

## Les eaux d'un bassin versant agricole en Champagne crayeuse (1971-1990)

Variations du niveau piézométrique et de la teneur en azote minéral  
dans les zones non saturée et saturée

J.-L. BALLIF (\*)

### RÉSUMÉ

Sur un bassin versant de Champagne crayeuse, localisé près de Châlons-sur-Marne (F. 51), des mesures mensuelles du niveau statique de la nappe et des analyses chimiques des eaux ont été effectuées pendant 20 années. Ce bassin, de 68 km<sup>2</sup>, repose sur la craie du Sénonien. Les sols des versants sont des rendzines. Peu habité, il est représentatif d'un milieu essentiellement agricole, exploité en culture intensive à haut niveau de productivité. En l'espace d'une génération, le paysage a changé : 69% de la surface ont été déboisés. De 130 kg/ha<sup>-1</sup> en 1979, la fertilisation minérale azotée moyenne est passée à 180 kg/ha<sup>-1</sup> en 1989. La nappe se situe à une profondeur relativement proche de la surface du sol, entre 3 et 20 m. Les variations de la recharge de la nappe dépendent des volumes de drainage et du mode d'exploitation du sol. L'eau est moyennement minéralisée, bicarbonatée-calcique. Les modifications de la composition chimique de l'eau concernent essentiellement le calcium et l'azote nitrique, dont les fluctuations ont tendance à suivre celles du niveau piézométrique. La teneur moyenne annuelle en azote nitrique présente une augmentation de 0,15 mg.l<sup>-1</sup> de N par an. Dans la zone crayeuse non saturée, la concentration en azote minéral diffère selon l'histoire culturale de la parcelle : à 10 m de profondeur, en parcelle de vieille culture, elle est de 24 mg.l<sup>-1</sup> ; en parcelle défrichée en 1961, elle est de 3 mg.l<sup>-1</sup>.

**MOTS-CLÉS** : bassin versant - qualité de l'eau - eau souterraine - azote minéral - Champagne crayeuse.

### THE WATERS OF AN AGRICULTURAL CATCHMENT AREA IN CHALKY COUNTRY OF CHAMPAGNE (1971-1990)

#### FLUCTUATIONS OF THE GROUNDWATER LEVEL AND VARIATIONS OF THE MINERAL NITROGEN IN THE SATURATED AND UNSATURATED ZONES

*On a catchment area in chalky Champagne, situated near Châlons-sur-Marne, monthly measures of groundwater level and chemical analysis of waters have been effected during the last twenty years. This catchment area of 68 km<sup>2</sup>, lies on Cretaceous Chalk (Fig. 1). The soils of slopes are rendzina. During one generation, the landscape has changed : 69% of the surface has been deforested. Sparsely inhabited, it is representative essentially of an agricultural environment, exploited in an intensive farming system with a high level of productivity. From 130 kg.ha<sup>-1</sup> in 1979, the average mineral nitrogen fertilization reached 180 kg.ha<sup>-1</sup> in 1989. The aquifer is situated relatively near the soil surface between 3-20 m (Tab. 1). The fluctuations of the refill of the water table depend on volumes of drainage and on soil use (Fig. 3). It has a moderately minerali-*

(\*) INRA, Station d'Agronomie de Châlons-sur-Marne, route de Montmirail, 51510 Fagnières.

zed, bicarbonated calcareous water (Tab. II). The main changes in the chemical composition of the water concern essentially the calcium and the nitrate, whose fluctuations tend to follow those of the groundwater level (Fig. 2). The nitrate content presents an annual increase of  $0.15 \text{ mg.l}^{-1}$  of N. In the unsaturated chalk zone, the mineral nitrogen concentration changes with farming history of the field : at 10 m of the depth, in a long cultivated field, it is  $24 \text{ mg.l}^{-1}$ , in a field reclaimed in 1961, it is  $3 \text{ mg.l}^{-1}$  (Fig. 4).

**KEY-WORDS** : catchment area - water quality - groundwater - mineral nitrogen - chalky Champagne area.

## INTRODUCTION

### *L'essor agricole champenois*

La Champagne pouilleuse, considérée comme pauvre, a connu en moins d'un demi-siècle un essor extraordinaire et est devenue une grande région agricole (GARNOTEL, 1985). Parmi les causes de cette réussite, il ne faut pas oublier la grande disponibilité en eau des sols de craie. Cette réserve hydrique est renouvelée grâce à la continuité capillaire de l'eau dans les matériaux crayeux entre la nappe et la surface du sol (BALLIF, 1980). Après l'eau, l'azote est un facteur essentiel de la productivité. Dans le département de la Marne, la fertilisation moyenne azotée, de  $102 \text{ kg.ha}^{-1}$  de N en 1972, est passée à  $180 \text{ kg.ha}^{-1}$  en 1989, soit une augmentation de 43% en dix-sept ans. Au cours de la même période, la qualité des eaux superficielles et souterraines a baissé, du fait de l'accroissement de leur teneur en nitrates. Actuellement, les céréales donnent des rendements variant de 70 à 90 q.ha<sup>-1</sup>. Les autres cultures à cycle végétatif estival (betterave, luzerne) ont de bons rendements ( $15 \text{ t.ha}^{-1}$  de matière sèche), dus au potentiel agricole élevé et voisin du potentiel climatique des surfaces cultivées (BOIFFIN et SEBILLOTTE, 1982).

Dans le cadre des recherches sur le fonctionnement du milieu (RADET, 1943 ; DUTIL et BALLIF, 1968 ; DURAND, 1978), plus particulièrement sur la circulation de l'eau et la migration des éléments minéraux en sol de craie, l'étude du bassin versant de Pisseleu a été entreprise en mars 1971 (BALLIF, 1978a). Cette note a pour but de présenter les variations de la composition chimique des eaux de ce bassin versant crayeux après vingt ans de mesures mensuelles (BALLIF *et al.*, 1990). Afin de suivre l'influence des modifications de l'environnement et des systèmes de cultures sur la concentration en azote minéral de l'eau interstitielle de la craie, des forages ont été effectués en mai et en juin 1988, jusqu'à 10 m de profondeur, sur le versant nord du bassin (KASPEREK, 1989). Ils permettent de fournir des éléments de réponse au problème actuel de la pollution par l'azote minéral.

## I. LE BASSIN VERSANT DU PISSELEU

Le bassin du Pisseleu, déboisé, cultivé intensivement et peu habité, a été choisi comme étant représentatif du milieu agricole de la Champagne crayeuse. En l'espace d'une génération, son taux de boisement est passé de 70% à 23% de la surface du bassin. Ce bassin versant de 68 km<sup>2</sup>, situé à l'ouest de Châlons-sur-Marne (Fig. 1), à une altitude moyenne de 120 m, repose sur la craie du Sénonien. Le relief est peu accentué.

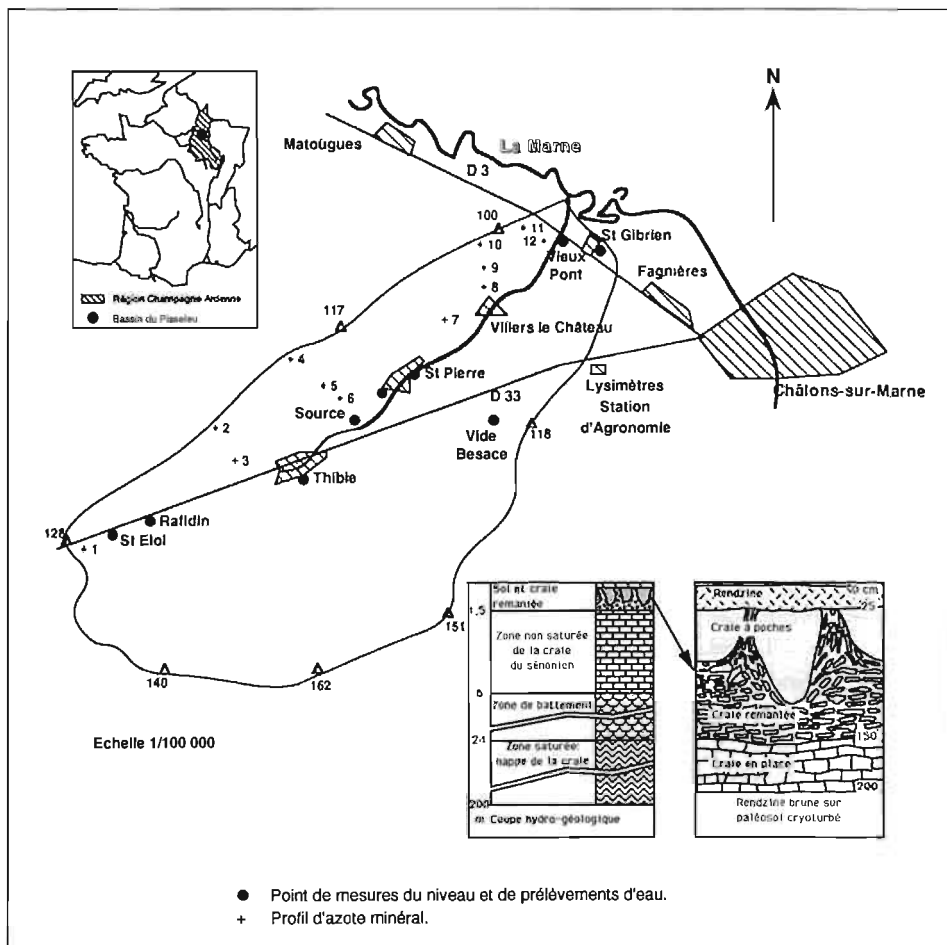


Figure 1 : Situation du bassin versant du Pisseleu.

*Situation of Pisseleu catchment area.*

Les principaux sols développés sur la craie sénonienne, rencontrés du haut vers le fond de la vallée, sont les suivants : rendzines brunes sur paléosols cryoturvés, sur graveluche ou sur colluvions crayeuses ; sols peu évolués d'apport colluvial ou alluvial et sols hydromorphes moyennement organiques dans les bas fonds. Les rendzines sont des sols peu profonds, légers, excessivement calcaires ; leur réserve hydrique est bonne sur la craie et faible sur la graveluche.

Le climat est semi-océanique à influence continentale. La température moyenne annuelle est de 10°C (1970-1989). La hauteur totale annuelle moyenne des précipitations est de 643 mm (1971-1989), avec une valeur minimale de 438 mm en 1976, année de sécheresse centennale, un 1<sup>er</sup> quintile de 531 mm, une médiane de 656 mm, un 4<sup>e</sup> quintile de 696 mm et une valeur maximale de 818 mm en 1988. La répartition moyenne mensuelle présente un maximum en août et un minimum en mars.

## II. MATÉRIEL ET MÉTHODES DE MESURES

### 1. Dans la nappe de la craie

Le niveau de la nappe de la craie sénonienne du bassin versant du Pisseleu est mesuré mensuellement en six points d'eau, à l'aide d'une sonde électrique, et par des observations sur une source au lieu-dit "Les Fontaines" (Fig. 1). Aux mêmes dates, des échantillons d'eau sont prélevés dans le ruisseau, en amont des villages, à la source citée ci-dessus et au château d'eau des puits communaux, en vue de déterminer leur composition chimique. Les dosages de l'azote nitrique des eaux de la nappe et du Pisseleu sont effectués en flux continu par la méthode de GRIESS, avec réduction des nitrates en nitrites sur colonne cadmium-cuivre (norme AFNOR T. 90-012).

### 2. Dans la zone non saturée de la craie

En mai et juin 1988, en vue d'obtenir des profils d'azote minéral, 12 forages ont été réalisés, jusqu'à 10 m de profondeur, sur le versant nord du bassin du Pisseleu, exempt d'épandages d'eaux résiduaires de la sucrerie de Châlons-sur-Marne. La situation des forages est indiquée figure 1. Les forages sont effectués à l'aide d'une tarière hélicoïdale de 100 mm de diamètre, entraînée mécaniquement. Un échantillon est prélevé, tous les 25 cm, sur toute cette épaisseur. Sur chaque échantillon, sont déterminées : la densité apparente ( $d_a$ ), la teneur en eau ( $h$ ) et la teneur en azote minéral (ammonium  $\text{NH}_4^+$  et nitrates  $\text{NO}_3^-$ ). Les nitrates et l'ammonium sont extraits par une solution de chlorure de potassium normale, dans un rapport  $\text{sol/KCl} = 125 \text{ g}/250 \text{ cm}^3$ . L'ammonium est dosé en flux continu par complexométrie colorée entre l'ammonium, le salicylate et le chlore (norme AFNOR T. 90-015). Le dosage des nitrates est effectué selon la méthode indiquée ci-dessus.

La concentration ( $c$ ) en azote nitrique ( $\text{N-NO}_3^-$ ) ou en azote ammoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ), exprimée en mg/litre de solution du sol, peut être calculée par la relation simple suivante :

$$c = t(100-h)/h$$

où  $t$  est la teneur en mg par kilogramme du matériau sec et

$h$  la teneur en eau pour cent de terre fraîche.

La quantité ( $M$ ) d'azote nitrique ou d'ammonium contenue dans une épaisseur de 0,25 m de sol ou de craie ( $p$ ), exprimée en  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , est obtenue par la relation suivante :

$$M = 10 t d p$$

où  $t$  est la teneur en g par tonne de matériau sec.

La mesure des teneurs en azote minéral est exprimée en  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  de  $\text{N}(\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+)$ , celle des teneurs en azote nitrique en  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_3^-$ , ou en  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  de N. Les résultats des analyses des eaux sont également exprimés en m Mole. $\text{l}^{-1}$ .

## III. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Les eaux des pluies qui tombent sur le bassin du Pisseleu s'infiltrent en majeure partie dans le sol et vont alimenter le vaste réservoir de la nappe de la craie ; accidentellement, les pluies d'orage ruissellent et vont directement à la rivière.

## 1. Circulation de l'eau de la nappe et du Pisseleu

Le réservoir de la nappe est constitué par la craie du Sénonien, reposant sur la craie du Turonien supérieur. La craie sénonienne est formée par l'assemblage rigide de débris de nanofossiles, entre lesquels sont installés des pores à géométrie fixe. La porosité totale moyenne de cette craie est de 40%. Cette porosité est ouverte sur l'extérieur. 70% des vides ont un diamètre compris entre 0,5 et 1 micron (BALLIF, 1978b). Cette répartition des pores donne à cette roche une bonne réserve en eau et engendre un temps de séjour très long pour les eaux qui percolent. Elle permet la remontée capillaire. DAUBRÉE, en 1857, comparait déjà cette craie à une vaste éponge à tissu très serré.

L'eau de la nappe s'écoule vers le Pisseleu et globalement vers la Marne. Actuellement, le ruisseau, à sa source de "déversement", se tarit pendant 6-8 mois, de juillet à février, suivant les fluctuations de la nappe. A la sortie de l'hiver (17 mars 1971), les débits du Pisseleu en différents emplacements sont les suivants : à la source "Les Fontaines",  $Q = 0,006 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  ; au "Vieux Pont",  $Q = 0,260 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Ces débits correspondent à ceux mentionnés par COIN (1947).

## 2. Fluctuations du niveau piézométrique et recharge de la nappe

Les fluctuations du niveau statique de la nappe de la craie suivent, avec un certain décalage, les conditions climatiques saisonnières. On distingue deux phases : une phase croissante, ou d'alimentation, et une phase décroissante. Le niveau le plus haut est observé en avril-mai et le niveau le plus bas en octobre-novembre (Fig. 2). A cette époque, la profondeur moyenne d'étiage sur 20 ans (tableau I) est de 7 m à Saint-Pierre, en bas de versant, et de 19 m à la ferme de Vide-Besace, en bordure du bassin. A ces fluctuations, en liaison avec la topographie, s'ajoutent celles provoquées par les aléas climatiques.

Tableau I : Variations de la profondeur et de la recharge de la nappe en m.  
*Changes on the depth and the groundwater recharge.*

Emplacements	F. de Vide-Besace		Puits Thibie		Puits St-Pierre		Puits St-Gibrien	
	Maxi	Mini	Maxi	Mini	Maxi	Mini	Maxi	Mini
Altitude	102,5		102,0		92,0		87,5	
Profondeur du forage	21,5		31,0		24,0		25,0	
Profondeurs de la nappe	Maxi	Mini	Maxi	Mini	Maxi	Mini	Maxi	Mini
Valeur minimale	16,5	8,1	11,7	8,2	5,8	5,6	11,8	8,9
Quintile 1	18,2	9,8	12,6	8,6	6,3	5,7	11,9	9,2
Moyenne	19,3	12,2	14,6	10,1	7,2	5,9	12,3	9,9
Ecart type de la moyenne	±1,4	±2,3	±2,3	±1,4	±1,3	±0,2	±0,6	±0,8
Médiane	19,9	13,0	14,2	9,9	6,8	5,9	12,1	9,6
Quintile 4	20,3	14,0	15,3	11,0	7,8	6,0	12,6	10,6
Valeur maximale	21,5	15,8	20,4	13,1	11,2	6,4	14,0	11,7
Recharge annuelle:								
Moyenne 1972-1990	7,2 ± 2,1		4,3 ± 1,9		1,3 ± 1,9		2,5 ± 0,9	
Recharge maximale 1977	11,7		9,8		5,3		4,2	

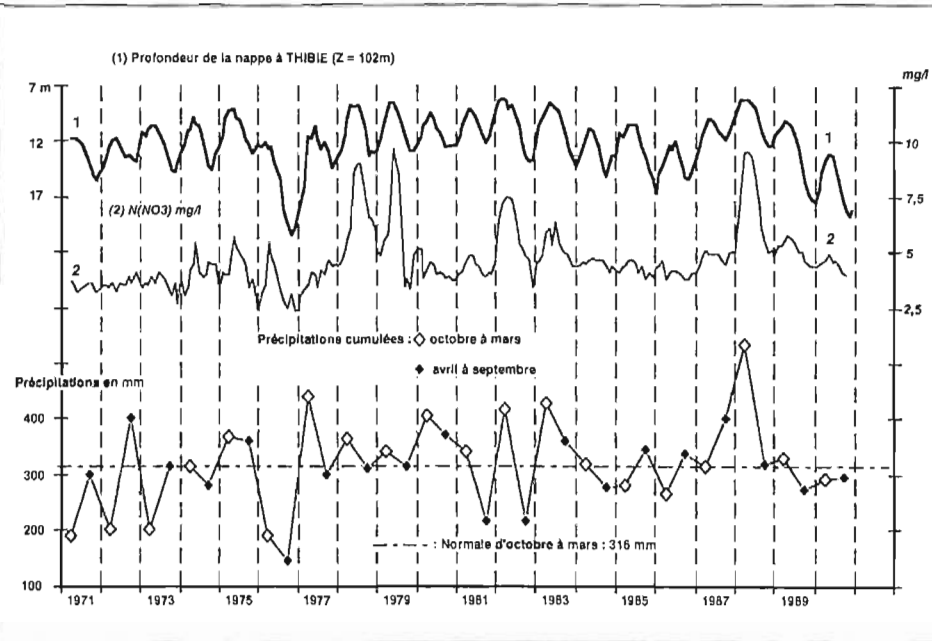


Figure 2 : Evolution mensuelle de la profondeur et de la teneur en azote nitrique des eaux de la nappe à Thibie. Précipitations cumulées d'octobre à mars et d'avril à septembre.

*Monthly evolution of the depth and the nitrogen content in groundwater at Thibie. Plurality of precipitations from October to March and from April to September.*

Au cours des 20 années d'observations, la hauteur moyenne des précipitations de l'automne et de l'hiver (octobre à mars compris) est de 337 mm, avec une valeur minimale de 190 mm, un 1<sup>er</sup> quintile de 266 mm, un 4<sup>e</sup> quintile de 382 mm et une valeur maximale de 535 mm. A Thibie, le niveau supérieur atteint une cote maximale en mars 1982 et en avril 1988, soit à 8,2-8,3 m de profondeur. Pendant 12 ans (60% des 20 années de mesures), les profondeurs d'étiage de la nappe sont comprises entre 6 et 20 m (1<sup>er</sup> et 4<sup>e</sup> quintiles) et les profondeurs les plus faibles entre 5 et 14 m. Ainsi, la nappe se situe à une profondeur relativement proche de la surface du sol.

La recharge annuelle moyenne sur 19 ans (1972-1990) varie de 1,3 m à Saint-Pierre et de 7,2 m à la ferme de Vide-Besace. En 1976, la recharge est très faible : le niveau supérieur commence à s'abaisser en avril ; la profondeur d'étiage est la plus faible (11,0 à 24,0 m). La sécheresse excessive printanière et estivale provoque un prélèvement plus important dans la réserve de la nappe. Les précipitations abondantes automnales et hivernales permettent une très bonne reconstitution de la réserve en eau de la nappe. En 1989, la recharge est également très faible, la profondeur d'étiage varie de 8,7 à 21,1 m. Ces fluctuations pluriannuelles sont comparables à celles observées dans la nappe de la craie en Artois et en Normandie (CASTANY et MARGAT, 1977).

La recharge de la nappe de la craie dépend donc des variations des précipitations d'octobre à mars. A Vide-Besace, l'influence des pluies efficaces (P - ETP) de cette période est corrélée linéairement :

y (différence des niveaux statiques, en m) = 0,023 x (somme des pluies efficaces d'octobre à mars (en mm) + 3,439 ; avec r = 0,85 et n = 17.

Une fois la réserve hydrique reconstituée, l'eau en excès draine et s'infiltre en profondeur, chassant l'eau des horizons inférieurs. Le transfert de l'eau se fait par la microporosité de la craie de la zone non saturée.

En sol cultivé, ce sont les précipitations de l'automne et de l'hiver qui réhumectent le sol, s'infiltrent et réalimentent la nappe. Les sols des lysimètres à Fagnières commencent à drainer normalement en décembre et s'arrêtent entre la mi-avril et la mi-mai. C'est le précédent cultural, par l'importance de l'assèchement du sol qu'il a provoqué, qui détermine la reprise du drainage, en relation avec les pluies automnales. Le drainage dure 4 à 5 mois et représente 20 à 50% des précipitations annuelles, selon le mode d'occupation : soit 24% en sol cultivé, 35% en sol enherbé et 52% en sol nu (BALLIF et DUTIL, 1983). La phase essentielle d'alimentation de la nappe reste donc limitée à la période de drainage avec, en sol cultivé, un volume moyen de 62% des précipitations tombées pendant ce temps. Mais, d'une année à l'autre, les précipitations, et par conséquent le drainage, peuvent varier considérablement. Ainsi, plusieurs facteurs peuvent modifier le drainage : les précipitations et le mode d'exploitation du sol.

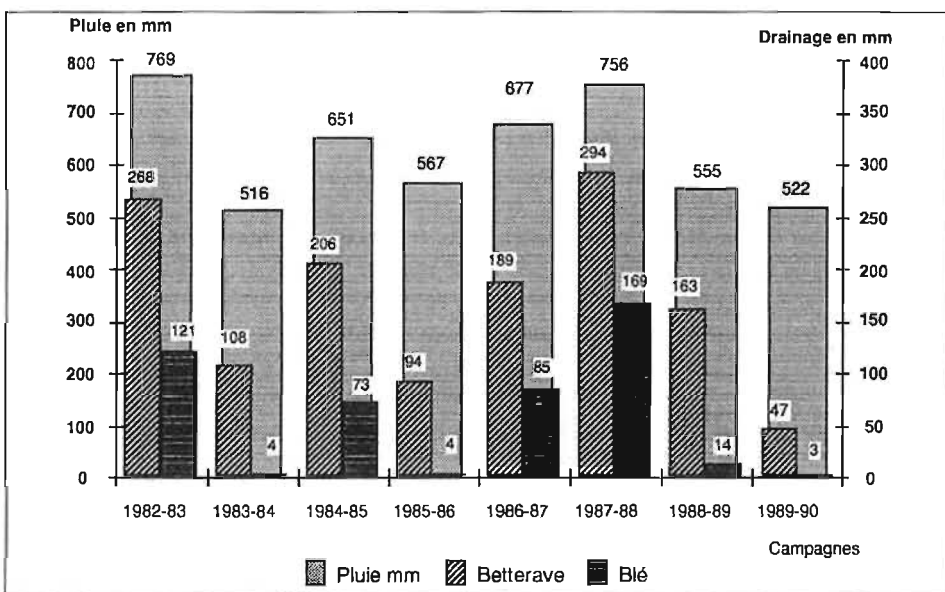


Figure 3 : Evolution du drainage dans la rotation betterave-blé. Influence des précipitations.  
 Evolution of drainage in the sugar-beet and corn rotation. Effect of rains.

Depuis la campagne 1981-1982, l'assolement betterave-blé est alterné sur quatre lysimètres, afin de placer ces deux cultures dans les mêmes conditions climatiques et de mettre en évidence les effets culturaux sur le drainage. Dans la rotation betterave-blé, le sol reste nu pendant l'espace interculturel entre le blé et la betterave. Cet espace est très court entre la betterave et le blé. Ainsi, pendant la phase de drainage hivernal, le sol est nu ou occupé par un blé (Fig. 3). Le drainage sous blé est le plus faible. Lorsque les

précipitations sont de l'ordre de 500 mm, le drainage est pratiquement nul. La différence de drainage entre le blé et le sol resté nu pendant l'interculture varie de 40 à 150 mm, la moyenne (1982-1990) étant de 109 mm.

Lorsque la luzerne vient interrompre la rotation betterave-blé, pendant cette culture et après son retournement, le drainage est pratiquement annulé. Avec une production de 15 t/ha de matière sèche, la consommation en eau pour la luzerne s'élève à 765 mm. Cette consommation révèle un déficit climatique annuel de 135 mm, soit 9 mm par tonne de matière sèche, qui est comblé par les apports d'eau de la craie. Ainsi, avec l'intensification des productions ou le choix des cultures, on assiste à un prélèvement amplifié d'eau dans la nappe de la craie. Ce prélèvement s'effectue grâce au phénomène de la remontée capillaire.

#### IV. COMPOSITION CHIMIQUE DES EAUX DU BASSIN

Les modifications de la composition chimique des eaux sont examinées dans le temps à l'échelle annuelle et pluri-annuelle, et dans l'espace dans le sens longitudinal de l'écoulement global de la nappe et dans le sens vertical de l'infiltration de l'eau dans la zone de surface.

##### 1. Evolution de la composition des eaux de la nappe et du Pisseleu

La composition moyenne des eaux de la nappe et du Pisseleu présente les caractéristiques suivantes (tableau II) : l'eau de la nappe de la craie, dont la température moyenne est de 11°C et le pH compris entre 7,8 et 8,0, est une eau moyennement minéralisée. Aux différents points étudiés, la composition moyenne présente de faibles variations. Les éléments les plus importants sont les bicarbonates et le calcium. On observe des variations pour quatre éléments essentiellement : bicarbonates, azote nitrique, chlorures et calcium. Les teneurs en calcium et en azote nitrique varient respectivement de 38 à 90 et de 2,4 à 9,6 mg.l<sup>-1</sup>. La teneur moyenne en calcium représente 45% de la somme des anions et des cations, celle en azote nitrique dix fois moins, 4,5%. Les teneurs en azote nitrique présentent des teneurs plus faibles en basses eaux et plus élevées en hautes eaux à Thibie, à Saint-Pierre et à Saint-Gibrien. La comparaison entre les fluctuations du niveau statique de la nappe et des teneurs en azote nitrique est surtout très nette à Thibie (Fig. 2). Lorsque le niveau de la nappe remonte jusqu'à 5-8 m de la surface du sol, les eaux pénètrent dans la zone de battement de la nappe où la teneur en azote minéral de la craie est élevée, comme le montre le profil 11 (Fig. 4). Elles s'enrichissent en azote nitrique. Ces variations sont également en relation avec l'importance des pluies efficaces certaines années (1982-1988). Les teneurs en calcium présentent les mêmes fluctuations, plus prononcées certaines années. Cette constatation sur les nitrates a également été faite en d'autres lieux, à Saint-Maurice en Champagne jovinienne (CHRÉTIEN *et al.*, 1977) et dans le nord de la France (BERNARD *et al.*, 1977).

En général, l'eau du Pisseleu est une eau claire et de composition comparable à celle de la nappe. Pour cette eau de surface, on retrouve des variations des teneurs en azote nitrique semblables à celles observées dans les eaux de la nappe. Une augmentation des teneurs suit la remontée de la nappe. Ce même phénomène a été observé dans le bassin versant de Melarchez, situé à l'amont du bassin de l'Orgeval, affluent du Grand Morin (Marne). Dans ce bassin, les concentrations en azote nitrique dans les eaux de surface à



l'exutoire augmentent graduellement de la fin de l'été à la fin de l'hiver et décroissent ensuite progressivement. Les valeurs d'étiage se situent habituellement aux environs de  $3,4 \text{ mg.l}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_3^-$  (LEGUY *et al.*, 1981).

Tableau II : Composition moyenne des eaux de la nappe et du Pisseleu, 1971-1988 (m Mole.l<sup>-1</sup>).  
Average content of waters, 1971-1988 (m Mole.l<sup>-1</sup>).

	Nappe				Pisseleu	
	Thibie	Les Fontaines	St-Pierre	St-Gibrien	St-Pierre	St-Gibrien
pH	8,0	7,8	7,9	7,8	7,9	8,0
Bicarbonates, HCO <sub>3</sub>	2,75	3,10	2,98	3,26	3,33	3,65
Azote nitrique, N	0,33	0,31	0,33	0,73	0,44	0,34
Chlorures, Cl	0,43	0,54	0,46	0,58	0,66	0,57
Sulfates, SO <sub>4</sub>	0,11	0,22	0,16	0,15	0,25	0,24
TOTAL	3,63	4,17	3,93	4,72	4,67	4,81
Calcium, Ca	3,18	3,70	3,41	4,11	4,04	4,19
Magnésium, Mg	0,08	0,09	0,09	0,16	0,10	0,11
Potassium, K	0,01	0,01	0,02	0,01	0,06	0,04
Sodium, Na	0,24	0,22	0,24	0,34	0,30	0,29
TOTAL	3,52	4,02	3,77	4,63	4,50	4,62
Différence anions-cations	0,11	0,15	0,17	0,09	0,17	0,19
Rapport anions/cations	1,03	1,04	1,04	1,02	1,04	1,04

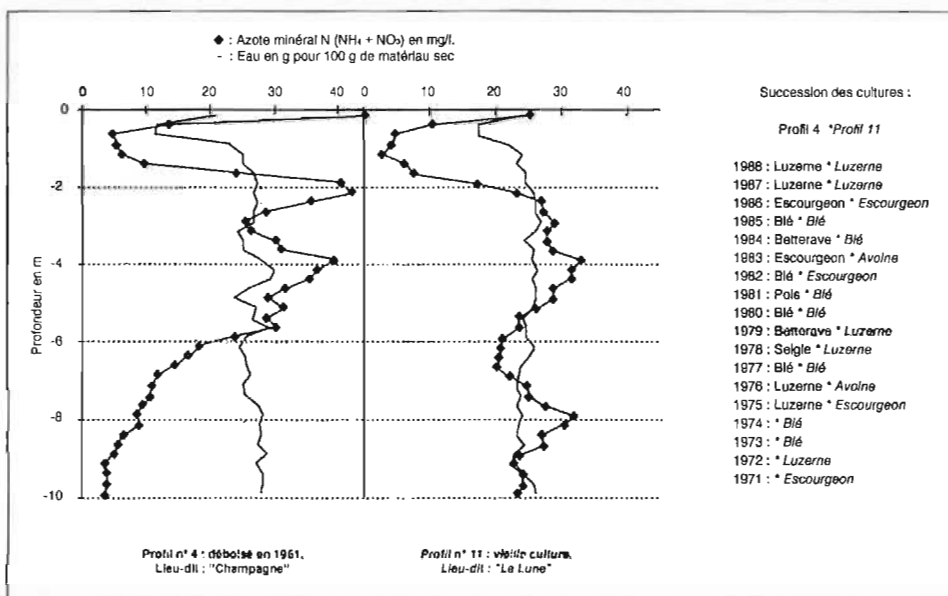


Figure 4 : Profils hydriques et profils d'azote minéral en parcelles déboisée et de vieille culture.

Water and mineral nitrogen profiles in reclaimed and long farmed fields  
( $\text{mg.l}^{-1}$   $\text{N-NO}_3^-$ ; water content g-% on dry material).

En aval du bassin, les eaux de la nappe de la craie se mélangent avec celles de la nappe de la vallée de la Marne. La teneur de tous les éléments analysés (tableau II), à l'exception des sulfates et du potassium, est plus élevée. Les différences sont surtout importantes pour l'azote nitrique et le calcium.

## 2. Azote minéral dans l'eau de la zone non saturée de la craie

Les parcelles où les forages ont été effectués ont le même mode d'exploitation. Certaines, défrichées, ne sont cultivées que depuis 15 à 20 ans. Toutes ces parcelles sont exploitées en culture intensive à haut niveau de productivité.

Dans les dix premiers mètres, le sol renferme un total moyen de  $1\,130\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  d'azote minéral, dont  $95\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  entre 9 et 10 m. Deux exemples de la répartition de l'azote minéral et de la teneur en eau sont donnés (Fig. 4). A partir de 2 mètres de profondeur, la teneur en eau devient relativement constante ( $26\text{-}27\text{ g}\cdot 100\text{ g}^{-1}$  de matériau sec). Ceci est valable pour tous les profils, à l'exception des forages où la nappe est plus proche. Dans le profil n° 4, dans une parcelle défrichée en 1961, à 9-10 m de profondeur, la concentration en azote nitrique est faible ( $3\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  de N). Cette valeur correspond à la teneur du sol avant le défrichement. Elle est comparable à celle obtenue sous friche permanente où, en juillet 1990, sur toute l'épaisseur sondée, la concentration reste constante, variant de 2 à  $4\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  de N. Dans le profil n° 11, dans une parcelle de vieille culture, à la même profondeur, la concentration est huit fois plus élevée. Des profils de nitrates analogues ont été observés dans la craie en Champagne à Mailly-le-Camp et à Haussimont (MULLER et BALLIF, 1981 ; VACHIER et DEVER, 1990) et en Angleterre (WELLINGS et BELL, 1980 ; BRIDGGE et PARKER, 1989).

## V. POLLUTION DES EAUX DANS LE BASSIN DU PISSELEU

Sur le bassin du Pisseleu vivent 1 140 habitants (dernier recensement en 1986), installés dans quatre villages et dans trois fermes isolées. Deux de ces villages sont traversés par le ruisseau. Depuis 20 ans, de 1971 à 1990, la composition minérale des eaux de la nappe et des eaux du Pisseleu ne présente pas de variations importantes, à l'exception de la concentration en azote nitrique.

Dans une étude antérieure (PLOUSSARD, 1937), des analyses d'eaux ont été réalisées au moment de la mise en place des adductions d'eau communales. En 1935, la teneur moyenne en azote nitrique en amont et dans la partie centrale du bassin était de  $2,0\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_3^-$ . Cette teneur est pratiquement identique à celle mesurée actuellement dans les eaux de drainage du lysimètre enherbé depuis 1973 et ne recevant annuellement que  $15\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  de N par les pluies. En 1972, aux mêmes emplacements et aux mêmes mois, les teneurs ont légèrement augmenté ( $+ 1,3\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$   $\text{N-NO}_3^-$  en moyenne). Cette même année, les concentrations moyennes en azote nitrique sont de  $3,3\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  à Thibie, de  $3,1\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  à Saint-Pierre et de  $8,3\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_3^-$  à Saint-Gibrien. Puis, jusqu'en 1977, elles restent constantes. Ces teneurs sont semblables à celles mesurées dans la nappe de la craie près de Winchester en Hampshire (YOUNG et OAKES, 1976). En 1978, les concentrations augmentent et varient pendant dix ans avec des oscillations annuelles (Fig. 2). Cette brusque augmentation est comparable à celle signalée, en 1970, dans la nappe crayeuse du Sénonais dans l'Yonne (CHRÉTIEN *et al.*, 1977). En 1988, elles sont de  $7\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  à Thibie, de  $6\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  à Saint-Pierre et de

12 mg.l<sup>-1</sup> de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> à Saint-Gibrien où, le seuil de potabilité (50 mg.l<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) étant atteint, le forage a été fermé. On constate donc, de 1972 à 1990, une augmentation annuelle de 0,15 mg.l<sup>-1</sup> à Saint-Pierre et à Thibie et de 0,19 mg.l<sup>-1</sup> de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> à Saint-Gibrien. Cette concentration plus élevée en aval du bassin serait due au contact des eaux de la nappe de la vallée de la Marne.

Dans les sols du versant nord du bassin du Pisseleu, la concentration en azote (azote nitrique et ammoniacal) varie, selon les systèmes de culture, de 14 à 39 mg.l<sup>-1</sup> de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + NH<sub>4</sub><sup>+</sup> à 7 m de profondeur. Ces concentrations correspondent à une quantité moyenne en azote de 28 kg.ha<sup>-1</sup> de N par tranche de 0,25 m, qui s'infiltre dans la zone non saturée de la craie et descend progressivement vers la nappe, avec une vitesse moyenne de 0,45 m.an<sup>-1</sup> (VACHIER *et al.*, 1987). Cette vitesse est comparable à celle mesurée dans la craie du Kent (HEADWORTH, 1989). Dans le bassin du Pisseleu, l'azote minéral arriverait au contact du niveau le plus haut de la nappe après un cheminement de 20 à 25 ans dans les zones élevées des versants, et après 10 à 12 ans dans les parties basses du bassin. Etant donné le grand volume d'eau (250 000 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>) de l'aquifère crayeux, cet apport est extrêmement dilué. Le phénomène de dilution, important dans ce type d'aquifère, peut masquer la pollution. On ne peut cependant négliger ce risque de pollution.

Dans les eaux superficielles du Pisseleu, les concentrations en azote nitrique augmentent de la source "Les Fontaines" (3-6 mg.l<sup>-1</sup> de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) à Saint-Pierre (5-8 mg.l<sup>-1</sup> de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Puis, au "Vieux Pont" à Saint-Gibrien, elles baissent (3-7 mg.l<sup>-1</sup> de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Cette diminution de la concentration est due aux prélèvements effectués par la végétation du marais de Villers-le-Château.

## CONCLUSION

En l'espace d'une génération, le taux de boisement du bassin versant agricole du Pisseleu est passé de 70% à 23% de la surface du bassin. Ce défrichement a été accompagné d'une augmentation de la fertilisation azotée de 43% entre 1972 et 1989. Au cours de la même période, la qualité des eaux superficielles et souterraines a baissé, à cause de l'augmentation de leur teneur en azote nitrique. L'analyse des mesures effectuées mensuellement pendant 20 ans dans la nappe de ce bassin et des profils d'azote minéral réalisés dans les dix premiers mètres de la zone crayeuse non saturée met en évidence les points suivants :

- La zone crayeuse a une porosité ouverte de 40%, dont 70% des pores sont de 0,5 à 1 micron. Cette répartition engendre une lente percolation. Les fluctuations du niveau piézométrique suivent avec un certain décalage les aléas climatiques saisonniers et varient selon les emplacements topographiques. Elles indiquent également les variations de la recharge de la nappe. Celles-ci dépendent des volumes du drainage et du mode d'exploitation du sol. Avec l'intensification des productions agricoles, on assiste à un prélèvement amplifié d'eau dans la nappe, sans observer une baisse progressive du niveau moyen dans ce bassin. Des mesures étalées dans le temps, à l'échelle "géologique", permettront de la constater éventuellement.

- L'eau de la nappe est moyennement minéralisée, bicarbonatée-calcique. Les modifications des teneurs en calcium et en azote nitrique ont tendance à suivre celles du niveau piézométrique. En amont et dans la partie centrale du bassin, en 1935, la teneur

moyenne en azote nitrique était de 2,0 mg.l<sup>-1</sup> de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Cette valeur est pratiquement identique à celle mesurée actuellement dans un lysimètre enherbé, non fertilisé. Elle est passée à 3,2 mg.l<sup>-1</sup> de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en 1972. A partir de 1978, elle augmente et est, en 1988, de 6,5 mg.l<sup>-1</sup> de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. De 1972 à 1990, l'augmentation annuelle est donc de 0,15 mg.l<sup>-1</sup> de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

– Dans les sols du versant nord du bassin, la comparaison de deux profils montre la relation entre les concentrations en azote minéral et le passé cultural : à 10 m de profondeur, en parcelle défrichée en 1961, elle est de 3 mg.l<sup>-1</sup>, cette teneur est celle du sol avant le défrichement ; en parcelle de vieille culture, elle est de 24 mg.l<sup>-1</sup> de N. Cet azote descend à une vitesse moyenne de 0,45 m.an<sup>-1</sup> vers l'important aquifère crayeux, où il sera dilué. Ce phénomène de dilution peut cependant masquer la pollution. A partir de ces profils permettant de reconstituer l'historique cultural et révélant l'aspect réversible de la pollution azotée, il est possible de prédire qu'il faudra attendre 25 à 30 ans pour constater une diminution de concentrations, à la suite de modifications de systèmes de culture, avec une réduction d'apport azoté.

Pour limiter les risques de pollution de l'environnement, il convient de gérer au mieux la fertilisation azotée (VETTER-STEFFENS, 1990) et d'agir pendant l'interculture. Un ajustement des doses d'engrais, joint à une couverture maximale du sol, doit rendre compatibles une agriculture intensive et la protection de la qualité des eaux (RÉMY, 1977). Une expérimentation particulière a permis d'apprécier le rôle que peut avoir un "engrais vert" ou culture intercalaire, non seulement sur la réduction du lessivage hivernal de l'azote minéral présent dans le sol avant la reprise du drainage, mais également sur l'absorption de cet azote par diverses cultures intercalaires, les ones gélives (radis), les autres non gélives (seigle, colza, blé...). Dans une culture intercalaire, il faut produire au minimum une tonne.ha<sup>-1</sup> de matière sèche pour mobiliser entre 25 et 30 kg.ha<sup>-1</sup> d'azote minéral (MULLER *et al.*, 1987).

Dans la perspective de contraintes imposées par la politique européenne, les exploitants agricoles, co-responsables de la qualité de l'eau, se dirigent vers une gestion plus rigoureuse et plus économique des intrants (BROSSIER *et al.*, 1989). Avec des techniques culturales de plus en plus affinées, le respect de l'environnement et la production agricole iront de pair.

Reçu pour publication : Janvier 1991

Accepté pour publication : Février 1992

REMERCIEMENTS. – Nous remercions messieurs les Maires des communes de Thibie, de Saint-Pierre et de Saint-Gibrien, et les exploitants agricoles qui nous ont permis d'effectuer les mesures.

## BIBLIOGRAPHIE

- BALLIF J.-L., 1978a. – Fluctuation et composition chimique des eaux d'un bassin versant agricole en Champagne crayeuse. *Hydrogéologie de la craie du Bassin de Paris*, Colloque régional, Rouen, 25-26 mai. 25-35.
- BALLIF J.-L., 1978b. – Porosité de la craie. Appréciation de la taille et de la répartition des pores. *Ann. Agron.* 29 (2), 123-131.
- BALLIF J.-L., 1980. – Caractères et réserves hydriques des sols sur craie et sur grave-luches en Champagne. *Ann. Agron.*, 31 (4), 473-485.
- BALLIF J.-L. et DUTIL P., 1983. – Lysimétrie en sol de craie non remanié. I. Drainage, évaporation et rôle du couvert végétal. Résultats 1973-1980. *Agronomie*, 3, 9, 857-866.
- BALLIF J.-L., HERRE C. et GOBERT D., 1990. – Dix-huit années de mesures et d'analyses chimiques mensuelles des eaux d'un bassin agricole en Champagne crayeuse. 1971-1988. *Travaux de la Station Agro*, INRA, Châlons-sur-Marne, Publ. n° 172.
- BERNARD D., CAULIER P., CRÉMILLE L. et MANIA J., 1977. – Etat et évolution de la qualité chimique de l'eau de la nappe de la craie dans le nord de la France, thème 2. *Coll. Nat. Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine*. BRGM Orléans La Source, 2 et 3 mars.
- BOIFFIN J. et SEBILLOTTE M., 1982. – Fertilité, potentialité, aptitudes culturales : signification actuelle pour l'agronomie. *BTI* n° 370-372, 345-353.
- BRIDGE L.R. et PARKER J.M., 1989. – The effect of agricultural land use on water quality. *Agricultural Progres*, 64, 19-29.
- BROSSIER J., CHIA E. et DEFFONTAINES J.-P., 1989. – Construction d'une recherche-développement sur un système agraire soumis à des impératifs nouveaux liés à l'environnement. *Rapport du SUAD*. INRA, 15 p.
- CASTANY G. et MARGAT J., 1977. – La sécheresse de 1976 et les eaux souterraines. *Tech. et Sc. Muni.* n° 10.
- COIN L., 1947. – Essai d'hydrobiologie comparée de la Champagne et de la Brie entre Arcis-sur-Aube et Montmirail. *Bull. Carte géologique de la France*, n° 220, T. 46.
- CHRÉTIEN J., MERE C., de GRIMAL J.-P. et VIGREU C., 1977. – Evolution des teneurs en nitrates dans les eaux d'alimentation du département de l'Yonne. Aspects écologiques et sanitaires, thème 1. *Coll. Nat. Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine*. BRMG, Orléans La Source, 2 et 3 mars.
- DAUBRÉE M., 1857. – Disposition des eaux souterraines dans la région du camp de Châlons. Annexe 1 de l'ouvrage de BOISNIER, 1919 : L'eau dans la Champagne pouilleuse. *Ann. Ponts et Chaussées*, V, septembre et octobre.
- DURAND R., 1978. – La pédogenèse en pays de craie dans le nord-est de la France. *Thèse de Doctorat*, Université de Strasbourg, 210 p.
- DUTIL P. et BALLIF J.-L., 1968. – Sur la présence fréquente en Champagne crayeuse de rendzines développées sur paléosols cryoturbés. *Sci. Sol*, n° 2, 79-91.
- GARNOTEL J., 1985. – L'ascension d'une grande agriculture. Champagne pouilleuse, Champagne crayeuse. *Ed. Economia*, 318 p.
- HEADWORTH H.G., 1989. – Contamination of groundwaters from diffuse sources arising from farming activities. *Journal of the institution for water and environmental management*, V, 3, n° 517-521.
- KASPEREK D., 1989. – *Les nitrates, une histoire d'eau*. Mémoire BTS option P.V. Lycée agricole de Dijon-Quétigny. *Travaux de la Station Agro*, INRA Châlons-sur-Marne. Publ. n° 163.

- LEGUY D., DIDON J.-F. et BELAMIE R., 1981. – Application des méthodes hydrologiques de bilan au transfert des sels d'azote vers les eaux de surface du bassin versant de l'Orgeval (Seine-et-Marne). *Techniques et Sciences municipales*, n° 5, 325-329.
- MULLER J.-C. et BALLIF J.-L., 1981. – Sur la teneur en azote nitrique des sols et des couches superficielles de la craie en relation avec les pratiques culturales. *C.R. Acad. Agric. F.*, T. 67, n° 5, 404-419.
- MULLER J.-C., DENYS D., MORLET G. et MARIOTTI A., 1987. – Azote minéral après culture. Effet des "engrais verts" sur le lessivage et sur l'utilisation par la culture suivante. CORPEN. In : *Nitrates et "engrais verts"*, Journées d'études COMIFER, 15 décembre, 1-8.
- PLOUSSARD P., 1937. – L'eau potable à Châlons-sur-Marne et dans quelques communes limitrophes. Etude géologique, historique, chimique et bactériologique. Nancy.
- RADET E., 1943. – Note sur la Champagne crayeuse. *Ann. Agron.*, 136-177.
- RÉMY J.-C., 1977. – Contribution de la fertilisation à la pollution des nappes par les nitrates. Etude de la migration d'un nitrate marqué à l'azote 15, thème 2. Coll. Nat. *Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine*, BRGM Orléans La Source, 2 et 3 mars.
- VACHIER P., DEVER L. et FONTES J.-Ch., 1987. – Mouvements de l'eau dans la zone non saturée et alimentation de la nappe de la craie de Champagne (France) : approches isotopique et chimique. *International symposium on the use of isotope techniques in water resources development*, Vienne, Autriche, 30 mars-3 avril.
- VACHIER P. et DEVER L., 1990. – Qualité des eaux de recharge de la nappe et pratiques agricoles en pays de craie. Cas de la Champagne. In : *Nitrates, agriculture, eau*, Paris, 7-8 novembre 1990, R. Calvet (éd.).
- VETTER H. & STEFFENS G., 1990. – Land utilisation, nitrogen management and water quality. In : *Nitrates, agriculture, eau*, Paris, 7-8 novembre 1990. R. Calvet (éd.), 555-571.
- WELLINGS S.R. & BELL J.-P., 1980. – Movement of water and nitrates in the unsaturated zone of upper chalk near Winchester, Hants, England. *J. Hydrol.*, 48.
- YOUNG C.P. & OAKES D.B., 1976. – Nitrate in ground water, studies on chalk near Winchester, Hampshire. *Technical report*, 31, Water Research Centre.