithologique est ici constituée de limons surmontant la craie séno-turonienne.

On remarquera sur les 16 premiers mètres des profils de la figure 15 une minéralisation excessive en chlorures et en nitrates. En effet, sur les 16 premiers mètres, le profil azoté dépasse les 1000 mg/l en nitrates, pour atteindre un maximum de 4000 mg/l (seuil de potabilité de l'eau vis-à-vis des nitrates à 50 mg/l), quant aux chlorures leur concentration dépasse les 500 mg/l pour atteindre un maximum de 1500 mg/l (seuil de potabilité de l'eau vis-à-vis des chlorures à 250 mg/l). De plus, on observe une correspondance parfaite entre le profil azoté (pics et forme) et le profil en chlorures.

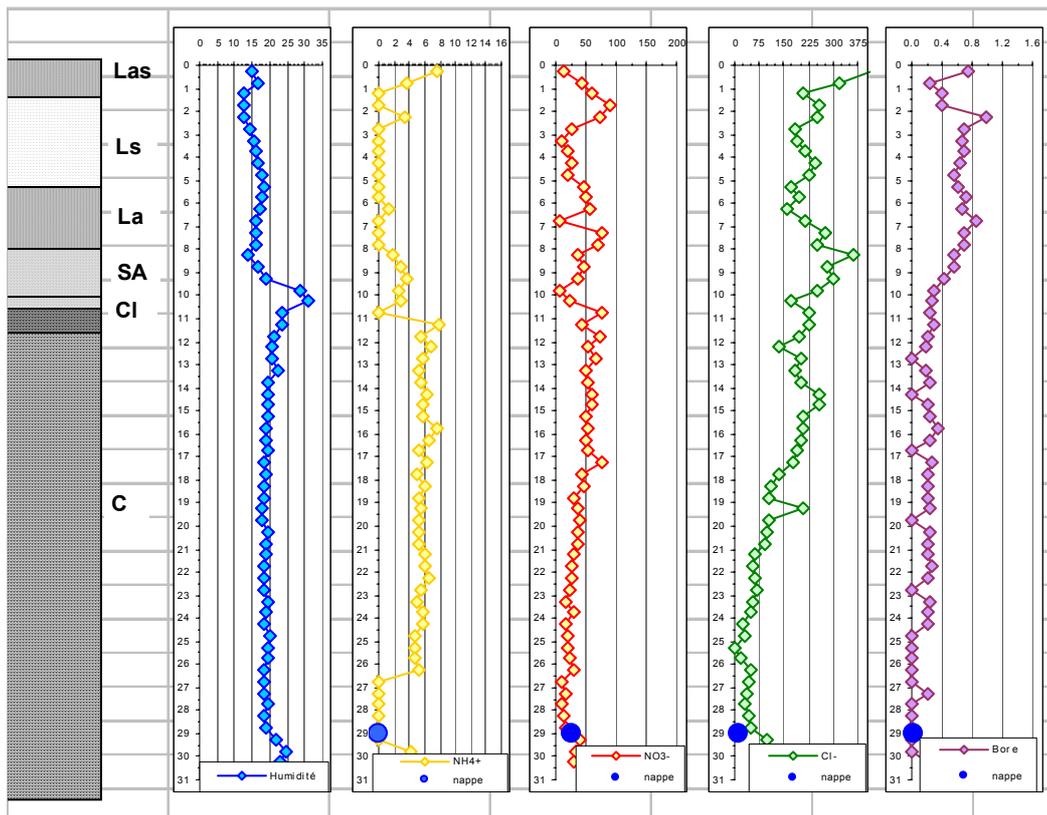


**Figure 15 : Profil azoté réalisé en 2000 dans une parcelle située au droit d'un ancien stockage de déchets verts sur la commune de HAILLE (80)**

## **2.3. INTERPRETATION DES PROFILS AZOTES**

### **2.3.1. OBSERVATIONS GENERALES**

Au droit de chaque parcelle sondée on obtient un profil azoté en fonction de la profondeur. A titre d'exemple, sont présentés sur la figure 16 les profils issus des échantillons de sol prélevés sur le territoire de la commune d'ABANCOURT (59).



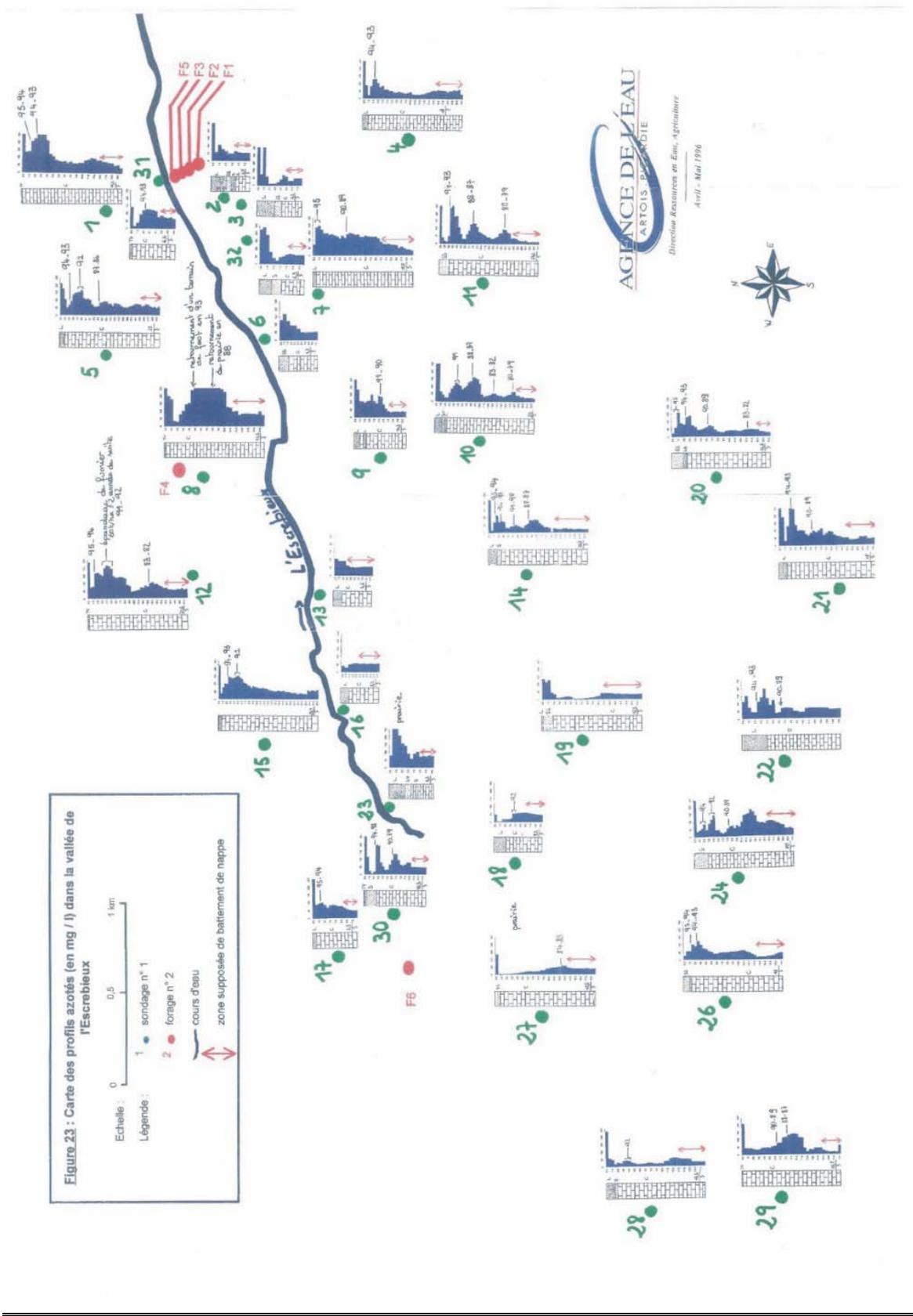
C : craie, Las : limon argilo-sablonneux, Ls : limon sablonneux, La : limon argileux, SA : sable, Cl : craie altérée  
 Les teneurs sont en mg/l.

**Figure 16 : Profils obtenus en juin 2001 sur la commune d'ABANCOURT (59) [5]**

Le profil est caractéristique d'une succession lithologique classique : limon éolien sur craie, retrouvé sur les plateaux crayeux du cambésis.

On observe ainsi, en ce qui concerne les nitrates, une concentration de plus de 50 mg/l jusqu'à la profondeur de 17 mètres, puis une décroissance jusqu'à la nappe (25 mg/l). On peut voir dans cette migration l'influence de l'entraînement d'azote lessivable à la faveur des pratiques agricoles postérieures aux années soixante.

Ces observations sont comparables à celles effectuées en Champagne (Chiesi, 1993) et à celles (figure 17) que nous avons réalisées, notamment dans la vallée de l'Escrebieux (Lacherez, 1996).



**Figure 17 : Restitution des profils azotés réalisés en mai 1996 dans la vallée de l'Escrebieux (Lacherez, 1996)**

Nous avons essayé d'interpréter ces profils en fonction des connaissances locales et ponctuelles disponibles, c'est-à-dire la pluviométrie et l'historique des rotations de cultures sur la parcelle cultivée considérée.

Le laboratoire d'analyse nous a fourni des résultats en mg/l de nitrates par tranche de sol. La pluviométrie étant en mm d'eau par unité de temps, nous pouvons, en fonction de l'historique cultural, aboutir à des unités correspondants à des Kg d'azote total / ha épandus sur le sol.

### **2.3.2. CALCUL DES PRECIPITATIONS EFFICACES**

La prise en compte de la pluviométrie efficace est essentielle dans le calcul, afin de visualiser la rythmicité des infiltrations d'eau vers le réservoir crayeux au cours du cycle biologique de la plante cultivée et mesurer la lame d'eau qui lessivera l'azote non fixé au sol.

Pour le calcul des précipitations efficaces, on choisit un pas de temps, journalier, décadaire ou mensuel, sachant que plus le pas de temps choisi est petit, moins on surestime la quantité d'eau qui s'infiltré.

Le calcul des précipitations efficaces est effectué selon la méthode du bilan de THORNTHWAITE. Cette méthode est basée sur la notion de réserve en eau facilement utilisable ou RFU.

On admet que le sol est capable de stocker une certaine quantité d'eau (la RFU) ; cette eau peut être reprise pour l'évaporation par l'intermédiaire des plantes. La quantité d'eau stockée dans la RFU est bornée par 0 et la RFU max (capacité maximale de la RFU suivant les sols et sous-sols considérés).

On admet que la satisfaction de l'évapotranspiration (Etp) a priorité sur l'écoulement, c'est-à-dire qu'avant qu'il n'y ait d'écoulement, il faut avoir satisfait le pouvoir évaporant ( $Etp = Etr$ , évapotranspiration réelle). Par ailleurs, le complément de la RFU est également prioritaire sur l'écoulement.

On établit ainsi un bilan à l'échelle décadaire, à partir de la pluie et de l'Etp de la décade et de la RFU maximale.

Nous avons pris en considération la pluviométrie et la température au pas de temps décadaire des stations météorologiques d'EPIGNOY, DOUAI, HOULLE-MOULLE et AILLY-SUR-NOYE, stations les plus proches des sites étudiés, et l'évapotranspiration Penman fournie par MétéoFrance au pas de temps décadaire.

Le calcul des précipitations efficaces a donc été effectué par décade et pour plusieurs RFU maximales, choisies en fonction de données locales (cf. tableau 5). Pour obtenir les précipitations efficaces annuelles de l'année  $i$ , nous avons ajouté les résultats, obtenus décade par décade, du 1<sup>er</sup> septembre de l'année  $i-1$  au 31 août de l'année  $i$ .

Le calcul a été mené de façon à s'adapter le mieux possible aux types de culture. En effet, les apports et amendements commencent bien souvent dès le mois de septembre de l'année  $i-1$ , pour une récolte en été de l'année  $i$ . C'est cet azote potentiellement lessivable qui sera entraîné par les pluies efficaces calculées ci-dessus.

RFU max	70.00	80.00	90.00	100.00	110.00	120.00	125.00	130.00	140.00	150.00
Année	Pluies efficaces									
1980	84.10	84.10	84.10	84.10	84.10	84.10	84.10	84.10	84.10	84.10
1981	143.90	143.90	117.90	117.90	104.40	89.90	89.90	89.90	89.90	60.80
1982	234.90	234.90	234.90	234.90	177.20	177.20	158.40	158.40	158.40	158.40
1983	258.80	236.80	220.00	214.50	214.50	214.50	214.50	214.50	175.90	164.30
1984	113.50	95.90	95.90	95.90	95.90	62.20	62.20	62.20	36.50	12.20
1985	244.10	192.20	192.20	192.20	192.20	149.00	149.00	138.20	138.20	119.00
1986	143.00	143.00	114.90	114.90	96.50	96.50	80.60	80.60	80.60	80.60
1987	245.60	245.60	245.60	245.60	245.60	245.60	187.40	187.40	175.10	175.10
1988	360.30	360.30	360.30	360.30	360.30	360.30	360.30	360.30	360.30	360.30
1989	170.00	154.10	140.50	140.50	140.50	140.50	103.20	103.20	91.20	79.20
1990	109.90	86.60	81.50	81.50	52.20	48.50	48.50	48.50	48.50	17.50
1991	207.80	207.80	207.80	187.00	168.90	168.90	168.90	148.50	148.50	136.20
1992	157.20	124.30	124.30	124.30	124.30	90.80	90.80	90.80	60.90	55.00
1993	232.70	188.90	188.90	175.50	175.50	151.30	151.30	151.30	151.30	151.30
1994	311.00	311.00	286.90	286.90	286.90	286.90	249.70	249.70	238.30	225.70
1995	287.70	287.70	287.70	253.40	253.40	253.40	253.40	253.40	212.70	212.70
1996	86.10	86.10	48.90	48.90	27.00	4.50	0.00	0.00	0.00	0.00
1997	135.50	135.50	135.50	108.90	108.90	108.90	80.30	80.30	80.30	80.30
1998	279.60	248.40	248.40	224.60	224.60	224.60	224.60	224.60	187.40	187.40
1999	396.90	362.30	362.30	362.30	335.40	335.40	335.40	335.40	335.40	335.40
2000	445.00	404.20	392.60	392.60	392.60	392.60	392.60	392.60	340.60	340.60

Tableau 5 - Précipitations efficaces annuelles au droit de la station d'EPINOY calculées décade par décade selon la méthode ci-dessus

### **2.3.3. LES HISTORIQUES CULTURAUX**

Les Chambres d'Agriculture du Nord, du Pas de Calais et de la Somme nous ont aidé dans notre démarche auprès des agriculteurs concernés et ont réalisé les enquêtes sur les historiques cultureux au droit de chaque parcelle dans laquelle un sondage était programmé.

Pour ces enquêtes, on cherche à obtenir, pour chaque année de culture, le type d'assolement (blé, betterave, ...), le rendement de la culture mise en place, l'apport d'engrais minéral au sol, le type et la quantité d'amendement organique (fumier, ...), le devenir des résidus de récolte et le reliquat azoté contenu dans le sol à la sortie de l'hiver.

Le tableau 6 résume, à titre d'exemple, l'historique des activités agricoles sur la parcelle concernée par le sondage S13 réalisé dans le Cambrésis (cf. figure 18). Dans les chapitres suivants, les résultats des bilans AZOBIL et CORPEN correspondront à cet historique de cultures.

S13	Culture	Rendement réel ou estimé	Devenir des résidus	Culture intermédiaire	Fumure minérale		Reliquat sortie hiver	Fumure organique
					nb unités	nb apports		
Récolte 01	maf			non	140	1	56	
Récolte 00	ble	98	récoltés	non	183	3	60	
Récolte 99	maf	15	récoltés	non			68	40T fumier bovin
Récolte 98	ble	95	récoltés	non	120	2	95	
Récolte 97	pdc	120	récoltés	non	0	0	81	
Récolte 96	ble	105	récoltés	non	155	3	93	
Récolte 95	bet	74	enfouis	non	100	1	51	
Récolte 94	ble	88	récoltés	non	145	2	50	
Récolte 93	maf	15	récoltés	non	150	1	110	35 T fumier bovin
Récolte 92	esc	72	récoltés	non	140	2	110	
Récolte 91	ble	85	récoltés	non	140	3	75	
Récolte 90	bet	68	enfouis	non	130	1	107	
Récolte 89	ble	92	récoltés	non	125	2	80	
Récolte 88	pdc	100	enfouis	non	0	0	30	
Récolte 87	ble	70	récoltés	non	120	2	50	
Récolte 86	maf	14	récoltés	non	150	1	83.18	35 T fumier bovin

Tableau 6 - Historique cultural de la parcelle agricole correspondant au sondage S13 (Cambrésis)

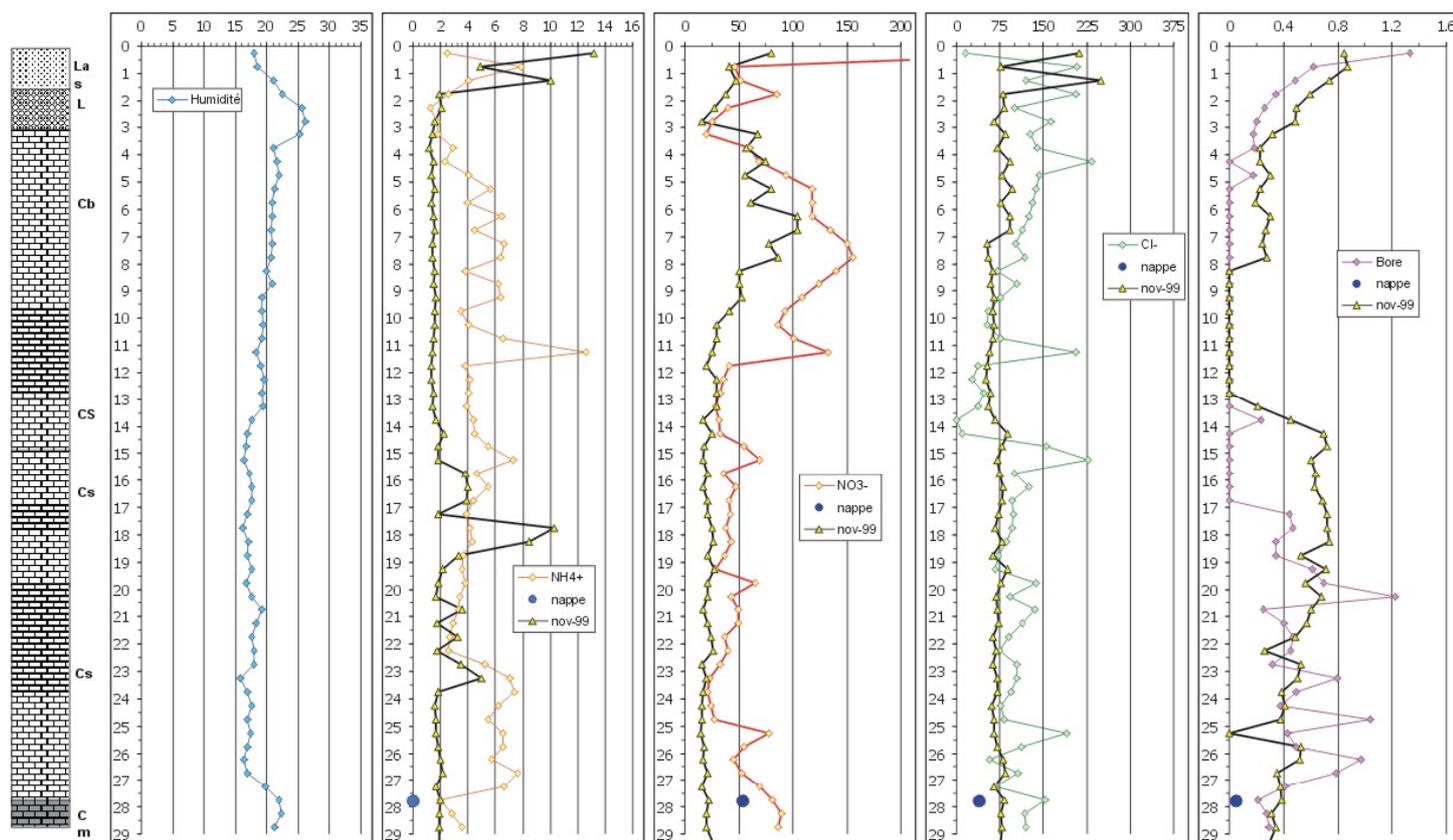


Figure 18 : Profils obtenus au droit du sondage S13 en novembre 1999 et en juin 2001 dans le Cambrésis (humidité en % et les autres éléments en mg/l)

Les données du tableau 6 permettent de calculer a posteriori par la méthode du bilan de type AZOBIL ou CORPEN, la quantité d'azote lessivable par année au droit de chaque parcelle traversée par un sondage afin d'interpréter le profil azoté obtenu par l'analyse de l'eau interstitielle :

- Bilan AZOBIL : c'est une méthode prévisionnelle de fumure, qui est utilisée par les techniciens des chambres d'agriculture pour le conseil aux agriculteurs. Elle est utilisée ici à partir des rendements réels,

- Bilan CORPEN : c'est une méthode a posteriori basée sur les exportations d'azote par les plantes cultivées suite à leur croissance.

### 2.3.3.1. Méthode du bilan AZOBIL

La méthode AZOBIL permet d'évaluer un bilan d'azote et ainsi d'équilibrer les fournitures en azote (N) apportées par le sol (reliquats et minéralisation) et par l'agriculteur (minérales et organiques) avec les besoins de la plante en fonction du type de sol. Ce bilan est issu de la formule suivante :

$$X + Ma + Mh + Mr + Rh = b \times y + Rf \quad (1)$$

Avec	X	: engrais minéral apporté en kg N/ha,
	Ma	: minéralisation des matières organiques fournies par l'agriculteur en kg N/ha,
	Mh	: minéralisation de l'humus en kg N/ha,
	Mr	: minéralisation des résidus de récolte en kg N/ha,
	Rh	: reliquat d'azote minéral en sortie d'hiver en kg N/ha,
	b	: azote minéral absorbé par unité produite en kg N,
	y	: nombres d'unités produites (rendement objectif) en quintaux, tonnes ou tonnes de matières sèches /ha,
	Rf	: reliquats d'azote minéral post-récolte en kg N/ha.

Avec l'historique fourni par les agriculteurs, on connaît X, Ma, y par année à la parcelle. Rh est mesuré au printemps ou estimé par le conseiller agricole de la Chambre d'Agriculture en fonction de l'assolement de l'année précédente et de la région. b, Mr, Mh sont approchés par des coefficients qui sont fonction du type de sol et des cultures. Ces coefficients sont détaillés en annexe 2.

La minéralisation potentielle de l'humus (Mh, cf. annexe 8) pour un sol non calcaire, de pH > 6 avec un taux de matière organique de 2 % est estimé à 80 kg N/ha/an (Azote et Agriculture, 1994). En fonction du temps d'occupation du sol (tos) par la culture et de sa profondeur d'enracinement (te), ce potentiel sera partiellement ou totalement exploité.

La minéralisation des résidus de récolte (Mr) prend en compte le devenir des résidus de la récolte précédente (r) mais aussi l'arrière effet prairie (p) et l'effet engrais vert (ev) (cf. annexe 2) :

$$Mr = r + p + ev$$

Pour tout apport de matière organique (engrais de ferme ou autre), la minéralisation (Ma) tient compte des effets directs (ed) de cet apport (part de la minéralisation effective la première année) ainsi que des arrières effets (ae) correspondant aux apports des années antérieures :

$$Ma = ed + ae$$

L'effet direct, c'est la part de l'azote organique total, qui est minéralisé la première année. L'arrière effet, c'est la fraction de l'azote organique restant, qui se minéralisera les années suivantes.

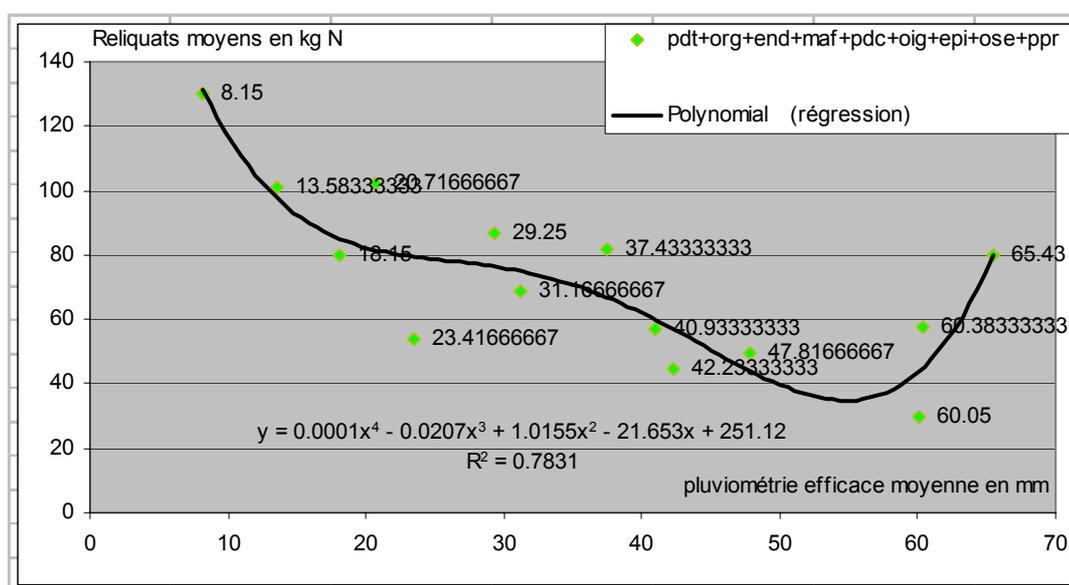
En plus, selon le type d'apport réalisé, une partie de l'azote ammoniacal va être volatilisé lors de l'épandage, ce qui réduit la quantité d'azote minéralisable.

La mesure des reliquats azotés ne remonte qu'à 1987. Aussi pour pouvoir étendre l'interprétation des profils à une date antérieure, une régression polynomiale d'ordre 4 est réalisée, comme le montre la figure 16, entre les reliquats existants moyens annuels selon le type de culture et la pluviométrie efficace moyenne mensuelle (total des pluies efficaces réparties sur 6 mois - méthode suggérée par Monsieur Février de la Chambre d'Agriculture du Pas de Calais).

Nous avons effectué ce calcul pour 3 groupes de culture différents :

- ★ 1<sup>er</sup> groupe : les betteraves, le blé, l'escourgeon et le colza,
- ★ 2<sup>ème</sup> groupe : le maïs (maf : maïs fourrage), les endives (end), l'orge (org), les pommes de terre (pdt), les pois (ppr : pois protéagineux et pdc : pois de conserve), l'oignon (oig), les épinards (epi), l'oseille (ose),
- ★ 3<sup>ème</sup> groupe : les jachères, les prairies et le lin.

Ces cultures ont été regroupées en fonction de leur profondeur d'enracinement, donc de leur capacité à retenir l'azote potentiellement lessivable.



**Figure 19 : Exemple du calcul des reliquats manquants par une régression polynomiale pour le 2<sup>ème</sup> groupe de culture**

Nous avons obtenu par cette méthode, pour les parcelles du Cambrésis, un coefficient de corrélation médiocre de 0.49 pour le premier groupe et 0.78 pour le deuxième groupe. Le coefficient de corrélation du 3<sup>ème</sup> groupe est très faible, compte-tenu du peu de données disponibles concernant ce type de culture, où le reliquat azoté a très peu d'intérêt.

Quand il nous manquait l'apport d'engrais ou le rendement d'une culture, celui-ci était estimé par le conseiller agricole en fonction des pratiques régionales et de l'agriculteur concerné, et du type de culture.

Année	Culture	Résidus	FOURNITURES													TOTAL AZOBIL
			Mh			TOTAL	Mr			TOTAL	Rh	X	Ma		TOTAL	TOTAL AZOBIL
			potentiel du sol	Coef. tps occup du sol	Coef. enracint	Mh	résidus de récolte	effet prairie	effet engrais vert	Mr		engrais minéral	direct	résiduel	Ma	
01	maf	0	80	0.7	0.5	28	0	0	0	0	56	140		44.0	44.0	268.0
00	ble	0	80	0.5	1	40	0	0	0	0	60	183		66.0	66.0	349.0
99	maf	0	80	0.7	0.5	28	0	0	0	0	68	0	33.0		33.0	129.0
98	ble	0	80	0.5	1	40	40	0	0	40	95	120		9.6	9.6	304.6
97	pdca	0	80	0.3	0.5	12	0	0	0	0	81	0		19.3	19.3	112.3
96	ble	0	80	0.5	1	40	20	0	0	20	93	155		38.5	38.5	346.5
95	bet	1	80	1	1	80	0	0	0	0	51	100		38.5	38.5	269.5
94	ble	0	80	0.5	1	40	0	0	0	0	50	145		57.8	57.8	292.8
93	maf	0	80	0.7	0.5	28	0	0	0	0	110	150	28.9		28.9	316.9
92	esc	0	80	0.4	1	32	0	0	0	0	110	140			0.0	282.0
91	ble	0	80	0.5	1	40	20	0	0	20	75	140		9.6	9.6	284.6
90	bet	1	80	1	1	80	0	0	0	0	107	130		19.3	19.3	336.3
89	ble	0	80	0.5	1	40	40	0	0	40	80	125		38.5	38.5	323.5
88	pdca	1	80	0.3	0.5	12	0	0	0	0	30	0		38.5	38.5	80.5
87	ble	0	80	0.5	1	40	0	0	0	0	50	120		57.8	57.8	267.8
86	maf	0	80	0.7	0.5	28	0	0	0	0	76.95	150	28.9		28.9	283.8

Tableau 7 - Calcul des fournitures annuelles par la méthode du bilan AZOBIL pour le sondage S13 du Cambrésis [5]

Le reliquat post-récolte (Rf) dépend de la profondeur d'enracinement de la culture (cf. annexe 2).

Avec cette méthode, un solde annuel, correspondant aux fournitures (cf. tableau 7) auxquelles on soustrait les besoins de la plante, est calculé ; il sera nommé par la suite bilan AZOBIL (cf. tableau 8).

Année	TOTAL AZOBIL	BESOINS		TOTAL AZOBIL BESOINS	BILAN AZOBIL	
		Rf	bY		Potentiel	Réal
	FOURNITURES	minimum post récolte	besoin plante			
	01	268.0	15	0	15	253.0
00	349.0	30	294	324	25.0	25
99	129.0	15	210	225	-96.0	0
98	304.6	30	285	315	-10.4	0
97	112.3	15	0	15	30.0	30
96	346.5	30	315	345	1.5	2
95	269.5	30	220	250	19.5	20
94	292.8	30	264	294	-1.3	0
93	316.9	15	210	225	91.9	92
92	282.0	30	172.8	202.8	79.2	79
91	284.6	30	255	285	-0.4	0
90	336.3	30	220	250	86.3	86
89	323.5	30	276	306	17.5	18
88	80.5	15	0	15	30.0	30
87	267.8	30	210	240	27.8	28
86	283.8	15	196	211	72.8	73

Tableau 8 - Calcul des besoins annuels par la méthode du bilan AZOBIL pour le sondage S13 et déduction du bilan global en kg N/ha/an

### 2.3.3.2. Méthode du bilan CORPEN

Cette méthode a été également étudiée en comparaison avec la méthode du bilan AZOBIL. Le bilan CORPEN est normalement calculé à l'échelle de l'exploitation a posteriori et non à la parcelle. Nous l'avons adapté à la parcelle dans le cadre de nos études.

La méthode CORPEN est basée sur des coefficients d'exportation. Le raisonnement est pratiquement identique à la méthode AZOBIL, à la différence qu'on ne considère plus les besoins de la culture en fonction d'un objectif de rendement, mais les exportations de cette culture en fonction des rendements réels obtenus.

Le terme b est remplacé par e (exportation en kg N/unité produite) dans l'équation (1).

Si l'on s'en tient là, la réorganisation de l'azote organique des pailles de céréales est négligée. Pour des résidus de betterave ou de pomme de terre enfouis (rapidement minéralisables), cette méthode compte cet apport deux fois. Une fois, l'année de la culture car ces résidus ne sont pas exportés et une deuxième fois, l'année suivante avec la minéralisation des résidus (r).

C'est pourquoi la minéralisation des résidus de la culture précédente (r) n'est pas prise en compte. Et dans le cas des pailles enfouies, un abattement de 30 kg N sur le total des apports est réalisé l'année de la culture (cf. tableau 9).

Année	Cultures	Réside	FOURNITURES						TOTAL CORPEN	BESOINS		TOTAL CORPEN	BILAN		
			TOTAL	effet		Rh	X	TOTAL		Rf	Exportation		CORPEN	CORPEN	
				Mh	prairie	engrais vert				engrais	minimum				CORPEN
					Ma		minéral				post récolte				
Potentiel	Réel														
01	maf	0	28	0	0	56	140	44.0	268.0	15	0	15	253.0	253	
00	ble	0	40	0	0	60	183	66.0	349.0	30	245	275	74.0	74	
99	maf	0	28	0	0	68	0	33.0	129.0	15	187.5	202.5	-73.5	0	
98	ble	0	40	0	0	95	120	9.6	264.6	30	237.5	267.5	-2.9	0	
97	pcd	0	12	0	0	81	0	19.3	112.3	15	600	615	120.0	120	
96	ble	0	40	0	0	93	155	38.5	326.5	30	262.5	292.5	34.0	34	
95	bet	1	80	0	0	51	100	38.5	249.5	30	148	178	71.5	72	
94	ble	0	40	0	0	50	145	57.8	292.8	30	220	250	42.8	43	
93	maf	0	28	0	0	110	150	28.9	316.9	15	187.5	202.5	114.4	114	
92	esc	0	32	0	0	110	140	0.0	282.0	30	172.8	202.8	79.2	79	
91	ble	0	40	0	0	75	140	9.6	264.6	30	212.5	242.5	22.1	22	
90	bet	1	80	0	0	107	130	19.3	316.3	30	136	166	150.3	150	
89	ble	0	40	0	0	80	125	38.5	283.5	30	230	260	23.5	24	
88	pcd	1	12	0	0	30	0	38.5	80.5	15	360	375	69.0	69	
87	ble	0	40	0	0	50	120	57.8	267.8	30	175	205	62.8	63	
86	maf	0	28	0	0	76.95	150	28.9	283.8	15	175	190	93.8	94	

Tableau 9 - Calcul du bilan CORPEN pour le sondage S13 (Cambrésis) en kg N/ha/an

Le solde fournitures – exportations est ici calculé annuellement, c'est le bilan appelé par la suite bilan CORPEN.

### 2.3.3.3. Particularités

Dans le cas où le bilan agronomique est déficitaire (bilan potentiel), on le considère comme nul pour la suite de l'interprétation dans la mesure où une culture ne peut pas faire "remonter" de l'azote au-delà de sa zone d'enracinement (bilan réel).

Remarque : cas particulier des légumineuses et des jachères.

- Pour les jachères (sur lesquelles les apports minéraux sont limités à 50 kg N/ha/an avant implantation du semis), on considère le bilan AZOBIL ou CORPEN comme nul. Mais celles-ci libèrent de l'azote organique rapidement minéralisable pour la culture suivante, soit environ 60 kg N/ha.

- Le cas des légumineuses est différent : celles-ci peuvent fixer de l'azote atmosphérique directement dans leurs racines par symbiose avec des bactéries. Ainsi, la fourniture en azote n'est-elle pas déterminable. Dans ce cas, le bilan AZOBIL est fixé à 30 kg N/ha pour toutes les légumineuses. Le bilan CORPEN du haricot et du pois de conserve est de 42 + Rh + Mh + Mr tandis que celui du pois protéagineux est de 15 + Rh + Mh + Mr (CORPEN, avril 99).

### 2.3.3.4. Autres facteurs

L'effet engrais vert (prélèvement d'azote minéral du sol et restitution à la culture suivante) est compté dans le terme Ma.

L'effet sur le drainage peut être résumé par un coefficient modulateur de la pluie efficace annuelle.

La seule étude menée à ce sujet concerne la moutarde qui réduit le drainage annuel de 30 % (Chapot, 1990).

### 2.3.3.5. Comparaison des méthodes du bilan AZOBIL et CORPEN

Le tableau 10 résume les résultats obtenus, concernant le sondage S13 dans le Cambrésis, des bilans réels AZOBIL et CORPEN.

Année	Cultures	Résidus	BILANS REELS	
			AZOBIL	CORPEN
01	maf	0	253	253
00	ble	0	25	74
99	maf	0	0	0
98	ble	0	0	0
97	pdv	0	30	120
96	ble	0	2	34
95	bet	1	20	72
94	ble	0	0	43
93	maf	0	92	114
92	esc	0	79	79
91	ble	0	0	22
90	bet	1	86	150
89	ble	0	18	24
88	pdv	1	30	69
87	ble	0	28	63
86	maf	0	73	94

Tableau 10 - Comparaison des bilans réels calculés selon les méthodes du bilan AZOBIL et CORPEN au droit du sondage S13 du Cambrésis [5]

Sur l'ensemble des sondages que nous avons effectués, l'interprétation des historiques culturaux montre que le bilan CORPEN est toujours supérieur, tout au plus égal au bilan AZOBIL.

Ceci est cohérent, puisque le bilan AZOBIL est un conseil donné aux agriculteurs en fonction d'un objectif de rendement avant récolte, à la différence du bilan CORPEN qui est réalisé après la récolte. Les fuites d'azote vers l'aquifère sont ainsi minimisées.

### 2.3.3.6. Transformation des bilans azotés en azote potentiellement lessivable

L'interprétation des profils azotés, obtenus après analyse de l'eau interstitielle du sol à différentes profondeurs en laboratoire, nécessite une comparaison avec les bilans azotés AZOBIL et CORPEN de la parcelle considérée. Ces bilans sont exprimés en kilogramme d'azote total par hectare, ils doivent donc être retranscrits en milligramme par litre de nitrates pour les comparer aux teneurs trouvées dans le sol.

Ainsi, nous avons appliqué la formule suivante :

$$[\text{NO}_3] = (100 \times 4.428 \times (\text{bilan} / \text{Peff})) + 15 \quad (2)$$

[NO<sub>3</sub>] : concentration équivalente en nitrates en mg/l,

4.428 : coefficient de passage de l'élément azote N en nitrates NO<sub>3</sub>,

bilan : bilan azoté considéré (AZOBIL ou CORPEN) en kg N/ha/an,

Peff : pluie efficace annuelle en mm,

15 : nitrates « naturels » correspondant à ce que l'on mesure sous une forêt en l'absence de tout apport d'origine anthropique (CEMAGREF Bordeaux, INRA Mirecourt).

Des mesures récentes de la teneur en azote de l'eau de pluie (tableau 11), effectuées dans le bassin Artois Picardie montre que l'apport par la pluie est négligeable.

Teneur en mg/l		NO3	NO2	NH4	N total	NO3 total	Moyenne
LILLERS	août-99	0.6	0	0.33	0.39	1.74	
CAMBRAI	août-99	0.8	0	0.62	0.66	2.94	<b>2.34</b>
LILLERS	oct-99	0.8	0	0.37	0.47	2.08	
CAMBRAI	oct-99	0	0	0.13	0.10	0.45	<b>1.26</b>
LILLERS	déc-99	2.7	0	0.3	0.84	3.74	
CAMBRAI	déc-99	2.5	0	0.21	0.73	3.23	<b>3.48</b>
		<b>MOYENNE</b>				<b>2.36</b>	

Tableau 11 - Analyse de la teneur en azote dans les eaux de pluies de CAMBRAI et LILLERS d'août à décembre 1999. Mesures effectuées par l'Institut Pasteur

Il reste à introduire un coefficient modulateur pour le lessivage. En effet, on constate que pour un même stock d'azote potentiellement lessivable dans le sol à l'automne, c'est la pluviométrie hivernale qui va conditionner la fraction de cet azote effectivement lessivée.

Plus la pluviométrie est élevée, plus la part d'azote entraînée par l'eau hors de la zone d'enracinement est élevée et inversement. Pour une même quantité d'azote entraînée, plus la pluviométrie sera élevée et plus la concentration sera faible.

Nous avons évalué un coefficient de lessivage que nous avons calculé par classe d'hiver



Ensuite, il faut déterminer la quantité d'azote maximale lessivable ou organisable. Cet « azote lessivable » correspond en fait à la somme de plusieurs paramètres, comme l'azote apporté par les pluies (5 kg N), l'azote minéralisé à l'automne (50 kg N), le reliquat d'azote post récolte (40 kg N) et l'écart au bilan (moyenne de l'écart par culture et par année : 43.8 kg N, cf. tableau 12).

On obtient donc ici un total de 138.8 kg N, correspondant à la quantité maximale lessivable pour les sondages du Cambrésis.

La comparaison de ce résultat au reliquat moyen obtenu par classe d'hiver permet de déterminer un coefficient de lessivage (L) pour chaque classe d'hiver, illustré par le tableau 13 suivant :

Classes d'hiver	Ecart à la pluie efficace moyenne	Années	Reliquat moyen	Coefficient de lessivage
Très très sec	$\text{Ecart} \leq - 20$	76, 96	129.9	0.06
Très sec	$-20 \leq \text{Ecart} < - 12.5$	75, 78, 80, 84, 86, 90, 97	90.1	0.35
Sec	$- 12.5 \leq \text{Ecart} \leq - 5$	77, 79, 81, 89, 92	80.8	0.42
Normal	$- 5 < \text{Ecart} < 5$	83, 85, 91, 93, 98	75.8	0.45
Humide	$+ 5 \leq \text{Ecart} < 12.5$	82, 87, 95	54.1	0.60
Très humide	$12.5 \leq \text{Ecart} < +20$	94	42.0	0.70
Très très humide	$\text{Ecart} \geq + 20$	88, 99, 00, 01	42.0	0.70

Tableau 13 - Coefficient de lessivage calculé en fonction des classes d'hiver dans le Cambrésis

L'équation (2) de transformation du bilan azoté annuel devient alors :

$$[\text{NO}_3] = (100 \times 4.428 \times [(\text{bilan} \times L) / \text{Peff}]) + 15 \quad (3)$$

Ces résultats annuels (concentration en nitrates en mg/l) peuvent maintenant être comparés aux résultats d'analyses effectuées tous les 50 centimètres (cf. tableau 14).

Année	Coefficient de lessivage	Pluies efficaces	[NO3] AZOBIL en mg/l	[NO3] CORPEN en mg/l
01	0.70	628.20	139.8	139.8
00	0.70	392.60	34.7	73.4
99	0.70	362.30	15.0	15.0
98	0.45	224.60	15.0	15.0
97	0.35	108.90	57.7	185.8
96	0.06	48.90	15.8	33.5
95	0.60	253.40	35.4	90.0
94	0.70	286.90	15.0	61.2
93	0.45	175.50	119.3	144.9
92	0.42	124.30	133.5	133.5
91	0.45	187.00	15.0	38.6
90	0.35	81.50	179.0	300.7
89	0.42	140.50	38.2	46.1
88	0.70	360.30	40.8	74.4
87	0.60	245.60	45.0	82.9
86	0.35	114.90	113.2	141.6

Tableau 14 - Quantité de nitrates lessivable en mg/l au droit du sondage S13 (Cambrésis)

## **2.3.4. VITESSE DE MIGRATION**

### **2.3.4.1. Le calcul**

Pour estimer une vitesse de migration des chlorures ou des nitrates, qui soit supérieure à 0.5 m/an (pas de prélèvement des échantillons de sol) à partir des résultats d'analyse du laboratoire, on recalcule les concentrations à partir des mesures effectuées tous les 0,5 m. On choisit différentes vitesses de migration pour les chlorures et les nitrates : par exemple pour une vitesse d'un mètre par an, on fait la moyenne des deux premières mesures obtenues suite aux prélèvements de sol de 0.0 à 0.5 m et de 0.5 à 1.0 m de profondeur, puis des deux suivantes (mesures de 1.0 à 2.0 m de profondeur) etc. Et ceci pour 0.75, 1.00, 1.25 et 1.50 m.

En premier lieu, on compare la pluie efficace annuelle avec les chlorures pour toutes les vitesses choisies pour estimer la vitesse moyenne d'écoulement de l'eau à travers le sol. La corrélation la plus élevée indique la vitesse la plus probable.

On compare ensuite les concentrations en nitrates correspondant à la vitesse de migration choisie avec les 2 bilans évoqués précédemment. Ceci pour appréhender la vitesse de transport des nitrates mais aussi pour déterminer quel bilan se rapproche le plus de la réalité.

Le tableau 15 est un exemple de calcul des teneurs en nitrates pour des vitesses de migration de 0,5 m, de 1.0 m et de 1,5 m par an et des corrélations avec les bilans azotés.

Année	Bilans calculés		[NO3] mesuré pas de 0,5 m/an		[NO3] recalculé pas de 1 m/an		[NO3] recalculé pas de 1,5 m/an	
	AZOBIL	CORPEN	profondeur	[NO3]	prof	[NO3]	prof	[NO3]
99	a1	c1	0,25	N1	0,5	moy(N1;N2)	0,75	moy(N1;N2;N3)
98	a2	c2	0,75	N2	1,5	moy(N3;N4)	2,25	moy(N4;N5;N6)
97	a3	c3	1,25	N3	2,5	moy(N5;N6)	3,75	moy(N7;N8;N9)
96	a4	c4	1,75	N4	3,5	moy(N7;N8)	etc.	
95	a5	c5	2,25	N5	4,5			
94	a6	c6	2,75	N6	etc.			
93	a7	c7	3,25	N7				
92	a8	c8	3,75	N8				

Tableau 15 - Détermination du profil azoté en fonction de la profondeur suivant la vitesse choisie

Les corrélations comparent ligne par ligne a1, c1, N1, moy(N1;N2) et moy(N1;N2;N3). Le coefficient de corrélation le plus élevé (proche de 1 ou de -1) permet de déterminer statistiquement la vitesse la plus probable. Cette vitesse de migration est basée sur le modèle d'écoulement des eaux par effet Piston. Un exemple de profils de nitrates ainsi calculé est donné en figure 21.

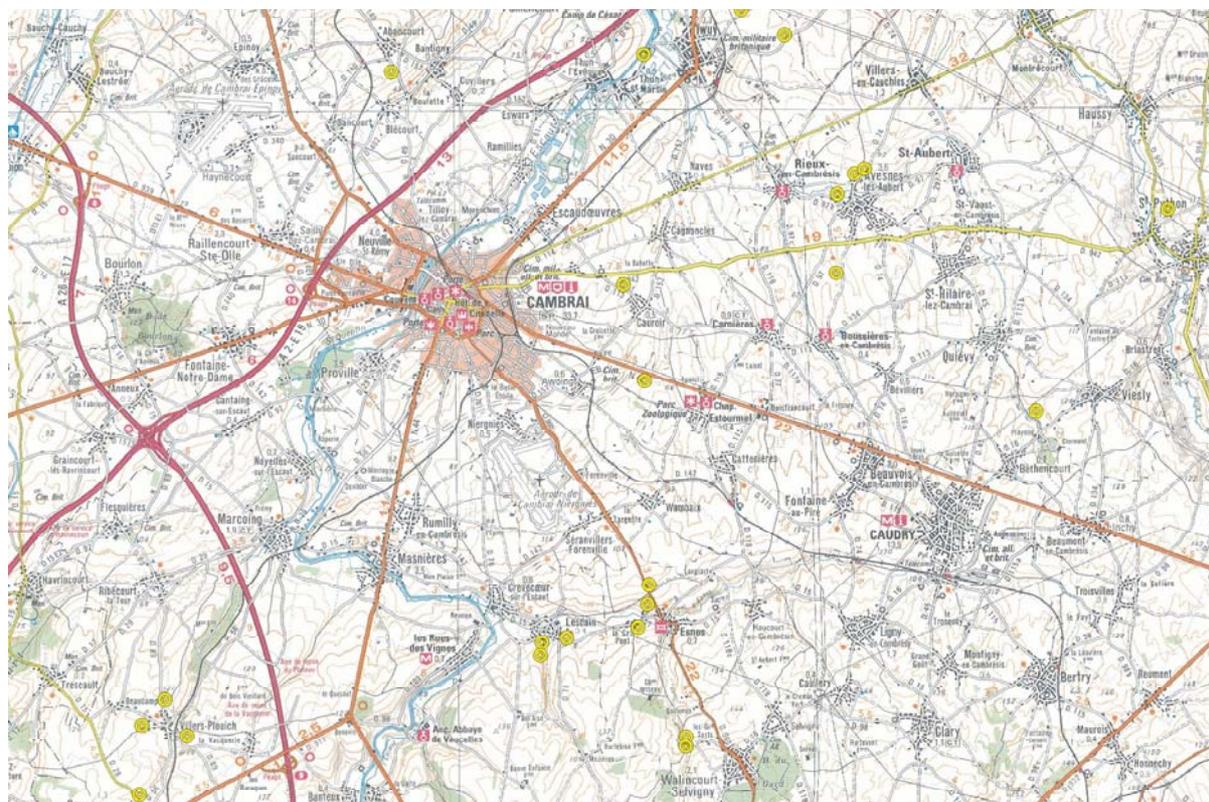
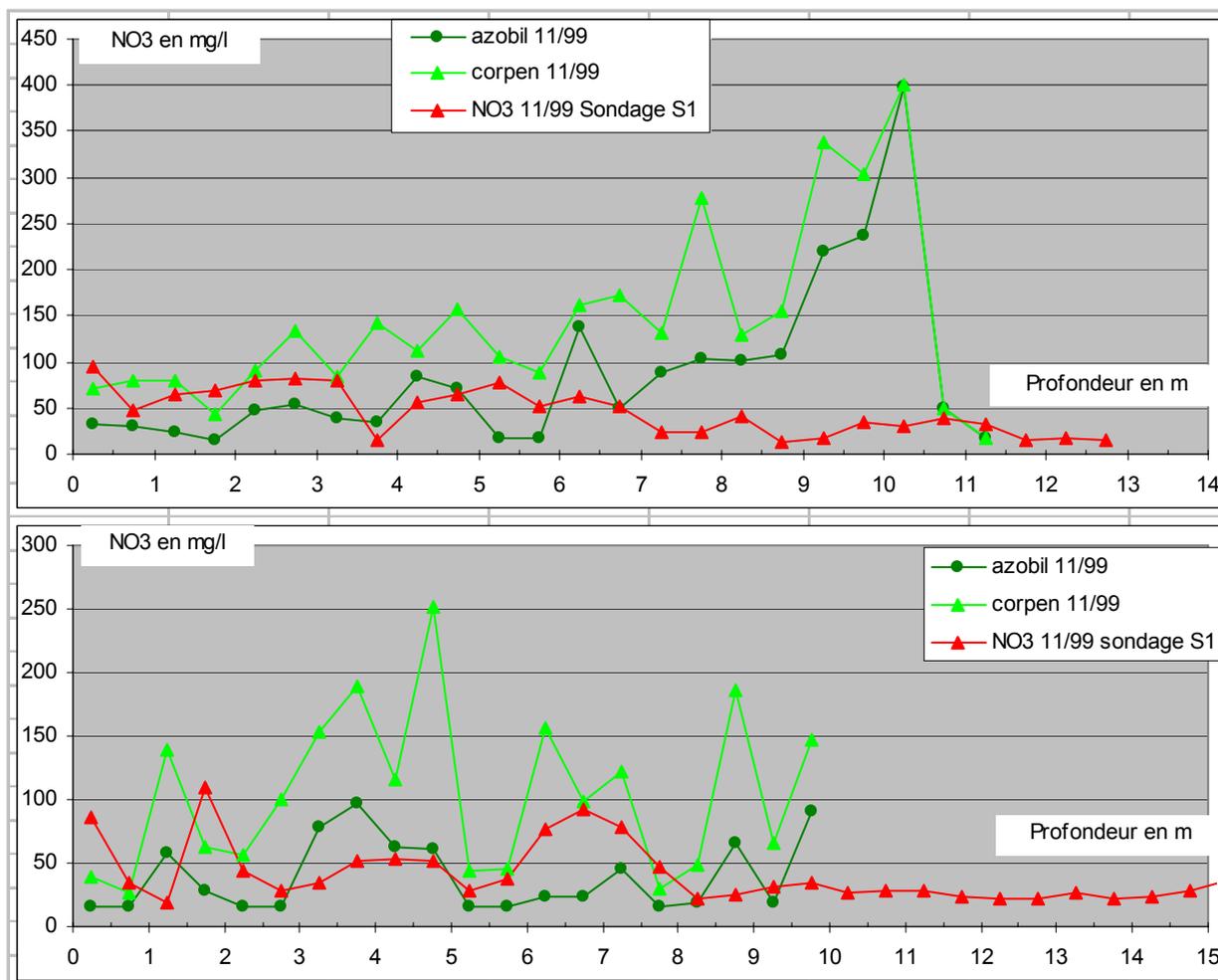


Figure 20 : Localisation de l'ensemble des sondages effectués dans le Cambrésis au 1/100 000<sup>ème</sup>

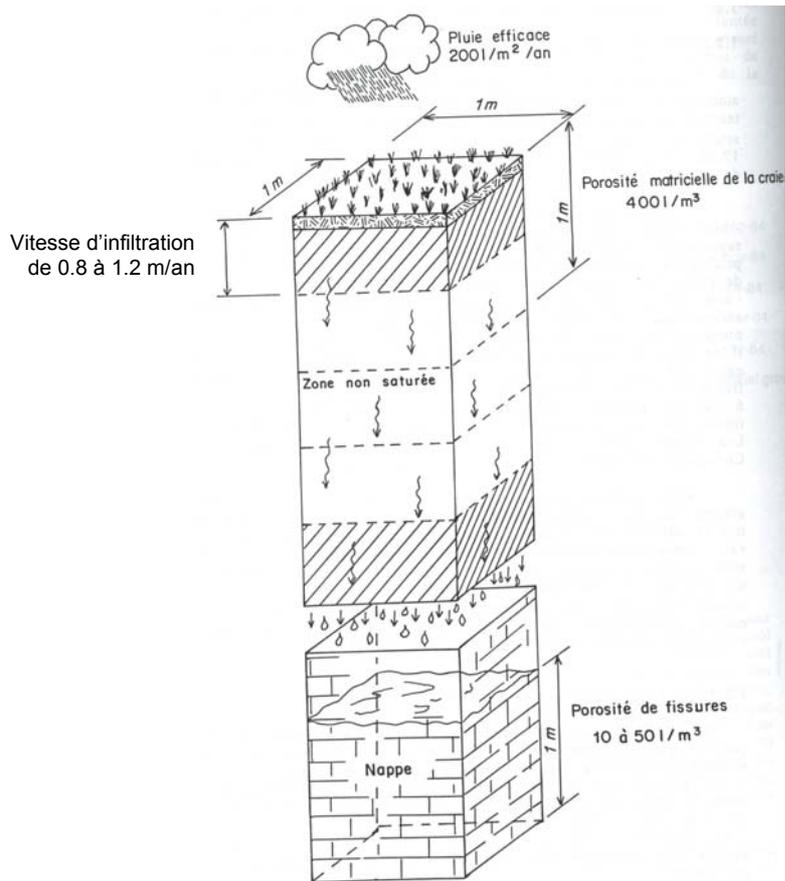


**Figure 21 : Comparaison des profils azotés au droit des sondages S1 et S8 (Cambrésis) avec les bilans interprétés AZOBIL et CORPEN correspondants**

Au droit de ces deux sondages, la vitesse de migration des nitrates est faible sur les 4 premiers mètres de profondeur du fait de la succession géologique observée. Au droit du sondage S8, la vitesse est de 0.35 m/an sur cette épaisseur, où l'on observe en parallèle un silt argileux. Par contre, une fois que l'on se situe dans la zone non saturée crayeuse, la vitesse de migration des nitrates passe à 0.80 m/an. Pour le sondage S1, elle est légèrement supérieure : 0.60 m/an où le silt est argilo-sablonneux à sablonneux et 1.20 m/an dans la craie.

Pour cette campagne de novembre 1999 (année hydrogéologique moyenne) [6], l'eau circule majoritairement par migration au sein de la matrice poreuse (85 % de l'écoulement) par transfert de type piston et les 15% restants par l'intermédiaire des fissures.

On entend par transfert de type piston le mécanisme physique suivant : l'eau qui s'infiltré emplit la porosité de la craie (40 %) et pousse vers le bas l'eau déjà présente dans la roche et ainsi de suite jusqu'à ce que l'eau de la base de la zone non saturée atteigne la nappe (zone saturée).



**Figure 22 : Modèle de transfert par effet piston appliqué à la Champagne d'après Chiesi (1993)**

L'effet piston concerne l'infiltration intergranulaire à travers la matrice poreuse. La vitesse d'avancé de l'eau et des solutions azotées est ainsi très lente et a été étudiée à l'aide du tritium par Wellings et Bell (1980). D'après Smith (1970), Wellings (1981), le modèle de transfert par effet piston est applicable à la majorité des sites de Grande Bretagne. Dans le bassin de l'Hallue (Somme), le BRGM [1999, 10] a confirmé ce mode d'écoulement

Site	Année	Vitesse moyenne	Pluie efficace
ESCREBIEUX	1996	1.0 m/an	128 mm
AIRON-SAINT-VAAST	1997	1.0 à 1.5 m/an	109 mm
<b>CAMBRESIS :</b>	Octobre 1999	0.4 à 0.6 m/an	335 mm
Plateau		0.75 à 1.5 m/an	
Versant		1.3 m/an	
Vallée			

*Tableau 16 - Vitesses de migration des nitrates au sein de la zone non saturée crayeuse du bassin Artois Picardie (Lacherez, [1], [2], [5])*

Pour toutes les campagnes de sondages que nous avons effectué jusqu'en novembre 1999 ([1], [2]), nous avons obtenu des vitesses de migration moyenne des nitrates au sein de la zone non saturée crayeuse de l'ordre de 0.80 à 1.00 m/an (tableau 16).

Cette vitesse s'est révélée légèrement supérieure, 1.25 m/an en moyenne, quand les terrains de recouvrement sur la craie étaient de nature sableuse ou que la fissuration de la craie était plus importante comme en site de versant ou en vallée.

Cependant, on remarquera que dans le bassin Artois - Picardie, 1996 et 1997 ont été des années hydrogéologiques sèches à très sèches et 1998 une année moyenne. La recharge de la nappe de la craie a été faible au cours de ces années.

### **2.3.4.2. Particularité sur les vitesses de transfert des nitrates**

Afin d'estimer une vitesse de migration des nitrates au sein de la zone non saturée, nous avons utilisé plusieurs approches :

- mesure de la corrélation entre les pluies efficaces annuelles et la teneur en chlorures observée pour différents pas de temps,
- mesure de la corrélation entre les pluies efficaces annuelles et la teneur en nitrates observée pour différents pas de temps,
- ajustement des bilans AZOBIL et CORPEN annuels après prise en compte du lessivage avec le profil azoté obtenu.

Ces approches ont cependant donné des résultats peu satisfaisants pour les dernières campagnes (à partir de juin 2001, [6], [8], [10]).

Nous avons en effet obtenu des vitesses de migration de 3 à 4 m/an avec un écoulement de 85 % par effet piston au sein de la matrice crayeuse, mais avec des coefficients de corrélation inférieurs à 0.5. D'autre part, l'ajustement avec les bilans interprétés AZOBIL et CORPEN est difficile.

Pendant l'hiver 2000 - 2001, plusieurs essais de pompage au sein de l'aquifère crayeux ont montré que :

- la saturation en eau des sols était telle (pluies à répétition), qu'un violent orage (32 mm d'eau en 3 heures) provoquait une incidence pratiquement immédiate sur la nappe de la craie située entre 15 et 25 m de profondeur en fonction des points de surveillance,
- 8 heures après la fin de l'orage, l'onde de propagation, provoquée par cette infiltration d'eau massive en surface, était visible au droit des piézomètres de surveillance, au sein de la nappe de la craie avec une remontée de l'ensemble des niveaux de 10 cm environ (Lacherez, 2002, [7]).

Compte-tenu des très fortes précipitations durant la période de novembre 1999 à juin 2001 dans le Cambrésis [5] et des observations faites au cours d'essais de pompage en décembre 2000, nous avons envisagé une nouvelle approche prenant en compte le mode d'écoulement de l'eau au sein de la zone non saturée, pour expliciter les profils obtenus.

En effet, dans de telles conditions, le flux migrant à travers les fissures serait supérieur à 15 %, voire plus important que celui migrant à travers la matrice poreuse et les vitesses de migration de l'eau et des nitrates nettement plus rapide.

### 2.3.4.3. L'écoulement de l'eau dans la zone non saturée

#### 2.3.4.3.1. Généralités

Sur le mode d'écoulement de l'eau au sein de la zone non saturée crayeuse, les avis sont partagés dans la bibliographie. GAUDET (1974) et FOSTER (1975) estiment qu'il y a infiltration rapide de l'eau par les fissures avec diffusion des solutés entre l'eau mobile et l'eau « statique » de la matrice crayeuse.

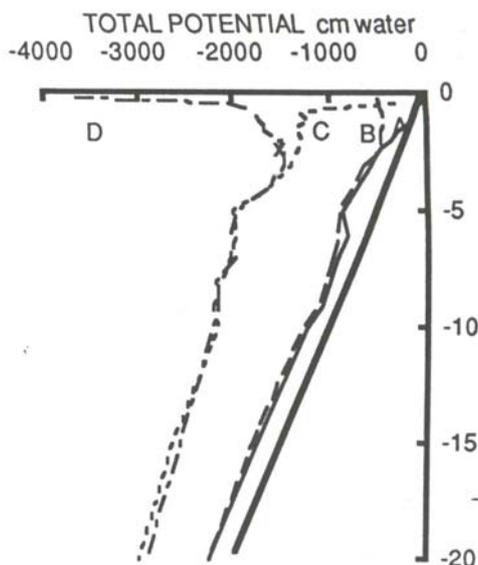
Oakes (1977), Barker et Foster (1981) étendent ce concept, dans certaines conditions (infiltration moindre et perméabilité verticale plus faible), la répartition verticale des solutés serait similaire à celle d'un transfert de type piston.

En revanche, d'après Smith (1970), Allain (1985), Seguin et Moreau (1986), Vachier et al (1987), Moulin (1990), Chiesi (1993) le mode dominant de transfert d'eau dans la craie est de type piston pour 85 % des cas et 15 % par les fissures.

L'écoulement par les fissures, dans 15 % des cas, est quant à lui, beaucoup plus rapide. Dans le premier cas, le concept de capacité au champ est significatif (Wellings & Bell, 1980). Le flux par les fissures est possible en conditions exceptionnelles, comme les orages ou les tempêtes.

Par ailleurs, on sait que l'existence de poches de dissolution dans la craie conduit l'eau sur des passages préférentiels particulièrement actifs au niveau des zones décomprimées.

La vitesse d'écoulement de l'eau et des nitrates par effet piston est très lente (entre 0.5 et 1.25 m/an). L'écoulement de l'eau par les fissures est, par contre, beaucoup plus rapide. Des traçages régionaux montrent des vitesses dans la craie de l'ordre de 40 m/h (Crampon).



Les courbes A, B, C et D correspondent aux mois de Février, Avril, Septembre et Octobre 1980.

Le point d'inflexion (D) délimite les flux ascendants et descendants.

**Figure 23 : Bridgets farms : Variation du potentiel hydraulique avec la profondeur (Edmunds et al., 1994)**

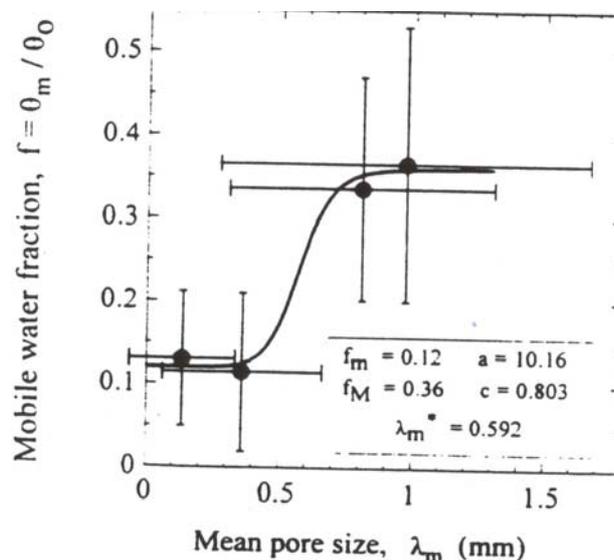
Quand le sol n'est pas saturé, la pression de l'eau à l'intérieur de ce sol, est négative, l'eau remonte de la nappe vers le sol par capillarité sous l'effet du gradient hydraulique (Chiesi, 1993).

Le mouvement descendant de l'eau est localisé dans la matrice poreuse, laquelle est en continuité capillaire entre la surface libre de la nappe et le sol, même si la consommation d'eau par l'évapotranspiration potentielle (ETP) est élevée (Vachier & Dever, 1984).

Durant toute la période de recharge de la nappe, les potentiels hydrauliques sont négatifs, il y a absence d'eau libre dans les fissures (potentiel matriciel non nul). Les fissures ont un rôle négligeable dans la percolation. Price (1993) ajoute que les fissures sont souvent emplies d'air. La quantité d'eau pouvant descendre à la nappe est équivalente à la conductivité hydraulique, car le gradient hydraulique est inférieur à 1. Quand la quantité infiltrée excède la conductivité hydraulique, l'eau commencera à s'écouler dans les fissures.

D'après ces auteurs, dans la craie non altérée, vu l'homogénéité de la porosité et la taille extrêmement réduite des pores, le potentiel matriciel est très élevé. La pression à exercer pour extraire l'eau sera très forte (environ 1 MPa). Ainsi l'eau, présente dans la microporosité, ne pourra passer dans les fissures, que si on applique une pression plus élevée (plus de 1 MPa). Dans la zone non saturée, le réseau de fissures ne serait donc pas hydrauliquement fonctionnel (Vachier, 1987).

Pour Angulo-Jaramillo et al. (1996), la transition des flux entre la matrice poreuse (microporosité) et les fissures (macroporosité) est continue. Proche de la saturation, une roche présente un comportement hydrodynamique bimodal. Sous de faibles pressions hydrauliques, le mouvement de l'eau et des solutés est régi par la diffusion à travers la matrice. La fraction d'eau mobile correspondante est faible tout comme la taille des pores (microporosité).



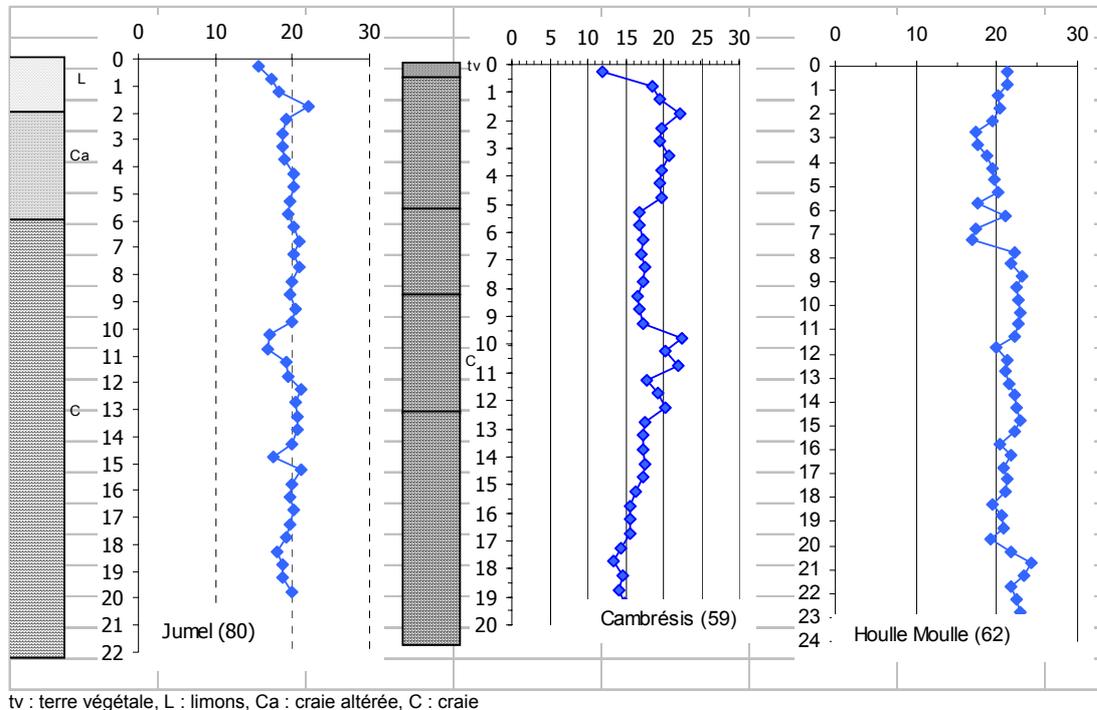
**Figure 24 : Variation de la fraction d'eau mobile en fonction de la taille des pores (Angulo-Jaramillo et al., 1996)**

Pour des valeurs de pressions hydrauliques plus élevées, l'écoulement de l'eau et de l'azote se fait préférentiellement par les fissures (macroporosité). La fraction d'eau mobilisée est alors beaucoup plus importante. Cette fraction d'eau mobilisable est fonction de la taille des pores (figure 24).

En zone saturée, l'écoulement prédominant se fait par l'intermédiaire des fissures.

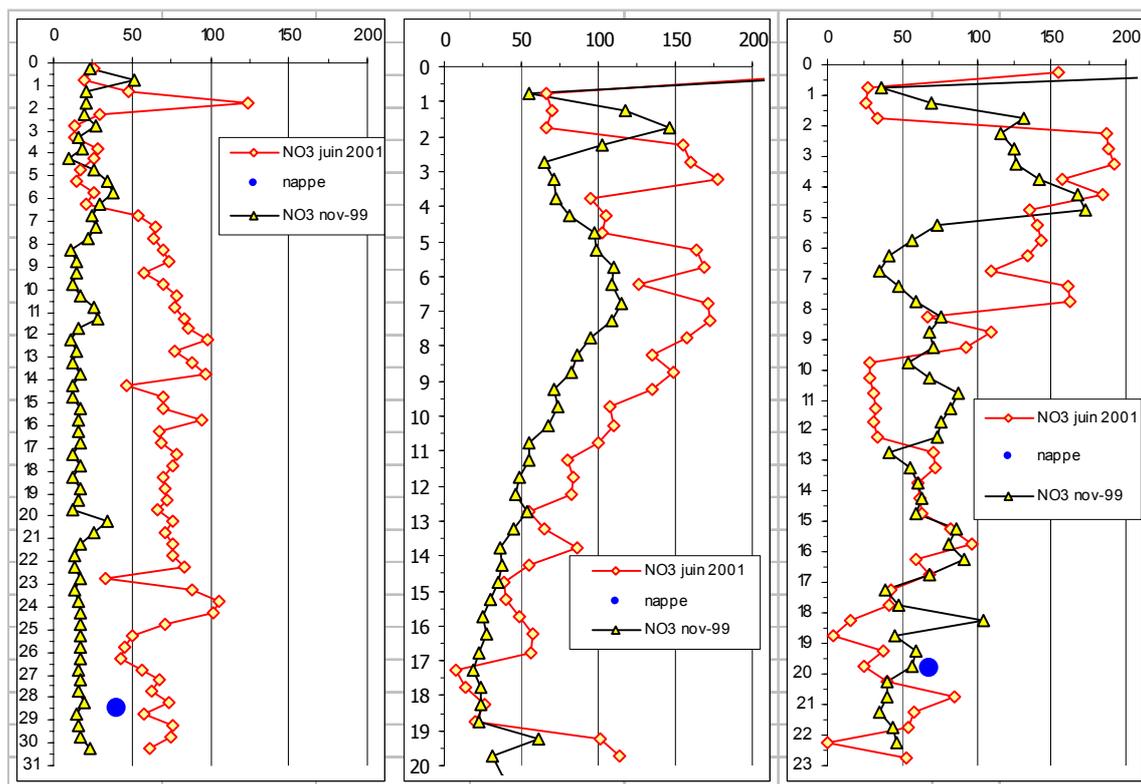
### 2.3.4.3.2. Les observations sur le terrain

La porosité de la craie est proche de la saturation en eau à quelques mètres de profondeur. Sur les 120 sondages que nous avons effectué, on observe une teneur en eau moyenne de 19.4 %, avec un minimum de 9 % et un maximum de 36 % dès que l'on pénètre d'un mètre à 1.5 mètre dans la craie, et cela jusqu'au sein de la nappe de la craie (figure 25).



**Figure 25 : Profils de teneur en eau en % en fonction de la profondeur au droit de différents sites du bassin Artois Picardie**

Sur certaines parcelles, sur lesquelles nous avons réalisé des sondages en novembre 1999 dans le Cambrésis, nous avons réalisé de nouveaux sondages en juin 2001, l'hiver 99 – 01 ayant été particulièrement pluvieux. Quelques résultats sont illustrés par la figure 26.



**Figure 26 : Comparaison des profils azotés (nitrates) réalisés au droit de 3 parcelles différentes en novembre 1999 et juin 2001 dans le Cambrésis**

On peut observer que les courbes de concentrations en nitrates sont assez différentes entre juin 2001 et novembre 1999. Compte-tenu de ces réflexions et des résultats précédents, nous avons essayé de prendre en compte le mode d'écoulement de l'eau, via la matrice poreuse crayeuse ou via les fissures dans notre mode d'interprétation.

Pour simplifier l'interprétation, nous avons décidé de travailler sur l'azote total. Les bilans AZOBIL et CORPEN, après application de l'équation 3 ont été convertis en azote N.

A partir des résultats d'analyse, nous avons transformé la teneur en ion  $\text{NH}_4$  en  $\text{N-NH}_4$  et celle en nitrates en  $\text{N-NO}_3$ , puis nous avons additionné ces deux termes pour obtenir l'azote total N.

Les bilans azotés, CORPEN et AZOBIL, ont été répartis en deux colonnes, la première correspondant au flux circulant à travers la matrice poreuse et la deuxième au flux circulant par les fissures (tableau 17).

La première colonne a été affectée d'un coefficient de 85 % avant toute interprétation, désigné CE par la suite, les 15 % restant (ou  $1 - \text{CE}$ ) étant affecté à la deuxième colonne, si on fait l'hypothèse que 85 % du flux d'eau migre normalement par effet piston au sein de la matrice poreuse. Afin d'obtenir la vitesse de migration correspondante, nous avons affecté, à la première colonne, différents vitesses en commençant par 0.5 m/an.

Nous avons ensuite comparé la teneur en azote total du sol à la première colonne, correspondant à l'écoulement au sein de la matrice poreuse, soit pour le bilan CORPEN, soit pour le bilan AZOBIL (tableau 17). Dans un premier temps, nous avons ajusté le coefficient CE et la vitesse de migration, pour obtenir la meilleure corrélation graphique possible.

Ensuite, nous avons additionné à la première colonne, en opérant un décalage minimal dès le départ, correspondant à deux ans environ, la part d'écoulement s'effectuant par les fissures, avec une dispersion de 33 %. Nous avons alors amélioré la corrélation avec les résultats analytiques en azote. Le tableau suivant reprend succinctement la démarche suivie :

Année	Bilans N calculés en mg/l	[N total] mesuré		Ecoulement Matrice Poreuse P = 1 m/an		Ecoulement Fissures F = 1 - CE	Ecoulement total	
		Prof.	[ N total ]	Prof.	CE		Prof.	[ N total ]
01	c1	0,25	N1	0,5	CE x c1	F x c1	0,5	CE x c1
00	c2	0,75	N2	1,5	CE x c2	F x c2	1,5	CE x c2
99	c3	1,25	N3	2,5	CE x c3	F x c3	2,5	CE x c3 + 0.33 Fc1
98	c4	1,75	N4	3,5	CE x c4	F x c4	3,5	CE x c4 + 0.33 (Fc1+Fc2)
97	c5	2,25	N5	4,5	CE x c5	F x c5	4,5	CE x c5 + 0.33 (Fc1+Fc2+Fc3)
96	c6	2,75	N6	5,5	CE x c6	F x c6	5,5	CE x c6 + 0.33 (Fc2+Fc3+Fc4)
95	c7	3,25	N7	6,5	CE x c7	F x c7	6,5	CE x c7 + 0.33 (Fc3+Fc4+Fc5)
94	c8	3,75	N8	Etc.			Etc.	

P : vitesse de migration au sein de la matrice poreuse

Tableau 17 - Exemple du calcul CORPEN adopté pour la prise en compte du mode d'écoulement par l'intermédiaire de la matrice poreuse ou/et par les fissures

On cherche donc la meilleure corrélation entre l'écoulement total et l'azote total mesuré, en ajustant P (vitesse), CE, et le décalage correspondant à la « vitesse moyenne de l'eau dans les fissures ».

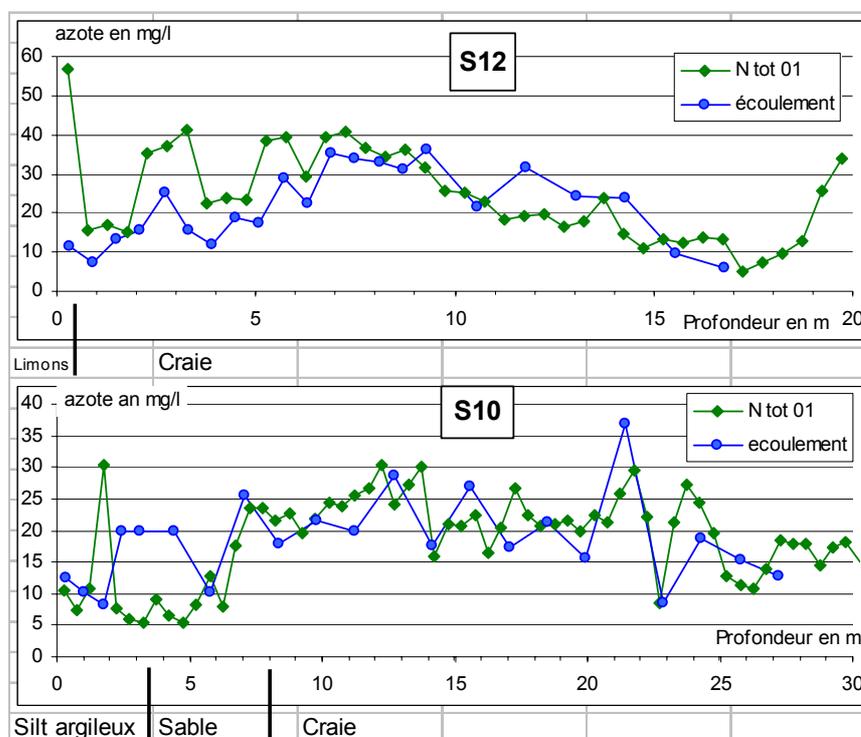


Figure 27 : Exemples de corrélation entre les profils azotés mesurés en juin 2001 et les bilans Azobils interprétés avec prise en compte du mode d'écoulement

On obtient ainsi un ajustement des courbes analytiques et calculées, permettant de définir de nouvelles vitesses de propagation des nitrates en fonction de la saturation.

En effet, au droit du sondage S10, 40 % du flux migrent à travers la matrice poreuse, à une vitesse de 0.7 m/an, de 0.0 à 3.5 m de profondeur, puis à une vitesse de 1.3 m/an ; et 60% du flux circulent à travers les fissures, avec un décalage de 2.1 m.

30 % du flux migrent à une vitesse de 0.6 m/an jusque 9.3 m de profondeur puis 1.25 m/an, au droit du sondage 12, contre 70 % à travers les fissures en opérant un décalage de 1.2 m.

Ainsi, depuis 2000, nous avons obtenu les résultats explicités dans le tableau 18.

Site	Année	Vitesse moyenne	Pluie efficace
<b>BUSSY-LES-DAOURS</b> (talweg)	<b>Octobre 2000</b>	<b>2.5 à 3.0 m/an</b> <b>craie très fissurée</b>	<b>336 mm</b>
<b>HOULLE-MOULLE</b>	<b>Janvier 2003</b>	<b>Matrice poreuse : 50 à 70 % du flux</b> <b>avec une vitesse de 1.0 à 1.75 m/an</b>  <b>Fissures : 30 à 50 % du flux,</b> <b>avec 3 à 7 ans (5 ans en moyenne) de</b> <b>décalage</b>	<b>427 mm</b>
<b>CAMBRESIS :</b>	<b>Mai 2001</b>	<b>Matrice poreuse : 30 à 60 % du flux</b> <b>avec une vitesse de 0.7 à 1.4 m/an</b>  <b>Fissures : 40 à 70 % du flux,</b> <b>avec 1 à 5 ans de décalage</b>	<b>628 mm</b>

*Tableau 18 - Interprétation du mode d'écoulement de l'eau et des nitrates au sein de la zone non saturée crayeuse au droit de profils azotés dans le bassin Artois Picardie (Lacherez – Bastin, [5], [6], [8])*

Les conditions météorologiques accélèrent la migration d'une partie du front de pollution azotée, projeté en moyenne 5 m plus bas (résultat du décalage), en une courte période.

Nous montrons donc dans le bassin Artois-Picardie, à partir des sondages que nous avons réalisés à différentes périodes hydrogéologiques, de 1996 à 2003, après des hivers extrêmement humides et d'autres extrêmement secs, que le mode d'écoulement de l'eau à travers la zone non saturée dépend exclusivement des conditions de saturation du sous-sol (fonction de la météorologie). Dans des conditions de saturation importante, l'écoulement par les fissures peut venir égaler, voire supplanter le mode d'écoulement par effet piston (figure 27).

### 2.3.4.4. Conclusions

Au cours des premières études que nous avons réalisées, en période hydrogéologique moyenne à sèche, les vitesses de migration des fronts de minéralisation azotée au sein de la zone non saturée crayeuse étaient globalement conformes à ce que l'on pouvait observer dans la bibliographie, dans d'autres régions de sous-sol analogue.

La vitesse moyenne (tableau 16) évolue essentiellement en fonction de l'épaisseur et du type de recouvrement au dessus de la craie :

- sous un recouvrement argileux de l'ordre de 5 m d'épaisseur, la vitesse moyenne d'avancement du front de pollution azotée est de l'ordre de 0.6 m/an,
- sous un recouvrement limoneux de quelques mètres d'épaisseur au dessus de la craie, la vitesse moyenne est de l'ordre de 0.8 à 1.0 m/an,
- sous un recouvrement sableux reposant sur la craie, on atteint des vitesses de 1.25 m/an.

Site	Année	Vitesse moyenne	Pluie efficace
<b>ESCREBIEUX</b>	<b>1996</b>	<b>1.0 m/an</b>	<b>128 mm</b>
<b>AIRON-SAINT-VAAST</b>	<b>1997</b>	<b>1.0 à 1.5 m/an</b>	<b>109 mm</b>
<b>CAMBRESIS :</b>	<b>Octobre 1999</b>	<b>0.4 à 0.6 m/an</b>	<b>335 mm</b>
<b>Plateau</b>		<b>0.75 à 1.5 m/an</b>	
<b>Versant</b>		<b>1.3 m/an</b>	
<b>Vallée</b>			

Les dernières études que nous avons réalisées à la suite d'hivers très pluvieux et sur des parcelles déjà sondées en période sèche, ou dans des zones où la craie est très fissurée, nous ont montré que la vitesse d'avancement moyenne du front de pollution azotée au droit d'une parcelle agricole pouvait dans des conditions exceptionnelles de pluies efficaces et de densité de fissuration, provoquer une saturation en eau de la matrice poreuse et des fissures (tableau 18).

Un phénomène de vidange gravitaire se met alors en place et les vitesses de migration des nitrates sont « brusquement » accélérées, pendant une courte période, au droit de la zone fissurée. En moyenne, lors de périodes pluvieuses exceptionnelles, nous avons observé au droit des sondages que nous avons effectués, un décalage de l'ordre de 5 m d'une fraction du front de pollution azotée par l'intermédiaire des fissures.

La migration du front de pollution azotée peut alors s'effectuer majoritairement par les fissures sur une période donnée.

## **3<sup>ème</sup> Partie : La modélisation de la vallée de l'Escrebieux**

Après les observations et interprétations de la migration des nitrates réalisés sur des profils ponctuels, il était indispensable de transposer ces données en trois dimensions : c'est le rôle de la modélisation.

C'est le logiciel WATERMODEL (Y. EMSELLEM, droits réservés), modèle hydrodynamique et hydrodispersif qui est utilisé pour l'environnement hydrogéologique (annexe 4).

Nous avons développé le module azote, en étroite collaboration avec Yves EMSELLEM qui est l'instigateur de ce logiciel de modélisation et l'avons testé sur le bassin versant de l'Escrebieux du Nord de la France.

### **3.1. PRESENTATION DE WATERMODEL**

#### **3.1.1. DESCRIPTION DU CYCLE DE L'AZOTE MODELISE**

Le cycle de l'azote régit les apports, les consommations et les exportations. La figure 28 distingue ce qui se passe :

- au-dessus du sol : l'atmosphère, les rejets et les épandages, les cultures, le ruissellement, l'infiltration,
- dans le Réacteur Sol, les processus d'échange entre les différentes formes d'azote,
- dans les nappes, les écoulements souterrains.

On peut structurer le cycle de l'azote en distinguant successivement les formes de l'azote, les apports et les pertes, les processus. L'azote se classe en :

- azote organique, insoluble, lié à la matière vivante,
- azote minéral soluble, sous forme de nitrate, nitrite et ammoniacque,
- et en azote gazeux prêt à retourner à l'atmosphère sous forme d'azote neutre ou de gaz ammoniac.

Les plantes absorbent seulement, par leurs racines, les composés solubles. Les gains en azote du sol sont produits par un ensemble de mécanismes :

- retour de l'ammoniacque et du nitrate en solution dans l'eau de pluie
- épandage des boues des stations d'épuration,
- fixation de l'azote atmosphérique par les micro-organismes de l'humus,
- apport des engrais verts, cultures destinées à être enfouies par retournement,
- application d'engrais et amendements épandus, semi-enfouis ou enfouis,
- abandon en surface et enfouissement des pailles et résidus de cultures,
- irrigation avec de l'eau contenant des nitrates.

Les pertes ou immobilisations d'azote du sol ont lieu par :

- volatilisation de l'ammoniac des engrais ou de la matière organique,
- absorption de l'azote du sol sous forme soluble par les cultures,
- exportation de la récolte et de tout ou partie des résidus,
- enfouissement de pailles et résidus de cultures,
- dénitrification anaérobie des nitrates en solution,
- lessivage du sol,
- et drainage du sol en contrepoint de l'irrigation.

Les processus intégrés au modèle sont :

- Fixation de l'azote atmosphérique moléculaire par l'humus : la fixation combine l'azote à la matière organique, les bactéries, les champignons, les micro-organismes fixant l'azote atmosphérique,
- Volatilisation de l'ammoniac des engrais organiques ou minéraux,
- Nitrification de l'ammoniaque restante,
- Transformation des engrais en azote assimilable par les plantes,
- Absorption, aussi appelée assimilation, de l'azote soluble du sol par les plantes,
- Minéralisation de l'azote organique en azote minéral, ammoniac, nitrate ou nitrite, en deux étapes, ammonification et nitrification,
- Immobilisation par les plantes et les micro-organismes, appelée aussi réorganisation, de l'azote ammoniacal et de l'azote nitrique du sol,
- Récolte des cultures, Pailles et résidus de cultures,
- Retour à l'atmosphère par dénitrification achevant le cycle.

En permanence, Minéralisation et Réorganisation s'opposent. L'équilibre dépend du rapport entre le carbone et l'azote (C/N) disponibles dans le sol. Il est atteint pour un rapport C/N égal à 23. Si l'azote est présent en excédent, la matière organique va pouvoir se développer, accroissant donc la teneur en carbone et réduisant C/N.

A l'inverse, si la matière organique ne trouve pas assez d'azote, elle meurt et produit de l'ammoniaque, dont une partie part à l'atmosphère, puis du nitrate.

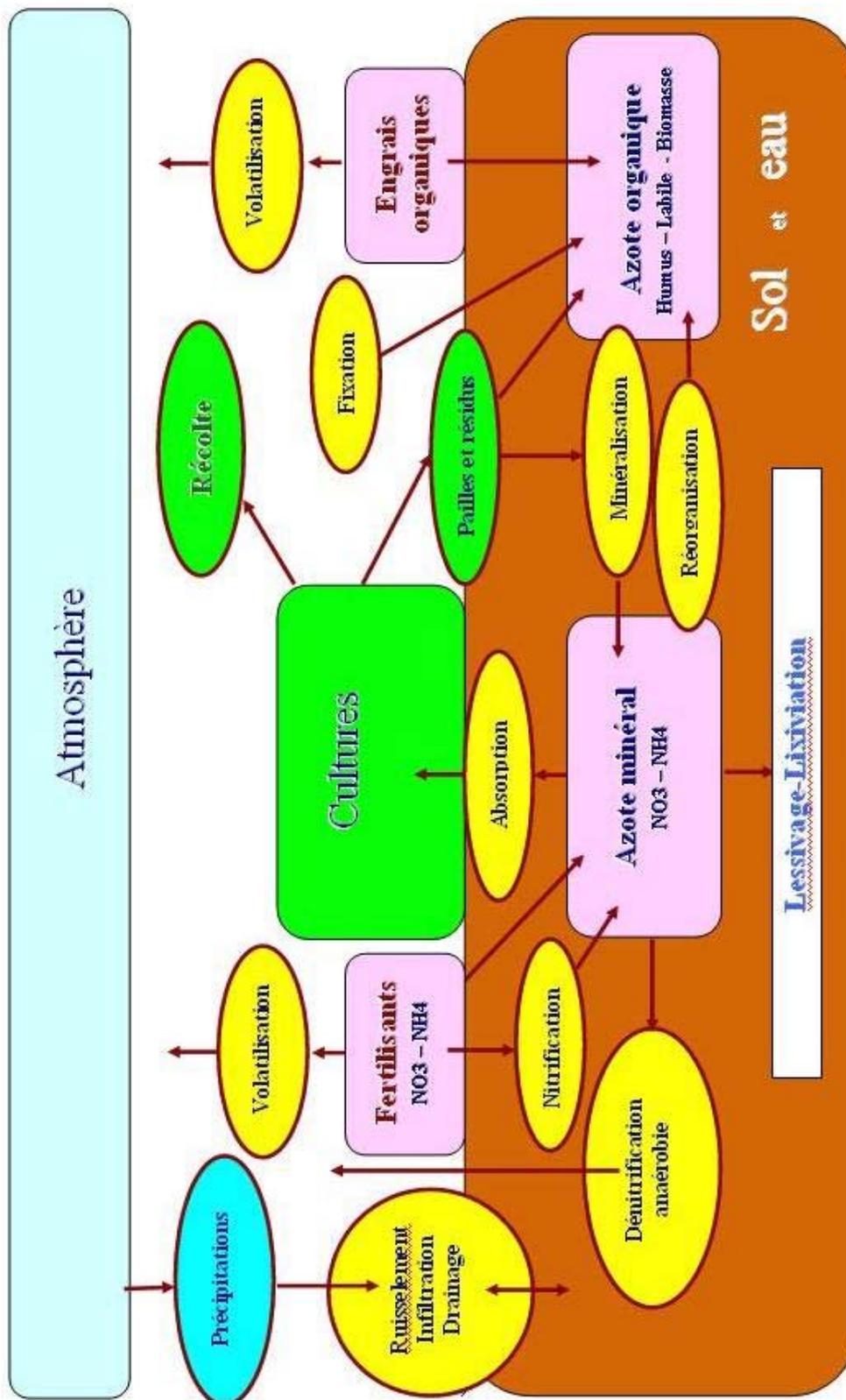


Figure 28 : Le cycle de l'azote modélisé dans le module nitrates de WATERMODEL

### **3.1.2. LA MODELISATION DES ECOULEMENTS**

Les nitrates sont solubles dans l'eau et sont de ce fait entraînés facilement par la pluie et le ruissellement. Leur propagation dans les eaux superficielles et souterraines sera intégrée, c'est-à-dire que les eaux de surface et les eaux souterraines seront intimement liées et traitées conjointement dans une modélisation à la fois hydrologique et hydrogéologique.

Watermodel est ainsi un modèle intégré traitant ensemble l'eau de surface, l'eau souterraine et le milieu non saturé.

Ce modèle entre dans le détail des écoulements souterrains en milieu saturé et non saturé en considérant séparément le déstockage de l'eau souterraine par désaturation des fissures, de la matrice et par décompression des aquifères captifs.

Il prend en compte la perméabilité effective des aquifères selon leur taux d'humidité, leur saturation et leur désaturation.

Pour visualiser tous ces mécanismes sur carte et à l'aide de diagrammes, le recours à une interface graphique est indispensable pour voir évoluer le niveau des nappes, le débit des rivières et les concentrations des eaux. Watermodel est doté d'un système d'information géographique (SIG) intégré.

Au lieu de se servir du réseau de mailles de calcul du modèle comme système de référence, le modèle est géoréférencé c'est-à-dire, que toutes les données sont référées aux coordonnées géographiques des objets en Lambert I. De la sorte, tous les fichiers et toutes les cartes construites sont indéfiniment utilisables pour les améliorations et mises à jour.

En bref, le modèle est multicouche, intégré, à mailles variables. Il est également multicomposant puisque les processus physico-chimiques considérés mettent en jeu une trentaine de variables et de paramètres. Une description succincte en est donné en annexe 3.

### **3.1.3. Méthode du bilan Azoté (AZOBIL – CORPEN)**

Les méthodes du Bilan, que nous avons explicité au chapitre précédent, nous ont semblé les plus réalistes pour déterminer le devenir des nitrates apportés aux cultures. Elles permettent d'estimer les quantités d'azote apportées au sol puis dissoutes dans l'eau et propagées au fil de l'eau ou s'infiltrant dans les nappes.

Le Bilan nous sert de cadre à l'analyse physique, chimique et biologique des processus régnant dans le *Réacteur Sol*. Pour étudier la propagation des concentrations d'azote dans les eaux de surface et les eaux souterraines, deux étapes sont nécessaires : nous devons d'abord évaluer la quantité d'azote, sous toutes ses formes, parvenant au réseau hydraulique, puis simuler la transformation des différentes formes de l'azote et leur propagation dans le sol, le sous-sol et la nappe.

Ce résultat est pratiquement atteint par les méthodes de Bilan d'azote qui évaluent le solde des apports et des emplois d'azote.

### **3.1.4. LA MODELISATION DU BILAN AZOTE**

Les calculs de bilan effectués sur une parcelle ne prennent pas en considération les apports de l'amont ni du voisinage. Le modèle va donc nous permettre de connecter l'ensemble des parcelles du bassin, de l'amont à l'aval car des mesures de limitation d'intrants locales draconiennes n'auront aucun effet sur la nappe si l'amont est le principal pourvoyeur de nitrates.

Par ailleurs, le bilan effectue un calcul global sur l'année et fournit des valeurs moyennes de concentration alors que ce sont les pointes en nitrates qui vont limiter la possibilité légale et sanitaire d'utiliser l'eau pour les collectivités et leurs activités. De plus, les stocks d'azote dans le sol et les concentrations évoluent tout au long des saisons.

Enfin, le modèle intégré prend en compte les pluies réelles, le ruissellement, l'infiltration, la circulation de l'eau dans les nappes, ce qui étaient schématisés par des moyennes annuelles forfaitaires dans le calcul des bilans.

Nous allons donc suivre le cycle des saisons et travailler à l'échelle du bassin versant souterrain et non plus de la parcelle tout en bénéficiant de l'expérience acquise grâce aux méthodes de bilan telles que la profondeur d'enracinement, le devenir des résidus, les retournements de prairie, les cultures d'intersaison pièges à nitrates, les rendements réels ou escomptés.

## **3.2. COMPORTEMENT DES ENGRAIS DANS LE SOL**

### **3.2.1. CARACTERISTIQUES DES ENGRAIS**

Les engrais (annexe 6) contiennent des nitrates, de l'azote sous forme ammoniacale présent dans les engrais organiques et de l'urée. Les nitrates sont solubles et peuvent donc passer rapidement dans le sol et la nappe avec l'eau de pluie. Par contre, l'ammonium ou l'urée fonctionnent en deux temps.

L'urée doit, avant d'être mobilisée, être hydrolysée, c'est-à-dire décomposée par l'eau. L'ammonium qui en résulte passe dans le sol où, si la proportion de carbone et d'azote est supérieure à 23, il sera oxydé en nitrate.

Les engrais sont donc caractérisés par leur composition et le rapport de la teneur en ammonium sur la teneur totale en azote (TAN/TN). Ce taux caractérise d'une certaine façon le retard qui sera observé pour la libération de l'azote nitrique.

De même les engrais organiques sont caractérisés par le rapport C/N entre le carbone organique et l'azote : c'est ce rapport qui va déterminer la capacité du produit à être minéralisé. Le tableau 19 rend compte des données de la littérature introduite dans le logiciel (annexe 6).

<b>Engrais organiques</b>	<b>%C</b>	<b>%N</b>	<b>C/N</b>	<b>TAN/TN</b>	<b>TAN/TN min</b>	<b>TAN/TN max</b>
Bovin	29	1.9	15.2	0.26	0.06	0.6
Porcin	39	7.8	5	0.45	0.15	0.75
Ovin, Caprin	30	4	7.6	0.4	0.2	0.6
Volailles	31	6.2	5	0.32	0.17	0.64
Lapins	30	6	5	0.06		
Purin			5	0.06		
Laitier			10.5	0.33	0.24	0.62
Boues de station			5.5-6.5	0.03	0.08	0.05

<b>Engrais minéraux</b>	<b>TAN/TN</b>
Ammonitrates	0.33
Sulfates d'ammoniaque	0.1
Nitrates cyanamidés	0.38
Urée	0.06

Tableau 19 - Taux TAN/TN et C/N des engrais organiques

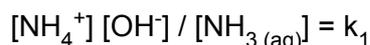
### **3.2.2. VOLATILISATION DE L'AMMONIAC**

Les engrais ammoniés épandus sont immédiatement soumis à la volatilisation. L'urée, le fumier, les lisiers, perdent une part importante de leur poids par volatilisation. Pour un grand territoire comme celui des Etats Unis, elle représente plus de 60 % par année des pertes d'ammonium émis à l'atmosphère, se comptant en millions de tonnes. (Source : US. Environmental Protection Agency). La perte peut atteindre 50% de l'azote appliqué.

Reddy, Khaleel, Westerman et Overcash (1979) ont mis au point une description quantitative simple du phénomène tenant compte des facteurs du sol et de l'environnement. L'ammoniac  $\text{NH}_3$  se volatilise en deux temps, d'abord rapidement, avec volatilisation de près de 80 % du  $\text{NH}_3$  appliqué non retenu par le sol, notamment par les feuillets d'argile, ensuite une perte rémanente de  $\text{NH}_3$  pendant 2 ou 3 semaines où la nitrification devient prédominante.

Le sol est caractérisé par le Coefficient d'Echange Cationique (CEC) lié en grande partie à la teneur en minéraux argileux du sol : les fumiers naturels incorporés aux sols de faible CEC aboutissent à des grandes pertes de  $\text{NH}_3$  et vice-versa pour un fort CEC.

Les pertes sont liées à l'équilibre entre  $\text{NH}_3$  et  $\text{NH}_4$  dans l'air et dans l'eau. La réaction d'équilibre est de la forme :



où  $k_1$  désigne la constante d'ionisation.

Dans la solution du sol, on considère que l'équilibre entre l'ammonium  $\text{NH}_4^+$  et l'ammoniaque  $\text{NH}_3$  se fait de manière instantané. Le rôle principal pendant la volatilisation est tenu par la différence d'activité entre  $\text{NH}_3$  gazeux présent dans l'atmosphère et  $\text{NH}_3$  en phase aqueuse du système sol - déchet, selon:

$$\text{NH}_3 \text{ (g)} = k_2 [\text{NH}_3 \text{ (aq)}]$$

L'azote ammoniacal mesuré est la somme de  $\text{NH}_3$  et de  $\text{NH}_4^+$ , soit l'azote ammoniacal total noté TAN (Total Ammoniacal Nitrogen) selon :

$$\text{TAN} = \text{NH}_4^+ + \text{NH}_3 \text{ (aq)}$$

Ce qui permet d'écrire la relation suivante :

$$\text{NH}_3 \text{ (aq)} / \text{TAN} = 1 / \{ ([\text{H}_3\text{O}^+] \cdot k_1 / k_e) + 1 \} = F$$

Dans le module nitrate de WATERMODEL, le taux de  $\text{NH}_3$  perdu est proportionnel à la différence entre le taux d'ammoniac du système sol - déchet et celui de l'atmosphère proche de l'épandage.

$$d(\text{TAN}) / dt = -K(\text{TAN})$$

Nous avons donc décrit la volatilisation par une expression très simple :

$$(\text{TAN})_t = (\text{TAN})_0 \cdot e^{-Kt}$$

avec:

- $(\text{TAN})_0$  = azote ammoniacal total dans le système sol - déchet au temps  $t=0$
- $(\text{TAN})_t$  = azote ammoniacal total restant dans le système au temps  $t$
- $K$  = constante globale du premier ordre, en  $\text{jour}^{-1}$
- $t$  = durée depuis l'application en jours.

Le coefficient  $K$  croît avec la température. Pour deux températures  $T_1$  et  $T_2$  :

$$K_{T_2} = K_{T_1} \theta^{(T_2-T_1)}$$

La volatilisation dépend du pH du sol et du pH de l'amendement. En cas d'épandage à la surface, l'effet du pH du sol devient négligeable. C'est celui du fumier qui influence les pertes : Pour un pH en dessous de 7, la formation d'ammoniac varie peu.

En cas d'enfouissement dans le sol, les pertes par volatilisation dépendent des pH du sol et du déchet. Un épandage riche en  $\text{NH}_3$  peut accroître le pH jusqu'à des valeurs de 10 (Adriano et al. 1971; Reddy et al. 1977).

Dans un souci de simplification, nous avons pris en compte les effets du pH dans les estimations des valeurs de  $K$  issues de la littérature et des études de terrains (annexe 5).

### **3.2.3. NITRIFICATION DE L'AZOTE AMMONIACAL**

La nitrification (annexe 4) est le second processus affectant l'ammoniaque dégagée par les résidus ou les engrais organiques. La nitrification transforme l'azote l'ammoniacal ou l'urée en azote nitrique (Duffy et al., 1975). Ce processus bloque l'azote ammoniacal destiné à se volatiliser.

Le processus est assez rapide. Il se déroule en deux phases principales. Pendant les vingt premiers jours, près des 4/5 du fertilisant appliqué sont nitrifiés. Ensuite, le processus ralentit de 10 à 100 fois.

Reddy, Khaleel, Overcash et Westermann décrivent le phénomène de la façon suivante :

$$T_n = k_1 F / 20 \quad t_f \leq t \leq t_f + 20$$
$$T_n = k_2 (\text{mg N jour}^{-1} \text{cm}^{-2}) \quad t > t_f + 20$$

Avec :

$T_n$  : taux de nitrification en  $\text{mg N} \cdot \text{jour}^{-1} \text{cm}^{-2}$      $T_f$  : date d'apport de fertilisant  
 $F$  : dose de fertilisant appliqué ( $\text{mg N cm}^{-2}$ )     $t$  : date en jours

En pratique, la nitrification est accomplie en 25 jours. Si l'on travaille à l'échelle du mois, on peut considérer que tout l'ammoniac de l'engrais épandu non volatilisé est nitrifié dans le mois.

### **3.2.4. MINERALISATION DES ENGRAIS ORGANIQUES**

Les engrais nitrates sont immédiatement utilisables par les plantes et par les microorganismes pour créer de la matière organique, si du carbone est disponible. Par contre, les engrais organiques doivent être transformés en azote soluble avant d'être utilisés. Lorsque le rapport du carbone sur l'azote de l'engrais est inférieur à 23, la matière organique de l'engrais se décompose et se transforme en ammoniac puis en nitrates (cf. annexe 4).

L'intérêt des engrais organiques (cf. annexe 6) est d'agir avec un retard de plusieurs semaines à plusieurs années selon le produit. Lors de l'épandage des engrais organiques, une partie des engrais organiques ammoniacés se volatilise et le reste se minéralise progressivement pour devenir soluble.

La libération de l'azote minéralisé est plus ou moins importante et rapide selon les amendements comme le montre les tableaux de l'annexe 6. La teneur en azote total des différents produits est très variable d'un amendement à l'autre.

La minéralisation des fumiers est un processus relativement lent, agissant sur plusieurs années car ils s'incorporent à l'humus. L'arrière effet de chaque apport de fumier bovin peut être estimé à l'aide de table (cf. annexe 2).

### **3.3. CROISSANCE ET ABSORPTION DE L'AZOTE PAR LES PLANTES**

L'absorption de l'azote par les plantes (cf. annexe 7) suit la formule de Childs (1975):

$$CV_t = \frac{CVM}{1 + \exp[6 - (12t_1/t_2)]}$$

dans laquelle CV<sub>t</sub> est le couvert végétal au temps t<sub>1</sub>, CVM le couvert végétal à maturation et t<sub>2</sub> la durée écoulée depuis la germination. Le phénomène peut être considéré comme d'ordre zéro : la fixation est proportionnelle à la durée et ne dépend que de l'humus et de la météorologie, avec inhibition en présence d'azote minéral, notamment NH<sub>4</sub>.

La cinétique de l'absorption est de type Michaëlis-Menten (dans Claassen et al, 1976) :

$$F_N = U^{\max} [N\_NO3 / (K_M + N\_NO3)]$$

Avec F<sub>N</sub> = flux de N-NO<sub>3</sub> absorbé (en kg/m<sup>3</sup>. s ou en kg/m<sup>3</sup>. j),

N\_NO3 = concentration en N-NO<sub>3</sub> dans la solution du sol (kg m<sup>-3</sup>),

K<sub>M</sub> = constante de Michaëlis (kg m<sup>-3</sup>),

U<sup>max</sup> = taux maximum d'absorption (kg m<sup>-3</sup>s<sup>-1</sup> ou en kg m<sup>-3</sup>j<sup>-1</sup>), variable avec le cycle végétal.

Les coefficients des cinétiques sont adaptés aux cultures et aux sols. Les besoins totaux des cultures et les doses d'apports en azote sont publiés par les organismes préconisant la méthode du bilan (annexe 2).

### **3.4. MINERALISATION ET REORGANISATION DE L'AZOTE**

#### **3.4.1. GENERALITES**

La minéralisation et la réorganisation sont les deux clés de l'évolution de l'azote (cf. annexe 4) dans le sol et les nappes. L'organisation ou réorganisation est la création de matière organique vivante par absorption de l'azote minéral du sol. Pour convertir l'azote en matière organique, elle exige du carbone transformable appelé carbone soluble. La minéralisation, passage de l'azote organique à l'ammoniac et aux nitrates, est le résultat de la décomposition de la matière organique.

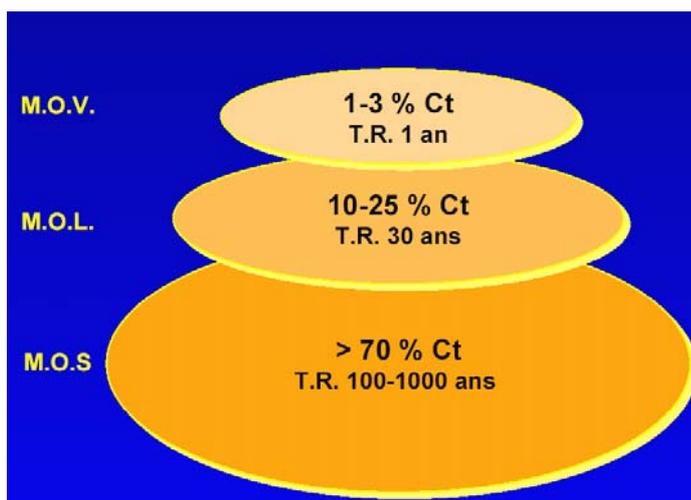
La réorganisation et la minéralisation s'effectuent surtout dans les premiers centimètres du sol, dans la couche arable, là où résident l'humus et les résidus de cultures. Pratiquement 80 % de la minéralisation de l'humus se fait dans les premiers 25, 30 à 40 cm, le reste dans la zone racinaire, 60, 90 ou 120 cm.

### 3.4.1.1. Les minéralisations

L'humus (cf. annexe 8) est composé de plusieurs panneaux, humus stable, humus labile, biomasse, résidus, engrais organiques. Le terme de minéralisation recouvre la transformation de plusieurs formes différentes de matière organique avec des cinétiques du premier ordre de demi-vies différentes. Avec Marc Pansu, (les Cahiers de l'ORSTOM – 1991) et Chaussod et Nouaim considérons les cinétiques des différents volets. La durée de demi-vie correspondant à la transformation de 50 % du produit varie selon les volets :

- la durée de demi-vie de minéralisation des résidus de culture, des engrais verts et prairies retournés, se compte en semaines,
- la minéralisation des engrais organiques a une durée de demi-vie se comptant en mois,
- la minéralisation de l'humus labile (cf. annexe 8) s'étend sur plusieurs mois,
- la minéralisation de l'humus stable s'étend sur des dizaines d'années.

Le diagramme de Chaussod et Nouaim (figure 29) résume les cinétiques de la Biomasse (MOV), de l'azote labile (MOL) et de l'humus stable (MOS) pour les terres à vigne. Les cinétiques varient naturellement selon les sols et les cultures.



**Figure 29 : Temps de réponses caractéristiques**

**MOV** : biomasse – **MOL** : matière organique labile – **MOS** : matière organique stable

Les compartiments intervenant dans la minéralisation sont donc :

- ◆ Humus stable
- ◆ Humus labile
- ◆ Biomasse
- ◆ Résidus de culture
- ◆ Fumiers et lisiers
- ◆ Boues et épandages.

Pour simplifier, nous avons regroupé humus stable et humus labile, interactifs, dans l'Humus, les résidus de culture, les fumiers, lisiers, boues et épandages dans le compartiment Déchets. La Biomasse reste l'ensemble actif des bactéries, champignons, microorganismes auxquels on ajoute généralement les glucides issus de la décomposition de la matière végétale. On ajoutera ensuite les Cultures et l'Eau pour établir les données de travail. Le modèle va donc considérer l'ensemble de ces minéralisations.

### **3.4.1.2. Humification**

Pour simplifier l'exposé, le terme de résidu sera employé pour réunir dans un groupe les déchets, les retournements de cultures d'intersaison, engrais verts, prairies permanentes ou temporaires. Ce groupe est caractérisé par une cinétique rapide.

La minéralisation n'est pas la seule transformation du résidu. La partie du résidu non minéralisée suit deux voies. La première est la décomposition complète en gaz carbonique  $CO_2$  et en ammoniac. Une partie de ces effluents est capturée par les microorganismes et convertis en matière organique, le reste repart à l'atmosphère.

En se référant au modèle SWAT ou aux études de Marc Pansu, on peut estimer, lorsque les résidus sont incorporés dans le sol, à 20 - 25 % les taux de reconstitution de matière organique. Celle-ci est assimilée par l'humus labile puis passe lentement à l'humus stable.

Par contre, lorsque les résidus sont abandonnés sur le sol, l'ammoniac n'est pas dissous dans l'eau et fixé par le sol mais s'échappe à l'atmosphère. Dans les systèmes stables, les apports à l'humus labile et l'humus stable fournis par la biomasse équilibrent leurs pertes en azote. Dans ce cas, le total des pertes est égal au total des apports externes, c'est-à-dire à la fixation de l'azote atmosphérique.

### **3.4.1.3. Le moteur de la réaction : le rapport C/N**

La minéralisation ou la réorganisation ont priorité l'une sur l'autre selon qu'il existe du carbone en excédent, qui va donc capturer l'azote pour créer de la matière organique ou de l'azote en excédent qui va minéraliser. Les principes de la minéralisation et de la réorganisation sont simples :

- Le moteur est le rapport C/N du carbone organique et de l'azote,
- Le rapport C/N de l'humus est de 10 (Brady, 1974),
- Les rapports C/N supérieurs à  $40/1.7 = 23$  favorisent l'immobilisation,
- Les rapports C/N inférieurs à 23 favorisent la minéralisation.

Les fumiers, lisiers, boues de stations d'épuration, herbes de verger, résidus de maraîchage ont un C/N inférieur à 23 et minéralisent donc tandis que les pailles, les feuilles et collets de betteraves ont un C/N supérieur et sont d'abord humifiés puis minéralisés lorsque leur C/N est descendu sous 23 (cf. annexe 8). La matière organique du sol dont le rapport C/N est égal à 10 est donc naturellement productrice de nitrates minéralisés. La cinétique de la minéralisation, du premier ordre, produit d'autant plus d'azote minéralisé que la matière organique est plus abondante :

$$N_m = N_p (1 - e^{-kt})$$

où  $N_m$  est l'azote minéralisé et  $N_p$  l'azote potentiellement minéralisable.

#### **3.4.1.4. Potentiel de minéralisation de l'humus et des déchets**

Qu'il s'agisse de l'humus ou des déchets, la minéralisation n'affecte pas la totalité du volet azote. Une partie seulement des déchets va être minéralisée lorsque le rapport C/N dépasse 23. Le reste est réorganisé. La biomasse transforme une partie des déchets à teneur élevée en carbone en matière organique qui rejoint l'humus labile et pourra donc renforcer l'humus stable.

L'humus minéralisable est la partie mobilisable de l'humus stable que l'on peut identifier à l'humus labile (cf. annexe 8). L'humus labile va se décomposer progressivement pour donner de l'azote minéral. Le potentiel minéralisable est calculé de deux façons différentes pour l'humus et pour les déchets :

La relation de Stanford et Smith établit que l'azote humique potentiellement minéralisable  $N_x$  est égal, en ppm à :

$$N_x = 112 \text{ Log}(N_s/195),$$

$N_s$  étant l'azote organique total du sol en ppm. Une teneur de 1% de matière organique correspond à 580 ppm pour un sol de densité 1.5. Pour les déchets, l'azote réorganisé correspond à la quantité à retirer pour ramener le taux C/N à 23. L'azote potentiellement minéralisable est donc égal à :

$$N_x = N_w (1 - (C_w/N_w)/23)$$

### 3.4.1.5. Coefficients de demi-vie

Une liste de coefficients issus de la bibliographie est regroupée dans le tableau 20 ci-après.

Déchet	C/N	K	½ vie en jours	Référence
Bovin	15	0.0053 0.0082	131 à 85 jours	Mathers and Stewart (1970) Reddy et al (1977)
Laitier	10.5	0.009 à 0.0541	75 à 13 jours	Walter et al (1974)
Basse-cour	5	0.013 à 0.05	53 à 14 jours	Reddy et al (1977)
Porcin	5	0.012 à 0.033	57 à 23 jours	Cooper (1975)
Boues	6	0.005 à 0.002	138 à 346 jours	Starck and Clapp (1977) Yuch Ping Hseih (1976) Tusneem (1970)
Pailles de riz	40	0.002 à 0.01	346 à 70 jours	Stanford and Smith (1972)
<b>Humus</b>	<b>10 à 14</b>	<b>0.0016 à 0.0077</b>	<b>433 à 126 jours</b>	Stanford and Smith (1972)
Humus		0.001 à 0.005	700 à 350 jours	Mehran et Tanji (1974)
Humus		0.05	14 jours	Prat (1982)
Humus		$7 \cdot 10^{-5}$	9902 jours	Maison (2000)
Humus		$10^{-5}$ à $20 \cdot 10^{-5}$	200 à 10 ans	Jansson et al (1991)
Humus		0.0004 à 0.0006	1732 à 1155 jours	Pinheiro (1995)
Humus		$3 \cdot 10^{-5}$	63 ans	Larocque et Banton (1996)

Tableau 20 - Constante de temps de la minéralisation de l'azote

Les estimations faites avec des cinétiques du premier ordre, avec des exponentielles et les estimations proportionnelles au temps donnent des résultats analogues parce que, exception faite des résidus verts, les durées caractéristiques sont longues<sup>1</sup>.

La minéralisation de l'humus est un mécanisme continu de modification de la masse de matière organique présente. La cinétique peut se séparer en processus minéralisant l'azote humique labile, l'azote humique stable, la biomasse, les déchets animaux, les résidus de culture. Comme pour la plupart des mécanismes traités ici, la minéralisation de l'humus peut être représentée par une cinétique du premier ordre.

On rencontre souvent dans la littérature, une globalisation de l'ensemble de la minéralisation, sous la forme de l'équation ci-après,

$$NO_3(t) \sim (N_x + N_s) [1 - e^{(-k t)}]$$

mais, comme on l'a vu, il est préférable de dissocier la minéralisation des différents panneaux de l'humus, de celle des résidus et de celle des fumures organiques dont les temps de ½ vie sont bien différents.

<sup>1</sup> Si d, demi-vie, est grande par rapport à t, durée écoulée, n étant le nombre de périodes  
 $n * (1 - e^{(-t/d)}) \approx 1 - e^{(-nt/d)}$

Par contre, pour deux produits de durée de vie voisine, située dans la même gamme de valeurs, l'assimilation est admissible.

### **3.4.2. LES DIFFERENTS MODELES DE MINERALISATION DE L'HUMUS**

#### **3.4.2.1. Le modèle de Stanford et Smith**

La matière organique du sol au rapport  $C_S/N_S$  égal à 10 est naturellement productrice de nitrates. Les teneurs usuelles en matière organique des sols sont de l'ordre de 1.0 % à 1.5 % pour les cultures intensives de blé, 2.5 % en maraîchage, 4.0 % en prairie et plus en forêt.

Le schéma élaboré par Stanford et Smith (1972) a été développé par Reddy, Khaleel, Overcash, Westerman (1978), Broadbent (1986) et détaillé pour l'absorption par Watts et Hanks.

- ✓ Le potentiel d'azote minéralisable dépend de la teneur totale en azote du sol, comme l'a montré Corbet (1934),
- ✓ L'azote minéralisé rejoint le potentiel minéralisable avec une cinétique du premier ordre.

Reprenant l'exposé de Reddy, Khaleel, Overcash et Westerman (1979), avec

$N_X$  : potentiel d'azote minéralisable,  
 $TN_S$  : teneur en azote total de l'humus,  
 $N_r$  : teneur de référence,  
 $\mu$  : un coefficient dépendant des sols et du climat,  
 $k$  : constante de temps caractéristique de la cinétique étant relié à la constante de demi-vie de l'azote minéralisable,  
 $N_m$  : taux d'azote minéralisé dans l'humus ou dans le résidu,

Le potentiel d'azote minéralisable  $N_X$  est directement lié à l'azote humique total  $TN_S$ , et à une teneur de référence  $N_r$  par :

$$N_X = \mu * \ln(TN_S / N_r)$$

Avec  $N_S$  et  $N_r$  en ppm, les expériences de Stanford et Smith ont fixé pour  $\mu$  et  $N_r$  les valeurs de 112 et 195.

$$N_X = 112 * \ln(TN_S / 195)$$

L'azote minéralisé évolue alors vers le potentiel minéralisable par la relation :

$$N_m = N_X (1 - e^{-kt})$$

A l'échelle de l'année, c'est-à-dire pour les durées courtes, l'azote minéralisé est proportionnel à la durée en dehors des périodes froides. Le seuil de 195 ppm correspond, pour l'humus, à 1950 ppm de carbone organique, donc une teneur en matière organique de 3400 ppm, environ 1 à 3 %.

### 3.4.2.2. Le schéma CORPEN

Le CORPEN, dans son document de référence InterCultures (1991), distingue soigneusement l'évolution des différents compartiments d'azote :

- ✓ Azote labile minéralisation de 5 % par an, soit, pour un sol riche à 1000 à 2000 kg à l'hectare, 50 à 100 kg/ha et par an avec réorganisation de 40 à 80 kg d'azote par an en situation stable,
- ✓ Biomasse : minéralisation de 80 à 120 kg/ha par an, avec fixation équivalente en cas de stabilité à long terme reconstituant la biomasse,
- ✓ Résidus de culture : la minéralisation dépend de la culture, du sol, de l'enfouissement, du brûlage ou de l'exportation des pailles,
- ✓ Intercultures : le schéma est orienté vers les cultures d'intersaison pour capturer l'azote nitrique libre après les récoltes.

La difficulté d'application du schéma CORPEN dans le détail réside dans la nécessité de mesures du taux d'azote labile difficile à estimer a priori. Celle-ci peut se faire a priori à l'aide des fourchettes de Chaussod et Nouaim ou en approximant l'azote labile par le potentiel minéralisable de Stanford et Smith. Dans tous les cas, le taux de 20 % de l'azote organique total peut être retenu en première estimation.

### 3.4.2.3. Le schéma Azobil

Le schéma Azobil se réfère à la teneur totale en azote du sol, avec un taux de 80 kg N/ha et par an pour 2 % de matière organique, pour un sol non calcaire, de pH > 6 (Azote et Agriculture, 1994).

En fonction du temps d'occupation du sol (TOS) par la culture et de sa profondeur d'enracinement (TE), ce potentiel sera partiellement ou totalement exploité. La minéralisation des résidus de récolte prend en compte le devenir des résidus de la récolte précédente (R) mais aussi l'arrière effet prairie (P) et l'effet engrais vert. La minéralisation des engrais organiques s'étale sur plusieurs années selon les tables de l'annexe 2.

### 3.4.2.4. Synthèse

Stanford - Smith et Broadbent est cohérent avec les différentes références, CORPEN, AZOBIL, Xavier Bailleau<sup>2</sup>, Prat et Maison avec un coefficient plus faible, Agrifood Canada : les bases de calcul sont en effet quasiment les mêmes. Seuls les coefficients varient puisque les sols et les climats ne sont pas les mêmes. Ces modèles se réfèrent tous au taux de matière organique présent dans le sol, puisque le taux de carbone est environ 1.7 fois plus petit que celui de matière organique et celui de l'azote est encore divisé par 10.

La production d'azote minéral par l'humus est tamponnée par l'humus stable qui reconstitue l'azote labile tandis que la fixation d'azote atmosphérique renforcée partiellement par les engrais, les résidus, les retournements reconstitue l'humus stable.

---

<sup>2</sup> 29 kg N/an/ha selon le calcul de X.Bailleau avec une description légèrement différente du sol

En fin de compte, selon les conditions réelles, ces schémas aboutissent, en partant de bases d'estimation différentes, à des chiffres très semblables. La différence entre les schémas n'est pas tellement dans les taux mais dans le mode de calcul : on peut globaliser la minéralisation de l'humus, des résidus, des engrais verts, des CIPAN, des engrais organiques ou, au contraire, les dissocier. On peut ensuite relier le taux de minéralisation à l'azote total du sol, en globalisant azote labile, biomasse et azote stable ou au contraire les dissocier.

### **3.4.3. MINERALISATION DES DECHETS ET RESIDUS**

#### **3.4.3.1. Azote minéralisable**

Le terme de déchet recouvrira ici aussi bien les fumiers animaux que les résidus de récolte. L'azote minéralisable  $N_x$  d'un déchet, notamment des résidus de récolte, contenant  $N_w$  rétablit l'équilibre à 23 du C/N :

$$\frac{C_w}{N_w - N_x} = 23$$

avec  $N_x$  : azote potentiellement minéralisable et  $N_w^3$  : azote organique du déchet.

En écrivant autrement cette relation, on obtient :

$$N_x = N_w (1 - (C_w/N_w)/23)$$

- ◆ Minéralisation :  $N_x$  sera positif en cas d'excès d'azote vis-à-vis des besoins microbiens avec de l'azote potentiellement minéralisable
- ◆ Organisation :  $N_x$  sera négatif dans le cas contraire.

L'évolution du Carbone contenu dans la matière organique se fait également par pertes gazeuses de  $CO_2$  métabolique et de l'assimilation continue de l'azote par les microorganismes.

#### **3.4.3.2. Cinétique du rapport C/N**

Le rapport C/N varie avec le temps :

- Dans le cas de déchets dont le C/N est supérieur à 23, ce qui est le cas d'une majorité des résidus de cultures, il n'y a pas de libération d'azote inorganique à travers la minéralisation tant que le rapport C/N n'est pas descendu à une valeur inférieure à 23.
- Lorsque le rapport  $(C/N)_{organique}$  est supérieur à 23 la réorganisation immobilise de l'azote minéral, réduisant progressivement le coefficient jusqu'au seuil de 23 : la teneur en azote potentiellement minéralisable croît avec le temps.

---

<sup>3</sup> w pour waste, déchet.

- A partir du moment où le rapport C/N tombe au-dessous de 23, le processus de minéralisation devient plus important que celui d'immobilisation. Le taux de minéralisation de C est plus fort que le taux de minéralisation de N.
- La décroissance se poursuit jusqu'à ce que C/N atteigne la valeur de 10 caractéristique du microbien et de l'humus. La minéralisation se poursuit mais avec fixation correspondante. Ce taux correspond à l'équilibre provoqué par la minéralisation du carbone et celle de l'azote.
- Ensuite minéralisation, fixation et organisation se font en parallèle et le rapport C/N reste assez constant. L'azote organique résiduel dans le déchet n'est pas disponible pour une minéralisation rapide et sera converti en azote organique du sol (humification), pour se décomposer ensuite à un taux plus lent.
- L'azote non minéralisé à court terme est incorporé à l'humus et se minéralise de la même façon que l'azote organique du sol.
- L'azote minéralisé est extrait de l'humus du sol par les cultures, les plantes et lixiviation.

La décroissance de (C/N) suit une cinétique du premier ordre :

$$(C/N)_t = (C/N)_0 e^{-At}$$

où  $(C/N)_0$  est le rapport initial du résidu et A la constante du premier ordre, en jours<sup>-1</sup> ajustée selon les variables de l'environnement et du sol.

L'accumulation de nitrates dans le déchet se traduit par l'équation :

$$(NO_3)_{t-td} = Nx ( 1 - e^{-k (t-td)} )$$

où k est la constante de la minéralisation de l'azote organique du sol estimée (Standford et al., 1972) à 0.0077 jour<sup>-1</sup> à 35° et  $td = \ln(CN/23)/(0.0097 \times \exp(0.0676 (\text{temp} - 20^\circ)))$ . Le délai dans l'accumulation de nitrates dépend bien sûr de la température et de l'humidité du sol.

### **3.4.4. LE MODELE GENERAL DE MINERALISATION**

Le modèle adopté pour la minéralisation reprend les conclusions précédentes :

- ✓ L'accumulation de nitrates dans le système sol - déchet suit une cinétique du premier ordre.
- ✓ Les minéralisations des résidus, des apports organiques et de l'humus ont des durées de demi-vie distinctes.
- ✓ Les fumures organiques ont une durée de demi vie comprise entre vingt jours pour les plus rapides et les plus volatiles, une demi année à trois ans pour les fumiers.
- ✓ Les résidus de cultures, les engrais verts, les cultures d'intersaison ont une durée de demi-vie de quelques semaines.
- ✓ L'humus a une durée de demi-vie longue en général comprise dans une fourchette, dépendant de sa nature, d'une demi année à trois ans.
- ✓ Les taux d'ammonification sont plus lents que les taux de nitrification.
- ✓ L'accumulation d'azote ammoniacal au cours du processus, difficile à fixer a priori, est laissée à l'appréciation du modélisateur.
- ✓ L'azote présent dans le déchet en excès vis-à-vis des besoins microbiens est potentiellement minéralisable.
- ✓ La quantité d'azote résiduel du sol et du déchet est minéralisable.

Le taux de minéralisation dans le système est alors décrit comme suit, selon la cinétique du premier ordre pour chaque composant :

$$- dN_x / dt = k_x N_x$$

$$- dN_s / dt = k_s N_s$$

$N_x$  et  $N_s$  : montants instantanés d'azote potentiellement minéralisable du déchet ( $x$ ) et du sol ( $s$ ),

$k_x$  et  $k_s$  : constantes du premier ordre du déchet et du sol (en jours<sup>-1</sup>).

$t$  : durée, en jours.

En combinant les équations précédentes on obtient,  $NO_3(t)$  étant l'azote minéralisé à partir de la situation de départ :

$$NO_3(t) = N_x [1 - e^{-k_x t}] + N_s [1 - e^{-k_s t}]$$

Nous venons de dissocier les teneurs en nitrates de l'humus et du déchet. Nous généraliserons le groupe d'équations précédentes pour considérer séparément :

- l'azote labile (L),
- l'azote stable évoluant seulement à long terme (S),
- les engrais (E),
- les résidus de culture (P),
- les retournements (R),
- la biomasse, si les conditions le nécessitent.

On obtient alors, dans le cas général,

$$\text{NO}_3(t) = N_L [1 - e(-k_L t)] + N_S [1 - e(-k_S t)] + N_E [1 - e(-k_E t)] + N_P [1 - e(-k_P t)] + N_r [1 - e(-k_r t)]$$

La minéralisation de l'humus est un phénomène très régulier fournissant des doses d'azote proportionnelles à la durée écoulée pendant les périodes favorables, notamment hors gel.

### **3.4.5. PARAMETRES DE LA CINETIQUE**

Les constantes utilisées pour l'accumulation de nitrates à partir de l'azote organique du sol ont été obtenues par Reddy et al. (1979), à partir des données présentées par Stanford et Smith (1972).

La cinétique varie avec la température, le pH, l'humidité, les éléments nutritifs contenus dans le sol et la structure du sol, ainsi que la composition chimique du déchet, son rapport C/N, le contenu de lignine, sa demande en oxygène, le taux de chargement, la date et la méthode d'application.

Les paramètres les plus importants dans l'ajustement des constantes de taux aux variations régionales restent la température, le pH, l'humidité du sol et la méthode d'application.

### 3.4.5.1. La température et le pH

La minéralisation est plus grande en sols neutres qu'en sols acides. La minéralisation est inhibée par le froid et bloquée par le gel du sol, favorisée par les températures plus élevées du printemps. Les températures élevées l'accélèrent. A l'inverse, la réorganisation est favorisée par les températures basses de l'hiver.

Le coefficient de correction (tableau 21) est calculé par Reddy et al., pour une plage de température allant de 0 à 35 °C selon la formule :

$$k(T) = k(T_0) C_T^{(T-T_0)}$$

Milieu	Température	C <sub>T</sub>	Référence
Humus	5 - 15	1.08	Stanford et al (1974)
	15 - 35	1.07	
Azote organique	7 - 24	1.07	Broadbent (1966)
	24 - 32	1.04	
Ammonium	6 - 13	1.05	Endelman et al (1974), Frederick (1956), Sabey et al (1969)
	0 - 20	1.04	
	10 - 25		

Tableau 21 - Coefficient de température de la minéralisation

Les coefficients mesurés varient légèrement avec les expérimentateurs ce qui n'est pas sans importance car la variation du coefficient de 1.04 à 1.08 entraîne des variations de la correction importantes :  $1.04^{15} = 1.8$  tandis que  $1.08^{15} = 3.2$  si l'on s'intéresse à l'effet d'une variation de 15°.

### 3.4.5.2. Humidité du sol et minéralisation

L'accroissement de l'humidité avec la pluie inhibe la minéralisation. Les déchets appliqués sur des sols lourds, ralentissant le drainage, peuvent favoriser l'humidité excessive pendant une chute de pluie, pouvant aboutir à une réduction d'oxygène créant une atmosphère anaérobie pour laquelle la minéralisation a lieu à un faible taux, mais le processus de nitrification est pour l'essentiel inhibé.

Les variations d'humidité peuvent être prises en considération et la constante k, ajustée selon deux critères principaux :

- ✓ quand les sols sont traités avec des déchets contenant une large fraction d'azote organique, c'est-à-dire lorsque la conversion d'azote organique en azote ammoniacal est le seul processus effectif et que la nitrification n'est pas limitée. (Miller et Johnson, 1965),
- ✓ quand les sols reçoivent des déchets contenant une large fraction d'azote ammoniacal, lorsque l'oxydation d'ammonium est le seul processus significatif dans l'accumulation de nitrates. (Equations de Sabey, 1969).

### 3.4.5.3. Le mode d'application des déchets

L'incorporation des déchets dans le sol est favorable à la minéralisation. Les taux d'exportation et d'incorporation des déchets permettent de répartir les résidus en résidus exportés, résidus abandonnés et résidus enfouis. Ces paramètres, caractéristiques des pratiques culturales ou des politiques de lutte contre les nitrates dans les nappes, font partie intégrante du modèle.

Le tableau 22 fournit les valeurs des rendements adoptées selon que le déchet est enfoui ou abandonné :

Type de déchet	Abandonné	Enfoui	Référence
Bovin	0.7	1	Reddy et al (1977)
Basse-cour	0.93	1	Reddy et al (1977)
Pailles		1	Parker (1962)
Boues	0.53	1	King (1973)

Tableau 22 - Rendement des méthodes d'application

### 3.4.6. L'HUMIFICATION

Lorsque le carbone est en excédent, les résidus non minéralisés se décomposent en CO<sub>2</sub> ou sont assimilés par la biomasse tant qu'il y a de l'azote. L'azote humifié se joint à l'humus pour être ensuite minéralisé. Les travaux de Marc Pansu permettent d'éclairer cet élément important du bilan azote.

Le diagramme de la figure 30 montre la décroissance d'un apport de résidu assimilé par l'ensemble actif Humus Labile – Biomasse puis transféré progressivement à l'humus stable. Le rendement d'humification est ici de l'ordre de 25 %, proche du taux de 20 % retenu par le modèle SWAT (2000). Le diagramme montre bien la cinétique du premier ordre du couple minéralisation - humification.

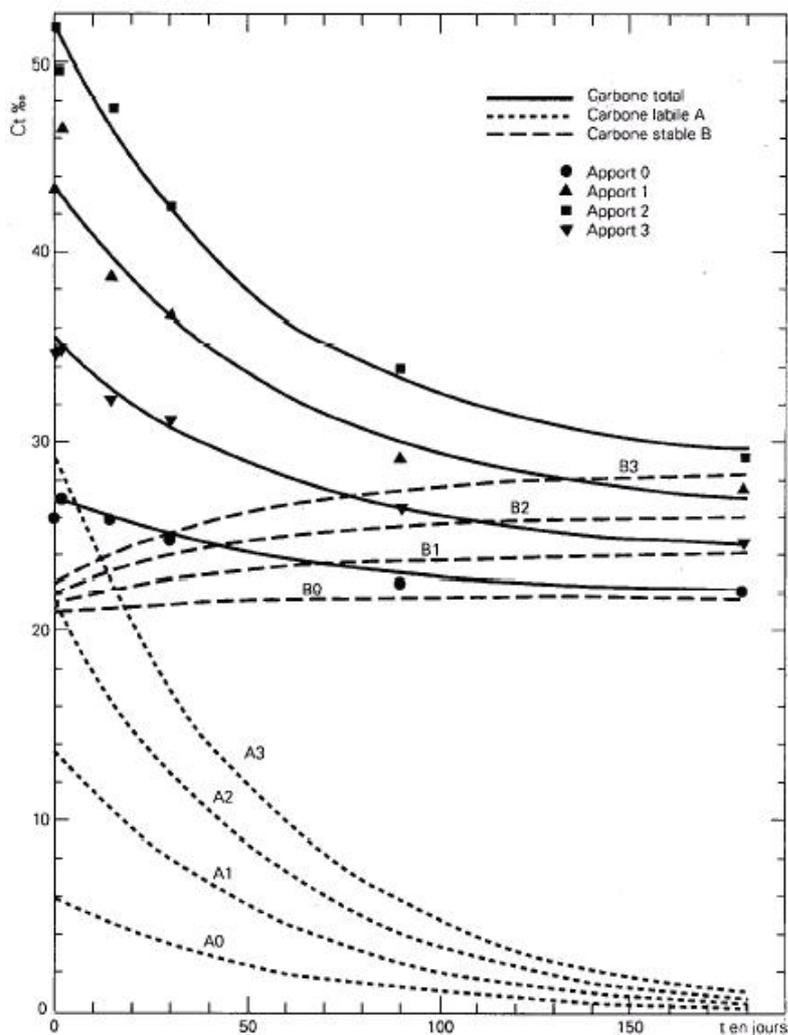


Figure 30 : Humification des résidus

### 3.4.7. LES DIFFERENTS MODELES DE LA DENITRIFICATION DANS LE SOL

#### 3.4.7.1. Le Modèle RRRDJ

Cette abréviation a été adoptée pour Reddy, Rolston, Rao, Davidson et Jessup. La réaction a été étudiée par divers auteurs, notamment Belan(1979).

La plus simple est la représentation de Rolston, Rao, Davidson et Jessup (1984). Les auteurs ont considéré, suivant la conception de Reddy et al. (1980), que le carbone des résidus des plantes est divisé en trois phases. Deux d'entre elles sont déjà décomposées et donc totalement disponibles pour la dénitrification (annexe 9). La troisième, lentement décomposée, au même taux que le carbone organique du sol, est partiellement disponible.

$$dG / dt = - k_1 \theta f_w f_T C_W N$$

avec :

$dG / dt$  = taux de dénitrification (mg N par m<sup>3</sup> de sol et par jour),

N = concentration en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg N par m<sup>3</sup> d'eau),

C<sub>W</sub> = concentration en C "disponible" (en mg C par kg de sol),

$f_w$  et  $f_T$  = fonctions empiriques sans dimensions permettant de tenir compte respectivement de l'eau contenue et des effets de la température,  
 $t$  = temps (en jours),  
 $\theta$  = contenu volumétrique d'eau (en m<sup>3</sup> d'eau par m<sup>3</sup> de sol),  
 $k_1$  = coefficient du taux de dénitrification en kg de sol par mg de C et par jour.

### 3.4.7.2. Le modèle pratique

Ces équations se convertissent aisément en taux de dénitrification exprimé en kg par hectare si l'on estime que les nitrates décroissent rapidement en profondeur dans le sol.

Végétation	kg/ha an
Ripisylve	140
Peupleraie	90
Peupleraie jeune	15
Prairie	3
Zone enherbée	31.5
Forêt riveraine	56 à 104
Forêt mal drainée	40
Marais boisé	10 à 16

Tableau 23 - Taux annuels de dénitrification sous végétation

On obtient ainsi des taux importants de dénitrification pour certaines végétations (tableau 21). En fait, les coefficients intervenant dans la formulation RRRDJ sont difficiles à mesurer séparément. D'autre part, la prépondérance des 25 ou 30 cm superficiels dans la réception des apports de nitrates fait que l'on convertit aisément un m<sup>3</sup> de sol en 3 ou 4 m<sup>2</sup> de terrain. Les valeurs obtenues sont donc converties en kg d'azote dénitrifié par hectare et par an.

Les modèles de dénitrification riparienne classiques ont mis en évidence l'intérêt de cette formulation. Dans les nappes souterraines, le mécanisme ne se manifestera que si de la matière organique peut parvenir en profondeur à l'abri de l'air ce qui élimine beaucoup de karsts et de terrains fissurés. Par contre, les épaisseurs de sables plus ou moins argileux permettent à la matière organique de migrer avec l'eau et de procurer un confinement progressif qui bloque l'apport d'oxygène.

Le modèle pratique consiste à dénitrifier (cf. annexe 9) selon un taux annuel modulé au long des saisons sur les voisinages de cours d'eau en eau pendant la période de croissance de la végétation, les zones de drainage et d'infiltration. Ce taux varie avec la température et l'humidité de l'année.

### 3.4.7.3. Intervention des bactéries

On suppose qu'elles ont directement accès à leurs nutriments dilués dans l'eau. La représentation la plus classique est celle des cinétiques de Michaélis-Menten :

$$F = \rho * (V_{\max} / \mu) * C / (K + C)$$

où F représente le flux de consommation du soluté par les bactéries,  $\rho$  la densité de biomasse bactérienne,  $V_{\max}$  la vitesse maximale d'assimilation du substrat,  $\mu$  le coefficient de croissance, C la concentration en soluté et K une constante de demi-saturation.

Cette écriture peut être reprise avec deux substrats : le carbone et l'accepteur d'électron. La relation devient alors :

$$F = \rho * (V_{\max} / \mu) * C_1 / (K_1 + C_1) * C_2 / (K_2 + C_2)$$

Affiner les consommations bactériennes revient à introduire autant de constantes d'assimilation déterminées de façon empirique, de même que la densité et que le coefficient de croissance.

### 3.4.8. REORGANISATION DE L'AZOTE MINERAL

Il reste à aborder la reconstitution de l'humus stable dont on vient de voir la dégradation progressive, dans les années qui suivent la mise en culture, accélérée par la culture intensive. Le schéma le plus clair semble celui de Marc Pansu (1991) qui prolonge les tentatives de Parton et Van Veen (Century), Molina, Houot, Hénin et Dupuis, Monnier, Turc. Il établit un modèle à deux compartiments permettant de comprendre et caractériser l'incorporation des amendements organiques et des résidus végétaux dans l'humus.

La première observation est que le processus de transformation des résidus, pailles, engrais ont des durées caractéristiques bien inférieures à la minéralisation de l'azote humique. Les bases du schéma de Pansu et Saïd, mis au point pour les sols tropicaux, sont les suivantes :

Les apports végétaux sont incorporés rapidement dans les deux compartiments stable et labile avec une prédominance pour le compartiment labile.

La minéralisation de l'ensemble Azote labile + Azote stable peut être identifiée à celle du compartiment labile.

La minéralisation extrait du compartiment labile l'azote minéral vers les couches inférieures avec une cinétique du premier ordre.

Les proportions d'incorporation du résidu dans l'humus stable et l'humus labile sont supposées constantes. Dans le cas traité par PANSU, dans son mémoire de 1983, le rapport observé est sensiblement de 80 % pour l'azote stable et 20 % pour l'azote labile.

## 3.5. LE MODULE DES NITRATES

Le module comporte des éléments intrinsèques du sous-sol :

### 3.5.1. LE SOL

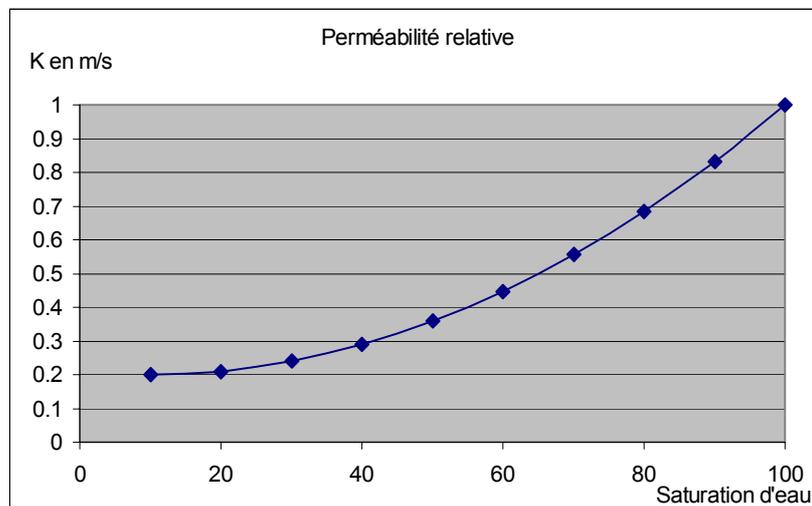
Nous avons détaillé la couche superficielle en strates de 25 cm ou 30 cm de façon à respecter la profondeur des racines de chaque culture pratiquée. Toutes les couches et les strates fonctionnent en saturé et non saturé selon les arrivées d'eau. La perméabilité du terrain décroît avec le taux d'humidité.

### 3.5.2. PERMEABILITES INTRINSEQUE ET RELATIVE

La relation entre la perméabilité du milieu et son humidité relative peut être schématisée de plusieurs façons. La première consiste à linéariser la perméabilité entre l'humidité minimale et la saturation. La seconde dérive de la formulation de Van Genuchten avec une décroissance plus ou moins rapide en dessous de la saturation.

Dans tous les cas, même si la capillarité freine la pénétration de l'eau dans un sol non saturé, la perméabilité relative d'un sol égoutté n'est pas nulle.

Elle est selon les cas de l'ordre de 10 à 30 % de la perméabilité nominale, c'est-à-dire de la perméabilité saturée. La figure 31 fournit un exemple de courbe de perméabilité relative.



**Figure 31 : Perméabilité relative simplifiée fonction de l'humidité relative**

### **3.5.3. POROSITE DE FISSURE ET POROSITE MATRICIELLE**

Compte-tenu de ce que nous avons vu au chapitre 2, pour les milieux crayeux, nous avons dotées les couches de deux porosités :

- la porosité de fissures de la craie est estimée à quelques pourcents,
- la porosité de matrice est caractéristique de la craie ; elle peut atteindre 40 %.

L'importance de la rétention matricielle peut masquer, lorsque l'on mesure la teneur en eau de la craie, la différence entre la zone saturée et la frange non saturée, si la porosité de fissure est inférieure à 5 % tandis que la porosité matricielle est de 30 %.

Les écoulements dans la matrice poreuse se font selon le schéma de type piston, c'est-à-dire que l'ensemble du liquide se déplace vers le bas ou le haut selon que l'on est en phase d'infiltration ou de drainage. Les solutions azotées se déplacent avec l'eau. Entre la porosité matricielle et la porosité de fissures, les solutions azotées s'échangent par diffusion croissante avec la différence de concentration.

### **3.5.4. CAPILLARITE ET REPRISE EVAPORATOIRE**

Le passage de l'eau entre la porosité matricielle et la porosité de fissure se fait par différence de potentiel. Le niveau statique est défini par la cote où les fissures sont pleines. Lorsque le niveau statique baisse, les fissures se vidangent et la matrice se retrouve au dessus de son potentiel d'équilibre : elle libère donc de l'eau vers la nappe. Cela se fait vers les fissures puis par gravité.

La capillarité permet donc la reprise évaporatoire de l'eau des couches profondes en faisant remonter de l'eau jusqu'au voisinage du sol, permettant à l'atmosphère d'extraire la vapeur d'eau dans le sol. Cet effet s'atténue très rapidement avec la profondeur de l'eau mobile.

### **3.5.5. LA ZONE MODELISEE**

L'usage conjoint d'un SIG et d'un maillage (cf. annexe 3) permet de travailler à deux niveaux. L'espace est occupé par les villages, les villes, les industries, les cultures, les jachères. Son utilisation va donc être estimée à deux niveaux :

Pour chaque commune, le Recensement Général Agricole (RGA), mis à jour en 1970, 1979, 1988 et 2000 nous fournit les populations, les équipements, l'organisation et la superficie des communes et, pour chacune, les hectares cultivés par type de rotation culturale.

Chaque parcelle dessinée dans la carte de l'occupation des sols est maillée. Les variables sont les mêmes : population, superficie et pourcentage d'utilisation des sols pour chaque culture. Pour chaque cellule sont indiquées les monocultures ou les rotations.

### **3.5.6. LE TABLEAU DE BORD DES NITRATES**

Le tableau de bord des nitrates permet d'afficher et de modifier les tables de données et les panneaux de synthèse, c'est-à-dire le cycle de l'azote, l'agriculture, l'élevage, les collectivités et l'industrie.

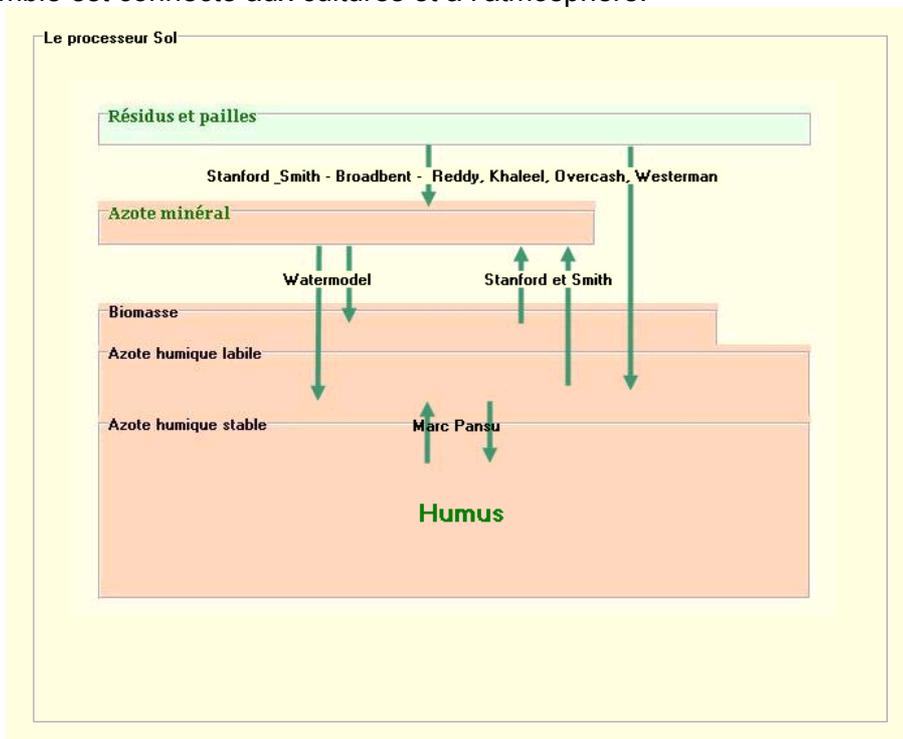
Nous avons décidé d'ouvrir le tableau de bord sur le récapitulatif du cycle de l'azote. Nous l'avons composé de fiches descriptives incluant des fenêtres de dialogue permettant de modifier les paramètres du modèle. Ceux-ci sont initialisés de façon à permettre à l'utilisateur de contrôler les bilans obtenus en introduisant les tables d'apports et d'utilisation de l'azote de son bassin d'étude.

Le tableau de bord décrit :

- ◆ Les processus du cycle de l'azote
- ◆ Les tables des apports et des besoins en azote
- ◆ La pression azote exercée sur le bassin d'étude.
- ◆ Les moyens d'épuration
- ◆ Le bilan disponible en permanence.

### **3.5.7. LES PROCESSUS**

Nous avons articulé les processus autour du processeur sol (figure 32) et des pratiques agricoles. Le processeur sol traite les échanges entre les compartiments du sol, c'est-à-dire l'humus stable, l'humus labile, la biomasse, l'azote minéral, les résidus et pailles. L'ensemble est connecté aux cultures et à l'atmosphère.



**Figure 32 : Les processus modélisés dans le processeur Sol**

Nous avons abordée la minéralisation sous deux angles, afin de laisser le choix à l'utilisateur :

Si l'on travaille sur quelques années, les estimations de minéralisation annuelles utilisées couramment dans les bilans CORPEN, AZOBIL, Agrifood notamment conviennent. Elles raccordent l'azote minéralisé à l'azote labile, à la totalité de l'azote du sol ou encore à sa teneur en matière organique, ce qui est équivalent dès l'instant où le tableau de bord affiche tous les paramètres et leurs liens.

Si l'on veut travailler sur un cycle long impliquant la possibilité de diminution de la matière organique dans le sol, le schéma de Stanford et Smith est mieux adapté. Aussi, un menu déroulant permet de sélectionner le mode de minéralisation adapté à chaque cas et aux données recueillies.

### 3.5.8. APPLICATION A LA NAPPE DE LA CRAIE DANS LE BASSIN VERSANT DE L'ESCREBIEUX

Pour la modélisation du bassin versant de l'Escrebieux, nous avons choisi Stanford et Smith, puisque nous simulons la période de 1980 à 2004. Les paramètres suivants (figure 33) ont été initialisés en fonction des historiques culturaux et analyses de sol recueillies au droit du bassin versant étudié. Il en va de même pour les pratiques agricoles (doses, besoins, ...)

The screenshot shows the 'Tableau de bord des nitrates' software interface. The main window is titled 'Tableau de bord des nitrates' and contains several tabs: 'Processus et paramètres', 'Apports et besoins', 'Pression azote', 'Epuration', 'Bilan', and 'Le cycle de l'azote'. The 'Le cycle de l'azote' tab is active, showing sub-tabs for 'Cycle de l'azote', 'Processus', 'Azote du sol', 'Cinétiques', 'Sol', 'Azote', 'Agronomie', 'Intersaison', 'Dénitrification', 'Pratiques agricoles', and 'Processeur Sol'.

The interface is divided into two main sections: 'Sol et humus' and 'Minéralisation de l'humus'.

**Sol et humus**

L'azote du sol se calcule en trois étapes :

- 1 - la masse totale de l'humus par hectare est le produit de son épaisseur par sa densité
- 2 - la teneur en carbone s'évalue en divisant la teneur en matière organique du sol par 1.72
- 3 - en divisant la teneur en carbone par C/N, soit 10, on obtient la teneur en azote.

**humus arable**

Couche arable	30.0	cm
Profondeur de sol	1	m
Teneur en argile	21	%
Densité apparente	1.51	ρ
Humus arable	4530	T/ha

**matière organique**

Matière organique	2	%	68.32	T/ha
Carbone organique	1.1601	%	39.6	T/ha
C/N (stable)	9			

**azote total**

TNs - azote humique total	5839.1	kg/ha
	0.1289	%
	1289	ppm

Xavier Bailleau

**azote humique**

Biomasse de 1 à 3 %	3.0	%	175.2	kg/ha
Azote labile de 10 à 25 %	20.0	%	1167.8	kg/ha
Azote stable > 70 %	76.3	%	4456.1	kg/ha

Chaussod et Nouaim

**Minéralisation de l'humus**

Deux approches :

- Long terme : Stanford et Smith
- Bilan annuel : CORPEN, AZOBIL, Maison, Agrifood

Azote minéralisé en moyenne 64.2 kg/ha. an

Stanford et Smith

**Stanford et Smith**

Processus

Azote minéralisé annuel Nm 64.2 kg/ha

Le calcul de l'azote minéralisé s'effectue en trois étapes :

- Réorganisation de la partie de l'azote excédant le C/N de 23
- Potentiel d'azote minéralisable dans l'azote total du sol.
- Minéralisation progressive du potentiel minéralisable selon une cinétique du premier ordre.

Azote humique total TNs ppm	1289	ppm
Azote minéralisable du sol Nx	958.2	kg/ha
Azote minéralisable du sol Nm	211.5	ppm

**Paramètres**

$Nx = 112 * \ln(TNs / 195)$   $Nm := Nx * \exp(-K(\text{temp}) * t)$

$K(\text{temp}) = (0.693/dv) * \exp(a(\text{temp} - 35^*))$

t : durée en jours

dv : demi-vie dv 10.00 ans

temp : température

Valeur moyenne de a entre 5° et 35° 0.07 +/- 0.03

Stanford et Smith - 1972 Broadbent (1986)  
Reddy, Khaleel, Overcash et Westerman (1979)

Ns : azote total  
Nx : azote potentiellement minéralisable  
Nm : azote effectivement minéralisé

TNs : Azote humique total du sol  
BMM : Biomasse  
NMs : Azote minéral du sol

Figure 33 : Tableau de bord des nitrates : Sol et minéralisation de l'humus (données initialisées en fonction des analyses de sol du bassin versant de l'Escrebieux)

Les processus régissant l'ammoniac sont détaillés sur la figure 34, puis les paramètres de la fixation de l'azote atmosphérique, de la croissance des plantes et de la production de résidus sont définis par des tables modifiables de façon interactive.

Validation Consulter une base de données Forêts Référence Donnée Résultat Intermédiaire Résultat

Processus et paramètres | Apports et besoins | Pression azote | Epuration | Bilan | Le cycle de l'azote

Cycle de l'azote | Processus | Azote du sol | Cinétiques | Sol | Azote | Agronomie | Intersaison | Dénitrification | Pratiques agricoles | Processeur Sol

### Pluies acides

**Concentration de la pluie (N)**  mg/l

La pluie contient toujours de l'acide nitrique produit par l'industrie et le chauffage. La teneur en azote augmente de la Méditerranée à l'Europe du Nord.

### Volatilisation de l'ammoniac

L'ammoniac NH<sub>3</sub> contenu dans les déchets animaux et dans les engrais industriels, ammonitrates ou urée, s'évapore rapidement dans les jours et les semaines suivant l'épandage avec une perte atteignant 80% la première semaine. Le processus est favorisé par une température élevée. Ses coefficients dépendent également du PH, de l'humidité et du CEC (coefficient d'échanges cationiques). La décroissance de la teneur en ammoniac et celle du rapport TAN/TN mesurant le rapport entre l'azote ammoniacal et l'azote total suivent une cinétique du premier ordre. La demi-vie s'exprime en jours ou fraction de jours : selon l'engrais, entre 3 et 30 jours. La brièveté de la demi-vie fait que, lorsque l'on travaille au pas mensuel, on peut considérer que tout l'ammoniac volatilisable est parti en deux mois ou a été nitrifié.

TAN := TAN<sub>0</sub> \* Exp (-K \* t);  
K := 0.3146 \* Exp ((Temp - 20) \* 0.076);

**Reddy, Khaleel, Overcash et Western  
Florida University - TASAE 1979**

### Fixation de l'ammonium dans le sol

kg/ha

L'ammonium du sol se présente sous trois formes :  
- dissous dans l'eau  
- adsorbé à la surface des particules du sol  
- fixé entre les feuillets d'argile.  
La relation de Nommik décrit leurs relations :  
soluble <====> labile <====> fixé  
Un changement dans l'une des concentrations réagit sur les deux autres. L'azote fixé se libère très lentement.

**Nommik - Van Keulen**

### Nitrification de l'ammoniaque

**Demi - vie**  jours

La nitrification des produits ammoniacaux, l'urée hydrolysée, l'ammoniaque, contenus dans les fumiers, lisiers et engrais industriels, est un processus rapide avec une cinétique du premier ordre dont la durée de demi-vie se compte en jours ou en semaines. Elle est en compétition avec l'absorption par les cultures et la biomasse. NH<sub>4</sub> peut également se fixer de façon plus ou moins réversible sur les parties argileuses du sol. En raison de la rapidité de ces processus et de la volatilisation, l'ammoniac disparaît en quelques semaines, fixé, évaporé, nitrifié ou organisé selon des proportions dépendant de la température, de l'humidité, de la végétation, de l'humus. La nitrification est très importante pour empêcher la perte d'azote par volatilisation.

### Azote fixé en fin de récolte

L'azote fixé dans le sol dépend de la profondeur du sol, de sa nature et surtout de sa teneur en argile. Après la récolte, cet azote pourra être mobilisé par enfouissement des pailles et de résidus à fort coefficient C/N.

profondeur de sol		sable	limon	argile
<input type="radio"/>	0-30 cm	<input type="radio"/> 5	<input type="radio"/> 10	<input type="radio"/> 15
<input checked="" type="radio"/>	30-60 cm	<input type="radio"/> 10	<input type="radio"/> 15	<input type="radio"/> 20
<input type="radio"/>	60-90 cm	<input type="radio"/> 15	<input type="radio"/> 20	<input type="radio"/> 30
<input type="radio"/>	90-120 cm	<input type="radio"/> 20	<input type="radio"/> 25	<input type="radio"/> 40

**Xavier Bailleau**

**Figure 34 : Tableau de bord des nitrates : Azote et ammoniac (Modélisation de l'Escrebieux)**

Nous avons poursuivi ce tableau de bord avec les pratiques en intersaison (figure 35) : traitement des pailles et résidus, usage du sol pendant la période hivernale. Par défaut, le système est initialisé avec un taux d'abandon des pailles, aujourd'hui pratiquement abandonné, nul et une forte utilisation du sol en prairie ou CIPAN, avec les effets et les taux correspondants.

Processus et paramètres	Apports et besoins	Pression azote	Epuration	Bilan	Le cycle de l'azote					
Cycle de l'azote	Processus	Azote du sol	Cinétiques	Sol	Azote	Agronomie	Intersaison	Dénitrification	Pratiques agricoles	Processeur Sol

### Intersaison et couvert végétal

**Sols pendant l'intersaison**

Selon les pratiques régionales les sols peuvent, après la récolte

- rester nus, ce qui facilite le lessivage d'azote minéral,
- rester en friche une ou plusieurs années,
- être couverts d'une prairie temporaire,
- recevoir l'enfouissement des pailles de la récolte précédente,
- recevoir une culture intermédiaire piège à nitrates CIPAN.

La réserve intermédiaire hivernale moyenne d'azote est reprise au printemps par retournement. Son importance dépend des pourcentages d'usage des sols décrits dans les grilles.

**Réserve d'intersaison retournée au printemps**  kg/ha  
*Effet CIPAN \* Taux CIPAN + Effet Prairie \* Taux Prairies + Effet Enfouissement \* Taux enfouis.*

<b>Sol après récolte</b>	<b>Pailles</b>	<b>Effet</b>
Sol nu <input type="text" value="80"/> %	Abandonnées <input type="text" value="0"/> %	Minéralisation maximale
Prés et prairies <input type="text" value="10"/> %	Brulées <input type="text" value="0"/> %	Pas d'azote minéral
Friche et gel PAC <input type="text" value="10"/> %	Exportées <input type="text" value="60"/> %	Pas d'azote minéral
CIPAN <input type="text" value="0"/> %	Enfouies <input type="text" value="40"/> %	Enfouissement - <input type="text" value="0"/> kg/ha

---

**Friches et Gel PAC**

La friche consiste à laisser reposer le sol. La prairie facilite la fixation de l'azote dans l'humus du sol. L'arrêt des labours réduit les pertes d'azote minéral en période de pluie.  
 Le Gel PAC est le taux de friches imposé par la P.A.C. pour limiter la production.

---

**Retournement de prairies**

**Apport moyen annuel des retournements**  kg/ha

Les prairies temporaires ou permanentes, les cultures d'intersaison, la végétation hivernale sont des moyens de stocker l'azote résiduel en fin de récolte tout en laissant reposer la terre. Le retournement en fin d'hiver restitue au sol l'azote emmagasiné dont une part devient disponible par minéralisation pour la culture suivante. L'apport est d'autant plus important que la prairie est âgée. La grille indique l'apport de la prairie en fonction de son âge et de la durée écoulée depuis son retournement. L'apport moyen est calculé en fonction de l'âge habituel de retournement des prairies.

**Age de la prairie (années)**  kg/ha

Retournement depuis	1 à 3	3 à 6	6 à 10	> 10
Moins d'un an	<input type="radio"/> 40	<input type="radio"/> 40	<input type="radio"/> 40	<input type="radio"/> 40
Un an	<input type="radio"/> 40	<input type="radio"/> 60	<input type="radio"/> 110	<input type="radio"/> 140
Deux ans	<input type="radio"/> 20	<input checked="" type="radio"/> 40	<input type="radio"/> 70	<input type="radio"/> 100
De 3 à 6 ans	<input type="radio"/> 0	<input type="radio"/> 20	<input type="radio"/> 40	<input type="radio"/> 60
De 6 à 10 ans	<input type="radio"/> 0	<input type="radio"/> 0	<input type="radio"/> 10	<input type="radio"/> 20

Xavier Bailleux

---

**Cultures d'intersaison pièges à nitrates**

**Effet CIPAN**  kg/ha

Les cultures d'intersaison pièges à nitrates fixent une partie de l'azote minéral présent dans le sol sous forme d'ammoniacale ou de nitrates puis, un peu avant le printemps, sont retournées pour restituer au sol l'azote sous forme organique. Cette restitution enrichit l'humus, fournisseur de l'azote minéral aux cultures. Les cultures-pièges se classent en

- engrais verts, destinés à être retournés,
- cultures dérobées, de vente ou fourragères,
- cultures à gibier.

On peut citer le trèfle, le blé incarnat, l'orge, les radis, les choux, les choux de Bruxelles, la phacélie, la moutarde, le colza. Elles mettent en général en réserve de 50 à 100kg/ha d'azote.

**Engrais verts**

CULTURE	EFFET
BLEHIVER	50
BROCCOLI	90
CHOUFLEUR	90
CHXBXLS	90
CHOUX	120
EPINARD	40
MOUTARDE	85
POIS	90

Figure 35 : Tableau de bord des nitrates : Les pratiques en intersaison (Bassin versant de l'Escrebieux)

Le tableau de bord s'achève avec la dénitrification et l'ensemble des pratiques agricoles destinées à réduire les nitrates dans les nappes et les rivières : enfouissement des résidus, remise en herbe, Cipan, Fertimieux, réduction des rendements, gel, jachères, mise en friche.

### 3.5.9. RGA, AGRICULTURE, ELEVAGE, POPULATION, INDUSTRIE

Nous avons regroupé ces données en fichiers pour permettre d'ouvrir les tables des différents apports.

Nous avons pris comme donnée de base, celles contenues dans le Recensement Général Agricole pour la trame générale des apports (cf. annexe 5) et des consommations de l'agriculture. Celui-ci va nous permettre d'estimer la pression d'azote apportée au sol et son utilisation. Le RGA (tableau 24) fournit les données suivantes :

- les caractéristiques générales des communes, leur population,
- la superficie totale de chaque commune, la superficie agricole utile,
- les superficies irriguées et drainées,
- les superficies cultivées pour une vingtaine de cultures,
- les cheptels.

La population de chaque commune est convertie en charge d'azote, sachant qu'un habitant produit 15 g d'azote par jour comme pollution azotée. Actuellement, quand la commune possède un réseau d'assainissement relié à une station d'épuration qui permet

d'évacuer la pollution à l'extérieur du bassin versant de l'Escrebieux, la seule façon de le prendre en considération est de modifier le RGA en mettant la population à 0, à partir de la date de mise en service du réseau de collecte.

La table des cultures et la base des coefficients du bétail, que nous avons dressé, permettent de convertir ces causes en besoins d'apports d'engrais et de consommation d'azote.

A partir du RGA, le SIG Watermodel permet alors de dresser le panorama général précisé par la description fine de la zone d'étude. Les données sont converties en densité par hectare de chaque culture pour chaque commune.

Pour les études localisées, la description des contours des parcelles permet d'affiner localement la description. Travaillant sur les mêmes variables et paramètres, la méthode s'appliquera donc aussi bien aux petits bassins qu'aux grands systèmes.

#### Données par commune

Département(s) concerné(s) : 59 NORD - 62 PAS-DE-CALAIS

		Population totale en 1990	Population totale en 1999	Superficie totale	Superficie agricole utilisée communale	Superficie agricole utilisée des exploitations	Superficie agricole utilisée	Superficie agricole utilisée	Superficie agricole utilisée	Terres
		Personnes	Personnes	Superficie (ha)	Superficie (ha)	Superficie (ha)	Superficie (ha)	Superficie (ha)	Superficie (ha)	Superficie (ha)
		2000	2000	2000	2000	2000	1979	1988	2000	Supé
59001	ABANCOURT	415	442	567	578	384	403	309	384	
59002	ABSCON	3 972	4 156	727	470	522	551	511	522	
59003	AIBES	401	390	923	740	911	731	737	911	
59004	AIX	777	944	655	490	657	550	622	657	
59005	ALLENES-LES-MARAIS	2 776	3 258	555	284	408	343	387	408	
59006	AMFROIPRET	173	158	154	68	218	224	218	218	
59007	ANHIERES	960	993	171	110	149	177	147	149	
59008	ANICHE	9 728	9 897	652	247	279	222	250	279	
59010	ANNEUX	225	229	544	428	627	463	604	627	
59011	ANNOEULLIN	8 799	9 775	901	497	676	784	749	676	
59012	ANDR	3 128	3 159	2 224	766	541	1 067	834	541	
59013	ANSTAING	1 116	1 191	230	129	78	166	130	78	
59014	ANZIN	14 172	14 238	364	1	c	c	30	c	
59015	ARLEUX	2 668	2 607	1 110	604	351	480	386	351	
59016	ARMBOUTS-CAPPEL	2 667	2 731	1 015	804	774	812	841	774	
59017	ARMENTIERES	26 240	25 979	628	2	c	59	79	c	
59018	ARNEKE	1 574	1 585	1 341	1 170	1 063	1 142	1 070	1 063	
59019	ARTRES	1 091	1 080	655	532	543	412	423	543	
59021	ASSEVENT	1 948	1 897	187	58	c	198	151	c	
59022	ATTICHES	1 960	2 243	668	418	316	341	329	316	
59023	AUBENCHEUL-AU-BAC	519	489	320	214	0	118	147	0	
59024	AUBERCHICOURT	4 763	4 606	712	421	377	354	341	377	
59025	AUBERS	1 575	1 615	1 014	694	832	829	902	832	
59026	AUBIGNY-AU-BAC	1 021	1 058	516	289	285	205	186	285	
59027	AUBRY-DU-HAINAUT	1 461	1 463	432	251	356	436	402	356	
59028	AUBY	8 480	8 020	712	95	131	110	124	131	
59029	AUCHY-LEZ-ORCHIES	1 145	1 171	779	570	545	728	720	545	
59031	AUDIGNIES	233	268	366	245	679	323	392	679	
59032	AULNOY-LEZ-VALENCIENNES	8 041	8 079	612	354	292	359	342	292	
59033	AULNOYE-AYMERIES	10 279	9 448	866	283	425	377	404	425	
59034	AVELIN	2 321	2 321	1 376	910	899	1 025	1 015	899	
59035	AVESNELLES	2 667	2 613	1 271	948	954	951	1 042	954	
59038	AVESNES-LE-SEC	1 393	1 284	1 039	945	904	987	1 031	904	
59037	AVESNES-LES-AUBERT	3 862	3 623	901	650	550	528	511	550	
59036	AVESNES-SUR-HELPE	5 612	5 389	224	36	c	121	53	c	
59039	AUVOINGT	524	567	631	537	345	164	109	345	
59041	BACHANT	2 503	2 388	937	597	207	470	469	207	
59042	BACHY	1 136	1 348	641	348	234	377	337	234	
59043	BAILLEUL	13 933	14 415	4 342	2 993	3 053	3 634	3 388	3 053	
59044	BAISIEUX	3 563	4 063	868	502	487	663	673	487	
59045	BAIVES	130	144	798	292	235	388	364	235	
59046	BAMBEQUE	589	659	1 181	956	1 140	1 086	1 127	1 140	
59047	BANTEUX	311	366	618	503	591	449	499	591	
59048	BANTIGNY	477	480	317	244	186	225	172	186	
59049	BANTIGNY-LEZ-CAUDRY	568	593	348	253	240	267	240	253	

Tableau 24 - Extrait du RGA du Nord-Pas de Calais (2000)

Cette table (figure 36) n'est pas en forme fixe : les cultures peuvent être quelconques et le RGA standard peut être remplacé par toute table de même structure c'est-à-dire :

Commune	X, Y	date	Population	Superficies	Cultures...	Bétail...
---------	------	------	------------	-------------	-------------	-----------

Processus et paramètres		Apports et besoins		Pression azote		Epuraton		Bilan		Le cycle de l'azote			
RGA		Parcelles		Population		Industrie		Elevage		Engrais		Cultures	
RGA		M:\Escribieux\Nitrates\RGA.dbf											
INSEE	COMMUNE	DATE	X	Y	POP	SUP	SAGR	SAU	IRRIGUE	DRAINE	LABOUR	CERE	
62582	MONCHY-LE-PREUX	19800101	640000	285800	455	926	508	672	0		591		
62586	MONTENESCOURT	19800101	620000	288000	362	508	418	493	0	0	378		
62587	MONTIGNY-EN-GOHELLE	19800101	643000	303900	11140	350	0						
62589	MONT-SAINT-ELOI	19800101	625800	294900	1023	1585	760	935	0	0	780		
62609	NEUVILLE-SAINT-VAAST	19800101	629800	295550	1129	1259	1078	1334	0	0	1170		
62611	NEUVILLE-VITASSE	19800101	634500	283075	433	698	482	677	0	0	617		
62612	NOUVIREUIL	19800101	640850	294850	424	434	292	435	0	0	419		
62627	NOYELLES-SOUS-BELLONNE	19800101	649375	290375	379	421	419	520	0	0	449		
62629	NOYELLETTTE	19800101	618700	289100	155	202	159	176	0	0	136		
62630	NOYELLE-VION	19800101	615000	288100	265	536	390	411	0	0	317		
62637	DIGNIES	19800101	647000	307625	10546	552	159	216	0	51	186		
62638	DISY-LE-VERGER	19800101	656200	283900	1278	1136	539	745	0	3	667		
62639	OPPY	19800101	639275	294350	282	484	326	463	0	0	432		
62646	PALLUEL	19800101	654600	285800	565	277	157	214	0		194		
62650	PELVES	19800101	641350	288000	653	660	419	526	0	0	436		
62660	PLOUVAIN	19800101	642100	289900	386	241	147	222	0	0	213		
62680	QUIERY-LA-MOTTE	19800101	645625	296575	701	893	433	600	0	0	535		
62697	RECOURT	19800101	649900	284300	101	333	106	157	0	0	138		
62703	REMY	19800101	644400	284000	213	359	238	309	0	0	264		
62712	RIVIERE	19800101	625300	281300	1102	1190	733	863	0	0	680		
62714	ROCLINCOURT	19800101	632100	292000	633	593	429	495	0		409		
62718	RDEUX	19800101	640300	289000	1057	487	201	264	0	0	235		
62724	ROUVROY	19800101	640400	299500	9608	642	268	410	0	0	401		
62724	SAILLY-EN-OSTREVENT	19800101	647000	288275	9608	642	268	410	0	0	401		
62728	RUMAUCOURT	19800101	651600	282900	676	551	334	457	0	0	423		
62742	SAINT-AUBIN	19800101	627600	290550	191	454	400	483	0	0	274		
62744	SAINTE-CATHERINE	19800101	631000	290000	3203	440	37	183	1	0	144		
62753	SAINT-LAURENT-BLANGY	19800101	633250	289000	6100	983	252	376	0	0	340		

Figure 36 : Table du RGA (bassin versant de l'Escrebieux)

### 3.5.10. TABLE DES CULTURES

Connaissant les superficies cultivées par type de culture, on peut estimer les besoins et les apports d'azote de l'agriculture grâce aux données de référence contenues dans la table des cultures. Ce fichier détaille, pour une soixantaine de cultures :

- les besoins par quintal ou par hectare et les doses usuelles,
- les exportations,
- les résidus de récolte,
- le C/N des résidus,
- le taux usuel d'enfouissement,
- la profondeur racinaire,
- les périodes de semences et de récolte, donc la durée de culture.

Le tableau suivant reprend la liste des cultures que nous avons répertoriées.

<b>Avoine</b>	Endive	Oseille
Avoine de printemps	Epinaud	Poireau
Avoine d'hiver	<b>Escourgeon</b>	Pois
<b>Betterave</b>	Escourgeon de printemps	Pois conserve
Betterave fourragère	Escourgeon d'hiver	Pois protéagineux
Betterave industrielle	<b>Fleurs</b>	<b>Pomme de terre</b>
Betterave sucrière	<b>Forêt</b>	Pomme de terre conserve
<b>Blé</b>	<b>Fourrage</b>	Pomme de terre plant.
Blé tendre	Haricot	<b>Prairie</b>
Blé dur de printemps	Haricots verts	Prairie permanente
Blé d'hiver	<b>Jachère</b>	Prairie temporaire
Broccoli	<b>Légumes frais</b>	Prairie + 2 ans
Carottes	<b>Légumes secs</b>	Radis
<b>Céréales</b>	Lin	Ray Grass
Chou	Luzerne	Riz
Chou-fleur	Maïs grain	Seigle
Choux de Bruxelles	Maïs fourrager	Soja
<b>Colza</b>	Oignon	Tournesol
Colza d'hiver	Olive	Trèfle
Colza fourrager	Orge de printemps	<b>Verger</b>
Cultures industrielles	Orge d'hiver	Vigne

Tableau 25 - La table des cultures

La figure 37 indique la table des cultures adaptée aux cultures recensées dans le bassin versant de l'Escrebieux.

CULTURE	BESOIN	FUMURE	RES	CN	EXPORT	EXPTOT	ENFOUI	RACINE	ENGV	RDT	BUT	APPORT	DUREE
▶ AVOINE	198	110		0	16	1.5	1.8	50	0.9	90	2.2	1.25	
AVOINEPTPS	198	100		0	16	1.5	1.8	50	0.9	90	2.2	1.25	
AVOINEHIVER	198	100		0	16	1.5	1.8	50	0.9	90	2.2	1.25	
BETTERAVE	201	137		20	40	2.7	3	100	0.9	67	3	1.13	
BETTFIGE	20.1	137		20	40	2.7	3	100	0.9	67	0.3	1.2	
BETTSUCRE	219.8	137		20	10	2.7	3	100	0.9	67	3.28	1.6	
BLE	249	150		0	16	2.4	3	50	0.9	83	3	1.72	
BLEPTPS	249	150		0	16	2.4	3	50	0.9	83	3	1.63	
BLETENDRE	249	150		0	16	2.4	3.2	50	0.9	83	3	1.56	
BLEDUR	290.5	150		0	16	2.4	3	50	0.9	83	3.5	1.47	
BLEHIVER	249	150		0	16	2.4	3	50	0.9	83	3	1.65	
BROCCOLI	230	190		90	10	1	1.3	50	0.9	90	200	1.15	1
CAROTTES	150	90		10	10	0.2	0.25	50	0.9	300	0.5	0.3	
CEREALES	240	100		40	16	1.3	2.5	50	0.9	80	3	1.5	
CHOUFLEUR	339.5	80		90	10	0.54	0.6	50	0.45	90	350	0.97	0.5
CHXBXL	500	80		90	10	1.44	1.6	50	0.45	90	250	2	0.32
CHOUX	122.5	250		120	10	0.32	0.45	50	0.45	120	350	0.35	0.5
COLZA	266.5	190		20	10	3.5	7	50	0.9	41	6.5	6.02	
COLZAHIVER	266.5	190		20	10	3.5	7	50	0.9	41	6.5	6.02	
COLZAFGE	266.5	190		20	10	3.5	7	50	0.9	41	6.5	5.42	
CULTINDUS	96	100		20	10	1	1.2	50	0.6	80	1.2	1.25	
ENDIVE	112	0		10	10	0.2	1.2	50	0.6	400	0.28	0.28	
EPINARD	250	80		20	10	0.5	3.4	50	0.45	40	250	1	0.4
ESCOURGEON	196.8	147		0	15	1.8	2.4	50	0.9	82	2.4	1.47	
ESCPTPS	196.8	147		0	15	1.8	2.4	50	0.9	82	2.4	1.84	

Figure 37 : La table des cultures (Bassin versant de l'Escrebieux)

La table du RGA prend en compte les variations d'effectifs du bétail ou du type de culture en fonction du temps. Actuellement, dans le modèle de l'Escrebieux, les données proviennent du RGA de 1979, 1988 et 2000.

Le calage du module nitrates sur le bassin versant de l'Escrebieux nous permet aujourd'hui d'envisager de nouvelles améliorations à introduire dans ce module. En effet, la base de culture est actuellement fixe dans le module nitrates.

Cependant, les pratiques culturales ont évolué depuis 1980 à aujourd'hui, les doses apportées sur les cultures ont été globalement réduites par exemple. La base de culture doit donc être évolutive dans le temps.

### 3.5.11. TABLE DES ENGRAIS

De même la table des engrais (figure 39) fournit les caractéristiques des engrais organiques et minéraux : pour le bétail, la production annuelle d'azote, le C/N et le TAN/TN correspondants (TAN : teneur en ion ammonium, TN : teneur en azote totale) ; sont considérés les bovins, équidés, porcins, ovins, caprins, volailles, lapins, le purin, les boues de station. Pour les engrais minéraux, on retrouve les ammonitrates, les sulfates d'ammoniaque, les nitrates cyanamidés, l'urée. Enfin les résidus de récolte tels que résidus de blé, paille, maraîchage avec leur C/N. Nous avons fait en sorte que ces tables soient modifiables en mode interactif.

BETAIL	UGB	FUMIER	CN	TAN/TN	TANTNMIN	TANTNMAX
Equins	1	73	15.2	0.26	0.06	0.6
Bovins	1	73	19.2	0.26	0.06	0.6
Ovins	0.15	10.95	7.6	0.4	0.1	0.5
Caprins	0.15	10.95	7	0.4	0.1	0.5
Volailles	0.0087	0.64	4.5	0.32	0.17	0.64
Autruches	0.04	2.92	5	0.3	0.2	0.6
Cervidés	0.25	2.74	5	0.5	0.06	0.6
Porcins	0.308	22.48	11.2	0.38	0.15	0.38
Lapins	0.005	0.37	5	0.3	0.03	0.08
Troupeaux	1	73	9.8	0.26	0.06	0.6

Figure 38 : Table des engrais (bassin versant de l'Escrebieux)

Pour l'utilisation des tables, il suffit que les cultures et le bétail du RGA se retrouvent avec le même nom, à la lettre près, dans la table des cultures et la table des engrais pour que les besoins, les doses, le C/N, le TAN/TN et les calculs s'effectuent automatiquement commune par commune.

### 3.6. SYNTHESE DE LA PRESSION AZOTE

La synthèse de l'ensemble de ces paramètres nous permet de calculer la pression azote exercée sur le territoire considéré. Ce tableau synthétise les résultats obtenus dans le Panneau Agriculture. Il est calculé à partir du RGA et des tables des cultures et des engrais. Il affiche, commune par commune :

- ✓ la date à laquelle la pression s'exerce, depuis 1970 pour les RGA,
- ✓ le besoin global d'azote en kg N/ha et par an enregistré dans la commune,
- ✓ la dose d'engrais appliquée selon les normes locales de la table des cultures,
- ✓ les résidus produits par les cultures et leur rapport C/N,
- ✓ la production de fumiers et lisiers par l'agriculture,
- ✓ le TAN/TN Bétail ainsi que son rapport C/N,
- ✓ enfin les coordonnées x et y du centre de la commune.

La pression nitrates va nous permettre de charger les apports de nitrates et de les employer au fur et à mesure de l'année dans les cultures. La figure 39 donne le tableau de synthèse de la pression azote pour le bassin versant de l'Escrebieux.

Processus et paramètres													
Apports et besoins			Pression azote				Epuration		Bilan				Le cycle de l'azote
Pression													
M:\Escrebieux\Nitrates\Pression.DBF													
INSEE	DATE	SUP	SAU	SAGR	BESOIN	DOSE	RESIDU	CNRESIDU	BETAIL	BETAITAN	BETAITCN	X	
62568	1980010	576	647	516	407.3168	287.5954	39.14930	16.08159	23.43350	1	40	633000	
62570	1980010	753	471	318	179.0851	1603.490	707.7158	16.02799	11.48320	0.430271	31.77103	637300	
62574	1980010	379	460	391	617.4886	346.6174	28.36411	16.84837	23.39274	0.398191	7.767474	616920	
62578	1980010	274	418	369	789.7678	418.8576	24.08759	16.43939	29.23996	0.139767	4.126493	620800	
62582	1980010	926	672	508	242.2008	171.7462	21.99784	16.18458	16.75717	0.050643	2.469601	640000	
62586	1980010	508	493	418	478.4645	299.1377	35.47244	16.24972	18.87476	0.546983	28.03915	620000	
62587	1980010	350		0	175.0571	2800.914	1273.142	16	0	0	10	643000	
62589	1980010	1585	935	760	213.0588	165.1665	27.67823	16.08935	12.82451	0.417743	19.12379	625800	
62609	1980010	1259	1334	1078	433.7140	300.2414	40.71485	16.19196	24.46282	0.327578	10.85989	629800	
62611	1980010	698	677	482	288.6792	208.0816	29.84240	16.56649	18.01468	1	40	634500	
62612	1980010	434	435	292	280.0228	237.9216	40.71428	16.36785	21.69815	0.151276	7.588835	640850	
62627	1980010	421	520	419	522.9299	345.1446	40.97387	16.63884	28.34168	0.047960	3.319320	649370	
62629	1980010	202	176	159	377.3148	254.5297	36.23762	16.19125	20.50866	0.173540	9.327195	618700	
62630	1980010	536	411	390	431.6130	253.1343	26.80970	16.26443	17.39878	0.127309	7.816128	615000	
62637	1980010	552	216	159	258.2215	1758.264	767.5362	16.02671	5.382427	0.447174	33.02211	647000	
62638	1980010	1136	745	539	187.8043	198.0202	47.36795	16.17357	11.22310	0.042713	2.117950	656200	
62639	1980010	484	463	326	275.9442	199.0082	28.55371	16.82054	16.72665	0.137825	6.661788	639270	
62646	1980010	277	214	157	93.84620	232.6967	83.03249	16.11304	13.70397	0.04	2.953846	654600	
62650	1980010	660	526	419	290.9083	235.9965	42.71212	16.10358	17.08310	0.070524	3.344817	641350	
62660	1980010	241	222	147	175.2481	243.2821	65.39419	16.15736	18.26514	0.021558	1.592039	642100	
62680	1980010	893	600	433	258.1371	200.5151	36.02463	16.72614	9.577301	1	40	645620	
62697	1980010	333	157	106	36.25255	48.60060	12.61261	16.57142	6.795795	0.109565	3.188761	649900	
62703	1980010	359	309	238	285.4935	200.9916	25.90529	16.23010	17.82298	0.073394	3.736274	644400	
62712	1980010	1190	863	733	311.1561	235.6285	40.45378	16.12962	14.97726	0.123590	6.007371	625300	
62714	1980010	593	495	429	342.2827	262.9072	47.43676	16.17063	16.64966	0.203291	9.274359	632100	
62718	1980010	487	264	201	198.3952	289.6466	88.91170	16.03233	10.49281	0.255032	10.21862	640300	
62724	1980010	642	410	268	208.2168	1390.225	601.4953	16.03376	9.966433	0.403879	13.04255	640400	

Figure 39 : La pression azote calculée (bassin versant de l'Escrebieux)

	Humus	Mineral	Apports	Cultures	Eau	Total
1-Pluies acides					+	+
2-Fixation	72.91					+
3-Intersaison	2.17	-2.17				0.0
4-Epandages						+
5-Fumure organique	10.74	5.49				+
6-Engrais minéraux		373.37				+
7-Ammoniac		-114.15				-
8-Humus Minéralisé	-218.85	218.85				0.0
9-Absorption		-223.06		223.06		0.0
10-Récolte			20.90	-223.06		-
11-Résidus de cultures	6.41	1.95	-20.90			x
12-Lessivage		-338.46			+	0
13-Ruissellement					x	0
14-Irrigation					x	0
15-Dénitrification					-	-
16-Total des flux	-126.63	-78.17			x	x
Azote total	666.86	3.37			x	x

**Figure 40 : Bilan synthétique azoté du modèle de l'Escrebieux en septembre 2004**

Le bilan synthétique du cycle de l'azote (figure 40) fournit, pour les volets Humus, Azote minéral, Résidus, Cultures, Eau et Total les apports, les échanges et les sorties provoqués par les différents processus allant des pluies acides à la dénitrification.

Les unités de présentation sont : le tonnage total pour le secteur d'étude, en milliers de tonnes, le taux par hectare cultivé et le taux moyen à l'hectare incluant les zones non cultivées et non plantées.

### 3.7. LE PROCESSEUR NITRATE

Le processeur s'intéresse aux différents processus du bilan matière – azote au cours de l'année et selon les saisons (figure 41).



Figure 41 : Le bilan actif des nitrates (Source : Cultures Maraîchères – Tremblay et al)

Le Processeur Nitrates utilise la description des cultures rassemblée dans la table des cultures. Les principaux facteurs déjà décrits sont :

- Rendement de la culture en quintaux par hectare,
- Besoin d'azote total en kg par quintal,
- Profondeur des racines en cm,
- Exportation d'azote culture seule comptée en kg d'azote par quintal,
- Pailles et résidus comptés en kg d'azote par quintal,
- C/N des pailles et résidus ,
- Date des semilles, durée de la culture en jours, date de la récolte,
- Dose usuelle d'azote minéral en kg/qx,
- Dose usuelle d'azote organique en kg/qx.

Les deux dernières valeurs seront contrôlées par les ventes et l'effectif du bétail. Le modèle des nitrates peut alors se développer processus par processus (tableau 26).

Besoins des cultures : Définition à partir du RGA et de la table des cultures
Chargement des compartiments azote : transformation du RGA en calendrier de demande d'azote pour les cultures
Semences - récolte - épandages: fixation du calendrier
Fixation de l'azote atmosphérique par le sol
Épandage et apports successifs pour équilibrer les besoins
Volatilisation de l'azote des engrais organiques: pertes d'ammoniac
Évolution de l'engrais en place: minéralisation des engrais, nitrification de l'azote ammoniacal
Réorganisation des nitrates dans le sol
Absorption de l'azote par les plantes
Minéralisation de l'azote organique
Dénitrification de l'azote du sol
État des compartiments en fin de récolte
Exportation des récoltes
Labours
Retournement de prairies
Pailles et déchets
Cultures d'intersaison

Tableau 26 - Les processus du modèle des nitrates

La base de cohérence de ce processeur est la conservation de la matière pour chaque composant. Le processeur parcourt les années successives après avoir initialisé les différents compartiments d'azote dans les couches de sol en effectuant les transformations propres à chaque processus.

Le travail permettant la modélisation des nitrates le plus délicat, une fois les programmes établis, est la construction des bases de données de référence reflétant la complexité des mécanismes développés plus haut et en annexe.

## **3.8. LES ECHANGES SOL - NAPPE**

### **3.8.1. PRODUCTIONS D'AZOTE A LA SURFACE DES SOLS**

Dans une première étape, nous simulons uniquement les apports des différentes formes d'azote à la surface du sol et les transformations biochimiques qu'elles subissent. Les calculs se déroulent avec un pas de temps d'un jour, selon le modèle du cycle de l'azote déjà décrit. L'utilisateur peut visualiser à tout moment l'évolution des teneurs en azote nitrique, ammoniacal et organique (exprimées en kg N /ha).

Pour la connexion avec la deuxième étape, nous avons sauvegardé les teneurs en N-NO<sub>3</sub> calculées sur disque sous forme de fichiers ASCII, et ce selon la fréquence choisie par l'utilisateur. En pratique, un pas de temps d'une semaine est très satisfaisant.

### **3.8.2. DETERMINATION DE LA CONCENTRATION EN NITRATES DU SOL**

De ces teneurs en azote nitrique sont déterminées les concentrations en nitrates à la surface, compte-tenu des caractéristiques physiques des sols qui la constituent et des apports et pertes d'eau au système : pluie, évapotranspiration, irrigation, drainage.

A une teneur donnée Taux\_N d'azote nitrique correspond une concentration de sels  $N_{NO_3}$  présent à la surface égale à  $62/14 \times 100 \times \text{Taux}_N$ , 100 étant le coefficient de passage des kg/ha en mg/m<sup>2</sup>.

Nous avons considéré que la solubilité de ces sels est suffisamment grande pour une dilution complète dans le pas de temps choisi avec l'eau libre de la maille considérée. Connaissant ce volume d'eau disponible compte-tenu des apports et de la porosité du sol, on en déduit les concentrations superficielles.

### **3.8.3. TRANSFERTS DE POLLUTION ENTRE LE SOL, LA ZONE NON SATURÉE ET LA NAPPE**

Les nitrates, très solubles, vont suivre l'eau tout au long de son parcours selon les cheminements simulés dans le modèle intégré. Les concentrations des eaux des rivières sont enrichies par les apports par ruissellement et par drainage de la nappe.

Celles de la zone non saturée sont déterminées en fonction des volumes et concentrations d'eau infiltrée, de l'épaisseur et de l'humidité de la zone non saturée.

Afin de représenter le sol de façon réaliste, celui-ci est découpé en tranches permettant aussi de simuler la zone racinaire. Les apports de nitrates ainsi déterminés sont directement connectés au module de propagation des pollutions du modèle.

## **3.9. LES ECHANGES AU SEIN DES EAUX SOUTERRAINES**

Au sein de la nappe, les processus d'échange entre phases suivent les mêmes processus, notamment lorsque la couverture du sol, imperméable, empêche l'air et l'oxygène de pénétrer. Localement, les échanges entre phases se font verticalement sur une colonne de sol échangeant les produits avec la nappe sous-jacente. Celle-ci assure un lien horizontal entre les parcelles situées à l'amont et celles de l'aval.

Lorsque l'on travaille sur un bassin de dimensions réduites comme l'Escrebieux, l'apport en nitrates du voisinage et notamment de l'amont ne doit pas être imputé aux activités locales, qu'elles soient domestiques, agricoles, produites par l'élevage ou l'industrie : la réduction de l'espace d'étude aurait pour effet de promettre une trop grande efficacité des mesures envisagées, si la totalité des concentrations observées étaient attribuées aux activités locales, ce qui conduirait à des erreurs d'aménagement en surface.

Les études locales ont montré l'intérêt de combiner les deux approches, avec le RGA au niveau communal pour définir le fond régional et les parcelles pour décrire complètement le bassin d'étude. Les concentrations observées dès l'entrée dans le bassin de l'Escrebieux sont en effet trop importantes pour être le résultat des seuls rejets et épandages locaux. Elles démontrent la nécessaire connexion entre la parcelle et les territoires amont.

C'est ainsi que l'étude de l'Escrebieux s'inscrit, par nécessité, dans l'étude du Bassin de la Scarpe, nettement plus important.

### **3.10. PRESENTATION DU MODELE INTEGRE DE L'ESCREBIEUX**

Nous présentons ici les éléments du modèle hydrodynamique, support du module « nitrates ». Les données du modèle sont classées en cartes pour les paramètres spatiaux et en tableaux de données pour les paramètres temporels.

Le modèle comprend une carte géographique et des cartes de paramètres hydrogéologiques des aquifères pour chaque couche d'aquifère considérée. On retrouve ainsi l'aquifère de la craie.

#### **3.10.1. LA GEOGRAPHIE MODELISEE DU MODELE DE L'ESCREBIEUX**

Dans la géographie sont rassemblés tous les objets représentant le réseau hydrographique et l'occupation des sols.

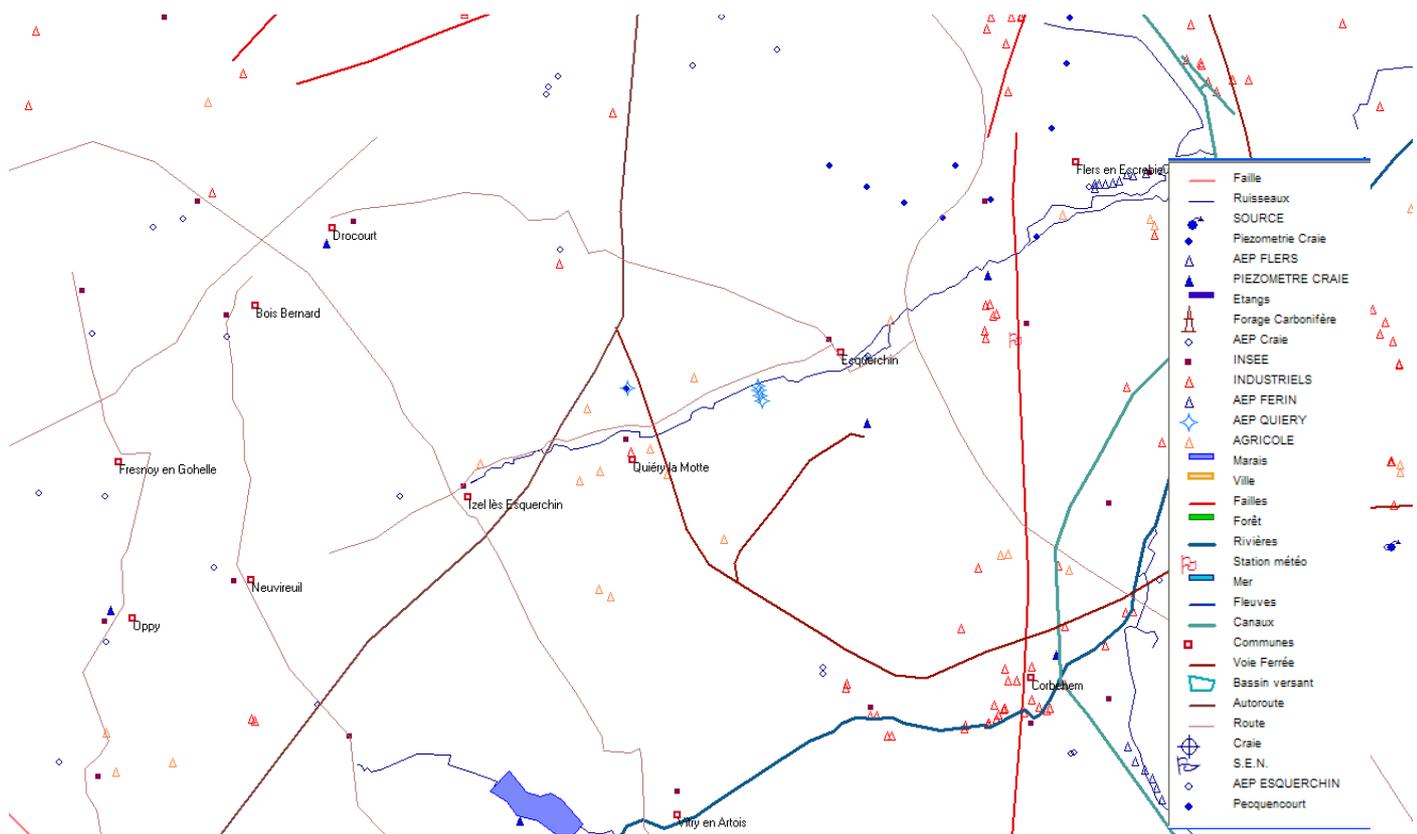
Ils sont répartis en différentes *classes* selon leur fonction dans la modélisation.

Les cartes de paramètres concernent essentiellement des points côtés, courbes et surfaces, isovaleurs qui permettent d'éditer les topographies de la surface et des aquifères, transmissivités horizontales, perméabilités verticales, coefficients d'emmagasinement et coefficients d'infiltration.

Les objets géographiques sont de deux sortes principales (figure 42) :

- Certains ont un rôle dans la modélisation, comme les pompages ou les réalimentations qui permettent respectivement de positionner les prélèvements et la pluie efficace. Les éléments du réseau hydrographique sont aussi compris dans ce groupe.
- D'autre n'ont qu'un rôle figuratif, et servent de point de repère sur la carte comme les routes par exemple.

On peut distinguer une troisième sorte d'objets : ceux qui sont rattachés à des variables de calcul pour afficher leur variation dans le temps sous forme de courbe ou d'histogramme. C'est le cas des piézomètres, des limnigraphes, qui suivent respectivement les niveaux piézométriques et les débits des cours d'eau.



**Figure 42 : Exemple de carte des objets du modèle - vue focalisée sur la vallée de l'Escrebieux**

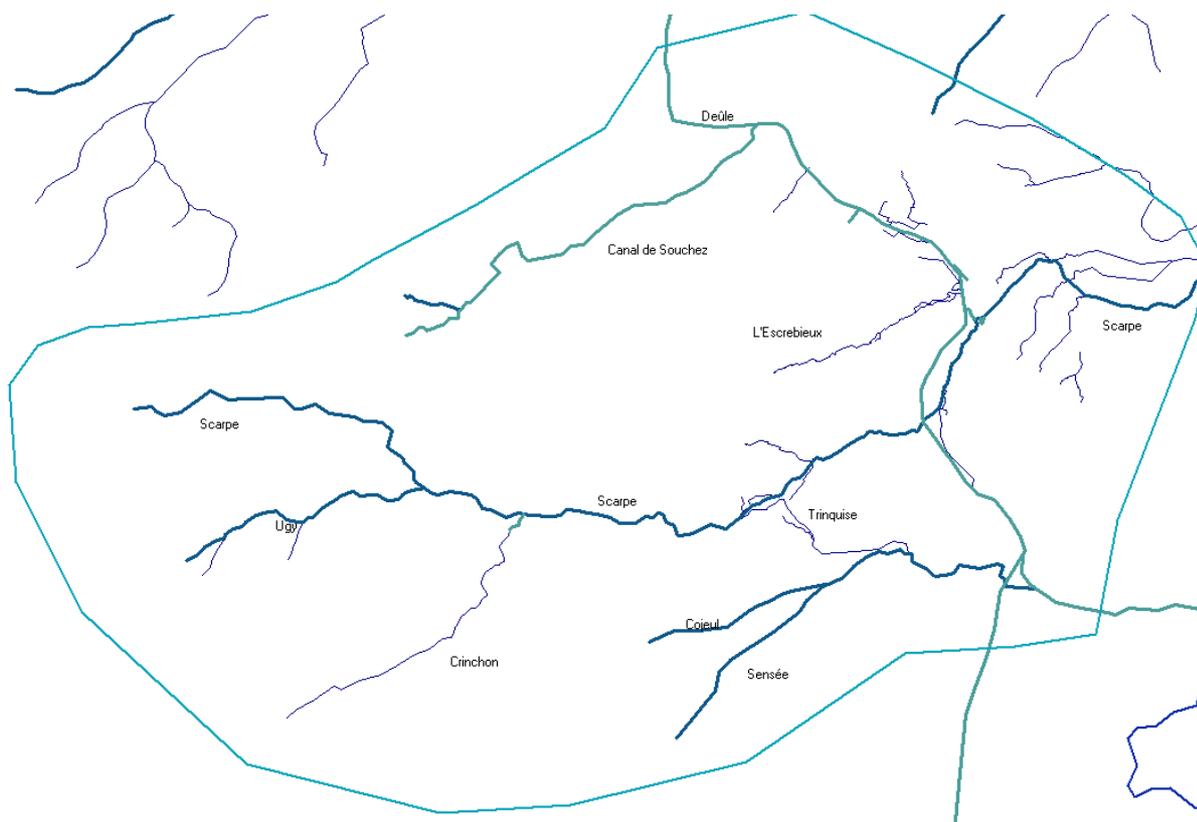
### ❖ Réseau hydrographique

Trois classes sont utilisées pour représenter le réseau hydrographique.

Les rivières pérennes d'une certaine importance sont regroupées dans la classe *rivières*. Nous les avons distinguées des *ruisseaux*, c'est-à-dire en fait des rivières de moindre importance pour ne pas nous retrouver avec des mailles imposées sur toutes les rivières de faible débits.

En modèle de nappe, seuls les éléments de la classe Rivière seront considérés comme échangeant de l'eau avec les nappes souterraines. Les ruisseaux sont des vallons dans la topographie qui s'emplissent d'eau pendant les orages et peuvent être alimentés par les nappes dans certaines zones de débordement. Ils interviennent dans le modèle intégré.

Enfin, la classe des *canaux* rassemble les rivières canalisées. La figure 43 reprend le réseau hydrographique modélisé dans le modèle de l'Escrebieux.



**Figure 43 : Réseau hydrographique du modèle de l'Escrebieux**

#### ❖ **Les villes et forêts**

Les villes et forêts ont un rôle particulier. En règle générale, les villes servent de point de repère afin de délimiter les zones d'infiltration quasi nulle. Elles sont aussi utilisées pour le module nitrates comme zone non agricole.

Quant aux forêts, c'est dans le module nitrates qu'elles participent, définissant à la fois les zones non agricoles et un écosystème particulier, avec un processus de minéralisation et un pH, qui lui est propre.

#### ❖ **Les pompages**

Pour faciliter leur reconnaissance, nous les avons répartis dans plusieurs classes de figurés différentes.

Les informations proviennent de la base de données de l'Agence de l'Eau. Elles sont triées par exploitants et par usage.

#### ❖ **Les sources**

Les sources les plus importantes sont portées sur la carte. Leur rôle est un rôle d'exutoire de la nappe, il ne s'agit donc pas à proprement parler d'un potentiel imposé puisque les rivières drainent la nappe.

Un terme détaillé du bilan permet de suivre les débits des sources.

### ❖ Les stations météorologiques

Les pluie et température mesurées proviennent de Météofrance et sont reportées en ces points sur le maillage. Elles sont ensuite interpolées à chaque nouveau pas de temps. Nous travaillons essentiellement avec des données journalières.

Comme les pompages, les stations météorologiques sont donc couplées à des historiques eux mêmes stockés dans des tableaux de données.

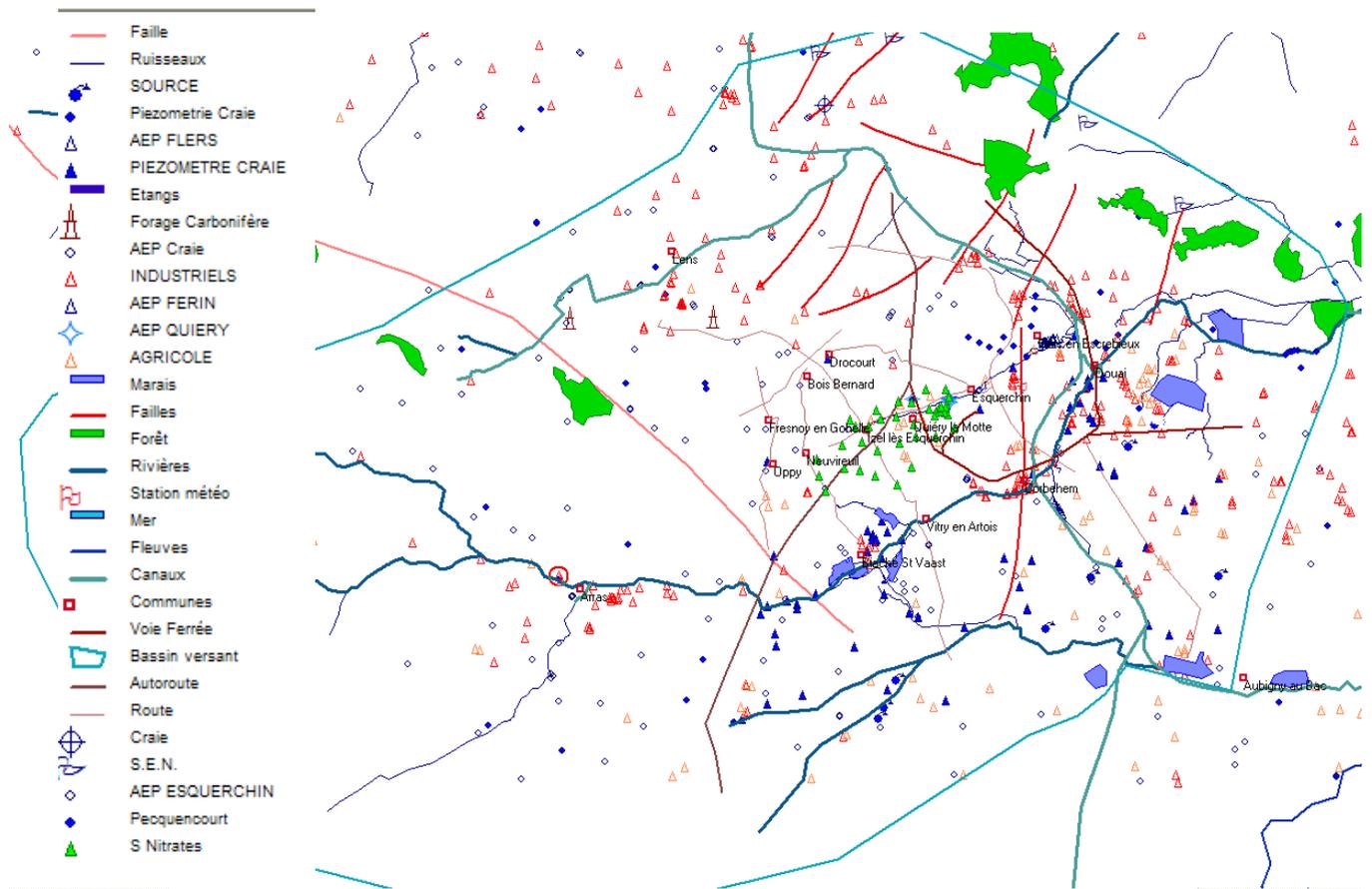
Pour le modèle de l'Escrebieux, 3 stations météorologiques sont disponibles, DOUAI de 1980 à fin 2004, LOISON-SOUS-LENS et PECQUENCOURT, de 1991 à fin 2004. Les simulations en hydraulique nous ont montré qu'il est essentiel de travailler sur un pas de temps journalier, pour obtenir des résultats fiables.

Nous avons donc dû transformer les données décennales en données journalières de 1980 à 1990, pour éviter un décrochement significatif (supérieur à 10 m de la piézométrie) des données piézométriques calculés par le modèle en comparaison aux mesures de terrain.

### **3.10.2. CONTEXTE GEOLOGIQUE ET HYDROGEOLOGIQUE**

L'objet bassin versant, ou zone d'extension, définit la région modélisée. Il délimite aussi la zone de maillage du modèle.

La zone d'extension (figure 44) de ce modèle s'étend à l'Ouest en amont de TINCQUES et des sources de la Scarpe, d'AUBIGNY-AU-BAC et du champ captant de PECQUENCOURT à l'Est, aux rives de la Sensée, BAILLEULMONT et CROISILLES au Sud et au canal de la Deûle, CARVIN et OSTRICOURT au Nord. On retrouve donc le bassin versant souterrain de la Scarpe, celui de la petite Sensée, et celui de là Souchez. Ces bassins versants encadrent celui de l'Escrebieux.

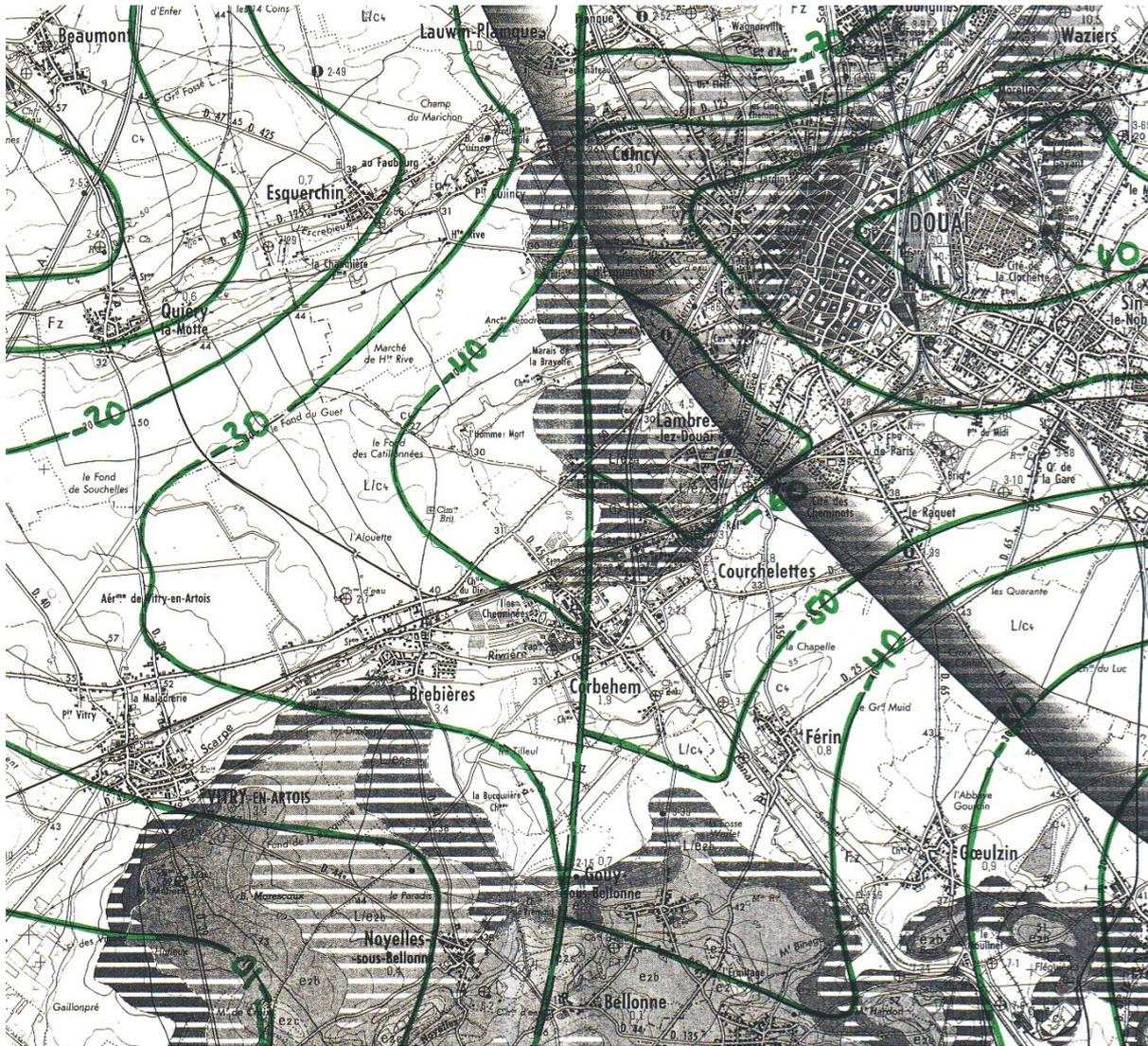


**Figure 44 : Limites de la région modélisée pour le modèle de l'Escrebieux**

La figure 45 est un extrait de la carte géologique de DOUAI au 1/50 000<sup>ème</sup>. Les courbes vertes représentent les isohypses du toit du Turonien moyen (marnes) avec leur altitude en m NGF ; le trait plus épais vert une faille ou faisceau de failles.

Il faut distinguer deux ensembles géologiques sur l'emprise de cette zone d'extension, à l'Ouest et à l'Est d'une ligne passant par AUBY, LAUWIN-PLANQUE, CUINCY et CORBEHEM (figure 45).

Cette ligne est en fait matérialisée sur le terrain par l'existence d'un faisceau de failles de direction Nord – Sud affectant les formations du Tertiaire au Turonien moyen (lignes rouges de la figure 44). Il y a eu un affaissement du compartiment Est. Au droit de cet accident, la craie est très fissurée.



**Figure 45 : Extrait de la carte géologique de DOUAI au 1/50000ème**

A l'Ouest de cette limite, la succession géologique est caractérisée par une épaisseur de quelques mètres de limons recouvrant l'aquifère crayeux du Séno-Turonien. C'est le bassin versant de l'Escrebieux (QUIERY-LA MOTTE, ESQUERCHIN). Au droit de la vallée de l'Escrebieux, la craie est également très fissurée.

A l'Est, la succession géologique prédominante est constituée de la surface du sol vers la profondeur, par les alluvions, puis les sables d'Ostricourt, l'argile de Louvil et enfin l'aquifère crayeux.

Le long de la vallée de l'Escrebieux, la nappe de la craie est en régime libre jusqu'à cette faille, donc jusque CUNCY environ, et passe en régime captif sous les argiles de Louvil à l'Est. En régime libre, la nappe de la craie est alimentée par les précipitations efficaces.

Une dépression piézométrique consécutive de la nappe de la craie au droit du bassin d'ORCHIES, situé au Nord-Est de DOUAI, induit l'écoulement général de la nappe, qui est de direction Sud-Ouest – Nord-Est.

Les failles géologiques jouent un rôle important dans les transferts d'eau dans cette région.

### **3.10.3. CARTE DES PARAMETRES HYDROGEOLOGIQUES**

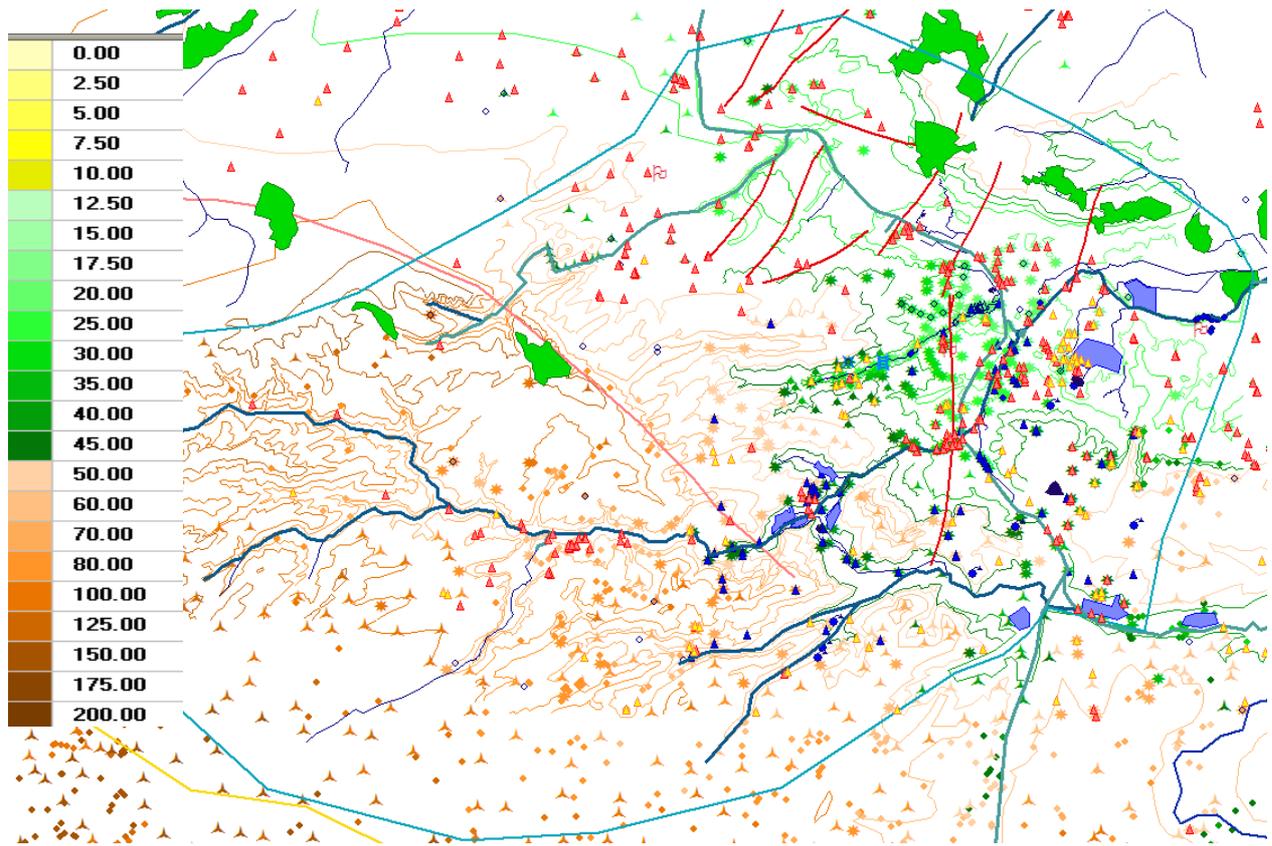
Les variables spatiales des aquifères sont les toits et murs des aquifères, les transmissivités horizontales, perméabilités verticales, coefficients d'emménagement et coefficients d'infiltration. Les données proviennent de la banque de données du sous-sol (BSS) du BRGM et du travail de synthèse de P. Caulier (1974).

La région est constituée d'aquifères multicouches, avec plusieurs nappes principales qui inter-communiquent, tantôt se rejoignant en une seule et même unité, tantôt restant bien individualisées. Pour limiter le nombre de niveaux maillés et garder un ensemble cohérent, le modèle comprend cinq couches aquifères :

1. *alluvions et limons quaternaires, sables du Landénien*
2. *argile de Louvil*
3. *craie séno-turonienne*
4. *marnes du Turonien moyen et inférieur*
5. *calcaire carbonifère*

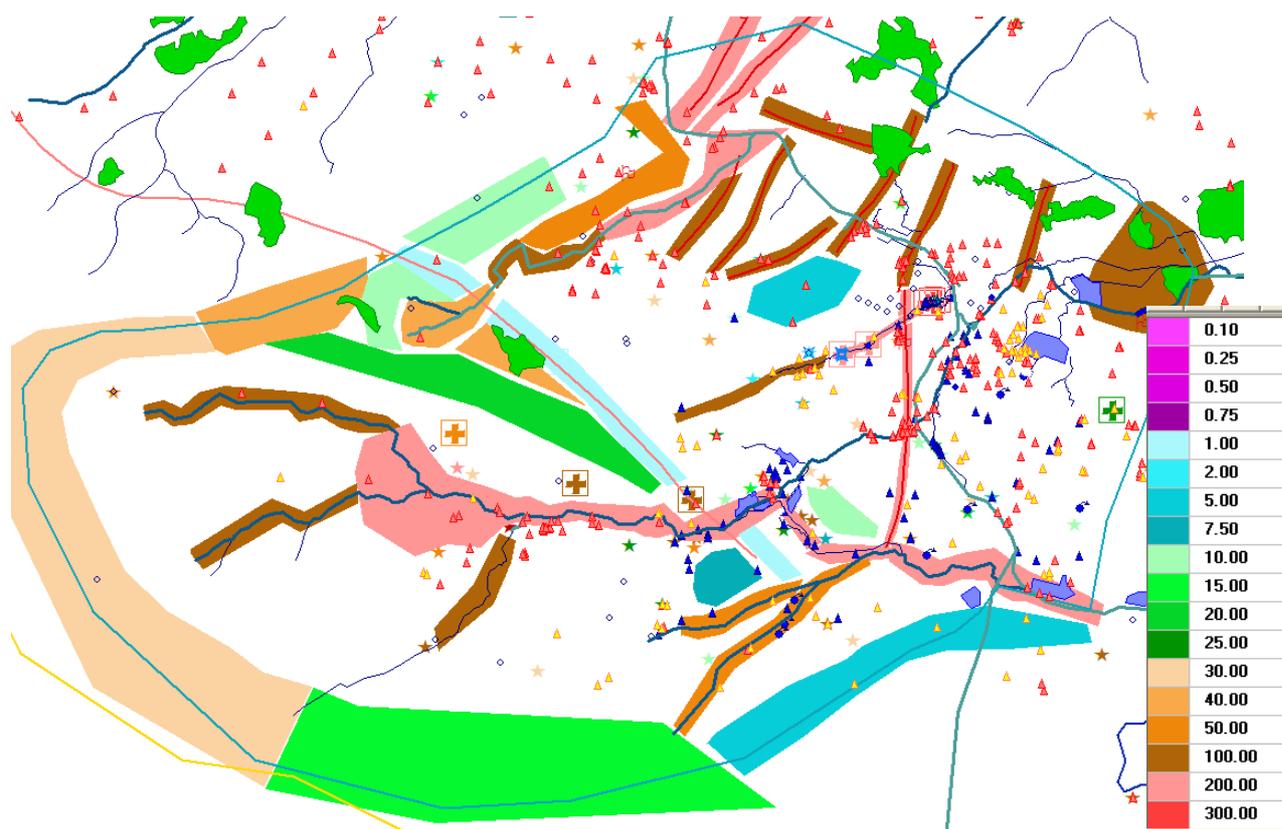
**Watermodel** est un modèle tridimensionnel formé de plusieurs plans aquifères non horizontaux.

L'éditeur permet de situer les altitudes des toits de chaque niveau. Ainsi, le toit des nappes perchées du Landénien est la topographie (figure 46) moins une épaisseur de terre arable et des limons de plateaux non saturés, et le mur de l'aquifère crayeux est le toit du substratum Turonien.



**Figure 46 : Carte topographique du modèle de l'Escrebieux (courbe de niveau en m)**

La figure 47 donne la distribution spatiale des transmissivités de la craie sénonturonienne mesurées dans le bassin de l'Escrebieux.



**Figure 47 : Transmissivités horizontales en  $m^2/h$  de la craie séno-turonienne (Bassin versant de l'Escrebieux)**

Les coefficients d'emmagasinement adoptés dans l'aquifère crayeux ont été ajustés à partir de la nature de la formation, ce qui donne les valeurs suivantes :

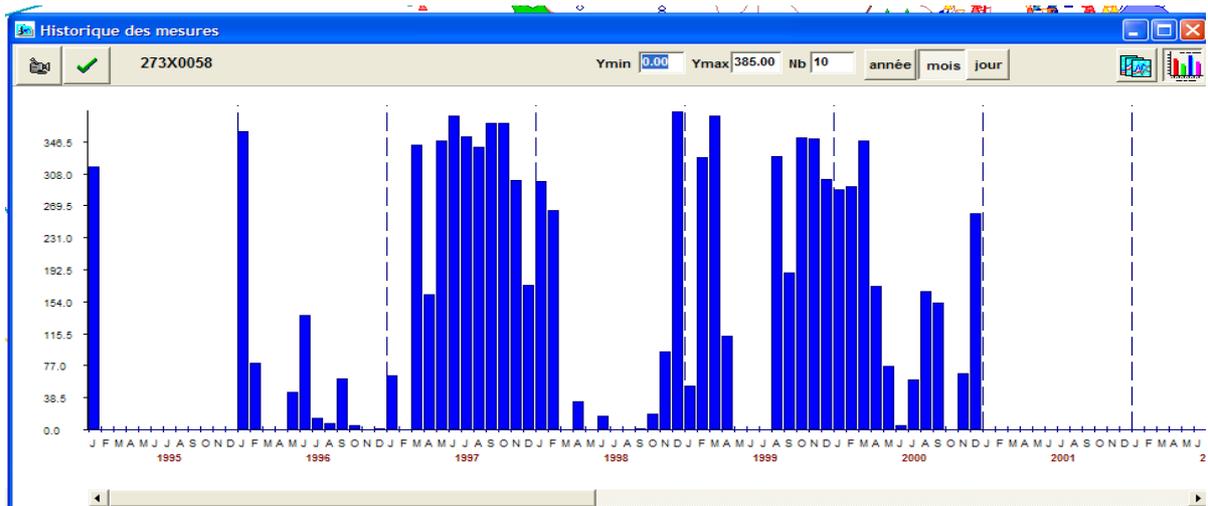
Alluvions	:	$\sim 10^{-2}$
Sables argileux	:	$\sim 10^{-3}$
Craie	:	$\sim 1.10^{-3}$ à $5.10^{-2}$ .

#### **3.10.4. LES BASES DE DONNEES**

Les stations météorologiques et les pompages sont liés à des bases de données dites actives, c'est-à-dire dont les historiques de valeurs interviennent comme variables de calcul.

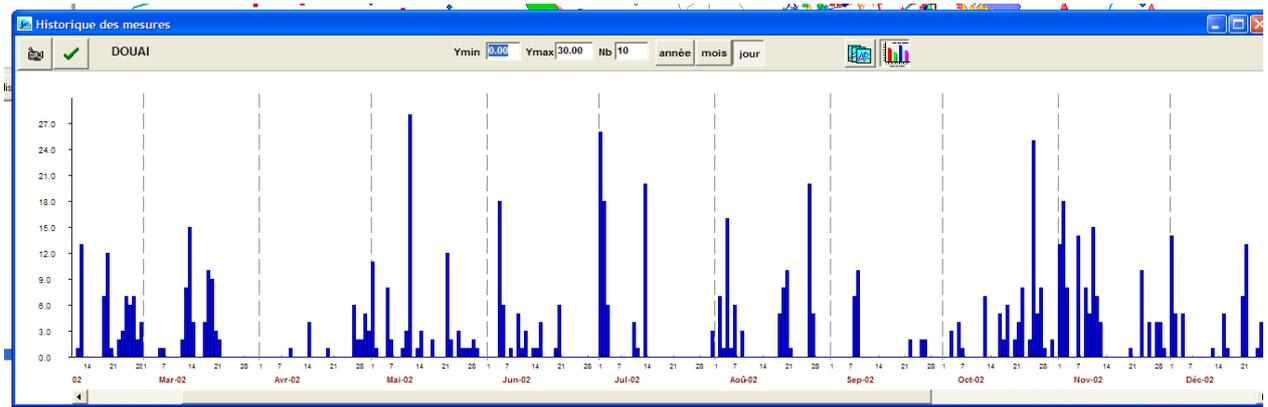
En revanche, les historiques des piézomètres ou les chroniques en nitrates sont utilisés à titre indicatif pour la référence des calages.

Les historiques de prélèvements (figure 48) sont issus des données de l'Agence de l'Eau Artois Picardie, mais aussi des distributeurs d'eau. Nous disposons donc de valeurs mensuelles pour les forages de la Société des Eaux du Nord, du SIADO et de la Communauté d'Agglomération d'HENIN-CARVIN et annuelles pour les autres captages AEP.



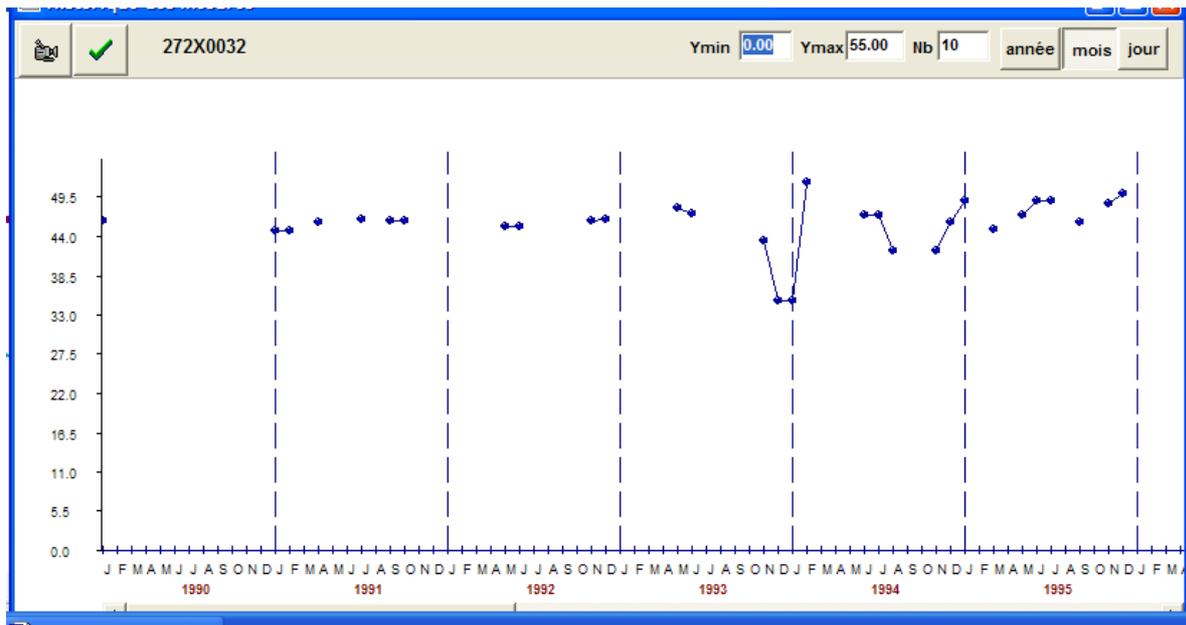
**Figure 48 : Exemple d'historiques des prélèvements (captage de FLERS-EN-ESCREBIEUX)**

La figure 49 représente l'historique climatique de la station Météorologique de DOUAI.



**Figure 49 : Exemple d'historiques climatiques – Station météo de DOUAI**

Les historiques de teneurs en nitrates ont été récupérés au droit des champs captants de la vallée de l'Escrebieux de 1980 à aujourd'hui. Pour les autres forages, nous ne disposons que des données au droit des captages AEP depuis 1996 (figure 50).



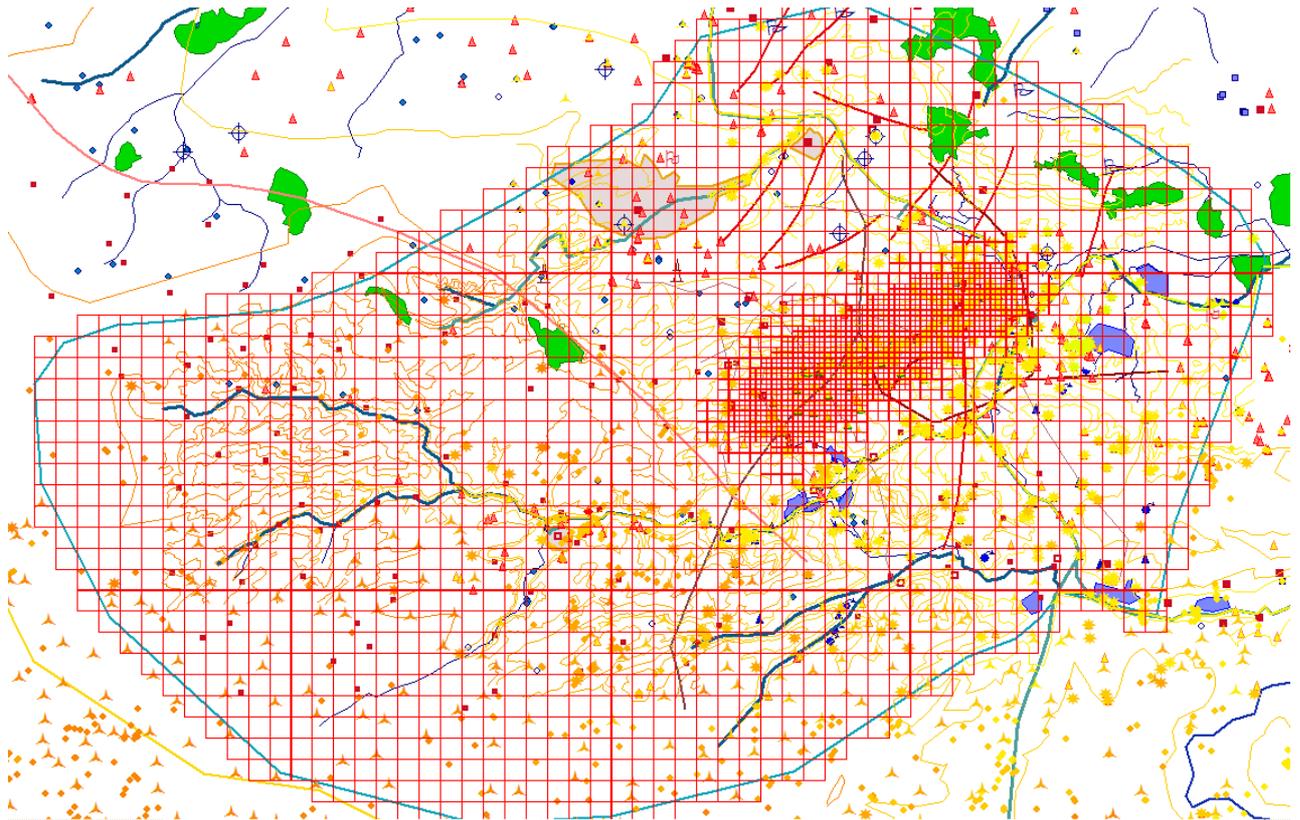
**Figure 50 : Historique de nitrates au droit du champ captant de QUIERY-LA-MOTTE (62)**

### **3.10.5. LE MAILLAGE**

Dans Watermodel, le maillage du modèle n'est pas le système de référence des données, ce qui permet de changer la taille et la disposition des mailles sans remettre en question la distribution des paramètres et variables.

Cette méthode permet donc de compléter les cartes au fur et à mesure et de les affiner de façon parfaitement indépendante. De la même façon, il est possible de créer parallèlement plusieurs maillages de résolutions différentes pour focaliser l'étude tour à tour sur des régions différentes.

L'exemple de la figure 51 montre le maillage adopté pour le modèle de l'Escrebieux, les plus grandes mailles font 1000 m de côté et les plus petites sont ici de 250 mètres.



**Figure 51 : Maillage du modèle de l'Escrebieux.**

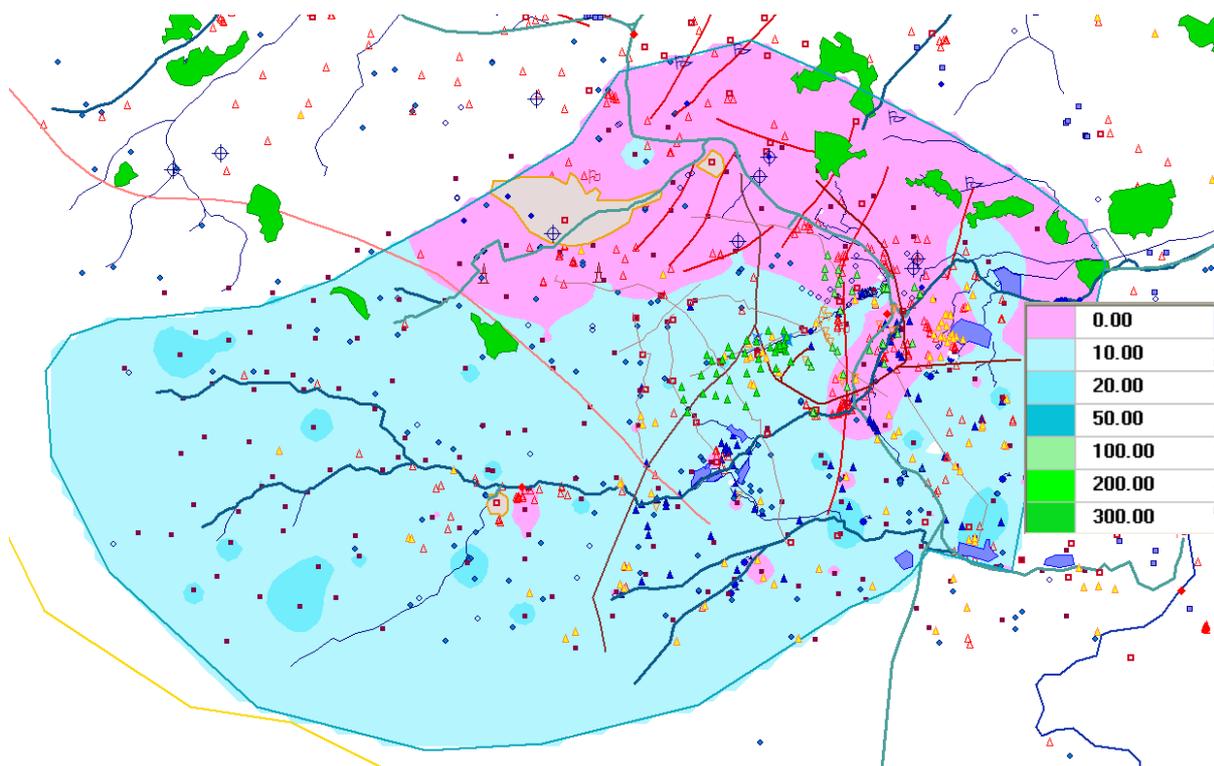
### **3.11. MODELISATION DES PRATIQUES AGRICOLES DANS LA VALLEE DE L'ESCREBIEUX**

Pour fonctionner, le module nitrates nécessite dans un premier temps d'introduire dans la carte géographique les communes ou point INSEE sur lesquelles sont affectées les données du Recensement Général Agricole (RGA). A partir de ce support, le programme reportera automatiquement sur le maillage les superficies agricoles utilisées.

Toutes les communes ont donc été affectées de coordonnées Lambert X et Y afin de pouvoir être reporté sur la carte. En général, il a été choisi approximativement soit le centre du village, soit le centre de la superficie totale de la commune.

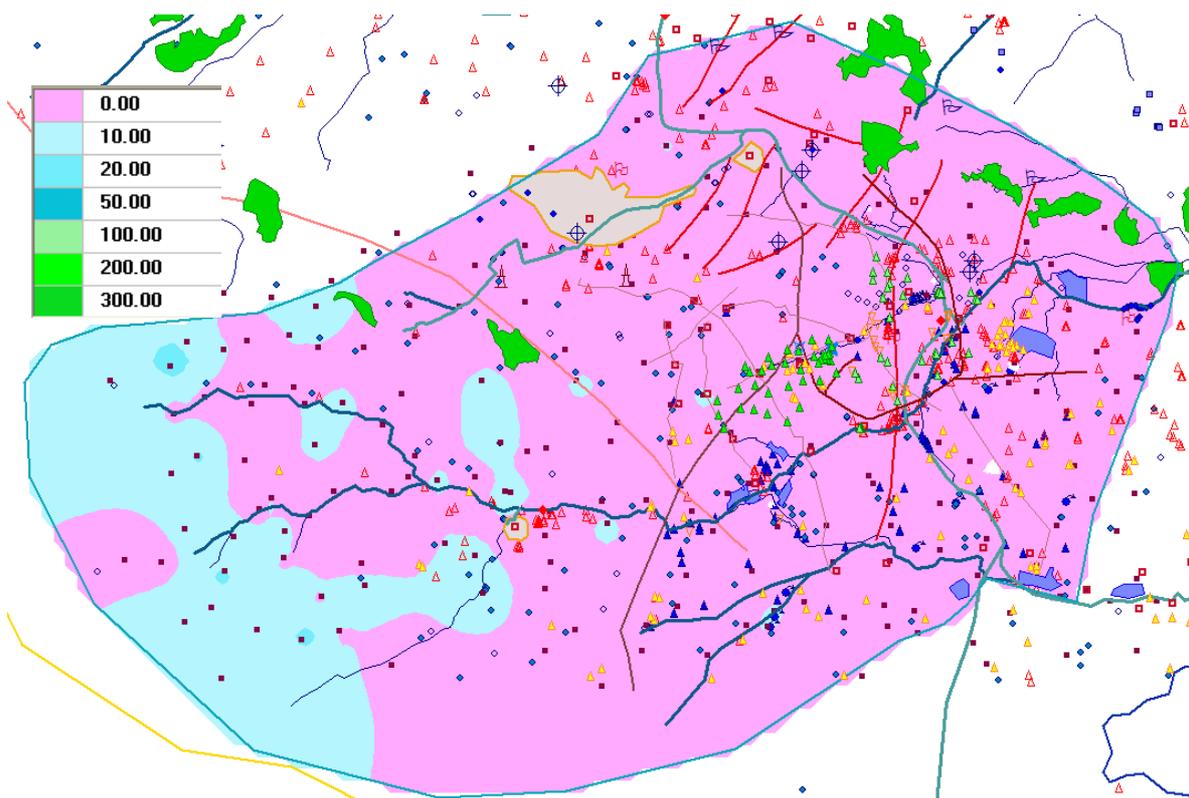
Actuellement, le fichier RGA du modèle comprend les résultats du RGA de 1979, 1988 et de 2000, pour l'ensemble des communes situées dans la zone d'extension du modèle de l'Escrebieux dans sa définition actuelle.

Les cartes suivantes illustrent ces différentes données.

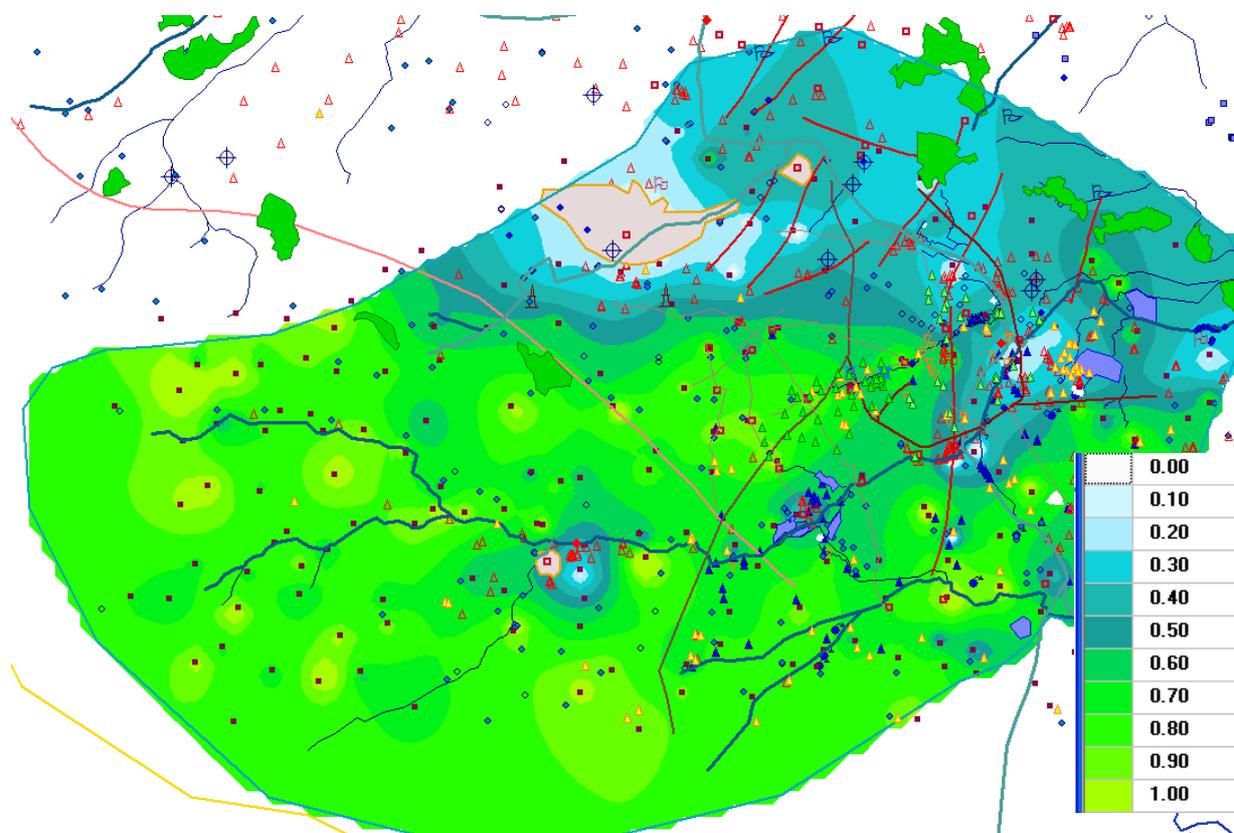


**Figure 52 : Répartition de la charge en azote due au bétail en kg/ha en 1980**

Les cartes des figures 52 et 53 permettent de se rendre compte de l'évolution entre 1979 et 2000 de la charge en azote due au bétail. La pratique de l'élevage a été sérieusement réduite en 20 ans. Il n'y en a pratiquement plus au droit du bassin versant de l'Escrebieux ; à l'exception de la commune de NEUVIREUIL où la charge en azote en 2000 due au bétail est de l'ordre de 13.9 kg/ha. La charge en azote du au bétail la plus élevée en 2000 est de 33.1 kg/ha à VILLERS-BRULIN.

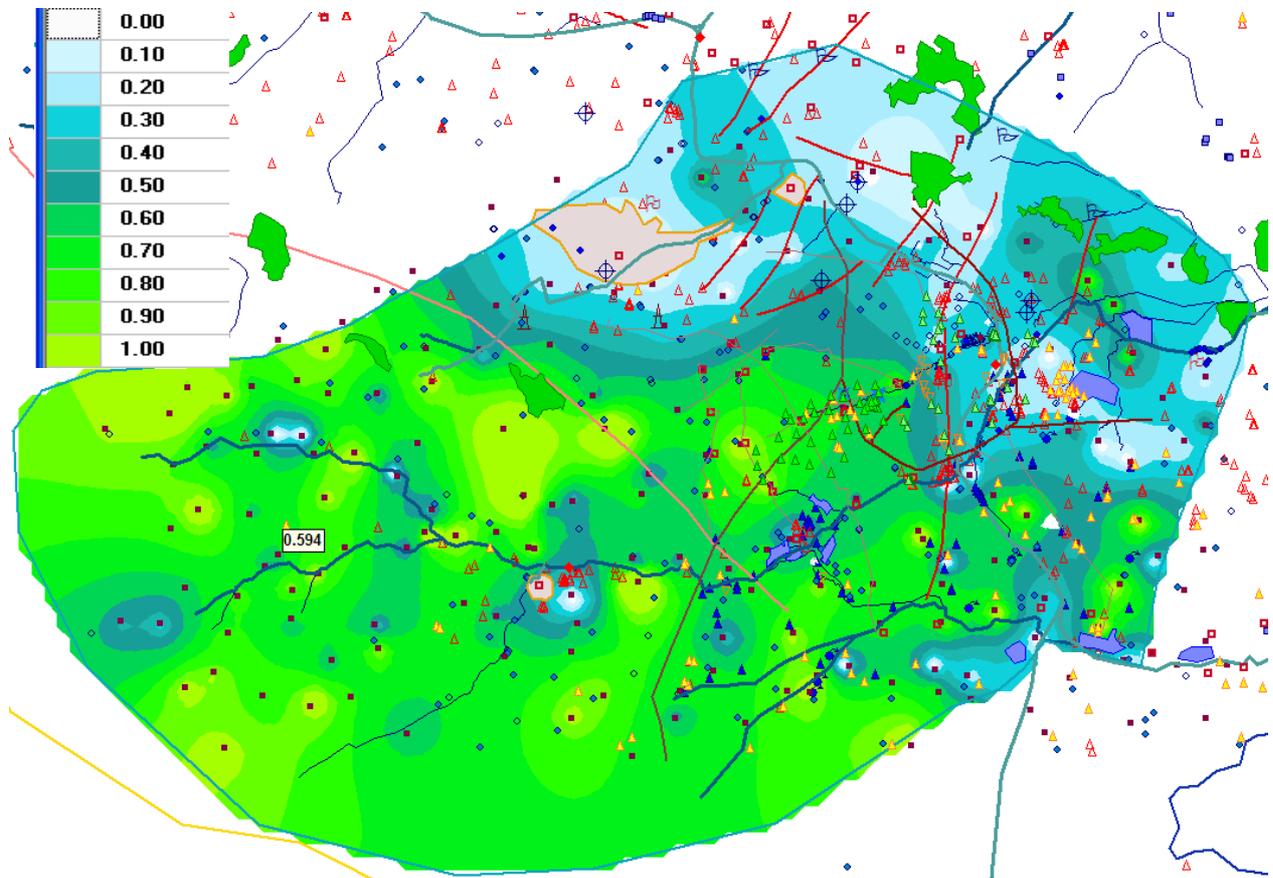


**Figure 53 : Répartition de la charge en azote due au bétail en kg/ha en 2000**



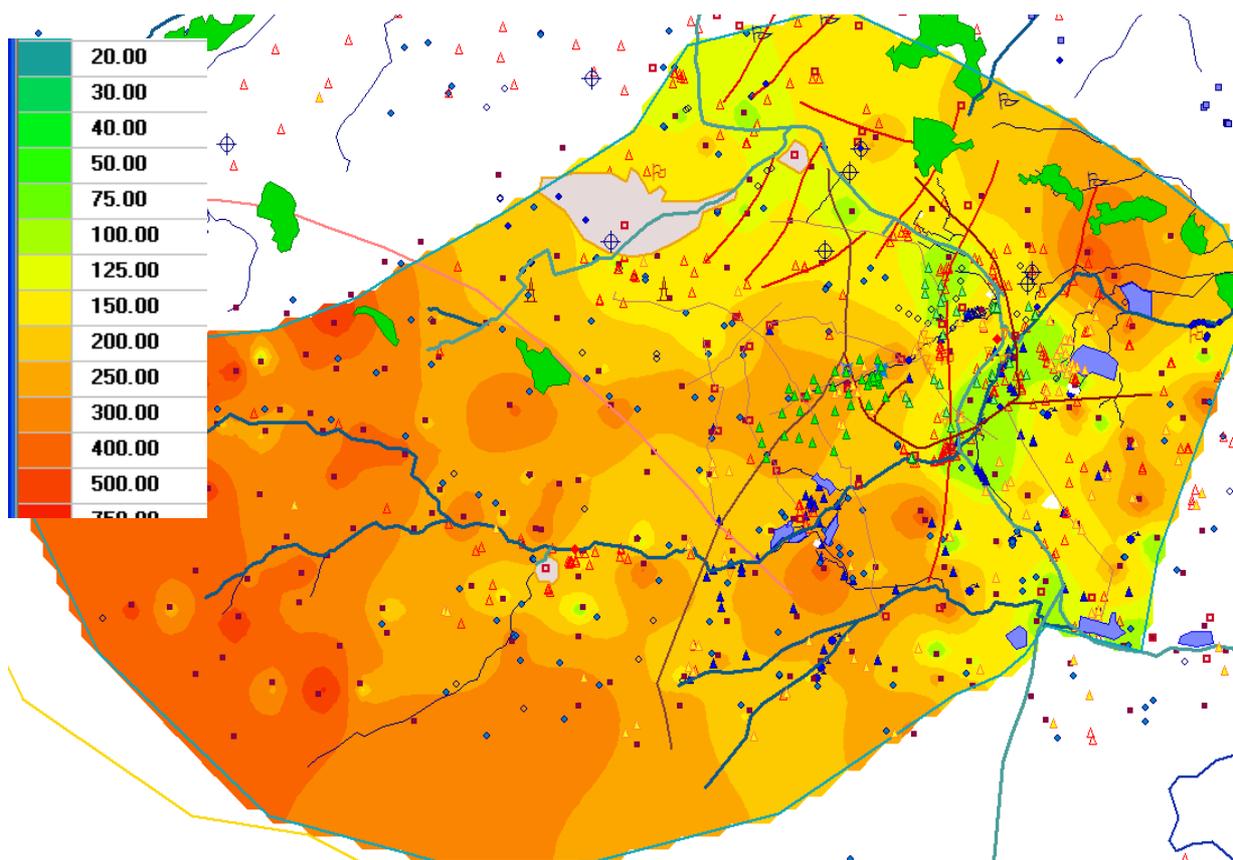
**Figure 54 : Répartition du taux de culture sur l'ensemble du bassin de l'Escrebieux (pourcentage) en 1980**

L'évolution du taux de culture (figures 54 et 55), est quant à elle, moins visible mais elle existe entre 1980 et 2000. Pour les cultures, l'évolution principale réside dans les doses apportées d'engrais sur le sol. Cette évolution n'est pas prise en compte aujourd'hui par le module nitrates, mais le sera prochainement.

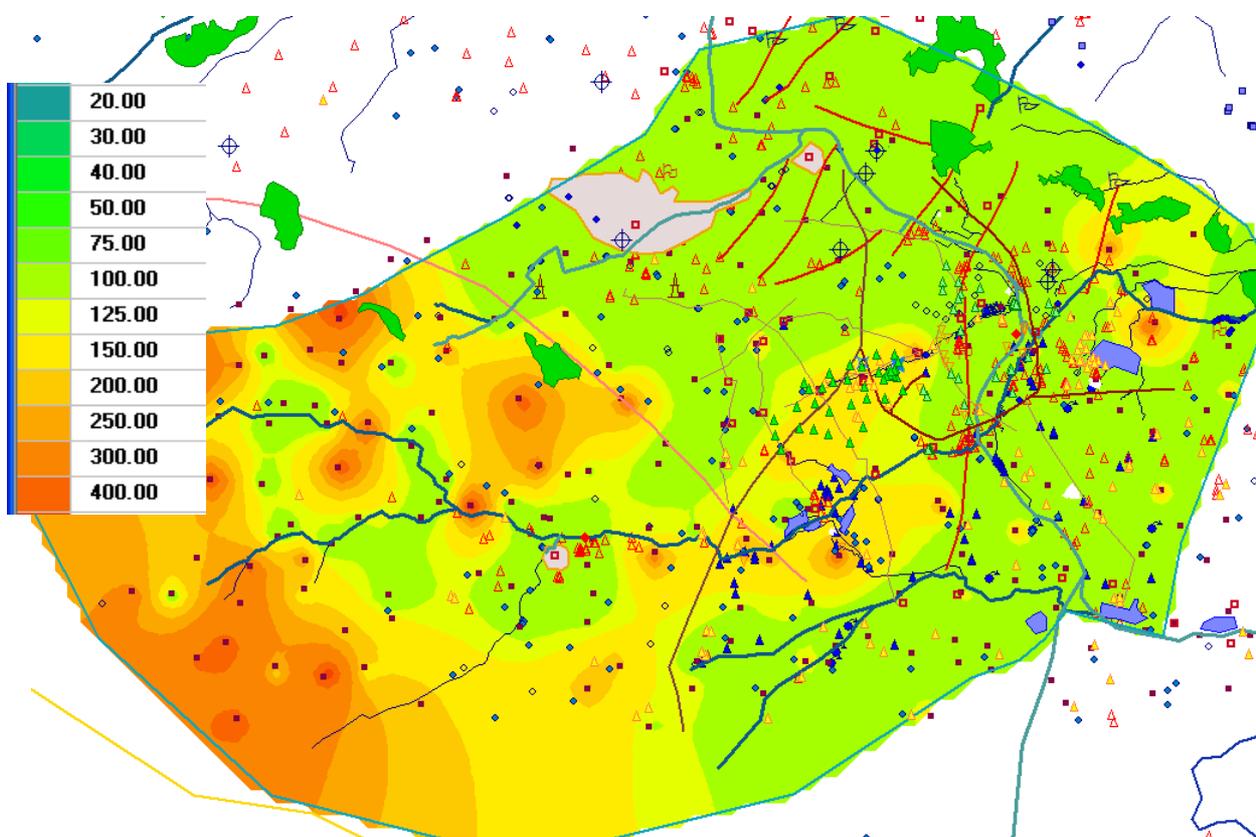


**Figure 55 : Répartition du taux de culture sur l'ensemble du bassin de l'Escrebieux (pourcentage) en 2000**

Le type de culture pratiqué a évolué de 1980 à 2000 sur l'ensemble de la zone d'étude, expliquant l'évolution des besoins en azote des plantes en kg N/ha qui passe en 1980 de 270 kg/ha en moyenne dans l'Escrebieux (figure 56) à 170 kg/ha en 2000 (figure 57).



**Figure 56 : Besoin en azote des plantes en kg/ha en 1980**



**Figure 57 : Besoin en azote des plantes en kg/ha en 2000**

## **3.12. LES SIMULATIONS HYDRAULIQUES**

Une modélisation en intégré eau superficielle – eau souterraine du bassin versant de l'Escrebieux au sens large, en mode transitoire, a permis de mettre en évidence le contexte hydrogéologique local.

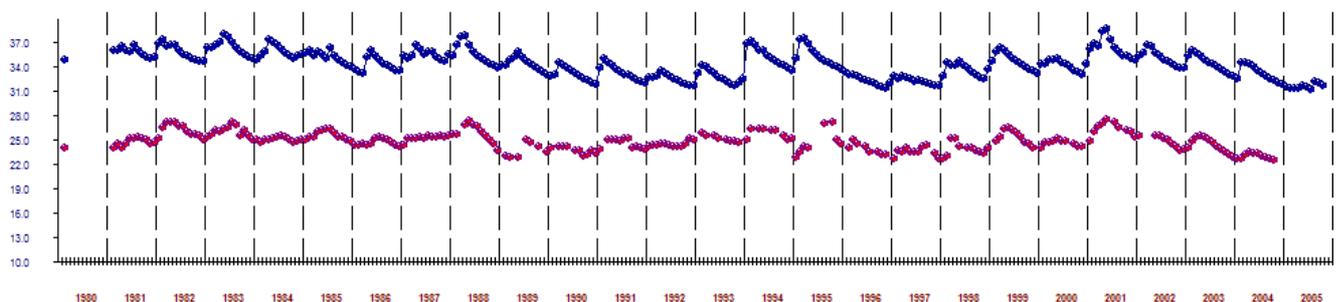
Nous ne présentons ici que les résultats du calage et de la simulation. Les dernières simulations ont été réalisées à partir d'un maillage uniforme constitué de mailles carrées de 400 m de côté, soit au total environ 40 000 mailles pour l'ensemble de la zone d'extension du modèle.

En transitoire, nous avons travaillé de janvier 1993 à septembre 2004, puis dans le cadre du module nitrates de janvier 1980 à octobre 2004.

### **3.12.1. LES PIEZOMETRES DE SURVEILLANCE**

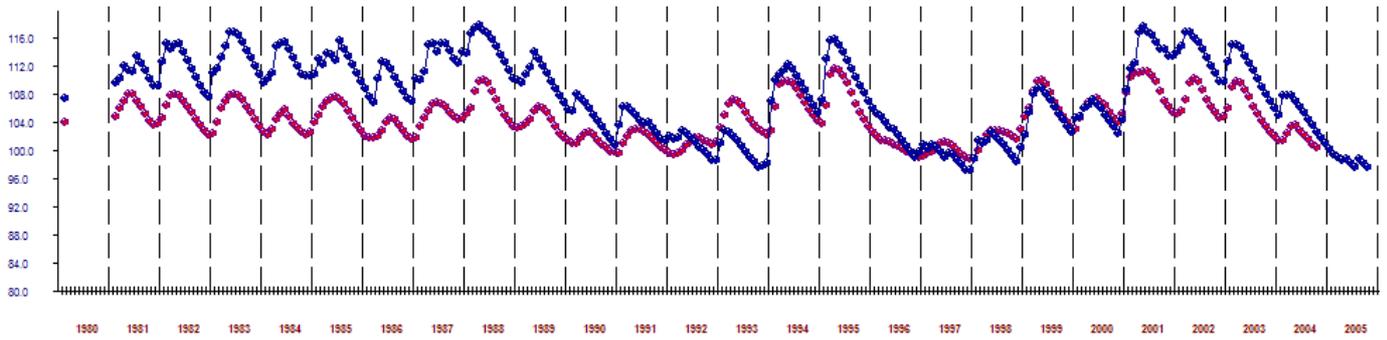
Nous avons retenu tous les piézomètres présents dans le secteur pour évaluer la qualité du calage. Les courbes de calages correspondantes sont insérées dans ces pages (figures 58 à 68).

Les points rouges correspondent aux points mesurés et les points bleus aux points simulés.



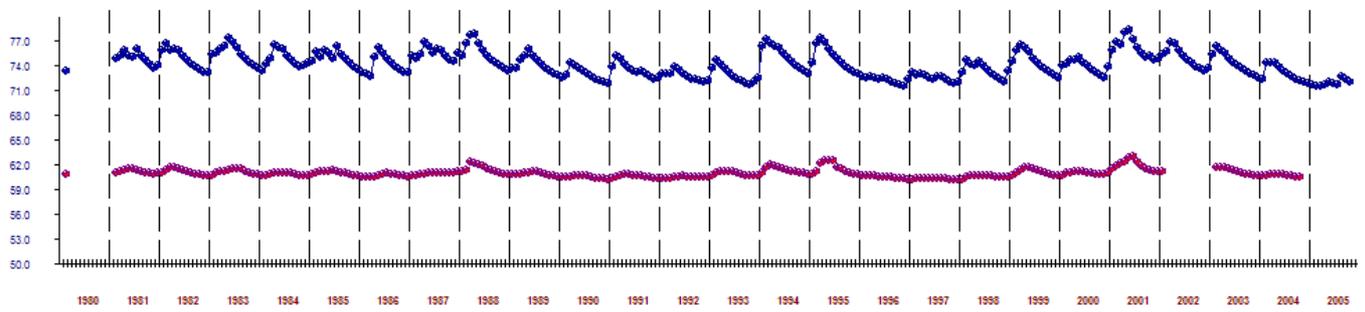
**Figure 58 : Piézomètre 198X0123, proximité du canal de Souchez**

Le canal de SOUCHEZ est un secteur où le calage doit être encore amélioré, les variations piézométriques sont bonnes, mais il y a encore trop d'arrivées d'eau. Cependant ce secteur est en bordure de la zone d'extension du modèle et doit être influencé par les champs captants des ANSEREUILLES et d'HOUPLIN-ANCOISNE.

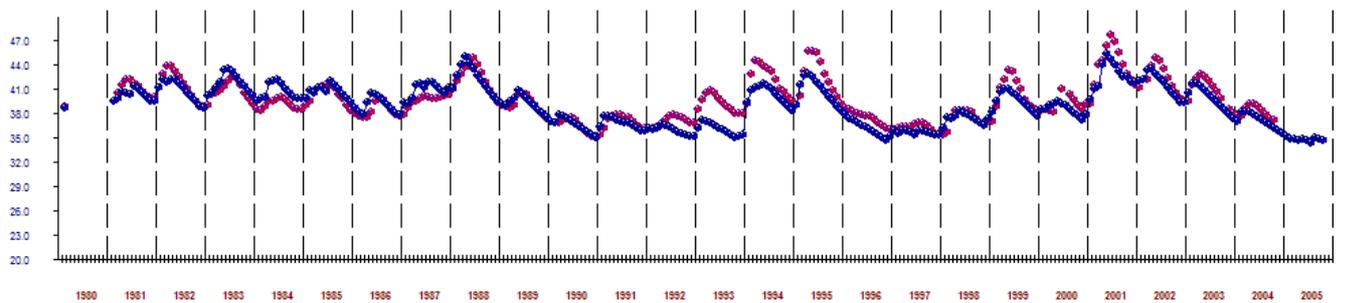


**Figure 59 : Piézomètre 254X0003, TINCQUES**

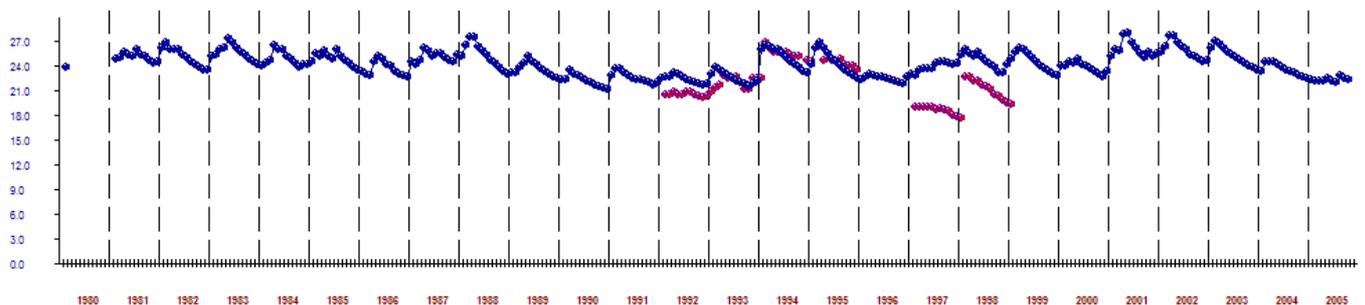
La restitution de la piézométrie au piézomètre de référence de TINCQUES est bonne, comme sur le piézomètre suivant malgré des arrivées d'eau et un coefficient d'emmagasinement sous estimé (trop forte réactivité de la piézométrie).



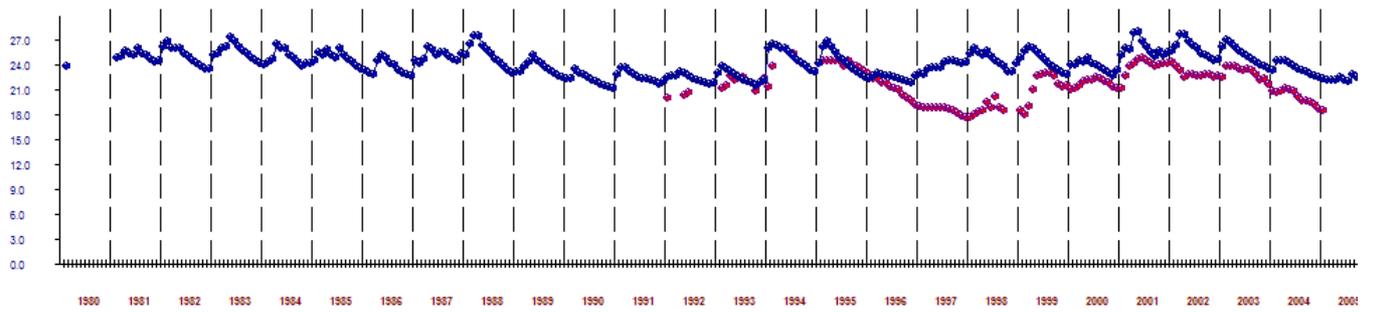
**Figure 60 : Piézomètre 263X0129, MAROEUIL, proximité de la Scarpe en amont d'ARRAS**



**Figure 61 : Piézomètre 271X0002, OPPIY, amont de la vallée de l'Escrebieux**

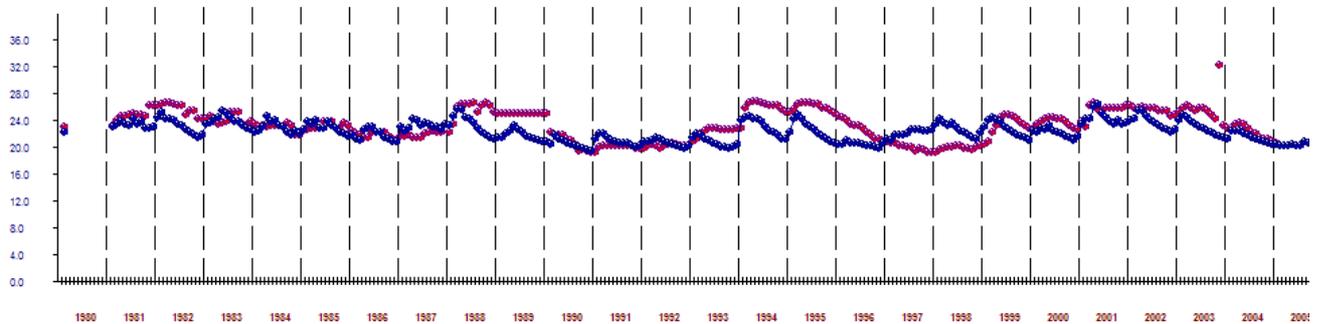


**Figure 62 : Piézomètre 272X0029, champ captant de QUIERY-LA-MOTTE**

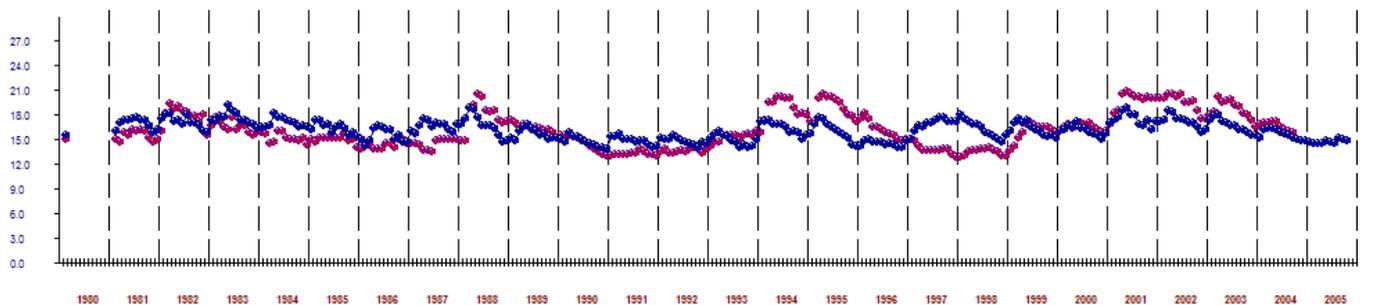


**Figure 63 : Piézomètre 272X0031, champ captant de QUIERY-LA-MOTTE**

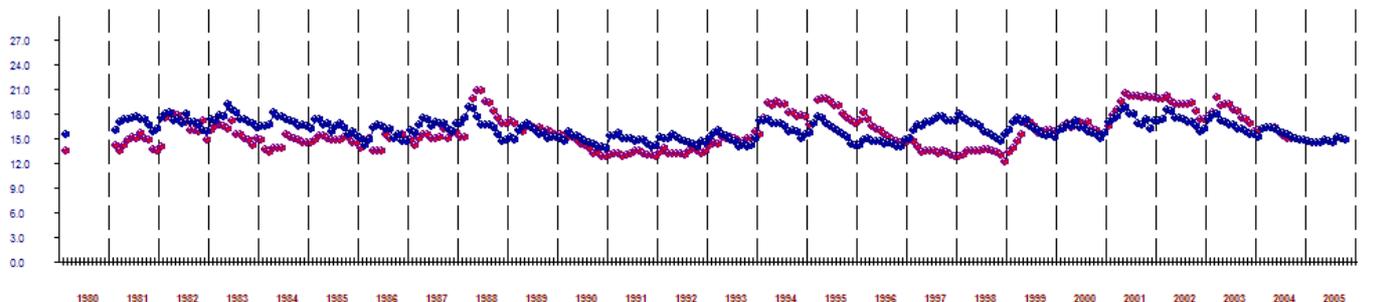
Les figures 61 à 67 représentent les courbes piézométriques réelles et calculées des piézomètres situés dans la vallée de l'Escrebieux. On peut considérer que le calage y est correct, même si quelques ajustements des paramètres hydrauliques peuvent encore y être réalisés.



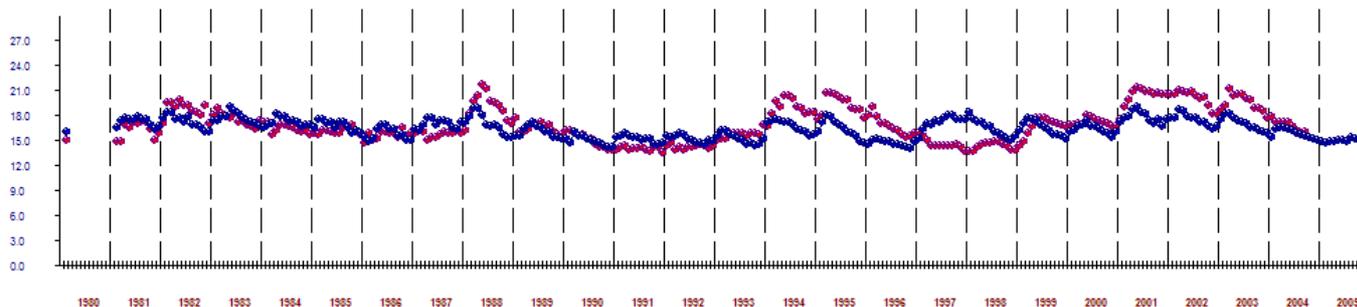
**Figure 64 : Piézomètre 272X0025, champ captant d'ESQUERCHIN**



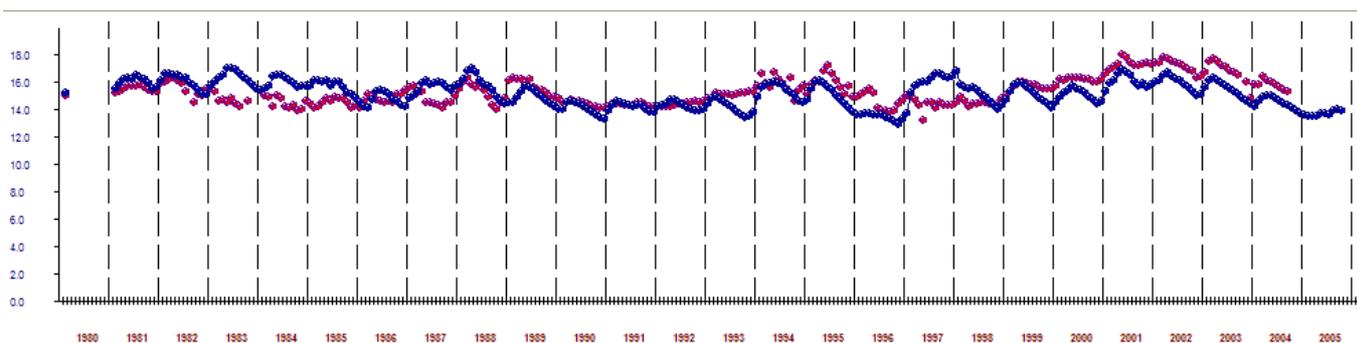
**Figure 65 : Piézomètre 273X0056, FL6, champ captant de FLERS-EN-ESCREBIEUX**



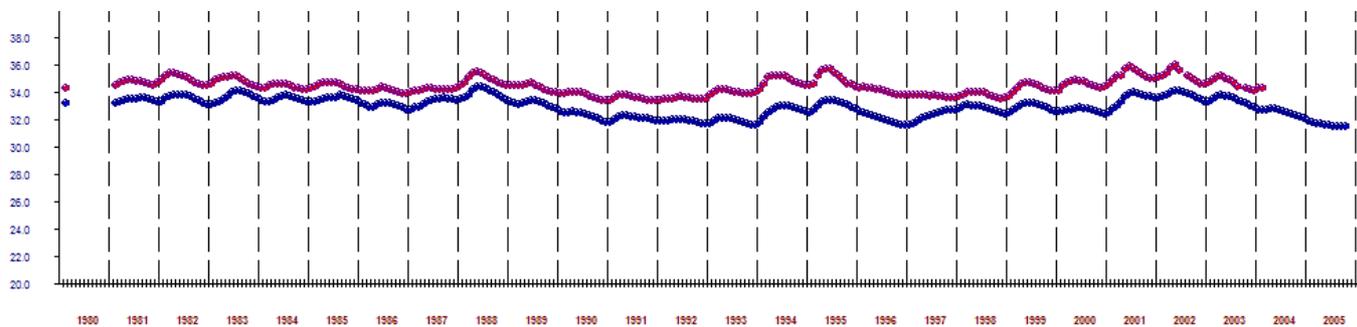
**Figure 66 : Piézomètre 273X0051, FL1, champ captant de FLERS-EN-ESCREBIEUX**



**Figure 67 : Piézomètre 273X0057, FL7, champ captant de FLERS-EN-ESCREBIEUX**

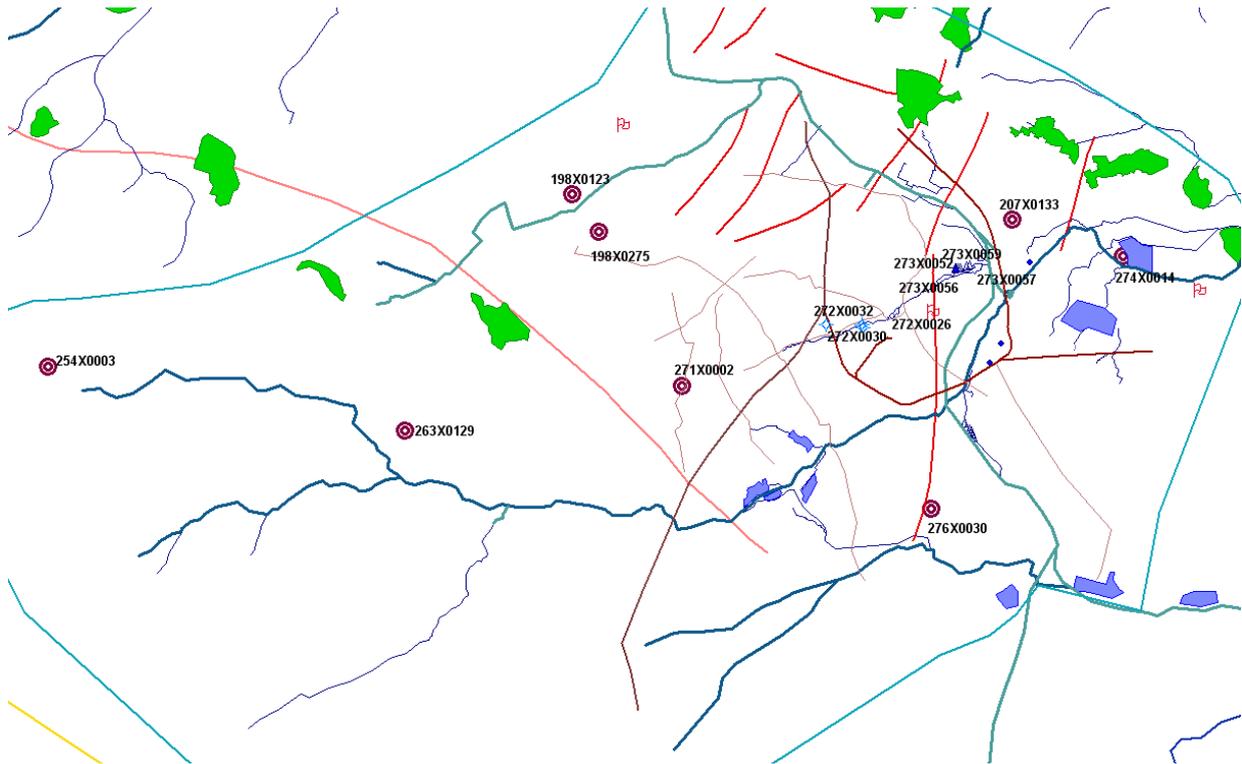


**Figure 68 : Piézomètre 207X0133, ROOST-WARENDIN (aval de FLERS)**



**Figure 69 : Piézomètre 276X0030, BELLONNE, proximité de la Sensée**

Les ouvrages qui ont été présentés ci-dessus sont reportés sur la carte de la figure 70.

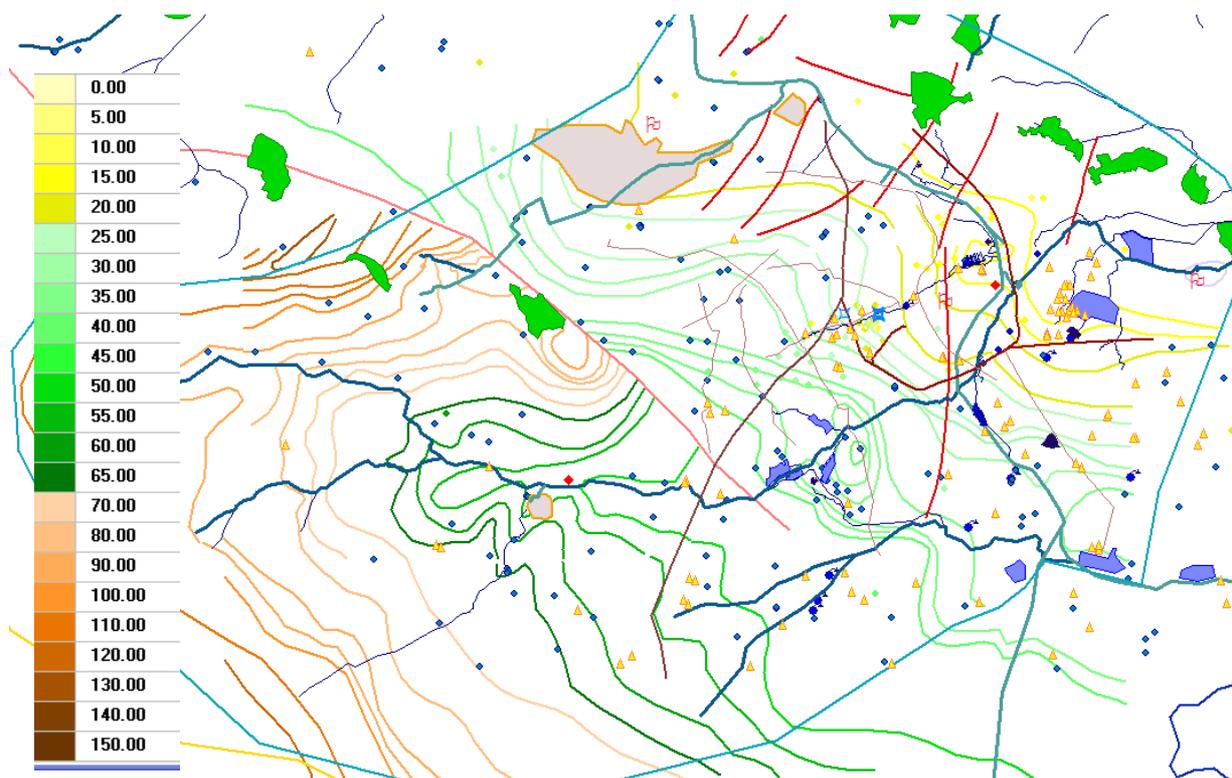


**Figure 70 : Localisation des ouvrages présentés avec une chronique piézométrique simulée**

### **3.12.2. LA FAILLE DE PERNES OU MARQUEFFLES**

Cette faille, de direction Nord – Ouest / Sud – Est, indépendante des précédentes de direction globalement Nord – Sud (cf. paragraphe 3.10.2), passant au Nord d'Arras, gouverne l'écoulement régional de la nappe de la craie séno-turonienne dans la région. Sur les figures 44 et 71, cette faille est représentée par un trait épais rose.

Le compartiment Ouest est remonté, induisant l'affleurement du Turonien moyen et inférieur à proximité de VIMY et de SOUCHEZ, caractérisé par des marnes imperméables.



**Figure 71 : Piézométrie de référence en hautes eaux de la nappe de la craie (mai 1999)**

On constate, sur la figure 66 de part et d'autre de cette faille, une chute de la piézométrie de la craie séno-turonienne de plus de 45 m de AIX-NOULETTE à BAILLEUL-SIR-BERTHOULT. Cet accident tectonique agissant en compression, la transmissivité au droit de cette faille est faible, de l'ordre de 1 m<sup>2</sup>/h.

Cette faille bloque le passage de l'eau vers l'Est, une partie de l'eau migre le long de cette faille jusqu'à la Scarpe, le reste s'infiltré à travers les marnes du Turonien pour alimenter le Carbonifère à proximité du canal de Souchez.

Le calage indique qu'environ 2000 m<sup>3</sup>/h s'infiltrent ainsi vers le Carbonifère.

### **3.12.3. LES FAILLES DE DIRECTION SUD-OUEST / NORD-EST**

Elles sont concentrées au Nord-Est de notre zone d'étude, à proximité du canal de la Deûle, de LENS à AUBY. Elles sont d'extension moyenne, à l'exception de la principale et ne touchent que les marnes du Turonien moyen et inférieur et l'aquifère crayeux.

Cette faille principale s'étend de la Sensée à AUBY en passant par CUINCY et COURCHELETTE.

Le calage du modèle indique un transfert rapide de l'eau à travers l'aquifère crayeux, ces failles ont, en général, une forte transmissivité (supérieure à 100 m<sup>2</sup>/h) et une perméabilité verticale importante.

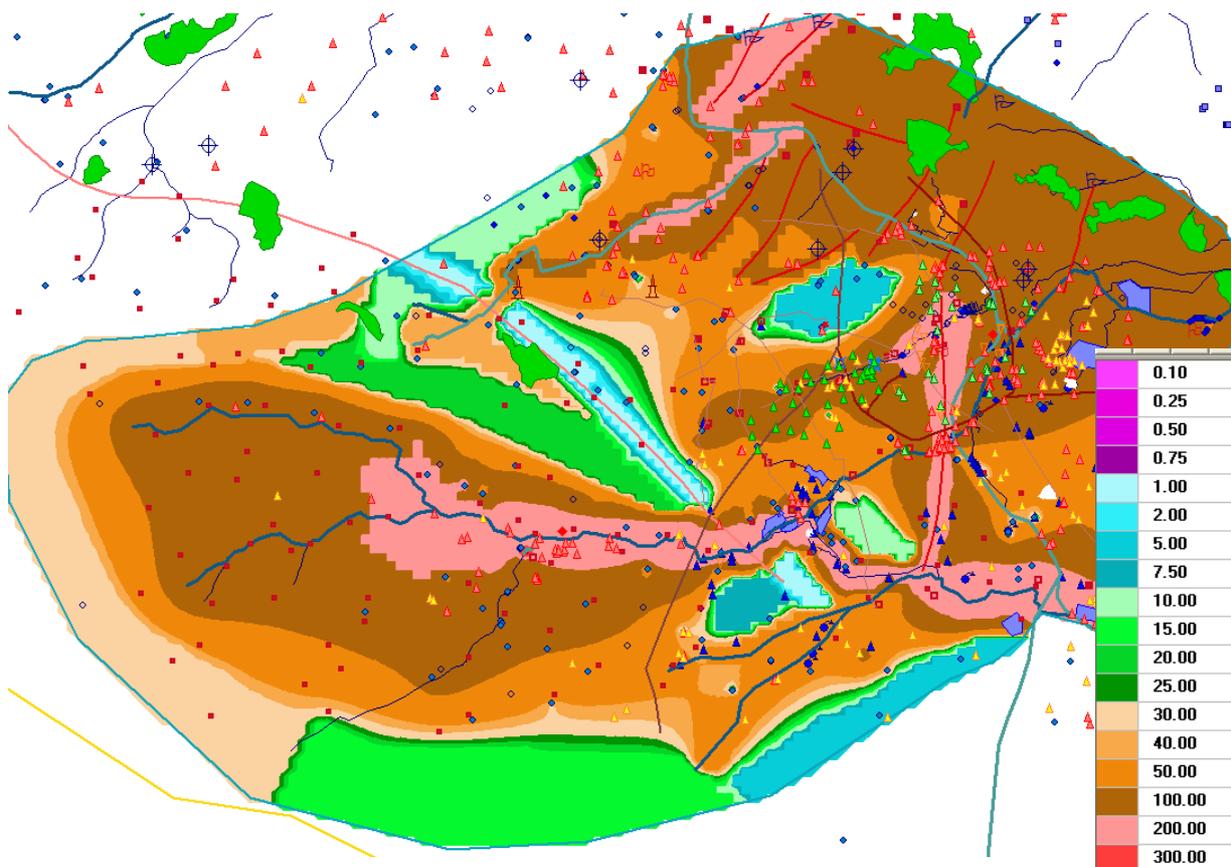
La faille principale aurait une transmissivité de 220 m<sup>2</sup>/h.

### **3.12.4. LA VALLEE DE L'ESCREBIEUX**

La vallée de l'Escrebieux est très fissurée, la craie y est subaffleurante. Les perméabilités verticales y sont très importantes, toute l'eau s'infiltré.

On y observe de forte transmissivité, à l'amont, elles sont de l'ordre de 140 m<sup>2</sup>/h pour atteindre 200 m<sup>2</sup>/h à QUIERY-LA-MOTTE (S<sup>4</sup> : 10<sup>-2</sup>), 220 m<sup>2</sup>/h à ESQUERCHIN (S : 10<sup>-2</sup>) et 250 m<sup>2</sup>/h à l'amont du champ captant de FLERS-EN-ESCREBIEUX.

Au droit des forages de FLERS-EN-ESCREBIEUX, la transmissivité redescendrait a priori autour de 210 m<sup>2</sup>/h (figure 72), avec un coefficient d'emmagasinement de l'ordre de 8.10<sup>-3</sup>.



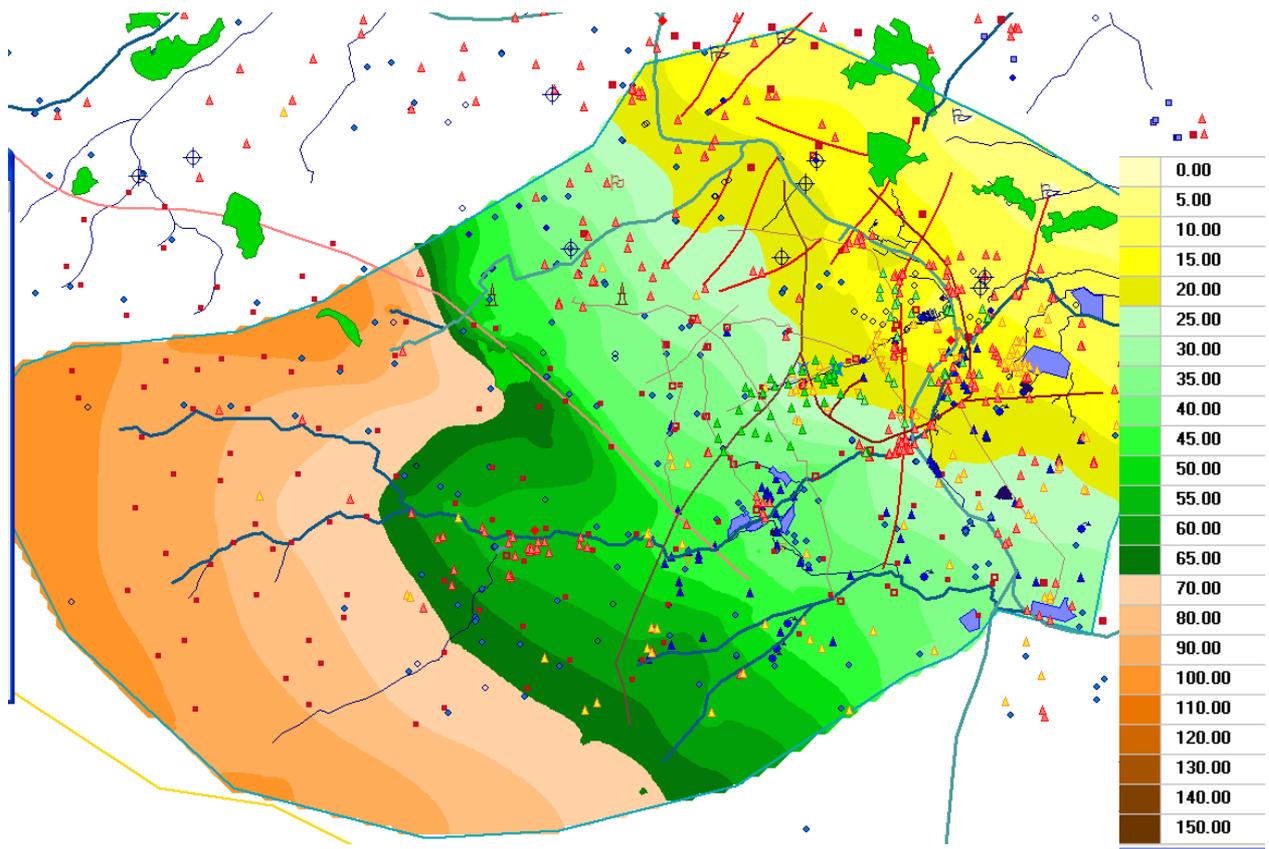
**Figure 72 : Transmissivités en m<sup>2</sup>/h extrapolées en couche 3 (aquifère crayeux) après calage du modèle de l'Escrebieux**

### **3.12.5. PIEZOMETRIE SIMULEE DE LA NAPPE DE LA CRAIE**

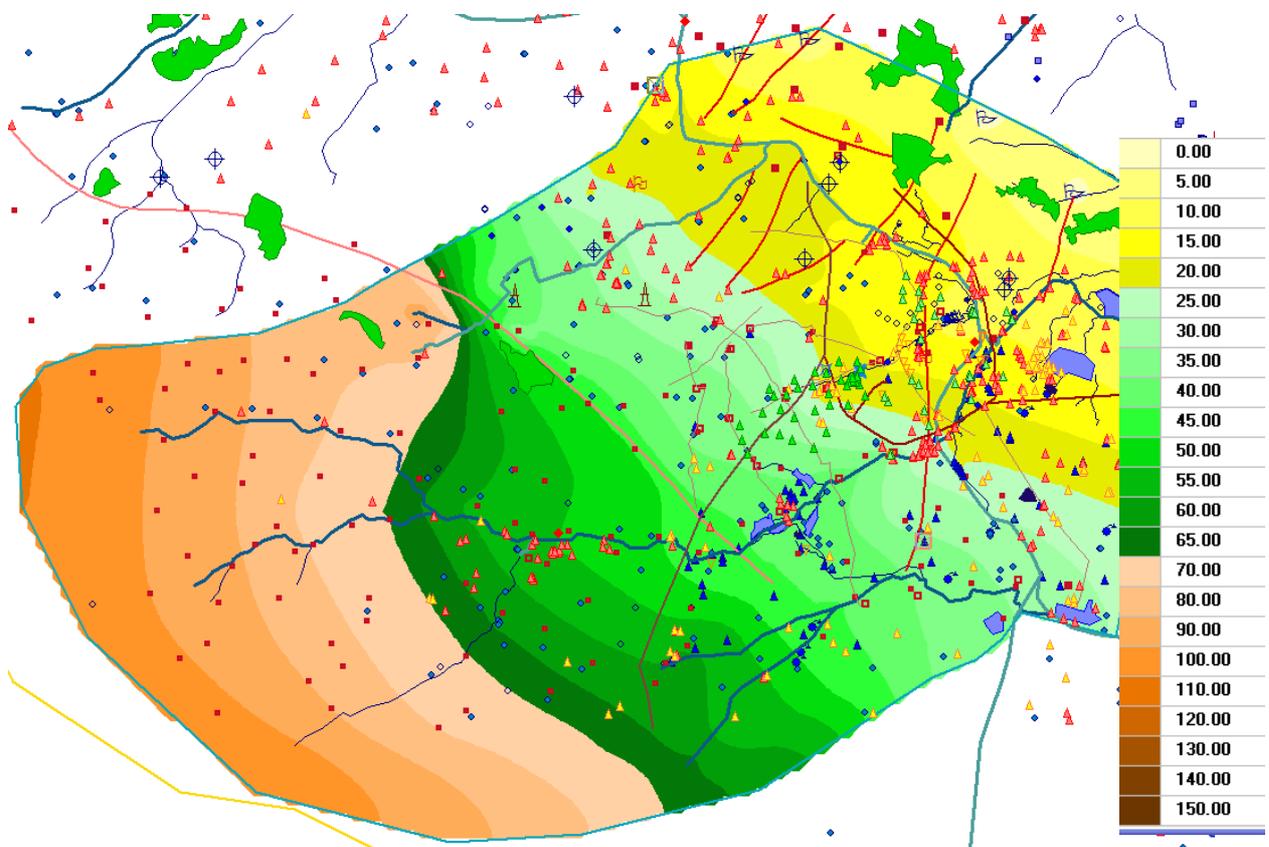
Ainsi, en période de basses eaux sèche, la piézométrie reconstituée avec ce modèle en janvier 1998 est reportée sur la carte de la figure 73.

Pour septembre 2004, le modèle restitue bien l'étiage prononcé de cette période, comme le montre la carte de la figure 73.

<sup>4</sup> S : coefficient d'emmagasinement de l'aquifère crayeux

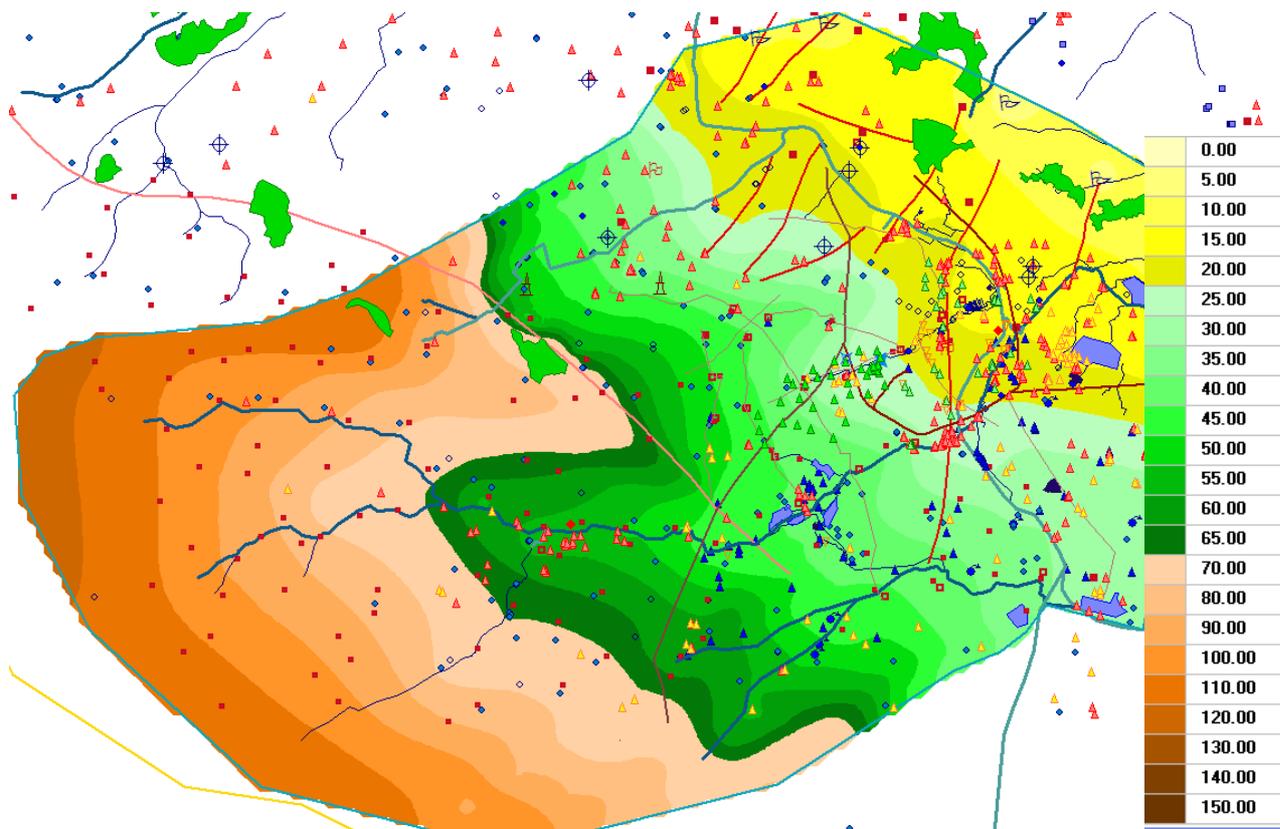


**Figure 73 : Exemple d'une piézométrie reconstituée de la nappe de la craie (janvier 1998)**



**Figure 74 : Carte piézométrique simulée de basses eaux de la nappe de la craie (09/2004)**

En mai 2001, par contre, la nappe de la craie était en situation de très hautes eaux, comme le montre la carte de la figure 75.



**Figure 75 : Carte piézométrique simulée de très hautes eaux (mai 2001)**

Le tableau 27 représente le bilan hydraulique mensuel en m<sup>3</sup>/heure de la simulation hydrogéologique du modèle de l'Escrebieux en septembre 2004.

	Entrées	Sorties	Bilan
<b>BILAN GLOBAL</b>			
Pluie & Infiltration	36.61	-7919.85	-7883.24
Pompages		-19032.94	-19032.94
Recharge	0	0	0
Reprise			0
Mer	0	0	0
Lacs	0	0	0
Fleuves	0	0	0
Rivières	20238.54	-3269.95	16968.59
Sources	0	-0.68	-0.68
<b>TOTAL</b>	<b>-20275.14</b>	<b>30223.42</b>	<b>9948.28</b>

La deuxième partie de ce tableau ne concerne que les échanges avec l'aquifère crayeux (couche n° 3), il met en évidence les transferts des différentes couches vers l'aquifère crayeux.

<b>AQUIFERE N° 3 : Aquifère crayeux</b>	<b>Entrées</b>	<b>Sorties</b>	<b>Bilan</b>
Pluie & Infiltration	0		0
Pompages		-17076.41	-17076.41
Recharge	0		0
Reprise		0	0
		0	0
Mer	0	0	0
Lacs	0	0	0
Fleuves	0	0	0
Rivières	0	0	0
Sources	0	0	0
Aquifère n° 1 : Limons, alluvions et sables	19400.73	-11276.81	8123.92
Aquifère n° 2 : Argile de louvil	1631.64	-72.42	1559.22
Aquifère n° 4 : Turonien moyen et inférieur	211.2	-2026.99	-1815.79
Aquifère n° 5 : Carbonifère	0	0	0
<b>TOTAL</b>	<b>21243.57</b>	<b>-30452.63</b>	<b>-9209.06</b>

Tableau 27 - Bilan hydraulique du mois de septembre 2004 au droit du bassin versant de l'Escrebieux

Les pluies représentent 36.6 m<sup>3</sup>/h et les infiltrations 7919.8 m<sup>3</sup>/h sur l'ensemble de la zone d'extension. Les prélèvements sont au total de 19033 m<sup>3</sup>/h tout aquifère confondu, dont 17076 m<sup>3</sup>/h au sein de la nappe de la craie. Les principaux échanges s'effectuent entre la couche 1, constituée par les limons, les alluvions et les sables, et l'aquifère crayeux.

En effet, 8124 m<sup>3</sup>/h migrent de la couche 1 vers la couche 3, pour une zone d'étude d'une superficie totale de 1503 km<sup>2</sup>.

### **3.13. LA SIMULATION DES FLUX AZOTES**

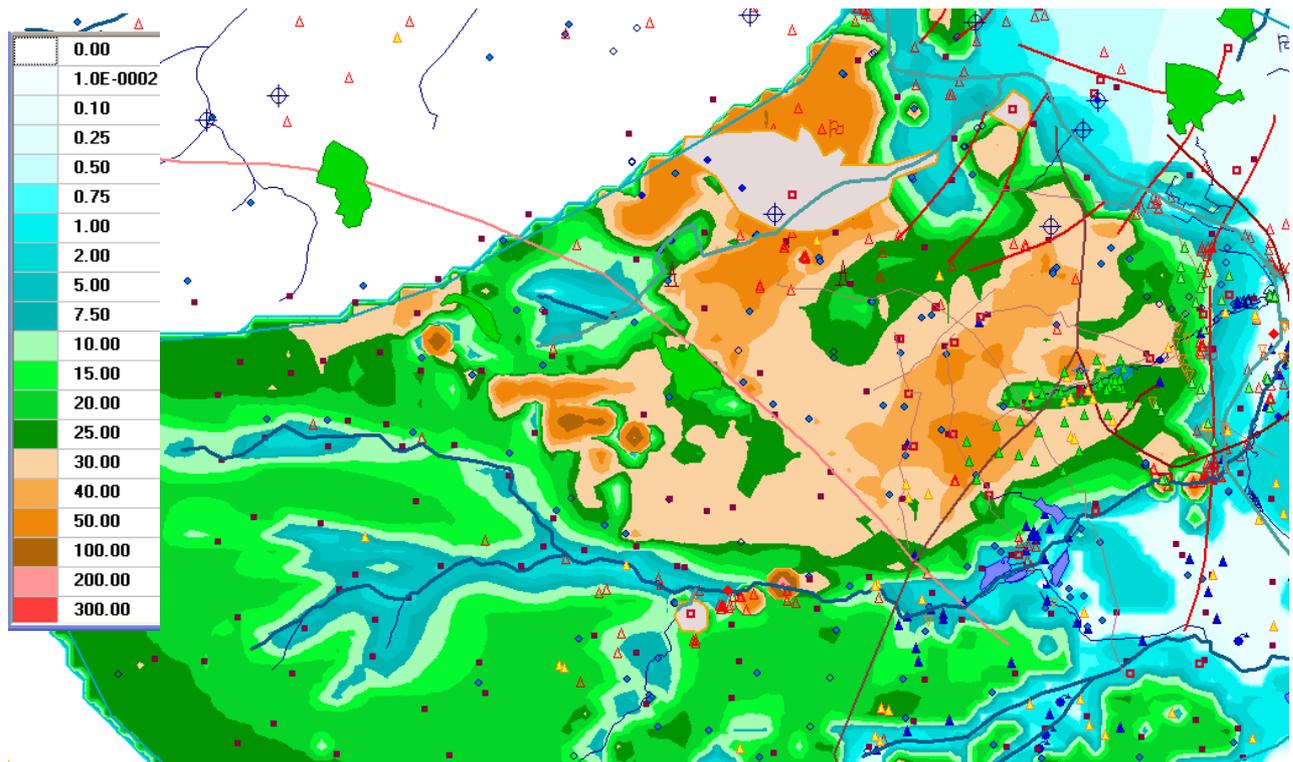
#### **3.13.1. MINERALISATION AZOTEE DE LA NAPPE DE LA CRAIE SIMULEE**

Pour caler le module nitrates, le premier travail consiste à vérifier, en régime naturel, la stabilisation de la quantité de matière organique de l'humus après des années de fonctionnement, sans que la minéralisation et le lessivage ne l'éliminent.

L'ensemble du tableau de bord des nitrates a été initialisé en fonction des résultats des analyses de sol existantes et des historiques culturaux que nous avons obtenu lors de l'étude de ce bassin versant en 1996. Nous avons réalisé une moyenne des pratiques en fonction des cultures de 1989 à 1996.

Les simulations ont démarré en janvier 1980, afin de prendre en compte les données du RGA de 1979, mais surtout de simuler le système sur une période suffisamment longue afin de minimiser les effets de stock d'azote déjà présents dans la zone non saturée crayeuse. On aura ainsi une meilleure convergence des résultats pour les périodes récentes.

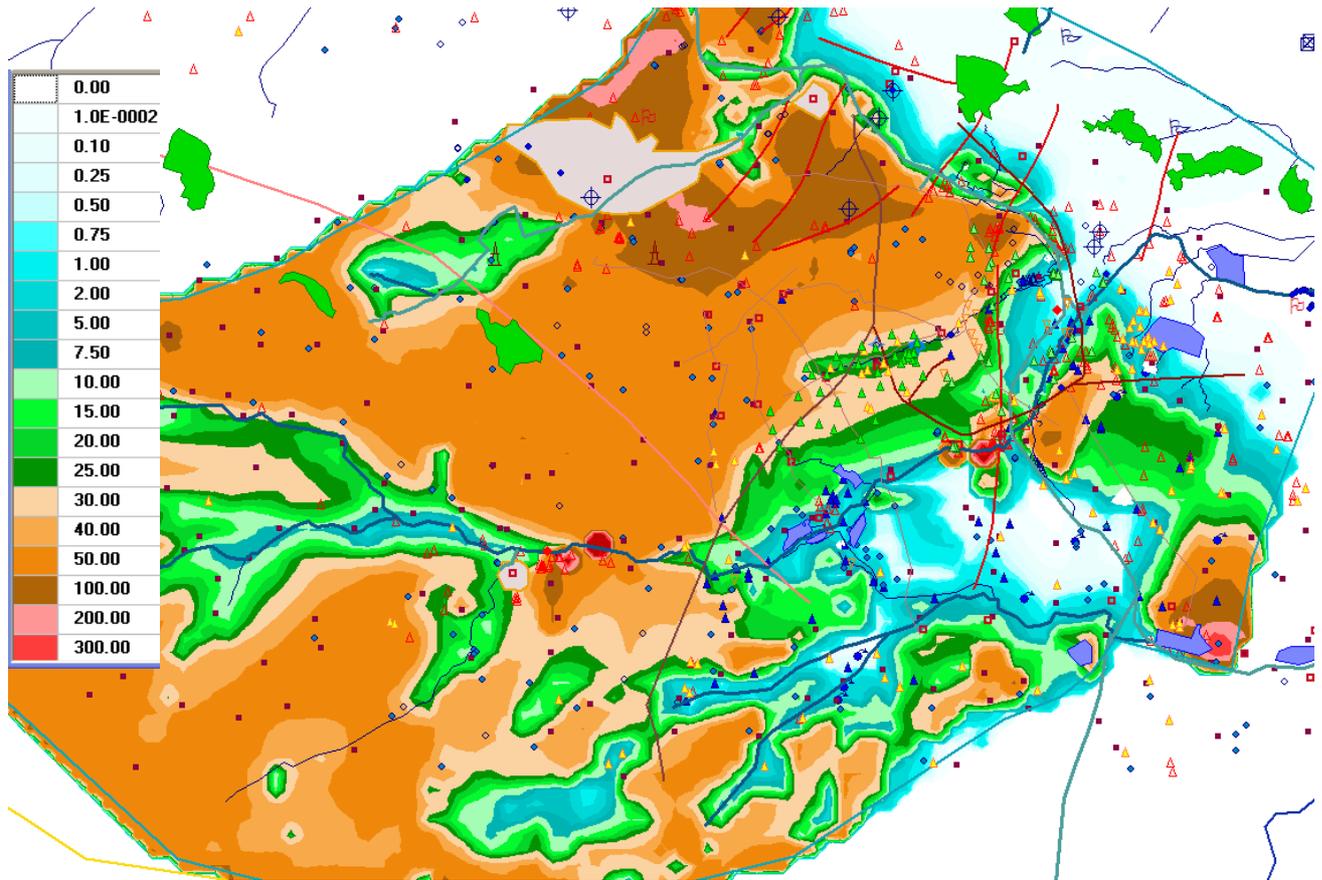
Le modèle en intégré permet de suivre l'évolution de la teneur en nitrates au sein de la nappe de la craie mois par mois (figure 76), sachant que le modèle a été lancé en janvier 1980 avec une nappe de la craie, ayant une concentration en nitrates de 0 mg/l.



**Figure 76 : Concentrations calculées en nitrates en mg/l de la nappe de la craie simulée en janvier 1981 au droit du bassin versant de l'Escrebieux**

La restitution des teneurs en nitrates de la nappe de la craie en janvier 1981 (figure 76) indique que la charge principale en azote provient de l'amont nappe par rapport à la faille de Marqueffles, et du bassin versant de l'Escrebieux. C'est en effet là où on observe les plus fortes teneurs en nitrates dans la nappe.

De plus, les figures 53 et 55 nous montraient que c'était là où le taux de culture était le plus important en 2000, en plus d'une charge en azote due au bétail non négligeable.



**Figure 77 : Concentrations en nitrates en mg/l de la nappe de la craie simulée en février 1988**

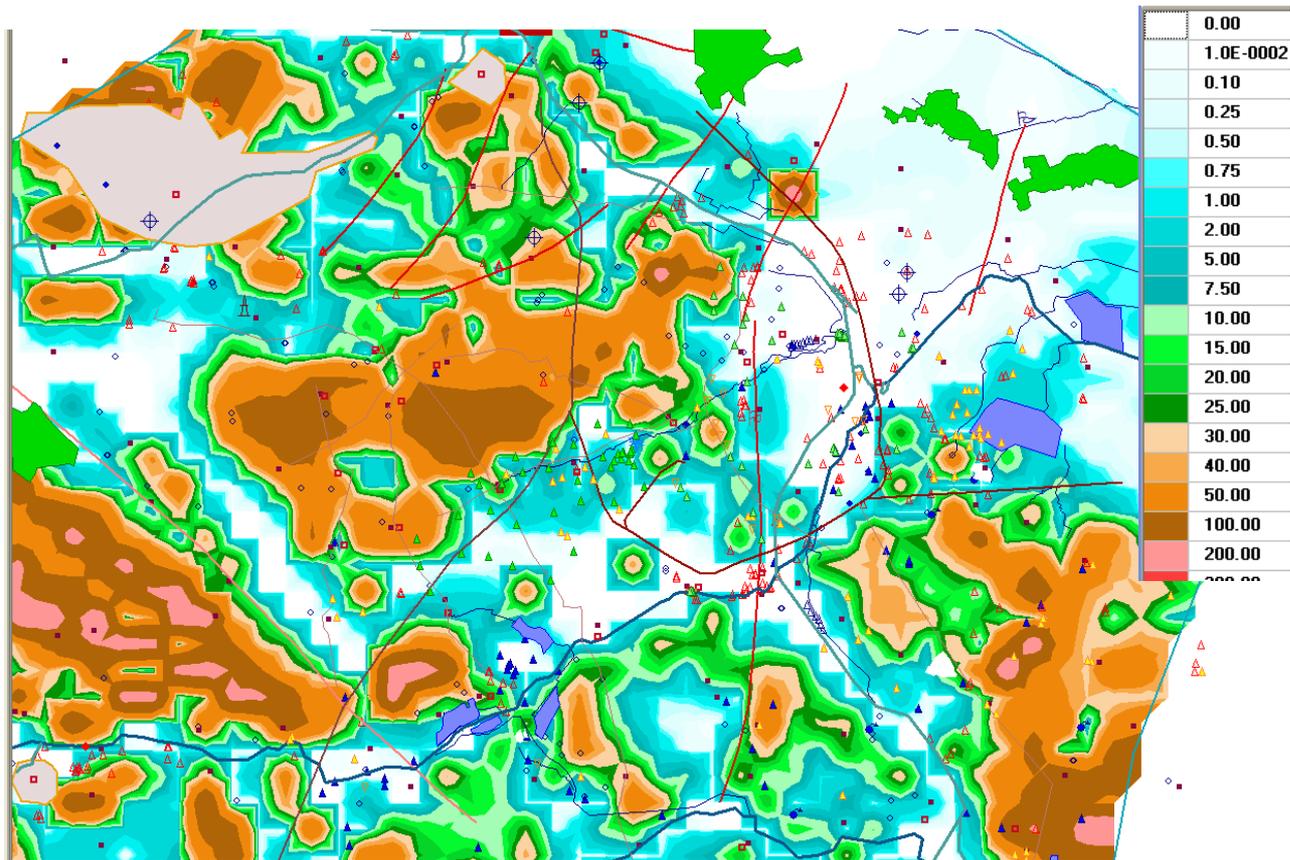
Une restitution des taux de nitrates pour février 1988 est donnée en figure 77. On observe que le modèle donne des résultats plus précis. En effet, une fois que les paramètres du tableau de bord nitrates sont initialisés, le calage s'effectue principalement sur les perméabilités verticales des différentes couches du modèle.

On remarquera, par exemple, sur la figure 77 :

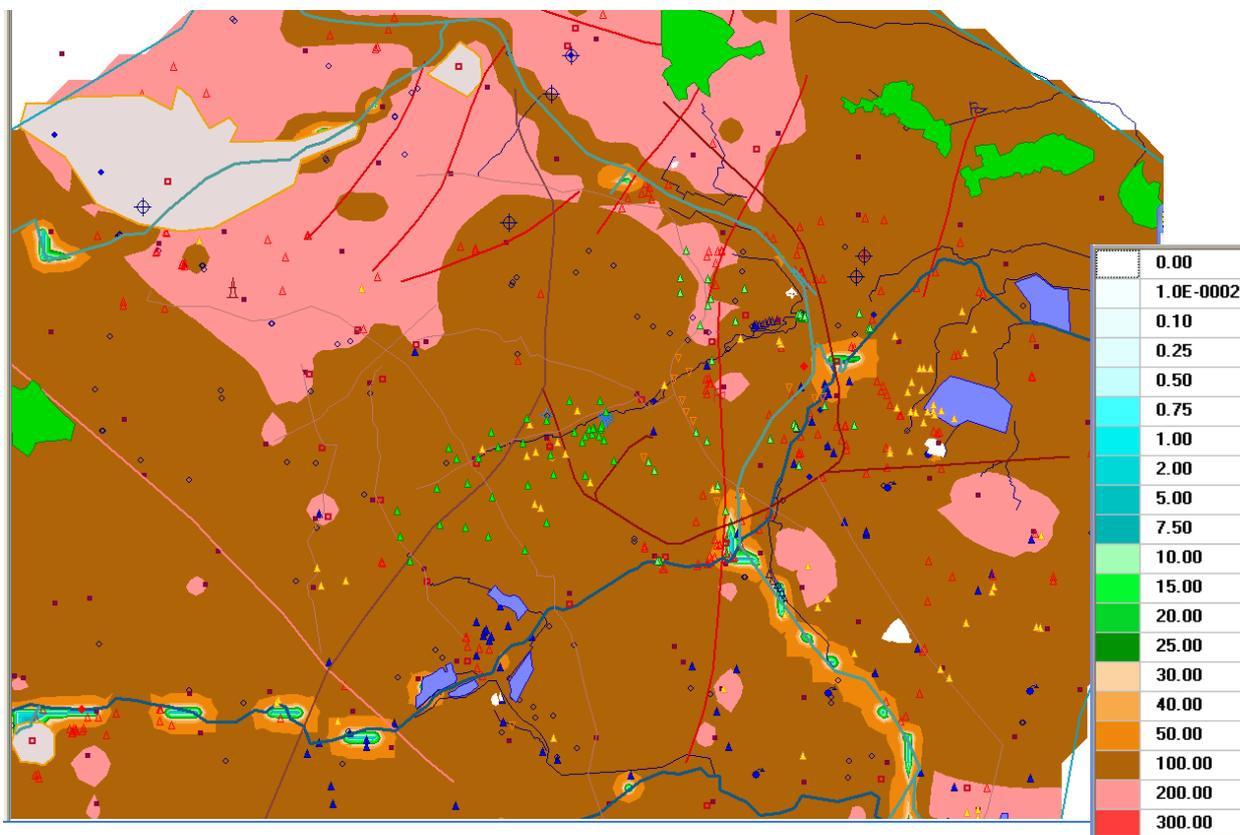
- qu'en amont de la faille de Marqueffles les concentrations en nitrates dans la nappe sont encore trop élevées,
- au droit des champs captants de QUIERY-LA-MOTTE et d'ESQUERCHIN, les teneurs sont trop faibles. L'infiltration au sein de la nappe doit être réduite,

Le calage des perméabilités verticales se fait ainsi couche par couche, en fonction des concentrations observées et calculées en nitrates comparées aux mesures de terrain.

On obtient ainsi les concentrations calculées en nitrates dans les différentes couches représentant la zone non saturée de l'aquifère crayeux. Les figures 78 et 79 rendent compte des teneurs en nitrates dans la couche sol et la couche « limons » pour septembre 2004.



**Figure 78 : Concentration en nitrates en mg/l au sein de la couche 1 (sables, alluvions et limons des plateaux) simulée en septembre 2004**

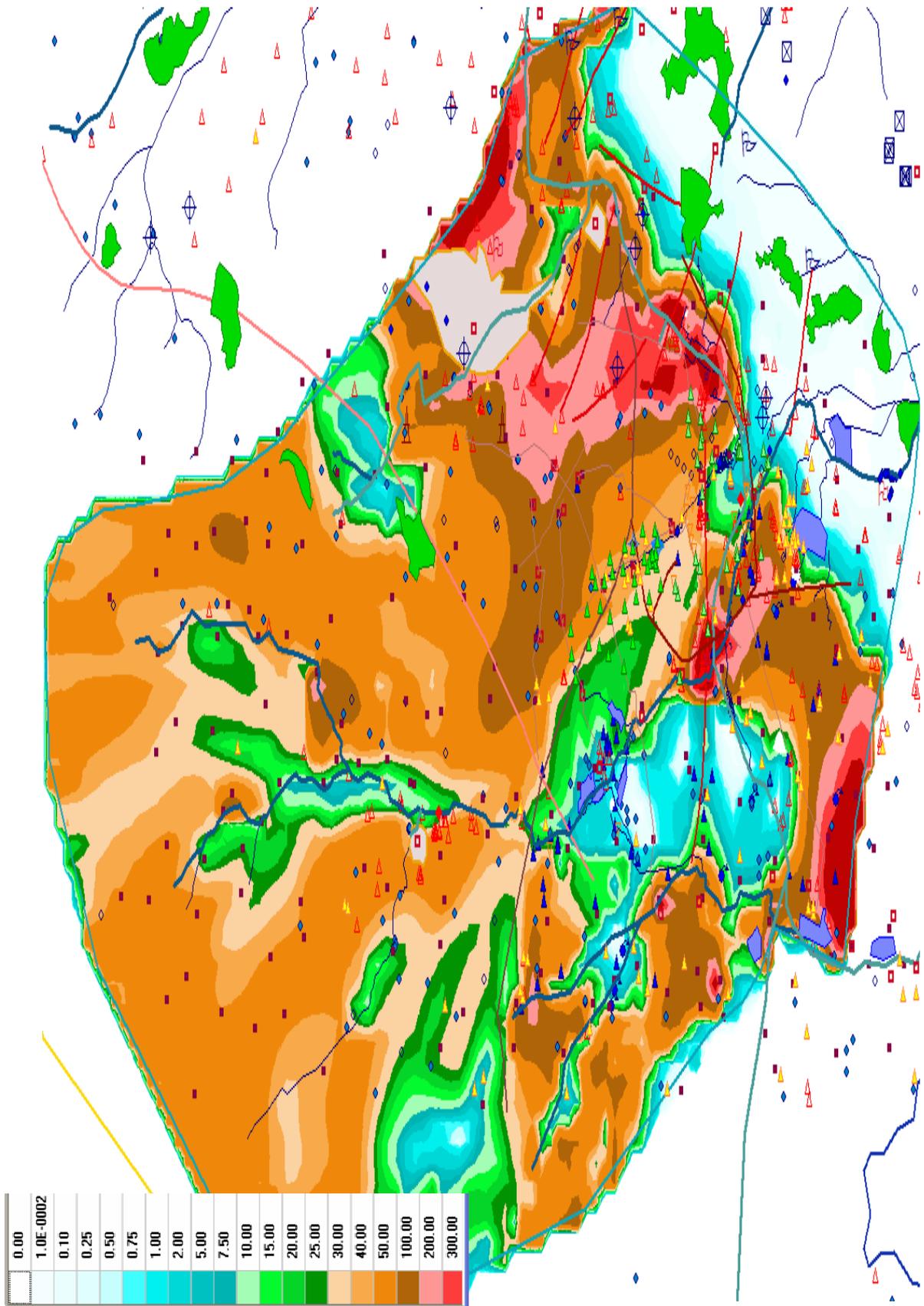


**Figure 79 : Concentration en nitrates en mg/l au niveau du sol, simulée en septembre 2004**

Une fois que ces cartes seront globalement satisfaisantes, nous pourrons affiner le calage en comparant les données calculées aux données mesurées au droit de captages d'eau potable en particulier.

La figure 80 reprend la simulation de la concentration en nitrates de la nappe de la craie en septembre 2004. Les concentrations en amont de la faille de Marqueffles nécessitent encore quelques ajustements. La chute de la piézométrie induit une surconcentration en nitrates de la nappe de la craie localement.

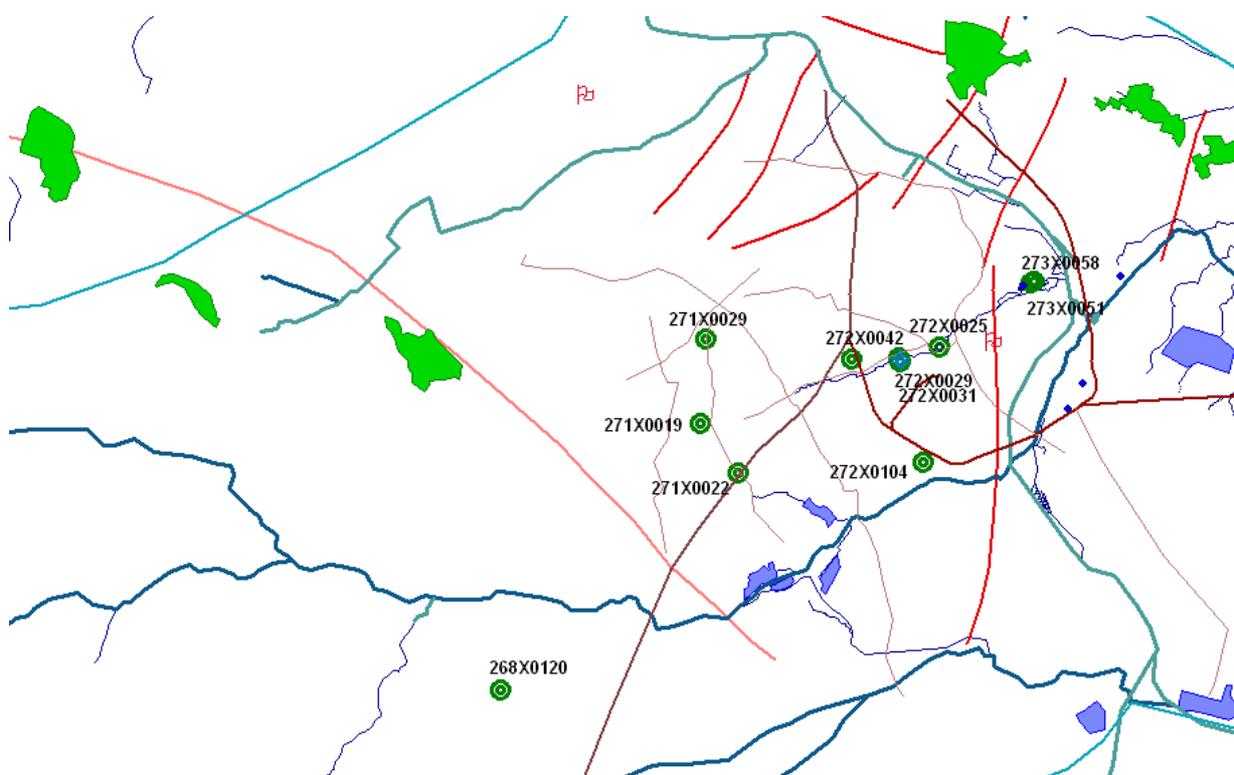
Le phénomène de dénitrification naturelle au sein de la nappe de la craie en aval de la vallée de l'Escrebieux est bien restitué, sous le recouvrement argileux.



**Figure 80 : Concentration en nitrates en mg/l de la nappe de la craie simulée en septembre 2004**

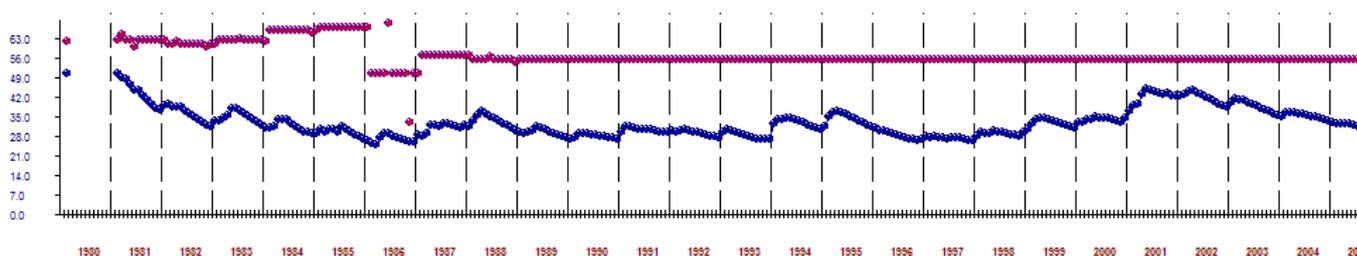
### **3.13.2. VARIATION DE LA TENEUR EN NITRATES DANS UNE MAILLE AU SEIN DE LA NAPPE DE LA CRAIE**

Nous avons la possibilité de suivre l'évolution de la concentration en nitrates simulée par le modèle, au droit de mailles de notre choix. Les figures 82 à 92 en illustrent quelques résultats. Les courbes bleues représentent l'évolution dans le temps de la teneur en nitrates en mg/l dans la nappe de la craie au droit du point d'observation considéré. La localisation de ces différents ouvrages est reportée sur le plan de la figure 81.

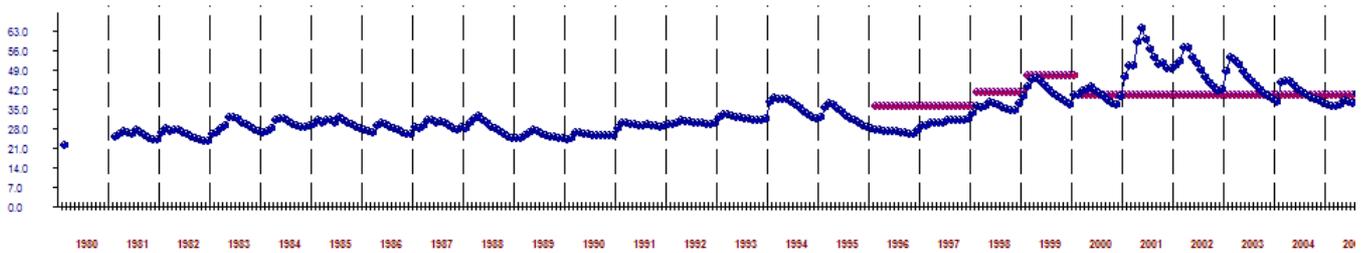


**Figure 81 : Localisation des ouvrages faisant l'objet d'une chronique azoté**

Les points bleus correspondent à la simulation et les points rouges aux mesures de terrain.

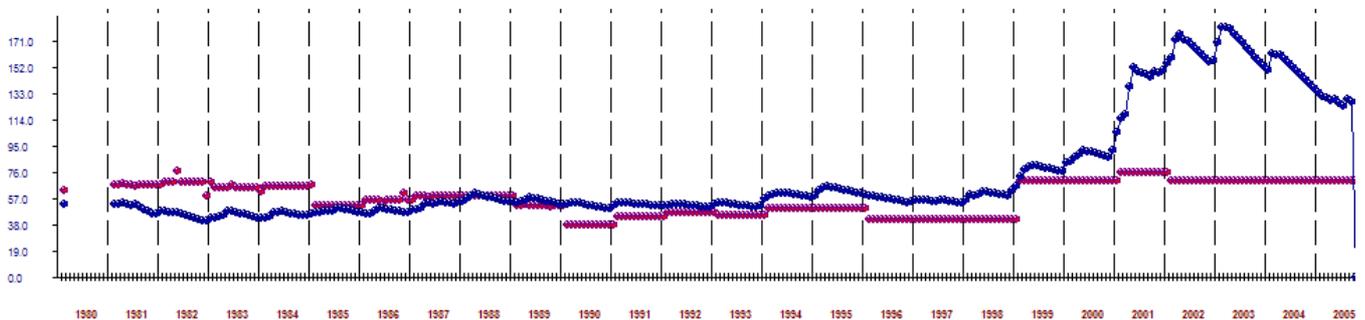


**Figure 82 : Piézomètre 271X0022, FRESNE-LES-MONTAUBAN**



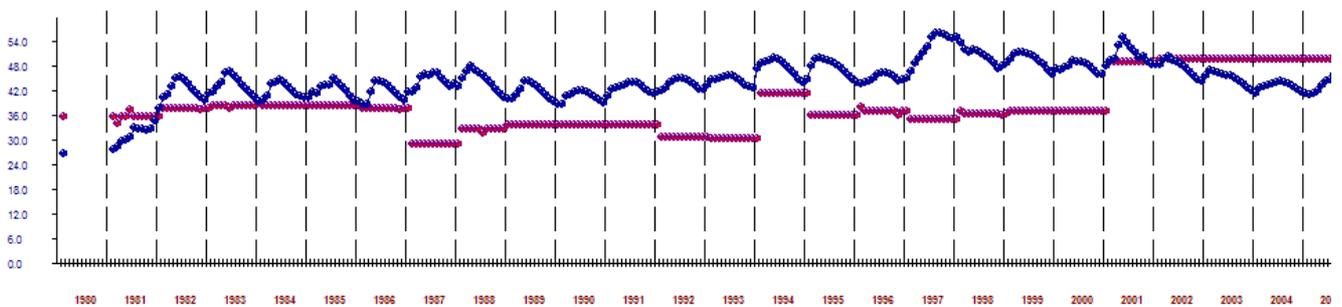
**Figure 83 : Piézomètre 268X0120, TILLOY-LES-MOFALINES**

Les figures 82 à 87 correspondent à des mailles situées à proximité de parcelles agricoles. Les figures 82 à 86 montrent, dans ce secteur, une stabilisation de la minéralisation azotée au sein de la nappe de la craie, mais à plus de 40 mg/l.

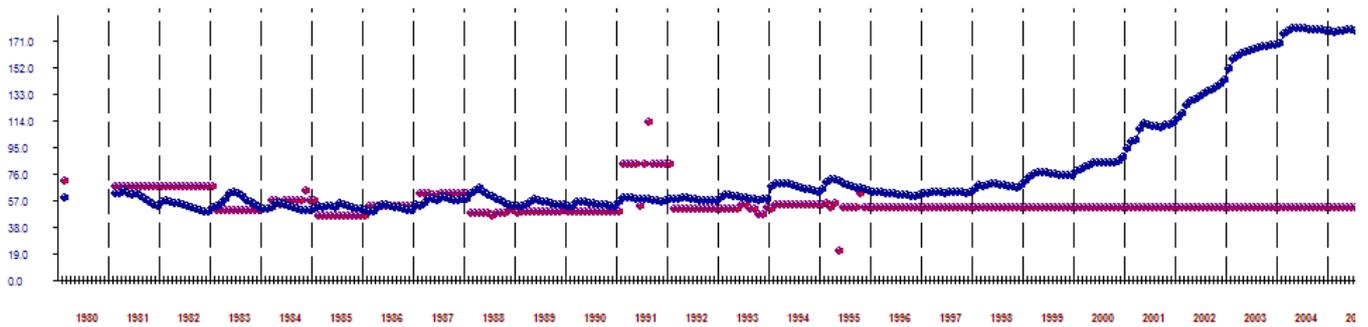


**Figure 84 : Piézomètre 271X0019, NEUVIREUIL**

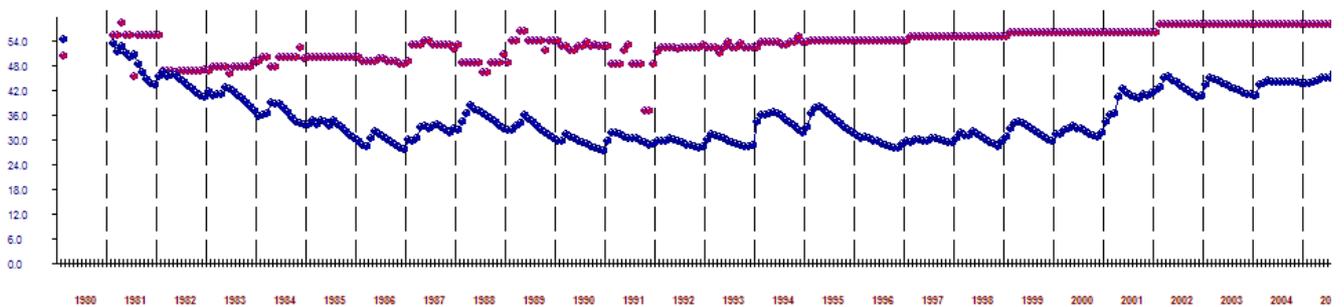
Il faut quelques années au modèle (2 à 4 ans), comme le montre la figure 85, quand on part d'une situation approximative en nitrate au sein de la nappe de la craie, avant d'observer une concentration simulée proche de la réalité de terrain.



**Figure 85 : Maille située au Sud de la vallée de l'Escrebieux au niveau de BREBIERES (272X0104)**



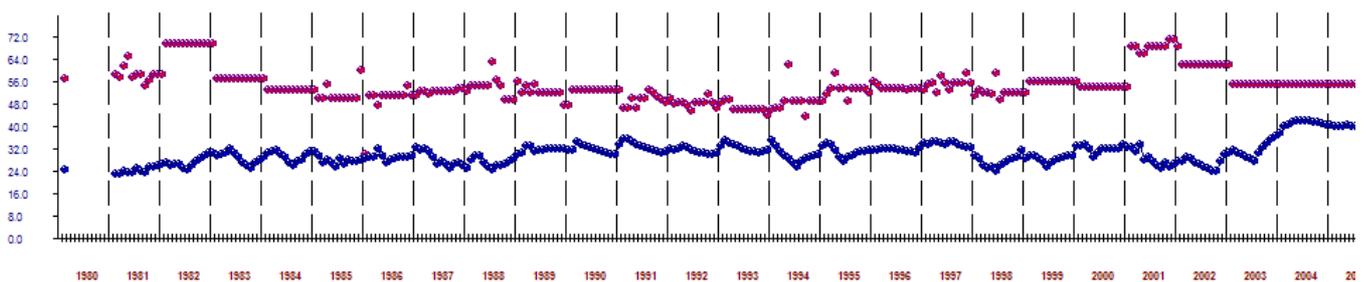
**Figure 86 : Piézomètre 271X0029, BOIS-BERNARD**



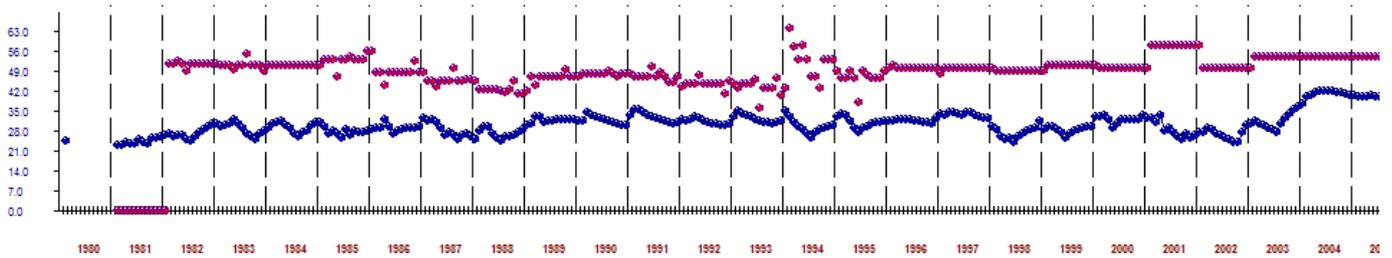
**Figure 87 : Maille située au Nord de la vallée de l'Escrebieux au niveau de QUIERY-LA-MOTTE (272X0042)**

La figure 87 illustre une maille au droit d'une parcelle agricole où l'on constate depuis une croissance régulière de la minéralisation azotée au sein de la nappe de la craie. Au bout de 6 ans, le modèle se stabilise et commence à refléter les observations de terrain.

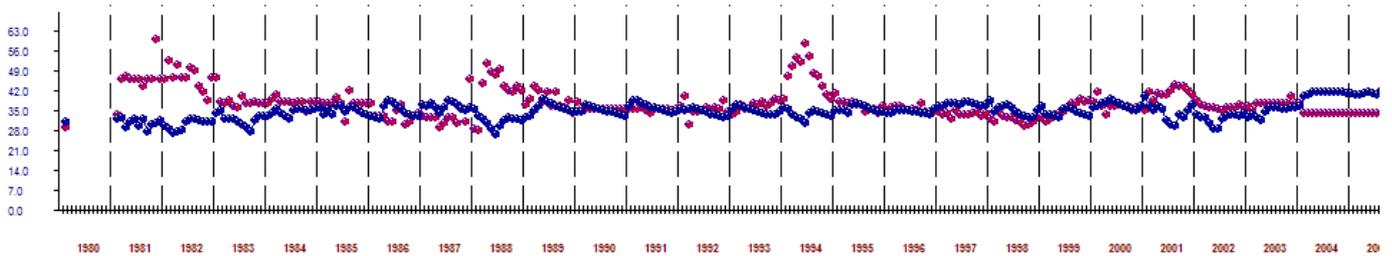
Les figures 88 à 92 correspondent aux champs captants situés dans la vallée de l'Escrebieux. Pour les figures 88 et 89, les teneurs en nitrates sont trop faibles, malgré une tendance générale qui suit la réalité. Les concentrations introduites dans la carte de référence sont trop faibles.



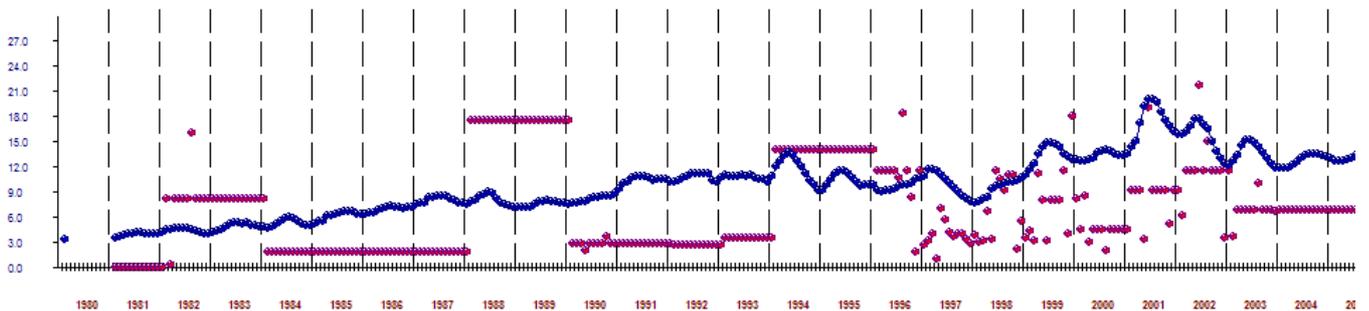
**Figure 88 : Vallée de l'Escrebieux au niveau de QUIERY-LA-MOTTE (272X0029)**



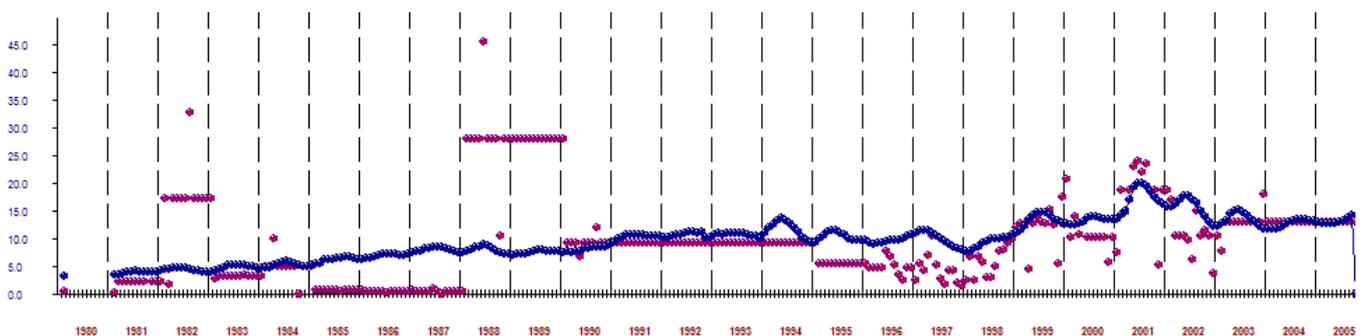
**Figure 89 : Vallée de l'Escrebieux au niveau de QUIERY-LA-MOTTE (272X0031)**



**Figure 90 : Vallée de l'Escrebieux au niveau d'ESQUERCHIN (272X0025)**



**Figure 91 : Vallée de l'Escrebieux au niveau de FLERS-EN-ESCREBIEUX (273X0058)**



**Figure 92 : Vallée de l'Escrebieux au niveau de FLERS-EN-ESCREBIEUX (273X0051)**

L'évolution de la qualité de la nappe de la craie vis-à-vis de la minéralisation azotée que l'on observe au droit de ces différents ouvrages restitue bien la tendance que l'on observe sur le terrain. Ces exemples nous montrent que le module nitrates modélise correctement le cycle de l'azote, même si des ajustements de paramètres, comme la perméabilité verticale, peuvent encore être effectués.

## CONCLUSION

La réalisation de profils azotés au sein de la zone non saturée crayeuse, dans des parcelles agricoles situées au sein d'un même bassin versant, est un moyen simple et rapide de visualiser le stock de nitrates présent dans la zone non saturée crayeuse et susceptible de rejoindre la nappe de la craie. Cette méthode, maintenant répandue permet d'accéder au calcul des vitesses d'avancée des fronts de pollution nitratée. Le calcul des flux de nitrates lessivés sous les parcelles agricoles en fonction des cultures pratiquées par un module « nitrates » couplé à un modèle numérique de simulation hydrodynamique donne à celui-ci une restitution de concentration calculée en nitrates. C'est cette démarche, appliquée au bassin versant souterrain de l'Escrebieux qui a été suivie. Les producteurs d'eau potable, disposent d'un outil de gestion permettant de simuler l'impact des modifications d'aménagements du sol, de façon à pratiquer une prévention durable de la qualité de l'eau en terme de nitrates.

La réalisation de plusieurs profils azotés au droit d'une même parcelle, à quelques années d'intervalle, a permis, à l'aide de l'exploitation des bilans AZOBIL et CORPEN, de déterminer le mode d'écoulement de l'eau et des nitrates au sein de la zone non saturée crayeuse. Ces sondages ayant été effectués après des hivers secs et d'autre extrêmement pluvieux, ont mis en évidence, outre une saturation quasi permanente de la matrice poreuse de la craie (de l'ordre de 20%), l'existence d'un écoulement « lent » (0.8 à 1.0 m/an) principalement par effet piston au sein de la matrice poreuse en période sèche, pouvant être supplanté par un écoulement à travers les fissures trois à quatre fois plus rapide en période pluvieuse (3 à 4 m/an).

On observe ainsi une vitesse minimale et une maximale de l'eau et des nitrates au sein de la zone non saturée crayeuse au droit d'une même parcelle agricole.

La modélisation des flux azotés à l'aide du module « Nitrates » de WATERMODEL nous a permis d'affiner très sensiblement cette approche au droit du bassin versant de l'Escrebieux.

Ce module, élaboré en partie dans le cadre du présent travail, nous permet de simuler au droit d'une maille de notre choix, l'évolution de la minéralisation azotée, associée aux variations piézométriques correspondantes, en considérant la variation du mode d'écoulement de l'eau et donc la migration plus ou moins rapide des flux azotés (effet piston ou écoulement privilégié par les fissures).

On prend également en compte l'apport de nitrates des mailles voisines, en amont nappe de la parcelle considérée, tout ceci en considérant le cycle de l'azote dans son ensemble, sans mise en place de boîte noire, par des équations simples de cinétique du 1<sup>er</sup> ordre. Le paramétrage peut être modifié au droit de chaque couche.

Une fois calé, ce modèle permettra de prévenir la qualité de l'eau au droit d'un captage AEP situé en aval du bassin versant ou d'étudier l'effet d'actions agricoles sur la qualité de l'eau de la nappe de la craie en terme de délais mais aussi de résultats quantitatifs.

L'exploitation de ce modèle au droit du bassin versant de l'Escrebieux nous permet d'évoquer enfin certaines améliorations que l'on pourrait apporter à ce module nitrates :

- La prise en compte d'une base de culture évolutive avec le temps. Le type de culture, le nombre d'hectares, le nombre de bêtes évolue avec le temps, au vu des différents recensements agricoles, mais les pratiques culturales évoluent également. A l'heure actuelle, le module nitrate ne permet pas de faire évoluer ces pratiques.
- De même pour les paramètres du tableau de bord des nitrates, comme la quantité de résidus enfouis, ou le pourcentage de terre nue l'hiver, ... Ces paramètres sont fixés au début de la simulation et ne peuvent pas évoluer dans l'état actuel du modèle.
- La prise en charge de la pollution azotée résultant des collectivités. Aujourd'hui une charge fixe de pollution est déversée au droit de chaque commune en fonction du nombre d'habitants. Pour prendre en compte l'existence d'un réseau d'assainissement dans une commune, le nombre d'habitant de cette commune est mis à zéro dans le fichier du Recensement Général Agricole à partir de la date effective de la mise en fonction du réseau.

## ANNEXES

ANNEXE 1 : LEXIQUE	138
ANNEXE 2 : TABLEAUX DE REFERENCE - METHODE DES BILANS AZOBIL ET CORPEN	141
ANNEXE 3 : WATERMODEL : LOGICIEL DE MODELISATION	145
ANNEXE 4 : L'AZOTE	148
ANNEXE 5 : LES SOURCES ET LES REJETS D'AZOTE	157
ANNEXE 6 : LES DIFFERENTS ENGRAIS	161
ANNEXE 7 : LES BESOINS DES PLANTES	167
ANNEXE 8 : LE SOL	171
ANNEXE 9 : CHIMIE DE LA DENITRIFICATION	179

## ANNEXE 1 : LEXIQUE

<b>Arable</b>	Couche de sol pouvant être labourée à l'aide de la charrue.
<b>Agriculture conventionnelle</b>	Agriculture occidentale moderne recourant à une mécanisation poussée, aux pesticides et engrais chimiques.
<b>Amendement</b>	substance incorporée au sol en vue d'améliorer ses propriétés physiques, les amendements organiques sont aussi des <u>engrais</u> .
<b>Ammonium</b>	ion NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , représente une forme d' <u>azote minéral</u> soluble et facilement assimilable par les plantes.
<b>Anaérobie</b>	processus ou organisme qui nécessite l'absence d'oxygène ; ce qui correspond aux conditions dans un sol gorgé d'eau ou en profondeur
<b>Azote minéral</b>	dans le sol et dans l'eau, on parle d'azote minéral en ce qui concerne les nitrates (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ), les nitrites (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) et l'ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) ; cet azote est directement assimilable par les plantes, il peut être fourni sous forme d'engrais chimique ou résulter de l'activité des organismes du sol ; dans un sol, l'azote minéral représente quelques % de l' <u>azote totale</u> , le reste étant sous forme organique (intégré à la <u>matière organique du sol</u> ).
<b>Azote potentiellement minéralisable</b>	azote organique susceptible, à moyen terme, d'être mis à disposition des plantes par les micro-organismes du sol.
<b>Azote total ou Kjeldahl</b>	azote organique et minéral contenu dans le sol ; on mesure ce paramètre par la digestion de l'azote contenu dans un échantillon de sol, cette méthode brutale donne une valeur globale qui ne représente pas l'azote accessible aux plantes ( <u>azote potentiellement minéralisable</u> + <u>azote minéral</u> ).
<b>AZOBIL</b>	AZOte BILan
<b>Bactéries dénitrifiantes</b>	bactéries qui changent l' <u>azote minéral</u> en azote atmosphérique (N <sub>2</sub> ).
<b>Biomasse</b>	soit il s'agit de la masse d'un ensemble d'organismes vivants (p.e : la biomasse du sol) ; soit on entend par biomasse une production végétale destinée à devenir la matière première d'un processus industriel visant généralement la création de "bio-fuel" ou d'électricité.
<b>C/N</b>	Rapport carbone sur azote, ce rapport est un indicateur fondamental de la dynamique de la <u>matière organique</u> ; le carbone permettant le développement (risque d' <u>immobilisation de l'azote du sol</u> ) des micro-organismes et l'azote étant souvent le facteur limitant du développement des plantes et des bactéries.
<b>C.E.C.</b>	Capacité d'échanges cationiques, mesure de la quantité d'ions positifs qui peuvent se fixer de façon réversible à une <u>argile</u> ou à une molécule d' <u>humus</u> .
<b>Colza</b>	Plantes à graine oléagineuse cultivées pour l'huile ou le fourrage. Nécessite des pesticides
<b>Couche arable</b>	couche superficielle du sol où se mélange des <u>matières organiques</u> , des organismes vivants et des particules minérales, c'est dans cette couche d'approximativement 40 cm de profondeur que la culture est possible et que le sol est vivant

<b>CORPEN</b>	Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates, les phosphates et les produits phytosanitaires provenant des activités agricoles
<b>Engrais</b>	substance apportée au sol en vue de fournir aux plantes les <u>nutriments</u> dont elles ont besoin
<b>Engrais vert</b>	ensemble de plantes, comprenant généralement des graminées et des <u>légumineuses</u> de prairie, semées afin de fertiliser le sol pour la culture suivante ; l'engrais vert est enfoui dans le sol au lieu d'être récolté.
<b>Escourgeon</b>	Variété d'orge hâtive que l'on sème à l'automne à grains qui sont plus petits que ceux de l'orge commune mais néanmoins préférée dans plusieurs pays car plus productif et plus précoce. L'escourgeon est très souvent cultivé comme fourrage vert.
<b>Évapotranspiration</b>	eau consommée par une plante et évaporée au travers des pores de ses feuilles.
<b>Fixation d'azote atmosphérique</b>	l'azote N <sub>2</sub> est le constituant majeur de l'air, toutefois cet azote n'est pas accessible aux plantes, pour le devenir il doit devenir du NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , du NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ou du NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> les seuls êtres vivants capables de réaliser cette "fixation" sont des bactéries, certaines vivent en association avec une plante (rhizobium et légumineuse).
<b>Humification</b>	processus au cours duquel un sol s'enrichit en <u>humus</u> par la transformation (grâce aux micro-organismes) des <u>matières organiques fraîches</u> en humus stable
<b>Humus</b>	Famille de macromolécules aromatiques résultant de l'activité des organismes du sol, ce sont les acides humiques condensés (ou humus) qui donnent à un sol forestier sa couleur brune, ces molécules organiques jouent un rôle important dans la <u>structure du sol</u> , elles servent de liant entre les particules d' <u>argile</u> , elles sont aussi capables de retenir l'eau et les <u>nutriments</u>
<b>Immobilisation</b>	lorsque, stimulés par un apport excessif en carbone facilement assimilable, les micro-organismes du sol prolifèrent, ils risquent de consommer tout l'azote disponible ; l'azote "immobilisé" dans les cellules bactériennes est alors hors de portée des plantes pour un temps
<b>Labile</b>	Contraire de stable, fixe.
<b>Légumineuse</b>	famille de plantes comprenant les haricots, les pois, le trèfle ; ces plantes ont la caractéristique de s'associer à des bactéries (rhizobium) fixatrices d'azote atmosphérique qui vivent dans les racines de la plante
<b>Lessivage</b>	perte de <u>nutriments</u> emportés par les eaux d'infiltration, ils se retrouvent dans les nappes phréatiques et puis dans les cours d'eaux et peuvent générer des pollutions importantes (eutrophisation, perte de potabilité). Terme utilisé couramment à la place de lixiviation.
<b>Limons</b>	particules minérales de taille comprise entre 2 et 50 microns (10 <sup>-6</sup> m) ; les sols limoneux sont généralement fertiles et propices aux cultures
<b>Lisiers</b>	excréments d'animaux (cochons, bovidés, poules) résultant de l'élevage industriel, ces matières sont mélangées à de l'eau de lavage mais pas à de la paille (fumier)
<b>Litière forestière</b>	couche superficielle d'un sol forestier, composé de feuilles (ou aiguilles) et de brindilles en décomposition

<b>Matière organique</b>	compost, cadavres de petits animaux, excréments, plantes mortes, résultat de l'activité des organismes du sol ; ces molécules originaires du vivant jouent un rôle fondamental dans la <u>structure</u> et la vie du sol, le taux de matière organique représente quelques % (0.5 à 10% en général) de la masse du sol
<b>Minéralisation</b>	Libération d'ammoniac puis de nitrates par la matière organique lors de sa décomposition. Processus au cours duquel les organismes du sol consomment le carbone des <u>matières organiques</u> mortes et libèrent par la même occasion les <u>nutriments</u> dans la solution du sol ; on parle de dogme de la minéralisation pour qualifier la thèse fortement remise en cause qui affirme que le seul moyen pour les plantes de réabsorber les nutriments contenus dans la matière organique morte est la minéralisation de celle-ci par les micro-organismes.
<b>NPK</b>	<u>engrais</u> chimique classique, composé de N (azote minéral), P (phosphore), K (potassium).
<b>Pois protéagineux</b>	Plante fourragère. Pois gris d'hiver, de printemps, pisaille (pois dur pour les pigeons)
<b>ppm</b>	unité de mesure de concentration : une part par million - un mg/kg
<b>Ray Grass</b>	Plante vivace de la famille des graminacées souvent employée pour la création des prairies temporaires. Il en existe deux sortes : italien et anglais, ce dernier servant de pelouse
<b>Résidu</b>	terme générique pour parler des résidus de culture, retournements de prairie permanente ou temporaire, des déchets animaux ou organiques, fumiers, lisiers, boues et épandages, à cinétique s'étendant sur quelques semaines à quelques mois.
<b>Riparien</b>	Relatif aux rives. Anglais : riparian.
<b>Rotation de cultures</b>	afin de ne pas épuiser le sol et de limiter les maladies, on ne plante généralement pas chaque année la même chose au même endroit ; la succession de culture qui en résulte est appelée "rotation".
<b>SICG</b>	Système d'information chrono-géographique
<b>SIG</b>	Système d'information géographique
<b>Volatilisation</b>	perte d'azote par évaporation d'ammoniaque (NH <sub>3</sub> ) dans l'atmosphère

### Sources

[users.skynet.be/BRFinfo/racines/lexique/Lexique.html](http://users.skynet.be/BRFinfo/racines/lexique/Lexique.html)  
[www.itab.asso.fr](http://www.itab.asso.fr)

**ANNEXE 2 : TABLEAUX DE REFERENCE - METHODE DES BILANS AZOBIL ET CORPEN**

Dans cette annexe, est regroupé l'ensemble des tableaux nécessaires au calcul des bilans AZOBIL et CORPEN.

<b>Culture</b>	<b>Temps d'occupation du sol (tos)</b>	<b>Taux d'enracinement par rapport à 90 cm (te)</b>	<b>Besoin en azote (b)</b>
blé	0,5	1	3 kg N/qx
orge	0,5	0,66	2,2 kg N/qx
escourgeon	0,4	1	2,4 kg N/qx
colza	0,4	1	6,5 kg N/qx
betterave sucrière	1	1	220 kg N/ha
endive	0,9	0,66	110 kg N/ha
maïs fourrage	0,7	0,5	14 kg N/tMS
pomme de terre cons.	0,7	0,5	235 kg N/ha
pomme de terre plant	0,5	0,5	160 kg N/ha
pois protéagineux	0,3	0,66	0
pois conserve	0,3	0,5	0
haricot	0,3	0,5	170 kg N/ha
oignon	0,5	0,5	160 kg N/ha
épinard	0,3	0,5	250 kg N/ha
oseille	0,3	0,5	250 kg N/ha
jachère	0,3	0,17	0

**Figure 93 : Temps d'occupation du sol, taux d'enracinement (AZOBIL) et besoins (INRA) de la culture en place**

Précédent	kg N/ha (r)
céréales pailles enfouies sans azote	-20
céréales pailles enlevées	0
maïs fourrage	0
oignon	0
endive	10
colza	20
betterave vert enfouis	20
pomme de terre	20
pois protéagineux	20
épinard	20
oseille	20
jachère	20
haricot	40
pois conserve	40

Engrais vert	kg N/ha (ev)
seigle	20
radis	30
moutarde	30
phacélie	20

Arrière-effet d'un retournement de prairie	
temps écoulé depuis le retournement	prairie de + de 10 ans kg N/ha (p)
< 1 an	40
1 an	140
2 ans	100
3 à 5 ans	60
6 à 10 ans	20
10 à 15 ans	10

**Figure 94 : Fourniture en azote par le précédent, les engrais verts et le retournement de prairie (ITCF et AZOBIL).**

Amendement	N total	N minéral disponible la première année (ed)
fumier bovin	5,5 kg N/t	0,8 kg N/t
fumier poule	20 kg N/t	10 kg N/t
compost urbain	1 kg N/t	0,5 kg N/t
boue chaulée	120 kg N	50 kg N
vinasses	30 kg N/t	20 kg N/t
écumes	0,8 kg N/t	0,8 kg N/t

**Figure 95 : Effets directs (ed) des amendements organiques (INRA et AZOBIL).**

Apport de fumier bovin	
Année	Taux de minéralisation %
n	15
n+1	30
n+2	20
n+3	20
n+4	10
n+5	5

**Figure 96 : Effet direct et arrières-effets (ae) des apports de fumier bovin en % de la fraction totale (Ziegler, 1987)**

Amendement	Année	Arrière-effet (ae)
fumier poule	n+1	3 kg N/t
	n+2	3 kg N/t
compost urbain	n+1	0,25 kg N/t
	n+2	0,25 kg N/t
boue chaulée	n+1	23 kg N
	n+2	23 kg N
vinasses	n+1	2 kg N/t
	n+2	2 kg N/t

**Figure 97 : Durée et arrières-effets (ae) des amendements organiques (conseiller agricole CA59).**

Profondeur d'enracinement	Reliquat d'azote minéral dans le sol (Rf) kg N/ha
0-30 cm	15
30-60 cm	25
60-90 cm	30

**Figure 98 : Azote restant dans le sol après récolte (Rf) (INRA et AZOBIL).**

Culture	Exportation (e)	Exportation (e)	Culture	Exportation (e)
	grain	grain + paille	maïs ensilage	12,5 kg N/tMS
blé	1,9 kg N/qx grain	2,5 kg N/qx grain	pomme de terre	3,5 kg N/t
orge	1,5 kg N/qx grain	2,1 kg N/qx grain	oignon	2 kg N/t
escourgeon	1,8 kg N/qx grain	2,4 kg N/qx grain	épinard, oseille	5 kg N/t
seigle	1,4 kg N/qx grain	2 kg N/qx grain	endive	2,5 kg N/t
colza	3,5 kg N/qx grain	7 kg N/qx grain	haricot	3,4 kg N/t
	grain	grain + fanes	betterave sucrière	2 kg N/t
pois conserve	3,6 kg N/qx grain	5 kg N/qx grain		
pois protéagineux	3,6 kg N/qx grain	5 kg N/qx grain		

**Figure 99 : Exportation (e) par type de culture (CORPEN).**

## ANNEXE 3 : WATERMODEL : LOGICIEL DE MODELISATION

**Watermodel** est composé de plusieurs modules :

- GeoSig**, le système d'information géographique, permet de créer, mettre à jour, afficher, imprimer les cartes du modèle. Les cartes du modèle sont constituées d'objets hydrauliques, tels que l'océan, les rivières, les lacs, les pompes, de points de mesure, des valeurs mesurées, des objets géographiques sans fonction hydraulique. Watermodel importe directement les cartes shp d'ArcView, format d'exportation d'Arcinfo et dispose de modules d'importation d'Autocad et Atlas Gis.
- Histos** gère les bases de données historiques de la météorologie, de l'hydrologie, des prélèvements, de la piézométrie et de la chimie.
- Mailleur** est Quadtree, c'est à dire qu'il permet de découper un maillage régulier en quatre autant de fois que nécessaire pour étudier avec la finesse voulue un problème local tout en assurant la cohérence du bilan sur l'ensemble. Le système étant géoréférencé, un nouveau maillage est construit et le modèle régénéré en quelques minutes. Mailleur est complété par le **Générateur** qui convertit les cartes du Système d'information chronogéographique en fichiers modèle.
- Simulateur** calcule les écoulements en eau douce et en eau salée en trois dimensions, en permanent et en transitoire, ainsi que les pollutions chimiques conservatives ou non, avec ou sans effet de densité, avec ou sans rétention matricielle ou superficielle, avec ou sans reprise évaporatoire.

Watermodel fonctionne en intégré eau de surface - eau souterraine - non saturé, indispensable pour une bonne représentation du fonctionnement de la craie, des sources, des résurgences et des pertes en se basant sur la seule structure du milieu et sur les apports et prélèvements réels mesurés sur les captages et par la météorologie.

Le Simulateur est doté de plusieurs outils d'exploration et de contrôle.

- Dispatch** affiche en permanence la pluie brute et nette sur chaque station météo, la piézométrie et le prélèvement de chaque forage ainsi que la piézométrie et les concentrations sur chaque piézomètre. Lorsque le modèle fonctionne en intégré eau de surface / eau souterraine, le débit des rivières est affiché sur chaque limnigraphe et le ruissellement cartographié. Il peut être intéressant de suivre un paramètre en un point où il n'existe pas de mesure : dans ce cas il suffit d'y placer un point de mesure.
- Bilan** calcule le bilan global et le bilan par nappes, aquifère par aquifère, sur l'ensemble du territoire ou sur une zone.
- Auditeur** est l'outil d'inspection des couches permettant de contrôler en tout point à tout moment toutes les variables et tous les paramètres ainsi que les flux dans les différentes directions.
- Visionneur** permet d'afficher, de construire, d'imprimer les cartes des paramètres ou de toute grandeur spatiale sur une ou plusieurs couches.

Le simulateur affiche automatiquement la carte active à chaque pas de temps et peut stocker l'image correspondante pour une présentation animée à l'aide de **Films**.

### **Le système hydraulique intégré**

La pluie s'infiltré rarement là où elle tombe : à la faveur du ruissellement elle rejoint les terrains les plus perméables. Le milieu hydraulique ne se limite pas à l'eau souterraine : l'eau de surface, le ruissellement, les cours d'eau et la frange de sol non saturé font partie intégrante du cycle de l'eau et de l'azote.

Les circulations de nitrates dans le sol ne peuvent pas être traitées en s'occupant seulement de l'eau de surface, seulement du sol non saturé ou encore seulement des eaux souterraines car les trois milieux interagissent entre eux.

En outre, la prise en compte simultanée des flux d'eau de toute nature facilite le contrôle des bilans, facilitant le travail d'ajustement des modèles.

Traditionnellement, le cycle de l'azote est lié à celui du carbone, du phosphore et du potassium, c'est-à-dire à celui de la matière organique. De même, le cycle de l'azote est lié intimement au cycle de l'eau. Les écoulements superficiels et souterrains sont indissociables et sont modélisés ensemble en intégré multicouches. Les écoulements dans la frange de sol superficielle sont donc détaillés par strates correspondant aux profondeurs courantes des racines.

Le Bilan considère l'azote globalement sans distinguer les formes qu'il prend tout au long du cycle. Les mécanismes régissant le cycle de l'azote, sont nombreux et complexes : fixation, volatilisation, nitrification, minéralisation, organisation, dénitrification, absorption, lessivage, pratiques agricoles. Le modèle va donc par force être également multi-composant. C'est par définition un modèle intégré.

Pour modéliser les nitrates, nous allons donc travailler dans un système d'information géographique, avec affichage permanent, en mode intégré sol - eau de surface - eau souterraine et multi-composants.

L'azote se présente dans le sol sous deux formes : organique, lié au carbone et au phosphore pour constituer la matière organique vivante ou en cours de décomposition et inorganique, essentiellement nitrates et ammoniacale qui sont les deux formes stables.

Le cycle de l'azote commence par la fixation de l'azote atmosphérique sur les racines des plantes mais aussi par les microorganismes, bactéries et champignons de l'humus, ensemble actif appelé Biomasse. La Biomasse transforme les résidus de culture en azote minéral et en colloïdes constitutifs de l'humus. La vitesse d'action de la Biomasse est relativement rapide, elle représente quelques jours ou quelques semaines. La Biomasse assimile également les composants carbonés et azotés issus des différentes décompositions pour reconstituer de la matière organique.

Les formes minérales solubles de l'azote, nitraté et ammoniacale, sont les seules formes sous lesquelles la matière organique est capable d'absorber l'azote pour créer, avec du carbone, de la matière organique, notamment des protéines.

Comme la Biomasse, l'humus se décompose lentement pour fournir, par minéralisation, de l'ammoniac et du gaz carbonique. La Biomasse reconstitue l'humus par humification d'une partie des résidus divers que sont les pailles, les résidus de culture, les retournements de prairie ou de culture d'hiver, les engrais.

L'humus est souvent découpé en deux volets, l'un actif, l'humus labile, évoluant au rythme des saisons, l'autre, l'humus stable, évoluant très lentement sur des dizaines d'années. Les quatre volets azotés du sol sont donc la Biomasse, l'humus labile, l'humus stable et l'azote minéral.

A ces volets, s'associent les cultures et leurs résidus, ainsi que les engrais verts. Entre ces différents volets, les échanges sont régis par l'organisation de l'azote minéral en azote organique ou en minéralisation de la matière organique décomposée en formes minérales.

L'ammoniac des produits décomposés et des engrais ammoniés part à l'atmosphère. L'ammoniaque résidente dans le sol s'oxyde progressivement en nitrites instables puis en nitrates stables.

En règle générale, la minéralisation est simplement liée à la masse de matière organique présente dans le sol, de l'ordre de 1 % à 6 % selon son histoire agronomique. Accessoirement, elle peut être rapportée à la masse totale de l'azote, à l'azote labile, à la biomasse, à la semaine, à l'année.

Nous avons retenu ici le modèle de Stanford et Smith qui passe par l'estimation d'un potentiel d'azote minéralisable et distingue les conditions du milieu : selon que l'on a plus ou moins d'azote par rapport au carbone non fixé par la matière organique, la transformation principale est la réorganisation de l'azote minéral en azote organique ou au contraire la dégradation de l'azote organique en azote minéral soluble extrait par les plantes et entraîné par la pluie vers les nappes et les rivières.

Pourquoi focaliser l'étude sur les processus d'évolution de l'humus ? En fait, si l'on observe l'évolution des sols sur une longue période, on constate que la terre dans laquelle on fait traditionnellement pousser du blé recèle, du fait de la culture intensive, moins de 2 % de matière organique alors qu'elle en possédait le double à l'origine, ce qui signifie que la reconstitution de l'histoire de l'azote dans le sol, préalable à toute prospective, implique d'examiner, au moins en ordre de grandeur, l'appauvrissement de l'humus.

Ce contrôle par bilan est d'autant plus indispensable que toute estimation rapide des apports d'azote à partir des superficies utilisées aux différentes formes de végétation ou de culture doit être soigneusement contrôlée par les ventes effectives : l'erreur constatée est en effet de l'ordre de 50 %. Elle est d'autant plus importante que la mise en place des nouvelles pratiques agricoles associées à la culture intensive a été progressive de 1950 –1960 à 1985-1990, période au cours de laquelle les emplois d'engrais ont commencé à décroître.

L'évolution future, en Europe, est marquée par le Gel Pac<sup>5</sup> et l'application de plus en plus sérieuse des techniques évitant d'exposer à la dissolution par la pluie les nitrates : enfouissement des pailles et des résidus de culture, cultures d'intersaison pour couvrir le sol et piéger les nitrates, jachère et retournement des prairies, engrais verts, fractionnement des apports d'engrais, rotations, assolements, estimation de plus en plus fine des besoins réels de la plante en fonction du sol, de la période et des cultures précédentes, Fertimieux.

Ces pratiques ont pour but de réduire les concentrations de nitrates dans les cours d'eau et dans les nappes. L'objectif de protéger simultanément les eaux souterraines et les eaux superficielles est logique puisqu'en étiage l'eau de rivière est de l'eau de nappe drainée et qu'en hautes eaux, les rivières rechargent les nappes.

---

<sup>5</sup> Consistant à ne pas cultiver

## ANNEXE 4 : L'AZOTE

L'azote est présent dans les rivières et les nappes sous la forme d'ammoniaque  $\text{NH}_3$  et d'ions en solution. Il s'agit du cation ammonium  $\text{NH}_4^+$ , et des anions nitrate  $\text{NO}_3^-$ , et nitrite  $\text{NO}_2^-$ .

En règle générale, les concentrations en nitrites sont les plus faibles. En effet, il s'agit d'une forme intermédiaire créée lors des processus de transformation des deux autres. Dans les rivières, les concentrations en nitrites moyennes varient entre 0.1 et 1 mg/l, avec des maxima pouvant dépasser 2 mg/l et des minima en dessous de 0.01 mg /l.

Vient ensuite l'ammoniaque. On regroupe généralement sous ce terme les formes ionisée  $\text{NH}_4^+$  et neutre  $\text{NH}_3$ . Nous verrons plus loin que l'équilibre entre ces deux espèces dépend principalement du pH. Les teneurs dans une eau brute destinée à la consommation ne doivent pas dépasser 4 mg/l. Dans une eau superficielle de qualité moyenne, elles se situent aux alentours de 1 ou 2 mg/l.

Une part importante de l'ammoniaque des rivières est due aux rejets de stations d'épuration.

Pour ce qui est des nitrates, la société en produit de plus en plus, qu'ils soient d'origine urbaine, agricole ou industrielle. Leur concentration dans les eaux, recevant des effluents, est donc constamment en hausse depuis plus de vingt ans. Au-delà de 50 mg/l, l'eau est considérée comme impropre à la consommation.

Enfin, chaque maillon de l'écosystème, végétal et animal, consomme et rejette de l'azote. Une partie est également fixée dans leurs tissus, qui sera libérée après leur mort, pendant la décomposition. Aussi, dans une rivière, une certaine quantité d'azote d'origine organique est naturellement présente. En particulier, les vases et sédiments en accumulent une bonne part, issue des cycles biologiques du système de la rivière aussi bien que des effluents de stations d'épuration.

Les produits azotés et les formes ioniques présents dans les eaux de la nappe, des rivières et des fleuves interagissent. En premier lieu, nous allons faire un rapide aperçu de la simple biodégradation, afin de comprendre comment l'on passe d'une charge de matière organique à de l'ammoniaque.

Les équations présentées dans ce chapitre permettent d'estimer les quantités de produits libérées dans le cas de réactions dites totales, dans des conditions de formation optimales. Bien évidemment, les conditions rencontrées dans la nature ne permettent pas des réactions ainsi optimisées.

### **3.13.3. IONISATION**

Dans l'eau, les espèces sont ionisées. En particulier, l'ammoniaque à l'état neutre  $\text{NH}_3$  est en équilibre avec l'état cation  $\text{NH}_4^+$  selon :



Cette réaction dépend du pH. Un milieu alcalin favorise la présence de formes aqueuses de  $\text{NH}_3$  en solution, tandis que sous des pH neutres ou acides, l'azote ammoniacal est prédominant sous la forme ionique.

La réaction d'équilibre peut être écrite sous la forme :

$$[\text{NH}_4^+] [\text{OH}^-] / [\text{NH}_3(\text{aq})] = k_1$$

où  $k_1$  est la constante d'ionisation, égale à  $1.82 \cdot 10^{-5}$  à 25 °C, sachant que la constante d'équilibre entre les formes ioniques de l'eau peut s'écrire :

$$[\text{OH}^-] [\text{H}_3\text{O}^+] = k_e$$

où  $k_e$  est la constante ionique de l'eau égale à  $10^{-14}$ . En couplant les équations nous obtenons une relation directe entre les concentrations en ammoniaque, ammonium, et le pH :

$$[\text{NH}_4^+] / [\text{NH}_3(\text{aq})] = 10^{-\text{pH}} k_1 / k_e$$

### **3.13.4. BIODEGRADATION**

La matière organique est dégradée par l'activité bactérienne du milieu. Pour évaluer l'ampleur de ce phénomène, on fait appel à la notion de DBO ou demande biologique en oxygène. En pratique, la  $\text{DBO}_5$  est mesurée en maintenant dans l'obscurité, pendant 5 jours et à 20 °C, une solution saturée en oxygène comportant un échantillon d'eau prélevé.

Les équations présentées dans ce paragraphe permettent d'estimer les quantités de produits libérées dans le cas de réactions dites totales, *i.e.* dans des conditions de formation optimales alors que les conditions rencontrées dans la nature ne permettent pas des réactions aussi complètes.

La DBO ultime est estimée à partir de la  $\text{DBO}_5$  selon la relation suivante :

$$\text{DBO} = (0.03 T + 0.87) \text{DBO}_5$$

où T représente la température en degrés Celsius. Soit R le rapport entre l'oxygène consommé par la dégradation des composés carbonés, *i.e.* 5 mg/l, et l'oxygène consommé par la dégradation des composés azotés, *i.e.* 12,5 mg/l, nous avons :

$$R = 12,5 / 5 = 2,5$$

Ensuite, la dégradation d'un mg d'ammoniaque  $\text{NH}_4^+$  nécessite 3,56 mg d'oxygène. Nous pouvons donc écrire la relation suivante liant la matière organique consommée  $\text{MO}_c$ , l'oxygène  $\text{O}_2$  consommé et la formation d'ammoniaque résultante selon :

$$[\text{NH}_4^+] = (2,5 / 3,56) \times (\text{MO}_c - A)$$

où **A** représente la quantité d'oxygène consommé. A cette dégradation d'ammoniaque correspond une apparition de nitrates dans les proportions suivantes :

$$[\text{NO}_3^-] = (62 / 18) \times ([\text{O}_2] - [\text{NH}_4^+]_t)$$

La consommation d'un mg/l d'ammoniaque amènera donc la formation de 3,44 mg/l de nitrates.

### **3.13.5. MINERALISATION**

On appelle minéralisation le passage de l'azote organique sous forme de nitrates. Les réactions intermédiaires de ce processus sont l'ammonification ou passage de l'azote organique en ammoniaque, et son complément la nitrification, elle-même subdivisée en nitritation et nitratisation.

L'ammonification correspond donc au passage de l'azote organique à l'azote ammoniacal. En règle générale, les micro-organismes préfèrent assimiler l'azote sous forme ammoniacale plutôt que nitrique. De grandes quantités d'azote organique sont nécessaires à cette assimilation, qui libère par ailleurs des produits carbonés.

C'est à ce niveau qu'une différenciation entre DBO carbonée et azotée est donc appréciable. L'ensemble du processus se déroule selon le principe de biodégradation exposé plus haut.

La nitrification est la transformation d'azote ammoniacal en azote nitrique. Ce processus s'accomplit en deux étapes :

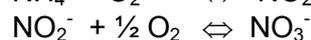
#### **3.13.5.1. Nitritation**

ou passage de l'azote ammoniacal en nitrites. Les nitrites ne constituent pas des éléments stables, et ne sont présents qu'en faible quantité.

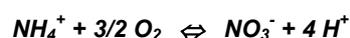
#### **3.13.5.2. Nitratisation**

Dernier maillon de la chaîne de minéralisation, la nitratisation concerne la transformation des formes nitrites en nitrates, cette dernière étant la plus oxydée et la plus stable en milieu oxydant.

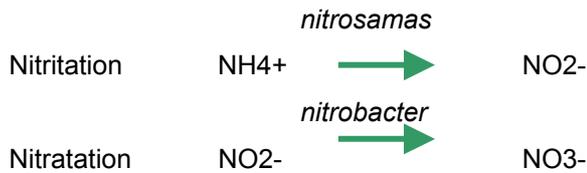
Ainsi, la réaction globale peut s'écrire comme la somme des deux demi-réactions :



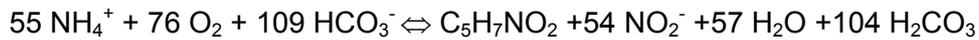
Soit :



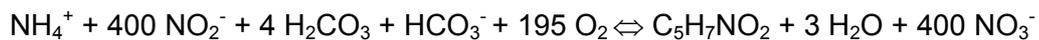
♦ Ces réactions font intervenir des bactéries autotrophes dites nitrifiantes. On distingue, selon l'étape, des bactéries nitreuses, de type nitrosomonas, nitrococcus, nitrospira, et nitriques de type nitrobacter.



Les réactions correspondantes peuvent être représentées de la façon suivante :  
*Nitritation* :



*Nitratation* :



### **3.13.6. REORGANISATION**

A l'inverse de la minéralisation, la réorganisation microbienne permet le passage de formes azotées minérales à des composés organiques. En fait, c'est le rapport carbone / azote (C/N), qui conditionne ces réactions d'équilibre.

Au cours de ces vingt dernières années, de nombreuses études des processus de minéralisation ont permis d'évaluer les ordres de grandeur de ce paramètre. En particulier, la minéralisation se produit en priorité pour un C/N inférieur à 6. A partir de 8, on peut observer des échanges et des réorganisations entre matière organique et formes minérales, et plus particulièrement lorsque C/N est voisin de 12.

Au-dessus de 23, c'est l'humification où l'azote organique se combine avec les fractions minérales du sol pour former des complexes stables.

### **3.13.7. DENITRIFICATION**

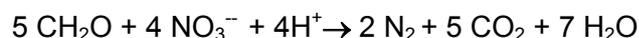
A partir des nitrates, elle permet la formation d'espèces moins oxydées comme l'ammoniaque et l'azote moléculaire. Cette réaction intervient principalement dans un système en anaérobie, où sont présentes des espèces chimiques oxydées dissoutes, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> et des espèces cristallines amorphes Fe(OH)<sub>3</sub>, MnO<sub>2</sub>.

A partir du moment où l'eau contient un excès de carbone organique, une suite de réactions d'oxydo-réduction prend place, où le carbone organique dissous agit comme donneur d'électrons. Les différentes espèces oxydées présentes dans la solution initiale sont alors successivement réduites.

Reddy et al ont observé l'émission d'azote et de gaz carbonique sur de sols privés d'oxygène. L'azote retourne à l'atmosphère par :



ou, plus détaillé :



Pour Burfond et Bremmer (1975), l'importance des phénomènes de dénitrification est fortement corrélée avec la teneur en carbone assimilable du sol.

De façon générale les taux annuels de dénitrification observés varient de 5 à 100 kg/ha. Par exemple Fustec et Bendjoudi ont mesuré sur site un taux annuel de dénitrification de 50 kg/ha. Rolston et al ont mesuré jusqu'à 200 kg/ha et par an.

Charles Ruffinoni montre l'évolution des taux au printemps et établit une relation entre végétation et dénitrification. Ces exemples sont complétés par Germon et Couton. (Tableau 23 - ). Le phénomène est assez rapide : Mozol, Gruau et al ont mesuré les évolutions anaérobies accomplissant la transformation en quelques jours.

La dénitrification au sens strict est la transformation de nitrates dans la forme la plus réduite, c'est à dire l'azote moléculaire  $N_2$ . Au sens large, c'est simplement le passage à une forme plus réduite, et cela comprend la formation d'ammonium. Ces réductions sont appelées assimilatives ou dissimilatives selon que l'ammonium produit contribue ou non à la biosynthèse cellulaire.

### **3.13.7.1. Réduction assimilative**

La matière vivante est constituée d'azote. Une certaine part d'ammonium est ainsi nécessaire à la synthèse des protéines. Or il est plus facile pour les micro-organismes d'utiliser directement l'ammonium présent, que de transformer des nitrates. Ce dernier procédé, qui nécessite une plus grande dépense d'énergie, n'est utilisé qu'en dernier recours et on ne peut escompter une grande disparition de nitrates par cette voie.

### **3.13.7.2. Réduction dissimilative**

Aboutissant à la formation d'ammonium ou d'azote moléculaire, cette réaction se produit dans des conditions d'anaérobie. Elle est de type fermentaire, si le substrat est du carbone organique, et de type respiratoire dans le cas contraire.

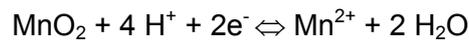
Les conditions gérant la production de  $NH_4^+$  ou de  $N_2$  sont encore liées au rapport C/N. Plus le taux en carbone est important, plus il y aura une production préférentielle d'ammoniaque. Dans le cas contraire, on assiste à une dénitrification complète. Stanford et Smith (1982) ont défini le seuil C/N critique à 4. Cette valeur n'a pas été controversée jusqu'à présent.

La production dissimilative d'ammonium a été très délaissée, en raison de la quasi absence de conditions favorables dans les sols cultivés. Mais, lorsque l'on se trouve en zone de drainage, elle doit être soigneusement étudiée dans le cas des aquifères où il y a assez de matière organique pour que le C/N dépasse 4.

### **3.13.7.3. Réactions associées**

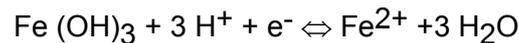
Nous regrouperons en dernier lieu, les réactions faisant intervenir les autres espèces en solutions, dont la présence est nécessaire au déroulement des processus de dénitrification. Il s'agit surtout du fer, du manganèse et des sulfates, qui peuvent être issus des eaux superficielles ou de l'altération de formes minéralisées dans la matrice.

Le Manganèse peut réagir avec les ions hydronium en solution selon :

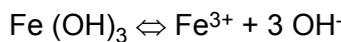


Le Fer est présent dans les eaux et les terrains traversés sous plusieurs formes ioniques  $\text{Fe}^{2+}$  et  $\text{Fe}^{3+}$ , et oxydées correspondantes  $\text{Fe}(\text{OH})_2$  et  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ .

Encore une fois, ces espèces peuvent réagir selon autant de combinaisons différentes. Pour le cas qui nous intéresse, nous retiendrons le passage d'oxyde ferrique en ion ferreux :



qui est en fait la combinaison entre la réaction de dissolution



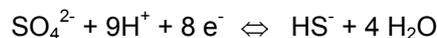
et la réaction d'oxydo-réduction :



Les fortes concentrations en fer ferreux sont donc de bons indicateurs de zones réduites.

### ***Les sulfates***

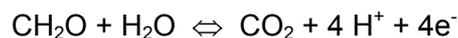
L'ion  $\text{S}^{2-}$  est essentiellement présent dans les espèces sulfate et acide sulfurique. En particulier, les sulfates sont réduits selon la réaction suivante :



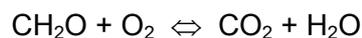
#### **3.13.7.3.1. En pratique**

Dans la nature, c'est évidemment les bactéries qui effectuent une consommation préférentielle de l'oxygène des nitrates en l'absence d'une pression partielle d'oxygène suffisante. Cette extraction d'oxygène leur demande moins d'énergie que leur respiration habituelle.

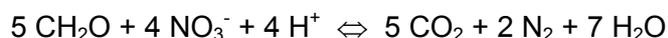
En représentant suivant l'usage, la matière organique par  $\text{CH}_2\text{O}$ , nous pouvons décrire la réaction d'oxydation dans l'eau selon :



Le processus de respiration aérobie s'écrit alors :

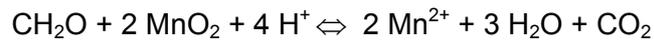


La dénitrification en elle-même s'écrit :

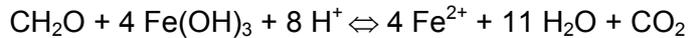


Il en va de même pour l'ensemble des réactions développées. En particulier :

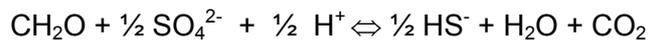
◆ Pour le manganèse :



◆ Pour le fer :



◆ Pour les sulfates :



On retrouve présentes dans l'aquifère des colonies de bactéries aérobies et anaérobies dénitrifiantes, sulfato-réductrices, fermentaires et méthanogènes. Ces deux dernières concernent plus particulièrement le cycle du carbone.

Ainsi, la cascade de réactions que nous avons décrite correspond, pour les bactéries, à la plus grande consommation d'oxygène possible, et pour les espèces en solution, au passage à l'état le plus réduit.

Au vu de ces équations, le passage en milieu réducteur s'accompagne d'une baisse du potentiel redox et d'une hausse du pH par élimination d'ions hydronium.

D'autre part, il apparaît que de fortes concentrations en fer ferreux, manganèse et ammoniacque sont les indices d'une zone réduite. Ce sont donc les conditions d'une bonne dénitrification. Il est donc naturel de ne pas trouver beaucoup de nitrates dans ces milieux (cf. champ captant de FLERS-EN-ESCREBIEUX dans le Nord à partir des forages F1, F2 vers le forage F7). Les concentrations en oxygène dissous et en sulfates seront également faibles.

En revanche, de fortes concentrations de sulfates et de nitrates, nous le comprenons, témoignent de conditions d'aérobie suffisamment bonnes pour permettre la stabilisation de ces composés riches en oxygène. Ce ne sont donc pas les sites d'une dénitrification conséquente, ni d'une minéralisation restreinte à la seule ammonification. Les teneurs en ammoniacque seront faibles dans ces secteurs, car cette forme ne restera en équilibre avec les autres espèces.

L'activité dénitrifiante croît de façon exponentielle avec la part de la porosité occupée par l'eau (seuil de 60 à 65 %), ce qui explique la variabilité dans le temps du phénomène.

De plus, l'addition de matières organiques facilement décomposables stimule la dénitrification (hausse de substances énergétiques et épuisement rapide de l'oxygène par prolifération bactérienne). Si le substrat a un C/N > 20, il y aura dénitrification d'une quantité significative de  $\text{NO}_3^-$ .

L'humidité joue un double rôle sur la dénitrification (l'eau est nécessaire à la vie des bactéries et elle gêne la diffusion de l'oxygène au sein des agrégats). Starr et Gilham (1993) ont démontré le rôle déterminant de la disponibilité en carbone et du positionnement du toit de la nappe par rapport aux horizons organiques du sol sur la dénitrification.

La vitesse de dénitrification dans le cas d'une nappe située à moins d'un mètre de la surface est de  $2.4 \cdot 10^{-5}$  g/l/h, soit une réduction de la concentration en azote nitrique de 20 à 0 mg/l en 35 jours (le carbone dissous migre vers la nappe et n'est pas métabolisé avant de l'atteindre).

Selon Hébert et al (1982), Rémy (1983), la déconcentration dans la zone non-saturée, essentiellement par dénitrification, est d'environ 20 kg/ha/an, les 3/4 de celle-ci ayant lieu dans la partie haute de la zone non saturée. La dénitrification dans les sols est estimée selon les auteurs à 18 % environ des apports d'engrais (Rémy - 1983, Van Cleemput et al - 1981, Hanck - 1969).

### **3.13.8. FIXATION DE L'AZOTE AMMONIACAL DANS LE SOL**

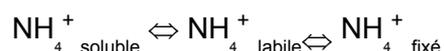
La fixation biologique est un phénomène spécifique intéressant les eaux de surface dans des conditions de températures assez élevées. On trouve également des cas de fixation symbiotique d'azote atmosphérique par des légumineuses, et asymbiotique par des bactéries de type azotobacter.

L'ammonium produit par la décomposition des déchets ou apporté par les engrais ammoniacaux, l'urée, l'ammoniaque anhydre, le cyanamide de chaux, peut être retenu par le sol par adsorption physique jusqu'à l'incorporation de NH<sub>3</sub> dans la matière organique. Pendant la première phase de la minéralisation des résidus, l'ammonification peut être bloquée par le froid intense.

L'ammoniac NH<sub>3</sub> adsorbé chimiquement acquiert un proton pour former NH<sub>4</sub><sup>+</sup> qui se lie fortement aux colloïdes du sol, les argiles et les particules d'humus ou se combine au sol de façon irréversible et stable résistant à la décomposition. L'ammonium du sol se trouve sous trois formes :

- dissoute, seule disponible pour les cultures, les plantes et la biomasse,
- adsorbée à la surface des particules du sol (labile), assez constante à l'échelle saisonnière (Seligman et van Keulen, 1981),
- fixée entre les feuillets des argiles, très peu mobile,

dont les échanges sont symbolisés par :



Le processus n'est pas totalement réversible. Le changement de l'une des formes de l'ion ammonium modifie les deux autres. Le stock d'azote ammoniacal labile tamponne la concentration en azote ammoniacal dissous autour d'une valeur sensiblement constante.

Lorsque la concentration de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> augmente, par ammonification des résidus ou après addition d'urée ou de fertilisant ammoniacaux, la réaction se déplace vers la droite provoquant la fixation d'une partie de l'ammonium ajouté. Le mécanisme est accentué par le froid.

D'autre part, l'ammonium fixé est libéré quand la concentration en ammonium labile diminue. On admet, à la suite des études de Nommik (1965) et Van Keulen (1981), que la forme fixée est peu disponible et ne peut se libérer que très lentement. La forme labile constitue une fraction de l'azote des sédiments relativement constante et a très peu d'effet sur le bilan saisonnier de l'azote (Seligman et Van Keulen, 1981).

Par ailleurs, l'ammoniaque NH<sub>3</sub> est susceptible d'être adsorbé par les fractions organiques et minérales du sol.

Un grand nombre de réactions physiques et chimiques est responsable de la rétention de l'ammoniaque par le sol, allant de l'adsorption physique jusqu'à l'incorporation de  $\text{NH}_3$  dans la matière organique.

L'adsorption physique de  $\text{NH}_3$  est en équilibre dynamique avec la phase gazeuse. Elle nécessite une pression positive de  $\text{NH}_3$  dans les sédiments. Au fur et à mesure que la pression décroît, l'équilibre se déplace et  $\text{NH}_3$  - adsorbé retourne à la phase gazeuse,  $\text{NH}_3$  - diffuse à travers le sol et peut se perdre dans l'atmosphère. L'ammoniaque chimiquement adsorbée est fortement liée aux sites des colloïdes des sédiments et migre très peu.

Le mécanisme de base de l'adsorption chimique consiste dans l'acquisition d'un proton par  $\text{NH}_3$  pour former  $\text{NH}_4^+$  qui se fixe sur les argiles et les particules d'humus. L'ammoniaque peut également réagir irréversiblement avec la matière organique par formation de différents complexes  $\text{NH}_3$  - matière organique. Ces complexes sont caractérisés par une grande stabilité chimique et une grande résistance à la décomposition microbienne.

## ANNEXE 5 : LES SOURCES ET LES REJETS D'AZOTE

Quelques valeurs, éminemment variables selon la géologie et la couverture végétale, fixent des ordres de grandeur : l'eau d'une rivière « propre » contient en moyenne, 6 mg/l de matières en suspension, 3 mg/l de matières oxydables, 10 à 15 mg/l de nitrates provenant du lessivage des sols et de la décomposition des matières organiques.

En Europe Occidentale, les apports d'azote se répartissent en moyenne comme suit :

Tableau 28 - Les apports d'azote

Source	N (%)
Pluie	3
Rejets domestiques non traités	29
Rejets industriels non traités	4
Voie publique	4
Déchets d'animaux	40
Fertilisants	20

Source : <http://www.univ-savoie.fr/mse/ressources/rapports/rapports99/fqach/rapport.htm>

Dans l'ordre, les déchets d'animaux, les déchets humains et les fertilisants sont donc les trois premiers fournisseurs d'azote au sol et aux eaux.

### **3.13.1. L'AZOTE ATMOSPHERIQUE**

La pluie restitue sous forme de nitrates l'azote dégagé par les installations industrielles et le chauffage urbain, environ 10 à 20 mg/l dans les zones habitées et industrialisées, 5 mg/l ailleurs.

La nature contient d'ailleurs des nitrates en absence d'activité humaine.

### **3.13.2. LES REJETS DOMESTIQUES**

Les rejets domestiques du secteur urbain sont en règle générale concentrés par le réseau d'assainissement vers les stations d'épurations. Si leur capacité est suffisante, les stations d'épuration neutralisent les nitrites, oxydent l'ammoniaque et éliminent une partie des nitrates. Mais les grosses pluies peuvent faire déborder les grandes stations. Toutes les stations ont une efficacité rarement supérieure à 80 % particulièrement les petites.

Une partie des rejets domestiques, de plus en plus faible, part donc directement dans le milieu naturel par épandage ou par puisards.

On peut évaluer les productions de polluants du secteur domestique à partir des populations recensées par l'INSEE et reprises par le RGA, outil de travail incontournable.

En moyenne, chaque habitant produit chaque jour 57 g de matières oxydables, nécessitant de l'oxygène et 90 g de matières en suspension nécessitant une décantation pour purifier les eaux usées. Ces références sont reprises par l'équivalent habitant.

Les anciennes décharges ou les zones d'enfouissement de débris divers domestiques ou industriels sont des sources incontrôlées de nitrates, de sulfates et autres produits.

Les stations d'épuration recensées permettent de réduire la charge polluante en la convertissant en boue avec un rendement et une capacité de traitement variable. Les eaux traitées sont rejetées dans les rivières et les boues retournent au milieu naturel par épandage.

La qualité de la représentation des rejets domestiques va donc dépendre des informations disponibles sur les stations d'épuration : capacité nominale de traitement, type de traitement, efficacité et limites du rendement.

### **3.13.3. LES REJETS INDUSTRIELS**

De même que l'agriculture n'est pas le seul pourvoyeur des nappes en nitrates, toutes les industries ne sont pas polluantes. Les principales productrices de nitrates sont listées en Tableau 29 -

Abattoir	Laboratoire pharmaceutique
Conserverie maïs	Laboratoire cosmétique
Conserverie pois	Papeterie
Distillerie	Sucrierie
Fabrique d'engrais	Textile
Hôpital	Tannerie
Industrie chimique	Station d'épuration
Laiterie	<i>Autres établissements</i>

*Tableau 29 - Principales sources industrielles de nitrates*

Les rejets industriels s'évaluent directement à partir des statistiques des Agences de l'Eau ou à partir de grilles forfaitaires par activité, de façon forfaitaire ou objective.

### **3.13.4. L'ELEVAGE**

Le bétail recensé inclut les bovins, les porcins, les ovins, les équins, les volailles et les lapins, produisant fumiers et lisiers, engrais traditionnels apportant de l'azote surtout sous forme d'urée. Pour être assimilables par les plantes, ils doivent donc être minéralisés (processus lent). Ce retard à la libération des éléments fertilisants est un avantage des engrais ammoniés.

L'élevage connu par le RGA est converti en unités de gros bétail, UGB, puis en charge d'azote sur le sol, un UGB représentant 73 kg d'azote par an pour une vache laitière.

Un élevage est considéré comme extensif lorsque la charge du bétail rapportée à la surface fourragère ne dépasse pas 2 UGB/ha. Les densités de rejet varient avec le mode d'élevage. L'élevage se fait en plein champ ou mode industriel. L'élevage de plein champ disperse les rejets naturellement.

### **3.13.5. L'AGRICULTURE**

#### **3.13.5.1. Généralités**

Les plantes ont besoin d'azote pour leur croissance, mais aussi de phosphore, de potassium et de divers autres minéraux. Leur rendement est directement gouverné par les doses de l'élément manquant. Aussi, l'agriculture intensive a-t-elle eu recours massivement aux engrais dont la consommation a été multipliée par plus de 5 entre 1950 et 1985.

Le rendement des cultures croît avec l'application d'engrais et fertilisants jusqu'à un maximum. Dans la grande majorité des cas, les pertes éventuelles d'engrais coûtent moins cher que la perte de production par manque d'engrais.

Comme il faut appliquer les engrais pendant la croissance des plantes, c'est-à-dire la période des pluies, une partie des engrais azotés part avec le ruissellement et l'infiltration. Il est très difficile d'appliquer l'engrais seulement quand la plante en a besoin, en fonction de ses besoins et au moment où il ne pleut pas : il faudrait pour cela dissoudre l'engrais dans l'eau apportée au goutte à goutte, comme cela se pratique pour l'irrigation.

Après la récolte, les résidus abandonnés sur place se minéralisent, c'est-à-dire se transforment en azote minéral soluble et partent aussi avec les premières pluies d'automne.

On peut lutter contre le lessivage des nitrates en fractionnant les apports, en enfouissant les résidus et les pailles, en capturant l'azote libre après les récoltes par des cultures d'intersaison, bref en adaptant les pratiques.

La proportion d'azote appliqué partant au lessivage dépend des doses pratiquées, du calendrier et des pratiques culturales.

#### **3.13.5.2. Les apports**

Les agriculteurs fournissent au sol de l'azote sous forme d'urée, de nitrates ou d'ammoniaque pour accroître le rendement des récoltes :

Les résidus de récolte, les fanes, les pailles constituent un stock de matière organique azotée qui, abandonné se décompose, s'il fait assez chaud, d'elle-même puis est lessivée par les pluies d'automne.

Si la récolte est suivie assez rapidement par une culture d'intersaison, une part importante de cette masse d'azote est réutilisée.

Certaines cultures retournées avec les labours, telles que le blé ou le trèfle, apportent de l'engrais vert au sol

#### **3.13.5.3. Les emplois**

L'agriculture consomme l'azote nécessaire à la croissance des plantes. Une partie des engrais, les engrais ammoniés et la fumure, part vers l'atmosphère, une partie est dénitrifiée, une partie fixée par la matière organique du sol. Comme la pluie lessive les sols, une partie rejoint les nappes sans profiter aux plantes.

La fertilité de la terre dépend de sa composition chimique. Les engrais ont pour effet d'augmenter la quantité de principes utilisables par les plantes en apportant à la terre, des

éléments nutritifs, qui lui faisaient défaut en lui restituant (les prélèvements opérés par les récoltes, les pertes dues au drainage ou par absorption des éléments minéraux du sol).

Le modèle des nitrates Watermodel travaille sur les cultures effectivement pratiquées dans chaque région et les pratiques agricoles en vigueur. Aussi, pour chaque région on va donc construire une base à partir des données disponibles, selon le même schéma : superficie totale, irrigable et irriguée, superficie cultivées par type de culture, élevage par type de bétail.

## ANNEXE 6 : LES DIFFERENTS ENGRAIS

L'usage des engrais est étroitement imbriqué avec les différents mécanismes du cycle de l'azote car une partie de ceux-ci, à durée de vie brève, est utilisée rapidement tandis que l'autre, à durée de vie plus longue, s'associe à l'humus.

Les fertilisants usuels se classent en :

- engrais organiques
- engrais cultivés
- engrais minéraux

L'épandage des engrais se pratique à différentes profondeurs en surface, semi-enfouis ou enfouis. Les apports d'engrais se comptent en kg/ha par an comptés en azote ou encore en unités d'azote.

### **3.13.1. LES ENGRAIS ORGANIQUES**

Ce sont les produits du bétail (fumiers, lisiers et les boues), les pailles et résidus, les retournements de prairie, les engrais verts, les cultures d'intersaison, les déchets produits par les stations d'épuration.

#### **3.13.1.1. Le fumier**

Le fumier est un amendement humique apportant environ 100 kg d'humus par tonne. Sa composition en éléments fertilisants varie selon les espèces et les litières. Un bovin produit de 10 à 15 t de fumier par an. Un fumure moyenne de 30 t/an/ha, correspondant à une agriculture biologique, fournit au sol 150 kg d'azote, 90 kg d'acide phosphorique et 180 kg de potasse.

Source.... : Encyclopédie Yahoo ! copyright © 2001 Hachette Multimédia / Hachette Livre

#### **3.13.1.2. La norme UGB**

Pour mesurer la quantité d'azote fournie par le bétail, on utilise l'UGB, unité de gros bétail, dont la référence est la vache laitière produisant annuellement 73 kg d'azote.

Pour permettre de traiter de façon cohérente les fumiers, lisiers et effluents du bétail, on peut convertir chaque unité de bétail en UGB.

La Tableau 30 - jointe fournit cette conversion.

Tableau 30 - Coefficients de conversion en unités gros bétail (UGB)

Bétail	Type	UGB	N/an
<b>Equins</b>	Equins de plus de 6 mois	<b>1</b>	<b>73</b>
<b>Bovins</b>	Vaches laitières et vache laitière de réforme	<b>1</b>	<b>73</b>
	Autres vaches	<b>0.8</b>	<b>58.4</b>
	Veaux à l'engrais et bovins de moins de 1 an	<b>0.4</b>	<b>29.2</b>
	Bovins de 1 à 2 ans	<b>0.6</b>	<b>43.8</b>
	Bovins de 2 ans et plus (mâles)	<b>1</b>	<b>73</b>
	Génisses pour l'élevage ou à l'engrais	<b>0.8</b>	<b>58.4</b>
<b>Ovins et caprins</b>	Brebis, moutons, chèvres et boucs	<b>0.15</b>	<b>10.95</b>
<b>Porcins</b>	Truies reproductrices (porcelets inclus jusqu'à 25 kg)	<b>0.308</b>	<b>22.48</b>
	Porcelet	<b>0.027</b>	<b>1.971</b>
	Porcs à l'engrais	<b>0.143</b>	<b>10.439</b>
<b>Volailles</b>	100 Poules pondeuses	<b>0.87</b>	<b>63.51</b>
	100 Poulettes destinées à la ponte de 3 jours à 18 semaines ou poulets de chair	<b>0.345</b>	<b>25.185</b>
	Dinde	<b>0.025</b>	<b>1.825</b>

### 3.13.1.3. Les lisiers de porc

Les lisiers de porc représentent 1 m<sup>3</sup> environ par équivalent porc charcutier (EPC). Ils contiennent en moyenne : 3,77 kg d'azote, 1,31 kg de phosphore, 30 g de cuivre et 76 g de zinc par EPC. Dilués à 1.63 m<sup>3</sup> par EPC, tamisés, décantés, ils sont transformés en boues et lisiers liquides.

Les lisiers, connus pour être l'une des principales sources de discordance de la pollution par les nitrates, doivent être traités lorsqu'ils ne sont pas utilisables pour la fumure.

A partir de la table de conversion des effectifs du bétail en UGB, il est possible d'estimer, à partir des statistiques de l'élevage incluses dans le RGA, la pression Azote exercée par le bétail en kg N/ha et par an.

### 3.13.2. LES ENGRAIS CULTIVES

Plusieurs produits de l'agriculture servent d'engrais comme les pailles et résidus de culture, les retournements de prairie ou encore les engrais verts et les cultures d'intersaison pièges à nitrates.

#### 3.13.2.1. Les pailles et résidus de récolte

L'exportation de la récolte n'est pas totale, les pailles et déchets peuvent être abandonnés, brûlés, exportés, enfouis.

Les pailles et les déchets abandonnés sur le sol se décomposent assez rapidement, en quelques semaines, libérant en bout de processus des nitrates par minéralisation.

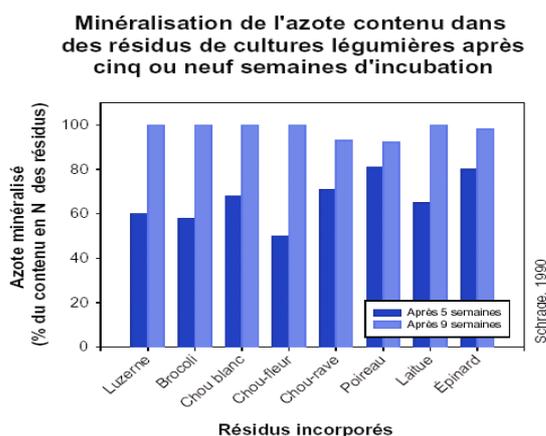
Les premières pluies d'automne, souvent violentes, lessivent le sol et entraînent les nitrates dans les nappes et les rivières.

Les résidus brûlés apportent une importante contribution minérale soluble sur le sol disponible pour un lessivage par les premières pluies.

Les résidus exportés disparaissent du bilan. Les sols nus ne sont pas protégés des pluies, ils donc sont soumis à la minéralisation à moins de mise en place de cultures d'intersaison.

Les résidus enfouis se joignent à la matière organique de l'humus et fournissent de l'azote avec retard. Les pailles et déchets enfouis se décomposent puis se minéralisent assez rapidement. Les pailles, la sciure, et en général les produit ligneux possèdent un coefficient C/N élevé. L'enfouissement des pailles et résidus apporte une source de carbone à l'humus du sol qui va donc se trouver en mesure d'immobiliser des nitrates. L'enfouissement des pailles des céréales équivaut à une immobilisation d'azote de plusieurs dizaines de kg N/ha restitué au printemps.

La Figure 100 : donne une idée de la rapidité de la minéralisation des résidus de cultures légumières. En deux mois, la quasi-totalité est minéralisée. Au bout d'un mois, on table sur une bonne moitié.



**Figure 100 : Minéralisation des résidus (in Régie des Cultures Maraîchères, Nicolas Tremblay et al.)**

### 3.13.2.2. Les retournements de prairie

On sait qu'il faut laisser la terre se reposer lorsqu'elle a été exploitée intensivement, tous les 7 ans environ. Une prairie reconstitue le sol, accumule de l'humus en plusieurs années. Les prairies peuvent être temporaires, un ou deux ans, ou rester en friche, pendant plus de 10 ans.

Le retournement d'une prairie enrichit l'humus du sol et sa capacité de minéralisation en est accrue. Cet effet se prolonge plusieurs années. La figure 48 (annexe 6) montre l'importance d'un retournement de prairie. Elle indique la quantité d'azote fournie par une prairie d'un âge donné pendant les années qui suivent son retournement.

### **3.13.2.3. Les engrais verts – Cultures d’intersaison – Pièges à nitrates**

Les engrais verts sont des cultures enfouies par labour au moment où elles devraient être récoltées pour fournir de l’azote à la culture suivante. L’exemple type est le chou, longtemps cultivé aussi bien pour fournir de l’engrais que pour être consommé. Ce sont des substituts aux engrais organiques, dont ils peuvent pallier l’insuffisance lorsque les troupeaux ne sont pas assez nombreux.

Les engrais verts, seigle, radis, moutarde, phacélie, choux, luzerne, épinards, pois, notamment, sont plantés après les récoltes de céréales et retournés au printemps. Pendant l’hiver, ils accumulent des nitrates mis en réserve pour la culture suivante.

Les engrais verts fournissent aisément des doses d’azote à l’hectare au minimum de l’ordre de 20 à 30 kg et pouvant monter à 90 kg/ha. L’apport d’une culture en tant qu’engrais vert est indiqué dans la Table des Cultures.

Les engrais verts, les prairies et les cultures retournées sont, pour l’essentiel, minéralisées en quelques semaines suivant le retournement.

Les cultures d’intersaison sont pratiquées après la récolte pour ne pas laisser le sol nu car cela favorise son érosion sous les pluies d’automne et d’hiver et le lessivage des nitrates.

La hauteur de la végétation permet d’estimer l’azote stocké disponible par labour au printemps.

Bien mieux, les cultures d’intersaison piège à nitrates ont été développées comme moyen de lutte contre les nitrates : elles capturent à partir de l’automne l’azote disponible du sol, le fixent et permettent d’en disposer au printemps. Elles généralisent la notion d’engrais verts.

### **3.13.2.4. Les effluents et les boues**

Les boues de traitement des lisiers ou issues des stations d’épuration peuvent constituer des amendements dans la mesure où elles ne contiennent pas d’oligoéléments en quantité nocive.

Les épandages d’effluents de l’élevage, de l’industrie ou de stations d’épuration constituent un apport d’azote organique dont l’usage est réglementé. On peut ainsi utiliser comme engrais des matières organiques en suspension dans les eaux d’égout, et permettre la mise en valeur, par des cultures maraîchères et fruitières, des terrains d’épandage.

Ces eaux sont amenées sur le terrain par des canalisations spéciales qui se déversent d’une manière intermittente dans des rigoles profondes.

### **3.13.3. LES ENGRAIS MINÉRAUX**

Les engrais minéraux sont conçus pour apporter les composants essentiels en azote, phosphore et potassium, N-P-K. Un engrais contenant un seul élément fertilisant est dit "engrais simple", s’il en renferme deux ou trois c’est un engrais composé.

Les engrais minéraux contiennent aussi, en très faibles quantités, sous forme d'impuretés, des oligo-éléments très utiles aux plantes.

La loi du minimum ou du tonneau stipule que l'absence d'un élément nutritif paralyse l'action de tous les autres, quelle que soit l'abondance de ces derniers. Le rendement des récoltes est déterminé par l'élément fertilisant qui se trouve en plus faible quantité dans le sol relativement aux besoins des plantes cultivées.

Les statistiques de livraisons de la Fédération National des Industriels des Engrais (F.N.I.E.) fournissent, pour chaque département, les tonnages d'engrais livrés répartis en cinq grandes classes.

Simple N – azote
Simple P – phosphore
Simple K – potassium
Binaires PK
Les Engrais composés binaires NP, NK et ternaires NPK

Tableau 31 - Les types d engrais livrés

Les engrais minéraux azotés sont essentiellement composés de nitrates, d'ammonium et d'urée. Ils se présentent sous des formes différentes :

- nitriques : nitrate de soude, nitrate de chaux, nitrate de chaux et de magnésie
- ammoniacaux : sulfates et chlorures d'ammoniaque, urée, solutions d'urée
- ammonitrates : ammoniaco – nitriques.
- nitrates cyanamidés, solutions azotées,
- divers avec oxyde de manganèse.

L'Urée est représentative des engrais minéraux à comportement retardé : son hydrolyse rend l'ammoniaque apte à être oxydée en nitrates par nitrification.

Les ammonitrates, combinant l'ammoniaque et le nitrate, sont un engrais très courant utilisé dilué à 33 %.

Les engrais composés sont obtenus par des mélanges d'engrais simples, ou par des réactions chimiques produisant des composés stables contenant deux éléments fertilisants (engrais complexes).

### **3.13.4. CALENDRIER D'EPANDAGE**

L'épandage se pratique à plusieurs reprises. Xavier Bailleau fournit un bon exemple sur <http://membres.lycos.fr/itagri> repris en Tableau 32 -

Si l'on tient compte des pesticides, on peut retenir au total une moyenne de 6 passes par an, ce qui en pratique, pour une durée de 160 jours de culture, représente une fréquence mensuelle d'épandage pour les agriculteurs.

Stade de croissance du blé	Produit	Dose à l'hectare
Avant semis	0/22/25	200 kg
Semis	Semence de ferme	70 kg
	Austral	0,35 l
3/4 feuilles	Quartz GT	1,3 l
	Celio	0,2 l
	Actilandes	1 l
De fin tallage à épi 1 cm	Ammonitrate 33,5%	150 kg
De 1 à 2 Nœuds	Ammonitrate 33,5%	180 kg
	Kiésérite	100 Kg
Dernière feuille étalée	Opus	0,50 l
Epiaison	Ammonitrate 33,5%	120 Kg
Sortie des étamines	Libéro	0,50 l
Coût total		

Tableau 32 - Budget- type de fertilisation

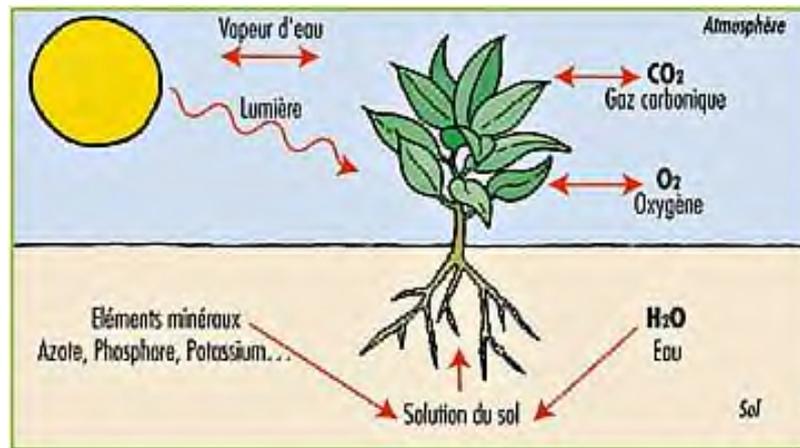
La fréquence des épandages est favorable à une bonne adéquation des besoins et des apports et à la réduction du lessivage d'azote par la pluie.

La date d'épandage est très importante pour le rendement, sans qu'il soit possible d'énoncer ici des règles remplaçant le savoir-faire des agriculteurs. L'influence des dates est constamment étudiée pour déduire l'effet des différents facteurs, la pluie, l'ensoleillement, le degré de croissance, la lunaison, le gel. Il en est de même pour les semis et les doses à appliquer.

## ANNEXE 7 : LES BESOINS DES PLANTES

Les plantes capturent le carbone et l'oxygène dans l'atmosphère. Elles ont besoin d'azote sous forme nitrique ou ammoniacale. Les besoins annuels pour les cultures à haut rendement sont de l'ordre de 200 à 400 kg d'azote par hectare et par an dont 100 à 200 kg sont exportés avec la récolte. Une bonne moitié est fournie par l'agriculteur et les pratiques agricoles.

Le solde participe à la reconstitution des réserves du sol épuisées par la culture, repart à l'atmosphère par dénitrification ou, lessivé file vers les nappes et les rivières. Une partie peut être reprise par les cultures d'hiver. La Figure 101 : résume les besoins :

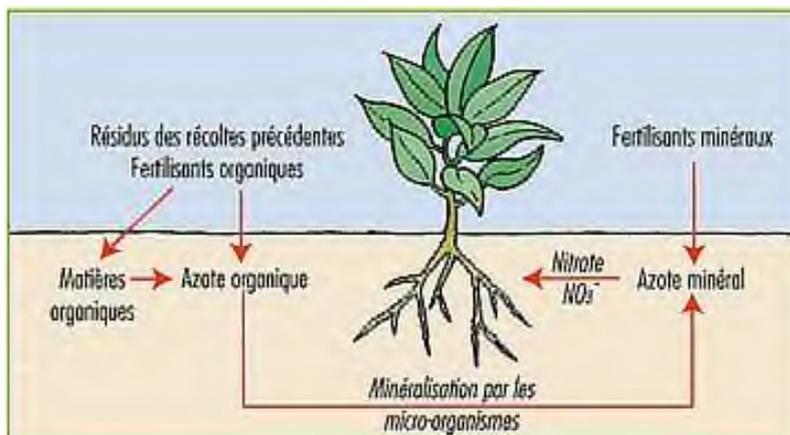


Source : Groupe d'Etude et de Réflexion sur les Fertilisants

**Figure 101 : Nourriture et constitution des plantes**

En toute rigueur, le cycle de l'azote doit être associé au cycle du carbone et de la matière organique, du phosphore et du potassium pour l'étude des nitrates.

Les besoins des plantes s'insèrent dans un cycle complet d'alimentation en azote à partir des fertilisants organiques minéralisés et des fertilisants minéraux.



**Figure 102 : Les apports d'azote**

Source : Groupe d'Etude et de Réflexion sur les Fertilisants

A chaque stade de son développement, la plante doit trouver, dans l'eau présente dans le sol, les minéraux nécessaires sous une forme assimilable. Les fertilisants approvisionnent le sol en éléments nutritifs. La matière organique n'est pas soluble. Seul l'azote minéral parviendra aux plantes.

Un m<sup>2</sup> de céréales nécessite pour son développement :

660 g d'oxygène, 630 g de carbone, 90 g d'hydrogène

+

20 g d'azote (N), 8 g de phosphore (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>), 25g de potassium (K<sub>2</sub>O), 8 g de calcium (CaO),  
6 g de soufre (SO<sub>3</sub>), 4 g de magnésium (MgO)

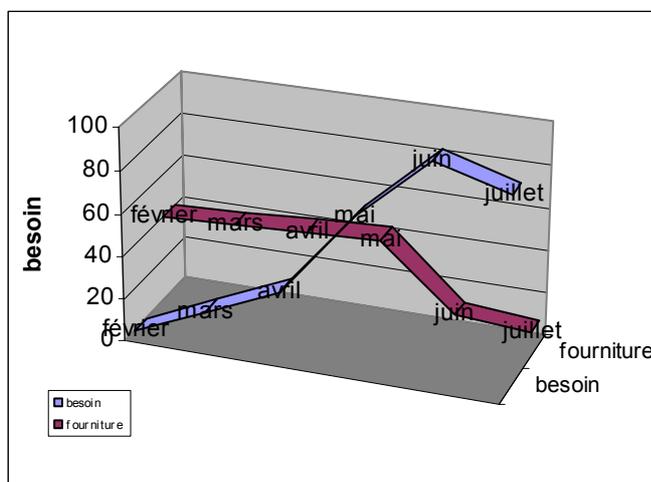
+

0,15 g de fer, 0,05 g de manganèse, 0,05 g de zinc, 0,01 g de cuivre, 0,006 g de bore,  
0,001 g de molybdène.

Source : Groupe d'Etude et de Réflexion sur les Fertilisants

### **Besoin et rendement d'une culture**

Le besoin d'azote des plantes et des cultures évolue au cours de l'année. Pendant l'hiver, le sol se repose. Pendant la croissance, les besoins croissent mais, à partir du mois de mai, le sol n'est plus en mesure de satisfaire la totalité de la demande. Sans fertilisation la plante n'atteindra pas son rendement potentiel comme montrent la figure ci-après et la Figure 104 :



**Figure 103 : Besoins en azote et fourniture naturelle par le sol (données : CORPEN)**

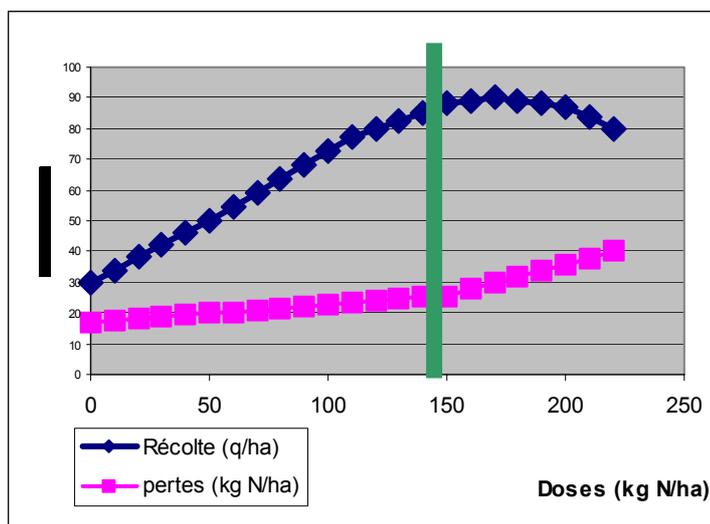
Comme le sol s'épuise à fournir l'azote nécessaire aux plantes, il lui faut donc se reconstituer par fixation de l'azote atmosphérique par les microorganismes puis par minéralisation, par fertilisation, entre autre.

Le rendement des cultures augmente donc avec les doses de nitrates employées jusqu'à un maximum au-delà duquel il décroît tandis que les pertes s'accroissent. Sur l'exemple de la Figure 104 : cet optimum se situe aux alentours de 150 kg par hectare.

Les possibilités du sol s'épuisent vite au printemps, comme le montre la Figure 103 : et il n'est pas possible de tout apporter en une seule fois.

Les doses sont épandues le plus souvent en plusieurs fois. Lorsque la pluie l'a décidé, les nitrates épandus peuvent donc être lessivés en attendant leur utilisation. Pour combattre cet effet, les épandages peuvent suivre les besoins au plus près mais ce n'est pas encore généralisé en raison du travail que cela implique.

Dans le module nitrates, nous avons décidé que les doses utilisées seront les doses de références obtenues à partir des moyennes recensées contrôlées à l'aide du bilan Vente - Emplois.



**Figure 104 : Rendement et pertes en nitrates (données : CORPEN)**

*En abscisses, les doses d'azote par hectare, en ordonnée la récolte en quintaux. La barre verte correspond au meilleur compromis entre le rendement et les pertes.*

Un fort rendement agricole implique donc des pertes de nitrates.

### **Le calendrier agricole**

Le retournement des terres, les semailles, l'épandage d'engrais, la croissance, la récolte, l'enfouissement des pailles, les cultures d'intersaison ponctuent l'année calendaire.

Le blé, l'orge, la plupart des céréales peuvent être plantées, selon les variétés et les emplois, en hiver ou au printemps. Les cultures de printemps sont précédées par une préparation du sol, avec retournement de prairies ou de cultures d'intersaison. La même parcelle peut fournir deux récoltes dans l'année par assolement.

Les dates des semailles, la durée du cycle de croissance et, par conséquent, la date des récoltes sont des paramètres importants permettant de calculer la dose journalière de nitrate nécessaire à réclamer, selon l'époque, au sol. Ces paramètres figurent donc explicitement dans la table des besoins des cultures.

### **Durée de croissance**

L'absorption de l'azote par les plantes ou assimilation, représente en moyenne, selon les variétés, de 100 à 300 kg N/ha par an. Elle se développe tout au long de la croissance. La Tableau 33 - fournit une valeur moyenne des durées.

L'absorption se produit pendant toute la période de croissance, des semailles à la récolte en passant par la germination. La profondeur des racines délimite en pratique la profondeur d'absorption efficace. Eventuellement, si le terrain possède des propriétés capillaires, l'eau remontera avec de l'azote minéral jusqu'aux racines sur une profondeur additionnelle. Au-delà, l'azote peut être considéré comme perdu pour la plante car il passe à la nappe par lessivage.

Culture	Durée de croissance (j)
Avoine de printemps	240
Avoine d'hiver	280
Blé tendre	240
Blé dur	160
Escourgeon de printemps	140
Escourgeon d'hiver	230
Maïs grain	180
Orge de printemps	160
Orge	220
Colza	280
Tournesol	160
Ail	220

Tableau 33 - Durée de croissance des cultures

### La table de croissance

On peut également définir, pour une culture donnée, une table mensuelle des pourcentages absorbés par rapport au besoin annuel total. Dans une région où les rotations culturales et les assolements sont pratiqués, on peut estimer l'évolution des besoins par un pourcentage mensuel moyen absorbé par rapport au besoin total. L'absorption en hiver sera faible, en zone tempérée ou quasi nulle dans les hautes latitudes. La Tableau 34 - s'ajuste pour chaque région.

mois	taux
janvier	0.00
février	0.03
mars	0.09
avril	0.15
mai	0.20
juin	0.20
juillet	0.18
août	0.07
septembre	0.05
octobre	0.03
novembre	0.00
décembre	0.00
année	1.00

Tableau 34 - Croissance des cultures

## ANNEXE 8 : LE SOL

Le sol est composé de cailloux, de sable, d'argile, de calcaire, de matière organique. C'est un agrégat de mottes de terres remaniées, de terrains en place, d'eau, d'air, d'organismes vivants insolubles composés d'eau, de carbone, d'azote, de potassium, de phosphore, de la matière organique en décomposition dans laquelle le carbone et l'azote se séparent progressivement, de l'azote sous forme minérale soluble, nitrates et ammoniac, ainsi que différents composants tels que le fer, le manganèse, l'oxygène, le tout plongé dans un milieu possédant :

- une température variable avec la profondeur, le gel bloquant la minéralisation de la matière organique,
- une humidité et une succion, caractéristiques du milieu non saturé et de sa capillarité,
- le pouvoir absorbant du complexe argilo-humique, c'est-à-dire la quantité d'ions que le sol peut retenir, ces ions,  $\text{PO}_4\text{H}_2^-$ ,  $\text{K}^+$  ou  $\text{NH}_4^+$  notamment, sont libérés lentement par le sol au profit des plantes,
- la Capacité d'échange cationique C.E.C exprimant la quantité maximum de cations que la terre sèche et fine peut absorber en centimoles par kilogramme. L'agriculteur maintient la C.E.C. du sol par la formation d'humus en enfouissant des amendements organiques et les résidus de culture.
- le taux de saturation en ions métalliques.
- le pH : les sols humides s'appauvrissent en Calcium par fertilisation intensive et deviennent acides une fois la réserve en  $\text{Ca}^{2+}$  épuisée,
- le potentiel d'oxydo-réduction résumant la structure chimique.

*Le sol est un milieu vivant dans lequel se développe une multitude d'organismes variés appartenant au règne végétal et animal, une faune, une flore (algues, champignons, bactéries), un humus.*

### 3.13.4.1. L'humus

L'humus est la fraction de la matière organique du sol susceptible de prendre l'état colloïdal. L'humus n'est pas une substance de composition fixe. Il comprend des matières organiques dont la décomposition est à peu près achevée, où dominent des acides humiques qui s'altèrent très lentement et des produits de décomposition transitoire. L'humus agit sur l'état physique des sols. Aux terres légères, sableuses, il donne plus de corps, de liant, ses éléments colloïdaux jouent le rôle de ciment entre les particules de sable. En coagulant l'argile des terres lourdes, il diminue la compacité et les ameublir. En plus de cette amélioration de la structure, il augmente la rétention de l'eau par le sol et, grâce à sa couleur sombre, il facilite le réchauffement des terres.

En évoluant sous l'action des microorganismes, il fournit principalement de l'azote minéral. D'autre part, le complexe argilo-humique a la propriété de fixer énergiquement (pouvoir absorbant du sol) certains éléments tels que l'acide phosphorique, la potasse et l'azote ammoniacal qui repassent dans les solutions du sol à mesure que celles-ci s'appauvrissent par suite des prélèvements faits par les plantes. Les terres valorisent d'autant mieux de fortes doses d'engrais que leur teneur en humus est plus élevée. Enfin, l'humus est le fondement de l'activité microbiologique des sols.

La teneur du sol en humus, en Europe occidentale, varie de 0,6 % (sable) à 1,2-2,2 % (sol brun), 2-3,5 % (sol podzolique) et 4-6 % (sol à rendzine). La plus grande quantité de matière organique (2,5%) se trouve habituellement dans l'horizon de surface (20 cm), ce

qui représente environ 85 t/ha. Dans les horizons plus profonds, jusqu'à 1 mètre, la quantité de matière organique est quantitativement du même ordre (environ 85 t/ha) mais avec un taux beaucoup plus bas. Ces 170 tonnes de matière organique correspondent à environ 100 tonnes de carbone donc, pour un C/N de 10, environ 10 tonnes d'azote.

Dans les régions tempérées, on estime qu'un taux d'humus de 2 % est satisfaisant. Tout ce qui favorise l'activité microbienne, donc la minéralisation de l'humus, en accélère l'évolution. La disparition de l'humus varie selon la nature du milieu et le nombre de façon culturales : 2 à 3 % par an en sols sableux, 1,5 à 2 % en limons et 0,5 à 1,5 % en terres lourdes. C'est ainsi que dans un sol de limon, sur 25 à 30 cm de profondeur, représentant 3000 à 4 000 tonnes de terre qui contiennent 2 % d'humus, soit 60 à 80 tonnes, les pertes annuelles moyennes sont d'ordre de 1 000 à 1 300 kg à l'hectare.

Source : Encyclopédie Yahoo. Copyright © 2001 Hachette Multimédia / Hachette Livre



**Figure 105 :** *Echantillon d'humus. Photo C. Reimann. The Geological Survey of Norway*

### 3.13.4.2. La matière organique

La teneur en matière organique du sol varie selon le contexte.

**Couvert forestier** Le taux de matière organique peut atteindre 4 %, représentant donc un stock de carbone pouvant atteindre voire dépasser 200 t/ha.

**Prairie** La teneur en matière organique dans les prairies et les jachères s'enrichit régulièrement, surtout si l'agriculteur apporte des compléments et des fumures ou encore si elle est utilisée comme pâturage.

**Agriculture extensive** Le sol peut, en 10 ans, voir son taux de matière organique passer de 2,5 % à 1,5 % dans l'horizon de surface.

**Agriculture intensive** Le taux de matière organique va décroître beaucoup plus vite en agriculture intensive banale par labour et fertilisation, sol nu et sans interculture pour descendre en dessous de 1 %.

La matière organique va se reconstituer à partir des apports en matière fraîche, résidus des récoltes, racines, pailles et amendements humiques dans la mesure où le contenu en lignine est élevé. Par contre, les engrais verts, qui se décomposent rapidement,

accroissent la fertilité du sol par libération d'azote mais laissent beaucoup moins d'humus stable que le fumier ou les pailles.

Le système d'exploitation influence le niveau humique du sol par l'action des cultures incluses dans la rotation.

*Source : L'Agora, vol 8, no 3 (juin-juillet 2001), Carole Mégevand et François Calloux, Groupe Éco-carbone, Paris.*

La pluie infiltrée procède à une lixiviation, plus couramment appelée lessivage de ces composés azotés solubles. La biomasse, est capable de fixer de l'azote atmosphérique. En régime normal, cette fixation suffit à reconstituer la perte par lessivage.

D'autre part la biomasse transforme les déchets et résidus en humus qui s'agrège avec l'humus labile et retourne à terme à l'humus stable.

### **3.13.4.3. Le rapport C/N**

L'évolution de la matière organique commande l'évolution de l'azote, de même que les conditions de milieu déterminent les bactéries, les champignons, les microorganismes qui vont s'y développer et catalyser les processus.

La matière organique, vivante ou non est composée de carbone, d'azote, d'oxygène, d'hydrogène, de phosphore, de potassium ainsi que de sulfates et de métaux comme le fer. On peut résumer sa composition de base sous la forme  $C_xN_yO_uH_v$ . Elle a donc besoin d'absorber de l'azote pour croître. Elle libère de l'azote lors de sa décomposition.

Le rapport entre le poids de matière organique et le poids correspondant de carbone organique est d'environ 1.73. Le rapport C/N moyen de l'humus natif est de l'ordre de **10**. En zone d'agriculture intensive où le taux de matière organique est voisin de 1 %. Pour 1.3 %<sup>6</sup> de matière organique et pour un C/N de 10, cela représente 0.754 % de carbone donc 0.0754 % d'azote.

L'équilibre entre minéralisation et organisation est atteint quand le rapport C/N est égal à 23 : il meurt autant de matière organique qu'il ne s'en crée.

Lorsque C/N est au-dessus de 23, la biomasse absorbe des nitrates pour créer avec le carbone en excédent provenant des résidus de culture et surtout des pailles, par exemple, de la matière organique. Le froid inhibe la minéralisation et favorise la réorganisation.

Lorsque C/N est en dessous de 23, la matière organique décomposée se minéralise lentement : l'azote non lié passe à de l'azote sous forme d'ammoniac puis de nitrates. Les nitrates sont solubles, de même que l'ammoniac qui a toutefois tendance à se fixer sur le sol et les particules argileuses.

Lorsque l'humus n'est pas exploité intensivement, il contient entre 2.5 et 4 % de matière organique. L'exploitation intensive réduit progressivement cette réserve jusqu'à la faire descendre à une fourchette de 1.0 à 1.5 %. C'est pourquoi, une fois engagée l'exploitation intensive, l'apport de matière fraîche et de fertilisants est indispensable.

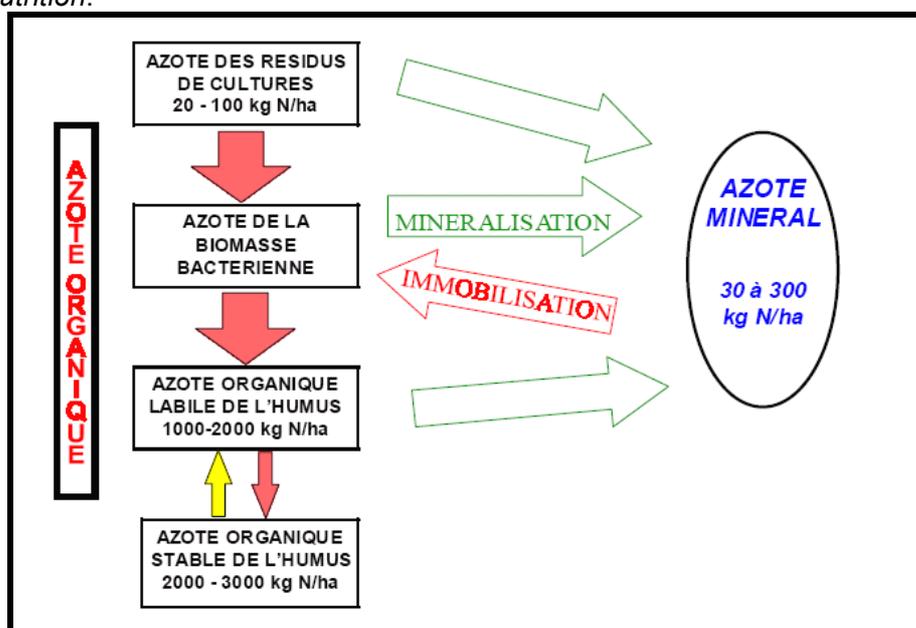
---

<sup>6</sup> (Beauce - Xavier Bailleau)

### 3.13.5. L'AZOTE DU SOL

Le CORPEN<sup>7</sup> distingue plusieurs *compartiments* de l'azote dans le sol :

- La biomasse microbienne NBM, environ 100 à 400 kg N/ha, ensemble de bactéries, champignons et résidus variant avec la fluctuation des aliments (aliments énergétiques, glucides produits par la dégradation des débris végétaux, de la cellulose et de son hydrolyse, des aliments azotés, protéines, des résidus, des déchets).
- Le compartiment Azote Humique Labile ou actif du sol, NHL, plus important, 1.000 à 2.000 kg N/ha joue, lui, un rôle à l'échelle annuelle.
- Le compartiment Azote Humique Stable ou résistant NHS, partie de l'humus servant de tampon et ne variant pratiquement pas en situation normale. Selon l'épaisseur et sa composition, 2.000 à 3.000 kg N/ha.
- Le compartiment azote minéral NM composé d'ammonium  $\text{NH}_4^+$  et surtout d'ion nitrate  $\text{NO}_3^-$ , *seul compartiment soluble et accessible aux plantes pour leur nutrition*.



**Figure 106 : Présentation synthétique du schéma CORPEN**

Source : Ecole Vétérinaire de Nantes

La notion d'azote stable ou d'azote résistant a été avancée par Jansson en 1958. A ces compartiments du sol, il faut ajouter :

- le compartiment azote résidu de culture NRC destiné à fournir de l'azote minéral à plus ou long terme, représentant, selon les cultures 20 à 100 kg N/ha. destinés à se minéraliser, responsable des fortes augmentations de concentration en azote du ruissellement et des nappes lors des premières pluies d'automne s'il a été abandonné sur le sol ;

<sup>7</sup> Interculture, CORPEN, 1991 – Baillon, Chapot, Delouée, Mary, Taureau, Wehrlen et al.

- le compartiment des apports organiques que sont les engrais, déchets animaux, épandages, retournement de prairie, engrais verts, CIPAN.

Une partie de l'azote minéral, l'ammoniac, est retenu par les feuillets d'argile présents dans la plupart des sols. L'azote minéralisable est produit par l'ensemble des deux compartiments azote labile et biomasse. Une partie seulement de l'azote minéralisable est effectivement minéralisée dans l'année, notamment celui qui provient de l'humus et celui qui est produit par les fumiers de bœuf.

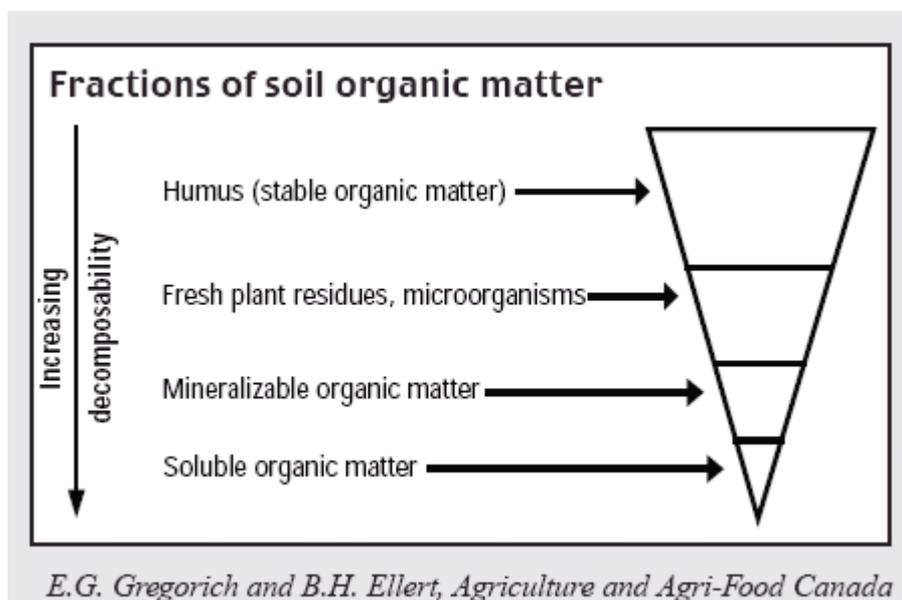
L'azote mobilisable représente donc une fraction faible de l'azote total du sol. Le modèle des nitrates prend en compte ces différents panneaux et leurs échanges. La distinction entre azote humique stable, azote humique labile, biomasse microbienne, résidus de culture abandonnés ou enfouis et azote minéral permet de suivre les processus du cycle de l'azote.

Enfin la distinction entre azote stable et azote labile étant délicate, on peut les réunir en un seul volet lorsque l'on travaille sur le long terme.

Pour le modèle Century, l'humus a été découpé en quatre volets :

- ◆ L'humus associant humus stable,
- ◆ La biomasse, dans laquelle sont intégrés les résidus de culture,
- ◆ La matière organique minéralisable, plutôt que labile,
- ◆ L'azote minéral.

C'est cette analyse qui sera retenue par la suite.



**Figure 107 : Structure de l'humus dans le modèle Century**

SWAT, de même, distingue l'azote organique stable, l'azote organique actif, les résidus, l'azote minéral ammoniacal ou nitrique.

### 3.13.5.1. Les processus

Lorsque l'on parle ici de l'azote, il faut ajouter implicitement Carbone et Phosphore. Le carbone est capturé par les plantes par photosynthèse et restitué à l'atmosphère par la dégradation des résidus ou des pailles, notamment, mais aussi par la respiration des microorganismes.

Le compartiment d'azote stable évolue lentement : il perd de la matière par érosion, probablement par minéralisation sur des durées longues et il est rechargé par l'azote labile. Le compartiment d'azote labile est régénéré par humification. Il est dégradé par minéralisation. Il se transforme lentement en azote stable.

La biomasse décompose les résidus et est également soumise à la minéralisation puisque les microbes, les algues, les champignons meurent en cas de pénurie alimentaire, gel et dégel, sécheresse. La biomasse s'organise en absorbant l'azote minéral lorsque le rapport C/N est supérieur à 23 (Interculture, CORPEN, 1991). C'est la seule voie d'organisation de l'azote.

Les résidus sont minéralisés lorsque le rapport C/N est inférieur à 23.

### 3.13.5.2. Les strates de sol

Le sol est découpé en strates de sol correspondant aux différentes profondeurs de racine. Les strates couramment utilisées ont 25 ou 30 cm d'épaisseur selon l'épaisseur de l'humus. Les légumes ont généralement une profondeur racinaire de 30 à 60 cm tandis que les céréales descendent à 90 cm et la forêt beaucoup plus profondément.

On estime que 80 % de la matière organique est rassemblée dans la première strate de l'humus arable, le reste dans l'épaisseur de sol de 60 à 90 cm.

### 3.13.5.3. Valeurs repères

La frange arable profonde de 25 cm représente, à l'hectare, pour une densité de 1.5, une masse de  $0.25 * 10000 * 1.5 = 3750$  tonnes. Une teneur en matière organique de 2% représente environ 1.1% de carbone donc, pour un C/N de 10 pour l'humus natif,  $1.1/1000$  d'azote soit 4125 kg d'azote à l'hectare dissociés en panneaux comme on l'a vu plus haut.

La teneur en argile conditionne l'azote fixé et le potentiel de minéralisation. Enfin, la teneur en matière organique ne suffit pas pour déterminer la masse de matière organique si on la rapporte à la densité du sol très variable selon la porosité et l'humidité comme le montre la table ci-après :

Tableau 35 - Densité de quelques sols (Terzaghi et Peck)

sol	porosité %	indices des vides	teneur en eau %	densité sèche	densité humide
Sable homogène	46 - 34	0.85 - 0.51	32 - 19	1.43 - 1.75	1.89 - 2.09
Sable hétérogène	40 - 30	0.67 - 0.43	25 - 16	1.59 - 1.86	2.16 - 1.77
argile	55 - 37	1.2 - 0.6	45 - 22		1.77 - 2.07

### **3.13.6. LE CYCLE DES SAISONS**

Suivons la teneur en azote du sol tout au long de l'année :

Lors des récoltes la teneur en azote du sol est minimale si les applications d'engrais ont été convenables, puisque les cultures n'ont plus besoin d'apport. En octobre, la quantité d'azote présent dans le sol dépend d'abord de la culture qui précède : de l'ordre de 20 kg N/ha pour les grandes cultures de céréales, elle monte à 120 kg N/ha pour les rotations de céréales ou les grandes cultures utilisant du fumier et peut dépasser 700 kg N/ha pour le maraîchage dans les deux premiers mètres.

Les pailles et résidus de la récolte précédente abandonnées se dégradent, leur azote se minéralise en nitrates. Les pluies lessivent cet azote minéral du sol et l'entraînent dans les nappes si les pailles et résidus n'ont pas été enfouis.

Au début de l'automne, si les résidus de culture et les pailles sont enfouis l'accroissement de la teneur en azote dans les 60 premiers centimètres du sol, due à la minéralisation de l'azote organique, est disponible pour accroître la création de matière organique vivante dans l'humus. La décomposition des pailles et résidus de culture enfouis entraîne ensuite une lente réorganisation de l'azote minéral incorporé dans la matière organique.

Le froid de l'hiver met en hibernation l'activité biologique du sol.

Au printemps, la minéralisation de l'azote organique de l'humus reprend et s'accélère. Cette minéralisation dépend des cultures précédentes.

Le sol est un facteur important du lessivage : contrairement aux sables, les sols limoneux conservent mieux l'azote et leur teneur en azote au printemps est plus élevée qu'à l'automne précédent grâce à la minéralisation supérieure au lessivage.

Au printemps l'humus est en pleine activité et minéralise, fournissant de l'azote aux cultures. En parallèle, l'azote de l'air est fixé par la biomasse pour son alimentation ou pour constituer de la matière organique neuve.

Malgré la production d'azote minéral continue, la concentration du sol décroît dès le printemps pour satisfaire les besoins des plantes et des microorganismes présents dans les racines et l'humus, d'où le recours aux fertilisants si l'on recherche des rendements élevés.

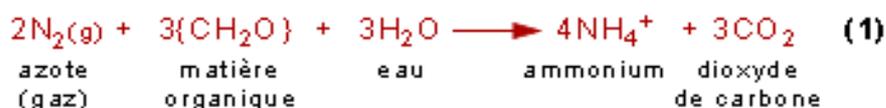
Avec la sécheresse de l'été, la minéralisation est de nouveau ralentie et la teneur en azote ammoniacal décroît pendant l'été.

Suivons à présent le cycle de l'azote à travers les processus.

### **3.13.7. FIXATION DE L'AZOTE ATMOSPHERIQUE DANS LE SOL**

Les bactéries et microorganismes du sol sont capables de fixer l'azote atmosphérique dans l'humus sous forme utilisable par les plantes et les êtres vivants. La fixation est l'un des processus permettant de compenser les pertes du sol en azote minéralisé par la décomposition de la matière organique. Elle participe à la reconstitution, avec l'assimilation chlorophyllienne fixant le carbone, de la masse organique.

Le processus se résume sous la forme :



Le carbone disponible provient de l'atmosphère, des plantes et des cultures : Après la récolte, les résidus sont abandonnés ou enfouis, les feuilles tombent à l'automne, les arbres finissent par mourir, les cultures récoltées laissent des résidus sur le sol, les déchets organiques, le fumier, apportent de la matière organique.

L'azote de l'air est fixé naturellement par le sol selon deux modes, asymbiotique ou symbiotique. La fixation asymbiotique signifie qu'il n'y a pas symbiose entre l'air et la plante. Produite par des algues, des champignons et des bactéries aérobies ou anaérobies vivant dans l'humus, elle peut entraîner des gains d'azote de 20 à 120 kg N/ha/an sous prairies (Jensen, 1965) et cultures. Elle ne dépend directement pas des plantes mais de l'importance de la masse de matière organique carbonée du sol.

La fixation symbiotique, caractéristique des légumineuses et des graminées, leur permet de fixer l'azote atmosphérique directement dans leurs racines par symbiose avec des bactéries, au niveau de 50 à 200 kg de nitrates par hectare et par an. En climat tempéré, la fixation symbiotique de la luzerne atteint 250 kg N/ha/an dont environ 50 kg restent au sol. La fixation la plus performante est obtenue avec des légumineuses du genre rhizobium. Celles-ci fournissent l'énergie et les aliments des bactéries réductrices. La présence d'azote minéral peut la réduire sans toutefois l'arrêter complètement.

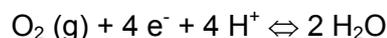
La fixation est le pendant de la minéralisation de l'humus. Cette observation va permettre de contrôler la vraisemblance des ordres de grandeur des masses d'azote en présence dans le calage du modèle.

En régime naturel stabilisé, c'est-à-dire en absence de culture et de fertilisation, l'apport d'azote au sol par la fixation doit équilibrer en moyenne le montant d'azote organique minéralisé chaque année. L'effet de la minéralisation sur l'azote labile est tamponné par la masse de l'humus stable ; sur une longue période de climat stable, le tonnage d'azote organique du sol se stabilise à un niveau où la minéralisation est équilibrée par la fixation.

En culture intensive, l'apport d'engrais et le travail de la terre entraînent des pertes d'azote vers les nappes et, progressivement, la matière organique de l'humus décroît.

## ANNEXE 9 : CHIMIE DE LA DENITRIFICATION

La relation de base est celle du pouvoir oxydant de l'air :



pour laquelle les tables de potentiels redox fournissent les valeurs suivantes :

$$E^\circ = 1,23 \text{ V}, \quad \text{pKox} = 83,2$$

Cette réaction fait intervenir des ions  $\text{H}^+$ , donc le potentiel dépendra du pH. En écrivant l'équation classique de Nernst <sup>1</sup>, nous obtenons :

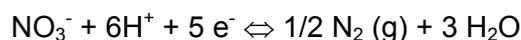
$$E = 1,23 + (0,059 / 4) \log [\text{H}^+]^4$$

Soit :

$$E_{\text{O}_2/\text{H}_2\text{O}} = 1,23 - 0,06 \text{ pH}$$

Pour un pH neutre, le potentiel est égal à 0,810 Volts.

Nitrates et azote gazeux sont en équilibre selon la réaction :



avec  $E^\circ = 1,24$  Volts.

De la même façon, nous pouvons écrire :

$$E = 1,24 + (0,059 / 5) \log ([\text{H}^+]^6 / [\text{NO}_3^-])$$

Ce qui nous donne, pour une concentration unité de nitrates :

$$E = 1,24 - (0,059 / 5) * 6 \text{ pH}$$

Soit :

$$E_{\text{NO}_3^-/\text{N}_2} = 1,24 - 0,07 \text{ pH}$$

d'où, si  $\text{pH} = 7$ ,  $E \approx 0,750 \text{ V}$

Mais les nitrates sont aussi en équilibre d'oxydo-réduction avec l'ammonium selon



avec  $E^\circ = 0.85$  Volts

ce qui donne :

---

<sup>1</sup> Nernst donne l'équation du potentiel à l'équilibre selon :  
$$E = E^\circ + (MF/RTn) * \log ([\text{Ox}] / [\text{Red}])$$
  
où n est le nombre d'électrons échangés, et  $MF/RT \approx 0,059$

$$E = 0,85 + (0,059 / 8) * \log ([H^+]^{10} [NO_3^-] / [NH_4^+])$$

Cette relation dépend du pH, et fait intervenir le rapport nitrate sur ammoniacque. En prenant des concentrations unités, on peut écrire une relation en fonction du seul pH :

$$E = 0,85 - (0,59 / 8) * Ph$$

Soit :

$$E_{NO_3^-/NH_4^+} = 0,85 - 0,07 pH$$

Et, pour un pH = 7,  $E \approx 0,36$  Volts

Nous regrouperons en dernier lieu les réactions faisant intervenir les autres espèces en solutions, dont la présence est nécessaire au déroulement des processus de dénitrification.

Il s'agit surtout du fer, du manganèse et des sulfates, qui peuvent être issus des eaux superficielles ou de l'altération de formes minéralisées dans la matrice.

### 3.13.7.1. Le Manganèse

peut réagir avec les ions hydronium en solution selon :



avec  $E^\circ = 1,28$  Volts

D'où la relation :  $E = 1,28 - (0,059 / 2) * \log [H^+]^4$ , soit :

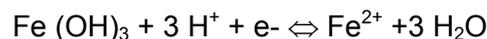
$$E_{MnO_2/Mn^{2+}} = 1,28 - 0,12 pH$$

Et, pour un pH = 7,  $E \approx 0,40$  Volts.

### 3.13.7.2. Le Fer

est présent dans les eaux et les terrains traversés sous plusieurs formes ioniques  $Fe^{2+}$  et  $Fe^{3+}$ , et oxydées correspondantes  $Fe(OH)_2$  et  $Fe(OH)_3$ .

Encore une fois, ces espèces peuvent réagir selon autant de combinaisons différentes. Pour le cas qui nous intéresse, nous retiendrons le passage d'oxyde ferrique en ion ferreux :



qui est en fait la combinaison entre la réaction de dissolution



et la réaction d'oxydo-réduction :



pour pH = 7, E = -0,185 Volts.

Les fortes concentrations en fer ferreux signalent les zones réductrices. En pratique, il suffit de s'assurer qu'il existe du fer et du manganèse dans les analyses pour justifier cette dénitrification.

### 3.13.7.3. Les sulfates

L'ion  $S^{2-}$  est essentiellement présent dans les espèces sulfate et acide sulfurique. En particulier, les sulfates sont réduits selon la réaction suivante :



avec  $E \approx -0,214$  Volts à pH = 7.

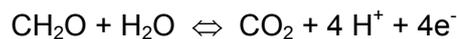
Cette réaction indique que les milieux réduits, donc riches en ammoniacque, comprendront peu de sulfates. Cette forme constitue donc un autre témoin de la qualité d'oxydation d'un milieu et des conditions de dénitrification qui y règnent.

Les relations développées plus haut sont des équations chimiques d'équilibre entre concentrations, en fonction des conditions de potentiel et de pH.

Leur but est de permettre de visualiser les conditions de passage d'une forme à l'autre.

Dans la nature, c'est évidemment les bactéries qui effectuent une consommation préférentielle de l'oxygène des nitrates en l'absence d'une pression partielle d'oxygène suffisante. Cette extraction d'oxygène leur demande moins d'énergie que leur respiration habituelle.

En représentant suivant l'usage, la matière organique par  $CH_2O$ , nous pouvons décrire la réaction d'oxydation dans l'eau selon :

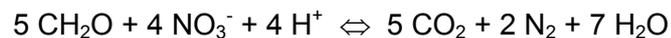


ce qui nous donne :



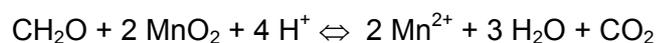
avec une libération d'énergie correspondante de  $\Delta G = -502$  kJ.

La dénitrification en elle-même s'écrit comme plus haut (équation d'oxydation):

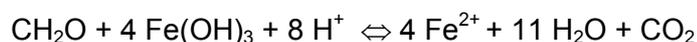


Il en va de même pour l'ensemble des réactions développées. En particulier :

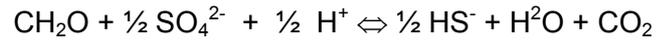
Pour le manganèse,



Pour le fer,



Pour les sulfates,



On trouve dans l'aquifère des colonies de bactéries aérobies et anaérobies *i.e.* dénitrifiantes, sulfato-réductrices, fermentaires et méthanogènes.

Ces deux dernières concernent plus particulièrement le cycle du carbone, par couplage de la réaction entre l'oxydation et l'équilibre méthane - dioxyde de carbone.

Ainsi, la cascade de réactions décrites correspond, pour les bactéries, à la plus grande consommation d'oxygène possible et, pour les espèces en solution, au passage à l'état le plus réduit.

## BIBLIOGRAPHIE

**ADDISCOTT T.M., WAGENET R.J., (1985)**, A simple method for combining soil properties that show variability. Soil Science Society of America Journal vol. 49 n° 6

**ADRIANO D.C., PRATT P.F., BISHOP S.E., (1971)**, Nitrate and salt in soils and groundwater from land disposal of dairy manure. Soil Science Society of America Proceedings 35 : pages 759 à 762

**AGRESTE, (Décembre 1991)**, L'évolution de l'agriculture : Annexe n°1. Séries retrospectives des statistiques agricoles de 1977 à 1990. Fiches signalétiques des évolutions par canton. (n° 204) Ministère de l'Agriculture et de la Forêt

**AGRESTE, (Décembre 1991)**, Terres des villes et des vallées cultivées par les agriculteurs des plateaux. Localisation des exploitations. (n° 200) Ministère de l'Agriculture et de la Forêt

**AGRESTE, (Juin 1990)**, Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt. Recueil de cartographie. Recensement agricole 1988. Evolution 1970-1979-1988. Ministère de l'Agriculture et de la Forêt

**AGRESTE, (Septembre 1991)**, Enquête "Terres labourables 1991", (n° 196) Surfaces cultivées dans le département de l'Eure. Ministère de l'Agriculture et de la Forêt

**AGRESTE, RGA 2000 – Fiches communales et synoptiques. Recensement agricole 1988 – 1989. Tableaux PROSPER. Cantons et régions agricoles. Recueil des cantons. Chiffres et commentaires. Résultats cantonaux. 100 cartes - 50 tableaux. Ministère de l'Agriculture et de la Forêt**

**ALLAIN G., (1985)**, Hydrogéologie du dogger du Saosnois (Nord de la Sarthe) – Evolution des teneurs en nitrates et environnement agricole, rapport, 296 pages

**ANGULO-JARMILLO R., GAUDET J.P., THONY J.L., VAUCLIN M., (1996)**, Measurement of hydraulic properties and mobile water content of a field soil, Soil Science Society of America Journal n° 60, pages 710 à 715

**AZOTE - AGRICULTURE – ENVIRONNEMENT, (Février 1991)**, Dossier d'information, SNIE - UNCAA – INAC, 36 pages, Polytems Conseil

**AZOTE ET AGRICULTURE DE A A Z, (1994)**, Agence de l'Eau Artois Picardie, Chambres d'Agriculture du Nord, du Pas de Calais, de la Somme et de l'Aisne, brochure

**BAILLEAU X., AzoteCalc**, logiciel de calcul des apports à la plante. <http://membres.lycos.fr/itagri>, Nombreuses fiches de cultures : blé tendre, blé dur, maïs, orge, escourgeon.

**BAILLON, CHAPOT, DELOUVEE, MARY, TAUREAU, WEHRLIN ET AL., CORPEN (1991)**, INTERCULTURE, 1991 : Gérer l'interculture pour limiter les fuites de nitrates vers les eaux.

**BALLIF J.L., MULLER J.C. (1993)**, Historique cultural et profils d'azote minéral dans la zone non saturée de la craie : conséquences sur le transfert et le bilan d'azote. Résultats de 10 années d'observations, Cahiers Agricultures, 2, pages 330 à 337

**BALLIF, (1972)**, Evolution annuelle de profils hydriques dans les sols de la Champagne crayeuse, Trav. Stat. sci. Sol. Institut National de Recherche Agronomique, CHALONS SUR MARNE

**BALLIF, (1978)**, Porosité de la craie : appréciation de la taille et de la répartition des pores. Annales Agronomiques n° 29, pages 123 à 131

**BELOIN R.M., SINCLAIN J.L., GHIORSE W.C., (1988)**, Distribution and activity of microorganisms in subsurface sediments of a pristine study site in OKLAHOMA, Microb. Ecolo., vol. 16, pages 65 à 97

**BERNARD D. , (1979)**, Contribution à l'étude hydrogéochimique de la nappe de la craie dans le Nord de la France, thèse de l'Université de LILLE, 179 pages

**BIANCHI A., (1986)**, Les types bactériens hétérotrophes survivants dans les sédiments quaternaires et pliocène supérieur du delta de la Mahakam., c.r. Acad. Sc. PARIS, t. 303, sér. III, n° 11, pages 449 à 451

**BROADBENT F.E., (1986)**, Empirical model of soil nitrogen mineralization. Soil Science, Vol.141, n° 3.

**CAREY M.A., LLOYD J.W., (1985)**,Modelling non-point sources of nitrate pollution of groundwater in the great ouse chalk, U.K. Journal of Hydrology, vol. 78

**CAULIER P., (1974)**, Etude des faciès de la craie et de leurs caractéristiques hydrauliques dans la région du Nord, Thèse de 3ème cycle, LILLE

**CAUSSADE B., PRAT M., (1981)**, Les modèles petits bassins versants: enseignement et réflexions prospectives. Institut de Mécanique des Fluides. Toulouse. C.E.M.A.G.R.E.F.

**CAUSSADE B., PRAT M., (1983)**, Simulation numérique de l'influence des pratiques culturales dans un bassin versant sur la qualité des eaux à son exutoire. Dissolved Loads of Rivers and Surface Water Quantity/Quality Relationships, IAHS Publ. 141.

**CAUSSADE B., PRAT M., (1984)**, Simulation de l'impact de produits réactifs dans les sols - Cas de l'azote. Journal of Hydrology, Vol. 73.

**CHAPOT J.Y., (1990)**, Estimation sur lysimètres de l'incidence de l'introduction d'engrais vert dans une rotation blé maïs sur la lixiviation des nitrates, actes du congrès « nitrates, agriculture, eau », PARIS

**CHAUSSOD R., (1996)**, La qualité biologique des sols : évaluation et implications. Etude et gestion des sols, n° 3, pages 261 à 279

**CHAUSSOD R., NICOLARDOT B., SOULAS G., JOANNES H., (1986)**, Mesure de la biomasse microbienne dans les sols cultivés, II- Cinétique de minéralisation de matière organique microbienne marquée au C<sup>14</sup>, Rev. Ecol. Biol. Sol., n°23 : pages 183 à 196

**CHAUSSOD R., NOUAHIM R.,** La microbiologie des sols en relation avec les pratiques viticoles.

**CHIESI F., (1993)**, Transfert et épuration dans la zone non saturée de la craie en Champagne : étude de quelques cas concernant les nitrates et l'atrazine, Thèse de l'Université de REIMS, 197 pages

**COOPER G.S., SMITH R.L., (1963)**, Sequence of products formed during denitrification in some divers western soils. Soil Science Society of America Proceedings 27 : pages 659 à 662

**COX F.R., KAMPRATH E.J., MCCOLLUM R.E., (1981)**, A descriptive model of soil test nutriment levels following fertilization. Soil Science Society of America Journal n° 45

**DEANS J.R., MOLINA J.A.E., CLAPP C.E., (1986)**, Models for predicting mineralizable nitrogen and decomposition rate constants. Soil Sci. Soc. Am. J., Vol. 50.

**DUFFY J., CHUNG C., BOAST C., FRANKLIN M., (1975)**, A simulation model of biophysicochemical transformations of nitrogen in tile-drained corn belt soil. J. Environ. Qual., Vol.4, n° 4.

**DUTIL P., DURAND R., (1974)**, Acquisition des caractères chimiques de l'eau en milieu calcaire : passage du sol à la nappe de la craie en Champagne, 10<sup>ème</sup> congrès, Ass. Int. Hydrogéol, MONTPELLIER, pages 61 à 66

**EDMUNDS W.M., LAVELOCK P.E.R., GRAY D.A., (1973)**, Interstitial water chemistry and aquifer properties in the upper and middle chalk of BERKSHIRE, England, Journal of hydrology – Vol. 19., pages 21 à 31

**ENDELMAN F.J., NORTHUP M.L., HUGHES R.R., KEENEY D.R., BOYLE J.R., (1973)**, Mathematical modeling of soil nitrogen transformations. Water No. 136, Vol. 70.

**FOSTER S.S.D., (1975)**, The chalk groundwater tritium anomaly. A possible explanation. Journal of hydrology, vol. 25, pages 159 à 165

**FOSTER S.S.D., BARKER J.A. (1981)**, A diffusion exchange model for solute movement in fissured porous rock, Q. J. eng. Geol. London, vol. 14, pages 17 à 24

**FRANCIS A.J., SALTER J.M., DODGE C.J. (1989)**, Denitrification in deep subsurface sediments, geomicrobiol. Journal n° 7, pages 103 à 116  
<ftp://ftp.brc.tamus.edu/pub/swat/doc/swat2000theory.pdf>

**GAUDET J.P., (1974)**, Ecoulement transitoire d'eau et de sel dans la zone non saturée. Application à l'étude de la contamination des nappes à surface libre, Thèse de l'université de GRENOBLE, 136 pages

**GUIDE PRATIQUE DE LA FERTILISATION RAISONNEE, (1991)**, Dossier: la fertilisation (6ème édition). Département de l'Eure

**HANSEN S., JENSEN H.E., NIELSON N.E., SVENDSON H., (1990)**, Daisy. A soil plant system model. Danish simulation model for transformation and transport of energy and matter in the soil plant atmosphere system. NPO-Research Rep. A 10, The National Agency of Environmental Protection, Copenhagen

**HEARNE J.W., HOWARD-WILLIAMS C., (1988)**, Modelling nitrate removal by riparian vegetation in a springfed stream : the influence of land-use practices. Ecological Modelling, vol. 42

**HENDY C.M., (1971)**, The isotopic geochemistry of speleothems. I : the calculation of the effects of different modes of formation on the isotopic composition of speleothem and their applicability as paleoclimatic indicators, *geochim cosmochim acta.*, 35, pages 801 à 824

**HENIN S., (1980)**, Rapport du groupe de travail "Activités agricoles et qualité des eaux », Ministère de l'agriculture et de l'Environnement, Paris, Tome 1, 58 pages

**HENIN S., (1981)**, Le cycle de l'azote, les problèmes de fertilisation et de pollution. Comptes Rendus Acad. Agriculture de France, 67 : pages 846 à 856

**HETIER J.M., ZUVIA M., HOUOT S., THIERY J.M., (1989, 1990)**, Comparaison de trois modèles choisis pour la simulation du cycle de l'azote dans les agro-systèmes tropicaux. Cahiers de l'ORSTOM, série Pédologie, vol XXV : modèles EPIC, CERES et SWAP.

**HOUOT S., MOLINA J.A.E., CHAUSSOD R., CLAPP C.E., (1989)**, Simulation by NCSOIL of net mineralization in soils from the Deherain and 36 parcelles fields at Grignon, *Soil Science Society of America Journal* n° 53 : pages 451 à 455

**HSIEH Y.P., DOUGLAS L.A., MOTTO H.L., (1981)**, Modeling sewage sludge decomposition in soil : II Nitrogen transformations. *J. Environ. Qual.*, Vol. 10, n°1

**JACHERE ET ACCELERATION DU PROCESSUS DE RETOURNEMENT DES PRAIRIES DANS L'EURE, (Juin 1992)**, Résultats de l'enquête "Utilisation du territoire 1992". (n° 206)

**JARVIS M.G., (1973)**, Soils of the wantage and Abdingdon District, *Soil Surv-Engl. Wales*, Harpenden, Mem. Sheet 253

**JENKINSON D.S., FOX R.H., RAYNER J.H., (1985)**, Interactions between fertilizer nitrogen and soil nitrogen – the so-called "priming effect". *J. of Soil Science*, Vol. 36

**JENSEN M.E., (1966)**, Empirical methods of estimating or predicting evapotranspiration using radiation. Conference on evapotranspiration and its role in water resources management, *Amer. Soc. Agr. Engin. Proc.*, Dec. pages 49 à 53

**JORGENSEN K.S., TIEDJE J.M., (1993)**, Survival of denitrifiers in nitrate-free anaerobic environments. *Appl. Environ. Microbiol.* 59 : pages 3297 à 3305

**LACHEREZ - BASTIN, (2001)**, rapport inédit SOREG R-01-0309, BUSSY-LES-DAOURS – QUERRIEU – PONT-NOYELLES (80) – Etude de la zone non saturée de l'aquifère crayeux Réalisation de sondages à la tarière hélicoïdale et analyses – Communauté d'Agglomération d'Amiens Métropole, 22 pages, [6]

**LACHEREZ - BASTIN, (2002)**, rapport inédit SOREG R-02-1208, PAS-EN-ARTOIS (62), Réalisation de deux forages d'alimentation en eau potable à la nappe de la craie – SMPAEP DU BOIS SAINT-PIERRE, 19 pages, [7]

**LACHEREZ – BASTIN, (2003)**, rapport inédit SOREG R-03-0916, HOULLE – MOULLE (62), Impact des flux azotés de surface sur la nappe de la craie et la zone non saturée crayeuse – LYONNAISE DES EAUX, 23 pages, [8]

**LACHEREZ - BASTIN, (2003)**, rapport inédit SOREG R-03-0213, REMAUCOURT (02), Phase 6 : Reconnaissance quantitative de la ressource en eau, Réalisation d'un essai de pompage à 385 m<sup>3</sup>/h – C.A. DE SAINT-QUENTIN, 21 pages, [9]

**LACHEREZ – BASTIN, (décembre 2001)**, rapport inédit SOREG, le Cambrésis Document n°4, 2<sup>ème</sup> phase d'expérimentation – Profils azotés et choix des traitements statistiques des données, , 29 pages, [5]

**LACHEREZ, (1996)**, Mémoire de DEA, Caractérisation et suivi de l'avancée d'un front de pollution azotée dans la zone non saturée d'un bassin versant crayeux du Nord – Pas de Calais : La vallée de l'Escrebieux, 66 pages, Ecole nationale supérieure de géologie de Nancy[1]

**LACHEREZ, (1997)**, rapport inédit SOREG R-97-0307, Bassin versant D'AIRON-SAINT-VAAST (62) – Etude de la zone non saturée et de la nappe de la craie – District de BERCK-SUR-MER, 17 pages, [2]

**LACHEREZ, (2001)** rapport inédit SOREG R-01-0205, Evolution du chimisme des eaux de la nappe de la craie dans le bassin Artois Picardie – Agence de l'Eau Artois Picardie, 9 pages, [3]

**LACHEREZ, (2001)**, rapport inédit SOREG R-01-1203, AVELUY (80), Phase 4 : Etude hydrogéologique complémentaire – Relation entre la nappe de la craie & les étangs & l'Ancre – SIAEP du plateau Nord d'ALBERT, 25 pages, [4]

**LANDREAU A., MARIOTTI A., SIMON B. (1988)**, La dénitrification naturelle dans les eaux souterraines, Hydrogéologie, n° 1, pages 35 à 43

**MAISON P., (2000)**, Un modèle hydrologique de suivi de la pollution en bassin versant. Thèse soutenue le 23 mars 2000 à l'ENSEEIH de Toulouse. ([philippe.maison@bordeaux.cemagref.fr](mailto:philippe.maison@bordeaux.cemagref.fr))

**MARGAT, BODELLE, (1980)**, L'eau souterraine en France. Les objectifs scientifiques de Demain chez Masson, 208 pages

**MARIOTTI A., (1986)**, La dénitrification dans les eaux souterraines. Principes et méthodes de son identification. A revue, Journal of Hydrology.

**MARIOTTI A., (1994)**, Dénitrification in situ dans les eaux souterraines, processus naturels ou provoqués : une revue, Hydrogéologie n° 3, pages 43 à 68

**MEGNIEN C.**, BRGM : Atlas des nappes du Bassin Parisien

**MEGNIEN G., (1979)**, Hydrogéologie du centre du bassin de paris. Contribution à l'étude de quelques aquifères principaux, Mémoire du BRGM n° 98, 532 pages (inédit)

**MEHRAN M., TANJI K.K., (1974)**, Computer modeling of nitrogen transformations in soils. J. Environ. Qual. 3, pages 391 à 396

**MEINTS V.W., BOONE L.V., KURTZ L.T., (1975)**, Natural 15N abundance in soil, leaves and grain as influenced by long term additions of fertilizer N at several rates. J. Environ. Qual. Vol. 4, n°4

**MOLINA J.A.E., CLAPP C.E., SHAFFER M.J., CHICHESTER F.W., LARSEN W.E., (1983)**, NCSOIL, a model of nitrogen and carbon transformations in soil : Description, calibration and behaviour. Soil Science Society of America Journal 47 : pages 85 à 91

**MOLINA J.A.E., RICHARDS K., (1984)**, Simulation models of the nitrogen and carbon cycle in the soil-water-plant system, NCSWAP. Guide for the preparation of input data files and execution of NCSWAP. Soil Ser. 116 Dep. Of Soil Sci., Univ. of Minnesota, St Paul

**MORTIMORE R.N., (1990)**, Chalk or chalk ?, Thomas telford edit., London, pages 15 à 45

**MOULIN M., (1990)**, Genèse et évolution des minéraux secondaires en zone non saturée carbonatée : étude géochimique et isotopique de la zone non saturée de la craie de Champagne, thèse de l'université d'ORSAY, 170 pages

**NORMAND, CZERNICHOWSKI – LAURIOL, MOUVET, (1999)**, rapport BRGM R40616, Suivi de la nappe et de la zone non saturée dans le bassin de l'Hallue (80) – Conseil Régional de Picardie & Agence de l'Eau Artois Picardie, 321 pages, [10]

**OAKES D.B., (1977)**, The movement of water and solutes through the unsaturated zone of the chalk in the united kingdom, Proceedings of the third international hydrology symposium on theoretical and applied hydrology, pages 447 à 459

**PANSU M., (1991)**, Détermination de quelques paramètres caractéristiques de la cinétique d'humification et de minéralisation des amendements organiques dans les sols. Cahiers de l'ORSTOM, sér.Pédol., vol XXVI, n°2, 131-144

**PANSU M., SIDI H., (1987)**, Cinétique d'humification et de minéralisation de mélanges sols - résidus végétaux, Sci. Du sol n° 25 : pages 247 à 265

**PARKER D.T., LARSON W.E., (1962)**, Nitrification as affected by temperature and moisture content of mulched soil. Soil Science Society of America Proceedings 26 : pages 238 à 242

**PRAT M., (1982)**, Simulation numérique du transport de produits réactifs dans le sol. Cas de l'azote dans les relations bassin versant-rivière. Institut National Polytechnique de Toulouse, 330 pages.

**PRICE M., (1993)**, Groundwater movement in the chalk aquifer in England, Hydrogeologie, n° 2, pages 147 à 150.

**REDDY K.R., KHALEEL R., OVERCASH M.R., (1980)**, Carbon transformations in land areas receiving organic wastes in relation to nonpoint source pollution : A conceptual model. Journal Environ. Qual. 9, pages 434 à 442

**REDDY K.R., PATRICK W.H., (1978)**, Residual fertilizer nitrogen in a flooded rice soil. Soil Science Society of America Journal 42, pages 316 à 318

**REDDY K.R., PATRICK W.H., PHILLIPS R.E. (1978)**, The role of nitrate diffusion in determining the order and rate of denitrification in flooded soil : I. Experimental results. Soil Science Society of America Journal 42, pages 268 à 272

**REDDY, K.R., KHALEEL R. , OVERCASH M.R., WESTERMAN P.W., (1979)**, A non point source model for lands areas receiving animal wastes : I. Mineralisation of organic nitrogen. Am. Soc. Agr. Eng.

**REDDY, K.R., KHALEEL R. , OVERCASH M.R., WESTERMAN P.W., (1979)**, A non point source model for lands areas receiving animal wastes : II. Ammonia volatilisation. Am. Soc. Agr. Eng.

- RINALDO A., BELLIN A. MARANI A., (1989)**, A study of NO<sub>3</sub>-N transport in the hydrologic response by an MRF model. Ecological Modelling, Vol. 48
- ROLSTON, RAO P.S.C., DAVIDSON J.M., JESSUP R.E., (1984)**, Simulation of denitrification losses of nitrate fertilizer applied to uncropped, cropped, and manure-amended field plots. Soil Science, Vol.137, No.4.
- ROQUES H., (1964)**, Contribution à l'étude statique et cinétique des systèmes gaz carbonique – eau – carbonate, Ann Spéléo. XIX, fasc 2, pages 258 à 478
- ROYER J.M. (1974)**, Détermination directe de l'évaporation et de l'infiltration sur bassins versants, Thèse de Docteur ingénieur, Grenoble, 126 pages + annexes
- SABEY B.R., FREDERICK L.R., BARTHOLOMEW W.V., (1969)**, The formation of nitrate from ammonium nitrogen in soils : IV. Use of the delay and maximum rate phases for making quantitative predictions. Soil Science Society of America Proceedings 33 : pages 276 à 278
- SABEY R., BURNS (1969)**, Influence of Soil Moisture Tension on Nitrates Accumulation in Soils. pages 263 – 266, Soil SCI. SOC. AMER. PROC., volume 33
- SAXTON K.E., SCHUMAN G.E., BURWELL R.E., (1977)**, Modeling nitrate movement and dissipation in fertilized soils. Soil Science Society of America Journal n° 41
- SEGUIN J.J., MOREAU F., (1986)**, Migration des nitrates dans la zone non saturée de la craie en Champagne, rapport BRGM, 39 pages, 86 SGN 172 EAU
- SIMON B., (1986)**, Apports de la biogéochimie isotopique à la connaissance de la dénitrification dans les eaux souterraines, rapport BRGM 86 SGN 641 EAU, 139 pages
- SMITH D.B., WEARN P.L., RICHARDS H.J., ROWE P.C., (1970)**, Water movement in the unsaturated zone of high and low permeability strata using natural tritium, isotope hydrology, IAEA, VIENNA, pages 73 à 87
- SOLTNER D., (1988)**, Les bases de la production : le sol – le climat – la plante. Tome 1 : le sol, 16<sup>ème</sup> édition, sciences et techniques agricoles, 456 pages
- STANDFORD G., CARTER J.N., SMITH S.J., (1974)**, Soil fertility and plant nutrition. Estimates of potentially minéralisable soil nitrogen based on shortterm incubations. Soil Science Society of America Proceedings 38 : pages 99 à 102
- STANDFORD G., EPSTEIN E., (1974)**, Nitrogen mineralization – water relationships in soils, Soil Science Society of America Proceedings 38 : pages 103 à 107
- STANDFORD G., VANDER POL, DZIENIA S., (1975)**, Denitrification rates in relation to total and extractable soil carbon, Soil Science Society of America Proceedings n° 39 : pages 284 à 289
- STANFORD G., SMITH. S.J., (1972)**, Nitrogen mineralization potentials of soils. Soil Science Society of America Proceedings n° 36.
- STANFORD G., SMITH. S.J., (1972)**, Nitrogen mineralization-water relations in soils. Soil Science Society of America Proceedings n° 38.
- STARK S.A., CLAP C.E., (1980)**, Residual nitrogen availability from soils treated with sewage sludge in a field experiment. J. Environ Qual. 9, pages 505 à 512.

**STARR J.L., BROADBENT F.E., NIELSEN D.R. (1974)**, Nitrogen transformations during continuous leaching. Soil Sci. Soc. Am. Proc., Vol. 38.

**STEVENSON F.J., BREMNER J.M., HAUCK R.D., KEENEY D.R., (1982)**, Nitrogen in agricultural soils. Number 22 in the series Agronomy. Am. Soc. Agr., Crop Sci. Soc. Am. Publ. Madison, Wisconsin, USA

**SWAT, (2000)** : Soil and water assessment tool, Manuel de base du modèle SWAT : document de synthèse, Ensemble de la documentation

**TANJI K.K., MEHRAN M., (1974)**, Computer modeling of nitrogen transformations in soils. J. Environ. Quality, Vol.3, n°4.

**TANJI K.K., FRIED M., VAN DE POL R.M., (1977)**, A steady-state conceptual nitrogen model for estimating nitrogen emissions from cropped lands. J. Environ. Qual., Vol. 6 n° 2

**TANJI K.K., BROADBENT F.E., MEHRAN M., FRIED M., (1979)**, An extended version of a conceptual model for evaluating annual nitrogen leaching losses from cropped lands. J. Environ. Qual., Vol. 8 n° 1

**TUSNEEM M.E. AND W.H PATRICK, (June 1971)**, Jr. Nitrogen transformations in waterlogged soil, Bulletin n° 657, pages 3 à 75

**VACHIER P., CAMBIER P., PROST R., (1979)**, Structure d'un milieu poreux : la craie, annales agronomiques n° 30, pages 247 à 263

**VACHIER P., DEVER L., (1984)**, Isotopic approach for water movement in the chalk unsaturated zone. Recent investigations in the zone of aeration, Proc. Inter. Symposium, MUNICH, vol. 1, pages 37 à 46

**VACHIER P., DEVER L., FONTES J.C. (1987)**, Mouvements de l'eau dans la zone non saturée et alimentation de la nappe de la craie de Champagne : approches isotopiques et chimiques, international symposium on the use of isotope techniques water resources development, VIENNE AUTRICHE, pages 367 à 379 I AEA SM 299/53

**VAN GENUCHTEN M. Th. et NIELSEN D. R. (1985)**. On describing and predicting the hydraulic properties of unsaturated soils. Annales Geophysicae, 3 (5):615-628.

**VAN GENUCHTEN M.TH. (1980)**. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. J. of Soil Sci. Soc. Am., 44 892-898.

**VAN KEULEN H., (1981)**, Modelling the interaction of water and nitrogen. Plant and Soil, Vol. 58

**VAN VEEN J., (1977)**, The behaviour of nitrogen in soil. A computer simulation model. Ph. D. Thesis, Univ of Amsterdam

**WALKER M.E., SWANSON E.R., (1974)**, Economic effects of a total farm nitrogen balance approach to reduction of potential nitrate pollution. III. Agric. Econ. 14 (2) : pages 21 à 27

**WALTER H., KEENEY D.R., FILLERY I.R., (1979)**, Inhibition of nitrification by acetylene. Soil Science Society of America Journal 43 : pages 195 à 196

**WATERLOT G., (1969)**, Géologie du Nord de la France. Ann. Soc. Géol. Nord, t. LXXXIX

**WATTS D.G., HANKS R.J., (1978)**, A soil-water-nitrogen model for irrigated corn on sandy soils. Soil Science Society of America Journal n° 42

**WELLINGS S.R., (1981)**, Water and nitrate fluxes in unsaturated upper chalk at BRIDGETS. In P. DUTIL ET F. JACQUIN, colloque « humus – azote », REIMS, INRA, pages 271 à 276

**WELLINGS S.R., BELL J.P., (1980)**, Movement of water and nitrate in the unsaturated zone of upper chalk near Winchester, hants England, Journal of Hydrologie, 48 n° 1 / 2, pages 119 à 136

**WHITELAW K., REES J.F., (1980)**, Nitrate reducing and ammonium – oxidizing bacteria in the vadose zone of the chalk aquifer of England, Geomicrobiol. J., vol. 2, n° 2, pages 179 à 187

### **SITES INTERNET :**

Sur un moteur de recherche comme Google on trouve des références et des documents concernant la fertilisation, les nitrates, l'eau, seuls ou associés avec un ou deux des mots-clé que l'on peut proposer :

***P. MAISON, X. BAILLEAU, AZOTECALC, LAROCQUE, BANTON, STANFORD-SMITH, BROADBENT, K.R. REDDY, R. KHALEEL, M.R. OVERCASH, P.W. WESTERMAN, N.G. SELIGMAN, H. VAN KEULEN, LHOSSAINE MOUGHLI, PANSU, GERMON, COUTO, POULIN, SEBILO, BILLEN, PROSE, PIREN, GRIGNON, INRA, OHIO UNIVERSITY, FLORIDA UNIVERSITY, SWAT, EPIC, CERES, AGRIFLUX***

[www.inrs-eau.quebec.ca](http://www.inrs-eau.quebec.ca)

[Ontario - Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales](#)

[www.epa.gov/waterscience/basins/b3docs/swat2000/chp10\\_16.pdf](http://www.epa.gov/waterscience/basins/b3docs/swat2000/chp10_16.pdf)