

# TRANSFERT DES NITRATES ET QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES EN LORRAINE BELGE

DEBBAUT V., TYCHON B. et VANDER BORGHT P.  
Fondation Universitaire Luxembourgeoise

## 1. DESCRIPTION DE LA ZONE ETUDIEE

### 1.1. Introduction

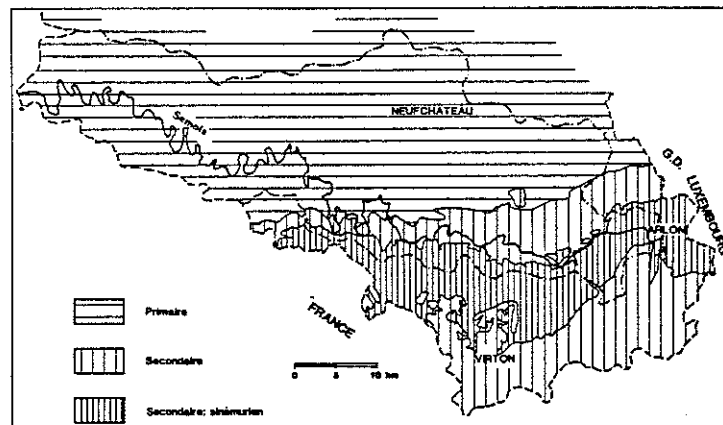
Les résultats rapportés dans cet exposé concernant la zone d'extension des aquifères sablo-gréseux sinémuriens du Sud de la Province de Luxembourg (voir fig. 1.).

Ils comportent une analyse des teneurs en nitrate sur toute la zone et une étude plus détaillée des phénomènes de transfert dans un bassin versant agricole.

### 1.2. Géologie

Le Sud de la Province de Luxembourg constitue l'extension en Belgique du bassin parisien. Son sous-sol est composé de terrains d'âge mésozoïque qui reposent en discordance sur le massif ardennais. Les différentes couches affleurent en bandes d'orientation générale Est-Ouest (fig. 1.).

La structure (faible pendage Sud et alternance de couches tendres et résistantes) a permis à l'érosion d'y développer un relief en cuestas et laisse apparaître des formations de plus en plus jeunes du Nord au Sud.



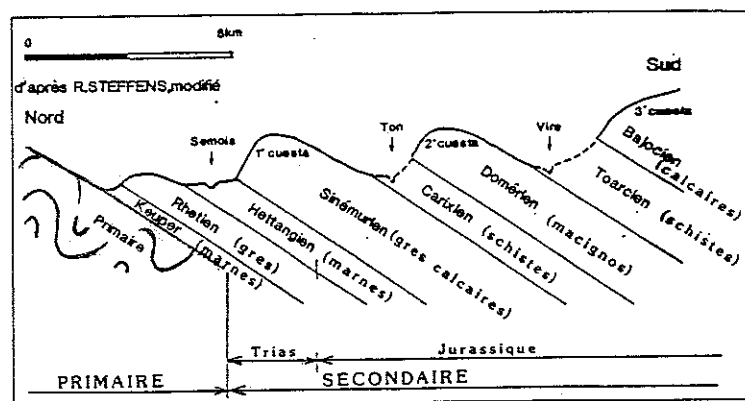


Fig 1 Cadre géologique

Le tableau de la figure 2, donne un résumé de la stratigraphie du Lias (Jurassique inférieur) dans le Sud de la Belgique. Les formations sablo-gréseuses se sont déposées durant le Sinémurien. Leurs limites ne correspondent pas avec celles des étages stratigraphiques car l'ensemble est diachronique : sa base est dans l'Hettangien au Grand-Duché de Luxembourg et passe progressivement dans le Sinémurien à l'Ouest de la frontière avec la Belgique.

STRATIGRAPHIE DU LIAS EN BELGIQUE

| Etages (échelle stratigraphique internationale) | Etages (carte géologique de Belgique) | Région Ouest   | Formation Région centrale   | Région Est                                |
|---|---------------------------------------|--|---|---|
| Toarcien  | Toarcien                              |  | Marnes de Grandcourt<br>Schistes bitumineux de Grandcourt<br>Macigno d'Aubange<br>Macigno de Messancy |   |
| Pliensbachien                                   | Domérien<br>Vironien d<br>Vironien c  |  |   |   |
|   | Carixien                              |  | Marnes de Robelmont   | Schistes d'Eihe                           |
|   | Vironien b                            |  |   |   |
| Lotharingien                                    | Vironien a                            |  | Grès de Virton  | Grès de Virton et Marnes de la Posterie   |
|   |                                       |  |   | Marnes sableuses de Hondelange            |
| Sinémurien                                      | Sinémurien s.s.                       | Grès d'Orval<br>Grès de Florenville<br>Marnes de Warcq | Grès d'Orval<br>Marnes de Strassen<br>Grès de Florenville   | Marnes de Strassen<br>Grès de Florenville |
| Hettangien                                      | Hettangien                            |  | Marnes de Jamoigne<br>Marnes d'Helmsange  | Sables de Metzert                         |

Fig 2

En plusieurs endroits la continuité des faciès sablo-gréseux est interrompue par des couches marneuses. Les plus importantes sont (fig 3) :

- les Marnes de Strassen qui reposent sur les Grès de Florenville, épaisses d'une quinzaine de mètres dans la région d'Arion, se prolongeant vers l'Ouest par une mince couche de quelques mètres d'épaisseur, puis disparaissant entre Virton et Florenville;
- les Marnes de la Posterie, épaisses de quelques mètres, intercalées dans les Grès de Virton à l'Ouest d'Arion.

Variations de faciès dans le Sinémurien belge

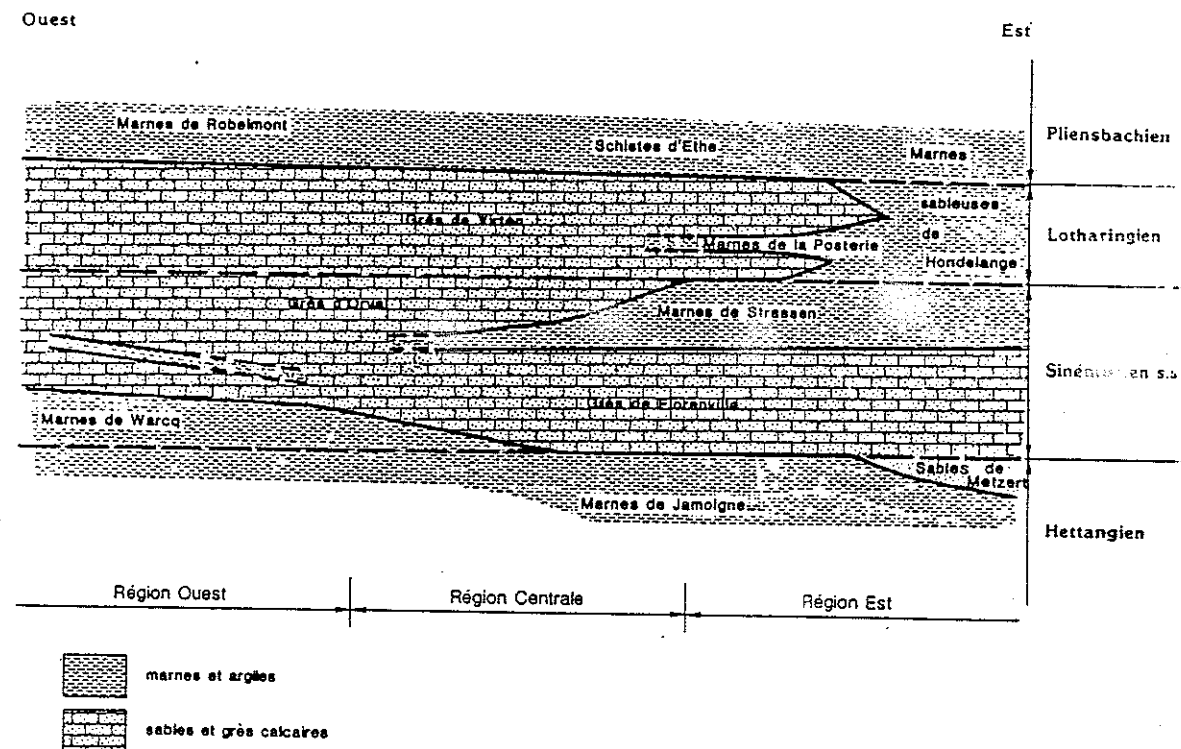


Fig 3

Dans la région d'Arion, le Lotharingien subit d'importantes variations latérales de faciès (Marnes de la Posterie intercalées dans les faciès sablo-gréseux), plus à l'Est, vers la frontière luxembourgeoise, il devient de plus en plus marneux et les faciès gréseux finissent par disparaître.

La lithologie de la base du Sinémurien change fortement entre Etalle, où les Marnes de Warcq apparaissent en continuité avec les marnes hettangiennes, et Florenville où cette formation atteint environ quarante mètres d'épaisseur.

Du point de vue lithologique, les formations aquifères sont composées d'alternances :

- de roches cohérentes (grès calcaires et calcaires) qui, lorsqu'elles sont fissurées, présentent une perméabilité en grand;
  - et de sables qui représentent soit le dépôt originel non induré, soit le résidu de l'altération des grès calcaires. Ils sont caractérisés par une perméabilité en petit.
- Dans les parties occidentales et centrales, les couches sont peu faillées. Dans la région d'Arlon par contre, plusieurs accidents affectent la disposition des terrains. Ils ont une orientation générale Nord-Nord-Est et des rejets de quelques dizaines de mètres.

### 1.3. Pédologie

Les sols recouvrant les couches aquifères sont développés soit dans les matériaux d'altération sableux de la roche-mère, soit dans un mélange de ces matériaux avec des limons quaternaires.

Ces deux grands types de sols se différencient notamment par leur capacité de rétention d'eau, faible pour les premiers, importante pour les seconds.

Cette distinction influe fortement sur le bilan hydrique au niveau du sol, sur la quantité d'eau susceptible de s'infiltrer en profondeur et en conséquence sur les risques de lessivage des nitrates.

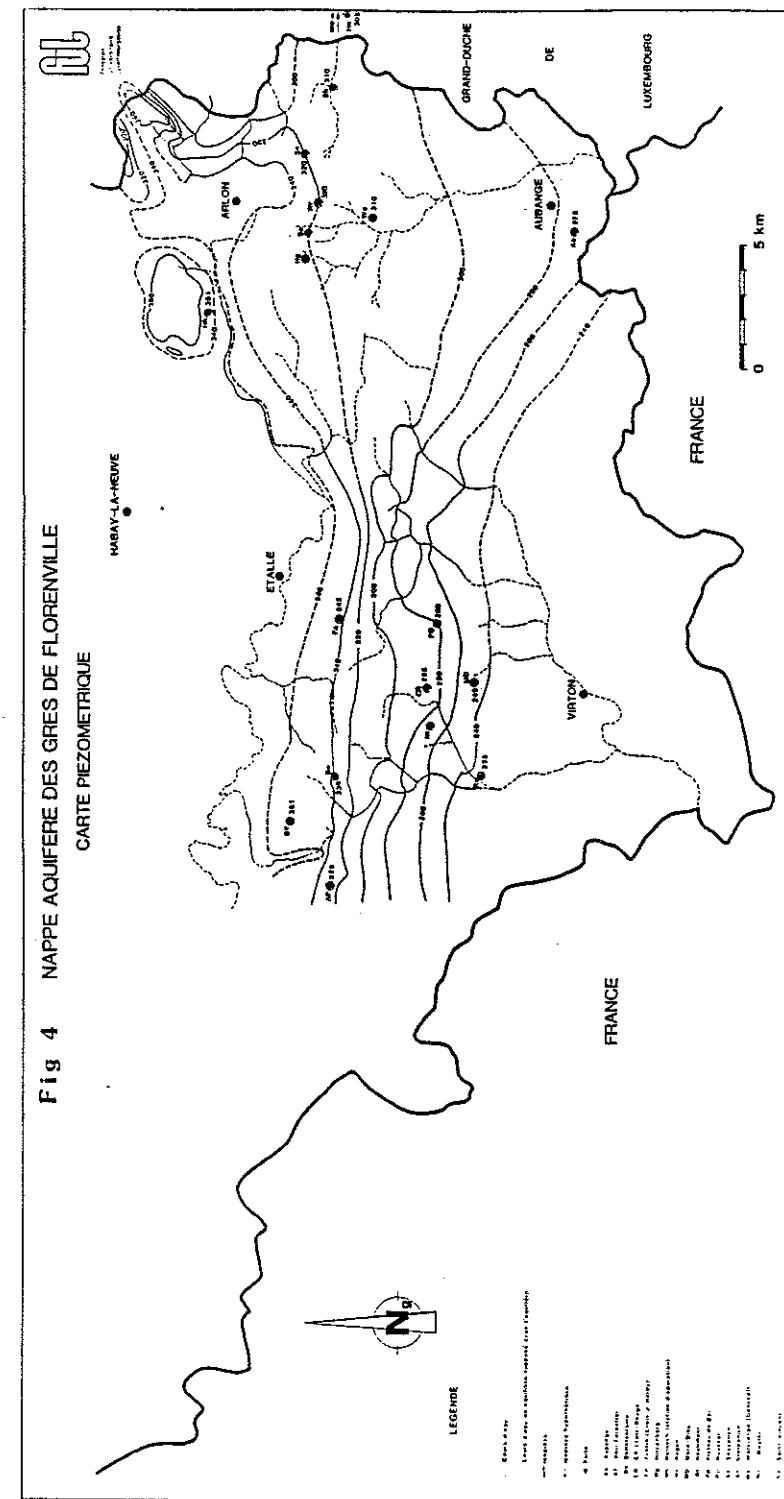


Fig 4 NAPPE AQUIFERE DES GRES DE FLORENVILLE  
CARTE PIEZOMETRIQUE

#### 1.4. Caractéristiques hydrogéologiques de l'aquifère

Les perméabilités des roches aquifères du Sinémurien, déduites d'essais de pompage, sont de l'ordre de  $10^{-6}$  m/s pour les grès non fissurés, de 1 à  $20 \cdot 10^{-5}$  m/s pour les sables et de  $0,5$  à  $5 \cdot 10^{-4}$  m/s pour les grès fissurés, soit un facteur 100 entre les valeurs extrêmes (Debbaut et al.1988, Masson et al.1991).

La porosité, déduite des mesures de densité par des méthodes radiométriques gamma-gamma (Chapellier 1987) varie de 25 % pour les grès compacts à 50 % pour les sables.

Les coefficients d'emmagasinement sont de l'ordre de  $10^{-3}$  en nappe captive et de  $20 \cdot 10^{-2}$  en nappe libre.

La relativement grande variabilité de ces paramètres a des implications importantes : la circulation de l'eau dans l'aquifère va se faire préférentiellement dans les zones fissurées plus perméables. Ces dernières jouent un rôle de drain et collectent une grande partie de l'écoulement souterrain qui aboutit à des émergences bien localisées au débit important.

Toute tentative de description détaillée de l'écoulement (et du transfert de polluants) dans les nappes de Sinémurien doit prendre en compte cette variabilité spatiale des caractéristiques hydrodynamiques.

#### 1.5. Piézométrie

Une bonne connaissance de la piézométrie est importante, car c'est sur base des cartes piézométriques que l'on peut déterminer les directions de l'écoulement souterrain et les bassins hydrogéologiques..

L'intercalation des couches marneuses dans l'ensemble sablo-gréseux fait qu'en plusieurs endroits deux ou même trois nappes différentes sont superposées, qui doivent être étudiées séparément.

La densité de points d'observation disponible actuellement permet d'esquisser la piézométrie d'ensemble dans la nappe des Grès de Florenville (fig.4, d'après Masson et al 1991), mais pas dans les autres nappes, pour lesquelles seules quelques zones restreintes sont suffisamment bien connues.

L'allure générale et les directions principales d'écoulement peuvent en être déduits, mais il faut remarquer que les déterminations de bassins hydrogéologiques basées sur ce document restent peu précises.

#### 1.6. Agriculture dans le Sud-Luxembourg

##### 1.6.1. Cadre général

La Lorraine belge présente deux types d'agriculture en fonction des caractéristiques pédologiques du sol et de la tradition rurale. Sur les terrains les plus humides (fond de vallée, zones marneuses) ou les moins profonds se situe une agriculture d'élevage avec quasi uniquement des prairies à pâture et à fauche. Ailleurs, sur les meilleures terres, souvent sur les plateaux couverts de placages limoneux ou limono-sableux, on peut trouver de vastes étendues cultivées majoritairement par des céréales. Celles-ci servent surtout à l'alimentation du bétail. Pommes de terre et maïs sont utilisés en tête d'une rotation plus que triennale dans laquelle on retrouve régulièrement la prairie de fauche.

L'agriculture de la Lorraine belge peut être qualifiée de peu intensive (fig. 5). Les engrais appliqués en moyenne dans la région confirment cette expression. L'apport moyen d'engrais azoté sur prairie est de l'ordre de 50 - 60 kg / ha, c'est-à-dire au minimum trois fois moins que ce qui est appliqué en région herbagère du Nord de la province de Liège. Les fumures appliquées sur céréales varient entre 60 et 140 kg N / ha. Les épandages sont effectués en une fois (avril) pour les faibles doses, en deux fois au-delà de 120 kg N. Peu d'agriculteurs appliquent les dernières méthodes phytotechniques pour les céréales (traitement avec raccourcisseurs, luttés phytosanitaires). Quant au degré d'intensification du maïs, il est identique à l'ensemble du royaume avec d'importants apports en matière organique (Lisier, fumier).

Evolution de l'application d'engrais  
Lorraine belge

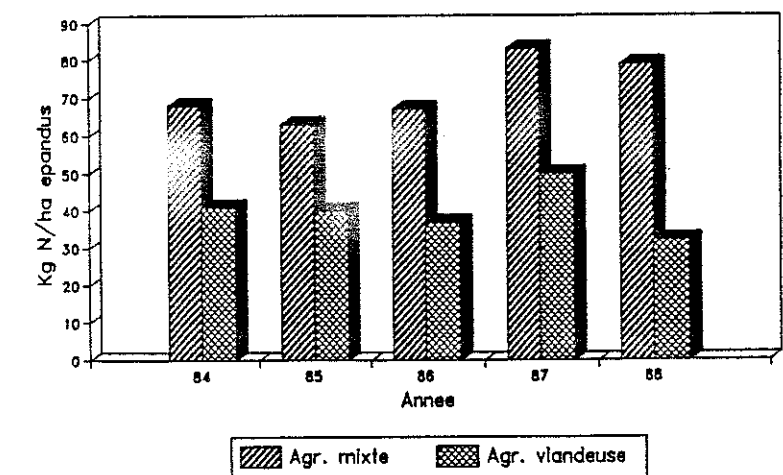


Fig 5

### 1.6.2. Evolution durant les 20 dernières années

On observe pour le moment dans le Sud-Luxembourg une lente transformation de l'agriculture. L'agriculture de type mixte cède peu à peu le pas à une agriculture fourragère. Les céréales peu productives sont remplacées par la prairie et par une culture qui s'étend de plus en plus, le maïs.

Le maïs a d'abord servi de tête de rotation en remplaçant la pomme de terre tombée aujourd'hui en désuétude. Par la suite l'intérêt croissant accordé à cette culture a mené au retournement de prairies permanentes et à l'implantation de monoculture de maïs.

En Lorraine, le maïs est la seule culture en progression; toutes les autres (céréales, pommes de terre, prairies) présentent une diminution assez considérable (INS 1971 à 1990).

Enfin, la superficie agricole (SAU) a diminué de quelques 3400 hectares en une vingtaine d'années soit près de 10 % de la SAU totale. Ces terres ont été affectées au reboisement ou à des activités touristiques.

Fig 6 Evolution des pratiques agricoles  
Lorraine Belge

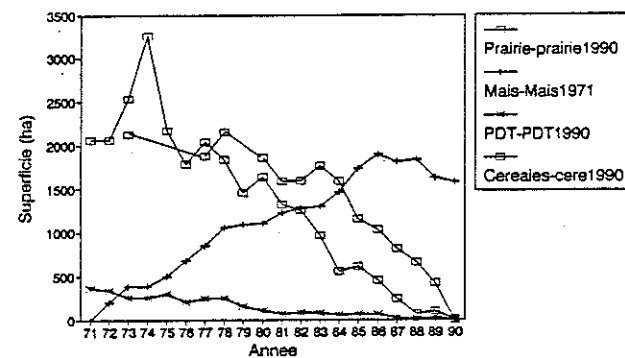
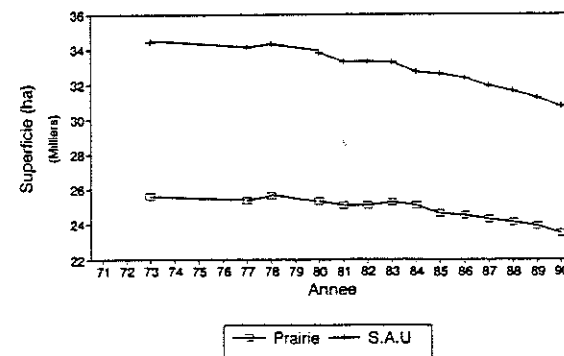


Fig 7 Evolution de la prairie et de la SAU  
Lorraine Belge



## 2. RESULTATS

### 2.1. Données concernant l'ensemble de la zone étudiée

#### 2.1.1. Introduction

Dans le but de déterminer le niveau de contamination de l'aquifère et de suivre l'évolution temporelle des concentrations en nitrates, des données ont été rassemblées, qui proviennent :

- des contrôles de qualité de l'eau potable captée dans le Sinémurien. Avant 1987, ces contrôles étaient effectués par l'Institut d'Hygiène et d'épidémiologie (I.H.E.). Par la suite, la responsabilité des analyses a été confiée aux exploitants des captages qui font faire les analyses par des laboratoires agréés.
- des résultats acquis dans le cadre des études de ressources en eau souterraine confiées à la FUL par la Région Wallonne entre 1984 et 1989 (Debbaut et al.1988, Masson et al.1991).

#### 2.1.2. Situation actuelle

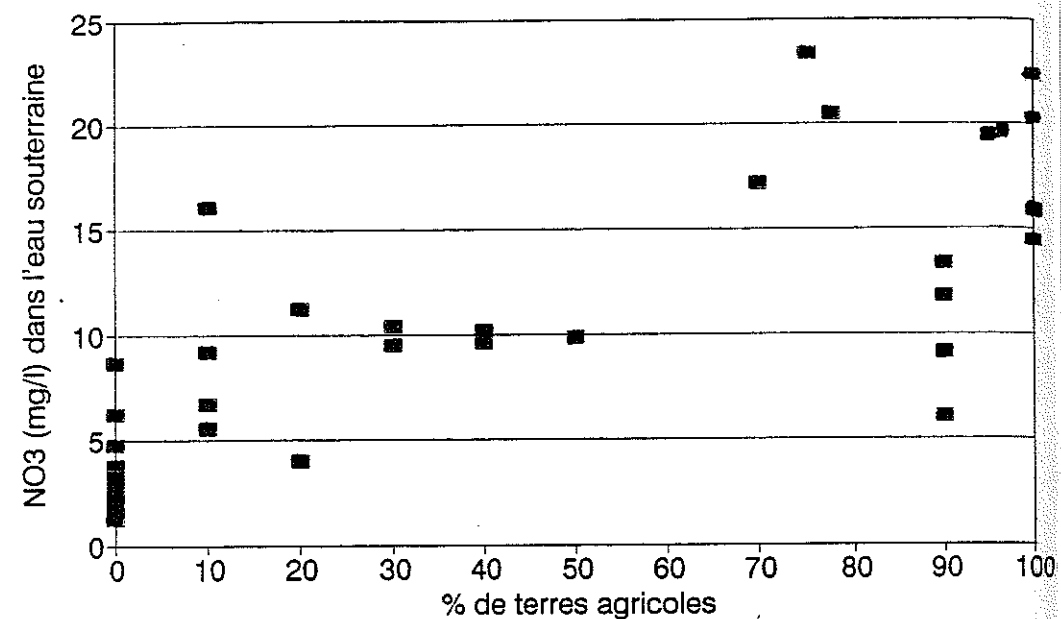
Les données présentées concernant des zones où l'influence de pollutions d'origine domestique est nulle ou très faible.

Dans les parties où la nappe est captive, les teneurs observées sont toujours faibles (inférieure à 2 mg NO<sub>3</sub>/l), ce qui pourrait être expliqué par des processus de dénitrification dans ces zones où règnent des conditions réductrices, attestées par des teneurs élevées en fer.

Dans les parties où la nappe est libre, les teneurs s'échelonnent entre quelques mg NO<sub>3</sub>/l et 35 mg NO<sub>3</sub>/l.

Pour mieux cerner l'influence de l'agriculture sur les teneurs en nitrate, les points pour lesquels la zone d'alimentation peut être définie avec une bonne précision ont été sélectionnés. Pour chacun d'entre eux la proportion de cette zone affectée à l'agriculture a été déterminée sur base de la carte topographique. Le graphique de la fig. 7 montre le lien entre la teneur en nitrates (moyenne de quatre à six analyses espacées de 2 mois, effectuées durant les années 1985 et 1986) et le pourcentage de terres agricoles (labours et prairies confondus) dans le bassin hydrogéologique. Malgré une dispersion importante des points, une tendance nette à l'augmentation des teneurs en NO<sub>3</sub> avec la superficie affectée à l'agriculture apparaît : les teneurs moyennes vont de 0 à 5 mg NO<sub>3</sub>/l dans les bassins purement forestiers et de 14 à 24 mg/l dans les bassins purement agricoles.

Fig 8 **AQUIFERES DU SINEMURIEN**  
Teneur en nitrates - surface agricole



P. Servais (1987), sur base de corrélation entre les concentrations en NO<sub>3</sub> dans des cours d'eau drainant des bassins versant non influencés par des rejets ponctuels et l'affectation des sols dans ces bassins, calculait un apport de 4,4 mg NO<sub>3</sub> / ha. s pour les cultures. En prenant une lame d'eau utile de 500 mm par an, cela donne une concentration de 27 mg NO<sub>3</sub> / l pour l'eau d'infiltration, qui est proche de ce que nous trouvons pour les zones totalement agricoles.

### 2.1.3. Evolution temporelle

Peu d'historiques de teneur en nitrate des aquifères du Sinémurien sont disponibles. Dans le cadre des contrôles de qualité des eaux de distribution, des analyses d'échantillons provenant de certaines distributions publiques ont été effectuées depuis la fin des années 50.

La méthode qui était utilisée alors (bandelettes colorimétriques) n'est pas fort sensible, mais les mesures ont cependant l'avantage de permettre de juger de l'évolution des teneurs sur une période relativement longue.

Dans beaucoup de cas, les données sont difficile à interpréter car les prélèvements étaient fait dans le réseau de distribution; celui-ci pouvait être alimenté par plusieurs captages différents, et, de plus que de nouvelles prises d'eau peuvent avoir été ajoutées durant la période où les mesures sont disponibles.

Les fig. 9 à 13 montrent les résultats obtenus pour les captages d'Arlon, Florenville, Lambermont, Buzenol et pour le bassin expérimental de Vance.

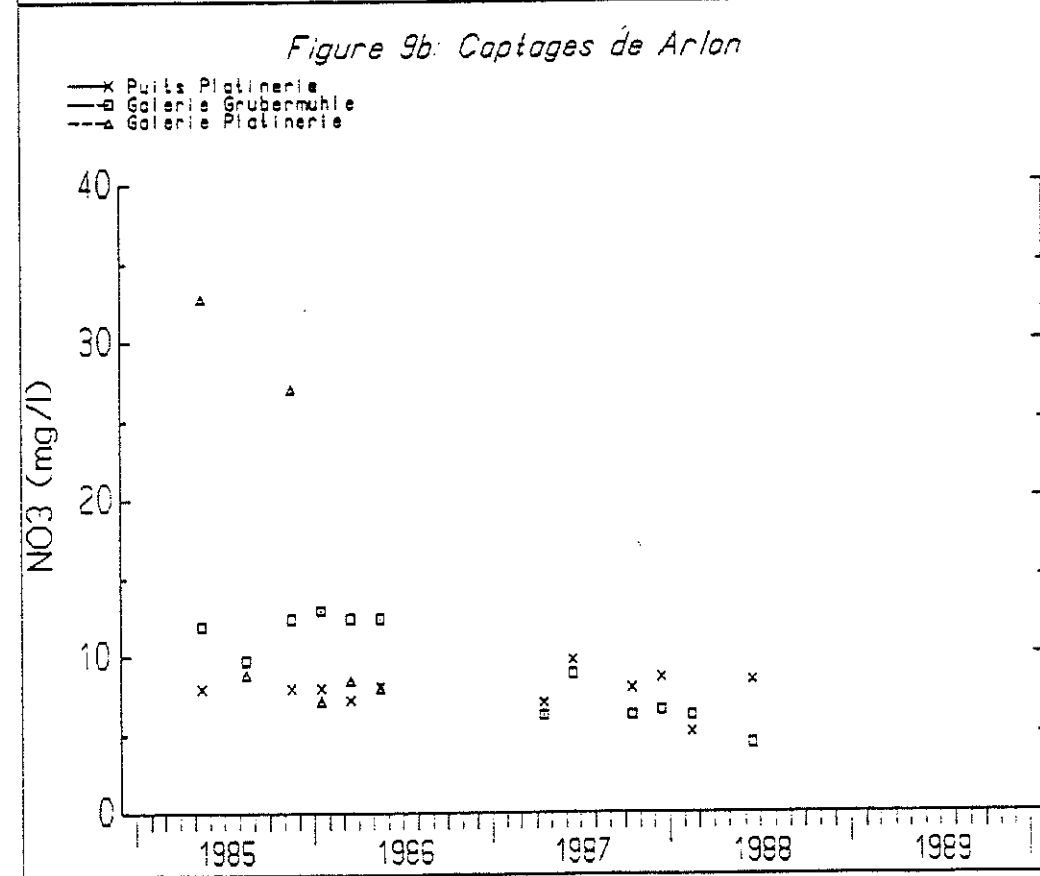
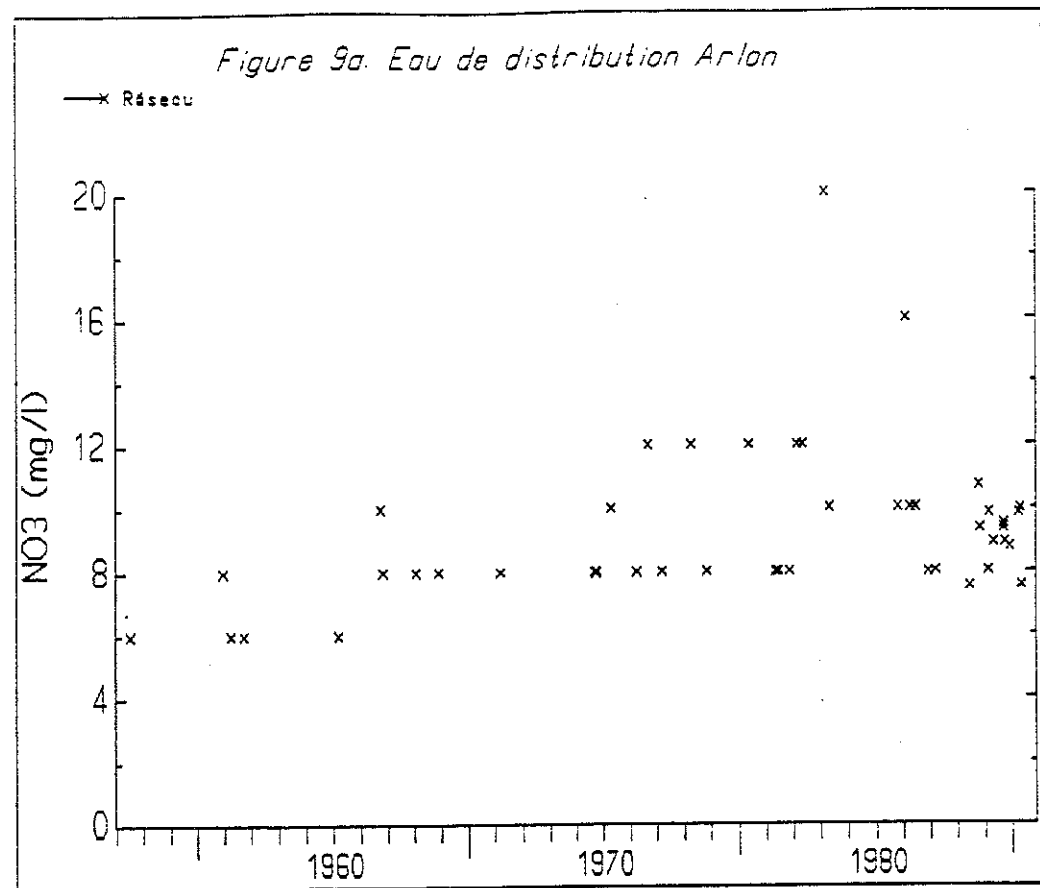
Les captages de la Ville d'Arlon comportent deux sites :

- Grubermülhe (environ 20 % du bassin d'alimentation affecté à l'agriculture), où une galerie produit environ 2000 m<sup>3</sup>/j.

- Platinerie qui produit environ 3000 m<sup>3</sup>/j, avec un puits artésien en service depuis 1957 (bassin hydrogéologique non déterminée) et une galerie en service depuis 1976 (bassin forestier, mais traversé par un cours d'eau recevant des effluents domestiques).

La figure 9a montre l'évolution des teneurs de 1957 à nos jours. Une tendance générale est observée, conduisant presque à un doublement des teneurs entre la fin des années 60 et le début des années 70.

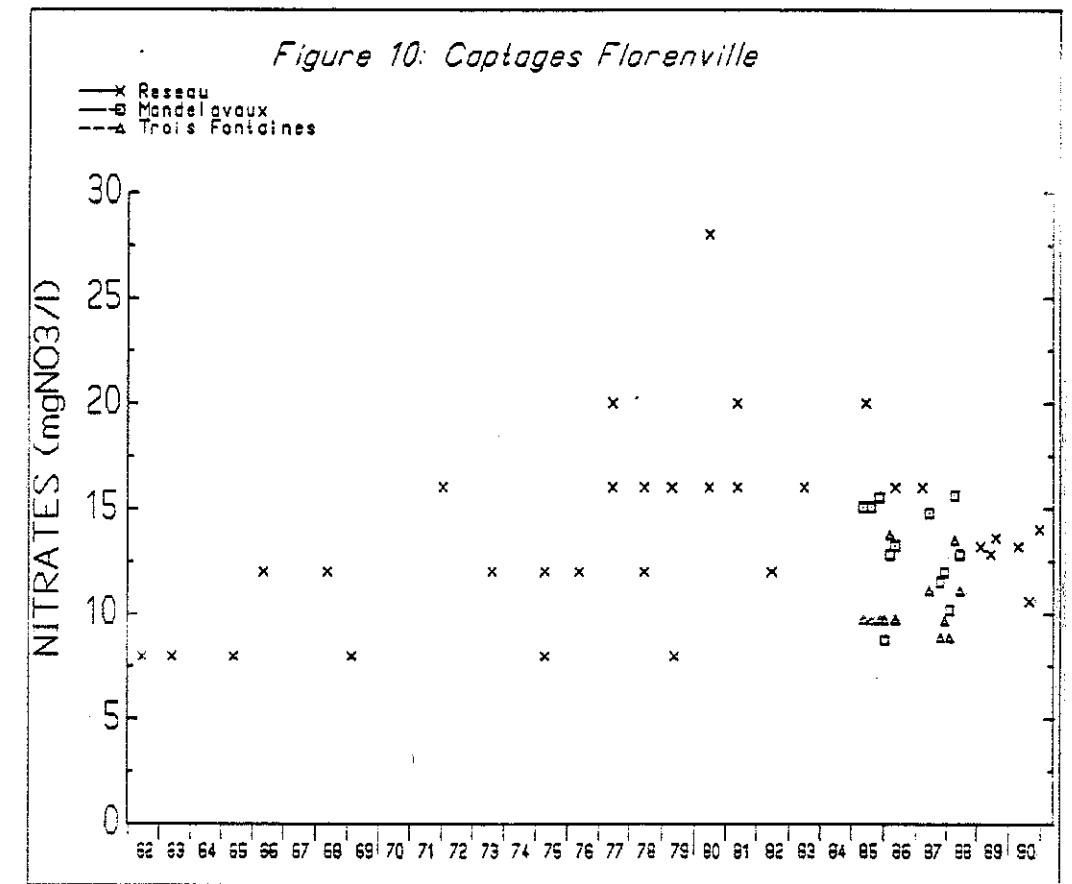
Quelques oscillations plus marquées sont observées durant les années 80, avec des pics de 16 à 20 mg NO<sub>3</sub>/l. L'examen de la fig. 9b permet d'attribuer ces variations brusques à la galerie Platinerie dont le bassin d'alimentation n'est pas à l'abri de rejets d'eau usée.



Pour Florenville, le réseau est alimenté par deux captages : Mandelavaux et Trois Fontaines, pour lesquels les proportions de terres cultivées dans la bassin hydrogéologique sont environ de 70 % et 30 % respectivement.

L'historique (fig. 10) s'étend de 1962 à nos jours.

Dans ce cas aussi, il semble que les teneurs aient augmenté durant les années 70, mais que durant les années 80 elles se stabilisent.



Les figure 11 à 13 montrent l'évolution des sources dont la zone d'alimentation est quasi-exclusivement agricole pour les captages de Lambermont et Buzenol et pour le bassin expérimental de Vance.

Les historiques ne couvrent malheureusement pas la période des années 70 où une augmentation est observée pour Arlon et Florenville. Pour Buzenol, il semble qu'une légère augmentation puisse être observée durant la deuxième moitié des années 80. Pour les deux autres points par contre, les données disponibles ne montrent pas de tendance à la hausse.

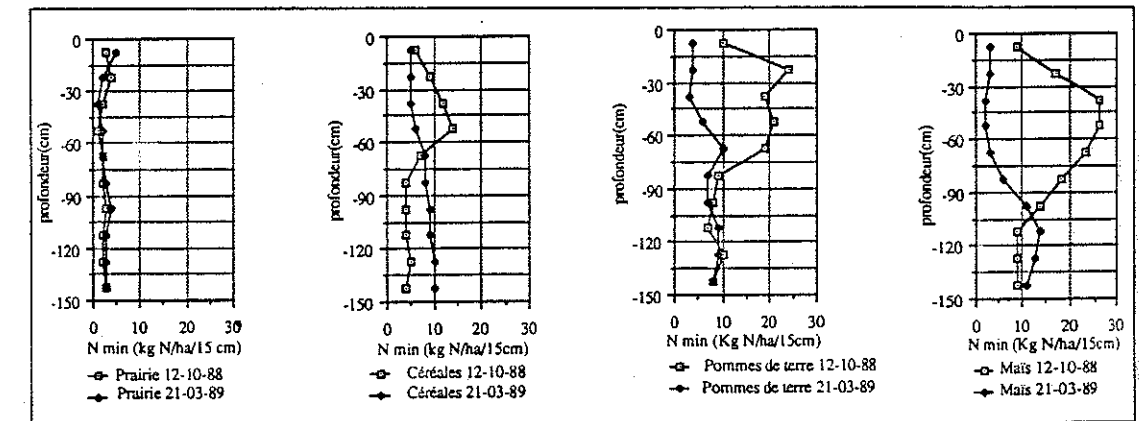
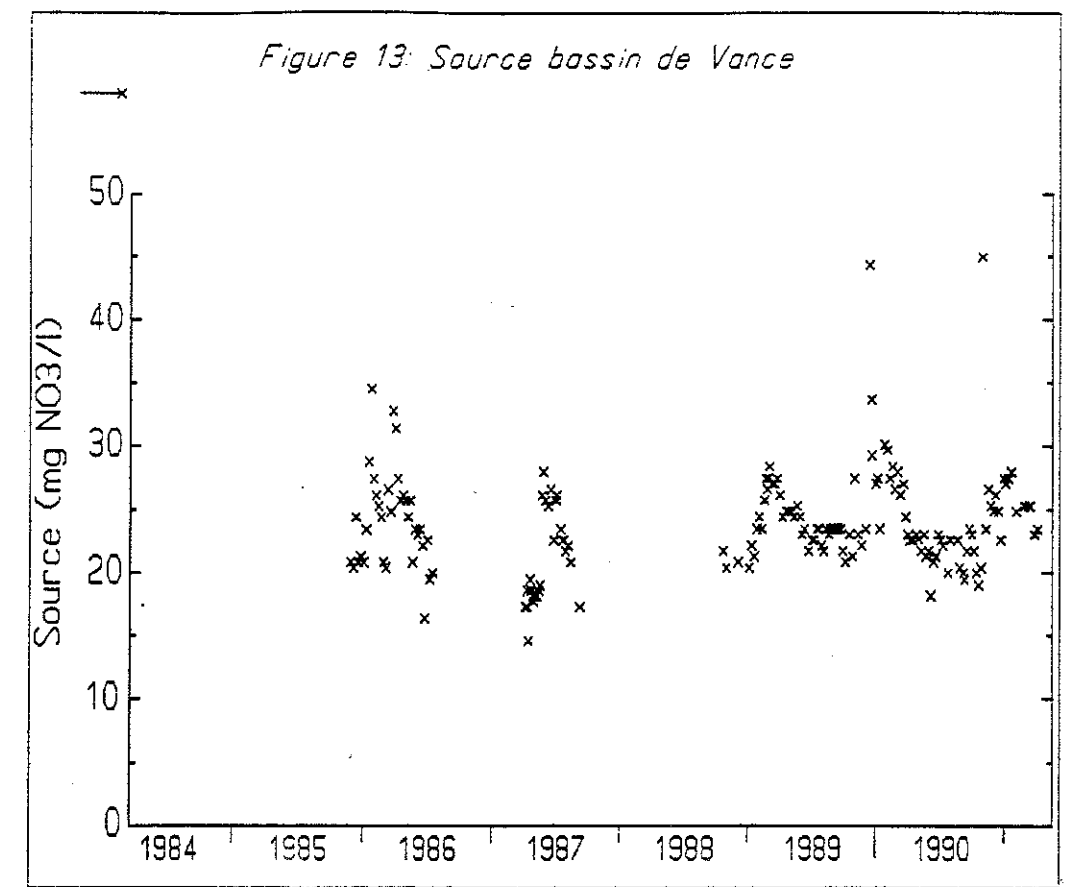
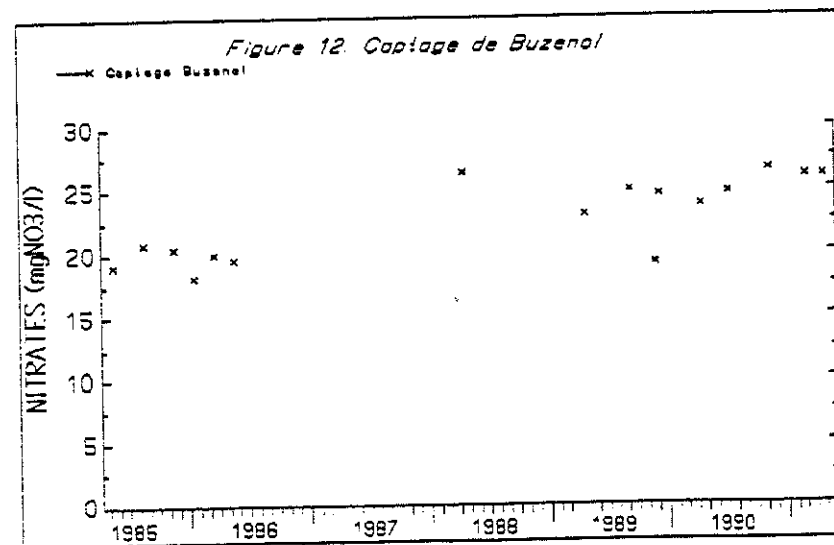
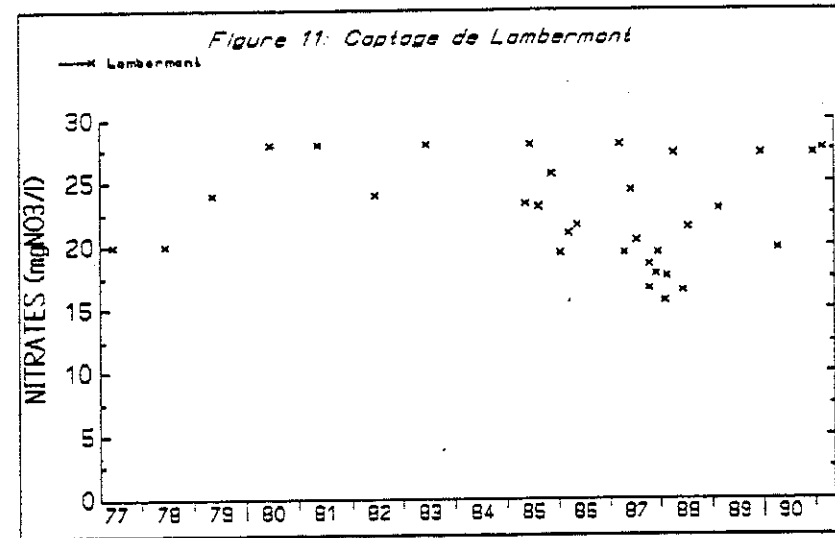


Fig 14



## 2.2. Etude plus détaillée

### 2.2.1. Motivation de l'étude

L'étude actuelle a comme but la détermination du transfert des N-NO<sub>3</sub> à l'intérieur des sols et des nappes vers les eaux de surface d'un microbassin de 25 ha. Elle met en évidence l'effet de certaines pratiques agricoles sur le reliquat azoté dans les sols. Elle complète et affine les résultats obtenus par une étude préalable réalisée en 1985-1986 (Servais P., 1987) basée sur la relation existant entre la qualité des eaux et la proportion de terres affectées à l'agriculture pour différents micro-bassins de la Haute-Semois.

### 2.2.2. Description de l'instrumentation

L'étude est menée :

- d'une part au niveau de parcelles expérimentales, avec une instrumentation permettant de suivre le mouvement de l'azote dans les sols (échantillonneurs d'eau interstitielle de type "bougies poreuses" (Everett G et al., 1985) et prélèvements d'échantillons de sol réalisés en collaboration avec la station de phytotechnie du centre de recherche agronomique de Gembloux), et de mesurer en continu des données météorologiques, des teneurs en eau et des températures dans le sol, paramètres qui influencent les vitesses de transfert et les transformations biochimiques (minéralisation de la matière organique, dénitrification, volatilisation...);
- d'autre part, d'une manière globale pour l'ensemble du bassin : des mesures piézométriques, de qualité de l'eau de la nappe et de débit à la source et à l'exutoire du bassin sont faites régulièrement, afin de déterminer les quantités d'azote qui percolent effectivement, et donc de vérifier à l'avenir dans quelle mesure les résultats obtenus à la parcelle peuvent être extrapolés.

L'étude est menée en collaboration avec les agriculteurs exploitant la zone, qui ont fourni les parcelles d'essai et qui communiquent les quantités de fertilisants appliquées ainsi que les rendements des cultures. Des échantillons de récoltes sont analysés pour en déterminer leur teneur en azote total.

### 2.2.3. Résultats

#### 2.2.3.1. Effet de la culture sur le risque de lessivage

La figure n° 14 précise la variabilité spatiale de l'azote dans les terres du bassin. Elle montre clairement l'influence des cultures sur la quantité de N retrouvée dans les sols (profils de 1.5 m de profondeur) à l'entrée de l'hiver ainsi que la profonde modification des différents profils pendant la période hivernale.

La quantité de N qui quitte le profil peut être estimée par la comparaison des deux courbes. La quantité obtenue par cette différence suppose que la minéralisation et la dénitrification ont été négligeables pendant la période entre les deux observations. Ces deux hypothèses ne doivent pas produire une erreur importante car pendant l'hiver l'activité microbiologique du sol et par conséquent la dénitrification et la minéralisation sont très ralenties.

#### 2.2.3.2. Evolution de la solution du sol

La figure n° 15 présente l'évolution de la teneur en NO<sub>3</sub> de l'eau interstitielle du sol prélevée de manière hebdomadaire par la méthode des bougies poreuses. Un profil de 5 bougies a été installé sur un sol laissé à nu pendant 3 années successives soumises à 3 situations culturales différentes.

- 120 kg N + 50 T fumier / ha
- 0 kg N / ha
- 150 kg N / ha

Cette expérience permet de suivre le déplacement de pic de concentration vers le bas du profil. Le mouvement est très fortement lié à la pluviosité. Ainsi, il aura fallu 5 mois au pic pour se déplacer de 15 à 45 cm de profondeur (août 88 - décembre 88; juin 90 - octobre 90) périodes pendant lesquelles les mouvements d'eau sont peu importants en raison de la faible teneur en eau de sols et d'un bilan hydrique dominé par l'évaporation. Dans ces conditions, les phénomènes diffusifs peuvent avoir un rôle important. A côté de ce déplacement régulier, une pluie abondante comme celle du 07/10/88 ou celle du mois de janvier 91 suffit pour déplacer ce pic de manière considérable. La première pluie double la concentration nitrique de l'eau à 90 et 150 cm. La deuxième réduit de moitié la concentration à ces deux mêmes profondeurs. Ce mouvement s'apparente à un transport de type piston. En fait, c'est la combinaison de ces effets convectifs (piston) et diffusifs qui agit en fonction de l'importance des pluies et des conditions d'humidité du sol.

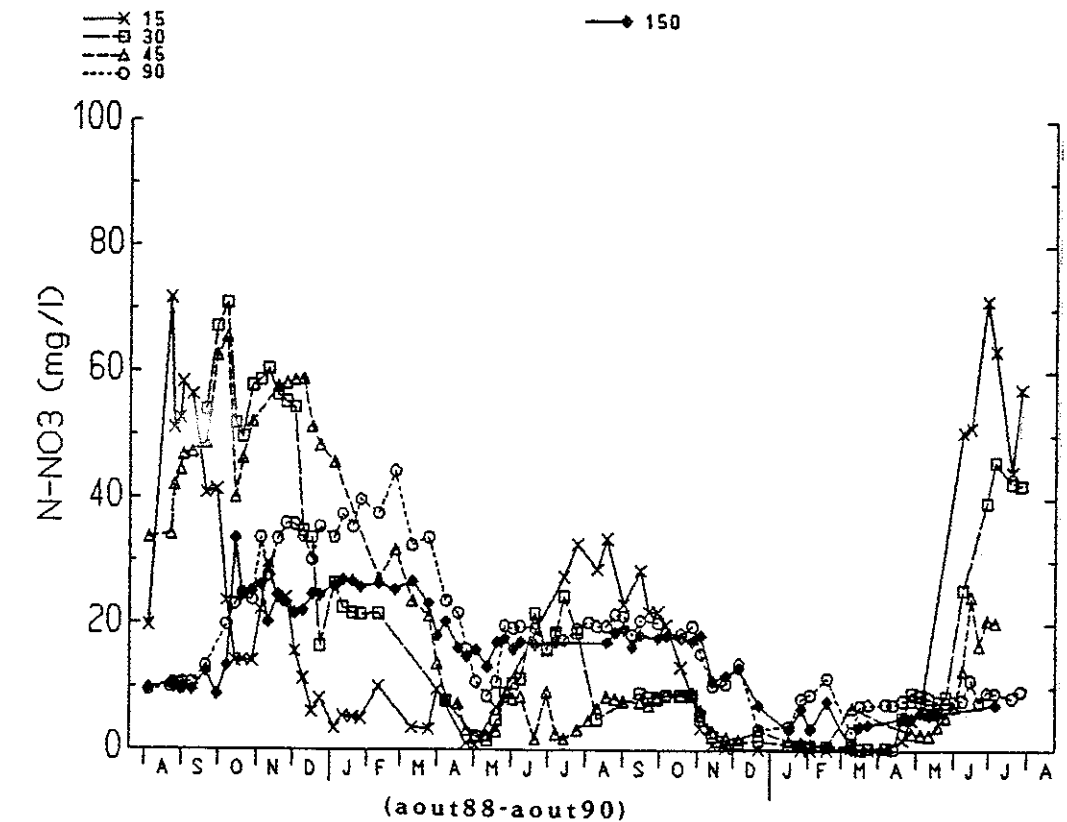


Fig 15 Teneur en nitrates de la solution du sol

#### 2.2.2.2. Profil en insaturé

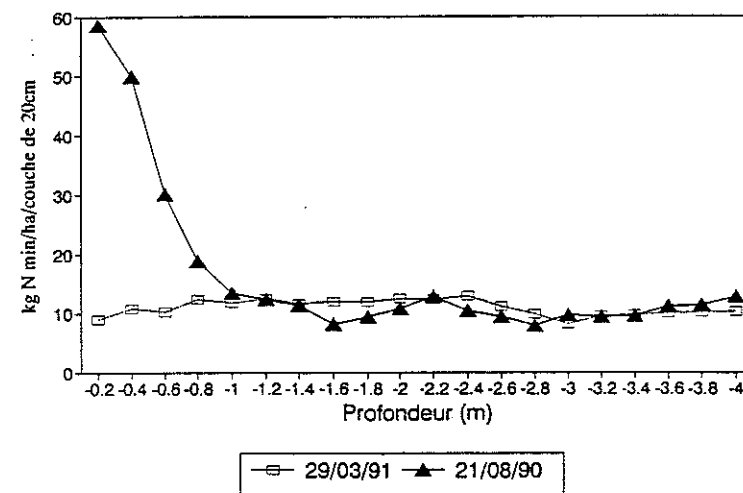
Un profil de 4 m avec une répétition a été creusé à la tarière de manière à observer le déplacement hivernal de l'azote minéral. Les échantillons de sol ont été prélevés tous les 20 cm et les résultats des analyses sont présentés à la figure 16.

Tout comme sur la figure 14, on observe le déplacement du pic d'azote situé en surface et on le retrouve en mars de l'année suivante beaucoup plus étalé et avec une valeur maximale au-delà de 1.8 m.

La quantité totale d'azote retrouvée dans le profil au printemps 1991 est très largement inférieure à celle du mois d'août 1990. Cela signifie qu'une importante quantité de N (au moins 110 kg N / ha) a quitté le profil et a alimenté la nappe située aux environs de 4 m pendant l'hiver. Ce calcul néglige les apports par minéralisation de fin d'été et de début d'automne. La dénitrification concerne uniquement les 40 premiers centimètres du sol. Elle ne doit pas être importante car à l'époque où les sols se saturent en eau l'essentiel de l'azote nitrique se trouve au-delà de cette profondeur.

Les petits pics de concentration observés dans le profil du mois d'août 90 vers 2.2 m et 4 m sont probablement ceux provenant des apports de surface des deux années précédentes. Cette hypothèse demande confirmation et une campagne supplémentaire est prévue à cet effet.

Fig 16 Evolution hivernale d'un profil  
Vance : sol sablo-limoneux



#### 2.2.3.4. L'eau de la source

La concentration de l'eau de la source qui est l'émergence de la nappe qui récolte l'eau infiltrée dans le microbassin a été suivie de manière intermittente entre 1986 et 1988 et de manière continue à partir du mois de janvier 1989 (figure 13). Aucune tendance à l'augmentation n'est observée sur les 5 années de mesures. La teneur moyenne en nitrates est de 25 mg / l.

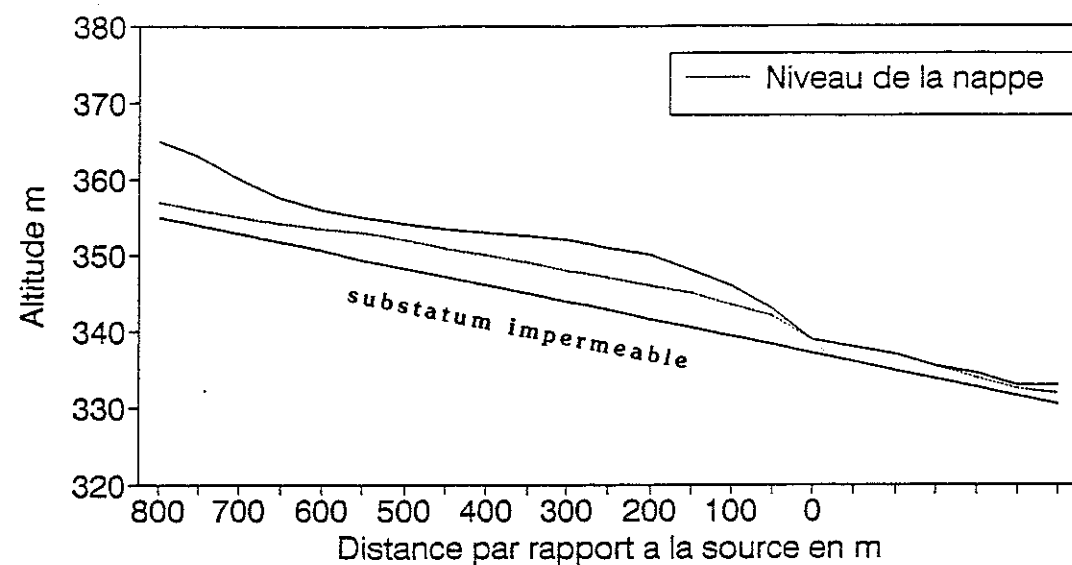
Les pics très brefs observés en décembre 89 et octobre 90 viennent après une longue période chaude et sèche durant laquelle la minéralisation naturelle du sol a été très intense. Ils proviennent d'une remontée importante de la nappe dans la zone proche des émergences. Lors de la remontée, l'eau se change en nitrates produits par la minéralisation dans la zone insaturée et elle les emporte avec elle hors du bassin.

La pluie suivante réagit tout-à-fait différemment car elle trouve autour des émergences un sol quasi dépourvu en nitrates. Les pics sont plus faibles ou ont disparu.

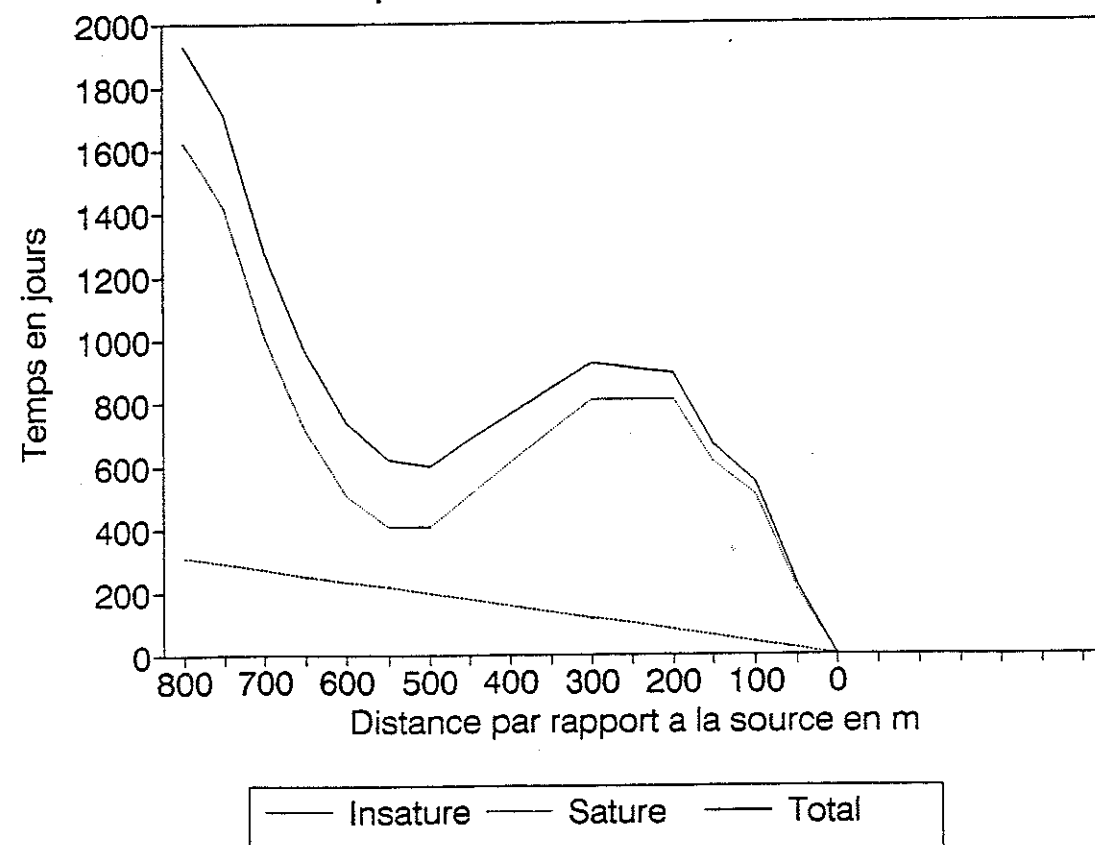
Par la suite, l'eau de nappe provenant des zones situées en amont se charge progressivement en nitrates. A son tour, elle va alimenter la source. Elle aura une concentration qui sera le résultat de ses différentes origines et du temps que mettront les nitrates pour traverser l'épaisseur d'insaturé et se déplacer dans la nappe jusqu'à la source.

L'évolution de la concentration de cette eau sera beaucoup plus lente et beaucoup moins marquée.

Fig 17 **BASSIN DE VANCE**  
Coupe nord-sud



**Temps de transfert a la source**



### 2.2.3.5. Temps de transfert

Sur base des vitesses de migration des pics de concentration dans la zone non-saturée et de mouvement de l'eau dans la nappe, une estimation des temps de transfert des nitrates depuis la surface du sol jusqu'à la source a été effectuée le long d'une coupe verticale en amont de la source.

Pour la zone non-saturée, sur base de la figure 14, une vitesse de migration du pic de concentration de 1.8 m par an a été retenue.

Dans la nappe, la vitesse effective de mouvement de l'eau a été calculée par la relation:

$$V_e = k i / w = 3 \cdot 10^{-4} \cdot 2 \cdot 10^{-2} / 2 \cdot 10^{-1} = 3 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$$

avec:  $k$  = le coefficient de perméabilité, déduit d'un pompage d'essai, égal à  $3 \cdot 10^{-4}$  m/s

$i$  = le gradient hydraulique, déterminé sur base des mesures piézométriques

$w$  = la porosité dynamique. Faute de valeur basée sur un traçage, elle a été considérée égale au coefficient d'emmagasinement déduit d'un essai de pompage: 0.2

La figure 17 donne le résultat de ces calculs. Malgré la taille réduite du bassin et la faible profondeur de la nappe, les temps de transfert sont importants, principalement à cause des vitesses fort basses dans la zone non-saturée. Le maximum, pour le haut du bassin, est de cinq ans ce qui implique que pour expliquer les concentrations observées à la source, il faut s'intéresser à une période au moins aussi longue.

#### 4. Conclusions

La connaissance actuelle des aquifères du Sinémurien montre qu'il existe une relation claire entre l'affectation du sol dans les bassins d'alimentation et la teneur en nitrates des eaux souterraines. Avec le type d'agriculture pratiquée dans la région, la teneur moyenne dans les bassins uniquement agricoles est comprise entre 15 et 30 mg NO<sub>3</sub>/l

Bien que les pratiques culturales aient évolué, et qu'en particulier le maïs, culture sous laquelle les mesures effectuées à Vance montrent un lessivage d'azote important, s'étende fortement, il ne semble pas y avoir de tendances à la hausse telles que celles qui sont observées dans différents pays européens durant les vingt dernières années (OCDE 1986).

L'estimation des temps de transfert réalisée sur le bassin de Vance invite cependant à la prudence, car les temps de réponse des aquifères à des changements de pratiques culturales sont longs; l'épaisseur de la couche non-saturée dans le Sinémurien est généralement importante (souvent 30 à 50 m contre moins de 10 mètres à Vance) et les gradients hydrauliques dans les nappes plus faibles, ce qui implique des temps de transfert bien plus longs qu'à Vance.

#### BIBLIOGRAPHIE

Chapellier, 1987, Les diagraphies appliquées à l'hydrogéologie, Lavoisier, Paris

Debbaut V., Vander Borgh P., Etude des ressources en eau souterraine du sud de la Province de Luxembourg, Rapport Région Wallonne

Everett G., Mc Millon L.G., 1985, Operational ranges for suction lysimeters, Groundwater monitoring review, Summer, pp51-59

INS, 1971 à 1990, Statistiques agricoles, Ministère des affaires économiques, Bruxelles

Masson B., Debbaut V., Tomasi B. et Vander Borgh P., 1991, Etude de l'aquifère sinémurien du Pays Lorrain, Rapport Région Wallonne

OCDE, 1986, Pollution des eaux par les engrais et les pesticides, ISBN 92-64-22856-X, 159p

Servais P., 1987, Influence de l'agriculture sur la qualité des eaux de surface (cas des affluents de la Haute-Semois), mémoire de Certificat en Génie Sanitaire, Gembloux