

5037E
1996
432

n.° d'ordre : 1795

UNIVERSITE DES SCIENCES ET TECHNOLOGIES DE LILLE

**Laboratoire de Géochimie des
Eaux de l'Université de Paris 7**

**Laboratoire d'Hydrogéologie, Structure
et Matériaux des Milieux Carbonatés
de l'Université de Lille I**

**POLLUTION DES EAUX SOUTERRAINES PAR LES NITRATES LIEE
A L'AGRICULTURE - APPLICATION DANS LE VEXIN FRANÇAIS.**

par

Karima MOUFTI

**Thèse présentée en vue de l'obtention du titre de Docteur en Géosciences de l'Université
des Sciences et Technologies de Lille
spécialité: Hydrogéologie**

Soutenue publiquement le 12 septembre 1996 devant le Jury:

Président	N. Crampon	(Professeur de l'Université d'Artois)
Rapporteurs	G. Sarazin	(Professeur de l'Université de Paris 7)
	E. Carlier	(Professeur de l'Université d'Artois)
Examineurs	J.P. Colbeaux	(Maître de conférence de l'Université de Lille)
	J.M. Lardy	(Ingénieur à la D.D.E. de Cergy Pontoise)
	A. Laachach	(Professeur de l'Ecole des Mines de Rabat - Maroc)

SCD LILLE 1



D 030 304706 4

Résumé



50376
1996
432

L'objectif est de voir l'impact de l'agriculture sur la qualité des eaux souterraines du Vexin français, dans l'espace et dans le temps.

Ce travail débute par la division du Vexin en plusieurs bassins versants pour faciliter l'étude. Les concentrations en ions majeurs sont dosées en chromatographie ionique. L'analyse de l'évolution chimique des différents aquifères: Aquifère Yprésien-Lutétien, nappe de la craie, nappe des sables de Fontainebleau et la nappe phréatique des alluvions, indique une augmentation lente mais régulière des teneurs en nitrate avec un accroissement important en 1979-1980 consécutif à l'intensification de l'utilisation des engrais entre 1970 et 1975. Dans un second temps, grâce au krigeage, on a pu réaliser des images de synthèse illustrant des champs de pollution en nitrate, sulfate et chlorure sur fond géographique de la région de l'aquifère principal Yprésien-Lutétien. Les différentes cartes chimiques obtenues permettent d'apprécier la vitesse de propagation d'un polluant quelconque et de déterminer les zones vulnérables.

Trois bassins versants ont été retenus pour être discutés: le bassin de l'Aubette de Magny, le bassin de la Viosne et celui du Sausseron.

L'aquifère Yprésien-Lutétien du bassin de l'Aubette de Magny enregistre les teneurs les plus élevées en nitrate, du fait de sa faible capacité de renouvellement comme en témoigne l'accident de Blamécourt avec un déversement accidentel en 1991, et dont les effets sont encore présents dans l'aquifère, et de sa faible protection par une mince couche de terre végétal de 0.2 à 0.5 m au dessus du calcaire grossier Lutétien, et enfin du fait de l'intensité de l'agriculture dans le bassin. Le bassin du Sausseron représente des faibles teneurs en nitrate à cause de la faible activité agricole du bassin. Le bassin de la Viosne présente une combinaison entre les deux, une forte activité agricole avec des fortes concentrations en nitrate quand l'aquifère est libre, et des faibles teneurs quand ce dernier est captif.

En effet, si certains secteurs s'avèrent non pollués, l'ensemble est menacé à plus au moins long terme comme le montre les cartes prévisionnelles de l'an 2003 et 2013.

Dans certaines conditions, la dénitrification naturelle des lacs de gravières située dans la région pourrait être un moyen efficace pour diminuer la pollution azotée des eaux destinées à la consommation humaine.

Mots clés: agriculture, bassin versant, aquifère, nitrate, piézomètres, krigeage, dénitrification.

Summary

The aim of this study is to quantify the impact of agriculture on the quality of underground water of French Vexin, versus space and time.

The quality has been evaluated by using three major anions: NO_3^- , SO_4^{2-} and Cl^- , the latter have a direct relationship with the chemical evolution of the different aquifers: aquifer Ypresien-Lutetien, chalk layer, the sand layer of Fontainebleau and the groundwater of the alluvial deposits, indicate a slow but steady increase in nitrate content with a large growth in 1979-1980 consecutive with the large use of fertilizers between 1970 and 1975.

In a second stage, thanks to kriging, it was possible to obtain synthetic pictures illustrating the area of pollution of nitrate, sulphate and chloride on the geographical base of the region of the main Ypresien-Lutetien aquifer. The different charts obtained enable the speed of propagation of any pollutant to be appreciated, and the vulnerable zones to be determined.

Three watersheds have been retained for discussion: the Aubette de Magny basin, the Sausseron basin, and that of Viosne.

The high level of agricultural activity in the Aubette de Magny basin on one hand, and the insufficient capacity for renewal and the thinness of the layer of soil rich humus above the rough calcareous of the Ypresien-Lutetien aquifer on the other hand, mean that this basin experiences a higher nitrate content. The Sausseron basin represents the low nitrate content due to the locally confined Ypresien aquifer and the low level of agricultural activity in the basin. The Viosne basin represents a combination between the two, a high level of agriculture with high nitrate concentrations when the aquifer is free, and low content when it is confined.

If some sectors turn out to be unpolluted, the whole is more threatened in the long term as the previsionsal maps of the year 2003 and 2013 may show.

In some conditions, the natural denitrification of the gravel lakes located in the region could be an effective mean of reducing the nitrogen pollution of water used for human consumption.

AVANT-PROPOS

J'exprime ma gratitude à Monsieur Norbert CRAMPON, professeur à l'Université de l'Artois, responsable du laboratoire d'Hydrogéologie, pour m'avoir initié à la recherche en m'accueillant dans son laboratoire, Monsieur Gérard SARAZIN, professeur à l'Université de Paris 7, de m'avoir guidé dans mon travail, me faisant bénéficier de son savoir et de son expérience.

J'adresse mes remerciements à Monsieur Eric CARLIER, professeur à l'Université de l'Artois et à Monsieur Gérard SARAZIN, d'avoir accepté de juger ce travail et d'en être les rapporteurs.

J'exprime aussi mes remerciements à Monsieur Jean-Marie LARDY, ingénieur à la D.D.E. de Cergy-Pontoise pour tout l'aide qu'il a pu apporter dans ce travail et d'avoir accepté de faire partie de ce jury.

Que, Monsieur Jean-Pierre COLBEAUX, maître de conférence à l'Université de Lille et Monsieur Abelharman LAACHACH, professeur à l'Ecole des Mines de Rabat, soient assurés de toute ma reconnaissance pour avoir accepté de faire partie de ce jury.

J'adresse ma reconnaissance à Monsieur Jean LEQUERE, ingénieur de recherche à l'Université de Paris 7, pour m'avoir accompagné sur le terrain tant de fois nécessaire aussi que pour ces conseils.

Qu'il me soit permis de remercier les membres du laboratoire de Géochimie des Eaux à Paris 7, de m'avoir accueilli dans leur laboratoire, ainsi que pour les connaissances et la sympathie qu'ils m'ont apporté.

Je remercie la Fondation Singer Poligniac pour la bourse qu'elle m'a attribuée au cours de l'année 1992-1993.

SOMMAIRE

REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

I - AUGMENTATION PREOCCUPANTE DE LA TENEUR EN NITRATE DE L'EAU DISTRIBUEE	2
II - FERTILISATION ET CROISSANCE DES TENEURS EN NITRATE	4
III - REJETS URBAINS ET INDUSTRIELS ET CROISSANCE DES TENEURS EN NITRATE	7
IV - DENITRIFICATION DE L'EAU EN VUE DE SA POTABILITE	9
A - PROCEDES PHYSICO - CHIMIQUES	9
B - PROCEDES BIOLOGIQUES	11
C- DENITRIFICATION NATURELLE	12

INTRODUCTION

CHAPITRE I: GEOLOGIE ET HYDROGEOLOGIE

I - MORPHOLOGIE DU VEXIN	21
a) Vallons, vallées et dépressions	21
b) Les plateaux	25
c) Les buttes du Vexin	26
II - DESCRIPTION DES ASSISES GEOLOGIQUES DU VEXIN FRANÇAIS.	27
a) Les formations superficielles	27
a.1) Les limons des plateaux	29
a.2) Les éboulis de pente	29
a.3) Les remblais	29
a.4) Les altérations superficielles	29
a.5) Secteur des alluvions anciennes ou modernes	29
b) Les terrains tertiaires	30
b.1) Les formations du Paléogène supérieur (Oligocène)	30

b.2) Les formations du Paléogène moyen (Eocène)	32
b.3) Les formations du Paléogène inférieur (Paléocène)	33
c) Les terrains secondaires	33
III - APERÇU TECTONIQUE	33
IV - APPROCHE HYDROGEOLOGIQUE	35
a) Inventaire des aquifères et nappes	35
b) Structure géologique des gisements	35
c) Localisation géographique des réserves	37
d) Caractéristiques hydrodynamiques des réservoirs	38
d.1) Aquifère Oligocène	38
d.2) Aquifère Eocène supérieur	39
d.3) Aquifère Eocène inférieur et moyen (dit du Soissonnais)	39
d.4) Nappe de la craie	41
d.5) Nappe des alluvions	41

CHAPITRE II: ETUDE DES BASSINS VERSANTS

I - ETUDE HYDROLOGIQUE DES BASSINS VERSANTS	44
A - TYPOLOGIE DES AQUIFERES	44
a) Les aquifères affleurant dans le Vexin	44
b) Circulation de l'eau au sein de l'aquifère	44
c) Interdépendance des différents types d'aquifères	46
B - METHODOLOGIE D'UN PRE-BILAN HYDROGEOLOGIQUE	46
a) Adéquation entre bassins versants et réserves d'eau souterraine	46
b) Paramètres et méthode d'un pré-bilan hydrogéologique	46
c) Liste des bassins versants	47
c.1) Bassin de la Seine	47
c.2) Bassin de l'Oise	47

c.3) Bassin de l'Epte	47
C - CARACTERES DES BASSINS VERSANTS	48
a) Surface - Réserve aquifère - Pluie efficace et exhaures des bassins versants	48
a.1) La surface des bassins versants	48
a.2) Structure, capacité de la réserve en eau de chaque bassin versant	50
a.3) Pluie efficace	54
a.4) Exhaure naturelle, artificielle et totale	54
b) Répartition des forages par aquifère, par bassin versant	56
b.1) Répartition par aquifère	56
b.2) Répartition par bassin versant	56
c) Indice d'exhaure des bassins versants	59
II - ETUDE HYDROCHIMIQUE DES BASSINS VERSANTS	61
A - INTRODUCTION	61
B - FORMATION DU CHLORURE, SULFATE ET NITRATE DANS LA PLUIE	61
a) Chlorure dans la pluie	61
b) Sulfate dans la pluie	61
c) L'azote dans la pluie	62
C - CYCLE DE L'AZOTE	64
D - EVOLUTION GLOBALE A LONG TERME DES TENEURS EN NITRATE, SULFATE ET CHLORURE DES EAUX SOUTERRAINES DU VEXIN FRANÇAIS.	72
a) Origine des données	72
b) Choix des paramètres étudiés	72
c) Evolution temporelle de la teneur en nitrate dans les eaux souterraines et superficielles	72
c.1) Evolution globale des concentrations en nitrate sur l'ensemble des bassins étudiés	74
c.2) Comparaison hydrochimique des bassins versants étudiés	76
d) Etude temporelle de NO_3^- , Cl^- et SO_4^{2-} dans les différents bassins versants	79
d.1) Boucle de l'Oise -Cergy -Jouy-Le-Moutier	79
d.2) Ravine des vallées Hérouville-Auvers.	81

d.3) Bassin versant du Rû de Chaussy	81
d.4) Rû de la Vallée du Roi-Vetheuil	84
d.5) Sausseron	86
d.6) Bassin versant de la Vallée d'Epiais-Fond-de-St-Antoine	89
d.7) Bassin de l'Aubette de Magny	91
d.8) Bassin versant de l'Aubette de Meulan	93
d.9) Bassin versant de Cudron	96
d.10) Bassin versant de Haute-Isle Roche-Guyon	97
d.11) Bassin de la Viosne	99
d.12) Bassin versant de Montreuil-Ansicourt	103
d.13) Bassin versant de Montcient	105
d.14) Bassin versant d'Esches	107
d.15) Versant les Groux-St-Leu	109
e)Conclusion	110

**CHAPITRE III: ETUDE DE DEUX BASSINS TEMOINS - ESSAI DE
MODELISATION DES NITRATES, SULFATES ET CHLORURES PAR LE
KRIGEAGE**

I - BASSIN DE L'AUBETTE DE MAGNY	113
A - IMPACT DES ENGRAIS AZOTES ARTIFICIELS SUR LA QUALITE DES EAUX SOUTERRAINE DU BASSIN	114
a) Prélèvement n°1	114
b) Prélèvement n°2	115
c) Prélèvement n°3	116
d) Evolution journalière des teneurs en nitrate dans les eaux de surface	121
B - TRAÇAGE DE L'AZOTE DANS L'AUBETTE DE MAGNY: CONSEQUENCE D'UN DEVERSEMENT ACCIDENTEL D'UNE CUVE D'ENGRAIS LIQUIDE A BLAMECOURT.	122
a) Déversement accidentel d'une cuve d'engrais liquide à Blamécourt	122

a.1) Introduction	122
a.2) Localisation	123
a.3) Géologie et hydrogéologie	123
a.4) Evolution chimique	124
b) Traçage artificiel dans la rivière	132
b.1) Les caractéristiques du transfert en convection - dispersion	132
b.2) Méthodologie	138
b.3) Etude sur l'Aubette de Magny à Ambleville	139
II - IMPACT DE L'AGRICULTURE SUR LA QUALITE DE L'AQUIFERE YPRESIEN - LUTETIEN DANS LE BASSIN VERSANT DE LA VIOSNE	145
a) Prélèvement n° 1	146
b) Prélèvement n° 2	147
c) Prélèvement n° 3	147
d) Prélèvement n° 4	148
e) Conclusion	149
III) REPARTITION SPATIO-TEMPORELLE DES CONCENTRATIONS EN NITRATE, SULFATE ET CHLORURE GRACE AU DE KRIGEAGE	150
a) Les nitrates	151
b) Les sulfates	158
c) Chlorures	159
d) Conclusion	162
CHAPITRE IV: FACTEURS SOCIO-ECONOMIQUES	
I - VARIATIONS DE LA POPULATION ET DU NOMBRE D'EXPLOITATIONS AGRICOLES	164
A - ETUDE DE LA VARIATION DE LA POPULATION	164
B - EVOLUTION DU NOMBRE TOTAL D'EXPLOITATIONS	164
II - ACTIVITE AGRICOLE - EVOLUTION DU CHEPTEL ET CONSOMMATION D'ENGRAIS	167

A - UTILISATION DU SOL	167
B - CHEPTTEL	169
C - CONSOMMATION D'ENGRAIS	170
a) Les engrais naturels	170
b) Les engrais artificiels azotés	170
b.1) Engrais complets	170
b.2) Nitrate d'ammonium	171
b.3) Sulfate d'ammonium	171
b.4) Nitrates de sodium et d'ammonium	171
c) Les engrais artificiels non azotés	171
d) Utilisation des engrais en Ile-de-France	172
D - REPARTITION DES PRELEVEMENTS D'EAU DANS LE VAL D'OISE	173
II - ACTIVITE INDUSTRIELLE: LES GRAVIÈRES	173
A - CONTEXTE GEOLOGIQUE DES GRAVIERES	174
B - CONDITION HYDROGEOLOGIQUE LOCALE	175
C - QUESTIONS POSEES	175
a) Influence sur la piézométrie	175
b) Aspect quantitatif de la piézométrie	179
b.1) Comparaison avec l'état initial	179
b.2) Comparaison entre les précipitations, la piézométrie et les hauteurs d'eau de l'Oise	184
b.3) Relation entre les précipitations et la piézométrie	184
b.4) Relation entre les précipitations et les hauteurs d'eau de l'Oise	187
b.5) Relation entre la piézométrie et les hauteurs d'eau de l'Oise	188
b.6) Relation entre la piézométrie et la teneur en nitrate	188
D) CONSEQUENCE SUR LA QUALITE DE L'EAU	189
a) Lac de gravière = nappe à l'air libre	189
b) Mécanisme de la dénitrification en gravière	191
c) Paramètres influençant la dénitrification	196

c.1) Effet de la surface des lacs	196
c.2) Effet de l'épaisseur de la lame d'eau	196
d) Rendement épuratoire	196
d.1) Exemple de l'étang du Bosquet	197
d.2) Résumé des capacités épuratoires des plans d'eau année 1992-1993	198
e) Substances indésirables	199
f) Substances toxiques	199
g) Conclusion	199

CONCLUSION GENERALE

BIBLIOGRAPHIE

ANNEXE I

ANNEXE II

ANNEXE III

ANNEXE IV

LISTES DES FIGURES

fig. 1: Schéma de principe du procédé NITRACYCLE (Deguin A., 1985)	13
fig. 2: Schéma de principe du procédé AZURION employé à l'usine de Plouéan (Richard Y. et Burriat J., 1988)	13
fig. 3: Schéma de la ligne de traitement utilisant le réacteur Nitrazur (Richard Y. et Partos J., 1986).	14
fig. 4: Schéma de la filière de traitement de l'usine de Dennemont utilisant le procédé Biodenit (Ravarini P. et al., 1988).	14
fig. 5: Schéma de principe de la ligne de traitement de la S.O.G.E.A. (Hanus F., 1988).	15
fig. 6: Principe du procédé de dénitrification par le B.R.G.M.	15
fig. 7: Localisation géographique du Vexin français.	23
fig. 8: Schéma géologique de la plaine du Vexin et des buttes témoins.	28
fig. 9: Carte géologique du Vexin	31
fig. 10: Aperçu tectonique du Vexin	34
fig. 11: Carte multicouche de l'Eocène supérieur (calcaire de Champigny, calcaire de St Ouen, Sables de Beauchamp)	36
fig. 12: Aquifère multicouche de l'Eocène inférieur et moyen (très exploité) (Calcaire Grossier, sables de Cuise)	36
fig. 13: Nappe de la craie	37
fig. 14: Carte piézométrique (voir annexe IV)	42
fig. 15: Tableau des pourcentages d'aquifères affleurants par grand bassin versant.	44
fig. 16: Bassins hydrogéologiques du Vexin français.	47
fig. 17: Tableau des surfaces et structures aquifères des bassins versants	52
fig. 18: Tableau des structures aquifères et réserves en eau.	53
fig. 19: Tableau des surface en km ² , réserve aquifère, pluie efficace, exhaure en millions de m ³ /an.	55
fig. 20: Nombre de forages par bassin versant en situation critique. (N: nombre)	56
fig. 21: Tableau des répartitions des forages d'eau par aquifère et par bassin versant	57
fig. 22: Tableau du nombre de forages par surface et réserve en eau des bassins versants.	58
fig. 23: Tableau des exhaures des bassins en millions de m ³ et indice d'exhaure.	60
fig. 24: Tableau des processus majeurs de fixation d'azote (unité: 10 ¹² g N / an).	62
fig. 25: Emission de NO _x aux Etats Unis due la combustion des carburants et les activités industrielles.(J.A. Logan, 1983)	64

fig. 26: Répartition moyenne des sources d'azote en Europe. (d'après Stumm 1972).	69
fig. 27: Cycle de l'azote	70
fig. 28: Cycle terrestre de l'azote en Tg N par an ($Tg = 10^{12}g$).	71
fig. 29: Variation de la teneur en nitrate de deux puits A.E.P. de l'eau de l'aquifère Yprésien-Lutétien du Vexin de 1974 à 1993.	73
fig. 30: Carte de distribution des teneurs moyennes en nitrate dans le réseau des eaux superficielles du Vexin français pendant l'année 1993.	73
fig. 31: Evolution des teneurs moyennes en nitrate dans les nappes du Val d'Oise (Données D.A.S.S.)	75
fig. 32: Teneur en nitrate des eaux destinées à la consommation dans le Vexin en 1993.	76
fig. 33: Evolution des teneurs moyennes en nitrate dans les puits, forages et sources de l'aquifère Yprésien-Lutétien.	76
fig. 34: Diagramme triangulaire de la composition chimique des bassins	78
fig. 35: Evolution des teneurs moyennes en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin versant de la boucle de l'Oise-Cergy-Jouy-Le-Moutier de 1973 à 1994.	79
fig. 36: Tableau des caractéristiques des ouvrages	80
fig. 37: Tableau des caractéristiques de l'ouvrage	81
fig. 38: Evolution des teneurs moyennes en nitrate, chlorure et sulfate dans les eaux du forage A.E.P. de Hérouville de 1973 à 1982.	82
fig. 39: Evolution des teneurs moyennes en nitrate, chlorure et sulfate dans les eaux du forage AEP de Chaussy de 1980 à 1994.	82
fig. 40: Tableau des caractéristiques de l'ouvrage	83
fig. 41: Evolution des teneurs moyennes en nitrate, sulfate et chlorure (mg/l) dans les eaux souterraines du bassin du Rû de la Vallée du Roi-Vetheuil de 1976 à 1992	84
fig. 42: Tableau des caractéristiques des ouvrages	85
fig. 43: Evolution des teneurs moyennes en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin du Sausseron de 1976 à 1993	86
fig. 44: Tableau des caractéristiques des ouvrages	87
fig. 45: Tableau des caractéristiques des ouvrages	89
fig. 46: Evolution des teneurs moyennes en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin de la Vallée d'Epiais-Fond-de-St-Antoine de 1973 à 1994.	90
fig. 47: Tableau des caractéristiques des ouvrages	91

fig. 48: Evolution des teneurs moyennes en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin de l'Aubette de Magny	92
fig. 49: Tableau des caractéristiques des ouvrages	93
fig. 50: Evolution des teneurs moyennes en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin de l'Aubette de Meulan de 1973 à 1994	94
fig. 51: Evolution des teneurs moyennes en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin de Cudron de 1970 à 1994	96
fig. 52: Tableau des caractéristiques de l'ouvrage	96
fig. 53: Tableau des caractéristiques des ouvrages	97
fig. 54: : Evolution des teneurs moyennes en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin de Haute-Isle Roche Guyon de 1977 à 1993	98
fig. 55: Evolution des teneurs moyennes en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin de la Viosne 1976 à 1993	100
fig. 56: Tableau des caractéristiques des ouvrages	101
fig. 57: Evolution des teneurs en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin de Montreuil-Ansicourt 1978 à 1994	103
fig. 58: Tableau des caractéristiques des ouvrages	104
fig. 59: Schéma de la localisation de la source de Montreuil/Epte.	104
fig. 60: Evolution des teneurs en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin de Montcient de 1979 à 1993.	105
fig. 61: Tableau des caractéristiques de l'ouvrage	105
fig. 62: Evolution des teneurs en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin d'Esches 1978 à 1993	107
fig. 63: Tableau des caractéristiques des ouvrages	108
fig. 64: Evolution des teneurs en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux du puits A.E.P. de Bray-et-Lu de 1982-1994.	109
fig. 65: Tableau des caractéristiques de l'ouvrage	109
fig. 66: Coupe schématique du bassin de l'Aubette de Magny et les lieux de prélèvement	113
fig. 67: Précipitation journalière à la station de Bray-et-Lû pour l'année 1994	115
fig. 68: Concentration en nitrate dans les eaux de la nappe Yprésien-Lutétien de janvier 94 à janvier 95.	115
fig. 69: Teneur en nitrate dans les eaux souterraines de la nappe de la craie de janvier 94 à janvier 95.	116
fig. 70: Variation des concentrations en nitrate dans les eaux de l'Aubette de Magny	

de janvier 94 à janvier 95 (station de prélèvement à Ambleville).	117
fig. 71: Evolution longitudinale des teneurs en nitrate dans les eaux de l'Aubette de Magny.	118
fig. 72: Variation des concentrations en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux de l'Aubette de Magny de janvier 1991 à janvier 1995 (station de prélèvement à Ambleville).	119
fig. 73: Variation de la teneur moyenne en nitrate des eaux de l'Aubette de 1978 à 1994 à Ambleville.	119
fig. 74: Précipitation journalière à la station de Bray-et-Lû pour l'année 1994	120
fig. 75: Débit journalier de l'Aubette de Magny	120
fig. 76: Variations horaires des teneurs en nitrate dans l'Aubette et la Viosne.	121
fig. 77: Apparition des pics de nitrate dans les eaux de l'Aubette synchrones des décrues.	122
fig. 78: Tableau des concentrations en nitrate et ammonium en mg/l dans les trois	125
fig. 79: Tableau des teneurs en nitrate et ammonium en mg/l dans la rivière Aubette de Magny six mois après l'accident.	126
fig. 80: Précipitation et piézométrie	126
fig. 81: Evolution de la teneur en nitrate dans les trois piézomètres P1, P2 et P3 pour 1991-1992	127
fig. 82: Evolution de la teneur en ammonium dans les trois piézomètres P1, P2 et P3 pour 1991-1992	127
fig. 83: Concentration de nitrate et ammonium dans les eaux de L'Aubette.	128
fig. 84: Précipitations à Buhy de juin 91 à mai 92	128
fig. 85: Concentrations en nitrate (mg/l) dans les différentes stations de prélèvement de janvier 94 à janvier 95.	129
fig. 86: Diagramme schématique de la localisation des piézomètres et sens d'écoulement de la nappe.	130
fig. 87: Evolution de la concentration en nitrate selon le sens d'écoulement de la nappe	131
fig. 88: Tableau des données expérimentales du traçage effectué dans la rivière à différentes distances et à débit constant, la dispersivité est obtenue par la méthode de la variance réduite.	140
fig. 89: Transport unidimensionnel, injection en écoulement uniforme.	140
fig. 90: Densités optiques réduites observées pour l'Aubette de Magny: stations 1, 2, 3, et 4.	141
fig. 91: Densités optiques réduites observées et simulées	142
fig. 92: Tableau des vitesses effectives et dispersivités en fonction de la distance obtenues	

par calage de courbes-types.	143
fig. 93: Evolution de la dispersivité en fonction de la distance et de la vitesse effective.	143
fig. 94: Coupe schématique du bassin de la Viosne et localisation des prélèvements	145
fig. 95: Précipitation journalière de la station de Pontoise	146
fig. 96: Evolution de la concentration en nitrate dans les eaux souterraines de la nappe du Stampien et l'aquifère Yprésien-Lutétien à différents niveaux de la toposéquence de décembre 93 à janvier 95.	146
fig. 97: Evolution des concentrations en nitrate et sulfate pendant l'année 1994 pour la source de la vallée d'Orémus.	147
fig. 98: Evolution de la concentration en nitrate dans les eaux de la Viosne de décembre 93 à janvier 95.	149
fig. 99: Carte des teneurs moyennes en nitrate des eaux souterraines de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour l'année 1977.	152
fig. 100: Carte des teneurs moyennes en nitrate des eaux souterraines de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour l'année 1993.	152
fig. 101: Carte des teneurs moyennes en nitrate des eaux souterraines de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour l'année 2003.	154
fig. 102: Carte des teneurs moyennes en nitrate des eaux souterraines de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour l'année 2013.	154
fig. 103: Carte de marge d'erreur du modèle prévisionnel	155
fig. 104: Evolution simulée de la concentration en nitrate des eaux souterraines de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour 3 stratégies de « gel de terres ».	156
fig. 105: Carte des teneurs en nitrate des eaux souterraines de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour l'année 2003 avec une réduction de 20 % des apports d'engrais.	157
fig. 106: Carte des teneurs en sulfate des eaux souterraines de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1977 et 1993.	159
fig. 107: Carte des teneurs moyennes en chlorure des eaux souterraines de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour l'année 1977 et l'année 1993.	160
fig. 108: Evolution de la superficie agricole utilisée	165
fig. 109: Evolution du nombre d'exploitations dans tout le département	166
fig. 110: Principales cultures en 1979 et 1988 (% de la S.A.U.)	167
fig. 111: Carte de superficie en oléagineux en 1988	168
fig. 112: Carte de superficie en pois protéagineux en 1988	169
fig. 113: Tableau du gros bétail et volailles	169

fig. 114: Tableau des livraisons d'engrais en France et dans la région d'Ile-de-France	172
fig. 115: Tableau des consommations d'engrais dans le Vexin en 1992 (en kg/ha)	172
fig. 116: Tableau du bilan de prélèvement dans tout le département du Val d'Oise*.	173
fig. 117: Gravière non colmatée	176
fig. 118: Gravière colmatée	177
fig. 119: Exemple d'orientation des gravières	177
fig. 120: Carte de localisation des piézomètres	178
fig. 121: Tableau des comparaisons de la piézométrie du couple (A1,C1) avec l'état initial de 1986.	180
fig. 122: L'évolution de la piézométrie moyenne du couple (A1,C1) et de la précipitation.	180
fig. 123: Tableau des comparaisons de la piézométrie du couple (A',C') avec l'état initial de 1987.	181
fig. 124: L'évolution de la piézométrie moyenne du couple (A',C') et de la précipitation.	181
fig. 125: Tableau des comparaisons de la piézométrie du couple (A2,C2) avec l'état initial de 1986.	182
fig. 126: L'évolution de la piézométrie moyenne du couple (A2,C2) et de la précipitation.	182
fig. 127: Tableau des comparaisons de la piézométrie du couple (A5,C5) avec l'état initial de 1987.	183
fig. 128: L'évolution de la piézométrie moyenne du couple (A5,C5) et de la précipitation.	183
fig. 129: Piézométrie de la nappe du 2/07/1986 et du 2/11/1992.	185
fig. 130: Relation entre les précipitations et la piézométrie	186
fig. 131: Variations moyennes du niveau piézométrique et des teneurs en nitrate dans un point de la basse plaine de l'Oise au cours de l'année 1993.	188
fig. 132: Température, pH, conductivité, nitrates, sulfates et chlorures en fonction de la profondeur dans le lac d'eau dit de la Tournioles.	190
fig. 133: D'après L. Labroue et al .1988. Processus de dénitrification au fond d'un lac de gravière.	191
fig. 134: Évolution de la teneur en nitrate au sein d'un système en général	193
fig. 135: Evolution de la teneur en nitrate au sein des systèmes expérimentaux	194
fig. 136: Tableau des capacités épuratoires des étangs	198
fig. 137: Cartes des teneurs moyennes en nitrate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1977 et 1978.	218
fig. 138: Cartes des teneurs moyennes en nitrate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1979 et 1980.	219

fig. 139: Cartes des teneurs moyennes en nitrate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1981 et 1982.	220
fig. 140: Cartes des teneurs moyennes en nitrate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1983 et 1984.	221
fig. 141: Cartes des teneurs moyennes en nitrate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1985 et 1986.	222
fig. 142: Cartes des teneurs moyennes en nitrate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1987 et 1988.	223
fig. 143: Cartes des teneurs moyennes en nitrate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1989 et 1990.	224
fig. 144: Cartes des teneurs moyennes en nitrate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1991 et 1992.	225
fig. 145: Carte des teneurs moyennes en nitrate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour l'année 1993.	226
fig. 146: Cartes des teneurs moyennes en sulfate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1977 et 1978.	228
fig. 147: Cartes des teneurs moyennes en sulfate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1979 et 1980.	229
fig. 148: Cartes des teneurs moyennes en sulfate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1981 et 1982.	230
fig. 149: Cartes des teneurs moyennes en sulfate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1983 et 1984.	231
fig. 150: Cartes des teneurs moyennes en sulfate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1985 et 1986.	232
fig. 151: Cartes des teneurs moyennes en sulfate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1987 et 1988.	233
fig. 152: Cartes des teneurs moyennes en sulfate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1989 et 1990.	234
fig. 153: Cartes des teneurs moyennes en sulfate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1991 et 1992.	235
fig. 154: Carte des teneurs moyennes en sulfate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour l'année 1993.	236
fig. 155: Cartes des teneurs moyennes en chlorure de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1977 et 1978.	237

fig. 156: Cartes des teneurs moyennes en chlorure de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1979 et 1980.	238
fig. 157: Cartes des teneurs moyennes en chlorure de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1981 et 1982.	239
fig. 158: Cartes des teneurs moyennes en chlorure de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1983 et 1984.	240
fig. 159: Cartes des teneurs moyennes en chlorure de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1985 et 1986.	241
fig. 160: Cartes des teneurs moyennes en chlorure de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1987 et 1988.	242
fig. 161: Cartes des teneurs moyennes en chlorure de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1989 et 1990.	243
fig. 162: Cartes des teneurs moyennes en chlorure de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1991 et 1992.	244
fig. 163: Carte des teneurs moyennes en chlorure de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour l'année 1993.	245
fig. 164: Corrélation entre la piézométrie de A'C', précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1988-1989.	247
fig. 165: Corrélation entre la piézométrie de A2C2, précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1988-1989.	248
fig. 166: Corrélation entre la piézométrie de A5C5, précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1988-1989.	249
fig. 167: Corrélation entre la piézométrie de A'C', précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1990-1991.	250
fig. 168: Corrélation entre la piézométrie de A1C1, précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1990-1991.	251
fig. 169: Corrélation entre la piézométrie de A5C5, précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1990-1991.	252
fig. 170: Corrélation entre la piézométrie de A'C', précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1992-1993.	253
fig. 171: Corrélation entre la piézométrie de A1C1, précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1992-1993.	254
fig. 172: Corrélation entre la piézométrie de A5C5, précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1992-1993.	255

fig. 173: Corrélation entre la piézométrie de A'C', précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1993-1994.	256
fig. 174: Corrélation entre la piézométrie de A1C1, précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1993-1994.	257
fig. 175: Corrélation entre la piézométrie de A5C5, précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1993-1994.	258
fig. 176: Tableau des résultats d'analyses physico-chimiques. Gravière expérimentale à Bruyères-sur-Oise: Tournioles (Travaux K. MOUFTI, juin 1994).	259
fig. 177: Tableau des analyses chimiques du piézomètres A'.	260
fig. 178: Tableau des analyses chimiques du piézomètres C'.	261
fig. 179: Tableau des analyses chimiques du piézomètres A1.	262
fig. 180: Tableau des analyses chimiques du piézomètres C1.	263
fig. 181: Tableau des analyses chimiques du piézomètres A5.	264
fig. 182: Tableau des analyses chimiques du piézomètres C5.	265
fig. 183: Tableau des analyses chimiques du piézomètres A2.	266
fig. 184: Tableau des analyses chimiques du piézomètres C2.	266
fig. 185: Tableau des analyses chimiques de l'étang dit « Bosquet »	267
fig. 186: Tableau des analyses chimiques de l'étang dit « Tournioles ».	267
fig. 187: Tableau des analyses chimiques de l'étang dit « Jagloret »	268
fig. 188: Tableau des analyses chimiques de l'étang dit « Grande Pointe Herbière »	268
fig. 189: Tableau des analyses chimiques de l'étang dit « Petite Pointe Herbière »	269

n.º d'ordre : 1795

UNIVERSITE DES SCIENCES ET TECHNOLOGIES DE LILLE

**Laboratoire de Géochimie des
Eaux de l'Université de Paris 7**

**Laboratoire d'Hydrogéologie, Structure
et Matériaux des Milieux Carbonatés
de l'Université de Lille I**

**POLLUTION DES EAUX SOUTERRAINES PAR LES NITRATES LIEE
A L'AGRICULTURE - APPLICATION DANS LE VEXIN FRANÇAIS.**

par

Karima MOUFTI

**Thèse présentée en vue de l'obtention du titre de Docteur en Géosciences de l'Université
des Sciences et Technologies de Lille
spécialité: Hydrogéologie**

Soutenue publiquement le 12 septembre 1996 devant le Jury:

Président	N. Crampon	(Professeur de l'Université d'Artois)
Rapporteurs	G. Sarazin	(Professeur de l'Université de Paris 7)
	E. Carlier	(Professeur de l'Université d'Artois)
Examineurs	J.P. Colbeaux	(Maître de conférence de l'Université de Lille)
	J.M. Lardy	(Ingénieur à la D.D.E. de Cergy Pontoise)
	A. Laachach	(Professeur de l'Ecole des Mines de Rabat - Maroc)

REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

I - AUGMENTATION PREOCCUPANTE DE LA TENEUR EN NITRATE DE L'EAU DISTRIBUEE

Connu depuis 1945, l'effet nocif des nitrates sur la santé des nourrissons peut se traduire par la méthémoglobinémie ou maladie bleue. Elle provoque une cyanose par la transformation d'une grande partie de l'hémoglobine en méthémoglobine. Cette dernière ne permet plus de fixer l'oxygène dans le sang pour le transporter des poumons aux tissus. Ce processus provient de la transformation bactérienne in vivo des nitrates en nitrites. Ceux-ci peuvent aussi réagir sur certaines amines ou amides pour former des composés N-nitroso qui seraient un facteur responsable de la formation de cancer de l'estomac. De nombreuses études soupçonnent également les nitrates d'être à l'origine ou de jouer un rôle dans l'hypertension artérielle, certains problèmes de fertilité, de grossesses, du système nerveux, de la thyroïde, de la synthèse des vitamines A et E... (Scrève A., 1984).

A la suite de ces risques réels et potentiels, des normes ont été mises en place. La Concentration Maximale Admissible (C.M.A.) s'élève à :

- 44,3 mg/l de nitrate depuis 1978 pour l'Organisation Mondiale de la Santé (O.M.S.);
- 50 mg/l de nitrate depuis 1989 pour la France (Décret 89-3 du 03.01.1989) en conformité avec la directive européenne C.E.E. 778 du 15.07.1980.

Les nitrates sont l'une des composés de l'azote, le cycle de ce dernier est sous la dépendance de l'activité des micro-organismes du sol et des eaux (Faurie M., 1983) (cf cycle de l'azote).

Les nitrates ingérés par l'homme ne proviennent pas uniquement de l'eau (boisson et cuisson). La dose absorbée au travers de l'alimentation (légumes- 100 mg à 2 g/kg, charcuterie - 50 à 200 mg/kg, salaisons, fruits, pain, produits laitiers) est estimée entre 100 et 300 mg/j. La dose journalière admissible est fixée par l'O.M.S. à 3,65 mg/kg de poids par jour. L'importance de l'apport hydrique apparaît clairement, compte tenu d'une consommation journalière de l'ordre de 0,7 l pour le nourrisson et de 2 l pour l'adulte (Duchemin J. et al., 1988).

L'augmentation de la teneur en nitrate est tout d'abord apparue problématique pour les eaux superficielles (Chedal M., 1975). Du fait de l'absence de filtration et de l'exposition à la lumière, de faibles teneurs en nitrates (5 à 25 mg/l) déclenchent des détériorations indirectes considérables de la qualité de l'eau et des graves difficultés de traitement. Pour les retenues,

l'eutrophisation se produit avec des concentrations dix fois moindres, le stockage des eaux demande donc une qualité exceptionnelle (Lecuyer P., 1988).

Les eaux souterraines, moins vulnérables par la présence de terrains non saturés entre la surface du sol et la nappe, ne furent fortement touchées qu'ultérieurement. Les recommandations du groupe de travail " Activités agricoles et qualités des eaux " permirent la mise en oeuvre de structures spécifiques de lutte contre la pollution nitrée. Son animation et la présidence étaient confiées en novembre 1979 au Professeur Henin, Directeur de Recherche à l'Institut National de la Recherche Agronomique (I.N.R.A.). L'année 1984 vit la création du Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates et les phosphates provenant des activités agricoles (C.O.R.P.E.N.) suite à une décision interministérielle (Environnement et Agriculture). Cette structure est soutenue par une mission (Eau-nitrates " rattachée à la Direction de l'Eau et de la Prévention des Pollutions et des Risques (D.E.P.P.R.) du Ministère de l'Environnement. Cet ensemble est à l'origine de brochures, articles dans la presse spécialisée, lettre mensuelle " L'écho des nitrates "...(Billaudot F., 1988).

De nombreux bilans ponctuels et régionaux ont été effectués. Depuis une quinzaine d'années sont mis en évidence des taux de croissance de la teneur en nitrate variant de 1 à 6 mg/l par an (Collin J-J. et Landreau A., 1984).

Si cette augmentation se poursuit, la situation deviendra délicate. Le cas de Caen est un exemple, cette ville est alimentée par l'eau souterraine, de source et de surface, les tendances enregistrées permettent de prévoir que la teneur en nitrate de l'eau distribuée atteindra le seuil de 50 mg/l vers 1995 (Bourgogne P., 1988). Si aucune mesure curative n'est engagée d'ici l'an 2000, 20 % de la population française recevra une eau dont la teneur en nitrate dépasse 50 mg/l (Landreau A. et Roux J-C., 1984).

Devant ce constat, dans chaque département concerné a été élaboré un programme pour améliorer la qualité des eaux de distribution publique qui présentent des teneurs excessives en nitrate (Lheureux B. et Ballay D., 1982). Ainsi, entre 1981 et 1987 la population alimentée par une eau dont la teneur moyenne était supérieure à 100 mg/l de nitrate est passée de 32 000 à 2 000 et celle dont la concentration est comprise entre 50 et 100 mg/l, de 1 130 000 à 860 000 (Foulhouze R., 1988). Lorsqu'il est tenu compte de la teneur maximale, les chiffres de 1987 sont respectivement de 10 000 et de 1 707 000 (Ministère chargé de la santé, 1988).

Une prise en compte de l'ensemble des données disponible a permis d'établir de manière classique une cartographie des teneurs en nitrate des nappes phréatiques de la France; état 1983 (Lallemand-Barres A. et al., 1985) et (Lallemand-Barres A. et al., 1987).

La représentation ne concerne pas les zones dépourvues de nappe, les montagnes et trois grands secteurs sans données synthétiques (la majeure partie du Massif armoricain, du Massif central et du Bassin aquitain).

Les nappes dans lesquelles sont rencontrées des zones à teneurs supérieures à 50 mg/l de nitrate sont principalement :

- les nappes alluviales (vallées de l'Ariège, de la Garonne, du Rhône, du Rhin etc;
- les nappes de la craie (Nord, Touraine, Centre, Charentes, Yonne);
- les eaux des calcaires jurassiques (Berry, Poitou);
- la nappe des calcaires de Champigny (Brie);
- la nappe du calcaire de Beauce (Beauce);
- des nappes locales en formation de socle (Bretagne).

De lecture aisée, une carte de concentration laisse clairement apparaître la répartition géographique du phénomène. L'accroissement du nombre des données analytiques conduit à accorder à la cartographie automatique une place de choix. Une représentation continue nécessite de traduire les variations par des courbes d'égales valeurs obtenues par interpolation :

- déterministe avec une double interpolation linéaire plus une quadratique;
- probabiliste (krigeage).

Ces méthodes permettent des croisements d'informations et facilitent la mise à jour des documents (Seguin J-J., 1986).

II - FERTILISATION ET CROISSANCE DES TENEURS EN NITRATE

Dans de nombreux cas, la pollution d'origine agricole est mise en évidence. Dès 1966, des examens réalisés dans plusieurs régions des Etats-Unis d'Amérique montraient l'importance de la dégradation de la qualité des eaux souterraines liée à l'épandage d'engrais azotés et de résidus de l'élevage sur les cultures (Lallemand-Barres A., 1974); En France, l'accent est mis sur le rôle des engrais, en particulier au niveau des serres (Albinet M., et al. 1972) et de la grande culture où la part minérale de l'azote est prépondérante (70 %) à la différence des secteurs forestiers où la fraction organique représente 84 % (Seux R. et al., 1985) . Le problème de l'augmentation des teneurs en nitrate est également sensible en République Fédérale Allemande, Pays-Bas, Suisse (Bosset E., 1981), Royaume-Uni (Young C-P. et al.,

1979). Dans ces quatre pays, l'agriculture intensive est mise en cause mais les enjeux agricoles apparaissent déterminants; une remise en question de certaines pratiques néfastes pour l'environnement ne se fera que lentement (Lavoux T., 1987).

S'il est aisé de connaître la quantité d'azote apportée sous forme d'engrais artificiel, il en est tout autrement pour les rejets provenant d'installations classées agricoles car la traduction en terme de nitrate est fonction de différents facteurs (système d'élevage, durée et mode de stockage, condition d'épandage...) (Poher J., 1988). L'étude des déchets a montré des différences importantes de composition entre phases solide (organo-minérale) et liquide (Dutil P; et Muller J-C., 1979). Des moyens portatifs d'analyse apparaissent depuis quelques années à l'image du "pot d'azote" mis au point en Suède (Dunn N., 1985). Afin de réduire le lessivage potentiel, il existe même des inhibiteurs de nitrification (Guenault B; 1985). Au droit des champs d'épandage d'effluent agricole, la surveillance chimique de la migration des nitrates fournit des maxima pouvant atteindre 500 mg/l de nitrate (extraction par lavage) dans l'eau interstitielle de la zone non saturée (Kerbaul A. et al., 1979).

D'autres facteurs sont à l'origine de la présence de nitrate en quantité importante dans les eaux souterraines. Bien que plus local, le processus de ruissellement (I.G.N., 1983) peut, après la période d'épandage, entraîner vers les zones basses d'importantes concentrations d'azote qui, lorsque les terrains sont perméables, rejoignent rapidement la nappe (Douay F. et al., 1985).

Un grand nombre de facteurs rendent délicat le calcul exact de la fumure azotée. Le coefficient de variation de la teneur en nitrate dans le sol est d'environ 30 %, cette valeur est largement plus grande que celle des autres éléments chimiques et physiques du sol (Lindemann Y., 1986). Il est utile de distinguer la forme ammoniacale (NH_4^+) car celle-ci ne risque guère d'être entraînée vers la nappe (Bernhard C., 1985). Le coefficient d'utilisation de l'engrais est fortement affecté par des facteurs limitants (la sécheresse de 1976 par exemple) (Boniface R. et al., 1987). Pour vérifier la bonne alimentation azotée de certaines cultures, la notion de rendement global qui intègre de nombreux effets est moins adaptée que les paramètres "nombre de grains par unité de surface" (pour le maïs en première phase et le blé) et "poids de 1 000 grains" (pour le maïs après floraison) (Lehrmann P., 1984).

L'utilisation de l'abondance isotopique naturelle de l'azote ^{15}N permet de mieux comprendre les phénomènes complexes qui s'opèrent dans le sol. Utilisée depuis 1970 aux Etats-Unis d'Amérique, cette technique permet également de caractériser les sources de nitrate

d'un bassin versant agricole puisque les valeurs de ce paramètre sont bien différenciées en fonction de l'origine de l'azote.

Les résultats sur le bassin de Mélarchez (Brie - Seine et Marne) mettent l'accent sur la part importante des engrais artificiels (Mariotti A. et al., 1975). Sur la base de 21 prélèvements sont mises en évidence diverses sources de nitrate à partir de la valeur du delta (paramètre permettant d'analyser l'abondance en azote 15) (Mariotti A. et al., 1976) :

- minéralisation de la matière organique (sols de prairies ou mis en culture) (+8 à +9 ‰);
- engrais artificiels (voisin de + 3 ‰);
- minéralisation de la matière organique (sols forestiers) (+ 4 à 5 ‰);
- eaux usées domestiques (supérieur à + 10 ‰).

Pour parvenir à une bonne gestion de la fertilisation au regard de la teneur en nitrate des nappes, deux types d'actions ont été engagées en Normandie:

- mise en oeuvre de pratiques culturales susceptibles d'engendrer une amélioration de la qualité des eaux souterraines, ceci au niveau des bassins versants bien délimités;
- information sur l'état de l'azote dans le sol (Allain G., 1988).

Dans ce dernier cas la presse agricole spécialisée fournit de nombreux renseignements pour un calcul optimal de la fertilisation artificielle (Vasseur G., 1986) tout en soulignant la difficulté de l'opération (Viaux P., 1983).

Une cartographie du "risque nitrate" a été élaboré, ce terme "risque nitrate" est pris dans le sens de "potentialité d'augmentation significative de la teneur en nitrate des eaux souterraines). La représentation est basée sur la superposition de:

- l'occupation du sol;
- l'intensité de la fertilisation azotée;
- la vulnérabilité des aquifères.

Cette méthodologie a été appliquée sur un secteur de l'Indre et Loire (Landreau A., 1983), puis sur l'ensemble du département (Desprez N. et al., 1983) et enfin à l'échelle nationale (Landreau A. et Morissot A., 1983).

Afin de posséder des outils de gestion prospectifs, des modèles de transfert de nitrate dans un bassin versant ont été mis au point :

- l'un d'entre eux, "bilan chimique de l'eau" (BICHE) adopte une démarche identique à celles des modèles globaux de simulation hydrologique (Thiery D. et Seguin J-J., 1985). La principale difficulté réside dans les données agricoles (épandage, besoins des plantes, résidus

culturaux...) qui ne sont toujours que des approximations très grossières. Cependant, ce modèle permet des extrapolations correctes des teneurs en nitrate en un point à l'image de celle effectuée entre 1976 et 1986 sur la source de Provins (Seine et Marne - Brie) après une phase de calage réalisée avec des données de 1948 à 1976. L'analyse de sensibilité du modèle souligne le rôle important du volume d'eau liée, l'influence des périodes sèches et humides... (Seguin J-J., 1988). Les simulations basées sur un scénario de fertilisation identique à celle de la situation actuelle aboutissent pour des sites de la nappe du calcaire de Champigny et de Bœuce à des concentrations plafonnant entre 80 et 115 mg/l de nitrate dans des périodes de temps de 40 à 100 ans (Thiery D. et Seguin J-J., 1986).

- un autre modèle permet la prise en compte de l'hydrodynamique souterraine et souligne le problème de la représentativité des piézomètres ainsi que la difficulté de posséder des données agricoles et hydrologiques à la hauteur des capacités du modèle (Geng Q-Z., 1988).

III - REJETS URBAINS ET INDUSTRIELS ET CROISSANCE DES TENEURS EN NITRATE

Le premier maillon de l'assainissement consiste en une bonne conception du réseau. Pour les secteurs anciens, des améliorations notables peuvent être obtenues grâce à des actions ou des travaux limités, à condition d'être bien adaptées aux problèmes rencontrés. Cela nécessite au préalable une étude du diagnostic du système réseau - station d'épuration - milieu naturel récepteur (A.E. A. P., 1986).

L'épuration et le rejet représentent les derniers éléments du système d'assainissement, cependant il est logique de moduler les niveaux de traitement à imposer aux différents rejets en fonction du pouvoir d'autoépuration du récepteur, c'est-à-dire la capacité d'accueil du milieu naturel (Bazin M., 1979).

Vers 1970 est apparu le souci d'éliminer l'azote des eaux usées (Martin G. et Bontoux J., 1981). En 1979, l'intérêt de la dénitrification des eaux usées est davantage envisagé dans l'amélioration de la clarification finale que pour préserver la qualité de l'environnement (Bedin J. et Picard M., 1979). Une station prévue pour dénitrifier n'est pas seulement une installation plus grande que la "normale", mais nécessite une entière modification de ses circuits internes, de la conception du clarificateur, de la répartition du flux, du cloisonnement des bassins, etc (Bedin J., 1976).

Les différentes modalités d'évacuation des eaux usées ou épurées sont les suivantes :

- le rejet dans les eaux superficielles, que celles-ci drainent ou alimentent la nappe;
- l'infiltration par les bassins, mais 68 à 91 % du flux d'azote ammoniacal migrent dans l'eau de nappe (Blake G. et Tisso G., 1985). Dans des bassins sur des dunes de sables nues, le pouvoir épurateur sur l'azote est cependant de l'ordre de 40 % (Ringuelet R., 1985).

- l'épandage sur les terres labourables. Cette technique a permis la mise en valeur agricole de terres très peu fertiles grâce à l'irrigation et à l'enrichissement en matière organique. Par contre, cela induit une augmentation notable des teneurs en azote dans les eaux de la nappe phréatique (élévation de 12 à 33 mg/l dans le cas d'un champ d'épandage en République Fédérale Allemande) (Beauvois F. et al., 1984);

L'épuration des eaux usées produit toujours une quantité importante de boues organiques. L'utilisation agricole est la solution économiquement la plus adéquate, l'emploi liquide apparaît simple, mais il conduit à une complexité importante dans son organisation. La transformation en boues essorées ou compost demande des moyens technique (Pitot J., 1983). Un programme informatique a été mis au point afin de faciliter l'interpolation et l'accessibilité des données concernant les boues des stations d'épuration. Ce logiciel permet d'éditer un tableau récapitulatif sur produit brut et sur matière sèche, une fiche agronomique, un tableau récapitulatif pour les éléments - traces métalliques, une analyse statistique et une représentation graphique. Les documents devraient permettre d'éviter les problèmes sur l'environnement à court et à long terme, en particulier pour les métaux lourds (Six P. et al., 1989).

Pour ce qui est l'épandage souterrain, le devenir des composés azotés n'est pas facile à établir, du fait des phénomènes de nitrification et de dénitrification très actifs. L'excès d'ammonium semble inhiber la dénitrification (Cathelain M. et Demiautte J-P., 1985).

A terme, le développement de l'assainissement autonome concernera près de 20% des français. Les schémas départementaux d'élimination des matières de vidange ont été lancés en 1978 afin d'éviter des transferts de pollution réduisant à néant les efforts accomplis par cette filière. Les évacuations recensées sont l'épandage sur les terres agricoles, le dépotage en station, en réseau d'assainissement (Chalot F., 1988).

Le rejet des matières azotées industrielles est interdit dans les eaux souterraines. Il existe cependant des sources réelles (décharges), potentielles (bassin de décantation) et accidentelles de pollution. Pour l'épandage, des règles strictes sont en vigueur (Gouze J-R., 1988). Pour l'étude des panaches de pollution des nappes souterraines à partir des décharges..., la prospection électrique s'est relevée être un excellent outil. Les deux techniques

employées sont l'investigation verticale par sondage électrique et l'étude horizontale par profil de résistivité (Barres M. et al., 1980).

IV - DENITRIFICATION DE L'EAU EN VUE DE SA POTABILITE

Lorsqu'aucune mesure curative ne peut être proposée ou efficace, que ni une interconnexion de réseau ou un nouvel ouvrage de captage d'eau n'est envisageable, la seule solution, au cas où la pollution est seulement nitratée, consiste en une dénitrification de l'eau prélevée avant distribution.

De telles installations existent aux Etats-Unis d'Amérique depuis plusieurs années. L'une d'elles fonctionne depuis 1974 (Long Island - N.Y.) et ramène le taux de nitrates situé entre 90 et 130 mg/l à 2 mg/l avec un débit nominal de 270 m³/h (Sibony J., 1979). Ce paragraphe présente les principaux procédés et ouvrages expérimentés ou mis en service en France.

De nombreuses techniques permettent d'abaisser le taux de nitrate. Le choix de celle à retenir doit intégrer la présence ou non d'un exutoire pour les rejets générés par le traitement (de Larminat G., 1987).

A - PROCEDES PHYSICO - CHIMIQUES

Quatre techniques existent :

- la permutation d'ions;
- la déminéralisation partielle;
- l'osmose inverse
- l'électrodialyse.

Les deux premières (les plus pratiquées) mettent en oeuvre des procédés d'échanges d'ions et les deux dernières des procédés membranaires, mais ceux-ci modifient la minéralisation totale de l'eau et sont réservés au traitement des cas particuliers.

La permutation d'ions permet l'élimination des nitrates sur résines. Les nitrates et sulfates sont fixés, en contrepartie, la résine libère des chlorures et des hydrocarbonates qu'elle a intégrés préalablement lors d'une régénération. Il convient donc de vérifier la teneur en chlorure et l'équilibre calco-carbonique. Contrairement à ce qui peut se produire dans une filière biologique, les nitrates ne sont pas éliminés sous forme d'azote gazeux mais temporairement adsorbés par la résine. Les nitrates éliminés de l'eau se retrouvent intégra-

lement dans le faible volume des rejets, mêlés à l'excès de sel de régénération. L'exutoire peut être :

- le milieu marin;
- un récepteur naturel d'un débit suffisant;
- un réseau d'égout.

Les trois exemples présentés ci-dessous concernent ce procédé de permutation d'ions sur résine :

- Le brevet de la société d'Aménagement Urbain et Rural (S.A.U.R.) "Nitracycle" est particulièrement bien adapté aux installations rurales de petites et moyennes tailles du fait d'une exploitation simple (fig. 1). Il utilise une résine Rohm et Haas Imac HP 441 qui est anionique et fortement basique. Sept unités sont en service (Plounevey-Lochrist et Plouénan dans le Finistère, Reignac-sur-Indre, Crepy-en-Valois dans l'Oise, La Jarrie en Charente ...).

Celle de Crépy-en-Valois amène une teneur en nitrate située entre 125 mg/l et 160 mg/l à 5 mg/l pour un débit de 20 m³/h (Deguin A., 1985, Deguin A., 1988).

- L'entreprise Degrémont a développé le procédé "Azurion" à partir de la résine Dowex SBR.P.

Deux usines sont réalisées (Plouénan dans le Finistère et Ormes-sur-Voulzie en Seine et Marne).

En Bretagne (fig. 2), la concentration maximale en nitrates de 80 mg/l est réduite à 2 mg/l pour un débit de 420 m³/h. Les éluats sont placés en lagune au cours de la saison sèche; ils sont ensuite pompés en continu durant la période pluvieuse pour dilution dans le rivièr qui se jette dans la mer à proximité. Pour l'usine de la région parisienne, à chaque régénération les éluats sont stockés puis envoyés à débit constant vers le réseau d'égouts urbains (Richard Y. et Burriat J., 1988).

- La firme Omnium de Traitement et de Valorisation (O.T.V.) a mis au point le procédé "Ecodenit" à partir d'une résine anionique base forte Dowex SBRP.

Deux installations sont en service (Craon en Mayenne et Binic dans les Côtes du Nord). Cette dernière permet d'abaisser la teneur en nitrates de 70 à moins de 25 mg/l avec un débit de 160 m³/h. La solution adoptée pour le devenir des rejets de régénération est le transfert vers la station d'épuration. Les nitrates (148 kg/j - 5,5 g/l) y sont réduits en azote gazeux. Les sels non éliminés par la station d'épuration, chlorures (155 kg/j - 5,8 g/l), sodium (247 kg/j - 9,25 g/l) et sulfates (125 kg/j - 4,7 g/l) sont rejetés dans le milieu marin. Leur impact est nul du fait de la salinité moyenne de l'eau de mer (35 g/l) (de Larminat G., 1987).

B - PROCÉDES BIOLOGIQUES

Les techniques biologiques sont les seuls susceptibles de fonctionner sans problèmes d'éluats (Richard Y. et Leprince A., 1980). Ils en existe deux:

- hétérotrophes (substrat organique);
- autotrophe ou chemolithotrophe (substrat minéral).

Les quatre procédés présentés ci-dessous sont hétérotrophes:

- L'entreprise Degremont a développé le réacteur « Nitrazur » (fig. 3) utilisant comme substrat carboné soit l'acide acétique (Chateau-Landon en Seine-et-Marne), soit l'éthanol (Champfleury dans la Sarthe).

A partir d'une eau brute de concentration variant entre 72 et 87 mg/l de nitrate, et pour des débits de 30 à 70 m³/h, la teneur en nitrate à la sortie des installations n'est plus que de 20 à 30 mg/l. La production de boues varie en fonction du substrat puisque 1g de boue permet l'élimination de 5.1 à 5.9g de nitrate pour l'éthanol contre 9.5g pour l'acide acétique (Richard Y. et Partos J., 1986);

- la firme O.T.V. a mis en oeuvre le procédé « Biodenit » utilisant une argile spécialement étudiée pour favoriser l'accrochage des bactéries dénitrifiantes. Deux unités sont en service, l'une à Eragny (Val d'Oise), et l'autre à Dennemont (fig. 4) (Yvelines) (Ravarini P. et al., 1988). Cette dernière permet la diminution:

- * des nitrates: 40-65 mg/l à 15-17 mg/l;
- * des nitrites: de 0.1 mg/l à 0 mg/l;
- * de l'ammoniac: de 2-3.5 mg/l à 0.01-0.02 mg/l;

pour un débit de 400 m³/h. Le poids journalier de Matières en Suspension (M.E.S.) produites est de 48 kg/j soit une concentration de 5 mg/l (Coutelle J. et al., 1988);

- la Société Générale Eau Assainissement (S.O.G.E.A.) utilise également l'éthanol comme substrat, son procédé permet une régénération continue par élimination de la biomasse en excès (fig. 6). Cette technique permet de traiter de très fortes charges en nitrate (de 100 à 300 mg/l). A titre d'essais, le rendement est de 100 % pour une eau dont la teneur s'élève à 100 mg/l avec un débit de 5 à 20 m³/h (Hanus F. et Bernard C., 1988);

- le B.G.R.M. utilise un procédé rustique s'adressant aux petites structures, par exemple les 400 unités françaises qui comptent moins de 1000 habitants et dont la teneur moyenne de l'eau distribuée dépasse 50 mg/l. Le mélange maërl-paille permet une bonne dénitrification (83 %) et possède une durée de vie importante (fig. 5) (Landreau A. et al., 1984).

C- DENITRIFICATION NATURELLE

Le phénomène de dénitrification dans les eaux souterraines est étudié depuis plusieurs années (Mariotti A., 1986).

De nombreuses observations, comme dans le Nord de la France, sur l'évolution géographique des teneurs en nitrate conduisant à envisager l'existence d'un processus naturel de dénitrification au paysage nappe libre- nappe captive (Caulier P. et Préaux C., 1983). En Champagne crayeuse, une chute significative des concentrations se produit lorsque l'eau provient des alluvions ou de la craie sous-jacente dans les conditions suivantes:

- alluvions épaisses (4 à 6 m), argileuses en tête;
- profondeur de nappe très faible (1 m);
- sol peu évolué (forte teneur en matière carbonée).

Les effets biologiques et chimiques semblent prendre une part fondamentale dans cette diminution des teneurs en nitrate (Bouton D. et Froment P., 1985).

L'abondance isotopique naturelle en azote 15 est un paramètre chimique traceur d'évolution de la dénitrification. Cette dernière s'accompagne d'un très fort fractionnement isotopique. Les nitrates résiduels (non dénitrifiés) s'enrichissent en isotope lourd (^{15}N). A l'inverse, une diminution de la teneur en nitrate par une simple dilution n'entraîne aucune modification notable de la composition isotopique du mélange (Mariotti A. et Landreau A., 1986).

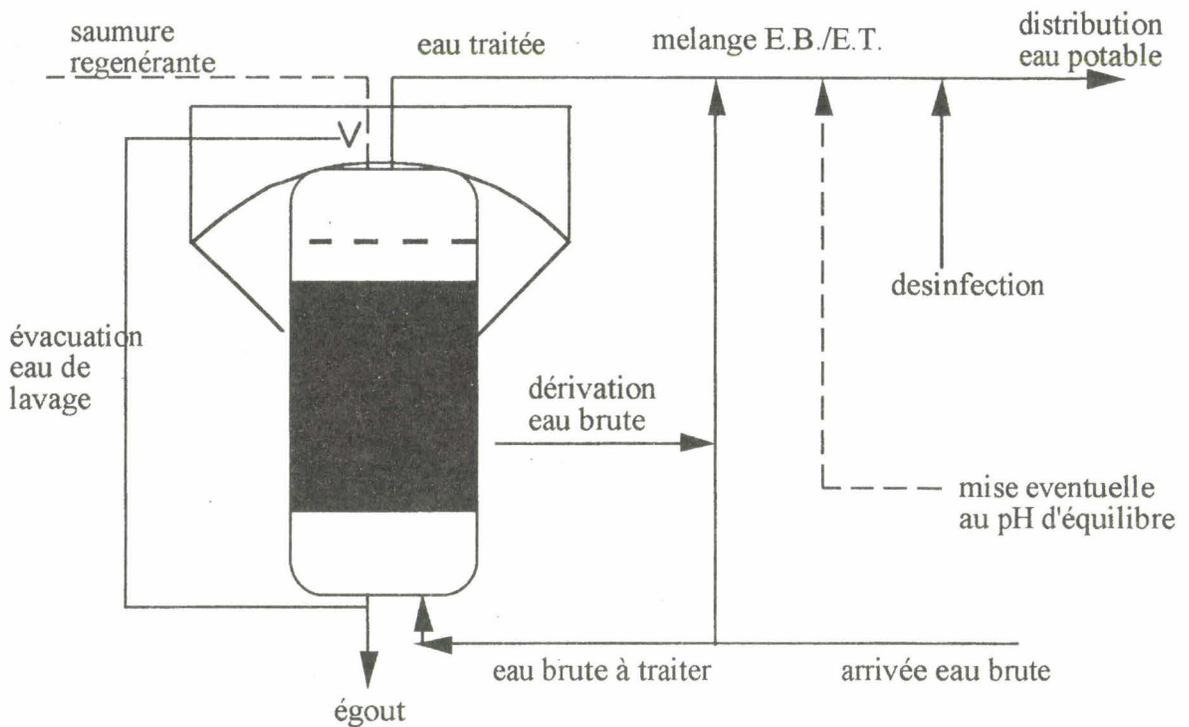


fig. 1: Schéma de principe du procédé NITRACYCLE (Deguin A., 1985)

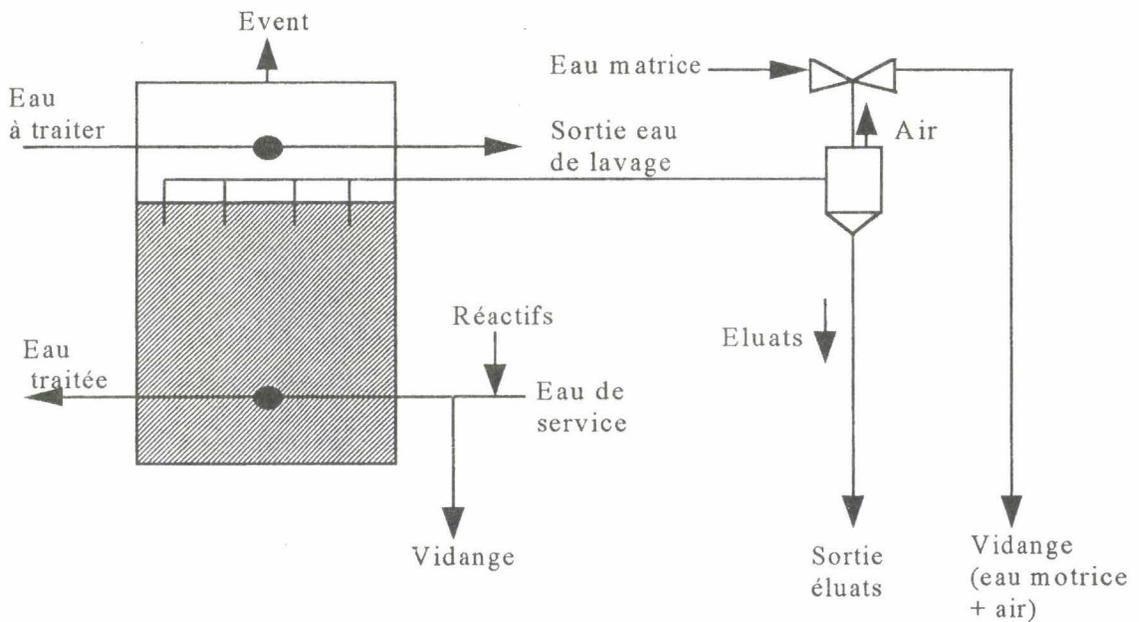
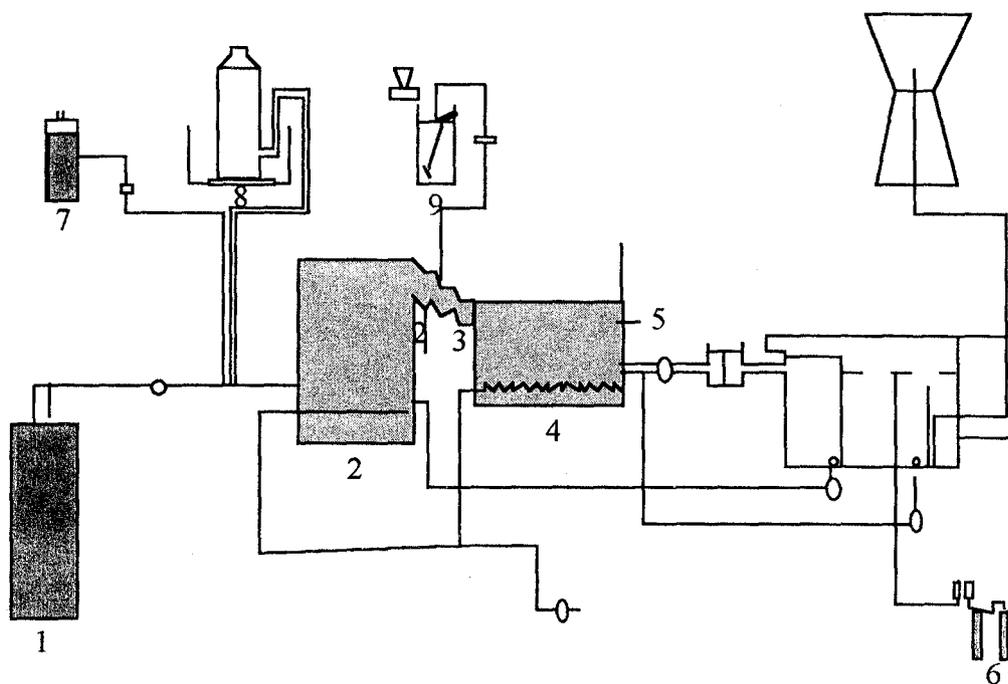


fig. 2: Schéma de principe du procédé AZURION employé à l'usine de Plouénan (Richard Y. et Burriat J., 1988)



- | | |
|-------------------------------------|---|
| 1 : Eau brute (NO_3^-) | 6 : Chlore |
| 2 : Réacteur biologique Nitrazur | 7 : Réactif phosphoré (PO_4) |
| 3 : Aération | 8 : Réactif carboné |
| 4 : Filtre Médiatur à charbon actif | 9 : Coagulant (FeCl_3) |
| 5 : Sorties d'eau de lavage | |

fig. 3: Schéma de la ligne de traitement utilisant le réacteur Nitrazur (Richard Y. et Partos J., 1986).

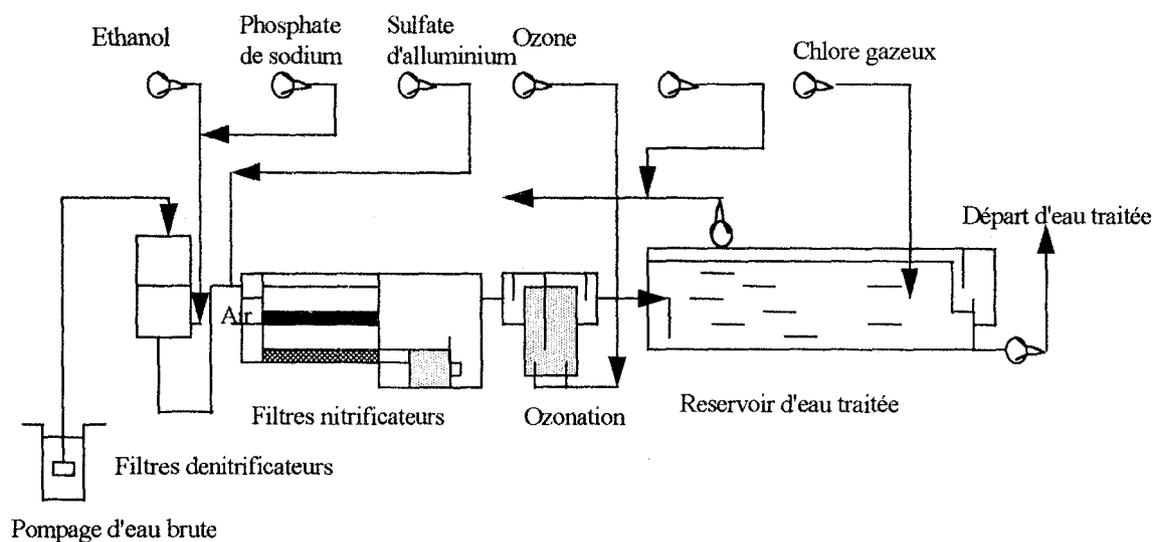
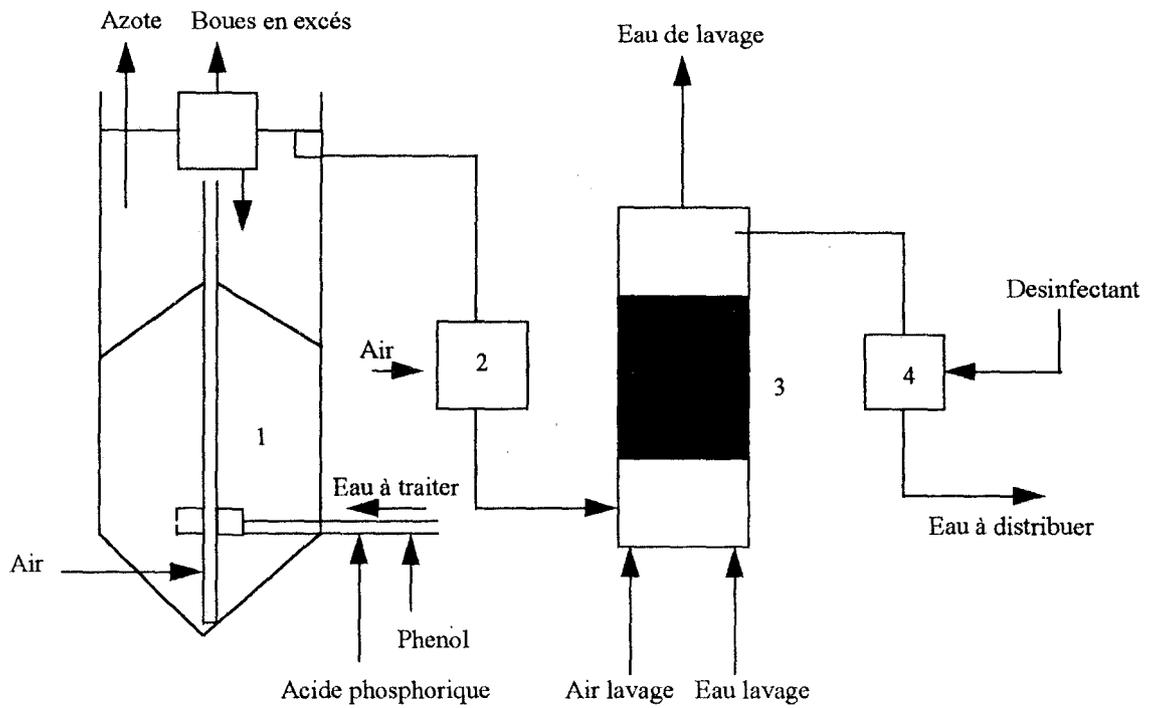


fig. 4: Schéma de la filière de traitement de l'usine de Dennemont utilisant le procédé Biodenit (Ravarini P. et al., 1988).



- 1: Réacteur à lavage continu 2: Aération
 3: Filtration sur charbon actif 4: Désinfection

fig. 5: Schéma de principe de la ligne de traitement de la S.O.G.E.A. (Hanus F., 1988).

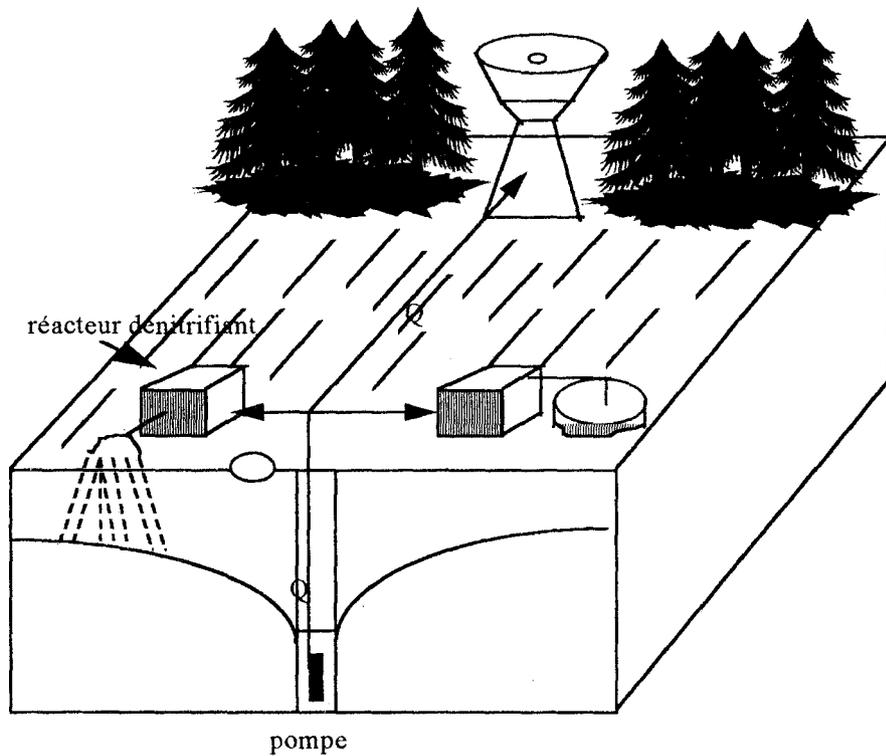


fig. 6: Principe du procédé de dénitrification par le B.R.G.M.

INTRODUCTION

Le nitrate représente le stade d'oxydation de l'azote le plus élevé à l'état naturel, il se trouve en faible quantité dans les eaux. Très stable, donc peu réactif, Il est facilement entraîné par les eaux de ruissellement et / ou d'infiltration.

Depuis 20 ans, la plupart des nappes libres voient leurs teneurs en nitrate augmenter régulièrement.

Les concentrations les plus élevées s'observent sous les zones urbaines et industrielles et dans les régions de cultures intensives. Si, ponctuellement, une contamination par les nitrates peut être due à des rejets d'origine domestique ou industrielle, il s'agit, la plupart du temps, d'une pollution diffuse liée aux pratiques d'intensification culturale, à la diminution des cultures fourragères, à l'approfondissement des labours et , bien sûr, à l'augmentation des fertilisants principalement minéraux.

Dans les cours d'eau, les nitrates ont deux origines principales :

- des sources diffuses provenant au bassin versant: des résidus de la végétation riveraine, lessivage des sols, ruissellement et érosion,

- des sources ponctuelles constituées par des rejets domestiques issus des systèmes d'assainissement et par des rejets industriels, notamment des élevages et des industries agro-alimentaires.

La teneur en nitrate des eaux de rivières dépend de l'importance relative de ces deux types d'apports, à la fois dans l'espace (urbanisation, développement agricole) et dans le temps (cycle hydrologique).

L'accroissement de la teneur en nitrate dans les eaux de rivière pour l'écosystème présente un double risque:

- NO_3^- ainsi que les autres formes de l'azote (sauf N_2) contribuent, avec les phosphates, à l'accélération de l'eutrophisation.

- pour la santé humaine, en raison du recours croissant à des pompages en rivière pour l'alimentation en eau potable. Le nitrate est, à des concentrations importantes, un agent précurseur de la méthémoglobinémie chez le nourrisson.

La méthémoglobine est une hémoglobine dont le fer ferreux se transforme en fer ferrique à la suite d'une réaction d'oxydation, nous notons que dans ces conditions l'hémoglobine oxydée est incapable de fixer l'oxygène au niveau des hématites - chez l'adulte normal le rapport est de 0,8 % alors que chez le nourrisson il est de 1,5 % - Mais des enzymes assurent sa transformation permanente en hémoglobine; ce sont les méthémoglobines - réductases ou diaphases. Si l'on introduit dans l'organisme des substances chimiques oxydantes, une partie importante d'hémoglobine se transforme en méthémoglobine débordant les possibilités de réduction physiologique. Parmi ces oxydants, les nitrates peuvent jouer ce rôle, la flore microbienne de l'intestin de l'homme est capable de transformer les nitrates en nitrites.

Colmy publia en 1945 deux cas dûs à une intoxication par une eau de puits riche en nitrates. Depuis, plus de 2000 cas survenus avec 7 à 8 % de mortalité (G. Martin, 1979).

Les nitrates sont aussi susceptibles de se combiner avec des amines pour donner des nitrosamines qui se révèlent cancérigènes chez l'animal (G. Martin, 1979).

Cette toxicité du nitrate a quelques fois des conséquences catastrophiques.

Keilling rapporte le cas d'une ferme de Champagne où tous les veaux mouraient. Leur alimentation était à base de lait en poudre reconstitué avec l'eau du puits de sa ferme. Son puits en fait contenait une teneur en nitrate de 1 g/l (H. Gounelle de Pontanel, 1972).

La qualité des eaux est contrôlée essentiellement par les services de la Santé Publique, dans les réseaux de distribution ainsi qu'au niveau des puits et des captages d'Alimentation en Eau Potable (A.E.P.). Malgré une attention accrue accordée, depuis plusieurs années, à l'accroissement des teneurs en nitrate dans les eaux, il reste bien difficile, à partir de ces seules données, de dégager des idées précises quant à la distribution des nitrates au sein des aquifères.

Dans bon nombre de vallées en particulier, des puits de captage ont dû être abandonnés en raison de leur taux excessif de nitrate et de nombreux autres le seront dans un proche avenir. Les réseaux de distribution sont alors approvisionnés soit avec des eaux provenant de

pompages en rivière, soit avec des mélanges d'eaux de différentes origines, ou, de plus en plus, avec des eaux ayant subi des traitements destinés à éliminer les nitrates.

Depuis quelques années, les agriculteurs, informés par les organismes de développement, participent à la maîtrise de leurs pollutions en étudiant des solutions de gestion agricole des sols cultivés prenant en compte, à la fois, les intérêts bien compris des agriculteurs, et ceux de la collectivité toute entière.

La présente étude, entreprise avec la collaboration de la D.A.S.S. et la D.D.E. du Val d'Oise propose de comprendre l'impact de l'agriculture sur la qualité des eaux souterraines dans le Vexin français.

L'exposé de ce travail se fera en suivant la chronologie que voici :

1- Contexte géologique et *hydrogéologique* du Vexin français.

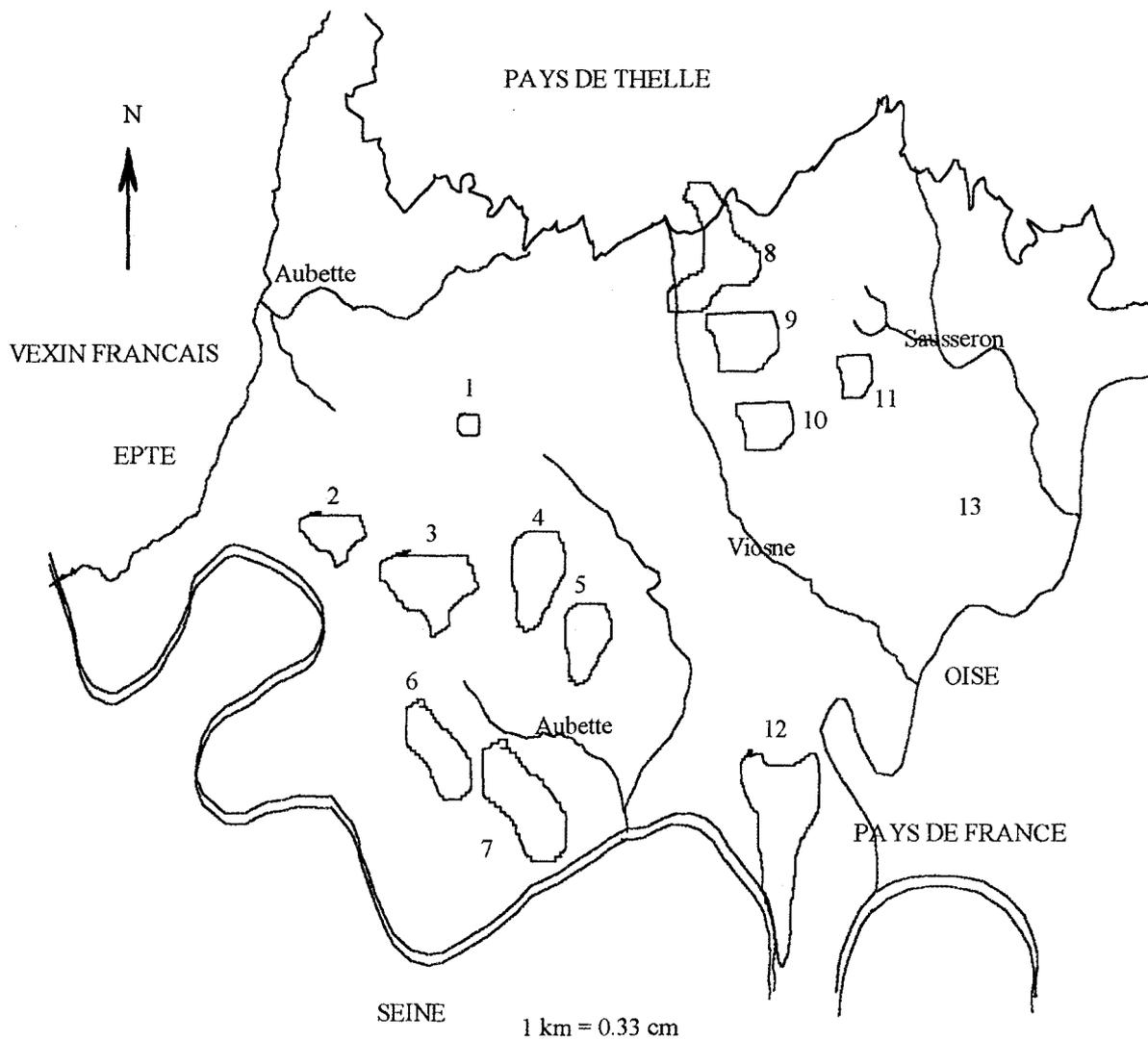
2- Caractéristiques hydrochimiques de chaque bassin versant dans les différents aquifères: aquifère libre Stampien, aquifère libre Yprésien-Lutétien, aquifère localement captif de l'Yprésien et la nappe de la Craie, et présentation d'une méthodologie aboutissant à la réalisation d'images de synthèse illustrant des champs de pollution (isocontours de concentrations en nitrate, sulfate et chlorure) sur fond géographique du Vexin français. Les données de bases proviennent des analyses de la D.A.S.S. du Val d'Oise. Une méthode d'interpolation prenant en compte la création de divers scénarios de « gel de terre » pour réduire la teneur en nitrate dans l'aquifère Yprésien-Lutétien.

3- Exposé de l'état actuel des teneurs en nitrate et leur origine dans le bassin de l'Aubette de Magny et la bassin de la Viosne, dans aquifère Yprésien-Lutétien, la nappe de la Craie et dans la rivière, avec un traçage artificiel à la fluoréscéine dans la rivière simulant un déversement accidentel.

Des points de prélèvements dans les différents aquifères: Yprésien-Lutétien, Cuisien et celui de la craie avant, après et au moment de l'épandage d'engrais sur le sol, complétés par des prélèvements en surface permettent de montrer que l'origine de l'excès de nitrate dans les eaux est dû essentiellement à l'agriculture intensive de la région.

4- Les facteurs socio-économiques et l'impact de l'activité industrielle (exploitation des carrières dans la plaine alluvial de l'Oise) sur la qualité des eaux souterraines de la nappe alluviale et celle de la craie.

CHAPITRE I
GÉOLOGIE ET HYDROGÉOLOGIE



- | | |
|--------------------------|--------------------------|
| 1 : butte de Clery | 7 : butte de la Charre |
| 2 : butte de Villers | 8 : butte de Rosne |
| 3 : butte de la Bucaille | 9 : butte de Marines |
| 4 : butte de Laivilles | 10 : butte de Cormeilles |
| 5 : butte de Gallus | 11 : butte d'Epiais |
| 6 : butte Marisis | 12 : butte de l'Hautil |

fig. 7: Localisation géographique du Vexin français.

4- Parmi les affluents de la Seine (rive droite) il convient de faire une mention spéciale de l'Aubette (étymologie : petite rivière blanche), qui se jette dans la Seine à Meulan. Son trajet dans le Calcaire Grossier est extraordinairement étroit et forme une véritable cluse.

A environ 4 km en amont de son embouchure, elle atteint la craie, relevée localement ici, par un bombement anticlinal et s'épanouit en une large vallée qui a poussé ses eaux de tête fort loin, jusqu'au près de Cléry-en-Vexin.

Mais, en réalité, la plus grande quantité de l'eau vient d'un petit déversoir en rive droite, qui prend sa source au lieu-dit : Avernoes , nom très caractéristique, qui indique l'existence d'un gouffre souterrain, aquifère, comme il arrive souvent dans la craie. Il y a d'ailleurs, à côté, les sources de la Douée et de la Pevreuse.

5- L'Epte: L'Epte borde le Vexin français à l'Ouest.

6- Le principal affluent de l'Epte est l'Aubette, qui entame la craie et pénètre jusqu'à Magny-en-Vexin. Elle porte le même nom que l'Aubette (rivière de Vigny et de Meulan) et se trouve dans son prolongement. L'identité du nom est certainement due à ce que toutes deux drainent des régions crayeuses, ce qui est exceptionnel dans l'Ile-de-France.

7- Le Cudron est la rivière de Parnes. Les vallons secs remontent jusqu'à Montagny-en-Vexin, mais la rivière elle-même n'apparaît qu'au débouché de l'affluent venant de Pierrepont et du château d'Hallancourt.

Elle a un cours très sinueux et se jette dans l'Epte à Saint-Clair.

8 - Enfin, le Réveillon est une assez longue rivière qui débouche à Gisors, venant de Chambors et de Bourbiers. Elle a une vallée extrêmement dissymétrique, le bord droit (Nord) étant le plus abrupt et la rivière se tient presque toujours le long de ce bord abrupt.

9 - La Troësne: C'est une rivière au cours très intéressant; elle naît à Heninville, à la limite des affleurements du Thanétien et du Sparnacien qu'elle suit jusqu'à Ivry-le-Temple.

Toute la vallée de la Troësne présente une dissymétrie très nette; le versant gauche méridional est extrêmement abrupt, dominé de plus de 60 m par le plateau du Calcaire Grossier, le versant droit, septentrional, est constitué par de la craie, recouverte çà et là, de sédiments du Tertiaire inférieur (Thanétien et Sparnacien), craie qui se relève doucement.

Le bord droit est recouvert d'alluvions (Quaternaire ancien, Pliocène ?).

Les dépressions, d'orientation N.W. - S.E., sont des formes plus importantes qui accidentent le plateau. Au Nord-Ouest les dépressions de Chambors, de Boury et de Buchet s'ouvrent sur la vallée de l'Epte. Encaissées de 60 à 70 mètres, larges de 2 à 3 kilomètres, elles s'allongent sur 4 à 6 kilomètres à l'intérieur du plateau. Entre la vallée de l'Aubette de Magny au niveau d'Hodent, et le Nord de la butte de l'Hautil, deux grandes dépressions se succèdent: celle de Charmont qui débouche sur la vallée de l'Aubette, de mêmes dimensions que les précédentes, et celle de Vigny: Allongée sur 13 kilomètres de Guiry à Saillancourt, cette dernière communique avec la vallée de la Seine par la basse vallée de l'Aubette de Meulan qui perce son flanc Sud. Elles sont bordées par des talus hauts de 40 à 50 mètres, à pente raide, qui s'adoucissent sur le rebord sud de la dépression de Vigny; le talus fait place à un glacis au Sud de celle de Charmont. Leur fond plat, à substrat crayeux est parcouru par de petites rivières: Réveillon dans la dépression de Chambors, ru d'Hérouval pour celle de Boury, Aubette pour celle de Vigny; celle de Charmont est dépourvue d'écoulement de surface.

b) Les plateaux

Le plateau en tant que tel, assise calcaire à couverture limoneuse, atteint des altitudes de 100 mètres à l'Est, 110 à 120 mètres dans la partie centrale, pour se relever à 130-140 mètres au Nord et au Nord-Ouest. Au centre de grands espaces presque complètement déboisées, s'étendent de façon quasi continue de l'Oise à l'Epte. Au Nord et au Sud, le plateau ne subsiste plus que par des surfaces plus restreintes, limitées par les vallées intérieures ou bordières, et les buttes qui les surmontent.

Les formes planes sont dominantes, sans être exclusives. De grands plateaux tabulaires, comme ceux d'Herouville ou de Monneville, se raccordent à de longs glacis adossés aux buttes. Sur ces étendues planes apparaissent quelques croupes, telles celles de Genainville ou de Génicourt. De multiples ravines dessinent des ondulations qui prennent naissance dans la surface du plateau, s'y impriment progressivement de quelques mètres et s'abaissent doucement vers les vallons qui leur succèdent à l'aval. Ce modelé est particulièrement bien représenté sur le plateau central, entre la vallée de la Viosne et la dépression de Vigny.

Les plateaux du Vexin sont extrêmement fertiles, comme en témoigne la multiplicité des villages.

Le substratum est constitué par le Calcaire Grossier, recouvert de Sables de Beauchamp.

Des noms sont caractéristiques du développement agricole, comme Beaugrenier, commune de Montjavoult.

Tout ce pays était primitivement boisé, il l'est encore partiellement : bois de Beaumont, bois de Chars, bois de la tour de Lay, bois de Grainvil et de nombreux bois sur les deux rives de la Viosne.

La structure géologique est assez homogène. Au premier aspect, on doit donc se demander pourquoi certaines portions ont été cultivées de toute antiquité et sont encore très fertiles, tandis que d'autres n'ont été que tout récemment déboisées et livrées à la culture.

Cette divergence tient à ce que le Calcaire Grossier n'est vraiment fertile que lorsqu'il porte sa couverture de sables bartoniens; lorsqu'il est décapé, il est couvert de bois (bois de la Belle, bois des Bouleaux, bois des Brouillards, Vélonnes, les Bois (commune de Blamecourt), bois de la Garonne, bois de la Lande à Chambors.

Dans les portions du territoire qui ont conservé une partie de leur couverture de sables de Beauchamp, ceux-ci sont souvent transformés en limons.

Il est donc probable que le non boisement de certaines parties de cette région remonte à une très haute antiquité; il est peut-être même antérieur à l'occupation humaine, et il est possible qu'il y ait eu originellement, dans un même pays, des parties boisées et des parties non boisées.

c) Les buttes du Vexin

Les buttes, alignées en deux groupes, dressent à une altitude variant de 170 mètres à 217 mètres leurs silhouettes boisées à sommet plat au-dessus de l'horizon dégagé du plateau.

Les buttes du Nord sont moins massives, plus dispersées, associées deux par deux: butte de Montjavoult et butte de Serans (ou de la Molière), butte de Marines (ou du Caillouet) et buttes de Rosne, butte de Cormeilles-en- Vexin et butte d'Epiais-Grisy. Sur la butte de Rosne, au Nord du Heaulme, se situe le point le plus haut du Vexin français (217 mètres).

Les buttes du Sud, en dehors de la petite butte de Cléry-en-Vexin, isolée au milieu du plateau, constituent trois ensembles imposants: entre l'Epte et l'Aubette de Meulan, s'étendent les buttes de l'Arthies: butte de Villers, butte de la Bucaille, butte de Lainville, butte de Galluis; elles sont séparées par la vallée de la Montcient de la butte Marisis et de la butte allongée du Bois de La Chartre; à l'Est de l'Aubette de Meulan, entre l'Oise et la Seine, se dresse massive et rectiligne la grande butte de l'Hautil.

Ces buttes sont constituées d'une assise argilo-marneuse que surmonte une épaisse couche de sable; celle-ci est couronnée par un niveau d'argile contenant des bancs et blocs de meulière. Elles sont généralement allongées sur 4 à 6 kilomètres, atteignent 1 à 2 kilomètres de large, et dominent le plateau de 80 à 100 mètres. Le raccord à ce dernier se fait de façon harmonieuse par des formes douces, convexo-concaves, bosselées dans le détail, comme à l'Est de la butte de l'Hautil, ou par de grands glacis, comme autour de la butte de Cléry-en-Vexin. Leurs flancs sont festonnés par de nombreuses têtes de vallons, dessinant de petits amphithéâtres ou découpant de petits ravins à bords plus raides. De nombreuses sources ourlent le flanc de ces buttes, et donnent naissance à des rus dont les eaux se ressemblent dans les vallées du plateau (cf fig. 8).

Çà et là, le Calcaire Grossier est surmonté par la série tertiaire, qui forme des buttes ayant résisté à l'érosion.

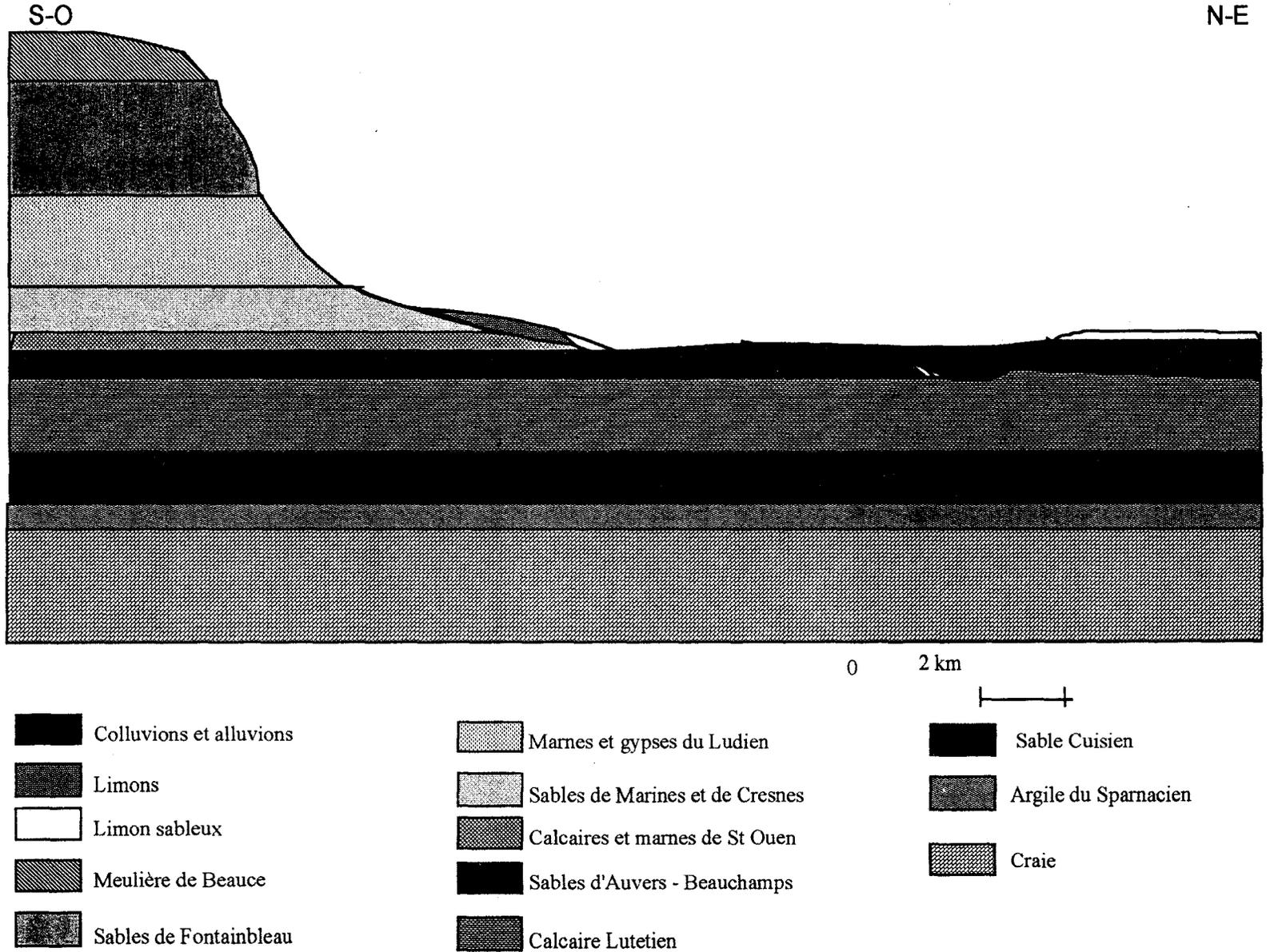
II - DESCRIPTION DES ASSISES GEOLOGIQUES DU VEXIN FRANÇAIS.

A partir des terrains les plus récents la série stratigraphique observable, à l'échelle régionale, est la suivante:

a) Les formations superficielles

La couverture quaternaire concerne l'ensemble des dépôts récents et superficiels qui masquent les couches géologiques tertiaires. Ces formations peuvent avoir été mises en place par des agents naturels tels que le vent et le gel dans les alluvions et les remblais naturels, déposées par l'homme dans les remblais anthropiques, ou remaniées sur place dans les colluvions.

fig. 8: Schéma géologique de la plaine du Vexin et des buttes témoins.



a.1) Les limons des plateaux

Ils sont très représentés sur l'ensemble du Vexin et surtout au Nord-Est et sur la butte de Montmorency où leur épaisseur peut atteindre 10 m. Ils sont généralement très argileux, de couleurs jaune, rouge, ocre et constituent une couche de protection superficielle.

a.2) Les éboulis de pente

Principalement sur les flancs des plateaux et des buttes témoins, et plus particulièrement, au pied des versant. Ils atteignent, dans certains cas 10 à 15 m. De nature extrêmement variée, composés par les couches existante (ou ayant existé) en affleurement à l'amont, on trouvera des matériaux très hétérogènes.

a.3) Les remblais

Dans le Vexin, comme dans l'ensemble de la région parisienne, les remblais constituent une couverture quasi continue de l'ensemble des zones urbanisées.

a.4) Les altérations superficielles

L'argile à meulière aquitanienne. Elle est ici en formation siliceuse, blocs enrobés, et coiffe le sommet de certaines buttes témoins de l'Hautil, de l'Arthies et de Grisy-les-Plâtres.

a.5) Secteur des alluvions anciennes ou modernes

- Les alluvions anciennes.

Ce sont des sables et des graviers. Leur épaisseur varie de 3 à 10 m en bordure des vallées actuelles et dans les plaines alluviales.

- Les alluvions modernes.

Elles forment un complexe d'éléments sableux et argileux où s'intercalent des lits de graviers siliceux et de calcaires. Ce complexe est localisé le long des cours d'eau actuels, jusqu'à la limite de leurs débordements maximaux périodiques, telle l'inondation de 1910. Ces alluvions peuvent atteindre une épaisseur de 8 m en vallée de Seine et de 5 m environ dans la

vallée de l'Oise. Ce complexe alluvionnaire comprend alors des niveaux tourbeux isolant, localement, les eaux des cours et celles des nappes d'eau souterraines. Ces niveaux peuvent atteindre 1,5 à 2 m d'épaisseur.

Sur le cours inférieur des petits affluents de la Seine, de l'Oise et de l'Epte, le Sausseron, le Ru de Presles, l'Ysieux, et le Croult, les alluvions modernes sont plus ou moins argilo-tourbeuses.

b) Les terrains tertiaires

Ils sont représentés essentiellement par des formations continentales ou lacustres. Le seul épisode marin est celui du Stampien. Les faciès sont extrêmement variés, verticalement et latéralement. (fig.9: Carte géologique de la région)

b.1) Les formations du Paléogène supérieur (Oligocène)

Elles sont localisées au niveau des buttes.

Le Stampien

Les grès et sables de Fontainebleau forment une masse de 40 à 50 m de sables quartzeux fins, légèrement micacés, blancs ou jaune clair. Ils constituent l'assise principale des buttes témoins.

La base de l'étage comporte souvent des niveaux argileux moins de 5 m dans tous les cas, appelés "Marnes à huîtres".

« Le Sannoisien »: Stampien inférieur

Les marnes blanches et vertes du Sannoisien ont des faciès variables. La base est toujours représentée par les marnes vertes de Romainville peu perméables, qui constituent une protection pour les réservoirs aquifères sous-jacents.

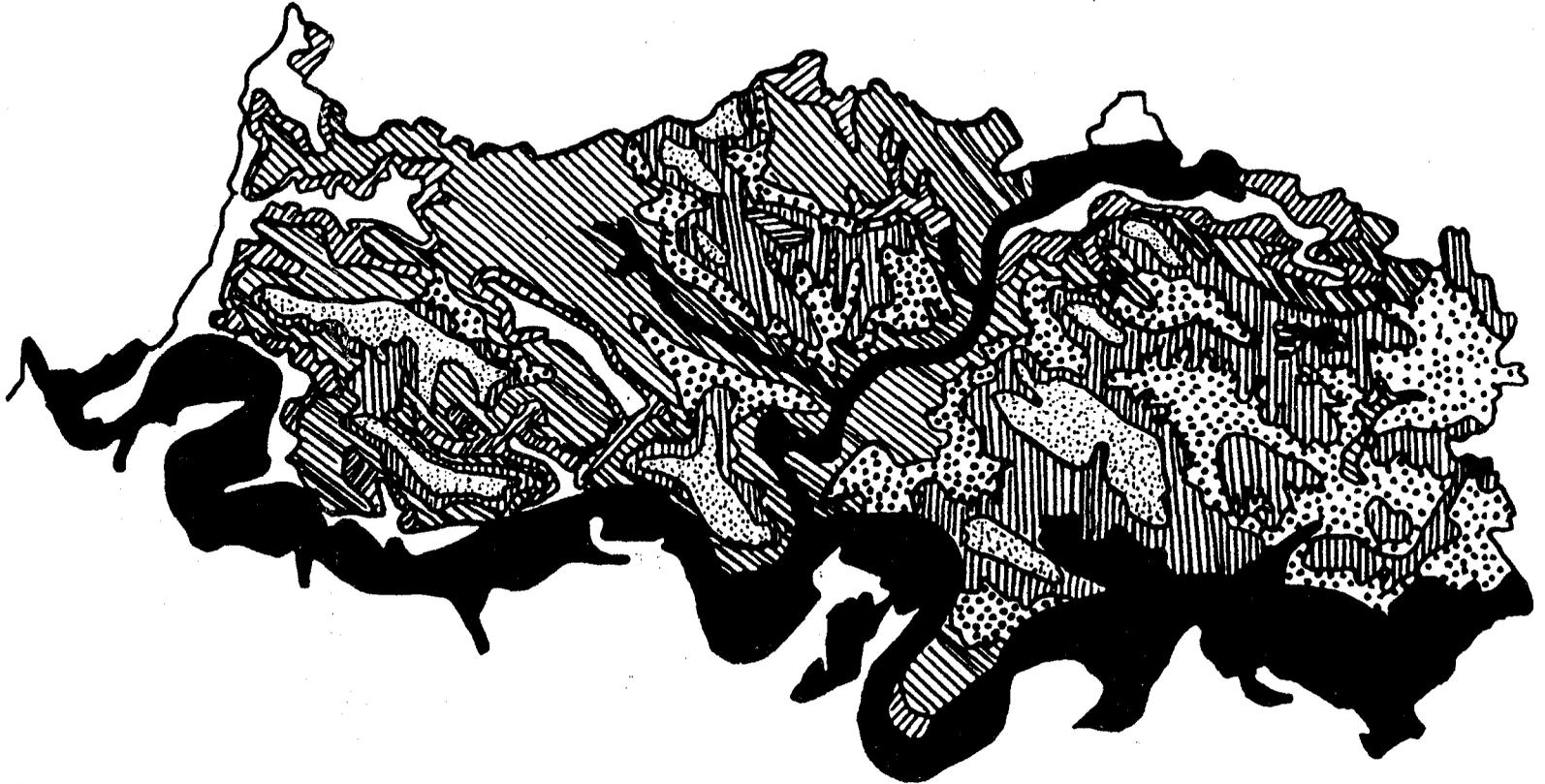


fig. 9: Carte géologique du Vexin

Secondaire

□ Sénonien: Craie

Tertiaire

▤ Stampien: Sables et grès de Fontainebleau

▥ Ludien: Marnes d'Argenteuil, gypses

▧ Bartonien: Sables de Marines, sables d'Auvers, calcaire de St Ouen

Echelle: 1/250 000

▨ Lutétien: Calcaire grossier

▩ Yprésien: Sable de Cuise

Quaternaire

■ Alluvions

b.2) Les formations du Paléogène moyen (Eocène)

De haut en bas on trouvera:

«Le Ludien»: Bartonien terminal (masses et marnes du gypse)

La succession des diverses assises est difficile à mettre en évidence dans le Vexin. Les formations correspondant au calcaire de Champigny n'apparaissent qu'au Sud-Ouest (Villiers-en-Arthies). Partout ailleurs les niveaux marneux dominant. L'épaisseur total du Ludien n'y dépasse pas 20 m sur la butte de l'Hautil.

«Le Marinésien»: Bartonien supérieur (5 m)

Il regroupe les sables dits "de Cresnes" et ceux "de Marines", qui sont des sables verdâtres ou jaunes avec, parfois, des passées argileuses.

Bartonien moyen (5 à 10 m)

Calcaire de St Ouen: Deux faciès peuvent être mis en évidence, calcaire au NE (vallée de l'Oise et de la Viosne), marneux au SW, l'épaisseur augmentant du Nord (5 m) au Sud (10 m).

«L'Auversien»: Bartonien inférieur

Il est constitué par 10 à 12 m de sables quartzeux gris verts appelés sables "de Beauchamp" avec, à leur base, le niveau d'Auvers, sables grossiers à stratification entrecroisée avec nombreux galets, silex, grès dorés et compacts, atteignant parfois 6 m.

Le Lutétien

Trois faciès sont observables:

- Le Lutétien supérieur, calcaire à Cérithes, marnes et caillasses, série laguno-lacustre épaisse d'une dizaine de mètres, où alternent, tour à tour des marnes et des calcaires siliceux.

- Le Lutétien moyen est constitué par le Calcaire Grossier supérieur. Il correspond à une série de bancs calcaires, bien lités, séparés par de minces délits sableux ou marneux.

- Le Lutétien inférieur est un Calcaire Grossier à Nummulites et glauconie grossière.

Le Lutétien est puissant de 40 à 50 m sur les anticlinaux du Vexin avec des faciès relativement monotones dans l'ensemble.

L'Yprésien

Il est constitué par les sables de Cuise, soutenus par des sables et les argiles sparnaciennes. Ces sables de Cuise sont des sables fins quartzeux devenant argileux à leur partie supérieure, au nord d'une ligne Magny-en-Vexin - Ennery. Ils sont sous-jacents aux sables et argiles sparnaciens, constitués, de haut en bas, par des sables très fins et des argiles sableuses des " fausses glaises: lits d'argiles, légèrement sableuses. La série se termine par des argiles plastiques, bleuâtres ou bariolées, le tout d'environ une quinzaine de mètres d'épaisseur, plus érodé au niveau des anticlinaux.

b.3) Les formations du Paléogène inférieur (Paléocène)

Le Thanétien

Formé par le niveau sableux des sables de Bracheux. On les trouve en Vexin, dans la vallée du Sausseron (Berville) et à l'ouest de Magny-en-Vexin.

Le Montien

Avec ses faciès à algues, de petite étendue, celui-ci n'affleure que sur l'anticlinal de Vigny et dans la région de Bray-et-Lû. L'épaisseur de ce niveau semble toujours inférieure à 5 m.

c) Les terrains secondaires

Les formations du Crétacé, constituées par la craie du Campanien dont le sommet est fissuré, affleurent en général dans les vallées.

III - APERÇU TECTONIQUE

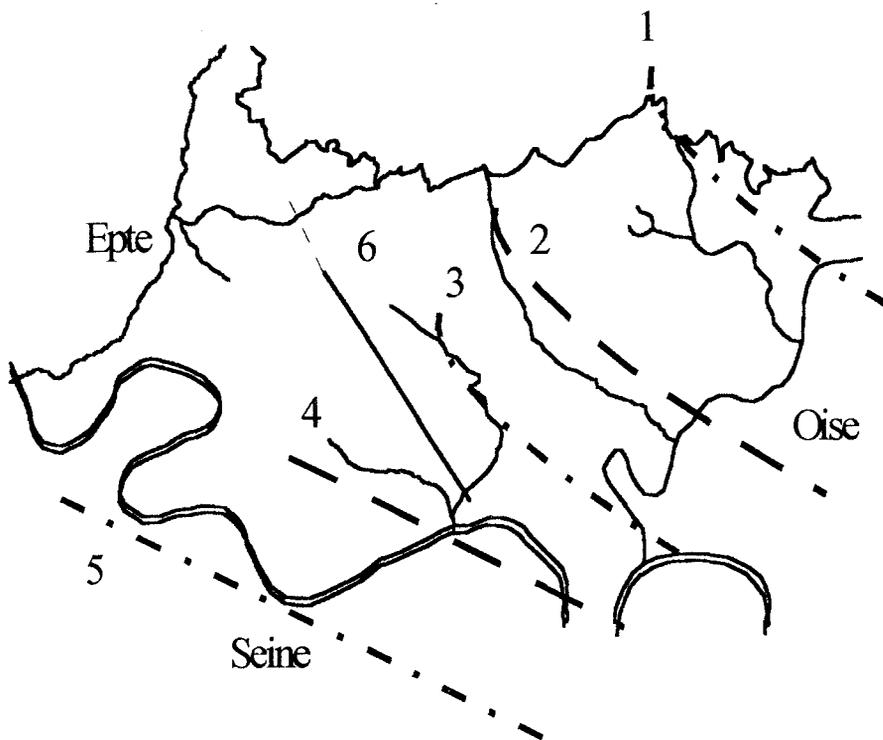
Les principales caractéristiques structurales et tectoniques dans la région sont les suivantes :

- un plongement général NW-SE (3‰) des formations géologiques, plongement qui ramène le toit de la craie à + 95 en bordure de la vallée de l'Epte à 0 dans la vallée de l'Oise

- le synclinal de la Viosne visible de Chars à la vallée de l'Oise, et qui se prolonge sous d'autres noms en dehors du Vexin, tant vers le SE que vers le NW

- l'anticlinal de Vigny : très marqué de Banthelu à Saillancourt et qui se prolonge probablement jusqu'à la vallée de l'Oise

- la faille de l'anticlinal de Vigny ou faille de Banthelu qui longe l'anticlinal sur son versant méridional et peut être suivi jusqu'à la vallée de l'Aubette de Magny : le compartiment effondré est au SW.



- | | |
|------------------------------|----------------------------|
| 1 : Anticlinal de Roqueroles | 2 : Synclinal de la Viosne |
| 3 : Anticlinal de Vigny | 4 : Synclinal de la Seine |
| 5 : Anticlinal de la Seine | 6 : Faille de Banthelu |

fig. 10: Aperçu tectonique du Vexin

IV - APPROCHE HYDROGEOLOGIQUE

L'existence et les caractéristiques des ressources aquifères sont conditionnées par la lithologie des formations géologiques décrites précédemment (limons des plateaux, alluvions, formations du Tertiaire et du Crétacé).

a) Inventaire des aquifères et nappes

Cinq gisements se distinguent :

- Trois aquifères :

* aquifère de l'Oligocène ;

* aquifère de l'Eocène supérieur ;

* aquifère de l'Eocène inférieur .

- Les nappes alluviales de la Seine, de l'Oise, de l'Epte et des rivières du Vexin.

- La nappe de la craie.

b) Structure géologique des gisements

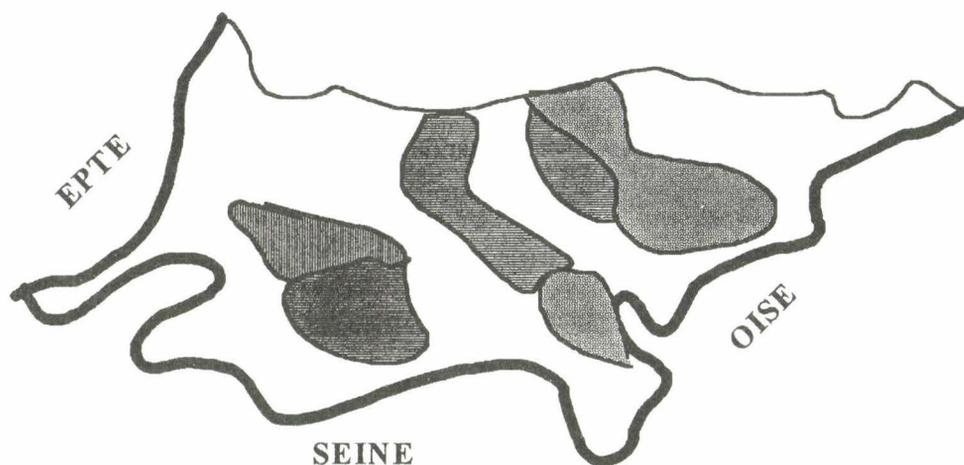
- L'aquifère de l'Oligocène est essentiellement constitué par les sables de Fontainebleau, épais de 30 à 50 m, reposant sur un ensemble de couches imperméables : marnes à huitres, marno-calcaire de Brie et de Sannois, marnes vertes, marnes supragypseuses.

- L'aquifère de l'Eocène supérieur, se situe dans le calcaire de Saint-Ouen et les sables de Beauchamps.

Les marnes et caillasses du Lutétien supérieur en forment le plancher semi-imperméable.

- L'aquifère de l'Eocène inférieur se tient à la base du calcaire grossier Lutétien et dans les sables de Cuise. Il repose sur les argiles sparnaciennes imperméables.

- La nappe de la craie se limite aux zones d'affleurement où elle présente une fissuration importante sur 5 à 30 m d'épaisseur. La craie saine, compacte, à la base de cette couche fissurée forme le plancher de la nappe.



Nappes secondaires, peu productives

domaine gypseux

domaine marneux



affleasant



affleasant



sous recouvrement

fig. 11: Carte multicouche de l'Eocène supérieur (calcaire de Champigny, calcaire de St Ouen, Sables de Beauchamp)

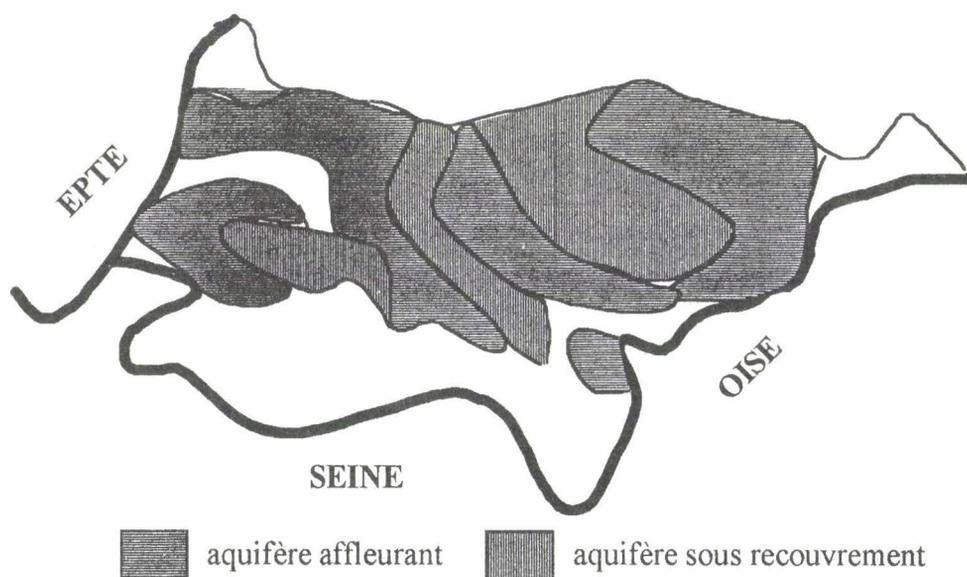


fig. 12: Aquifère multicouche de l'Eocène inférieur et moyen (trés exploité) (Calcaire Grossier, sables de Cuise)

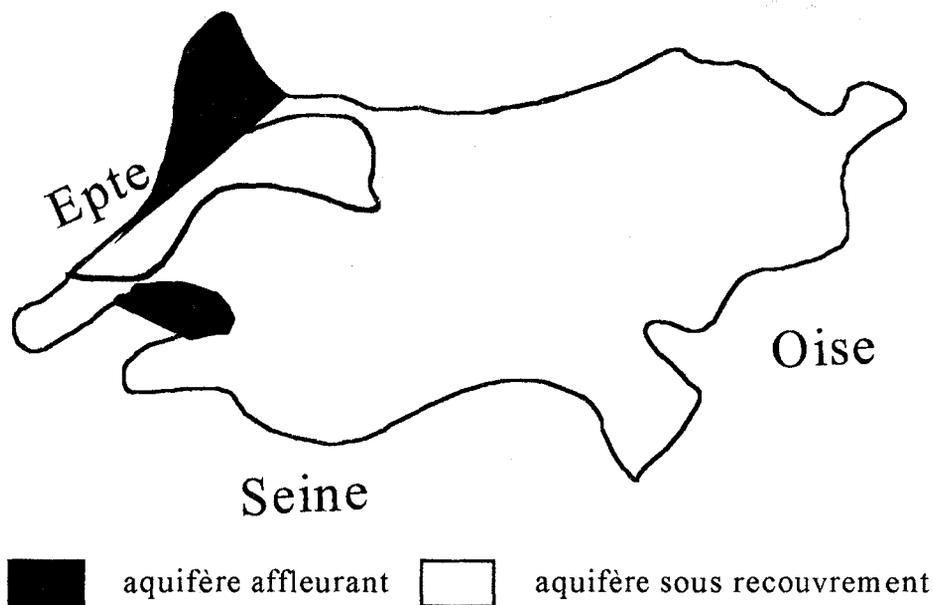


fig. 13: Nappe de la craie

- Les nappes alluviales existent dans toutes les vallées drainées. Les alluvions grossières, épaisses de la Seine, de l'Oise et de l'Epte servent de réceptacle aux eaux provenant à la fois de la rivière et de l'aquifère Eocène inférieur. Les vallées des rivières du Vexin présentent des alluvions beaucoup plus fines, moins perméables mais le mécanisme est le même.

c) Localisation géographique des réserves

- L'aquifère Oligocène : Compte tenu de son gisement dans les sables de Fontainebleau, cet aquifère se cantonne dans les buttes témoins jalonnant le plateau du Vexin. Il s'agit d'une série de réservoirs de tailles diverses, les plus importants étant ceux des buttes de l'Hautil et d'Arthies.

- L'aquifère Eocène supérieur essentiellement lié au faciès épais du calcaire de Saint-Ouen. La vallée d'Enghien-Montmorency et la plaine de France sont principalement intéressées.

- L'aquifère Eocène inférieur: le gisement, lié au sable de Cuise et au calcaire Lutétien dit «nappe du Soissonnais» recouvre la quasi-totalité du Vexin, à l'exception des zones d'émergence de la craie c'est-à-dire:

- Les marges occidentales du Vexin français et la vallée de l'Epte;

- la depression du Bray de Longuesse correspondant à la vallée de l'Aubette de Guiry à Sagy;
- le prolongement du dôme du Bray;
- La nappe de la craie: elle apparaît là où affleure la craie soit dans les trois secteurs dépourvus de l'aquifère Eocène inférieur;
- Les nappes alluviales: les rivières du Vexin alimentées par la puissante nappe de l'Eocène inférieur présentent toutes une nappe d'accompagnement. Cependant ce sont surtout les alluvions grossières de la Seine, de l'Oise et de l'Epte qui recèlent les plus grands réservoirs.

d) Caractéristiques hydrodynamiques des réservoirs

d.1) Aquifère Oligocène

Les réservoirs constitués par les sables de Fontainebleau des buttes témoins, présentent un bon coefficient d'emmagasinement proche de 10 %. Les réserves sont donc importantes et peuvent être estimées sur la base d'une épaisseur minimale de 5 m.

La perméabilité des sables de Fontainebleau est très faible avec une transmissivité de 1 à $5 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$.

Le coefficient de renouvellement reste inconnu faute d'un contrôle des exutoires diffus dans les formations couvrant les versants des buttes.

Les réservoirs perchés sur les buttes sont de petites tailles. L'impluvium, limité, restreint le temps de circulation des eaux qui présentent donc une très faible minéralisation.

L'impluvium de ces buttes est souvent constituée de forêts. C'est le cas des buttes de Marines, Rosne, Epiais, et de l'Hautil. Les eaux stockées dans les sables de ces buttes sont donc à l'abri des pollutions urbaines et agricoles classiques à l'exception de la pollution atmosphérique.

d.2) Aquifère Eocène supérieur

Il s'agit d'un réservoir de faible épaisseur très influencé par la forme des couches aux abords de la fosse de Saint-Denis.

La perméabilité est assez bonne dans les sables et importante dans le calcaire où il s'agit surtout d'une circulation en chenaux.

Les réserves sont difficiles à chiffrer du fait de la variabilité d'épaisseur de l'aquifère, du régime de circulation de l'eau et de l'emmagasinement.

Il semble que le renouvellement ne soit pas assuré dans la situation actuelle de l'exploitation. Par exemple la nappe autrefois artésienne, en amont du lac d'Enghien, est aujourd'hui faiblement captive à libre.

La traversée de terrains gypseux provoque une augmentation de la minéralisation de ces eaux, ce qui constitue une gêne pour l'exploitation.

d.3) Aquifère Eocène inférieur et moyen (dit du Soissonnais)

Il se tient à la fois dans le calcaire lutétien et les sables de Cuise. Le Lutétien est dénoyé et l'épaisseur de la nappe des sables de Cuise est de 15 m en moyenne et peut atteindre 35 m.

La structure générale des formations géologiques et le plongement des couches du NW au SE font que la nappe n'atteint les niveaux inférieurs du Lutétien qu'à l'Est d'une ligne Ménu-court, Us, Magny-en-Vexin. L'épaisseur mouillée dans le Lutétien est en moyenne (15 à 20 m). Elle est maximale dans la région de Génicourt, Hérouville, Ennery (20-25 m).

Au Nord de la vallée de la Viosne, et de façon plus accentuée au niveau du Sausseron, la présence de niveaux argileux entre Lutétien et Cuisien permet localement d'individualiser deux niveaux aquifères, celui situé dans les sables étant en charge par rapport aux eaux contenues dans les calcaires, la différence de charge étant de 5 m environ. Ces niveaux argileux transforment une nappe qui est libre dans toute sa partie Ouest et Sud, en nappe localement captive; l'extension des argiles n'étant pas continue. Les secteurs où la nappe est captive sont la basse vallée de la Viosne (en aval de Courcelle sur Viosne) et la zone de plateaux s'étendant de Marines à Hérouville.

La perméabilité des sables de Cuise est bonne avec des valeurs de 5 à $10 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$ pour la transmissivité. Le gradient hydraulique présente des accélérations importantes du fait de la déformation des couches: pente de 20 % en Vexin.

Les réserves sont très importantes compte tenu de l'épaisseur de l'aquifère et de son étendue. Leur renouvellement est largement assuré par la seule pluviométrie.

Cette puissance de l'aquifère est soulignée par le débit des sources: 2,9 l/s en moyenne.

Piézométrie

Les courbes piézométriques de la nappe du Lutétien-Yprésien (nappe du Soissonnais) sont déduites des relevés de terrain faits entre avril et juillet 1976. Compte tenu de la faible différence de pression entre nappes du Lutétien et de l'Yprésien, là où une distinction peut être faite, on a considéré que dans la pratique il n'y avait qu'un seul ensemble aquifère dont le niveau d'équilibre correspondait à celui d'une nappe libre.

- l'examen des courbes piézométriques permet de mettre en évidence un certain nombre de caractères:

- à l'Ouest la nappe est « perchée »; elle est à une côte supérieure à celle des vallées principales. La nappe se présente sous forme d'unités séparées, à écoulement radial, se manifestant par des sources au-dessus des argiles du Sparnacien. Le gradient d'écoulement peut être assez fort ($> 10\text{‰}$)

- au Nord et au Nord-Est, le Lutétien est en grande partie dénoyé, la nappe est située essentiellement dans les sables de Cuise, sauf localement à la faveur d'un accident topographique ou tectonique. L'existence de très nombreuses vallées (Sausseron-ru de Theuville-ru de Frouville) provoque un très fort drainage (20 à 30 ‰); la côte de la nappe entre les vallées est voisine de + 100, et de + 70 dans les vallées. En-dehors de ces vallées l'écoulement général est commandé par le bassin souterrain de l'Oise et de la Seine d'une part, de l'Epte d'autre part. La ligne de crête piézométrique passe à Us et entre Nucourt et Le Bellay-en-Vexin. Le gradient général d'écoulement est de 5 ‰

- sur la feuille de Pontoise, la morphologie de la surface piézométrique est commandée par la Viosne. La Viosne qui suit sensiblement la ligne de la plus grande pente des couches

géologiques occupe l'axe d'un synclinal et constitue un axe de drainage parfait où le gradient d'écoulement de la nappe vers la Seine est de 5 ‰.

L'existence d'un dôme dans la région de Livilliers-Grisy-Les-Plâtres s'explique par le fait que le Lutétien est presque totalement noyé dans ce secteur, les niveaux marneux du Lutétien supérieur (marnes et caillasses) provoquant la mise en charge de l'ensemble de la nappe de l'Eocène inférieur

Pratiquement plate sous la butte d'Arthies à des côtes comprises entre + 110 et + 120, la nappe s'écoulerait très rapidement ensuite vers l'Epte et la Seine, un axe de drainage étant marqué par l'Aubette de Meulan et ses affluents. Compte tenu de l'amincissement très prononcé du réservoir aquifère sableux, l'allure des courbes piézométriques traduit une faible perméabilité et donc une mauvaise exploitabilité.

d. 4) Nappe de la craie

Comme son nom l'indique, elle circule dans la craie, en particulier lorsque celle-ci affleure comme dans la vallée de l'Epte ou au Nord dans la vallée de l'Oise. La réserve se constitue par la saturation des 5 à 15 mètres de craie superficielle ayant subi une profonde "gélifraction" (hyper-fracturation par gel). Dans les interstices l'eau s'accumule jusqu'à rencontrer la craie compacte, plus profonde, qui forme un plancher imperméable.

La perméabilité varie en fonction de l'intensité de la fissuration liée aux affleurements.

L'écoulement de la nappe peut passer du régime laminaire, dans la frange microfissurée profonde, au régime turbulent dans les zones de karst ou de fissuration intense.

Les réserves peuvent être appréciées sur la base d'une porosité efficace de 1 à 2 ‰.

d. 5) Nappe des alluvions

L'alimentation des basses terrasses et des alluvions modernes résultent de la pluviométrie et des apports latéraux d'un aquifère, celui de l'Eocène inférieur notamment. Lorsque le plancher de la vallée est perméable: craie ou calcaire lutétien, la zone alluviale noyée du fait de sa forte perméabilité draine le réservoir qui l'encaisse. Les rivières jouent aussi un rôle régulateur dans l'alimentation de ces nappes.

Dans les meilleurs conditions d'alimentation le taux d'emmagasinement peut atteindre 5 à 10 %.

fig 14: Carte piézométrique (voir annexe IV)

CHAPITRE II
ETUDE DES BASSINS VERSANTS

I - ETUDE HYDROLOGIQUE DES BASSINS VERSANTS

A - TYPOLOGIE DES AQUIFERES

a) Les aquifères affleurant dans le Vexin

Bassin versant	Yprésien-Lutétien	Stampien	Craie-Alluvions	Superficie
Viosne	95 %	5 %	0%	140 km ²
Aubette de Magny	88 %	2 %	10%	85 km ²
Aubette de Meulan	55 %	30 %	10 %5 %	63 km ²
Sausseron	70 %	30 %	0 %	90 km ²

fig.15: Tableau des pourcentages d'aquifères affleurants par grand bassin versant.

L'aquifère Yprésien-Lutétien est d'une part l'aquifère le plus sollicité dans le Vexin français et d'autre part il affleure dans la plus grande majorité des bassins.

b) Circulation de l'eau au sein de l'aquifère

La zone d'alimentation ou "impluvium" se caractérise par une surface recevant les infiltrations d'eau de pluie. La teneur en eau à saturation de la roche magasin détermine, avec la hauteur mouillée, le volume d'eau en réserve. L'eau s'écoule avec des vitesses variables suivant les déformations des couches sédimentaires. Elle circule relativement vite dans les parties anticlinales des ondulations déformant ces couches. Elle s'accumule et présente de faibles vitesses dans les gouttières géologiques. Cette instabilité physique entraîne une modification de la composition chimique.

c) Interdépendance des différents types d'aquifères

Le trop-plein des aquifères perchés sur les buttes témoins s'évacue principalement sous la forme de nappes de versant. Celles-ci rejoignent les plateaux et les plaines du Vexin, et s'infiltrent dans les sables et calcaires qui constituent ces plates-formes. Ces infiltrations contribuent à l'alimentation générale de la nappe de l'Eocène inférieur et moyen. A son tour le trop-plein de cette nappe fournit l'essentiel de l'eau dans les alluvions des fonds de vallée (Seine, Oise, Epte, Viosne, Sausseron). Localement elle apporte aussi de l'eau à la craie. Enfin ces nappes alluviales sont directement liées à l'existence des fleuves et rivières.

B - METHODOLOGIE D'UN PRE-BILAN HYDROGEOLOGIQUE

a) Adéquation entre bassins versants et réserves d'eau souterraine

Globalement, on peut admettre que l'axe de chaque bassin versant hydrologique de surface correspondant à une gouttière au plan tectonique et à une superposition de terrains perméables sur terrains imperméables au plan stratigraphique. Chaque bassin versant est le reflet d'un sous-ensemble d'une unité aquifère. Suivant ce modèle chaque ruisseau est l'expression de surface d'une réserve souterraine d'eau, dont il ne présente que le trop-plein. La liste de ces bassins versants hydrogéologiques a été établie en prenant en compte:

- La situation hiérarchique de chacun d'eux dans l'arborescence hydrologique, la liste reproduit la succession des bassins d'amont en aval.

- La totalité des bassins couvrant le territoire, quelle que soit leur taille, à partir des trois principales rivières, dans l'ordre: la Seine, l'Oise et l'Epte.

Ainsi une vallée sèche, expression d'un écoulement souterrain, qui conflue avec l'Epte sera comptée comme un bassin au même titre que le ruisseau drainant un bassin de grande taille.

b) Paramètres et méthode d'un pré-bilan hydrogéologique

Chaque bassin versant se caractérise par une surface qui lui sert d'impluvium. Il est possible de mesurer la quantité d'eau reçue par chaque bassin au cours d'une année pluviométrique moyenne: 600 mm, et au cours des cinq mois dits à pluviométrie efficace: 250 mm de moyenne annuelle sur près de 50 ans.

Il est également possible de calculer la capacité de chaque réservoir associé à un bassin versant. Celle-ci dépend du volume de la roche aquifère et de la porosité efficace.

Les débits d'exhaure des réservoirs sont fournis par les mesures ou les estimations des débits de ruisseaux et rivières d'une part et par les mesures et les estimations des prélèvements humains d'autre part.

c) Liste des bassins versants

c.1) Bassin de la Seine

* Vexin Sud

- Aubette de Meulan
- Montcient-Aincourt
- Montcient-Seraincourt
- Rû de la Vallée du Roi-Vétheuil
- Versant de Haute Isle / Roche-Guyon

c.2) Bassin de l'Oise

* Vexin Est

- Versant Thelles - Bruyères
- Esches
- Rû de Jouy le Comte-Parmain
- Sausseron
- Versant de Butry
- Ravine des vallées Hérouville-Auvers
- Versant de Chery-Valhermeil
- Versant d' Epiais -Fond de St Antoine
- Viosne
- Boucle de l'Oise-Cergy-Jouy le Moutier

c.3) Bassin de l'Epte

* Vexin Ouest

- Vallée de Breuil
- Cudron
- Versant du Fayel
- Versant de Montreuil-Ansicourt
- Versant de Copierres
- Aubette de Magny
- Rû de Chaussy
- Versant les Groux-St-Leu
- Val Perron
- L'Aulnaye-Amenucourt
- Versant de Rocanval.

BASSINS VERSANTS HYDROGEOLOGIQUES

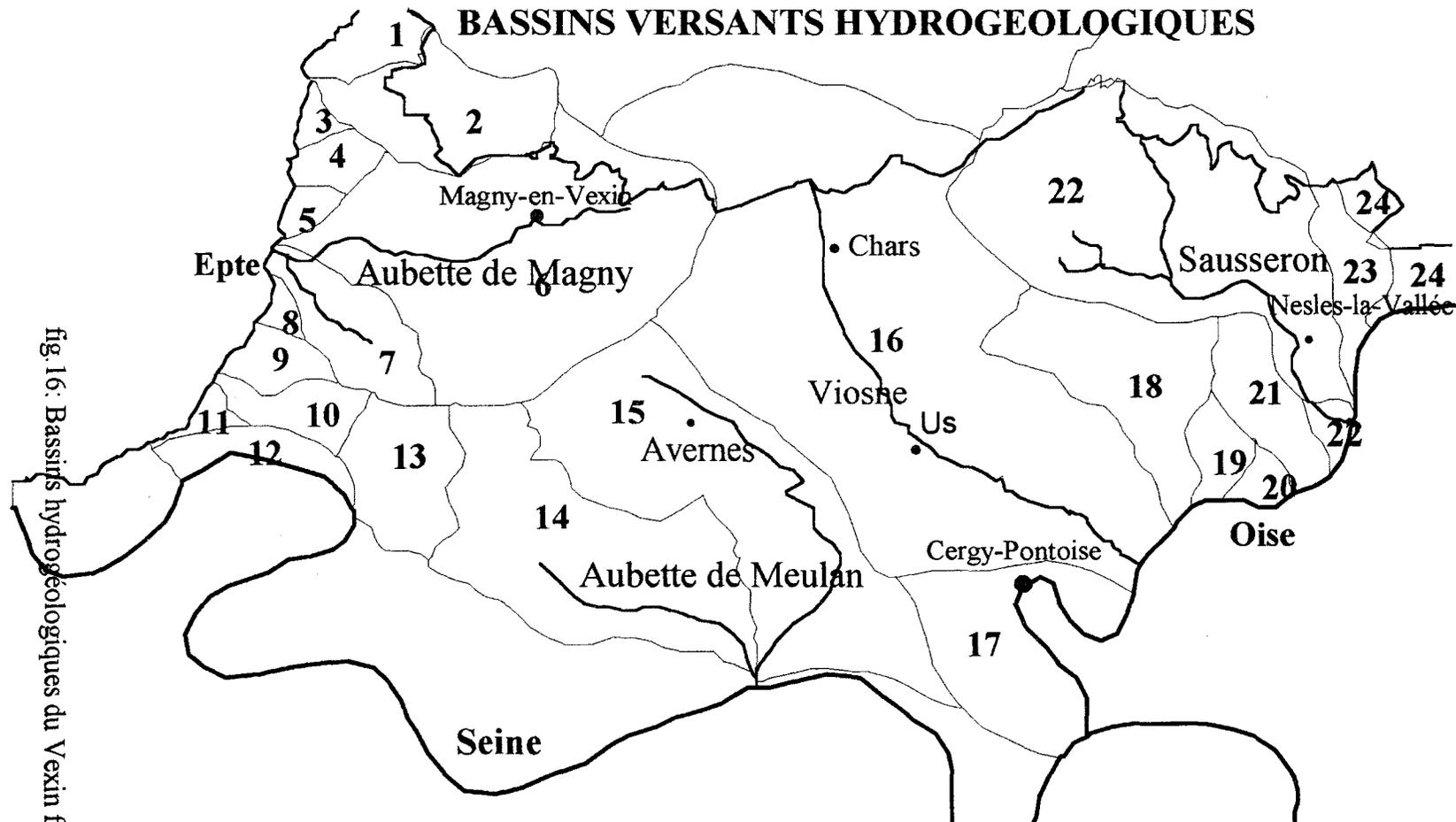


fig. 16: Bassins hydrogéologiques du Vexin français.

- | | |
|--|---|
| 1 : Bassin de Breuil | 13 : Rû de la vallée du Roi-Vetheuil |
| 2 : Cudron | 14 : Versant de Montcient |
| 3 : Versant de Fayel | 15 : Aubette de Meulan |
| 4 : Versant de Montreuil-Ansicourt | 16 : Viosne |
| 5 : Versant de Copierres | 17 : Boucle de l'Oise Cergy-Jouy le Moutier |
| 6 : Aubette de Magny | 18 : Versant de Butry |
| 7 : Rû de Chaussy | 19 : Vallée de Chery-Valhermeil |
| 8 : Versant les Groux-St-Leu | 20 : Versant de Chaponval |
| 9 : Val Perron | 21 : Ravine des Vallées Herouville-Auvers |
| 10 : L'Aulnaye-Amenucourt | 22 : Sausseron |
| 11 : Versant de Roconv | 23 : Rû de Jouy le Comte-Parmain |
| 12 : Versant de Haute-Isle Roche-Guyon | 24 : Esches |

C - CARACTERES DES BASSINS VERSANTS

a) Surface - Réserve aquifère - Pluie efficace et exhaures des bassins versants

a.1) La surface des bassins versants

Cette surface relève d'un calcul approché à partir du fond cartographique de l'hydrographie intégrale, réalisé par le service de la DDE du Val d'Oise en 1987. Cette cartographie intègre tous les talwegs, y compris les vallées sèches.

Quatre grands bassins se distinguent dont un dépasse 100 km².

- Le bassin de la Viosne avec 140 Km².

Les trois autres grands bassins sont:

- L'Aubette de Meulan avec 63 km²;

- Le Sausseron avec 90 km²;

- Aubette de Magny avec 85 km².

Viennent ensuite des bassins mesurant de 30 à 60 km², ce sont:

- Cudron avec 40 km²;

- La Vallée d'Epiais-Fond de St Antoine, bassin de 31,25 km², dont l'originalité est qu'il ne présente pas de drainage permanent. C'est donc la plus grande vallée sèche du Vexin.

On compte ensuite deux bassins-versants de 20 km²:

- Le Rû de la Vallée du Roi / Vétheuil, affluent de la Seine;

- Le Rû de Chaussy, affluent de l'Epte.

Trois bassins versants atteignent environ 10 km², tous drainés à l'exception de la Ravine d' Auvers.

- La Ravine des vallées d' Auvers - Hérouville qui concerne l'Oise. Les deux suivants concernent l'Epte:

- La Vallée de Breuil au Nord;

- L'Aulnaye-Amenucourt au Sud.

Enfin, les bassins versants couvrants moins de 5 km², sont des vallées sèches qui convergent directement avec la Seine, l'Oise ou l'Epte. Ces vallées sèches sont creusées dans des limons et la partie supérieure des sables de Beauchamps.

Sur la Seine:

- Le versant de Haute Isle / la Roche Guyon

Sur l'Oise:

- Le versant de Butry;

- le versant de Chaponval;

- la Vallée de Chéry-Valhermeil;

- l'ensemble des vallées sèches regroupées sous l'étiquette Boucle de l'Oise-Jouy le Moutier.

Et sur l'Epte:

- le versant du Fayel;

- le versant de Montreuil-Ansicourt;

- le versant de Copierres;

- le versant des Groux-St Leu;

- le Val Perron;

- le versant de Roconval.

La relation entre taille du bassin versant et l'existence d'un drainage permanent est évidente. Tous les bassins d'une superficie inférieure à 5 km² sont des vallées sèches. Tous les grands, d'une superficie voisine ou supérieure à 100 km² sont drainés. Une exception apparaît dans chaque classe intermédiaire de surface des bassins d'une cinquantaine, d'une vingtaine et d'une dizaine de km²: la Vallée d'Epiais-Fond de St Antoine dont le drain terminal n'est pas à l'échelle du bassin; la Ravine des Vallées d' Herouville-Auvers est un bassin sec.

a.2) Structure, capacité de la réserve en eau de chaque bassin versant

Toutes les entités hydrogéologiques locales sont alimentées au moins en partie par le grand réservoir régional Yprésien des sables de Cuise et du calcaire Lutétien, encore appelé "nappe du Soissonnais".

Un de ces bassins s'alimente uniquement à l'aquifère Yprésien-Lutétien (bassin d'Hérouville-Auvers). Trois autres s'alimentent essentiellement à l'aquifère Yprésien-Lutétien et de manière saisonnière aux nappes alluviales (bassin versant de Butry, bassin versant de Chaponval et celui de Chery-Valhermeuil). Deux dépendent d'une alimentation principal à l'aquifère Yprésien-Lutétien et secondaire aux réserves locales des sables stampiens des buttes témoins (bassin versant d'Epiais-Fond de St-Antoine et celui de la Viosne). Un est alimenté principalement à l'aquifère Yprésien-Lutétien, secondairement à un aquifère stampien et saisonnièrement à des nappes alluviales (bassin versant de la Boucle de l'Oise). Deux puisent à l'aquifère Yprésien-Lutétien, aux réserves des sables stampiens et à la craie (bassin versant de l'Aubette de Meulan et celui de la vallée du Roi-Vetheuil). Huit dépendent d'une alimentation à l'aquifère Yprésien-Lutétien et à celui de la craie (bassin versant de la vallée de Breuil, bassin versant de Haute-Isle Roche-Guyon, bassin versant de Fayel, bassin versant de Montreuil-Ansicourt, versant de Copierres, versant des Groux-St Leu, versant du Val Perron et enfin celui de Roconval). Enfin cinq bassins versants dépendent des quatre horizons aquifères: Stampien, Yprésien-Lutétien, craie et alluvions (bassin versant du Sausseron, Aubette de Magny, Cudron, Rû de Chaussy et le bassin d'Aulnaye-Aménu-court). (cf. fig. 17)

Une première remarque porte sur la coïncidence entre les bassins drainés et les bassins à alimentation combinée avec deux principaux réservoirs aquifères: Stampien + Yprésien.

Une deuxième remarque porte sur la relative corrélation entre superficie et alimentation combinée (Stampien + Yprésien) des bassins versants. Les plus vastes, dont nous avons vu

qu'ils sont les plus fréquemment drainés, sont aussi des bassins dont la structure aquifère est diversifiée. Toutefois il convient de souligner que cette diversification ne joue que sur deux horizons aquifères : les sables yprésiens et les sables stampiens. La combinaison de ces deux premiers horizons à la craie et aux alluvions, n'apporte aucune amélioration de la corrélation: superficie / structure aquifère. Bien au contraire la combinaison avec la craie ou les alluvions semble caractériser des bassins de petite taille. Tous se passe comme si la craie et les alluvions étaient intervenues comme un facteur limitant la capacité d'érosion et la croissance des bassins. Cette remarque confirme l'énorme différence de comportement hydrogéologique entre d'une part les véritables réservoirs aquifères que sont les sables stampiens et les sables yprésiens, associés parfois au calcaire lutétien; et d'autre part les aquifères de la craie et des alluvions. Dans ces deux derniers matériaux l'eau ne constitue pas une véritable réserve mais dépend étroitement des événements climatiques, soit directement par l'intermédiaire de l'impluvium, soit indirectement par l'intermédiaire du trop plein des réserves stampiennes et yprésiennes, eux-mêmes en liaison avec la pluviométrie.

C'est l'inertie d'une grande masse d'eau, souvent ancienne, qui l'emporte dans les réservoirs Stampien et Yprésien. Ce sont au contraire les phénomènes dynamiques (battement vertical, écoulement rapide) qui l'emportent en ce qui concerne la craie et les alluvions. Pour simplifier, on peut dire que l'eau s'accumule surtout dans les réservoirs Stampien et Yprésien, tandis qu'elle circule dans les nappes de la craie et des alluvions.

La corrélation entre le volume des réserves d'eau et les structures aquifères renforce encore ce qui a été dit à propos de la taille des bassins. La combinaison des aquifères Stampien et Yprésien engendre les plus importantes réserves. L'interdépendance soit des sables de l'Yprésien, soit de la combinaison Stampien- Yprésien, avec la craie et / ou les alluvions, caractérise le plus souvent des réserves faibles ou moyennes. Le seuil de 50 millions de mètres cubes semble significatif. Au-dessous de ce seuil il s'agit de bassins s'alimentant à la seule nappe du Yprésien-Lutétien, le plus souvent dans des conditions limites, caractérisées par l'amincissement des sables yprésiennes et du calcaire Lutétien d'une part, la vidange de cet aquifère dans la craie d'autre part.

Surface km	Bassin versant	Aquifère principal	Aquifère secondaire
100	Viosne	(Y-L)	S (D)
70 à 100	Aubette de Meulan	(Y-L)	S + C (D)
	Sausseron	(Y-L)	S + C + A (D)
	Aubette de Magny	(Y-L)	S + C + A (D)
30 à 60	Cudron	(Y-L)	S + C + A (D)
	Epiais-Fond de St Ant.	(Y-L)	S + (Y-L) (S)
20	Vallée du Roi-Vétheuil	(Y-L)	S + C (S)
	Rû de Chaussy	(Y-L)	S + C + A (D)
10	Vallées Hérouville	(Y-L)	(S)
	Vallée de Breuil	(Y-L)	C (S)
	Aulnaye - Aménuccourt	(Y-L)	S + C + A (D)
Moins de 5	Haute - Isle/ la Roche	C	(Y-L) (S)
	Versant de Butry	(Y-L)	A (S)
	Versant de Chaponval	(Y-L)	A (S)
	Vallée de Chery	(Y-L)	S + A (S)
	Boucle de l'Oise	(Y-L)	S + A (S)
	Versant de Fayel	(Y-L)	C (S)
	Montreuil/Ansicourt	(Y-L)	C (S)
	Versant de Copierres	(Y-L)	C (S)
	Versant des Groux	(Y-L)	C (S)
	Val Perron	(Y-L)	C (S)
	Versant de Roconval	(Y-L)	C (S)

S: Stampien, Y-L: Yprésien-Lutétien, C: Craie, A: Alluvions, D: drainé S: sèche

fig. 17: Tableau des surfaces et structures aquifères des bassins versants

Aquifère	nappe associée	Bassin versant	réserve (R)10 ⁶ m ³
Yprésien-Lutétien	seul	Ravine de la vallée d'Hérouville	60 < R < 400
	+ Craie	Haute Isle-Roche Guyon	10 < R < 25
		vallée de Breuil	10 < R < 25
		versant de Copierre	10 < R < 25
		Val Perron	10 < R < 25
		versant de Fayel	10 < R < 25
Montreuil/Ainsicourt		R < 10	
+ alluvions	Groux-st Leu	R < 10	
	Versant de Rocanval	R < 10	
	vallée de Chéry/Valhermeil	30 < R < 50	
	versant de Chaponval	30 < R < 50	
Stampien + Yprésien-Lutétien	seuls	versant de Butry	10 < R < 25
		R < 10	
	+ Craie	Viosne	R > 400
		Vallée d'Epiais fond de St Antoine	200 < R < 400
	+ Craie	Aubette de Meulan	200 < R < 400
		Roi de la vallée Vetheuil	100 < R < 200
	+ Alluvions	Boucle de l'Oise Cergy	100 < R < 200
		Jouy Le Moutier	
+ Craie + Alluvions	Sausseron	R > 400	
	Aubette de Magny	200 < R < 400	
	Cudron	30 < R < 50	
	Chaussy	30 < R < 50	
	Aulnaye - Amenucourt	10 < R < 25	

fig. 18: Tableau des structures aquifères et réserves en eau.

a.3) Pluie efficace

Une des principales questions qui se pose à propos des réservoirs aquifères est la réalimentation ou encore la "recharge".

La pluie efficace moyenne annuelle est la quantité d'eau tombée sur l'impluvium, d'un bassin versant pendant les cinq mois de l'année où la transpiration végétale est la plus faible (novembre à mars). Ici, la pluie efficace annuelle a été considérée égale à 250 mm en tout point du Vexin (Lardy J.M., 1992). La quantité tombée sur chaque bassin versant est donc proportionnelle à la superficie.

a.4) Exhaure naturelle, artificielle et totale

Ce qui sort de la réserve ou de l'aquifère peut être estimé. Le débit des ruisseaux et rivières permet de mesurer une partie de l'exhaure naturelle. Le fonctionnement du bassin versant hydrogéologique est assimilé au déversement d'un réservoir aquifère dans une nappe ou un système de nappes, qui a son tour fournit l'eau d'un ruisseau. Exemple: Réservoir Stampien, nappe de versant des buttes ———> réservoir Yprésien-Lutétien ———> nappe alluviale ou nappe de la craie puis nappe alluviale ———> ruisseau. Ce schéma est réducteur puisqu'une grande partie de l'écoulement de la nappe alluviale va rejoindre directement une autre nappe alluviale, celle du drain collecteur: rivière ou fleuve dans lequel se jettent les ruisseaux. Dans le cas des vallées sèches l'absence de drain permanent ne signifie pas non plus l'absence d'échange. Au contraire la nappe de versant s'écoule directement dans la nappe alluviale du fleuve collecteur sans manifestation de surface. Dans le cas des vallées drainées comme des vallées sèches il y a donc une très large sous-estimation des exhaures naturelles.

L'exhaure artificielle est elle aussi sous-estimée puisqu'elle résulte du cumul des débits des forages de fourniture d'eau potable et des forages privés ayant fait l'objet d'une déclaration (+ de 30 m de profondeur) ou d'une autorisation (+ de 80 m). Aucun forage profond non déclaré n'est pas pris en compte.

L'estimation de l'exhaure totale, somme des exhaures naturelles et artificielles reste donc très en dessous d'une réalité qu'il est impossible d'appréhender avec une bonne précision.

Bassins versants		Réserve d'eau dans les aquifères (10 ⁶ m ³)				Pluie effic.	Exhaure		
Non	Sur.	S	Y-L	C	A		Ruiss.	AEP	F.p.
Meulan	70	2,70	358,30			17,50	5,70	1,80	
Montcient	8,75	6,30	54,70			2,20	?		
Roi-Vetheuil	20	6,30	117,20			5	?	2,60	
Haute-Isle	3,25		12,50			0,80	0	2,60	
Esches	10,50		33,60	15,80	4,90	2,70	28,40	0,90	
Rû de Jouy le	10		60,20		0,70	2,50	0,90	0,90	0,90
Sausseron	90	7,50	561,30	5,60	0,30	22,50	25,20		0,40
Versant de Butry	1,90		8,10		1,30	0,50	0	3,20	0,40
Herouville	10		62,50			2,50	0		
Chaponval	2,50		15,60		1,10	0,60	0		0,50
Chery-Valhermei	6,50		40,60		0,40	1,60	?		
St-Antoine	31,25	4,13	195,30			7,80	0	1,80	1,30
Viosne	140	21	875			35	44,10	9,70	3
Boucle de l'Oise	22,50	6,8	137,50		2,40	5,60	0	3,50	2
Vallée de Breuil	6,25		8,20	4,60	2,20	1,60	?		
Cudron	16	0,60	24,40	9,40	0,40	4	3,80	0,90	
Versant de Fayel	1,50		3,30	1,90	0,20	0,40	0		
Montreuil	2,50		8,40	0,80	0,70	0,60	0	0,40	
Copierres	3		8,40	2,30	2,40	0,80	0		
Magny	85	2,80	308,40	9,60	0,70	21,30	16	5,70	0,40
Rû de Chaussy	14,75	3,80	45,20	0,30	0,40	3,70	1,90	4,40	0,10
Groux - St Leu	1,90		5,30	1,50	3	0,50	0		
Val Perron	3		5,70	4,50	2	0,80	0		
Amenucourt	9,10	0,80	15,90	8,30	0,70	2,30	0		
Roconval	4,70		2,20	3	1,30	1,20	0		

Sur.: surface, S: Stampien, Y-L: Yprésien-Lutétien, A: alluvions, Ruiss.: ruissellement, A.E.P.: forage d'eau potable, F.p.: forage privé.

fig. 19: Tableau des surface en km², réserve aquifère, pluie efficace, exhaure en millions de m³/an.

b) Répartition des forages par aquifère, par bassin versant

b.1) Répartition par aquifère

Le réservoir Yprésien est le plus sollicité avec 61 forages et captages, par contre il y a 18 captages dans la craie, 16 sollicitent les nappes alluviales et 1 captage dans les sables de Fontainebleau.

b.2) Répartition par bassin versant

Deux indices permettent de caractériser la situation de chacun des bassins : le nombre de forages par km^2 et le nombre de forages pour un million de m^3 d'eau. Cinq bassins versants présentent une situation critique par rapport aux deux indices précités.

- Versant Haute Isle -Roche Guyon
- Versant de Chaponval
- Boucle de l'Oise Cergy-Jouy le Moutier
- Versant de Montreuil-Ansicourt
- Rû de Chaussy

La situation la plus critique est représentée par le bassin - versant Haute-Isle / La Roche-Guyon avec près d'un ouvrage par km^2 et pour 20 % de la réserve en eau mobile. Viennent ensuite les trois bassins : versant de Chaponval, versant de Montreuil/Ansicourt et le Rû de Chaussy caractérisés par un ouvrage pour 2 km^2 et correspondant à 10 % de la réserve en eau mobile.

Bassin versant	N. de forage	N. de forages / km^2	N. de forages/ 10^6 m^3
Haute Isle-Roche	3	0.92	0.19
Chaponval	2	0.8	0.05
Montreuil-ansicourt	1	0.4	0.1
Chaussy	7	0.47	0.14
Boucle de l'Oise	10	0.44	0.07

fig. 20: Nombre de forages par bassin versant en situation critique. (N: nombre)

Bassins versants	C	Y-L	S	A	Total
Aubette de Meulan	1	2			3
Montcient - Aincourt					0
Rû de la vallée du Roi - Vetheuil	1	2		1	4
Haute - Isle Roche Guyon				3	3
Esches	1			2	3
Rû de Jouy le Comte - Parmain		1			1
Sausseron	1	6	1		8
Versant de Chaponval		1			1
Epiais - Font - St - Antoine		5		1	6
Viosne	8	29			37
Boucle de l'Oise - Cergy		7		3	10
Cudron				1	1
Versant de Montreuil - Ansicourt		1			1
Aubette de Magny	3	4		2	9
Rû de Chaussy	2	3		2	7
Total	18	61	1	16	96

fig. 21: Tableau des répartitions des forages d'eau par aquifère et par bassin versant

Les autres bassins versants ne possèdent aucun captage.

bassins versants	Nombre de forages	Surface km ²	Volume réserve 10 ⁶ m ³	Nombre de forages par km ²	Nombre de forages par 10 ⁶ m ³
Aubette de Meulan	3	70	380	0,04	0,01
Montcient-Aincourt	0	8,75	61	0	0
Roi-Vetheuil	4	20	125	0,2	0,03
Haute-Isle	3	3,25	16	0,92	0,19
Esches	3	10,50	54	0,29	
Rû de Jouy	1	10	61	0,1	0,02
Sausseron	8	90	575	0,09	0,01
Versant de Butry	0	1,90	9	0	0
Herouville Auvers	0	10	62	0	0
Versant de Chaponval	2	2,50	17	0,8	0,05
Chery-Valhermeil	0	6,50	41	0	0
Font-St-Antoine	6	31,25	195	0,19	0,03
Viosne	37	140	896	0,25	0,04
Boucle de l'Oise	10	22,50	147	0,44	0,07
Vallée de Breuil	0	6,25	15	0	0
Cudron	1	16	35	0,06	
Versant de Fayel	0	1,50	5	0	0
Montreuil-Ansicourt	1	2,50	10	0,4	0,1
Versant de Copierres	0	3	13	0	0
Aubette de Magny	9	85	321	0,11	0,03
Rû de Chaussy	7	14,75	50	0,47	0,14
Groux-St Leu	0	1,90	10	0	0
Val Perron	0	3	12	0	0
Amenucourt	0	9,10	26	0	0
Versant de Roconval	0	4,70	6	0	0

fig. 22: Tableau du nombre de forages par surface et réserve en eau des bassins versants.

c) Indice d'exhaure des bassins versants

On appelle indice d'exhaure le rapport entre l'exhaure artificielle et l'exhaure totale.

L'exhaure artificielle: est égale à la somme des sorties d'eau dues aux forages et captages du bassin versant. Rappelons que le trop-plein de l'aquifère, sous forme de nappe de versant ou de nappe alluviale, n'intervient pas dans l'exhaure totale du bassin, faute de mesure.

Cet indice permet de reconnaître cinq types de bassins versants :

- Les bassins versants à fonctionnement "naturel" sont ceux dans lesquels l'exhaure artificielle est nulle: il n'y a pas de forage ou de captage. Les sorties d'eau du réservoir sont commandées par des écoulements naturels.

- Les bassins versants à fonctionnement mixte "naturel" et artificiel se répartissent en deux grandes familles : ceux dans lesquels on mesure un débit de ruissellement permanent et les bassins ne comportant pas de drainage de surface. Dans la première famille, l'indice d'exhaure permet de distinguer trois classes d'indice:

* Un indice de l'ordre de 10 % (eau de forage / exhaure totale) caractérise un seul bassin: celui du Sausseron.

* Un indice de l'ordre de 30 % caractérise quatre bassins: l'Aubette de Meulan; Rû de Jouy le Comte / Parmain; la Viosne et l'Aubette de Magny.

* Un rapport voisin de 80 à 90 % affecte un bassin: le Rû de Chaussy.

De cette catégorie se rapprochent les bassins secs (sans drainage de surface permanent) et présentant des forages ou captages, donc dans lesquels l'indice d'exhaure est égale à 1. Six bassins sont dans cette situation : le Versant d'Haute Isle / la Roche Guyon; le versant de Bruyère sur Oise; le versant de Chaponval; la Vallée d'Epiais / Fond de St Antoine; la Boucle de l'Oise / Cergy / Jouy le Moutier et le Versant de Montreuil / Ansicourt sur l'Epte.

bassins versants	Exhaure naturelle	Exhaure artificielle	Exhaure totale	Indice Exhaure
Aubette de Meulan	5,70	1,80	7,50	0,24
Vallée du Roi-Vetheuil	?	2,60	2,60	?
Haute-Isle Roche Guyon	0	2,60	2,60	1
Esches	28,40	1,80	30,20	
Jouy le Comt -Parmain	0,90	0,40	1,30	0,30
Sausseron	25,20	3,60	28,80	0,12
Versant de Chaponval	0	0,50	0,50	1
Epiais-Font-St-Antoine	0	3,10	3,10	1
Viosne	44,10	12,70	56,80	0,22
Boucle de l'Oise-Cergy	0	5,50	5,50	1
Cudron	3,80	0,90	4,70	
Montreuil-Ansicourt	0	0,40	0,40	1
Aubette de Magny	16	6,10	22,10	0,28
Rû de Chaussy	1,90	4,50	5,40	0,83
Groux-St Leu	0	0	0	
Val Perron	0	0	0	
L'Aulnaye-Amenucourt	0	0	0	
Versant de Roconval	0	0	0	

Indice d'exhaure: Exhaure artificielle / (Exhaure naturelle + Exhaure artificielle)

fig. 23: Tableau des exhaures des bassins en millions de m³ et indice d'exhaure.

II - ETUDE HYDROCHIMIQUE DES BASSINS VERSANTS

A - INTRODUCTION

La pollution chimique des eaux, fluviales et souterraines, est une des conséquences graves d'un développement mal contrôlé des activités humaines.

Au cours des vingt dernières années, bien des activités humaines se sont développées, souvent incitées par les services publics, sans se procurer des conséquences sur la qualité de l'eau.

C'est dans cette histoire socio-économique que s'inscrit celle des nitrates.

B - FORMATION DU CHLORURE, SULFATE ET NITRATE DANS LA PLUIE

a) Chlorure dans la pluie

Cl^- est utilisé comme un indicateur de la contribution marine à l'eau de pluie. Cependant, Cl^- existe aussi sous forme de gaz (HCl) dans l'atmosphère produit par réaction avec le sel de mer ou à partir des sources industrielles.



b) Sulfate dans la pluie

La plus grande partie de l'excès du sulfate dans l'eau de pluie des zones hautement polluées provient par l'oxydation du gaz SO_2 , qui se dégage dans l'atmosphère pendant la combustion des combustibles fossiles (charbon et pétrole). Le SO_2 se forme durant la combustion par l'oxydation des sulfures présents comme par exemple la pyrite (FeS_2) dans le charbon et les composants organiques sulfurés dans le charbon et le pétrole.

H_2SO_4 formé dans l'aérosol et les nuages, est complètement dissocié en hydrogène et ion sulfate



c) L'azote dans la pluie

Il existe sous différentes formes: l'azote gazeux (N₂), oxyde nitreux (N₂O), dioxyde d'azote (NO₂), monoxyde d'azote (NO) et l'ammoniac (NH₃).

N₂: La conversion et le flux total de l'azote

L'azote moléculaire est le plus abondant des constituants azotés dans l'atmosphère (80 % du volume atmosphérique gazeux); mais N₂ est très peu réactif. La conversion de l'azote dans les réactions chimiques et biologiques par la combinaison de l'azote avec l'hydrogène, le carbone et / ou l'oxygène est appelée conversion de l'azote.

Processus	Flux	Flux anthrop.	Références
<i>Fixation de l'azote</i>			
sol (biologique)	139	44	Burns et Hardy 1975
océan (biologique)	10 - 90		Simpson 1977
atmosphère (éclair)	4		Hill, Rinker, et Wilson 1980
engrais et industrie	40	40	CAST 1976
combustion des combustibles			
NO ₃ -N	21	21	Logan 1983
NH ₄ -N	< 1	< 1	Logan 1983
Feux des forêts	12	12	
total	216 - 269	117	
<i>dénitrification</i>			
sol	107-161		Söderlund et Svensson 1976
océan	40-120		Simpson 1977

fig. 24: Tableau des processus majeurs de fixation d'azote (unité: 10¹² g N / an).

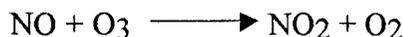
Les nitrates dans la pluie proviennent à la fois des processus naturels et des activités humaines

Source naturelle des nitrates

La plus grande partie des nitrates contenus dans la pluie provient de l'oxydation de l'azote gazeux (NO_x : NO_2, NO). NO est formé par la réaction de l'azote et l'oxygène à haute température ($> 2000\text{ }^\circ\text{C}$).



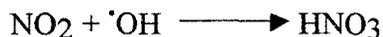
NO se combine aisément dans l'atmosphère avec l'ozone O_3 ou avec des radicaux peroxydes $\cdot\text{HO}_2$ et forme NO_2 :



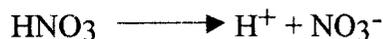
ou



NO_2 en présence de $\cdot\text{OH}$ dans l'air forme HNO_3 (Logan 1983)



HNO_3 est un acide fort et il se dissocie complètement dans l'eau de la pluie sous forme NO_3^- et H^+ :



Les sources de NO_3^- dans la pluie:

- les éclairs d'orage (Gambel and Fisher 1964);
- oxydation photochimique dans la stratosphère du gaz N_2O en NO et NO_2 ;
- oxydation dans l'atmosphère de NH_3 en NO_x (Mc Connel 1973);
- la production du NO du sol par les processus microbiologiques;

- l'utilisation des combustibles fossiles par l'activité humaine;
- les feux des forêts.

Sources anthropogéniques

La circulation automobile (essentiellement le carburant Diesel) et la production d'énergie (Centrale Thermique) sont responsable de 50 % de la production de NO_x .

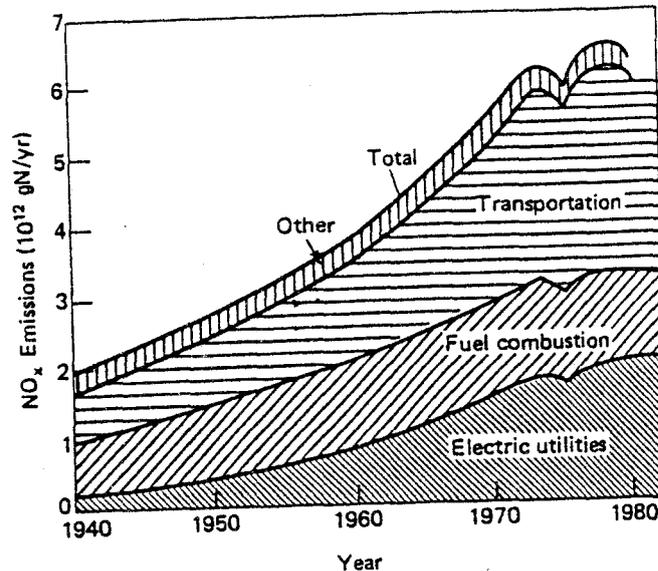


fig.25: Emission de NO_x aux Etats Unis due la combustion des carburants et les activités industrielles.(J.A. Logan, 1983)

C - CYCLE DE L'AZOTE

Les phénomènes élémentaires intervenant dans le transfert des nitrates (fig. 27).

L'azote peut exister sous trois formes principales (Soltner, 1980):

- L'azote organique est la réserve d'azote du sol. Ce stock représente généralement 0,1 à 0,2 % du sol, beaucoup plus dans les sols humifères. La plus grande partie se trouve sous forme d'humus stable dosant 5 % d'azote. Le reste, ce que l'on appelle " azote organique labile", est en faible quantité par rapport à l'humus stable mais joue un rôle important dans le cycle de l'azote dans le sol.

- L'azote ammoniacal est une forme transitoire. Résultant de l'ammonification, l'ammoniaque et les sels ammoniacaux sont solubles, et les ions NH_4^+ qu'ils libèrent sont

retenus par le complexe absorbant. Cette forme d'azote est assez rapidement oxydée par les bactéries nitrifiantes, et transformée en nitrates.

- L'azote nitrique, très soluble, est la forme principale d'absorption et de migration de l'azote. Ces anions, non retenus par le complexe absorbant, sont rapidement perdus par lessivage s'ils ne sont pas absorbés par les plantes ou par les bactéries réorganisatrices.

L'azote nitreux est une forme transitoire servant de pont dans la nitrification ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$) et dans le dénitrification ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2\text{O}$ ou N_2). Ces deux processus sont très rapides et même instantanés.

Ainsi, l'azote peut, sous l'influence d'acteurs naturels ou artificiels, se transformer d'une forme à l'autre, migrer d'un endroit à l'autre avec ou sans changement de forme chimique. Toute cette chaîne de transformations et de migrations constitue le cycle de l'azote du sol.

Les processus du cycle de l'azote dans le sol:

Fixation biologique

La fixation biologique est le passage de l'azote atmosphérique (sous l'état N_2) en azote combiné sous l'action de certains micro-organismes du sol. On distingue d'une part la fixation asymbiotique aérobie par des algues et des bactéries (Azobacter) ou anaérobie (Clostridium), et d'autre part la fixation symbiotique par les nodosités des légumineuses (Rhizobium) (Belan, 1979).



La fixation asymbiotique peut entraîner des gains d'azote de 5 à 40 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$. Les facteurs et conditions qui la provoquent sont des températures comprises entre 6°C et 25-30°C, un pH de 3 à 9, une humidité élevée (l'anaérobiose favorise la fixation par Clostridium), une teneur du sol en substrat carboné métabolisable, une disponibilité de l'azote minéral (Belan, 1979).

Quant à la fixation symbiotique, elle peut atteindre de 50 à 200 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$. Cette fixation dépend de l'espace et des conditions de milieu qui régissent le fonctionnement de la

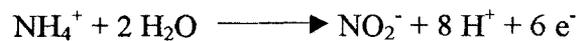
symbiose: fertilité minérale, température, humidité et aération. L'existence d'oxygène est indispensable.

Minéralisation

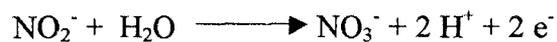
La minéralisation traduit la transformation de l'azote organique en azote nitrique (N-NO₃). Elle s'effectue en trois étapes : ammonification, nitrification et nitrification. Souvent ces deux dernières étapes sont considérées comme une seule, appelée nitrification, à cause de la rapidité de la nitrification.

L'ammonification est la transformation de l'azote organique en azote ammoniacal. Cette transformation est l'oeuvre de champignons et des bactéries ammonifiantes.

La nitrification est l'oxydation de l'azote ammoniacal en azote nitreux. Les nitrosomonas ou bactéries en sont les agents.



La nitrification est l'oxydation de l'azote nitreux en azote nitrique. Les nitrobactéries, bactéries nitriques, réalisent cette oxydation.



La minéralisation est influencée par de nombreux facteurs parmi lesquels la température et l'humidité du sol jouent des rôles essentiels. Notons que l'ammonification a lieu dans des conditions écologiques plus divers que la nitrification car elle est le fait d'un nombre considérable de micro-organismes (bactéries - champignons).

La température influence l'ammonification et la nitrification. Si elle n'est optimale qu'aux environs de 30 °C, elle peut entretenir une activité microbienne moyenne à 10-15°C, l'activité devenant pratiquement nulle à 0 °C (Belan, 1979).

L'humidité du sol joue un rôle très important car elle influence directement l'activité des micro-organismes d'une part, et règle l'aération et la température du sol d'autre part. La valeur optimale se situe environ à la capacité au champ et l'on suppose que la décroissance est linéaire de chaque côté de cet optimum (Prat, 1982).

Réorganisation

La réorganisation, comme son nom l'indique, est le passage de l'azote minéral (NH_4 et NO_3) en azote organique. Elle constitue le processus inverse de la minéralisation et peut être réalisée soit par l'assimilation par les plantes, soit par l'activité des micro-organismes. Ce dernier processus est souvent appelé immobilisation.

Dans un sol agricole, l'assimilation par les plantes peut varier de moins de 100 kg à 300 kg/ha par an selon le type de cultures et les régions (Geng, 1988). Ce processus est très compliqué et influencé par de très nombreux facteurs: climatiques comme la température et les précipitations, agronomique comme la fertilisation et l'irrigation, etc...

L'immobilisation est, comme de nombreux processus biologiques, ralentie si les températures et l'humidité baissent. Des conditions aérobies sont plus favorables que des conditions anaérobies. Un pH neutre ou basique sera plus favorable qu'un pH acide (Prat, 1982).

Volatilisation

C'est la perte sous forme d'ammoniac NH_3 . Généralement négligeable, elle peut cependant atteindre 20 à 30 % de l'azote ammoniacal lorsqu'il est apporté en sol basique (Belan, 1979). Des conditions venteuses et une alcalinité du sol seraient favorables à cette réaction.



Dénitrification

Dans les sols humides, des microbes anaérobies et des bactéries dénitrifiantes peuvent réduire les nitrates en nitrites, puis en azote gazeux perdu dans l'atmosphère. Cette transformation est appelée dénitrification. Dans cette transformation, les nitrates sont utilisés comme accepteur d'électrons, cette réaction ne peut avoir lieu que dans des conditions d'anoxie.



L'estimation de l'ampleur de cette réaction est très variable. Belan (1979) a noté des chiffres de 1 % à 50 % de l'azote minéral selon les types du sol, tandis que d'après Henin (1980) cette perte serait de l'ordre de 15 %.

Une anaérobiose favorise évidemment la dénitrification. Un pH élevé (supérieur à 6) et une température élevée favorisent également cette réaction (Belan, 1979).

Adsorption- désorption de l'ammonium

Dans le sol, une partie des cations NH_4^+ peut être fixée, par mécanisme d'échange d'ions, sur le complexe argilo-humique. Les ions non fixés sont sous forme dissoute. Le terme adsorption - désorption est utilisé pour désigner l'échange d'ions NH_4 entre la solution et la phase solide. Cette réaction d'échange entre la forme adsorbée (ou phase solide) et la forme dissoute (ou phase liquide) dépend de la concentration en NH_4^+ de la solution du sol, de la taille des particules, du pH et de la température.

Apport de fertilisants

Les fertilisants utilisés par les agriculteurs sont des engrais chimiques industriels et des engrais organiques d'origine diverse.

L'apport d'engrais chimiques varie de quelques dizaines de kilogrammes à quelques centaines de kilogrammes par hectare et par an selon les régions et les types de cultures. Cet apport est en croissance forte depuis plusieurs décennies et a une responsabilité évidente dans la pollution azotée des eaux souterraines et superficielles.

Précipitation

La pluie, la neige et les retombés sèches sous formes d'aérosols et de poussières peuvent apporter différentes formes d'azote au sol (Morin et al , 1987). Souvent on ne mesure que l'apport d'azote par la pluie sous les formes ammoniacale et nitrique. Cet apport peut varier de moins de 10 kg à plus de 20 kg/ha par an avec une tendance à l'augmentation en zone urbaine (Cwpu, 1977, cité par Geng, 1988). Les mesures recueillies sur l'Orgeval (bassin versant expérimental représentatif en France) montrent que l'apport d'azote météorique est fonction de la pluie annuelle.

A

Lessivage

L'azote soluble (NO_3 et NH_4) est transporté par l'eau. Pourtant les ions ammonium sont peu abondants dans les eaux lessivées du sol agricole car ils sont adsorbés par les colloïdes du sol d'une part, et rapidement nitrifiés en nitrates d'autre part. Le nitrate, du fait de sa grande mobilité et de sa très grande stabilité chimique, est donc la forme principale de l'azote lessivable.

Le flux de lessivage d'azote (plus de 95 % de l'azote est sous forme de nitrate, (Belamie, 1982), lié étroitement au stock en nitrates et au régime hydrologique du sol, subit une variation saisonnière. A long terme, le lessivage peut entrer en compétition avec les plantes et les bactéries réorganisatrices. La valeur annuelle de ce lessivage peut varier de moins de 10 à plus de 30 kg N/ha par an sur le bassin de Mélarchez (Leviandier et Didon, 1982). Cette valeur peut atteindre 200 kg par an d'azote si les prairies sont labourées et restent nues la saison suivante (Unwin, 1988).

Sources	N(%)
<i>Rurale</i>	
Déchets animaux	40
Fertilisants	20
Pluie	3
Total	63
<i>Urbaine</i>	
Déchets humains	29
Déchets industriels	4
Voie publique	4
Total	37

fig.26: Répartition moyenne des sources d'azote en Europe. (d'après Stumm 1972).

Les 2/3 des sources anthropogéniques d'azote environ sont d'origine rurale.

d

Cycle de l'azote (d'après D. Soltner, 1980)

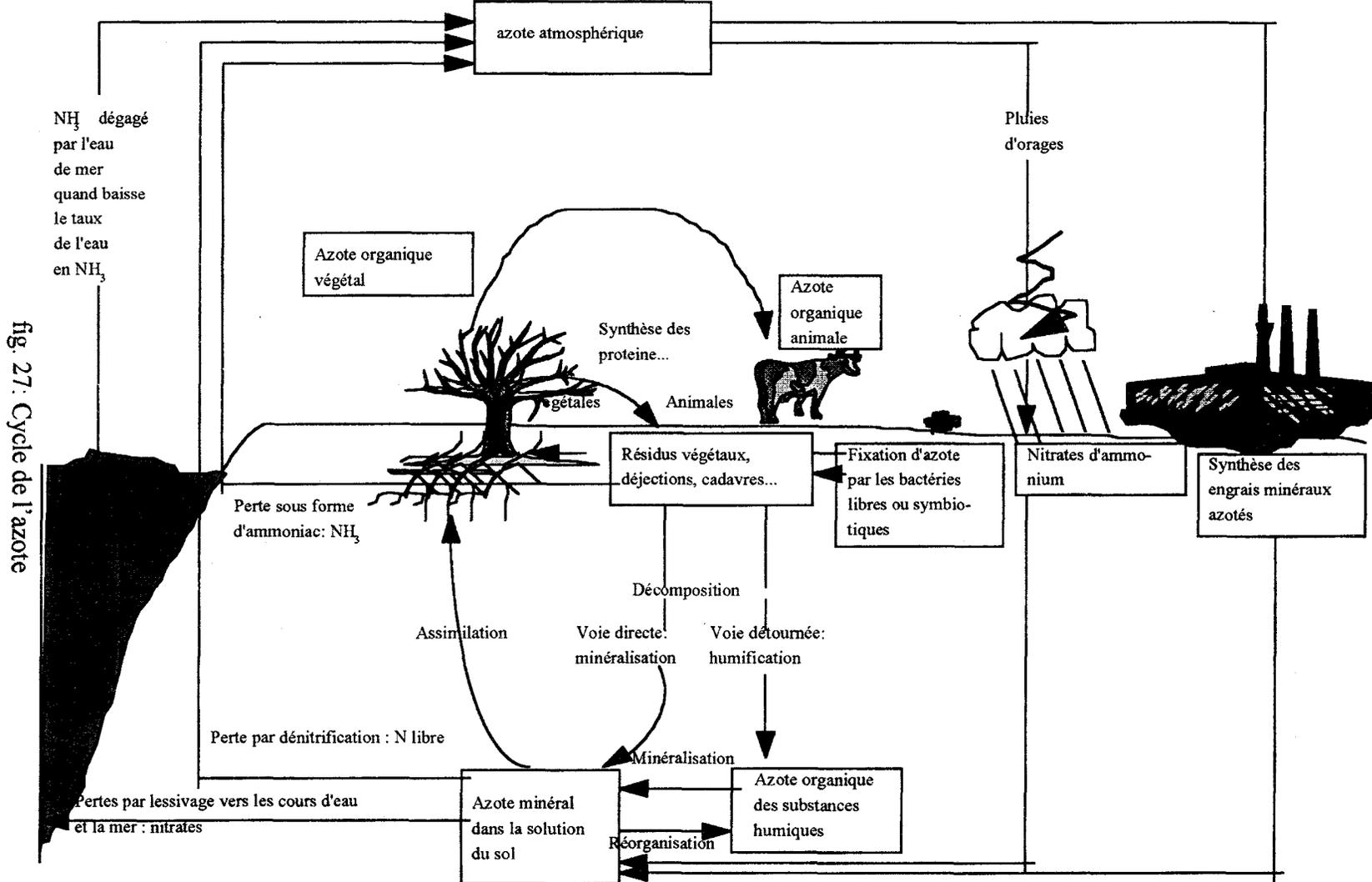


fig. 27: Cycle de l'azote

Sources anthropogéniques d'azote dans les eaux superficielles et souterraines

processus	flux total	% entrée-sortie	flux anthrop.	références
<i>entrée</i>				
Fixation biologique	139	59	44	Burns et Hardy 1975
Fertilisants	40	17	40	
Dépôt de précipi. et de sech.	57	24	38	Crutzen 1976
Total entrée	236	100	122	
<i>sortie</i>				
Rivière azote	43	18	7	Meybeck 1982
Denitrification en N ₂ et N ₂ O	153	65	?	
Perte NH ₃ gaz	23	10	?	
NO _x	17	7	?	
total sortie	236	100	?	

fig.28: Cycle terrestre de l'azote en Tg N par an (Tg = 10¹²g).

D - EVOLUTION GLOBALE A LONG TERME DES TENEURS EN NITRATE, SULFATE ET CHLORURE DES EAUX SOUTERRAINES DU VEXIN FRANÇAIS.

a) Origine des données

L'étude de l'évolution des teneurs en nitrate a été entreprise pour mettre en évidence les étapes antérieures d'enrichissement des eaux souterraines qui ont abouti à la situation actuelle. Nous avons collecté, auprès des services compétents de la D.D.A.S.S. (Direction Départementale des Affaires Sociales et Sanitaires) du Val d'Oise, les analyses chimiques des différents paramètres étudiés ci-dessous.

b) Choix des paramètres étudiés

Nous avons mené notre étude en fonction des paramètres suivants :

- concentration des nitrates, sulfates et chlorures.

Deux ions indiquent plus particulièrement qu'une pollution est d'origine humaine. Ce sont les nitrates (qui proviennent de l'agriculture et de l'activité industrielle), et le chlorure qui a deux origines possibles: l'eau de mer et l'activité humaine (combustion des ordures ménagères, essentiellement le P.V.C.)

Le sulfate a une origine mixte, marine et continentale. Dans le Vexin français, il est indicateur de la dissolution du gypse par les eaux souterraines.

c) Evolution temporelle de la teneur en nitrate dans les eaux souterraines et superficielles

Des suivis de longue durée concernant la qualité de l'eau souterraine mettent bien en évidence la tendance générale à une augmentation des concentrations en nitrate.

Le phénomène apparaît nettement dans le cas de deux puits d'alimentation en eau potable (A.E.P.) l'un beaucoup plus chargé en NO_3^- que l'autre. La même tendance se dessine mais avec des variations interannuelles importantes dans le puits à forte teneur. Durant une période de 19 ans, les teneurs en nitrate ont doublé, ce qui représente une augmentation de 40 mg/l sur le premier site; l'augmentation n'a été que de 12 mg/l sur le deuxième site, mais cela

représente une multiplication des teneurs initiales par un facteur 4 au cours de la même période.

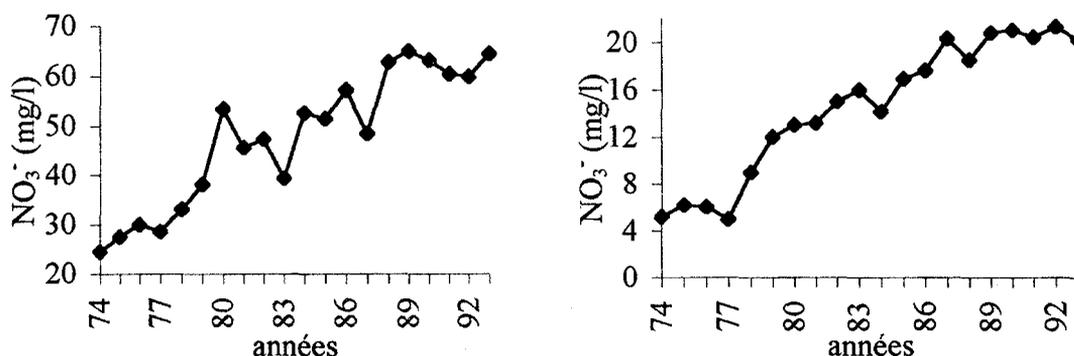


fig.29: Variation de la teneur en nitrate de deux puits A.E.P. de l'eau de l'aquifère Yprésien-Lutétien du Vexin de 1974 à 1993.

Pour avoir une idée générale sur les concentrations en nitrate dans le réseau superficiel du Vexin français, on a élaboré la carte suivante:

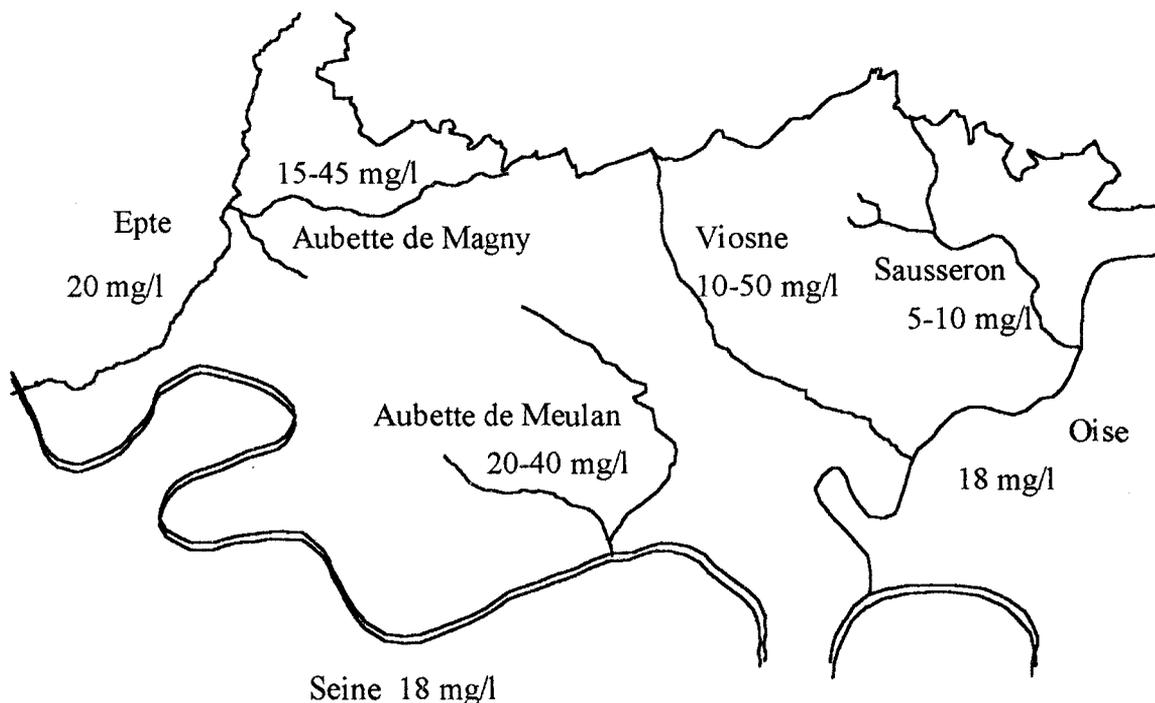


fig.30: Carte de distribution des teneurs moyennes en nitrate dans le réseau des eaux superficielles du Vexin français pendant l'année 1993.

Les différents systèmes présentent de nombreuses analogies quant à la distribution des teneurs en nitrate dans les eaux de surface. Bien que les concentrations aient pratiquement augmenté dans toutes les rivières, souvent multipliées par un facteur de 2 à 5 au cours des deux dernières décennies, plusieurs niveaux de contamination se manifestent.

Des concentrations encore relativement faibles (moins de 20 mg/l) sont observées dans les grands collecteurs (Seine, Epte, Oise). Des teneurs nettement plus élevées, de l'ordre de 40 à 50 mg/l sont observées dans les cours d'eau à plus faibles débits situés en zone agricole (Aubette de Magny, Viosne, Aubette de Meulan: rivières alimentées par les nappes) où l'on peut noter à certaines périodes des pics atteignant 70 mg/l (Viosne). De tels pics de nitrate peuvent également se manifester au niveau d'apports ponctuels (rejets de stations d'épuration ou d'élevage), ou durant les périodes de basses eaux.

La présence ou l'absence d'alimentation directe par la nappe peut être à l'origine de certaines variations le long d'une même rivière. Il apparaît, enfin, que des processus biologiques de réorganisation ou d'élimination des nitrates peuvent se manifester au sein des cours d'eau.

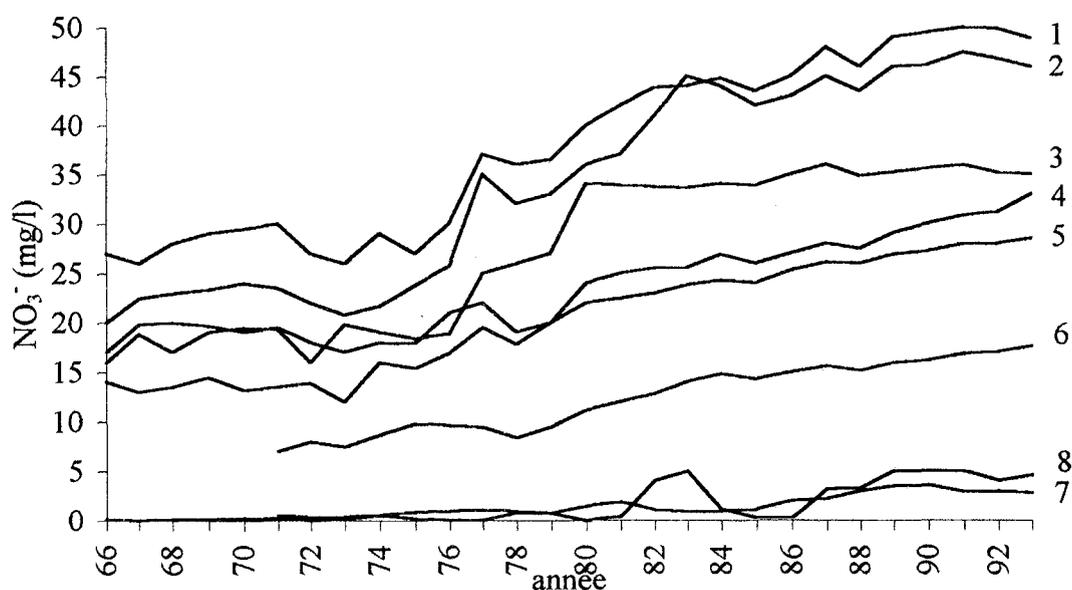
c.1) Evolution globale des concentrations en nitrate sur l'ensemble des bassins étudiés

La figure suivante représente l'évolution de la teneur en nitrate dans les nappes du département du Val d'Oise de 1966 à 1992. Elle n'est qu'indicatrice de la pollution du secteur, relativement épargné par les pollutions d'origine industrielle mais, l'agriculture y est intensive.

Le phénomène d'augmentation des concentrations en nitrate depuis environ 25 ans, est un phénomène quasi général sur l'ensemble de la région.

De 1980 à 1993, l'augmentation des teneurs en nitrate sur l'ensemble des captages d'alimentation en eau potable du Val d'Oise est de 0,8 mg/l par an en moyenne suite à la forte intensification agricole de «1970-1975 ». Cette augmentation est beaucoup plus sensible dans les nappes libres. Si cette tendance persiste, la moyenne des teneurs en nitrate des captages A.E.P. ne seront plus conformes aux normes d'ici 15- 20 ans.

En 1991, 10 % des captages du Vexin présentent des teneurs en nitrate supérieures à 40 mg/l (fig.32); Ils sont donc à la limite de la conformité (rappelons que la norme est fixée à 50 mg/l et que le niveau guide est de 25 mg/l). Comme les années 89 - 90 - 91 ont été sèches, on peut estimer que les teneurs en nitrate des eaux potables risquent d'augmenter d'avantage les prochaines années (les polluants restent stockés dans le sol). C'est donc plus de 10 % des captages qui risquent de ne plus être conformes très prochainement . Ceci est d'autant plus préoccupant que les captages A.E.P. font l'objet d'une Déclaration d'Utilité Publique et qu'ils sont donc normalement protégés dans le périmètre de leur alimentation. En dehors des périmètres de protection, les eaux souterraines risquent d'être davantage polluées. Les possibilités d'ouvrir de nouveaux captages peuvent donc diminuer encore plus rapidement. L'augmentation de la pollution et de la consommation par habitant ne cesse de croître, le problème des nitrates risque de prendre de plus en plus d'ampleur.



1: nappe lutétienne libre (Lutétien inférieur) 2: nappe cuisienne libre 3: nappe de Lutétien supérieur, marnes et caillasses 4: nappe de la craie libre 5: nappe libre du sables d'Auvers et de Beauchamp 6: nappe captive du calcaire Bartonien 7: nappe libre du Stampien (sable de Fontainbleau) 8: nappe localement captive du Cuisien

fig.31: Evolution des teneurs moyennes en nitrate dans les nappes du Val d'Oise (Données D.A.S.S.)

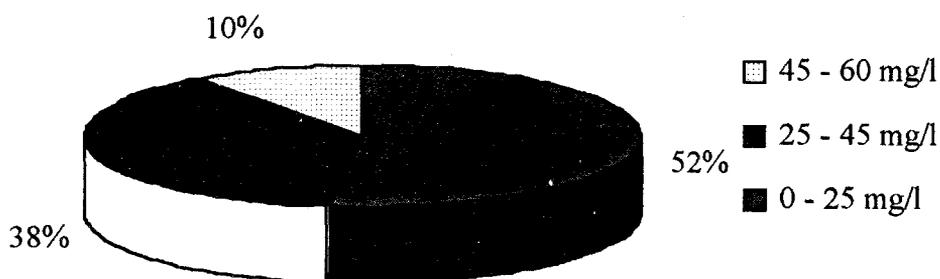


fig.32: Teneur en nitrate des eaux destinées à la consommation dans le Vexin en 1993.

L'emploi des engrais s'est considérablement accéléré et il s'ensuit une dégradation générale de la qualité des eaux, presque la moitié des captages A.E.P. du Vexin dépasse le niveau guide (25 mg/l).

La figure 33 montre une croissance des teneurs en nitrate dans différents captages (forage, puits et source) de l'aquifère Yprésien-Lutétien. Il est évident que les sources souterraines ont été de plus mauvaise qualité et le demeurant de nos jours à cause de leur vulnérabilité, au contraire l'eau des forages est généralement la moins contaminée, ces derniers captent des niveaux très profonds des aquifères d'où leur protection vis-à-vis de toute pollution.

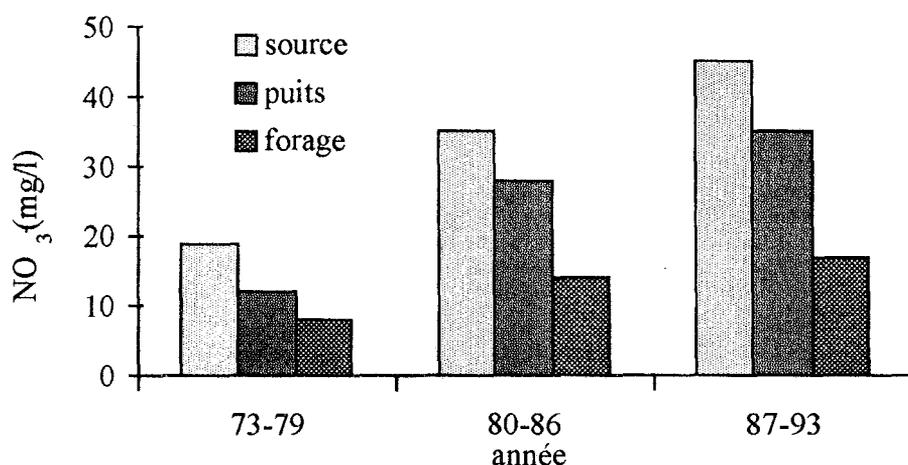


fig.33: Evolution des teneurs moyennes en nitrate dans les puits, forages et sources de l'aquifère Yprésien-Lutétien.

c.2) Comparaison hydrochimique des bassins versants étudiés

Le diagramme triangulaire de la composition anionique met en évidence la prédominance des pôles NO_3^- et $\text{SO}_4^{=}$ des eaux souterraines des bassins versants.

Ces mesures représentent les concentrations moyennes relatives aux années de prélèvements mises à notre disposition par la D.D.A.S.S du Val d'Oise dans chaque bassin versant.

Cependant, il souligne l'existence de quatre groupes de minéralisation parmi les 15 bassins:

- groupe 1: parenté nette entre les eaux du bassin versant de la ravine d'Hérouville et celui de la vallée d'Epiais - Fond de St Antoine, ce sont les eaux les moins chargées en nitrate et chlorure, mais chargées en sulfate (présence de gypse);

- groupe 2: regroupe les bassins versants qui se caractérisent par une eau plus chargée en nitrate et moins chargée en sulfate. Cependant, au sein de ce groupe, il existe une parenté nette entre le bassin versant de la Viosne et celui d'Esches, tandis que dans le reste des bassins, c'est-à-dire bassin de Cergy, bassin de Montcient et celui du Sausseron, leurs minéralisations sont proches mais sans parenté apparente;

- groupe 3: ce dernier regroupe les bassins à minéralisation moyenne, tel le bassin de la vallée du Roi - Vetheuil qui représente le bassin à plus forte teneur en chlorure du groupe, tandis que la bassin de l'Aubette de Magny est le plus riche en nitrate;

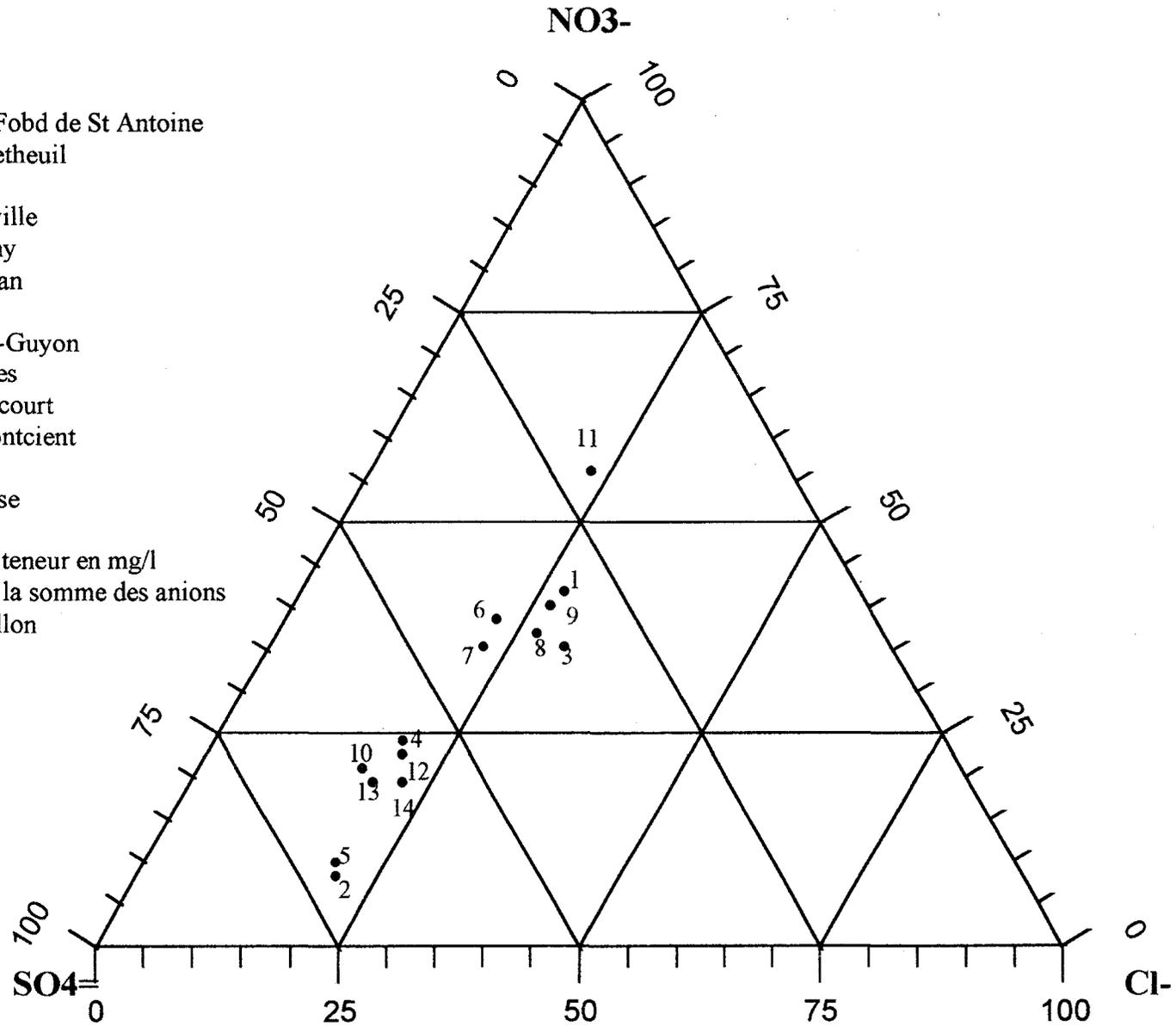
Enfin, dans ce groupe, il y a les bassins suivants: bassin de l'Aubette de Meulan, Aubette de Magny, Cudron, Haute - Isle et enfin celui de Chaussy;

- groupe 4: un seul bassin versant appartient à cette catégorie de minéralisation, avec sa forte teneur en nitrate et la plus faible en sulfate, c'est le bassin de Montreuil - Ansicourt.

fig.34: Diagramme triangulaire de la composition chimique des bassins

- 1: Rû de Chaussy
- 2: Vallée d'Epiais-Fobd de St Antoine
- 3: Vallée du Roi Vetheuil
- 4: Sausseron
- 5: Ravine d'Herouville
- 6: Aubette de Magny
- 7: Aubette de Meulan
- 8: Cudron
- 9: Haute-Ise Roche-Guyon
- 10: Versant d'Esches
- 11: Montreuil-Ansicourt
- 12: Verasnat de Montcient
- 13: Viosne
- 14: Boucle de L'Oise

Rapport en % de la teneur en mg/l
d'un anion donné à la somme des anions
d'un même échantillon



d) Etude temporelle de NO_3^- , Cl^- et SO_4^{2-} dans les différents bassins versants

d.1) Boucle de l'Oise -Cergy -Jouy-Le-Moutier

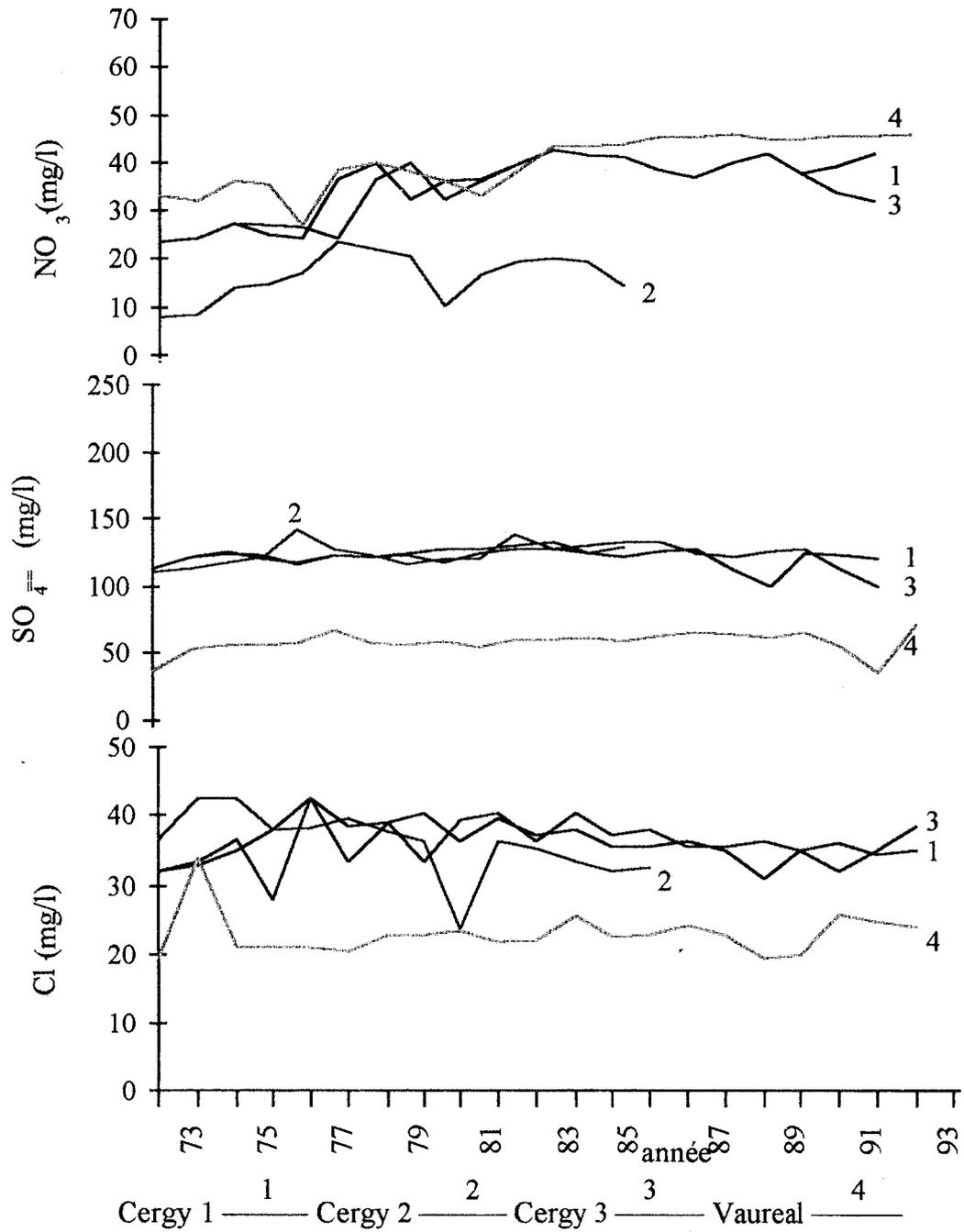


fig.35: Evolution des teneurs moyennes en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin versant de la boucle de l'Oise-Cergy-Jouy-Le-Moutier de 1973 à 1994.

Les prélèvements sont répartis comme suit: trois puits et une source.

Localisation	natur	débit exploité m ³ /h	date de mise en service	aquifère exploité	observations
Cergy 1	P	70	1967	Yprésien-Lutétien	profondeur 10,8 m N.S. à 1,7 m
Cergy 2	P			Yprésien-Lutétien	profondeur 15 m
Cergy 3	P	100	1973	Yprésien-Lutétien	profondeur 10 m N.S. à 2,7 m
Vauréal	S	70 à 75	1967	Yprésien-Lutétien	

fig.36: Tableau des caractéristiques des ouvrages

Caractéristiques chimiques:

Les captages d'alimentation en eau potable captent tous l'aquifère Yprésien-Lutétien libre. Le puits Cergy n°2 a été mis hors service en 1986 pour cause de pollution bactériologique, mais ce puits présente contrairement aux autres stations des teneurs plus faibles en nitrate, dues probablement à sa profondeur plus importante (15 m), alors que la source de Vauréal se caractérise par les teneurs les plus élevées en nitrate et les plus faibles en sulfate et chlorure.

Ce bassin se caractérise en général par une eau sulfatée,

- Cl⁻ : 20 à 43 mg/l

- SO₄⁼: 50 à 135 mg/l

- NO₃⁻ : 10 à 45 mg/l

En ce qui concerne les nitrates:

- moyenne des concentrations: 31,7 mg/l

- concentration maximale observée: 49,0 mg/l (puits Cergy 2)

- concentration minimale observée: 7,0 mg/l (source de Vauréal)

L'évolution des concentrations en nitrate dans le bassin de Cergy est lente et progressive, de l'ordre de 0,7 à 1 mg/l par an.

- Les variations saisonnières sont bien visibles dans ce bassin, avec un maximum de concentration en nitrate en hiver et automne, et un minimum en été en 1982, 1985 et 1989.

d.2) Ravine des vallées Hérouville-Auvers.

Les prélèvements sont effectués dans un forage.

Localisation	nature	débit exploité m ³ /h	date de mise en service	aquifère capté	observations
Hérouville	F	8	1963	Yprésien	Profondeur 62 m N.S. à 51,4 m

fig.37: Tableau des caractéristiques de l'ouvrage

Caractéristiques chimiques du bassin:

Le forage A.E.P. d'Hérouville n'est plus exploité depuis 1982, à la suite d'une pollution bactériologique, les analyses disponibles montrent une minéralisation de 16 mg/l de Cl⁻, et 60 mg/l de SO₄⁻.

Le forage d'Hérouville capte l'aquifère Yprésien captif à cause de la présence locale d'une couche d'argile, d'où présence de 2 aquifères: l'aquifère Lutétien libre et l'aquifère Yprésien captif. Ce qui justifie la teneur faible en nitrate.

Pour les nitrates:

- Les concentrations normales des eaux du bassin semblent se situer aux alentours de 8 mg/l de nitrate avec:

- moyenne des concentrations: 7,2 mg/l
- concentration minimale observée: 5,0 mg/l
- concentration maximale observée: 12,0 mg/l

- variations saisonnières , bien visibles en 1982, avec un maximum de concentration en NO_3^- en hiver et un minimum en hiver.

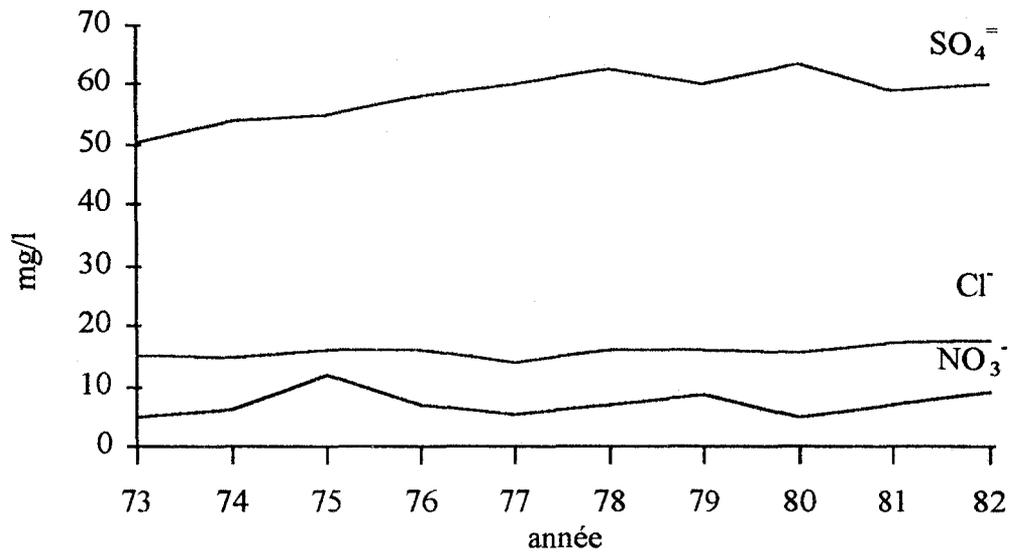


fig.38: Evolution des teneurs moyennes en nitrate, chlorure et sulfate dans les eaux du forage A.E.P. de Hérouville de 1973 à 1982.

d.3) Bassin versant du Rû de Chaussy

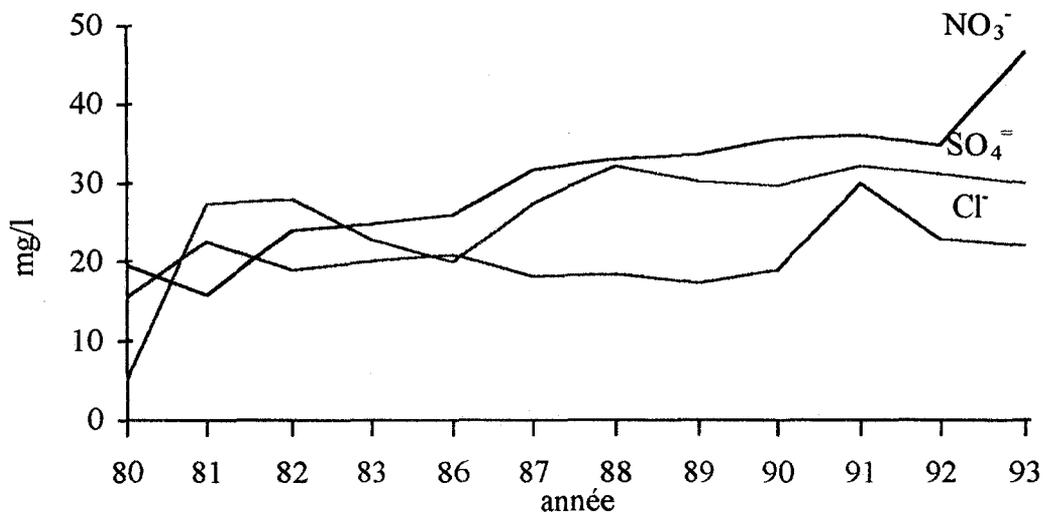


fig.39: Evolution des teneurs moyennes en nitrate, chlorure et sulfate dans les eaux du forage AEP de Chaussy de 1980 à 1994.

Les prélèvements s'effectuent dans un puits.

Localisation	nature	débit exploité m ³ /h	date de mise en service	aquifère capté	observations
Chaussy	P	40	1980	Craie	Profondeur 17 m N.S. à 11,7 m

fig.40: Tableau des caractéristiques de l'ouvrage

Le puits de Chaussy capte la nappe de la craie, il a été mis en service en 1980 avec une concentration moyenne en nitrate de 20 mg/l pour atteindre en 1993 une teneur de 45 mg/l.

Caractéristiques chimiques:

- Cl⁻ : 17 à 30 mg/l

- SO₄⁼ : 5 à 33 mg/l

- NO₃⁻ : 15 à 47 mg/l avec :

- moyenne des concentrations: 30,9 mg/l

- concentration maximale observée: 46,7 mg/l

- concentration minimale observée: 16,0 mg/l

Les teneurs en nitrate sont semblables aux teneurs observées dans le bassin versant de Cergy.

On observe:

- une évolution progressive des concentrations en NO₃⁻ de 1,5 à 2 mg/l par an.

- des variations saisonnières des concentrations en NO₃⁻, bien visibles en 1988, 1989 et 1992 avec un maximum en hiver et un minimum en été.

d.4) Rû de la Vallée du Roi-Vetheuil

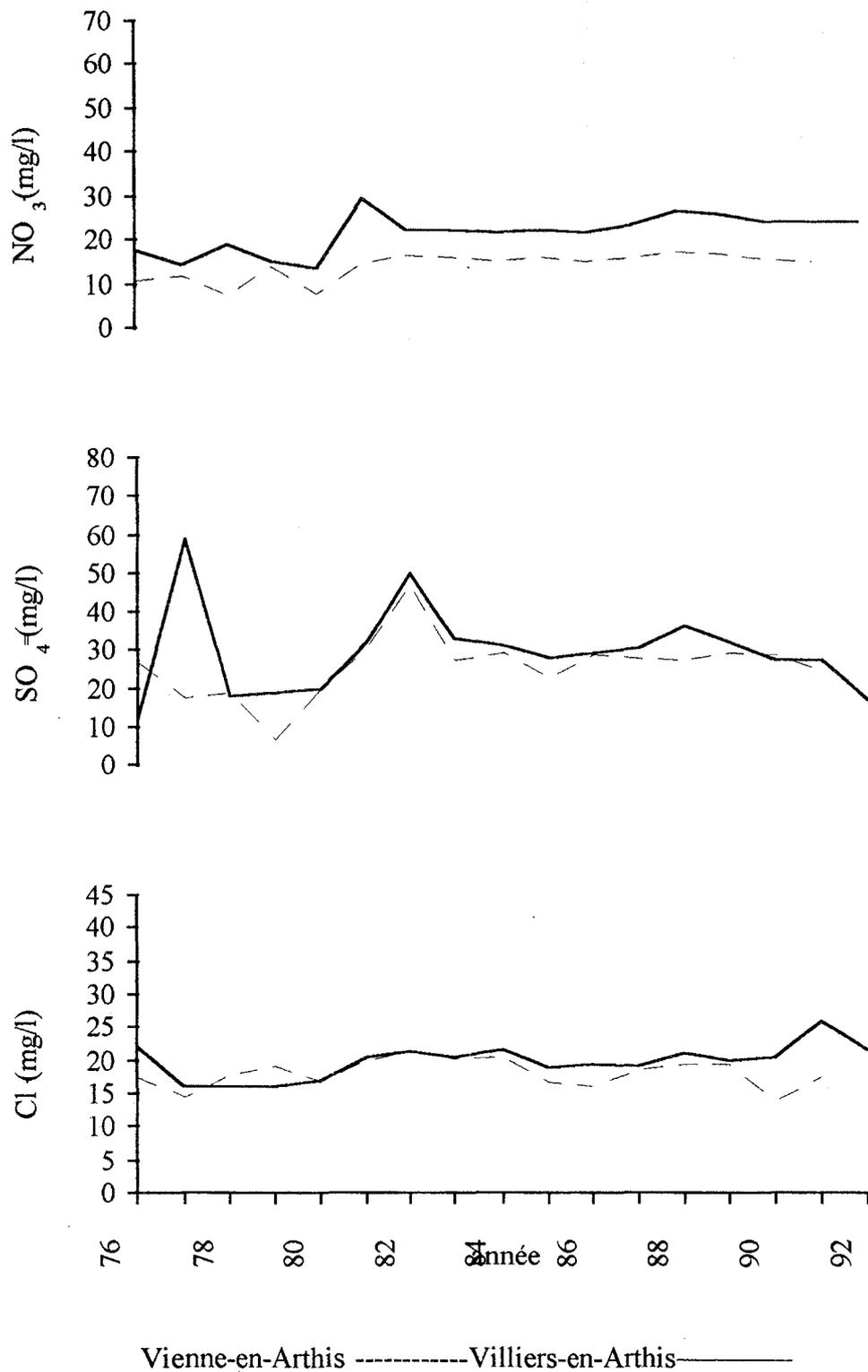


fig.41: Evolution des teneurs moyennes en nitrate, sulfate et chlorure (mg/l) dans les eaux souterraines du bassin du Rû de la Vallée du Roi-Vetheuil de 1976 à 1992

Les prélèvements sont effectués dans deux sources.

Localisation	nature	débit exploité m ³ /h	date de mise en service	aquifère capté	observations
Vienne-en-Arthies	S	40	1970	Yprésien-Lutétien	source captée en puits, profond. 6,5 m et N.S. à 3 m
Villiers-en-Arthies	S	10,8	1949	Yprésien-Lutétien	

fig.42: Tableau des caractéristiques des ouvrages

Caractéristiques chimiques :

La source de Vienne-en-Arthies est captée dans un puits, donc moins vulnérable et présente une minéralisation moins chargée en nitrate que celle de Villiers-en-Arthies.

Globalement les eaux de ce bassin ont les caractéristiques chimiques suivantes:

- Cl⁻ : 15 à 25 mg/l
- SO₄⁼ : 10 à 60 mg/l
- NO₃⁻ : 5 à 32 mg/l

Pour les nitrates :

- moyenne des concentrations: 18,0 mg/l
- concentration maximale observée: 30,5 mg/l (source Villiers-en-Arthies)
- concentration minimale observée: 4,3 mg/l (source Vienne-en-Arthies)
- évolution moyenne et progressive de 1,5 à 2 mg/l par an avec un maximum en hiver et printemps et un minimum en été.

d.5) Sausseron

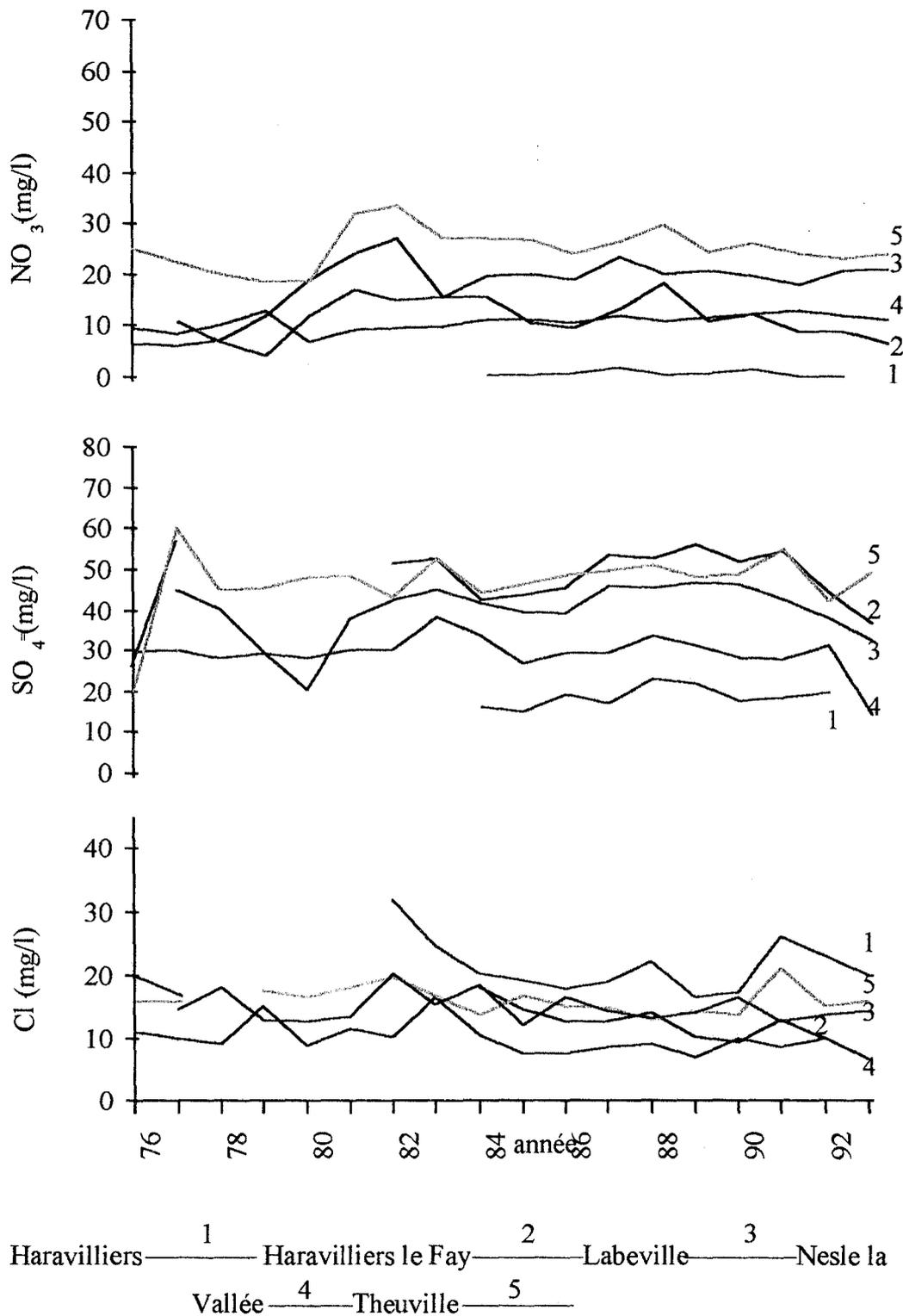


fig.43: Evolution des teneurs moyennes en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin du Sausseron de 1976 à 1993

Les prélèvements sont effectués dans deux sources, deux puits et un forage.

Localisation	nature	débit exploit m ³ /h	date de mise en service	aquifère capté	observation
Haravilliers le Fay	P			Lutétien	profondeur 16 m
Haravilliers	S	1,8	avant 1946	sables de Fontainbleau	
Labeville	P	11,5	1941	Lutétien	profond. 14,5 m, N.S. à 5 m.
Nesles-la vallée	F	52	1971	Yprésien	profondeur 85,9 m, N.S. à 66 m
Theuville	S	6		Lutétien	

fig.44: Tableau des caractéristiques des ouvrages

Caractéristiques chimiques

- Cl⁻: 8 à 20 mg/l

- SO₄⁼: 15 à 60 mg/l

- NO₃⁻: 0 à 30 mg/l

Le detail pour les nitrates est le suivant:

- moyenne des concentrations: 13,48 mg/l

- concentration maximales observée: 33,5 mg/l (source de Theuville)

- concentration minimale observée: 0,0 mg/l (source d'Haravilliers)

- Evolution de la teneur en nitrate est variable, de 0,5 mg/l par an à Theuville, de 0,1 mg/l par an à Nesles-la vallée et de 1,1 mg/l à Labeville.

- Les variations saisonnières sont délicates à préciser en raison du peu d'analyses fréquentes. En général, on a un maximum au mois de Mai et un minimum en été.

Le bassin du Sausseron se caractérise par des prélèvements dans les 3 aquifères: l'aquifère libre des sables de Fontainebleau, l'aquifère Cuisien localement captif et l'aquifère libre Lutétien.

La source d'Haravilliers puise son eau dans l'aquifère des sables de Fontainebleau qui présente une eau d'une très bonne qualité chimique. On rappelle que cet aquifère se localise dans les buttes témoins.

L'aquifère, captif à ce niveau, se caractérise par une eau de bonne qualité chimique avec des teneurs faibles en nitrate et sulfate.

Même l'aquifère Lutétien affleurant dans le bassin du Sausseron n'est pas touché par la pollution azotée, contrairement aux autres bassins du Vexin, avec une teneur moyenne en NO_3^- de 28 mg/l dans la source de Theuville. Ceci peut s'expliquer par:

- une agriculture peu développée;
- une dilution par l'aquifère Stampien, due à la présence de plusieurs buttes témoins: butte de Marine, butte de Cormeilles, butte de Rosne et celle d'Epiais;
- une absence d'industrie;
- une zone très boisée;
- le front de pollution n'a pas encore atteint la nappe du sable Yprésien.

d.6) Bassin versant de la Vallée d'Epiais-Fond-de-St-Antoine

Les prélèvements se sont effectués dans deux forages et une source.

Localisation	nature	débit exploité m ³ /h	date de mise en service	aquifère capté	observation
Grisy	S	40	1923	Lutétien	
Livilliers	F	50	1977	Yprésien	profond. 80 m, N.S. à 34,6 m.
Ennery	F	45	1965	Yprésien	profondeur 83 m, N.S. à 56 m

fig.45: Tableau des caractéristiques des ouvrages

Caractéristiques chimiques

Les eaux de ce bassin sont caractérisées par des teneurs faibles en NO₃⁻, du fait que les deux forages captent l'aquifère Yprésien semi-captif, la source elle, se trouve en bas d'une butte dans l'aquifère Lutétien. La faible teneur en nitrate dans la source s'explique d'une part par la dilution des eaux lutétiennes par les eaux de la nappe des sables de Fontainebleau et d'autre part par l'absence d'agriculture.

- Cl⁻: 15 à 22 mg/l

- SO₄⁼: 60 à 100 mg/l

- NO₃⁻: 2 à 16 mg/l

- moyenne des concentrations: 9,0 mg/l

- concentration maximale observée: 16,5 mg/l (source de Grisy)

- concentration minimale observée: 2.0 mg/l (forage d'Ennery)

L'évolution des concentrations en nitrate dans ce bassin est de l'ordre de 0,3 à 0,8 mg/l par an, sans variation saisonnière importante.

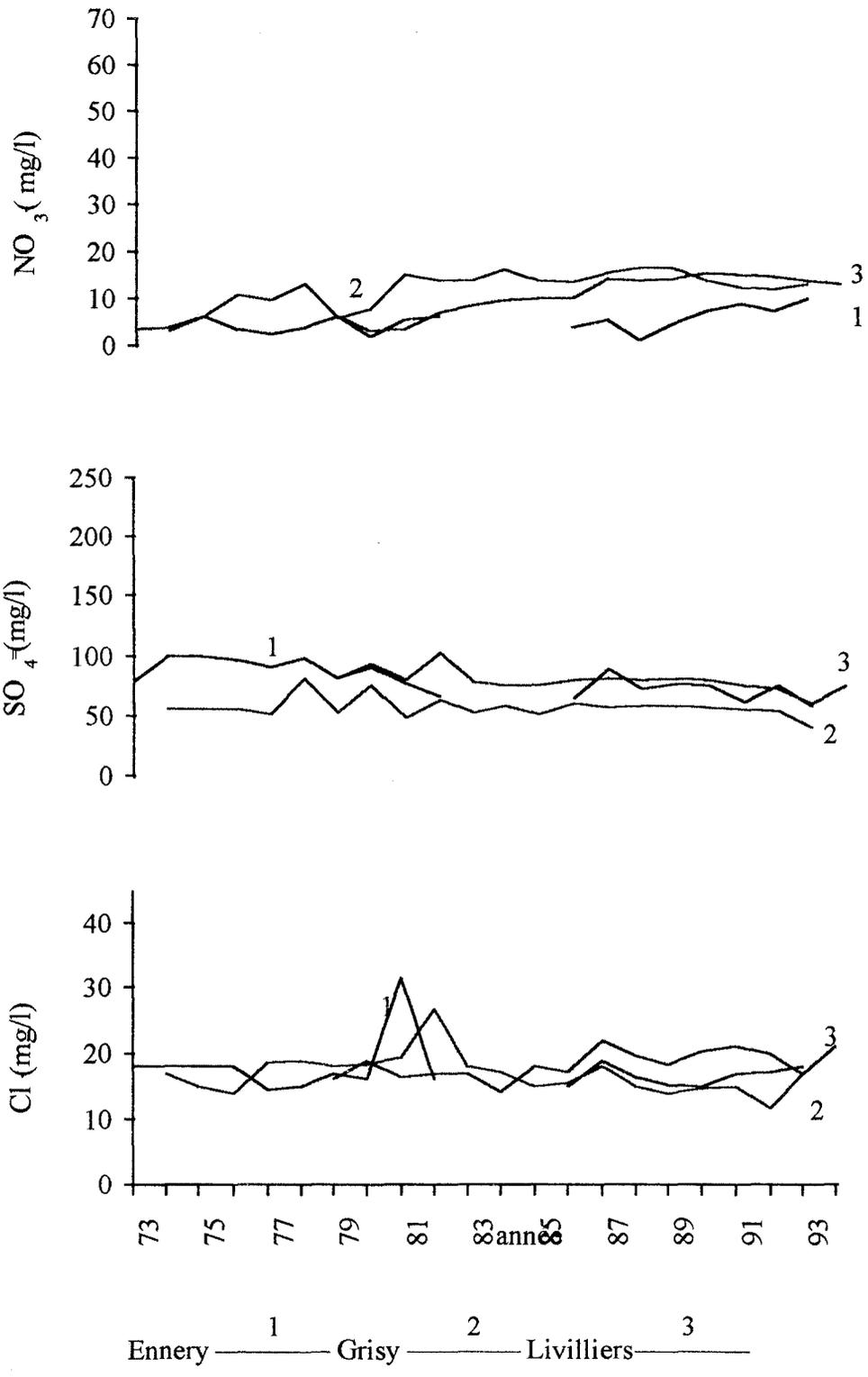


fig.46: Evolution des teneurs moyennes en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin de la Vallée d'Epiais-Fond-de-St-Antoine de 1973 à 1994.

d.7) Bassin de l'Aubette de Magny

Les prélèvements sont répartis comme suit: 5 sources et 2 puits.

Localisation	natur	débit exploité m ³ /h	date de mise en service	aquifère capté	observations
Ambleville	S	23	1968	Yprésien-Lutétien	
Omerville	P	10 à 23	1971	Craie	profondeur 17,2 m, N.S. à 10 m
Hodent	S	40	1963	Craie-Alluvions	
Foulerie E	S	35	fin 19 ^e siècle	Yprésien-Lutétien	
Foulerie W	S		fin 19 ^e siècle	Yprésien-Lutétien	
Magny	P			Yprésien-Lutétien	
Flotte	S			Yprésien-Lutétien	

fig.47: Tableau des caractéristiques des ouvrages

Caractéristiques chimiques

Le bassin versant de l'Aubette de Magny se caractérise par une teneur importante en nitrate qui dépasse le seuil de potabilité (50 mg/l) dans certaines communes telle la commune d'Ambleville: une installation de dénitrification a été mise en service en 1991.

Globalement, les eaux du bassin de l'Aubette de Magny ont les caractéristiques suivantes:

- Cl⁻: 15 à 26 mg/l
- SO₄⁼: 20 à 60 mg/l
- NO₃⁻: 18 à 60 mg/l

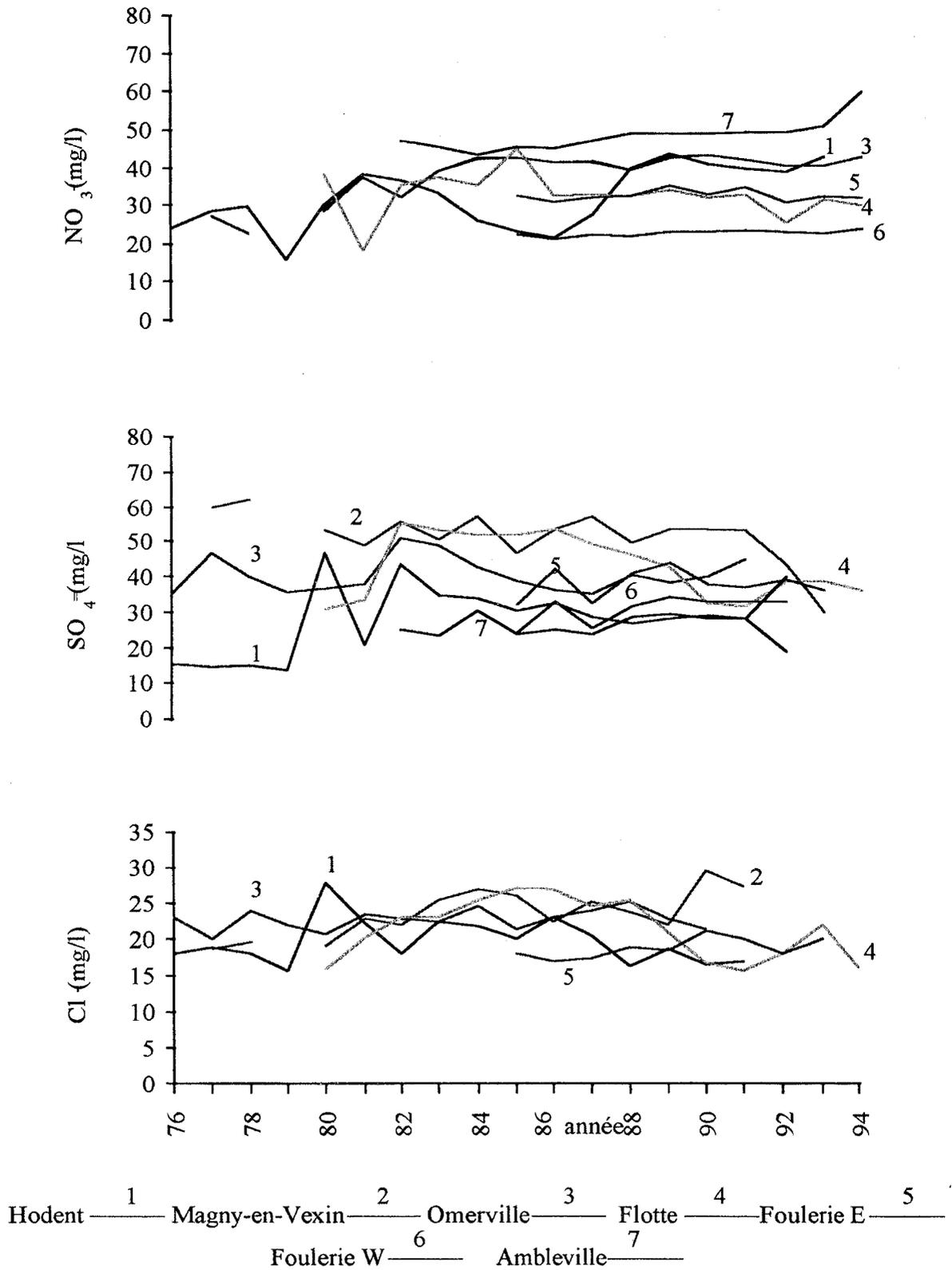


fig.48: Evolution des teneurs moyennes en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin de l'Aubette de Magny

En ce qui concerne les nitrates:

- moyenne des concentrations: 38 mg/l
- concentration minimale observée: 18 mg/l (source Hodent)
- concentration maximale observée: 60 mg/l (source d'Ambleville)

L'aquifère Lutétien-Yprésien est très vulnérable dans ce bassin, car d'une part l'alimentation en eau potable est assurée de façon générale grâce à des sources, et d'autre part, l'agriculture est intense sur ce bassin, directement sur le calcaire grossier dépourvu de ses couches protectrices à cause de la faille de Banthélu.

Les concentrations en nitrate sont sensibles aux variations saisonnières avec un maximum en hiver.

Une lente évolution moyenne en nitrate s'observe dans le bassin, de l'ordre de 0,8 mg/l par an.

d.8) Bassin versant de l'Aubette de Meulan

Les prélèvements ont été fait dans 2 forages et 2 sources.

Localisation	nature	débit exploité m ³ /h	date de mis en service	aquifère capté	observations
Avernes	S	100	1955	Yprésien-Lutétien	
Condécourt	F	160	1990	Yprésien-Lutétien	
Sagy	F	150	1969	Craie-Alluvions	profondeur 50 m, N.S. à 0,25 m
Wy-dit-Joli- Village	S	25	1949	Yprésien-Lutétien	

fig.49: Tableau des caractéristiques des ouvrages

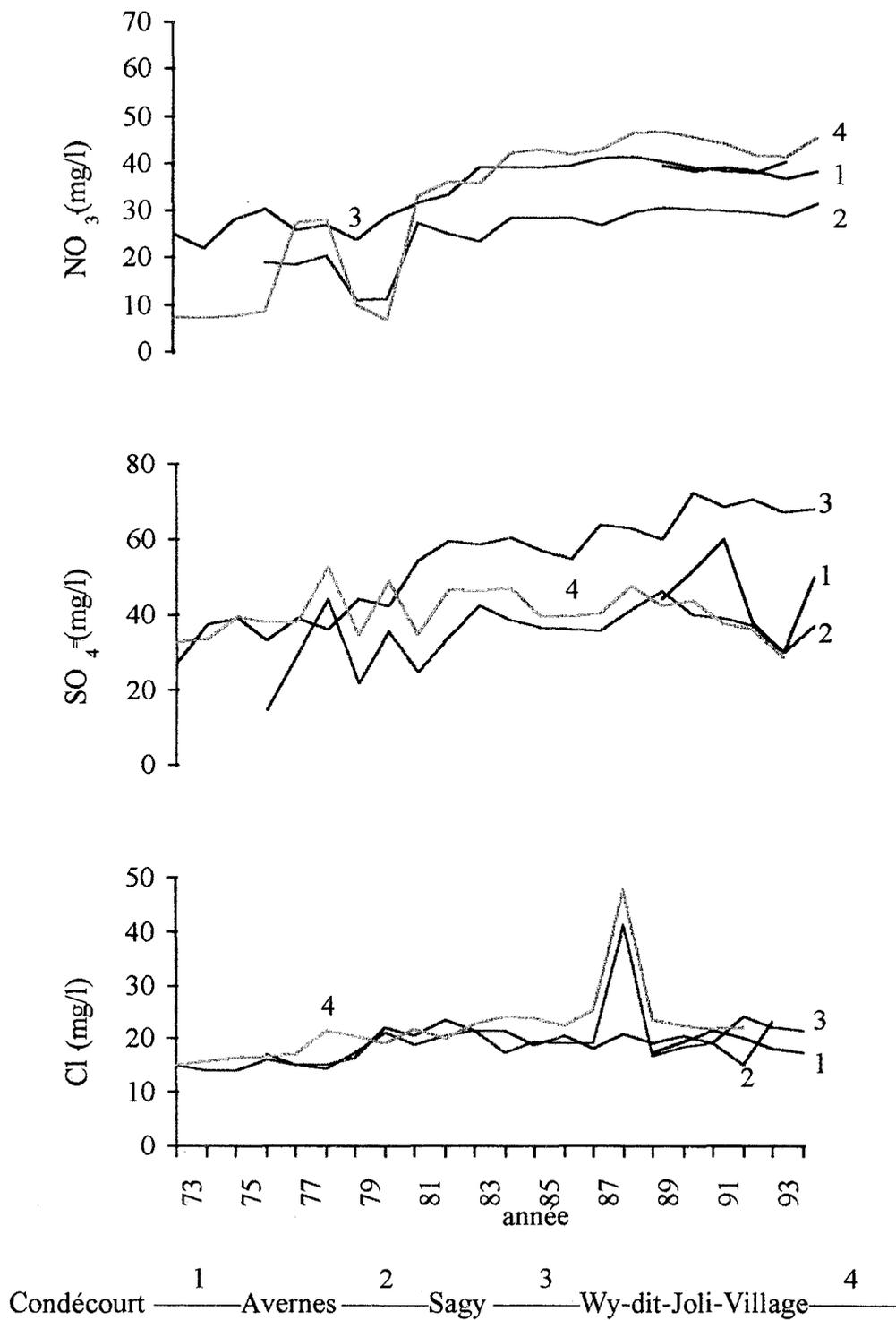


fig.50: Evolution des teneurs moyennes en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin de l'Aubette de Meulan de 1973 à 1994

Caractéristiques chimiques

Le bassin de l'Aubette de Meulan se place dans le Vexin parmi les bassins versants qui se caractérisent par une minéralisation moyenne.

- Cl⁻: 15 à 24 mg/l

- SO₄⁼: 20 à 60 mg/l

- NO₃⁻: 10 à 45 mg/l

En ce qui concerne les nitrates:

- moyenne des concentrations: 25 mg/l

- concentration minimale observée: 5 mg/l (source de Wy-dit-Joli-Village)

- concentration maximale observée: 45 mg/l (source de Wy-dit-Joli-Village)

Les teneurs en nitrate du bassin de l'Aubette de Meulan sont passées des valeurs comprises entre 5 à 10 mg/l en 1981 à 25 à 35 mg/l en 1982, soit une croissance moyenne annuelle supérieure à 20 mg/l, et depuis 1982, l'évolution est progressive, de l'ordre de 1 à 2 mg/l par an.

Les variations saisonnières de la concentration en NO₃⁻ sont bien visibles dans le bassin avec un maximum en hiver et en automne, et un minimum en été.

c.9) Bassin versant de Cudron

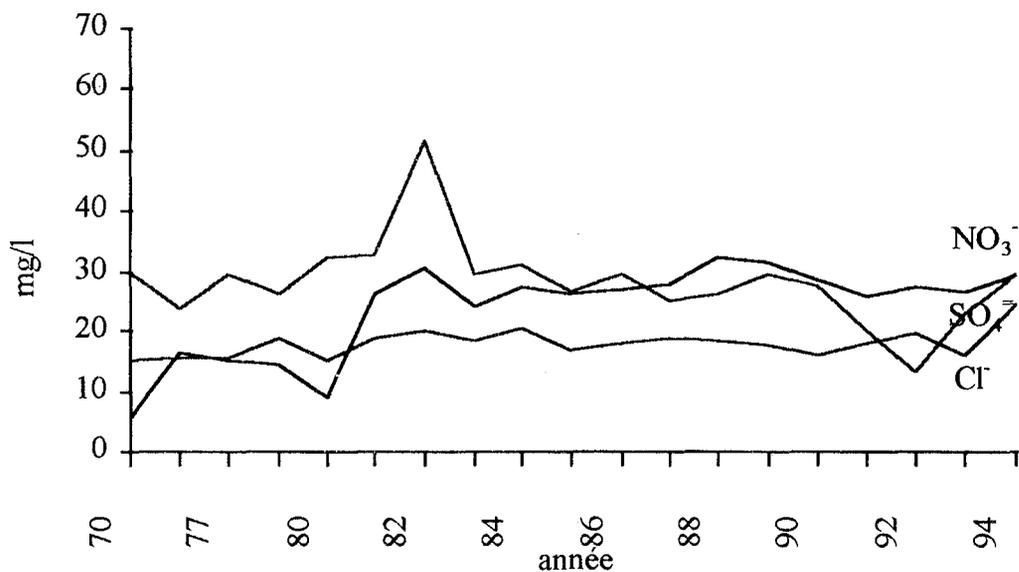


fig.51: Evolution des teneurs moyennes en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin de Cudron de 1970 à 1994

Les prélèvements sont effectués dans un puits.

Localisation	nature	débit exploité m ³ /h	date de mis en service	aquifère capté	observations
St Clair/Epte	P	35	1963	Craie-Alluvions	

fig.52: Tableau des caractéristiques de l'ouvrage

Caractéristiques chimiques

Le bassin du Cudron présente la même particularité que le bassin de l'Aubette de Meulan: augmentation brutale pour la teneur en NO₃⁻, de 8 mg/l en 1981 à 26 mg/l en 1982.

- Cl⁻ 15 à 25 mg/l

- SO₄⁼: 20 à 30 mg/l

- NO₃⁻: 6 à 30 mg/l

Les résultats moyens pour les nitrates sont les suivants avec une évolution progressive de 0,9 mg/l par an.

- moyenne des concentrations: 23,8 mg/l
- concentration maximale observée: 32,3 mg/l
- concentration minimale observée: 5,7 mg/l

d.10) Bassin versant de Haute-Isle Roche-Guyon

Les prélèvements sont faits dans 2 puits et 2 sources.

Localisation	nature	débit exploité m ³ /h	date de mis en service	aquifère capté	observations
Roche-Guyon	P	60	1969	Craie-Alluvions	ouvrage avec galerie de craie fissurée
Haute-Isle	P	30	1981	Craie-Alluvions	profondeur 26 m, N.S. à 2,5 m
Coriomont	S	1,2	1953	Craie-Alluvions	arrêt NO ₃ ⁻ >>>
Eyrelles	S	0,8		Craie-Alluvions	

fig.53: Tableau des caractéristiques des ouvrages

Caractéristiques chimiques

Le bassin de Haute-Isle Roche-Guyon se caractérise par des prélèvements dans l'aquifère craie-Alluvions.

- Cl⁻: 15 à 30 mg/l
- SO₄⁼: 15 à 60 mg/l
- NO₃⁻: 10 à 65 mg/l

Une évolution moyenne des nitrates s'observe dans le bassin versant de 1,6 à 2 mg/l par an, et les variations saisonnières sont accentuées en 1985, 1988 et 1989 d'où un maximum en hiver et en automne, et un minimum en été avec:

- moyenne des concentrations: 32,1 mg/l
- concentration maximale observée: 64,0 mg/l (source de Coriomont)
- concentration minimale observée: 11,0 mg/l (puits de Roche-Guyon).

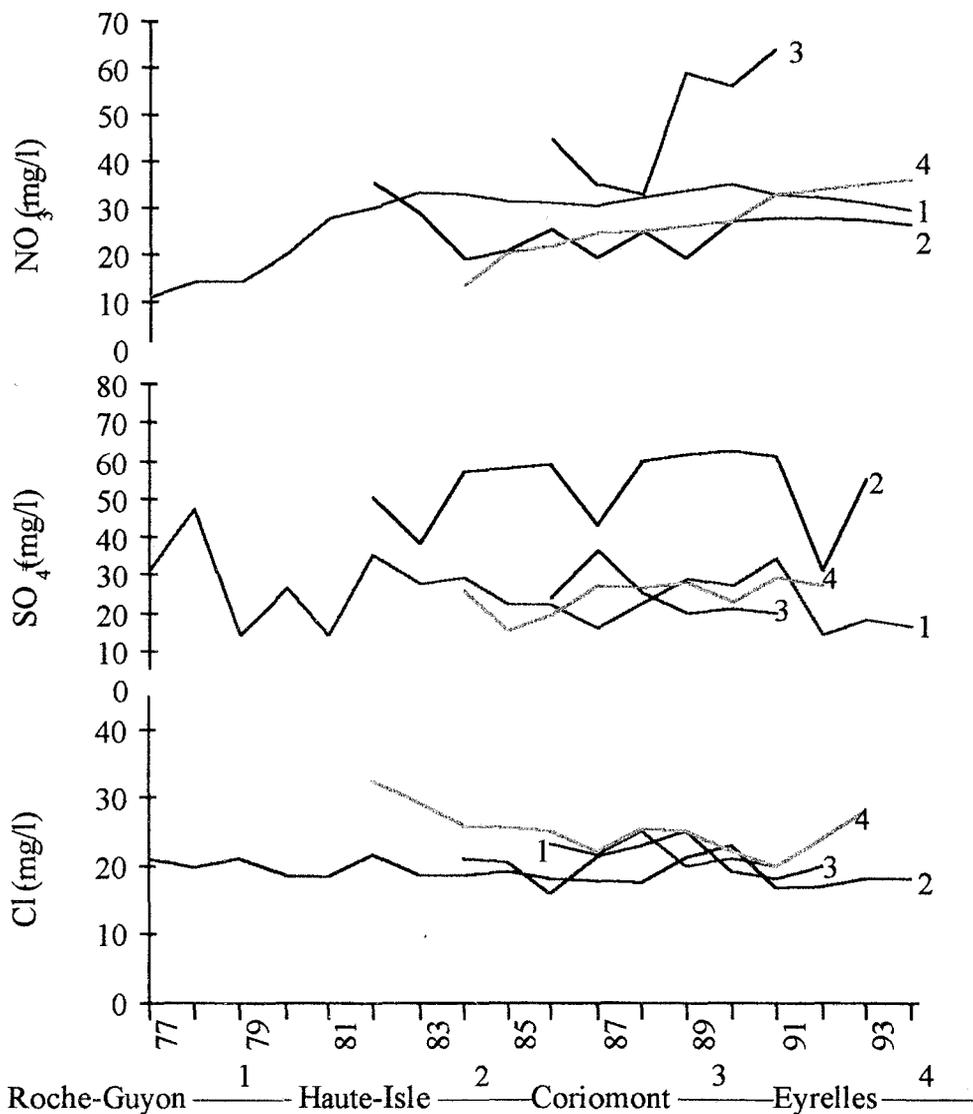
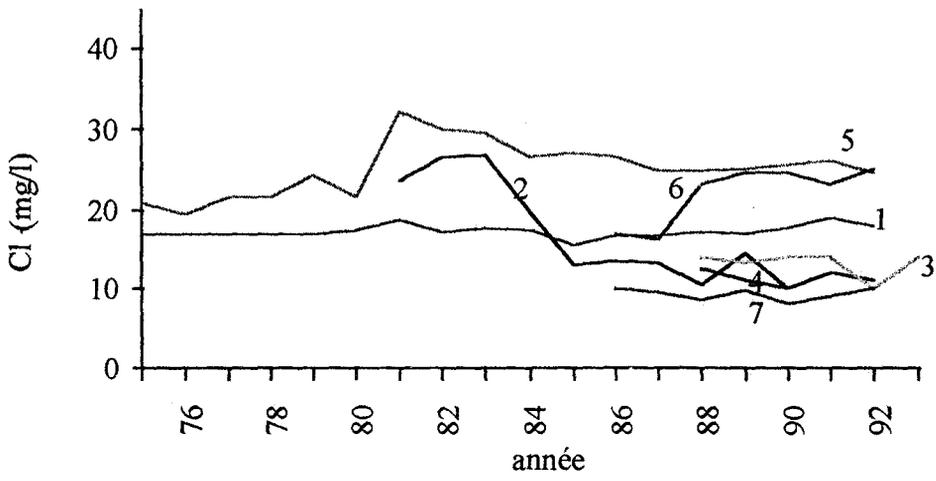
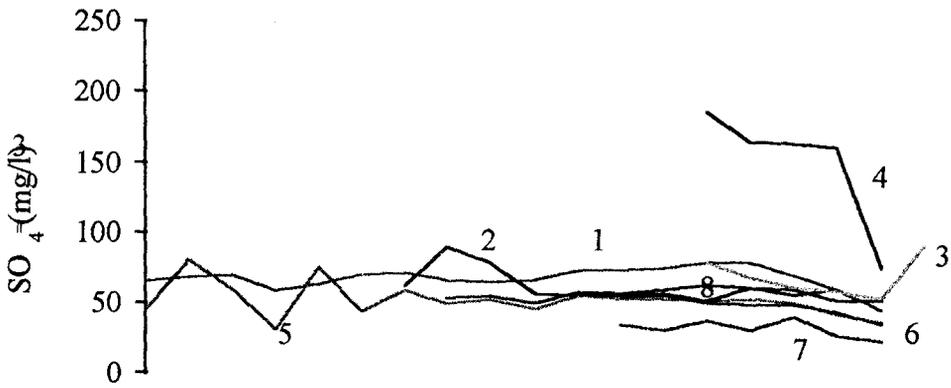
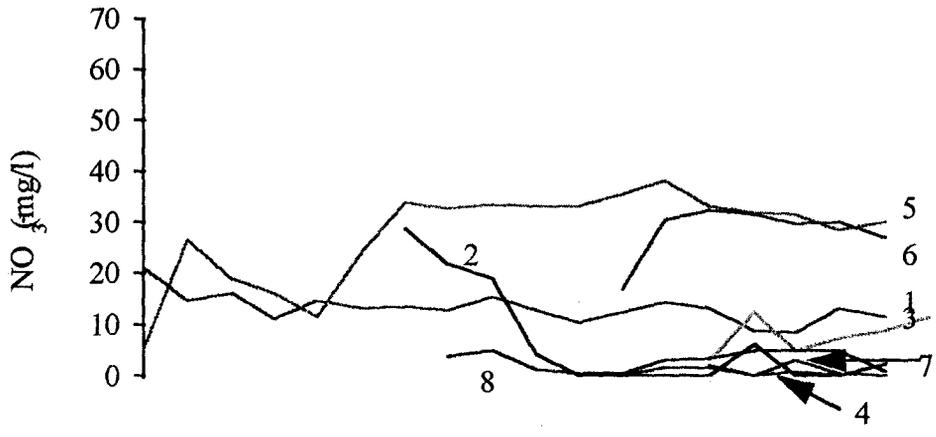


fig.54: Evolution des teneurs moyennes en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin de Haute-Isle Roche-Guyon de 1977 à 1994

d.11) Bassin de la Viosne



1 — Montgeroult — 2 — Montg. craie — 3 — Montg. sable — 4 — Marine — 5 — Chars 1 —
 6 — Chars 2 — 7 — Chars epinette — 8 — Chars Moulin Clochard



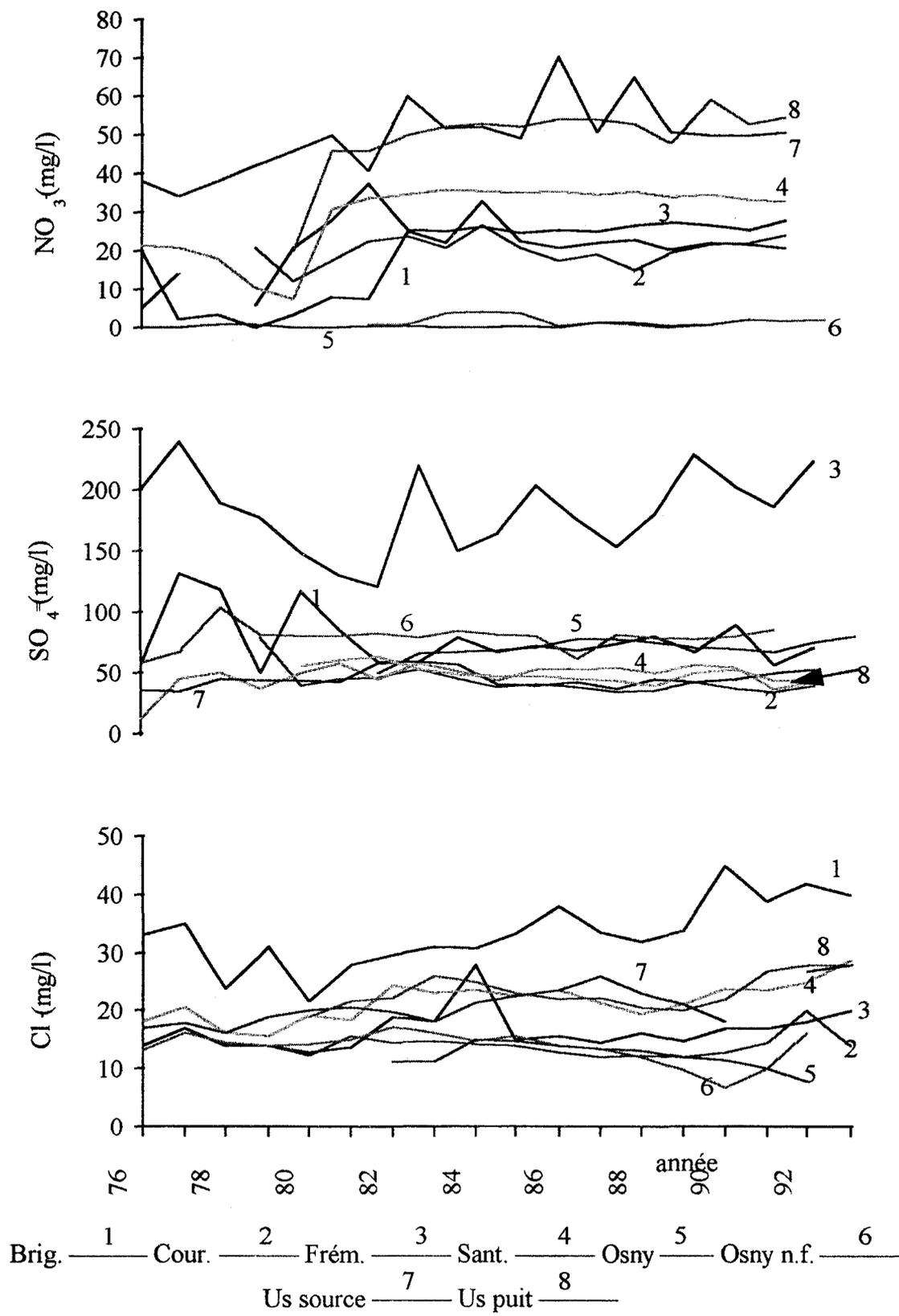


fig.55: Evolution des teneurs moyennes en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin de la Viosne 1976 à 1993

Les prélèvements sont effectués dans sept forages, sept puits et deux sources.

Localisation	nature	débit m ³ /h	date de mis en service	aquifère capté	observations
Chars 1	P	20	1937	Yprésien-Lutétien	profondeur 30,7 m, N.S. à 17 m
Chars 2	P		1988	Yprésien-Lutétien	
Chars M.C.	P	37	1975	Yprésien	profondeur 44 m, N.S. à 23,1 m
Chars les Epinettes	F	17	1987	Yprésien	profondeur 63 m, N.S. à 37,5 m
Brignoncourt	P	8	1976	Yprésien-Lutétien	profondeur 38 m, N.S. à 29,5 m
Courcelle/Vio-sne	P	72 à 80	1978	Yprésien-Lutétien	profondeur 23,5 m, N.S. à 1 m
Frémecourt	F	9	1941	Yprésien	profondeur 107 m, N.S. à 89 m
Marine	F	8	1904	Yprésien	profondeur 101 m, N.S. à 57 m
Montgérout	F	16	1954	Yprésien-Lutétien	profondeur 23,7 m, N.S. à 4,6 m
Montgérout le Bray 1	F	30	1989	Yprésien	profondeur 24,4 m, N.S. à +0,24 m artésienne
Montgérout le Bray 2	F	42	1989	Craie	profondeur 62 m, N.S. à 1,5 m
Osny	P	60	1956	Yprésien-Lutétien	profondeur 28,7 m, N.S. +1 m artésienne
Osny (nouveau)	F	20	1981	Yprésien-Lutétien	profondeur 34,4 m, N.S. à 0,2 m
Us P	P	10	1962	Yprésien-Lutétien	profondeur 17,5 m, N.S. à 5 m
Us S	S	7,2	1952	Yprésien-Lutétien	
Santeuil	S			Yprésien-Lutétien	

fig.56: Tableau des caractéristiques des ouvrages

Le bassin de la Viosne est l'un des plus grands (140 km²), et le plus exploité (37 captages) des bassins du Vexin.

Caractéristiques chimiques

Les prélèvements dans le bassin de la Viosne, ont lieu dans l'aquifère semi-captif Yprésien, dans l'aquifère libre Yprésien-Lutétien et dans la nappe de la craie.

Les eaux du bassin versant de la Viosne regroupent deux catégories de qualité: une eau de très bonne qualité chimique qui correspond à des prélèvements dans des forages à des profondeurs importantes entre 60 et 100 m (NO₃⁻ de 0 à 3,2 mg/l) dans l'aquifère localement captif cuisien tel le forage d'Osny, Marine, Montgérout-le-Bray 1, Frémecourt, Chars-les-Epinettes et le puits de Chars-Moulin-Clochard, et une eau de mauvaise qualité chimique qui correspond à des prélèvements dans des puits de faibles profondeurs (NO₃⁻ de 0 à 70,5 mg/l) dans l'aquifère libre Lutétien. Les captages d'Us présentent des teneurs les plus élevées en NO₃⁻ avec une moyenne de 50 mg/l à la source d'Us et 40 mg/l au puits d'Us , ces captages se trouvent dans des champs cultivés.

- Cl⁻: 10 à 40 mg/l

- SO₄⁼: 0 à 240 mg/l

- NO₃⁻: 0 à 70 mg/l

Les variations saisonnières des concentrations en NO₃⁻ dans le bassin de la Viosne se manifestent là encore avec un maximum en hiver et un minimum en été, avec une faible amplitude. L'évolution moyenne des nitrates dans le bassin est de l'ordre de 0,5 mg/l par an.

- moyenne des concentrations: 19,1 mg/l

- concentration maximale observée: 70,5 mg/l (source d'Us)

- concentration minimale observée: 0,0 mg/l (puits de Brignancourt, forage de Chars-les-Epinettes, de Marine, de Osny).

d.12) Bassin versant de Montreuil-Ansicourt

d.12) Bassin versant de Montreuil-Ansicourt

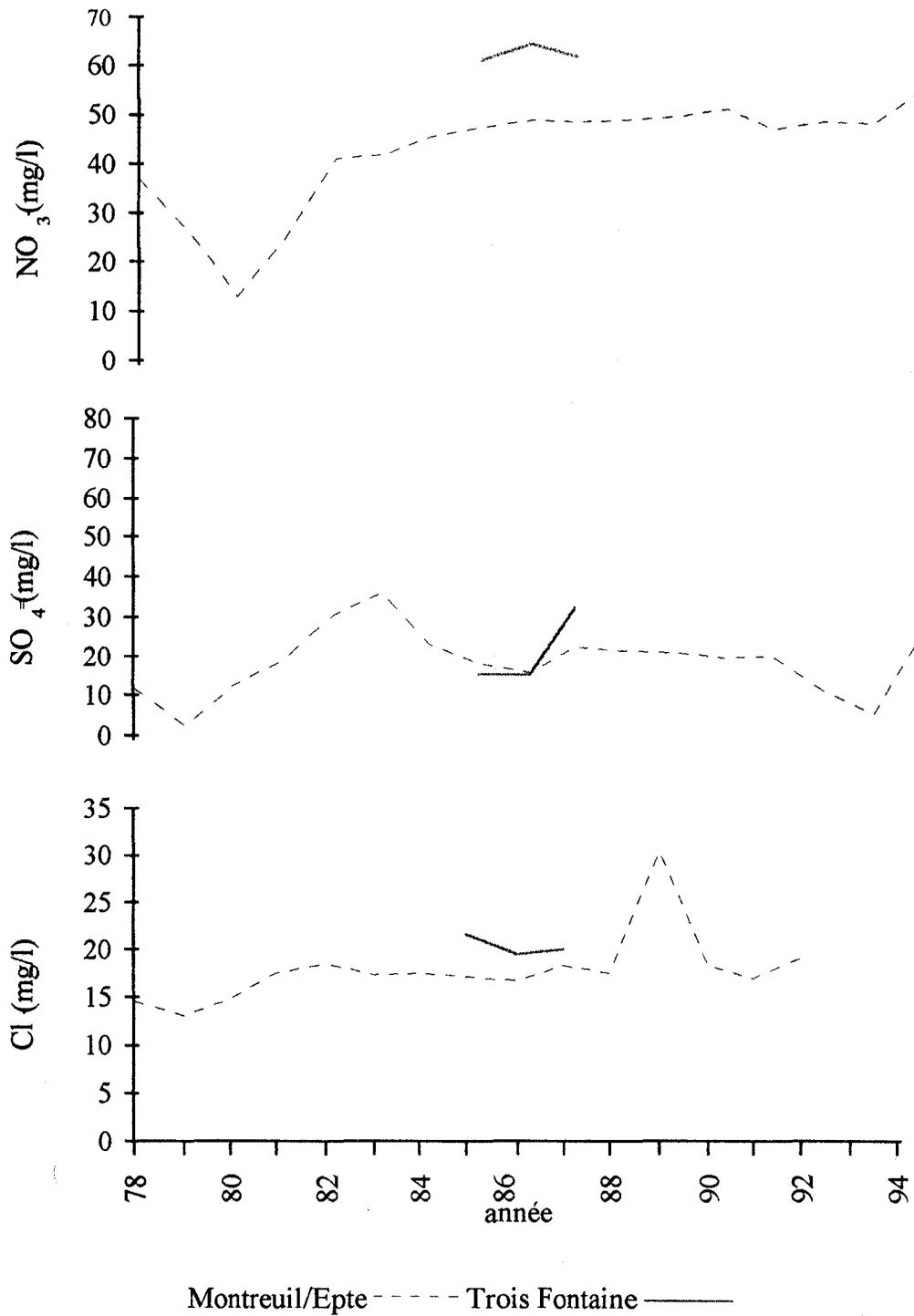


fig.57: Evolution des teneurs en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin de Montreuil-Ansicourt 1978 à 1994

Les prélèvements se font dans des sources.

Localisation	nature	débit exploité m ³ /h	date de mis en service	aquifère capté	observations
Trois fontain	S			présien-Lutétien	arrêt, NO ₃ >>
Montreuil sur Epte	S	11	1984	présien-Lutétien	L'eau sort d'une diacalse au contact du calcaire lutétiens et du sables Yprésiens.(cf schéma)

fig.58: Tableau des caractéristiques des ouvrages

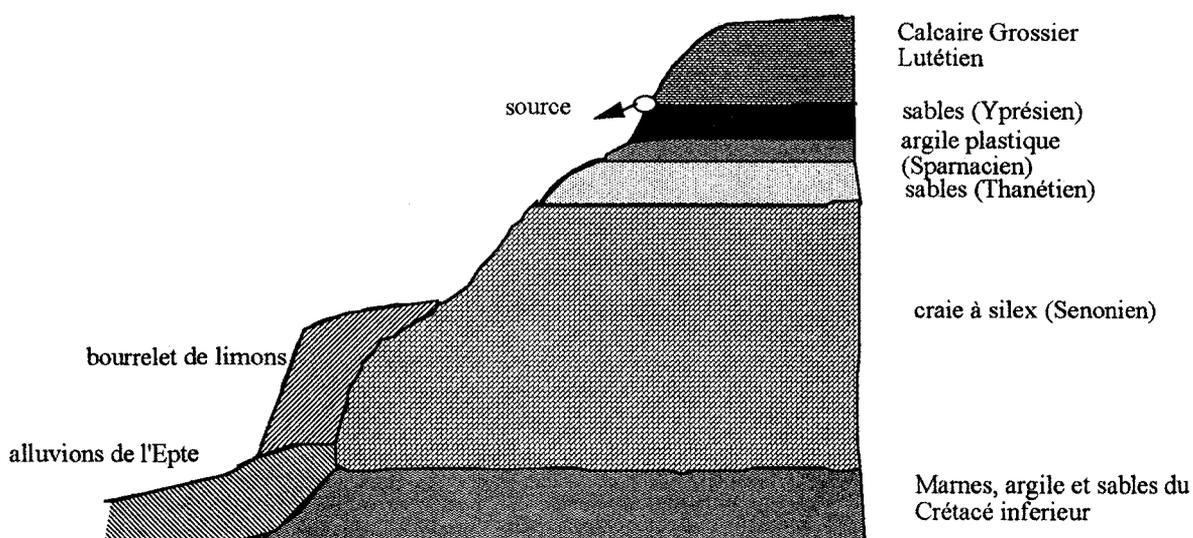


fig.59: Schéma de la localisation de la source de Montreuil/Epte.

La source correspond à la venue au jour d'une circulation en diaclases dans le Calcaire Grossier Lutétien, au-dessus du contact du calcaire avec les sables yprésiens.

Caractéristiques chimiques du bassin

Les analyses effectuées entre 1978 et 1993, manifestent une minéralisation proche de celle de bassin versant de l'Aubette de Magny car l'agriculture est aussi importante et le Calcaire Grossier n'est pas protégé comme le montre le schéma ci-dessus.

- Cl⁻: 15 à 20 mg/l

- SO₄⁼: 5 à 35 mg/l

- NO₃⁻: 10 à 65 mg/l

Les teneurs moyennes en nitrate évoluent pendant les dix dernières années de 2 mg/l par an, à l'exception de 1981 où les teneurs sont passées de 10 mg/l à 40 mg/l en 1982.

Les variations saisonnières sont bien visibles en 1987 et 1992 avec un maximum de nitrate en en automne et hiver et un minimum en été.

d.13) Bassin versant de Montcient

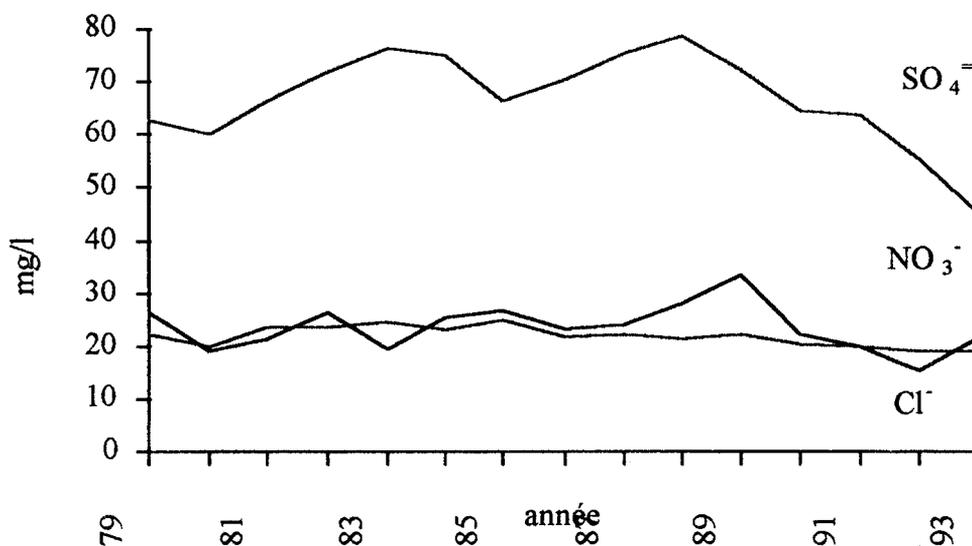


fig.60: Evolution des teneurs en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin de Montcient de 1979 à 1993.

Les prélèvements sont effectués dans un puits.

Localisation	nature	débit exploité m ³ /h	date de mise en service	aquifère capté	observation
Seraincourt	P	20	1977	Yprésien-Lutétien	

fig.61: Tableau des caractéristiques de l'ouvrage

Caractéristiques chimiques

- Cl⁻: 20 à 25 mg/l

- SO₄²⁻: 50 à 75 mg/l

- NO₃⁻: 15 à 30 mg/l

Le puits de Seraincourt capte l'aquifère libre Yprésien-Lutétien, qui subit à ce niveau une dilution par les eaux faiblement chargées en nitrate de la nappe stampienne des sables de Fontainebleau de la butte de l'Hautil.

Les concentrations en nitrate restent à peu près stables depuis 1979, elles oscillent entre 20 et 25 mg/l

Le bassin de Montcient manifeste aussi une évolution lente des teneurs moyennes en NO₃⁻ de 0,7 mg/l par an, les variations saisonnières sont bien visibles en 1982, 1989 et 1991, avec des fortes teneurs en hiver et les plus faibles en été.

d.14) Bassin versant d'Esches

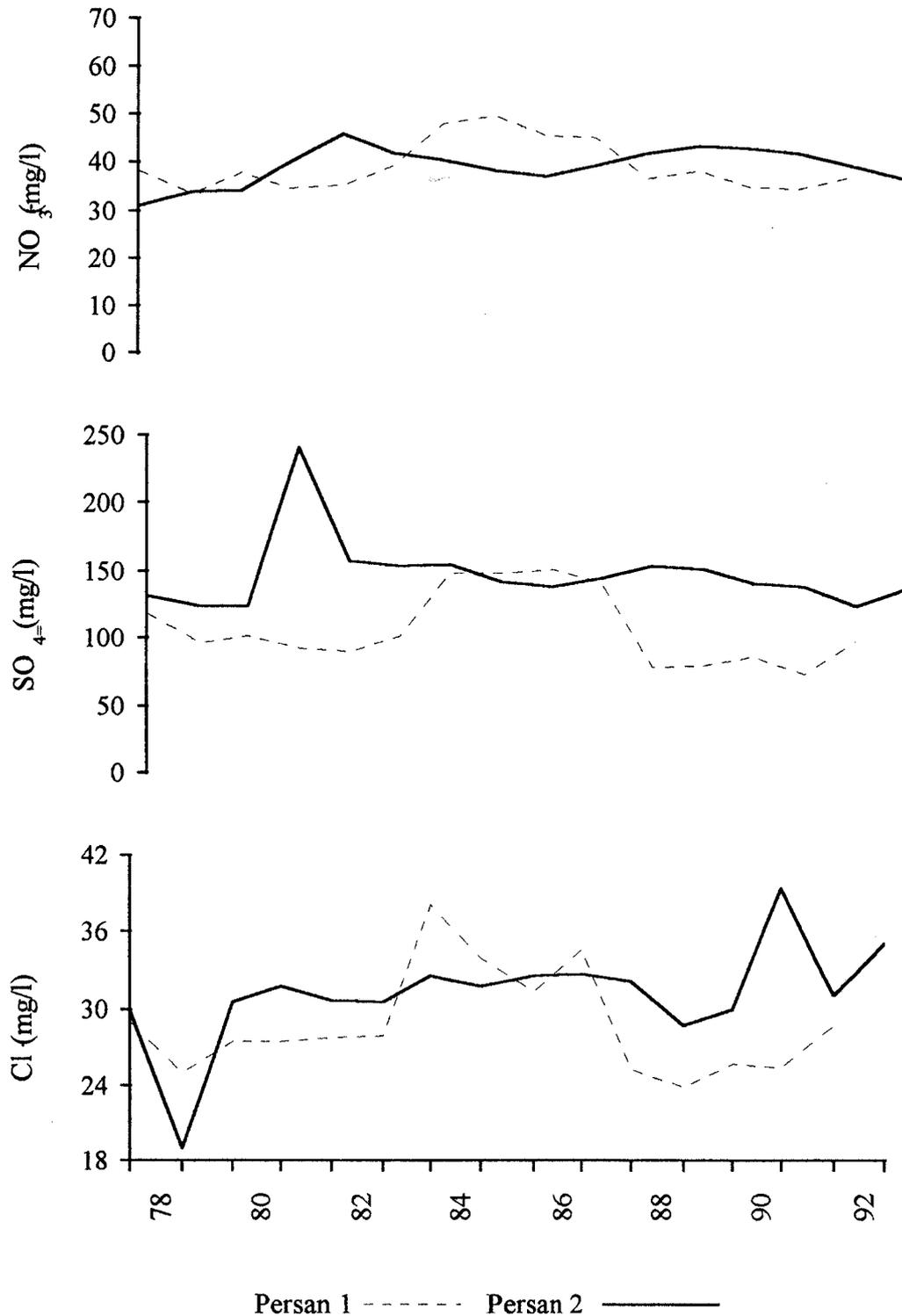


fig.62: Evolution des teneurs en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux souterraines du bassin d'Esches 1978 à 1993

Les prélèvements sont effectués dans 2 forages.

Localisation	nature	débit exploité m ³ /h	date de mise en service	aquifère capté	observations
Persan 1	F	215	1950	Craie-Alluvions	profond. 16,2 m, N.S. à 3,5 m
Persan 2	F	255	1966	Craie-Alluvions	profond. 23,5 m, N.S. à 1,8 m

fig. 63: Tableau des caractéristiques des ouvrages

Caractéristiques chimiques du bassin versant

Le bassin d'Esches se caractérise par une minéralisation sulfatée:

- Cl⁻: 20 à 36 mg/l
- SO₄⁼: 80 à 160 mg/l
- NO₃⁻: 30 à 50 mg/l

Le bassin d'Esches est parmi les bassins versants du Vexin, qui se caractérisent par des teneurs importantes en sulfates.

En ce qui concerne les nitrates:

- moyenne des concentrations: 39,3 mg/l
- concentration maximale observée: 49,9 mg/l (puits de Persan 1)
- concentration minimale observée: 31,0 mg/l (puits de Persan 2)

Remarque: les courbes des concentrations en nitrate de Persan 1 et de Persan 2 évoluent en sens inverse l'une de l'autre.

Globalement l'évolution du bassin versant d'Esches est très lente de l'ordre de 0,5 mg/l par an, et les variations saisonnières se manifestent par un maximum de nitrate en hiver et au printemps et un minimum en hiver.

d.15) Versant les Groux-St-Leu

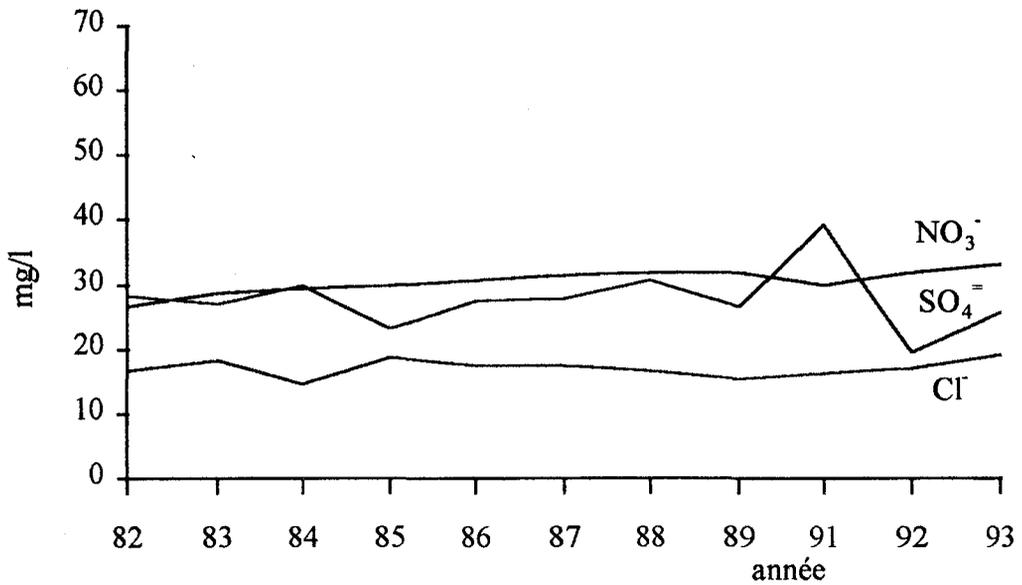


fig.64: Evolution des teneurs en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux du puits A.E.P. de Bray-et-Lu de 1982-1994.

Les prélèvements sont effectués dans un puits.

Localisation	nature	débit exploité m ³ /h	date de mise en service	aquifère capté	observation
Bray-et-Lû	P	50	1960	Craie- Alluvions	profondeur 15 m, N.S. à 1,4 m

fig.65: Tableau des caractéristiques de l'ouvrage

Caractéristiques chimiques du bassin

- Cl⁻: 15 à 20 mg/l

- SO₄⁼: 25 à 40 mg/l

- NO₃⁻: 26 à 33 mg/l avec :

- moyenne des concentrations: 30,71 mg/l

- concentration minimale observée: 26,5 mg/l

- concentration maximale observée: 33 mg/l

Les nitrates présentent une évolution lente et progressive dans le bassin de l'ordre de 0,6 mg/l par an.

Les variations saisonnières des concentrations en NO_3^- sont bien visibles en 1985 et 1986 avec là encore un maximum en hiver et un minimum en été.

e) Conclusion

L'aquifère libre Yprésien-Lutétien affleurant dans le Vexin est très vulnérable, comme dans le bassin de l'Aubette de Magny et la presque totalité du bassin de la Viosne. Les captages A.E.P. dans cet aquifère enregistrent des teneurs importantes en nitrate. Le bassin de la Viosne présente une caractéristique hydrogéologique de la semi-captivité avec présence de deux nappes: nappe libre lutétienne et la nappe captive yprésienne, à cause de la présence au niveau de la partie supérieure de l'Yprésien d'une couche d'argile locale qui protège la nappe. Rappelons que l'aquifère Yprésien est captif sur une ligne allant de Magny-en-Vexin à Ennery. Par contre dans le bassin du Sausseron, l'aquifère Yprésien-Lutétien affleure, mais ce dernier n'est pas touché par la pollution azotée, à cause de la dilution par les eaux de la nappe perchée du Stampien (présence des buttes témoins) et du peu d'agriculture.

Les forages qui captent seulement la nappe libre de l'Yprésien à des profondeurs importantes allant de 60 à 100 m, présentent des eaux très faibles en nitrate (les concentrations en NO_3^- ne dépassent pas 12 mg/l), on pourrait penser que soit le front de pollution azotée qui touche la nappe du Lutétien n'a pas encore atteint la nappe libre de l'Yprésien, soit qu'il se produit un processus de dénitrification à des profondeurs importantes.

L'aquifère Craie-Alluvions affleurant est très vulnérable, en raison de la grande fissuration de la craie associée d'ailleurs aux parties les plus productives.

Seule la nappe perchée du Stampien des sables de Fontainebleau enregistre des teneurs très faibles en nitrate ($\text{NO}_3^- < 5 \text{ mg/l}$) à cause de l'absence quasi totale de l'agriculture, le peu de nitrate apporté par les précipitations est absorbé par les racines des forêts qui charpentent les buttes.

Pour une étude plus détaillée, le bassin de l'Aubette de Magny et le bassin de la Viosne ont été choisis comme témoins pour quantifier l'impact de l'utilisation abusive des engrais complet sur la qualité des nappes souterraines des deux bassins.

CHAPITRE III

ETUDE DE DEUX BASSINS TEMOINS:

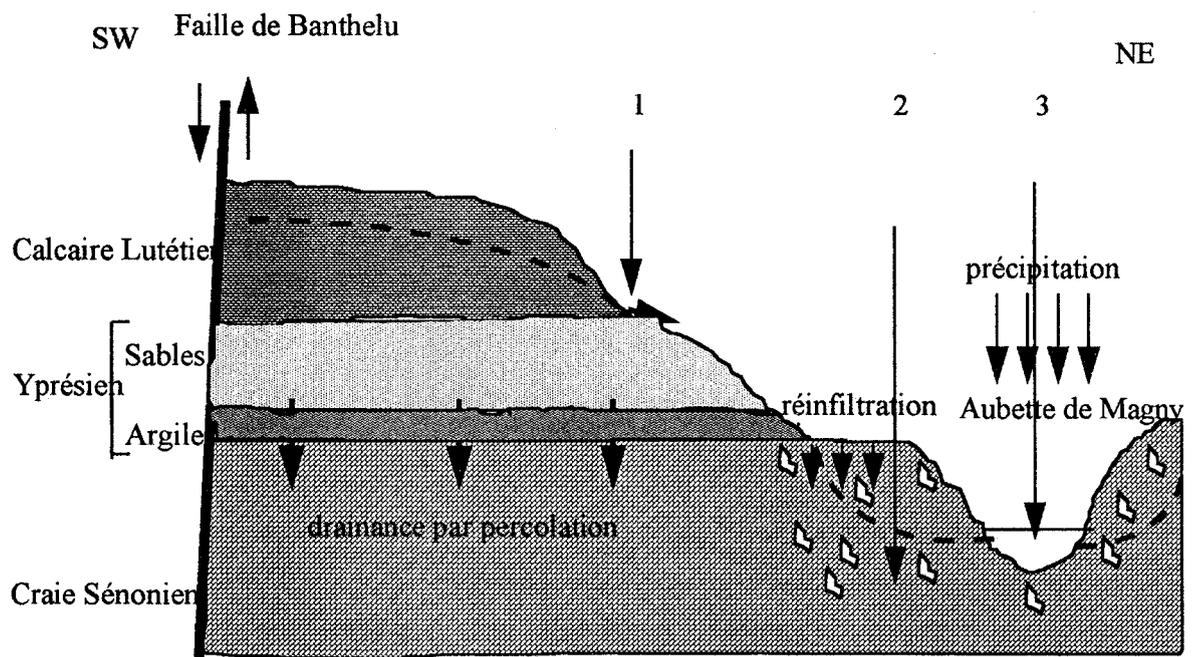
BASSIN DE L'AUBETTE DE MAGNY

BASSIN DE LA VIOSNE

**ESSAI DE MODELISATION DES NITRATES, SULFATES ET
CHLORURES PAR LE KRIGEAGE**

Une campagne de prélèvement a été effectuée tout le long de l'année 1994 dans le bassin de l'Aubette de Magny et dans le bassin de la Viosne. La fréquence est de deux prélèvements par mois, les échantillons d'eau sont analysés en chromatographie ionique.

I - BASSIN DE L'AUBETTE DE MAGNY



1: prélèvement dans une émergence de l'aquifère Yprésien-Lutétien

2: prélèvement dans la nappe de la craie

3: prélèvement dans la rivière

- - - : surface piézométrique

↳: fracture dans la craie

drainance par percolation d'après S.A.F.E.G. (1985)

fig. 66: Coupe schématique du bassin de l'Aubette de Magny et les lieux de prélèvement

A - IMPACT DES ENGRAIS AZOTES ARTIFICIELS SUR LA QUALITE DES EAUX SOUTERRAINE DU BASSIN

Dans le bassin de l'Aubette de Magny , un suivi annuel fait apparaître des évolutions similaires dans les différents niveaux d'une toposequence.

a) Prélèvement n°1

Le prélèvement n°1 se situe dans une émergence de l'aquifère Yprésien-Lutétien qui permet l'alimentation de la rivière Aubette de Magny et de la nappe de la craie .

les prélèvements se sont effectués sous un champ de blé dont l'épandage l'engrais complet de février à juin est d'environ 570 kg N /ha (250,100,100,70). A ce niveau l'épaisseur du Calcaire Lutétien et du Sable d'Yprésien est faible (environ 2 m).

Le temps de transfert dans le bassin est très rapide, de quelques jours, grâce à plusieurs facteurs:

- une pluie efficace abondante;
- l'absence de protection de l'aquifère, car les couches sus-jacentes au calcaire lutétien ont subi l'érosion grâce à la présence de la faille de Banthelu;
- un écoulement en chenaux dans le calcaire lutétien par suite de la présence de nombreuses fissures;
- une surface piézométrique peu profonde.

Sous l'influence d'un premier apport d'engrais azoté (250 kg/ha), la concentration en nitrate passe d'environ 40 mg/l à 190 mg/l, suivie de trois pics qui sont différés dans le temps par rapport aux périodes d'apport d'engrais et de pluie efficace (fig.68). La concentration en nitrate se maintient tout le long de la période des hautes eaux et de l'apport d'engrais azoté, puis connaît une baisse d'environ 100 mg/l de NO_3^- pendant la période des basses eaux et la période de repos du sol.

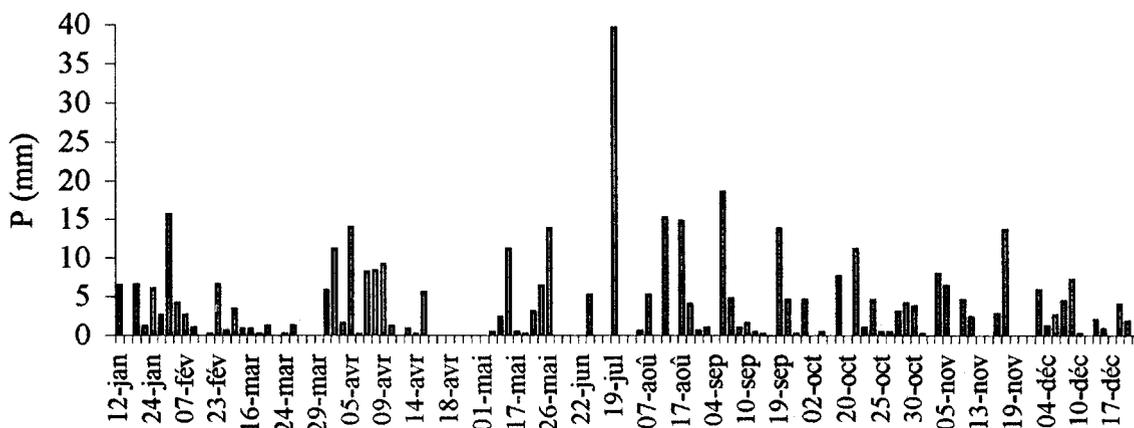


fig. 67: Précipitation journalière à la station de Bray-et-Lû pour l'année 1994

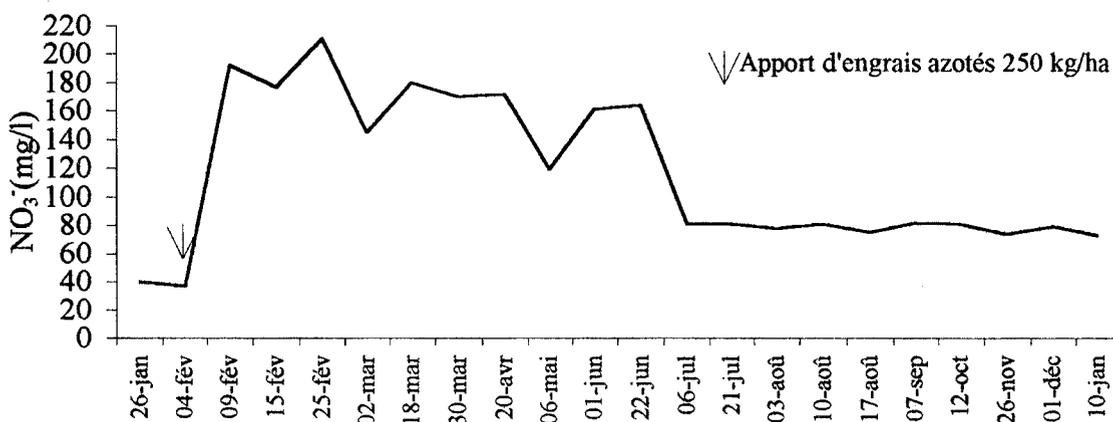


fig. 68: Concentration en nitrate dans les eaux de la nappe Yprésien-Lutétien de janvier 94 à janvier 95.

b) Prélèvement n°2

Le prélèvement n°2 se situe dans un forage A.E.P. de la commune d'Omerville, dans la nappe de la craie. Cette dernière est alimentée en partie par l'aquifère Yprésien-Lutétien et en majeure partie par les précipitations. (la teneur moyenne en nitrate des eaux de pluie dans la région est de 8 - 9 mg/l d'après le B.R.G.M.).

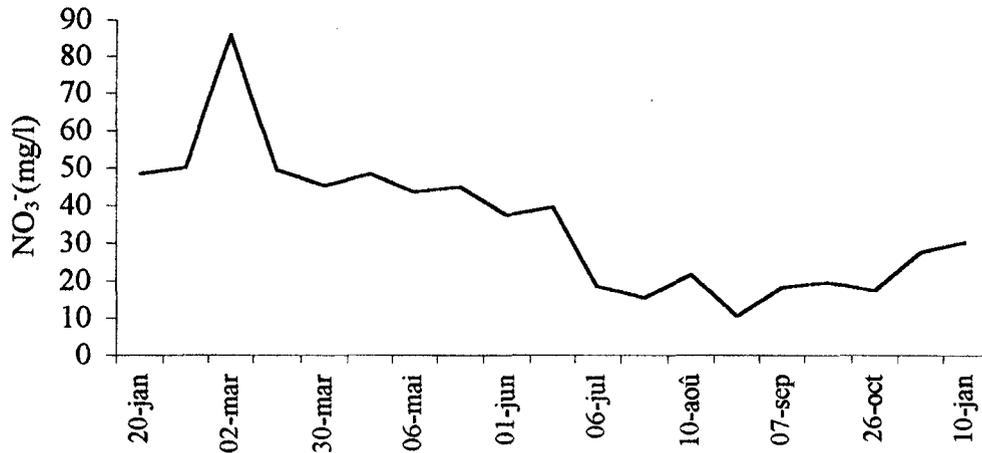


fig. 69: Teneur en nitrate dans les eaux souterraines de la nappe de la craie de janvier 94 à janvier 95.

La concentration en nitrate des eaux de la nappe de la craie suit la même évolution que celle des eaux de l'aquifère Yprésien-Lutétien, avec une latence d'environ un mois qui correspond au temps de transfert du soluté de l'aquifère Yprésien-Lutétien vers à la nappe de la craie. Cette dernière est moins chargée en nitrate (cf. fig. 69), à cause d'une part par la dilution de la l'eau de la nappe de la craie par les eaux de pluie beaucoup moins chargées en nitrate et d'autre part par la drainance limitée à travers des niveaux argileux de l'Yprésien. qui ne sont pas totalement imperméables.

c) Prélèvement n°3

Le prélèvement n°3 s'effectue dans la rivière Aubette de Magny.

Dans les cours d'eau, les nitrates ont deux origines principales:

- des sources diffuses provenant des résidus de la végétation riveraine, du lessivage des sols, du ruissellement et de l'érosion,
- des sources ponctuelles constituées par les rejets issus des systèmes d'assainissement et par les rejets industriels, notamment des élevages et des industries agro-alimentaires.

Les teneurs en nitrate des eaux des rivières dépendent de l'importance relative de ces deux types d'apports, à la fois dans l'espace (urbanisation, développement agricole) et dans le temps (cycle hydrologique).

L'accroissement des teneurs en nitrate dans les eaux de rivière présente un double risque:

- pour l'équilibre des écosystèmes aquatiques dans la mesure où ils contribuent, avec les phosphates, au développement de l'eutrophisation;

- pour la santé humaine, en raison du recours croissant à des pompages en rivière pour l'alimentation en eau potable.

Les eaux de l'Aubette de Magny, recèlent pendant les 6 premiers mois de l'année, une forte teneur en nitrate comprise entre 40 et 45 mg/l surtout d'origine agricole (fig. 70), et le reste de l'année des teneurs comprises entre 15 et 20 mg/l. En période d'étiage, la pollution devient prépondérante et maintient la charge en nitrate à un niveau moins élevé (15 à 25 mg/l).

Un léger pic de nitrate se manifeste au début du printemps, essentiellement dû à des apports provenant du lessivage des sols.

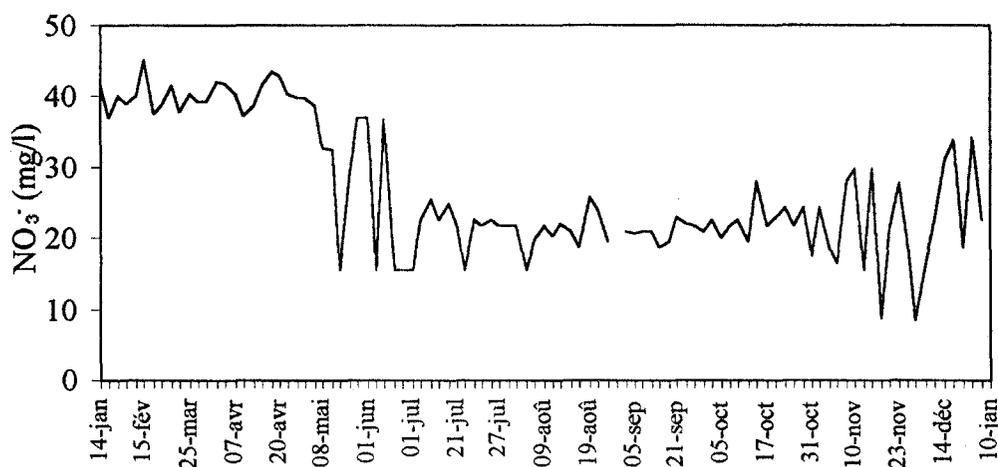


fig. 70: Variation des concentrations en nitrate dans les eaux de l'Aubette de Magny de janvier 94 à janvier 95 (station de prélèvement à Ambleville).

Ainsi, en mars - avril, après les épandages printaniers de fertilisants, on peut constater deux types d'évolution longitudinale sur l'Aubette de Magny, une évolution régressive et une évolution progressive (fig. 71):

- de la source de la rivière à Magny-en-Vexin sur une distance d'environ 2 km: l'évolution est régressive, la source de la rivière est occupée par une cressonnière avec une teneur en nitrate élevée ($\text{NO}_3^- \approx 55 \text{ mg/l}$). La rivière traverse ensuite une forêt jusqu'à Magny-

en-Vexin sur une distance de 2 km. sa teneur en nitrate passe de 55 à 40 mg/l. Cette baisse significative pourrait s'expliquer par l'existence de processus régulateurs (dénitrification) au sein des systèmes alluvionnaires et d'autre part par le pouvoir autoépurateur de la forêt alluviale.

- de Magny-en-Vexin à Bray-et-Lû, les teneurs en nitrate augmentent progressivement d'amont en aval jusqu'à dépasser légèrement celles de la source. Au-delà de Magny-en-Vexin, les apports importants par les sous-affluents du secteur aval, où l'agriculture s'est beaucoup développée, accroissent progressivement les concentrations en nitrate dans les eaux de l'Aubette.

La même évolution s'observe pendant la période des basses eaux.

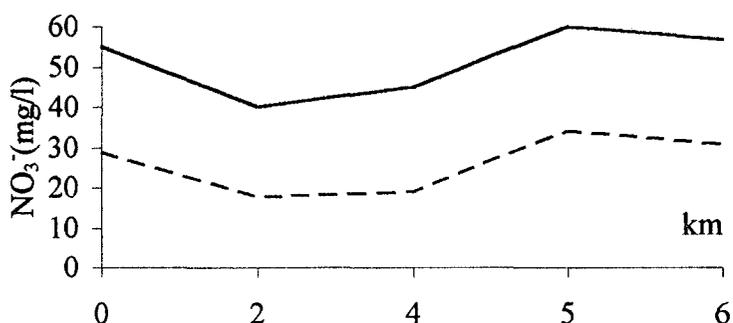


fig. 71: Evolution longitudinale des teneurs en nitrate dans les eaux de l'Aubette de Magny.

Les sulfates et les chlorures, présents dans les eaux superficielles de l'Aubette de Magny, sont des marqueurs de pollution qui complètent les indications fournies par les nitrates.

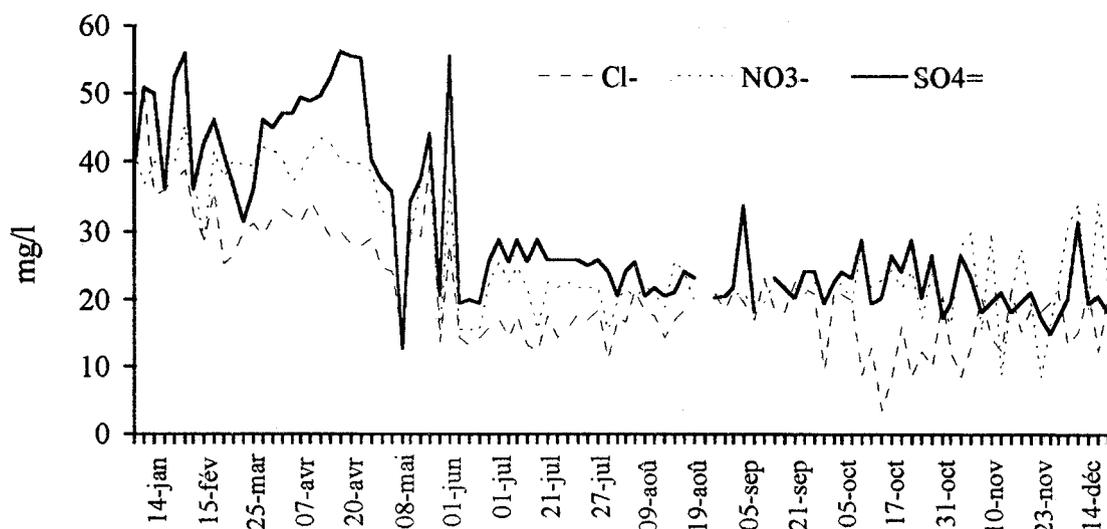


fig. 72: Variation des concentrations en nitrate, sulfate et chlorure dans les eaux de l'Aubette de Magny de janvier 1991 à janvier 1995 (station de prélèvement à Ambleville).

Les nitrates, les sulfates et les chlorures suivent la même évolution avec un maximum en hiver et un minimum en été. On a donc une influence des saisons liée à l'activité agricole, la composition des engrais complets sur des terrains carbonatés (calcaire) est sous forme N P K, dont les potasses sont à l'état de KNO_3 et KCl , ces engrais contiennent également 17% de SO_3^- .

Des informations concernant la qualité des eaux ont été recueillies pendant une quinzaine d'année sur l'Aubette de Magny.

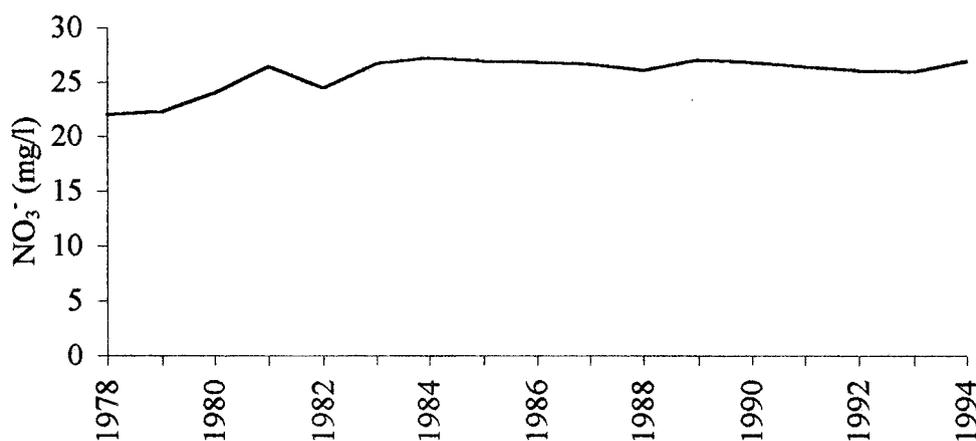


fig. 73: Variation de la teneur moyenne en nitrate des eaux de l'Aubette de 1978 à 1994 à Ambleville.

Les concentrations en nitrate, relativement constantes depuis une quinzaine d'années oscillent autour de 20 à 25 mg/l. Cette absence d'évolution significative pourrait s'expliquer par un certain effet de compensation entre les rejets de station d'épuration et la disparition des élevages traditionnels, éventuellement par l'existence de processus régulateurs au sein des systèmes alluvionnaires (processus de dénitrification).

Son comportement hydrodynamique est caractérisé par une alimentation assurée directement par la nappe de la craie et par les précipitations, les débits maximum correspondent aux recharges maximales de la nappe et aux précipitations.

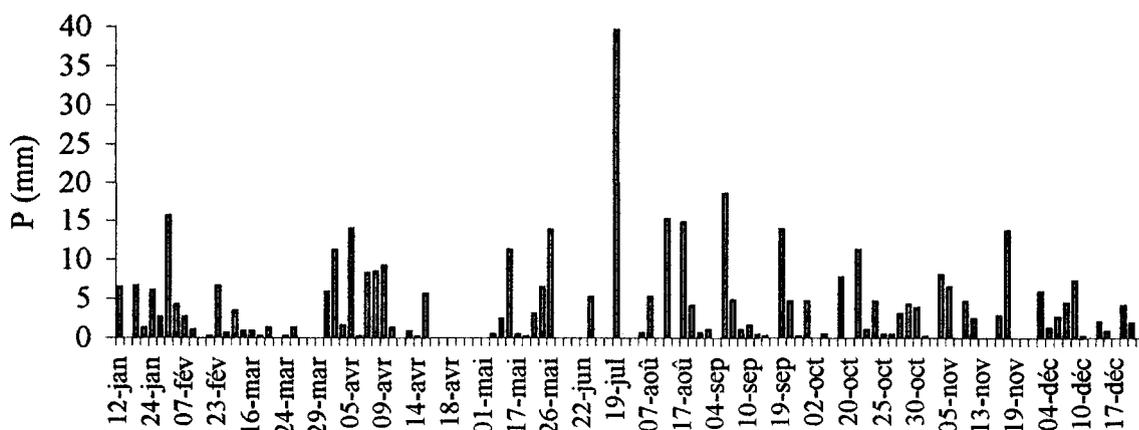


fig. 74: Précipitation journalière à la station de Bray-et-Lû pour l'année 1994

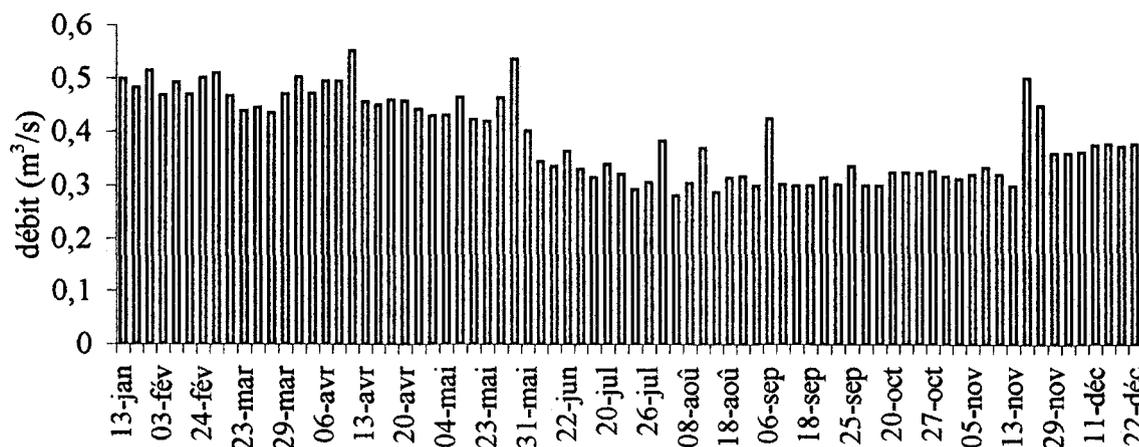


fig. 75: Débit journalier de l'Aubette de Magny

d) Evolution journalière des teneurs en nitrate dans les eaux de surface

Une étude d'évolution journalière des teneurs en nitrate, réalisée dans l'Aubette et dans la Viosne (bassin de la Viosne), a permis d'observer des variations continues au cours de la journée ainsi qu'une différence significative de la teneur en nitrate sur un cycle de 24 heures dans les eaux de l'Aubette de Magny et de la Viosne.

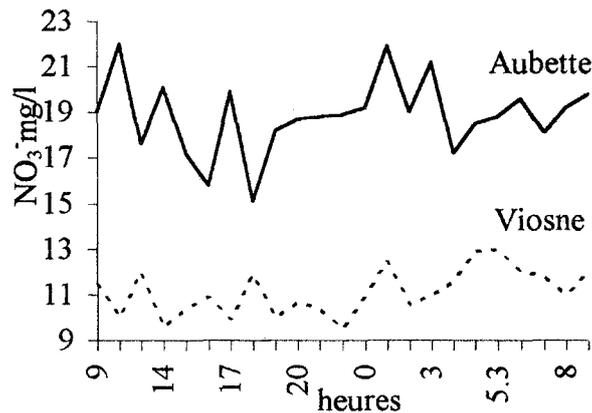


fig. 76: Variations horaires des teneurs en nitrate dans l'Aubette et la Viosne.

Les eaux de la Viosne d'origine souterraine, sont limpides et de nombreuses plantes s'y développent. Il semble donc que l'on puisse attribuer cette différence à une importante activité biologique en période d'ensoleillement, induisant une plus forte consommation d'azote le jour que la nuit. Par contre, dans l'Aubette de Magny, les teneurs en nitrate sont relativement stables sur 24 heures, ce qui peut être mis en relation avec la charge en matières en suspension de ces eaux qui proviennent essentiellement du drainage de surface et avec leur pauvreté en plantes aquatiques.

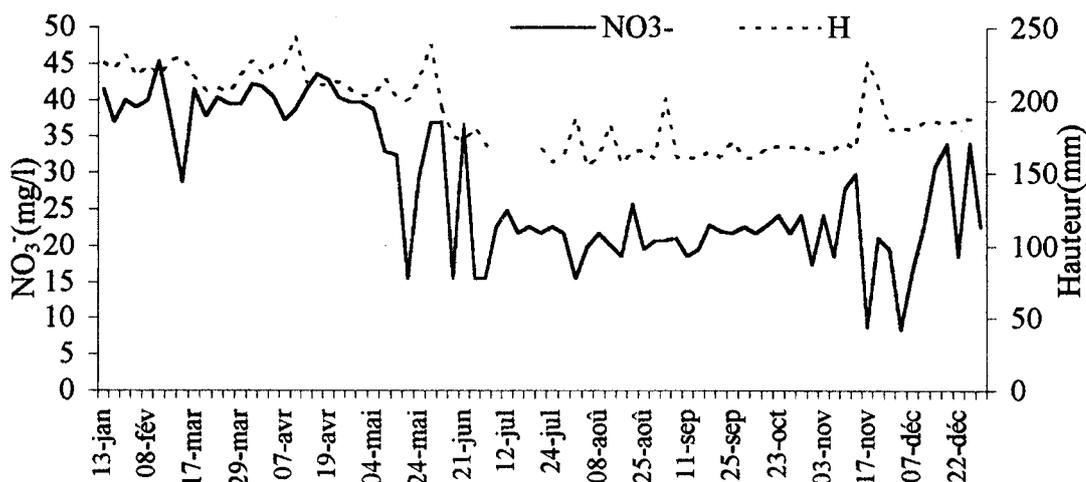


fig. 77: Apparition des pics de nitrate dans les eaux de l'Aubette synchrones des décrues.

Il apparaît par ailleurs que, les pics de nitrate sont souvent synchrones à des décrues (fig. 77), tandis que les crues entraînent une dilution de l'eau de l'Aubette, et par suite, une baisse de la concentration en nitrate. Par contre, dans les eaux souterraines, l'élimination des nitrates dépend essentiellement du taux de renouvellement de la nappe.

B - TRAÇAGE DE L'AZOTE DANS L'AUBETTE DE MAGNY: CONSEQUENCE D'UN DEVERSEMENT ACCIDENTEL D'UNE CUVE D'ENGRAIS LIQUIDE A BLAMECOURT.

a) Déversement accidentel d'une cuve d'engrais liquide à Blamécourt

a.1) Introduction

A la suite d'un accident dans la nuit du 3 au 4 juin 1991, le contenu d'une cuve d'engrais liquide a été renversé sur le sol à Blamécourt (proximité de l'Aubette de Magny). Cette cuve contenait environ 36 tonnes d'une solution contenant, pour 100 kg:

- 70 kg d'eau

- 30 kg d'engrais comprenant

15.4 kg d'urée, soit 202 g/l d'urée, contenant 46.7 % d'azote ammoniacal;

7.3 kg de nitrate de potassium, soit 104 g/l de nitrate d'ammonium contenant 14 % d'azote nitrique;

7.3 kg de nitrate d'ammonium, soit 104 g/l de nitrate contenant 40 % d'azote nitrique

- 150 l d'huile de vidange.

a.2) Localisation

Le lieu de déversement est situé sur le coteau à Magny-en-Vexin, à une altitude de + 124 m environ, à 250 m à l'est d'une vallée sèche affluente de l'Aubette.

a.3) Géologie et hydrogéologie

A l'aplomb de la cuve d'azote, les terrains comprennent de haut en bas:

- une faible couche de terre végétale (0.20 à 0.50 m)
- les calcaires du Lutétien moyen (30-50 m)
- les sables de Cuise (Yprésien supérieur) (30-35 m)
- les argiles du Sparnacien (Yprésien inférieur) (10-15 m)
- la craie.

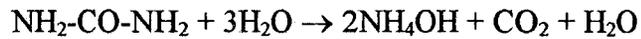
La vallée sèche est creusée surtout dans le Lutétien moyen et dans le Cuisien. Le Sparnacien affleure dans la vallée de l'Aubette à Blamécourt. La craie n'apparaît dans cette vallée qu'un peu à l'aval de Magny-en-Vexin.

Deux nappes existent dans ces formations: l'une dans l'Eocène inférieur et moyen (Lutétien et Cuisien), l'autre dans la craie. Ces deux nappes qui sont séparées par les formations argileuses du Sparnacien, sont drainées par les vallées. Elles sont toutes deux exploitées pour l'alimentation en eau potable, mais c'est surtout la nappe de la craie, sollicitée exclusivement dans les vallées, qui permet d'obtenir des débits importants.

Le déversement survenu à Magny atteindra la nappe de l'Eocène inférieur et moyen, et est susceptible d'atteindre dans l'avenir la nappe de la craie.

a.4) Evolution chimique

Dans le sol, l'urée s'hydrolyse très rapidement et donne de l'ammoniaque. Celle-ci se transforme normalement en nitrate au cours d'une durée plus ou moins longue.



a.4.1) Trajet d'évolution de la concentration du polluant

Les étapes de transfert du polluant :

- le trajet dans la zone non saturée,
- le trajet dans la nappe de l'Eocène inférieur et moyen,
- le trajet dans la nappe de la craie.

a.4.2) Suivi de la pollution

Suite à cet accident, il y a eu installation de trois piézomètres P1, P2 et P3 dans la nappe de l'Eocène inférieur et moyen. P1 se trouve dans la zone de déversement, P2 est à une distance de 250 m du point de déversement et P3 est à 150 m.

Une campagne de prélèvement a été effectuée pour suivre l'évolution de la pollution (fig. 78).

date du prélèvement	piézomètre 1		piézomètre 2		piézomètre 3	
	NO ₃	NH ₄	NO ₃	NH ₄	NO ₃	NH ₄
2/12/91	100	0.023	39	0.023	42.5	0.000
12/12/91	107	0.014	37	0.080	42.5	0.150
18/12/91	100	0.080	26	0.120	39.8	0.150
23/12/91	113		24.5	1.310	40.8	0.220
26/12/91	100		27	1.000		
9/01/92	117	0.010	31	0.250	39	0.260
16/01/92	140	0.070	31	0.250	40	0.290
23/01/92	100	0.030	32	0.120	35	0.280
30/01/92	106	0.020	32	0.400	30	0.026
05/02/92	125	0.010	32	0.390	24	0.028
12/02/92	100	0.026	33	0.190	17	0.026
19/02/92	101	0.012	30	0.000	12	0.000
26/02/92	111	0.001	35	0.000	11	0.001
03/03/92	117	0.015	33	0.000	7.2	0.030
11/03/92	100	0.002	33	0.000	6.55	0.000
18/03/92	108	0.015	34	0.004	5.57	0.008
25/03/92	99	0.027	34.5	0.013	4.67	0.018
31/03/92	98	0.004	35.3	0.000	3.04	0.003
09/04/92	107	0.000	35	0.000	2.2	0.000
15/04/92	120	0.000	36	0.000	2.9	0.026
23/04/92	110	0.000	34.8	0.001	0.0	0.054
29/04/92	115	0.006	31.4	0.000	0.0	0.064
07/05/92	100	0.140	35	0.000	1.04	0.064
19/05/92	101	0.000	35	0.000	0.44	0.058
22/05/92	113	0.000	37	0.000	0.00	0.120

fig. 78: Tableau des concentrations en nitrate et ammonium en mg/l dans les trois piézomètres six mois après l'accident.

date de prélèvement	point 1		point 2		point 3	
	NO ₃	NH ₄	NO ₃	NH ₄	NO ₃	NH ₄
03/01	34.2	0.024	34.0	0.047	36.5	0.138
15/01	38.2	0.040	37.8	0.060	37.6	0.040
22/01	35.7	0.047	34.6	0.053	35.5	0.047
29/01	34.5	0.018	33.8	0.036	34.5	0.034
05/02	35.0	0.036	34.0	0.051	35.0	0.044
12/02	34.6	0.030	31.4	0.055	32.7	0.095

fig. 79: Tableau des teneurs en nitrate et ammonium en mg/l dans la rivière Aubette de Magny six mois après l'accident.

Piézométrie et précipitation (1992)

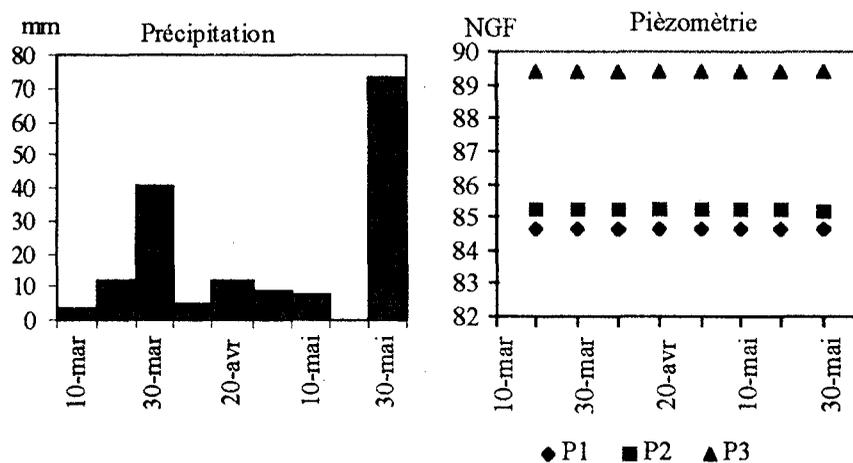


fig. 80: Précipitation et piézométrie

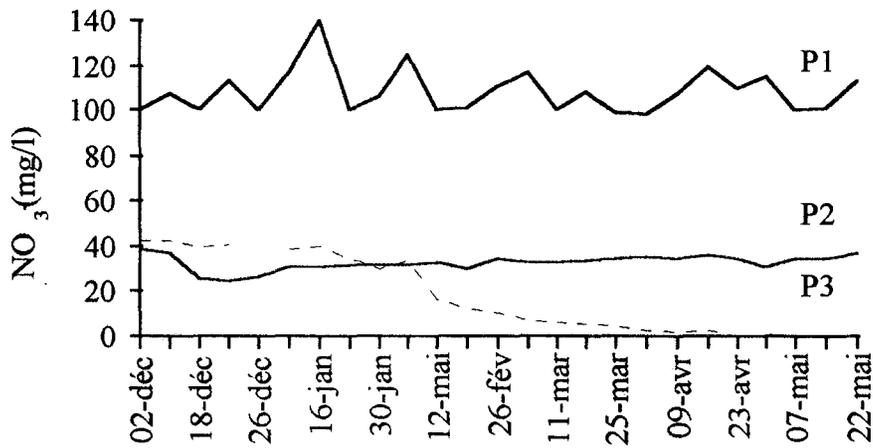


fig. 81: Evolution de la teneur en nitrate dans les trois piézomètres P1, P2 et P3 pour 1991-1992

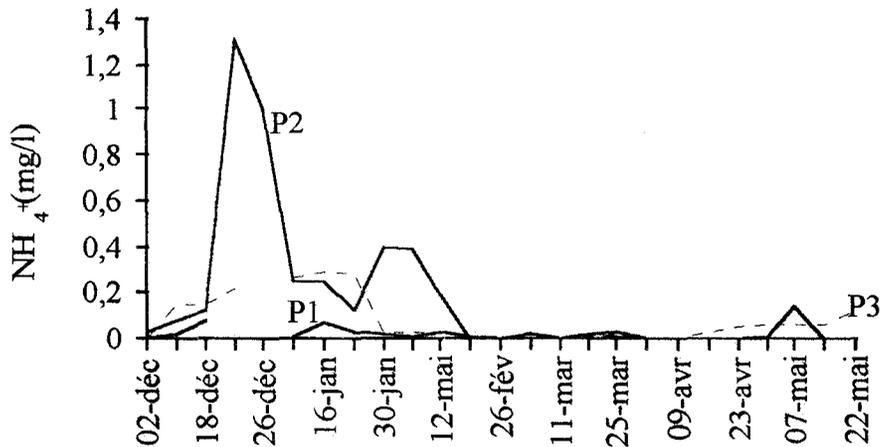


fig. 82: Evolution de la teneur en ammonium dans les trois piézomètres P1, P2 et P3 pour 1991-1992

Six mois après le déclenchement de la pollution, 36 tonnes d'engrais azoté liquide déversées dans le sol; on trouve des traces d'ammonium décelé au niveau du piézomètre 2, en l'espace de quelques jours, le taux de NH_4^+ est passé de 0.025 mg/l (état de trace) à 1.31 mg/l qui est ensuite retombée autour de 0.25 mg/l (le seuil de potabilité est de 0.25 mg/l), on pense que ce pic de courte durée n'a fait qu'accompagner la pluviométrie abondante.

Les prélèvements sont effectués dans trois points de la rivière à proximité du lieu de déversement.

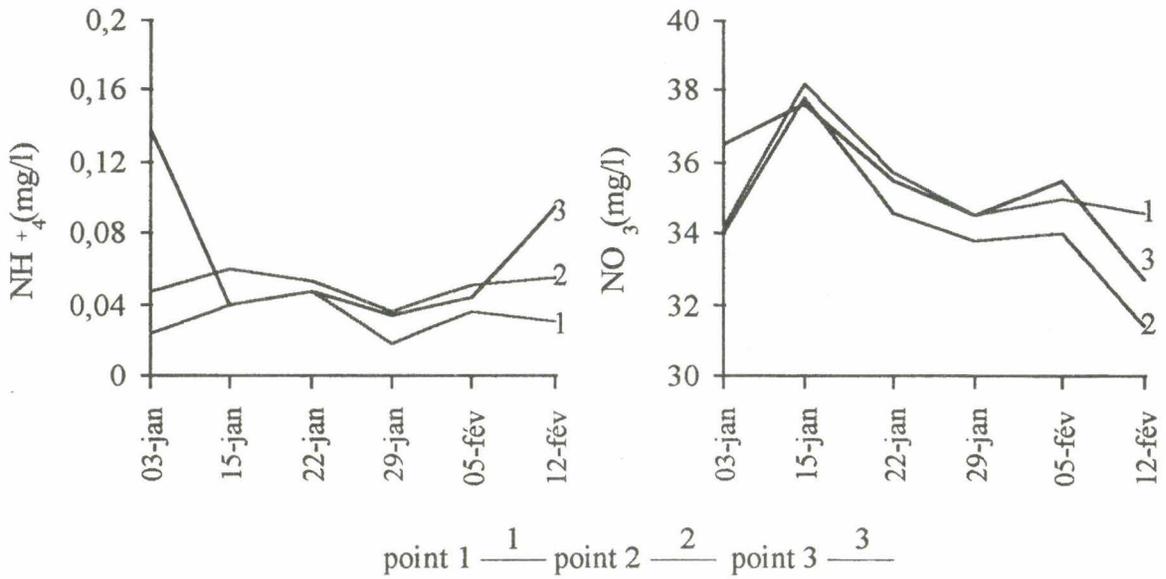


fig. 83: Concentration de nitrate et ammonium dans les eaux de L'Aubette.

Les analyses au niveau de la rivière sont insuffisantes pour déceler l'influence de la pollution ponctuelle sur cette dernière.

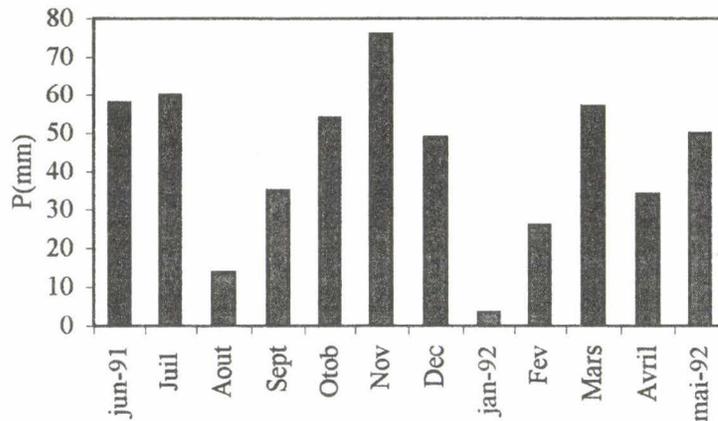


fig. 84: Précipitations à Buhy de juin 91 à mai 92

Le piézomètre P1 situé dans la zone de déversement présente les teneurs les plus élevées en nitrate et les plus faibles en ammonium, tandis que le piézomètre P3 enregistre des teneurs faibles et décroissantes.

D'après les résultats d'analyses chimiques et les relevés piézométriques, on a pu établir un diagramme schématique de la région (fig. 86) qui tend à montrer que la surface piézométrique n'est pas conforme avec celle du sol et le sens d'écoulement de la nappe est

divergent, d'une part vers la rivière et d'autre part vers le piézomètre P3. Ce qui explique la protection de ce dernier vis-à-vis de la pollution azotée.

Trois ans après l'accident, on a effectué une campagne de prélèvement d'une durée d'une année (de janvier 1994 à janvier 1995), pour voir l'influence d'un tel accident sur la qualité de cette nappe, dans les trois piézomètres et des suintements de la nappe (source: S).

date du prélèvement	P 1	P 2	P 3	S
janvier 94	112.0	20.4	4.9	45.3
février	113.0	15.5	6.5	46.5
mars	131.7	12.5	0.8	62.7
avril	116.0	42.8	5.9	54.3
mai	117.5	40.5	4.0	52.6
juin	114.8	39.1	0.7	50.1
juillet	85.0	28.3	3.2	36.9
août	40.3	21.1	7.4	29.0
septembre	54.3	12.4	0.0	31.0
octobre	55.8	20.2	6.0	28.0
novembre	58.9	25.4	9.3	27.9
décembre	80.5	30.0	5.2	35.4
janvier 95	95.7	32.8	6.1	40.2

fig. 85: Concentrations en nitrate (mg/l) dans les différentes stations de prélèvement de janvier 94 à janvier 95.

fig. 86: Diagramme schématique de la localisation des piézomètres et sens d'écoulement de la nappe.

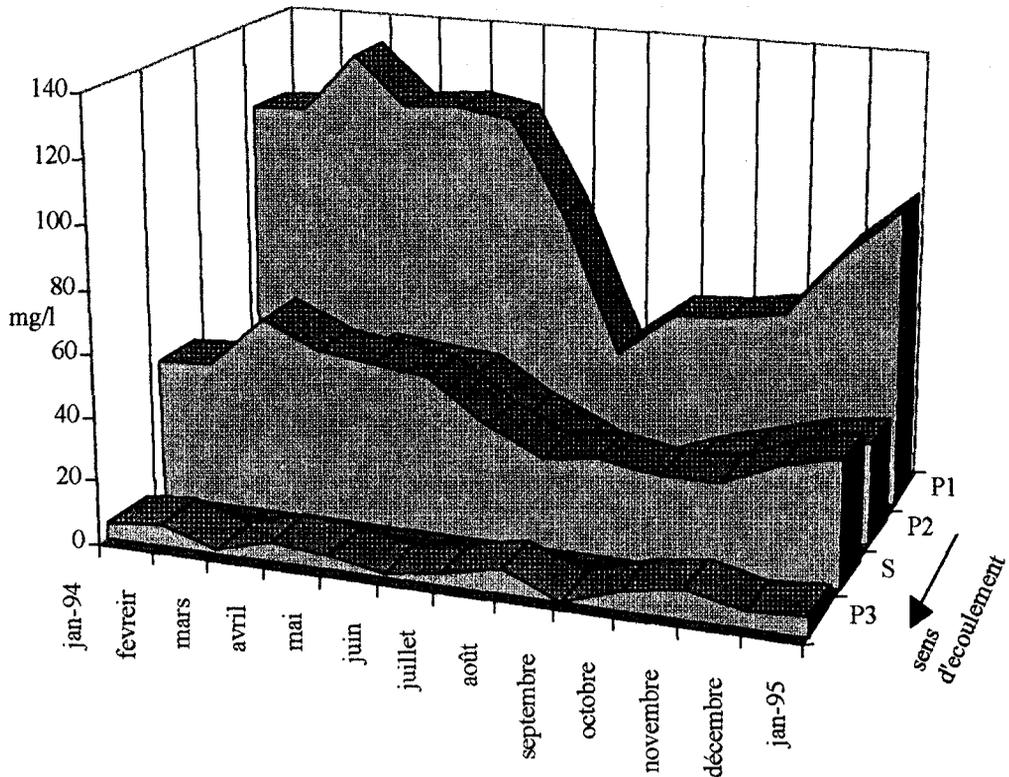


fig. 87: Evolution de la concentration en nitrate selon le sens d'écoulement de la nappe

Le piézomètre P1 présente toujours une teneur importante en nitrate qui ne décroît que faiblement avec le temps. Le piézomètre P3 présente toujours des teneurs faibles en nitrate. Le taux de renouvellement de la nappe paraît donc très faible, puisque l'eau souterraine contient des taux élevés en nitrate, qui commencent seulement à diminuer légèrement plus de 4 ans après l'accident (fig. 87).

On assiste dans ce cas à une persistance de la pollution qui s'explique par le piégeage de la masse dans l'eau immobile puis reprise par une remontée du niveau de la nappe ou par un lessivage par la pluie.

Grâce à l'installation des piézomètres, on a pu relever une diminution des teneurs en nitrate selon le sens d'écoulement de la nappe. Dilution due à la dispersion ou dénitrification.

On a supposé que ce déversement accidentel a lieu très près de la rivière; d'où la tentative suivante de simuler par traçage à la fluoresceine. Donc, le but est l'étude du transfert de masse dans la rivière, ce qui consiste à étudier le temps de transfert d'une masse injectée en un point et sa restitution en autre point en aval. Dans ce cas, pour un point sur une rivière, on peut déterminer le temps de réaction face à cette pollution accidentelle en amont, et pouvoir

appréhender les concentrations des polluants à venir, sachant que le dispositif des traitements des eaux est adapté à des pollutions chroniques. Donc pour une meilleur gestion de ces opérations, il est intéressant de connaître le comportement des polluants dans la rivière. Connaissant le temps du transfert de la masse jusqu'à disparition totale du nuage polluant, on peut réaliser un pompage en amont du point d'injection, cette eau sera déversée dans la rivière après traitement.

On a considéré la rivière avec nombreuses particules en suspension comme un milieu poreux, d'où l'application d'un modèle d'écoulement monodimensionnel en milieu poreux.

b) Traçage artificiel dans la rivière

L'étude du transfert de masse a intéressé plusieurs auteurs dont Bear (1972), Fried (1975) et Sauty (1977 et 1978), en proposant ou discutant des expressions mathématiques pour traduire la réponse à une injection brève ou continue en divers écoulements.

Les objectifs des traçages sont divers, notre but est la prévention et la prévision des pollutions. C'est l'objectif essentiel qui, outre la mise en évidence des relations géométriques, tient compte de la dispersion en fonction de la distance et du temps et de la dilution qui s'en suit. Les résultats bruts d'un traçage permettent de connaître les temps d'arrivée et de passage d'un produit, ainsi que d'un éventuel maximum de concentration, dans les conditions d'écoulement qui sont celles de l'expérience. Dans le meilleur des cas, les paramètres hydrodispersifs (porosité cinématique et dispersivité) peuvent être obtenus et servir à l'établissement d'un modèle d'écoulement dispersif. La répartition géographique des concentrations peut alors permettre de prévoir: soit une aire de protection soit la zone susceptible d'être polluée par un déversement accidentel donné.

b.1) Les caractéristiques du transfert en convection - dispersion

b.1.1) Equation de transfert

En l'absence de phénomène de sorption, de réactions chimiques et de décroissance radioactive, l'équation aux dérivées partielles qui gouverne le transfert de soluté s'écrit (Fried et Combarous 1971, Bear 1972):

$$\text{Div} (\overline{D} \cdot \overline{\text{grad}} C - \bar{u}C) = \frac{\delta C}{\delta t}$$

En écoulement monodimensionnel uniforme, l'équation devient:

$$\frac{\delta C}{\delta t} = D_L \cdot \frac{\delta^2 C}{\delta x^2} - u \frac{\delta C}{\delta x}$$

avec C: concentration ($M L^{-3}$)

u: vitesse effective ($L T^{-1}$)

t: temps (T)

D: tenseur de dispersion ($L^2 T^{-1}$)

D_L : coefficient de dispersion longitudinale ($L^2 T^{-1}$) supposé constant $D_L = \alpha_L u$

b.1.2) Le transfert par convection (d'après Goblet 1981)

Le transfert par convection est le facteur premier de la propagation des substances, traceur ou agents polluants dans un écoulement. La vitesse effective d'écoulement exprime le phénomène de convection pure (effet piston)

convection.

Le transfert convectif est séparé du mouvement dispersif. La réalisation du transfert convectif s'établit de la façon suivante :

- Un champ de vitesse est calculé par une méthode discrète quelconque.
- Un nombre de particules affectées d'une certaine masse est injectée dans le domaine.
- A chaque pas de temps, les particules subissent un déplacement dans la direction de l'écoulement égal au produit de la vitesse par la durée d'un pas de temps.

Cette convection est due au déplacement des molécules d'eau. Le traceur est entraîné à la même vitesse moyenne que l'eau, on parle d'effet purement convectif ou d'effet piston.

b.1.3) Le transfert par dispersion (d'après Ackerer 1985)

Le transfert par dispersion revient à faire un déplacement supplémentaire aux particules.

Deux types d'approches numériques peuvent notamment être employées pour simuler l'effet de dispersion.

Dans l'approche de Prickett (Prickett et al. 1981) une particule effectue un saut supplémentaire de longueur L tel que :

$$L = A \sqrt{2\alpha_L \cdot u \cdot t}$$

avec u : vitesse effective (LT^{-1})

α_L : dispersivité longitudinale (L)

t : durée du pas de temps

A : nombre aléatoire de la loi normale centrée réduite.

Dans l'approche d'Uffink (1983), A est un nombre aléatoire distribué uniformément entre -1 et +1, L s'écrit:

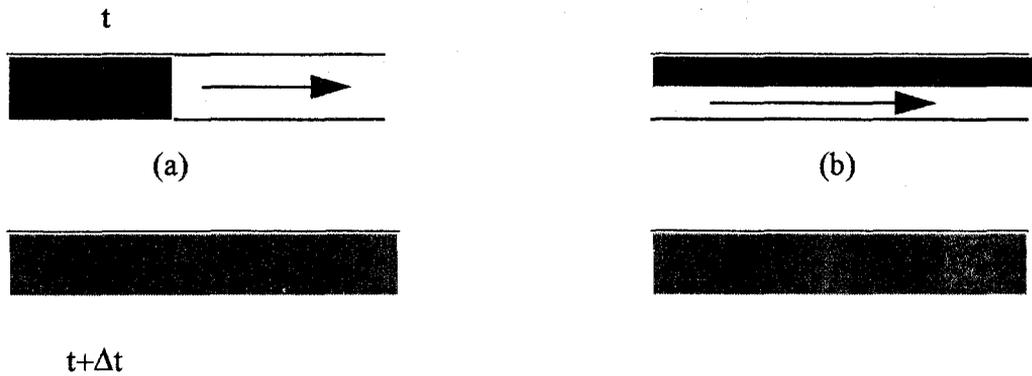
$$L = A \sqrt{6\alpha_L \cdot u \cdot t}$$

Après un nombre de saut suffisamment grand, les deux approches sont identiques (Chandrasekhar, 1943).

Cette dispersion dite dispersion hydrodynamique regroupe deux phénomènes: la diffusion moléculaire et la dispersion cinématique.

La dispersion moléculaire est un phénomène physique lié à l'agitation moléculaire.

Dans un fluide au repos, le mouvement brownien envoie des particules dans toutes les directions de l'espace. Si la concentration du fluide est homogène dans l'espace, deux points voisins envoient, autant de particules, l'une vers l'autre, et l'agitation moléculaire ne modifie pas la concentration de la solution. Cependant, s'il existe un gradient de concentration entre deux points voisins, le point à concentration la plus forte enverra en moyenne plus de particules de soluté, dans toutes les directions, que le point à concentration faible. Donc, cette agitation moléculaire entraîne un transfert de particules des zones à concentration élevée vers les zones à concentration faible.



Transfert des particules

La loi de Fick (in de Marsily, 1981) montre que le flux massique des particules, est un fluide au repos, proportionnel au gradient de concentration:

$$\vec{F} = -D_0 \cdot \overline{\text{grad}} \cdot C$$

avec D_0 : coefficient de diffusion moléculaire

\vec{F} : vecteur flux massique ($M L^{-2} T^{-1}$)

C : concentration ($M L^{-3}$)

Le phénomène de diffusion moléculaire est indépendant de la vitesse du fluide.

La dispersion cinématique est due à la distribution parabolique des vitesses de chaque molécule de fluide dans un conduit ou pore, dans la mesure où l'écoulement y est laminaire.

En réalité, la diffusion moléculaire et la dispersion cinématique sont regroupées sous le terme de coefficient de dispersion global (Fried 1975, de Marsily 1981, Gehlar 1986).

Divers auteurs, dont Bear (1972), Fried (1975) et Sauty (1977) caractérisent la dispersion d'un polluant par deux paramètres dépendants, le coefficient de dispersion D_L ($L^2 T^{-1}$) et la dispersivité α (L) tels que:

$$D_L = \alpha_L \cdot u$$

u représente la vitesse effective. On résume le phénomène de dispersion de la façon suivante:

Si on considère que le rapport entre la concentration du traceur à un instant t et la concentration initiale C_0 représente la probabilité d'avoir, à l'instant t , une unité de masse du traceur choisi au lieu d'injection à l'instant t_0 , on peut écrire par analogie avec la loi de Gauss, dans le cas d'un écoulement monodimensionnel :

$$C(x, t) = C_0 \frac{x}{2} / \sqrt{(P \cdot D_L \cdot t)} \exp \left[-\frac{(x - ut)^2}{(4D_L \cdot t)} \right]$$

(Zuber 1974, Sauty 1977)

avec ut : espérance mathématique de la variable

x : distance à partir du point d'injection (L)

D_L : coefficient de dispersion longitudinale ($L^2 T^{-1}$).

On en déduit la dispersivité longitudinale, $\alpha = \frac{D_L}{u}$

b.1.4) Dispersivité

La dispersivité est une caractéristique hydrodispersive. De nombreuses expériences de laboratoire et de terrain montrent que ce paramètre varie en fonction de la géométrie du milieu, de la nature du traceur et de la distance de parcours.

Les études de Klotz et al. (1980) et Gupta et al (1980) montrent que la relation entre le coefficient de dispersion et la vitesse moyenne d'écoulement n'est pas linéaire. Divers auteurs pensent que la dispersivité augmente avec la distance de parcours pour un transfert à petite échelle.

- Pfannkuch (1963) montre que le coefficient de dispersion est une fonction de temps, si la distance et le temps ne sont pas suffisamment longs.

- Schweizer et al (1985) et Behrens et Seiller (1982) trouvent une relation non linéaire entre la dispersivité et la distance du parcours.

- Les expériences de traçage effectués sur le site de Bethune prouvent cette dépendance (Porel 1982, Crampon et al 1982).

- Dieulin (1980) montre que le coefficient de dispersion dépend du temps de transfert, et par conséquent de la distance moyenne parcourue par le nuage de traceur. Il appelle ce phénomène: l'effet de parcours.

Pour certains auteurs (Gehlar et al 1979, de Marsily 1980) si la distance du parcours devient suffisamment grande, le coefficient de dispersion dépendant du temps peut atteindre une valeur asymptotique. En revanche, d'autres pensent qu'elle n'est jamais atteinte (Smith et Schwartz 1980, 1981).

b.1.5) Méthode dite de la variance réduite pour la détermination de la dispersivité.

Les courbes représentant l'évolution temporelle de la concentration du traceur montrent des formes différentes, plus ou moins symétriques par rapport au temps modal et caractérisées par un paramètre: le coefficient de variation.

On calcule la variance des temps de transit du traceur dans un schéma discret par :

$$V = \frac{\sum (t - \bar{t})^2 \cdot C}{\sum C}$$

avec
$$\bar{t} = \frac{\sum t \cdot C}{\sum C}$$

t: correspond à la moyenne arithmétique pondérée des temps

Le coefficient de variation C_V s'écrit:

$$C_V = \frac{\sqrt{V}}{\bar{t}}$$

La variance réduite déterminée par Fried et Combarous (1971) s'écrit:

$$V' = \frac{V}{\bar{t}^2}$$

On exprime alors la dispersivité par la relation: (eq. 4.1.10 de Fried, 1975)

$$D_L = \frac{1}{2} \cdot V' \cdot x \cdot u$$

$$D_L = \alpha \cdot u$$

$$\alpha = \frac{1}{2} \cdot V' \cdot x$$

b.2) Méthodologie

Le modèle appliqué est le modèle numérique réalisé par Delay, Dzikowski et de Marsily (1993): Ce modèle propose de simuler, dans un régime d'écoulement uniforme monodimensionnel, le transfert de masse par convection-dispersion avec échange entre la phase aqueuse mobile et les ou la phase immobile.

L'équation fondamentale du transfert est:

$$\alpha u \frac{\partial^2 C_m}{\partial x^2} - u \frac{\partial C_m}{\partial x} = \frac{\partial C_m}{\partial t} + \frac{(L - w_c)}{w_c} \cdot \frac{\partial C_{im}}{\partial t}$$

où C_m : concentration volumique dans la phase mobile ($M L^{-3}$)

C_{im} : concentration volumique dans la phase immobile ($M L^{-3}$)

α : dispersivité longitudinale (L)

u : vitesse dans les pores ($L T^{-1}$)

t : temps

x : distance

w_c : porosité cinématique (volume de la phase mobile par rapport au volume total)

L : paramètre adimensionnel prenant des valeurs entre w (porosité totale) et 1

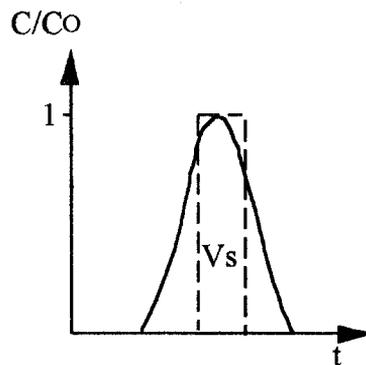
$(L - w_c)/w_c \cdot \partial C_{im}/\partial t$: terme fixe

b.3) Etude sur l'Aubette de Magny à Ambleville

Cette étude intéresse une étendue de 8000 m sur l'Aubette de Magny.

L'Aubette de Magny est petite rivière d'une douzaine de km de longueur et une largeur de 2 à 3 m, qui se jette dans l'Epte, le débit journalier est constant.

On a injecté à débit constant ($0.6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) une quantité de traceur fluoréscéine (1.5 kg dilué dans 50 l d'eau de rivière) pendant un temps Δt : injection brève ou signal de Dirac.



alimentation par impulsion: un volume V_s de solution est déplacé par l'eau

C_0 : concentration de la solution initiale

S'il n'y a pas de mélange entre la solution et l'eau, les variations de $C(x,t)$ sont représentées par la courbe en pointillés. Cet effet de mélange est dû à la dispersion hydrodynamique.

Les prélèvements ont été effectués sur 4 stations à 50 m, 2000 m, 5000 m et 8000 m du point d'injection de la solution de traceur.

Calcul de la dispersivité par la méthode de la variance réduite:

$$V = \frac{\sum t^2 C}{\sum C} - \bar{t}^2$$

Calcul de masse restituée:

$$M = \int_t^{t_{i+1}} C \cdot Q \cdot dt$$

distance (m)	débit ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	temps modal (mm)	vitesse effective (m/mm)	dispersivité par la méthode de la variance réduite (m)	masse (kg)	% de restitution
50	0.6	11	4.5	1.75	1.5	100
2000	0.6	230	8.7	2	1.45	97
5000	0.6	340	14.7	3.5	1.42	95
8000	0.6	445	18	3.45	1.42	95

fig. 88: Tableau des données expérimentales du traçage effectué dans la rivière à différentes distances et à débit constant, la dispersivité est obtenue par la méthode de la variance réduite.

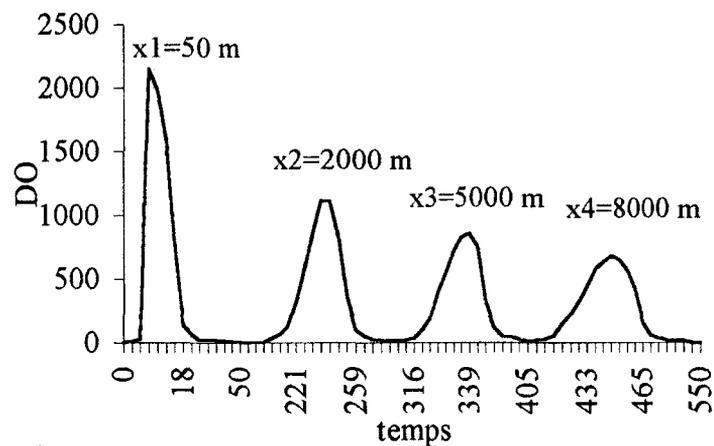


fig. 89: Transport unidimensionnel, injection en écoulement uniforme.

La réponse en fonction du temps, à une distance fixe, à une injection brève est théoriquement une courbe (concentration-temps) où l'on peut définir différents temps et vitesses caractéristiques.

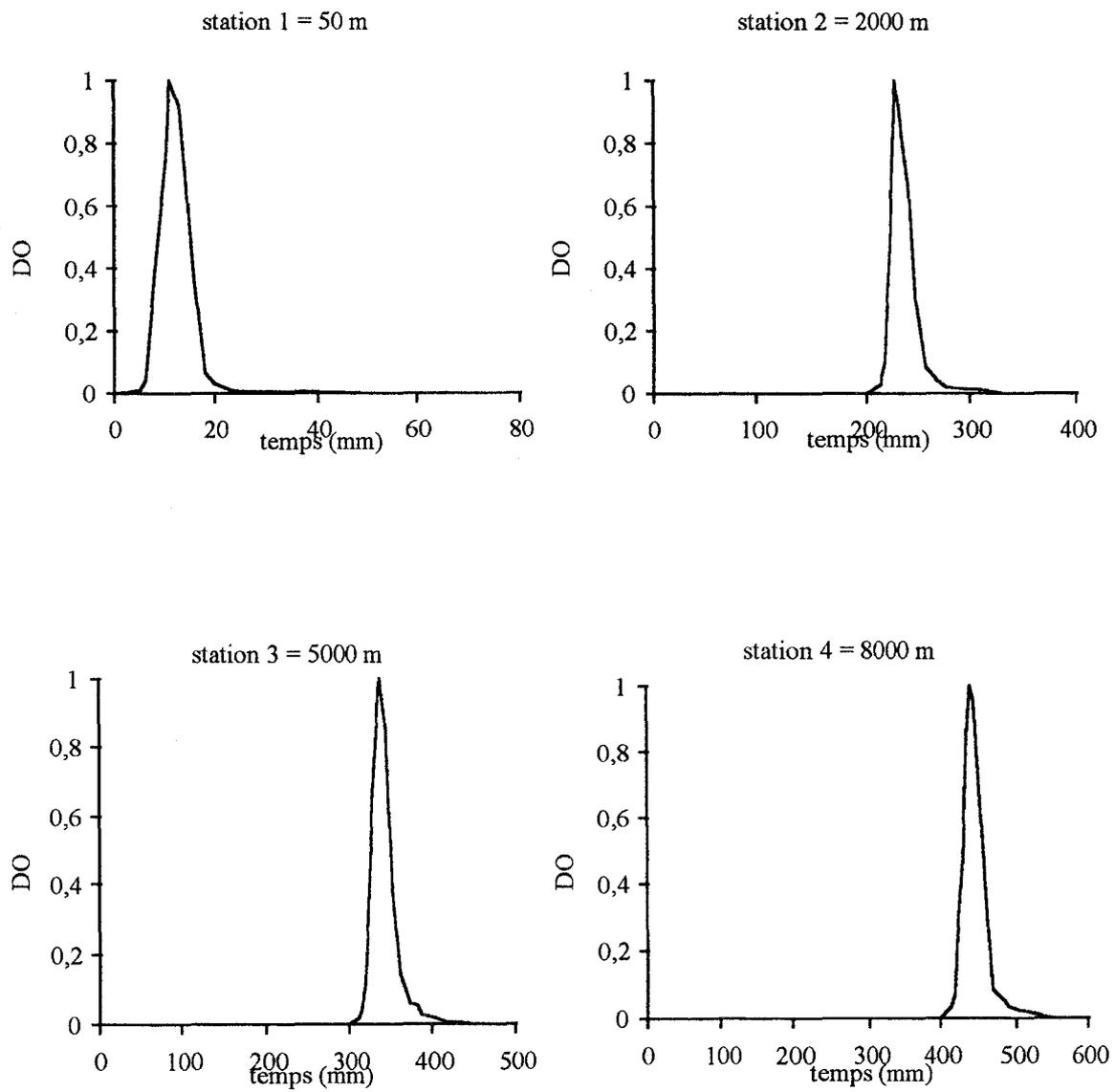


fig. 90: Densités optiques réduites observées pour l'Aubette de Magny: stations 1, 2, 3, et 4.

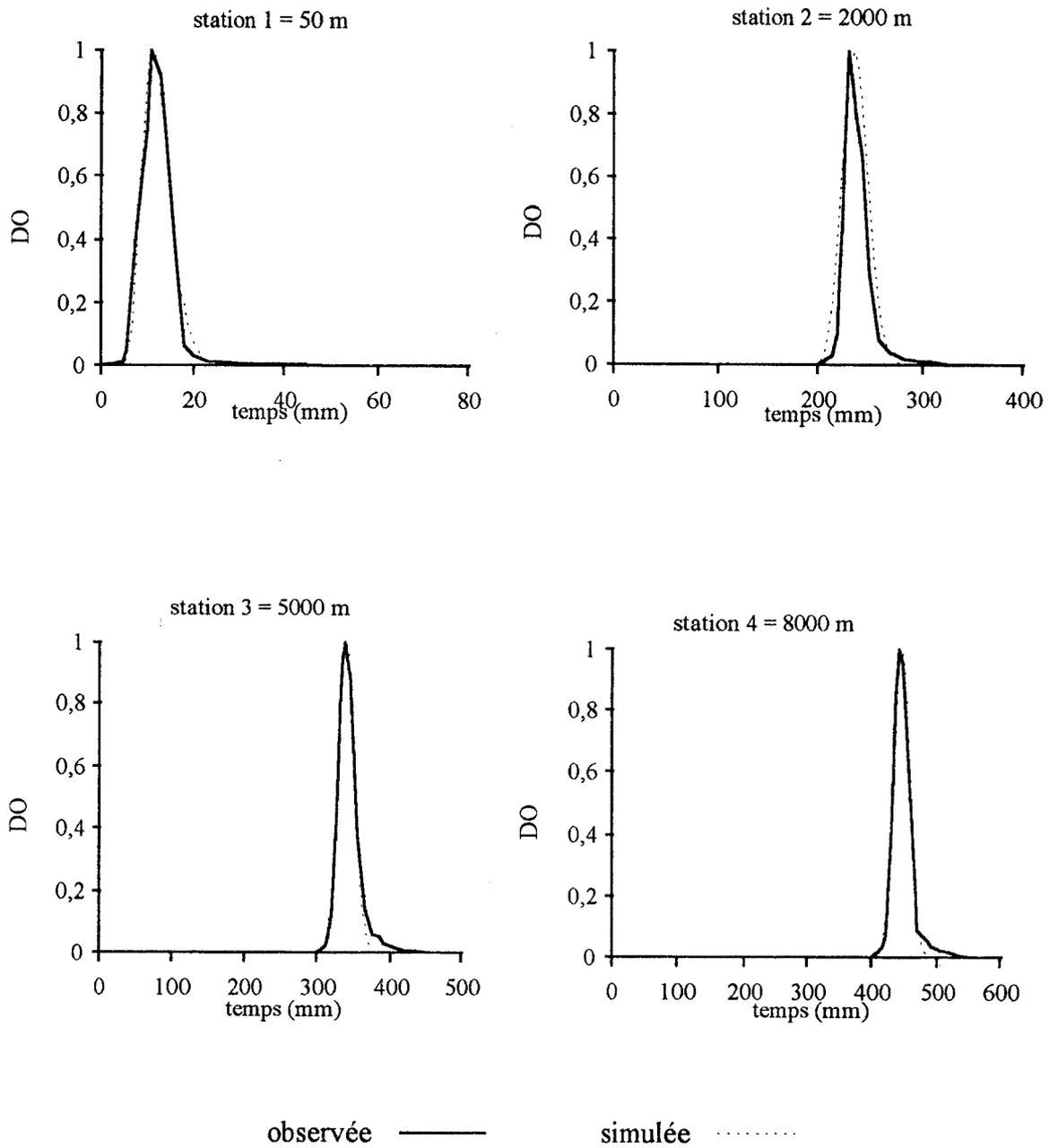


fig. 91: Densités optiques réduites observées et simulées pour l'Aubette de Magny : stations 1, 2, 3 et 4.

distance (m)	vitesse effective (m/mn)	dispersivité (m)
50	4.2	1.7
2000	8.5	2.2
5000	14.7	3.8
8000	18	3.8

fig. 92: Tableau des vitesses effectives et dispersivités en fonction de la distance obtenues par calage de courbes-types.

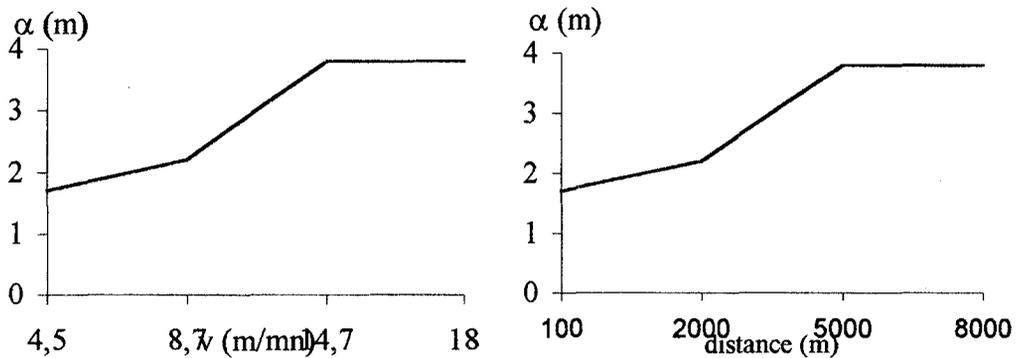


fig. 93: Evolution de la dispersivité en fonction de la distance et de la vitesse effective.

La dispersivité est très faible.

Les courbes de restitution expérimentales présentent des queues de restitution. On peut suggérer l'intervention de la diffusion moléculaire, responsable du piégeage d'une partie des particules du nuage dans les zones stagnantes (exemple: méandre), suivie d'une rétrodiffusion quand le gradient de concentration s'est inversé.

Conclusion

Le transfert est essentiellement convectif, la dispersivité est très faible et augmente légèrement avec la distance parcourue et la vitesse effective. Ce qui contrarie les études de

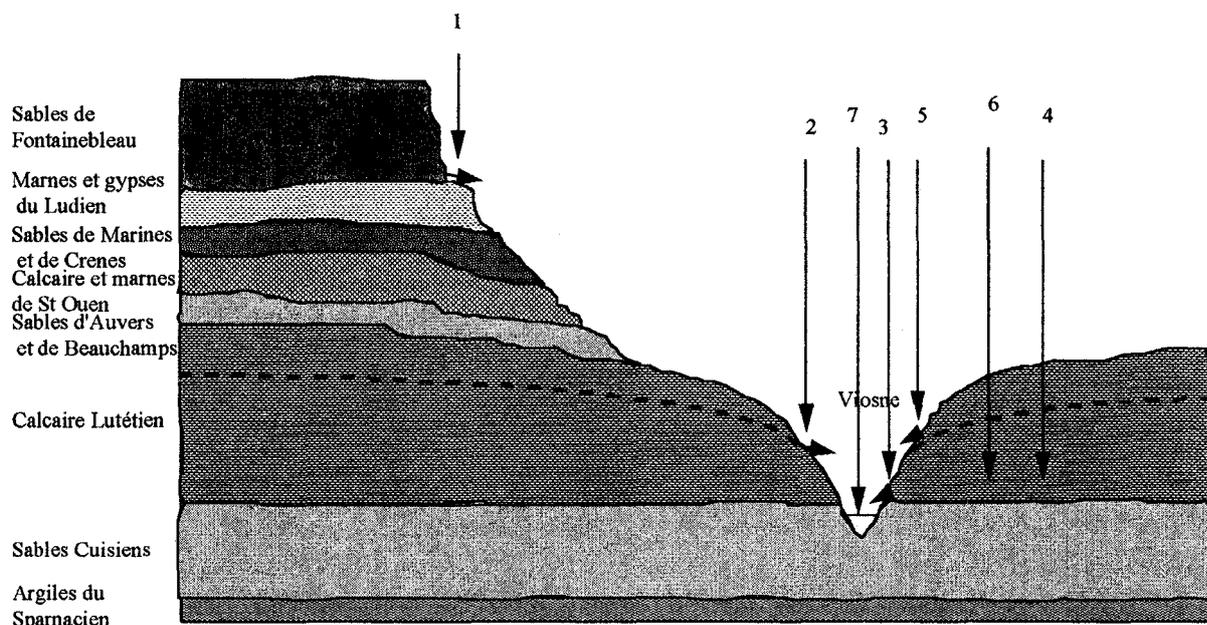
Klotz et al. (1980), Gupta et al. (1980) qui ont montré que la relation entre coefficient de dispersion et la vitesse moyenne d'écoulement n'est pas linéaire.

La dispersivité augmente légèrement et s'approche d'une valeur asymptotique (de Marsily, 1980).

La masse restituée ne diminue pas ou très peu au fur et à mesure que l'on s'éloigne du point d'injection, c'est un cas conservatif.

L'étude du traçage à la fluoresceïne dans la rivière de l'Aubette a montré que si le déversement accidentel de 36 t d'engrais liquide a lieu dans la rivière, le cas serait moins grave, puisque le transport dans l'Aubette est un cas conservatif, la masse restituée ne diminue pas en fonction de la distance, et on aurait pu effectuer un pompage à 4 ou 5 km du point d'injection puisque la tête du nuage polluant n'apparaît qu'au bout de 5 heures à une distance de 5 km du point injection.

II - IMPACT DE L'AGRICULTURE SUR LA QUALITE DE L'AQUIFERE YPRESIEN - LUTETIEN DANS LE BASSIN VERSANT DE LA VIOSNE



- | | |
|----------------------------------|----------------|
| 1: émergence stampienne | 5: source d'Us |
| 2: source de Santeuil | 6: puits d'Us |
| 3: source de Courcelle surViosne | 7: Viosne |
| 4: puits de Courcelle surViosne | |

fig. 94: Coupe schématique du bassin de la Viosne et localisation des prélèvements

Dans la bassin de la Viosne, un suivi également annuel, fait apparaître des évolutions plus ou moins identique avec des teneurs en nitrate différentes selon les niveaux de la toposéquence.

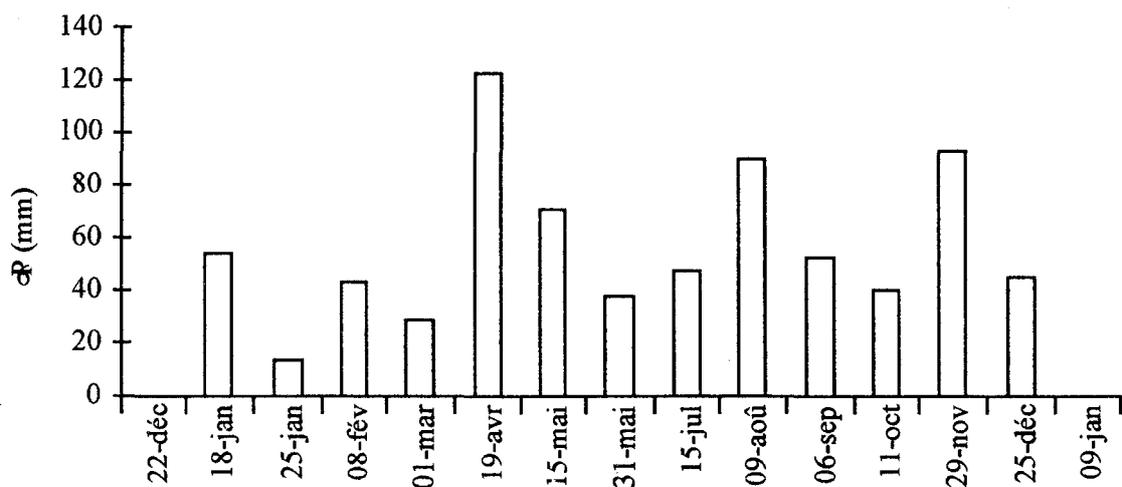


fig. 95: Précipitation journalière à la station de Pontoise

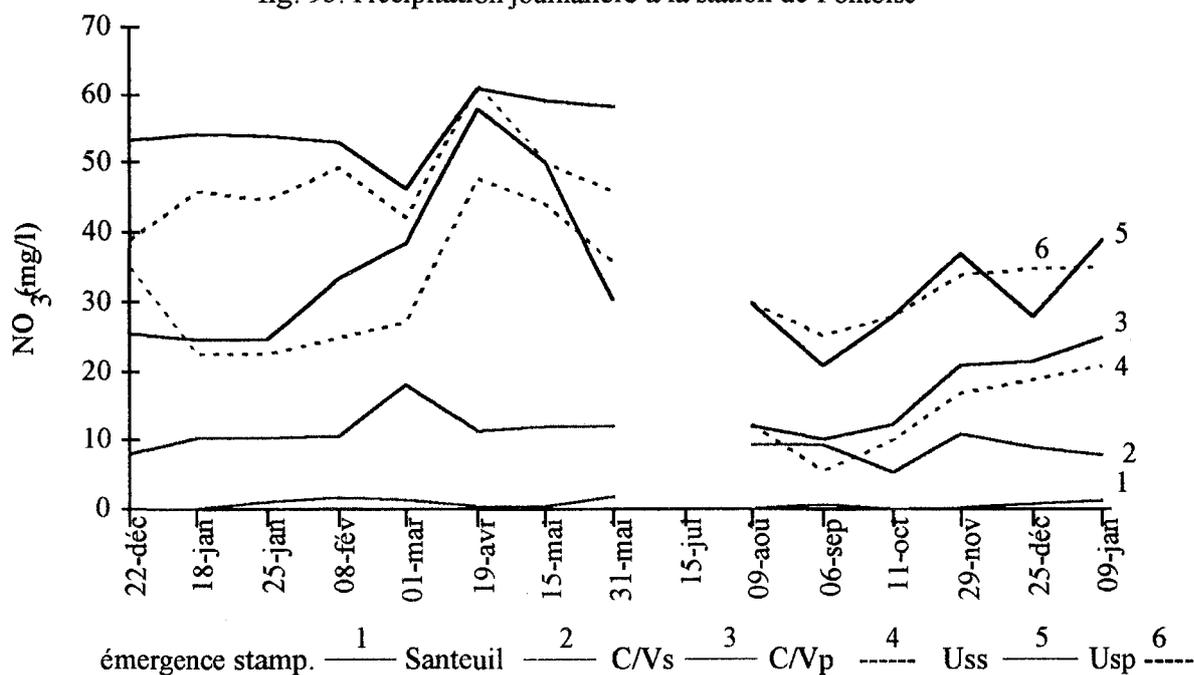


fig. 96: Evolution de la concentration en nitrate dans les eaux souterraines de la nappe du Stampien et l'aquifère Yprésien-Lutétien à différents niveaux de la toposéquence de décembre 93 à janvier 95.

a) Prélèvement n°1

Dans la nappe des sables de Fontainebleau, les prélèvements montrent une eau de très bonne qualité chimique (NO_3^- moyenne ≈ 0.5 mg/l et $\text{SO}_4^{=}$ moyenne ≈ 18 mg/l), due à l'absence totale d'agriculture, à l'urbanisation quasi inexistante et enfin au fait que le sommet de la butte est coiffé par une forêt. L'apport de nitrate par précipitation hors des zones fortement industrialisées est d'une teneur moyenne de 6 à 8 mg/l d'après le B.R.G.M., et il se

trouce consommé par les racines de la forêt, on a donc là une eau qui servira de témoin avec l'absence de pollution agricole et de pollution urbaine.

b) Prélèvement n°2

Le deuxième prélèvement s'effectue dans une source captée dans la vallée d'Orémus dans une forêt près de Santeuil. L'eau infiltrée traverse un substratum gypseux du Ludien, on a considéré ce prélèvement comme un témoin n°2, plus ou moins chargé en sulfate avec l'absence d'agriculture et avec une urbanisation moyenne.

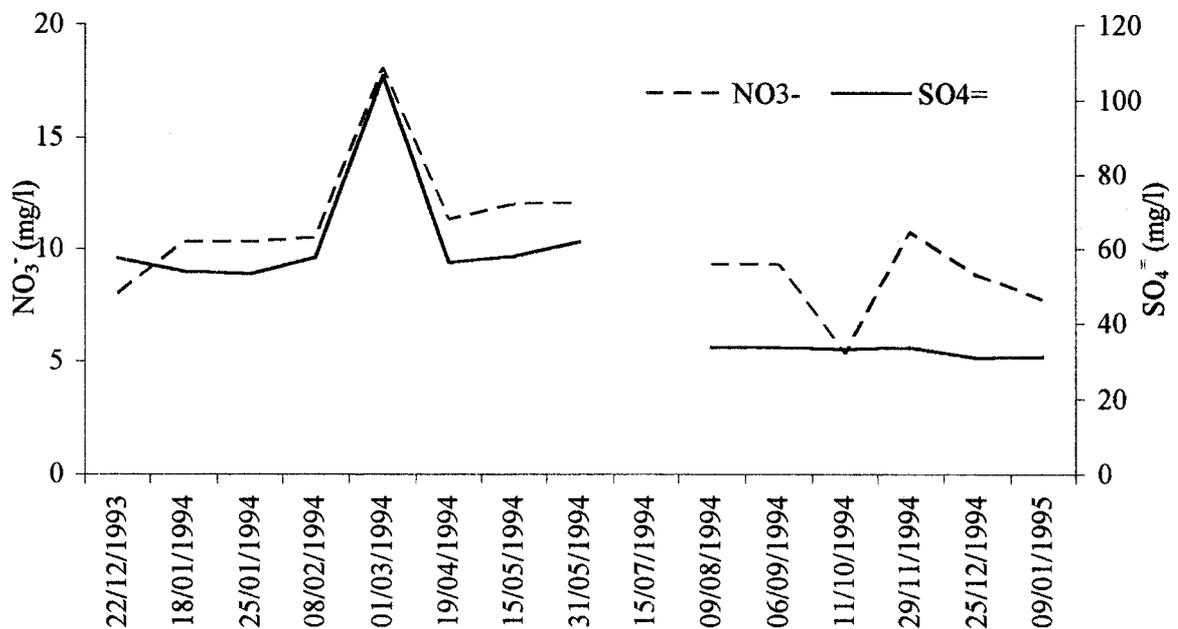


fig. 97: Evolution des concentrations en nitrate et sulfate pendant l'année 1994 pour la source de la vallée d'Orémus.

Les teneurs en nitrate oscillant en général autour de 10 à 12 mg/l sont passées à 19 mg/l au mois de mars, le pic de nitrate a pratiquement doublé. La courbe des teneurs en sulfate en fonction du temps connaît aussi un pic qui coïncide avec celui des nitrates, ce dernier a également doublé par rapport à la teneur normale d'environ 60 mg/l. Le pic du sulfate correspond à l'intensité du lessivage suite à la pluviométrie importante du mois de janvier, celui des nitrates correspond à la sensibilité de la source aux apports d'engrais.

c) Prélèvement n° 3

Ce prélèvement n°3 regroupe les prélèvements à Courcelle/Viosne et ceux d'Us.

Dans le plateau du bassin de la Viosne, on a effectué deux types de prélèvement:

- un prélèvement dans le puits;
- un prélèvement dans la source.

A Courcelle/Viosne (C/V), le forage capte l'aquifère Yprésien-Lutétien, la source se trouve dans le réservoir Yprésien. Les prélèvements s'effectuent dans la ville où l'influence de l'agriculture sur la qualité de la nappe est faible par rapport à l'influence de l'urbanisation.

A Us, le puit capte l'aquifère Yprésien-Lutétien et la source se trouve dans le sable de Cuise. Les prélèvements ont lieu dans les champs où seule l'activité agricole influence la qualité des eaux souterraines.

L'évolution est sensiblement la même mais les pics sont plus marqués à Courcelle/Viosne. Les sources sont évidemment plus vulnérables à la pollution que les puits et les forages.

On peut diviser les courbes en trois parties (fig. 96):

- de janvier à mars, les teneurs en nitrate sont aux alentours de 25 - 30 mg/l pour Courcelle/Viosne et de 45 - 55 mg/l pour Us,
- de mars à juillet, les concentrations sont passées respectivement à 45 - 55 mg/l pour Courcelle/Viosne et à 60 mg/l pour Us, par suite d'une pluviométrie abondante et au lessivage qui en résulte.

Ces deux parties correspondent à la période d'apport d'engrais azoté.

- la troisième partie se caractérise par une diminution des concentrations en nitrate, pour atteindre une moyenne de 10 mg/l pour Courcelle/Viosne et de 25 mg/l pour Us, c'est la période hors apport d'engrais.

Les sources se trouvent à proximité des forêts qui pourraient jouer un rôle non négligeable dans l'épuration des eaux des sources.

d) Prélèvement n° 4

Le dernier prélèvement de la toposéquence s'effectue dans la Viosne.

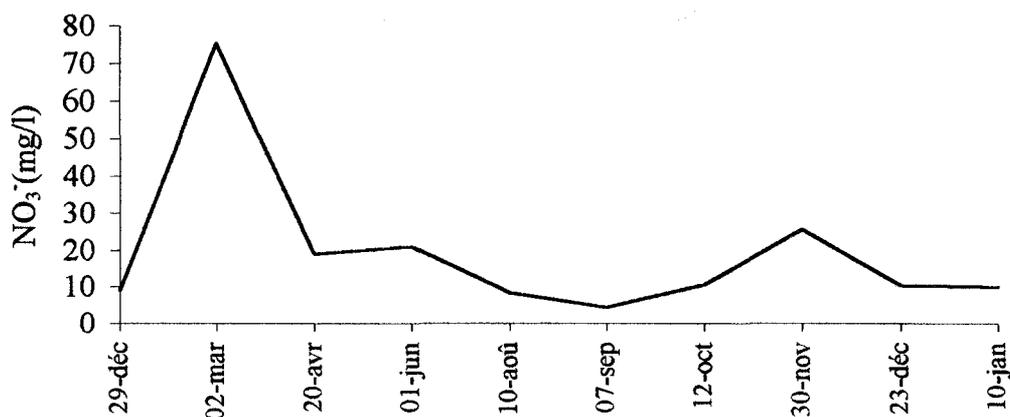


fig. 98: Evolution de la concentration en nitrate dans les eaux de la Viosne de décembre 93 à janvier 95.

Les eaux de la Viosne recèlent pendant la majeure partie de l'année, des concentrations moyennes en nitrates comprises entre 15 et 20 mg/l. Un pic de nitrate (75 mg/l) se manifeste au début de printemps, essentiellement dû à des apports provenant du lessivage du sol après apport d'engrais azotés.

Le plateau du Bassin de la Viosne est un cas important qui combine aussi bien une pollution agricole qu'une pollution urbaine, mais d'après les graphiques, la pollution agricole domine largement sur la pollution urbaine.

e) Conclusion

La relation entre l'augmentation des teneurs en nitrate et l'intensification de l'agriculture est incontestable comme en témoigne l'évolution de la qualité des eaux souterraines des deux bassins étudiés.

Le fonctionnement hydrologique et hydrogéologique intervient de manière prépondérante sur l'évolution spatiale et temporelle des teneurs en nitrate.

Le premier point marquant des études concernant la distribution des aquifères des deux bassins est la forte hétérogénéité spatiale des teneurs en cet élément, quelle que soit l'échelle envisagée.

Si l'on considère les valeurs qui ne traduisent qu'une tendance générale, on note qu'elles sont nettement plus élevées dans le bassin de l'Aubette de Magny suite à l'intensification

agricole et d'élevage que dans le bassin de la Viosne. Mais, dans tous les cas, certains aquifères se caractérisent par de très faibles teneurs en nitrate ($< 10 \text{ mg/l}$) tel que la nappe des sables de Fontainebleau avec absence totale d'agriculture et d'urbanisation et l'aquifère Yprésien-Lutétien à des profondeurs importantes de 60 à 120 m. La nappe de la craie qui n'est affleurante dans le Vexin que dans les vallées, se caractérisent par des teneurs moyennes en nitrate (20 à 30 mg/l). Certaines zones; enfin, présentent des teneurs élevées en nitrate (50 mg/l, voire 100 mg/l), soit de façon pratiquement constante comme dans l'aquifère Yprésien-Lutétien à Blamécourt, suite à un accident ponctuel de déversement de 36 t d'engrais liquide, soit à certaines périodes de l'année par rapport aux périodes d'apport d'engrais azotés.

Le deuxième aspect caractéristique de ces milieux, c'est d'une manière globale, la rapidité des transferts sol-nappe qui se manifeste par des variations significatives de la composition chimique de l'eau des nappes en périodes de pluie efficace comme dans le cas du bassin de l'Aubette de Magny.

III) REPARTITION SPATIO-TEMPORELLE DES CONCENTRATIONS EN NITRATE, SULFATE ET CHLORURE GRACE AU DE KRIGEAGE

Bien que le nombre de station (captage A.E.P.) soit faible pour passer du ponctuel au spatial avec une bonne précision, il nous est apparu intéressant de mettre en œuvre une méthode d'interpolation spatiale sur les données existantes. Parmi les méthodes d'interpolation spatiale classiquement utilisées (inverse des distances, minimum de courbure, triangulation, etc.), le krigeage a été retenu compte tenu des caractéristiques géométriques du problème (Cressie, 1991; Isaaks et Srivastava, 1989). Cette méthode d'estimation basée sur la théorie des variables régionalisées a été proposée par Matheron (1962) pour qualifier un phénomène se déployant dans l'espace et y manifestant une certaine structure. Nous avons donc appliqué la méthode du krigeage aux les concentrations en nitrate, sulfate et chlorure des captages A.E.P. concernant l'aquifère Yprésien-Lutétien (libre et captif), mesurées par la D.A.S.S. du Val d'Oise, de 1977 à 1993. La concentration en nitrate, sulfate et chlorure a été donc estimée aux nœuds d'intersections d'une grille régulière 50×24 , couvrant la région de Vexin français.

Notre objectif, à court terme est la production d'images de synthèse illustrant les champs de pollution, et la prévision à plus long terme.

Des synthèses cartographiques avec tracé d'égaux concentrations en ions majeurs ont donné le résultat suivant.

a) Les nitrates

Les cartes dressées à l'échelle de l'ensemble de la région du Vexin depuis 1977 à 1993 sont très instructives, puisqu'elles mettent très schématiquement en évidence (cf annexe I):

- l'évolution temporelle et spatiale de la pollution azotée est très nette. Jusqu'à 1980, il existait une teneur de base en nitrate, dans l'aquifère Yprésien-Lutétien de l'ordre de 20 mg/l dûe à une contamination généralisée.

- Sur ce fond, se développe à partir de l'année 1981 une contamination plus ou moins généralisée: la concentration en nitrate de fond augmente de plus en plus, avec des secteurs à concentrations plus élevées avec 50 à 70 mg/l. Les zones les plus polluées sont situées sur un axe orienté NW-SE et qui regroupe les bassins versants suivants :

- localement des zones dans le bassin de la Viosne

- bassin de Cergy-Jouy-le-Moutier

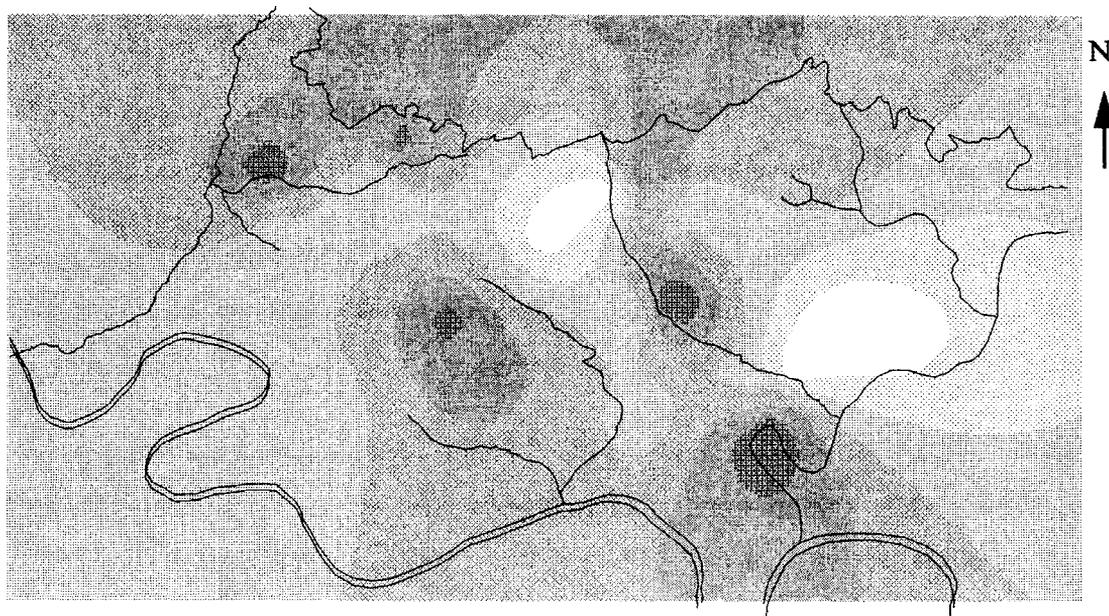
- bassin de l'Aubette de Magny

- bassin de Montreuil-Ansicourt.

A l'E. de cet axe, se situent des bassins versants à faible concentration en nitrate de 5 à 25 mg/l. Au S.W., les bassins versants se caractérisent par une concentration moyenne comprise entre 10 et 25 mg/l.

A l'échelle régionale, la forte concentration humaine et l'activité agricole paraissent liées aux concentrations les plus élevées en nitrate notamment pour le bassin de la Viosne où l'activité agricole est intense, en particulier dans la commune de Us, et celui de Cergy-Jouy-le-Moutier où l'activité humaine est importante (ville nouvelle de Cergy-Pontoise).

Le front de la pollution azotée vient essentiellement de l'Ouest vers l'Est, et touche principalement les régions où l'aquifère affleure, sauf dans le bassin du Sausseron où la dilution par les eaux de l'aquifère Stampien et l'agriculture peu développée protège l'aquifère.



1 km = 0.33 cm

fig.99: Carte des teneurs moyennes en nitrate des eaux souterraines de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour l'année 1977.



1 km = 0.33 cm

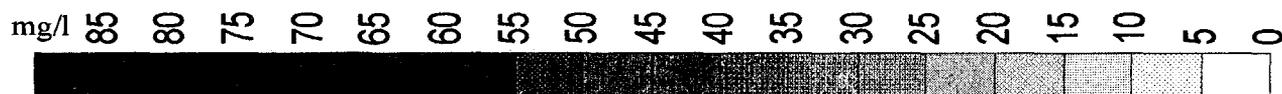


fig.100: Carte des teneurs moyennes en nitrate des eaux souterraines de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour l'année 1993.

Connaissant le taux (en mg/l par an) d'évolution de la concentration de chaque station, on a pu élaborer deux cartes prévisionnelles des teneurs en nitrate pour les années 2003 et 2013 selon le modèle suivant:

$$[\text{NO}_3^-]_{i+n} = [\text{NO}_3^-]_i + \alpha n$$

avec

$$\alpha = \frac{D\Delta[\text{NO}_3^-]}{V}$$

$[\text{NO}_3^-]_i$: moyenne des concentrations en nitrate pour l'année 1993

α : taux d'évolution de la concentration en mg/l par an, connu pour chaque année de 1977 à 1993

n: nombre d'année prévisionnel

D: débit de la nappe

V: volume de la nappe

v: vitesse d'écoulement de la nappe 0.3 m/an (B.R.G.M. 76 SGN 348 BDP)

- Si la situation actuelle de la pollution azotée persiste, elle va toucher la majorité des bassins versants situés à l'Est de l'axe N.W.-S.E. est, à l'Ouest de cet axe les bassins versants se caractérisent par une teneur en nitrate comprise entre 5 et 30 mg/l, ce qui peut s'expliquer d'une part par le fait que cette partie n'est pas très touchée par l'agriculture et l'élevage et d'autre part par l'existence des secteurs où la nappe est captive. En l'an 2013, la quasi-totalité de l'aquifère libre Yprésien-Lutétien va enregistrer des concentrations en nitrate qui dépasseront 60 mg/l, et deviendra donc non potable. Dans ce cas, il faudra envisager des installations de dénitrification pour les captages A.E.P..

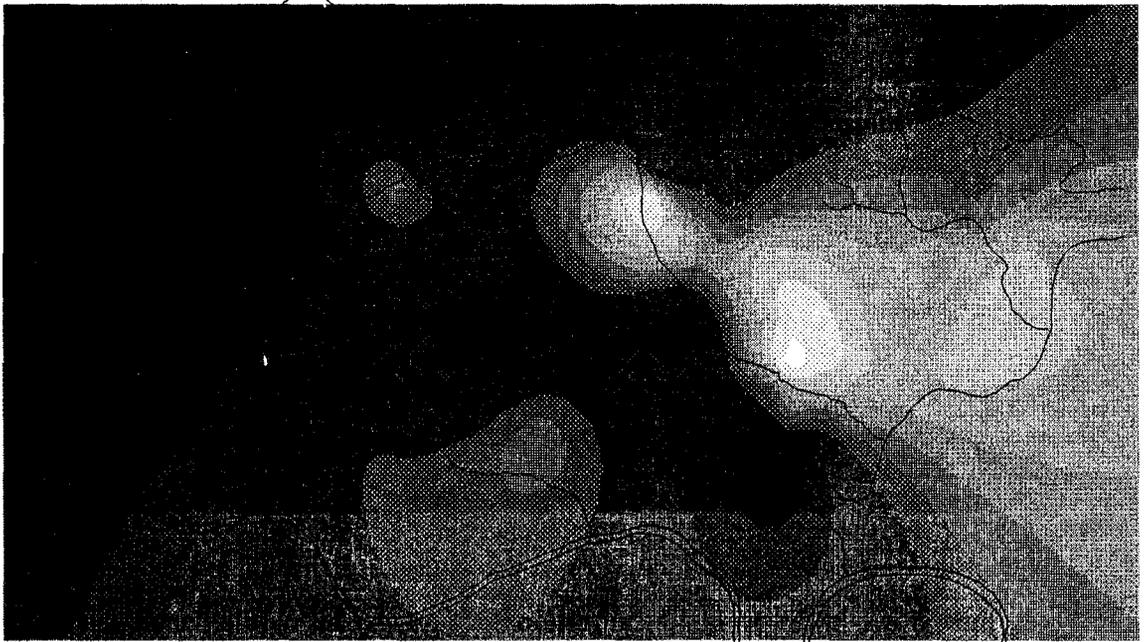


fig.101: Carte des teneurs moyennes en nitrate des eaux souterraines de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour l'année 2003.

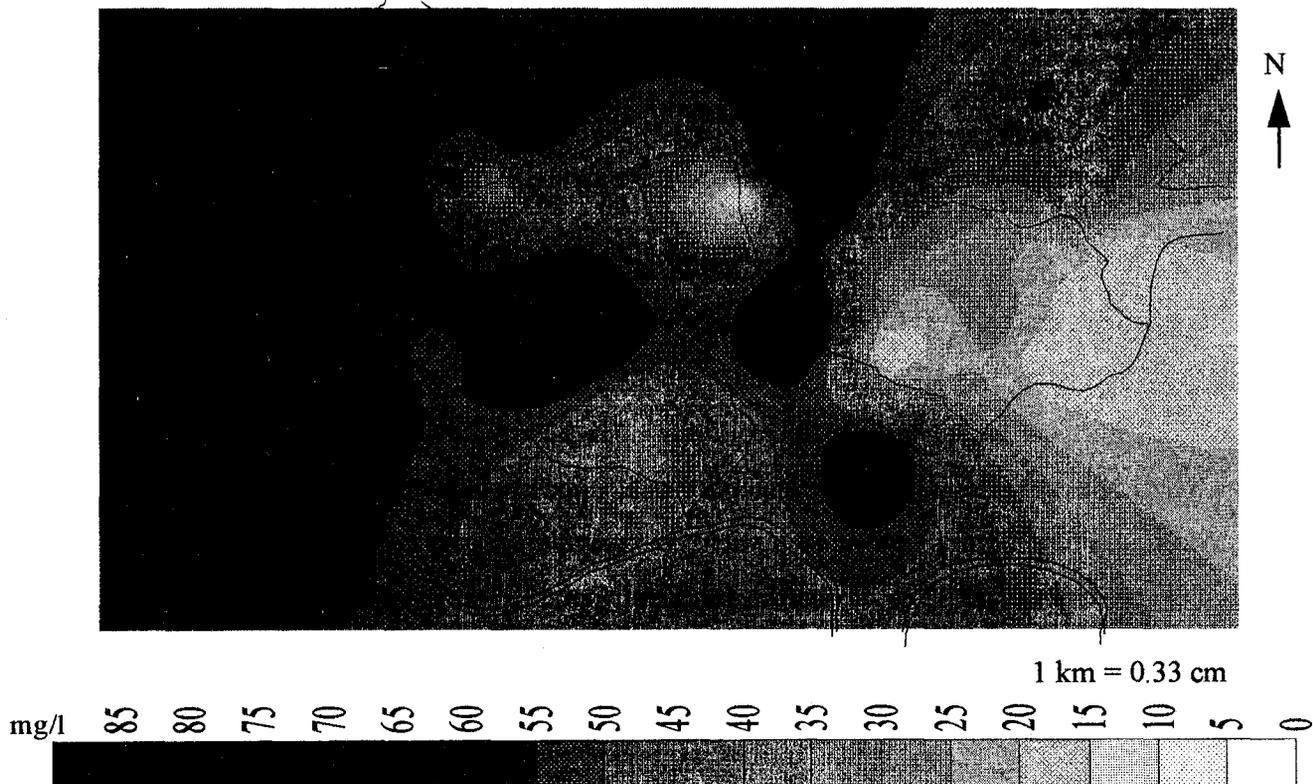


fig.102: Carte des teneurs moyennes en nitrate des eaux souterraines de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour l'année 2013.

Pour valider notre modèle, nous avons calculé les concentrations en nitrate des années précédentes (1977 à 1993), les résultats ont donné la carte de marge d'erreur suivante:

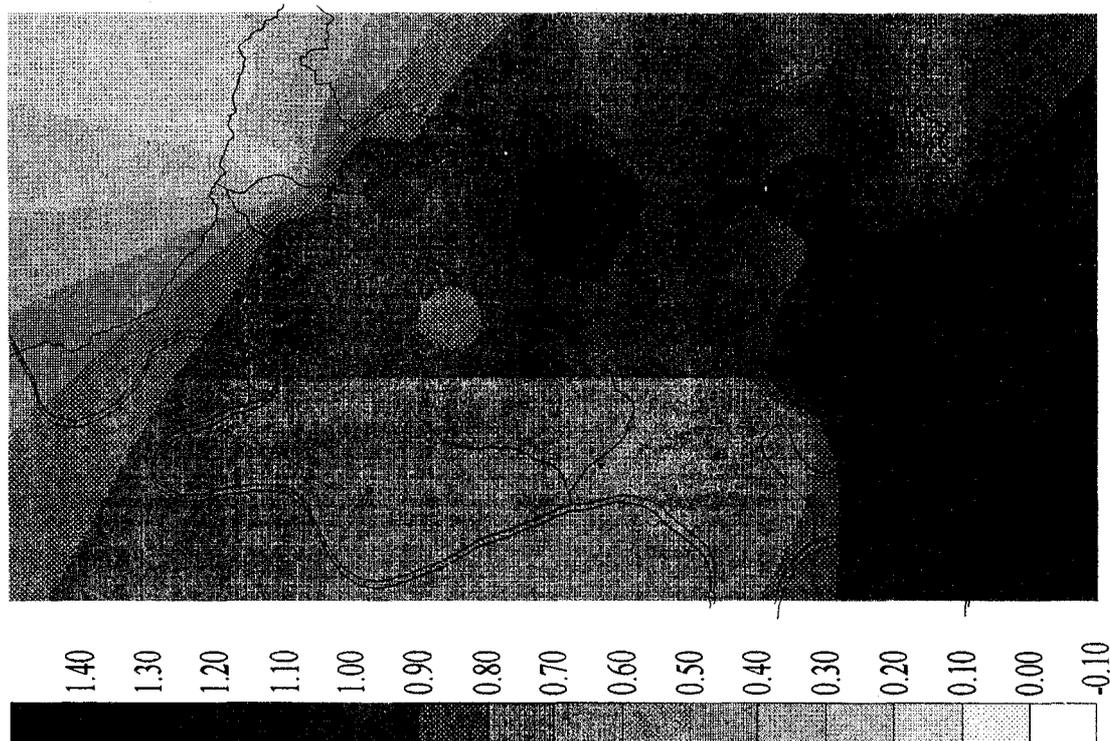
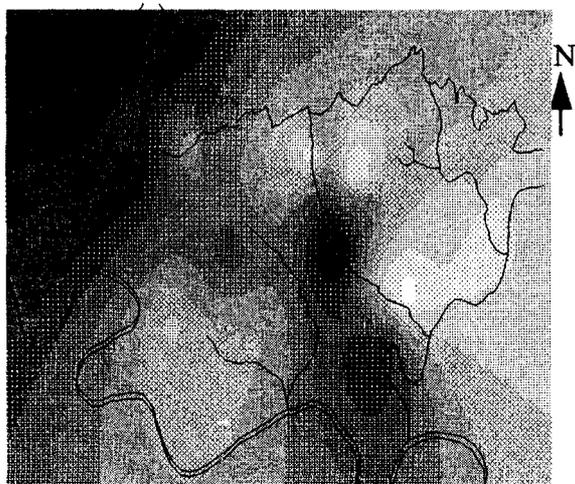


fig. 103: Carte de marge d'erreur du modèle prévisionnel

On remarque que plus la concentration est élevée plus la marge d'erreur est faible.

Sur la base des résultats obtenus en 1992-1993, nous avons fait plusieurs simulations de gel de terres. La figure 104 illustre l'effet de 3 scénarios de gel de terres, optimisés en vue de réduire au maximum la concentration en nitrate, sans réduire la quantité d'apport d'engrais azotés.



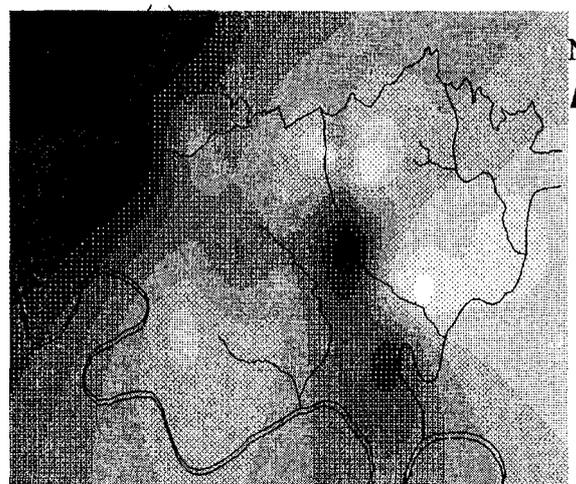
1 km = 0.33 cm

Gel : 3700 ha (10 %)

Concentration maximale: 67.5 mg/l

Concentration minimale: 0 mg/l

Concentration moyenne: 25.7 mg/l



1 km = 0.33 cm

Gel : 5550 ha (15 %)

Concentration maximale: 63.7 mg/l

Concentration minimale: 0 mg/l

Concentration moyenne: 24.2 mg/l



1 km = 0.33 cm

Gel : 7400 ha (20 %)

Concentration maximale: 62 mg/l

Concentration minimale: 0 mg/l

Concentration moyenne: 24.8 mg/l



1 km = 0.33 cm

Gel : 9250 ha (25 %)

Concentration maximale: 56.2 mg/l

Concentration minimale: 0 mg/l

Concentration moyenne: 21.4 mg/l



fig.104: Evolution simulée de la concentration en nitrate des eaux souterraines de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour 3 stratégies de « gel de terres ».

Quand on atteint de 25 % de gel de terre dans le Vexin c'est-à-dire 9250 ha, on se retrouve avec une carte ayant des ressemblances avec la carte d'évolution des teneurs en nitrate de 1983 où les bassins les plus touchés par la pollution azotée ne dépassaient pas 50 mg/l.

- Si on réduit de 20 % la quantité d'apport d'engrais azoté avec la même situation actuelle c'est-à-dire sans gel de terre supplémentaire, on retrouve une carte prévisionnelle en 2003 analogue à la situation de la pollution azotée de 1987 où la concentration maximale de nitrate ne dépasse pas 55 mg/l dans les secteurs où l'aquifère est le plus vulnérable.

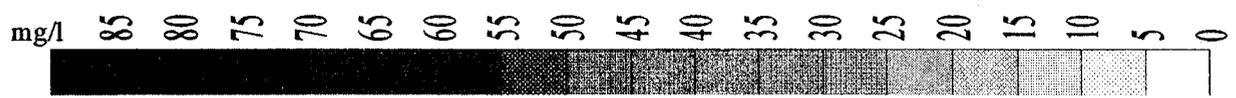
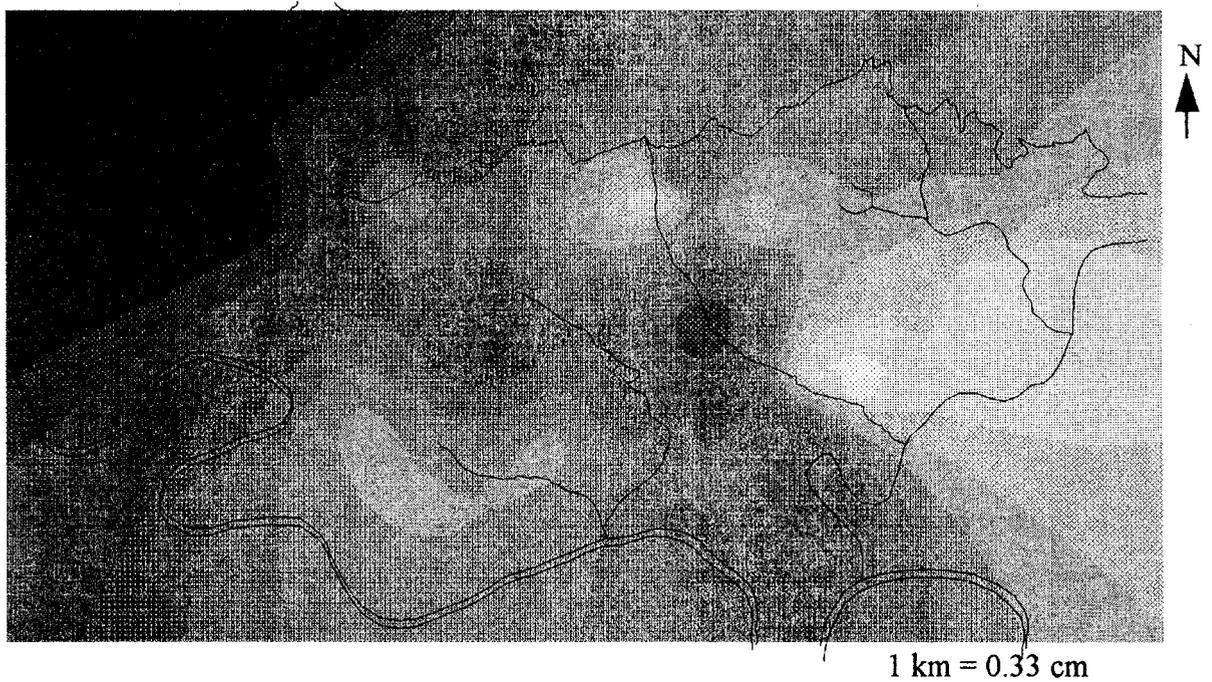


fig.105: Carte des teneurs en nitrate des eaux souterraines de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour l'année 2003 avec une réduction de 20 % des apports d'engrais.

b) Les sulfates

A l'échelle de la région du Vexin, la répartition des teneurs en sulfate dans l'aquifère Yprésien - Lutétien de 1977 à 1993 met en évidence les observations suivantes (cf annexe I):

- Il existe une teneur général en sulfate, de l'ordre de 20 à 50 mg/l.

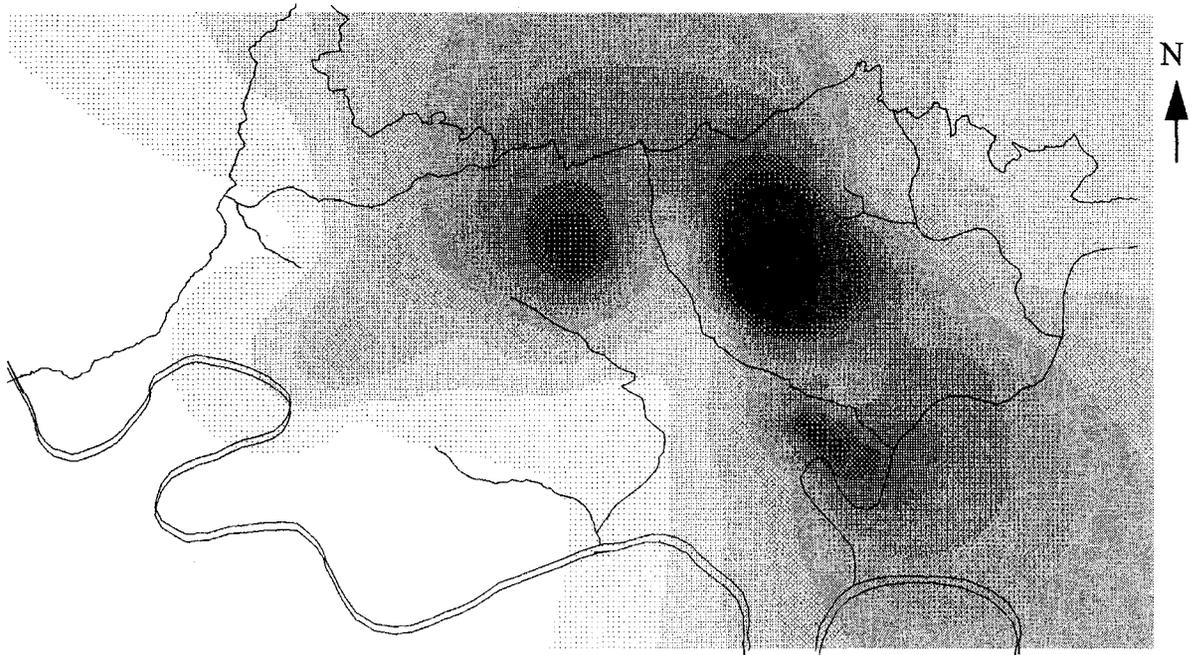
- Des fortes concentrations en sulfate (110 à 230 mg/l) existent dans un secteur limité par les localités d'Hérouville-Frémécourt-Ennery, qui correspond à celui où la nappe baigne la plus grande partie du Lutétien. La plus forte teneur en sulfate s'explique par la présence de gypse au niveau des marnes et caillasses formant la partie supérieure des niveaux lutétiens.

On remarque d'après ces deux cartes que les fortes teneurs en sulfate sur la carte de 1977 au niveau de la nappe captée ont pratiquement disparu sur la carte de 1993 sauf au niveau de la nouvelle ville de Cergy-Pontoise, ce qui pourrait s'expliquer par la disparition quasi totale des niveaux gypseux par suite de l'exploitation intensive du gypse. On assiste souvent à des effondrements d'anciennes carrières de gypses dans le Vexin.

La superposition des anomalies importantes des teneurs en nitrate et en sulfate montre une origine organique (activité humaine comme le cas de la ville nouvelle) de la pollution azotée, celle-ci se situant essentiellement au niveau des communes importantes où le réseau d'assainissement est insuffisant.

c) Chlorures

Le bruit de fond des Chlorures dans les eaux souterraines du Vexin français est de 10 mg/l provenant des précipitations. Par contre dans l'ensemble de la région les teneurs en Chlorure sont de l'ordre de 30 mg/l, ce qui représente un multiple de trois de la teneur du bruit de fond. L'origine de cette augmentation générale ne peut provenir que des engrais complets où la potasse est sous forme de KNO_3 et KCl . Les teneurs dépassant 30 mg/l dans le bassin de l'Aubette de Magny et celui de la Viosne sont dues probablement au salage des routes en hiver.



1 km = 0.33 cm



1 km = 0.33 cm

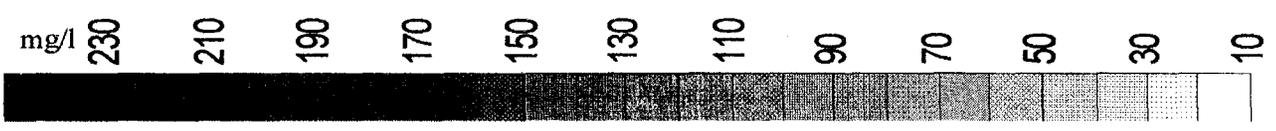
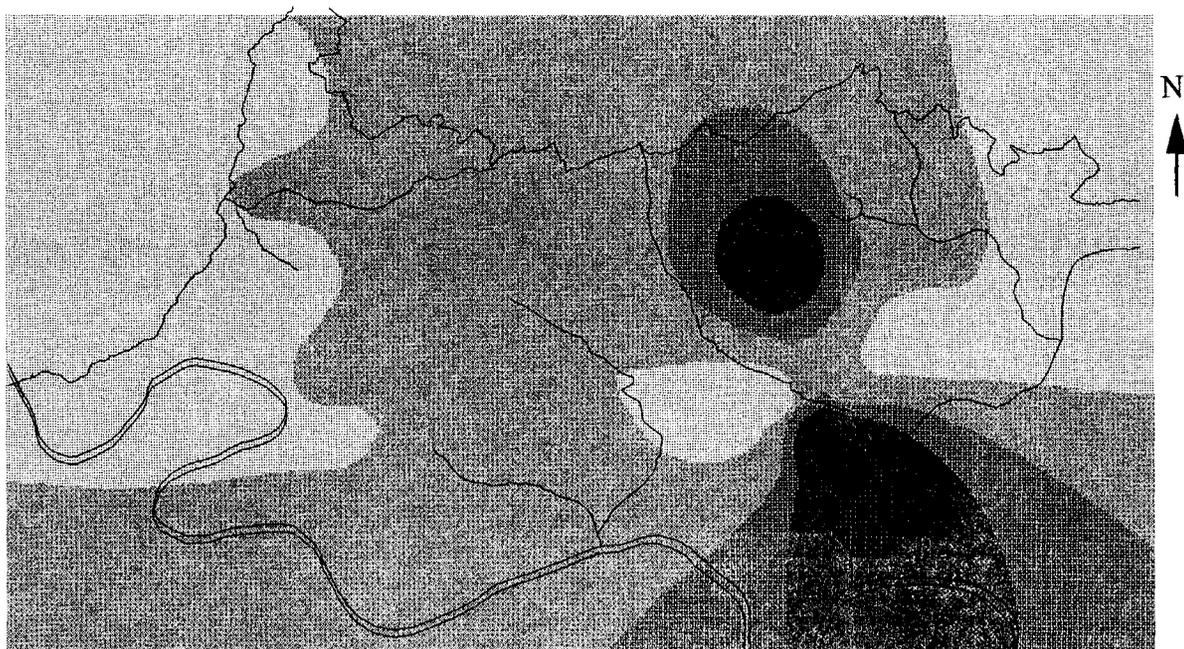
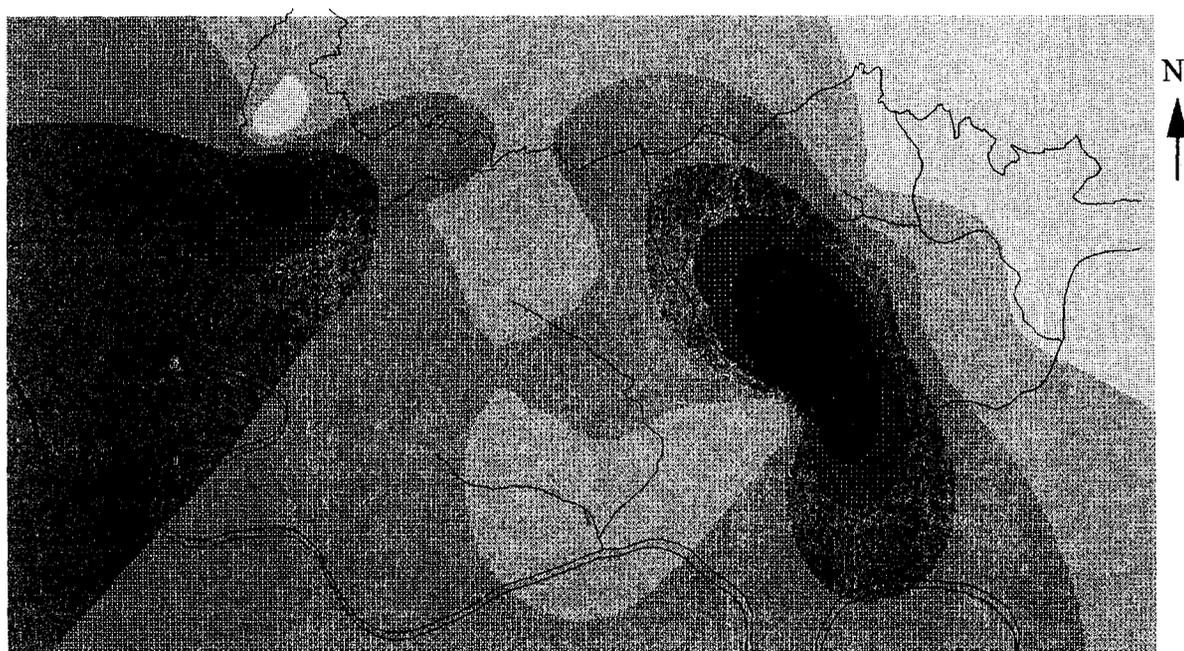


fig.106: Carte des teneurs en sulfate des eaux souterraines de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1977 et 1993.



1 km = 0.33 cm



1 km = 0.33 cm



fig.107: Carte des teneurs moyennes en chlorure des eaux souterraines de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour l'année 1977 et l'année 1993.

d) Conclusion

Cette étude a montré la pertinence de l'utilisation de la prédiction spatiale pour appréhender la pollution azotée dans des endroits faiblement ou non équipés de captages de prélèvement d'eau souterraine de l'aquifère Yprésien-Lutétien. Compte tenu du nombre et de la qualité des données dont nous disposons, les résultats obtenus nous semblent prometteurs. La représentation spatiale de la pollution sera d'autant plus performante que la densité et la qualité du réseau de mesure (captages A.E.P., piézomètres) seront accrues. En tant que méthode d'analyse prenant en compte la structure spatiale des phénomènes, le krigeage permettra aussi de dresser dans le futur des cartes de la distribution spatiale des erreurs d'estimation. Ces cartes sont d'ores et déjà un outil de travail pratique pour comprendre l'évolution et la répartition des zones polluées. Quant aux essais de modélisation, il faut être conscient que le pouvoir prédictif d'un modèle est limité, quel que soit son degré de complexité, en raison de la connaissance généralement trop fragmentaire que l'on peut avoir du milieu naturel et de la description, souvent insuffisamment approfondie, des mécanismes de transfert pris en compte. Cela reste donc, de toute manière, une approche simplificatrice de phénomènes extrêmement complexes.

A l'heure actuelle, l'intérêt des modèles se manifeste essentiellement dans la recherche de tendances et l'approche qualitative des variations spatio-temporelles des phénomènes observés. Ils permettent également une étude comparée des divers types de situations.

Ce type de visualisation présente en outre l'intérêt de sensibiliser la population et les agriculteurs dans la mesure où chacun d'entre eux y participe et pourrait réfléchir à sa propre contribution pour la réduire.

Le fait de rencontrer au niveau de certaines communes des teneurs importantes en nitrate, permet de proposer plusieurs origines pour les nitrates présents dans l'eau :

- Ils sont souvent issus des eaux usées non traitées (activité humaine, élevage de bovins et porcins) qui sont dirigées vers d'anciens puits, soit collectées et envoyées vers des vallons secs en cas d'absence de réseau hydrographique.

- Ils sont souvent apportés par l'homme (activité agricole) par fertilisation à l'aide d'engrais azotés artificiels ou d'origine animale. Sur un sol nu ou en l'absence de croissance

des plantes, les nitrates sont lessivés et directement entraînés vers la nappe par les eaux d'infiltration.

- Enfin, une très faible quantité provient de l'activité bactérienne (du sol végétal) qui transforme l'azote de l'air atmosphérique en nitrates assimilables par les plantes. Lors de la mort de ces dernières, les nitrates sont entraînés dans le sous-sol grâce au cycle de l'azote.

D'autres captages se caractérisent par des concentrations faibles en nitrate ce qui permet de déduire soit que la nappe est captive, soit que le captage se trouve dans une zone dépourvue d'agriculture ou à urbanisation peu développée.

Le modèle prévisionnel montre qu'avec une combinaison entre un gel de terre supplémentaire et la diminution des quantités d'apport d'engrais complet, la concentration en nitrate des eaux de l'aquifère Yprésien-Lutétien diminue de 15-20 mg/l en 2013.

CHAPITRE IV

FACTEURS SOCIO-ECONOMIQUES

La gestion des ressources en eaux souterraines dans une région donnée nécessite une profonde connaissance de l'activité industrielle et agricole et de son évolution ainsi que des variations de population de manière à préciser le schéma d'utilisation des réserves en eau.

On peut en effet considérer que ces trois facteurs (agriculture, industrialisation et population) influencent la demande en eau souterraine. Un accroissement de la population provoque une demande d'eau accrue, le redéploiement des structures agricoles traditionnelles vers une agriculture industrielle se traduit par une élévation des besoins en eau (aspersion, étables modernes, etc...) et l'activité industrielle, en particulier dans le domaine alimentaire, nécessite des grosses quantités d'eau. Ces trois variations qui contribuent fortement aux variations des réserves de la nappe ont d'autre part une action prépondérante sur la pollution des eaux souterraines et de surface.

I - VARIATIONS DE LA POPULATION ET DU NOMBRE D'EXPLOITATIONS AGRICOLES

A l'aide des documents fournis par la D.D.A. du Val d'Oise (Direction Départementale de l'Agriculture) et des renseignements obtenus à l'observatoire économique de l'I.N.S.E.E. de Paris (Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques), nous avons pu dégager les éléments suivants.

A - ETUDE DE LA VARIATION DE LA POPULATION

Les résultats généraux pour l'ensemble de la région d'Ile-de-france indiquent une augmentation sensible de la population de 0,43 % entre 1975 et 1982 et de 0,74 % entre 1982 et 1990.

Sur l'ensemble de la région agricole étudiée, la population agricole familiale a diminué de 6 % entre les deux derniers recensements, ce qui témoigne d'une assez bonne stabilité.

B - EVOLUTION DU NOMBRE TOTAL D'EXPLOITATIONS

La comparaison des deux derniers recensements de l'agriculture illustre de manière éloquente cette pérennité de l'activité agricole: on y relève en particulier que le Vexin n'a perdu en 9 ans que 1000 ha sur les 42 441 ha de surface agricole utilisée qu'il comptait en 1970. Le nombre d'exploitation a diminué légèrement passant de 480 à 453.

Les exploitations progressant en nombre se trouvent aux deux extrêmes : celles de 50 à 100 ha et de plus de 100 ha, mais surtout celle de moins de 5 ha. Ces dernières ne représentent pas des exploitations spécialisées mais correspondent plutôt à la recrudescence de petits élevages pour l'auto-consommation ou l'agrément (chevaux).

Les dimensions d'exploitations très variables traduisent une grande diversité dans les formes d'agriculture avec une prépondérance des grandes fermes céréalières et betteravières, en particulier dans la partie Est, et la présence non négligeable d'exploitations de polyculture, élevages de dimensions plus modestes et de toutes petites exploitations herbagères, spécialisées, ou comportant un élevage hors-sol.

Evolution de la superficie agricole utilisée

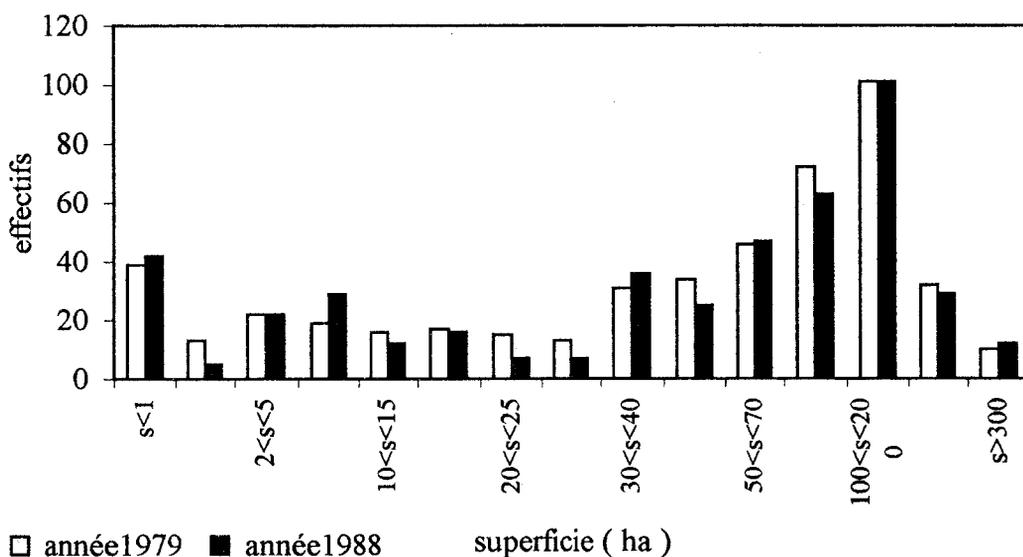


fig. 108: Evolution de la superficie agricole utilisée

Remarques

* L'exploitation agricole est une unité économique qui participe, même pour une faible part, à la production agricole et qui répond à l'un des critères suivants de dimension :

- 1 ha ou plus de superficie agricole utilisée,
- 20 ares ou plus de cultures spécialisées (tabac, fleurs, vignes, vergers, etc ...),

- une activité de production agricole supérieure à un minimum (1 vache, 10 ruches, 15 ares de fraises, etc...).

* La superficie agricole utilisée comprend les grandes cultures (céréales, cultures industrielles, légumes secs, fourrages...), les superficies toujours en herbe, les légumes frais, les fleurs, les cultures permanentes (vignes, vergers,...) les jachères et les jardins et vergers familiaux.

Dans tout le département du Val-d'Oise, l'agriculture concède chaque année 30 exploitations et 400 ha :

En 1988 un peu plus de 1200 agriculteurs mettent en valeur une superficie agricole de 62000 ha. Les exploitations agricoles du Val-d'Oise, deux fois moins nombreuses qu'en 1955, disparaissent actuellement au rythme d'une trentaine d'unités chaque année, les exploitations de moins de 50 ha sont les plus touchées (-25 % en 9 ans).

Au cours de la période 1979-1988, le taux d'évolution du nombre des exploitations (2,3 % annuel) a été sensiblement le même que celui mesuré sur la période 1955-1970. La diminution a été un peu moins rapide (-2,1 % annuel) pendant la période 1970-1979.

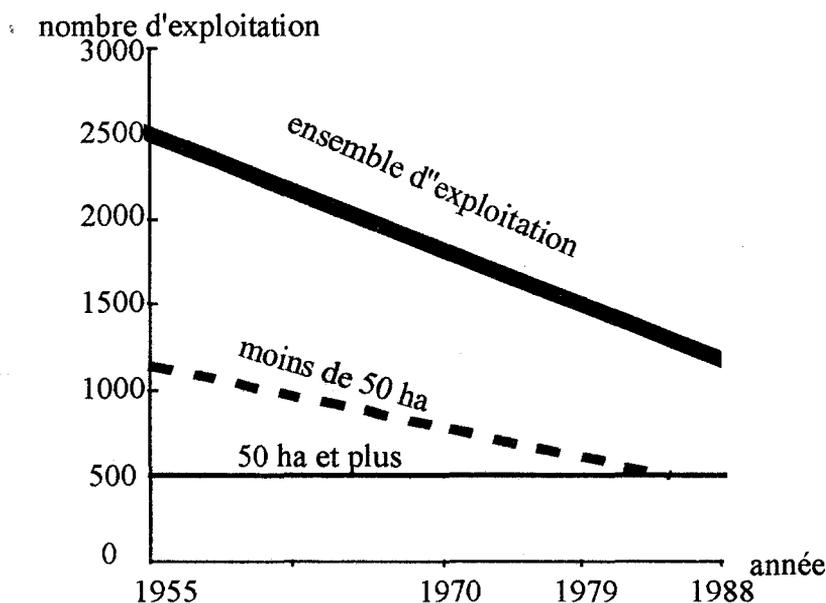


fig. 109: Evolution du nombre d'exploitations dans tout le département

II - ACTIVITE AGRICOLE - EVOLUTION DU CHEPTEL ET CONSOMMATION D'ENGRAIS

A - UTILISATION DU SOL

Les oléoprotéagineux s'étendent aux dépens des céréales, qui se concentrent sur le blé tendre et le maïs grain. Avec plus de 23000 ha en 1988, les céréales occupent dans l'agriculture une place primordiale. Elles couvrent 62 % des terres agricoles.

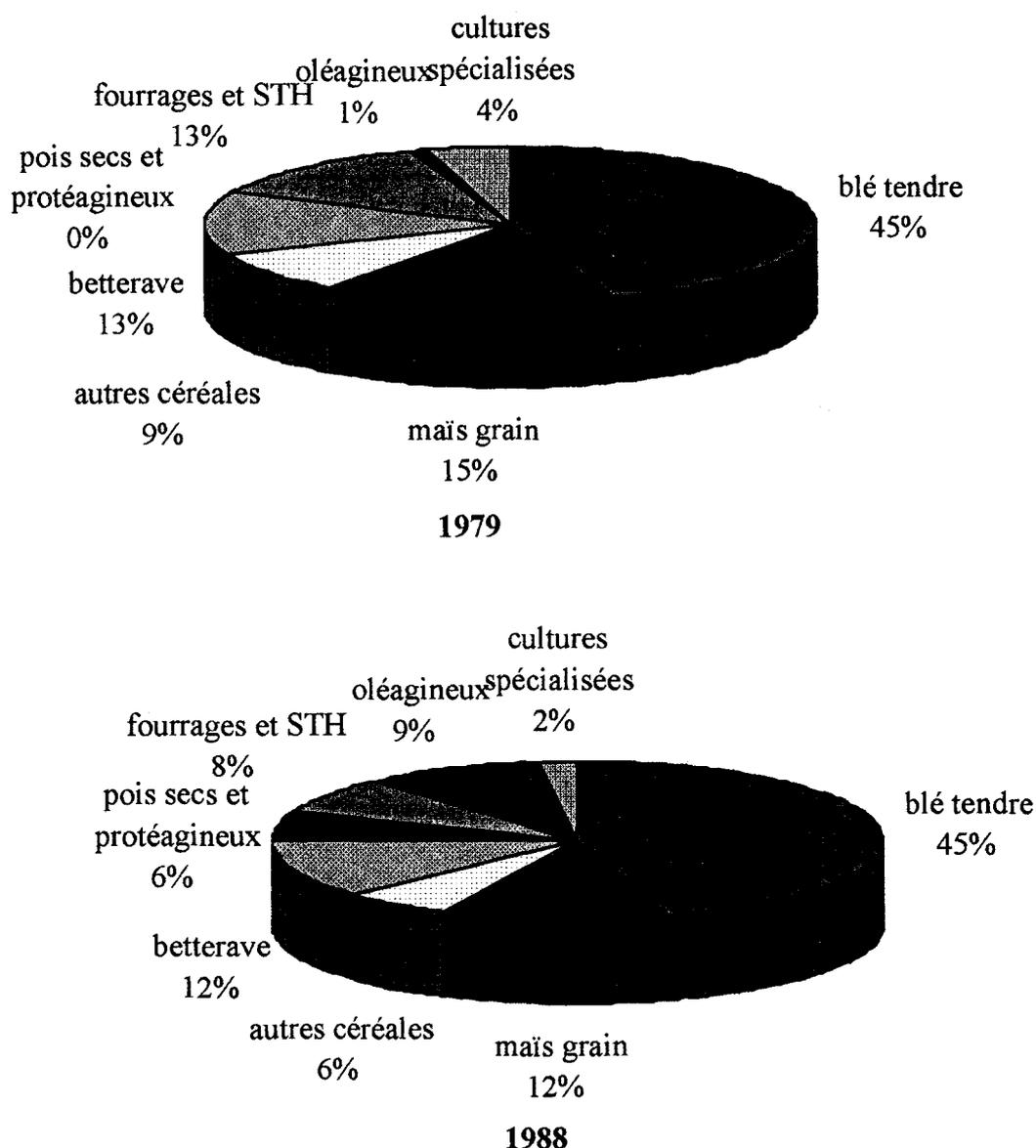


fig. 110: Principales cultures en 1979 et 1988 (% de la S.A.U.)

Grignotage des céréales

Depuis 1979, la sole céréalière rétrécit au profit des oléoprotéagineux. Elle se concentre sur deux espèces: le blé tendre et le maïs en grain. Après le seigle et l'avoine, l'orge tend à disparaître des assolements (recul de 44 %).

Avec 16700 ha en 1988, les superficies en blé tendre sont légèrement inférieures à celle de 1979 mais la production continue de s'intensifier. Chaque unité de production y consacre en moyenne 4 ha de plus qu'en 1979. Les superficies de maïs qui avoisinent les 4400 ha en 1988, marquent un recul sensible entre 1979 et 1988. Des considérations économiques (rapport des prix entre les différentes céréales, coût élevé du séchage du maïs...) et sanitaire (attaque de pyrale) expliquent cette baisse d'intérêt quasi générale dans le bassin parisien.

Cependant il faut aussi rappeler les conditions climatiques particulièrement mauvaises de l'hiver 1978-1979. Certains agriculteurs avaient été amenés à ressemer les parcelles dont la récolte était compromise, augmentant de façon anormale les superficies de maïs grain de 1979.

Réapparition des oléagineux

Les oléagineux ont connu au cours de la dernière décennie une progression rapide.

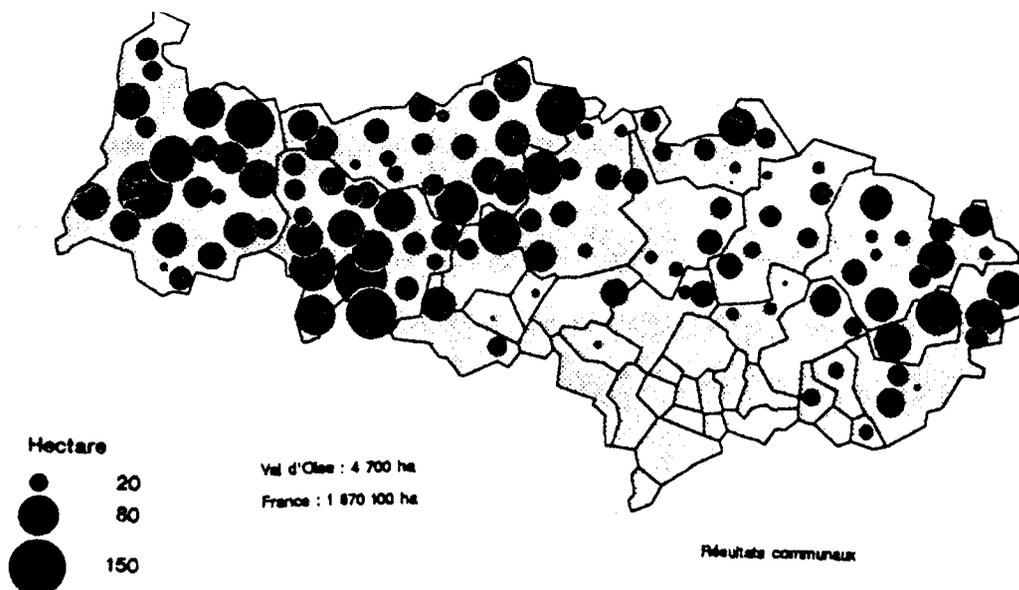


fig. 111: Carte de superficie en oléagineux en 1988

Essor spectaculaire du pois protéagineux

Jamais implantée dans le Vexin auparavant, cette culture occupe plus de 2200 ha en 1988.

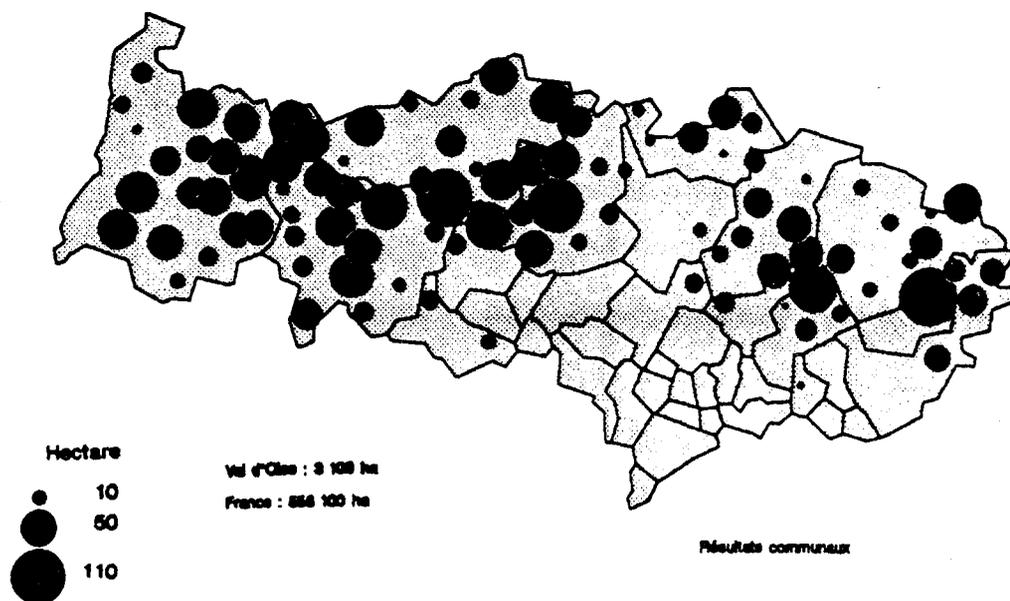


fig. 112: Carte de superficie en pois protéagineux en 1988

B - CHEPTEL

L'abandon de l'élevage bovin est ce que l'on peut relever de notoire dans cette région, qui s'apparentait au bassin laitier normand.

Le seul vestige de cette vocation est un troupeau de 700 vaches laitières, réparti sur 81 exploitations, dont l'essentiel se trouve dans le canton de Magny-en-Vexin et dont 50 % appartient à des troupeaux de moins de trente vaches.

Les autres élevages résistent mieux, voire progressent, tel l'élevage des vaches nourrices qui passe de 770 à 927 unités. L'aviculture s'est aussi développée, notamment l'élevage de poules pondeuses.

Cheptel vif	Exploitation		Effectifs	
	1979	1988	1979	1988
Vaches	124	74	1938	1608
Bovins	198	105	6736	4100
Equidés	30	25	150	138
Ovins	68	32	4052	1631
Caprins	6	7	13	118
Porcins	21	10	2027	1462
Volailles	448	80	164570	169843

Unité: exploitation, tête.

fig. 113: Tableau du gros bétail et volailles

C - CONSOMMATION D'ENGRAIS

a) Les engrais naturels

Ce sont des engrais constitués résidus organiques animaux ou végétaux :

- fumier
- lisier
- pulpe de sucrerie
- tourteaux d'oléagineux
- sang desséché.

La teneur en nitrate y est peu connue et est variable selon les produits.

b) Les engrais artificiels azotés

b.1) Engrais complets

Ces engrais apportent, dans des proportions bien définies, les éléments nécessaires à la fertilisation des prairies et des surfaces cultivables. Leur composition est précisée en général sous forme de 3 nombres représentant les teneurs en azote, acide phosphorique et potasse, exemple 11/16/20, soit :

- 11 % d'azote (N), dont :
 - . 4 % d'azote nitrique à l'état de KNO_3 et NH_4NO_3
 - . 6.4 % d'azote ammoniacal à l'état de NH_4Cl et NH_4NO_3
 - . 0.6 % d'azote organique (déchets de laine, cuirs, poissons)
- 16 % d'acide phosphorique soluble dans l'eau et du citrate de superphosphate
- 20 % de potasse soluble (K_2O) à l'état de KNO_3 et de KCl

Les engrais complets contiennent également environ:

. 20 % de Ca O

. 17 % de SO_3^-

Il faut toutefois souligner la grande diversité de composition des engrais complets utilisés et leur teneur variable en azote nitrique comme le montrent les trois compositions suivantes :

Engrais (N-P-K)	% azote nitrique	% azote ammoniacal	Rapport N nitrique / N total
11-16-20	4	6.4	0.36
12-14-18	4	8	0.33
15-15-15	4.7	10.3	0.31

b.2) Nitrate d'ammonium

Relativement plus riche en nitrates, cet engrais contient 35 % d'azote dont 17.5 % d'azote ammoniacal et 17.5 % d'azote nitrique.

b.3) Sulfate d'ammonium

Le $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ contient 21.2 % d'azote ammoniacal.

b.4) Nitrates de sodium et d'ammonium

Le nitrate de sodium NaNO_3 contient 16.4 % d'azote nitrique.

c) Les engrais artificiels non azotés

Il en existe plusieurs sortes, dont:

- le carbonate de chaux: 52 % de Ca O, 5 à 8 % de Mg O et 5 % de P_2O_5

- le superphosphate de chaux, contenant 18 % d'acide phosphorique.

d) Utilisation des engrais en Ile-de-France

Il est possible de se faire une idée de l'utilisation des engrais artificiels dans l'Ile-de-France, en examinant les données officielles des livraisons d'engrais en France pour les années 1972-73, 1982-83 et 1991-92

Année	Départ.	Quantité d'éléments fertilisants en tonnes			Fertilisant en kg/ha			
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Total
1972-73	Ile-de-France	33.160	31.681	30.082	117	112	106	335
1982-83		38.297	23.928	24.831	145	91	94	330
1991-92		34.538	16.615	21.364	138	66	85	289
1972-73	France	1.661.786	2.096.653	1.635.271	57	72	56	186
1982-83		2.169.449	1.630.789	1.744.289	76	65	60	192
1991-92		2.568.670	1.252.921	1.741.151	92	45	63	200

fig. 114: Tableau des livraisons d'engrais en France et dans la région d'Ile-de-France

On remarquera en particulier les teneurs voisines dans l'Ile-de-France de 289 kg.ha⁻¹ de fertilisants, dont 140 kg.ha⁻¹ d'azote (année 1991-1992) ce qui correspond à 1.5 fois les valeurs moyennes sur l'ensemble de la France.

L'enquête agricole nous a permis de dresser le tableau indiquant les quantités d'engrais utilisées par les principaux types de culture.

Culture	N	P	K
Blé	130 à 200	75	75
Betterave	110	150	200
Maïs	150	150	200
Orge	160 à 200		
Pomme de terre	150	100	120
Prairies	500		

fig. 115: Tableau des consommations d'engrais dans le Vexin en 1992 (en kg/ha)

L'accroissement des quantités d'engrais artificiels se manifeste dans la nappe par des teneurs en nitrate proches de la norme admissible (50 mg/l).

D - REPARTITION DES PRELEVEMENTS D'EAU DANS LE VAL D'OISE

PRELEVEMENTS EN 1993 (m³)						
	Eau souterraine	%	Eau de surface	%	Total	%
Collectivités	32 944 110	85	51 386 638	19	84 330 748	27
Industries	4 883 022	13	221 942 129	81	226 825 151	72.7
Agriculture	321 160	1	68 329*	0	389 489	0.115
Loisirs	464 332	1		0	464 332	0.15
Total	38 612 624	100	273 397 096	100	312 009 720	100
%	12 %		88 %		100 %	

* Hors épandage d'eau brute du S.I.A.A.P.

fig. 116: Tableau du bilan de prélèvement dans tout le département du Val d'Oise*.

Les prélèvements dans le milieu naturel représentent 312 millions de m³.

Le tableau de répartition montre clairement que la majorité (88 %) des prélèvements se font en surface.

Si on détaille selon l'origine de l'eau, on constate que l'eau souterraine est utilisée principalement (85 %) pour l'alimentation en eau potable, alors que l'eau de surface, prélevée dans l'Oise et la Seine est utilisée à 81 % par l'activité industrielle.

Finalement, près de 73 % des eaux prélevées sont destinées à un usage industriel contre 27 % à l'alimentation en eau potable. Les prélèvements pour l'agriculture et les loisirs représentent environ 0,3 % du total.

Il faut noter toutefois que les épandages d'eau brute du S.I.A.A.P. représentent 10 millions de m³, qui contribuent à l'irrigation des terrains agricoles.

II - ACTIVITE INDUSTRIELLE: LES GRAVIÈRES

Les gravières sont localisées dans le domaine alluvial de l'Oise. Les alluvions sont exploitées jusqu'au substratum: craie marneuse (résultant d'une altération superficielle de la craie sous-jacente), qui forme un écran semi-perméable de 1 à 4 m d'épaisseur à la base des alluvions anciennes. Elles sont utilisées pour la construction: confection de bétons hydrauliques et équipements de viabilité

(autoroute, voirie...).L'extraction des matériaux a pour effet la mise a nu de la nappe. Les impacts prévisibles des gravières sur les eaux souterraines:

- du point de vue quantitatif, il est évident que les prélèvements réalisés pour rabattre le niveau piézométrique en fond des gravières, au toit de la craie, auront une incidence sur le captage de Bruyères-sur-Oise (proximité proche des gravières) en créant un rabattement secondaire au puits de captage.

Il convient de rappeler que les gravières induisant un effet macro-dispersif. Celui-ci a pour effet de modifier le trajet des écoulements souterrains des eaux. Il peut aussi modifier et accélérer la migration des eaux de l'amont vers l'aval des plans d'eau.

- du point de vue qualitatif, en une altération éventuelle de la qualité chimique des eaux mais d'une manière générale, les études réalisées dans ce domaine sur les interactions entre carrières et nappes souterraines ont montré que la mise à nu d'une nappe phréatique lors de l'extraction de matériaux n'altérerait pas la qualité chimique de l'eau souterraine mais pouvait au contraire l'améliorer par passage en milieu oxydant. Et une augmentation de l'exposition des eaux aux pollutions, résultant, non pas tant directement du chantier lui-même, mais de divers rejets ultérieurs qui pourraient s'y produire, soit accidentellement, soit intentionnellement.

A - CONTEXTE GEOLOGIQUE DES GRAVIERES

Le substratum de cette partie de la plaine alluviale est constitué par les assises de craie du Sénonien dont l'épaisseur totale dépasse la centaine de mètre. Du fait de l'existence, dans ce secteur, d'une structure tectonique particulière (terminaison périantyclinale S.E. du Pays-de-Bray), ces assises crayeuses présentent un pendage général vers le SSE, ce qui provoque à la fois leur affleurement, vers le Nord-Ouest, largement développé dans le Pays-de-Thelle et leur enfoncement ou ennoyage progressif vers le Sud-Est sous les premières couches tertiaires du bassin parisien.

Sous les plateaux du Pays de Thelle, la craie est largement tapissée de limons à silex, d'épaisseur variable (quelques mètres), tandis que dans la plaine alluviale de l'Oise, elle est recouverte d'alluvions dont l'épaisseur maximale ne dépasse pas 10 m.

Dans la zone considérée (Boran et Bruyères-sur-Oise), le remplissage alluvial est composé de haut en bas, de 2 à 3 m de limons argilo-sableux (alluvions modernes) puis de 3 à 5 m de graviers et de sables grossiers silico-calcaires (alluvions anciennes de bas niveaux) qui constituent le gisement

proprement dit. Sous ces derniers, les premières couches de craie présentent un faciès "pâteux" tendre lié à l'altération de la roche par suite de l'érosion fluviale.

Dans sa partie supérieure, la craie présente, en effet, un faciès d'altération dit "craie molle" ou "marnette" par les puisatiers, moins poreuse et beaucoup moins perméable que la craie saine et fissurée sous-jacente.

Cette craie molle a été rencontrée à la base de la totalité des sondages de reconnaissance effectués sur le gisement alluvionnaire des communes de Bruyères-sur-Oise et de Boran-sur-Oise.

Le niveau d'alluvions modernes ne se présente pas de façon homogène du fait des alluvionnements successifs qui ont eu pour effet non seulement de recouvrir les alluvions anciennes mais fréquemment de les entailler profondément et souvent jusqu'à la craie. Il existe ainsi, dans cette partie de la vallée de l'Oise, un véritable cloisonnement des alluvions anciennes par "nœuds" formant par endroits un écran continu.

B - CONDITION HYDROGEOLOGIQUE LOCALE

Hydrogéologiquement, on distingue deux formations aquifères contenant toutes deux une nappe:

- les alluvions grossières où les circulations d'eau se font parallèlement au cours de l'Oise,
- la craie saine et fissurée où les circulations d'eau se font en direct du cours d'eau, la rivière alimente la nappe de la craie.

L'écoulement naturel de la nappe se fait donc du plateau vers la vallée, puis de la craie vers les alluvions et enfin des alluvions vers la rivière.

C - QUESTIONS POSEES

a) Influence sur la piézométrie

Selon l'article 4 de l'Arrêté préfectoral d'ouverture de carrière à ciel ouvert de sables et graviers sur le territoire des communes de Bruyères-sur-Oise et Boran-sur-Oise, il y a eu installation de piézomètres autour de l'exploitation pour suivre l'évolution de la nappe alluviale et de la nappe de la craie tant du point de vue quantitatif que qualitatif.

Les piézomètres dénommés A sont destinés à contrôler la nappe alluviale. Les piézomètres C sont destinés à contrôler la nappe de craie. (fig. 119: Localisation des piézomètres)

L'effet sur la piézométrie de la nappe dépend avant tout du gradient de celle-ci et de la mise en communication ou non de la gravière avec la rivière. Dans le cas présent, les plans d'eau ne sont pas en communication avec l'Oise: on parle de gravière fermée.

Cas général de gravière fermée:

Dans une gravière fermée (sans communication avec la rivière) le plan d'eau s'établit à un niveau moyen par rapport au profil normal de la nappe: celle-ci est légèrement rabattue à l'amont de la gravière et surélevée à l'aval, comme on le voit sur la figure suivante:

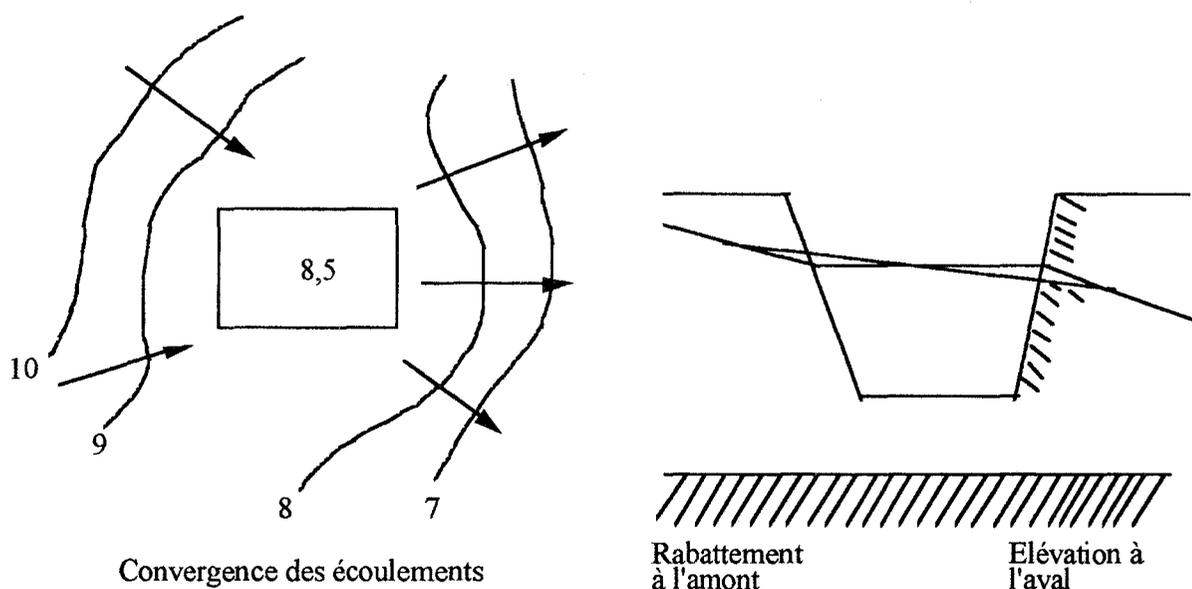


fig. 117: Gravière non colmatée

L'effet sur la piézométrie est relativement peu sensible, quel que soit le colmatage, si le gradient est faible.

D'une manière générale, l'effet sur la piézométrie dépend des paramètres suivants:

- Colmatage: une gravière dont les berges sont colmatées constitue un obstacle à l'écoulement de la nappe. Celle-ci est rehaussée à l'amont des berges colmatées et déprimée à l'aval.

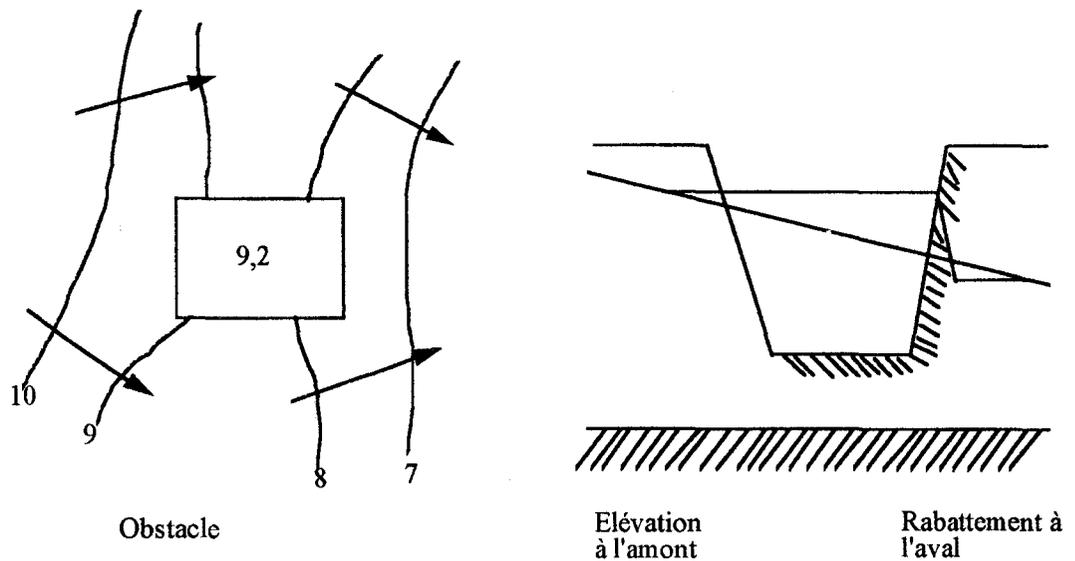


fig. 118: Gravière colmatée

- Remblaiement : s'il est effectué avec des matériaux peu perméables, il a le même effet que le colmatage, la nappe est rehaussée à l'amont de la gravière et déprimée à l'aval.

- Dimension et orientation de l'excavation par rapport à la direction: l'influence sur la piézométrie croît bien sûr avec la dimension de la gravière, mais dépend aussi de son orientation; une gravière dont la grande longueur est disposée parallèlement à l'écoulement aura un impact beaucoup plus grand que si elle est disposée perpendiculairement à celui-ci (fig. 119).

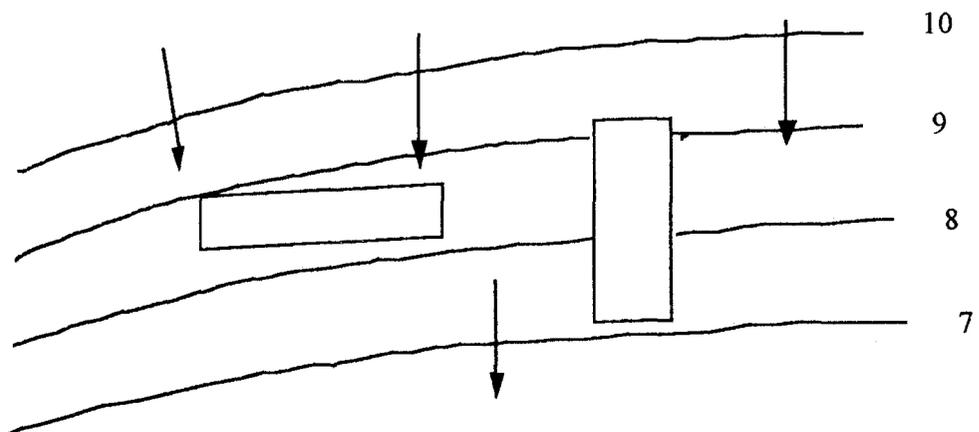


fig. 119: Exemple d'orientation des gravières

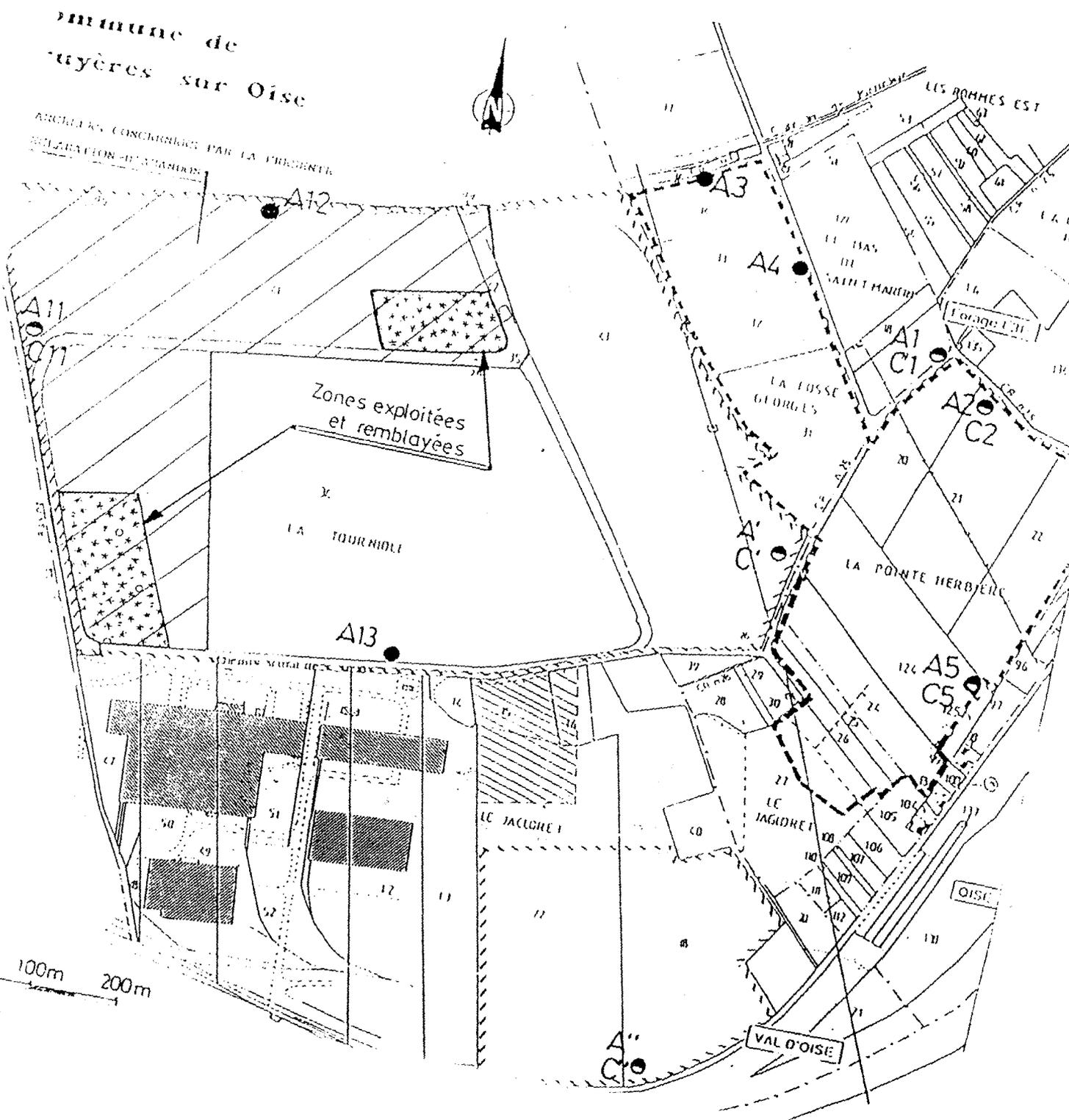


fig. 120: Carte de localisation des piézomètres

- Gradient de la nappe: l'effet des gravières sur la piézométrie de la nappe est relativement peu sensible avec des gradients faibles. Il n'en est pas de même pour les nappes dont la pente est élevée (cas des régions montagneuses).

b) Aspect quantitatif de la piézométrie

b.1) Comparaison avec l'état initial

L'objectif consiste à comparer à un état initial les résultats annuels de la piézométrie en fonction de l'évolution de l'exploitation sachant que l'exploitation a commencé en 1992. Cette approche très simple s'applique aux moyennes.

date	A1 extrême (m. NGF)	C1 extrême (m. NGF)	A1 moyenne (m. NGF)	C1 moyenne (m. NGF)	Précip. mm par an
1986	24,63/24,89	24,65/24,89	24,75	24,75	620
1987	24,82/25,12	24,78/25,08	24,99	25,00	707
1988	24,87/25,97	24,88/26,03	25,20	25,27	778
1989	24,52/25,82	24,68/25,88	24,98	25,03	542
1990	24,47/25,22	24,48/25,28	24,72	24,73	586
1991	24,42/25,2	24,44/25,30	24,69	24,71	561
1992	23,59/25,21	24,16/25,29	24,20	24,60	697
1993	23,34/24,23	23,94/24,61	23,80	24,20	610
1994 (5 mois)	23,82/26,84	24,15/27,21	24,41	24,76	364

fig. 121: Tableau des comparaisons de la piézométrie du couple (A1,C1) avec l'état initial de 1986.

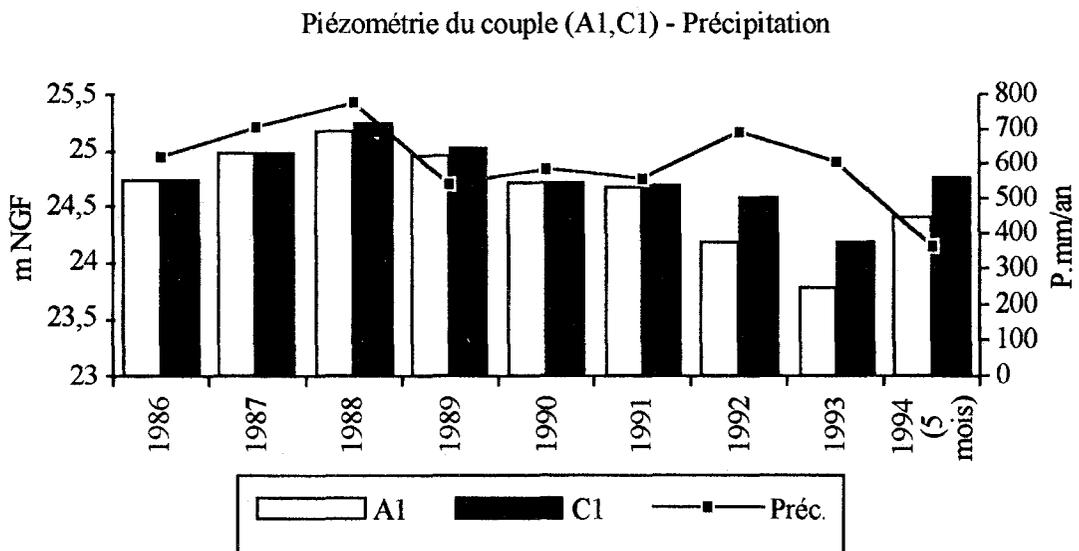


fig. 122: L'évolution de la piézométrie moyenne du couple (A1,C1) et de la précipitation.

Date	A' extrême (m. NGF)	C' extrême (m. NGF)	A' moyenne (m. NGF)	C' moyenne (m. NGF)	Précip. mm par an
1987	24,16/25,01	24,23/25,25	24,35	24,42	707
1988	24,06/25,76	24,03/25,80	24,74	24,80	778
1989	24,01/25,56	24,10/25,60	24,42	24,51	542
1990	23,86/24,76	23,95/24,80	24,14	24,22	586
1991	24,00/24,76	24,03/24,90	24,21	24,26	561
1992	23,78/25,02	23,95/25,06	24,23	24,32	697
1993	23,63/24,52	23,40/24,80	23,98	23,88	610
1994 (5 mois)	23,82/27,38	23,74/27,21	24,66	24,48	364

fig. 123: Tableau des comparaisons de la piézométrie du couple (A',C') avec l'état initial de 1987.

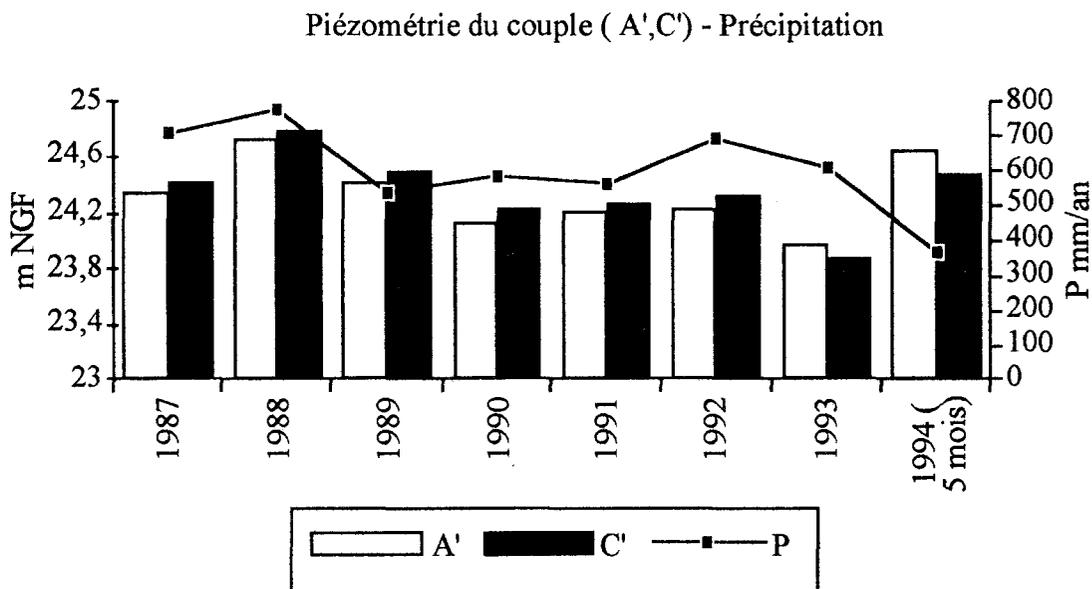


fig. 124: L'évolution de la piézométrie moyenne du couple (A',C') et de la précipitation.

Date	A2 extrême (m NGF)	C2 extrême (m. NGF)	A2 moyenne (m NGF)	C2 moyenn (m NGF)	Précip. mm. par an
1986	24,56/24,81	24,58/24,82	24,68	24,69	620
1987	24,66/24,86	24,77/25,02	24,76	24,90	707
1988	24,66/25,86	24,37/25,97	25,05	25,13	778
1989	24,66/25,56	24,77/25,67	24,85	24,96	542
1990	24,26/25,06	24,42/25,17	24,56	24,67	586
1991	24,20/25,06	24,51/25,06	24,58	24,68	561
1992	24,05/25,20	24,08/25,30	24,40	24,47	697
1993	23,76/26,85	23,83/26,90	24,76	24,30	610
1994 (5 mois)	23,89/26,85	pas de mesure	24,83		364

fig. 125: Tableau des comparaisons de la piézométrie du couple (A2,C2) avec l'état initial de 1986.

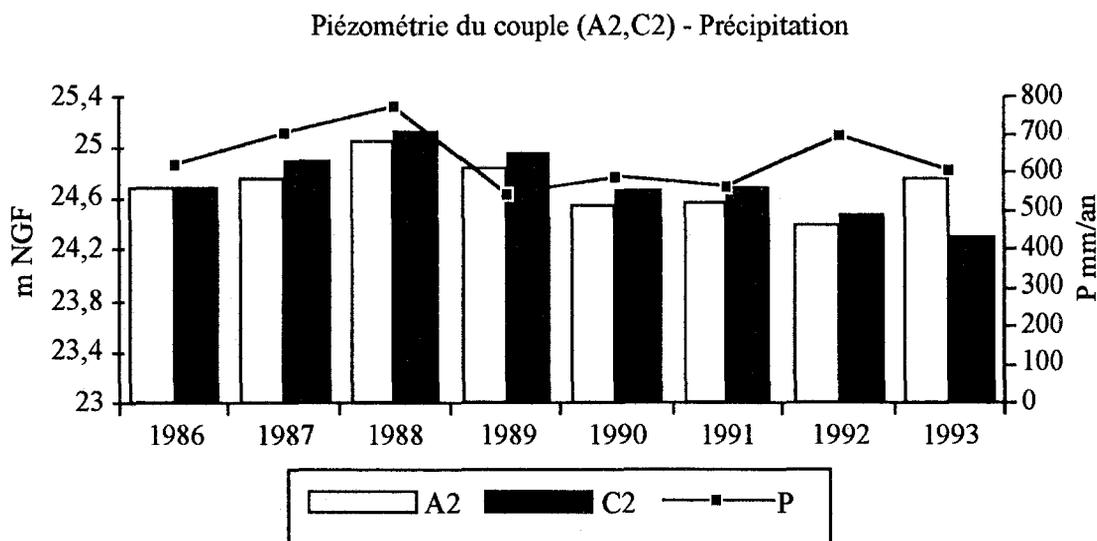


fig. 126: L'évolution de la piézométrie moyenne du couple (A2,C2) et de la précipitation.

Date	A5 extrême (m. NGF)	C5 extrême (m. NGF)	A5 moyenn (m. NGF)	C5 moyenn (m. NGF)	Précip. mm. par an
1987	24,35/24,65	24,31/24,66	24,51	24,50	707
1988	24,30/25,76	24,16/25,81	24,77	24,78	778
1989	24,25/25,50	24,26/25,51	24,58	24,55	542
1990	24,00/25,13	24,06/24,76	24,32	24,36	586
1991	24,10/24,69	24,12/24,70	24,30	24,31	561
1992	23,78/25,61	23,94/25,60	24,25	24,32	697
1993	23,83/24,55	23,37/24,48	24,11	23,72	610
1994 (5 mois)	24,08/27,33	23,67/27,02	24,78	24,35	364

fig. 127: Tableau des comparaisons de la piézométrie du couple (A5,C5) avec l'état initial de 1987.

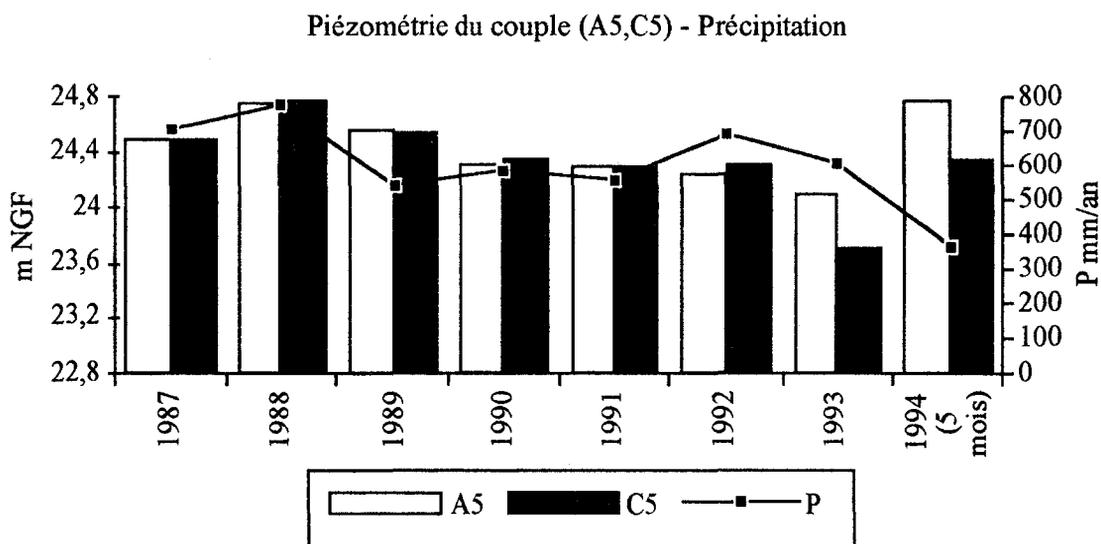


fig. 128: L'évolution de la piézométrie moyenne du couple (A5,C5) et de la précipitation.

P : précipitation (mm. par an)

Commentaire :

On observe une légère baisse de la piézométrie liée à l'exploitation de la carrière. Les variations des moyennes annuelles sont contrôlées par les précipitations avec un décalage dans le temps du fait de l'inertie capacitive des aquifères concernés.

On ne remarque pas de différence notable entre les piézométries moyennes de la craie (C) et des alluvions (A) bien que les eaux de la craie semblent très légèrement en charge par rapport à celles des alluvions.

Conclusion:

Une baisse légère de la piézométrie a été notée due en partie au déficit pluviométrique (236 mm en moins entre 1988 et 1989) et aux gravières.

b.2) Comparaison entre les précipitations, la piézométrie et les hauteurs d'eau de l'Oise

Les relevés quotidiens des précipitations sont ceux de la station de Beaumont-sur-Oise. Les résultats ont été regroupés par décade.

Les relevés de la piézométrie sur chaque piézomètre sont effectués par GSM tous les jours ouvrés. Pour des raisons de simplification n'ont été reprises que les valeurs du 1, 5, 10, 15, 20, et 25 de chaque mois.

Enfin, les hauteurs d'eau de l'Oise ont été obtenues auprès du Service de la Navigation de la Seine et de l'Oise. Le poste est celui de l'Isle-Adam amont.

b. 3) Relation entre les précipitations et la piézométrie

On remarque un mimétisme presque parfait entre les piézométries de la craie et des alluvions.

En période excédentaire :

Exemple de mars 1988 dans le détail

- Signal pluie: du 15 au 17/03/88 (33 mm) et du 23 au 26/03/88 (30 mm)

- réponse piézométrique: dès le 17/03/88 mais l'essentiel de la remontée a lieu du 28/03 au 01/04/88.

fig. 129: Piézométrie de la nappe du 2/07/1986 et du 2/11/1992.

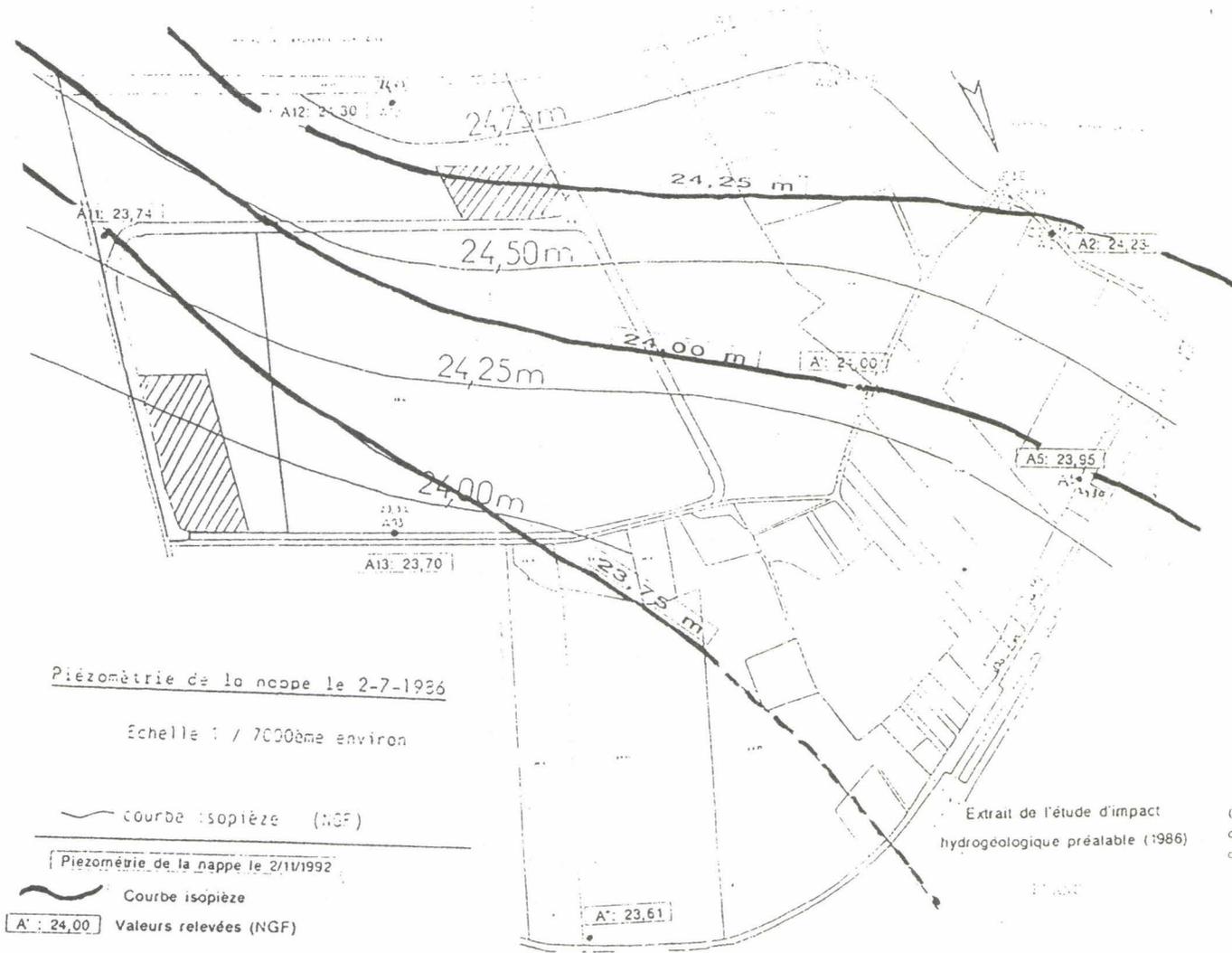


Tableau de résultats

Piezomètres aux alluvions	Relevés piézométriques en m NGF	
	2-7-86	2-11-92
A11	23,59	23,74
A12	24,53	24,30
A13	23,92	23,70
A3	24,51	/
A4	24,72	/
A1	24,77	23,82 (*)
A2	24,70	24,23
A'	/	24,00
A5	24,30	23,95
A''	/	23,61

(*) L'altitude obtenue est anormalement basse en raison d'un début de colmatage de l'ouvrage. Ce résultat n'est pas pris en compte pour l'établissement de la carte piézométrique.

PRECIPITATIONS MARS AVRIL 88

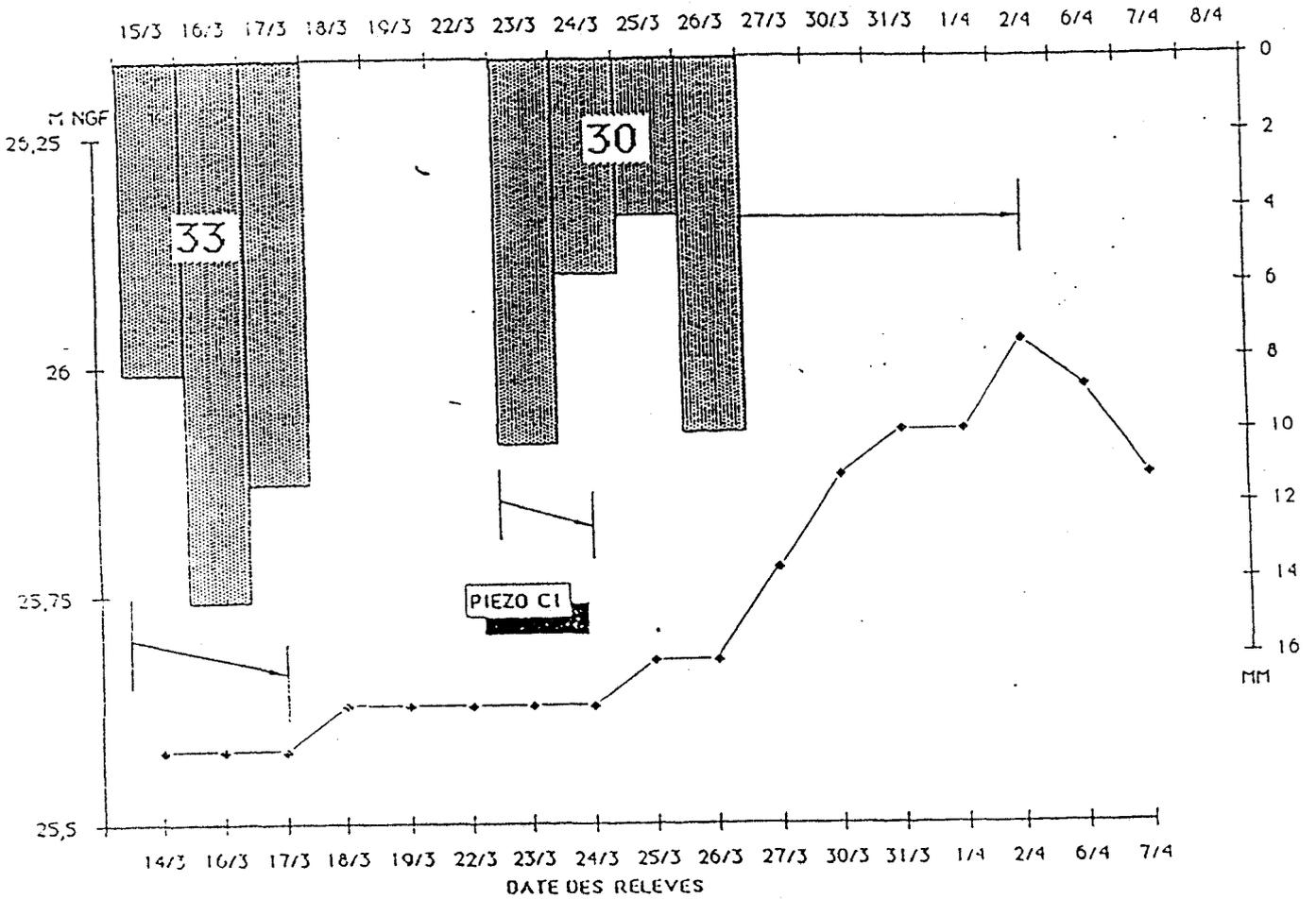


fig. 130: Relation entre les précipitations et la piézométrie

La réaction première a lieu après 24 ou 48 heures environ tandis que la réaction retardée se prolonge pendant 5 à 6 jours après la fin du signal pluie; l'effet mémoire du sol est sensible lors de la 2ème séquence de pluie qui engendre une remontée de 35 cm environ pour un signal de moindre intensité.

En période déficitaire:

Les précipitations estivales n'ont pour effet que de soutenir l'étiage et ne perturbent que faiblement le tarissement.

Remarques : La Lyonnaise des Eaux a réalisé un essai de pompage sur le F3E du 28 novembre à la fin du mois de décembre. On ne connaît pas les débits ni les modalités exactes du pompage mais on peut penser qu'il s'agit d'un essai de nappe destiné à définir les paramètres hydrodynamiques de

l'aquifère de la craie et les conditions d'exploitations de l'ouvrage. Le rabattement induit par ce pompage sur le couple (A1, C1) est de 1 m environ.

b.4) Relation entre les précipitations et les hauteurs d'eau de l'Oise

Les crues de l'Oise sont écrêtées par des barrages sauf lors de quelques épisodes d'excédents hydriques en Février, Mars, Décembre 1988, Janvier 1991 et Décembre 1993.

Crue de Février 1988

La période de précipitation s'est étalée du 19 janvier au 11 Février tandis que la crue de l'Oise durait du 1er au 29 Février avec un maximum le 16. Donc, la crue ne débute que 10 jours environ après le commencement des précipitations mais culmine 5 jours après la fin des précipitations de Février.

Crue de Mars 1988

Les périodes de précipitations s'étendent du 15 au 17 Mars et du 23 au 26 Mars et la crue du 26 Mars au 8 Avril avec un maximum le 2 Avril. Pour cet exemple, il y a 10 jours de décalage entre le début des pluies et celui de la crue et 7 jours de retard entre la fin de l'épisode pluvieux et le sommet de la crue.

Les fonctionnements de ces deux crues sont comparables.

Crue de Janvier 1991

Les périodes de précipitations s'étendent du 3ème décade de Décembre 1990 à la première décade de Janvier 1991 et la crue de l'Oise du 10 au 15 Janvier 1991 avec un maximum le 11 Janvier. Donc, la crue ne débute que 10 jours environ après le commencement des précipitations et culmine 5 jours après la fin des précipitations de Janvier 1991.

Crue de Décembre 93

Les périodes de précipitations s'étalent du 20 Décembre 1993 au 5 Janvier 1994, les pluies ont été quasi quotidiennes (14 jours sur 17), généralisées et abondantes sur l'ensemble du département. Plus largement, du 7 Décembre au 12 Janvier, les pluies ont été également quasi quotidiennes, généralisées et très abondantes sur l'ensemble du bassin de l'Oise. A ces éléments se rajoute une autre séquence pluvieuse remarquable: du 7 Septembre au 23 Octobre 1993, celle-ci avait contribué à ra-

mener le bilan hydrique des sols à 90%. La crue commence le 10 Décembre 1993 et se termine le 17 Janvier 1994, avec le maximum le 30 et le 31 Décembre 1993.

b. 5) Relation entre la piézométrie et les hauteurs d'eau de l'Oise

L'Oise et la nappe alluvions-craie sont en équilibre et fonctionnent logiquement de façon à peu près identique vis-à-vis des précipitations (cf annexe II).

Conclusion

On n'observe pas d'influence véritablement imputable à l'exploitation de la carrière par rapport à l'état initial de 1986, sur le fonctionnement de l'aquifère craie-alluvions qui est contrôlé par les précipitations et l'Oise en l'absence de pompage.

b.6) Relation entre la piézométrie et la teneur en nitrate

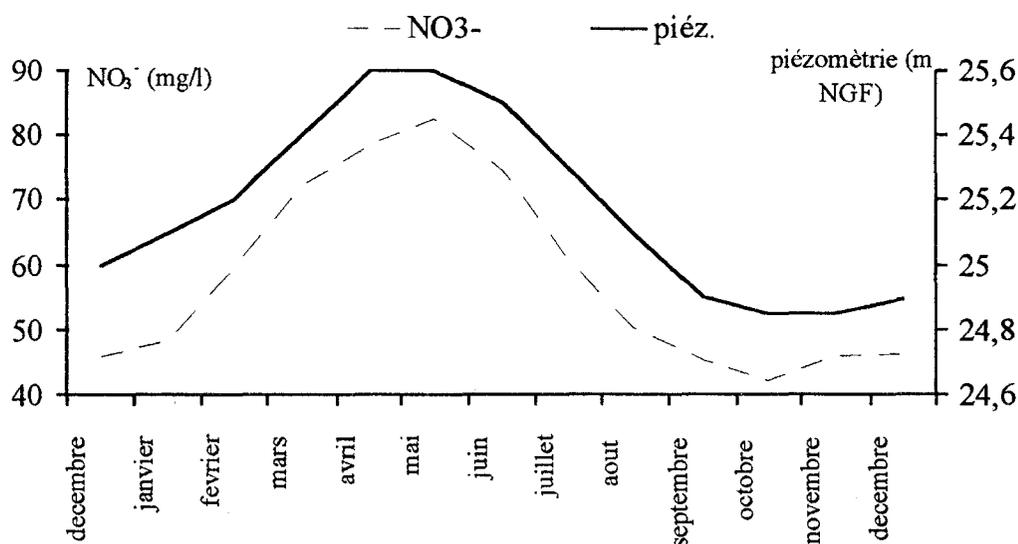


fig. 131: Variations moyennes du niveau piézométrique et des teneurs en nitrate dans un point de la basse plaine de l'Oise au cours de l'année 1993.

L'évolution annuelle des teneurs en nitrate suit étroitement les fluctuations de la nappe dans la plaine alluviale de l'Oise, où le toit de la nappe varie entre 2 à 4 m. La rapidité des transferts se manifeste par une augmentation des concentrations en nitrate pendant la période de recharge de la nappe et par une diminution importante lors de l'arrêt de l'infiltration.

D) CONSEQUENCE SUR LA QUALITE DE L'EAU

L'exploitation des sables et graviers alluvionnaires conduit à la mise à nu de l'eau souterraine et, en conséquence, à la constitution d'un "réservoir" d'eau superficiel. Etudiant, par géochimie isotopique, les origines des pollutions azotées dans un tel contexte alluvial dans la région de Saint-Jory, P. Bergé (1983) avait été attiré par le fait que les teneurs en nitrate des eaux de ces lacs étaient très faibles, voire insignifiantes par rapport à celles que l'on peut trouver dans la nappe alentour. Ses conclusions amenaient à penser que cela était dû à des phénomènes de dénitrification dans ces lacs, au cours desquels l'ion NO_3^- était dissocié pour former l'azote gazeux.

La modification des conditions de gisement de l'eau, du domaine souterrain vers le domaine superficiel, et les opérations effectuées pour l'extraction des matériaux, ont pour effet de faire évoluer sa composition.

a) Lac de gravière = nappe à l'air libre

Les lacs résultants de l'exploitation des granulats sont occupés par l'eau provenant de la nappe environnante. Ce ne sont donc pas des systèmes fermés. Ces échanges avec les eaux souterraines sont tels que les lacs recueillent à leur amont hydraulique des eaux de même composition que la nappe mais restituent, à l'aval des eaux ayant subi des modifications physico-chimiques du fait des phénomènes qui s'y déroulent. Ceci apparaît nettement, en particulier avec les teneurs en nitrates (P. Bergé, 1983), leur composition isotopique ou la température des eaux. Alors que dans la nappe, le sens de circulation est défini par la répartition des charges hydrauliques (piézométrie), et que les vitesses sont faibles (environ 1 m / jour), au sein des lacs profonds, les mouvements de l'eau y créent des brassages importants. On trouve globalement, dans des gravières de faible profondeur une bonne homogénéisation de la température, du pH, de la conductivité, de la teneur en oxygène dissous, et en particulier une baisse de la teneur en nitrates.

Cette homogénéisation joue aussi, sur les fines en suspension qui peuvent, ainsi, s'accumuler sur toutes les berges et pas seulement sur la berge aval.

Enfin, rappelons que la planéité du plan d'eau entraîne une surélévation à l'aval du lac et un abaissement à l'amont de la surface piézométrique.

Remarque : Dans d'autres gravières, dans un contexte similaire, l'étude de la composition isotopique de l'azote des nitrates résiduels a montré que le processus de dénitrification intervient

dans cette épuration. Il n'y aurait rien d'étonnant qu'il en soit de même ici, l'activité dénitrifiante des sédiments des eaux de surface étant reconnues depuis longtemps (voir, par exemple, les revues de Keeney 1973, Kamp-Nielsen and Andersen 1977).

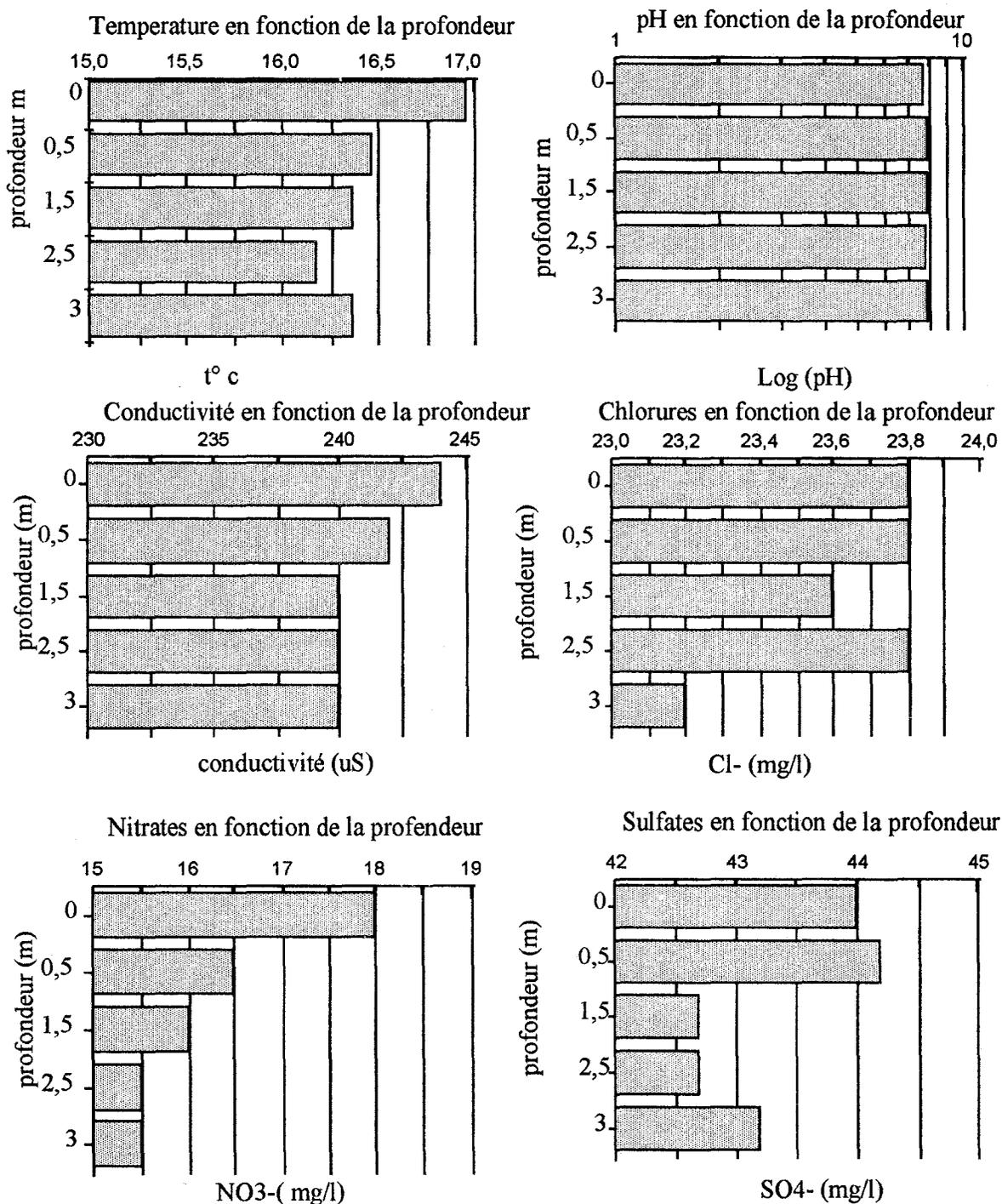


fig. 132: Température, pH, conductivité, nitrates, sulfates et chlorures en fonction de la profondeur dans le lac d'eau dit de la Tournioles.

b) Mécanisme de la dénitrification en gravière

Dans un lac de gravière de notre région, qui présente rarement une épaisseur d'eau supérieure à 5 m, se développe à une certaine période, sous forte luminosité, une production d'algue dite " primaire ".

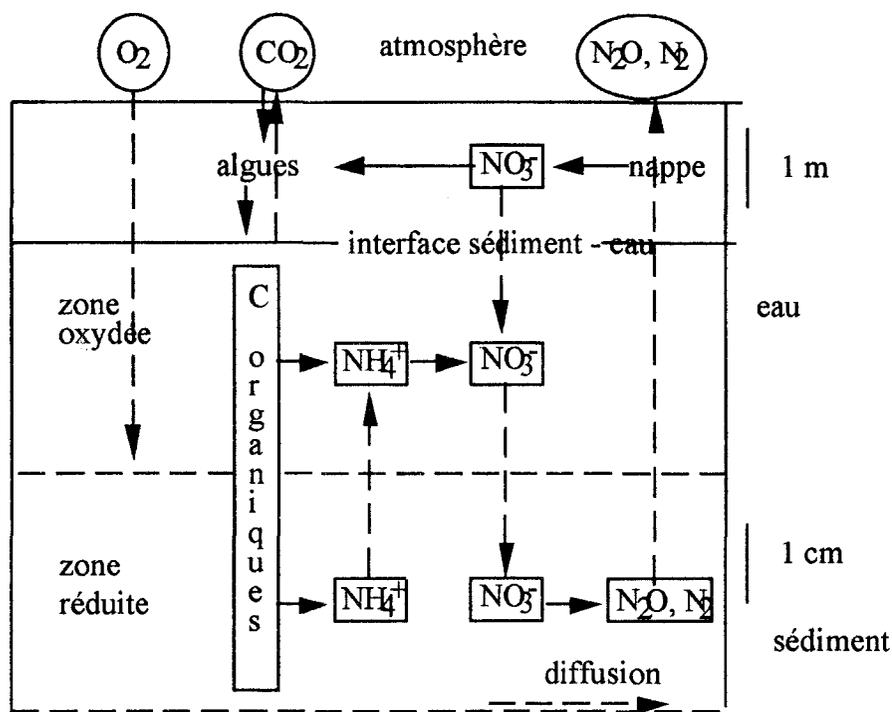


fig. 133: D'après L. Labroue et al. 1988. Processus de dénitrification au fond d'un lac de gravière.

Cette production primaire utilise le carbone atmosphérique par l'intermédiaire du gaz carbonique, les nitrates apportés par les nappes et le phosphore piégé au sein des fines. Elle crée donc un abattement naturel de la teneur en nitrate des eaux du lac mais celui-ci n'est que momentané. En effet, la mort de ces espèces végétales conduit à une accumulation de matière organique avec leurs composants azotés au fond des lacs. En cet endroit se sont accumulés des matériaux fins mis en suspension au cours des travaux d'extraction ou par érosion des berges. Il y a alors diffusion au sein de ces sédiments, d'abord au travers d'une couche superficielle de faible épaisseur (0,5 à 3 cm) où l'oxygène dissous existe, puis au niveau d'une couche anaérobie, noirâtre, réductrice, qui affecte l'ensemble des sédiments profonds.

L'évolution de la matière organique va produire, en particulier, de l'ammoniaque qui sera oxydé à travers la couche supérieure pour fournir des nitrates. On voit là l'importance de l'existence

de cette couche, puisque, lorsqu' elle est absente, on risque d'avoir des eaux chargées en ammoniac.

Au niveau de la seconde couche réductrice existent des bactéries anaérobies facultatives, alimentées grâce au carbone de la matière organique et qui utilisent l'oxygène qui n'est présent, à ce niveau, que dans les molécules d'oxydes avec en premier lieu celles de nitrates. Pour ce faire, elles vont donc dissocier ces molécules, le produit secondaire en résultant étant l'azote gazeux sans toxicité qui retourne dans l'atmosphère. On obtient là, vraiment, une épuration de la pollution azotée, puisque son effet est définitif, grâce à ce phénomène dénitrification.

L'abattement ainsi créé, peut être observé non seulement en aval des lacs de gravière par l'abaissement très net des teneurs en nitrates des eaux ayant transité dans ces lacs mais aussi mesuré au niveau des sédiments par la méthode à " l'acétylène " (Labroue et al. 1988).

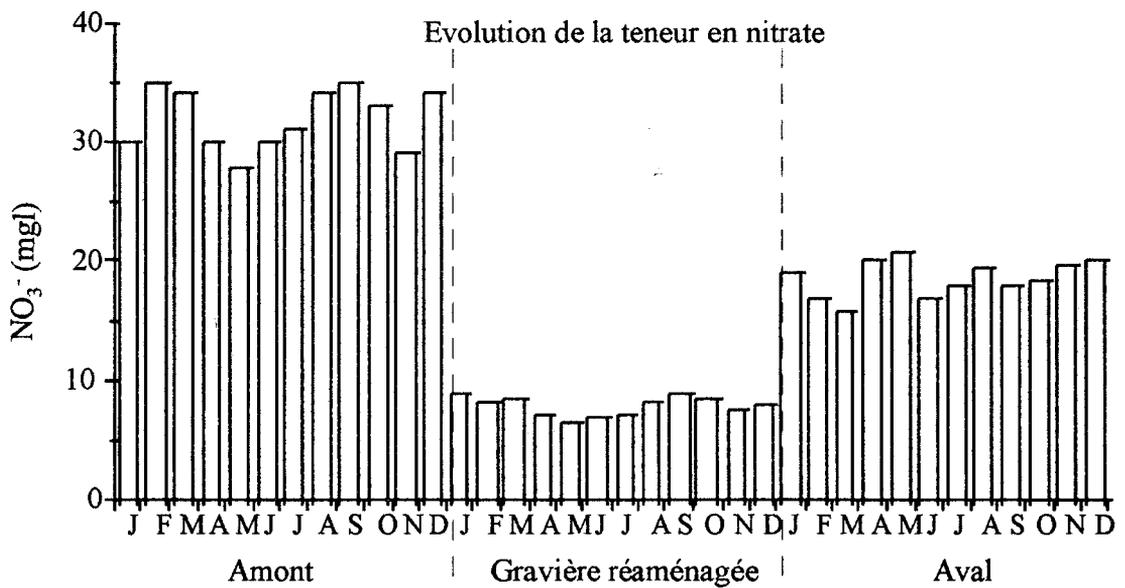
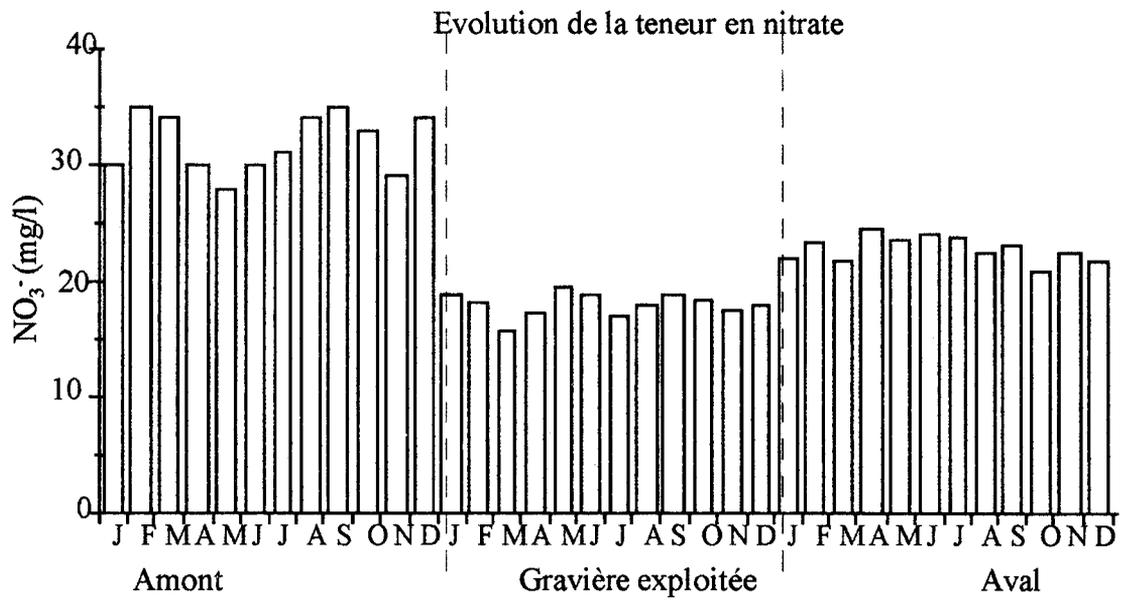


fig. 134: Évolution de la teneur en nitrate au sein d'un système en général

On va examiner le système "nappe amont- gravière- nappe aval" pour les gravières suivantes:

- Tournioles , Jagloret (en cours de remblaiement)
- Grande pointe herbière (en exploitation)

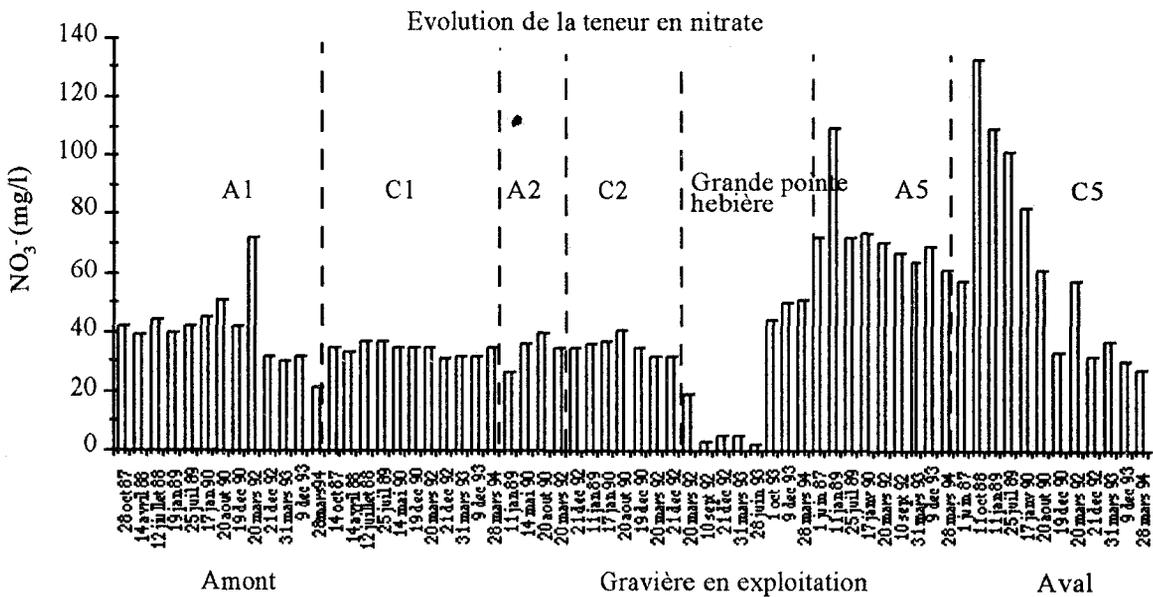
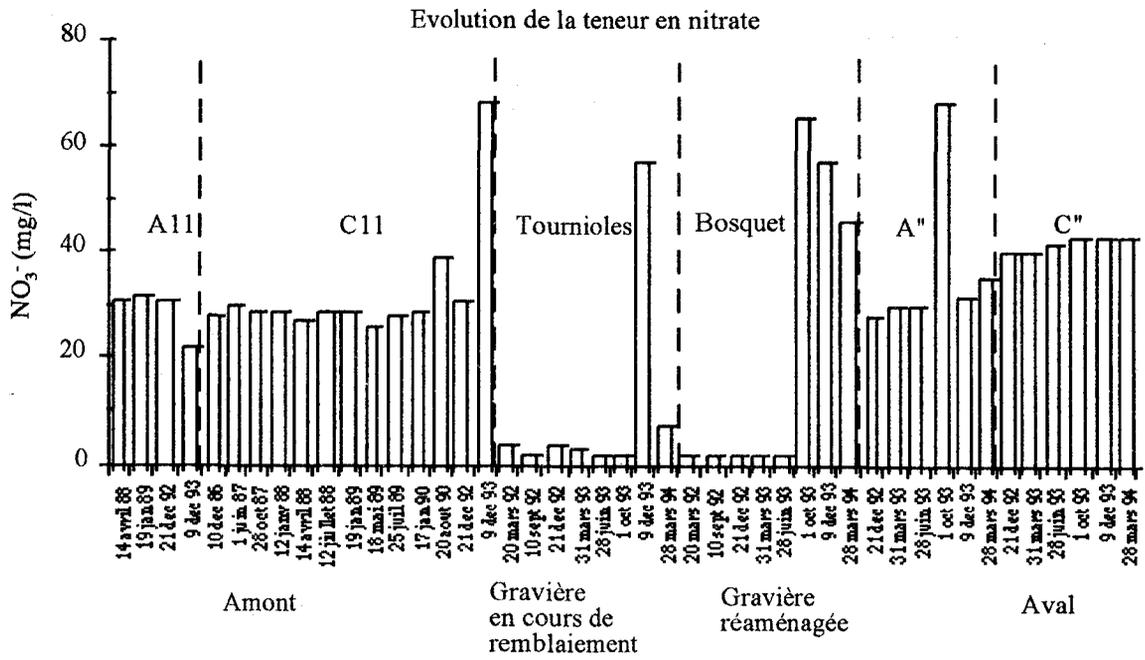


fig. 135: Evolution de la teneur en nitrate au sein des systèmes expérimentaux

Commentaire :

L'amélioration de la qualité de l'eau dans les gravières par auto-épuration est constatée par la différence entre les concentrations en nitrate en amont et dans la gravière.

Contrairement à ce qu'a été dit précédemment, la concentration en nitrate en aval de la gravière est supérieure à celle en amont. Cela pourrait s'expliquer par le fait que les piézomètres en aval des gravières se trouvent à proximité d'une zone habitée, et donc sont influencés par le rejet d'eau usées et éventuellement par la qualité d'eau de l'Oise (en moyenne l'eau de l'Oise contient 25 mg/l de NO_3^-).

Une hypothèse pourrait être celle du colmatage des berges de gravières en aval qui pourrait diminuer le flux d'eau épurée. Cependant les écoulements souterrains étant peu ou pas modifiés, celle-ci est peu probable.

On a pu se procurer quelques analyses des puits privés dans ces zones habitées en bordure de l'Oise. Ces eaux sont consommées par les personnes concernées :

Puits de M^{me} RIOBO:

Profondeur du puits: 4,35 m

Analyse du 3 Janvier 1990 :

$$\text{pH} = 6,9$$

$$\text{NH}_4^+ = 0,05 \text{ mg/l}$$

$$\text{NO}_3^- = 72 \text{ mg/l}$$

$$\text{Cl}^- = 46 \text{ mg/l}$$

$$\text{NO}_2^- = 0,005 \text{ mg/l}$$

$$\text{SO}_4^{2-} = 190 \text{ mg/l}$$

Puits de M^r RIVAS:

Analyse du 21 Novembre 1988:

$$\text{NO}_3^- = 71 \text{ mg/l}$$

$$\text{NO}_2^- = 0,01 \text{ mg/l}$$

$$\text{SO}_4^{2-} = 198 \text{ mg/l}$$

On constate que les teneurs en nitrates des puits privés sont de l'ordre de celles mesurées sur le couple de piézomètres aval A5C5. On a donc une contamination en aval des gravières.

Dans notre cas, l'auto-épuration est présente aussi bien dans les gravières en exploitation (Grande pointe hérbière) que dans les gravières en réaménagement (Bosquet) ou en cours de remblaiement (cas du plan d'eau de la Tournioles).

c) Paramètres influençant la dénitrification

c.1) Effet de la surface des lacs

Comme c'est la base des lacs qui correspond à la zone active du phénomène, il est clair que la potentialité épuratoire est fonction de l'extension du lac.

c.2) Effet de l'épaisseur de la lame d'eau

Dans le cas où l'épaisseur de la lame d'eau est faible pour une même production primaire, on arrivera à une consommation totale de l'oxygène dissous. Cela entraîne alors que la couche supérieure des sédiments sera aussi réductrice.

Dans ce cas, l'évolution de la matière organique sera telle que l'ammoniaque y subsistera avec, éventuellement, le cortège des autres corps manifestant la réduction (fer, manganèse, voire SH₂).

En outre, la compétition vis-à-vis des nitrates entre algues et bactéries dénitrifiantes tourne au désavantage de ces dernières immobilisées dans les sédiments dans une faible épaisseur d'eau.

d) Rendement épuratoire

La différence entre les teneurs en nitrate dans la nappe à l'amont et dans les plans d'eau en aval donne l'abattement en nitrate. Cet abattement correspond à la dénitrification, d'une part, et au piégeage de l'azote dans les sédiments d'autre part.

Le séjour d'une eau dans un plan d'eau s'accompagne d'une auto-épuration naturelle due à l'exposition à l'air et à l'ensoleillement.

Avec un gradient hydraulique de 3.5 ‰, un coefficient de perméabilité de $3 \cdot 10^{-3}$ m/s et une hauteur de nappe de 3 m, les lacs reçoivent en moyenne $3.15 \cdot 10^{-5}$ m³/s par mètre de front soit, pour un front de 600 m (cas du lac dit Tournioles) et pendant une journée:

$$3.15 \cdot 10^{-5} \times 600 \times 86.400 = 1633 \text{ m}^3 \text{ soit environ } 1600 \text{ m}^3.$$

La teneur moyenne annuelle en nitrate de cette eau est de 28 mg/l en 1992 (ce qui faible pour la région). L'eau du lac (dit Tournioles) contient en moyenne 3 mg/l pour cette même année. On obtient donc un abattement moyen journalier de 28 kg de nitrate dans un lac de 8.9 ha, soit $3.100 \text{ g}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$.

On va étudier le rendement épurateur de chaque étang.

d.1) Exemple de l'étang du Bosquet

Le rendement épuratoire de 1992:

La teneur annuelle moyenne en nitrate du piézomètre A' à proximité du plan d'eau dit du "Bosquet" qui se localise dans une zone agricole est de 56 mg/l (Cf. fig.136). L'eau du plan d'eau homogénéisée par les courants, contient 6 mg/l de nitrate en moyenne annuelle pendant cette même période. On obtient donc un abattement moyen de 49 mg/l de nitrate dans un lac de 1.32 ha.

Le rendement épuratoire de 1993

La teneur annuelle moyenne en nitrate du piézomètre A' pendant l'année 1993 est de 56 mg/l.

La teneur annuelle moyenne dans le plan d'eau du Bosquet est de 19 mg/l, cette concentration exceptionnelle est due aux précipitations importantes qui ont entraîné des ruissellements importants sur les terres agricole avoisinantes.

On obtient donc un abattement moyen de 37 mg/l de nitrate dans un lac de 1.32 ha soit $14.000 \text{ g}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$.

d.2) Résumé des capacités épuratoires des plans d'eau année 1992-1993

Etang	S (ha)	activité proche	P	[NO ₃ ⁻] _{nappe}	[NO ₃ ⁻] _{étangs}	φ moyen/an	φ (g/ha/j)	φ (%)
Bosquet (réaménagé)	1.32	agricole industrie	A'	1992: 56 1993: 56	1992: 6 1993: 19	1992: 49 1993: 37	18500 14000	89 66
Tournioles(en cours de remblaiement)	8.9	agricole	A11	1992: 28 1993: 22	1992: 3 1993: 16	1992: 25 1993: 4	4500 1000	89 28
Grande pointe herbrière (en exploitation)	3.8	agricole	A1	1992: 40 1993: 31	1992: 9 1993: 25	1992: 31 1993: 6	8100 1500	78 20

fig. 136: Tableau des capacités épuratoires des étangs

P: piézomètre S: surface φ: abattement

Remarque : On n'a pas pu établir le bilan pour les étangs Jagloret et Petite pointe herbrière en l'absence de piézomètres à l'amont de ces étangs.

Commentaires:

Les étangs (Tournioles, Grande pointe herbrière et Bosquet) présentent une eau dénitrifiée durant l'année 1992 très significative puisque cet abattement est compris entre 78 et 89 %. Par contre, en 1993 les teneurs en nitrate ont augmenté considérablement dans les étangs, ceci est dû au lessivage des terres agricoles avoisinantes liées aux précipitations très importantes qui ont engendré une crue exceptionnelle de l'Oise dont le pic est le 31 décembre 1993. Dans de telles conditions, les abattements en nitrates sont moindres (20, 28 , 66 %). Les crues de l'Oise de 1993 ont contrarié de façon très importante les capacités de dénitrification des étangs.

Plus la teneur en nitrate est élevée, plus l'activité dénitrifiante est importante (cas du lac dit Bosquet)

e) Substances indésirables

Le cycle de l'azote fait apparaître des quantités en nitrate et nitrite supérieures aux normes de potabilité ($\text{NO}_3^- = 50 \text{ mg/l}$, $\text{NO}_2^- = 0,2 \text{ mg/l}$) dans certains piézomètres. Cela est simplement le signe d'une transformation des composés du cycle de l'azote et du lessivage.

Seuls Mn^{2+} et Al^{3+} présentent parfois des concentrations supérieures aux normes, ce qui peut s'expliquer par l'hypothèse suivante :

Les modifications des conditions d'équilibre physico-chimique de l'aquifère de la craie en l'absence d'un renouvellement suffisant de l'eau dans les piézomètres, favorisent l'apparition d'éléments tels que Mn^{2+} et Al^{3+} , qui pourraient trouver leur origine dans l'interface semi-perméable argileuse séparant la craie des alluvions. Le vieillissement des piézomètres favorise l'apparition de ces éléments.

f) Substances toxiques

Des teneurs en phénols et hydrocarbures présentant des taux supérieurs au seuil de détection, sont apparues le 20 Mars 1992 à raison de 0,5 mg/l en hydrocarbures et 0,05 mg/l pour les phénols aussi bien dans les étangs que dans les piézomètres à proximité (selon la Directive du Conseil de la Communauté Européenne n° 75 . 440 du 16 Juin 1975, le seuil de détection du phénol est de 0,001 mg/l et pour les hydrocarbures la norme est de 0,05 mg/l). Cela pourrait être le signe d'un déversement accidentel dans la nappe ou le rejet d'hydrocarbures utilisés pour le fonctionnement des engins d'extraction.

g) Conclusion

L'extension des exploitations de gravières dans certains contextes alluviaux, tels ceux de la basse plaine de l'Oise, correspond en général à un impact néfaste sur les eaux souterraines. Néanmoins nous avons pu montrer qu'il en résulte un effet bénéfique pour contrebalancer les effets polluants de l'agriculture intensive sur les sols environnants.

L'ensemble des analyses n'a pas révélé de défauts majeurs dans la qualité de l'eau de la craie et des alluvions au niveau de tous les piézomètres. Cependant, des précautions sont à prendre en matière de réalisation initiale de piézomètres ou de leur renouvellement, si besoin est.

La dénitrification naturelle observable dans les lacs de gravières qui interceptent la nappe dans son écoulement peut être un moyen efficace pour diminuer la pollution azotée des eaux destinées à la consommation humaine. Encore, faut-il que les exploitations de matériaux soient réalisées dans des conditions telles que les échanges avec la nappe puissent se faire aisément, en assurant le décolmage du front de la nappe, et celui des apports du captage situé à l'aval du complexe.

CONCLUSION GENERALE

Au terme de cette étude, deux points importants nous paraissent devoir être soulignés: D'une part, l'étendue de la région à étudier, et d'autre part l'absence de certaines données qui ne nous ont pas permis d'étudier l'hydrochimie de tous les bassins du Vexin. Nous noterons d'autre part, la multiplicité des phénomènes rencontrés, qu'il s'agisse de l'acquisition du chimisme de l'eau ou des caractéristiques hydrauliques des nappes du Vexin français.

En effet, dès l'obtention des données géologiques et hydrogéologiques, on peut distinguer plusieurs zones où ces phénomènes sont différents. C'est à ainsi qu'il faut différencier la nappe captive du bassin du Sausseron et de la basse vallée de la Viosne et de la nappe libre des autres bassins, essentiellement le bassin de l'Aubette de Magny et celui de la Viosne.

Le bassin du Sausseron se caractérise par des teneurs faibles à moyennes en nitrate, de 0 à 12 mg/l dans la nappe localement captive du sable Yprésien et pouvant atteindre 30 mg/l dans la nappe libre Yprésien-Lutétien qui représente 70 % de la superficie des aquifères du Sausseron. Cette faible teneur en nitrate est due à :

- la dilution par les déversements de la nappe des sables de Fontainebleau dont l'écoulement converge vers la plaine du Sausseron à cause de l'anticlinal de Ronquerolles et dont la superficie représente 30 %,

- la faible activité agricole qui, se localise aux alentours des communes d'Ennery et d'Haravilliers,

- une urbanisation réduite

- le marno-calcaire de St Ouen et les sables de Marines qui sont des sables fins semi-imperméables, protègent la nappe libre de l'Yprésien-Lutétien d'où la teneur maximale de NO_3^- est de 30 mg/l,

- la surface piézométrique de la nappe libre est plus profonde que dans les autres bassins, donc plus la profondeur de la surface piézométrique est importante plus le temps de séjour dans la zone non saturée est grand, avec un pouvoir autoépurateur naturel plus important.

Tous ces facteurs engendrent une dilution des eaux chargées en nitrate apportées par la nappe de la Craie du Pays de Thelle, d'où l'importance du taux de renouvellement des réserves souterraines.

Le bassin de l'Aubette de Magny dont l'aquifère Yprésien-Lutétien représente 88 % de la superficie des aquifères et le bassin de la Viosne(où 95 % de la superficie des aquifères correspond à l'Yprésien-Lutétien), représentent les bassins les plus vulnérables à la pollution, où des fortes teneurs en nitrate apparaissent jusqu'à 80 mg/l, pour les raisons suivantes :

- le plateau impluvium n'est pas protégé, le calcaire grossier peu épais à ce niveau (7 à 8 m) est dépourvu des couches supérieures du Lutétien supérieur. Le temps de séjour dans la zone non saturée de l'aquifère Lutétien est donc court, avec pour conséquence un pouvoir autoépurateur limité,

- la couverture forestière et la dilution par la nappe stampienne sont très faibles avec une superficie de la nappe des sables de Fontainebleau ne représentant que 2 % pour la bassin de l'Aubette de Magny et 5 % pour le bassin de la Viosne,

- présence d'anciennes décharges ordures ménagères en tête des bassins

L'analyse de l'évolution chimique de l'eau des nappes indique une augmentation lente mais régulière des teneurs en nitrate avec un accroissement important en 1979 et 1980 consécutif à l'intensification des engrais entre 1970 et 1975. Des eaux présentent en effet d'importantes teneurs en nitrate, supérieures à 45 mg/l, ce qui suggère que l'infiltration verticale est parfois le seul phénomène qui entre en ligne de compte.

Dans le cadre de la restriction des ressources en eaux souterraines, nous avons utilisé un modèle de simulation des fluctuations de la concentration en éléments chimiques. Les différentes cartes chimiques obtenues permettent d'apprécier la vitesse de propagation d'un polluant quelconque et de déterminer les zones vulnérables. On remarque une nette augmentation des concentrations (de 25 mg/l à 75 mg/l en 20 ans, dans certains cas) sur l'ensemble de la région modélisée, cet accroissement se situant entre 0.5 à 2 mg/l par an .

L'examen des variations dans l'espace et de l'évolution dans le temps de la qualité des nappes dans le Vexin français, en relation avec l'analyse des causes éventuelles de pollution réalisés à partir des prélèvements et d'enquêtes réalisées auprès des agriculteurs sur les bassins versants témoins en vue d'esquisser une typologie de la pollution par les nitrates, a permis de souligner les mécanismes de cette pollution et d'en mettre en évidence les principales origines.

Il en ressort essentiellement que l'ensemble de l'aquifère Yprésien-Lutétien affleurant est soumis à un apport annuel de nitrate de l'ordre de 40 kg/ha (NO_3^-) (d'après Mission eau-nitrates, octobre 1990): minéralisation de l'eau de pluie, minéralisation de la M.O. et lessivage d'engrais azotés, dilution d'eaux usées de communes rurales. le « bruit de fond » résultant est de l'ordre de 30 mg/l de nitrate. L'augmentatio progressive de 0.5 à 2 mg/l de nitrate semble principalement due à l'utilisation accrue d'engrais artificiels en même temps qu'à la dégradation de sols soumis à une culture intensive.

A cette teneur de fond, atteignant actuellement 30 mg/l, se surimposent localement, dans le Vexin français, des pollutions beaucoup plus fortes rendant l'eau impropre à la consommation

humaine. L'origine de ces pollutions peut être accidentelle comme le cas à Blamécourt ou continue (cas des captages d'Us).

On peut retenir au terme de ce travail que le Vexin français présente une surexploitation dans ses plus grands bassins avec un rapport d'indice d'exploitation proche ou supérieur à 1. Ce rapport signifie que l'on extrait à peu près autant d'eau qu'il n'en tombe sur chacun de ces bassins pendant la période de pluie efficace, avec 35 forages dans le bassin de la Viosne, 8 forages dans le bassin du Sausseron et 9 dans le bassin de l'Aubette de Magny. On peut conclure aussi que la surexploitation accentue la pollution puisque le flux polluant qui atteint la nappe augmente, tandis que les réserves diminuent.

Du point de vue de la qualité chimique des eaux souterraines, le bilan est par contre moins optimisé. Si certains secteurs s'avèrent en effet non pollués, l'ensemble est menacé à plus au moins long terme comme le montre la carte prévisionnelle. Il convient donc de concentrer les recherches futures vers l'acquisition du chimisme de l'eau à partir de substrats connus (engrais, lisier, fumier.....) sur des zones où la connaissance des caractéristiques hydrogéologiques et hydrochimiques de la nappe sont suffisantes. Parallèlement, il s'avère nécessaire de surveiller de façon permanente l'évolution des teneurs en nitrate et de régulariser les rejets d'eaux usées et les épandages d'engrais.

La dénitrification naturelle observable dans les lacs de gravières qui interceptent la nappe phréatique dans son écoulement peut être un moyen efficace pour diminuer la pollution azotée des eaux destinées à la consommation humaine.

L'analyse des paramètres qui conditionnent ce processus montrent qu'on peut utiliser ce procédé avec succès dans les conditions suivantes:

- arrêt de l'exploitation la gravière
- hauteur d'eau suffisante
- exploitation antérieure suffisamment correcte pour éviter le colmatage
- gravière protégée efficacement de toute atteinte superficielle
- implantation en aval de toute agglomération.

Dans de telles conditions, on peut espérer des rendements épuratoires moyens de l'ordre de 2800 kg/ha par an.

Les solutions à apporter au problème de la contamination des eaux souterraines par les nitrates en zone rurale sont:

- Conseils à apporter aux agriculteurs non seulement sur les quantités et les qualités d'engrais azotés convenant pour chaque culture en même temps que sur les périodes les

plus judicieuses pour les épandages, mais aussi pour une réhabilitation de pratiques culturales moins suicidaire vis-à-vis du sol.

- Réaliser les assainissements nécessaires en choisissant les points de rejets d'effluents traités, largement à l'aval des captages afin d'éviter toute contamination, comme le cas de contamination des piézomètres situés en aval des lacs de gravières par le rejet des eaux usées.

Cette dénitrification naturelle dans les lacs de gravières et dans la nappe captive, n'est pas suffisante pour maintenir la potabilité des eaux souterraines. Il faut envisager des gels de terre supplémentaires pour quelques années et une diminution permanente des quantités d'apports d'engrais azotés afin d'avoir dans 20 ans une eau dont la concentration en nitrate inférieure à 50 mg/l (Norme admissible d'après le décret 89-03 du 03.01.1989).

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Ackerer P. (1985): Propagation d'un fluide en aquifère poreux saturé en eau. Prise en compte et localisation des hétérogénéités par outils théoriques et expérimentaux. Thèse Doc.-Ing., Strasbourg.

Albinet M., Brossier G. et Desprez N. (1972): Etude de la pollution des eaux souterraines dans le val d'Orléans (Cr_6^+ et NO_3^-). Rapport pour Minist. Dével. Ind. Sci. par B. R. G. M., Orléans, France. 72 SGN 242 AME, 10 p.

Allain G. (1988): Exemples de stratégie de lutte contre l'enrichissement en nitrates des nappes d'eau souterraines en Normandie. Diagnostic et mise en oeuvre de pratiques de redressement en milieu agricole dans le département du Calvados. Campagne de communication et d'information concernant la gestion de l'azote en milieu agricole dans les départements de la Seine-Martime et du Calvados. Tech. Sci. Méth.- *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n° 4, pp; 209-213.

Barres M., Caulier P. et Van Den Hoeck A. (1980): Délimitation de panaches de pollution des eaux souterraines à l'aval de décharges urbaines ou industrielles par prospection électrique. Rapport pour Minist. Ind. Rech. par B.R.G.M. Orléans, France. 81 SGN 222 Env., 12 p.

Bazin M. (1979): Techniques et économie de l'épuration des eaux résiduaires. Cahier Tech. Dir. Prév. Pollution, Ag. Fin. Bassin Seine-Normandie, Nanterre, France, n°2, 157 p.

Bear J. (1972): Dynamics of fluids in porous media. American Elsevier, New York, 764 p.

Beauvois F., Grill J.J. et Maresca B. (1984): La valorisation agricole des eaux usées en R.F.A. - L'exemple du périmètre d'épandage de la ville de Brunswick (Hanovre). Tech. Sci. Méth.- *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n° 7, pp. 387-395.

Bedin J. (1976): Origines des pollutions azotées dans les eaux superficielles et les eaux usées- Développements récents des procédés permettant l'élimination de ces nuisance. Tech. Sci. Méth.- *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n° 8-9, pp. 347-362.

Bedin J. et Picard M. (1979): Nitrification et dénitrification des eaux urbaines avec zone anoxique. *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n° 3, pp. 164-167.

Behrens H. et Seiller K.P. (1982): Beziehung zwischen der dispersitidal und der lange des fließsxege des grund wassers nach gelande-versuchen in den fluvioglazialen kiesen des oberen loisachtales (oberau) und von Dornach (Munchener Schotterebene). G.S.F. Bericht, n° 290, 323-330.

Belamie R. (1982): Etude des pollutions diffuses en territoire rural - éléments de méthodologie - Application à l'étude des bassins versants représentatifs. Communication

présentée au Colloque sur l'eutrophisation et la pollution du Léman.

Belan J. (1979) : Influence des pratiques culturales sur le lessivage de l'azote. Essai d'évaluation du lessivage par un modèle pratique.

Bergé Ph. (1983): Détection de l'origine des pollutions azotées d'un aquifère alluvial de la vallée de la Garonne par traçage isotopique. Thèse 3e cycle, Ecologie, Toulouse, 221 p.

Bernhard C. (1985): Evolution du risque de contamination des eaux souterraines du Ried central de l'Ill par les nitrates. Thèse doctorat, Univ. Louis Pasteur, Strasbourg, France, 167 p.

Billaudot F. (1988): La pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole. Ann. voirie Env. Victoires édit., Paris, France, n° 6, pp. 172-180.

Blake G. et Tisso G. (1985): Epuration des eaux usées domestiques par infiltration-Epuration: Rôle respectif des différents compartiments. *Bull. information Eaux*, A.F.E.E. édit., Paris, n° 350, pp. 11-22.

Boniface R., Guiraud G. et Mariotti A. (1987): Engrais azotés; alimentation des plantes et pollution Rapport pour Minist. Env., Paris, France, 44 p.

Bosset E. (1981): Evolution des concentrations en nitrates des eaux souterraines en Moyen Pays Vaudois. Tech. Sci. Méth.- *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n°1, pp. 19-27.

Bourgogne P. (1988): Evolution de la teneur en nitrate des eaux distribuées sur Caen. Tech. Sci. Méth.- *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n°4, pp. 192-196.

Bouton D. et Froment P. (1985): Mise en évidence de zones aquifères à faibles teneurs en nitrates en Champagne crayeuse- Vallées de l'Aube et de la Seine. *Hydrogéologie.*, B.R.G.M. édit., Orléans, France, n° 4, pp. 285-291.

Burns R.C., and Hardy R.W.F.(1975): Nitrogen fixation in bacteria and higher plants. New York : Springer-Verlag. 189 p.

CAST (Council for Agricultural Science and Technology) (1976): Effect of increased nitrogen fixation on stratospheric ozone. Report no. 53.

Cathelain M. et Demiautte J.P. (1985): Capacité des sols à assurer l'assainissement autonome. *Hydrogéologie.*, B.R.G.M. Min. édit., Orléans, France, n°2; pp. 149-157.

Caulier P. et Préaux C. (1983): Recherche sur l'origine et le devenir des composés azotés détectés dans certains aquifères captifs - Secteur captif de la nappe de la craie dans la région Nord de la France (feuilles de Lille-Carvin-Douai) - Interprétation des données existantes; Note pour la C.E.E. par S. G. R.Nord-Pas de Calais du B.R.G.M., Lezennes, France. 83 NPC 38, 12 p.

Chalot F. (1988): L'état d'avancement des schémas départementaux d'élimination des

matières de vidange. Tech. Sci. Méth.- *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n° 3, pp. 153-159.

Chandrasekhar S. (1943): Stochastic problems in physics and astronomy. *Rev. of Modern Physics*, Vol; 15(1), 1-90.

Chedal M. (1975): L'élimination de l'ammoniaque des eaux potables. Tech. Sci. Méth.- *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n° 5, pp. 173-185.

Collin J.J. et Landreau A. (1984): Les nitrates dans les eaux souterraines- Constat de situation- Principales études et programmes de recherches en cours au S.G.N. Rapport pour la réunion du comité eau-nitrates par B.R.G.M., Orléans, France. 84 SGN 148 EAU, 14 p.

Comly A. (1945): A Amer. Med. Ass.

Coutelle J., Ravarini P., Chapotard J.-M. et Horvat J.M. (1988): Elimination simultanée des nitrates et de l'ammoniaque- Bactéries contre nitrates. *Genie Rural*, Pyc édit. , Paris, France, n°12; pp. 80-82.

Crampon N., Droz B. et Porel G. (1982): Complémentarité des traçages d'essai et des études hydrodynamiques pour la connaissance de la répartition spatiale des caractéristiques d'un milieu calcaire fissuré. Exemple de la craie sur le site expérimental de Béthune. Colloque Orléans, les milieux discontinus en hydrogéologie. Document B.R.G.M. n° 45, 233-252.

Crutzen P.J. (1976): Upper limits on atmospheric ozone reductions following increased application of fixed nitrogen to the soil, *Geophys. Res. Letters* 3 (3) : 169-172.

Deguin A. (1985): Agrément du procédé Nitracycle pour l'élimination des nitrates sur résine. Trib. Cebedeau, Cebedoc édit., Liège, Belgique, n° 502, 38, pp. 47-48.

Deguin A. (1988): Incidence des résines échangeuses d'anions sur la qualité de l'eau traitée selon le procédé Nitracycle. . Tech. Sci. Méth.- *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n°4, pp. 213-234.

Delay F. Dzikowski M. and de Marsily G. (1993): A New Algorithm for Representing Transport in Porous Media in One Dimension, Including Convection, Dispersion, and Interaction with the Immobile Phase with First-Order Kinetics. *Math. Géol.*, v. 25, n. 6, p. 689-712.

Desprez N., Landreau A. et Vogt D. (1983): Evolution de la vulnérabilité des aquifères libres du département de l'Indre et Loire aux nitrates d'origine agricole. Rapport pour Minist. Env. par B. R. G. M., Orléans, France, 83 SGN 049 EAU, 26 p.

Dieulin A. (1980): Propagation de pollution dans un aquifère alluvial. L'effet de parcours. Thèse de Doc. Ing., Univ. de Paris VI, 207.

- Douay F., Billionnet J.M., Masson F.X. et Pelletier J.L. (1985):** Etude des moyens destinés à réduire la teneur en nitrate des eaux souterraines prélevées au champ captant d'Airon-Saint-Vaast - Partie III : pédologie, inventaire de l'occupation du sol et étude du mode de circulation et d'infiltration des eaux pluviales. Rapport pour la ville de Berck-sur-Mer par I. S. A. et S. R. A. E. Nord-Pas de Calais, Lille, France, 73 p.
- Duchemin J., Dufils J., et Paris M. (1988):** Nitrate et santé : la situation en Normandie. Actions de prévention en matière d'eau d'alimentation. Tech. Sci. Méth.- *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n°4, pp. 181-191.
- Dunn N. (1985):** Des moyens plus rapides d'analyse. Le sillon, Deere & Compagny édit., Mannheim, R.F.A., mars-avril, pp. 10-11.
- Dutil P. & Muller J.-C. (1979):** L'épandage des eaux résiduaires des industries agricoles en Champagne crayeuse. P.V. Acad. Agr., Paris, France, pp. 989-1005.
- Foulhouze R. (1988):** Nitrates et eaux d'alimentation. Tech. Sci. Méth.- *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n°4, pp. 171-176.
- Fried J.J. (1975):** Groundwater pollution. Developments in water science, Ed. Elsevier, 330.
- Fried J.J. et Combarous M.A. (1971):** Dispersion in porous media. Advances in hydroscience, Ed. Van Te Chow, vol 7, 167-282.
- Gambel A.W. & Fisher D.W. (1964):** Occurrence of sulfate and nitrate in rainfall. *J. Geophys. Res.* 69(20): 4203-4210.
- Gelhar L.W. (1986):** Stochastic subsurface hydrology from theory to applications. *Water Resour Res.*, vol.22, n° 9, 135 -145.
- Gelhar L.W. , Gutjhar A.L. et Naff R.L. (1979):** Stochastic analysis of macrodispersion in a stratified aquifer. *Water Resour. Res.*, Vol. 15, n° 6, 1387-1397.
- Geng Q.Z., girarg G. et Boniface R. (1986):** Modélisation du lessivage de nitrate dans une case lysimétrique, case II de l'INRA de Versailles. Rapport interne CIG de l'Ecole des Mines de Paris LHM / RD / 86 /61.
- Geng Q.Z. (1988):** Modélisation conjointe du cycle et du transfert des nitrates dans un système hydrologique. Thèse E.N.S.M., Paris, 183 p.
- Goblet P. (1981):** Modélisation des transferts de masse et d'énergie en aquifère. Thèse doct. Ing. Univ. P. et M. Curie, 224 p.
- Gounelle de Pontanel H. (1972):** Eau d'alimentation -nitrates- *Ann. Hyg. L. Fr. Med. et Nut.* T. 8, n° 1, p. 72;
- Gouze J.-R. (1988):** Bilan des apports en nitrates provenant des installations classées.

Solutions adoptées et problèmes restant à résoudre. Tech. Sci. Méth.- *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n°4, pp. 206-208.

Guenault B. (1985): Des agriculteurs combattent la pollution. Le sillon, Deere & compagny édit., Mannheim, R.F.A., septembre, pp. 5-6.

Gupta S.K., Batta R.K. et Pandey R.N. (1980): Evaluating hydrodynamic dispersion coefficients. *J. of Hydrol.*, vol. 47, p. 369-372.

Hanus F. et Bernard C. (1988): Dénitrification des eaux potables dans un réacteur biologique à élimination continue de la biomasse en excès : un procédé inédit. Tech. Sci. Méth.- *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n°4, pp. 243-246.

Hill R.D., Rinker R.G. and Wilson W.D. (1980): Atmospheric nitrogen fixation by lightning, *J. Atmos. Sci.* 37 : 179-192.

Institut Géographique National (I.G.N.) (1983): Erosion des terres agricoles d'après photographies aériennes - Ligescourt (Somme). I. G. N. édit., Paris, France, 24 p.

Kamp-Nielsen L. & Andersen J.M. (1977): A review of the literature on sediment: Water exchange of nitrogen compounds. *Prog. Wat. Tech.* 8 (4-5), pp. 393-418.

Keeney D.R. (1973): The nitrogen Cycle in Sediment-Water Systems. *J. Environ. Quality.*, 2 (1), pp. 15-29.

Kerbaul A., Morfaux P. et Landreau A. (1979): L'épandage des effluents sur terrain agricole. Effet sur la zone non saturée de la craie en Champagne. Rapport pour Minst. Ind. par B. R. G. M., Orléans et Remis. France, 79 SGN 229 HYD/CHA, 7 p.

Klotz D. Seiler K.P. Mose H. et Neumaier F. (1980): Dispersivity and velocity relationship from laboratory and field experiments. *J. of Hydrol.*, Vol. 45, 169-184.

Labroue J., Tourenq J.N., Mieussens C., Robert J., Donville B. (1988): Rôle des lacs de graviers dans la diminution des teneurs en nitrate des aquifères alluviaux de la vallée de la Garonne. Essai de quantification; *Ann. Limn.* 24(1), p. 31-38.

Lallemand-Barres A. (1974): Quelques cas de pollution des eaux souterraines par les nitrates, en milieu rural (étude documentaire). Rapport pour Minst. Ind. par B.R.G.M., Orléans, France, 76 SGN 207 AME, 79 p.

Lallemand-Barres A., Debuisson J., Landreau A., Margat J. & Roussel P. (1987): Teneurs en nitrate des nappes phréatiques de la France - Etat des connaissances - 2^{ème} édition : 1986. Pour Minst. Env. par B. R. G. M., Orléans, France, 87 SGN 237 EAU, une carte couleurs au 1/1.500 500.

Lallemand-Barres A., Landreau A., Margat J. & Roussel P. (1985): Teneurs en nitrate des

nappes phréatiques de la France - Etat 1983. Rapport pour Minst. Env. par B.R.G.M., Orléans, France, 85 SGN 442 EAU, 18 p.

Landreau A. & Morissot A. (1983): Evolution de la vulnérabilité des aquifères libres aux nitrates d'origine agricole. Rapport pour Minst. Env. par B.R.G.M., Orléans, France, 83 SGN 026 ENV, 60 p.

Landreau A. & Roux J.-c. (1984): Les nitrates dans les eaux souterraines - Exemples de répartition et d'évolution des teneurs dans quelques aquifères français. Rapport pour Colloque Nat. Ass. Internat. entretiens écologiques par B.R.G.M., Orléans, France, 84 SGN 361 ENV, 51 p.

Landreau A. (1983): Fertilisants azotés et qualité des eaux souterraines - Cartographie des zones vulnérables (Application sur le département de l'Indre et Loire). Rapport pour Minst. Env. par B.R.G.M., Orléans, France, 11 p.

Landreau A., Talbot H. & Caillibotte A. (1984): Dénitrification provoquée des eaux souterraines. Note tech. du B.R.G.M., Orléans, France, 84/02, 12 p.

Lardy J.M. (1992): Les prélèvements d'eau souterraine du Val d'Oise. 42 p.

Larminat G. de (1987): L'élimination des nitrates dans les eaux potables - Principes et application industrielle. Journée « Azote » organisée par Groupe Action Rég. Nord-Picardie, Arras, France. 18 p.

Lavoux T. (1987): La pollution nitratée - Les politiques menées en R.F.A., au Royaume-Uni et aux Pays-Bas - Synthèse. Tech. Sci. Méth. - *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n° 2, pp. 100-101.

Lecuyer P. (1988): Impact des nitrates sur la qualité des eaux et points noirs. Sci. Méth. - *L'eau*, A.G.H.T.M édit., Paris, France, n° 4, pp. 203-205.

Lehrmann P. (1984): Contribution à l'étude de la dynamique et des transferts de l'azote minéral en sols cultivés sous climat semi-continentale. Thèse Doct. Ing., I. N. P. Lorraine, Nancy, France. 174 p.

Leviandier Th. et Didon J.F. (1982): Qualité des eaux résultant du lessivage des sols agricoles, cas des bassins de l'Orgeval (Seine et Marne) et de Cheret (Aisne).

Lheureux B. & Ballay D. (1982): Les programmes de réduction de la concentration en nitrate. Génie rural, Pyc. édit., Paris, France, n° 12, pp. 7-10.

Lindemann Y. (1986): Contribution à l'étude statistique des répartitions et à la modélisation de la dynamique de l'azote nitrique dans le sol. Thèse état, Univ. Orsay, Paris, France. 310 p.

Logan J.A. (1983): Nitrogen oxides in the troposphere : Global and regional budgets, *J.*

Geophys. Res. 88 (C15) : 10785-10807.

Mariotti A. & Landreau A. (1986): Etude de transfert et de l'évolution des nitrates dans les aquifères au moyen du traçage isotopique naturel ¹⁵N. *Hydrogéologie*, B.R.G.M. édit., Orléans, France, n° 1, pp. 77-86.

Mariotti A., 1986: La dénitrification dans les eaux souterraines, principes et méthodes de son identification. *J. Hydrol.*, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, Pays-Bas, 88, pp. 1-23.

Mariotti A., Ben Halima A. & Berger G. (1976): Apport de l'étude isotopique de l'azote à la connaissance de la pollution des aquifères souterrains par les nitrates en milieu agricole (Brie, Beauce - France). *Revue Géogr. Phys. Géol. Dyn.*, Paris, France, (2), vol. XVIII, pp. 375-384.

Mariotti A., Létolle R., Blavoux B. & Chassaing B. (1975): Détermination par la teneur naturelle en ¹⁵N, de l'origine des nitrates : résultats préliminaires sur le bassin de Mélarchez (Seine-et-Marne). C.R. Acad. Sci., Paris, France, t. 280, Série D, pp. 423-426.

Marsily G. de (1980): Cours d'hydrogéologie E.N.S.P. Fontainebleau. Centre Info. Geol., 273.

Marsily G. de (1981): Hydrogéologie quantitative. Collection science de la terre; Ed Masson; Paris, 215.

Martin G. & Bontoux j. (1981): Dénitrification, Trib.Cebedeau, Cebedoc édit., Liège, Belgique, n° 457,34, pp. 527-535.

Martin G. (1979): Le problème de l'azote dans les eaux technique et documentation.

Mc onnel J.C. (1973): Atmospheric ammonia. *J. Geophys. Res.* 78: 7812-7821.

Meybeck M. (1982): Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers, *Amer. J. Sci.* 282 : 401-450.

Ministère chargé de la santé (1988): Teneurs en nitrate des eaux destinées à la consommation humaine en 1985 - 1986 - 1987. Paris, France. 35 p.

Ministère de l'agriculture et de forêt (octobre 1990): Fertilisation azotée et lutte contre la pollution des eaux par les nitrates. Mission Eau-Nitrates, 62 p.

Morin G., Cluis D., Couillard D., Jones H.G. et Gauthier M. (1987): Modélisation de l'azote total en rivière à l'aide d'un modèle quantité - qualité CEQUEAU.
note interne de l'INRA- eau, Université du Québec.

Pfannkuch H.O. (1963): Contribution à l'étude de déplacement de fluides mixibles dans un milieu poreux. *Revue de l'I.F.P.* Vol. 91(SA3), 17-29.

- Pitot J. (1983):** Conditionnement et valorisation des boues de stations d'épuration d'eaux usées urbaines. Bull. Liaison Labo. P. et Ch., L.C.P.C. édit., Paris, France, n° 125, pp. 17-23.
- Poher J. (1988):** Nitrates provenant des installations classées agricoles. Sci. Méth. - *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n° 4, pp. 197-202.
- Porel G. (1982):** Paramètres hydrodispersifs de la nappe de la craie sur le site expérimental de Béthune (Pas-de-Calais). Mém. D.E.A., Univ. de Lille, 51.
- Prat . (1982):** Simulation numérique du transfert de produits réactifs dans les sols. Cas de l'azote dans les relations bassin versant - rivière.
- Prickett T.A., Naymik T.G. et Lonngui S.T. (1981):** « A random walk solute transport Model for Selected Grounwater Quality Evaluations ». Illinois State Water Survey, Chanpaign, Bulletin 65.
- Ravarini P., Coutelle J. & Damez F. (1988):** L'usine de Dennemont. Une unité de dénitrification à grande échelle. Tech. Sci. Méth. - *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n° 4, pp. 235-240.
- Richard Y. & Burriat J. (1988):** Azurion. Elimination des nitrates par résines échangeuses d'ions. Tech.Sci. Méth. - *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n° 4, pp. 227-230.
- Richard Y. & Leprince A.(1980):** L'azote dans le traitement des eaux potables - Les traitements biologiques. Tech.Sci. Méth. - *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n° 4, pp. 167-181.
- Richard Y. & Partos J. (1986):** Elimination biologique des nitrates en vue de la production d'eau potable - Bilan de fonctionnement des deux installations industrielles. Tech.Sci. Méth. - *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n° 3, pp. 141-147.
- Ringuelet R. (1985):** Un bel exemple d'épuration des eaux domestiques poussée jusqu'à la décontamination fécale avec des méthodes naturelles douces et rustiques - Le bassin versant de l'étang de Salces-Leucate. Tech.Sci. Méth. - *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n° 4, pp. 187-201.
- Roussel Ph. et Richard M. (1976):** Alimentation en eau des communes rurales du Vexin (Val d'Oise), vulnérabilité des ressources aquifères. B.R.G.M. 76 SGN 348 BDP, p: 66.
- S.A.F.E.G. (1985):** Etude des ressources aquifères de la craie dans les bassins hydrogéologiques de l'Aubette de Meulan, l'Aubette de Magny et dans la vallée de l'Epte.p: 31.
- Sauty J.P. (1977):** Contribution à l'identification des paramètres de dispersion dans les aquifères par l'interprétation des expériences de traçage. Thèse de Docteur-ingénieur,

Grenoble, 157;

Sauty J.P. (1978): Identification des paramètres du transfert hydrodispersif dans les aquifères par interprétation de traçages en écoulement cylindrique ou divergent. *J.of Hydrol.*, Vol. 39, n° 1/2, 69-103.

Schweitzer R. , Stober I. et Strayle G. (1985): Auswertungsmöglichkeiten und Ergebnisse Von Tracerversuchen im Grundwasser. Abh. Geol. Land. Baden. Württemberg, Vol. 11, 93-139.

Screve A. (1984): La dénitrification des eaux d'alimentation. Thèse Pharma. Univ. Lille II, France, 116 p.

Seguin J.J. (1986): Cartographie automatique en hydrochimie - Application aux teneurs en nitrate de cinq départements du bassin Seine-Normandie. Rapport pour Minist. Env. par B.R.G.M., Orléans, France 86 SGN 251 EAU, 90 p..

Seguin J.J. (1988): Modélisation globale des transferts de nitrate dans un bassin hydrogéologique pour prévoir l'évolution des concentrations dans les eaux souterraines -Le modèle BICHE- Analyse de sensibilité. Rapport pour Minst. Env. par B. R. G. M., Orléans, France, 88 SGN 369 3E, 106 p.

Seux R., Soulard B., Boutin P & Bechac J.P. (1985): Azote et phosphore dans un cours d'eau du Nord de la Bretagne : origine des apports, estimation des flux. Trib. Cebedeau, Cebedoc édit., Liège, Belgique, n° 497, 38, pp. 11-24.

Sibony J. (1979): Traitement physico-chimique des nitrates et de l'ammoniaque pour la production d'eau potable. Tech. Sci. Méth. - *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n° 6, pp. 355-359.

Simpson H.J. (1977): Man and the global nitrogen cycle. In *Global Chemical Cycles and Their Alterations by Man*, ed. W. Stumm, pp. 253-174. Berlin : Dahlem Konferenzen.

Six P., Sprit F. & Godfroy B. (1989): L'interprétation des résultats d'analyses de boues d'épuration assistée par micro-ordinateur. Tech. Sci. Méth. - *L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, n° 1, pp. 49-53.

Söderlund R. and Svensson B.H. (1976): The global nitrogen cycle. In *Nitrogen, phosphorus and sulphur- Global cycles*, ed. Sevensson B.H. and Söderlund R., pp. 23-73 SCOPE Report no, 7; Stockholm: Ecol. Bull. 22.

Soltner D. (1980): Phytotechnique générale, les bases de la production végétale.

Stumm W. (1972): The acceleration of the hydrogeochemical cycling of phosphorus. In *The changing chemistry of the oceans*, ed. D. Dyrssen and D. Dagner, pp. 329-346. Nobel Sympos.

20. Stockholm: Almqvist and Wiksell

Thiery D. & Seguin J.J. (1985): Modélisation des transferts de nitrates dans un bassin hydrogéologique pour prévoir l'évolution des concentrations dans les eaux souterraines - Description du Modèle BICHE - Trois exemples d'application. Rapport pour Minst. Env. par B.R.G.M., Orléans, France, 85 SGN 663 EAU, 84 p.

Thiery D. & Seguin J.J. (1986): Un modèle hydrogéologique global de transfert de nitrate dans un bassin versant. Application aux sources de Provins et à la nappe de la Beauce à Pithiviers. *Hydrogéologie*, B.R.G.M., Orléans, France, n° 1, pp. 87-99.

Unffinck G.J.M. (1983): « A random walk method for the simulation of monodispersion in a stratified aquifer » IUGG 18 th General Assembly, Hamburg, Proceedings of the IAHS Symposia Vol., h52. ·

Unwin R.J. (1988): Nitrate loss from agricultural land, a review of experimental work.

Vasseur G. (1986): Céréales : une dose d'azote, ça se calcule. Le syndicat agricole, Nord, France, n° 2110 (11-04), 2 p.

Viaux P. (1983): Prévoir la fumure azoté des céréales : un calcul difficile. La France agricole, n° 1960 (21-01), 4 p.

Wang H.Q. (1987): Modélisation des transferts de masse en milieu saturé à double porosité. Application aux écoulements convergents en craie fissuré semi-confinée et multicouche. Thèse de Doct., Univ. de Paris XI, Orsay, 273.

Young C.P., Oakes D.B. et Wilkinson W.B. (1979): The impact of agricultural practices on the nitrate content of groundwater in the principal united kingdom aquifers. Conf. internat. « Environmental Management of argicultural Watersheds », Smolenice, Tchecoslovaquie; (23 au 27-04). 31 p.

Zuber A. (1974): Theoretical possibilities of two-wel pulsed method. Isotop Tech. in Grundwater Hydrology, Vol. 2, IAEA, Vienna, 277-294.

ANNEXE I

EVOLUTION DES TENEURS MOYENNES EN NITRATE, SULFATE ET CHLORURE DE 1977 A 1993

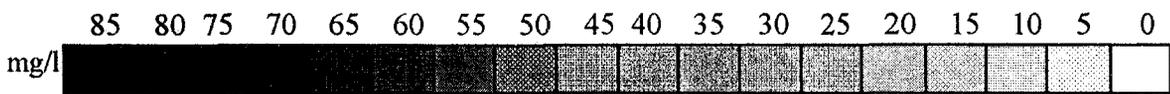
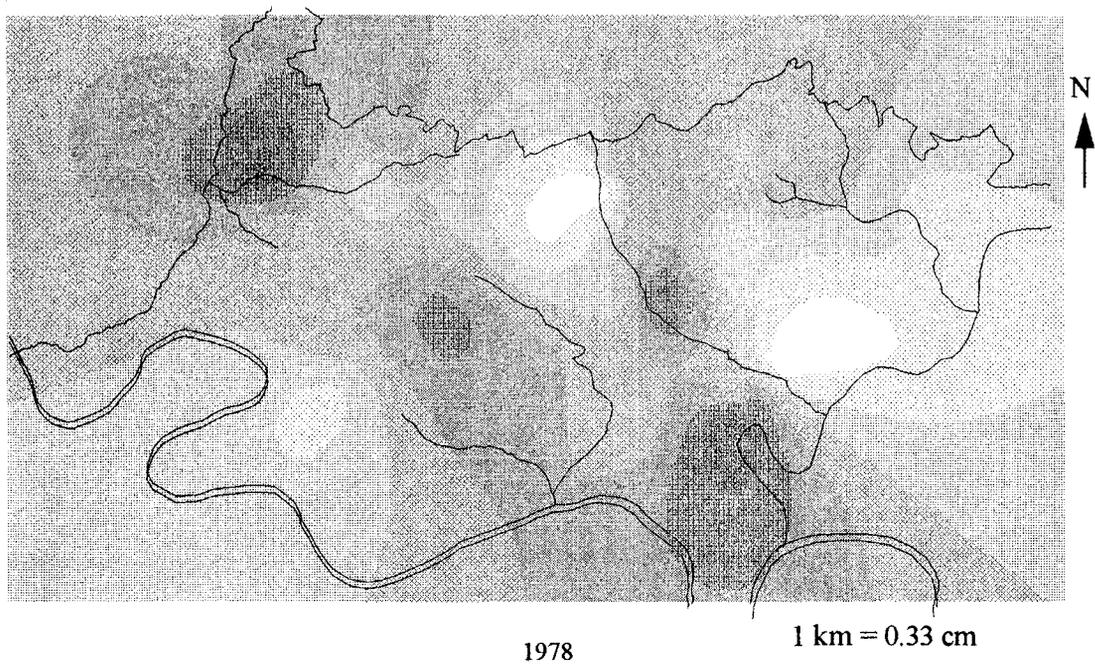
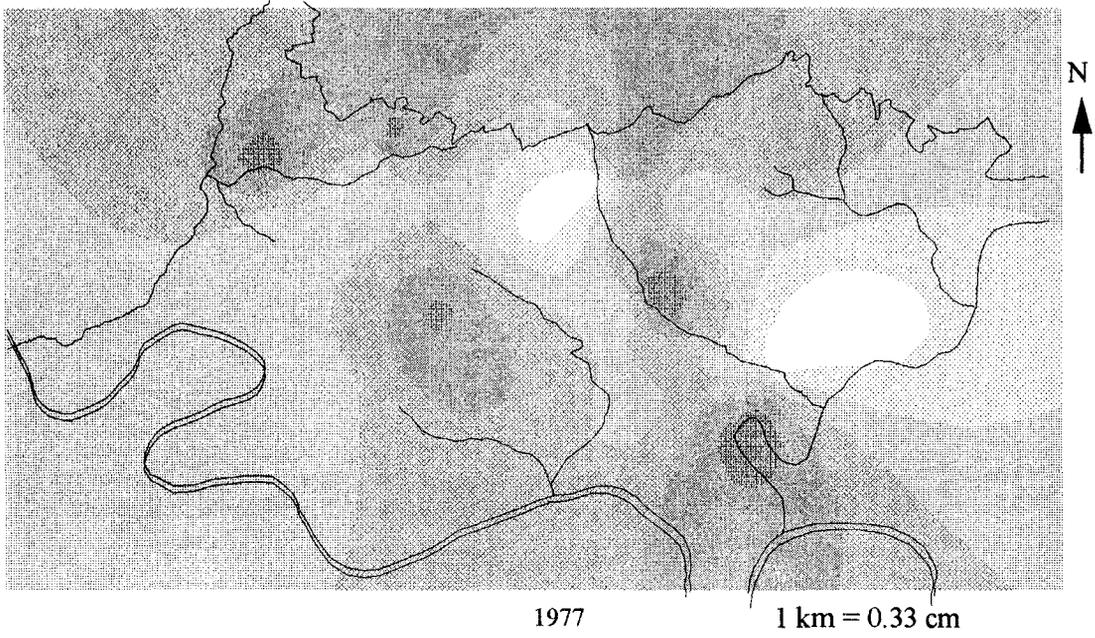
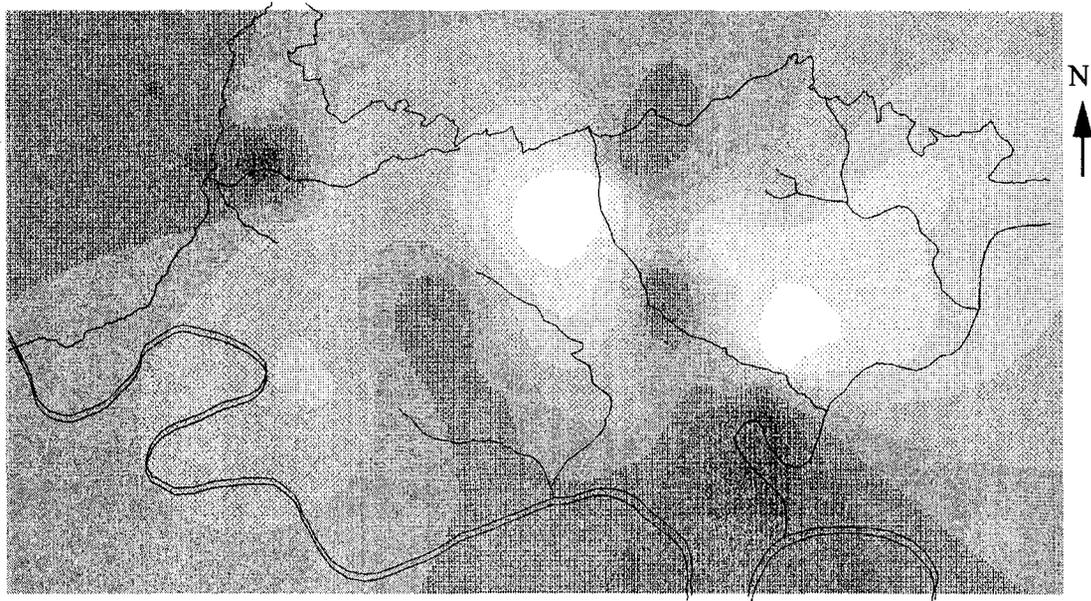


fig. 137: Cartes des teneurs moyennes en nitrate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1977 et 1978.



1979

1 km = 0.33 cm



1980

1 km = 0.33 cm

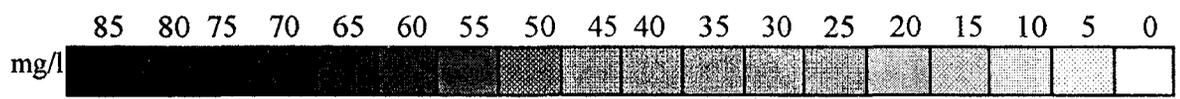
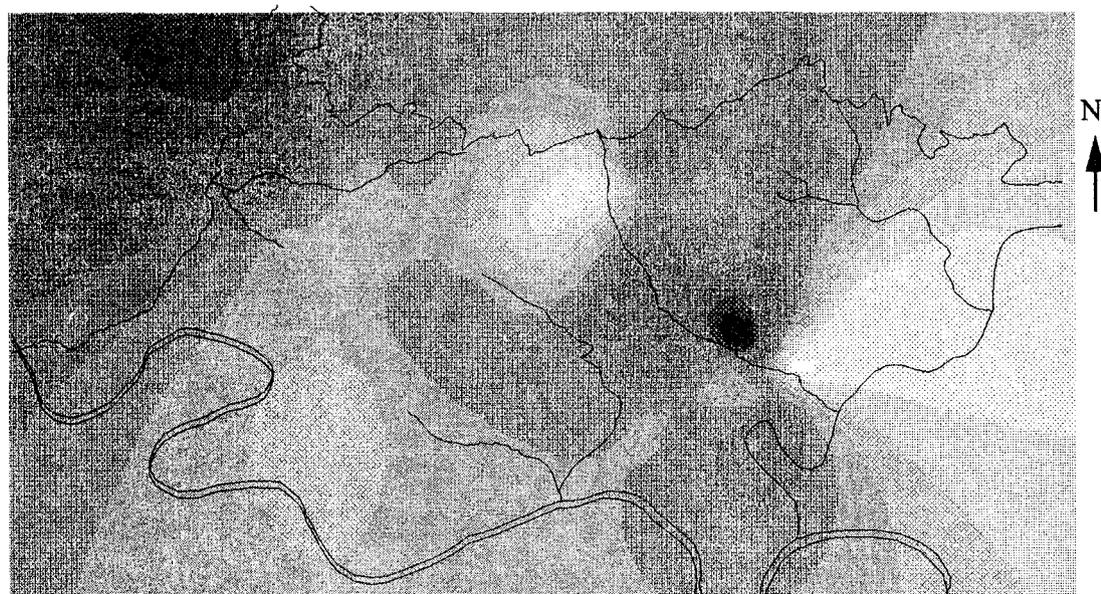


fig. 138: Cartes des teneurs moyennes en nitrate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1979 et 1980.



1981

1 km = 0.33 cm



1982

1 km = 0.33 cm

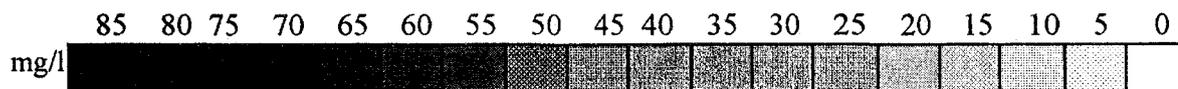
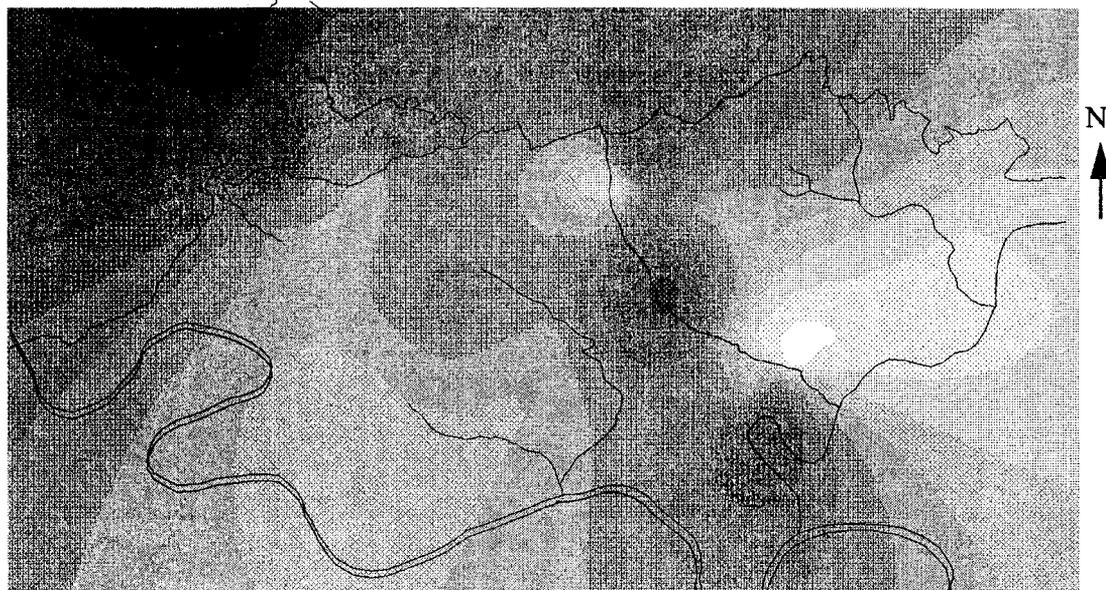


fig. 139: Cartes des teneurs moyennes en nitrate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1981 et 1982.



1983

1 km = 0.33 cm



1984

1 km = 0.33 cm

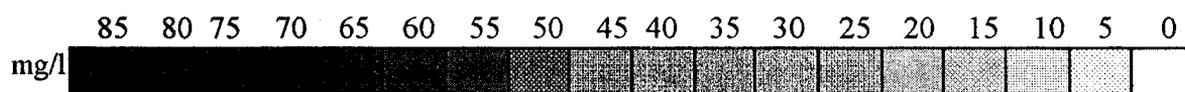
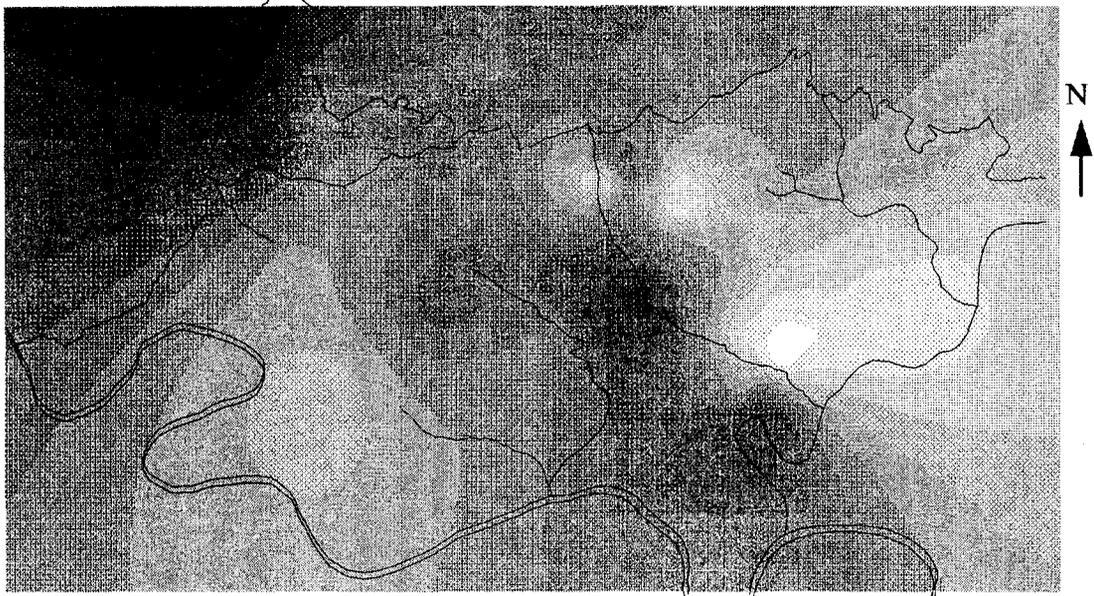


fig. 140: Cartes des teneurs moyennes en nitrate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1983 et 1984.



1985

1 km = 0.33 cm



1986

1 km = 0.33 cm

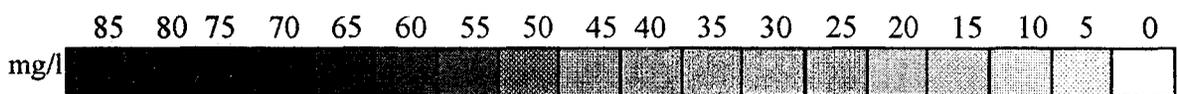
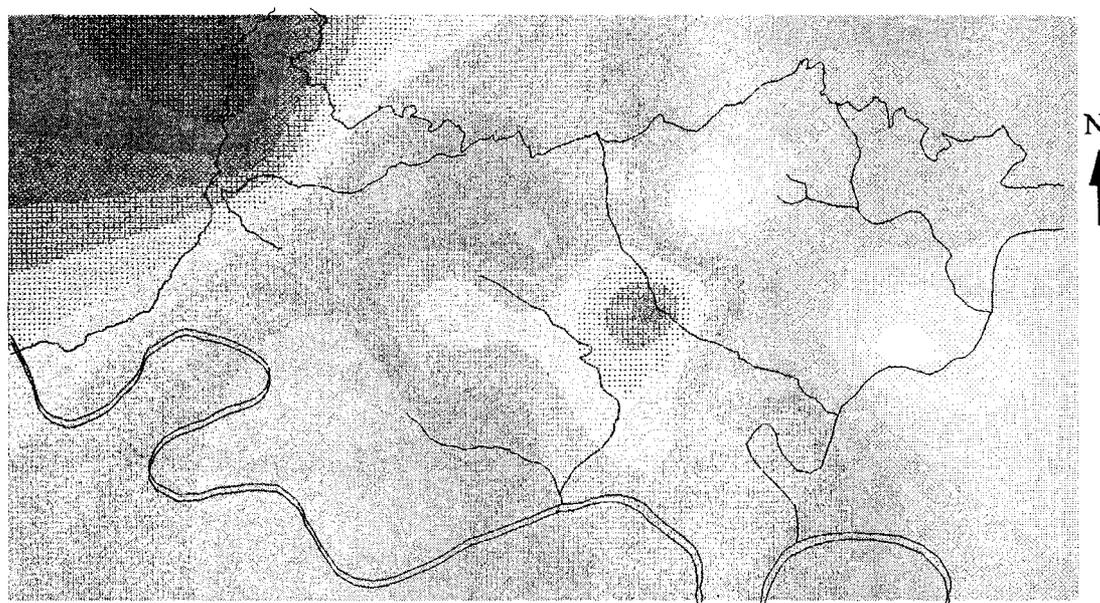


fig. 141: Cartes des teneurs moyennes en nitrate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1985 et 1986.



1987

1 km = 0.33 cm



1988

1 km = 0.33 cm

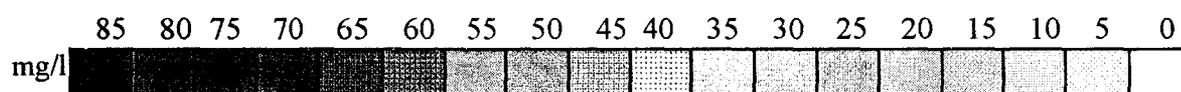
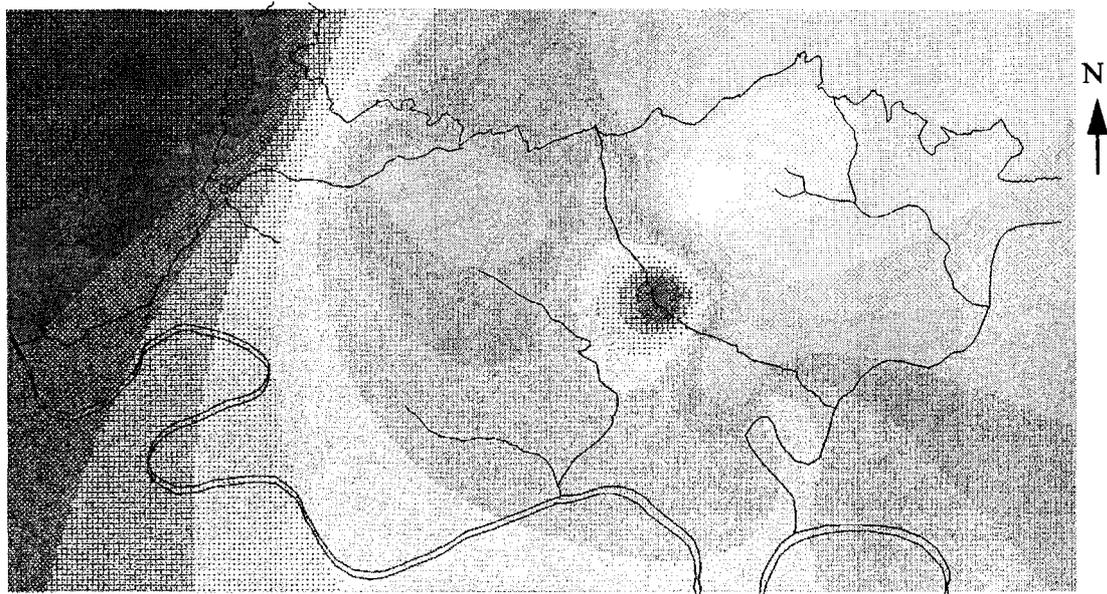
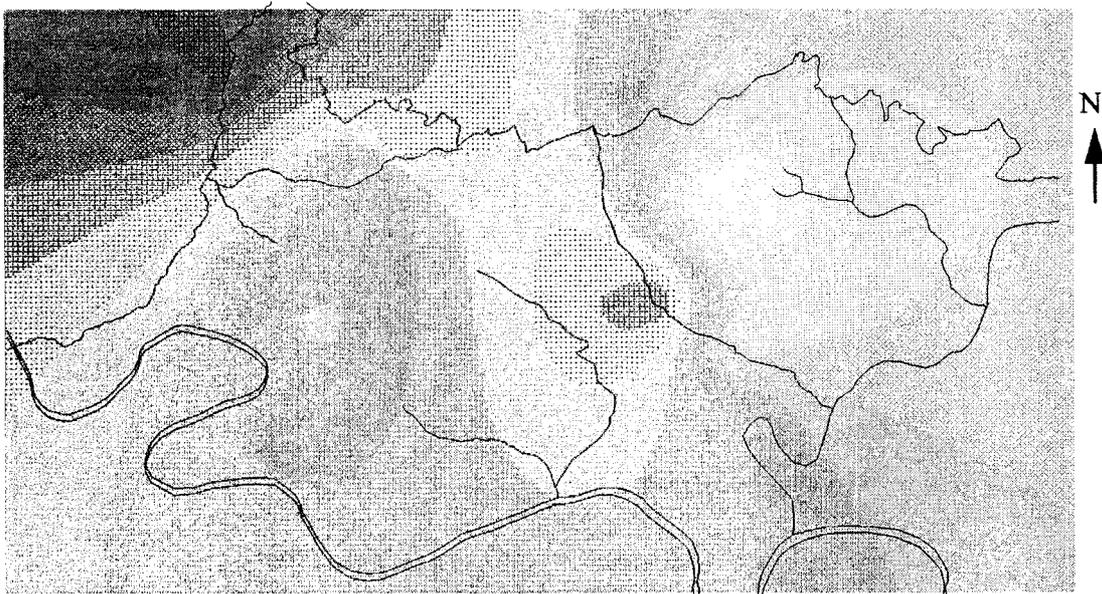


fig. 142: Cartes des teneurs moyennes en nitrate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1987 et 1988.



1989

1 km = 0.33 cm



1990

1 km = 0.33 cm

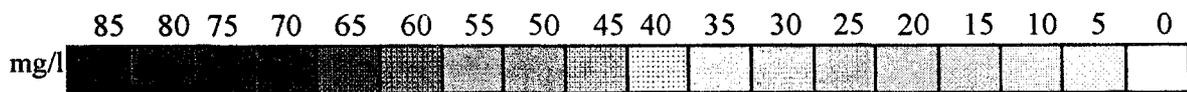


fig. 143: Cartes des teneurs moyennes en nitrate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1989 et 1990.

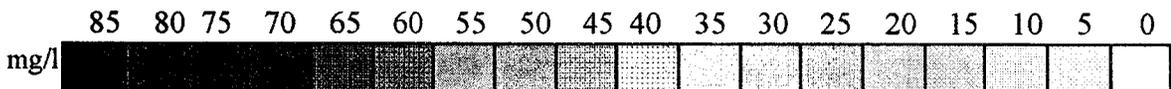
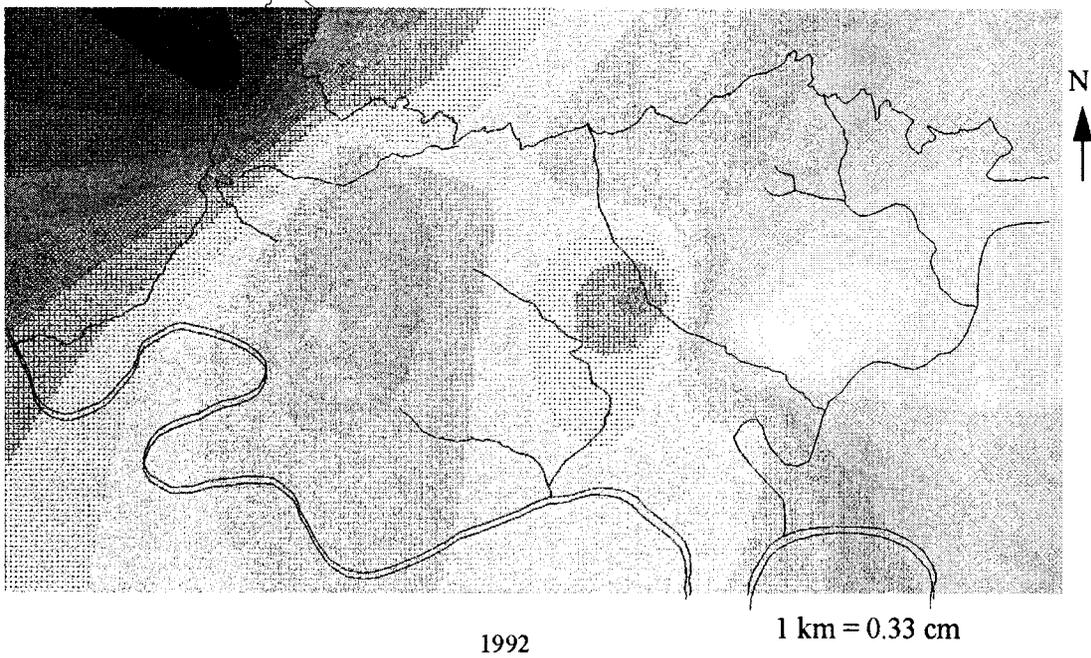
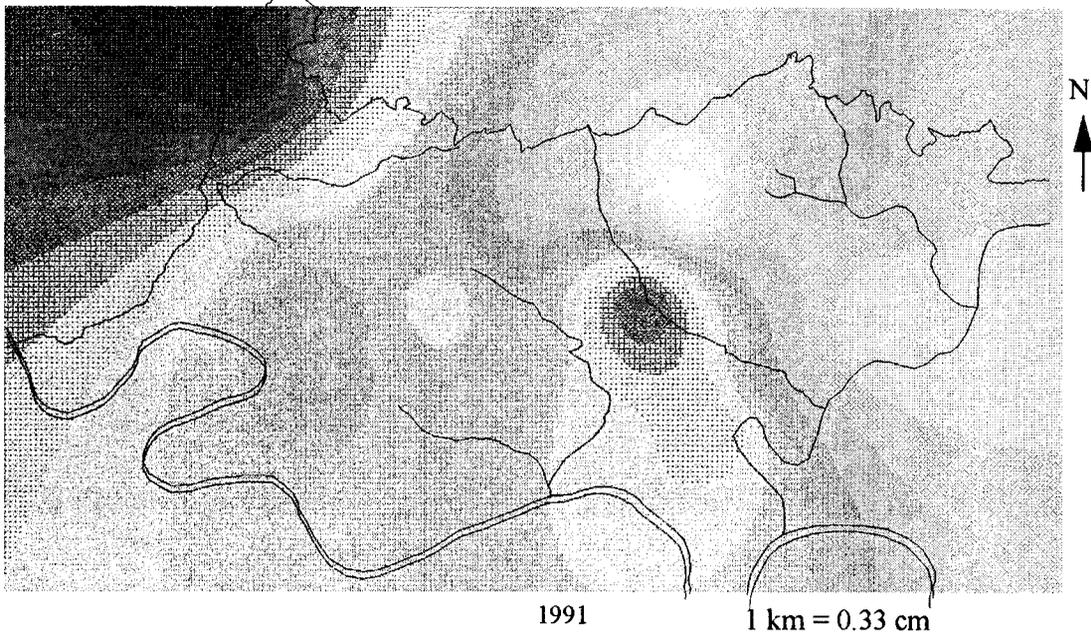


fig. 144: Cartes des teneurs moyennes en nitrate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1991 et 1992.

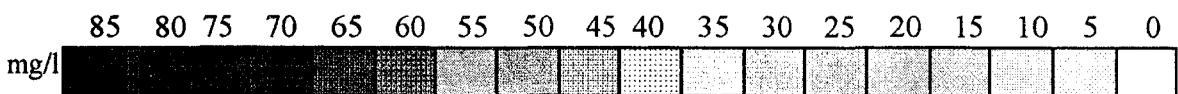


fig. 145: Carte des teneurs moyennes en nitrate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour l'année 1993.

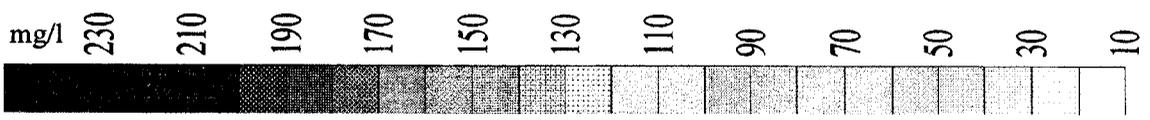
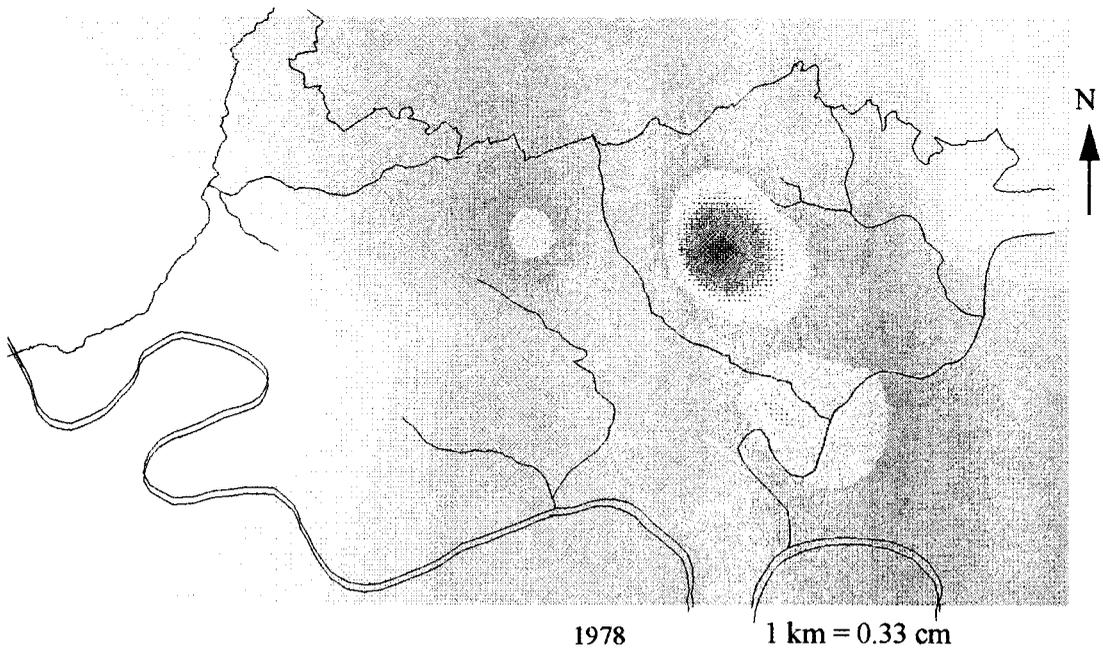
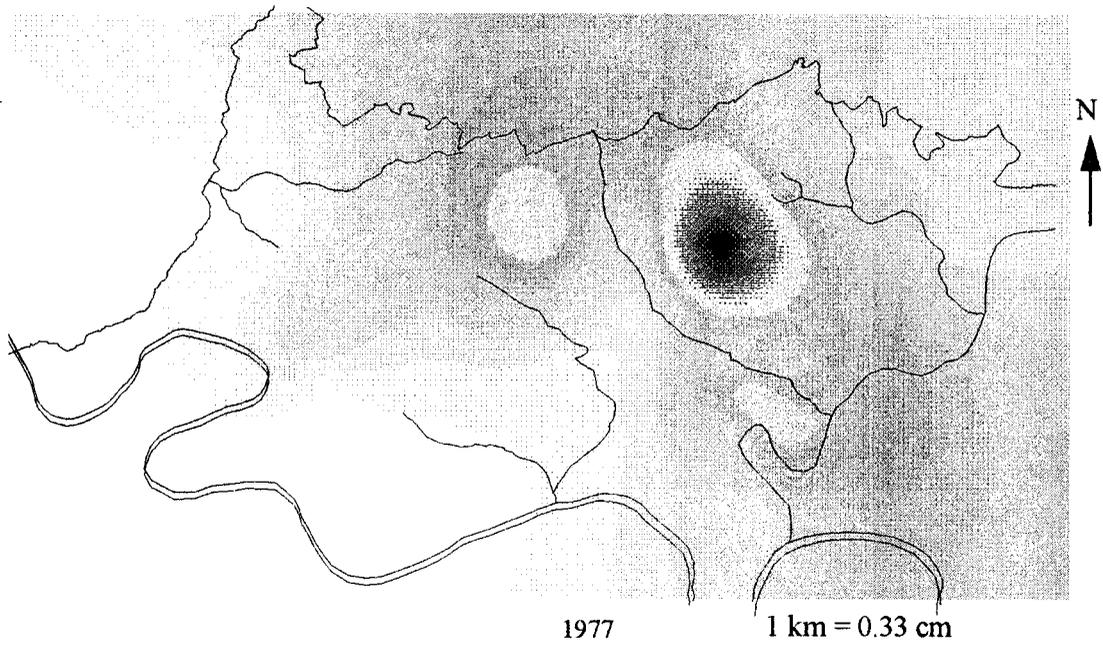


fig. 146: Cartes des teneurs moyennes en sulfate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1977 et 1978.

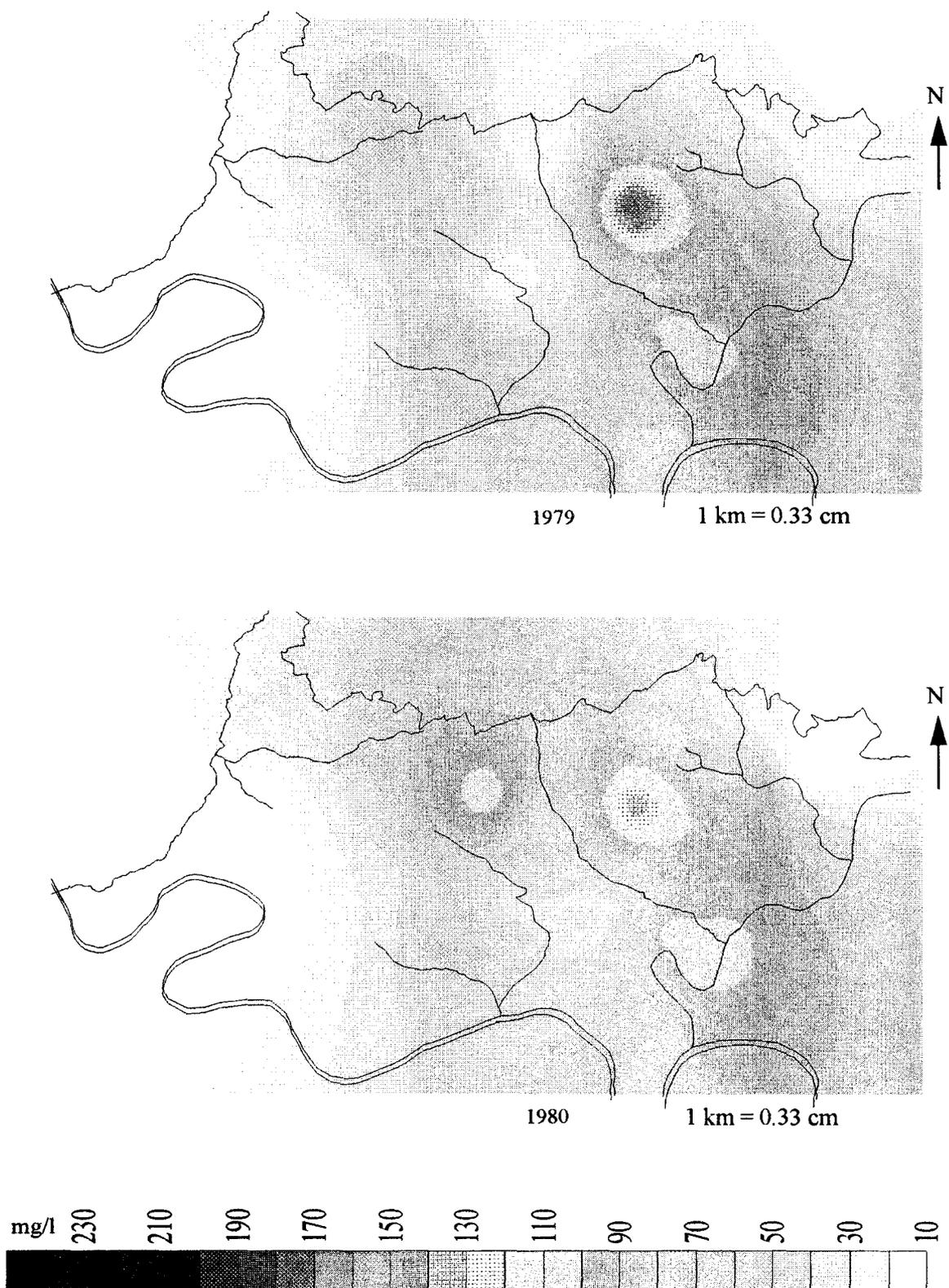


fig. 147: Cartes des teneurs moyennes en sulfate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1979 et 1980.

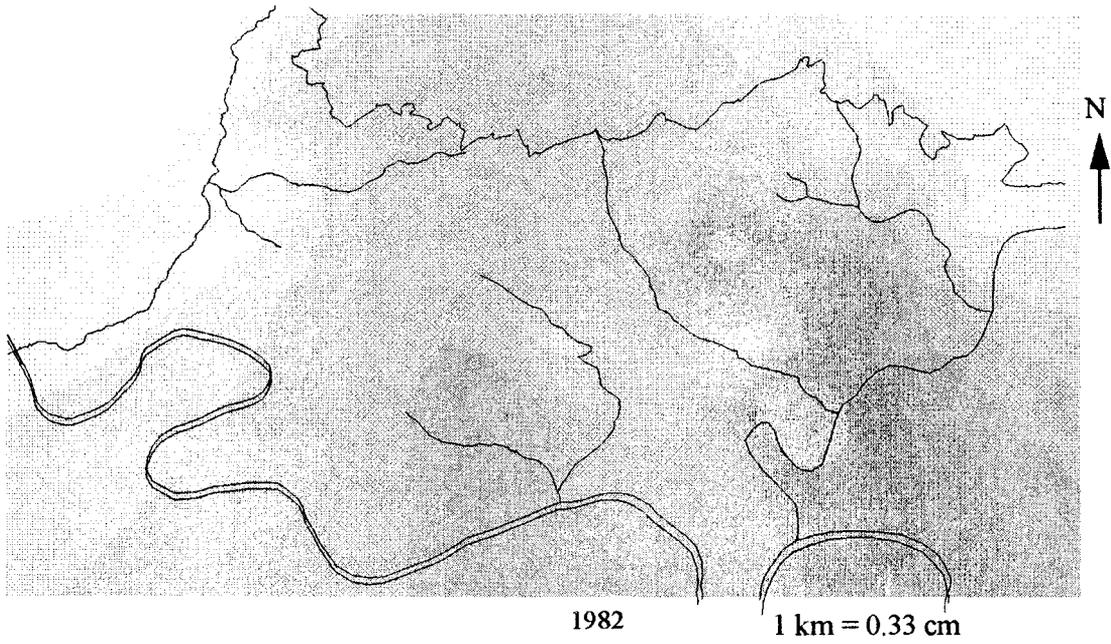
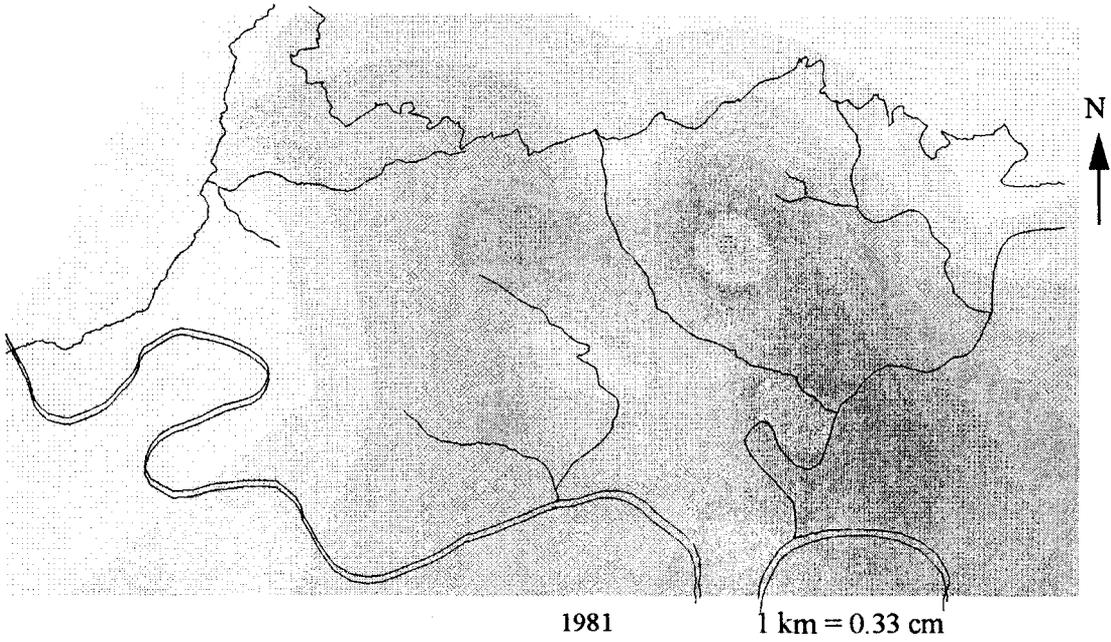


fig. 148: Cartes des teneurs moyennes en sulfate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1981 et 1982.

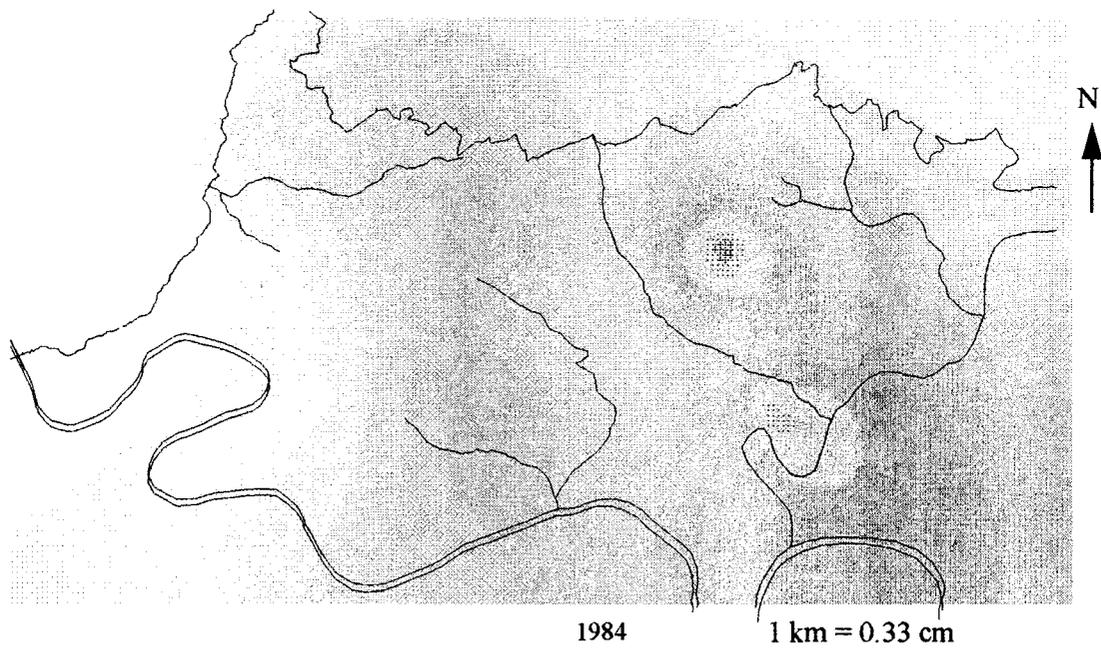
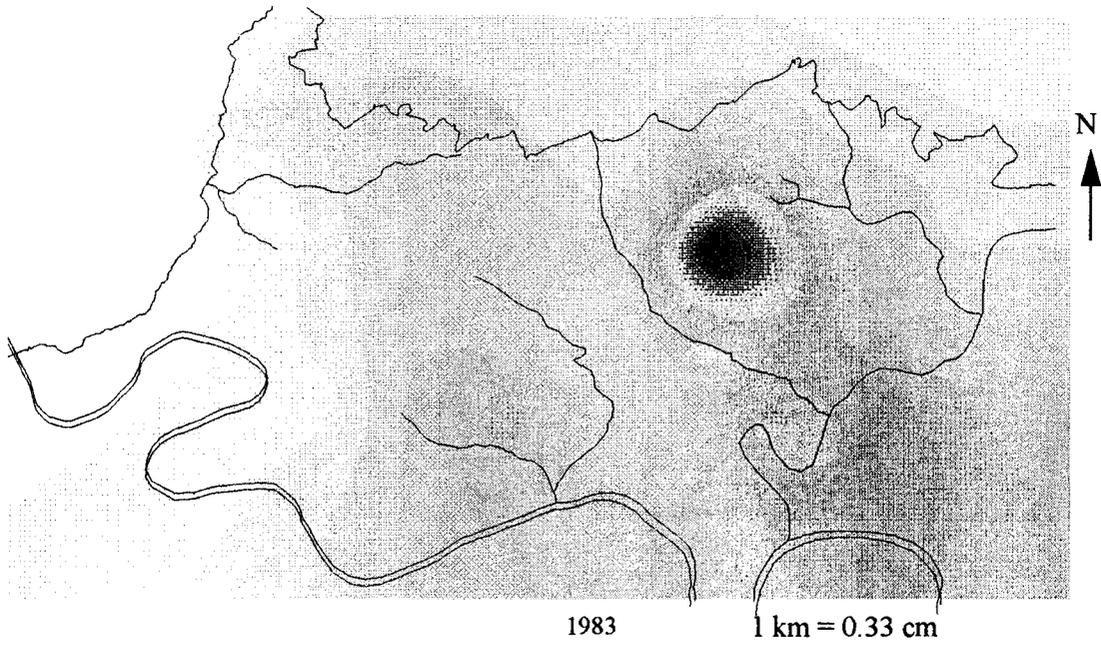


fig. 149: Cartes des teneurs moyennes en sulfate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1983 et 1984.

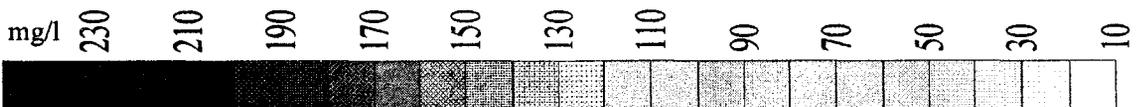
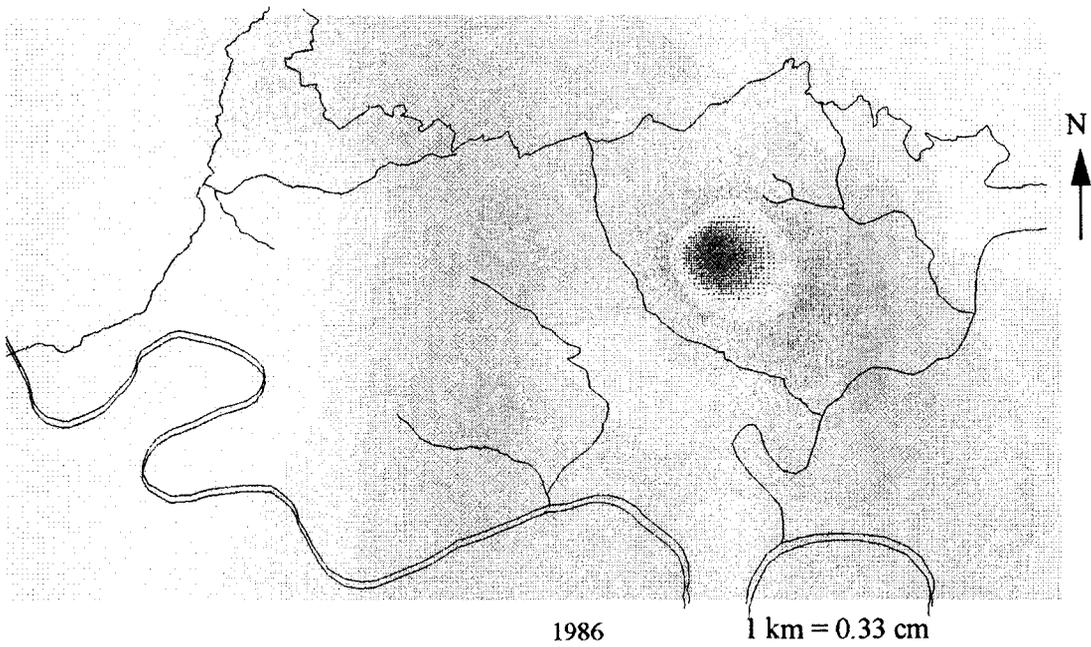
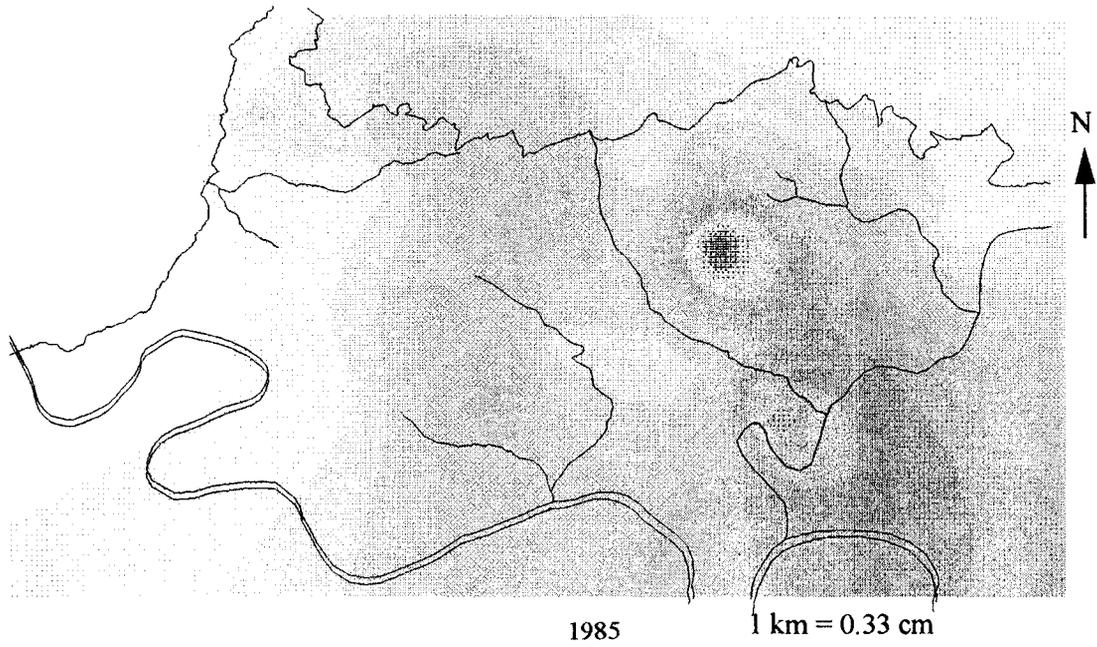


fig. 150: Cartes des teneurs moyennes en sulfate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1985 et 1986.

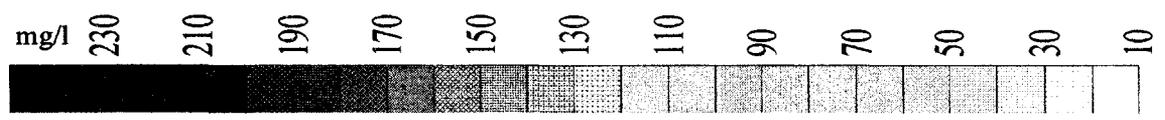
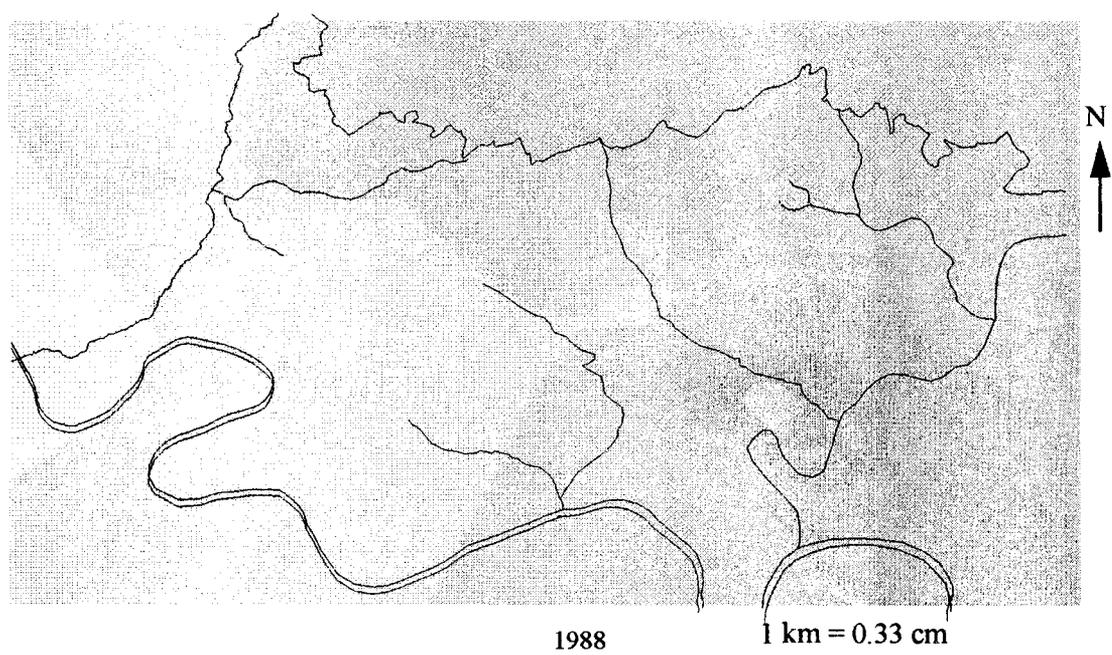
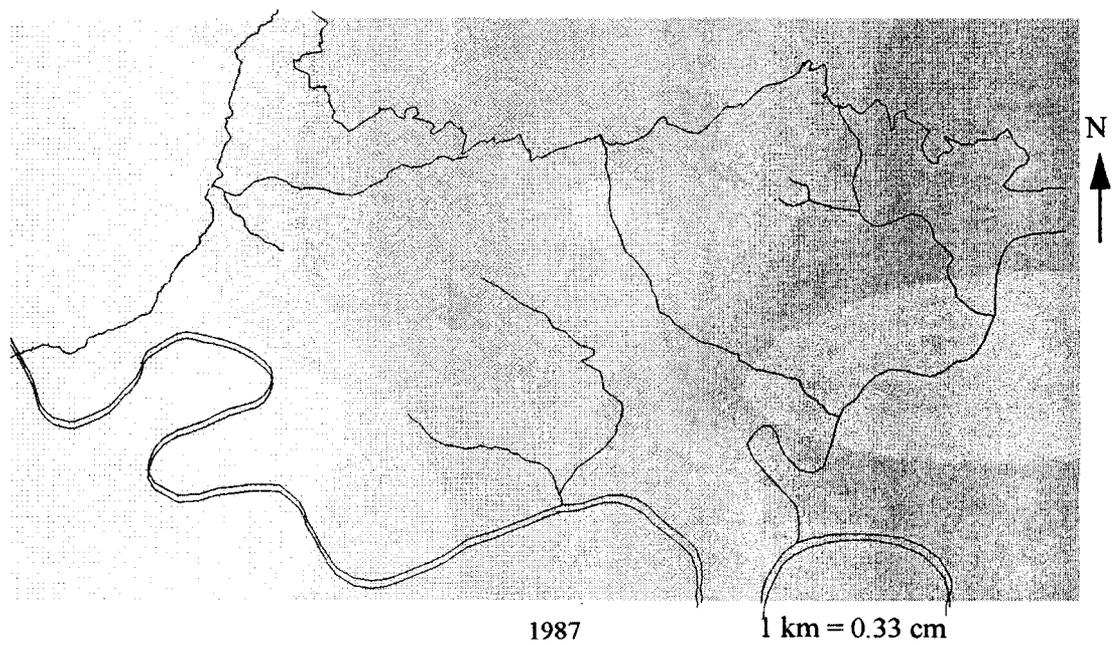


fig. 151: Cartes des teneurs moyennes en sulfate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1987 et 1988.

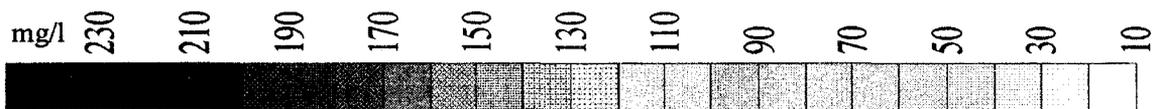
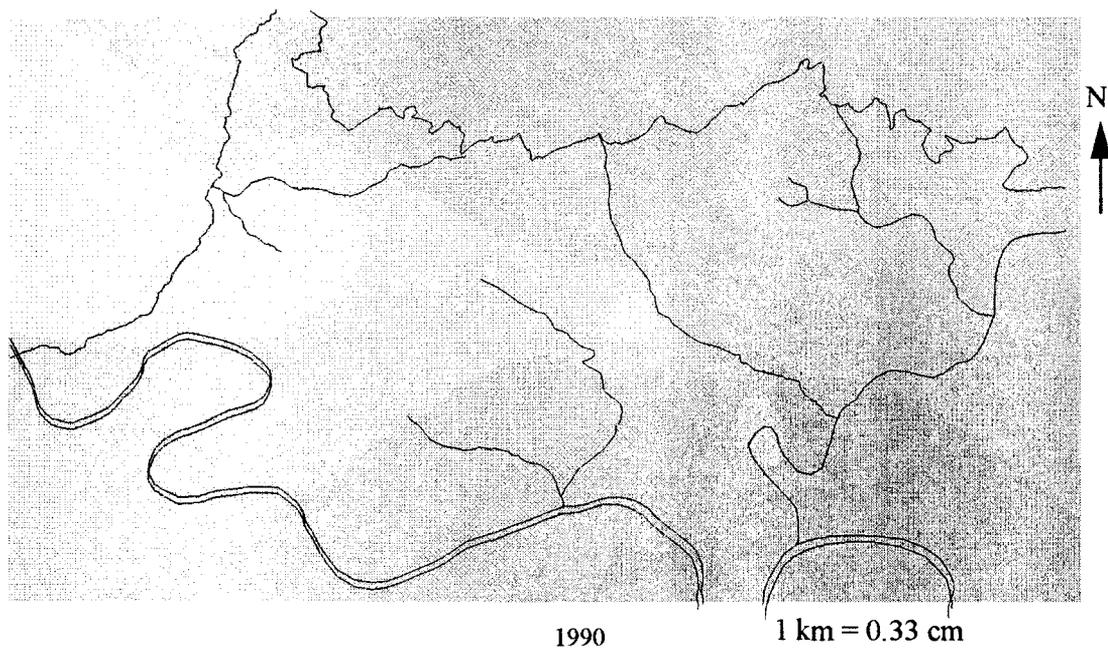
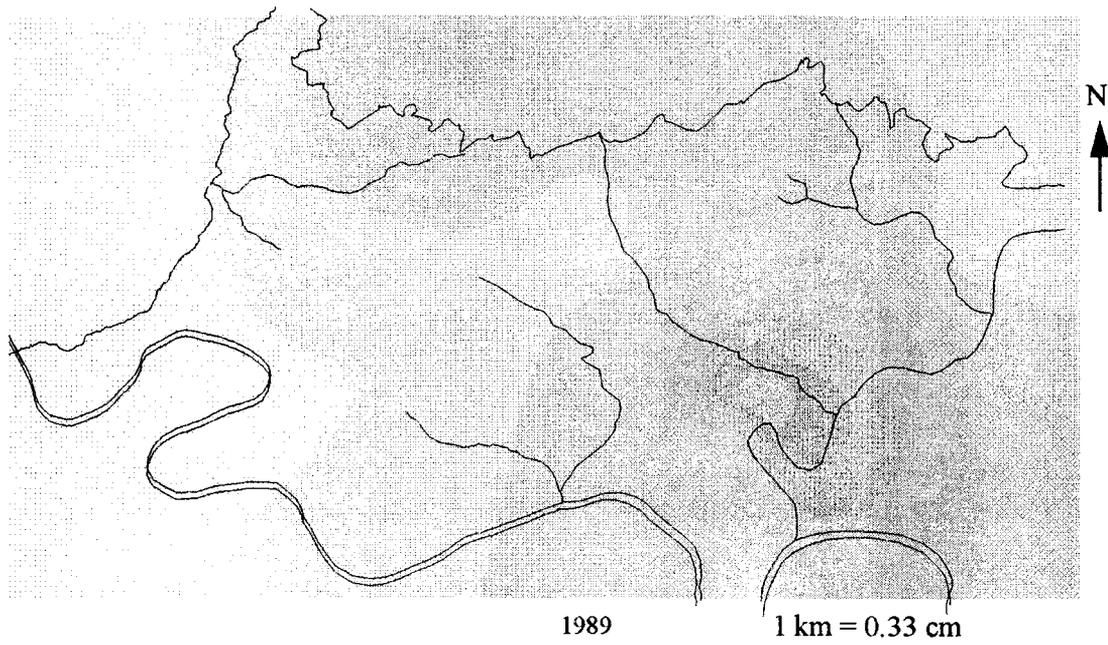


fig. 152: Cartes des teneurs moyennes en sulfate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1989 et 1990.

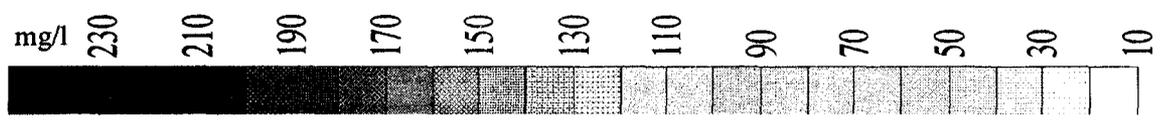
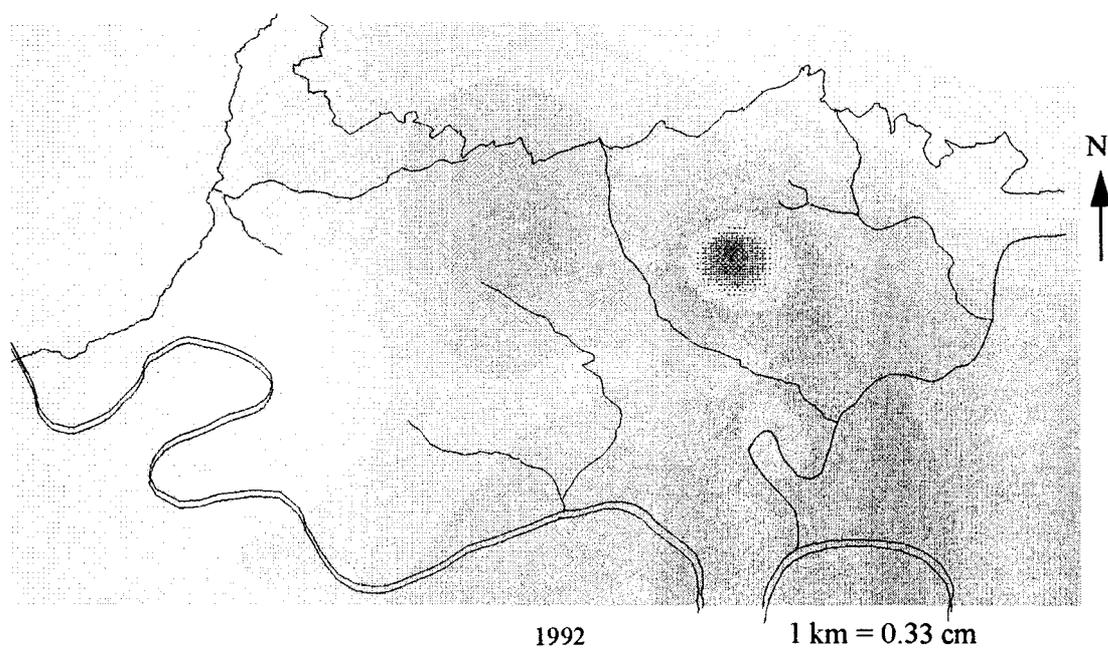
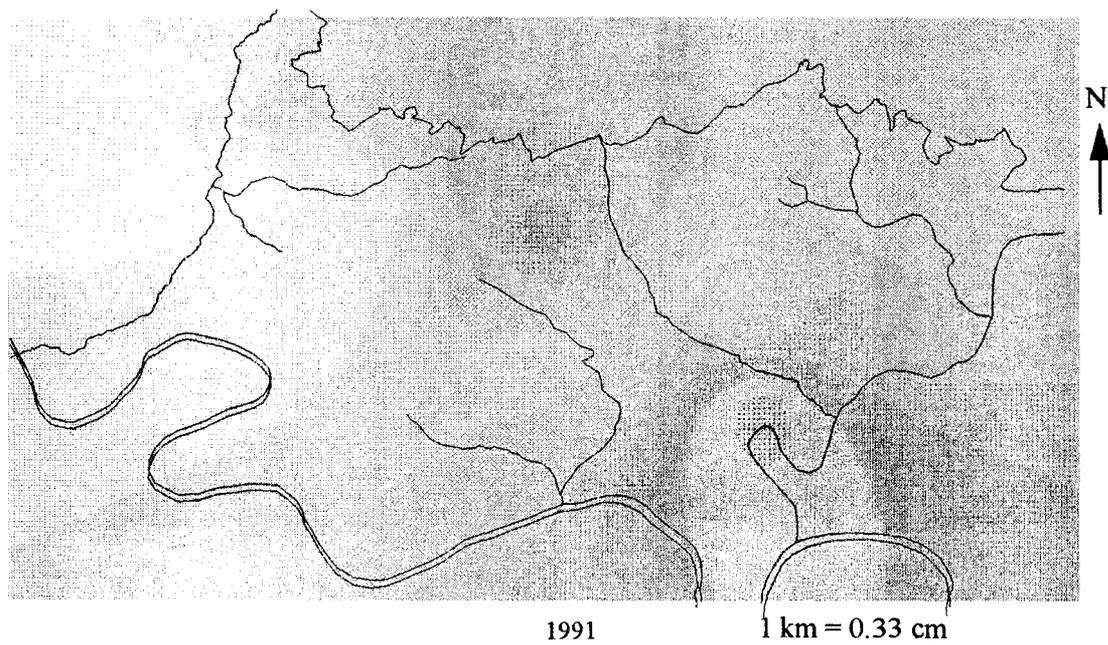


fig. 153: Cartes des teneurs moyennes en sulfate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1991 et 1992.

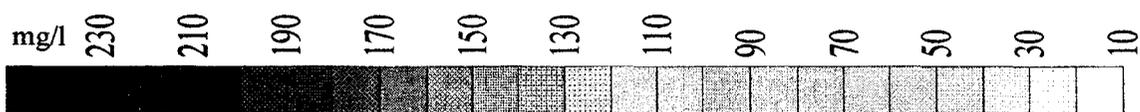
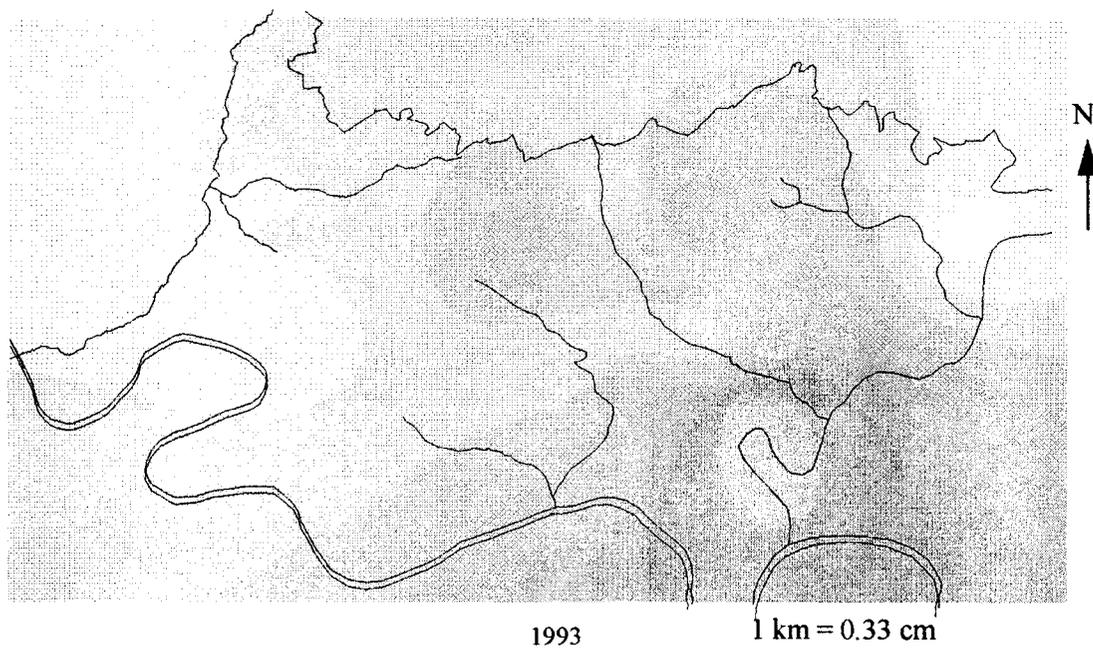
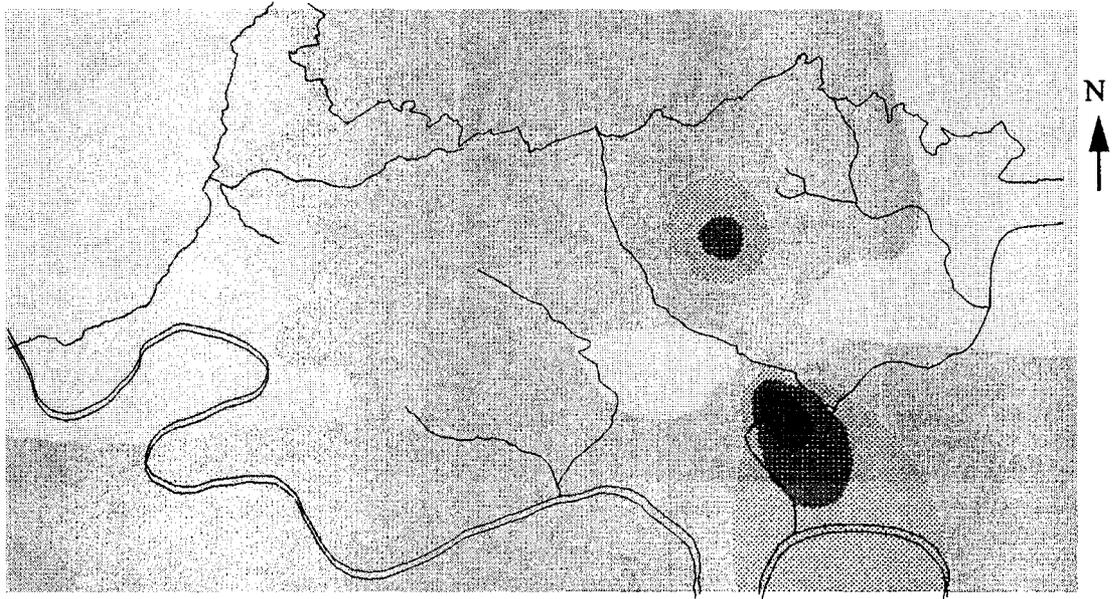
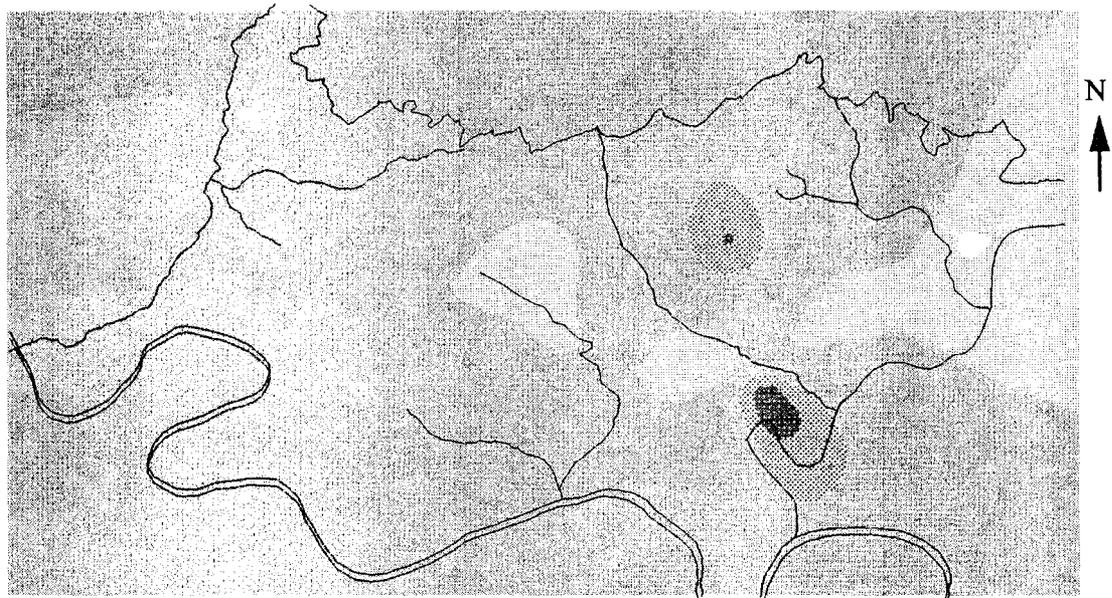


fig. 154: Carte des teneurs moyennes en sulfate de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour l'année 1993.



1977

1 km = 0.33 cm



1978

1 km = 0.33 cm



fig. 155: Cartes des teneurs moyennes en chlorure de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1977 et 1978.

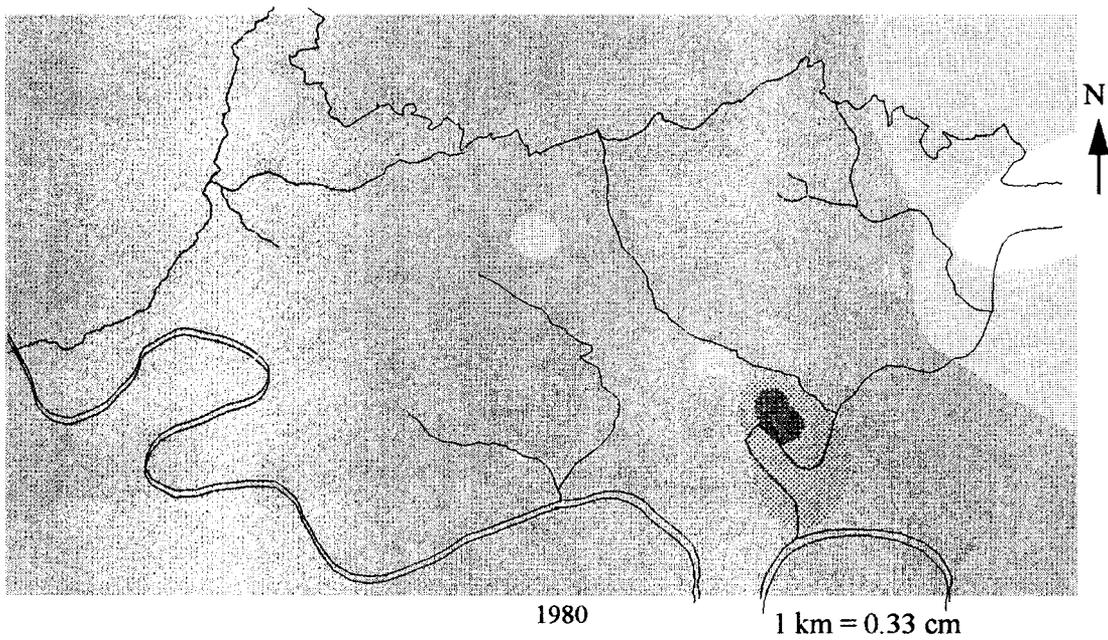
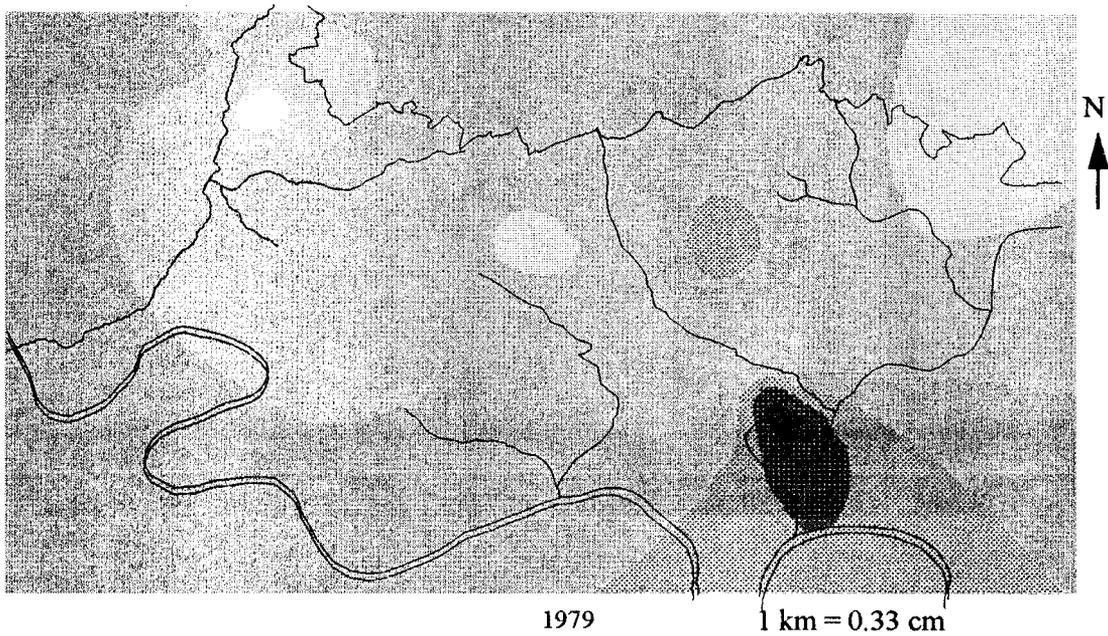
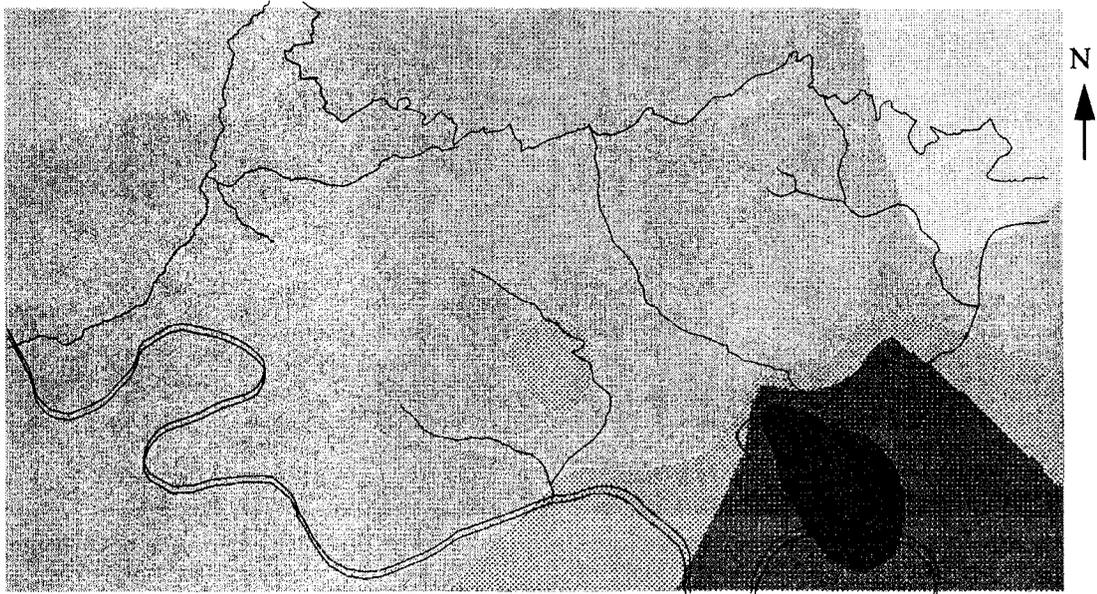
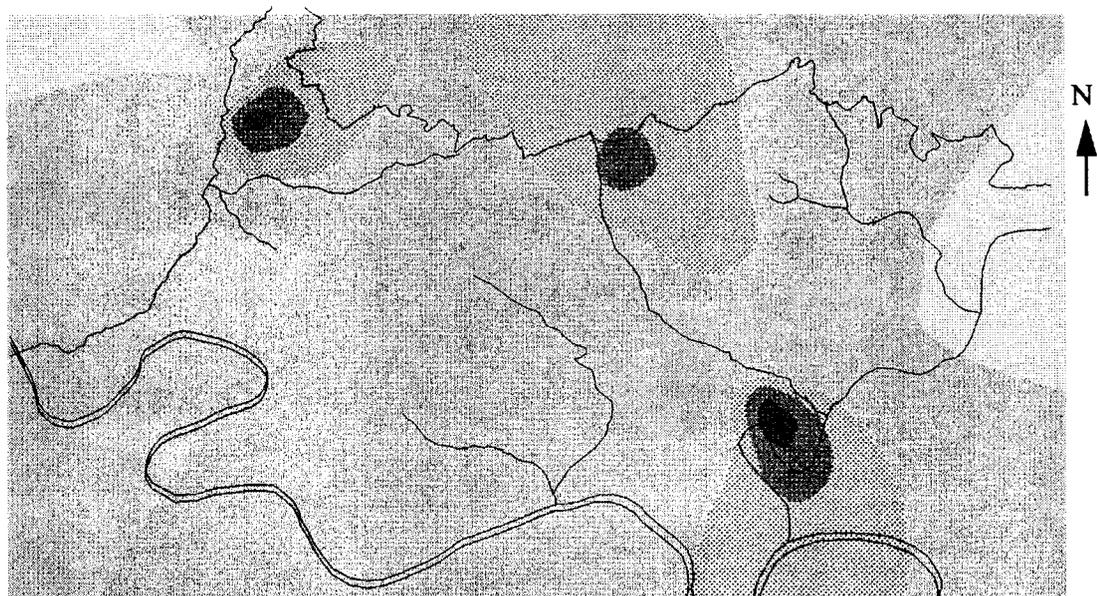


fig. 156: Cartes des teneurs moyennes en chlorure de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1979 et 1980.



1981

1 km = 0.33 cm



1982

1 km = 0.33 cm

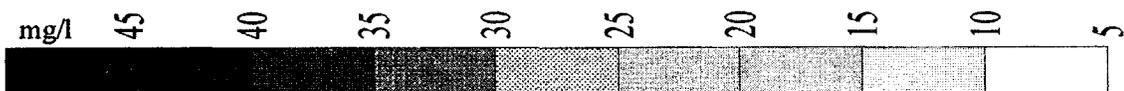


fig. 157: Cartes des teneurs moyennes en chlorure de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1981 et 1982.

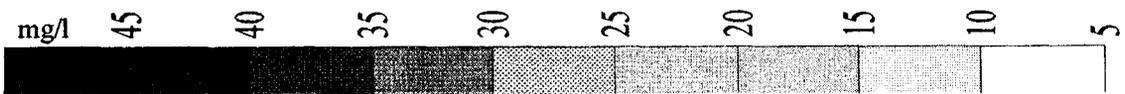
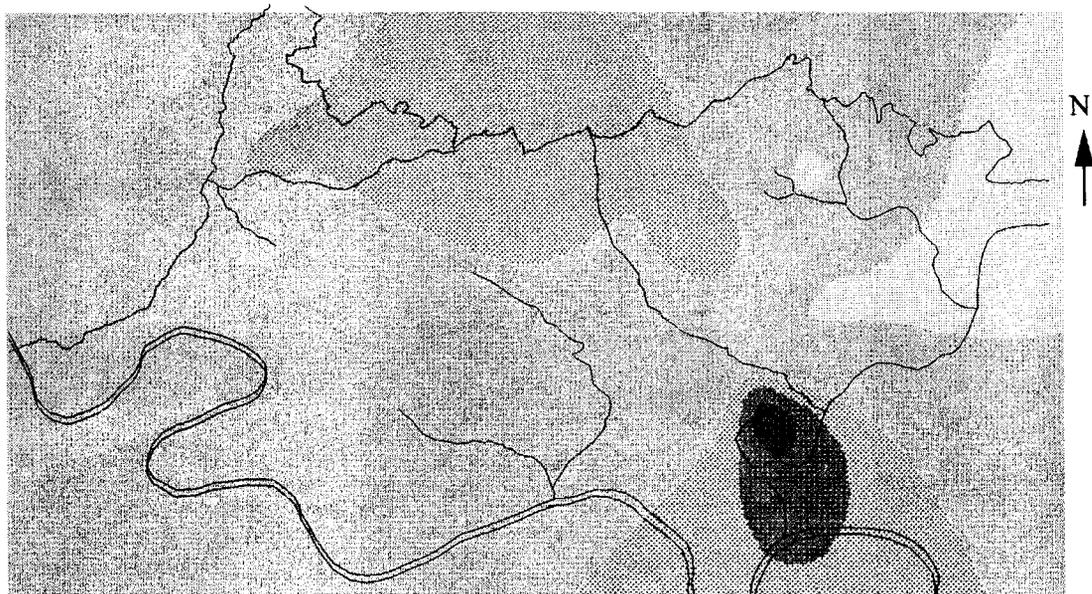
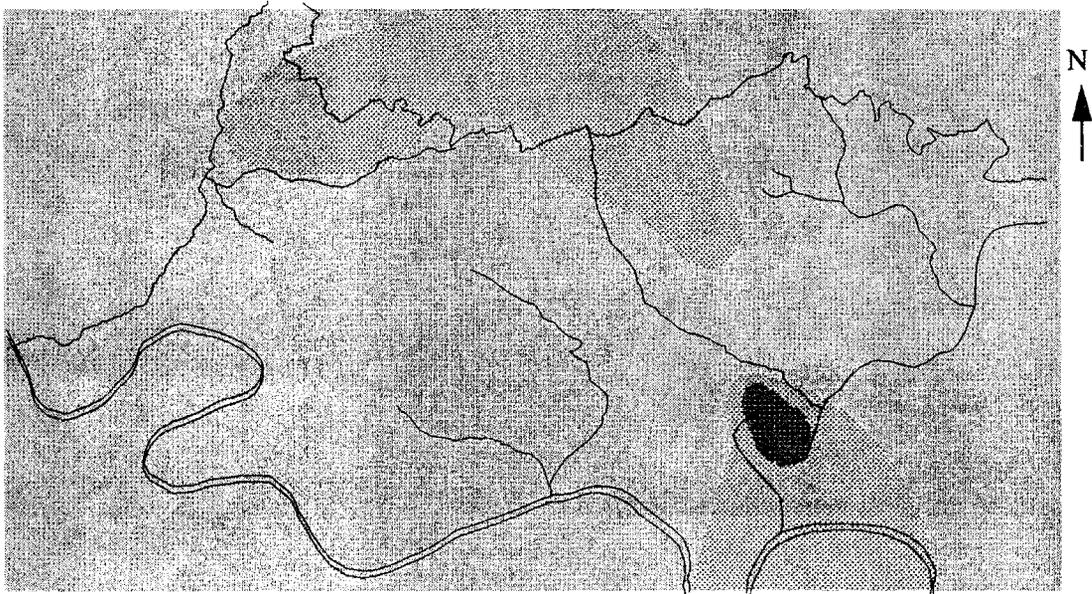


fig. 158: Cartes des teneurs moyennes en chlorure de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1983 et 1984.

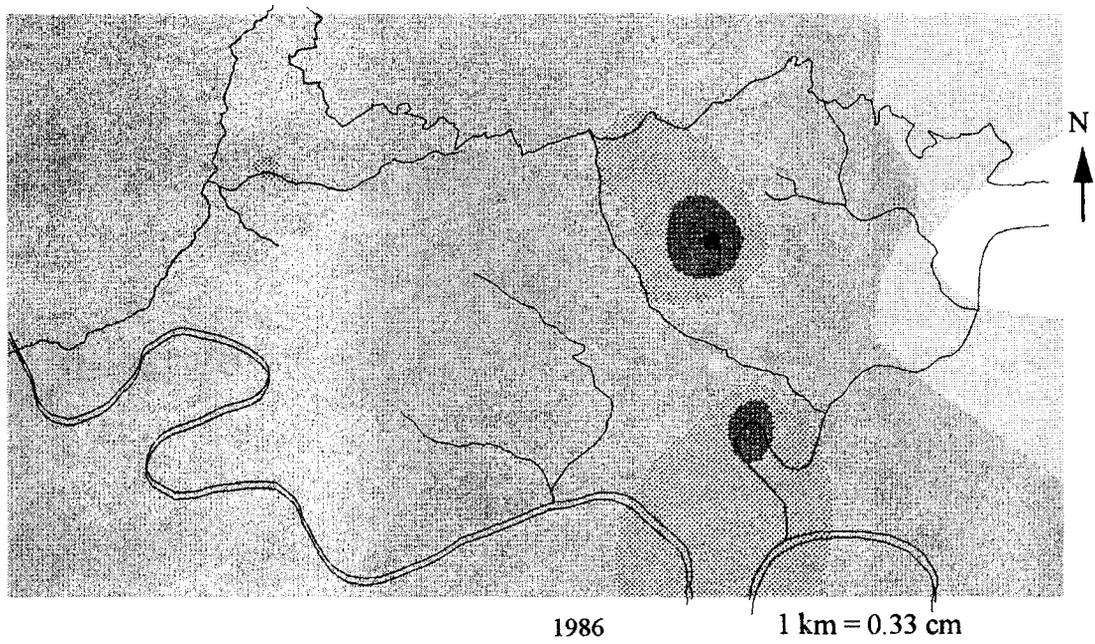
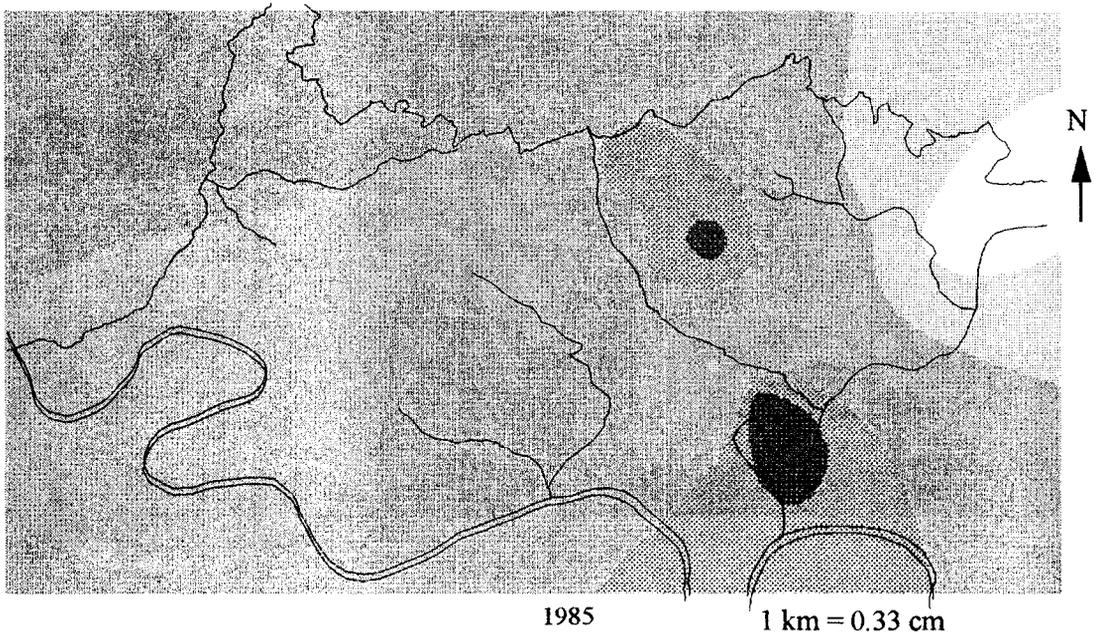
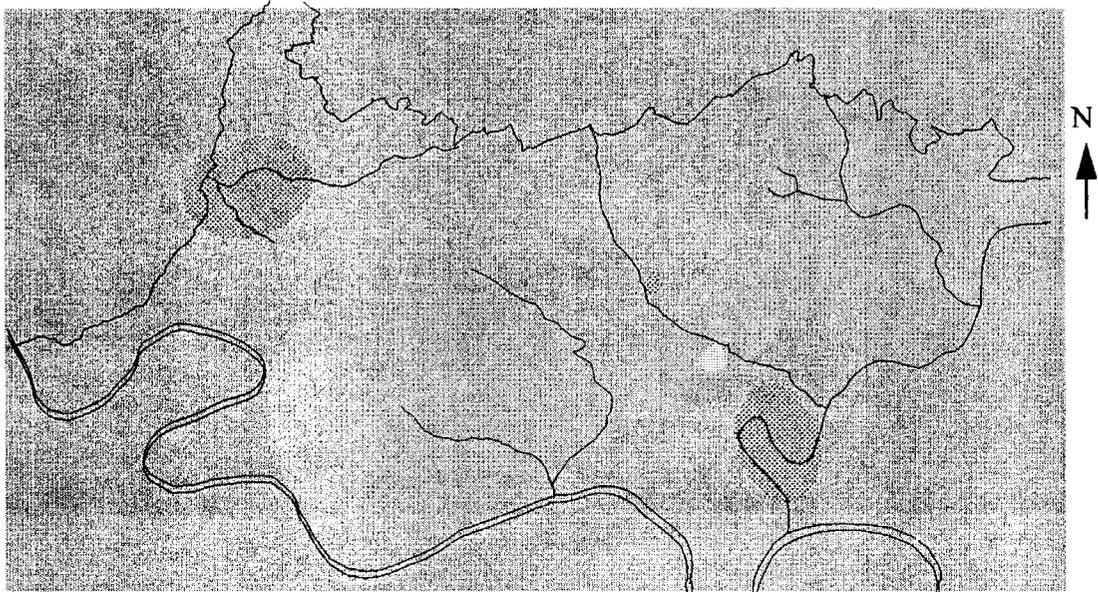
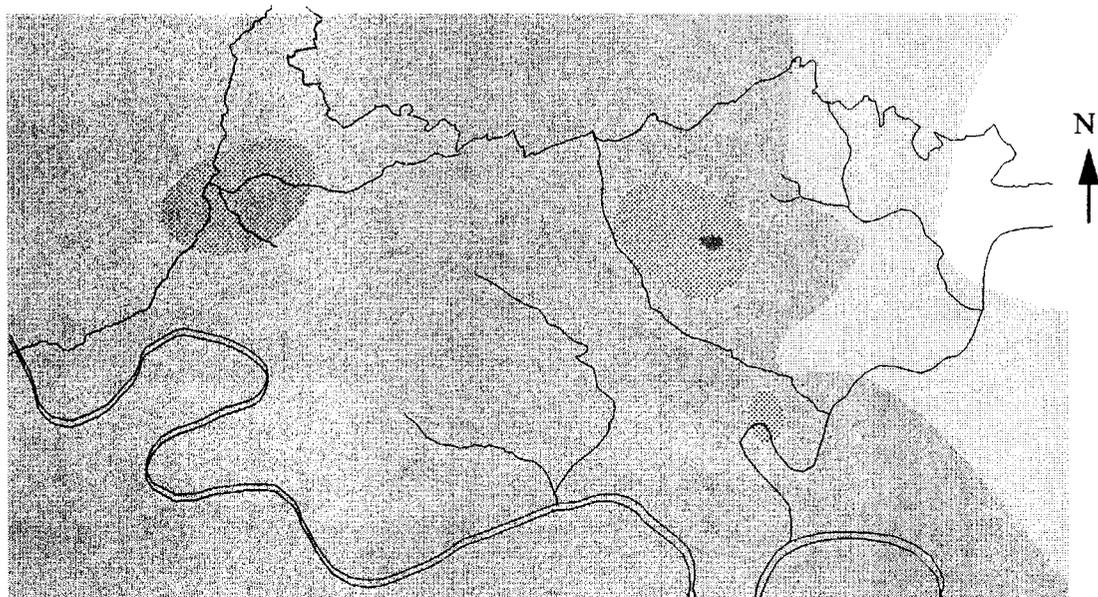


fig. 159: Cartes des teneurs moyennes en chlorure de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1985 et 1986.



1987

1 km = 0.33 cm

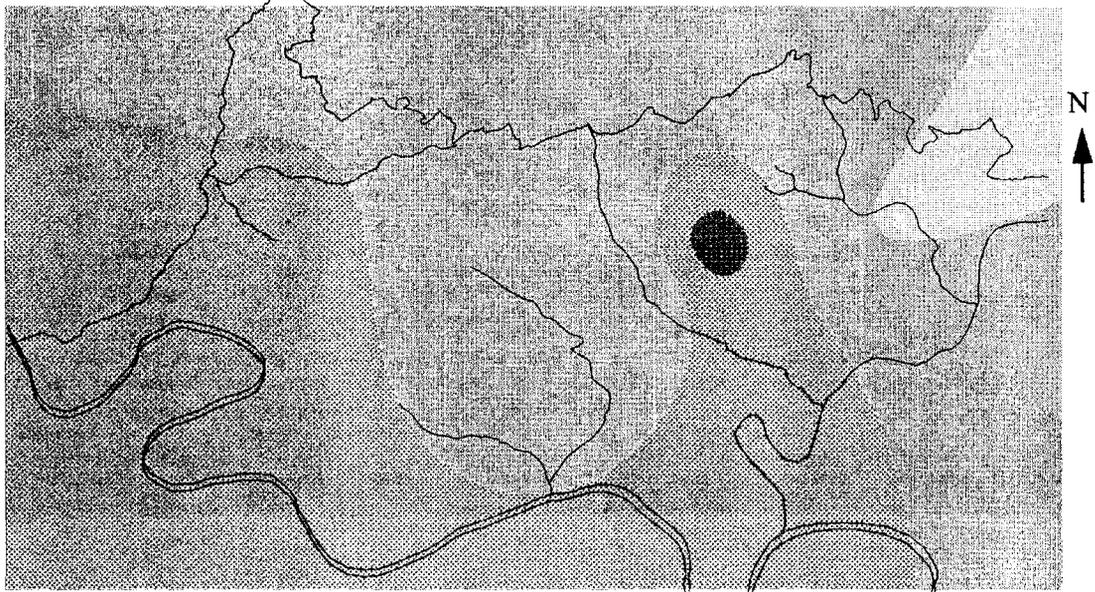


1988

1 km = 0.33 cm

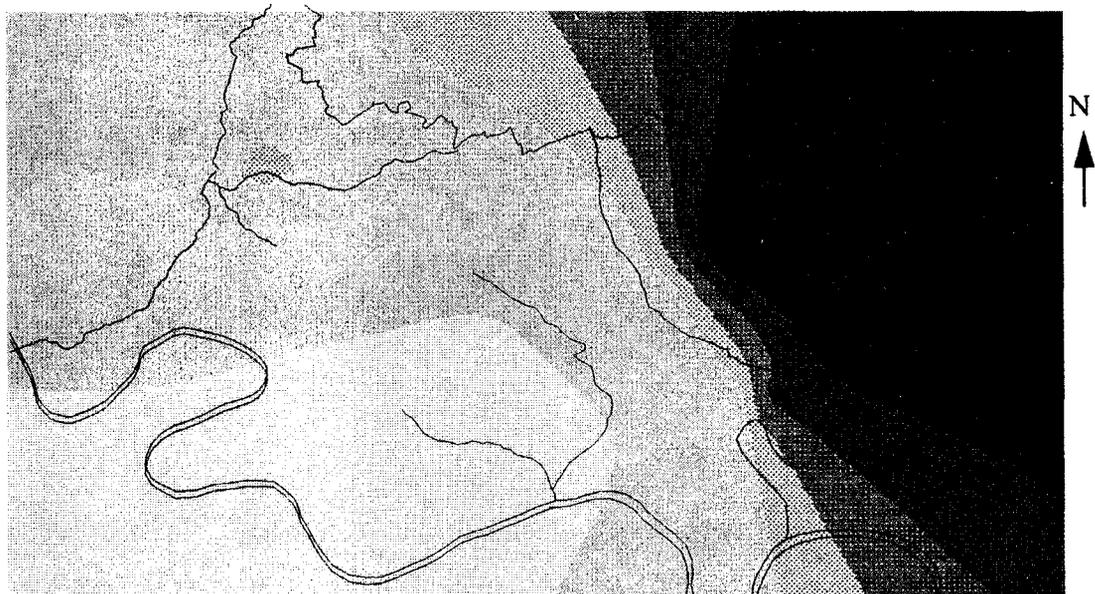


fig. 160: Cartes des teneurs moyennes en chlorure de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1987 et 1988.



1989

1 km = 0.33 cm



1990

1 km = 0.33 cm

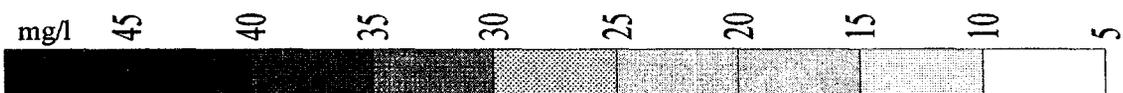
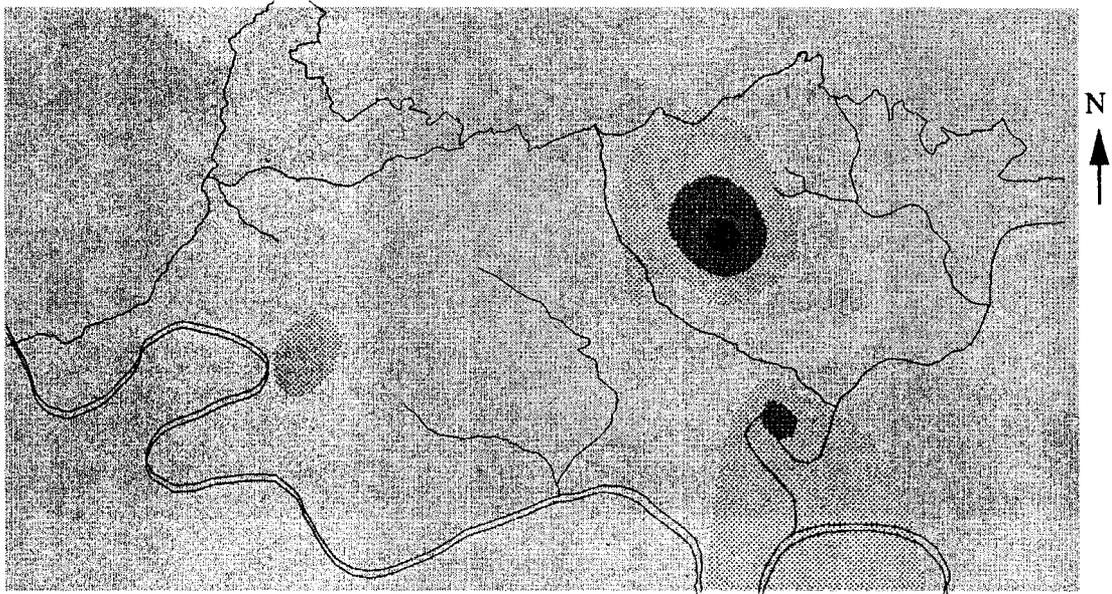
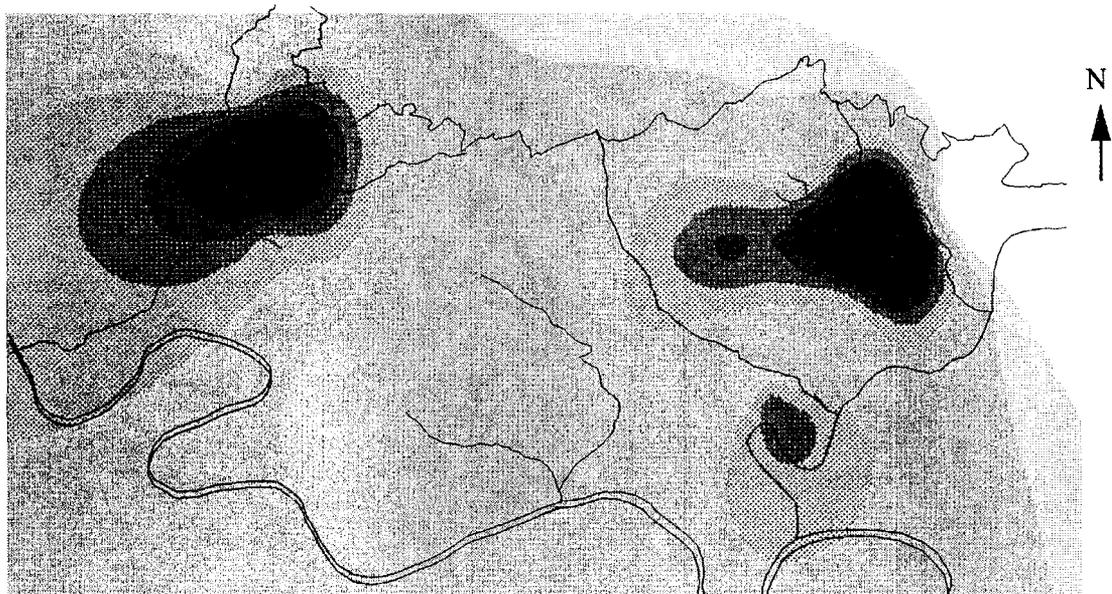


fig. 161: Cartes des teneurs moyennes en chlorure de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1989 et 1990.



1991

1 km = 0.33 cm



1992

1 km = 0.33 cm



fig. 162: Cartes des teneurs moyennes en chlorure de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour les années 1991 et 1992.

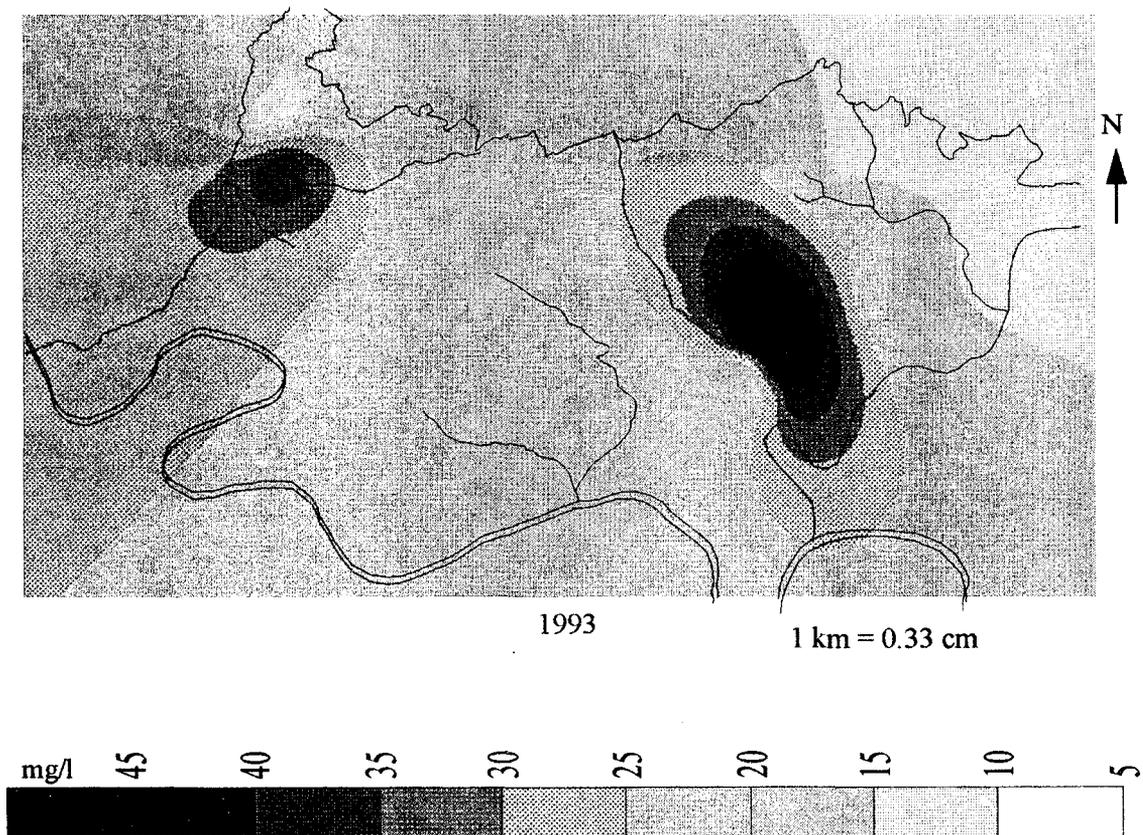


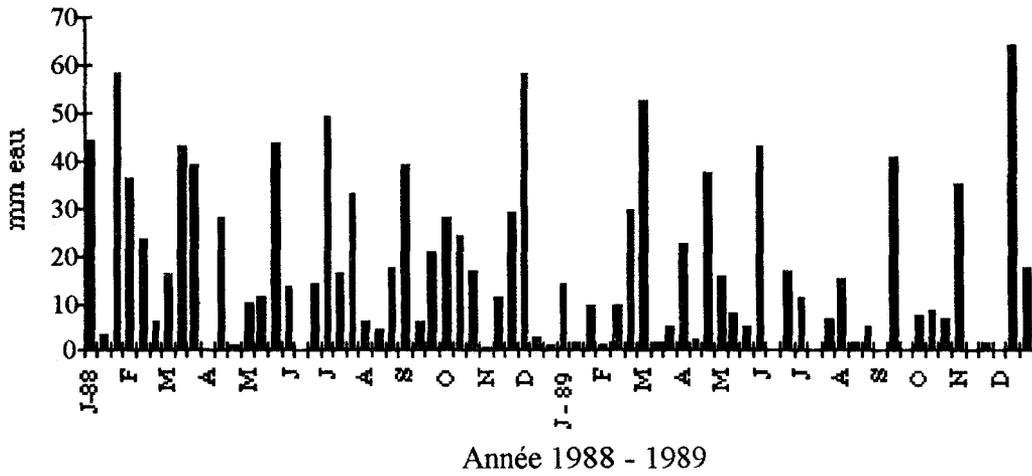
fig. 163: Carte des teneurs moyennes en chlorure de l'aquifère Yprésien-Lutétien pour l'année 1993.

ANNEXE II

ANALYSES CHIMIQUES, PIEZOMETRIE ET HAUTEUR DE L'OISE

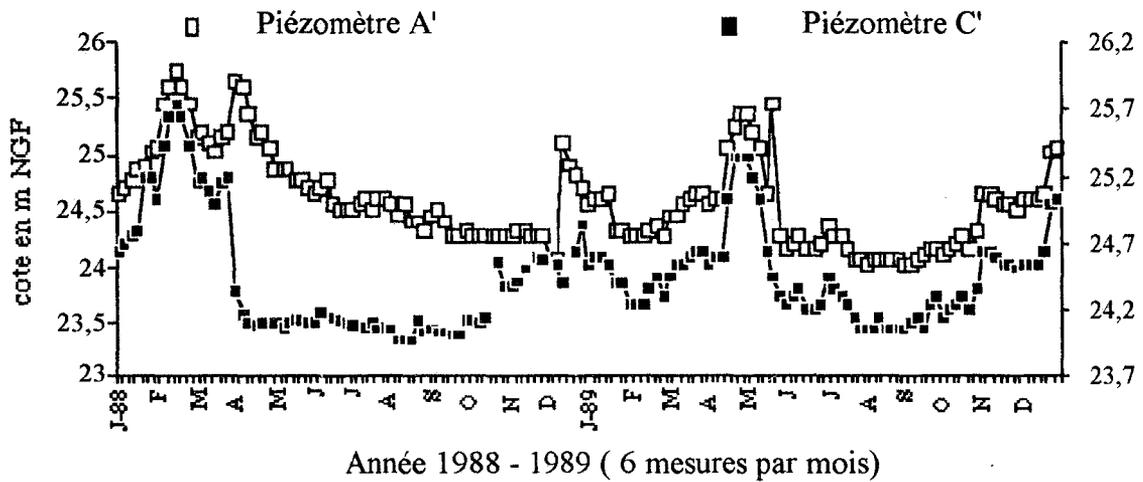
Piézomètres A'C' - 1988-1989

Précipitation décadaire en mm - 1988-1989



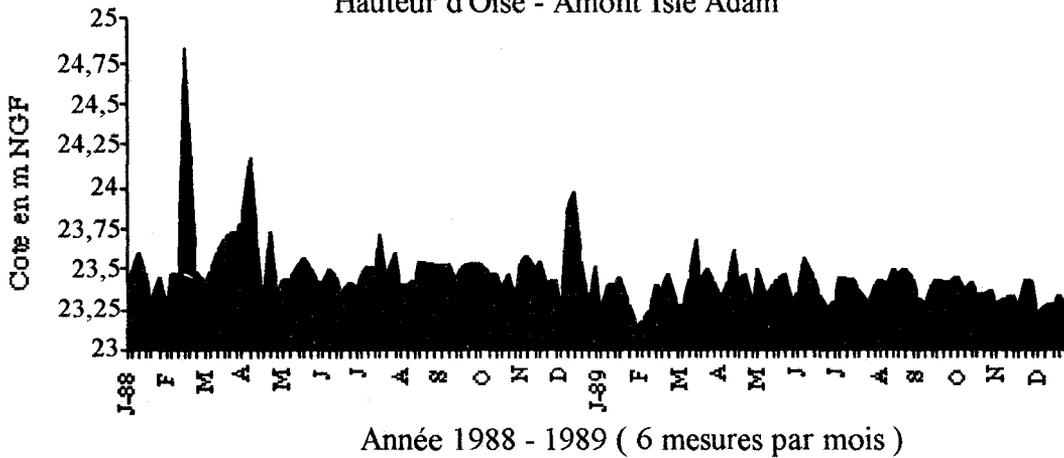
Année 1988 - 1989

Piézométrie A' C'



Année 1988 - 1989 (6 mesures par mois)

Hauteur d'Oise - Amont Isle Adam

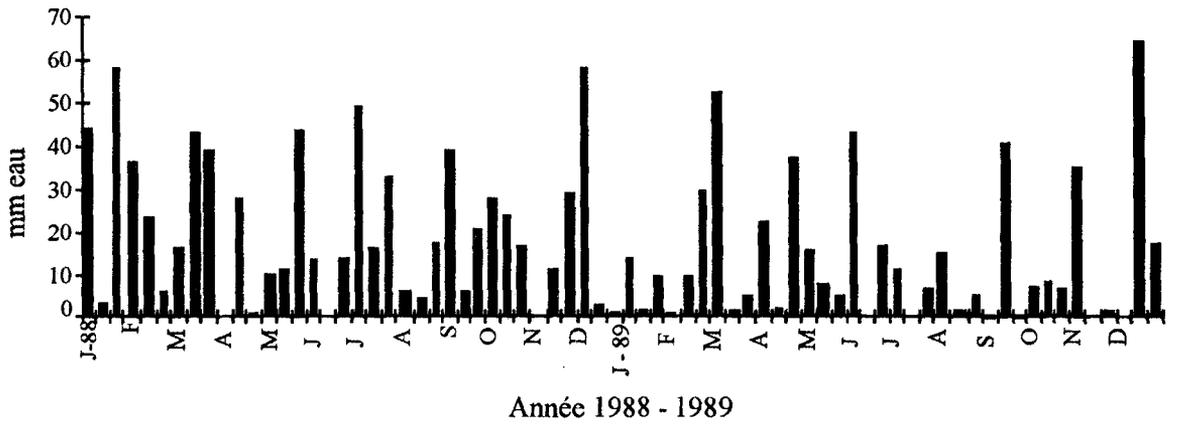


Année 1988 - 1989 (6 mesures par mois)

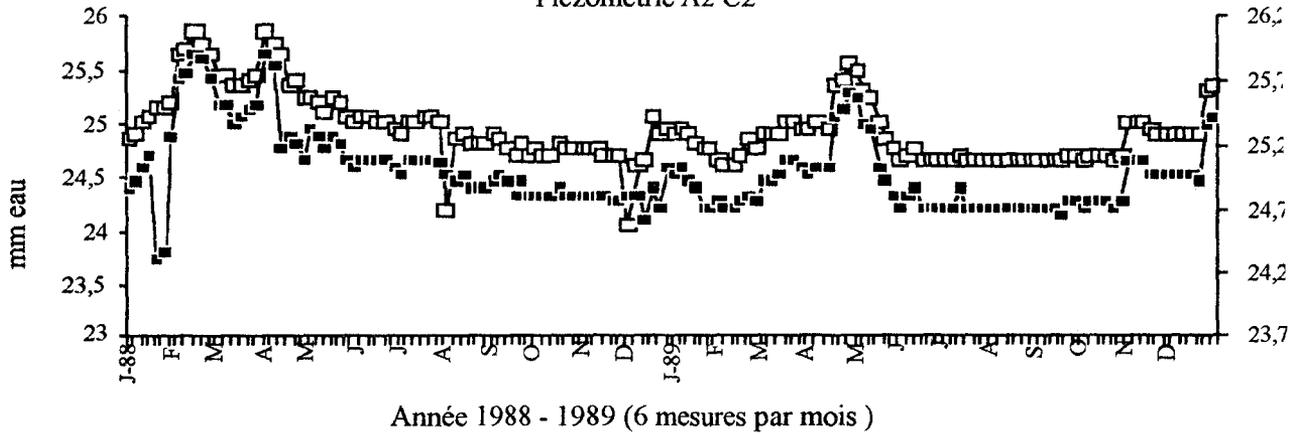
fig. 164: Corrélation entre la piézométrie de A'C', précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1988 1989.

Piézomètres A2C2 - 1988-1989

Précipitation décadaire



Piézométrie A2 C2



Hauteur d'Oise - Amont Isle Adam

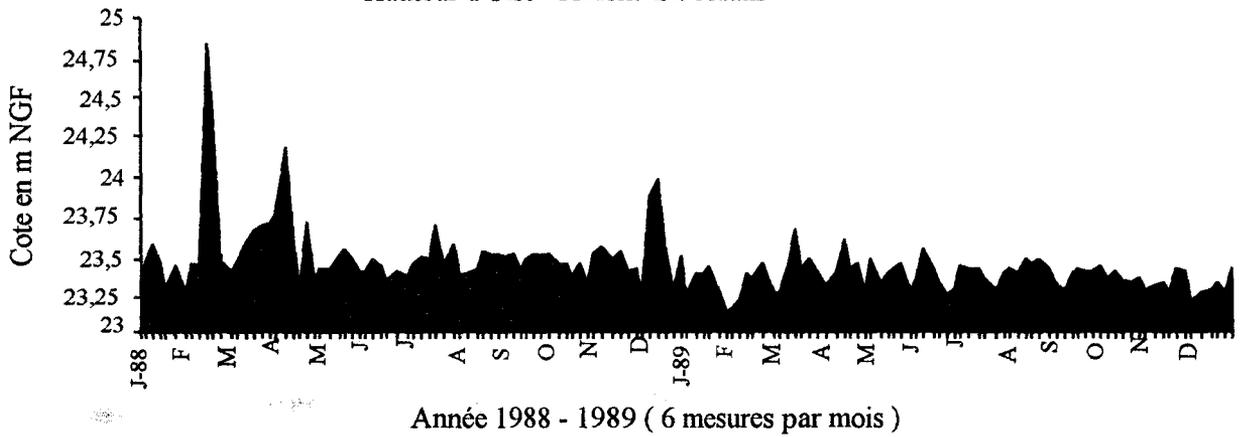
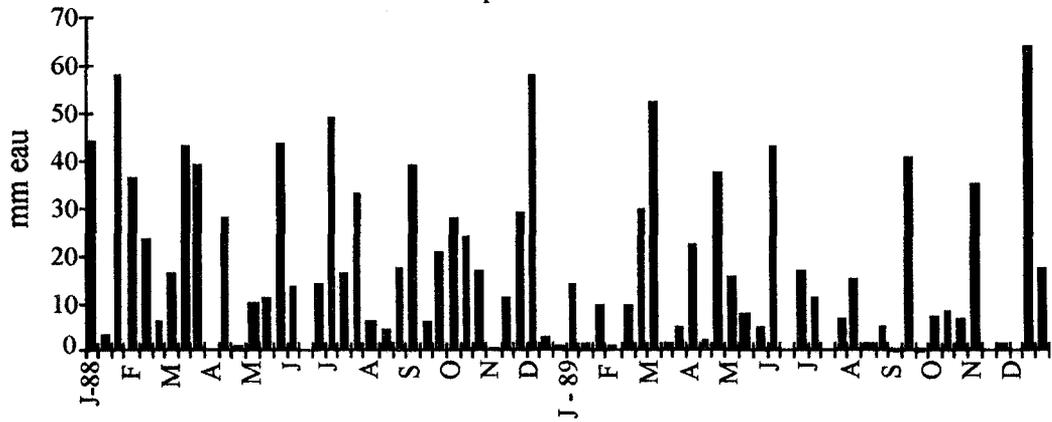


fig. 165: Corrélation entre la piézométrie de A2C2, précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1988-1989.

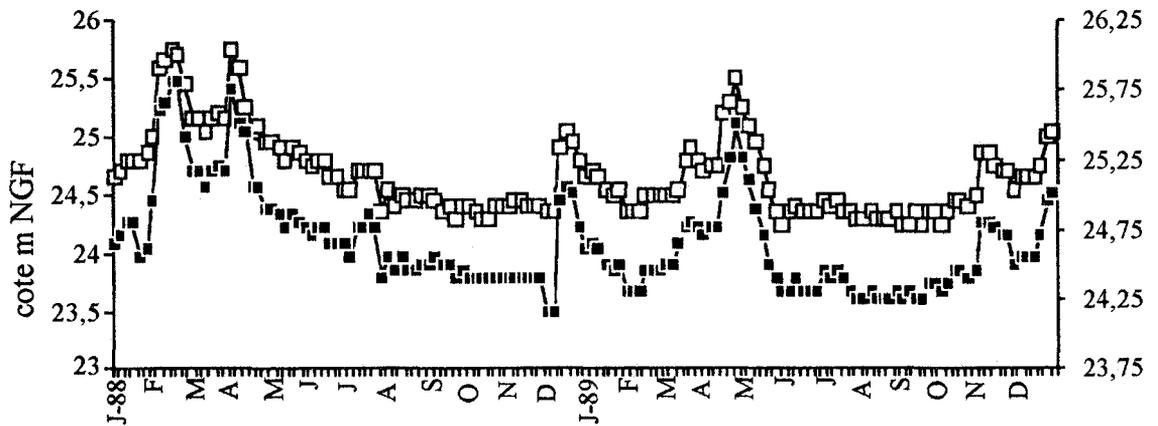
Piézomètres A5C5 - 1988-1989

Précipitation décadaire



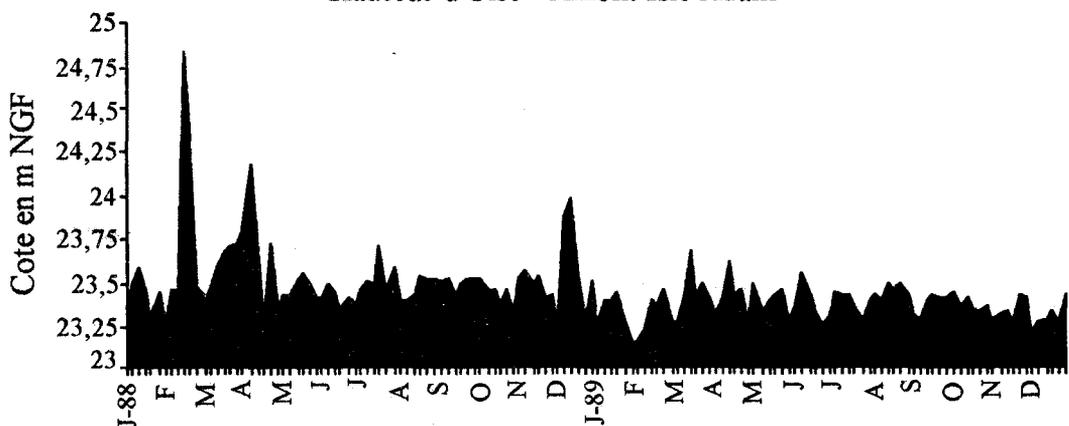
Année 1988 - 1989

Piézométrie A5 C5



Année 1988 - 1989 (6 mesures par mois)

Hauteur d'Oise - Amont Isle Adam

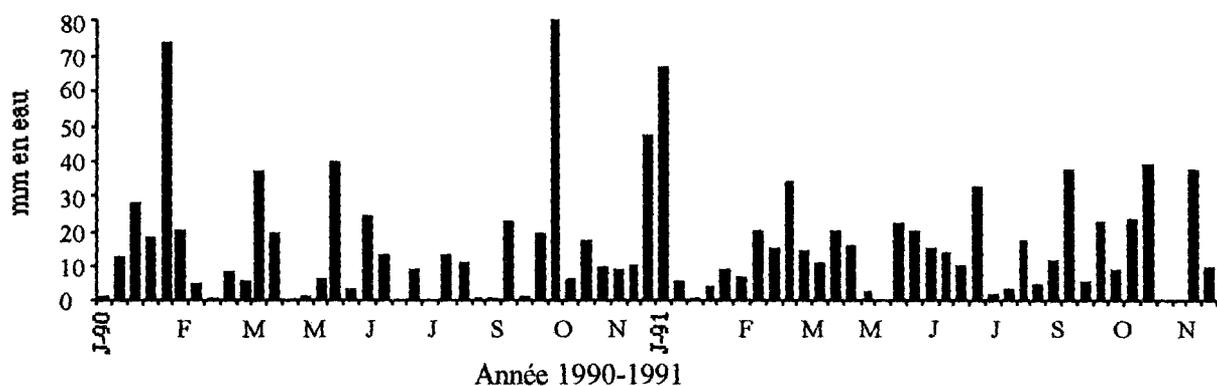


Année 1988 - 1989 (6 mesures par mois)

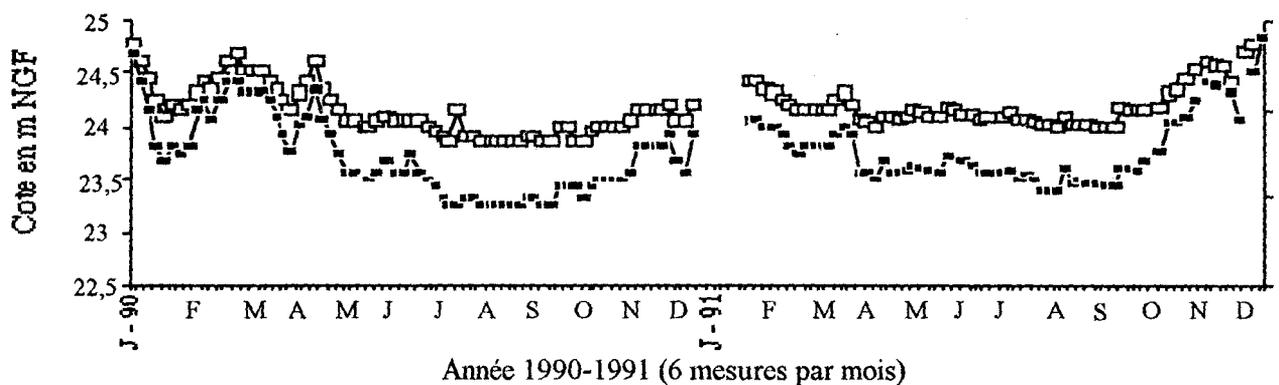
fig. 166: Corrélation entre la piézométrie de A5C5, précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1988-1989.

Piézomètres A'C' - 1990-1991

Précipitations décadaires



Piézomètres A'C'



Hauteur Oise - Amont Bief de Boran

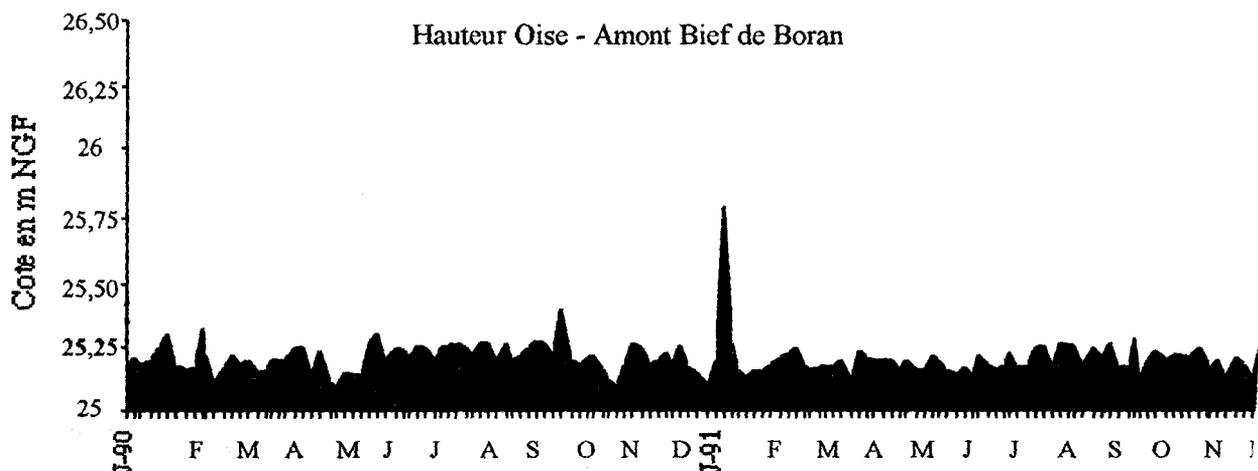


fig. 167: Corrélation entre la piézométrie de A'C', précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1991.

Piézomètres A1C1 - 1990-1991

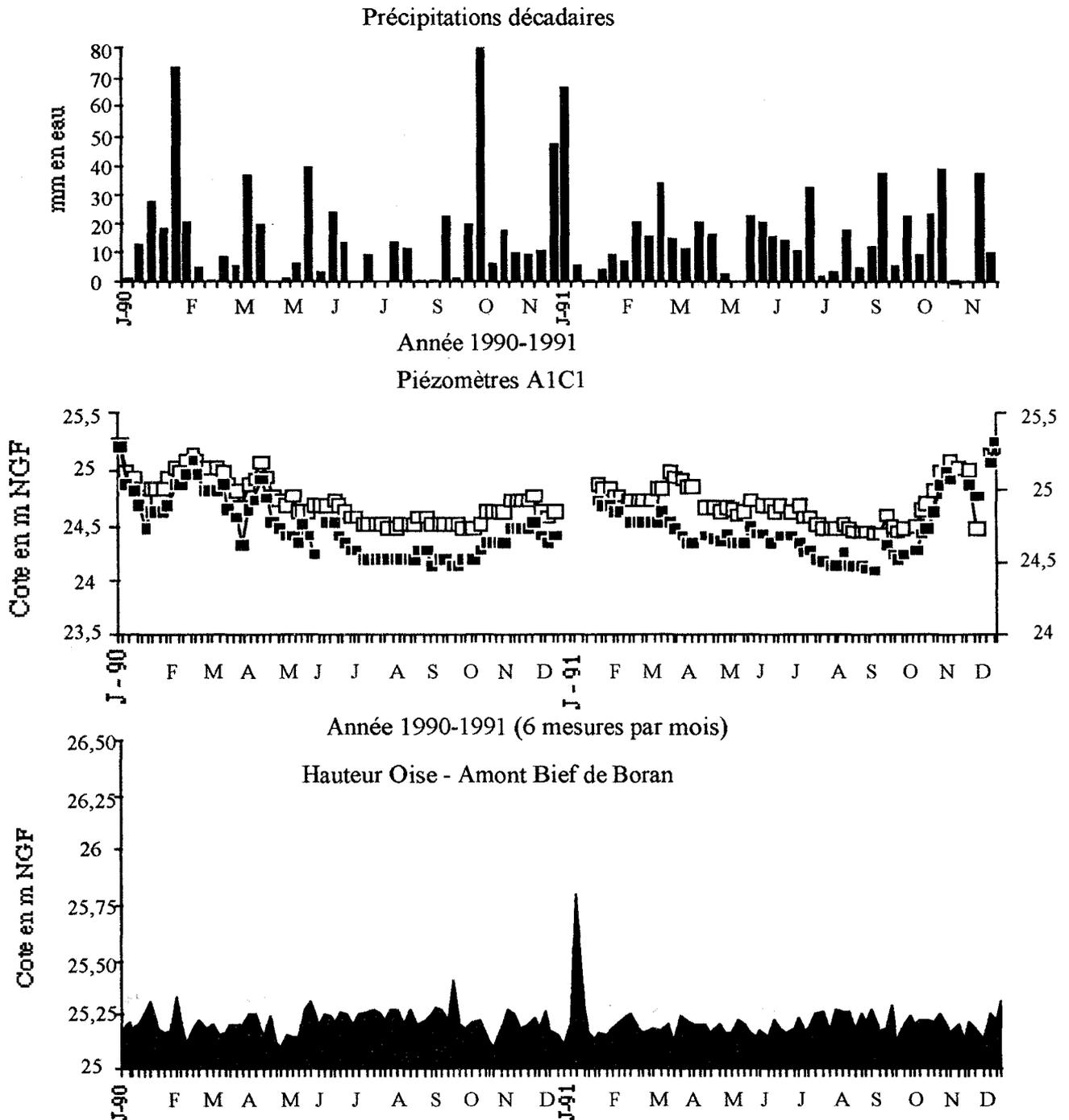


fig. 168: Corrélation entre la piézométrie de A1C1, précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1990-1991.

Piézomètres A2C2 - 1990-1991

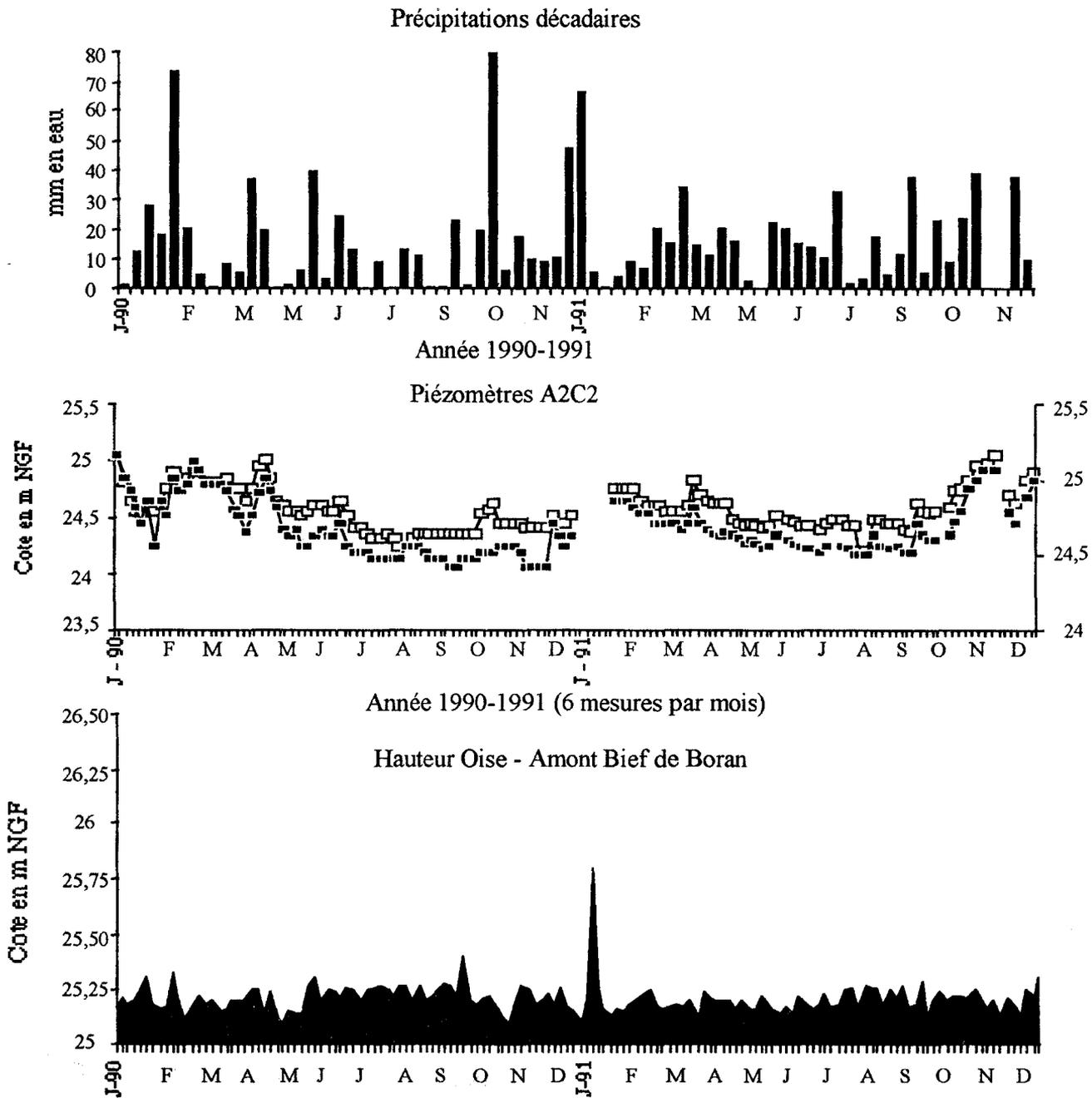


fig. 169: Corrélation entre la piézométrie de A5C5, précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1990-1991.

Piézomètres A'C' - 1992-1993

Précipitations décadaires

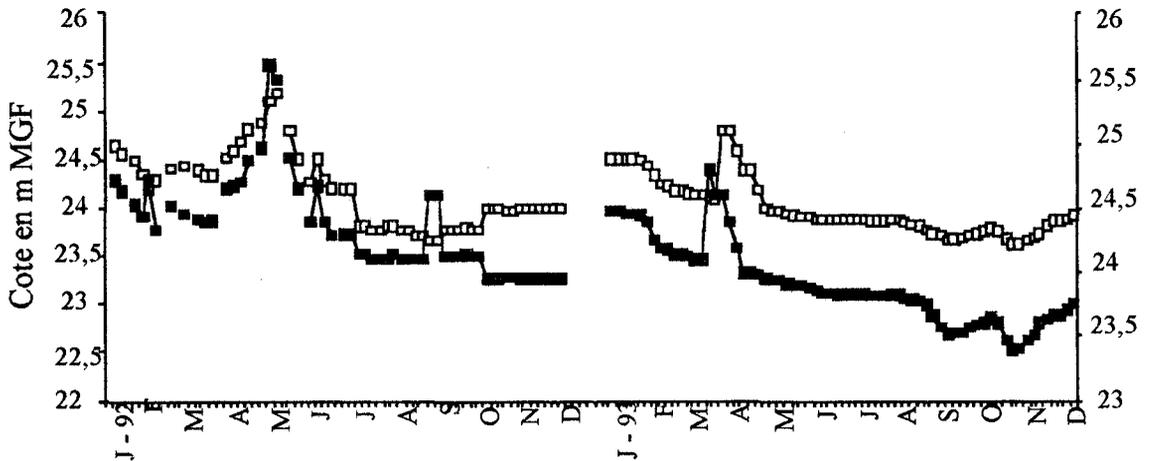
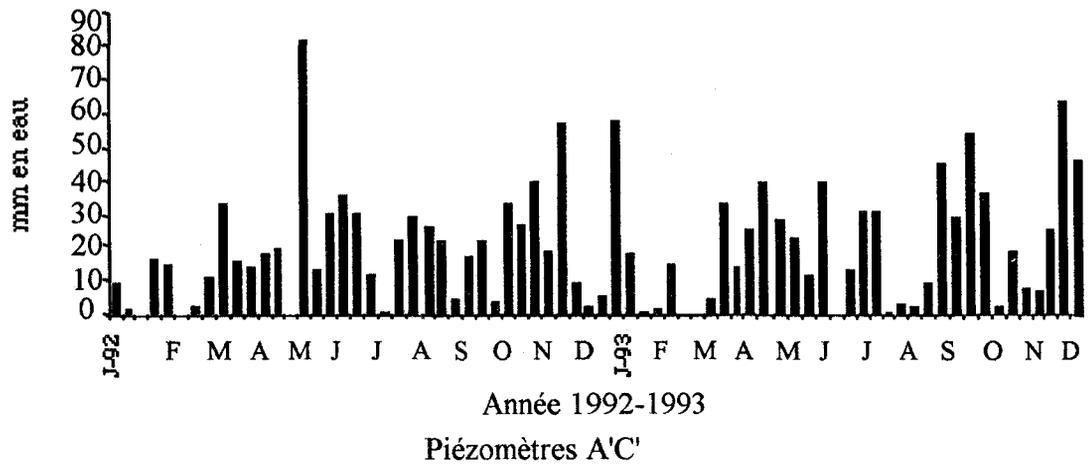
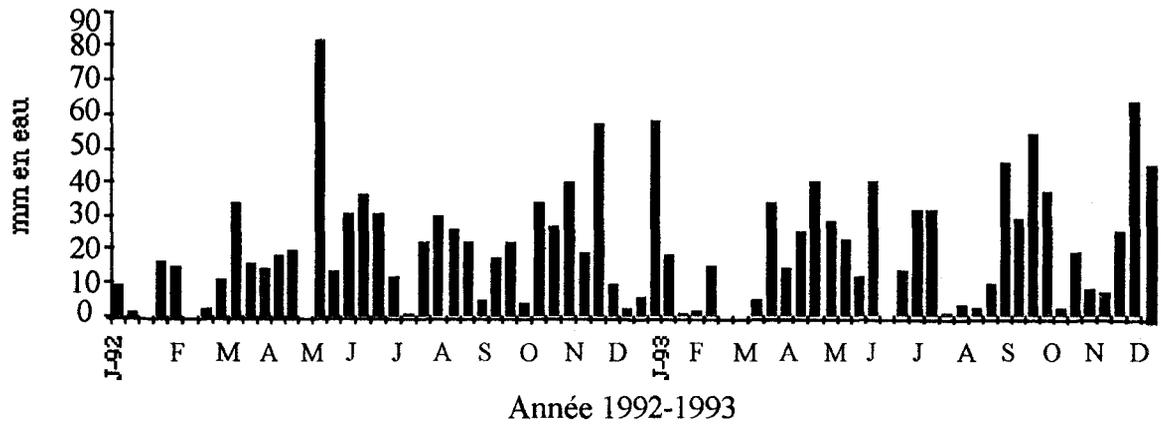


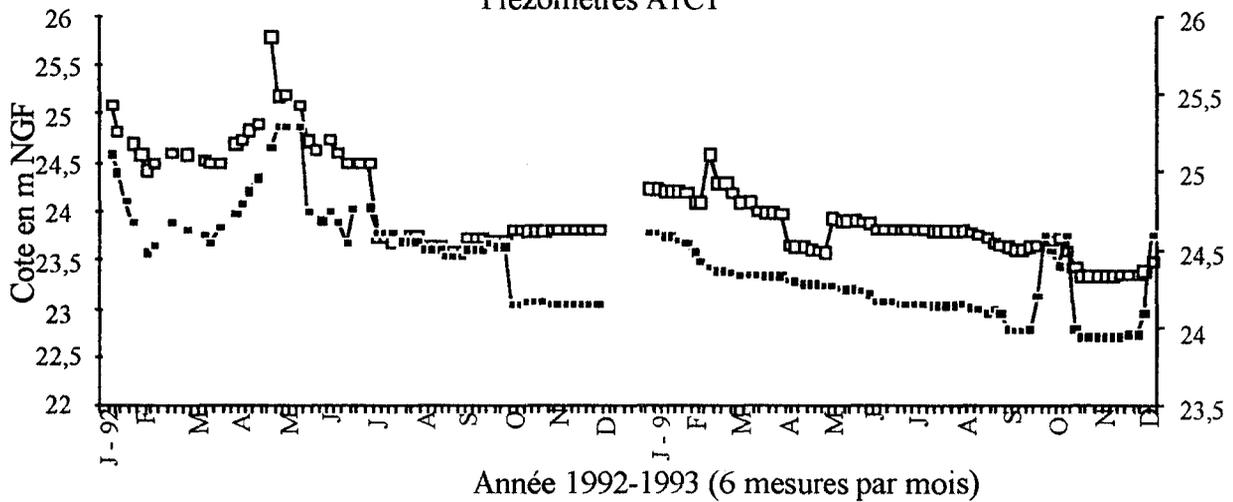
fig. 170: Corrélation entre la piézométrie de A'C', précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1992 1993.

Piézomètres A1C1 - 1992-1993

Précipitations décadaires



Piézomètres A1C1



Hauteur Oise- Amont Bief de Boran - 1992-1993

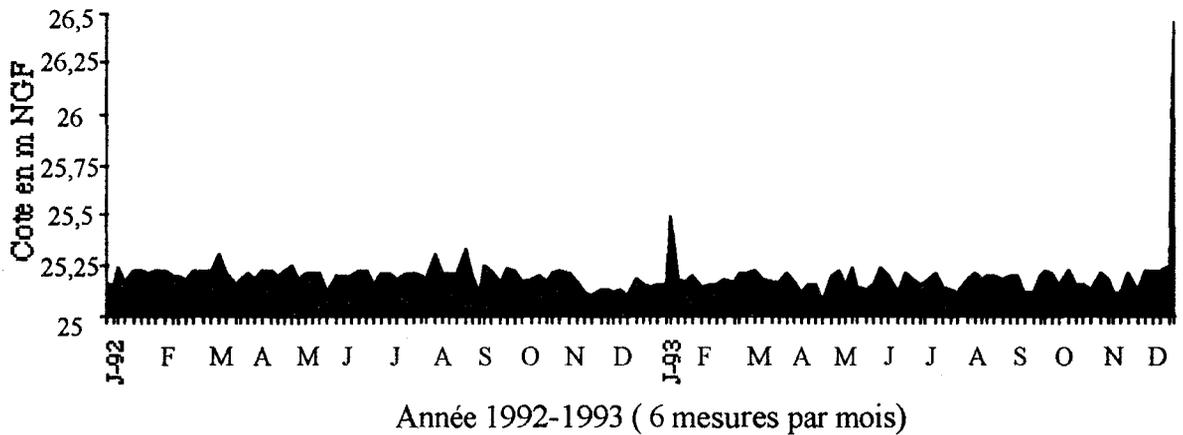
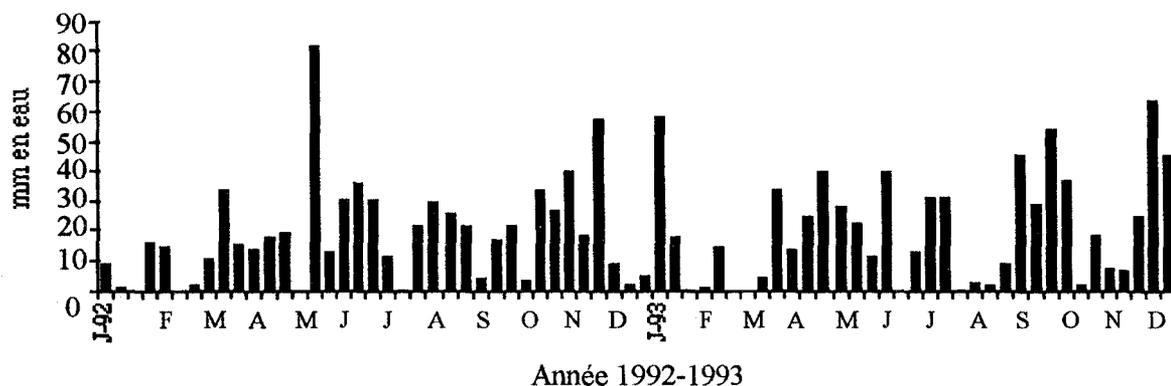


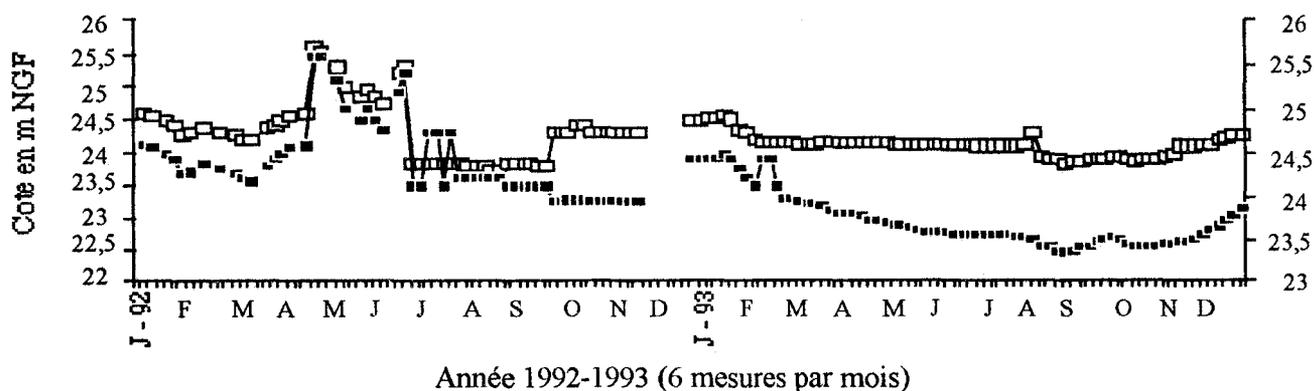
fig. 171: Corrélation entre la piézométrie de A1C1, précipitation et hauteur de l'Oise pour l'ann 1992-1993.

Piézomètres A5C5 - 1992-1993

Précipitations décadaires - 1992-1993



Piézomètres A5C5



Hauteur Oise- Amont Bief de Boran - 1992-1993

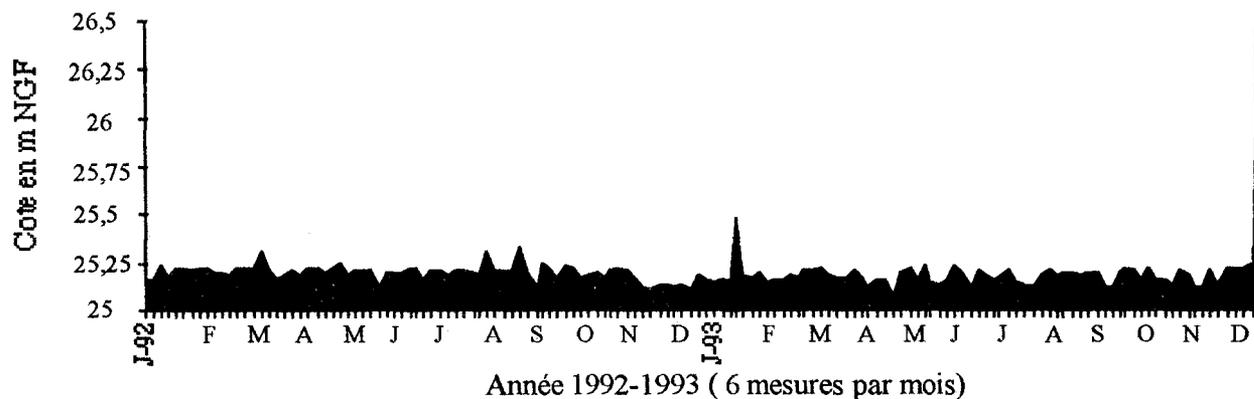
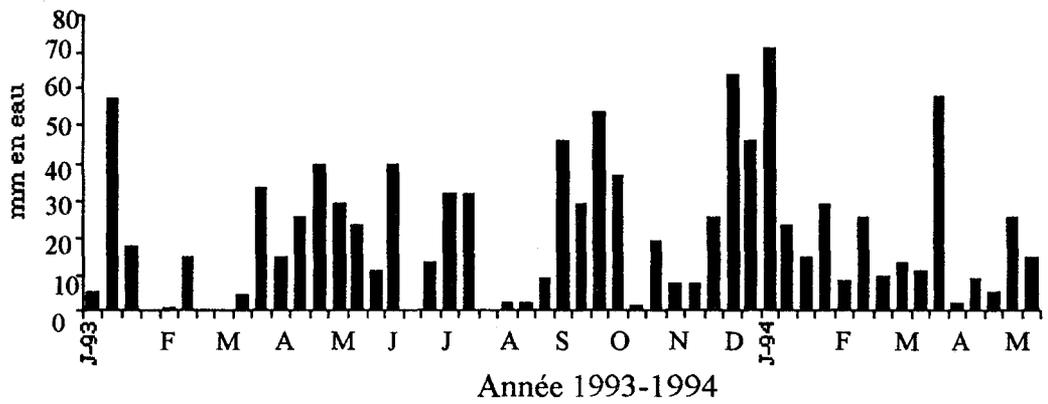


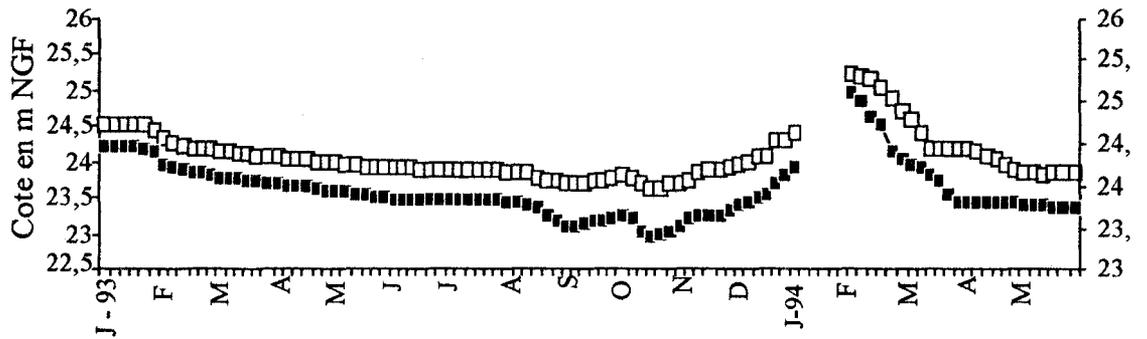
fig. 172: Corrélation entre la piézométrie de A5C5, précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1992-1993.

Piézomètres A'C' - 1993-1994

Précipitations décadaires -1993-1994



Piézomètres A'C'



Année 1993-1994 (6 mesures par mois)

Hauteur d'Oise - Amont bief de Boran

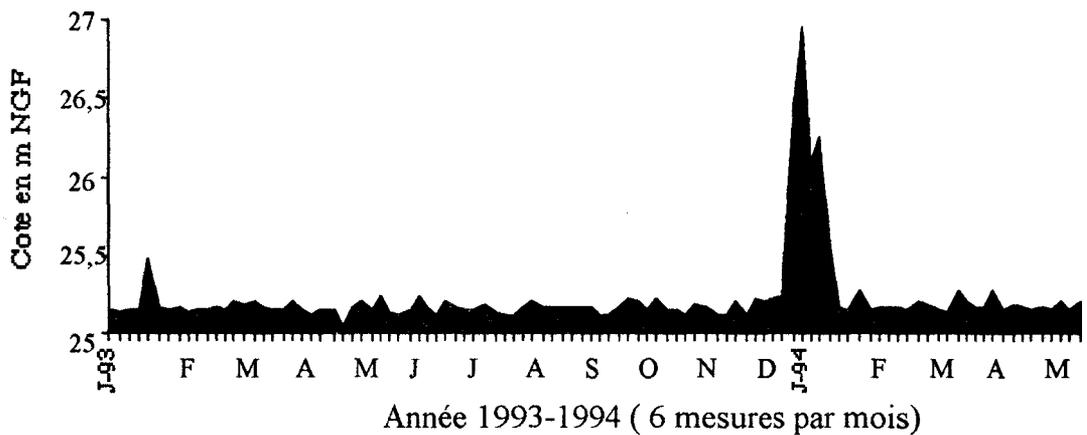
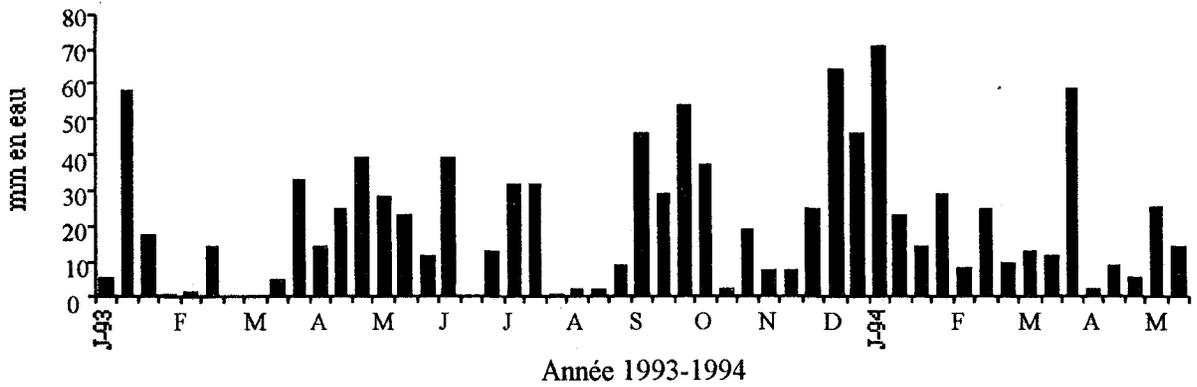


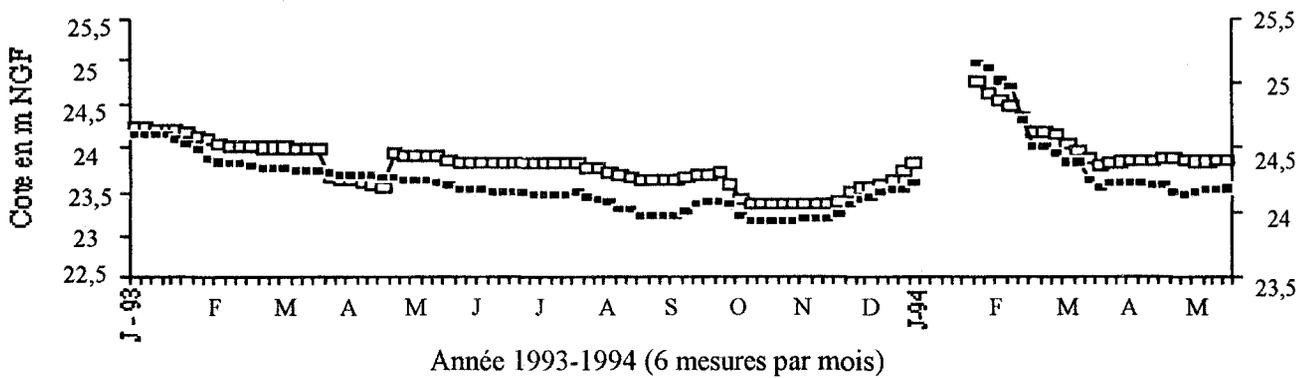
fig. 173: Corrélation entre la piézométrie de A'C', précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1994.

Piézomètres A1C1 - 1993-1994

Précipitations décadaires -1993-1994



Piézomètres A1C1



Hauteur d'Oise - Amont bief de Boran

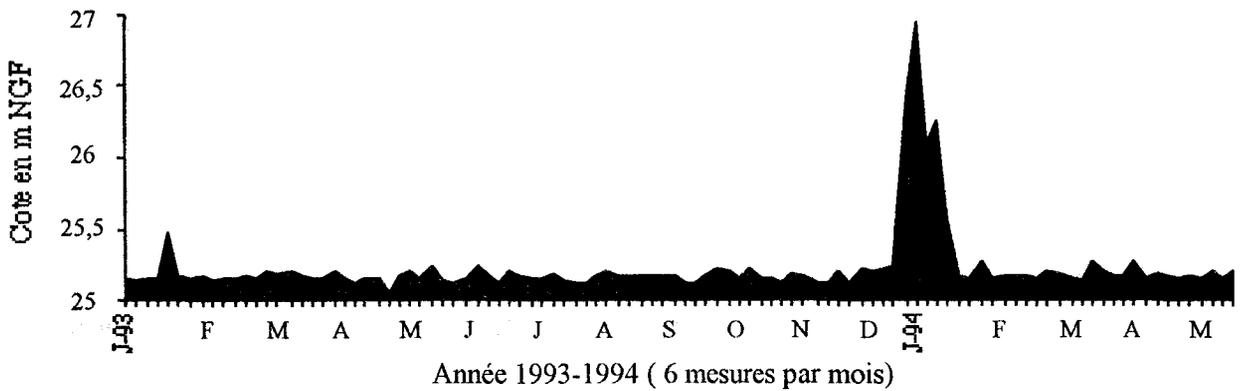
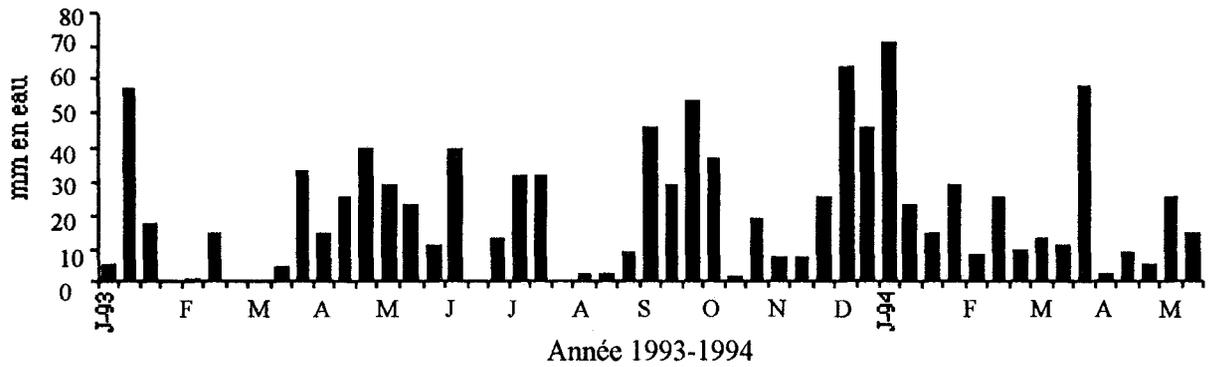


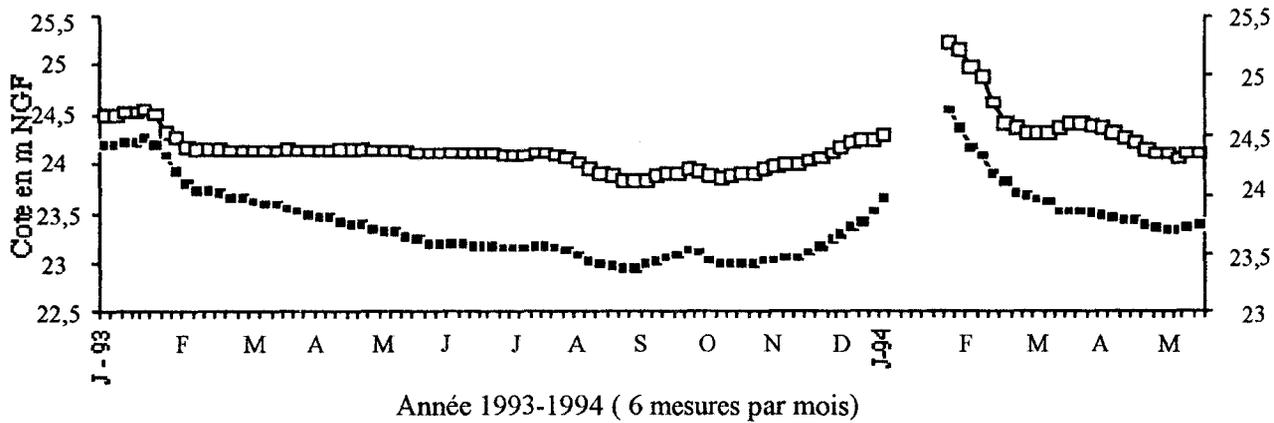
fig. 174: Corrélation entre la piézométrie de A1C1, précipitation et hauteur de l'Oise pour l'année 1993-1994.

Piézomètre A5C5 1993-1994

Précipitations décadaires -1993-1994



Piézomètres A5C5



Hauteur d'Oise - Amont bief de Boran

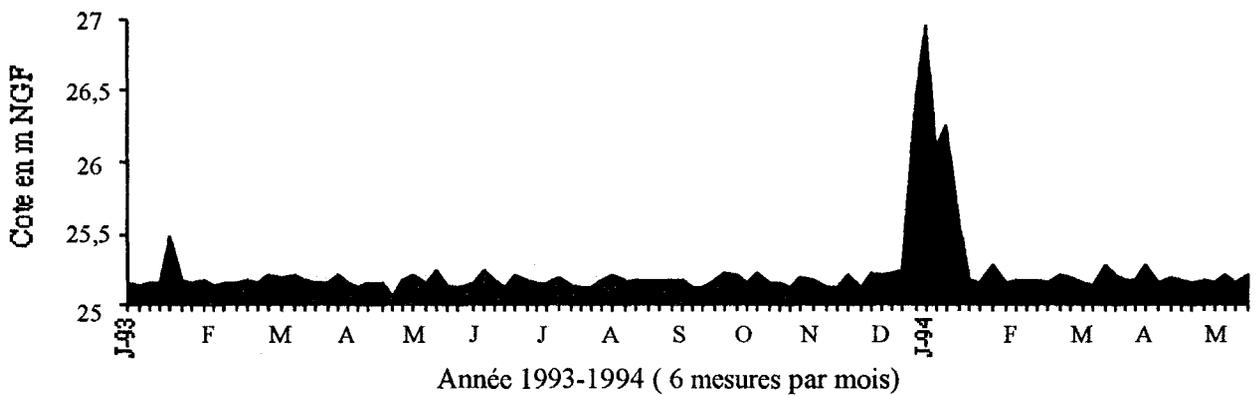


fig. 175: Corrélation entre la piézométrie de A5C5, précipitation et hauteur de l'Oise pour l'ann 1993-1994.

profondeur	t°C	pH	conductivité	NO ₃ ⁻ (mg/l)	SO ₄ ⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)
0 m	17	7,9	240	18	44,2	23,8
0,5 m	16,5	7,8	242	16	44,1	23,8
1,5 m	16,4	7,9	241	16,5	42,7	23,6
2,5 m	16,2	7,9	240	15,5	42,7	23,8
3 m	16,2	7,9	243	15,5	42,2	23,2

fig. 176: Tableau des résultats d'analyses physico-chimiques. Gravière expérimentale à Bruyères-sur-Oise: Tournioles (Travaux K. MOUFTI, juin 1994).

Piézomètre A

date	pH	R (μ cm)	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Fe	Mn	Al	F	Phen	HC
1/6/87	7,42	1660	0,14	0,13	22	0,05					
11/10/88	7,84	1695	0,15	0,07	11	0,67					
19/1/89	8	1925	0,21	0,01	42						
25/7/89	7,75	1410	0,05	0,24	62						
17/1/90	7,38	1410	0	0,04	71						
14/5/90	7,1	1155	0,05	0,17	76						
20/3/92	7,12	1280	0,05	0,01	68		0,39	1,7	0,2		0,5
19/6/92	7,39	1026	0,05	0,01	58						
10/9/92	7,01	1050	0,07	0,04	105	3,1	3,45	4,4	0,66	0,00	0,25
24/12/92	7,13	1200	0,05	0,01	50						
31/3/93	7,3	1140	0,07	0,2	64						
28/6/93	7,25	1060	0,05	0,01	70					0,00	0,05
1/10/93	8,02	1800	0,07	0,04	41					0,00	0,03
9/12/93	7,53	1505	0,06	0,03	50					0,00	0,03
11/3/94	7,22	1490	0,06	0,01	44						

unité: mg/l

fig. 177: Tableau des analyses chimiques du piézomètres A'.

Piézomètre C'

date	pH	R (Ω cm)	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Fe	Mn	Al	F	Phen.	HC
1/6/87	7,4	2381	0,13	0,92	32					0,05	0,36
11/10/88	7,33	1613	0,13	0,01	41	0,18	0,34	0,03			
19/1/89	7,7	1560	0,23	0,01	40	0,27	0,1	0,01			
25/7/89	7,38	1727	0,05	0,01	34						
17/1/90	7,45	1786		0,01	36						
14/5/90	7,18	1600	0,05	0,01	37						
12/12/90	7,48	1587	0,05	0,01	37						
20/3/92	7,05	1560	0,06	0,01	40		0,02	0,21	0,17		0,5
19/6/92	7,46	1361	0,4	0,3	43						
10/9/92	7,35	1506	0,11	0,01	40	2,9	0,47	2,2	0,41	0,005	0,3
21/12/92	7,04	1506	0,05	0,01	45						
31/3/93	7,19	1515	0,07	0,01	43						
28/6/93	7,19	1515	0,06	0,01	44					0,005	0,03
1/10/93	7,38	1460	0,05	0,01	45					0,005	0,03
9/12/93	7,53	1506	0,06	0,01	50						
11/3/94	7,08	1480	0,05	0,01	45						

unité: mg/l

fig. 178: Tableau des analyses chimiques du piézomètres C'.

Piézomètre A1

date	pH	R (Ω cm)	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Fe	Mn	Al.	F	Phen.	HC
28/10/87	6,87	1562	0,13	0,25	42	0,05	0,04	0,01		0,009	0,4
12/1/88	7,02	1321	0,05	0,07	39	0,27	0,3	0,01		0,005	0,39
14/4/88	7,26	1351	0,05	0,03	39	0,05	0,12	0,42		0,005	1,2
12/7/88	7,16	1250	0,01	44	0,4	0,06	0,4	0,2	0,2	1,6	
19/1/89	7,2	1220	0,21	0,03	40						
25/7/89	7,34	1350	0,05	0,02	42						
17/1/90	7,69	1275		0,03	45						
14/5/90	6,89	1180	0,05	0,03	49						
20/7/90	6,82	1315	0,12	0,12	51						
19/12/90	7,26	1265	0,05	0,05	42						
20/3/92	6,72	1123	0,05	0,01	72		2,9	0,8	0,18		0,5
19/6/92	7,42	1040	0,05	0,01	28						
10/9/92	6,97	1130	0,05	0,01	31	0,86	0,98	0,12	0,4	0,005	0,05
21/12/92	6,88	1185	0,05	0,01	32						
31/3/93	7,19	1125	0,05	0,1	30						
28/6/93	7,14	1235	0,06	0,01	30					0,005	0,03
1/10/93	7,33	1255	0,05	0,01	32					0,005	0,03
9/12/93	7,23	1315	0,05	0,01	32						
28/3/94	7,07	1345	0,05	0,01	21						

unité: mg/l

fig. 179: Tableau des analyses chimiques du piézomètres A1.

Piézomètre C1

date	pH	R (Ω cm)	NH ₄	NO	NO	Fe	Mn	Al.	F	Phen.	HC
14/10/87	6,9	1960	0,15	0,0	34	0,1	0,37	0,15		0,005	0,05
12/1/88	6,9	2028	0,05	0	33	0,13	0,25	0,01		0,005	0,05
14/4/88	7	2000	0,05	0	33	0,11	0,12	0,01		0,005	0,05
12/7/88	7,0	1533	0,05	0	37	0,19	0,7	0,04	0,21	0,005	0,05
19/1/89	7,3	1540	0,2	0	37						
25/7/89	7,2	1685	0,05	0	37						
17/1/90	7,5	1725		0	36						
14/5/90	6,9	1590	0,05	0	35						
20/8/90	6,7	1560	0,05	0	41						
19/12/90	7,2	1587	0,05	0,0	35						
20/3/92	6,9	1640	0,05	0,0	34		0,14	0,02	0,17		0,5
19/6/92	7,5	1600	0,05	0,0	33						
10/9/92	7,0	1625	0,05	0,0	33	0,1	0,5	0,05	0,36	0,005	0,05
21/12/92	7	1625	0,05	0,0	31						
31/3/93	7,2	1610	0,05	0,0	32						
28/6/93	7,1	1610	0,05	0,0	32					0,005	0,03
1/10/93	7,3	1590	0,05	0,0	33					0,005	0,03
9/12/93	6,8	1290	0,05	0,0	32						
28/3/94	7,1	1590	0,05	0,0	34						

unité: mg/l

fig. 180: Tableau des analyses chimiques du piézomètres C1.

Piézomètre A5

date	pH	R (Ω cm)	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Fe	Mn	Al.	F	Phen.	HC
1/6/87	7,26	1300	0,05	0,26	72	0,05					
11/1/89	7,3	1065	0,07	0,014	110						
25/7/89	7,19	1590	0,05	0,018	72						
17/1/90	7,29	1140		0,015	72						
20/8/90	6,8	940	0,17	0,16							
20/3/92	7,11	1210	0,06	0,02	71		1,3	2,1	0,19		0,5
19/6/92	7,48	1117	0,05	0,02	30						
10/9/92	6,98	1110	0,07	0,01	67	4,4	6,5	2	0,57	0,005	0,05
21/12/92	6,89	1075	0,05	0,01	65						
31/3/93	7,16	1100	0,05	0,1	64						
28/6/93	7,20	1085	0,06	0,01	66					0,005	0,03
1/10/93	7,57	1170	0,05	0,06	60					0,005	0,03
9/12/93	7,31	1110	0,05	0,01	69						
28/3/94	7,08	1185	0,05	0,01	61						

unité: mg/l

fig. 181: Tableau des analyses chimiques du piézomètres A5.

Piézomètre C5

date	pH	R (Ω cm)	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Fe	Mn	Al.	F	Phen.	HC
1/6/87	7,18	1481	0,13	0,4	58	0,05	0,18	0,7		0,005	0,05
12/7/88	7,27	1030	0,13	0,04	133	0,05	0,86	0,54		0,005	0,08
11/1/89	7,4	1127	0,09	0,037	110						
25/7/89	7,28	1265	0,05	0,01	102						
17/1/90	7,38	1295		0,007	83						0,1
20/8/90	6,88	1369	0,06	0,015	61						
19/12/90	7,51	1408	0,05	0,011	33						0,6
20/3/92	7,12	1310	0,05	0,01	58		2,1	0,67	0,19		0,5
19/6/92	7,49	1242	0,05	0,01	50						
10/9/92	7,12	1210	0,05	0,01	52	0,62	0,5	0,05	0,37	0,005	0,08
21/12/92	6,91	1410	0,05	0,06	32						
31/3/93	7,15	1420	0,05	0,01	37						
28/6/93	7,18	1410	0,05	0,01	36					0,005	0,03
1/10/93	7,28	1420	0,05	0,01	36					0,005	0,03
9/12/93	7,23	1550	0,05	0,01	30						
28/3/94	7,21	1610	0,05	0,01	27						

fig. 182: Tableau des analyses chimiques du piézomètres C5.

Piézomètre A2

date	pH	R (Ω cm)	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Fe	Mn	Al.	F	Phen.	HC
11/1/89	7,2	1310	0,11	0,08	26						
17/1/90	7,18	1680		0,024	37						
14/5/90	6,95	1560	0,05	0,012	36						
20/8/90	6,8	1540	0,06	0,12	40						
19/12/90	7,16	1515	0,13	0,11	36						
20/3/92	7,02	1570		0,01	35		1,5	6,2	0,2		0,5
19/6/92	7,74	1506	0,12	0,1	33						
10/9/92	7,02	1525	0,05	0,01	34	0,65	0,08	0,79	0,44	0,005	0,06
21/12/92	6,92	1505	0,05	0,01	34						

unité: mg/l

fig. 183: Tableau des analyses chimiques du piézomètres A2.

Piézomètre C2

date	pH	R (Ω cm)	NH ₄	NO ₂	NO	Fe	Mn	Al.	F	Phen.	HC
11/1/89	7,2	1590	0,09	0,016	36						
17/1/90	7,12	1710		0,006	37						0,1
14/5/90	6,98	1570	0,05	0,005	36						
20/8/90	6,8	1590	0,05	0,005	41						
19/12/90	7,19	1639	0,05	0,005	35						
20/3/92	7	1680	0,05	0,01	32		0,01	0,16	0,2		0,5
19/6/92	7,93	1639	0,16	0,01	33						
10/9/92	7,10	1650	0,05	0,01	31	0,1	0,05	0,5	0,36	0,005	0,07
21/12/92	6,95	1640	0,05	0,01	32						

unité: mg/l

fig. 184: Tableau des analyses chimiques du piézomètres C2.

Etang dit « Bosquet »

date	pH	R (Ω cm)	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Mn	Al	F	HC
20/3/92	7,76	2080	0,05	0,05	10	0,3	0,3	0,15	0,5
10/9/92	8,04	2272	0,05	0,02	2				0,05
21/12/92	7,73	2000	0,05	0,04	6				
31/3/93	7,98	2040	0,05	0,05	8				
1/6/93				0,01	2				
1/10/93				0,14	67				
9/12/93				0,01	2				
28/3/94	7,83	1710	0,05	0,16	64				

unité: mg/l

fig. 185: Tableau des analyses chimiques de l'étang dit « Bosquet »

Etang dit « Tournioles »

date	pH	R (Ω cm)	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Mn	Al	F	HC
20/3/92	7,87	3080	0,05	0,04	4	0,25	0,01	0,21	0,5
10/9/92	8,98	4000	0,05	0,01	2				0,1
21/12/92	7,88	2895	0,05	0,06	4				
31/3/93	8,76	3390	0,05	0,04	3				
1/6/93				0,01	2				
1/10/93				0,01	2				
9/12/93				0,21	57				
28/3/94	8,14	2660	0,05	0,04	7				

unité: mg/l

fig. 186: Tableau des analyses chimiques de l'étang dit « Tournioles ».

Etang dit « Jagloret »

date	pH	R (Ω cm)	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Mn	Al	F	HC
20/3/92	8,23	3125	0,05	0,01	2	0,02	0,29	0,21	0,5
10/9/92	8,12	3390	0,05	0,01	2				0,05
21/12/92	7,92	3390	0,05	0,01	2				
31/3/93	8,1	3330	0,05	0,01	2				
1/6/93				0,01	2				
1/10/93				0,16	65				
9/12/93				0,15	57				
28/3/94	7,83	1740	0,05	0,15	46				

unité: mg/l

fig. 187: Tableau des analyses chimiques de l'étang dit « Jagloret »

Etang dit « Grande Pointe Herbière »

date	pH	R (Ω cm)	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Mn	Al	F	HC
20/3/92	7,99	2410	0,05	0,1	19	0,01	0,33	0,19	0,5
10/9/92	8,11	3333	0,15	0,02	3				0,05
21/12/92	7,74	2940	0,05	0,06	5				
31/3/93				0,06	5				
1/6/93				0,01	2				
1/10/93				0,25	44				
9/12/93				0,29	50				

unité : mg/l

fig. 188: Tableau des analyses chimiques de l'étang dit « Grande Pointe Herbière »

Etang dit « Petite Pointe Herbière »

date	pH	R (Ω cm)	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Mn	Al	F	HC
20/3/92	7,80	2530	0,12	0,11	26	0,01	0,36	0,19	0,5
10/9/92	8,1	3225	0,05	0,01	2				0,05
21/12/92	7,81	2940	0,05	0,08	5				
31/3/93				0,01	52				
1/6/93				0,01	2				
1/10/93				0,26	43				
9/12/93				0,15	36				

HC : hydrocarbures

unité : mg/l

fig. 189: Tableau des analyses chimiques de l'étang dit « Petite Pointe Herbière »

ANNEXE III

STRATEGIE DE PRELEVEMENT ET METHODES D'ANALYSE

Lors des campagnes de prélèvements sur le terrain, on a procédé de la façon suivante:

Mesure in situ du :

- pH;

- conductivité et température à l'aide d'un conductimètre équipé d'un dispositif de compensation de température.

Mesure au laboratoire des concentrations des ions majeurs: nitrate, sulfate et chlorure en chromatographie ionique.

Chromatographie ionique

Principe

Une quantité fixe de l'échantillon à analyser sous forme de solution aqueuse est envoyée sous pression à travers une colonne de résine échangeuse d'ions baignée par une phase mobile (éluant), ici une solution aqueuse de phtalate de sodium ($\text{HOOC-C}_6\text{H}_4\text{-COO-Na}^+$) $2 \cdot 10^{-3}$ M à pH 4.20.

Cette résine a des affinités différentes pour les différents anions qui seront donc plus ou moins bien fixés. Dans des conditions opératoires bien définies, ils seront séparés les uns des autres en sortie de colonne, les anions les moins retenus sortent évidemment en tête. Avec la résine utilisée (polymère de silice greffée) on a l'ordre: Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- . La séparation est assurée en 30 mn avec un débit d'éluant de $1 \text{ cm}^3 \cdot \text{mn}^{-1}$ sous une pression de 50 atm.

Détection

L'éluant qui baigne perpétuellement la colonne a une conductivité fixe qui doit être aussi faible que possible; c'est pour cette raison que l'on utilise un anion organique très gros: l'ion phtalate. La détection se fait grâce à une cellule de conductimétrie reliée à un conductimètre à affichage digital, lui-même relié à un enregistreur.

Le « zéro » du conductimètre est réglé sur la conductivité de l'éluant et marque le « ligne de base » sur l'enregistreur. Lorsque la « tranche » de solution qui émerge de la colonne contient un autre anion de conductivité différente et plus élevée on observe un pic de conductivité que l'on enregistre.

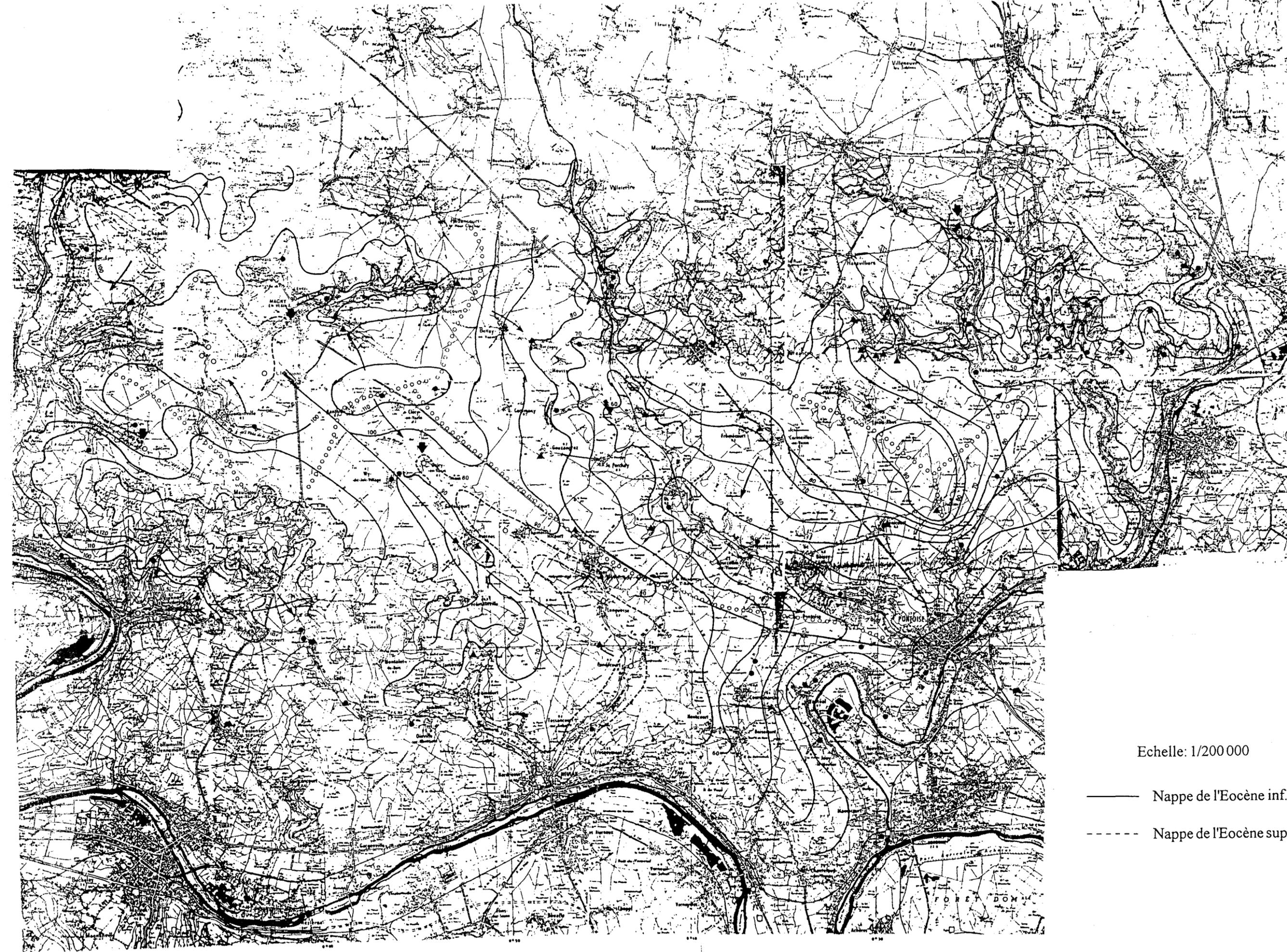
Ce pic est en fait une distribution de Gauss et la surface sous la courbe représente la quantité d'anion contenue dans un volume donné d'échantillon qui est fixé par la boucle d'injection (ici 100 microlitre) et que l'on injecte à l'entrée de la colonne.

La surface du pic représente donc une quantité dans un volume fixé c'est-à-dire une concentration. Toutefois si le pic est étroit et bien symétrique on peut considérer que la hauteur du pic est une fonction linéaire de la concentration.

La marge d'erreur est de 3 à 4 %.

ANNEXE IV
CARTE PIEZOMETRIQUE





Echelle: 1/200 000

- Nappe de l'Eocène inf. et moy.
- - - - Nappe de l'Eocène sup.