

UNIVERSITE LOUIS PASTEUR de STRASBOURG

THESE

Doctorat Sciences et Techniques de l'Eau

**Modélisation du transfert des nitrates :
du bassin de recherche au grand bassin
(exemples des bassins de Mélarchez et de la Charente)**

par

Zhong Cai MA

Soutenue le 22 Janvier 1991

Devant le jury composé de :

M.	J.J.	FRIED	Président
M.	L.	MASBERNAT	Rapporteur
M.	J.M.	MOUCHEL	Rapporteur
M.	J.B.	POULET	Examineur
M.	Th.	LEVIANDIER	Examineur
M.	D.	LOUDIERE	Invité

UNIVERSITE LOUIS PASTEUR de STRASBOURG

THESE

Doctorat Sciences et Techniques de l'Eau

Modélisation du transfert des nitrates : du bassin de recherche au grand bassin (exemples des bassins de Mélarchez et de la Charente)

par

Zhong Cai MA

Soutenu le 22 Janvier 1991

Devant le jury composé de :

M.	J.J.	FRIED	Président
M.	L.	MASBERNAT	Rapporteur
M.	J.M.	MOUCHEL	Rapporteur
M.	J.B.	POULET	Examineur
M.	Th.	LEVIANDIER	Examineur
M.	D.	LOUDIERE	Invité

REMERCIEMENTS

Le travail présenté dans ce mémoire n'est pas un "fruit" tout à fait personnel car il résulte de la collaboration de nombreuses personnalités dans différentes institutions: l'Université Louis Pasteur de Strasbourg (ULPS); l'Institut de Mécanique de Fluides de Strasbourg (IMFS); l'Ecole Nationale des Ingénieurs de Travaux Ruraux et des Techniques Sanitaires (ENITRTS) et notamment le Centre National du Machinisme Agricole et du Génie Rural, des Eaux et des Forêts (CEMAGREF) où ce travail s'est déroulé et s'est réalisé.

Aucun mot ne semble être suffisant pour exprimer ma profonde reconnaissance à ceux qui m'ont donné leur soutien scientifique ou moral, que ce soit dans ma langue maternelle, le chinois, ou bien en langue française.

Pourtant, je dois noter certaines personnes qui, par leur grande compétence et gentillesse, m'ont fait profiter de leur connaissance:

M. J.J. FRIED, Professeur de l'ULPS, ancien Directeur de l'IMFS, Directeur de l'Institut Européen de l'Eau, qui a dirigé ma thèse et a présidé mon jury;

M. L. MASBERNAT, Professeur et Directeur de l'IMF de TOULOUSE, et M. J.M. MOUCHEL, Ingénieur-Chercheur de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, qui ont rapporté mon mémoire de thèse;

M. J.B. POULET, Professeur de l'Ecole Nationale Supérieure des Arts et des Industries de Strasbourg, qui a examiné mon rapport;

et enfin M. Th. LEVIANDIER, Chef de la Division d'Hydrologie du CEMAGREF d'Antony, responsable de ma thèse, à qui je dois adresser mes remerciements particuliers pour sa direction scientifique et son aide personnelle tout au long de mes recherches en France.

Ces remerciements ne peuvent se terminer sans noter la Division d'Hydrologie du CEMAGREF d'Antony où je me sens, pendant mes séjours en France, comme en famille. Tous les ingénieurs, techniciens, secrétaires et stagiaires ont été et seront toujours dans mon coeur.

RESUME

Cette thèse a été consacrée à la modélisation du transfert des nitrates à l'échelle du bassin versant. La modélisation a porté essentiellement sur la concentration en nitrates à l'exutoire du bassin.

Un modèle conceptuel hydrologique déjà existant a été choisi et modifié pour la simulation de la transformation pluie-débit. Un modèle de production, de lessivage des nitrates dans le sol et de propagation dans la rivière a été développé et couplé avec le modèle hydrologique.

Le modèle résultant de ce couplage a été appliqué d'abord sur un petit bassin expérimental de quelques kilomètres carrés, puis sur un grand bassin versant d'une dizaine de milliers de kilomètres carrés. Sur ce dernier, le modèle a été distribué en découpant le bassin en sous bassins et le fleuve en biefs, ce qui a permis de prendre en compte l'hétérogénéité du bassin, comme par exemple l'impact du karst et les apports ponctuels.

MOTS CLEFS

Modèle conceptuel; Bassin versant; Transformation pluie-débit; Cycle de l'azote; Lessivage des nitrates; Propagation; Dénitrification.

TABLE DES MATIERES

Introduction-----	1
Chapitre 1 Les phénomènes élémentaires intervenant dans le transfert des nitrates-----	6
1.1 Le cycle de l'azote-----	7
1.1.1 L'azote dans le sol-----	7
1.1.2 Les processus du cycle de l'azote dans le sol-----	8
1.1.3 Les options retenues dans le modèle de nitrates-----	13
1.2 La migration des nitrates à travers le sol et le modèle hydrologique----	22
1.2.1 le rôle de l'eau et le transfert de nitrates dans sol-----	22
1.2.2 le modèle hydrologique-----	23
1.2.2.1 Généralités sur les modèles hydrologiques-----	23
1.2.2.2 Le modèle hydrologique GR5-----	24
1.3 Les nitrates dans la rivière-----	31
1.3.1 La dynamique de l'azote dans la rivière-----	31
1.3.2 le modèle de propagation des nitrates dans la rivière-----	34
1.4 Les nitrates dans la nappe-----	37
Chapitre 2 Construction d'un modèle global sur un petit bassin-----	38
2.1 Présentation du bassin versant de Mèlarchez-----	39
2.1.1 Géologie et pédologie-----	39
2.1.2 Climat-----	42
2.1.3 Végétation et agronomie-----	42
2.2 Analyse des observations-----	44
2.2.1 Bilan d'azote entrée-sortie-----	44
2.2.2 Relation concentrations / débits-----	45

2.2.3 Conclusion-----	50
2.3 Couplage du modèle des nitrates au modèle hydrologique-----	52
2.3.1 Modèle de transfert de nitrates-----	56
2.3.2 Modèle de propagation dans la rivière-----	60
2.4 Calage du modèle-----	62
2.4.1 Méthode d'optimisation et choix des critères-----	62
2.4.2 Données sur le bassin pour la modélisation-----	63
2.4.2.1 Données hydrologiques-----	64
2.4.2.2 Données agricoles-----	64
2.4.2.3 Simulation de la température de l'eau-----	68
2.4.3 Calage du modèle pluie-débit et analyse des résultats-----	71
2.4.4 Calage du modèle de nitrates et analyse des résultats-----	74
2.4.5 Analyse de sensibilité des paramètres-----	79
2.5 Simulation de changement de pratiques culturales-----	84
2.6 Verification rapide du modèle sur le bassin versant de la Noë-Sèche--	87
2.6.1 Présentation sommaire du site-----	87
2.6.2 Calage du modèle et commentaire-----	88
2.7 Conclusion-----	92
 Chapitre 3 Un modèle ramifié sur un grand bassin versant-----	 93
3.1 Présentation générale du bassin versant de la charente-----	94
3.1.1 Géographie générale-----	94
3.1.2 Climat-----	96
3.1.3 Géologie-----	98
3.1.4 Pédologie-----	98
3.1.5 Le réseau hydrographique-----	102
3.1.6 Activités industrielles-----	107
3.1.7 Activités agricoles-----	107
3.1.7.1 Les productions agricoles-----	107
3.1.7.2 Les apports et l'exportation d'azote-----	112
3.1.7.3 L'irrigation-----	115

3.1.8 Situation générale concernant la pollution par les nitrates - analyses des observations-----	116
3.1.8.1 L'évolution des concentrations en nitrates le long du cours d'eau de la Charente-----	117
3.1.8.2 Les concentrations en nitrates à Angoulême-aval (Charente 15000)-----	118
3.2 Modélisation par sous bassin-----	125
3.2.1 Découpage du bassin-----	125
3.2.2 Estimation de pluie et d'évapotranspiration potentielle-----	128
3.2.3 Estimation de température du sol et de l'eau-----	128
3.2.4 Données agricoles-----	129
3.2.4.1 L'occupation du sol-----	129
3.2.4.2 Pratiques culturales-----	131
3.2.4.3 Estimation des quantités de déjections fraîches reçues sur les prairies pendant la période de pâturage-----	132
3.2.4.4 Prélèvement par l'irrigation-----	134
3.2.5 Estimation des apports azotés ponctuels-----	134
3.2.6 Calage du modèle hydrologique-----	137
3.2.6.1 Choix des bassins et de la période de calage-----	137
3.2.6.2 Calage et analyse des résultats-----	137
3.2.7 Calage du modèle de nitrates-----	141
3.2.7.1 Choix des bassins et méthode de calage-----	141
3.2.7.2 Calage et analyse des résultats-----	142
3.3 Simulation de l'influence de l'aquifère karstique-----	146
3.3.1 Présentation rapide du karst de La Rochefoucauld et du schéma de simulation-----	146
3.3.2 Simulation des pertes d'eau sur le bassin de la Tardoire-----	150
3.3.3 Simulation du débit des résurgences dans la Touvre-----	152
3.4 Modélisation de la propagation sur biefs-----	157
3.4.1 Modèle de propagation-----	157
3.4.2 Modélisation et commentaire-----	158
3.5 Régionalisation des paramètres du modèle et estimation du débit et du flux de nitrates à l'estuaire-----	162
3.5.1 Régionalisation des paramètres du modèle-----	162
3.5.2 Estimation du débit et du flux de nitrates à l'estuaire-----	165

Conclusion générale-----168

Références Bibliographiques-----172

Annexe I Graphiques de modélisation sur le bassin de Mélarchez

Annexe II Graphiques de modélisation sur le bassin de la Charente

Annexe III Description sommaire du programme informatique

ABSTRACT

This thesis has been consecrated to the modelling of the transfert of nitrate on catchment scale. The modelling has been focused mainly on the nitrate concentration at the outlet of the basin.

An existing conceptual hydrological model has been chosen and modified to model the rainfall-runoff transformation. A model of nitrate production and leaching in the soil as well as propagation in the river has been constructed and coupled with the hydrological model.

The model resulting from this coupling was applicated firstly to a small experimental catchment of several square kilometers, and then to a large catchment of several thousands square kilometers. For the latter, the model has been "distributed" with the catchment cutted into subcatchments and the main water course cutted into reaches. This permits to consider the catchment's heterogeneity, as for exemple, the impact of the karst and the pointed sources.

Key words

Conceptual model; Catchment; Rainfall-runoff transformation; Nitrogen cycle; Nitrate leaching; Propagation; Denitrification.

内 容 提 要

本论文模拟了流域上的硝酸根运移，着重于流域容泄区的硝酸根浓度。

作者选择并修改了现存的一概念水文模型，在此基础上建立了硝酸根在土壤中的产生和淋滤以及在河流中的传播的数学模型。

本模型首先被应用于一几平方公里的小型试验流域，随后应用于一上万平方公里的大型流域。对于后一应用，流域被划分为子流域，主河道被划分为河段，以便考虑流域的不均匀性，如卡斯特的影响和点源污染等。

关 键 词

概念模型；降雨径流转化；氮循环；硝酸根淋滤；河道传播；脱氮。

INTRODUCTION

INTRODUCTION

L'homme a besoin de l'eau comme tous les être vivants. Nous buvons de l'eau chaque jour; nous en avons besoin pour l'agriculture, l'industrie, la navigation, les loisirs, ... L'eau est une des ressources les plus importantes dans notre vie quotidienne.

Pourtant, cette ressource, considérée comme abondante et propre depuis des siècles, est aujourd'hui limitée en quantité et dégradée en qualité.

Il est admis que l'industrialisation et l'urbanisation sont à l'origine des pollutions ponctuelles dans l'eau: métaux lourds, matières organiques, éléments minéraux, bactéries, etc. Dans les zones rurales d'autre part, l'élevage intensif, les déboisements et particulièrement l'utilisation de fertilisants industriels et de produits phytosanitaires provoquent des pollutions diffuses. On parle des éléments nutritifs, nitrates et phosphates, des pesticides, des matières en suspension, etc...

Dans les pays développés comme la France, les pollutions ponctuelles de l'eau sont plus ou moins maîtrisées grâce à des stations d'épuration des eaux usées. Il n'en est pas de même des pollutions diffuses qui restent la source importante de pollution des eaux tant superficielles que souterraines. Ces pollutions diffuses sont dues, en majeure partie, aux activités agricoles.

Parmi les polluants agricoles, l'azote occupe une place importante et c'est sous sa forme nitrique (NO_3) que son impact est le plus préoccupant.

Il est bien connu que l'azote est un des éléments nécessaires à la vie. Cependant, il peut devenir, dans les milieux aquatiques, une pollution directe due à la toxicité de certains éléments (d'où la norme 50 mg/l sur la teneur de nitrates NO_3^- dans l'eau potable par exemple) et indirecte due à l'apport de sels nutritifs, qui favorisent la prolifération des algues, ce que l'on appelle "phénomène d'eutrophisation". Les algues, à leur tour, abaissent le taux d'oxygène et, après leur mort, provoquent une dégradation de la qualité de l'eau et gênent le fonctionnement des stations d'épuration.

Notre étude se focalisera sur la pollution diffuse en nitrates à l'échelle bassin versant en tenant compte des sources ponctuelles. Notre attention se portera notamment sur les eaux superficielles.

Dans le domaine où nous allons travailler en particulière, c'est-à-dire la pollution par les nitrates, nous pouvons nous appuyer sur certains travaux (pour se limiter à ceux effectués en France, PRAT 1982; THIERY 1986; GENG 1988; KAUARK 1989), ayant contribué à la compréhension des processus élémentaires: les transformations biochimiques entre différentes formes d'azote, le prélèvement d'azote minéral par les plantes ainsi que le transfert des nitrates à travers le sol. Leurs études ont toutes été marquées par l'utilisation des modèles mathématique et leurs modélisations ont apporté des résultats intéressants. Mais les échelles spatiales d'application semblent, jusqu'à présent, être limitées à 10 km² (cases lysimétriques, parcelles, petits bassins versants expérimentaux) à l'exception de celle de Geng qui a appliqué son modèle sur un bassin de plusieurs centaines de kilomètres carrés (La plaine de Valence, 751 km²), mais son attention a porté essentiellement sur la nappe.

Du point de vue de la démarche, nous insisterons, comme ces pionniers, sur la modélisation mathématique du fait du caractère diffus de la pollution par les nitrates et la complexité du système étudié.

La modélisation nous semble un moyen puissant pour étudier la dynamique de l'azote dans le système eau-sol-culture et les milieux récepteurs car "elle permet de dissocier des phénomènes complexes, physiques, chimiques ou biologiques, de les étudier à l'aide de sous-systèmes plus simples, et de les regrouper ensuite pour en donner une représentation plus compréhensible" (KAUARK, 1986).

Quant à l'échelle spatiale, notre ambition est d'élaborer un modèle qui intègre la production de nitrates sur des bassins amonts et la propagation dans la rivière, et en suite de vérifier ce modèle ainsi élaboré sur un petit bassin expérimental et finalement de l'appliquer sur un grand bassin versant.

Notre modèle comporte, selon la division habituelle, plusieurs sous modèles: le modèle hydrologique, le modèle de production de nitrates dans le sol, le modèle de lessivage de nitrates à travers le sol et le modèle de propagation de nitrates dans la rivière. Ces trois derniers peuvent se grouper sous un seul nom: le modèle de nitrates.

Le bassin versant de la Charente qui couvre une superficie de 10000 km² a été choisi comme site d'application et le bassin de Mélarchez, sous bassin du Bassin Versant Représentatif Expérimental de l'Orgeval où on dispose des données plus en détail, a été choisi comme bassin de mise au point et vérification.

Cette étude fait partie du "Programme Charente-Marennes-Oléron" soutenu par le Ministère de la Recherche et de l'Enseignement Supérieur et est effectuée conjointement par deux organismes, le CEMAGREF (Centre National du Machinisme Agricole, du Génie Rural, des Eaux et des Forêts) et L'IFREMER (Institut Français de Recherches et d'Exploitation de la Mer). Le but de ce programme est, du point de vue scientifique, d'améliorer la connaissance des transferts d'éléments depuis l'amont d'un bassin versant continental jusqu'au bassin maritime associé, et du point de vue technique, de fournir un outil rationnel de gestion de la ressource en eau, permettant, par simulations et prévisions, de préciser les risques de compétition entre les activités utilisatrices d'eau et les risques d'atteintes à l'environnement. Notre étude correspondra à la partie "bassin versant continental" et fournira un modèle de grand bassin destiné à estimer ou à prévoir le flux en nitrates apporté à l'estuaire. La méthodologie pourrait être éventuellement adaptée à d'autres éléments.

Le présent mémoire comporte trois parties.

Le premier chapitre concerne la description et la simplification du cycle de l'azote et le modèle de production de nitrates (sans transfert) dans sol, la dynamique de l'azote dans les milieux récepteurs et le modèle de dénitrification des nitrates en rivière, ainsi que la présentation du modèle hydrologique.

Le deuxième chapitre s'efforce de développer, de façon globale et sur un petit bassin, le couplage du modèle de nitrates avec le modèle hydrologique, autrement dit le transfert de nitrates dans le sol. Naturellement, l'application sur ce bassin de Mélarchez (7 km², sous bassin amont du bassin expérimental représentatif de l'Orgeval) sera présentée et discutée.

Enfin, dans le troisième chapitre, nous essayerons de "distribuer" le modèle global sur le bassin versant de la Charente avec des sous bassins considérés homogènes et simulés de façon globale.

La modélisation sur ce bassin comprend le transfert pluie-débit et le lessivage de nitrates sur des sous bassins, la propagation sur des biefs du réseau hydrographique ainsi que l'influence importante d'un réservoir karstique sur le régime et la qualité des eaux fluviales charentaises. Une partie du chapitre porte sur la généralisation des paramètres du modèle, ce qui permet l'estimation de débit et de flux à l'estuaire du fleuve.

L'annexe I comporte les graphiques des résultats de modélisation pour le bassin de Mélarchez et l'annexe II pour le bassin de la Charente. L'annexe III donne la description sommaire des programmes informatiques que nous avons utilisés lors de notre travail.

CHAPITRE 1

LES PHENOMENES ELEMENTAIRES INTERVENANT
DANS LE TRANSFERT DES NITRATES

Chapitre 1 Les phénomènes élémentaires intervenant dans le transfert des nitrates

1.1 Le cycle de l'azote et le modèle de production de nitrates

1.1.1 L'azote dans le sol

L'azote est très présent dans la nature. Il représente 79% de l'air dans l'atmosphère et constitue un des éléments de base des plantes. Dans le sol que nous allons étudier plus particulièrement, 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% de la terre fine, beaucoup plus dans les sols humifères. La plus grande partie se trouve sous forme 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 nitrificatrices, 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. C'est donc cette forme d'azote qui sera la plus considérée dans notre étude.

Outre ces trois principales formes d'azote existant dans le sol, l'azote nitreux est souvent cité. C'est une forme très transitoire servant de pont dans la nitrification

($\text{NH}_4 \rightarrow \text{NO}_2 \rightarrow \text{NO}_3$) et dans la 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 qui est schématisé sur la figure 1-1.

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

A. 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 microorganismes du sol. On distingue d'une part la fixation asymbiotique aérobie par des algues (cyanophycées) et des bactéries (azotobacter) 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 kg/ha/an. 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 kg N/ha/an. Cette fixation dépend de l'espèce et des conditions de milieu qui régissent le fonctionnement de la symbiose: fertilité minérale, température, humidité et aération. L'existence d'oxygène est indispensable.

B. Minéralisation

La minéralisation traduit la transformation de l'azote organique en azote nitrique (N-NO_3). 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.

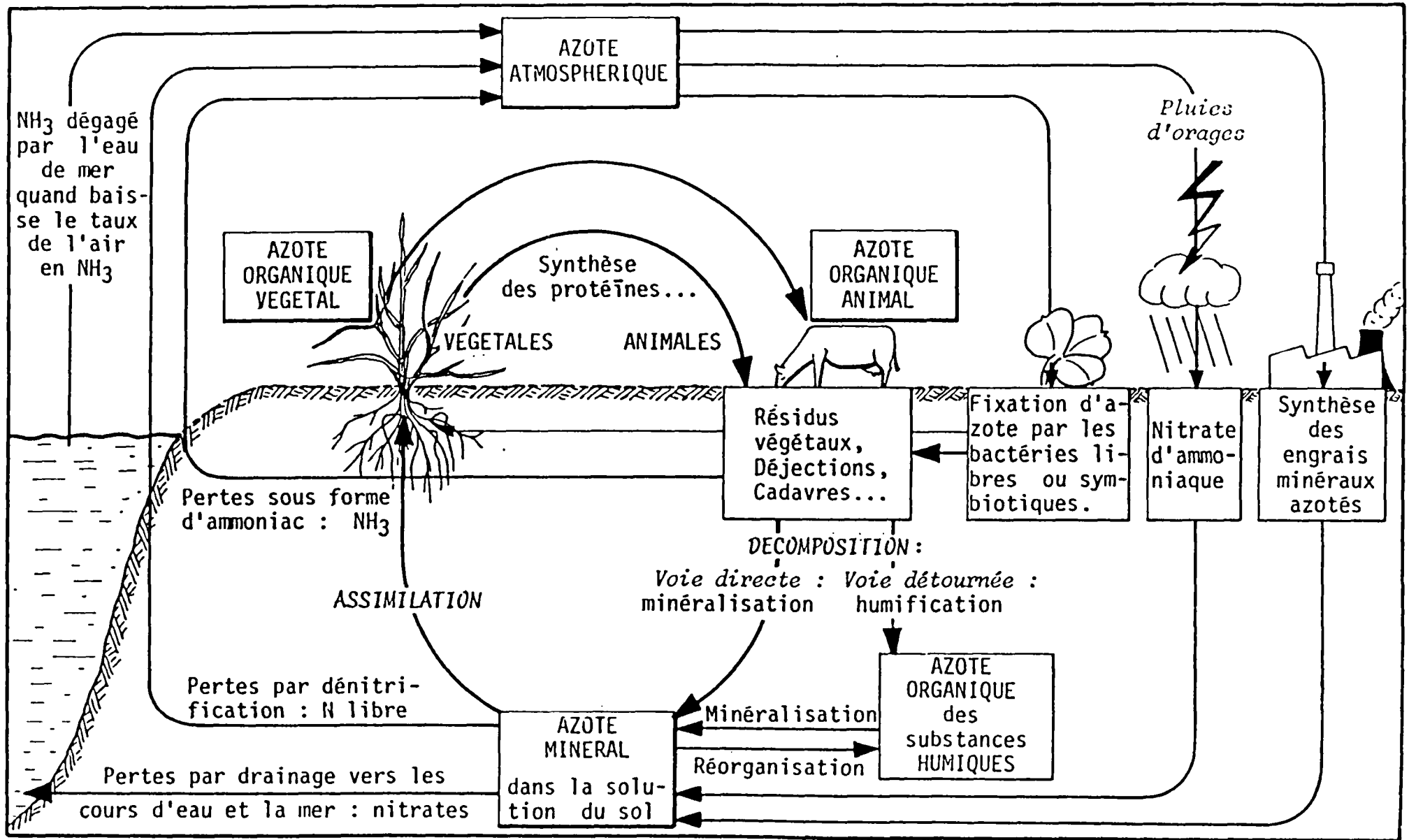


Figure 1-1 Le cycle de l'azote (d'après D. SOLTNER, 1980)

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

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

La nitrification est l'oxydation de l'azote nitreux en azote nitrique. Les nitrobacters, 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 diverses que la nitrification car elle est le fait d'un nombre considérable de microorganismes (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). STANFORD, FRERE et SCHWANINGER (1973, cité par PRAT, 1982) ont proposé une loi du type $Q^{t+10} = 2 \cdot Q^t$ (valeur doublée si la température augmente 10 degrés) entre 0°C et l'optimum (30 - 35°C).

L'humidité du sol joue un rôle très important car elle influence directement l'activité des microorganismes 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).

C. 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'activités des microorganismes. 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 N/ha/an selon les types 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, agronomiques comme la fertilisation et l'irrigation, etc...

L'immobilisation est, comme de nombreux processus biologiques, ralentie si les températures baissent. Une humidité plus faible que l'optimum ralentit également les réactions. Des conditions aérobies sont plus favorables que des conditions anaérobies. Un pH neutre ou basique sera plus favorable qu'un pH acide (PRAT, 1982). Un rapport C/N élevé favorise également la réaction.

D. Volatilisation

C'est la perte d'azote 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.

E. Dénitrification

Dans les sols humides, des microbes anaérobies (bactéries dénitrificatrices) 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 source d'oxygène, cette réaction ne peut donc avoir lieu que dans le cas d'un important manque d'oxygène.

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 du sol selon les types de sol, tandis que d'après HENIN (1980) cette perte serait de l'ordre de 15 à 20 kg N/ha/an.

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

F. 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 phase liquide 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 matériau de fixation, du pH et de la température.

G. Apport de fertilisants et déjections animales

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

L'apport d'engrais chimique 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 a une tendance fortement croissante dans ces dernières décennies et est suspecté d'être un des responsables majeurs de la pollution azotée dans les eaux superficielles et les eaux souterraines.

Les déjections animales épandues sur le sol constituent une fumure organique (apport direct sur les prairies lors du pâturage ou apport différé sur les cultures). Notons que l'épandage de fumure organique n'est pratiqué que dans certaines régions et sur certaines cultures et que la quantité apportée est très variable.

En outre, les racines mortes et la partie aérienne des plantes après l'enfouissement sont également des apports organiques.

H. Précipitation

La pluie, la neige et les précipitations 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 N/ha/an avec une tendance à l'augmentation en zone urbaine (CWPU, 1977, cité par GENG, 1988). Les mesures recueillies sur Orgeval (bassin versant expérimental représentatif en France) montrent que l'apport d'azote météorique est fonction de la pluie annuelle.

I. 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. Les nitrates, du fait de leurs grandes mobilité et stabilité, sont donc la forme principale d'azote lessivable.

Le flux de lessivage d'azote (plus de 95% de l'azote sous forme de nitrates, 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 réorganitrices. La valeur annuelle de ce lessivage peut varier de moins de 10 à plus de 30 kg N/ha/an sur le bassin de Mélarchez (LEVIANDIER, 1982). Cette valeur peut atteindre à 200 kg/an d'azote si les prairies sont labourées et restent nues la saison suivante (R. J. UNWIN, 1988).

En conclusion, si l'on prend le sol comme système, les "entrées" sont la fertilisation, les précipitations et les fixations biologiques; les "sorties" sont le prélèvement par les plantes, la volatilisation, la dénitrification et le lessivage. La minéralisation, l'immobilisation et l'adsorption - désorption ne sont que des échanges internes dans le sol d'une forme à l'autre.

1.1.3 Les options retenues dans le modèle de nitrates

Nous venons de décrire, dans la section précédente, les différents processus du cycle de l'azote dans le sol. L'ensemble de ces processus couvre de nombreux domaines et il s'agit donc d'une recherche pluridisciplinaire: physique, chimique, physico-chimique et biologique.

Pourtant, du fait de notre connaissance limitée sur certains phénomènes et de la difficulté de l'acquisition de données, nous ne pouvons pas incorporer, dans la modélisation, tous les processus et tous les facteurs influents décrits ci-dessus. Certaines hypothèses ou simplifications sont donc nécessaires.

Basé sur les travaux de nombreux chercheurs, BONNEAU, SOUCHIER (1979), VAN VEEN FRISSEL (1978), TANJI, GUPTA (1978), PRAT (1982), GENG

(1988) et KAUARK et MOUCHEL (1989), nous donnons un schéma simplifié du cycle biochimique de l'azote sur la figure 1-2.

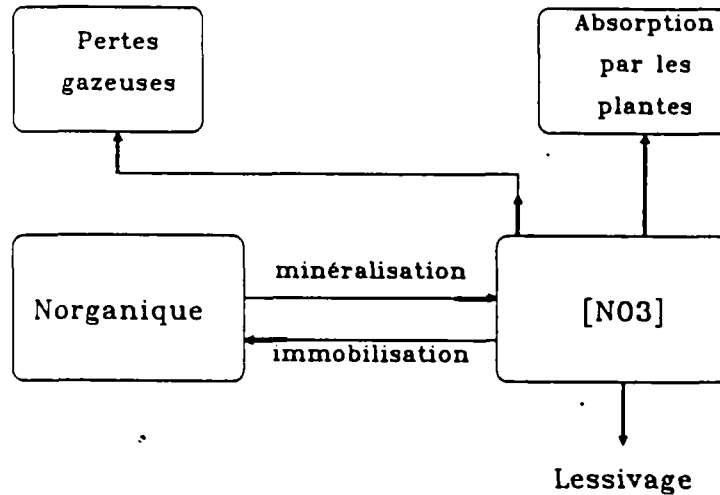


Fig. 1-2 Modèle de transformations biochimiques

Les simplifications que nous avons faites portent sur quatre points :

- les formes d'azote du sol prises en compte sont les nitrates (N-NO₃) et l'azote organique. L'ammoniaque et les nitrites ne sont pas considérés à cause de leur caractère transitoire. La minéralisation (N organique → NH₄ → NO₂ → NO₃) et la dénitrification (NO₃ → NO₂ → N₂ ou N₂O) sont donc considérées comme se réalisant en une seule étape. Nous faisons en outre l'hypothèse que la fixation biologique d'azote atmosphérique et la volatilisation d'ammonium se compensent.

- normalement, on ne dispose pas de données sur les composants de l'azote organique, nous les rassemblons donc sous une seule forme et considérons seulement la partie minéralisable compte-tenu de l'échelle de temps de la simulation (PRAT, 1982). De plus, le stock d'azote organique est supposé constant du fait qu'il

est le pool le plus important dans le sol et que sa variation relative est très faible vis-à-vis du pas de temps.

- les études montrent que l'azote est utilisé par les plantes et est lessivé surtout sous sa forme nitrique (SOLTNER, 1980). Nous supposons donc que ces deux phénomènes ne concernent que les nitrates (PRAT, 1982), que les apports d'engrais aux cultures se font sous forme nitrique, et que les éventuels apports sous la forme ammoniacale sont rapidement oxydés en nitrates.

- parmi les nombreux facteurs influençant les transformations biochimiques, nous ne considérons que la température et l'humidité du sol. Le pH, la réserve de carbone disponible qui nécessite une modélisation du cycle de carbone, et les matières organiques sont en général considérés comme stables à l'échelle de temps de la simulation (ACKERER, 1986). Notons simplement que l'aérobiose ou l'anaérobiose sont implicitement incorporées dans l'humidité du sol.

L'approche utilisée pour la modélisation de chaque processus du cycle d'azote retenus dans notre modèle est présentée comme suit :

A. la consommation de NO_3 par les plantes

Le flux d'absorption est fonction, d'une part, des besoins de la plante en NO_3 (consommation potentielle) et d'autre part, de la possibilité de satisfaire ces besoins, donc le stock de NO_3 du sol (GENG, 1988).

Les besoins de la plante en NO_3 pour une espèce donnée varient en fonction du stade végétatif qui dépend, d'une part, de la durée entre la date de semis et la date de récolte et d'autre part, des facteurs d'environnement (conditions agronomiques) tels que la température, l'humidité et de facteurs pédologiques.

L'approche qui nous semble la plus adaptée à ce problème est celle de MICHAELIS-MENTON qui est très largement utilisée.

On peut l'écrire sous la forme :

$$f(t) = \frac{[NO_3]}{[NO_3] + K_{ab}} \cdot f_p(t) = B \cdot \frac{[NO_3]}{[NO_3] + K_{ab}} \cdot f_{pp}(t/DVC) \quad (1-1)$$

avec

t : temps écoulé après le semis de la culture (j).

$f(t)$: fonction du flux d'absorption (Kg N/j/ha).

$[NO_3]$: teneur en NO_3 dans le sol (Kg N/ha).

K_{ab} : coefficient d'absorption de MICHAELIS-MENTON (Kg N/ha). paramètre du modèle à optimiser.

$f_p(t)$: fonction du flux potentiel d'absorption (Kg N/j/ha) sur un site et pour une culture donnée lorsque $[NO_3]$ n'est pas un facteur limitant.

DVC : durée de vie de la culture (temps écoulé entre le semis et la récolte (jour))

B : consommation potentielle totale (Kg N/ha). Elle est la somme de $f_p(t)$ sur toute la période de croissance de la culture :

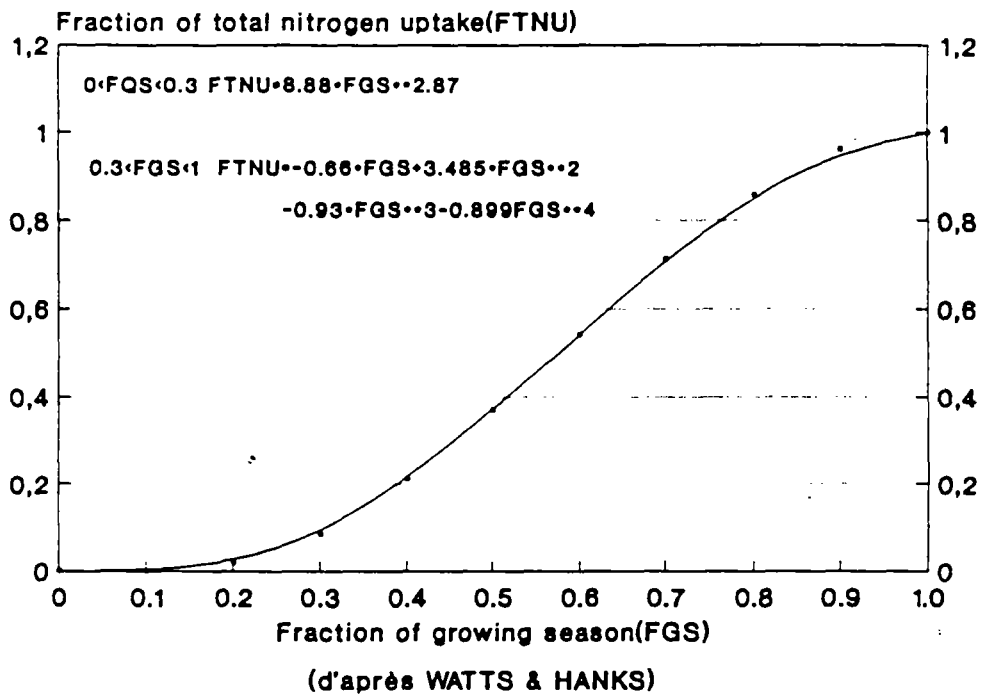
$$B = \int_0^{DVC} f_p(t) dt \quad (1-2)$$

$f_{pp}(t/DVC)$: fonction unitaire réduite (1/j). t/DVC (un temps réduit exprimé en pourcentage)

$$f_{pp}(t/DVC) = f_p(t)/B \quad \text{et} \quad \int_0^1 f_{pp}(t/DVC) dt = 1 \quad (1-3)$$

Pour obtenir la fonction unitaire réduite $f_{pp}(t/DVC)$, nous avons pris une formule empirique établie par WATTS et HANKS (1978, cité par GENG, 1988) pour le maïs. Pour les cultures d'hiver, faute de données, nous prendrons la même formule que pour le maïs et la corrigerons en fonction de la température.

Fig. 1-3 Fonction unitaire de la consommation cumulée



Cette fonction a été donnée sous forme intégrée (Figure 1-3). Pour les cultures d'hiver, la fonction unitaire réduite s'écrit:

$$f^{\circ}(t/DVC) = f_{pp}(t/DVC) \cdot \left[\frac{T_j}{T_M} \right]^{TC} \quad (1-4)$$

avec :

T_j : température moyenne journalière à l'air.

T_M : température moyenne de la période de croissance de la culture concernée.

TC : coefficient avec une telle valeur que $f^\circ(t/T)$ soit une fonction unitaire donc :

$$\int_0^{DVC} f^\circ(t/DVC) dt = 1 \quad (1-5)$$

B. Autres transformations biochimiques :

Pour toutes les autres transformations biochimiques (minéralisation, immobilisation et dénitrification) nous prenons, comme la plupart des auteurs (CHO, 1971, MISRA et al, 1974, MEHAN et TANJI, 1979, WATTS et HANKS 1978, SELIM et ISKANDAR, 1981 ; PART, 1982; GENG, 1988), une cinétique de réaction du premier ordre :

$$\frac{dm}{dt} = -k \cdot m \quad (1-6)$$

m : masse d'un élément (ou concentration)

K : coefficient de vitesse de réaction

C. La correction des paramètres :

Nous supposons que le système sol-plante-eau se trouve en équilibre biochimique, c'est-à-dire que les facteurs édaphiques intrinsèques du sol sont invariants dans le temps. Par conséquent, les valeurs optimum des coefficients de réactions (K dans l'équation 1-6) seront prises comme constantes. Toutefois, leurs valeurs réelles influencées par les conditions climatiques et hydriques, doivent varier avec la température (T) et l'humidité (W) du sol. Il convient donc de les corriger en fonction de ces deux dernières données lors de la simulation.

Un paramètre dynamique important ne sera pas pris en compte dans ce modèle. Il s'agit de l'oxygène dissous. Aussi, on fera l'hypothèse suivante : les baisses de concentration en O_2 , suffisantes pour provoquer une réduction des nitrates, sont dues principalement aux fortes teneurs en eau.

On adopte donc W comme paramètre de contrôle de la dénitrification (PRAT, 1982).

L'influence de l'humidité et de la température a été modélisée comme indiqué sur le tableau 1-1 et 1-2. On fait, pour l'humidité, l'hypothèse de la décroissance linéaire autour de l'optimum (STANFORD et EPSTEIN, 1974) et pour la température, on adopte une loi du type $A^{10} = 2$ ($A = 1,071$ DONIGIAN, CRAWFORD 1979; STANFORD, FRERE, SCHWANINGER, 1973; cités par PRAT, 1982).

Pour être en accord avec PRAT (1982), nous avons adopté les coefficients de correction de température suivants :

$$ACIM = 1,05 \quad (\text{pour immobilisation})$$

$$ACG = ACM = 1,071 \quad (\text{pour dénitrification et minéralisation})$$

Tableau 1-1 Effet de l'humidité et de la température sur le cycle de l'azote

	Effet de température	Effet de l'humidité
CM N-ORG — NO ₃	optimum à 35°C	optimum à W_{cc}
CIM NO ₃ — N-ORG	optimum à 35°C	optimum à W_{cc}
CG NO ₃ — N ₂ , N ₂ O	optimum à 35°C	CG ∈ [WD, W_s]

WD : seuil de teneur en eau au-dessus duquel s'effectue la dénitrification.

W_{cc} : capacité au champ.

W_s : teneur en eau à saturation.

d'après M. PRAT, 1982

Dans les tableaux 1-1 et 1-2, les termes CM, CIM et CG désignent à la fois la minéralisation, l'immobilisation et la dénitrification, et les valeurs optimales de vitesses de ces trois réactions respectivement.

Tableau 1-2 Modélisation des forçages

	WD	Wcc	Ws
CM	CM35 ACM(T-35) $\frac{W}{Wcc}$	CM35 ACM(T-35) $\frac{Wcc}{W}$	
CIM	CIM35 ACIM(T-35) $\frac{W}{Wcc}$	CIM35 ACIM(T-35) $\frac{Wcc}{W}$	
CG	0	CG35 ACG(T-35) $\frac{W-WD}{Ws-WD}$	

d'après M. PRAT, 1982

La dénitrification a lieu quand l'humidité du sol excède 90% de l'humidité à la capacité au champ (WILLIAMS & HANN, 1978; GERMON et al, 1985; cités par KAUARK & MOUCHEL, 1989), c'est-à-dire $WD = 0,9Wcc$.

D. la dissolution d'engrais chimique :

L'engrais chimique est épandu sous forme solide à la surface du sol et est dissous par la pluie. Nous introduisons un paramètre qui permet de contrôler la dilution de l'engrais par la pluie. Ce paramètre est la capacité de dilution de la pluie et est exprimé en terme de concentration maximale (THIERY et SEGUIN, 1986).

$$DILU = P.CALI/100$$

(1-7)

où

DILU : quantité d'engrais dissolue par la pluie P (Kg N/ha)

CALI : paramètre de capacité de dilution de la pluie (mg N/l)

P : pluie (mm)

En réalité, le paramètre CALI représente non seulement la capacité de dissolution de la pluie mais également la répartition dans le temps de l'épandage d'engrais, car sur un bassin, les agriculteurs ne font pas leur épandage le même jour. Ce paramètre doit donc être optimisé.

Nous pouvons enfin donner l'équation décrivant l'évolution de l'azote (nitrates seulement) dans le sol racinaire :

$$[N-NO_3]_{j+1} = CM \cdot [N-ORG]_j - (CIM+CG) \cdot [N-NO_3]_j + FN + FP - PN - Mab \quad (1-8)$$

avec :

[N-NO₃] : stock d'azote nitrique (kg N/ha)

[N-ORG] : stock d'azote organique considéré comme constant
(kg N/ha)

FP : apport météorique d'azote (kg N/ha)

FN : apport d'azote de fertilisation (kg N/ha)

PN : flux d'absorption de nitrates par les plantes (Kg N/ha)

Mab : masse lessivée et échangée avec le réservoir profond (kg N/ha)

1.2 La migration des nitrates à travers le sol et le modèle hydrologique

1.2.1 Le rôle de l'eau et le transfert de nitrates dans sol

Nous avons vu, au cours de la description du cycle de l'azote, que l'eau joue un rôle essentiel dans ce cycle. C'est avec la pluie que l'azote météorique minéral (NH_4 et NO_3) pénètre dans le sol; les engrais minéraux sont dissous par l'eau du sol; les plantes assimilent des nitrates dans la solution du sol; toutes les transformations biochimiques, l'activité de microorganismes, sont plus ou moins contrôlées ou influencées par l'humidité du sol.

La migration, elle aussi, est très liée à l'eau et surtout au mouvement de l'eau. Cette migration, quel que soit le mécanisme, ne peut avoir lieu sans l'eau comme dissolvant ou véhicule. La simulation du mouvement de l'eau est donc indispensable pour la simulation de la migration des nitrates.

Dans un milieu poreux saturé, la nappe par exemple, le mouvement de l'eau est décrit par la loi de Darcy (équation dynamique) et l'équation de continuité. Dans la zone non saturée, le problème devient beaucoup plus compliqué. L'eau n'est plus entraînée uniquement par la force gravitaire mais par une combinaison de plusieurs forces, potentiel gravitaire + potentiel matriciel par exemple. La conductivité hydraulique n'est plus constante mais fonction de l'humidité du sol. Le sens du mouvement de l'eau peut être vers le haut comme vers le bas.

La migration des nitrates est due à des mécanismes de convection, de diffusion et de dispersion mécanique (BELAN, 1979). La quantité de nitrates qui migre par convection est proportionnelle à la quantité d'eau déplacée et à la concentration en nitrates de la solution déplacée. Ici, le moteur de la migration est le mouvement de l'eau. Dans la diffusion, ce sont les gradients de concentration en nitrates qui entraînent le déplacement. Evidemment, ce mécanisme existe même dans un fluide au repos (FRIED, 1971). La dispersion mécanique résulte, quant à elle, de la distribution non uniforme de la vitesse d'écoulement dans les pores du sol (FRIED, 1971), ne traduisant que l'hétérogénéité de la convection. La convection est très souvent un mécanisme dominant.

Or, notre objectif est la modélisation à l'échelle du bassin-versant. Les approches hydrodynamiques décrites ci-dessus semblent insuffisantes devant l'énorme complexité du système et les nombreux facteurs influents: climat, pédologie, géologie, pratiques culturales, ... En effet, premièrement on ne connaît pas l'évolution de l'ensemble des variables externes (conditions aux limites), deuxièmement on a difficilement accès par la mesure au contrôle de variables d'état du système et on doit donc en limiter la complexité, et troisièmement on contrôle et on s'intéresse à des variables à un pas de temps et d'espace assez grand pour négliger des phénomènes sensibles à des échelles beaucoup plus fines.

1.2.2 - le modèle hydrologique

1.2.2.1 Généralités sur les modèles hydrologiques

Les modèles hydrologiques sont classiquement regroupés selon différents critères: stochastiques ou déterministes, conceptuels ou empiriques, globaux ou distribués, ... (CLARKE, 1973). Pour simplifier la classification, AMBROISE (1980) a regroupé les modèles les plus utilisés en quatre catégories: modèles statistiques, modèles conceptuels globaux, modèles conceptuels spatialisés ou modèles hydrodynamiques.

Mis à part les modèles statistiques, les modèles conceptuels (globaux ou spatialisés) et les modèles hydrodynamiques se distinguent principalement selon la simplification du système étudié.

Les modèles conceptuels (conceptuel indiquant que le modèle s'inspire de la physique, mais qu'il en reste assez éloigné, ses éléments, réservoirs par exemple, ne pouvant être identifiés dans la réalité (BEISON, 1984)), essaient de représenter le fonctionnement du bassin par une simulation plus ou moins détaillée des principaux processus du cycle hydrologique et de reconstruire ou prévoir les débits de bassins à partir d'un minimum - souvent disponible - d'informations sur le bassin étudié (AMBROISE, 1980). Ces modèles comportent souvent plusieurs réservoirs décrits par des paramètres sans grande signification physique et non reliés à des caractéristiques mesurables du bassin; leurs valeurs sont souvent obtenues par ajustement des débits simulés à des débits mesurés de référence, par réglage (on dit aussi calage ou calibration) du modèle pour ce bassin. De plus, ces modèles sont pour la plupart globaux du

point de vue spatial: considéré comme homogène, le bassin étudié est caractérisé par des paramètres moyens ou globaux ne pouvant prendre directement en compte son hétérogénéité ni sa structure. Ces modèles sont donc inadéquats pour évaluer l'impact hydrologique d'aménagements de bassins.

Les modèles hydrodynamiques, qui s'appuient sur l'hydrodynamique et ses développements récents, cherchent en effet à représenter et expliquer le fonctionnement du système étudié, en chacun de ses points. Ils font appel à des variables d'état (variables extensives et potentiels énergétiques) reliées par des équations aux dérivées partielles (par rapport au temps et à l'espace) où interviennent des paramètres mesurables, caractérisant les propriétés hydrodynamiques du milieu (homogène ou non).

Cependant, il n'existe pas encore de modèles hydrodynamiques capables de simuler l'ensemble du cycle hydrologique du bassin, mais des sous modèles décrivant certains processus: la propagation de crues dans le cours d'eau par des équations de Saint-Venant, l'écoulement en milieux poreux saturé par des équations de diffusivité et de Darcy, et l'écoulement en milieux poreux non saturé par l'équation de Richards par exemple.

De plus, même si de tels modèles existaient ou pouvaient être élaborés, ils seraient très complexes et très lourds à exploiter, car ils font intervenir un grand nombre de données rarement disponibles avec la précision et la densité requises. D'autre part, du point de vue pratique, il est nécessaire de discrétiser spatialement le bassin en plusieurs unités hydrologiques considérées comme homogènes avec des paramètres considérés comme moyens, ce qui ramène, dans une certaine mesure, à une forme de modèle conceptuel.

Après une comparaison entre ces deux types de modèles et compte tenu des données disponibles sur les bassins à étudier, notre choix s'est finalement arrêté sur un modèle conceptuel, de structure simple et facile à utiliser.

1.2.2.2 Le modèle hydrologique GR5

Notre modèle hydrologique est dénommé GR5 (5 paramètres). Il provient du modèle GR3 (3 paramètres), développé au CEMAGREF d'Antony par MICHEL et EDIJATNO (1989), auquel nous avons ajouté un réservoir souterrain et deux paramètres associés pour mieux simuler les étiages.

A. le modèle GR3

C'est un modèle à réservoirs qui simule le cycle de l'eau depuis la pluie sur le bassin jusqu'à l'écoulement à l'exutoire. Les données d'entrée sont la pluie et la température moyenne journalière sur le bassin et le calage est réalisé sur une série de débits à l'exutoire du bassin. Le cycle de l'eau est représenté par un système de deux réservoirs et un hydrogramme unitaire synthétique (voir figure 1-4 (A)):

- un réservoir du sol (S) assurant le bilan hydrologique et auquel est associé un premier paramètre A.
- un réservoir (R) assurant le routage des débits et auquel est associé un deuxième paramètre B.
- un hydrogramme unitaire, décrivant la propagation des débits depuis leur formation à partir des pluies nettes, jusqu'au réservoir de transfert R, auquel est associé un paramètre C égal à la durée de la propagation.

Schématiquement le réservoir superficiel S reçoit une fraction de la pluie (P_s) et est soumis à l'évapotranspiration réelle (ETR). Ces deux fonctions dépendent toutes de son niveau s . La partie de pluie P_s devient nulle quand le réservoir S est saturé. L'évapotranspiration potentielle (ETP), estimée seulement avec la température à l'aide d'une formule empirique, est réduite en évapotranspiration réelle (ETR) également en fonction du niveau du réservoir S. La fraction complémentaire de la pluie (P_r) va dans le réservoir de routage ou de transfert (R). Le fonctionnement et le bilan hydrique du réservoir S sont décrits par les relations suivantes:

$$P = P_s + P_r \quad (1-9)$$

$$P_r = P \cdot (s/A)^2 \quad (1-10)$$

$$ETP = (T/6)^{1.4} \quad (1-11)$$

$$ETR = ETP \cdot (s/A) \cdot (2 - (s/A)) \quad (1-12)$$

où

P : pluie journalière (mm).

s : niveau du réservoir S (mm).

Ps : partie de pluie entrant dans le réservoir S (mm).

Pr : partie de pluie entrant dans le réservoir R (mm).

A : capacité du réservoir S (mm).

ETP : évapotranspiration potentielle (mm).

ETR : évapotranspiration réelle (mm).

T : température moyenne journalière de l'air (°C).

le bilan hydrique du réservoir S écrit :

$$s_{j+1} = s_j + Ps_j - ETR_j \quad (1-13)$$

Le réservoir de transfert R reçoit les débits routés selon l'hydrogramme unitaire. Il a comme seule sortie le débit Q et sa loi de vidange est du type quadratique. Le routage et le bilan hydrologique de ce réservoir sont décrits par les équations suivantes:

$$r_{j+1} = r_j + Pq_j - Q_j \quad (1-14)$$

$$Q_j = r_j^2 / (r_j + B) \quad (1-15)$$

où

r : niveau du réservoir R (mm).

B : capacité du réservoir R (mm).

Q : débit de routage du réservoir R (mm).

Pq : débits d'entrée routés selon hydrogramme unitaire (mm)
(voir l'équation 1-19).

L'hydrogramme unitaire est très simple, et dépend d'un seul paramètre qui est sa durée C exprimée en jours.

Sous sa forme continue cet hydrogramme unitaire est de forme parabolique. Appelons $q(t)$ son ordonnée en fonction du temps t , il écrit alors:

$$q(t) = \frac{3}{C^3} t^2 \quad (1-16)$$

On doit en établir la version discrétisée pour son utilisation dans GR3: si j représente le temps en jour on a, pour j allant de 1 à N (valeur entière de C):

$$q_j = \int_{j-1}^j q(t) dt = \frac{3j^2 - 3j + 1}{C^3} \quad (1-17)$$

et enfin (si $N < C$):

$$q_{N-1} = 1 - (N/C)^3 \quad (1-18)$$

La pluie qui entre dans réservoir R au jour j est donc :

$$Pq_j = \sum_{i=1}^N q_{N+1-i} * Pr_{j+i-N} \quad (1-19)$$

B. du modèle GR3 au modèle GR5

Nous venons d'examiner le modèle GR3 dans lequel deux processus importants n'ont pas été pris en compte: le ruissellement de surface et la percolation profonde vers la nappe.

Le modèle GR3 ne doit pas être trop handicapé par l'ignorance du ruissellement de surface, d'ailleurs assez rarement observé en France. Par contre, le manque de percolation profonde entraîne un gros inconvénient car dans certaines

régions, le bassin versant de la Charente par exemple, la nappe joue un rôle important.

C'est pourquoi nous voulons modifier la structure du modèle GR3 pour aboutir au modèle GR5 qui est schématisé sur la figure 1-4 (B). La modification porte sur deux points principaux:

- un réservoir souterrain (G) qui assimile le fonctionnement de la nappe est ajouté et deux paramètres sont associés à ce réservoir, l'un nommé PD qui gère la percolation et l'autre nommé VG qui contrôle la vidange du réservoir souterrain.

- deux valeurs limitantes décrivant les caractéristiques physiques du sol sont introduites au réservoir S, l'une étant la capacité au champ (CC) au-dessus de laquelle la percolation profonde DG aura lieu et l'autre étant le point de flétrissement au-dessous duquel l'évaporation sera arrêtée car le sol n'est jamais complètement épuisé.

Le fonctionnement du réservoir S devient:

$$P = P_s + P_r \quad (1-20)$$

$$P_r = P \cdot (s/A)^2 \quad (1-21)$$

$$ETP = (T/6)^{1.4} \quad (1-22)$$

$$ETR = ETP \cdot s_2 / A \cdot (2 - s_2 / A) \quad (1-23)$$

$$s_2 = s \cdot (1 - CF) \quad (1-24)$$

$$DG = PD \cdot (s_3 / A)^3 \quad (1-25)$$

$$s_3 = s \cdot (1 - CC) \quad (1-26)$$

où

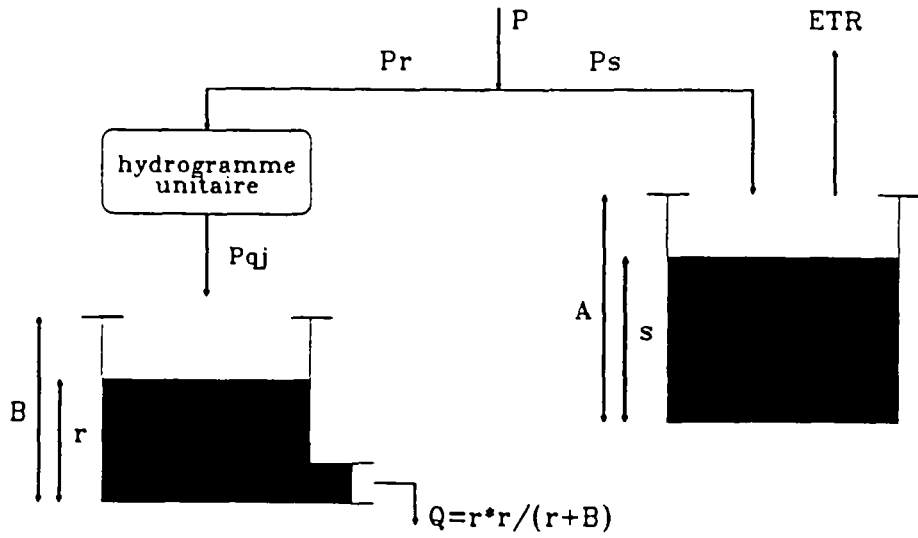
CF : coefficient de flétrissement (adimensionnel).

CC : coefficient de capacité au champ (adimensionnel).

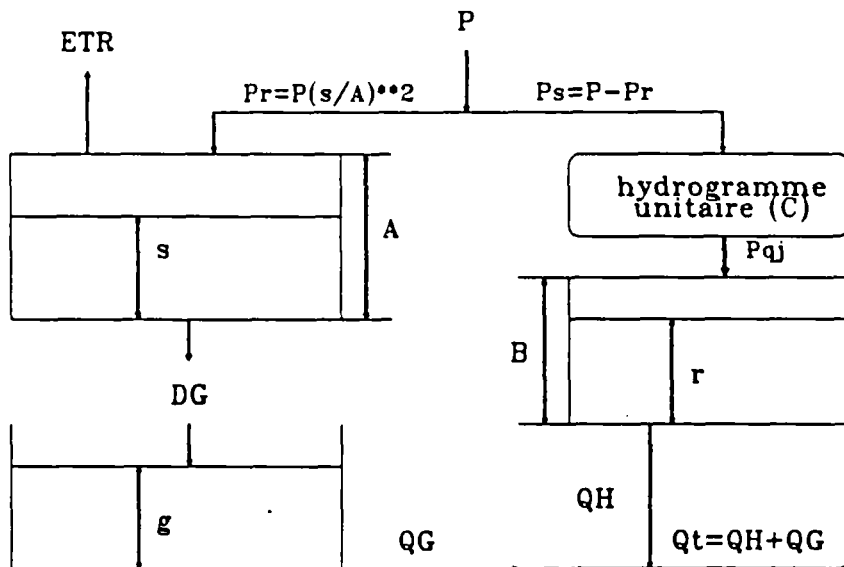
DG : percolation profonde (mm).

PD : percolation à saturation (mm/jour).

P, P_s , P_r , A, ETP, ETR et T ont les mêmes significations que dans le modèle GR3.



(A) Modèle hydrologique GR3



(B) Modèle hydrologique GR5

Figure 1-4

le bilan hydrique du réservoir S:

$$s_{j+1} = s_j + P s_j - ETR_j - DG_j \quad (1-27)$$

Le réservoir souterrain G reçoit la percolation profonde DG. Il a comme seule sortie le débit souterrain QG et sa loi de vidange est du type linéaire. On obtient donc le fonctionnement du réservoir souterrain:

$$QG = VG * g \quad (1-28)$$

$$g_{j+1} = g_j + DG_j - QG_j \quad (1-29)$$

où

g : niveau du réservoir souterrain (mm).

QG : débit de routage du réservoir souterrain (mm).

VG : coefficient de routage du réservoir souterrain (adimensionnel).

Le débit total est donc la somme de débit du réservoir R et l'écoulement souterrain et est décrit par:

$$Qt = QH + QG \quad (1-30)$$

où

Qt : débit total à l'exutoire

Nous remarquons que la percolation profonde vers le réservoir souterrain peut être négligeable dans les cas où il y a une couche imperméable sous le sol superficiel et où la nappe phréatique est peu développée. Dans ces cas là, le modèle GR5 retrouve son origine GR3 et le nombre de paramètres est réduit à trois (A, B et C).

1.3 Les nitrates dans la rivière

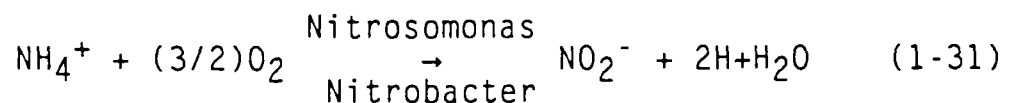
1.3.1 La dynamique de l'azote dans la rivière

Dans les cours d'eau comme dans le sol, l'azote subit plusieurs processus:

- transformations biochimiques;
- assimilations par les plantes ou les microorganismes aquatiques;
- échanges d'ions ammoniacque, par le mécanisme d'adsorption-désorption au niveau des sédiments.

Les transformations biochimiques de l'azote dans une rivière sont compliquées comme l'indique la figure 1-5. Les principaux processus sont la nitrification de l'ammonium en nitrites, puis en nitrates, en condition aérobie et la réduction des nitrates en azote gazeux ou en azote ammoniacal en condition anaérobie. Les plantes et les algues assimilent également les nitrates de l'eau pendant leur période de croissance et cet azote sera définitivement recyclé pendant la décomposition des matières organiques cellulaires.

La plupart des études par modélisation ont été concentrées sur le processus de nitrification (par exemple celle de ROUX et al. 1989) car les apports d'ammonium domestique ou industriel ont une influence significative sur les poissons, l'eau potable, ainsi que, comme l'indiquent les équations suivantes, la quantité d'oxygène dissous.



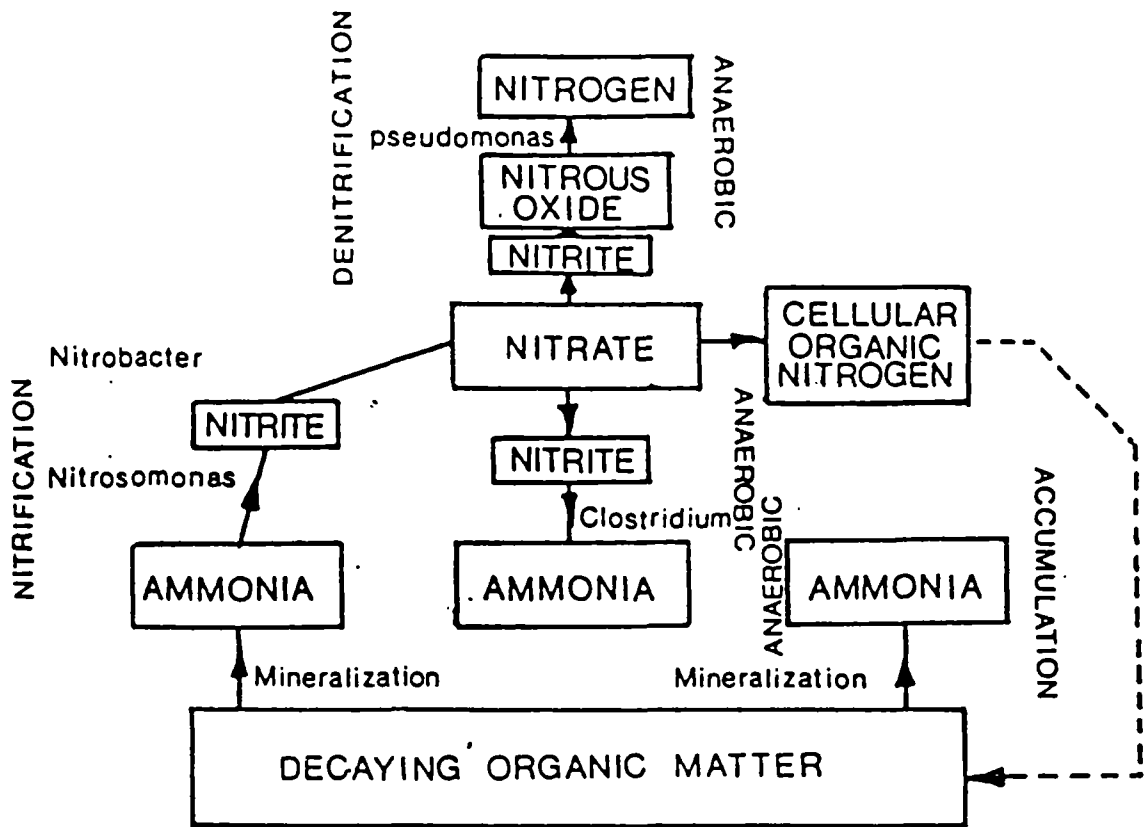
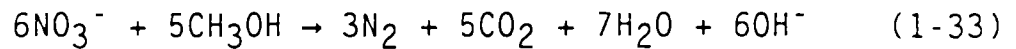


Fig. 1-5 Les transformations de l'azote dans la rivière

(d'après WHITEHEAD et al., 1984)

Il y a relativement peu de recherches de simulation effectuées sur le processus de réduction des nitrates dans la rivière. Le processus de dénitrification est représenté par l'équation suivante:



La dénitrification biologique sera stimulée par la présence d'un nombre considérable de bactéries réductrices qui sont les agents de la réaction. Ce processus de réduction a lieu dans les sédiments ou sur l'interface sédiments/eau et exige du carbone comme l'indique l'équation 1-33. A cause de la complexité du mécanisme de cette réaction, on suppose usuellement que la cinétique de cette réaction est de premier ordre (O'CONNOR, 1976; cité par WHITEHEAD, 1984). On utilise l'équation de transport de nitrates suivante :

$$\frac{\partial N_3}{\partial t} = -u \frac{\partial N_3}{\partial x} + D \frac{\partial^2 N_3}{\partial x^2} + k_2 N_2 - k_3 N_3 \quad (1-34)$$

où

- N_3 : nitrates en azote
- N_2 : nitrites en azote
- u : vitesse d'écoulement
- D : coefficient de dispersion
- k_2 : taux de nitratisation
- k_3 : taux de dénitrification

TOMS et al (1975; cité par WHITEHEAD, 1984) et VAN KESSEL (1977) considèrent que la vitesse de dénitrification est fonction de la surface des sédiments et de la température. En outre il y a une variation spatiale considérable de la capacité de dénitrification des sédiments, le choix d'une vitesse représentative de la réaction est donc problématique. BILLEN et SERVAIS (1989) considèrent que l'effectif de la population bactérienne peut être le facteur limitant, ce qui justifie la modélisation de la croissance de cette population.

Ces dernières années, des modèles qui simulent le comportement des algues dans les cours d'eau (WHITEHEAD et al, 1984; SERVAIS, 1989) ont paru. Nous n'avons pas crû dans un premier temps devoir entrer dans les détails du fonctionnement biologique.

Pour simplifier notre modèle et pour être en accord avec le modèle de production du bassin, nous prendrons toujours les nitrates comme seule forme d'azote dans les cours d'eau. L'azote sous forme ammoniacale et sous d'autres formes est supposé oxydé rapidement en nitrates. Si cette hypothèse est correcte pour les eaux provenant de secteurs de grandes cultures qui ont une forte teneur en azote nitrique (plus de 95%, BELAMIE, 1982), elle est un peu grossière pour les apports ponctuels (domestiques et industriels) car ces derniers sont surtout des apports d'ammoniaque (souvent 60% à 70% de l'azote kjeldhal, BENNETON, 1984) et la nitrification de l'ammoniaque en nitrates est lente surtout lors des étiages (écoulement peu turbulent et donc manque d'oxygène). La consommation de nitrates par les algues ou les plantes aquatiques étant éliminée à cause de la complexité du processus biologique, nous ne considérerons donc que la dénitrification des nitrates dans les cours d'eau.

1.3.2 Le modèle de propagation des nitrates dans la rivière

Le modèle que nous avons choisi, et présenté ici, est le modèle du fleuve Thames (WHITEHEAD et al., 1984) qui a été utilisé pour la modélisation de la qualité de l'eau sur le fleuve Thames. Ce modèle comporte deux sous modèles: modèle de propagation de débit et modèle de propagation des nitrates en rivière. Le premier est indépendant et fournit des variables d'entrée pour ce dernier.

Le modèle de propagation de débit est basé sur la loi de continuité. La relation entre le débit d'entrée QI , la réserve d'eau du bief S et le débit de sortie QO est décrite par l'équation de continuité suivante:

$$dS / dt = QI - QO \quad (1-35)$$

avec

$$S = \tau QO \quad (1-36)$$

Ici τ est le temps de parcours et peut être exprimé comme:

$$\tau(Q0) = L/U \quad (1-37)$$

Ici L est la longueur du bief et U , la vitesse moyenne de l'écoulement sur le bief. Celle-ci est liée au débit de sortie par

$$U = a (Q0)^b \quad (1-38)$$

où a et b sont des paramètres à identifier. L'équation différentielle à résoudre est donc :

$$d(Q0)/dt = a (Q0)^b (QI - Q0) / (L(1-b)) \quad (1-39)$$

Les valeurs des paramètres a et b peuvent être déterminées par un calage avec les débits observés à la sortie du bief ou par des expérimentations avec traceur.

La dynamique d'azote dans un bief de rivière peut être décrite par l'équation de bilan de masse d'une variable non-conservative (WHITEHEAD, 1984)

$$\begin{aligned} \frac{dC}{dt} = & \frac{QI}{Ve} \cdot CI - \frac{Q0}{Ve} \cdot C + \frac{QG}{Ve} \cdot CG + \frac{QT}{Ve} \cdot CT \\ & + \frac{QS}{Ve} \cdot CS + \frac{QE}{Ve} \cdot CE - \frac{QA}{Ve} \cdot CA - \frac{K}{d} 10^{0,0293\Theta} C \end{aligned} \quad (1-40)$$

avec

$$Ve = \tau Q0 \quad (1-41)$$

Ici, C est la concentration de sortie; CI est la concentration d'entrée; QI et QO sont respectivement le débit amont et le débit aval; K est la vitesse de dénitrification; d est la profondeur de la rivière; θ est la température de l'eau et les indices G , S , T , E représentent les entrées provenant respectivement de la nappe, du ruissellement, des affluents, des effluents et l'indice A représente les sorties dues aux prises d'eau dans le bief. V_e représenté le volume d'eau efficace du bief étudié et peut être calculé avec l'équation 1-41. τ est le temps de parcours défini par l'équation 1-37.

1.4 Les nitrates dans la nappe

Les polluants azotés dans la nappe proviennent, pour la plupart, de la couche cultivée par percolation profonde. En outre la nappe subit également des échanges avec les eaux superficielles: les rivières, les lacs et même les mers (régions littorales).

L'azote percolé dans la nappe est souvent sous forme nitrique du fait de sa grande mobilité par rapport aux autres formes. En effet, les nitrates sont la forme finale des fertilisants azotés dans le sol. Les nitrates, qui n'ont pas été immobilisés ou dénitrifiés ou assimilés par les plantes, seront définitivement lessivés dans la nappe (Herman Bouwer, 1990).

Du fait de la complexité des phénomènes liés à la percolation et à la remontée capillaire de l'eau et également au déplacement des éléments dissous dans l'eau, le mécanisme d'échanges de substances entre la zone non saturée et la nappe est toujours mal connu.

Rappelons que notre attention est focalisée sur les eaux et les pollutions azotées de surface, en particulier pour l'estimation des apports totaux de la Charente. Faute de temps et surtout de données disponibles, nous ne nous sommes intéressés aux eaux souterraines (et leur pollution), quoique très importantes pour l'alimentation en eau potable, que lorsque l'interférence avec les eaux de surface était manifestement l'un des phénomènes principaux.

CHAPITRE 2

CONSTRUCTION D'UN MODELE GLOBAL SUR UN
PETIT BASSIN

Chapitre 2 Construction d'un modèle global sur un petit bassin

2.1 Présentation du bassin versant de Mélarchez

Le bassin versant de Mélarchez se trouve en Seine-Marne, dans le Bassin Parisien. Il fait partie du bassin représentatif expérimental de l'Orgeval (figure 2-1) dont il est le sous bassin situé le plus en amont. De petite taille, 7 km², et d'altitude moyenne de 175 m, ce bassin alimente le cours d'eau du ru de fossé Rognon d'une longueur de 3,7 km.

2.1.1 Géologie et Pédologie

Le substratum géologique du bassin est la formation de Brie, constituée de calcaires siliceux ou marneux, d'argiles et de sables emballant des rognons de meulière en amas irréguliers (voir figure 2-2). Cette formation de Brie repose sur le niveau imperméable des argiles vertes et, en surface est en totalité masquée par des limons de plateau qui sont remplacés progressivement en profondeur par les argiles à silex.

Les sols qui se développent sur ces formations présentent les caractères suivants: (1) texture fine, limoneuse ou sableuse, se chargeant en argile en profondeur; (2) acidité faible ou nulle; et (3) hydromorphie plus ou moins prononcée due à la présence d'un niveau argileux.

L'ensemble des sols du plateau est du type pseudogley, passant dans la vallée au gley plus ou moins franc. Tous présentent vers la côte -0,5 m un horizon de réduction coloré par des sels de fer et sont caractérisés par une faible perméabilité en surface. En conclusion, on se trouve dans cette région en présence de terrains peu perméables entraînant une accumulation d'eau à faible profondeur en période humide.

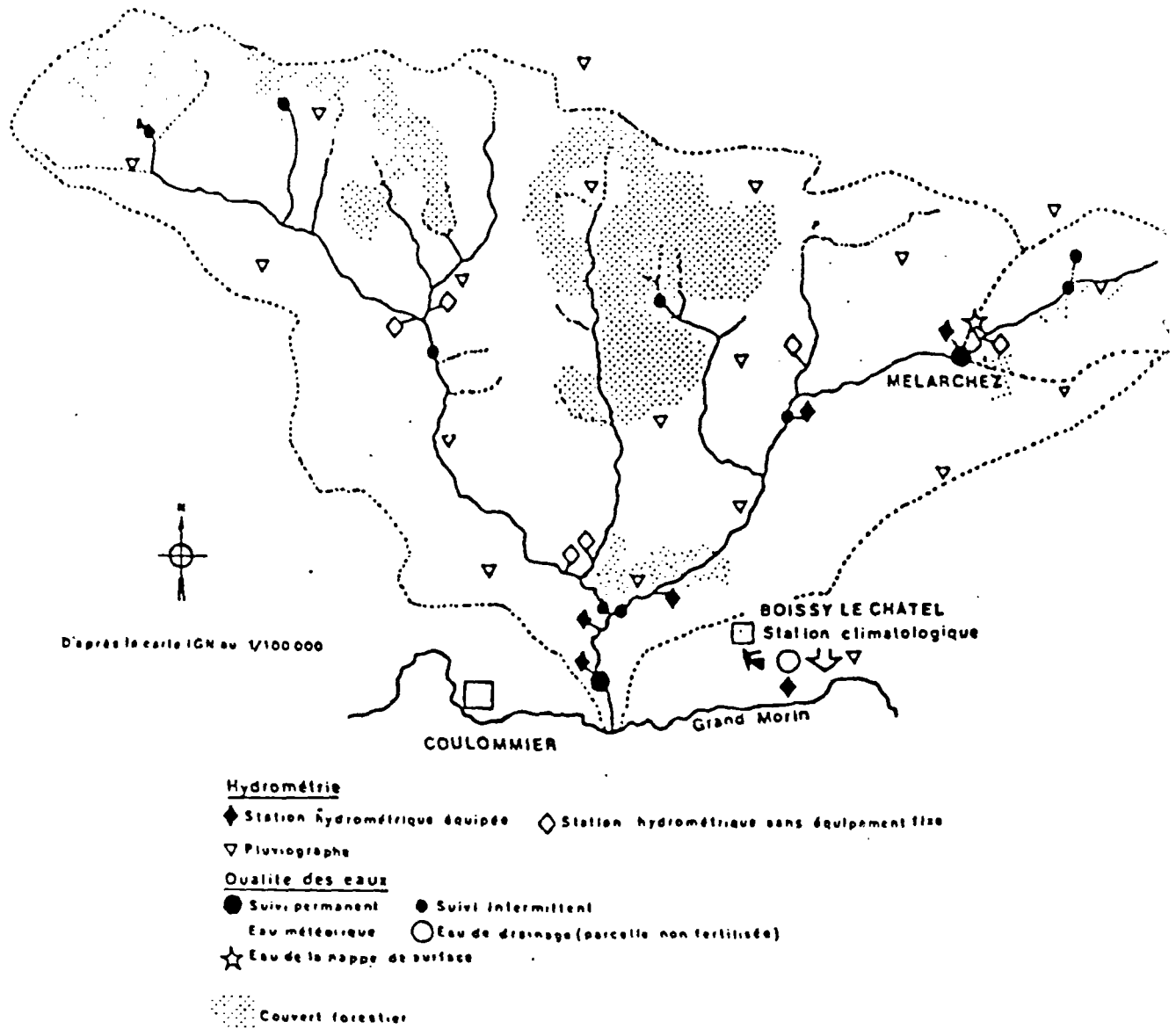


Figure 2-1

Bassin de l'Orgeval et sous bassin de Mèlarchez

Carte de situation des équipements et des points de prélèvements

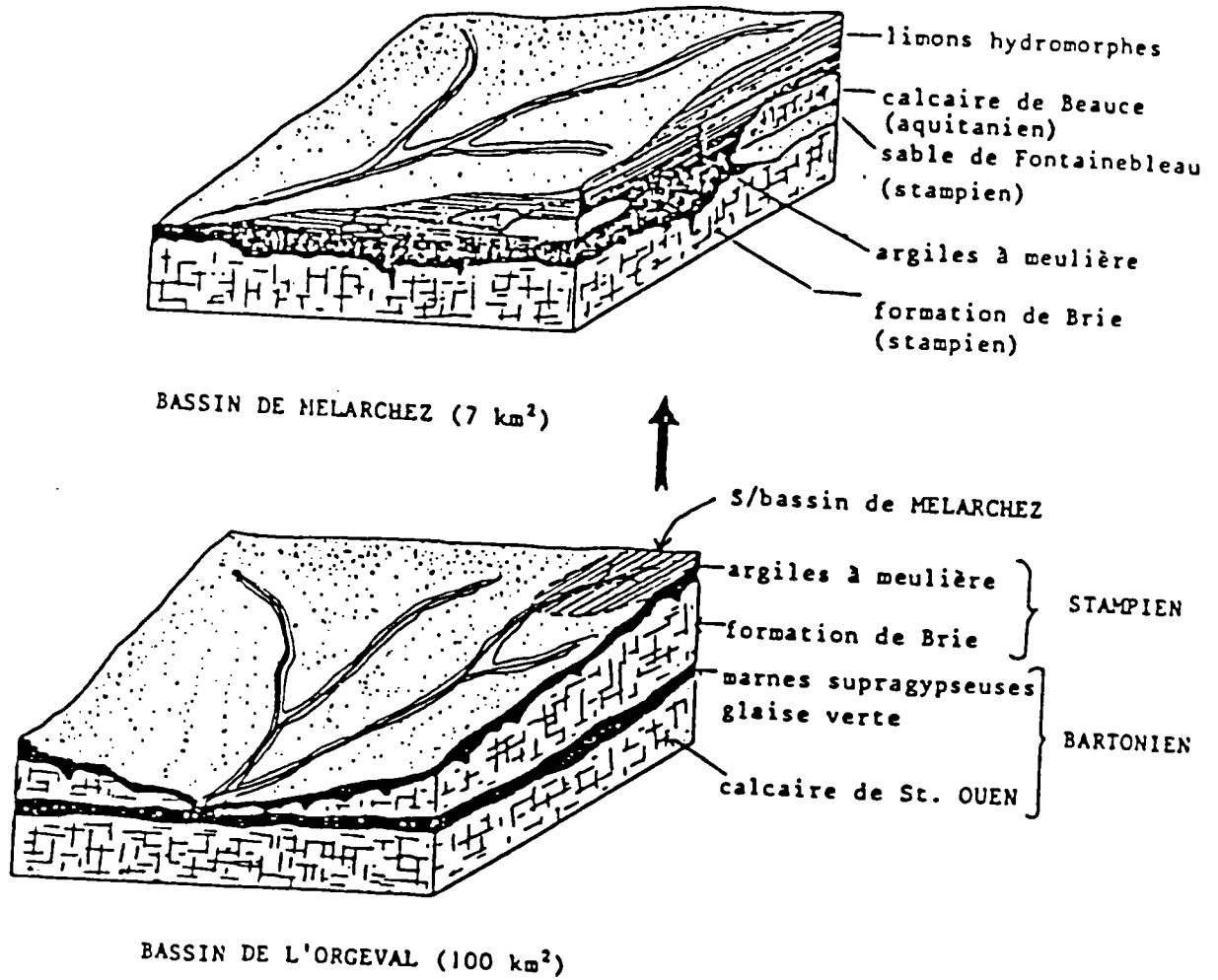


Figure 2-2

Bassin de l'Orgeval et sous bassin de Mélarchez

Structure géologique

2.1.2 Climat

Le bassin de Mélarchez est soumis à un climat de type océanique tempéré. Le tableau 2-1 présente les valeurs mensuelles moyennes sur la période 1961-1981, des paramètres météorologiques enregistrés sur les stations de Mélarchez (1962-1970) puis de Boissy-le-Châtel (1971-1981).

Tableau 2-1 Données météorologiques Moyennes mensuelles sur la période 1962-1981

mois	pluie locale (mm)	T° moyenne (°C)	T° maximale (°C)	Evapora. Piche (mm)	Vitesse du vent (m/s)	Ensoleillement (heure)
Janv.	50.5	2.4	4.8	17.4	2.09	42.6
Fév.	47.4	3.5	6.5	24.2	2.25	71.0
Mars	58.8	5.9	9.8	45.4	2.35	111.7
Avril	44.8	8.5	13.4	66.7	2.37	151.2
Mai	61.9	12.5	17.4	69.7	1.91	183.4
Juin	62.9	15.6	20.5	72.1	1.69	210.5
Juil.	55.2	17.3	22.8	78.9	1.52	224.9
Août	54.0	17.1	22.8	79.0	1.54	201.7
Sep.	54.6	14.3	19.8	58.4	1.59	162.3
Oct.	56.9	10.4	15.0	37.6	1.60	114.0
Nov.	65.5	5.8	8.9	24.1	2.01	56.5
Déc.	54.8	2.9	5.4	18.0	2.11	42.8
Année	667.3	9.7	13.9	591.5	1.91	1572.6

2.1.3 Végétation, agronomie

Le bassin versant de Mélarchez est situé en totalité en territoire rural. L'essentiel de la couverture végétale (93% de la superficie totale) est représenté par les cultures: céréales (blé, escourgeon), légumineuses (petits pois, haricots, fèves), maïs, colza, tournesol, betteraves à sucre et quelques pâturages (moins de 5% de la surface cultivée).

Actuellement 90% de la surface en culture est artificiellement drainée avec des drains de poterie et en plastique situés en moyenne entre 60 et 80 cm de profondeur.

L'engrais azoté le plus utilisé est l'ammonitrate: 33,5% de N total dont 16,75% de N-NO₃ et 16,75% de N-NH₄. L'existence de bovins dans quelques fermes situées sur ce bassin permet à certains agriculteurs d'épandre le fumier ainsi produit, mais cet apport est quantitativement peu important.

2.2 Analyse des observations

Plusieurs auteurs (BELAMIE 1982, LEVIANDIER et al 1982, MARIOTTI 1977) ont fait des analyses sur les observations du bassin de MELARCHEZ. Nous citons ici quelques résultats de BELAMIE :

2.2.1 - Bilan d'azote entrée-sortie

Les termes agronomiques du bilan (apports sur les cultures, exportations par les récoltes) reproduits au tableau 2-2 présentent une grande stabilité. A l'inverse, les termes les plus directement liés aux facteurs hydrologiques (apports météoriques, pertes à l'exutoire) offrent une grande variation, concomitante de la pluviométrie et des débits.

Tableau 2-2 Bassin de MELARCHEZ (Seine et Marne)
Bilan "entrée-sortie" de l'azote (en kg/ha)
Comparaison aux données hydrométriques

	75/76	76/77	77/78	78/79	79/80	80/81	81/82	82/83	83/84	MOYEN
Am	5.1	9.1	12.5	13.9	7.3	5.9	10.8	11.3	8.8	9.2
Ac	95	93.5	91.5	98	91	90	93	98.6	99.9	94.5
Total	100	102.8	104	110.9	98.3	96.6	102	109.9	108.7	103.7
Pr	7.7	19.9	31.9	27.7	26.4	23.7	27.2	34.1	22.8	24.5
Ex	71.5	81.2	74.5	80.8	84.1	80.7	78.3	84.0	85.6	80.0
Total	79.4	101.7	106.9	109.1	110.4	104.6	102	118.1	108.4	104.5
P	383.1	738.4	780	657	824	687	713	819	570	685.7
D	79.4	113.9	316.2	269.6	295.4	271	321.3	368.3	187.4	246.9

Remarque:

Am: apports météoriques

Ac: apports sur les cultures

Pr: pertes dans la rivière

Ex: exportations par les récoltes

D : lame d'eau écoulé en mm

P : pluviométrie en mm

Les pertes dans la rivière sont caractérisées par une très forte participation des nitrates puisqu'ils représentent en moyenne 97,7% du total des pertes contre 0,5% et 1,7% respectivement pour NO_2 et NH_4 , ce qui justifie une étude approfondie du comportement des nitrates.

L'augmentation des charges spécifiques à l'exutoire du bassin est autant le fait des conditions hydrologiques que des variations du stock d'azote dans le sol.

La figure 2-3 qui représente les doubles cumuls de nitrates et du lame d'eau écoulé (volume d'eau rapportée à l'unité de surface) sur le bassin de MELARCHEZ met bien en évidence l'influence de ces deux facteurs :

- une très bonne proportionnalité des pertes en nitrates avec le lame d'eau écoulé pour toutes les campagnes d'observation à l'exception de la campagne 1976-1977 ;
- cette dernière se traduit par un biais significatif, la proportionnalité observée précédemment entre les pertes en nitrates et le drainage n'est plus respectée, traduisant une perte exceptionnelle en nitrates.

Enfin, les sorties les plus importantes se situent naturellement en période hivernale à l'époque des forts débits ce qui est en concordance avec les nombreuses observations recueillies dans ce domaine (figure 2-4).

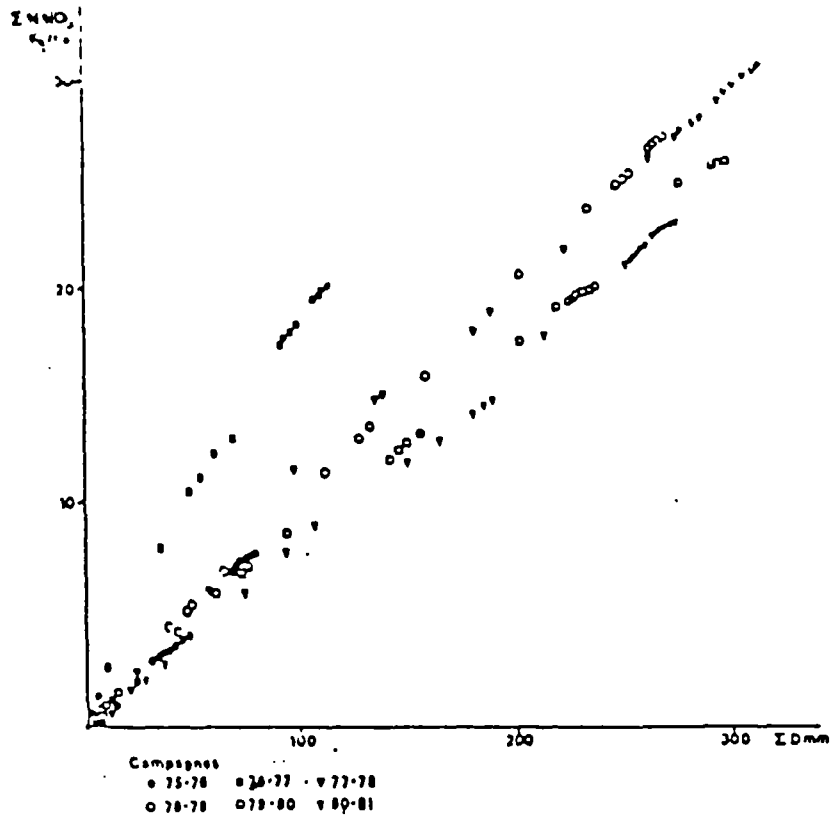
2.2.2 - Relation concentration/débit

Etude des moyennes par décade :

Une première approche s'est attachée à l'étude des moyennes par décade en nitrates, ici, nous notons une double évolution des concentrations (voir figure 2-5):

- croissante et proportionnelle au logarithme des débits pour la classe $Q < 200$ l/s traduisant un effet de lessivage avec

$$C_{\text{NO}_3} = 17,89 + 5,01 \ln Q ; n = 160 \quad r = 0,64$$



BASSIN VERSANT DE MELARCHEZ (700 ha)

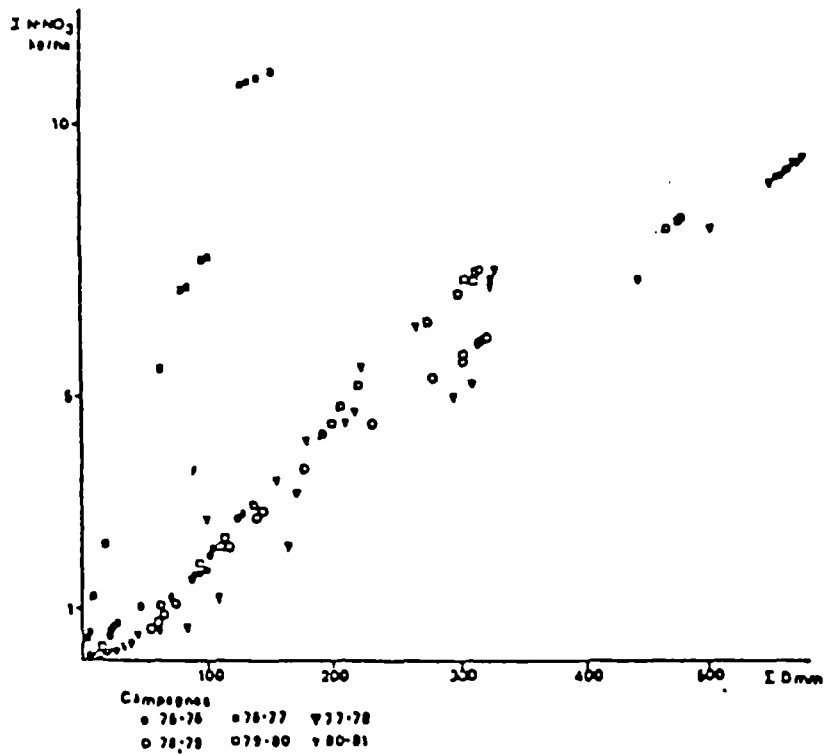
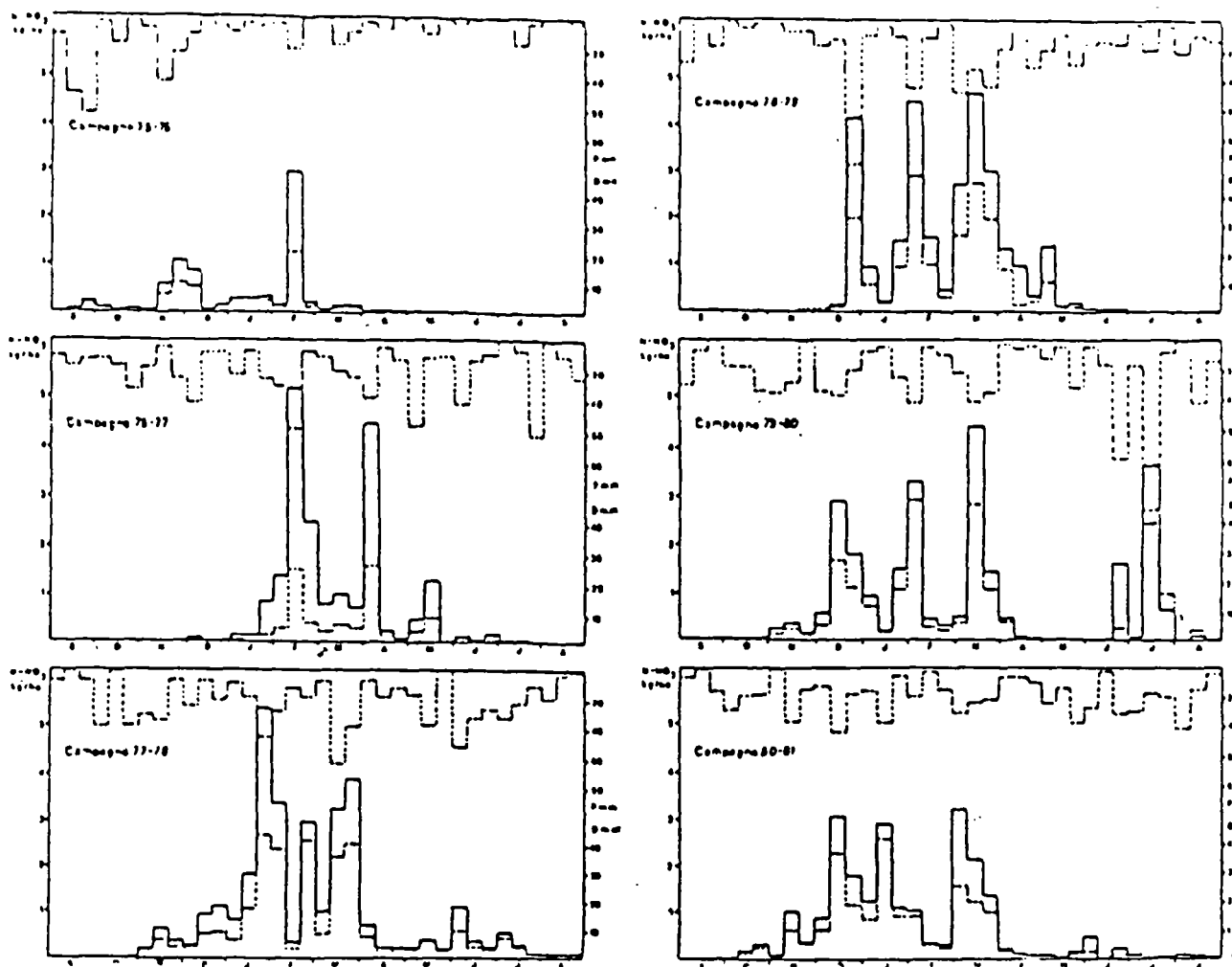
REFERENCE - PARCELLE DRAINEE DE BOISSY-LE-CHATEL (615 m²)

Figure 2-3

Méthode des doubles cumuls - comparaison N-NO₃/ D
 (d'après R. BELAMIE)



N-NO₃ en kg/ha
 Pluie ou Débit en mm

Figure 2-4

Bassin de Mélarchez

Variations saisonnières des pertes en nitrates
 pour les six campagnes d'observation

(d'après R. BELAMIE)

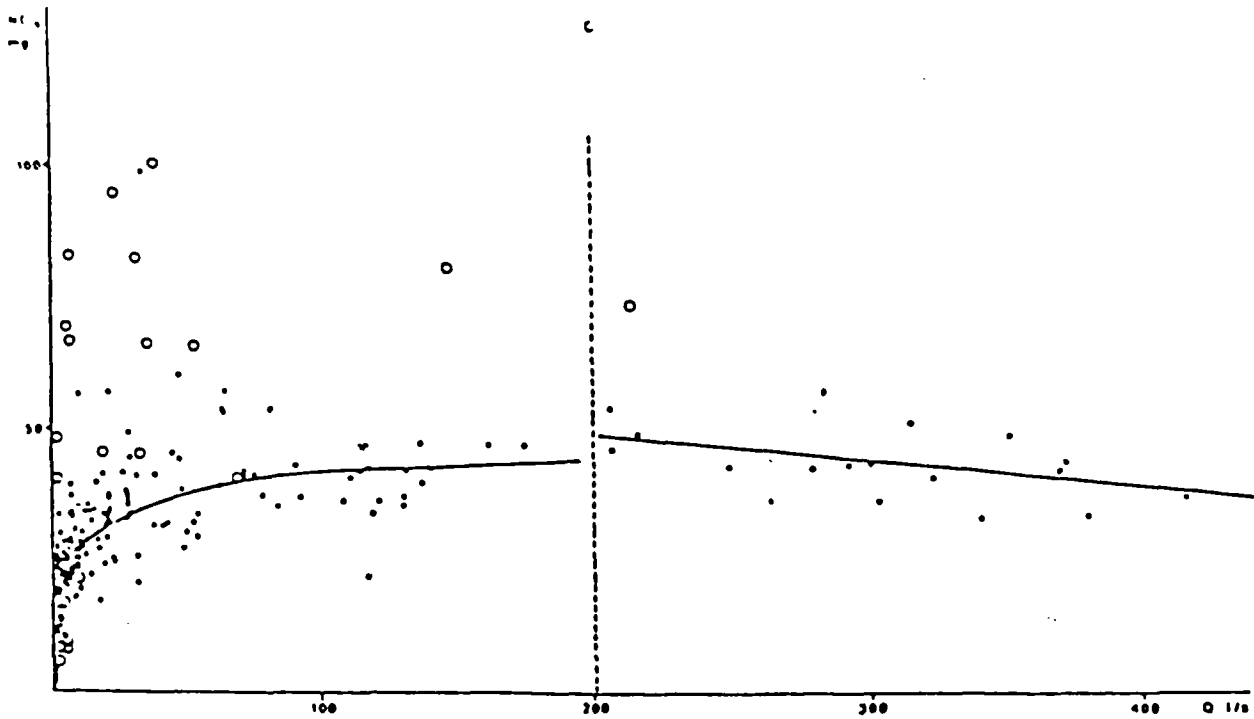


Figure 2-5

Etude des moyennes par décade

Variations comparées des teneurs en nitrates et des débits
excepté la campagne de 1976-1977 (figurée des cercles)

(d'après R. BELAMIE)

- décroissante et proportionnelle aux débits pour la classe $Q > 200$ l/s avec

$$C_{NO_3} = 58,29 - 0,05 Q ; n = 16 ; r = 0,54$$

La concordance entre les campagnes est tout à fait exceptionnelle et dénote une grande homogénéité dans les conditions d'entraînement des nitrates, la dispersion observée pendant la période 76/77 devant être attribuée aux effets induits par les conditions climatiques particulières déjà mentionnées. Aussi cette campagne a été éliminée du calcul de corrélation.

Etude détaillée des phénomènes de crue :

L'importance des phénomènes de crue dans le transfert de l'azote est mise en valeur par le tableau 2-3 et particulièrement pour les nitrates qui sont éliminés à 70% (moyenne sur six campagnes) par des débits supérieurs à 100 l/s et pendant un temps relativement court (43 jours).

Tableau 2-3 Proportion d'azote nitrique (NO_3 , NO_2) et d'azote ammoniac (NH_4) entraînée pendant les crues en %

		75/76	76/77	77/78	78/79	79/80	80/81	MOYEN
NO_3	$Q > 1000$ L/S	26	0	14	11	15	4	12
	$Q > 100$ L/S	58	56	76	83	73	72	70
NO_2	$Q > 1000$	3	0	9	3	0	0	3
	$Q > 100$	33	50	74	22	64	50	49
NH_4	$Q > 1000$	0	0	7	3	11	0	4
	$Q > 100$	22	36	30	39	33	63	37
NOMBRE DE JOURS	$Q > 1000$	1	0	3	2	3	1	2
	$Q > 100$	12	17	63	58	45	62	43

d'après BELAMIE, 1982

Ces considérations justifient pleinement l'étude détaillée des crues, conduite à partir d'échantillons cumulés sur 8 heures. Pour les nitrates, cette étude confirme les points déjà évoqués

- homogénéité du transfert des nitrates,
- retour rapide à l'état d'équilibre après une forte perturbation

la figure 2-6, qui regroupe l'ensemble des données recueillies au cours des quatre campagnes sur une échelle semi-logarithmique traduit la complexité des phénomènes mis en jeu partiellement décrits dans l'étude de variations décennales.

- nette différenciation de la campagne 1976/77 (figurée sous forme de croix),
- effet de lessivage pour $Q < 100$ l/s suivant une courbe caractéristique d'un effet "piston" soumis à une grande dispersion,
- effet de dilution pour $Q > 100$ l/s. L'intensité de la pluie dépasse le régime d'infiltration provoquant le ruissellement de l'excédent de précipitation, qui moins enrichi en nitrates induit un effet de dilution.

2.2.3 - Conclusion

Le bilan des six campagnes de mesure fait apparaître très clairement le rôle essentiel des facteurs climatiques dans le transfert des éléments azotés, qu'il s'agisse des apports météoriques, des variations du stock d'azote dans le sol, ou des pertes à l'exutoire. Le milieu concerné, paraît retrouver très rapidement un état d'équilibre malgré d'intenses perturbations, ce qui semble a priori favorable à une modélisation des relations concentration/débit, et sur l'identification des phénomènes élémentaires : effet de lessivage, effet de ruissellement, effet biologique (dénitrification, assimilation), etc.

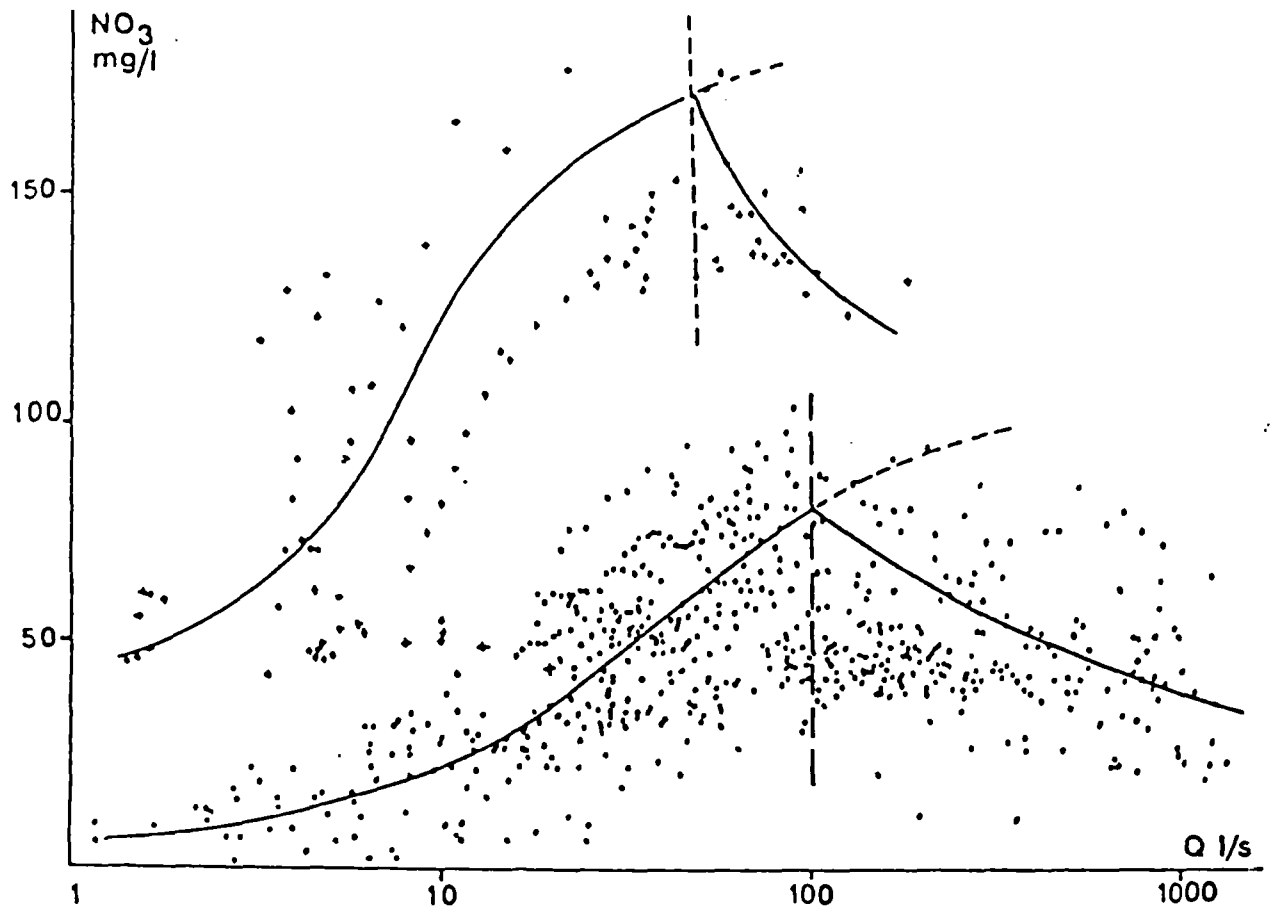


Figure 2-6

Etude des phénomènes de crue (échantillon cumulé sur 8 heures)

Variations comparées des concentrations et des débits pour
quatre campagnes (1975-1976/1976-1977/1977-1978/1978-1979)

(d'après R. BELAMIE)

2.3 Couplage du modèle de nitrates au modèle hydrologique

Dans le chapitre précédent, nous avons décrit le cycle de l'azote dans le système eau-sol-plante et les processus intégrés dans notre modèle: il s'agit des échanges internes (la minéralisation et l'immobilisation) et des sorties hors du système (prélèvement par les plantes, la dénitrification et le lessivage). Le lessivage des nitrates, vertical vers la nappe ou horizontal vers la rivière, constitue une partie très importante dans le modèle de nitrates et n'a pas été développé dans le premier chapitre.

Pour bien simuler le lessivage de nitrates à l'échelle du bassin versant, un modèle hydrologique qui simule bien la transformation pluie-débit est une condition préalable nécessaire, mais elle n'est pas suffisante. Ceci est vrai surtout s'il s'agit d'un modèle conceptuel à réservoir.

Comme nous l'avons indiqué dans le chapitre précédent, l'eau sert de solvant et de véhicule de transport des nitrates, et en plus, elle est un des facteurs importants influençant de nombreux processus de transformations biochimiques. Le couplage entre les phénomènes physiques, chimiques et même biologiques du modèle de nitrates et les phénomènes hydrologiques du modèle conceptuel hydrologique constitue un des points les plus importants et les plus difficiles de notre modélisation de transfert des nitrates; et c'est d'après le degré de réussite du couplage de ces deux types de phénomènes que l'on appréciera si le modèle hydrologique est "bon" ou non.

Nous avons examiné les performances de plusieurs modèles à réservoir (par exemple le modèle de PRAT, 1982) dont l'hypothèse fondamentale est, dans tous les cas, le mélange parfait et dont le principal mécanisme de transfert de nitrates est la convection.

En testant ces modèles sur le bassin de MELARCHEZ, nous avons trouvé qu'ils présentent un problème commun : au début des crues les concentrations simulées sont relativement faibles à cause de la dilution dans les réservoirs, et à l'arrivée d'une perturbation, le système paraît retrouver très difficilement un état d'équilibre. Pour éviter cet inconvénient, certains modèles (celui de THIERY, 1984, par exemple) différencient l'eau mobile et l'eau liée dans chaque réservoir. Ces deux phases ont chacune une concentration, et elles se mélangent par diffusion. Les modèles deviennent ainsi beaucoup plus lourds (deux paramètres

de plus pour chaque réservoir) et l'amélioration résultant de cette technique est bien loin d'être suffisante. PRAT (1982) a également essayé d'éviter cet inconvénient en introduisant un deuxième réservoir de transfert qui n'apparaît pas dans son modèle hydrologique. Notre essai sur Mélarchez montre que cette introduction d'un réservoir intermédiaire n'est pas efficace. Nous devons donc chercher dans une autre direction pour arriver à un bon couplage.

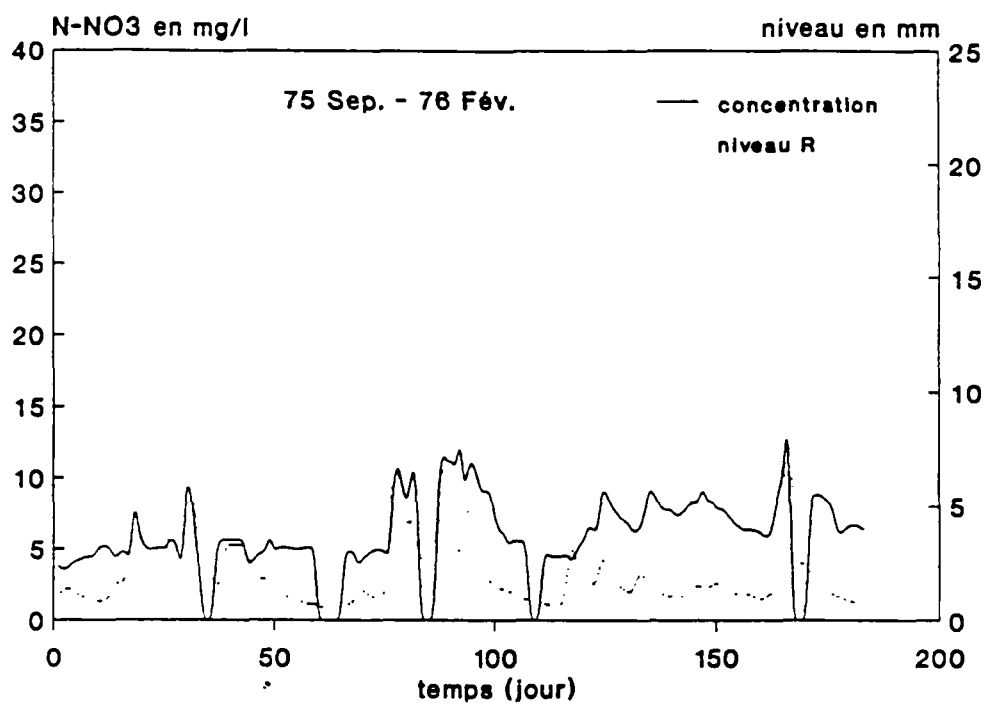
Dans la section précédente, l'analyse des observations montre une bonne corrélation concentration / débit (les débits et les concentrations étant mesurés à l'exutoire du bassin de Mélarchez), ce qui suggère une relation probable entre le lessivage de nitrates et certaines variables hydrologiques. Dans notre modèle hydrologique, le débit de sortie est commandé par le niveau du réservoir R. La relation concentration / niveau du réservoir R a été examinée et est présentée sur les figures 2-7 et 2-8. Celles-ci montrent une liaison entre ces deux variables. L'analyse des observations montre également que le système retrouve très rapidement un état d'équilibre malgré d'intenses perturbations. Compte tenu de tout cela, il faut donc concevoir un réservoir

- qui ne libère des nitrates que par forts débits,
- qui ne les libère pas nécessairement par convection.

Ce réservoir conceptuel défini à l'échelle du bassin versant n'est pas identifiable physiquement même dans le modèle conceptuel pluie-débit imposé a priori (sinon il faudrait reconstruire complètement le modèle hydrologique). On évitera donc d'utiliser les débits liquides d'entrée et de sortie de ce réservoir. Le seul principe physique utilisé est celui de la conservation de la masse. Le fonctionnement dynamique est reproduit par le concept de lessivage qui ne provient pas d'une intégration rationnelle de lois physiques mais de relations empiriques de couplage au modèle hydrologique.

Par ailleurs, il faut au moins un deuxième réservoir pour libérer des nitrates en dehors des points de débit. Il est plus facile de respecter les phénomènes de convection et de dispersion. Le couplage avec le débit Q reste empirique car dans le modèle conceptuel hydrologique, le débit Q ne sort pas du réservoir S (mais on peut aussi imaginer qu'il le traverse sans affecter son niveau).

Relation concentration/niveau R



Relation concentration/niveau R

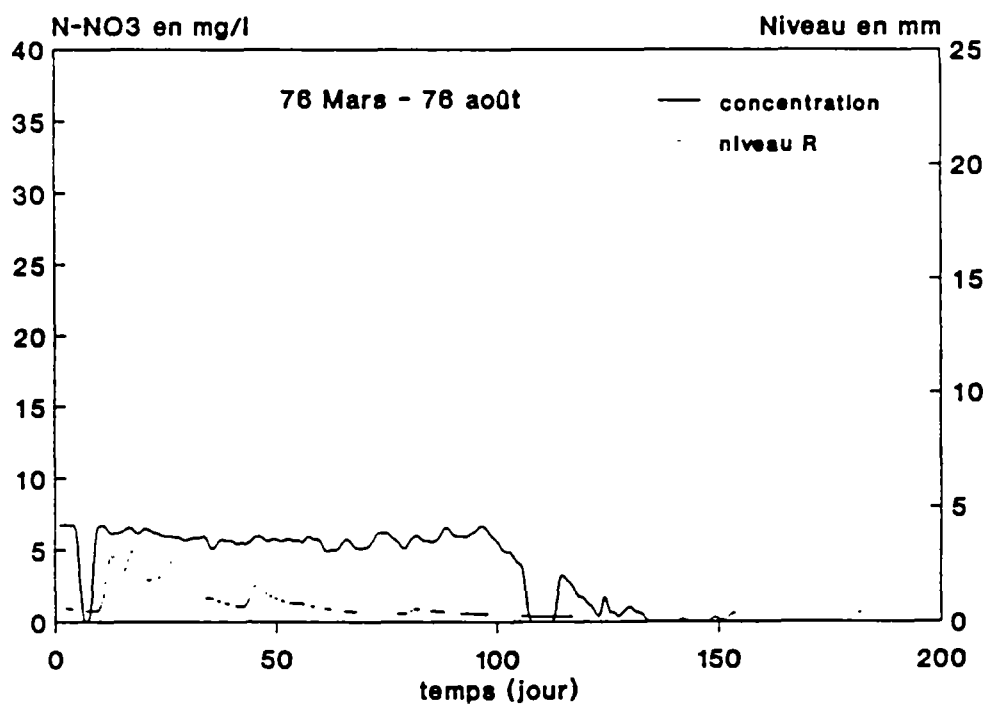
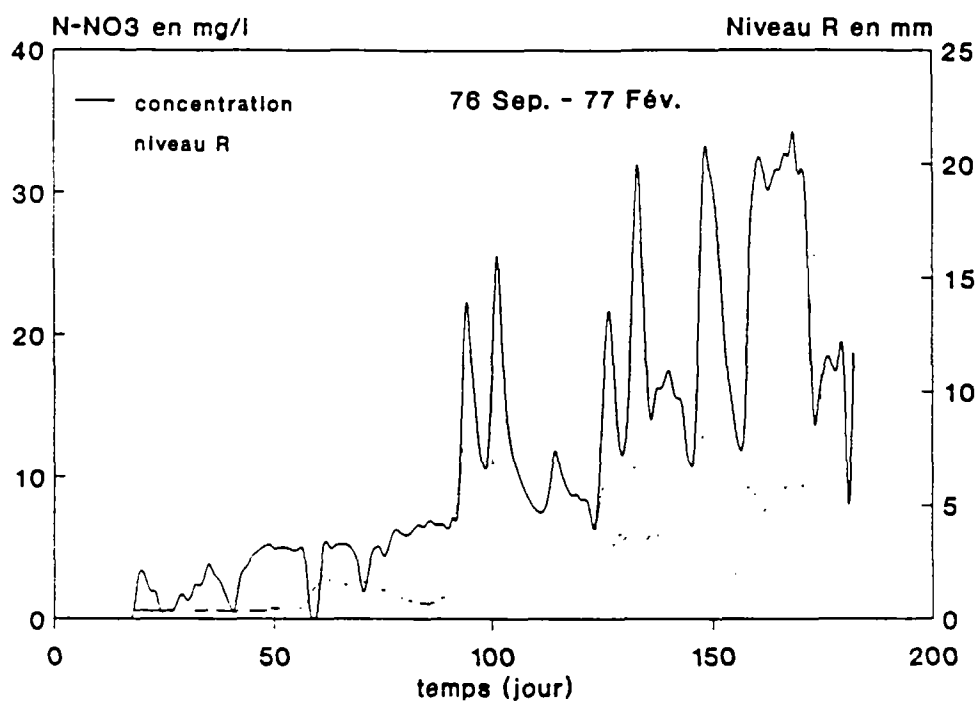


Figure 2-7

Relation concentration/niveau R



Relation concentration/niveau R

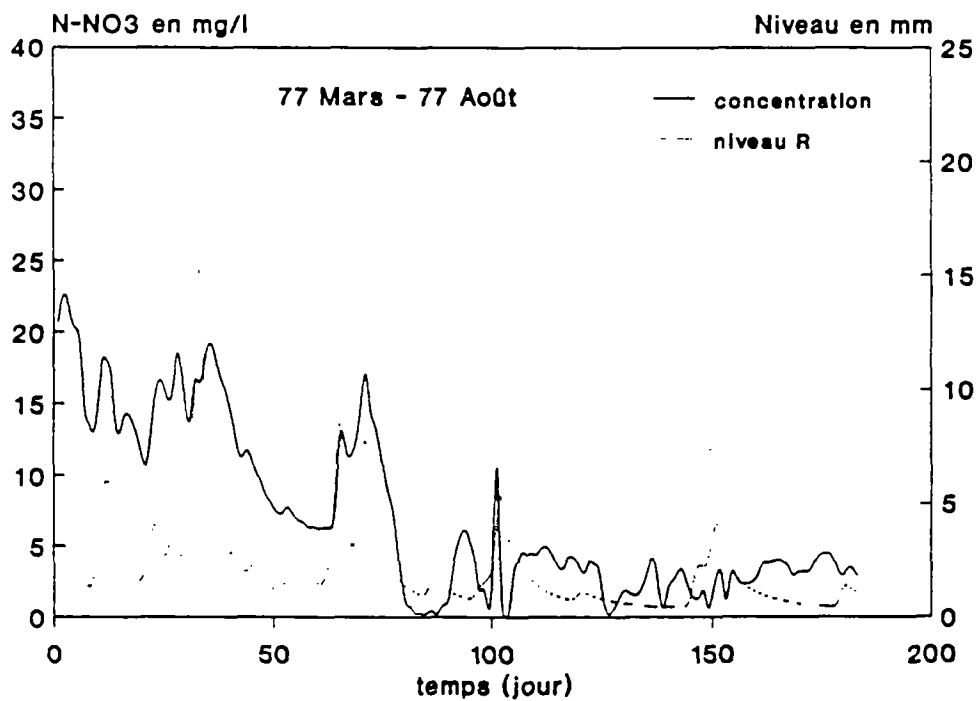


Figure 2-8

2.3.1 Modèle de transfert de nitrates

Sachant que le réservoir R du modèle hydrologique est difficile à identifier physiquement et qu'un seul réservoir du sol ne peut éviter le problème de dilution, nous combinons d'abord les réservoirs S et R pour obtenir un seul réservoir et ensuite nous divisons verticalement ce dernier en deux parties, l'une superficielle correspondant plutôt à la zone racinaire, et l'autre plus profonde, chacune d'elles constituant un réservoir (voir figure 2-9). Ces deux réservoirs ont chacun une concentration et subissent chacun un lessivage par des mécanismes différents.

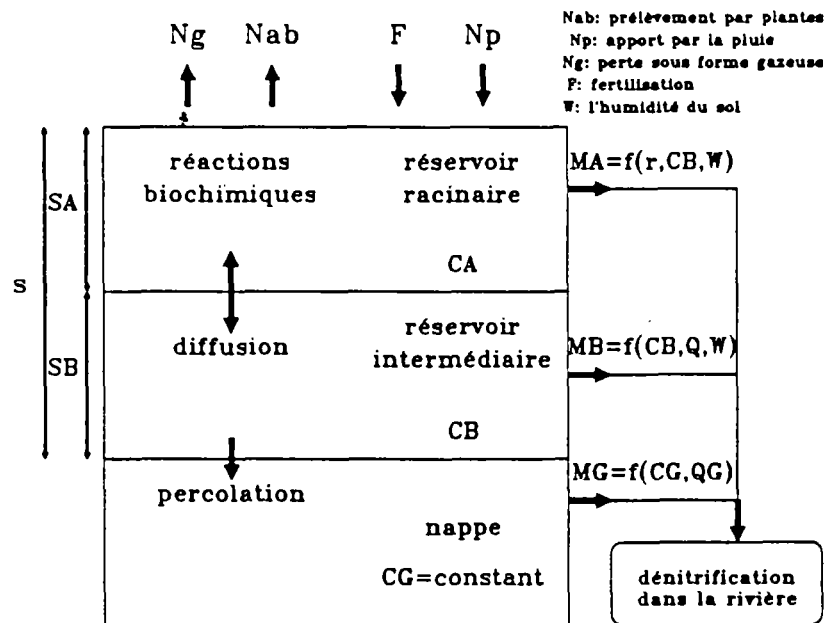


Fig. 2-9 Modèle de transfert de nitrates

Le réservoir racinaire (A) est le siège des transformations biochimiques (minéralisation, immobilisation, dénitrification et consommation par les plantes). Ce réservoir reçoit comme entrée, l'apport météorique, l'apport d'azote sous forme minérale (fertilisants ou déjections animales sur les prairies). Les apports organiques ne sont pas pris en compte car la réserve d'azote organique est imposée constante. Le niveau de ce réservoir (SA) est proportionnel au niveau du réservoir S. Le coefficient constant AL ($SA = AL \cdot s$)

constitue un paramètre du modèle. Le lessivage direct ou rapide sortant du réservoir (A) est lié au niveau du réservoir R du modèle hydrologique (voir Fig. 1-4 dans chapitre 1) par une formule empirique.

Le réservoir profond ou intermédiaire est nommé (B). Son niveau (SB) est égal à la différence entre s et SA. Ce réservoir est soumis au lessivage latéral vers la rivière et à la percolation vers la nappe. Ces deux lessivages se font par convection. Les réservoirs (A) et (B) sont soumis également à des échanges verticaux dus à la diffusion. Cette diffusion est proportionnelle, d'une part au gradient de concentration entre ces deux réservoirs adjacents, et d'autre part à l'humidité du sol. Evidemment, il nous faut un paramètre pour la diffusion.

Le réservoir souterrain reçoit la percolation comme entrée et subit un lessivage, également par convection, avec toutefois l'hypothèse que la concentration des eaux souterraines est constante car elle varie peu au pas de temps journalier. Le nombre total des paramètres liés au transfert des nitrates atteint 4:

En bref, nous considérons, dans la zone non saturée, la variation verticale de la teneur en nitrates mais pas la variation de l'humidité. Cette variation est concrétisée par la discrétisation de la zone non saturée en deux réservoirs, chacun d'entre eux ayant une concentration en nitrates différente mais une humidité identique. Les échanges verticaux entre ces deux réservoirs s'effectuent par le mécanisme de diffusion, le lessivage du réservoir racinaire par une simulation empirique et le reste, c'est-à-dire le lessivage des réservoirs intermédiaires et souterrains et le lessivage dû à la percolation profonde, par le mécanisme de convection.

L'humidité du sol est considérée comme étant égale au rapport entre le niveau du réservoir sol S et le paramètre A , qui est par définition, le niveau maximal du réservoir sol.

$$W = s/A \quad (2-1)$$

Les équations du transfert sont donc les suivantes :

- lessivage rapide du réservoir (A) :

$$MLA = PL \cdot r \cdot e^{\min(0, (r-r_0)/r)} \cdot CA \cdot (W/W_s)^2 / 100 \quad (2-2)$$

MLA : masse lessivée du réservoir (A) (Kg N/ha)

PL : paramètre de lessivage

r : niveau du réservoir R du modèle hydrologique (mm)

r0 : paramètre considéré comme seuil (mm)

CA : concentration du réservoir (A) (mg/l)

Ici nous faisons l'hypothèse, suggérée par l'examen des courbes sur les figures 2-7 et 2-8, que le lessivage rapide est proportionnel au niveau du réservoir R, lorsque celui-ci est élevé. Nous avons introduit un seuil r0, mais sans discontinuité grâce au facteur $e^{\min(0, (r-r_0)/r)}$

- lessivage du réservoir (B)

$$MLB = CB \cdot Q / 100 \quad (2-3)$$

MLB : masse lessivée du réservoir (B) (Kg N/ha)

CB : concentration du réservoir (B) (mg/l)

Q : débit de routage du réservoir R (mm)

- diffusion entre les réservoirs racinaire et intermédiaire

$$MD = DF \cdot (CA - CB) \cdot (W/W_s)^2 / 100 \quad (2-4)$$

où

MD : masse diffusée (Kg N/ha)

DF : paramètre de diffusion

- flux percolé vers la nappe

$$MP = CB \cdot DG / 100 \quad (2-5)$$

où

MP : masse percolée (Kg N/ha)

DG : percolation profonde

- lessivage du réservoir souterrain

$$MG = CG \cdot QG / 100 \quad (2-6)$$

où

MG : masse lessivée du réservoir souterrain

CG : concentration des eaux souterraines

QG : écoulement souterrain

On en déduit l'évolution des masses et concentrations dans les réservoirs en tenant compte du transfert ainsi que les pertes en rivière :

$$\text{Réservoir (A)} \quad \left[\begin{array}{l} MA_{j+1} = MA_j - MLA - MD \\ CA = 100 \cdot MA / SA \end{array} \right. \quad (2-7)$$

avec

MA : réserve de nitrates dans le réservoir A

$$\text{Réservoir (B)} \quad \left[\begin{array}{l} MB_{j+1} = MB_j + MD - MLB - DN \\ CB = 100 \cdot MB / SB \end{array} \right. \quad (2-8)$$

avec

MB : réserve de nitrates dans le réservoir B (Kg N/ha)

Perte dans la rivière :

$$ML = MLA + MLB + MG \quad (2-9)$$

$$C = 100ML / Qt \quad (2-10)$$

avec

ML : masse perdue dans la rivière (Kg N/ha)

C : concentration dans la rivière (mg/l)

$Q_t = Q + Q_G$: débit total à l'exutoire

Puisque la concentration dans la nappe est imposée constante, le calcul de la réserve en nitrates dans le réservoir souterrain ne se justifie plus.

2.3.2 le modèle de propagation dans la rivière

Le modèle de propagation de nitrates dans un bief d'une rivière a été décrit dans l'équation 1-8. Sur une rivière d'un petit bassin, le débit d'entrée rejoint la rivière le long du cours d'eau plutôt par des écoulements latéraux. Pourtant le modèle hydrologique fonctionne de façon globale et ne fournit que le débit à l'exutoire Q_O . Nous faisons, dans l'équation 1-8, les simplifications suivantes:

$$- Q_S = Q_T = Q_G = Q_A = 0$$

$$- Q_I = Q_O$$

$$- L_c = L_r/2$$

ici,

L_r = longueur réelle de la rivière

L_c = longueur utilisée dans le calcul

L'équation simplifiée s'écrit:

$$\frac{dC}{dt} = C_I \cdot \frac{Q}{V_e} - C \cdot \frac{Q}{V_e} - C \cdot \frac{K}{d} \cdot 10^{0,0293\Theta} \quad (2-11)$$

avec

$$V_e = (L_c/a) \cdot Q^{1-b} \quad (2-12)$$

Le paramètre "a" est déterminé par le calage du modèle de nitrates, tandis que le paramètre b est égal à 1 car nous avons déjà supposé que Q_i égal à Q_0 et que V_e est constant.

Cette équation peut se résoudre par la méthode numérique de différence finie. Eu égard au pas de temps journalier, pas de temps assez grand pouvant poser des problèmes de résolution numérique, la méthode des différences arrières a été choisie pour assurer la convergence et la stabilité.

2.4 Calage du modèle

2.4.1 Méthode d'optimisation et choix des critères

Dans un modèle conceptuel, très souvent, les paramètres intègrent chacun plusieurs facteurs influents du système étudié et sont donc difficiles à déterminer directement. L'emploi d'une méthode mathématique est donc nécessaire pour caler le modèle.

Parmi les méthodes existantes, celle de ROSENBROCK (H.H. ROSENBROCK, 1960) a été choisie car elle nous semble assez rapide pour trouver le jeu de paramètres optimaux du modèle, avec peu de risque de tomber sur un point optimal secondaire, si les valeurs limites des paramètres (bornes) et les valeurs initiales sont bien déterminées.

Nous ne voulons pas trop développer cette méthode ici mais présenter simplement ses principes. Il s'agit de l'identification des paramètres du modèle, X_1, X_2, \dots, X_p , à l'intérieur de la portion d'espace (P dimensions) limitée par les bornes imposées aux paramètres pour minimiser ou maximiser la fonction critère F . On définit initialement un jeu de P vecteurs unités orthogonaux V_1, V_2, \dots, V_p déterminant un système de P axes et un jeu de pas de recherche de longueur arbitraire e_1, e_2, \dots, e_p (<0 ou >0). Les modifications successives apportées aux différents paramètres seront alors $e_1V_1, e_2V_2, \dots, e_pV_p$. Ceci permet à la fois de déterminer la longueur du pas de recherche et le sens de ce pas, par approches successives vers le point optimal.

Quant à la fonction critère, la somme des erreurs quadratiques entre les séries observées et calculées a été choisie, comme le cas le plus courant dans le domaine de l'hydrologie.

$$F = \sum (Y_o - Y_c)^2 \quad (2-13)$$

ici, Y_o et Y_c représentent respectivement les chroniques mesurées et simulées.

Outre les graphiques qui rendent visible la qualité de la simulation, deux critères numériques seront utilisés pour critiquer les résultats de la modélisation. Il s'agit du coefficient de corrélation et du coefficient de NASH entre les deux séries observées et simulées.

Le coefficient de NASH

$$\text{NASH} = 1 - \frac{\sum (Y_o - Y_c)^2}{\text{VAR}(Y_o)} \quad (2-14)$$

représente le rapport entre la variance résiduelle et la variance des valeurs observées. Il n'est pas normé, c'est-à-dire que s'il vaut 1 à l'optimum, le minimum est quelconque. Il est surtout sensible aux écarts d'amplitude.

Le coefficient de corrélation

$$R = \frac{\text{COV}(Y_o, Y_c)}{(\text{VAR}(Y_o) \cdot \text{VAR}(Y_c))^{0.5}} \quad (2-15)$$

varie entre -1 et +1 et indique surtout la covariance entre les valeurs calculées et observées. Il est surtout sensible aux déphasages entre les séries observées et simulées. Mais une valeur élevée de R peut signifier simplement un comportement homothétique des deux populations, ce qui justifie l'emploi du coefficient de NASH en complément.

2.4.2 Données sur le bassin pour la modélisation

Nous présenterons ici les données demandées directement par le modèle et les traitements que nous avons effectués. La période 09.1975 à 08.1983 a été choisie car elle correspond à celle où les différents types de données (hydroclimatiques, chimiques et agricoles) sont disponibles.

2.4.2.1 - Données hydrologiques

A. Précipitations

Un pluviomètre a été installé sur le site et nous donne les précipitations journalières. Les concentrations de pluie en NO_3 et en NH_4 sont mesurées à pas de temps hebdomadaire. Comme pour les fertilisations d'engrais, nous supposons que les apports météoriques en NH_4 sont rapidement oxydés en NO_3 .

B. Température de l'air

Ce sont des valeurs moyennes journalières (TMj) prises à BOISSY-LE-CHATEL, station météorologique distante de quelques kilomètres du bassin considéré.

C. Température du sol

Ces données proviennent de la même station que TMj. Les températures sont mesurées à 50 cm de profondeur instantanément à 7 h le matin.

D. Observations à l'exutoire :

Les débits journaliers sont mesurés à l'exutoire du bassin, sur le Ru de FOSSE ROGNON. Les concentrations sont mesurées tous les jours pour les deux premières campagnes et tous les trois jours pour les suivantes. Il y a parfois des lacunes dans les chroniques de concentration. Nous n'avons fait aucun traitement particulier pour l'interpolation des données.

2.4.2.2 - Données agricoles

A. Occupation du sol

Une carte des cultures est levée chaque année sur le bassin de MELARCHEZ depuis 1975, avant la période des moissons, et parfois en hiver pour estimer la couverture du sol à cette époque. La figure 2-10 donne un exemple de cartographie des cultures.

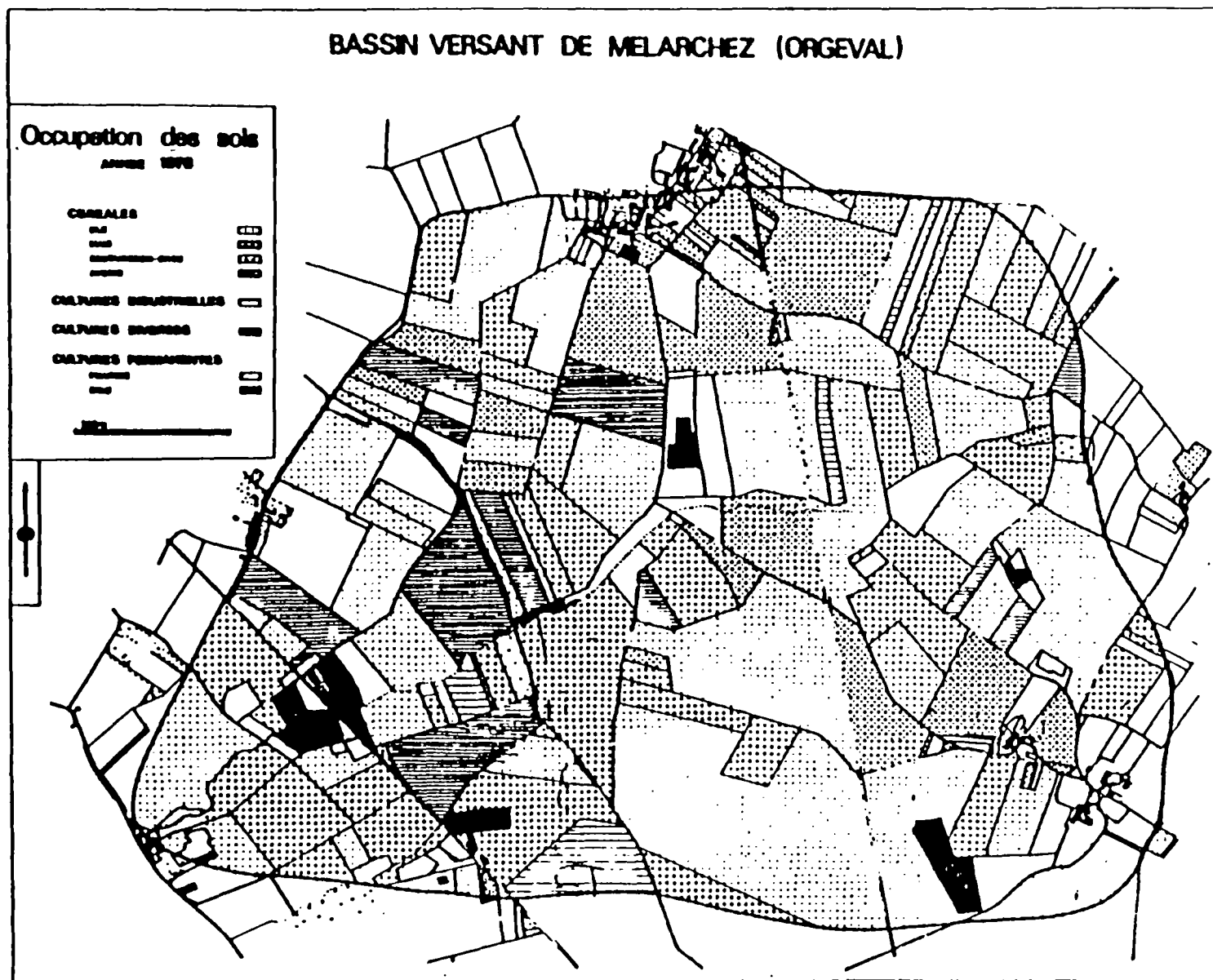


Figure 2-10

Le tableau 2-4 nous donne l'évolution de l'occupation des sols.

Tableau 2-4 Occupation du sol du bassin de MELARCHEZ en ha

	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984
Blé	262.0	293.5	239.0	255.2	216.1	287.7	263.0	362.6	234.6	331.2
Maïs	197.8	134.7	138.8	142.2	174.2	149.1	101.3	76.3	129.9	75.0
Escourgeon	55.3	53.2	117.6	112.7	88.9	58.2	26.8	29.1	79.4	52.7
Orge	16.5	32.7	18.3	10.2	46.7	14.5	52.9	31.1	3.4	21.8
Avoine	16.4	9.4	6.6	8.8	6.2	7.9	8.0	9.0	1.8	4.9
Luzerne	26.4	11.3	25.9	21.7	27.7	22.9	24.5	18.1	23.0	18.8
Petit pois	0	23.6	6.2	6.4	9.6	26.9	62.7	54.2	61.7	74.2
Lin	4.1	8.8	6.6	8.6	12.0	5.1	16.9	16.1	29.7	31.8
Féverole	0	0	0	1.0	4.8	24.5	15.8	19.1	5.1	4.6
Colza	0	2.2	0	0	12.5	0	0	0	33.3	0
Betterave	12.1	13.5	30.1	17.2	6.6	1.8	11.7	1.5	0	3.5
Haricot	0	0	0	0	0	0	8.0	10.1	17.0	5.1
Soja	0	0	0	0	0	7.8	11.8	0	0	0
Bois	23.4	22.7	20.9	19.6	19.5	19.5	18.3	18.1	20.5	21.2
Prairies	71.4	69.8	74.2	70.6	55.0	57.5	60.4	35.1	43.7	36.7
autres		3.6		10.8						
Z Habitée	15.0	15.1	15.0	15.0	15.0	15.0	15.1	15.1	16.9	18.5
Total	700.0	700.0	700.0	700.0	700.0	700.0	700.0	700.0	700.0	700.0

Nous n'avons fait figurer dans notre calcul que les cultures importantes. Celles-ci sont regroupées en 8 groupes selon leur période de croissance.

B. Apports en azote sur le bassin

Nous n'avons pas trouvé de données détaillées mais nous disposons d'informations recueillies lors d'enquêtes concernant l'utilisation des fertilisants annuels sur l'ensemble du bassin (voir tableau 2-2). Pour la date d'épandage et la quantité d'engrais épandue pour chaque culture, nous n'avons que des données récentes (1986). Nous supposons que la date d'épandage reste invariante au cours des années pendant la période de simulation et que la quantité d'engrais utilisée est comparable à celles obtenues lors des enquêtes.

L'épandage d'engrais organiques est peu pratiqué sur le bassin, et de plus, la réserve en azote organique a été supposée invariante au pas de temps choisi, ce qui fait que nous ne considérerons pas l'apport d'azote sous la forme organique.

C. Données concernant les pratiques culturales

Nous déterminerons les valeurs de la consommation potentielle des cultures à partir de données provenant de la littérature et supposerons que ces valeurs ne varient pas interannuellement. La consommation réelle de chaque culture variera donc en fonction de la réserve en azote nitrique du sol, du stade végétatif des plantes et des conditions hydroclimatiques.

Nous fixerons aussi une date de semis et de récolte moyenne pour chaque culture.

Les données agricoles utilisées par le modèle sont rassemblées dans le tableau suivant.

Tableau 2-5 Données agricoles utilisées par le modèle

	date de semis	date de récolte	consommat ^o potentielle (kg n/ha)	fertilisation (kg n/ha) quantité/date
Blé	08.10	15.08	190	(1) 56 / 18.02 (2) 56 / 18.03 (3) 28 / 15.04
Maïs	15.04	03.11	160	(1) 112 / 05.04
Escourgeon	08.10	15.07	160	(1) 49 / 13.03 (2) 49 / 31.03
Haricot	20.05	25.08	155	(1) 70 / 20.05
Lin	07.04	08.09	50	(1) 25 / 07.04
Colza	27.08	15.07	160	(1) 28 / 23.09 (2) 70 / 15.02 (3) 90 / 15.04

2.4.2.3 Simulation de la température de l'eau

Le modèle de propagation de nitrates dans rivière a besoin de la température de l'eau comme variable d'entrée. Cependant, sur le bassin de Mèlarchez, on ne dispose que des données au pas de temps hebdomadaire à partir de l'année 1984. Nous sommes donc obligés de trouver un moyen pour reproduire la série des températures de l'eau.

Parmi les modèles existants, nous avons choisi le modèle statistique (P. MARCEAU et al., 1986) car il ne nécessite, une fois calé, que des données de température de l'air qui sont disponibles pratiquement partout.

Le principe du modèle est que la température en un jour donné est représentée par la somme d'une composante saisonnière, décrivant la tendance annuelle et d'une composante à court terme, expliquant les fluctuations journalières. Nous présenterons ici simplement la structure et les formules du modèle sans entrer dans les détails.

$$TE(t) = A_0 + A_1 \cdot \cos\left[(t-1) \frac{2\pi}{365}\right] - A_2 \cdot \sin\left[(t-1) \frac{2\pi}{365}\right] \quad (2-16)$$

$$TA(t) = B_0 + B_1 \cdot \cos\left[(t-1) \frac{2\pi}{365}\right] - B_2 \cdot \sin\left[(t-1) \frac{2\pi}{365}\right] \quad (2-17)$$

$$REC(t) = 1,126REC(t-1) - 0,305REC(t-2) + 0,172RA(t) - 0,116RA(t-1) \quad (2-18)$$

où $TE(t)$ et $TA(t)$ sont respectivement la température de l'eau et la température de l'air au jour t , calculées par les fonctions périodiques annuelles, t est le rang du jour de l'année; A_0 , A_1 , A_2 ET B_0 , B_1 , B_2 sont des paramètres à déterminer, RA est le résidu de la fonction périodique annuelle de la température de l'air et REC est la température résiduelle de l'eau estimée à partir des températures résiduelles de l'air RA et de celles de l'eau aux 2 jours précédents ($t-1$, $t-2$). La température de l'eau utilisée au jour t est donc:

$$TEU(t) = TE(t) + REC(t) \quad (2-19)$$

ici

TEU : température de l'eau utilisée

Les données de température de l'eau recueillies au pas de temps hebdomadaire sur la période 1984.09-1988.08 sont utilisées pour optimiser les paramètres A0, A1 et A2, tandis que les paramètres B0, B1 et B2 ont été optimisés avec des données de température de l'air. En minimisant les écarts entre les valeurs observées et calculées, nous avons trouvé:

$$A0 = 9,6 \quad A1 = 5,5 \quad A2 = 2,85$$

sur la période 1984.09-1988.08 et

$$B0 = 10,7 \quad B1 = 7,15 \quad B2 = 5,5$$

sur la période 1975.09-1979.08 car le relevé des températures moyennes journalières de l'air a été arrêté à partir de l'année 1981.

Nous avons vérifié ce modèle sur la période 1984.09-1986.08. Les valeurs minimum et maximum de la température de l'air sont utilisées comme des variables d'entrée (Ces chroniques comportent quelques lacunes). Le coefficient NASH et le carré du coefficient de corrélation des températures de l'eau observées et calculées ont pour valeur:

$$R^2 = 0,901 \quad \text{et} \quad \text{NASH} = 0,884 \quad \text{sur 73 points}$$

La figure 2-11 montre la courbe de la température de l'eau simulée et indique également les températures mesurées pour deux campagnes.

Les résultats graphiques et numériques étant bons, cette approche de simulation de la température de l'eau peut être utilisable en l'absence de données mesurées.

Simulation de la temperature de l'eau

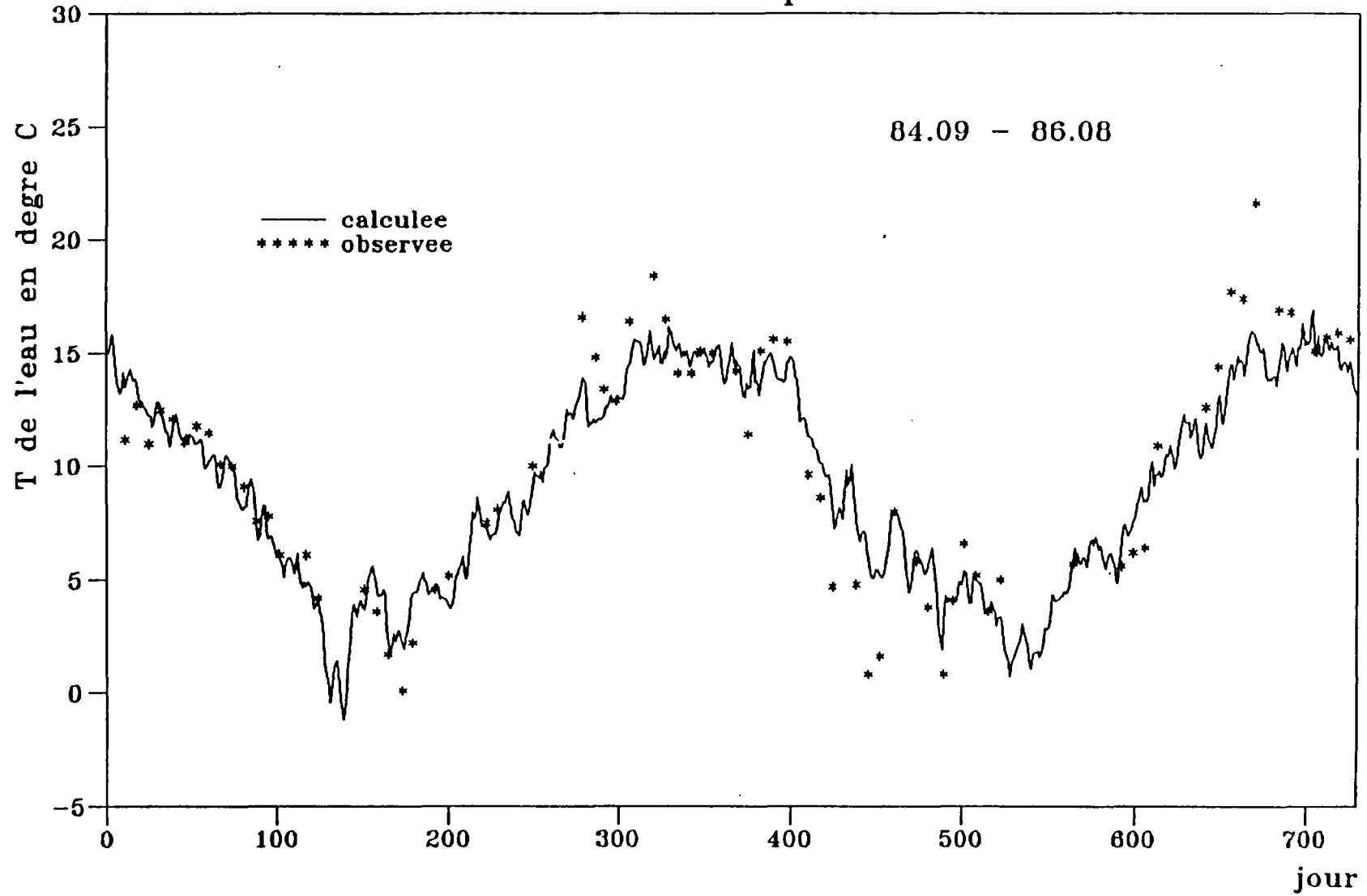


Fig. 2-11

2.4.3 Calage du modèle pluie-débit et analyse des résultats

Compte-tenu des données disponibles (débits observés, pluie et température de l'air) et de la représentativité des années hydrologiques, la période du 01.09.1975 à 31.08.1978 est choisie comme période de calage (soit trois ans), et les 5 années suivantes sont prises comme période de contrôle.

Le calage se fait en minimisant les erreurs quadratiques entre les débits observés et ceux simulés avec le modèle.

Les figures 1 à 3 de l'annexe 1 montrent le résultat graphique du calage du débit journalier et le tableau 2-6 donne les bilans annuels et mensuels des termes intermédiaires (tous en mm), ainsi que les valeurs des paramètres du modèle obtenues par le calage. Le résultat de la période de contrôle est montré sur les figures 4 à 8 de l'annexe 1 et sur le tableau 2-7.

Tableau 2-6 Bilans hydriques mensuels et annuels (calage)

		Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mar.	Avr.	Mai	Juin	Juil	Août	Tot.
75	P	128	23,5	74,6	18,5	19,4	27,3	29,0	13,5	14,8	5,1	26,3	2,7	383
	ETP	111	54,5	31,1	10,5	23,3	21,0	27,1	53,3	107	165	179	160	943
	/ ETR	63,2	39,3	22,1	8,8	19,0	17,1	21,3	37,1	45,8	12,4	23,0	4,5	314
	76	Qo	3,3	2,5	17,6	12,1	10,6	25,5	4,5	2,1	1,0	0,2	0,02	0
	Qc	18,8	12,7	22,5	9,98	5,79	15,8	7,8	2,9	0,6	0,2	0,1	0,1	97,4
76	P	40,2	60,7	48,7	60,3	57,5	99,8	57,5	57,5	81,4	67,1	70,5	37,2	738
	ETP	104	80,8	32,3	13,8	17,3	31,9	48,5	45,5	85,3	104	138	124	825
	/ ETR	28,5	31,4	20,9	11,4	15,5	29,6	43,1	39,1	68,9	70,3	54,4	56,9	470
	77	Qo	0	0,1	0,2	1,1	4,9	44,5	15,3	30,1	13,5	2,5	1,2	0,8
	Qc	0,2	1,1	5,2	28,3	34,5	65,7	21,4	38,4	29,1	12,0	4,5	3,3	244
77	P	14,8	81,1	75,5	46,6	78,5	62,5	113	41,2	56,9	114	68,8	26,8	780
	ETP	92,0	85,6	41,2	29,1	10,3	17,0	39,6	44,0	85,7	107	125	116	792
	/ ETR	32,6	43,4	28,4	23,8	9,1	16,0	36,1	39,1	68,0	71,6	80,2	48,0	496
	78	Qo	0,4	1,1	12,0	19,5	65,4	81,9	82,3	12,8	11,4	15,5	12,0	2,1
	Qc	1,0	5,2	17,6	14,1	48,8	48,0	75,5	19,5	23,8	35,1	13,3	1,7	304

Paramètres optimisés: A=107,7 mm; B=19,4 mm; C=0,5 jour; PD=VG=0

Nous voyons sur les figures 1 à 8 qu'avec un pas de temps journalier, le modèle reproduit, dans l'ensemble correctement, l'évolution du débit mesuré, à l'exception toutefois d'une période et de quelques grosses crues :

- la période allant de oct. 1976 jusqu'à fév. 1977, marquée par une surestimation du débit par le modèle;

- les crues des mois de Fév. 1976, Jan. 1978, Fév. 1978, Mars 1978, Déc. 1978, Fév. 1979, Fév. 1980, Déc. 1980, Jan. 1981, Oct. 1981, Déc. 1981, Déc. 1982, Jan. 1983, Fév. 1983, Avr. 1983, sous-estimées par le modèle.

Tableau 2-7 Bilans hydriques mensuels et annuels (contrôle)

		Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mar.	Avr.	Mai	Juin	Juil	Août	Tot.
78	P	52.9	10.9	20.1	121	26.0	61.9	130	54.5	60.7	46.3	24.3	47.8	657
	ETP	95.5	68.6	26.1	30.6	2.9	11.5	35.3	46.9	85.2	123	143	133	801
	/ ETR	34.8	24.3	8.2	19.4	2.6	10.6	33.3	41.0	67.2	74.2	44.2	39.3	399
	79	Qo	1.6	1.0	1.1	34.7	26.9	66.6	100	20.1	13.7	2.5	1.0	0.5
	Qc	1.6	0.6	0.2	24.0	31.4	44.3	94.3	29.0	21.0	4.7	1.4	0.6	253
79	P	39.7	71.4	65.0	94.5	38.9	57.5	101	11.8	51.8	97.5	137	57.7	824
	ETP	108	82.0	31.4	30.2	7.8	27.1	32.4	45.7	79.8	106	117	142	809
	/ ETR	40.3	32.8	22.5	24.2	7.3	25.1	29.3	37.7	52.8	61.0	86.4	73.8	493
	80	Qo	0.6	0.9	8.1	50.6	31.8	55.2	69.3	9.2	2.1	5.3	56.7	6.0
	Qc	2.9	2.0	18.4	43.6	24.1	45.8	65.8	8.5	5.5	21.9	73.4	5.0	317
80	P	25.2	68.3	52.9	74.0	61.0	36.9	80.7	23.2	77.6	61.9	67.2	59.1	688
	ETP	111	58.8	26.3	14.2	12.0	10.5	59.3	60.8	87.8	105	132	137	815
	/ ETR	38.0	29.6	18.9	11.9	10.8	9.7	54.2	46.1	62.9	63.4	76.1	68.0	490
	81	Qo	1.8	6.8	18.3	66.4	70.5	23.2	61.9	5.1	4.2	4.5	4.1	4.5
	Qc	0.9	5.6	13.5	40.7	42.7	20.3	46.9	4.0	12.9	9.2	8.9	4.3	210
81	P	42.6	179	32.9	79.3	70.1	20.4	65.9	13.1	71.0	92.1	34.7	15.0	716
	ETP	110	64.0	35.9	16.0	20.3	20.7	30.5	50.1	92.7	136	155	130	862
	/ ETR	34.4	44.8	29.0	14.0	18.6	18.4	27.0	40.8	66.0	81.8	58.6	22.6	456
	82	Qo	1.8	93.5	12.1	70.3	77.5	19.9	23.8	10.2	5.0	5.4	1.0	0.6
	Qc	1.0	70.7	7.6	45.1	58.8	11.2	29.3	11.5	16.4	16.0	1.8	0.5	270
82	P	68.1	95.5	63.1	93.7	43.3	55.6	42.8	103	87.9	81.5	66.2	16.6	817
	ETP	126	67.2	46.3	23.2	31.5	10.7	35.7	52.1	73.4	134	189	163	951
	/ ETR	28.8	49.5	34.8	19.9	27.7	9.7	31.4	46.9	65.2	80.2	95.9	33.1	523
	83	Qo	0.7	12.0	21.7	94.2	38.5	56.6	15.1	70.4	40.4	11.2	6.4	1.2
	Qc	2.4	24.3	17.5	58.5	14.8	37.1	16.2	57.9	37.7	17.8	11.0	0.9	296

Nous pensons que la sécheresse extrême de l'année 1976 est responsable de la surestimation de la période 10.1976 - 02.1977 car juste après cette période de sécheresse le modèle répond trop fort aux pluies. Ce phénomène, observé dans

presque tous les modèles à réservoir, est encore mal appréhendé et constitue un sujet de recherche dans le domaine de la modélisation hydrologique.

Les bilans annuels et mensuels présentés dans le tableau 2-6 reflètent également l'incidence de la sécheresse, avec les débits calculés des mois Nov., Déc. 1976 et Jan., Fév. 1977 et celui de l'année 76 - 77 bien supérieurs aux débits réels correspondants.

Quant à la sous-estimation de la plupart des grosses crues, nous n'avons pas pu l'expliquer. Les causes pourraient provenir de la particularité du bassin (80% de surface soumis à drainage artificiel), ou des fausses données (par exemple, la plus grosse crue de l'année 1975-1976 correspond à une pluie faible et de plus avec des pluies antérieures pratiquement nulles).

Sur les graphiques 1 à 8 de l'annexe 1, nous ne voyons pas de grande différence entre la période de calage (Fig. 1 à 3) et celle du contrôle (Fig. 4 à 8), pourtant les critères numériques (coefficients de corrélation et coefficient de NASH entre débits observés et calculés (tableau 2-8)) différencient ces deux périodes. Curieusement, ces deux coefficients, pour la période de contrôle, sont supérieurs à ceux de la période de calage (0,86 contre 0,78 et 0,6 contre 0,55), ceci peut être à cause de la présence dans la période de calage de l'année 1976, année extrêmement sèche.

Tableau 2-8 : Coefficients de corrélation et de NASH de la simulation hydrologique

	nombre de points calculés	Coefficient de NASH	Carré du coef de corrélation
calage	1053	0,55	0,61
contrôle	1826	0,60	0,74

On voit sur le tableau 2-8 que les coefficients de NASH sont plus petits que les carrés du coefficient de corrélation, ce qui témoigne d'une erreur sur la moyenne (en calage, le coefficient de NASH devrait être le carré du coefficient de corrélation si le modèle est linéaire).

2.4.4 Calage du modèle de nitrates et analyse de résultats

Pour cet aspect du calage, nous insisterons sur la concentration plutôt que sur le flux de NO_3 à l'exutoire. Ce choix est basé sur le fait que l'effet de la concentration est pratiquement totalement masqué par la prédominance du débit dans la formation du flux.

Comme pour le calage du modèle hydrologique, Nous avons pris les trois premières années pour caler le modèle de nitrates. Les cinq années suivantes servent de période de contrôle.

Les figures 9 à 16 de l'annexe 1 illustrent la comparaison entre les concentrations de N-NO_3 observées et calculées au pas de temps journalier et les tableaux 2-9, 2-10 et 2-11 donnent respectivement les valeurs des paramètres retenues par le calage, les résultats numériques de calage et de contrôle, et les bilans annuels des termes intermédiaires.

On voit sur les figures 9 et 10 de l'annexe 1 que la courbe de la concentration simulée ressemble bien à celle de la concentration mesurée, à l'exception du mois de Nov. 1976 et du mois de Juil. 1977, marqués par des concentrations simulées plus élevées que celles observées. Ces deux anomalies correspondent bien aux surestimations de débit montrées par la figure 2, suggérant l'importance des facteurs hydrologiques dans la formation de concentration.

Pour les cinq campagnes de la période de contrôle, la qualité de la simulation s'est vue quelque peu dégradée partiellement à cause de teneurs anormalement élevées (195 mg/l en NO_3 les 28, 29 et 30 juin 1980; 130 mg/l en NO_3 les 4, 5 et 6 juin 1981 et 124 mg/l en NO_3 les 28, 29 et 30 juin de la même année).

Les valeurs des paramètres du modèle sont présentées dans le tableau 2-9. Les cinq premiers et les deux derniers sont calés par le modèle et les autres sont pris dans la littérature (PRAT, 1982; WHITEHEAD et al, 1984), à noter que le rapport entre le coefficient de dénitrification et la hauteur de l'eau dans la rivière K/d est imposé constant, (tout comme WHITEHEAD et al. pour le fleuve de Thames), car la hauteur d'eau moyenne de la rivière est difficile à estimer.

Tableau 2-9 Valeur des paramètres du modèle de nitrates

RO (mm)	PL	DF	AL	CALI	CM	CIM	CG	K/d	a	b
6.42	0.257	0.044	0.29	239	.0006	0.043	0.04	0.05	0.025	0.9

Tableau 2-10 : Coefficients de NASH et carré du coefficient de corrélation entre concentrations observées et calculées

	nombre de points calculés	modèle conceptuel		modèle linéaire	
		R ²	NASH	R ²	NASH
calage	940	0.612	0.610	0.295	0.295
contrôle	1771	0.298	0.120	0.249	-0.093

Le coefficient de NASH et le coefficient de corrélation se calculent en éliminant les lacunes de mesures de concentration et les points de débit observé nul. Si l'on enlève les neuf mesures inexplicables de la période de contrôle mentionnées plus haut, le coefficient de corrélation monte de 0,546 à 0,641. On voit également sur le tableau 2-9 que le résultat obtenu par le modèle de nitrates est bien meilleur que celui obtenu par le modèle linéaire tant en calage qu'en contrôle. Le modèle linéaire, calé sur la même période que le modèle conceptuel, a une forme comme suit:

$$C_{NO_3} = 4,93 + 1,47 \ln(Q)$$

où

C_{NO_3} : concentration en N-NO₃
 Q : débit journalier en mm

Tableau 2-11 Bilan d'azote annuel sur bassin de MELARCHEZ (kg N/ha)

	75/76	76/77	77/78	78/79	79/80	80/81	81/82	82/83
engrais épandu	96.4	95.2	95.5	95.9	93.1	83.7	95.7	91.1
apports météoriques	5.1	9.1	12.5	13.9	7.3	5.9	10.8	11.3
total	111.1	115.1	118.4	120.4	100.4	100.3	117.5	115.0
consommation par cultures	81.3	111.0	101.0	93.4	94.1	92.4	94.3	102.0
dénitrification dans le sol	5.8	24.7	16.2	15.0	17.2	11.6	16.1	23.3
dénitrification dans la rivière	1.03	2.24	1.76	1.32	1.81	1.55	1.42	1.98
perte à l'exutoire (calculée)	6.6	32.1	24.7	23.4	27.2	17.3	21.3	28.1
total	94.7	170.0	143.7	133.1	140.3	122.9	133.1	155.4
perte à l'exutoire (observée)	7.9	20.5	32.4	28.3	26.6	23.9	27.2	34.1

La variation saisonnière du stock de nitrates dans le réservoir superficiel est montrée sur la figure 2-12 et dans le réservoir intermédiaire est montrée sur la figure 2-13. Dans le réservoir racinaire, la réserve augmente environ du mois d'août au mois de décembre à cause d'une forte minéralisation nette d'une part, et de l'arrêt de la croissance des plantes d'autre part. Ensuite elle subit une forte décroissance à cause, bien évidemment, du lessivage en saison humide. La réserve en nitrates du réservoir intermédiaire suit à peu près la même variation avec toutefois une valeur absolue bien inférieure.

La comparaison entre les flux de NO_3 observé et calculé est présentée sur les figures 17 à 19 de l'annexe 1 avec une échelle normale ainsi que sur les figures 20 à 22 de l'annexe 1 avec une échelle semi-logarithmique pour mieux voir la différence entre ces deux séries des flux. On voit que les allures des deux courbes se ressemblent beaucoup. Les coefficients de corrélation et ceux de NASH ont respectivement pour valeurs 0,776 et 0,596 pour la période de calage (940 points), et 0,873 et 0,759 pour la période de contrôle (1771 points).

Une autre comparaison a été faite entre les concentrations en nitrates dans le réservoir intermédiaire du modèle et celles mesurées, de façon instantanée, à la source de Mélarchez au pas de temps hebdomadaire. Cette source se situe à l'amont du bassin et contrôle une superficie de 20 hectare. La figure 2-14 montre que, même si les concentrations mesurées à la source sont plus élevées et moins variées que celles simulées dans le réservoir intermédiaire, ces deux séries présentent des variations saisonnières comparables.

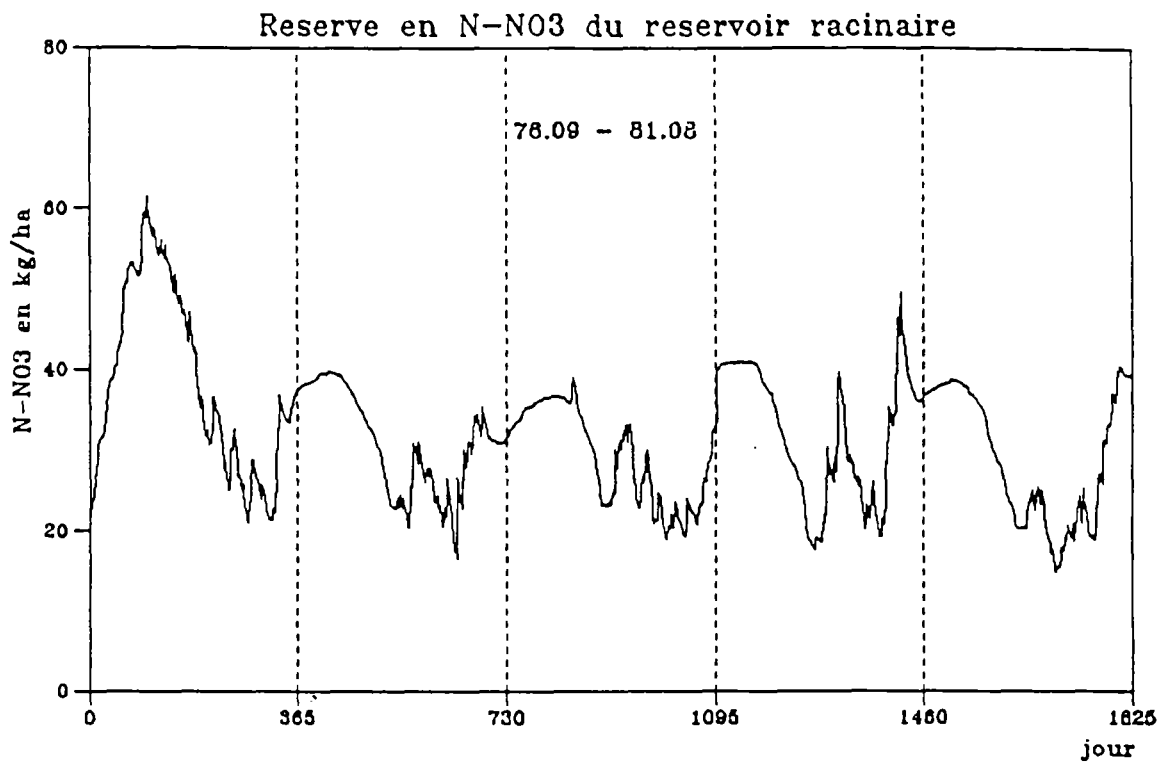


Fig. 2-12

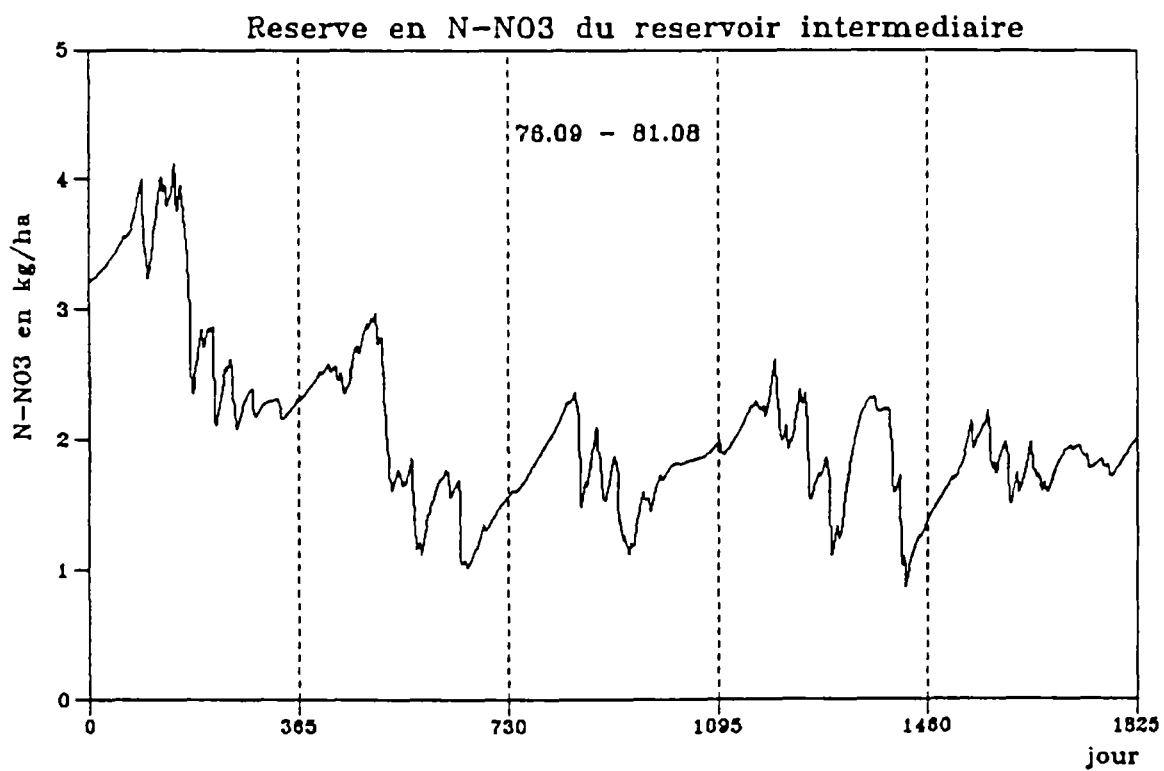


Fig. 2-13

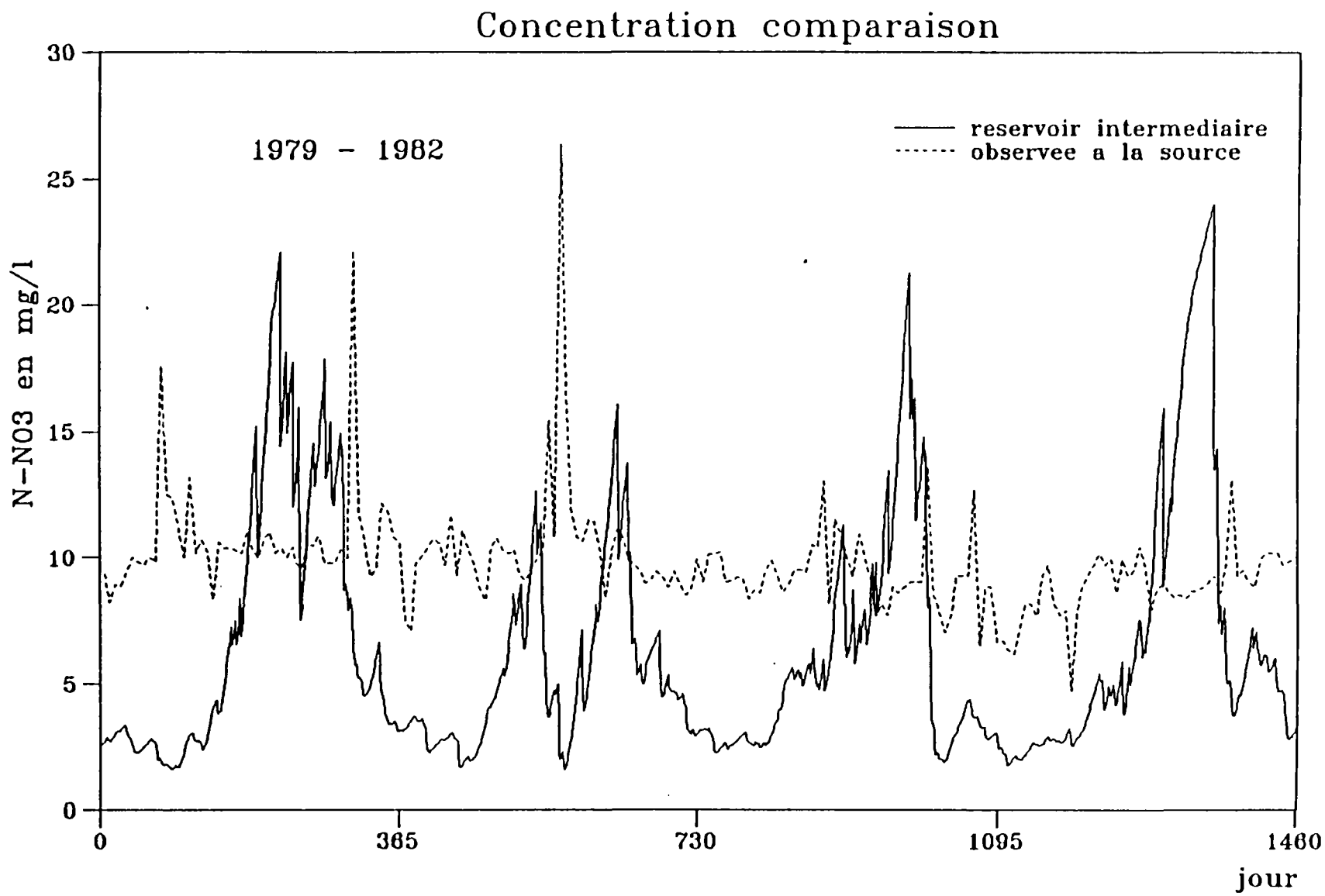


Fig. 2-14

Tableau 2-12 Résultat de consommation d'azote (N) par les cultures

	75/76	76/77	77/78	78/79	79/80	80/81	81/82	82/83	Moyen
Blé	92,5	138,4	119,0	111,5	108,5	120,6	113,7	124,4	116,1
Escourgeon	92,2	127,6	106,2	97,0	99,2	114,8	101,4	110,9	106,2
Maïs	113,3	124,5	130,2	118,7	138,8	127,3	129,8	156,3	129,9
Colza	69,5	94,0	80,8	71,3	76,1	84,1	76,7	86,3	79,9
Haricot	75,4	87,4	97,0	81,6	102,7	88,4	89,3	119,7	92,7
Lin	22,1	31,8	31,6	31,4	26,2	28,4	33,5	32,3	29,7
Petit Pois	32,1	46,2	46,3	45,2	37,9	41,0	47,9	46,8	42,9
Prairies	27,5	36,9	35,9	34,9	31,7	37,3	34,7	36,5	34,4

D'après les tableaux 2-11 et 2-12 nous pouvons voir que:

- La perte de NO_3 à l'exutoire, calculée annuellement, concorde assez bien avec les mesures. Le biais est tout à fait compréhensible du fait que le débit a été surestimé après la longue sécheresse de 1976 et que la plupart des crues a été sous-estimée. Rappelons que 70% des nitrates sont éliminés par les débits supérieurs à 100 l/s. En second lieu, les lacunes de mesures des concentrations influent aussi sur la précision du calcul du flux réel.
- Pour la consommation de NO_3 par les cultures, faute de données mesurées, nous ne pouvons apprécier la simulation, mais le résultat nous semble raisonnable.

2.4.5 Analyse de la sensibilité du modèle de Nitrates

L'identification des paramètres d'un modèle conceptuel est souvent difficile quand les paramètres sont nombreux et surtout quand il existe des interactions entre eux. Par ailleurs, l'usage du modèle sur d'autres bassins non jaugés et sans suivi de qualité nécessite la généralisation des paramètres du modèle. Il est donc intéressant et important de connaître le comportement du système vis-à-vis de la variation de valeur d'un ou des paramètres et de lier, si possible, les paramètres aux caractéristiques naturelles du bassin ou/et aux pratiques culturales.

Notre attention sera néanmoins focalisée uniquement sur l'analyse de la sensibilité de paramètres concernant les transformations biochimiques et le transfert de nitrates. Ce qui concerne les processus hydrologiques est hors de notre propos.

Les paramètres du modèle de nitrates peuvent être classés en deux groupes; l'un relatif à la production (transformations biochimiques et consommation par les plantes), et l'autre relatif au transfert. Globalement, le premier groupe traduit la variation saisonnière du stock en NO_3 dans le sol et donc le bilan, tandis que le deuxième explique la fluctuation journalière de lessivage.

Basé sur une simulation empirique du lessivage des nitrates, notre modèle est très sensible aux paramètres du transfert vis-à-vis du pas de temps. Nécessairement le lessivage rapide du réservoir A augmentera lorsque l'on augmente la valeur du paramètre de lessivage PL, ou lorsque l'on diminue la valeur de R0 (le seuil à partir duquel le lessivage rapide aura lieu). De la même manière, on peut augmenter le lessivage de base en augmentant la valeur du paramètre de diffusion.

Le taux de dénitrification en rivière joue un rôle non-négligeable dans la formation de la concentration en nitrates à l'exutoire. En fait, jusqu'à 90% de nitrates dans l'eau peut être dénitrifiée en été lors des étiages (WHITEHEAD et al., 1984).

Nous n'avons pas pu analyser tous les paramètres, ni les relier aux caractéristiques physiques du bassin. Pourtant nous pouvons noter qualitativement que, plus le bassin est grand, moins le lessivage rapide est important à cause de l'augmentation du temps de parcours. Ce phénomène peut s'observer sur les hydrogrammes: variations rapides sur les petits bassins et variations amples sur les grands.

Finalement nous avons choisi le paramètre de lessivage rapide PL et le taux optimal de minéralisation CM pour l'analyse de la sensibilité quantitative. Les figures 2-15 et 2-16 montrent respectivement l'influence du paramètre PL et du paramètre CM sur la concentration en NO_3 à l'exutoire avec 30% de variation par rapport aux valeurs optimisées pendant la période 09.1975 - 08.1978.

D'après les figures 2-15 et 2-16, on peut conclure que le paramètre PL a une forte influence sur la concentration lors des crues, tandis que le taux optimal de

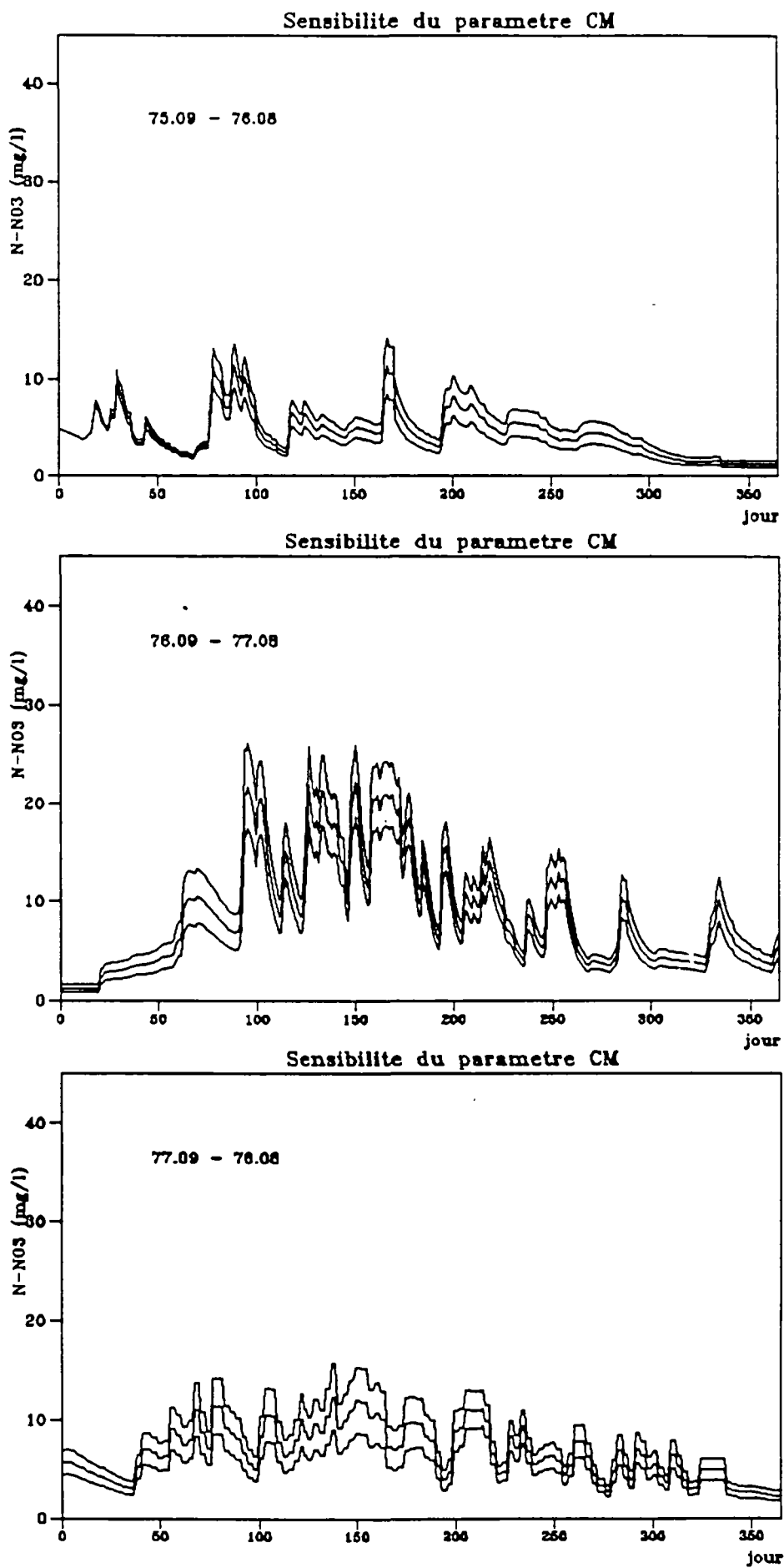


Fig. 2-16

minéralisation CM affecte la concentration aussi bien lors des crues que pendant les étiages.

2.5 Simulation du changement de pratiques culturales

Le caractère diffus de la pollution par les nitrates rend le traitement de l'eau très difficile et même impossible. Le seul moyen pour lutter contre cette pollution semble être le contrôle de ses sources : de meilleures pratiques culturales.

Le changement de pratiques culturales porte sur différents domaines: quantité, date et méthode de fertilisation, rotation des cultures, travail du sol, etc.

Il est largement admis que l'emploi d'engrais chimique est un des responsables principaux de la pollution agricole. Pourtant l'agriculture moderne dépend beaucoup de l'utilisation de fertilisants industriels. Les conseils officiels donnés aux agriculteurs ne mettent pas l'accent sur une réduction brutale des apports mais sur une meilleure utilisation et une gestion du sol. Par ailleurs, simuler une forte réduction des apports n'aurait pas grand intérêt car le modèle n'est pas assez fidèle du point de vue agronomique pour simuler les conséquences sur les rendements et les performances économiques qu'il faudrait mettre en regard des effets sur la pollution.

Mis à part la quantité, la date et la manière d'épandre des engrais chimiques, la rotation des cultures et le travail du sol peuvent également jouer un rôle plus ou moins important dans le lessivage des nitrates. Cependant, notre simulation sera uniquement focalisée sur la rotation des cultures.

En France, le lessivage pendant la saison hivernale et au début du printemps est largement prédominant dans le flux annuel. Comme nous l'avons indiqué dans l'analyse des observations, l'augmentation des charges spécifiques à l'exutoire du bassin est autant le fait des conditions hydrologiques que des variations du stock d'azote dans le sol. Les crues d'hiver fournissent la force d'entraînement et il y aura des lessivages massifs si la réserve de nitrates du sol est élevée à ce moment. En examinant l'évolution du stock en NO_3 dans le réservoir racinaire sur les figures 2-12 et 2-13, on peut voir des valeurs relativement élevées au début d'hiver après une période de forte minéralisation automnale. L'idée est de baisser la réserve en NO_3 du sol avant l'arrivée de la saison humide.

Sur le bassin de Mèlarchez et dans certaines régions en France, la rotation s'effectue sur un cycle de deux années: une année consacrée à la culture de la "tête de rotation" et l'autre suivante consacrée à la culture d'une céréale (blé

généralement), la culture "tête de rotation" étant habituellement une culture de printemps, il se produit un "trou" entre la récolte de céréales (juillet) et le semis de la culture de printemps (mars à mai). Notre simulation se fait donc en introduisant une culture automnale (moutarde) dont la croissance s'effectue de septembre à novembre, après la récolte du blé. Cette culture de moutarde n'est pas implantée dans le but de produire une récolte ou de l'"engrais vert", mais simplement pour transformer provisoirement l'azote minéral disponible risquant de se lessiver, en une forme organique afin de diminuer la réserve de nitrates dans sol avant que les crues d'hiver n'arrivent. La moutarde est enfouie en décembre et en se décomposant, elle fournira de l'azote pour la culture de printemps suivante. La figure 2-17 illustre le résultat de la simulation sur la période 09.1975-08.1978 et nous montre une baisse nette de la concentration à l'exutoire aussi bien en hiver qu'au début du printemps.

Cette simulation semble intéressante car le lessivage de la période humide est réduit sans influencer le rendement agricole. En effet, une partie de l'azote minéral prélevé par la moutarde contribuera à alimenter la culture de printemps. Cet effet pourra être confirmé ou infirmé lorsque l'analyse des résultats de l'expérimentation de l'introduction de moutarde sur le bassin de la source de Mélarchez sera réalisée.

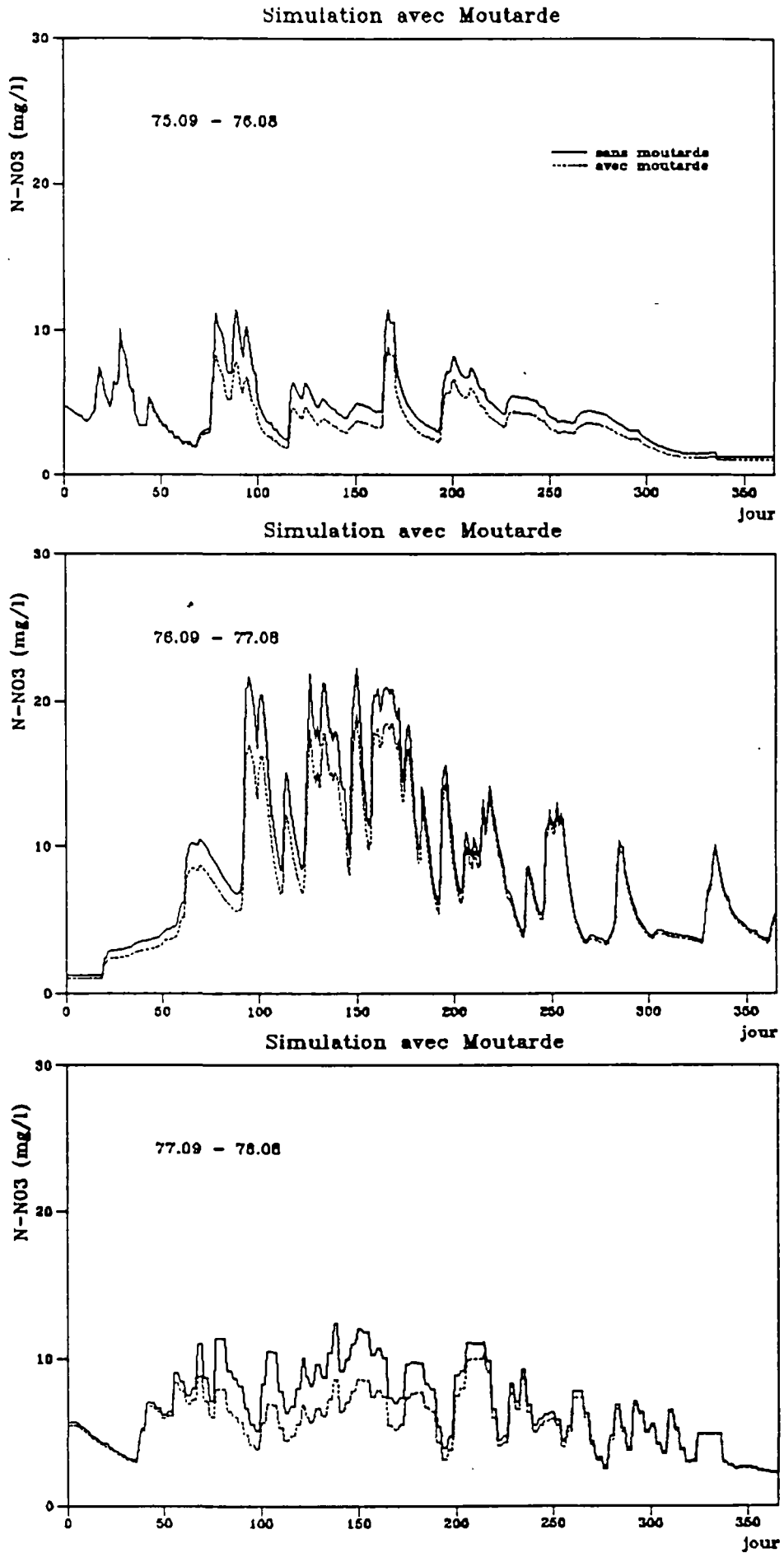


Fig. 2-17

2.6 Vérification rapide du modèle sur le bassin versant de la Noë-Sèche

Dans les sections précédentes, nous avons tenté de développer un modèle de lessivage de nitrates à travers le sol et de le valider sur le bassin de Mélarchez. Pour apprécier son applicabilité, une vérification du modèle hors de la période de calage (contrôle) est nécessaire, mais pas suffisante. Il vaut mieux, si possible, le vérifier sur d'autres sites. Grâce aux données fournies par la Direction Départementale de l'Agriculture (DDA) des Côtes-du-Nord et le Service Régionale de l'Aménagement des Eaux (SRAE) de Bretagne, nous allons pouvoir vérifier notre modèle sur le bassin de la Noë-Sèche.

Il faut remarquer que la vérification présentée ici n'est pas une vérification du modèle en gardant les mêmes valeurs des paramètres obtenues sur le bassin de référence, mais simplement une autre application sur le bassin de la Noë-Sèche.

2.6.1 Présentation sommaire du site

La Noë-Sèche est un affluent du Gouët situé dans le département des Cotes d'Armor. La superficie est évaluée à environ 600 ha et correspond à peu près la taille du bassin de Mélarchez.

Le climat est de type océanique breton caractérisé par une température moyenne annuelle de 11 °C, une pluviométrie de 850 mm et une ETP de 618 mm (GENG, 1988).

Le relief est relativement accusé: l'altitude passe de 173 m à 260 m et les pentes sont fortes, dépassant 7% sur 40% de la superficie du bassin.

La géologie est marquée par deux faciès de granite constituant le substratum rocheux: granite à grain moyen dans le nord du bassin et granite à biotite porphyroïde dans le sud.

Trois groupes de sols sont présents dans le bassin: les sols du plateau granitique qui occupent 40% de la superficie totale du bassin, les sols des pentes sur limon éolien caractérisés par un horizon limoneux, et les sols de thalwegs développés sur les colluvions et sur les alluvions et caractérisés par une texture fine limono-argileuse.

Ce bassin est très agricole avec en particulier, beaucoup d'élevages intensifs. Le tableau 2-13 nous montre l'occupation du sol.

Tableau 2-13 Occupation du sol sur le bassin de la Noë-Sèche en %

forêts et friches	prairie permanente	prairie temporaire	têtes d'assolement	céréales
9.8%	13.4%	36.8%	16.1%	23.9%

d'après GENG, 1988

Les apports sont contribués principalement par les engrais chimiques épandus sur les cultures, les déjections animales reçues par les prairies lors du pâturage et le fumier. Nous présentons le fichier transmis par l'Ecole de Mines de Paris sur le tableau 1 de l'annexe 1. Ce fichier nous fournit des données traitées au pas de temps journalier et directement utilisables tant par le modèle hydrologique que par le modèle de nitrates.

2.6.2 Calage du modèle et commentaire

Le débit mesuré du 03/03/83 au 29/02/84 a été utilisé pour caler le modèle hydrologique GR5. Les valeurs des paramètres et les résultats numériques sont présentés sur le tableau 2-14 et les résultats graphiques sur la figure 2-18 (A).

Tableau 2-14 Valeurs des paramètres du modèle GR5 et résultats numériques

paramètres du modèle					résultat numérique		
A(mm)	B(mm)	C(jour)	PD	VG	bilan	R ²	NASH
250	3300	0.05	0	0	-14.3	0.882	0.829

Simulation du debit du bassin de la NOE-SECHE

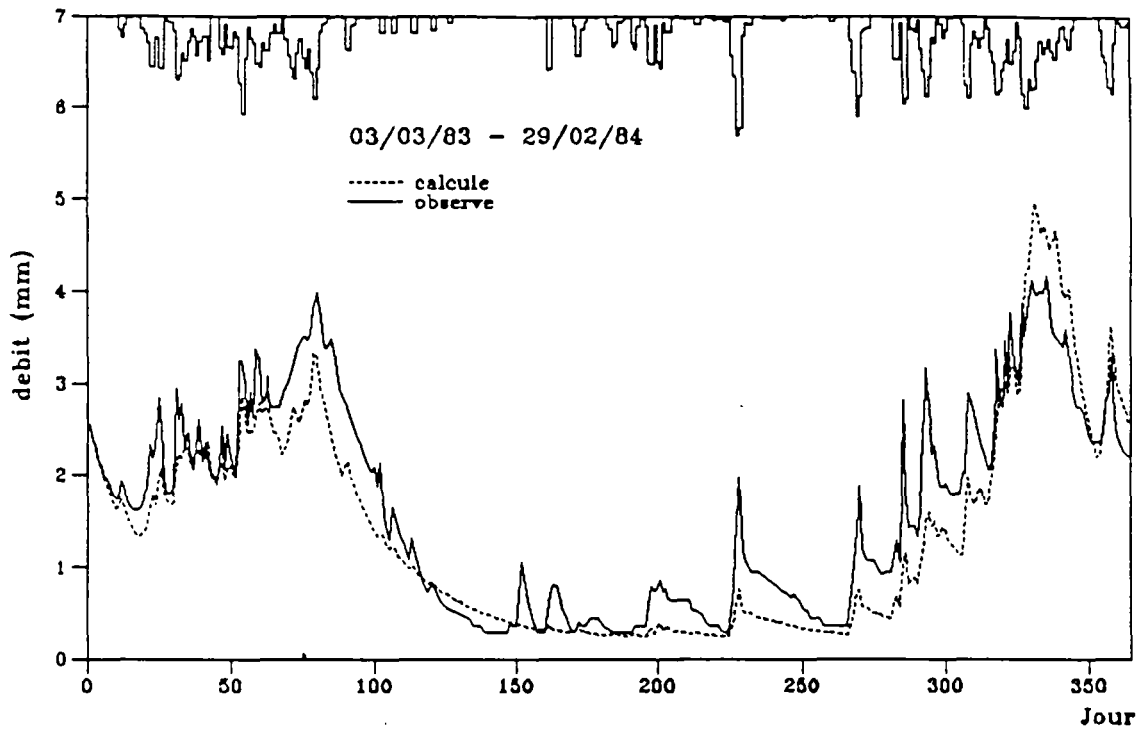


Figure 2-18 (A)

Simulation de concentration du bassin de la NOE-SECHE

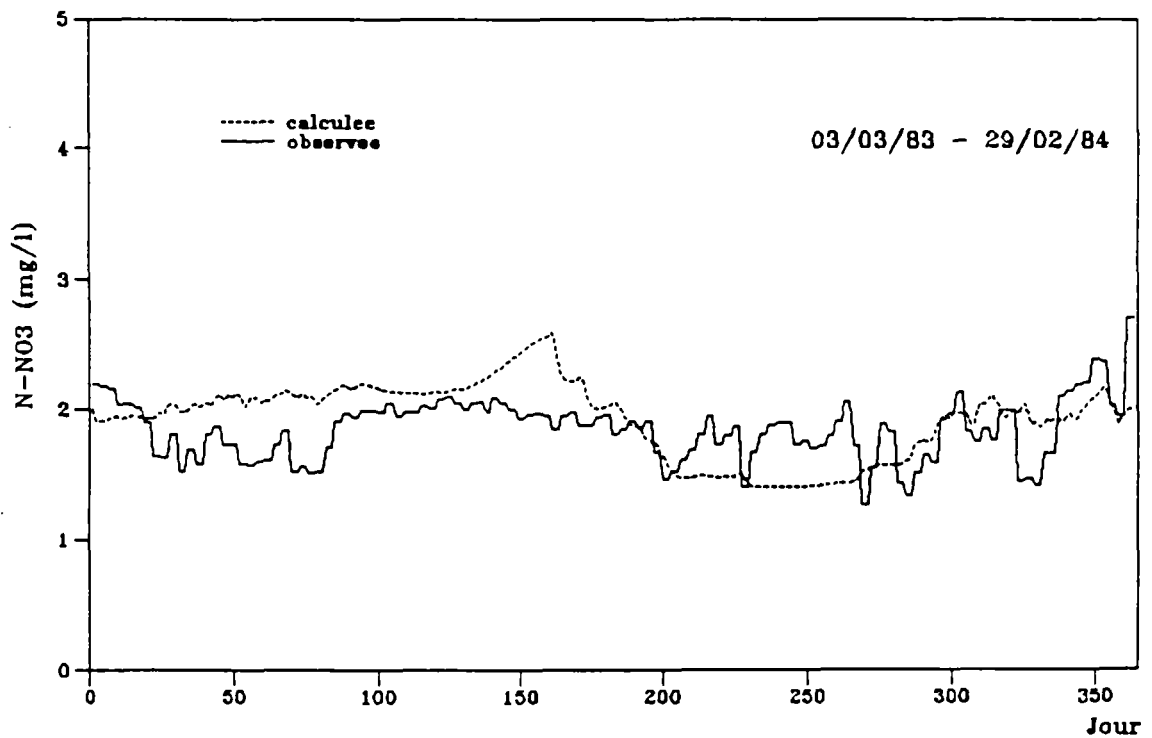


Figure 18 (B)

Conseillés par MICHEL et EDIJATNO, nous avons introduit un ruissellement direct représentant 5% de la pluie nette, autrement dit, 5% de la pluie nette va directement à l'exutoire sans routage dans le réservoir de transfert. En appliquant le modèle GR3 sur une dizaine de bassins dans la région bretonne, MICHEL et EDIJATNO ont établi que la prise en compte d'un certain pourcentage du ruissellement direct (valeur moyenne à 5%) est nécessaire pour simuler les impulsions de débit, caractère particulier aux hydrogrammes dans la région bretonne.

Le paramètre A a une valeur normale, tandis que le paramètre B a une valeur relativement élevée. Le paramètre C, temps de concentration du bassin par définition, est extrêmement faible. Ceci peut être expliqué, du point de vue morphologique, par le relief accusé, ou, du point de vue de la forme de l'hydrogramme, par les impulsions de débit qui sont dues à une réponse très rapide aux pluies. Nous avons fait varier les paramètres PD et VG associés au réservoir souterrain, mais la fonction critère est insensible. On peut donc conclure que la nappe joue un rôle très secondaire.

Le débit à l'exutoire est généralement bien simulé sauf la plupart des impulsions plus ou moins oubliées par le modèle.

Le modèle de nitrates a été calé avec les concentrations instantanées recueillies une fois tous les trois jours sur la même période que les débits. Le tableau 2-15 regroupe les valeurs des paramètres et la figure 2-18 (B) montre les courbes des concentrations en nitrates simulées et observées.

Tableau 2-15 valeurs des paramètres du modèle de nitrates

	RO(mm)	PL	DF	AL	CALI	a
Noë-Sèche	76.2	0.039	0.063	0.264	135	0.040
Mélarchez	6.42	0.257	0.044	0.290	239	0.025

La valeur du paramètre R0 est très élevée et celle du paramètre PL est faible, ce qui montre un lessivage très secondaire du réservoir superficiel (voir l'équation 2-2). Il faut néanmoins remarquer que la valeur du paramètre R0 dépend du

fonctionnement du réservoir R du modèle hydrologique et n'est donc pas directement comparable avec celle obtenue sur le bassin de Mélarchez. Les paramètres DF, AL et a ont des valeurs très proches sur les deux bassins, tandis que le paramètre CALI a une valeur plus faible sur le bassin de Noë-Sèche que sur le bassin de Mélarchez, probablement à cause de la différence de l'occupation du sol et des pratiques culturales.

On voit sur la figure 2-18 (B) que la concentration observée est pratiquement stable. La concentration simulée, qui est liée aux facteurs hydrologiques et au stock de nitrates dans le sol, semble suivre assez bien la variation saisonnière mais pas les variations journalières. L'appréciation plus précise nécessiterait une simulation sur une période plus longue.

GENG (1988) a appliqué son modèle sur ce même bassin, mais le calage a porté sur le flux de nitrates à l'exutoire. Comme le débit est prédominant dans la formation du flux, ces deux applications de deux modèles différents ne sont donc pas comparables.

2.7 Conclusion :

Sachant que le mouvement de l'eau est le moteur du lessivage de nitrates à travers le sol et en examinant la relation concentration / débit sur le bassin de Mélarchez, nous avons construit un modèle global de transfert de nitrates. Avec ce modèle assez simple, nous avons étudié le transfert de NO_3 à travers un système hydrologique et agricole à l'échelle du bassin versant. L'intérêt a été focalisé sur les concentrations journalières de NO_3 à l'exutoire. Le calage du modèle a porté sur une période de trois ans suffisamment longue et contrastée pour obtenir un bilan équilibré et suffisamment contrasté (sécheresse de 1976). Le résultat obtenu est encourageant pour ce qui concerne les concentrations et encore plus satisfaisant pour ce qui concerne les flux journaliers et à plus forte raison les flux annuels. L'analyse de la sensibilité du modèle a porté sur deux paramètres choisis de chaque groupe. La simulation de changement des pratiques culturales a été également réalisée avec une interculture automnale. Une brève vérification du modèle sur le bassin versant de la Noë-Sèche permet d'apprécier l'applicabilité du modèle.

Les deux réservoirs du modèle hydrologique de la zone non-saturée n'interviennent pas séparément dans le modèle de nitrates, ce qui affaiblit la base physique du modèle mais le simplifie et diminue le nombre de paramètres nécessaires.

L'aspect hydrologique est déterminant pour les comportements à court terme. Pour les comportements à long terme (bilan), la modélisation de la consommation par les cultures et des transformations biochimiques est très importante.

Ce chapitre conclut une phase de mise au point du modèle, d'analyse de la sensibilité du modèle, de simulation et de vérification. La suite de travaux consistera en des tentatives d'utilisation sur le bassin de la Charente, bassin beaucoup plus grand que ceux de Mélarchez et de la Noë-Sèche.

CHAPITRE 3

UN MODELE RAMIFIE SUR UN GRAND BASSIN
VERSANT

Chapitre 3 Un modèle ramifié sur un grand bassin versant

3.1 Présentation générale du bassin versant de la Charente

Les données présentées ici viennent, pour la plupart, du rapport final du Programme Charente-Marennes-Oléron (1989) et, pour une partie, du mémoire de Frédéric ZAHM (1988).

3.1.1 Géographie générale

La Charente est un fleuve côtier de 350 km de longueur drainant un bassin versant d'une superficie voisine de 10 000 km² (voir Figure 3-1).

Il débouche dans l'océan Atlantique au niveau de la baie de Marennes-Oléron. Le point culminant du bassin versant (altitude de 496 m) est situé dans la région de Nontron (Dordogne). L'altitude moyenne du bassin versant est faible.

Le bassin est à forte dominante rurale, puisque la surface agricole utilisée représente près de 75% de la superficie totale et que la densité de population n'est que de 60 habitants au km² (environ 600 000 habitants au total).

On ne note que cinq villes de plus de 10 000 habitants:

- Angoulême : 46 000 hab. (87 000 pour l'agglomération)
- Rochefort : 26 000 hab.
- Saintes : 25 000 hab.
- Cognac : 21 000 hab.
- St Jean d'Angely : 10 000 hab.

La figure 3-1 permet également de voir que le bassin versant se situe principalement sur deux départements, la Charente et la Charente-Maritime. On observe également quatre autres départements; il s'agit des Deux-Sèvres, de la Vienne, de la Haute-Vienne et de la Dordogne.

BASSIN DE LA CHARENTE
Situation géographique et administrative

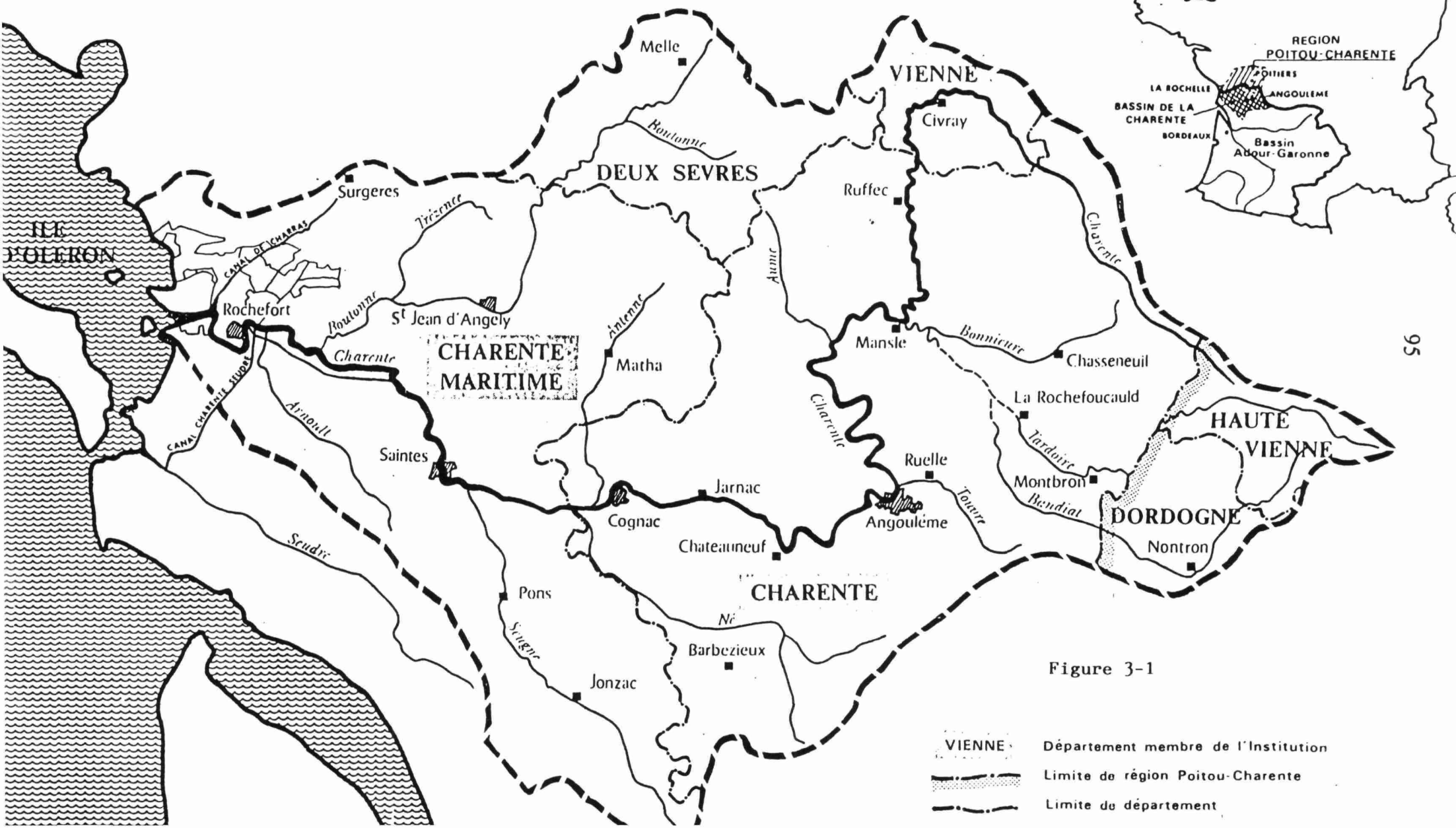


Figure 3-1

93% de la surface du bassin se trouvent dans la région Poitou-Charente, sur quatre des départements qui la constituent: Charente, Charente-Maritime, Deux-Sèvres et Vienne.

Le fleuve est domanial depuis la mer jusqu'à Montignac (amont d'Angoulême), non domanial à l'amont de Montignac et sur l'ensemble de ses affluents.

Enfin, le bassin versant de la Charente est rattaché à la Délégation de Bassin Adour-Garonne et est situé sur le territoire d'intervention de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne.

3.1.2 Climat

Le bassin est soumis à un climat océanique, légèrement altéré à l'Est de Cognac.

La pluviométrie annuelle moyenne sur la période 1961-1985 est de 863 mm en Charente et 805 mm en Charente-Maritime. La différence de pluviométrie entre l'Est et l'Ouest du bassin est limitée aux mois de Mars, Avril et Mai.

Tableau 3-1 Pluviométrie moyenne mensuelle (mm)

	Charente Maritime	Charente
Janvier	87,2	87,9
Février	72,3	74,5
Mars	60,9	75,5
Avril	50,4	63,7
Mai	57,5	86,8
Juin	47,3	49,5
Juillet	40,8	45,1
Août	57,2	53,7
Septembre	69,4	70,5
Octobre	75,5	70,4
Novembre	94,0	91,5
Décembre	92,6	94,5
Moyenne annuelle	805,5	863,5

La pluviométrie moyenne mensuelle sur la période 1951-1980 est donnée dans le tableau 3-1, pour les départements de la Charente et de la Charente-Maritime.

La département de la Charente est donc légèrement plus arrosé que celui de la Charente-Maritime. Au niveau du bassin versant, il y a, en effet, un gradient pluviométrique croissant d'Ouest en Est.

La pluviométrie estivale, observée sur les mois de juillet et août est, par ailleurs, assez faible dans l'ensemble, à l'intérieur du bassin.

Le tableau 3-2 ci-après indique les températures moyennes mensuelles observées sur la période 1961-1980, pour les départements de la Charente et de la Charente-Maritime.

Tableau 3-2 Température moyenne mensuelle

	Charente Maritime	Charente
Janvier	5,5	4,6
Février	6,4	6,2
Mars	8,6	7,7
Avril	10,9	10,4
Mai	14,2	13,8
Juin	17,3	17,2
Juillet	19,3	19,4
Août	19,2	19,1
Septembre	17,3	16,8
Octobre	13,4	12,8
Novembre	8,7	7,7
Décembre	6,4	4,9
Moyenne annuelle	12,3	11,7

Les écarts apparaissent faibles entre ces deux séries, en particulier durant la période estivale. En hiver, la proximité de l'océan donne des températures légèrement plus douces en Charente-Maritime.

La durée d'insolation moyenne de 2000 heures/an est relativement élevée pour la France.

L'évapotranspiration potentielle annuelle est de 806 mm à Cognac et de 848 mm à La Rochelle (dont 650 mm entre avril et septembre inclus), ce qui classe le bassin dans les zones de forte ETP estivale.

3.1.3 Géologie

Sur la frange Est du bassin se trouvent des terrains cristallins, bordés vers l'Ouest d'une auréole tertiaire. Le reste est constitué de calcaires secondaires jurassiques au Nord d'une ligne Angoulême-Cognac-Rochefort, puis Crétacé vers le Sud (voir figure 3-2).

La caractéristique géologique essentielle est la présence d'un karst alimenté notamment par les pertes de la Tardoire, affluent rive gauche de la Charente, et dont les principales résurgences, assez groupées, donnent naissance à la Touvre, rivière d'une dizaine de kilomètres orientée Est-Ouest et se jetant dans la Charente à Angoulême.

3.1.4 Pédologie

La figure 3-3 indique l'importance et la localisation des grands types de sols rencontrés dans le bassin de la Charente.

A. Les groies

Ces sols issus de l'altération des calcaires de l'étage Jurassique sont, de loin, les formations les plus fréquentes puisqu'elles occupent environ 500.000 ha, soit la moitié de la superficie totale du bassin. Ce sont des sols argilo-calcaires peu profonds, très filtrants, et qui se réchauffent vite au printemps. Très favorables aux cultures d'hiver, ils le sont beaucoup moins pour les cultures d'été à cause de leur grande sensibilité à la sécheresse. Ces sols ont, en effet, sauf exception, un faible pouvoir de rétention pour l'eau. Dans ces conditions, le développement des cultures d'été nécessite le plus souvent l'emploi de l'irrigation.

B. Les terres de champagne

Ces formations occupent environ 120.000 ha, et sont localisées dans la partie Sud du bassin. Elles résultent de l'altération des calcaires de l'étage Crétacé. Ce sont

Figure 3-2 ESQUISSE GEOLOGIQUE DU BASSIN DE LA CHARENTE

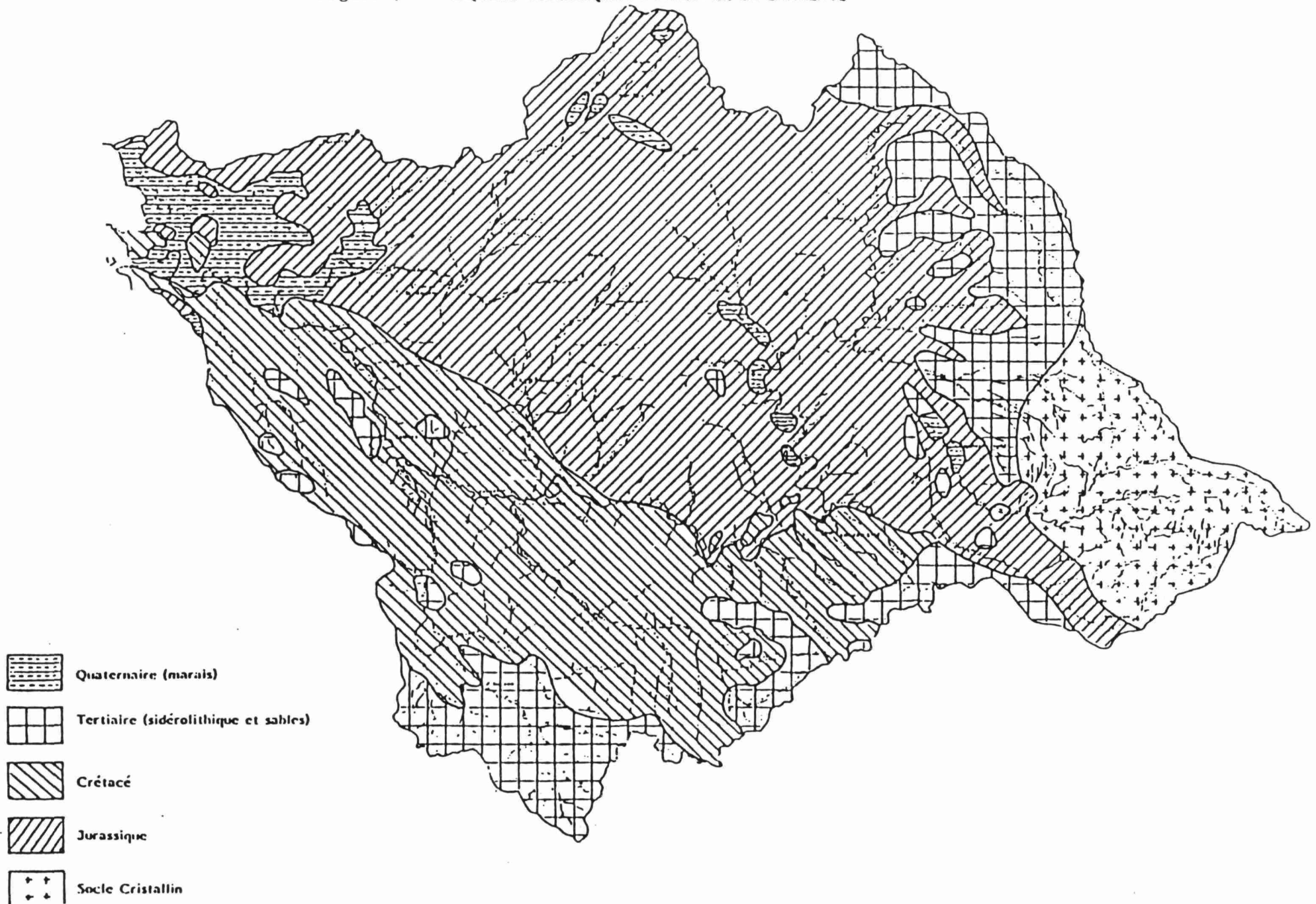
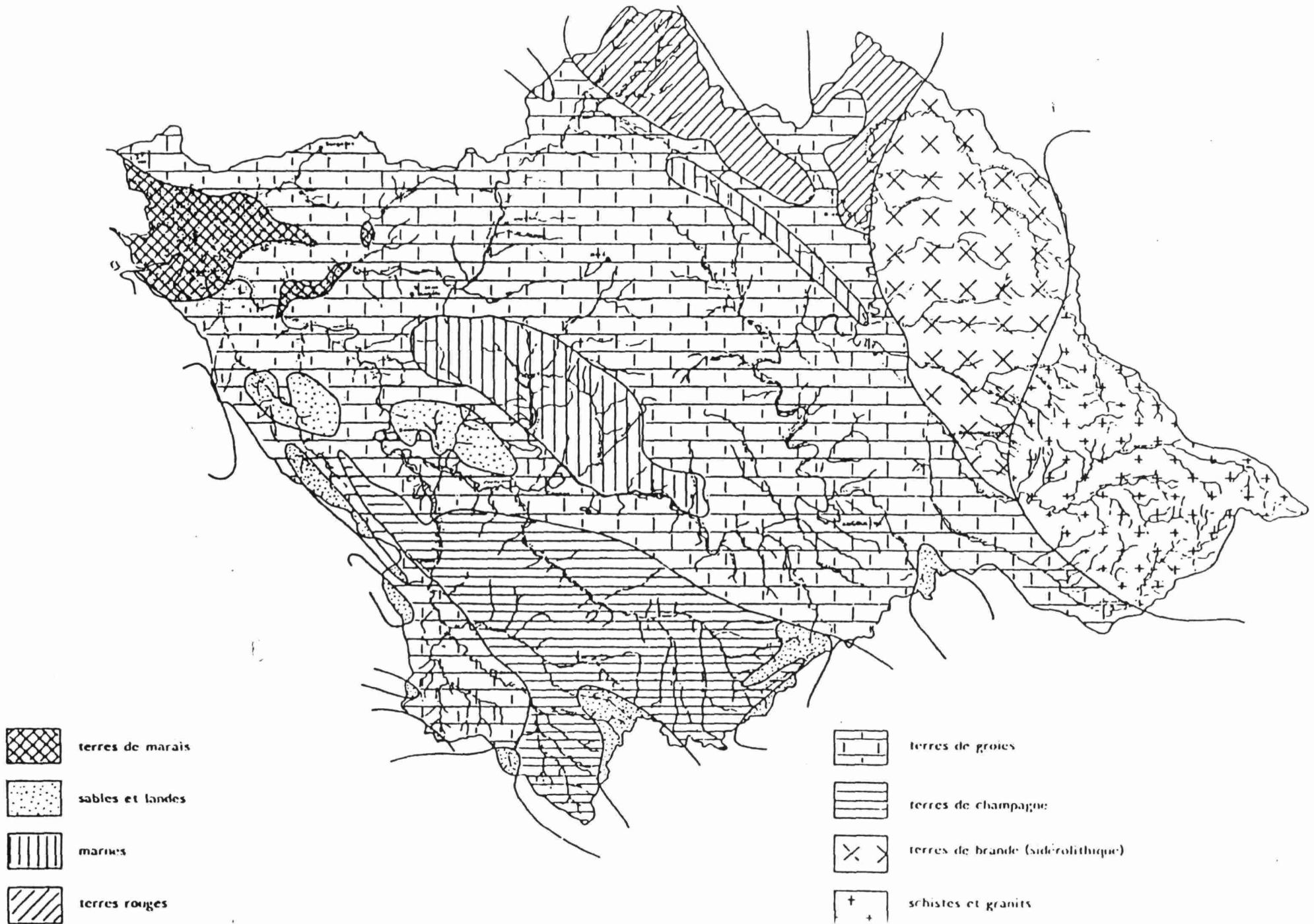


Figure 3-3 ESQUISSE PEDOLOGIQUE DU BASSIN DE LA CHARENTE
 (Source : AREEAR Poitiers 1972)



des sols plus riches en argile et moins caillouteux que les précédents. Ils sont aussi généralement plus profonds. Ces caractéristiques associées à une grande porosité de la craie sous-jacente confèrent à ces sols un pouvoir de rétention d'eau bien supérieur à celui de des terres de groie.

Les terres de champagne sont donc finalement moins séchantes que les terres de groies et donnent généralement des bons rendements en cultures d'été sans nécessiter le recours à l'irrigation.

C. Les brandes

Ces sols, localisés dans le Nord-Est du bassin, occupent une superficie d'environ 100.000 ha. Ils se sont constitués à partir de formations tertiaires d'origine détritique (Sidérolithique). Ce sont des sols pauvres, très acidifiés, sableux ou limoneux, avec un niveau d'hydromorphie justifiant parfois le recours au drainage.

D. Les sols sur schiste ou granit

Ces formations occupent environ 80.000 ha dans la partie limousine du bassin. Il s'agit de sols bruns acides, faiblement lessivés, voués le plus souvent à la prairie permanente.

E. Les sables de la Double

Il s'agit de sols sableux ou sablo-limoneux, reposant localement sur des argiles, et qui occupent environ 60.000 ha. Ces sols sont acides, souvent très humides en hiver, battants au printemps, et desséchés pendant l'été.

F. Les terres rouges du Poitou

Localisées au Nord du bassin, les terres rouges sont des sols argilo-limoneux, non caillouteux, généralement profonds et assez bien drainés. Leur pouvoir de rétention en eau est assez élevé. Ces sols ont donc finalement des potentialités agronomiques très satisfaisantes, tant pour les cultures d'hiver que pour les cultures d'été. Ils occupent environ 50.000 ha.

G. Les sols marneux

Principalement localisés au centre du bassin, dans la région de Matha, ce sont des sols très argileux, dérivés de dépôts lacustres. Ils sont difficiles à exploiter sans un assainissement préalable.

H. Les terres de marais

Les marais de Rochefort regroupent une famille de sols constitués à partir de dépôts récents d'origine fluvio-marine. Très riches en argile, et parfois très sodés, ces sols sont généralement difficile à mettre en valeur.

3.1.5 Le réseau hydrographique

La figure 3-1 figure de façon simplifiée les cours d'eau Charentais. La figure 3-4 représente de façon détaillée le réseau hydrographique et les sous-secteurs du bassin. La figure 3-5 précise la localisation des stations permanentes de jaugeage et de suivi de qualité.

La présence d'un grand réservoir karstique dans la région de La Rochefoucauld a déjà été évoquée. Il joue un rôle important de régulation du débit.

Malgré cela, la Charente connaît des crues d'hiver (par exemple en Décembre 1982) et des étiages très marqués.

Comme le montre le profil des pentes de la figure 3-6, la pente assure un écoulement régulier jusqu'à Mansle. Entre Mansle et Angoulême la pente devient beaucoup plus faible (0,1 pour mille) et la rivière serpente au fond d'une vallée asymétrique, souvent inondée par des crues fréquentes et prolongées. Entre Angoulême et Cognac elle reprend une valeur plus élevée (0,4 pour mille), pour redevenir très faible entre Cognac et l'estuaire (0,06 pour mille).

La Charente alimente en eau durant l'été les marais littoraux qui s'étendent jusqu'à la Seudre. Cette alimentation est réalisée par un pompage de 3 m³/s à l'amont du barrage de Saint Savinien et transite par le canal de l'UNIMA (Union pour l'Aménagement des Marais).

Fig. 3-4 : réseau hydrographique du bassin de la Charente

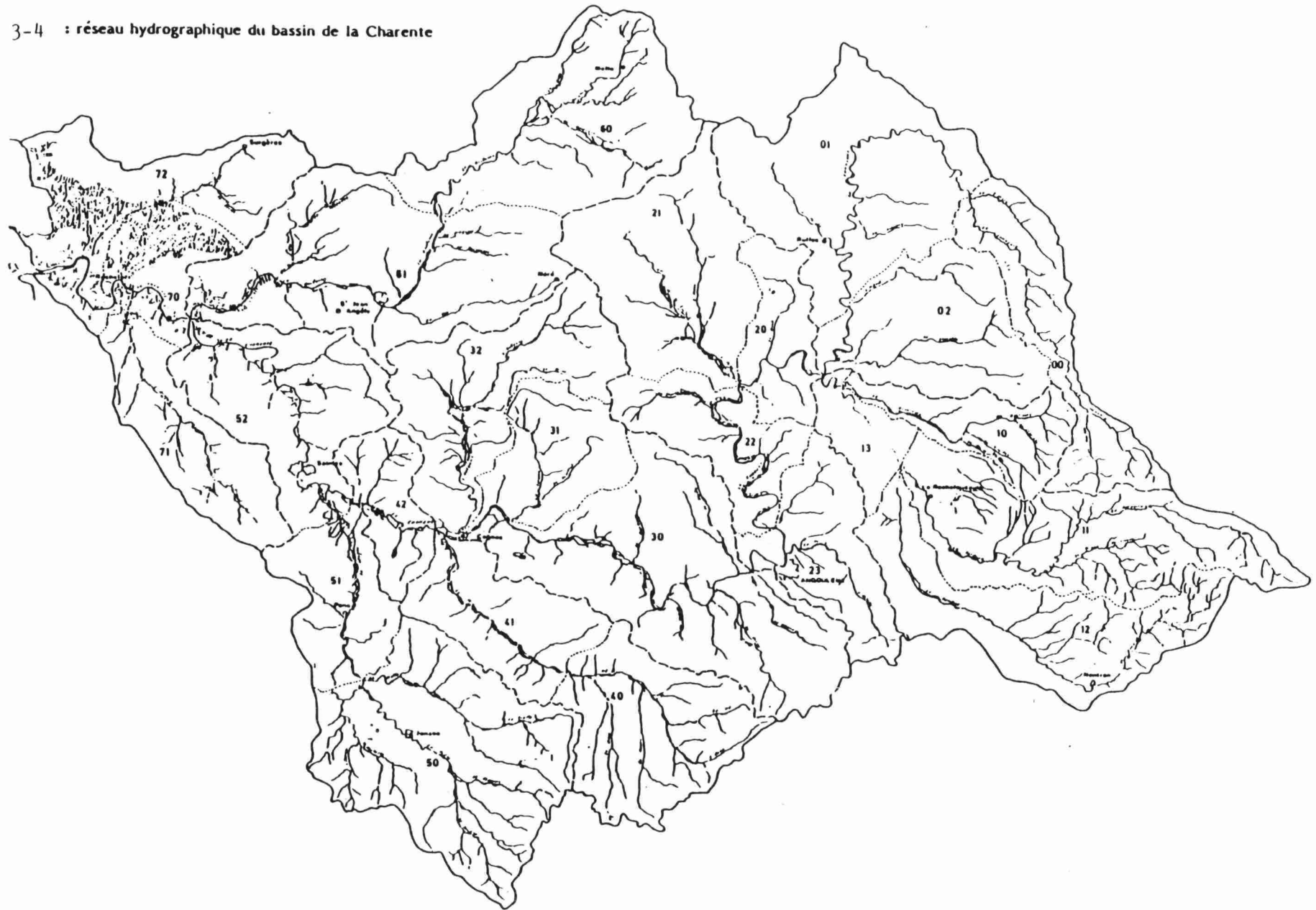
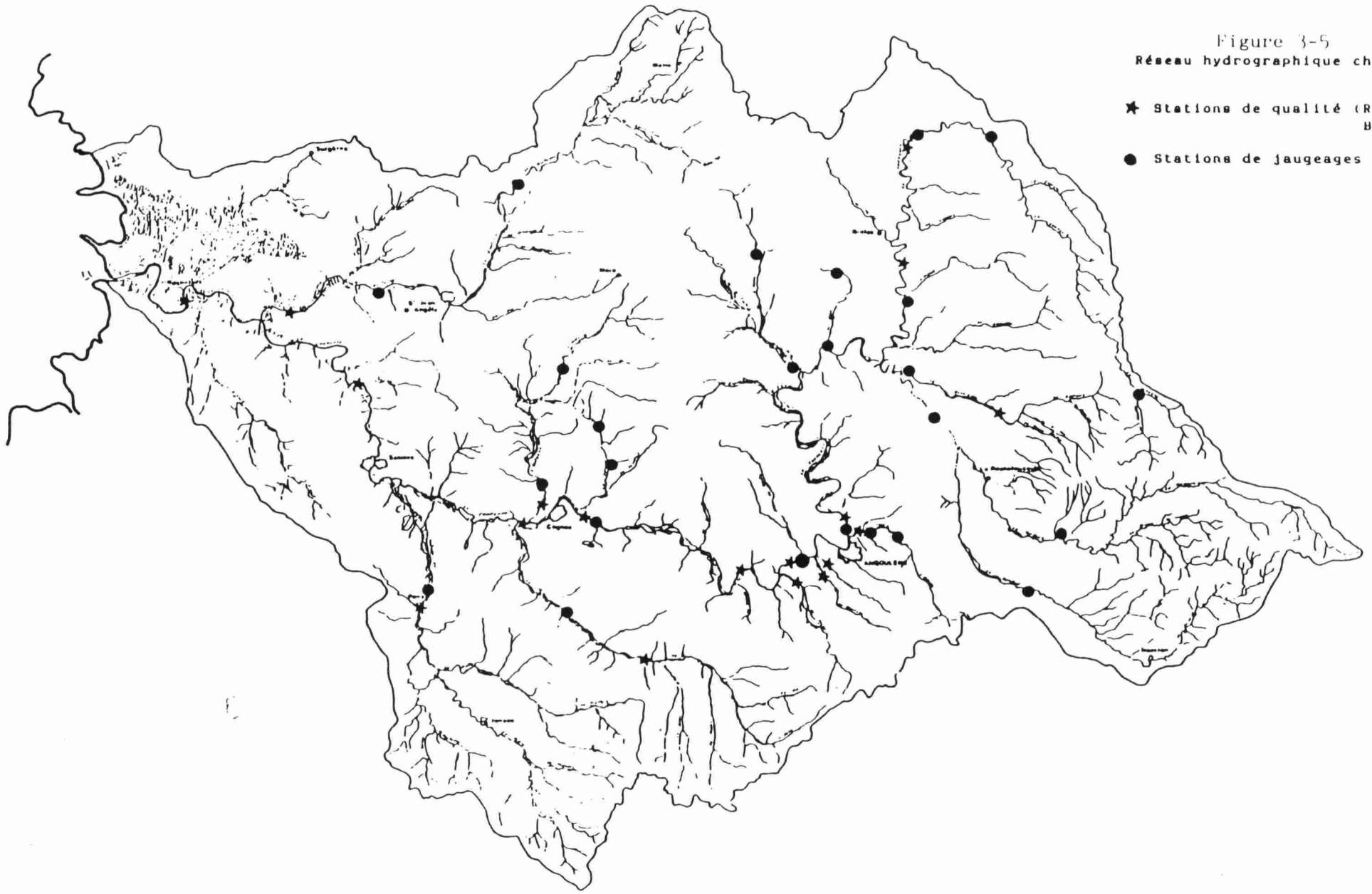


Figure 3-5
Réseau hydrographique charentais

- ★ Stations de qualité (Réseau de Bassin)
- Stations de jaugeages



Profil de pentes de la CHARENTE

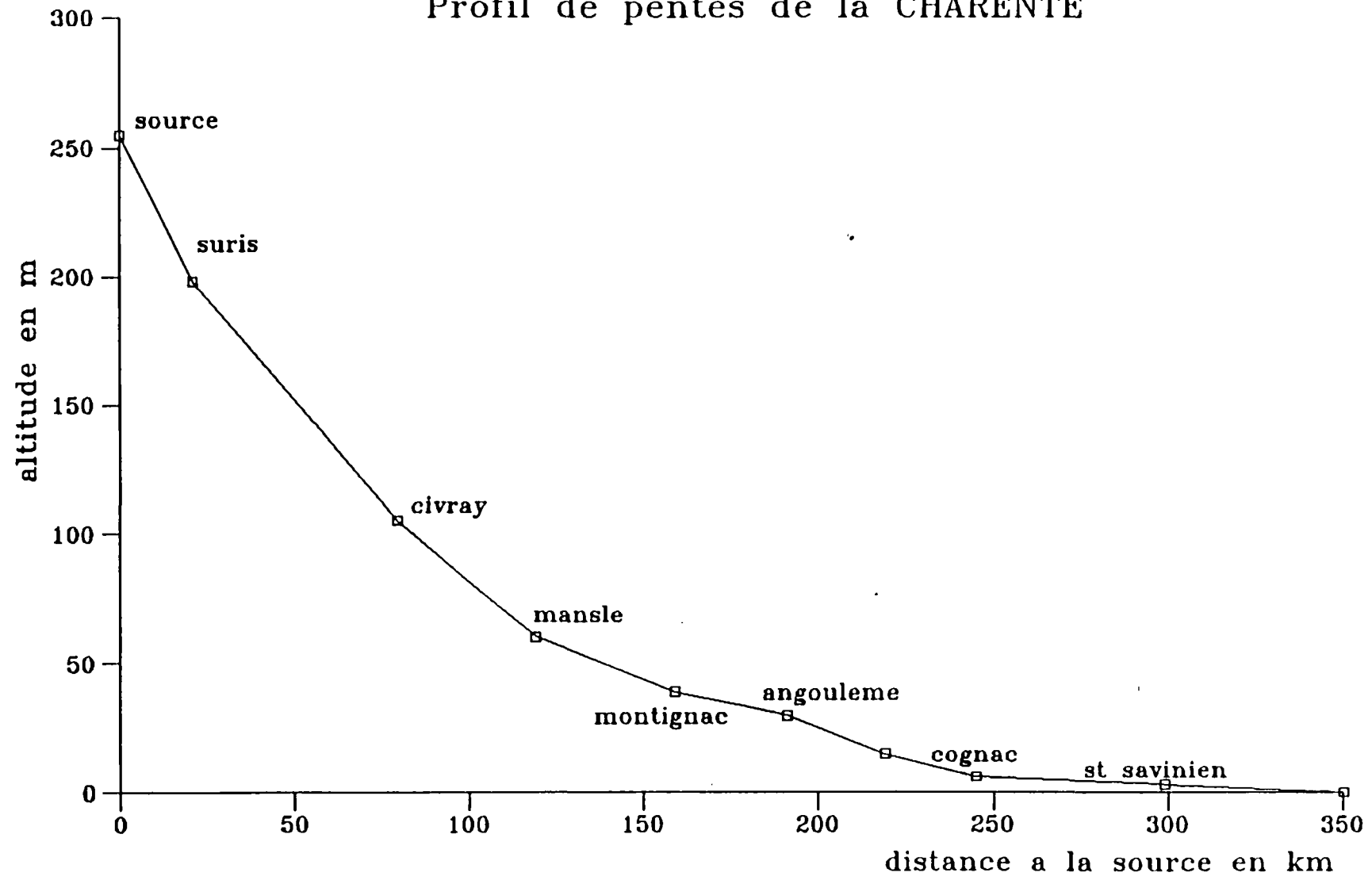


Fig. 3-6

L'ancien canal de navigation Charente-Seudre évacue les crues de l'Arnault pour partie vers la Charente et pour partie vers l'estuaire de la Seudre.

Le canal de Charras sert d'exutoire aux marais situés au Nord de Rochefort durant les saisons humides.

Une retenue de soutien d'étiage d'une valeur de 10.000.000 m³ vient d'être achevée en aval immédiat de la source de la Charente: il est prévu qu'elle relâche 2 m³/s durant les mois d'étiage.

La construction d'une seconde retenue de soutien d'étiage est prévue sur la Trézence.

Le bassin de la Charente est divisé en 25 sous-secteurs numérotés d'amont en aval selon une classification définie par la Mission Technique "Adour-Garonne". Le tableau 3-3 indique le numéro, l'affluent et la superficie de chaque sous-secteur.

Tableau 3-3 Les sous-secteurs et leurs cours d'eau

numéro	cours d'eau	superf. (km ²)	numéro	cours d'eau	superf. (km ²)
R.00	La Charente	322	R.40	Le haut Né	417
R.01	La Charente	647	R.41	Le bas Né	295
R.02	L'Orgent'or	404	R.42	La Charente	167
R.10	La Bonnieure	207	R.50	La haute Seugne	314
R.11	La Tardoire	606	R.51	La basse Seugne	244
R.12	La Bandiat	493	R.52	La Charente	437
R.13	La Bonnieure	122	R.60	La haute Boutonne	610
R.20	La Charente	187	R.61	La basse Boutonne	733
R.21	L'Aume	496	R.70	La Charente	179
R.22	La Charente	259	R.71	L'Arnault	292
R.23	L'Argence	293	R.72	La Charente	403
R.30	Les Eaux Claires	782			
R.31	La Soloire	267			
R.32	L'Antenne	460	TOTAL		10035

Enfin nous notons que la marée de l'Océan Atlantique peut monter jusqu'à Saintes.

3.1.6 Activités industrielles

En amont d'Angoulême, le bassin supporte peu d'activités industrielles: une teinturerie à La Rochefoucault, quelques gravières près de Poumazière, l'abattoir de Ruffec et trois laiteries. Par contre à Angoulême et dans les communes satellites sont implantées plusieurs papeteries, une industrie chimique, un abattoir et une industrie métallurgique (Ruelle).

La ville de Cognac est connue pour ses distilleries dont l'ensemble est réparti sur l'aire de production du Cognaçais. La société REVICO, située à son aval immédiat, épure environ un tiers des vinasses produites.

Le bassin du Né est le siège d'extraction en carrière, celui de la Boutonne comporte de nombreuses laiteries que l'on retrouve aussi autour de la Seugne avec quelques distilleries. La branche chimie et engrais est prédominante en zone côtière du bassin de la Charente. L'exutoire marin, de par ses présumées capacités d'accueil, a souvent guidé le choix de l'implantation d'usines. Nous remarquons également un abattoir à Rochefort.

3.1.7 Activités agricoles

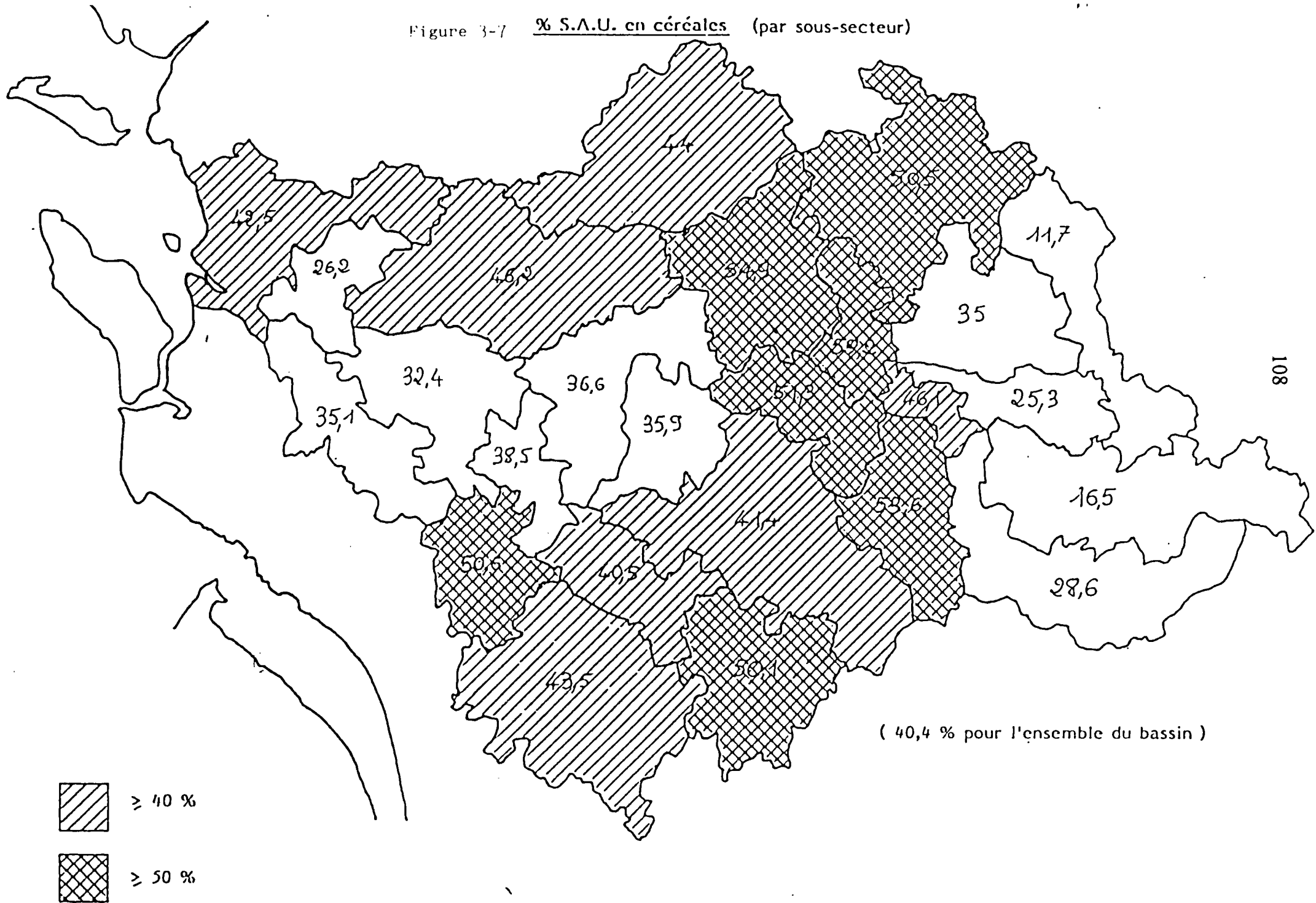
3.1.7.1 Les productions agricoles

Les tableaux 3-4 et 3-5 indiquent la répartition globale des cultures et des élevages présents dans le bassin de la Charente. Ces chiffres, obtenus à partir d'un dépouillement du RGA de 1979, ont été réactualisés à l'année 1986 en considérant l'évolution d'ensemble observée au niveau départemental en Charente et en Charente-Maritime.

La répartition des cultures et des élevages n'est cependant pas uniforme. Les figures 3-7, 3-8 et 3-9 illustrent la diversité des situations (1980) dans les 25 sous-secteurs constitutifs du bassin de la Charente.

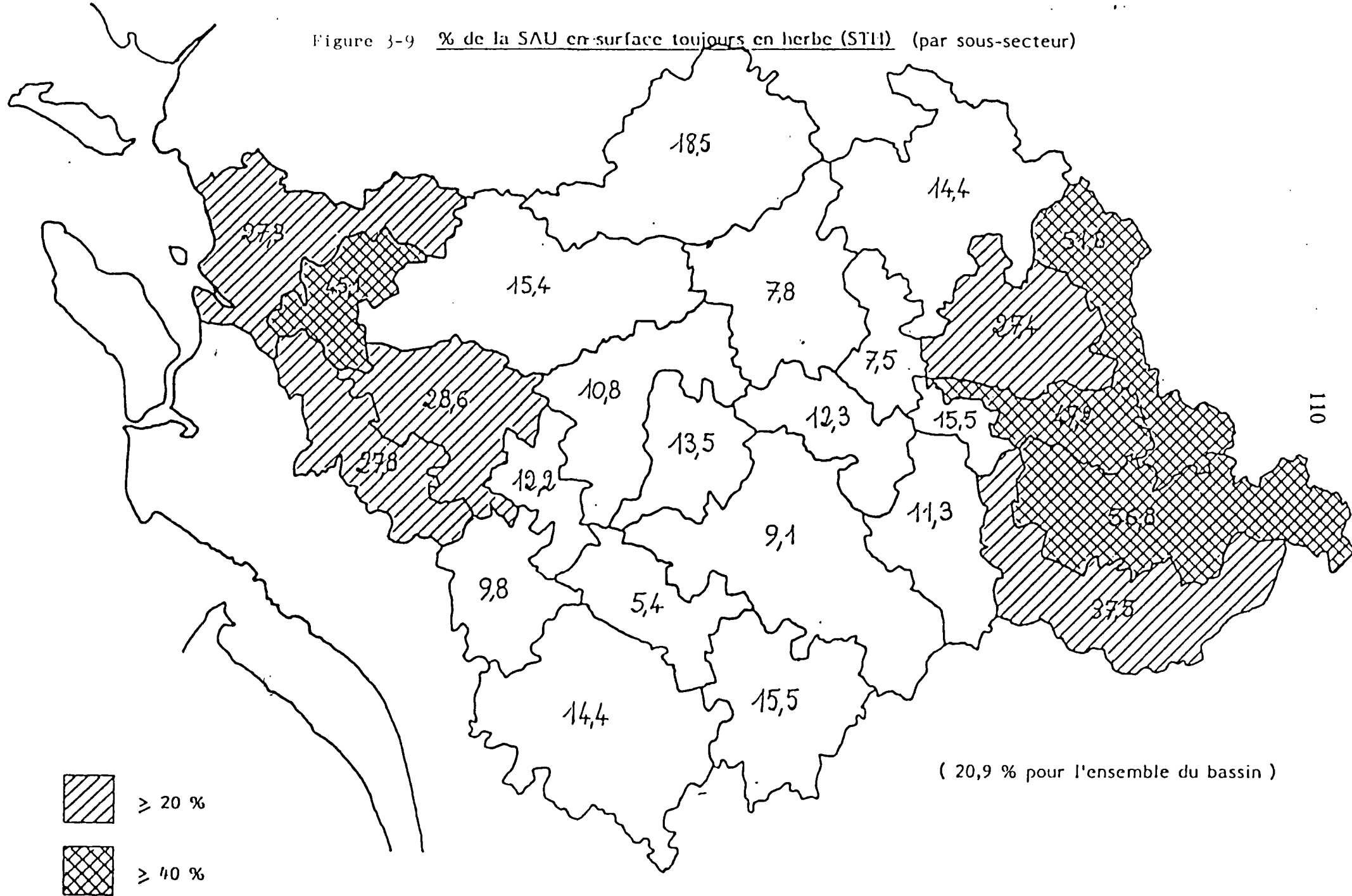
La viticulture, centrée sur la région de Cognac, ne concerne pratiquement que cette partie du bassin.

Figure 3-7 % S.A.U. en céréales (par sous-secteur)



Source : I.R.G.A. 1980

Figure 3-9 % de la SAU en surface toujours en herbe (STII) (par sous-secteur)



Source : I.C.A. 1980

Tableau 3-4 Les surfaces cultivées dans le bassin de la Charente

	Milliers d'ha	
	1979	1986
Blé tendre	112	128
Autre céréales à paille	112	68
Maïs-grain	60	58
Autres cultures non fourragères	24	95
dont tournesol	17	92
Herbages	206	202
Prairies artificielles	67	50
Fourrages annuelles	41	38
Vignes et vergers	82	72
total SAU	713	711

Sources: R.G.A. 1979-1980
S.R.S.A. Poitou-Charente 1986

Tableau 3-5 Les élevages dans le bassin de la Charente

	Millier d'animaux	
	1979	1986
Vaches laitières et nourrices	182	161
Autres bovins > 2 ans	50	39
Autres bovins 1 à 2 ans	73	53
Autres bovins < 1 an	75	74
Brebis	99	88
Autres ovins	46	23
Chèvres	96	68
Autres caprins	27	15
Truies	9	8
Autres porcins	114	109
Volailles et lapins	1913	2180

Sources : R.G.A. 1979-1980
S.R.S.A Poitou-Charente 1986

Les grandes cultures (céréales et oléagineux) se positionnent à la périphérie de la zone viticole, sur les terres de groie ou les argiles rouges au Nord, sur terres de champagne au Sud. Un examen plus détaillé montrerait que les oléagineux, tournesol en particulier, sont surtout localisés au Nord du bassin, sur les terres de groie.

Les productions fourragères (SFP) qui traduisent essentiellement la présence de l'élevage bovin, sont surtout développées à l'Est, sur les brandes et dans la Charente limousine, ainsi qu'à l'Ouest dans la zone des marais et des basses vallées inondables.

3.1.7.2 Les apports et l'exportation d'azote

Les références présentées et utilisées ci-après proviennent, pour la plupart, de l'enquête faite par le SCEES en 1986, sur les techniques culturales appliquées aux grandes cultures dans les départements de Charente et de Charente-Maritime. Pour la viticulture et les productions fourragères, d'autres sources d'information, moins homogènes et parfois moins actuelles, ont dû être utilisées.

A. Les fumures minérales

Le tableau 3-6 indique le niveau moyen des fumures minérales pratiquées dans le bassin de la Charente. Il faut considérer ces chiffres comme une approche de la réalité, et ne pas ignorer qu'il existe, en fait, une grande variabilité des niveaux de fumure pour une même culture, en fonction de la technicité des agriculteurs, des types de sols, des successions culturales ...

B. Les fumures organiques

Les effluents d'élevage contribuent de manière importante à la fertilisation des cultures et des prairies. Le tableau 3-7 indique, par catégorie d'animal et par an, les quantités moyennes d'éléments azotés disponibles dans les déjections fraîches ainsi que les quantités totales pour l'ensemble du bassin.

Tableau 3-6 Niveau moyen des fumures minérales par type de culture (kg/ha)

	N kg/ha	ensemble du bassin (t)
Blé tendre	158	20 224
Autres céréales à paille	123	8 610
Maïs-grain	166	9 628
Autres cultures non fourragères	80	7 840
Herbages	40	8 000
Prairies artificielles	15	750
Fourrages annuelles	120	4 560
Vignes et vergers	40	4 920
TOTAL		62 532

Sources : S.C.E.E.S. "Enquêtes pratiques culturales 1986"

Il est bien évident, compte tenu des modes de conservation et d'utilisation de ces déjections, que des pertes importantes vont minorer les quantités d'éléments fertilisants effectivement apportées aux cultures lors des épandages.

Une partie importante des déjections animales est libérée directement sur les prairies pendant la saison de pâturage. Le reste est généralement transformé en fumier et épandu sous cette forme.

C. Exportations

La composition moyenne des produits récoltés permet d'évaluer les quantités d'éléments fertilisants exportées par les récoltes. Des corrections doivent, toutefois, être appliquées à ces quantités pour tenir compte des restitutions sous forme de paille enfouie, par exemple. Le tableau 3-8 indique, par type de culture, les exportations d'azote ainsi calculées sur l'ensemble du bassin.

Tableau 3-7 Quantité d'éléments azotés provenant des déjections fraîches par catégorie d'animal

	N (kg/an)	ensemble du bassin (t)
Vache	68	7 616
Autres bovins > 2 ans	68	1 856
Autres bovins 1-2 ans	45	2 016
Autres bovins < 1 an	11	570
Brebis	10	616
Autres ovins	6	159
Chèvre	8	380
Autres caprins	4	42
Truies	16	76
Autres porcins	8	523
Volailles et lapins (pour 1000 têtes)	10	13
TOTAL		13 867

Sources : Caractéristiques physico-chimiques du lisier. (Services techniques FNPL); S.R.S.A. Poitou-Charentes.

Tableau 3-8 Exportation d'azote par les cultures du bassin de la Charente

	par hectare (kg)	pour ensemble du bassin (t)
Blé	121	15 488
Orge d'hiver	97	2 910
Céréales de printemps	77	3 080
Maïs-grain	100	5 800
Tournesol et autres cultures non fourragères	63	6 174
Herbages	100	20 000
Prairies artificielles	200	10 000
Fourrages annuels	140	5 320
Vignes et vergers	40	2 920
TOTAL		71 692

D. Bilan d'azote sur le bassin de la Charente

L'apport d'azote par la pluie est estimé à 8 kg/ha/an en fixant les concentrations en azote de la pluie à une valeur constante de 1 mg/l, soit 5720 tonnes sur l'ensemble du bassin. Les fixations biologiques, quant à elles, sont estimées comme suit:

azotobacters	10 kg/ha/an	7150 tonnes sur bassin
rhizobiums	75 kg/ha/an	3750 tonnes sur 50000 ha de légumineuses

En considérant les apports par la pluie et les fixations biologiques, nous pouvons calculer le bilan d'azote à l'échelle du bassin:

fumures minérales:	62 500 t
fumures organiques:	13 800 t
eaux pluviales:	5 700 t
azotobacters:	7 200 t
rhizobiums:	3 750 t
total des apports aux cultures:	92 950 t
exportation à déduire:	71 700 t
reliquat:	21 250 t

soit l'équivalent de 30 kg d'azote par ha et par an.

Notons que la volatilisation, la dénitrification et le lessivage ne sont pas compris dans ce calcul du bilan.

3.1.7.3 L'irrigation

A l'échelle du bassin, la culture du maïs et, à un niveau bien moindre, celle du tournesol, sont quasiment les seules cultures à bénéficier de l'irrigation.

En 1986, l'enquête du SCEES relève que 46% des surfaces en maïs-grain et 8 % des surfaces en tournesol ont bénéficié d'apports d'eau par l'irrigation.

La répartition de ces deux cultures n'est pas uniforme sur le bassin de la Charente. Le tableau 3-9 présente la surface irriguée par sous-secteur.

Tableau 3-9 Diversité de l'irrigation dans les sous-secteurs (ha)

numéro sous-secteur	surfa. irrigable	% SAU	surfa. irriguée	% SAU	numéro sous-secteur	surfa. irrigable	% SAU	surfa. irriguée	% SAU
00	128	0,4	17	0.0	32	1099	3.3	858	2.6
01	2162	4,4	1602	3.3	40	255	2.6	740	2.2
02	736	2,7	119	0.4	41	230	1.1	200	0.9
10	352	2,5	238	1.7	42	175	1.5	148	1.3
11	366	1.0	264	0.7	50	1245	2.3	830	1.5
12	167	0,8	104	0.4	51	939	4,6	774	3,8
13	173	3.0	136	2.3	52	711	2.7	508	1.9
20	306	2.2	286	2.1	60	1304	2.2	701	1.2
21	2197	6.3	1818	5.2	61	2245	3.8	1551	2.6
22	931	4,7	874	4,4	70	817	5,4	543	3,6
23	467	3,1	374	2,5	71	985	3,8	758	3,1
30	923	1,7	714	1,3	72	2650	7,9	1390	4,1
31	546	2,8	352	1,8	TOTAL	23014	3,1	16567	2,2

Source : R.G.A. 1980

Les trois sous secteurs les plus irrigués sont ceux numérotés 21, 22 et 51. Il s'agit des bassins de l'Aume, de l'Argence et de la Seugne.

3.1.8 Situation générale concernant la pollution par les nitrates - analyse des observations

Sur le bassin de Mélarchez, nous avons trouvé, après l'analyse des observations, que les concentrations en nitrates sont liées aux débits. Cette analyse a aidé à l'élaboration du modèle de lessivage de nitrates. Sur un grand bassin versant comme celui de la Charente, on se demande si le lien positif existe toujours et quel est le niveau de la relation entre les concentrations en nitrates à différents points de la Charente et les facteurs hydrologiques. Il est donc intéressant, avant

la modélisation, d'analyser les observations pour connaître de façon générale le comportement du bassin.

Les observations, comme nous l'avons indiqué plus haut, concernent les débits relevés chaque jour sur les 25 stations de jaugeage du réseau hydrographique charentais et les concentrations en nitrates recueillies chaque année (8 à 12 valeurs) sur les 18 stations du réseau qualité.

Ces analyses ont pour but de caractériser l'évolution des concentrations en nitrates le long du cours de la Charente et de rechercher l'existence de liens entre les paramètres, susceptibles de caractériser de façon globale les transports d'éléments azotés par le fleuve. Les résultats présentés ici proviennent des travaux effectués par AYPHASSORHO (Rapport final du Programme Charente-Marennes-Oleron, 1989) auxquels nous avons ajouté quelques commentaires.

3.1.8.1 L'évolution des concentrations en nitrates le long du cours d'eau de la Charente

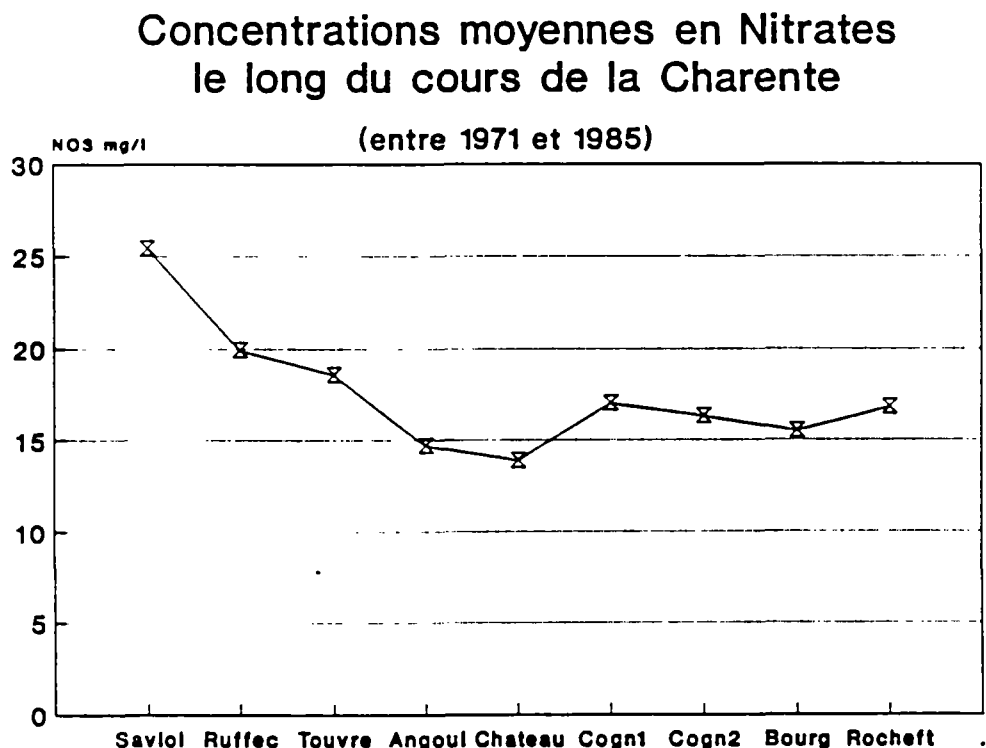


Figure 3-10

Les concentrations en nitrates (figure 3-10) ont été suivies depuis la station Saint Saviol, située la plus amont, jusqu'à Rochefort dans l'estuaire.

Les moyennes sont réalisées pour chaque station sur un nombre d'années différentes: le nombre de valeurs prises en compte pour chaque station varie entre 60 et 120; ce nombre nous a paru suffisamment élevé pour nous autoriser des comparaisons entre stations.

On peut voir sur la figure 3-10 que c'est à l'amont que la concentration en nitrates atteint les valeurs les plus élevées avec 25 mg/l. Elle diminue progressivement vers l'aval pour atteindre 15 mg/l à Angoulême, puis reste pratiquement stable jusqu'à l'estuaire avec 16 mg/l de NO₃, soit 250 µmol./l d'azote.

Cette valeur est confirmée par les analyses réalisées par IFREMER dans l'estuaire: les concentrations moyennes en nitrates en entrée se situent dans une plage de 200 à 400 µmol./l.

Deux conclusions peuvent être tirées après cette analyse:

- Les rejets urbains d'Angoulême, Cognac et Saintes semblent sans effet sur les concentrations en nitrates, car ces concentrations sont maximales dans le secteur le plus rural du fleuve.
- La dénitrification pourrait être forte, car la concentration en nitrates le long du cours d'eau charentais décroît de l'amont à l'aval malgré les apports ponctuels provenant des villes mentionnées dans le paragraphe précédent.

3.1.8.2 Les concentrations en nitrates à Angoulême-aval (Charente 15000)

Dans un premier temps, on a recherché s'il existait une relation entre les moyennes des valeurs de débit et de concentration en nitrates.

A. Valeurs moyennes mensuelles interannuelles

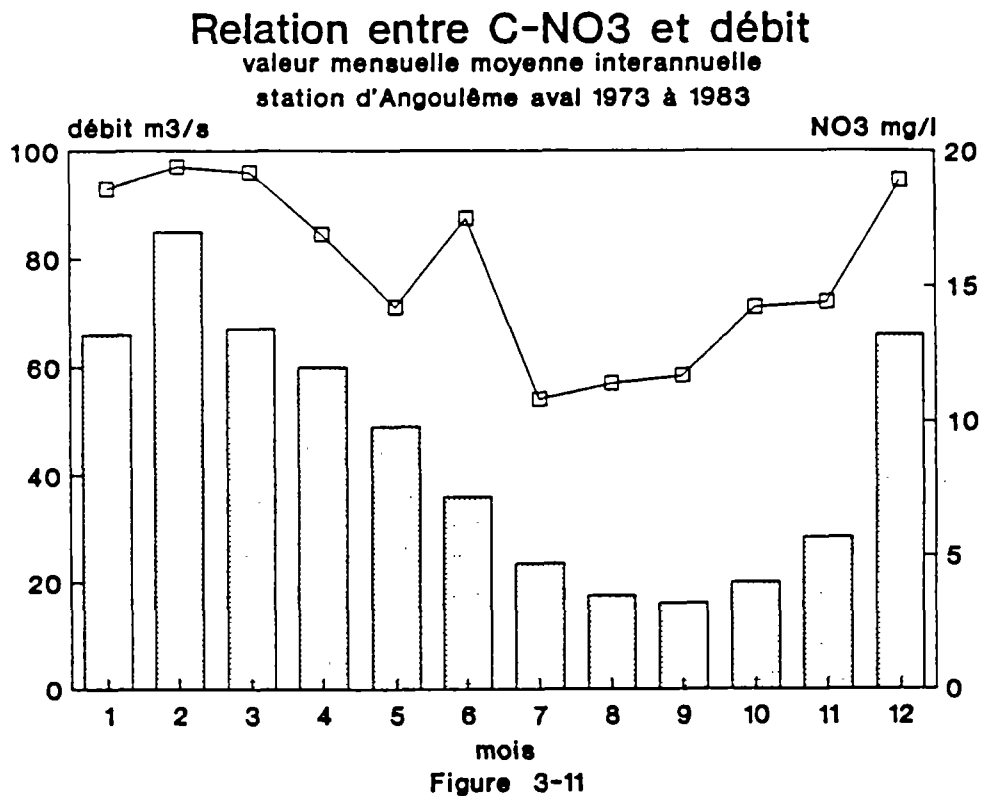
la figure 3-11 traduit clairement un lien entre le débit moyen mensuel interannuel, Q, et la concentration moyenne en nitrates, N, pour le même mois.

Ceci se confirme par l'emploi de la régression linéaire:

$$N = 0,12 Q + 10,12$$

Coefficient de corrélation $r = 0,885$, pour 12 valeurs.

Plus de 78 % de la variance des concentrations moyennes en nitrates est expliquée par les débits moyens.



On note toutefois une évolution non corrélée des deux paramètres au mois de juin, où la concentration en nitrates s'accroît, malgré une baisse sensible du débit.

B. Valeurs moyennes annuelles

La figure 3-12 et la régression linéaire font apparaître un lien entre le débit moyen annuel, Q, et la concentration moyenne annuelle en nitrates, N :

$$N = 0,30 Q + 1,21$$

$r = 0,853$, pour 11 valeurs. 73 % de la variance expliquée par le débit moyen annuel.

Valeurs moyennes annuelles station d'Angoulême-aval

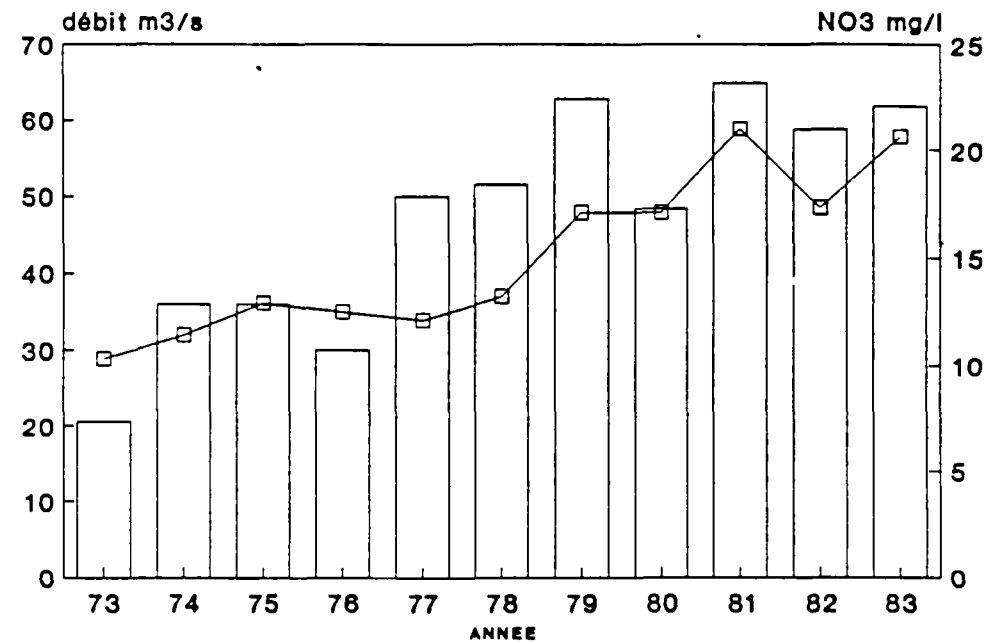


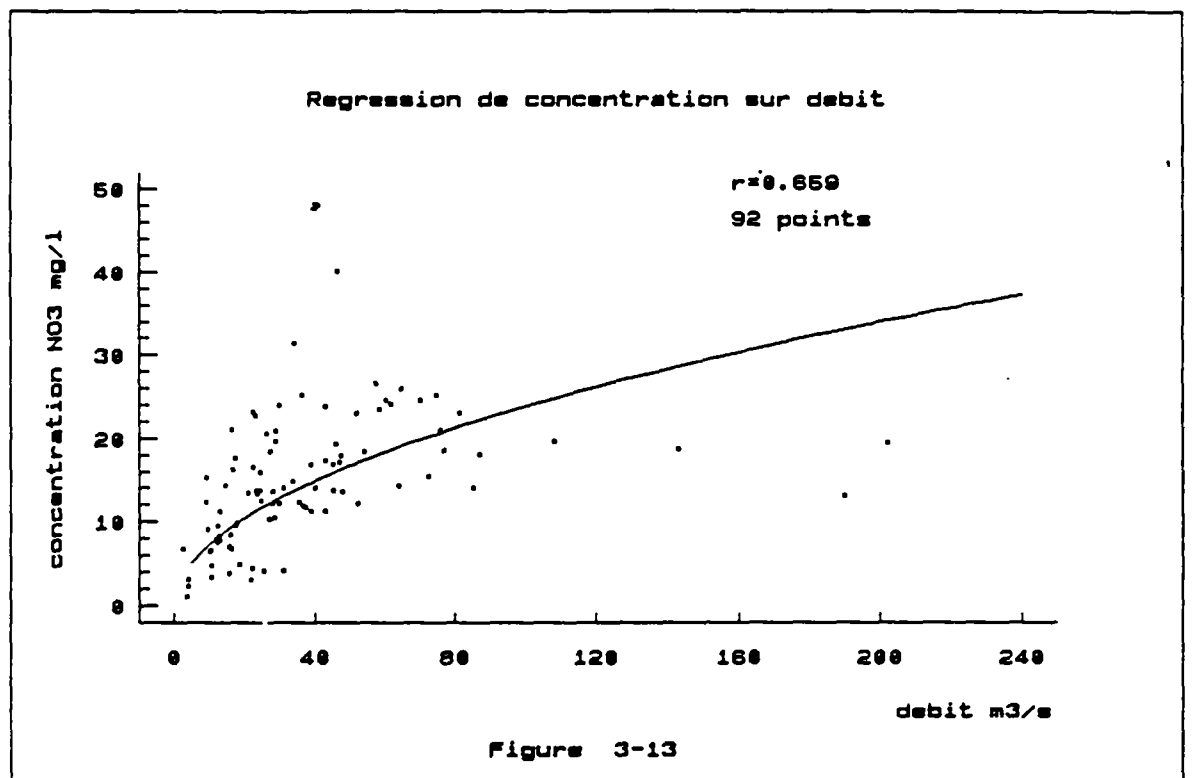
Figure 3-12

Du fait de l'existence de ce lien, on se demande si l'augmentation des teneurs en nitrates est seulement due à l'augmentation des débits moyens avec la présence d'années sèches en début de période (73-77) et humides en fin de période (78-83), ou à une tendance chronique à relier notamment à l'évolution des pratiques agricoles.

Il est difficile de conclure, dans notre cas, du fait de la faible densité des mesures. De nombreuses études effectuées dans ce domaine ont prouvé que l'on ne peut exclure aucune des deux éventualités.

C. Valeurs instantanées

Les 92 couples de valeurs de concentrations en nitrates et débits sont figurés sur la figure 3-13.



Différentes corrélations font apparaître, comme sur les valeurs moyennes, un lien positif entre concentrations en nitrates et débits. La meilleure de ces corrélations est de la forme :

$$N = 2,80 Q^{0,46}$$

$r = 0,635$, pour 92 valeurs, 40 % de la variance expliquée par les débits instantanés.

Si l'on exclut, lors de la régression, les quatre valeurs correspondant aux débits supérieurs à $100 \text{ m}^3/\text{s}$, pour lesquels l'effet de dilution masque tout autre comportement, la corrélation change peu :

$$N = 2,17 Q^{0,54}$$

$r = 0,647$, pour 88 valeurs, 42 % de la variance expliquée par les débits instantanés.

Pour tester le rôle d'un historique des débits dans la formation des concentrations, une recherche de corrélation a été pratiquée en prenant en compte le débit moyen du mois précédent le jour de la prise d'échantillon pour analyse des nitrates. En utilisant une régression linéaire la corrélation est meilleure qu'avec les débits du jour de prélèvement ($r = 0,526$ contre $0,411$), tandis qu'en utilisant une régression logarithmique la corrélation est moins bonne ($r = 0,588$ contre $0,635$). On ne peut donc pas conclure.

Même si l'analyse fine des données, notamment automnales, semble montrer qu'une moyenne de débits rend mieux compte des concentrations en nitrates, il conviendra de tester à nouveau cette hypothèse en choisissant une moyenne sur une durée inférieure à un mois.

L'ensemble des résultats précédents montre que plusieurs phénomènes semblent jouer un rôle dans la formation des concentrations en nitrates :

- Effet de lessivage :

c'est lui qui prédomine et qui explique le lien positif qui apparaît entre concentrations en NO_3 et débits.

- Effet de dilution :

il intervient en masquant l'effet précédent, mais ne devient dominant que pour les débits de crues.

- Effet "Printemps" :

lors d'une période correspondant approximativement au mois de Juin, on observe des concentrations en nitrates plus élevées que

ne permet de l'expliquer le seul effet de lessivage. Une période d'observation plus longue permettrait peut-être de confirmer ce phénomène saisonnier, qui pourrait être provoqué par exemple par l'échauffement du sol favorisant la minéralisation de l'humus ou par certaines pratiques agricoles.

Les deux premiers phénomènes ont déjà été rencontrés lors de l'analyse des observations sur le bassin de Mélarchez, tandis que le dernier est particulier.

La représentation la plus satisfaisante des relations nitrates-débits, pour l'ensemble des données, apparaît donc la suivante:

$$\text{- de } 0 \text{ à } 80 \text{ m}^3/\text{s}, \quad N = 2,17 Q^{0,54}$$

$$\text{- au delà de } 80 \text{ m}^3/\text{s}, \quad N \text{ constant: } 16 \text{ mg/l}$$

Comme le montre la figure 3-14, les flux de nitrates instantanés, obtenus par le produit des concentrations et des débits du même jour, sont très bien corrélés aux débits ($r = 0,93$), comme les résultats précédents permettaient de le prévoir, pour les valeurs hors des fortes crues.

On constate également sur ce schéma que pour les années les plus récentes (1981-1983), les valeurs de flux en NO_3 sont plus élevées que celles situées sur la courbe de corrélation. Ceci prouve que l'augmentation des concentrations en nitrates visualisées sur la figure 3-12 reflète non seulement le lien avec les débits croissants, mais aussi une tendance croissante indépendante des débits, dont l'origine peut se trouver dans les phénomènes de pollution ponctuelle ou plus vraisemblablement diffuse.

Correlation entre flux de nitrates et debits a Angouleme aval

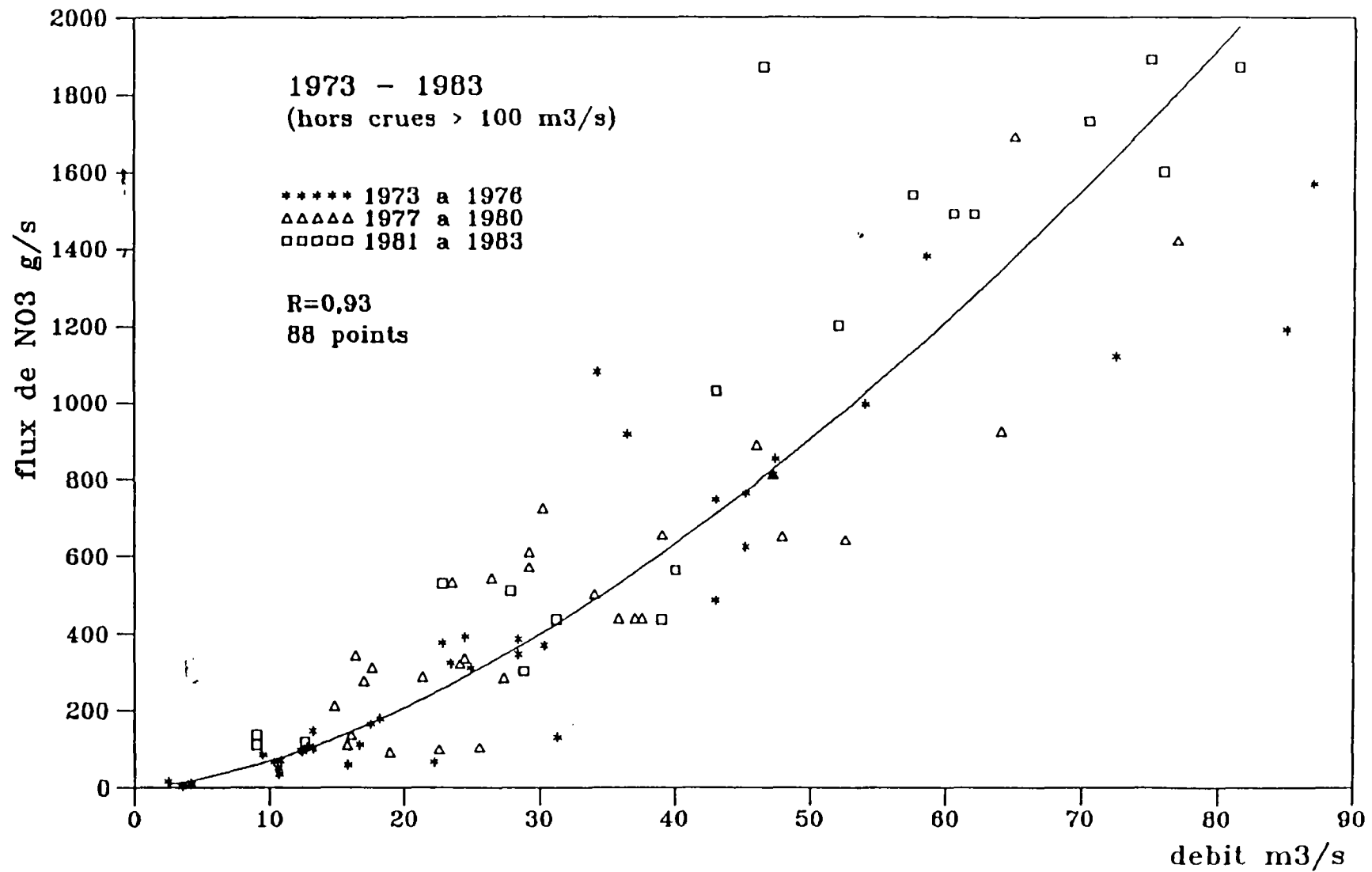


Fig. 3-14

3.2 Modélisation par sous-bassin

3.2.1 Découpage du bassin

Dans la section précédente nous avons déjà mentionné que le bassin de la Charente couvre une superficie de 10 000 km² et présente une géologie assez diversifiée. Un tel bassin a donc besoin d'être discrétisé spatialement pour prendre en compte son hétérogénéité tant au niveau superficiel qu'au niveau souterrain.

La discrétisation spatiale du bassin peut s'effectuer de différentes manières: découpage en mailles ou ramification en sous-bassins et biefs. Nous avons choisi la deuxième parce que nos données sont recueillies sur des sous bassins. Cette discrétisation est encore grossière car la superficie moyenne de tous les sous bassins est d'environ 500 km² avec deux bassins supérieurs à 1000 km².

Tableau 3-10 Caractéristiques des sous-bassins

nom du sous-bassin	superficie (km ²)	longueur d'affluent	station de débit	station qualité
Charente amont	492	70 km	St Saviol	23950
Argent'or	579			
Sonsonnette	302			
Bonnieure	207	15	Villebette	20000
Tardoire	1220	65	Coulgens	
Courcome	187			
Aume	496	25	Les Marais	
Argence	380			
Touvre	120	15	Foulpougne	15900
Nouere	284			
Boeme	550			
Soloire	267	15		
Antenne	460	32	Javrezac	12000
Né	712	40	St Fort Né	11500
Salignac	167			
Seugne	958	60	Pons	07800
Bramerit	437			
Boutonne	1343	90	Torxé	02500
Arnoult	292	35		
Gères	582	30		

Les limites des sous-bassins coïncident en principe avec celles des sous-secteurs définies par la Mission Technique "Adour-Garonne" avec toutefois des modifications en vue de la localisation de certaines stations intermédiaires, Chenon, Angoulême Fleurac par exemple.

La figure 3-15 nous montre la ramification du bassin avec 19 "branches" et le "tronc" divisé en 20 biefs. Les caractéristiques des sous-bassins sont présentées sur le tableau 3-10 et celles des biefs sur le tableau 3-11.

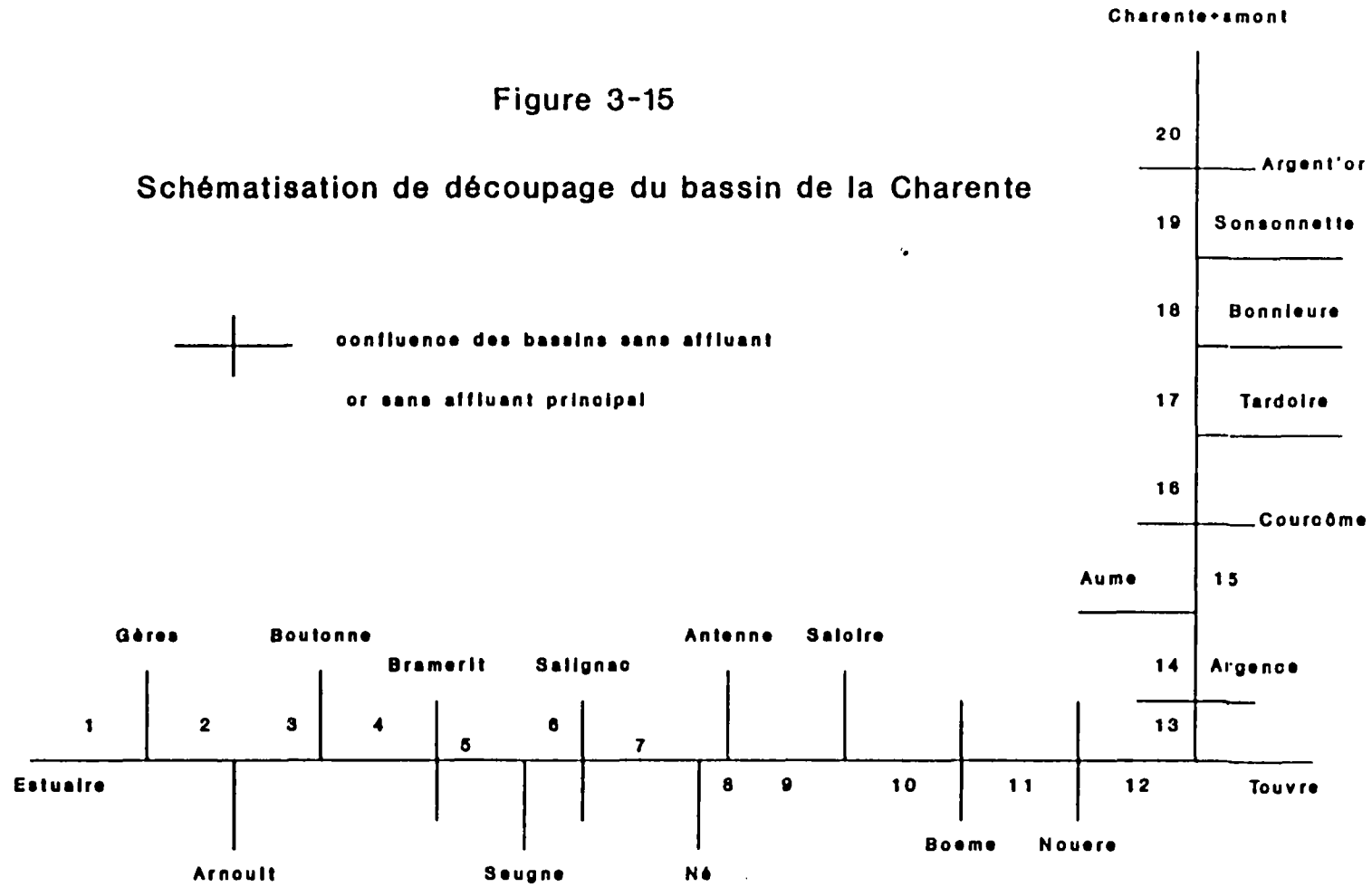
Nous voyons qu'il manque certaines valeurs dans la troisième colonne du tableau 3-10, c'est-à-dire la longueur d'affluent, ceci correspond aux bassins qui n'ont pas d'affluent ou pas d'affluent principal et sur lesquels les écoulements latéraux arrivent directement au fleuve de la Charente. Ici nous faisons l'hypothèse, du fait de la difficulté de prise en compte des écoulements latéraux, que ces écoulements le long du tronc de la Charente sont collectionnés et rejoignent le fleuve à la sortie du sous bassin. Ce genre de bassins sont traités donc tout à fait comme les bassins normaux seront appelés "sous bassins latéraux".

Tableau 3-11 Caractéristiques des biefs

nom du biefs	longueur du bief (km)	pente du bief	station de débit	station qualité
charente+Argen.	28	0,7/1000	Chenon	23000
Cha+Sonsonnet.	12	0,7/1000		
Cha+Bonneure	0			
Cha+Tardoire	0			
Cha+Courcome	16	0,1/1000	Luxé	
Cha+Aume	0			
Cha+Argence	40	0,1/1000		
Cha+Touvre	0			
Cha+Nouere	15	0,1/1000	Angoulême	15000
Cha+Boeme	36	0,4/1000		
Cha+Soloire	8	0,4/1000	Cognac	13200
Cha+Antenne	0			
Cha+Né	0			13000
Cha+Salignac	15	0,06/1000		
Cha+Seugne	0			
Cha+Bramerit	36	0,06/1000		06+900
Cha+Boutonne	11	0,06/1000		
Cha+Arnoult	18	0,06/1000		01+500
Estuaire	10	0,06/1000		

Figure 3-15

Schématisation de découpage du bassin de la Charente



3.2.2 Estimation de la pluie et de l'évapotranspiration potentielle

A l'intérieur du bassin de la Charente sont installées 34 stations pluviométriques dont la plupart présentent parfois des lacunes, dans ce cas les valeurs des pluies relevées à la station de Cognac sont utilisées comme données de remplacement car cette station se situe au centre du bassin et présente une chronique la plus complète. La pluie représentative de chaque sous-bassin est prise égale à la moyenne arithmétique des valeurs enregistrées sur les stations situées à l'intérieur (pour les sous-bassins comportant des stations) ou autour (pour ceux n'en ayant pas) des sous-bassins.

Quant à l'évapotranspiration potentielle, elle est calculée toujours en fonction de la température de l'air. La formule empirique $ETP=(T/6)^{1,4}$ ajustée pour le Bassin Parisien n'est pas nécessairement valable sur le bassin de la Charente. La température de l'air, quant à elle, n'est pas constante partout sur l'ensemble du bassin, mais varie certainement d'un sous-bassin à l'autre en fonction de leur altitude moyenne. Cependant, nous ne disposons que d'une station de mesure des températures à Cognac. Par ailleurs, la pluie moyenne arithmétique d'un sous-bassin ne représente qu'une valeur approximative de la valeur réelle.

Compte tenu de toutes ces imprécisions, nous n'essayerons pas de chercher une autre formule pour calculer l'évapotranspiration potentielle, ni de corriger la température selon l'altitude du sous-bassin, mais d'intégrer toutes ces incertitudes dans un seul coefficient, dit coefficient de correction de la pluie, qui traduit d'une part l'amélioration de la représentativité de la pluie moyenne arithmétique, et d'autre part la correction de l'estimation de l'évapotranspiration potentielle en utilisant la même formule que celle employée pour le bassin de Mèlarchez.

3.2.3 Estimation des températures de l'eau et du sol

Comme on ne dispose d'aucune donnée de la température de l'eau sur le bassin de la Charente, nous ne pouvons qu'utiliser l'approche statistique ajustée sur le bassin de Mèlarchez pour estimer la température de l'eau. Pour la même raison

la température de l'eau ainsi estimée est supposée homogène sur l'ensemble du bassin.

Les températures dans le sol, à différentes profondeurs et à différentes heures de la journée (10 cm à 6h, 12h et 18h; 20, 50 et 100 cm à 12h), ont été mesurées à Cognac sur la période 1978 à 1980. Pour extrapoler les valeurs hors de cette période, nous avons emprunté la méthode de Haith et Loehr, d'après laquelle la température moyenne du sol dans la zone racinaire est prise comme étant égale à la température moyenne de l'air des 20 jours précédents (Haith et Loehr, 1979). Nous avons comparé les valeurs ainsi calculées avec les valeurs mesurées à 20 cm de profondeur sur la période 1978 à 1980, et les résultats de la comparaison sont présentés sur la figure 3-16. On peut noter d'après les résultats graphiques et numériques que la température du sol est bien reproduite par cette approche.

3.2.4 Données agricoles

3.2.4.1 L'occupation du sol

Dans la section précédente, nous avons présenté la répartition globale des cultures sur le bassin de la Charente. Grâce aux figures 3-7, 3-8 et 3-9 présentées également dans la section précédente ainsi que des travaux effectués par nos collègues du CEMAGREF de Bordeaux, nous pouvons estimer les surfaces occupées par chaque culture dans chaque sous-bassin. Le tableau 3-12 présente, par sous-bassin, la surface totale, la surface agricole utilisable (SAU) et les surfaces occupées par chaque culture.

En réalité, l'occupation du sol dans chaque sous bassin évolue d'une année sur l'autre. Faute de données annuelles, nous n'avons pas assez éléments pour quantifier la tendance très probablement croissante des facteurs de pollution et nous avons fait l'hypothèse d'une répartition sans évolution dans le temps. Cette faiblesse ne devra pas être oubliée au moment de l'analyse des résultats.

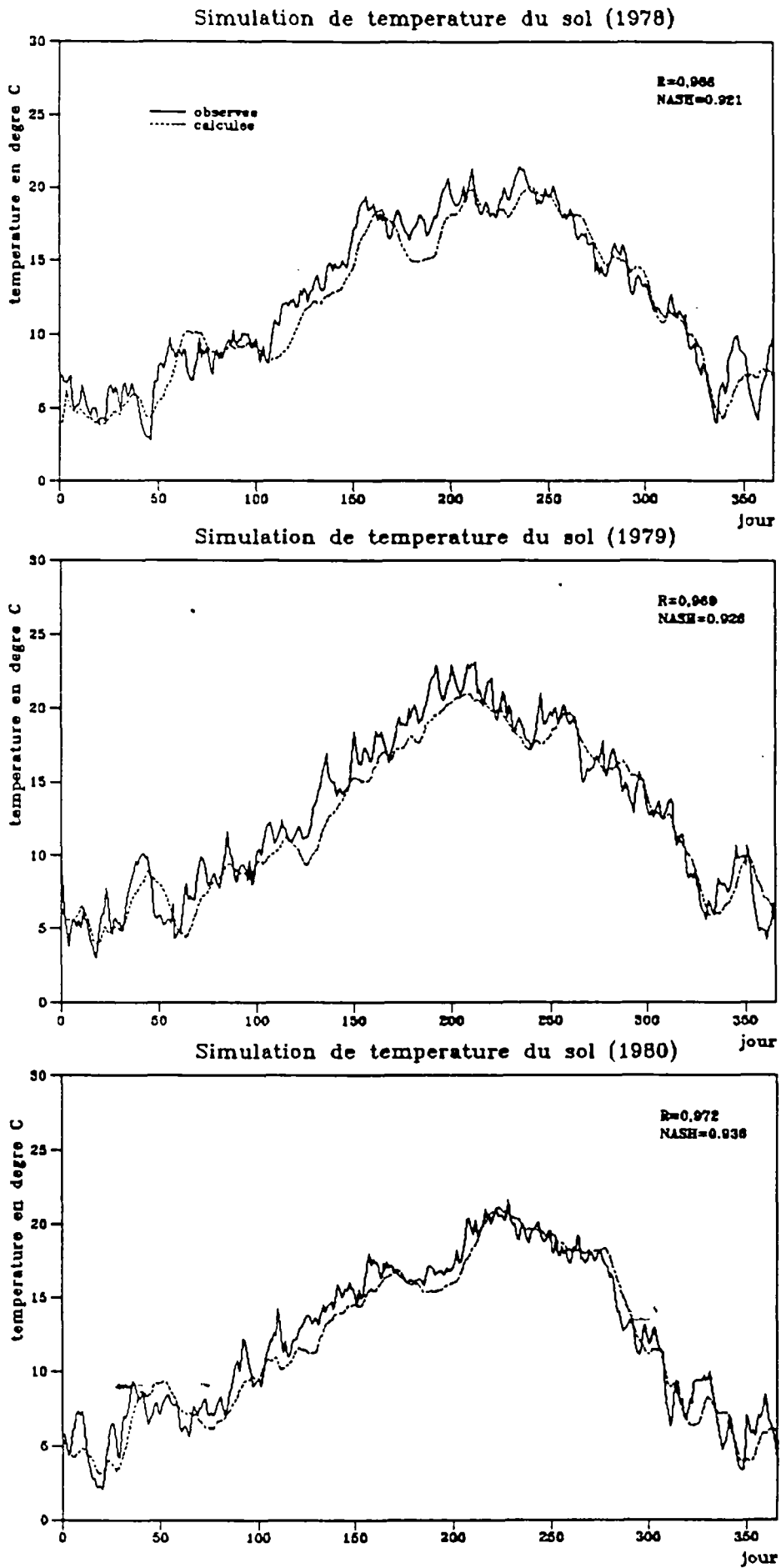


Fig. 3-16

Tableau 3-12 L'occupation du sol (ha)

nom du sous-bassin	superfi totale	S.A.U.	Blé	Orge hiver	Orge print.	Maïs	Tourn.	Herba.	Vigne
Charente amont	49200	38868	3685	1869	1869	2193	1189	27907	156
Argent'or	57900	41978	7844	3980	3980	4670	2530	18806	168
Sonsonnette	30200	19992	2679	1359	1359	1595	864	11995	140
Bonnieure	20700	14101	1428	725	725	850	461	9786	141
Tardoire	122000	65170	6200	3146	3146	3691	2000	46206	783
Courcôme	18700	13480	3236	1642	1642	1926	1044	3707	298
Aume	49600	34210	7583	3847	3847	4514	2446	11084	886
Argence	38000	27360	4684	2376	2376	2788	1512	11053	2317
Touvre	12000	6000	1281	650	650	762	413	2064	218
Nouere	28400	18574	3769	1912	1912	2243	1216	4272	2690
Boeme	55000	35970	5789	2937	2937	3447	1868	7554	12680
Solatre	26700	18830	2639	1339	1339	1571	851	4990	6225
Antenne	46000	31850	4866	2469	2469	2897	1570	7771	9458
Né	71200	52660	8979	4555	4555	5345	2896	10532	15375
Salignac	16700	10840	1604	814	814	955	518	2602	4018
Seugne	95800	72010	12130	6154	6154	7221	3913	18435	17908
Bramerit	43700	25720	3149	1597	1597	1874	1016	14532	2376
Boutonne	134300	115600	20301	10299	10299	12085	6549	54332	1577
Arnoult	29200	24895	3693	1873	1873	2198	1191	12696	1160
Gères	58200	47850	6396	3245	3245	3808	2063	28806	253
TOTAL	1003500	715958	111935	56788	56788	66633	36110	309130	79073

3.2.4.2 Pratiques culturales

En ce qui concerne les pratiques culturales, faute de données détaillées, nous avons fait les hypothèses suivantes:

- les dates de semis et de récolte de chaque culture ne varient pas d'une année sur l'autre et d'un sous-bassin à l'autre. La période de croissance de l'herbe dure une année entière et ses dates de "semis" et de "récolte" sont prises assez arbitrairement (1er Janvier et 31 Décembre). La vigne est considérée comme une culture annuelle, avec des dates de semis et de récolte arbitraires, prises respectivement au printemps et en automne.

- de même, les doses et les dates des épandages d'engrais chimiques pour chaque culture sont supposées invariantes, tant dans le temps (sur toutes les années de la période de modélisation) que dans l'espace (sur tous les sous-bassins). Les épandages s'effectuent chaque fois au milieu du mois. Le tableau

3-13 ci-après indique, par type de culture, les dates de semis et de récolte, les doses (rapportées à la surface totale des cultures) et les dates d'apport de fertilisants, ainsi que les consommations potentielles d'éléments azotés.

Tableau 3-13 Données concernant les pratiques culturales

culture	date semis	date récolte	fertilisation (kg N /ha)						consom. poten. kg N/ha
			Janv.	Mars	Avril	Mai	Juin	Nov.	
Blé	08.10	15.08	48	104	5			6,5	180
Orge H	15.10	20.07	46	92	2			2	150
Orge P	20.03	20.08		75	37				120
Maïs	20.04	15.11			1	111	54		200
Tournesol	20.04	15.10				80			120
Herbages	01.01	31.12			20	20			100
Vignes	20.03	20.10			40				70

3.2.4.3 Estimation des quantités de déjections fraîches reçues sur les prairies pendant la période de pâturage

Le bassin de la Charente n'a pas une vocation d'élevage intensif. Pourtant l'apport d'azote par les animaux n'est pas négligeable.

L'estimation de ces quantités nécessite de connaître le temps de mise à l'herbe pour chaque catégorie d'animaux. N'ayant aucune source bibliographique sur les durées de mise à l'herbe dans le bassin de la Charente, les périodes citées reposent sur des informations concernant les élevages recueillies auprès des techniciens agricoles des Charentes. Nous affectons donc à chaque catégorie d'animaux du tableau 3-5 une durée de mise à l'herbe moyenne.

- Les bovins: les vaches laitières qui représentent 70 % des effectifs "vaches" (S.R.S.A., 1986) sont environ 7 mois hors stabulation, les vaches allaitantes (30 % des effectifs "vaches") passent 10 mois à l'herbe.- En ce qui concerne les autres bovins, la pâturage dure environ 8 mois.

- Les ovins: la mise à l'herbe débute fin mars et s'achève aux environs du 1er décembre.
- Les caprins: l'élevage caprin se distingue en deux grands groupes; 50 % des effectifs sont en stabulation toute l'année (élevages intensifs) et les 50 % restants sont à l'herbe pendant environ 8 mois.

Enfin, la mise à l'herbe ne concerne ni les porcins, ni les volailles qui séjournent continuellement dans des bâtiments.

En admettant qu'un animal en stabulation permanente produit annuellement environ 20 fois son poids de fumier et connaissant la composition chimique des fumiers, compte tenu des durées de mise à l'herbe, nous pouvons calculer le bilan d'azote minéral dû aux excréments des animaux durant la période de pâturage.

A partir du tonnage global des éléments fertilisants apportés au sol par les déjections animales, la déduction des pertes d'azote par volatilisation d'ammoniac permet d'affiner les bilan. En effet, une fraction de l'azote apporté par les animaux se présente sous forme d'ammoniac très volatile. D'après KOLENBRANDER, la quantité totale d'azote (N_t) contenue dans les déjections animales se divise en trois fractions: une fraction minérale N_m ($NH_4 - N$; urée et acide urique), une fraction organique N_e , minéralisée pendant l'année en cours et une fraction organique résiduelle N_r dont l'azote n'est libéré qu'au cours des années suivantes. En fait, c'est la fraction minérale qui nous intéresse, car dans notre modèle la teneur en azote organique est supposée invariante.

Sur prairies, KOLENBRANDER cite des valeurs très intéressantes. Durant la période de pâturage, environ 20 % de N_m sont perdus rapidement par volatilisation de l'ammoniaque. En outre, l'urée se volatilise plus lentement, on peut perdre environ 30% supplémentaires de N_m sur l'ensemble de l'été, lorsque les excréments reposent sur le sol. Les pertes totales s'élèvent donc à 50 % de N_m . Toujours d'après KOLENBRANDER, la fraction minérale N_m représente 0,4 N_t pour le lisier de bovin.

Le bilan réel des apports dus aux déjections animales sur prairies pendant la période de pâturage peut donc se calculer:

$$Nm \text{ réel} = 0,5 Nm = 0,5 * 0,4 Nt = 0,2 * 11452 t = 2290 t$$

Cet apport minéral ainsi calculé est reparti uniformément sur la période de pâturage et pondéré en fonction de la surface en herbe sur chaque sous-bassin.

3.2.4.4 Prélèvements par l'irrigation

Nous avons donné des estimations pour 1986. Pour la période utilisée par le modèle, les incertitudes sont telles que nous avons totalement omis les prélèvements dans les entrées du modèle, reportant leur prise en compte au moment de l'interprétation des résultats.

3.2.5 Estimation des apports azotés ponctuels

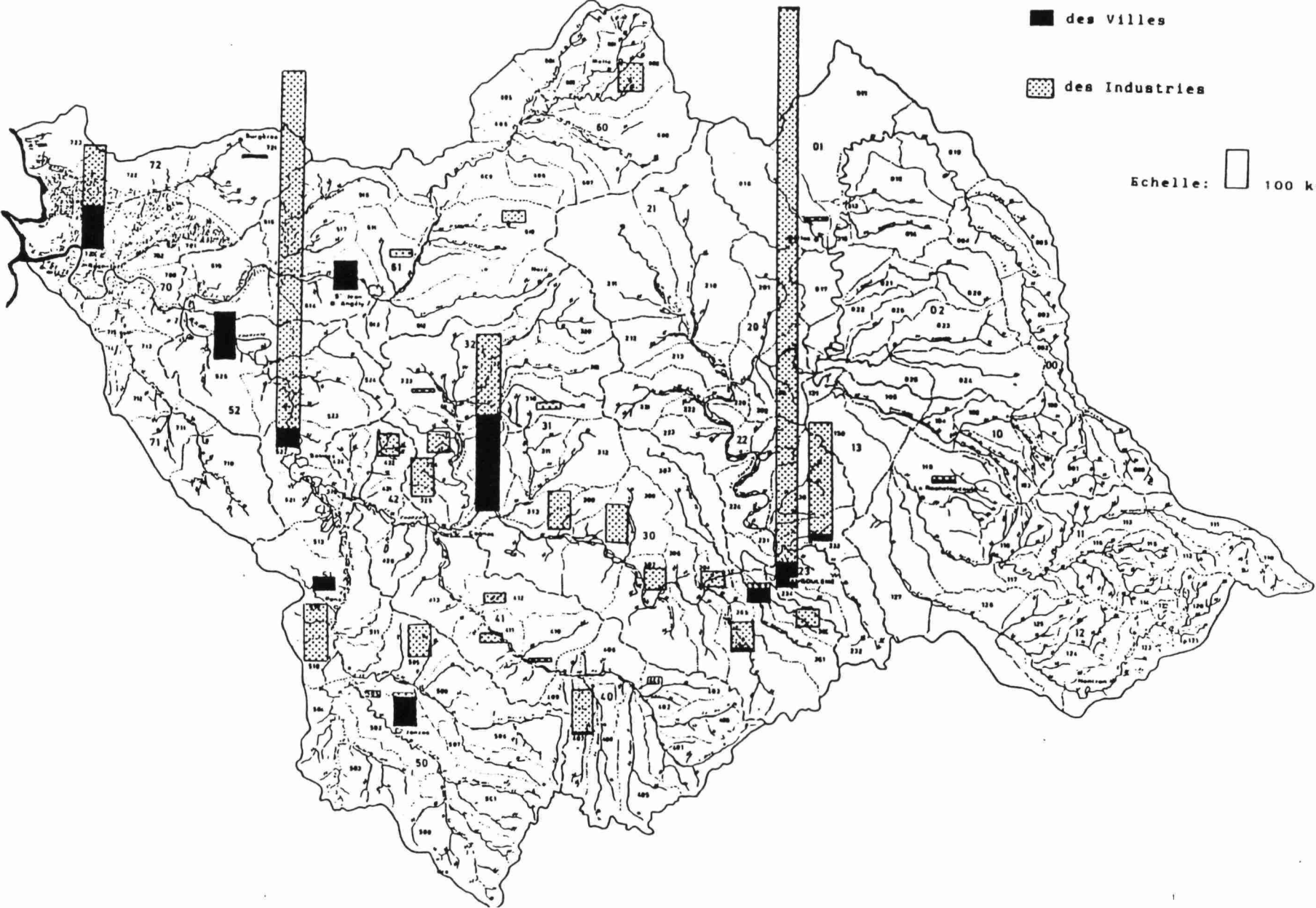
La figure 3-17 présente les rejets industriels et domestiques en azote kjeldhal sur le bassin de la Charente et ses cours d'eau et montre la forte importance des rejets azotés à Angoulême et dans sa région.

Les nitrates, représentant en moyenne 20 à 30% de l'azote total dans les apports industriels et domestiques, n'ont pas été mesurés.

Pour estimer les apports azotés en provenance des villes et des usines, nous faisons les deux hypothèses suivantes:

- l'azote ammoniacal, qui représente environ 60 à 70% de l'azote kjeldhal provenant de sources ponctuelles (BENNETON, 1984), se nitrifie rapidement en nitrates. En réalité, la nitrification de l'ammoniaque en nitrates prend du temps pour se réaliser. La figure 3-18 montre que la concentration moyenne en ammoniaque, qui a subi une augmentation en raison des apports de la ville d'Angoulême, retrouve sa valeur normale à Chateaufort, environ 20 kilomètres à l'aval d'Angoulême.
- la minéralisation de l'azote organique est une transformation lente et ne sera pas considérée.

Figure 3-17 Rejets en Azote Kjeldhal (kg par Jou



des Villes

des Industries

Echelle: 100 kg/j Nk

Concentrations moyennes en NH₄ le long du cours de la Charente

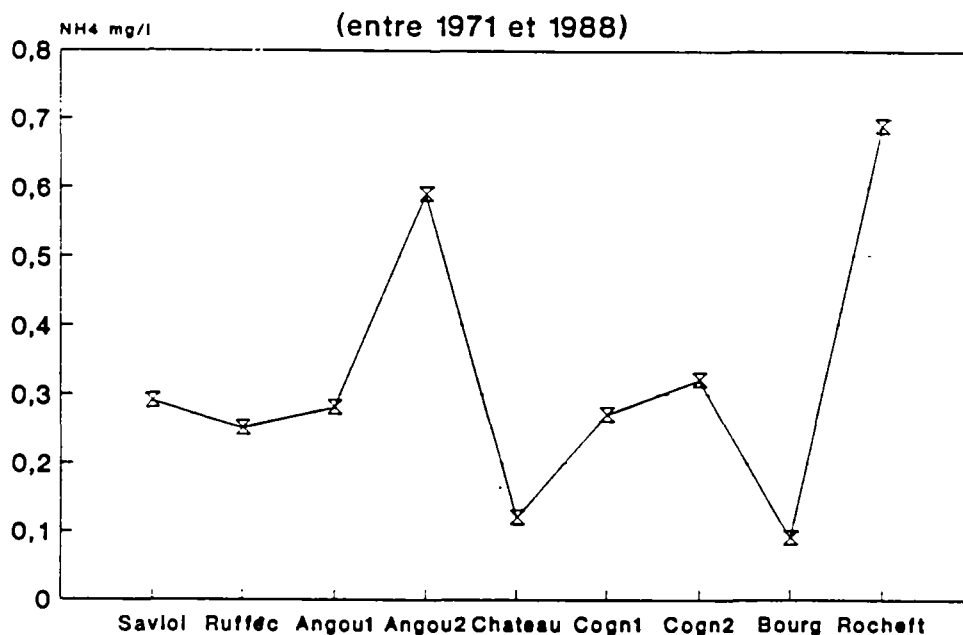


Figure 3-18

Le tableau ci-après présente les apports ponctuels en nitrates ainsi estimés sur les sous bassins et les biefs du bassin de la Charente.

Tableau 3-14 Apports ponctuels en nitrates sur le bassin de la Charente

sous bassins ou biefs	N kjedhal (kg/jour)	N-NO ₃ (kg/jour)
Argent'or	10	9
Tardoire	20	18
Touvre	300	270
Charente+Touvre	1460	1314
Nouere	90	81
Charente+Nouere	350	315
Soloire	15	14
Charente+Soloire	440	396
Antenne	150	135
Né	150	135
Charente+Salignac	60	54
Seugne	330	297
Charente+Seugne	1070	963
Boutonne	180	162
Charente+Arnoult	280	252

3.2.6 Calage du modèle hydrologique

3.2.6.1 Choix des bassins et de la période de calage

Les 25 stations hydrométriques à l'intérieur du bassin de la Charente contrôlent chacune une superficie différente. Grâce aux stations intermédiaires, il est possible également de caler le modèle sur certains sous-bassins non jaugés (le bassin de l'Argent'or, par exemple). Compte tenu de la superficie, des conditions géologique et pédologique ainsi que des données disponibles, nous avons choisi 9 sous-bassins jaugés et un sous-bassin non jaugé pour le calage du modèle hydrologique.

Quant à la période de calage, nous avons choisi la période 1975 à 1978, soit 4 ans, pour les raisons suivantes:

- les années 1975 et 1976 sont des années sèches. Une période incluant ces deux années est sans doute plus représentative et rend la validation du modèle plus souple;
- nous voulons que le modèle se cale sur la même période sur tous les sous bassins pour faciliter l'éventuelle régionalisation des paramètres.

3.2.6.2 Calage et analyse des résultats

Le tableau 3-15 ci-après regroupe les valeurs de 5 paramètres du modèle hydrologique et du coefficient de correction de la pluie obtenues par le calage sur la période de 1975 à 1978 pour 10 sous-bassins.

Le coefficient de correction de la pluie CF est trouvé supérieur à l'unité sur tous les sous bassins amonts et inférieur à unité sur les sous bassins ayant une altitude moyenne relativement faible, le bassin du Né et celui de la Seugne par exemple. Ce résultat prouve l'influence de l'altitude moyenne du bassin sur l'estimation de

l'évapotranspiration potentielle en fonction de la température et suggère une correction nécessaire de température à partir de l'altitude moyenne du bassin.

Les paramètres A, B et C seront discutés dans la section 3.5, régionalisation des paramètres du modèle, à noter tout simplement que le paramètre C, signifiant le temps de concentration du bassin, a été trouvé influencé par de nombreux facteurs: la superficie (2,48 jour à Torxé, valeur la plus élevée sur le bassin le plus grand), la pente (0,73 jour à Feuillade et 0,75 jour à Montbron), la forme du bassin (1,23 jour à Saint Saviol), ainsi que le mode d'écoulement sur les sous bassins latéraux (2,09 jour sur le bassin de l'Argent'or, valeur relativement élevée).

Tableau 3-15 Paramètres optimisés du modèle hydrologique

nom de la station	super. (km ²)	péριο. calage	A (mm)	B (mm)	C jour	PD mm/j	VG	CF
St Saviol	492	75-78	202	70	1.23	9.2	.0100	1.14
Villebette	203	75-78	316	280	1.41	0.75	.0002	1.05
Feuillade	333	75-78	507	455	0.73	6.48	.0013	1.1
Montbron	389	75-78	484	176	0.75	15.8	.0030	1.19
Les Marais	452	75-78	218	702	1.89	0	0	0.98
St Fort Né	529	75-78	154	647	1.7	0	0	0.98
Pons	882	75-78	243	487	1.55	9.97	.0005	0.99
Torxé	1032	75-78	149	779	2.48	3.6	.0210	1.02
Chenon	1071	75-78	300	167	1.5	11.7	0.003	1.13
Le Vert	523	75-78	194	1110	1.35	3.6	.0210	1.17
Argent'or*	579	75-78	395	549	2.09	9.3	0.003	1.12

Le bassin d'Argent'or est un bassin non jaugé. Le calage du modèle sur ce bassin se fait en prenant comme débit mesuré la différence entre les débits mesurés à la station de Chenon et à la station de Saint Saviol. De plus, ce bassin est un sous bassin latéral. Le mode d'écoulement est donc différent de celui observé sur d'autres sous bassins. Les écoulements produits sur ce bassin rejoignent le fleuve soit par ses quatre petits affluents soit par la voie latérale. Son temps de concentration est donc relativement élevé comme nous avons discuté dans la paragraphe précédente.

Les valeurs des paramètres PD et VG sont trouvées nulles sur le bassin du Né et sur celui de l'Aume. Cependant ceci ne signifie pas que, dans ces deux bassins, il

y a des couches imperméables sous le sol ou que la nappe est peu développée. La vraie cause est plutôt le prélèvement d'eau pour l'irrigation lors des étiages. En effet, le bassin de l'Aume est le sous bassin le plus irrigué dans le bassin de la Charente. Cette hypothèse est confirmée par les forts bilans positifs de ces deux bassins lors des années 1975 et 1976 bien que l'écoulement souterrain soit oublié par le modèle.

A la station de Torxé du bassin de la Boutonne, les débits ne sont relevés que pendant les crues. Il est donc impossible d'optimiser les paramètres PD et VG qui ne concernent que les étiages. A défaut, nous avons donné à ces paramètres les valeurs optimisées pour la station de Le Vert, station située à l'amont de celle de Torxé.

Les résultats numériques de calage et de contrôle sont présentés sur le tableau 3-16. Les trois paramètres B, R^2 et N dans la deuxième colonne représentent respectivement le bilan relatif en pourcentage,

$$B = 100 \cdot (Q_c - Q_o) / Q_o$$

ici,

Q_o : débit observé

Q_c : débit calculé

le carré du coefficient de corrélation et le coefficient de NASH.

Les bilans relatifs sont bien limités dans la fourchette de -20% à +20% sauf 9 valeurs supérieures à 20% pendant les années 1975, 1976 et 1979 et 6 valeurs inférieures à -20% pendant les années 1980, 1981 et 1982 sur certains bassins. La surestimation lors de la première période est due, premièrement au prélèvement d'eau pour l'irrigation déjà mentionné plus haut, et deuxièmement à la longue période de sécheresse. Pour la deuxième période, marquée par une sous-estimation nettement visible, la cause n'a pas été trouvée. Les valeurs moyennes de R^2 et de NASH sont respectivement de 0,87 et de 0,816, indiquant une très bonne qualité de simulation de la transformation pluie-débit.

Tableau 3-16 Résultats numériques de transformation pluie-débit

		75	76	77	78	79	80	81	82	83
St Saviol	B	-5.1	7.1	6.8	-18.9	-1.1	*	*	*	*
	R ²	0.86	0.95	0.93	0.86	0.88	0.90	0.85	0.92	0.85
	N	0.85	0.94	0.93	0.83	0.88	0.90	0.85	0.91	0.83
Villebette	B	12.3	22.7	-3.2	-7.4	-9.1	-7.3	-20.2	-9.4	-6.6
	R ²	0.89	0.93	0.93	0.91	0.93	0.90	0.79	0.93	0.90
	N	0.87	0.92	0.93	0.90	0.92	0.85	0.74	0.91	0.89
Feuillade	B	-10.6	-0.3	1.4	-1.2	-3.7	-20.3	-26.5	-23.2	-11.5
	R ²	0.88	0.89	0.86	0.89	0.89	0.88	0.76	0.87	0.86
	N	0.85	0.88	0.86	0.89	0.89	0.77	0.61	0.72	0.84
Montbron	B	-1.1	-3.0	-2.4	-10.3	-5.1	-15.9	-19.1	-24.7	-10.5
	R ²	0.83	0.91	0.90	0.92	0.92	0.88	0.84	0.92	0.87
	N	0.83	0.89	0.90	0.89	0.91	0.82	0.76	0.79	0.81
Les Marais	B	85.1	22.0	17.4	2.0	20.7	-2.3	-17.4	-6.1	-5.3
	R ²	0.89	0.97	0.96	0.95	0.84	0.94	0.88	0.97	0.94
	N	0.52	0.97	0.95	0.93	0.81	0.89	0.79	0.94	0.94
St Fort Né	B	38.1	45.3	-5.1	*	32.0	*	*	12.3	*
	R ²	0.74	0.97	0.95	0.94	0.89	0.48	0.88	0.90	0.68
	N	0.65	0.93	0.93	0.92	0.77	-0.97	0.87	0.90	0.66
Pons	B	23.6	33.3	-8.3	-5.1	9.3	14.0	2.9	-0.6	-2.6
	R ²	0.81	0.97	0.97	0.94	0.93	0.88	0.90	0.94	0.89
	N	0.67	0.91	0.95	0.92	0.92	0.86	0.89	0.92	0.87
Torxé	B	*	*	*	*	*	*	*	*	*
	R ²	0.79	0.98	0.97	0.92	0.61	0.86	0.90	0.92	0.86
	N	0.59	0.98	0.96	0.89	0.61	0.81	0.72	0.89	0.79
Le Vert	B	13.6	13.0	6.9	-14.7	1.7	-7.7	-22.4	-15.2	-11.8
	R ²	0.82	0.95	0.97	0.95	0.87	0.95	0.78	0.95	0.86
	N	0.80	0.89	0.96	0.90	0.86	0.93	0.70	0.89	0.85
Argent'or	B	*	15.9	-0.7	*	5.4	*	*	*	*
	R ²	0.37	0.82	0.83	0.70	0.78	0.74	0.58	0.87	0.80
	N	0.30	0.80	0.83	0.65	0.75	0.70	0.03	0.85	0.48

Remarque: le signe * représente les années où l'on ne mesure que des crues sur le bassin considéré. Dans ce cas là, le calcul du bilan relatif perd toute signification.

Les résultats graphiques ne sont présentés dans l'annexe 2 que pour trois sous bassins, à savoir les bassins de la Bonnieure, de l'Aume et de la Seugne, choisis

selon leur localisation, leur taille et la continuité des mesures. Les figures de 1 à 27 de l'annexe 2 montrent que les courbes du débit simulé coïncident bien avec celles du débit observé avec cependant trois biais communs: une surestimation après la longue sécheresse de l'année 1976, phénomène que l'on a déjà rencontré sur le bassin de Mélarchez, une sous-estimation des crues au début de l'année 1978, et une autre sous-estimation pendant les trois dernières années.

D'après les résultats numériques et graphiques, nous pouvons conclure que la simulation de la transformation pluie-débit est presque parfaite avec néanmoins des phénomènes de sécheresse et de prélèvement d'eau pour irrigation difficiles à prendre en compte dans le modèle.

3.2.7 Calage du modèle de nitrates

3.2.7.1 Choix des bassins et méthode de calage

Sur le bassin de la Charente, le suivi de la qualité de l'eau ne s'est effectué que sur 7 sous bassins. Parmi ces 7 bassins, cinq, à savoir les bassins du Né, de la Seugne, de la Boutonne, de la Bonnieure et de la Charente amont, déjà choisis pour le calage du modèle hydrologique, ont été sélectionnés à nouveau pour le calage du modèle de nitrates. Le bassin de la Touvre n'a pas été choisi ici à cause de la forte prédominance des écoulements souterrains karstiques et sera étudié particulièrement dans la section suivante. Celui de l'Antenne a été également exclu parce que les crues n'ont pas été mesurées, ce qui a rendu impossible le calage du modèle hydrologique. Vu l'influence importante des facteurs hydrologiques sur les performances du modèle de nitrates, un bassin sans calage hydrologique n'est sûrement pas un bon candidat pour le calage du modèle de nitrates.

Un problème se pose: les stations de prélèvement d'échantillons d'eau sont toutes éloignées des exutoires des bassins, notamment pour le bassin du Né et celui de la Bonnieure. Nous avons voulu corriger les concentrations mesurées en fonction de ce décalage d'espace lié soit au débit mesuré, soit à la superficie ou à la longueur de la rivière. Nous avons finalement abandonné cette correction car la rivière reçoit des apports tout le long de son cours et subit d'autre part des pertes en azote liées à la dénitrification ou au prélèvement par les plantes ou les

micro-organismes aquatiques. Ces apports et pertes sont supposés se compenser.

Quant à la période de calage, nous avons choisi la même que pour le calage hydrologique, c'est-à-dire 1975 à 1978, incluant la longue sécheresse, pour tous les bassins sauf le bassin de la Charente amont. Pour ce dernier, le calage s'effectuera sur la période 1979-1982, soit toujours 4 ans, car la qualité de l'eau n'a été suivie qu'à partir de l'année 1979 à Charente 23950, près de la station Saint Saviol.

Ce calage est beaucoup plus difficile que le calage du modèle hydrologique ainsi que du modèle de nitrates sur le bassin de Mèlarchez car, premièrement, la concentration en nitrates a été mesurée d'une façon instantanée et à une fréquence très faible, environ 8 mesures par an, et deuxièmement, les données agricoles sont grossières et difficiles à affiner compte tenu de l'échelle du bassin de quelques centaines de kilomètres carrés et de l'évolution dans le temps.

Devant cette situation, aucune méthode de calage ne semble efficace.

Malgré cela, nous insistons toujours sur la concentration, c'est-à-dire que la fonction critère du calage se calcule en sommant les écarts entre les concentrations mesurées (instantanées et environ 8 mesures par an) et les concentrations calculées le même jour (moyennes journalières). Nous maintiendrons ainsi les valeurs des vitesses de transformations biochimiques dans sol et celles de la dénitrification en rivière tirées de la littérature. Le calage ne concerne donc que les paramètres du transfert, à savoir le seuil R_0 et le paramètre de lessivage rapide PL, le coefficient de division AL, le paramètre de diffusion DF, ainsi que le paramètre de dissolution des engrais par la pluie CALI.

3.2.7.2 Calage et analyse de résultats

Les valeurs des 5 paramètres déterminées par le calage sont regroupées sur le tableau 3-17. La première impression qu'il nous donne est que les valeurs du seuil R_0 sont toutes beaucoup plus élevées que la valeur obtenue sur le bassin de Mèlarchez, ce qui indique un lessivage rapide moins important, bien qu'il s'agisse des valeurs absolues et donc pas tout à fait comparables compte tenu du fonctionnement différent des réservoirs R dans le modèle hydrologique. Ceci est

compréhensible car le temps de parcours sur un bassin de quelques centaines de kilomètres carrés est beaucoup plus long que sur le bassin de Mélarchez (7 km²). Cette conclusion est confirmée également par de nombreuses observations sur parcelles, où les concentrations se montrent encore plus élevées et variées (celle de ABOUD et FLORENTIN, 1989), correspondant à des lessivages rapides importants dans notre modèle de nitrates. Contrairement au paramètre R0, le paramètre PL paraît stable. Du fait de la valeur élevée du paramètre R0, le lessivage rapide est rarement activé et le paramètre PL la plupart du temps inopérant, malgré tout il se cale à une valeur relativement stable.

Tableau 3-17 Valeurs des paramètres du modèle de nitrates

nom du bassin	R0 (mm)	PL	DF	AL	CALI	a
Né	56.9	0.206	0.048	0.457	22.7	0.082
Bonnieure	50.3	0.245	0.084	0.330	34.0	0.028
Seugne	45.5	0.328	0.125	0.484	15.1	0.219
Boutonne	49.0	0.278	0.062	0.538	32.9	0.118
Charente amont	88.6	0.208	0.150	0.297	54.4	0.473
Mélarchez	6.42	0.257	0.044	0.290	23.9	0.025

Une deuxième trait remarquable est que les valeurs des paramètres DF et AL sont toutes plus fortes que sur Mélarchez, notamment les valeurs du paramètre AL semblent suggérer un lien positif entre ce paramètre et la superficie du bassin, indiquant que plus le bassin est grand, moins la distinction de deux réservoirs non saturés (c'est-à-dire racinaire et intermédiaire) est forte.

Quant au paramètre CALI, il n'y a pas de raison qu'il varie avec l'échelle du bassin mais il peut varier avec les pratiques culturales (fertilisation) et le climat (notamment la température). Notons simplement que la moyenne (318 mg/l) obtenue sur 5 sous bassins charentais semble comparable à la valeur obtenue sur le bassin de Mélarchez (239 mg/l).

Les paramètres a et b traduisent l'origine de la propagation des crues sur un bief et interviennent dans la dénitrification des nitrates dans la rivière. Le paramètre b a été fixé à l'unité comme mentionné dans le chapitre 2, tandis que les valeurs du paramètre a sont assez dispersées.

En exemple, nous présentons sur le tableau 3-18 le bilan d'azote pour le bassin du Né.

Tableau 3-18 Bilan d'azote annuel sur le bassin du Né

	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983
engrais épandu	67.1	67.1	67.1	67.1	67.1	67.1	67.1	67.1	67.1
apport météorique	7.0	7.7	9.2	8.3	9.7	7.4	9.9	10.5	8.3
fumier organique	8.7	8.7	8.7	8.7	8.7	8.7	8.7	8.7	8.7
total	82.8	83.5	85.0	84.1	85.5	83.2	85.7	86.3	84.1
plante consommato	48.4	49.1	55.0	48.2	51.1	45.3	53.8	49.1	54.5
dénitrifié sol	10.3	12.3	16.3	20.2	24.7	14.8	14.8	22.0	19.7
dénitrifié rivière	3.0	3.5	2.7	2.6	2.9	2.7	3.3	3.1	2.6
perte à l'exutoire	5.3	7.8	8.5	10.0	11.1	7.1	10.1	13.2	6.5
total	67.0	72.7	82.5	81.0	89.8	69.9	82.0	87.4	83.3

Remarque: l'apport météorique est calculé avec la formule suivante

$$A_p = C_p P$$

où

A_p : apport météorique (kg/ha).

C_p : concentration d'azote minéral dans la pluie supposée égale à 1 mg/l.

P : Pluie (mm).

Les figures 28 à 68 de l'annexe 2 présentent la comparaison entre les courbes de concentrations simulées et les valeurs mesurées sur les cinq bassins choisis. Ces graphiques montrent une simulation très médiocre et quelques écarts communs:

- une nette surestimation en 1976. Cet écart est très probablement causé, premièrement, par la sécheresse car le débit a été déjà surestimé cette même année, et deuxièmement, par la sous-estimation de dénitrification car nous n'avons pas simulé la

hauteur d'eau dans la rivière, cette dernière influence la vitesse de la dénitrification des nitrates dans la rivière.

- une sous-estimation annuelle à partir de l'année 1979. La cause est plutôt liée à l'agriculture qu'au climat. En effet, les entrées agricoles du modèle sont imposées constantes et le calage s'est effectué sur les premières quatre années. Il est évident que le modèle n'arrive pas à suivre la tendance croissante de concentration provoquée plutôt par les facteurs agricoles.

- phénomène été et automne marqué par une sous-estimation de la concentration. Ceci peut être dû aux sources ponctuelles ainsi qu'aux phénomènes de transformations biochimiques non pris en compte.

- la simulation pendant la période de contrôle est plus mauvaise que pendant la période de calage.

En tout cas, avec 8 mesures par an, il est vraiment difficile de caler le modèle de nitrates et d'apprécier la qualité de modélisation.

Un petit bassin expérimental d'une dizaine de kilomètres carrés a déjà été choisi et sera bientôt mis en service dans le bassin de la Charente. Sur ce petit bassin expérimental, les paramètres de qualité de l'eau seront suivis à un pas de temps plus fin, hebdomadaire par exemple, et les données agricoles seront recueillies plus en détail. Ces données permettront, nous l'espérons, de réaliser de meilleures modélisations avec des résultats plus convaincants.

3.3 Simulation de l'influence de l'aquifère karstique

Dans la présentation générale du bassin, nous avons déjà mentionné que le réservoir karstique dans la région de La Rochefoucauld joue un rôle important de régulation de débit. Il est donc indispensable de tenir compte de l'incidence de ce réservoir karstique sur le régime et la qualité des eaux du réseau hydrographique charentais.

3.3.1 Présentation rapide du karst de La Rochefoucauld et du schéma de simulation

Ce karst se développe sur près de 500 km² entre Angoulême et la marge Ouest du massif central, et se rencontre notamment dans le sous bassin de Tardoire. Les figures 3-19 et 3-20 montrent respectivement la localisation et la lithostratigraphie de ce karst.

On voit sur la figure 3-19 que les trois rivières, la Tardoire, le Bandiat et la Bonnieure, traversent ce karst.

- La Tardoire commence à subir des pertes en aval de Montbron, sur les calcaires bajociens et bathoniens. Canalisées jusqu'à La Rochefoucauld, les pertes les plus importantes sont observées au-delà dans le Callovien puis l'Oxfordien à faciès récifal.

- Le Bandiat, plus spectaculairement, n'atteint qu'exceptionnellement la Tardoire; ses pertes débutent sur le Bathonien et deviennent plus nombreuses et plus actives sur les faciès récifaux oxfordiens et kimméridgiens.

- La Bonnieure, rivière pérenne, subit elle aussi des pertes; elles sont mises en évidence par comparaison avec le débit spécifique du Bandiat. Les deux rivières ont des bassins versants sur le socle cristalin ayant caractéristiques assez proches, mais la Bonnieure a un débit, jaugé à Villebette et rapporté à la surface drainée, très inférieur à celui du Bandiat jaugé à Feuillade avant ses premières pertes.

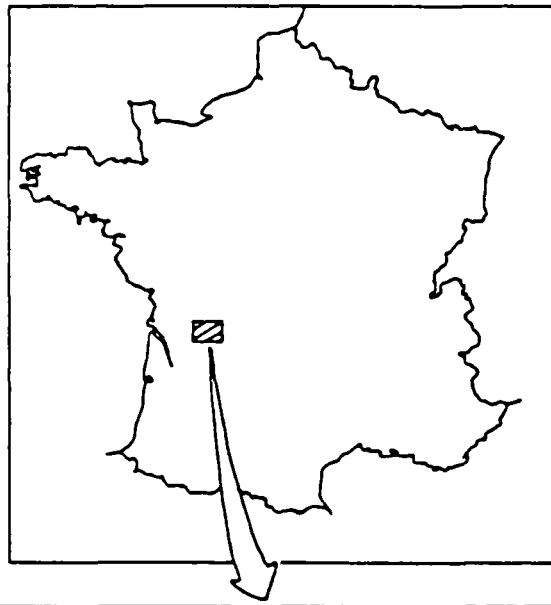
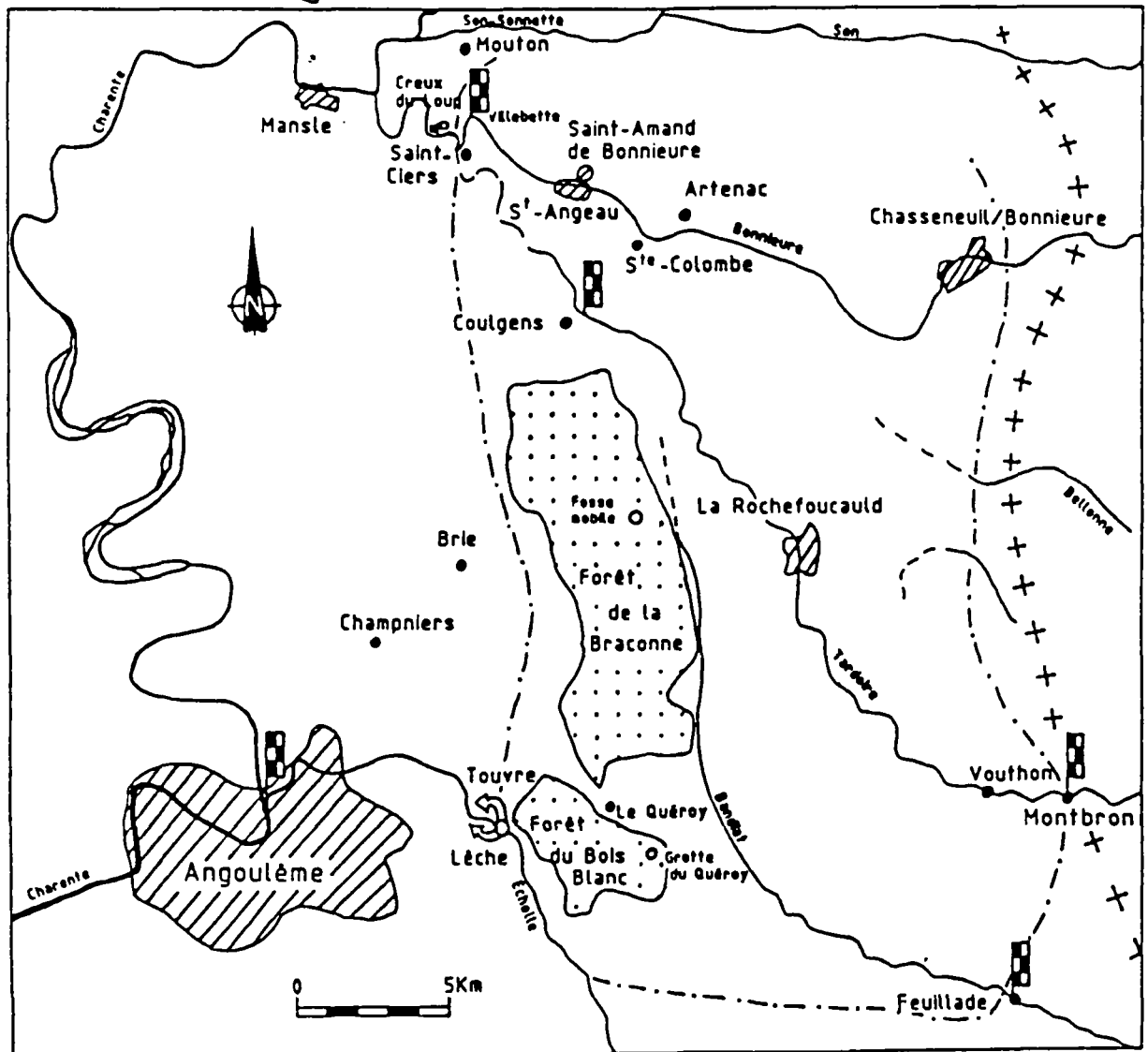
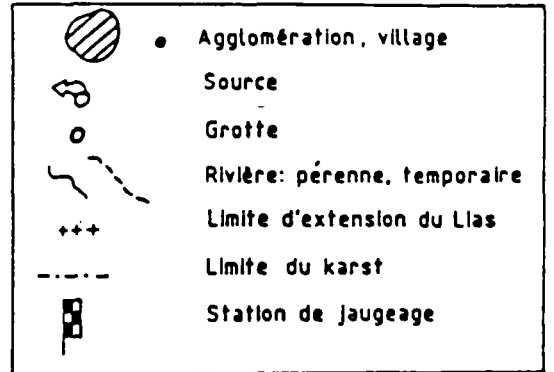
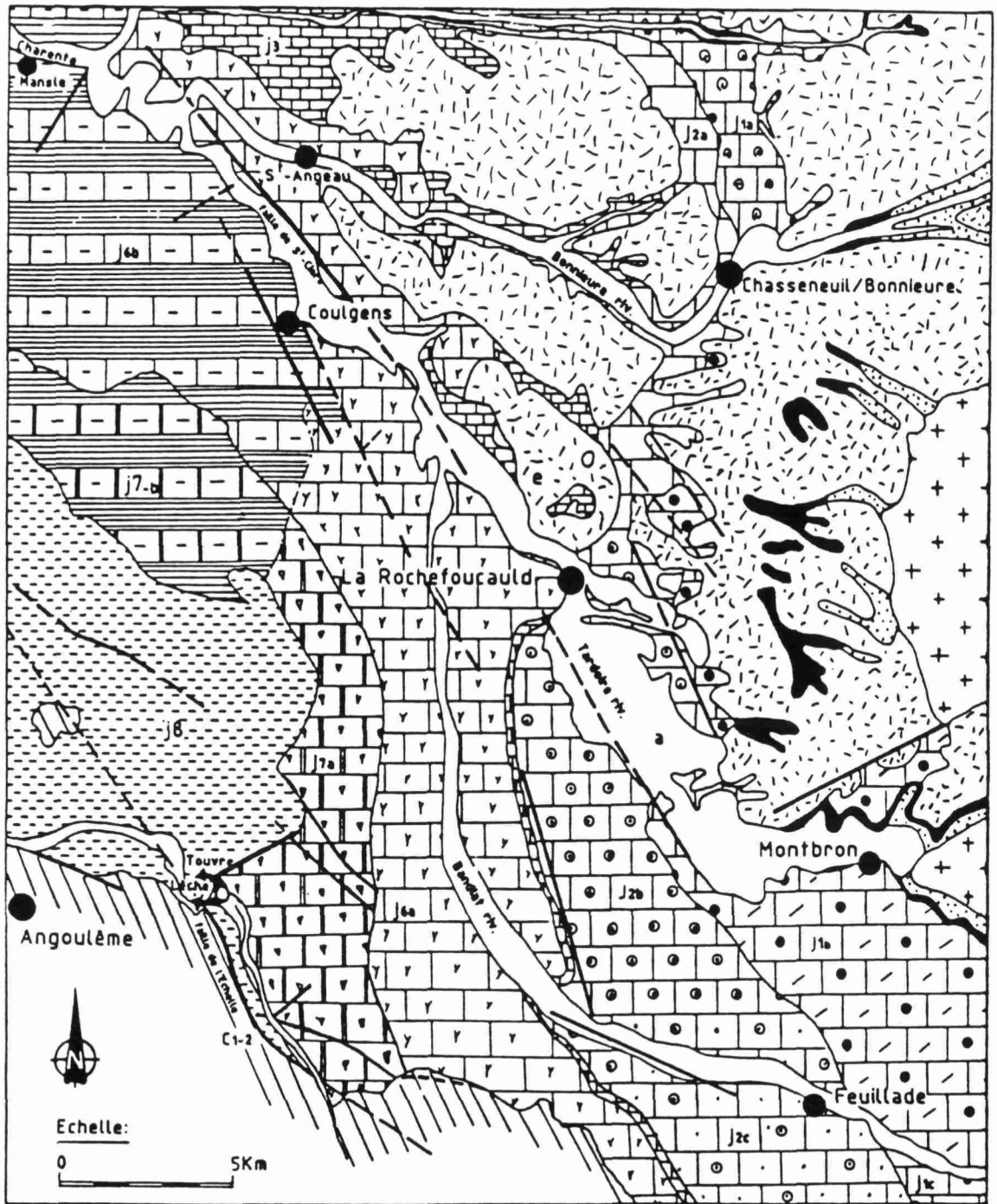


Figure Localisation du karst de
3-19 La Rochefoucauld



Carte lithostratigraphique de la région
du karst de La Rochefoucauld



Légende :

- Faille
- Contour géologique
- Agglomération
- Source
- Limite de faciès

a	Alluvions récentes	J6	Oxfordien	J1a	} Bajocien
e	Tertiaire	J3	Callovien	J1b	
C-2	Cénomanién	J2a	} Bathonien	J1c	
J6	Kimméridgien supérieur	J2b		l6	Toarcién
J7	Kimméridgien inférieur	J2c		l	Lias
				+ +	Cristallin

Figure 3-20

A cause de la présence du karst, la rivière Tardoire (Tardoire+Bandiat) réagit comme une rivière "mixte", pérenne en amont avec des hydrogrammes normaux mesurés à Montbron et à Feuillade, et non pérenne en aval avec débit nul en été lors des étiages et débit de crue mesuré à Coulgens (contrôlant 1200 km²) plus faible que celui mesuré à Montbron (contrôlant 389 km²).

Les eaux perdues sur le bassin de Tardoire réapparaissent dans la Touvre à 7 km à l'Est d'Angoulême.

L'importance de ce karst tient à sa taille et au débit de ses résurgences: il représente une ressource en eau potable pour plus de 150000 habitants; dans sa partie amont, l'aquifère est exploité pour l'irrigation agricole estivale en développement; à l'aval, l'eau des résurgences est utilisée par de nombreuses piscicultures dont certaines sont très importantes, avant de fournir une forte proportion du débit du fleuve Charente.

La simulation de l'influence du karst comporte deux étapes: la première étape concerne la simulation des pertes d'eau sur le bassin de la Tardoire en ignorant les pertes du bassin de la Bonnière (négligeables), et la deuxième sera consacrée à la simulation du débit des résurgences sur la Touvre.

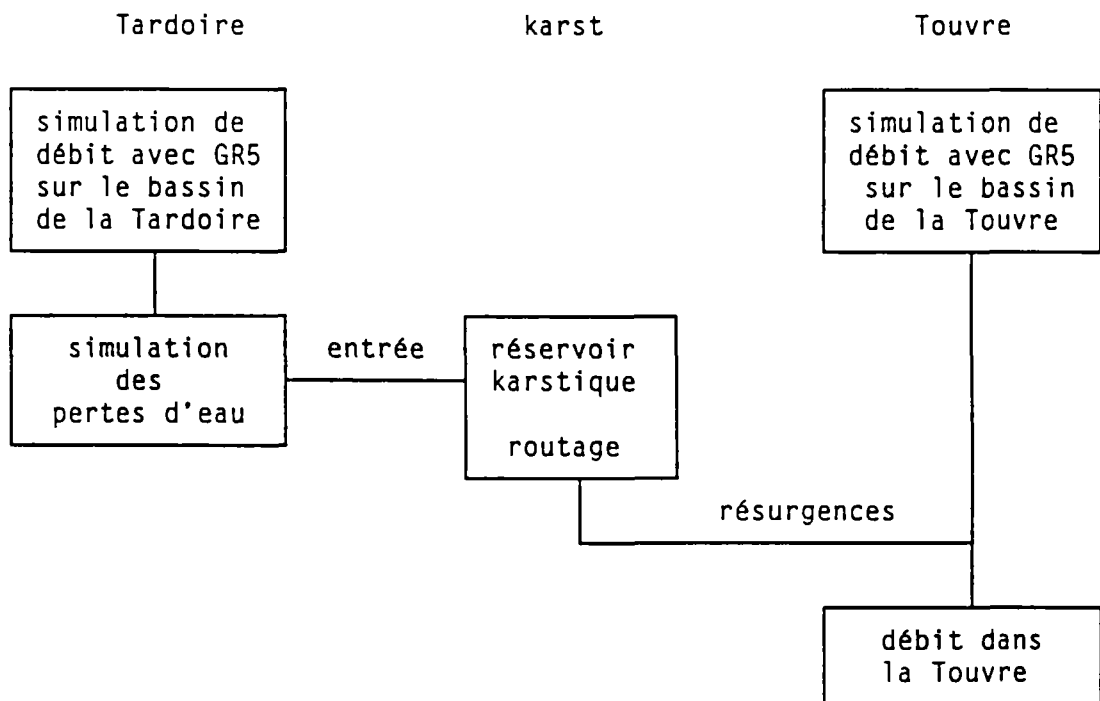


Schéma de la simulation de l'impact du karst

Le schéma de cette simulation est très simple. Une partie du débit de la Tardoire calculé avec le modèle GR5 est perdue . Cette perte d'eau est une entrée du réservoir karstique, et la vidange de ce réservoir karstique contribue au débit de Touvre.

3.3.2 Simulation des pertes d'eau sur le bassin de la Tardoire

La simulation détaillée des pertes d'eau sur un bassin karstique est complexe car elle exige une étude approfondie sur le comportement du réservoir karstique. Cette étude peut constituer un sujet complet de thèse et n'est donc pas notre objectif majeur en raison du temps limité. Dans cette partie, nous n'essayons pas de bâtir notre modèle sur le mécanisme mais sur l'analyse des phénomènes à partir des mesures disponibles. Concrètement, nous chercherons un modèle simple qui simule bien les pertes d'eau sur le karst sans faire intervenir les différents processus liés au karst, par exemple l'infiltration, l'écoulement dans les fissures, etc...

En examinant les débits mesurés à Coulgens et ceux mesurés à Montbron et à Feuillade, nous nous sommes aperçus que la Tardoire perd une partie de son débit lors des crues, et la totalité lors des étiages. Ce phénomène nous donne l'idée d'introduire un seuil au dessous duquel le débit de la Tardoire serait complètement perdu.

Ce seuil permet de distinguer les deux phases des pertes d'eau de la Tardoire, mais ne permet pas de calculer les pertes d'eau pendant les crues. Toujours en examinant la différence entre les débits amonts et avals, nous avons trouvé que les pertes d'eau de la Tardoire sont fonction croissante de son débit. Compte tenu du seuil ainsi introduit et de la probable discontinuité provoquée par ce seuil, nous avons finalement employé une formule commune pour calculer les pertes d'eau sur le bassin de la Tardoire tant lors des étiages que lors des crues.

$$Q_p = Q \cdot e^{\mu(Q_0 - Q)/Q}$$

où

Qp: débit perdu

Q: débit total fourni par le modèle GR5

Q0: seuil

μ : paramètre

Outre les 5 paramètres du modèle GR5 et le coefficient de correction de la pluie, nous avons donc deux paramètres de plus (Q0 et μ) à optimiser.

Le débit à Coulgens a été mesuré à partir de l'année 1971. Compte tenu de la disponibilité des autres données exigées par le modèle, nous avons pris la période 75-78 comme période de calage, et les cinq années qui la suivent (79-83) comme période de contrôle. Les valeurs des paramètres retenues par l'optimisation sont présentées sur le tableau 3-19 et les résultats numériques de la simulation (calage + contrôle) sont regroupés sur le tableau 3-20. Les figures 69 à 77 de l'annexe 2 illustrent la comparaison entre les courbes de débits calculés et observés.

Tableau 3-19 Valeurs des paramètres sur le bassin de la Tardoire (calage à la station de Coulgens)

modèle GR5						pertes d'eau	
A (mm)	B (mm)	C (jour)	PD (mm/j)	VG	CF	Q0 (M ³ /S)	μ
559	441	1.62	32.0	0.003	1.11	15.4	1.15

Tableau 3-20 Résultats numériques de simulation sur le bassin de la Tardoire

	75	76	77	78	79	80	81	82	83
B	33,2	11,4	-5,3	-7,5	3,8	-22,	-32,7	-29,2	-15,3
R ²	0,91	0,95	0,95	0,89	0,93	0,90	0,78	0,94	0,91
NASH	0,72	0,91	0,94	0,89	0,92	0,88	0,73	0,85	0,90

Il est à noter que le paramètre PD, percolation maximale du modèle GR5, n'a pas été optimisé dans la simulation des pertes d'eau sur le bassin de la Tardoire mais optimisé dans la simulation des résurgences dans la Touvre car le débit de base de la Tardoire est complètement perdu et la fonction critère d'optimisation est plutôt sensible aux crues. La valeur élevée de ce paramètre concorde bien avec la réalité.

D'après les résultats graphiques et numériques, nous pouvons remarquer qu'avec ce très simple modèle, les débits de la rivière non pérenne à Coulgens sont bien reproduits, et logiquement les pertes d'eau sur le karst sont bien simulées. En comparant ce bassin avec les autres bassins non karstiques, nous pouvons remarquer également que les sous-estimations de débits des années 1980, 1981 et 1982, ainsi que la sous-estimation de certaines grosses crues sont occasionnées plutôt par le modèle GR5 que par le modèle des pertes d'eau.

3.3.3 Simulation du débit des résurgences dans la Touvre

La Touvre draine, elle même, une superficie d'une centaine de kilomètres carrés. De plus, elle est alimentée par le réservoir karstique de La Rochefoucauld. Ses débits comportent donc deux composantes: la résurgence des eaux karstiques et l'écoulement sur son propre bassin. Ce dernier ne représente qu'un faible pourcentage du débit annuel de la Touvre.

La première composante vient du routage du réservoir karstique traduit par une loi linéaire comme dans la plupart des modèles à réservoir. Un premier paramètre lié à la vidange de ce réservoir est donc introduit.

La deuxième composante (l'écoulement produit sur le bassin de la Touvre) est tout simplement obtenu avec le modèle GR5. Comme cette composante contribue peu à la formation du débit dans la Touvre, le calage du modèle GR5 sur ce bassin a donc une importance secondaire.

Les formules suivantes représentent le fonctionnement du réservoir karstique:

$$W_{j+1} = W_j + (Q_p - Q_k) \cdot dt$$

$$Q_k = f_v \cdot W_j$$

où

W : réserve d'eau du réservoir karstique (m^3)

Q_k : volume d'eau routée du réservoir karstique (m^3/j)

Q_p : pertes d'eau sur le bassin de la Tardoire et donc entrée du réservoir karstique (m^3/j)

f_v : coefficient de routage du réservoir karstique (j^{-1})

Le débit de la Touvre a été mesuré à la station de Foulpougne à partir de l'année 1980. Nous avons pris la période 80-83 pour caler le modèle.

Le tableau 3-21 regroupe les valeurs des paramètres obtenues avec le calage. Les résultats numériques de la simulation sont présentés sur le tableau 3-22 et les résultats graphiques illustrés sur les figures 78 à 81 de l'annexe 2.

Tableau 3-21 Valeurs des paramètres sur le bassin de la Touvre (calage à la station de Foulpougne)

modèle GR5						résurgence
A (mm)	B (mm)	C (jour)	PD (mm/j)	VG	CF	f_v (j^{-1})
119	206,3	0,28	20.	0,003	1	0,08

Tableau 3-22 Résultats numériques de simulation sur le bassin de la Touvre

	80	81	82	83
bilan relatif	8,2	-5,3	-5,7	0,2
R^2	0,94	0,89	0,88	0,90
coefficient de NASH	0,88	0,86	0,83	0,90

L'evolution de reserve d'eau karstique (80-83)

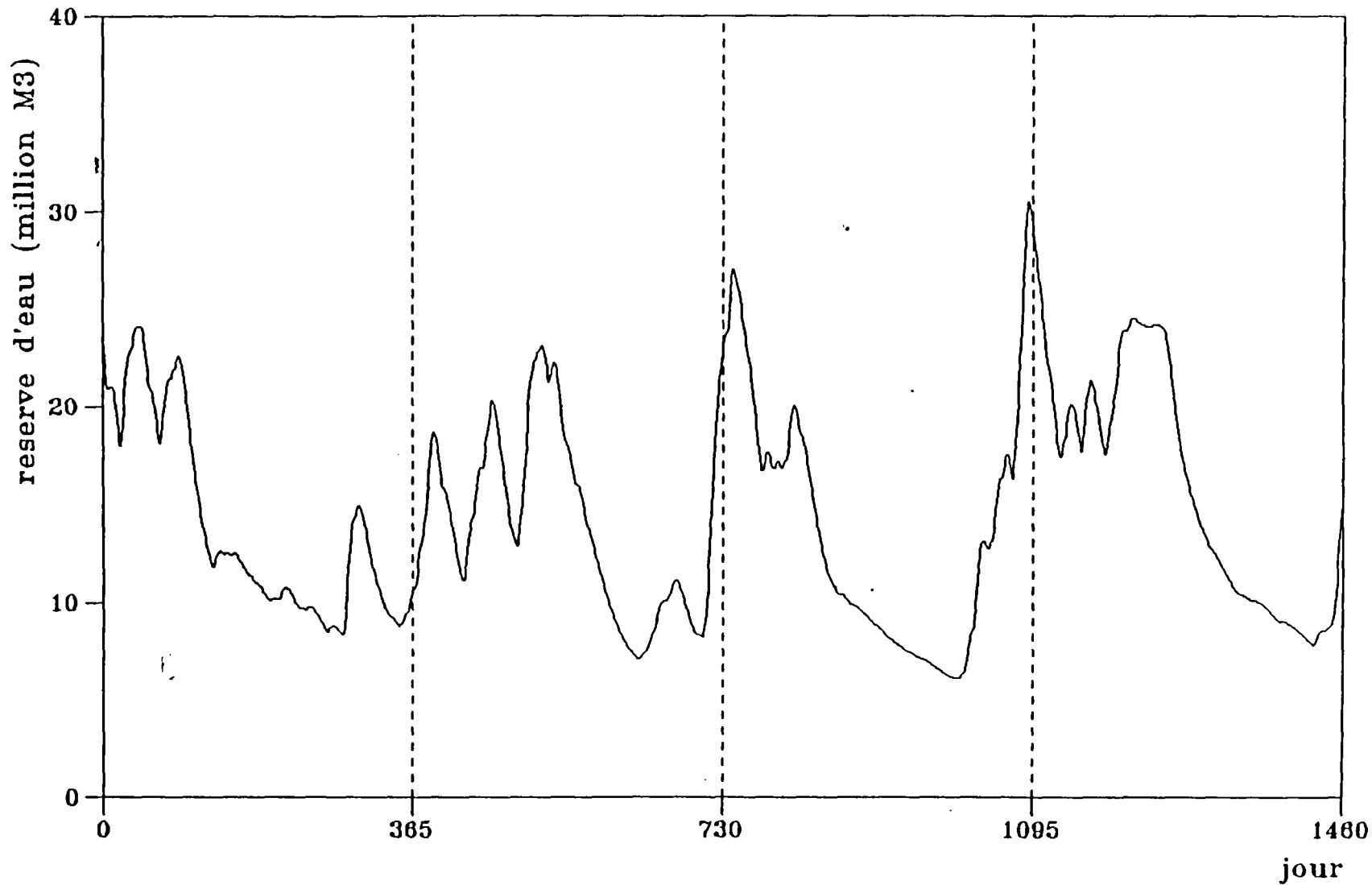


Fig. 3-21

Les résultats graphiques et numériques montrent que la simulation est globalement bonne bien qu'il y ait certains écarts importants.

La figure 3-21 illustre l'évolution de la réserve d'eau du réservoir karstique simulée avec le modèle pendant la période 1980-1983. Cette évolution montre premièrement un bon équilibre d'eau entre l'entrée, la sortie et la réserve du réservoir karstique, et deuxièmement une variation saisonnière de ce réservoir qui reçoit de l'eau en excès en hiver et au printemps et subit un déficit en été et en automne.

Quant au transfert de nitrates dans le réservoir karstique, nous ne considérons que le mécanisme de convection. Nous supposons également que les nitrates suivent la loi de conservation de masse. Les formules décrivant ce processus sont les suivantes:

$$N_{j+1} = N_j + N_p - N_k$$

$$C_k = N/W$$

$$N_p = C_p * Q_p$$

$$N_k = C * Q_k$$

où

N : réserve en nitrates du réservoir karstique.

C_k : concentration en nitrates dans le réservoir karstique.

W : stock d'eau dans le réservoir karstique.

N_p : quantité de nitrates perdus sur le bassin de la Tardoire et donc entrée du réservoir karstique.

Q_p : débit perdu sur le bassin de la Tardoire.

C_p : concentration en nitrates dans la rivière de la Tardoire.

N_k : quantité de nitrates évacuée du réservoir karstique.

Q_k : débit de routage du réservoir karstique.

La concentration en nitrates dans la Touvre est le résultat du mélange de l'écoulement souterrain karstique et de l'écoulement superficiel produit sur le bassin de la Touvre ainsi que des rejets azotés industriels et domestiques. Le calcul s'effectue à l'aide de la formule suivante:

$$CN = (Ck \cdot Qk + Cr \cdot Qr + Rp) / (Qk + Qr)$$

où

CN : concentration en nitrates dans la Touvre.

Cr : concentration en nitrates dans l'écoulement superficiel.

Qr : débit sur le bassin de la Touvre fourni par le modèle GR5.

Rp : rejets en azote ponctuels.

Les termes Qk et Ck ont été définis plus haut.

Les figures 100 à 108 de l'annexe 2 nous montrent la comparaison entre la courbe de concentration simulée et les valeurs de concentration observées. Ce résultat est toujours difficile à critiquer. On observe toutefois une nette surestimation pour les quatre premières années et une sous-estimation pour les cinq dernières, phénomène que l'on a déjà rencontré sur les autres bassins non karstiques.

3.4 Modélisation de la propagation sur biefs

3.4.1 Modèle de propagation

La propagation d'une onde de crue le long d'un cours d'eau intéressent depuis longtemps les hydrologues et hydrauliciens, tandis que l'étude de la propagation d'un polluant est beaucoup plus récente.

Au niveau quantitatif, l'approche la plus connue et la plus exhaustive décrivant la propagation de crue est le système d'équations aux dérivées partielles proposé par BARRE de SAINT VENANT que nous avons déjà mentionné dans le premier chapitre. En ce qui concerne la propagation des polluants dissous, elle peut être également décrite par des équations aux dérivées partielles avec des termes de convection, de diffusion et de dispersion.

Cependant, il n'est pas facile de résoudre ces équations aux dérivées partielles (dont on ne connaît que des solutions numériques), même dans le cas le plus simple, unidimensionnel, car la propagation d'une crue ou d'un polluant sur un bief dépend non seulement des caractéristiques de la crue ou du polluant, mais également des caractéristiques du bief. Ces dernières sont souvent très difficiles à identifier lorsqu'il s'agit d'une rivière naturelle, ceci étant malheureusement souvent le cas dans la prévision des crues ou dans la lutte contre les pollutions fluviales.

Or, dans le domaine de l'hydrologie, on se contente, souvent, de résultats approximatifs. Dans notre cas en particulier, l'objectif est d'estimer, au pas de temps journalier, le flux de nitrates à l'estuaire. Il est donc inutile de rechercher une grande finesse dans les résultats avec l'emploi de modèles complexes compte tenu de la nature des données et le pas de temps de la modélisation.

C'est pourquoi nous avons choisi le modèle du fleuve Thames (Whitehead et al., 1984) qui a une structure simple et ne demande aucune donnée hydraulique concernant le bief. Ce modèle a été présenté dans le chapitre 1 et a été simplifié pour l'application sur le bassin versant de Mèlarchez ainsi que sur les sous bassins de la Charente. Sur un réseau hydrographique, le modèle reprend sa version complète (voir les équations 1-35 à 1-41 dans chapitre 1) et les deux

paramètres a et b seront déterminées par un calage avec les débits observés à la station aval.

En fait, la propagation de crue ou l'évolution de l'hydrogramme de l'amont à l'aval sur un bief est traduite notamment par un temps de retard (on dit également temps de transfert), dépendant de la vitesse de transmission de l'onde de crue, et par un effet d'amortissement de la pointe de crue (ou atténuation). Cette première fonction régulatrice du bief est représentée par le paramètre a et la deuxième, par le paramètre b.

L'équation 1-39 du chapitre 1 sera résolue toujours avec la méthode des différences arrières pour assurer la convergence et la stabilité. Cependant, la nature implicite de cette équation fait appel à une itération de calcul. Cette itération peut être évitée si l'on remplace le terme $(QO)^b$ avec $(QI)^b$. En effet, le débit en amont QI n'est pas très différent du débit en aval QO compte tenu du pas de temps journalier et des longueurs de biefs. Nos essais ont prouvé qu'il n'y a pas de risque d'erreurs systématiques avec cette substitution.

Les paramètres a et b, une fois calés par le modèle de propagation de débit, seront utilisés directement pour le calcul du volume d'eau efficace du bief (voir les équations 1-37, 1-38 et 1-41 dans chapitre 1) et interviendront dans la propagation de nitrates sur le bief. Quant à la profondeur d'eau moyenne d, faute de données détaillées concernant les caractéristiques hydrauliques des biefs, elle ne peut être simulée et le terme K/d sera fixé à une valeur constante (0,05).

3.4.2 Modélisation et commentaire

Trois longs biefs ont été choisis pour le calage du modèle de propagation du débit, il s'agit du bief N° 20 (Charente+Amont) représentant la partie pentue amont du fleuve entre Saint Saviol à l'amont et Chenon à l'aval, le bief N° 14 (Charente+Aume) représentant la partie ramifiée au milieu entre Chenon à l'amont et Angoulême Fleurac à l'aval, et le bief N° 11 (Charente+Nouere) représentant la partie plate aval du fleuve entre Angoulême Fleurac à l'amont et Cognac Saint Brice à l'aval. Les deux stations hydrométriques à Angoulême-Fleurac et à Chenon sont choisies pour la vérification du modèle de propagation de débit. Les concentrations en nitrates simulées à ces deux dernières stations seront comparées respectivement aux concentrations mesurées à Charente

15000, toute proche de la station d'Angoulême-Fleurac, et à celles mesurées à Charente 23000, à quelques kilomètres à l'amont de la station de Chenon.

Le calage du modèle de propagation du débit concerne la détermination des paramètres a et b qui seront utilisés directement dans le modèle de dénitrification en rivière. Ce dernier ne nécessite donc pas de calage.

Le tableau 3-23 montre les valeurs des paramètres a et b obtenues sur les trois biefs choisis. Le paramètre a, traduisant plutôt la vitesse de transmission de crue, est trouvé maximum sur le bief Charente+Amont et minimum sur le bief Charente+Aume, ce qui correspond bien à la situation réelle car le bief Charente+Amont est le plus pentu parmi ces trois biefs et le bief Charente+Aume est à la fois plat et ramifié. Le paramètre b, représentant plutôt l'effet d'amortissement de la pointe de crue sur le bief, montre une tendance croissante vers l'aval, ce qui concorde bien également avec la réalité: plus on est à l'amont, plus l'hydrogramme est pointu; plus on est à l'aval, plus l'hydrogramme est plat.

Tableau 3-23 Valeurs des paramètres du modèle de propagation

nom du bief	a	b
Charente + Amont	0,035	0,881
Charente + Aume	0,035	0,881
Charente + Nouere	0,035	0,881
Charente + Aume	0,062	0,677

Remarque: dans $U = a Qb$, l'unité du débit Q est en m^3/s .

Les tableaux 3-24 et 3-25 regroupent respectivement les résultats numériques de simulation de débit à la station de Chenon et à la station d'Angoulême Fleurac.

Tableau 3-24 Résultats numériques de simulation de débit à Chenon

	75	76	77	78	79	80	81	82	83
B	*6.7	11.4	2.7	-10.7	1.0	-4.2	-19.2	-12.8	-20.5
R ²	0.76	0.96	0.95	0.91	0.94	0.93	0.89	0.96	0.92
NASH	0.75	0.95	0.95	0.87	0.94	0.92	0.83	0.95	0.85

Tableau 3-25 Résultats numériques de simulation de débit à Angoulême Fleurac

		75	76	77	78	79	80	81	82	83
D	B	8.5	15.5	18.2	-4.0	-5.6	-15.3	-33.6	-10.0	-18.4
	R ²	0.93	0.96	0.95	0.91	0.91	0.94	0.83	0.95	0.91
	NASH	0.91	0.92	0.88	0.91	0.88	0.89	0.38	0.94	0.84
G	B	3.7	14.0	15.6	-5.1	-6.0	-16.1	-38.9	-11.7	-21.0
	R ²	0.94	0.96	0.96	0.93	0.93	0.95	0.82	0.96	0.90
	NASH	0.93	0.91	0.93	0.92	0.91	0.90	0.22	0.94	0.78

Remarque:

D: modèle distribué

G: modèle global

Dans l'annexe 2, les graphiques 82 à 90 montrent les résultats de la simulation du débit à la station de Chenon et les graphiques 91 à 99, les résultats de la simulation du débit à la station d'Angoulême Fleurac. Les graphiques 109 à 126 montrent la comparaison entre les concentrations ainsi calculées à ces deux stations et celles mesurées respectivement à Charente 23000 et à Charente 15000.

La simulation de la propagation du débit est globalement bonne sauf pour les années 1981 et 1983 avec une sous-estimation systématique toute l'année et donc des bilans très négatifs. Ce phénomène est encore plus visible à la station d'Angoulême Fleurac et est très difficile à expliquer. On peut dire cependant que le modèle de propagation du débit n'est pas le responsable car ce phénomène a

déjà été rencontré sur presque tous les sous bassins simulés. On peut penser dans un premier temps que ces anomalies sont probablement dues à la mauvaise simulation de la fonction de régulation interannuelle du réservoir souterrain.

Le débit à Angoulême Fleurac a été également simulé avec le modèle GR5 de façon globale. Les résultats numériques sont présentés sur le tableau 3-25 et les résultats graphiques sur les figures 145 à 153 de l'annexe 2. D'après les résultats, le modèle global fonctionne aussi bien que le modèle distribué, indiquant premièrement que le modèle hydrologique est adapté à des bassins assez grands (quelques milliers de km²), et deuxièmement que la prise en compte de l'hétérogénéité du bassin n'améliore pas forcément la simulation si les particularités du bassin ne sont pas bien rendues (l'impact du karst par exemple).

La qualité de la simulation des concentrations est toujours très médiocre et difficile à apprécier à cause de la faible densité des mesures. Le phénomène déjà rencontré, surestimation pendant la première moitié de la période de simulation et sous-estimation pendant la dernière moitié à cause des apports agricoles constants, montre l'importance primordiale de la production sur les sous bassins et l'importance secondaire de la propagation sur les biefs.

En tout cas, on peut dire que le modèle est utilisable pour une estimation approximative du flux annuel. Il faut souligner que le modèle ne contient pas de paramètre permettant d'ajuster les bilans.

3.5 Régionalisation des paramètres du modèle et estimation du débit et du flux de nitrates à l'estuaire

Pour estimer ou prévoir le débit et le flux de nitrates à l'estuaire, il faut d'abord déterminer les valeurs des paramètres du modèle sur tous les sous bassins et biefs. Une généralisation des paramètres est donc nécessaire.

3.5.1 Régionalisation des paramètres du modèle

Généraliser ou plutôt régionaliser les paramètres d'un modèle conceptuel constitue, en dehors du couplage du modèle de qualité avec le modèle hydrologique, le point le plus important et le plus difficile dans la modélisation hydrologique.

Il est compréhensible que l'installation de stations hydrométriques et météorologiques, et surtout le prélèvement, la conservation, le transport et l'analyse des échantillons pour le suivi de la qualité de l'eau, coûtent très cher. On ne peut donc observer des variables hydrologiques ou de qualité de l'eau que sur certains bassins. La plupart des bassins versants reste et restera non jaugée, et les bassins où sont réalisés des suivis de la qualité de l'eau sont encore plus rares.

C'est dans cette situation réelle que la modélisation trouve son importance. Il faut noter cependant que l'intérêt de la modélisation hydrologique n'est pas simplement de caler un modèle sur des bassins jaugés mais plutôt d'appliquer le modèle ainsi calé sur d'autres bassins versants non jaugés. La généralisation des paramètres d'un modèle conceptuel est donc une étape nécessaire et indispensable.

Dans la modélisation hydrologique, la régionalisation des paramètres d'un modèle se réalise souvent en essayant de trouver des liens entre les paramètres du modèle et les caractéristiques physiques du bassin, le type du climat, la morphologie, la géologie, la pédologie, la végétation, les pratiques culturelles, etc, ... Ces liens sont souvent traduits par une synthèse des caractéristiques des bassins à l'échelle régionale, d'où le mot "régionalisation".

En raison du temps limité, notre attention sera focalisée sur les trois principaux paramètres du modèle hydrologique GR5, c'est-à-dire les paramètres A, B et C. La régionalisation des paramètres du modèle de nitrates sur un bassin, du modèle de propagation du débit et du modèle de dénitrification en rivière sera rapidement évoquée.

Parmi les caractéristiques des bassins, faute de données détaillées, nous ne considérerons que la superficie et la pluie annuelle moyenne du bassin. Autrement dit, nous essayerons de lier les paramètres A, B et C aux superficies et pluies annuelles moyennes des bassins.

Le tableau 3-26 présente les valeurs des coefficients de corrélation obtenues par différentes régressions simples entre chacun des trois paramètres A, B et C comme variables expliquées et la superficie S, la pluie annuelle moyenne P et le rapport S/P comme variables explicatives sur les 9 sous bassins choisis. On voit sur le tableau 3-26 que:

Le paramètre A est fonction croissante de la pluie annuelle moyenne mais fonction décroissante de la superficie.

Contrairement au paramètre A, le paramètre B paraît fonction croissante de la superficie du bassin S mais fonction décroissante de la pluie annuelle moyenne P, bien que ces corrélations soient assez faibles.

Le paramètre C réagit comme le paramètre B, avec cependant des corrélations plus fortes.

La corrélation négative entre le paramètre A et la superficie du bassin est difficile à expliquer alors que la corrélation positive entre le paramètre A et la pluie moyenne annuelle semble être compréhensible car le paramètre A traduit la rétention maximale du sol et cette rétention croît avec l'augmentation de la pluie annuelle.

Tableau 26 Coefficient de corrélation de différentes régressions entre A, B, C et S, P, S/P

	linéaire	multiplicatif	exponentiel	inverse
A - S	-0,548	-0,615	-0,59	0,62
A - P	0,946	0,898	0,899	-0,82
A - S/P	-0,63	-0,716	-0,668	0,691
B - S	0,376	0,334	0,346	-0,217
B - P	-0,448	-0,317	-0,31	0,066
B - S/P	0,427	0,363	0,376	-0,221
C - S	0,68	0,55	0,619	-0,548
C - P	-0,687	-0,799	-0,808	0,888
C - S/P	0,728	0,64	0,68	-0,62

Le paramètre B affecte, d'après la loi de routage du réservoir R du modèle hydrologique, la forme de l'hydrogramme d'un bassin. Cette dernière est liée aussi aux caractéristiques physiques du bassin, par exemple la superficie et la pluie annuelle moyenne que nous avons choisies. Il est admis que, plus le bassin versant est petit ou plus la pluie annuelle moyenne est forte, plus son hydrogramme est pointu et vice versa, si les autres conditions restent invariables. Il n'est donc pas étonnant que le paramètre B a une corrélation négative avec la pluie annuelle moyenne et une corrélation positive avec la superficie du bassin.

Quant au paramètre C, il est normal qu'il prenne une valeur élevée quand le bassin est grand et diminue lorsqu'il s'agit d'un bassin avec une forte pluie annuelle moyenne. En effet, si les autres conditions restent les mêmes, l'écoulement met plus de temps pour arriver à l'exutoire sur un grand bassin que sur un petit bassin, et le temps de concentration est plus court sur un bassin humide que sur un bassin aride.

Nous prenons donc les trois formules les mieux corrélées pour déterminer les valeurs de paramètres A, B et C:

$$A = 0,25 * P + 25$$

$$B = 251 + 466 * S/P$$

$$C = 0,675 + 1,33 * S/P$$

où

P: pluie annuelle moyenne (mm).

S: superficie du bassin (km²).

Le paramètre VG est relativement stable, tandis que le paramètre PD est beaucoup plus varié avec des valeurs les plus élevées sur le karst. Les paramètres PD et VG auraient pu être déterminés selon les différentes conditions pédologiques et géologiques des bassins. Mais, du fait de la complexité de l'analyse géologique et de la difficulté de prise en compte de l'influence de l'irrigation sur les étiages, nous prendrons la valeur moyenne des paramètres PD et VG de bassins non karstiques.

Le coefficient de correction de pluie CF a été déjà discuté dans la section 3.2. Il est étroitement lié à l'altitude moyenne du bassin.

Les paramètres concernant la propagation, a et b, seront déterminés de la façon suivante: les biefs sont d'abord classifiés en trois groupes selon leur pente et leur localisation (groupe amont, groupe milieu et groupe aval) incluant chacun un des trois biefs (choisis pour caler le modèle de propagation) comme représentant. Ensuite on fait l'hypothèse que les paramètres a et b ne varient pas dans un groupe de biefs et nous prendrons donc les valeurs obtenues sur leur représentant car la pente est peu différente parmi les biefs d'un même groupe.

Les paramètres du modèle de nitrates sont très difficile à généraliser. Il n'apparaît aucune corrélation avec les pratiques culturales, par exemple l'occupation du sol. Du fait que le calage du modèle n'est effectué qu'avec des concentrations mesurées peu fréquentes et des données agricoles peu fiables (apports agricoles invariants, par exemple), nous ne pensons pas qu'il est raisonnable ou utile de généraliser ce genre de paramètres. Nous prendrons donc les valeurs moyennes optimisées sur les six bassins pour les cas où l'on ne dispose pas de mesures de la qualité de l'eau.

3.5.2 estimation du débit et du flux de nitrates à l'estuaire

Après avoir déterminé les paramètres du modèle pour tous les sous bassins et tous les biefs, nous allons finalement pouvoir estimer le débit et le flux à l'estuaire de la Charente.

Les débits à l'estuaire n'ont pas été mesurés. Le rapport de 2,2, entre les débits calculés à Angoulême Fleurac et à l'estuaire, obtenu par le modèle, est légèrement supérieur à celui estimé par l'IFREMER (1,9).

Les figures 127 à 135 de l'annexe 2 illustrent la comparaison entre les concentrations simulées et mesurées à Charente 01000 près de la ville de Rochefort.

Les concentrations à Rochefort semblent souvent être sous-estimées notamment pendant les cinq dernières années (1979-1983) à cause, comme sur les autres sous bassins et les autres biefs, de l'invariance des apports agricoles. Cette sous-estimation peut également trouver des causes dans les apports ponctuels ou dans la simulation de la dénitrification sur les biefs amonts.

Les flux en nitrates à l'estuaire sont figurés sur les graphiques 136 à 144 de l'annexe 2. En les comparant avec les figures 91 à 99 (simulation de débit à Angoulême) toujours dans l'annexe 2, on observe que les courbes de flux suivent presque exactement les courbes de débit. Autrement dit, le débit est largement prédominant dans la formation du flux de nitrates.

Le tableau 3-27 regroupe les flux annuels à l'estuaire et les quantités dénitrifiées sur l'ensemble du réseau hydrographique charentais. La quantité annuelle de nitrates dénitrifiés est comprise entre 25 et 40%, indiquant la nécessité de la prise en compte de la dénitrification dans le cours d'eau. Ces chiffres sont comparables avec les valeurs obtenues sur différents fleuves en France ou en Europe (environ 50% pour les fleuves Seine, Scheldt, Rhine-Meuse, Ems, Weser et Elbe, BILLEN, 1988).

Tableau 3-27 Flux annuel à l'estuaire de la Charente (tonnes/an)

	75	76	77	78	79	80	81	82	83
flux	7017	9357	10309	9288	12631	8383	10164	12409	8927
déni	4380	4806	4988	4660	4912	4750	5338	4556	5145
%	38,4	33,9	32,6	33,4	28,0	36,2	34,4	26,9	36,6

Remarque: $\% = 100 * \text{déni} / (\text{flux} + \text{déni})$

Enfin, la figure 3-22 montre l'évolution de la concentration moyenne en nitrates le long de la Charente, estimée par le modèle sur la période 1975-1983. En la comparant avec la figure 3-10, on peut voir que premièrement, ces deux courbes suivent presque la même variation le long du cours de la Charente et deuxièmement, les concentrations sur toutes les stations sont sous-estimées, ce qui indique que l'on doit chercher la cause de l'erreur plutôt dans les apports agricoles.

Concentrations moyennes en Nitrates le long du cours de la Charente

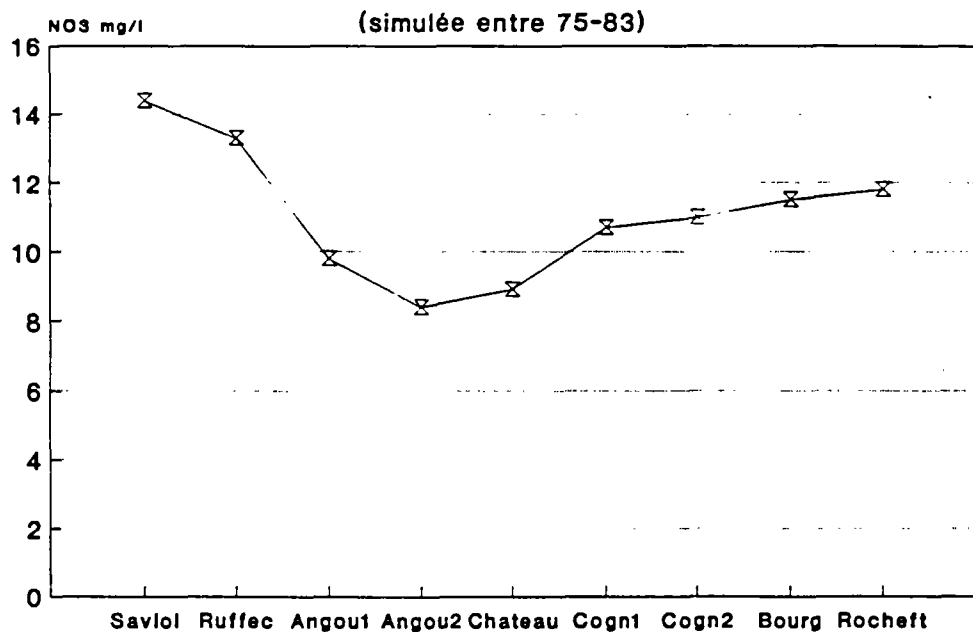


Figure 3-22

CONCLUSION GENERALE

Conclusion générale

Ce mémoire a été consacré à l'étude de la pollution par les nitrates en portant une attention particulière sur les apports diffus d'origine agricole dans les milieux aquatiques superficiels. La modélisation mathématique a été utilisée comme démarche et a été appliquée à l'échelle du bassin versant.

En s'inspirant du principe du modèle conceptuel hydrologique GR3 existant déjà au CEMAGREF, le modèle hydrologique GR5 a été utilisé pour modéliser la transformation pluie-débit et constitue la base du modèle de lessivage de nitrates à travers le sol. Ce dernier, par son importance, est le coeur de notre modèle de nitrates.

S'inspirant également de nombreux travaux effectués dans ce domaine, les modèles de production de nitrates dans le sol et de propagation des nitrates dans la rivière sont intégrés dans le modèle de nitrates. Le modèle de propagation permet de prendre en compte l'hétérogénéité du bassin et les apports ponctuels en provenance de différentes sources, et donne à notre modèle un caractère distribué qui le rend utilisable sur les grands bassins versants.

Comme il n'est pas possible de concevoir un modèle sans un jeu de données satisfaisant, le modèle a été développé et validé sur le bassin de Mèlarchez, sous bassin du bassin versant représentatif expérimental de l'Orgeval où sont recueillies des mesures de qualité plus fréquentes et où l'on dispose de données plus détaillées sur les pratiques culturales. Le modèle a globalement bien reproduit le débit et la concentration en nitrates à l'exutoire et l'analyse de la sensibilité du modèle a montré également des résultats intéressants, comme nous l'avons indiqué dans la conclusion du deuxième chapitre.

L'application du modèle sur le bassin versant de la Charente n'a pas montré des résultats aussi intéressants que sur le bassin de Mèlarchez, bien que les débits sur les différents sous bassins et à certaines stations intermédiaires ont été mieux simulés. Il y a en premier lieu l'erreur sur la tendance annuelle, mais ceci est tout à fait normal puisque cette tendance n'a pas été introduite en entrée. Cette insuffisance de données ne permet pas non plus de trancher sur un éventuel retard dû aux eaux souterraines (la concentration y a été supposée constante sauf

dans le karst à réponse rapide). Deuxièmement, le modèle n'arrive pas non plus à suivre les variations saisonnières (ces variations sont très mal rendues à cause de la faible fréquence des mesures de concentration). Avec ces mesures de concentration de faible densité (8 par an seulement), le calage est problématique.

Plusieurs causes peuvent être responsables de la dégradation de la qualité de la modélisation sur le bassin de la Charente. La première réside peut être dans le changement d'échelle entre le bassin utilisé pour concevoir le modèle (7 km², hors du bassin de la Charente) et les plus petits sous bassins de la Charente (quelques centaines de km²). La deuxième est liée aux données, la grande difficulté étant de rassembler des données sur un grand bassin versant. Les activités agricoles peuvent subir en quelques années des changements importants (retournement de prairies, accroissement de l'irrigation qui n'entrent pas dans les statistiques).

La tentative de généraliser les paramètres du modèle hydrologique s'est réalisée sur l'ensemble du bassin de la Charente et a montré des relations plus ou moins importantes entre ces paramètres et les caractéristiques physiques des bassins. C'est une étape nécessaire, importante, et qui reste encore à exploiter en vue de l'application des modèles conceptuels sur des bassins non jaugés.

Après ces constats, il est temps maintenant de réfléchir à la structure du modèle et à son besoin de données, et d'envisager quelques améliorations éventuelles.

Il est clair que la modélisation hydrologique quantitative est importante. Le débit est prédominant dans la formation de flux, et le modèle hydrologique fournit, après le couplage avec le modèle de nitrates, des variables d'entrée pour ce dernier.

Il est difficile de coupler un modèle de nitrates qui doit avoir des composants physiques ou même biologiques avec un modèle hydrologique. Le modèle de nitrates ne peut donc être que conceptuel car ces fonctions de transfert doivent être couplées au modèle conceptuel hydrologique. Dans notre cas, les inconvénients les plus importants sont d'une part, que les deux réservoirs du modèle hydrologique de la zone non-saturée n'interviennent pas séparément dans le modèle de nitrates et d'autre part, que la simulation du lessivage de nitrates de la zone racinaire est trop empirique. L'une des voies d'amélioration

serait de s'autoriser plus de modifications du modèle hydrologique pour le rendre plus cohérent avec le modèle de nitrates et d'aller plus loin qu'un couplage a posteriori. D'un autre côté, les modèles plus physiques, par exemple le modèle CREAMS, étant utilisables pour des parcelles, on se demande si ils sont également utilisables pour de grands bassins.

Quant au modèle de production de nitrates dans le sol, il comprend les processus élémentaires et donne généralement des bons résultats. Un problème se pose cependant à cause du phénomène exceptionnel de longue sécheresse et de son influence sur la minéralisation, l'immobilisation, le prélèvement par les plantes, etc. Ce phénomène nécessite une étude particulière et plus profonde. D'autre part, la prise en compte de la forme ammoniacale et donc du processus d'adsorption-désorption peut éventuellement améliorer la modélisation. La distinction entre différents pools d'azote organique dans le sol va également dans le bon sens et est nécessaire notamment lors des longues sécheresses.

Le modèle de propagation de nitrates dans la rivière est très simplifié. La dénitrification simplifiée dans le modèle est importante pour le bilan et pour la concentration lors étiages. L'amélioration réside dans la simulation de la hauteur d'eau du bief et dans la prise en compte de la variation spatiale de la vitesse de dénitrification (à cause des sédiments, etc). Sur un bassin avec des apports ponctuels non-négligeables, la prise en compte des processus de nitrification et d'échange entre l'eau et les sédiments semble nécessaire. Le prélèvement d'azote par les plantes et les micro-organismes aquatiques et l'éventuel recyclage doivent être également considérés.

Une discrétisation plus fine du bassin étudié sera naturellement utile si l'on peut disposer de données plus détaillées. L'évolution du paysage agricole, des pratiques culturales et le travail du sol sont des facteurs influençant le lessivage des nitrates.

En un mot, l'amélioration du résultat de la modélisation nécessite la prise en compte de certains processus intervenant dans la formation des concentrations en nitrates à l'exutoire. Le modèle deviendra alors plus lourd et demandera plus de données peu disponibles. Un bon compromis entre la complexification du système et l'acquisition de données semble difficile à trouver et passe par la sélection des processus les plus importants.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

ABOUD I. et FLORENTIN L., (1989)

Teneur en nitrates des eaux de drainage: cas de deux sols lorrains soumis à une monoculture de maïs.

Comptes rendus de l'Académie d'Agriculture de France, vol. 75 n°8 1989, pp. 69-77.

AMBROISE B. (1980)

Principaux types de modèles mathématiques de bassin versant.

Bull. Assoc. Géogr. Franç., Paris, 1980, N° 468, pp. 119-124.

ACKERER P. (1986)

Modélisation du transfert des produits azotés dans les sols non saturés en eau.

Rapport de fin de contrat stage de l'INRA COLMAR.

ARLOT M. P. (1988)

Impact du drainage sur la qualité des eaux. Méthodes d'étude de l'influence du drainage sur le comportement de quelques fertilisants.

Note interne du C.E.M.A.G.R.E.F.

BAPTISTA M. & MICHEL C. (1990)

Influence des caractéristiques hydrauliques des biefs sur la propagation des points de crue.

La Houille Blanche / N° 2-1990.

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 LEMAN.

BELAN J. (1979)

Influence des pratiques culturelles sur le lessivage de l'azote. Essai d'évaluation du lessivage par un modèle pratique.

BEISON Th. (1985)

Etudes des écoulements sur le bassin versant du REAL COLLOBRIER.

Mémoire de 3ème année CEMAGREF d'AIX-EN-PROVENCE.

BENNETON J. P. (1984)

Eutrophisation des plans d'eau, Inventaire des principes sources de substances nutritives azotées et phosphorées, Etude bibliographique.

Rapport de recherche LPC n° 130.

BILLEN G. (1988)

N-budget of the major rivers discharging into the continental coastal zone of the north sea.

EEC Workshop on Eutrophication and Algal Blooms in North Sea Coastal Zones, the Baltic and Adjacent Areas: Prediction and Assesement of Preventive Actions. Brussels, 1988.

BILLEN G., DESSERTY S., LANCELOT Ch. & MEYBECK M. (1989)

Seasonal and inter-annual variations of nitrogen diagenesis in the sediments of a recently impounded basin.

Biogeochemistry 8: pp. 73-100 (1989).

BONNEAU M. et SOUCHIER B. (1979)

Constituants et propriétés du sol.

Pédologie vol II (Masson)

BUJON G. (1983)

Modélisation de la dispersion des substances solubles ou pseudo-solubles dans un cours d'eau. Application au cas de la Seine à l'amont de Paris.

La Houille Blanche, n° 1-1983.

BURT T. P. & ARKELL B. P. (1986)

Variable source areas of stream discharge and their relationship to point and non-point sources of nitrate pollution.
IAHS Publ. n° 157, 1986.

C.E.M.A.G.R.E.F. (1989)

Programme Charente-Marennes-Ôléron, volet continental.
Rapport final du contrat MRES 86.

CHO C.M. (1971)

Convective transport of ammonium with nitrification in soil.
Canadian Journal of Soil Sciences 51, pp. 339-350

CLARKE R. T. (1973)

Mathematical models in hydrology.
Irrigation and drainage paper.
Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome 1973.

EDIJATNO & MICHEL C. (1989)

Un modèle pluie-débit journalier à trois paramètres.
La Houille Blanche N° 2 - 1989.

FERRY M. & DUVOUX B. (1990)

Modification de pratiques culturales en grande culture en vue d'une réduction des pertes de nitrates: Analyse de la tendance d'évolution de la qualité des eaux de la source de Mélarchez (Seine & Marne).
Note interne du C.E.M.A.G.R.E.F.

FRIED J. J. et COMBARNOUS M. A. (1971)

Dispersion in porous media.
New-York, Academic Press, Advances in hydroscience, vol. n°7, pp. 169-282.

- GENG Q. Z., GIRARD G. et BONIFACE R. (1986)
 Modélisation du lessivage de nitrates dans une case lysimétrique,
 case II de l'INRA de VERSAILLES.
 Rapport interne au CIG de l'Ecole des Mines de PARIS
 LHM/RD/86/61.
- GENG Q. Z., GIRARD G., SOULARD B. et BLONDEL R. (1987)
 Modélisation du transfert de nitrates dans le bassin versant de la
 NOE-SECHE.
 Rapport d'avancement ENSMP-CIG, LHM/RD/87/30.
- GENG Q. Z. (1988)
 Modélisation conjointe du cycle de l'eau et du transfert des
 nitrates dans un système hydrologique.
 Thèse de doctorat, Ecole de Mines de Paris.
- HILL A. R. (1983)
 Denitrification : its importance in a river draining an intensively
 cropped watershed.
 Agriculture, Ecosystems and Environment, 10 (1983), pp. 47-62.
- HOPSTAKEN C. F., WESSELING J. W., WIT P., de BRUYN P. J. &
 KLOMP R. (1986)
 Excessive manuring and its effects on the nitrogen and
 phosphorus concentrations in soil, ground - and surface water of
 the North - West Veluwe (The Netherlands).
 Delft Hydraulics Communication No. 363., July, 1986.
- HOPSTAKEN C. F., RUYGH E., GRASHOFF P., MENKE M.,
 WESSELING J. W., WIT P. & de BRUYN P. J. (1988)
 Modelling the environmental impact of agriculture with respect to
 surface and groundwater quality.
 Delft Hydraulics Publications No. 397., December, 1988.
- JANSSON P.E. and ANDERSSON R. (1988)
 Simulation of runoff and nitrate leaching from an agricultural
 district in Sweden.
 Journal of Hydrology, 99 (1988) pp. 33-47.

KANWAR R. S., BAKER L. & JOHNSON H. P. (1984)

Simulation effects of fertilizer management on nitrate loss with tile drainage water continuous corn.

Transaction of the ASAE - 1984, pp. 1396-1399-1404.

KAUARK LEITE L. A. (1986)

Contribution de la modélisation à l'étude des pollutions diffuses d'origine agricole.

Mémoire de D.E.A. "Techniques et Gestion de l'Environnement", Université Paris-Val de Marne et Ecole Nationale de Ponts et Chaussées.

KAUARK LEITE L. A. et MOUCHEL J. M. (1988)

Modélisation du transfert des MES et de l'azote sur le bassin versant de l'Orgeval.

25^e anniversaire du Bassin de l'Orgeval, Paris, 1988.

KNOWLES G. & WAKEFORD A. C. (1978)

A mathematical deterministic river-quality model. Part 1: Formulation and description.

Water Research, Vol. 12, pp. 1149-1153.

LEGUY D. (1979)

Application des méthodes hydrologiques de bilan au transfert des sels d'azote vers les eaux de surface du bassin versant de l'Orgeval (Seine & Marne).

Mémoire du diplôme d'ITER. E.N.I.T.R.T.S. & C.T.G.R.E.F.

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).

Rapport n°5 d'Hydraulique des eaux fluviales et usées.

LOUMAGNE C. (1988)

Prise en compte d'un indice de l'état hydrique du sol dans la modélisation pluie - débit.

Thèse de doctorat, Université de Paris - Sud.

LOWRANCE R. R., TODD R. L. & ASMUSSEN L. E. (1984)

Nutrient cycling in an agricultural watershed: II. Streamflow and artificial drainage.

J. Environ. Qual., Vol. 13, n° 1, 1984.

LOWRANCE R. & LEONARD R. A. (1988)

Streamflow nutrient dynamics on coastal plain watersheds.

J. Environ. Qual., Vol. 17, n° 4, 1988.

MA Z. C., LEVIANDIER Th. & FERRY M. (1990)

Fitting a conceptual hydrological model accounting for nitrate loss in an agricultural representative basin.

Conference on Hydrological Research Basins and the Environment, Wageningen, The Netherlands, 1990.

MARCEAU P., CLUIS D., MORIN G. (1986)

Comparaison des performances relatives à un modèle déterministe et à un modèle stochastique de température de l'eau en rivière.

CAN. J. CIV. ENG. VOL. 13. 1986.

MARIOTTI A. et LETOLLE R. (1977)

L'azote en hydrologie et en hydrogéologie. Analyse des résultats obtenus sur un exemple précis : le bassin de MELARCHEZ (SEINE ET MARNE - France).

Journal of hydrology, 33 (1977) pp. 157-172.

MEHRAN M. and TANJIK K. (1971)

Computer modeling of nitrogen transformation in soils.

J. Environ. Quality, vol.3, n°4, pp391.396.

- MICHEL C. (1989)
Hydrologie appliquée aux petits bassins ruraux.
CEMAGREF, ANTONY
- MISRA C., NIELSEN D.R. and BIGGAR J.W. (1974)
Nitrogen transformation in soil leaching.
Soil sci.Soc. Amer. Proc. vol 38, pp.289-304.
- MONTBARBON F. (1987)
Les pratiques culturales et leurs rapports avec la qualité et le régime des eaux dans le bassin versant de la Charente: Situation générale et cas particuliers.
Note interne du C.E.M.A.G.R.E.F.
- MORIN G., CLUIS D., COUILLARD D., JONES H. G. et GAUTHIER J. M. (1987)
Modélisation de l'azote total en rivière à l'aide du modèle quantité-qualité CEQUEAU.
Note interne de l'INRS-eau, Université du Québec.
- MORISOT A. (1980)
Déplacement avec mélange des nitrates dans un matériau de porosité bimodale.
Ann. agron., 1980, 31 (1), pp. 1-17.
- NEILSEN G.H. and MACKENZIE A.F. (1977)
Soluble and sediment nitrogen losses as related to land use and type of soil in eastern Canada.
J. Environ Qual. vol.6, n°3, 1977.
- OWENS L. B., EDWARDS W. M. & VANKEUREN R. W. (1984)
Peak nitrate-nitrogen values in surface runoff from fertilized pastures.
J. Environ. Qual., Vol. 13, n° 2, 1984.

- PARTON W. J., SCHIMEL D. S., COLE C. V. & OJIMA D. S. (1987)
Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands.
SOIL SCI. SOC. AM. J., Vol. 51, 1987.
- PRAT M. (1982)
Simulation numérique du transport de produits réactifs dans les sols. Cas de l'azote dans les relations bassin versant- rivière.
Thèse Docteur-Ingénieur, Institut National Polytechnique de TOULOUSE.
- REMY J.C. et VIAUX Ph. (1980)
Evolution des engrais azotés dans le sol Perspectives agricoles.
- ROSENBROCK H. H. (1960)
An automatic method for finding the greatest or least value of a function.
Computer Journal, 3: pp. 175-184.
- ROUX M., SIMMONET F., MASBERNAT L., LINE A., SOUALMIA A., CAPDEVILLE B. et NGUYEN K. M. (1989)
Modèle de la nitrification des rejets dans la Garonne au niveau de l'agglomération toulousaine.
Colloque de la Société Hydrotechnique de France (1989), Les modèles mathématiques pour la gestion de la qualité des eaux superficielles.
- SELIM H.M. & ISKANDAR I.K. (1981)
Modeling nitrogen transport and transformation in soils. 1. Theoretical considérations.
Soil Science, vol 131, n°4, pp.231-241.
- SELIM H.M. & ISKANDAR I.K. (1981)
Modeling nitrogen transport and transformation in soils. 2. Validation.
Soil Science, vol 131, n°5, pp.303-312.

- SERVAIS P. (1989)
Modélisation de la biomasse et de l'activité bactérienne dans la Meuse belge.
Revue des Sciences de L'Eau, 2 (1989), pp. 543-563.
- SERVAIS P. (1989)
Bacterioplanktonic biomass and production in the river Meuse.
Hydrobiologia 174: pp. 99-110, 1989.
- SOLTNER D. (1980)
Phytotechnie générale, Les base de la production végétale.
Collection Sciences et Techniques Agricoles, Tome 1 Le Sol.
- STANFORD G., FRERE M.H. and SCHWANINGER D.H. (1973)
Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization.
Soil Science, vol 115, n°4, pp.321-323.
- STANFORD G. and EPSTEIN E. (1974)
Nitrogen mineralization water relations in soil.
Soil science, soc. Amer. Proc. 38, pp.103-107.
- STEN BERGSTRÖM, MAJA BRANDT & ARNE GUSTAFSON (1987)
Simulation of runoff and nitrogen leaching from two fields in southern Sweden.
Hydrological Sciences - Journal - des Sciences Hydrologiques, 32, 2, 6/1987.
- TAKEUCHI K. & SAKAMOTO Y. (1986)
Hydrograph separation using NO₃- for identifying the interaction between surface and subsurface waters in a small mountainous basin.
IAHS - AISH Publication No. 156. Conjunctive water use.
- TANJIK K. and GUPTA S.K. (1978)
Computer simulation modeling for nitrogen in irrigated croplands.
Nitrogen in the Environnement vol 1, Ed by D.R. NIELSEN and J.G. MCDONALD.

- THIERY D. et SEGUIN J. J. (1986)
Un modèle hydrologique global de transfert de nitrates dans un bassin versant.
Hydrogéologie, n°1, 1986, pp. 87-99.
- TIMMONS D. R. (1984)
Nitrate leaching as influenced by water application level and nitrification inhibitors.
J. Environ. Qual. Vol. 13 n° 2, 1984.
- TORELLI P. (1989)
Contribution à l'étude du karst de La Rochefoucauld.
Mémoire de D.E.A. "Sciences de l'Eau", Université de Paris Sud et Université de Bordeaux.
- UNWIN R. J. (1988)
Nitrate loss from agricultural land, a review of experimental work.
ADAS Cropping Services.
- VAN KESSEL J.F. (1977)
Removal of nitrate from effluent following discharge on surface water.
Water Research, Vol. 11, pp. 533-537.
- VAN VEEN J.A. and FRISSEL M.J. (1976)
Computer simulation model for the behavior of nitrogen in soil and leaching to groundwater.
PUDOC, WAGENINGEN
- WARWICK J. J. & SHETTY P. (1988)
In-stream nitrification rate prediction.
Water Research, Vol. 22, n° 6, pp. 723-732.
- WATTS D.G. and HANKS R.J. (1978)
A soil water nitrogen model for irrigate corn on sandy soil.
Soil science, soc. Amer. J., vol 42, pp.492-499

WELLINGS S. R. & BELL J. P. (1980)

Movement of water and nitrate in the unsaturated zone of upper chalk near Winchester, Hants., England.

Journal of Hydrology, 48 (1980), pp. 119-136.

WHITEHEAD P., YOUNG P. & HORNBERGER G. (1979)

A systems model of stream flow and water quality in the Bedford-Ouse river: 1. stream flow modelling.

Water research, Vol. 13, pp. 1155-1169.

WHITEHEAD P., BECK B. & O'CONNELL E. (1981)

A systems model of stream flow and water quality in the Bedford-Ouse river: 2. Water quality modelling.

Water research, Vol. 15, pp. 1157-1171.

WHITEHEAD P., & HORNBERGER G. (1984)

Modelling algal behaviour in the river Thames.

Water research, Vol. 18, pp. 945-953.

WHITEHEAD P., & O'CONNELL E. (1984)

Water quality modelling, forecasting and control.

Proceedings of an international workshop at the Institute of Hydrology, Wallingford. Report No. 88.

ZAHM F. (1988)

Bilan des prélèvements d'eau et des apports de produits chimiques par l'agriculture sur le bassin versant de la Charente.

Mémoire de troisième année, Ecole Nationale d'Ingénieurs des Travaux Agricoles de Bordeaux.

UNIVERSITE LOUIS PASTEUR de STRASBOURG

THESE

Doctorat Sciences et Techniques de l'Eau

ANNEXE

Modélisation du transfert des nitrates : du bassin de recherche au grand bassin (exemples des bassins de Mélarchez et de la Charente)

par

Zhong Cai MA

Soutenu le 22 Janvier 1991

Devant le jury composé de :

M.	J.J.	FRIED	Président
M.	L.	MASBERNAT	Rapporteur
M.	J.M.	MOUCHEL	Rapporteur
M.	J.B.	POULET	Examinateur
M.	Th.	LEVIANDIER	Examinateur
M.	D.	LOUDIERE	Invité

ANNEXE I

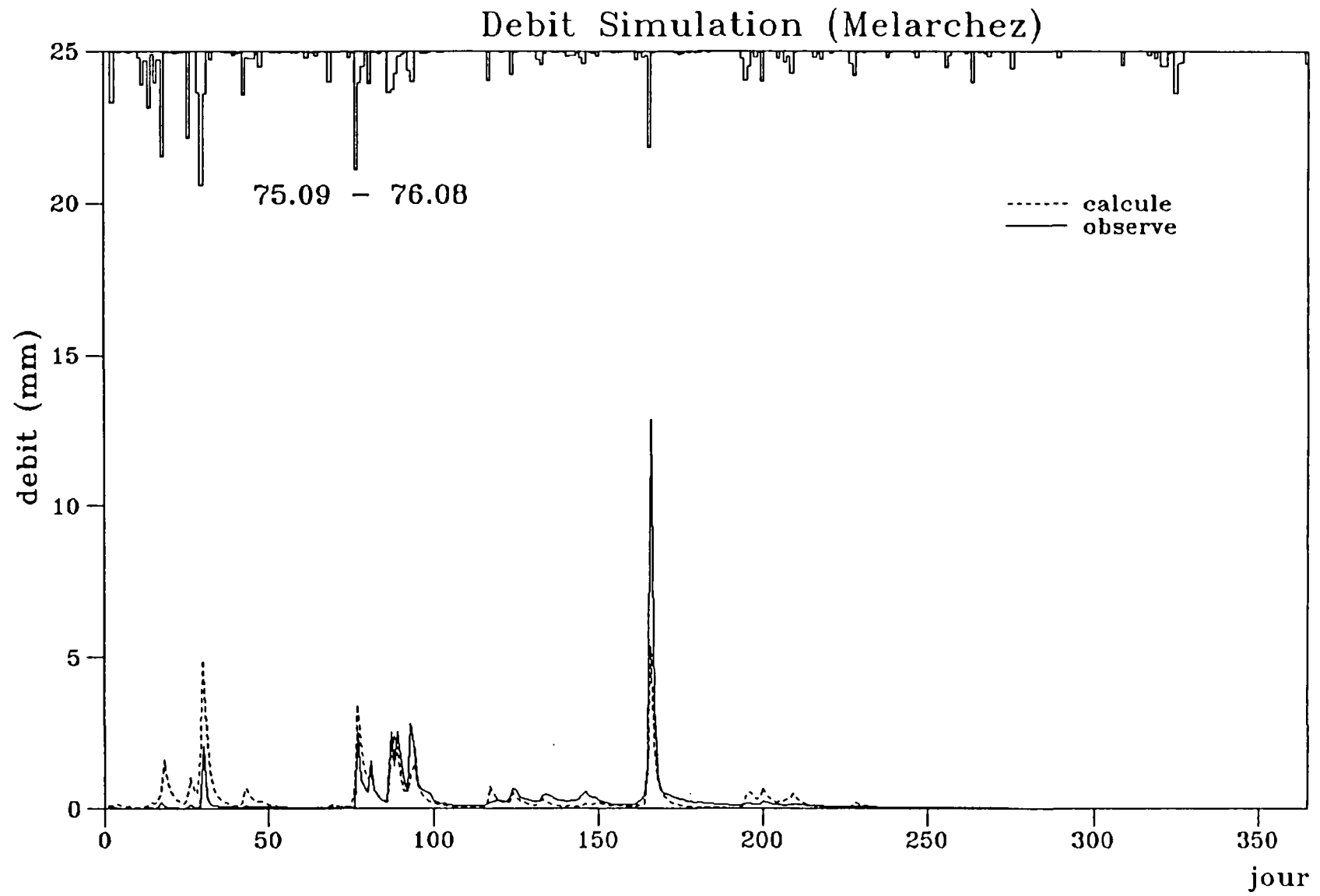


Fig. 1

Debit Simulation (Melarchez)

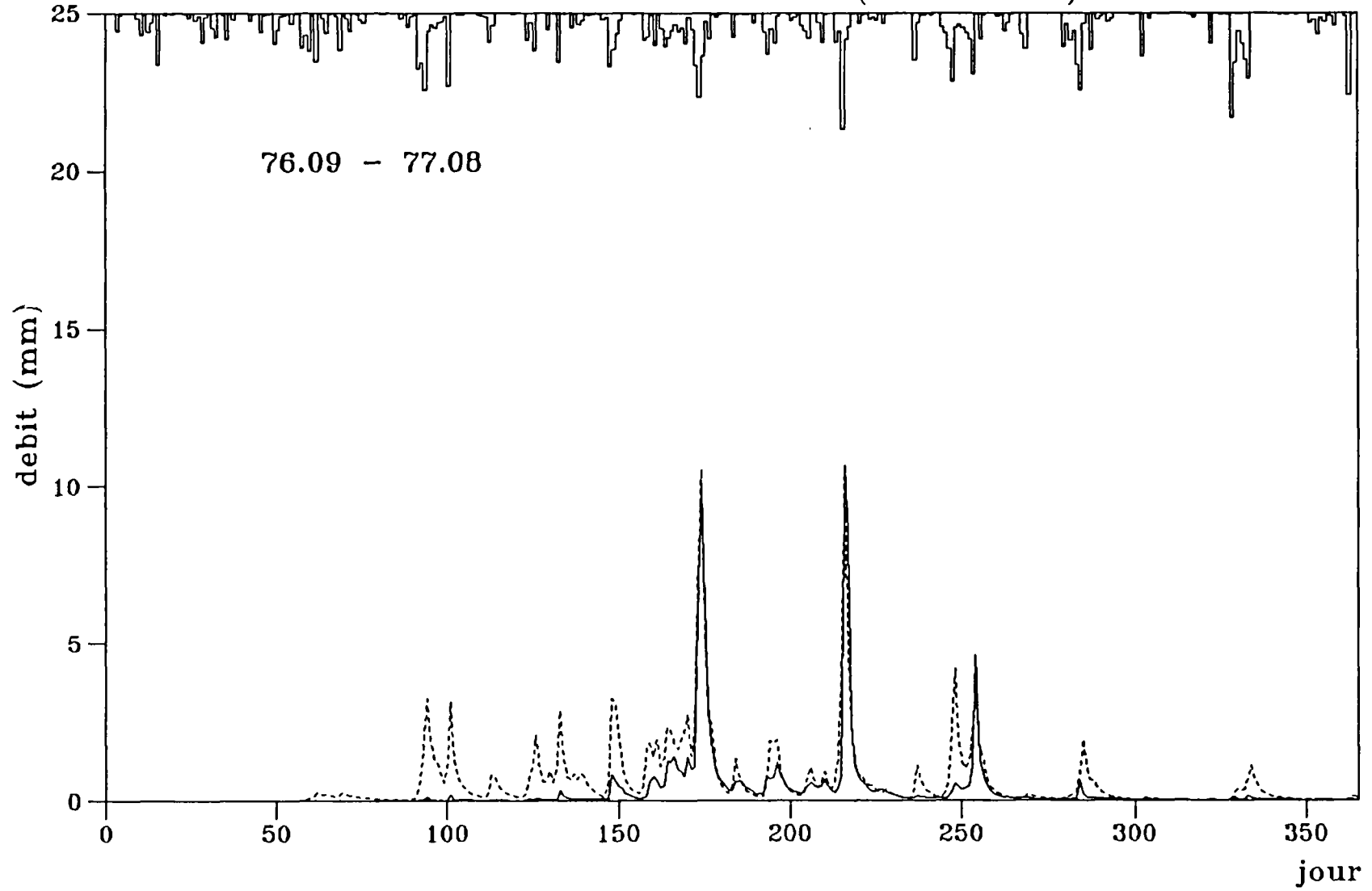


Fig. 2

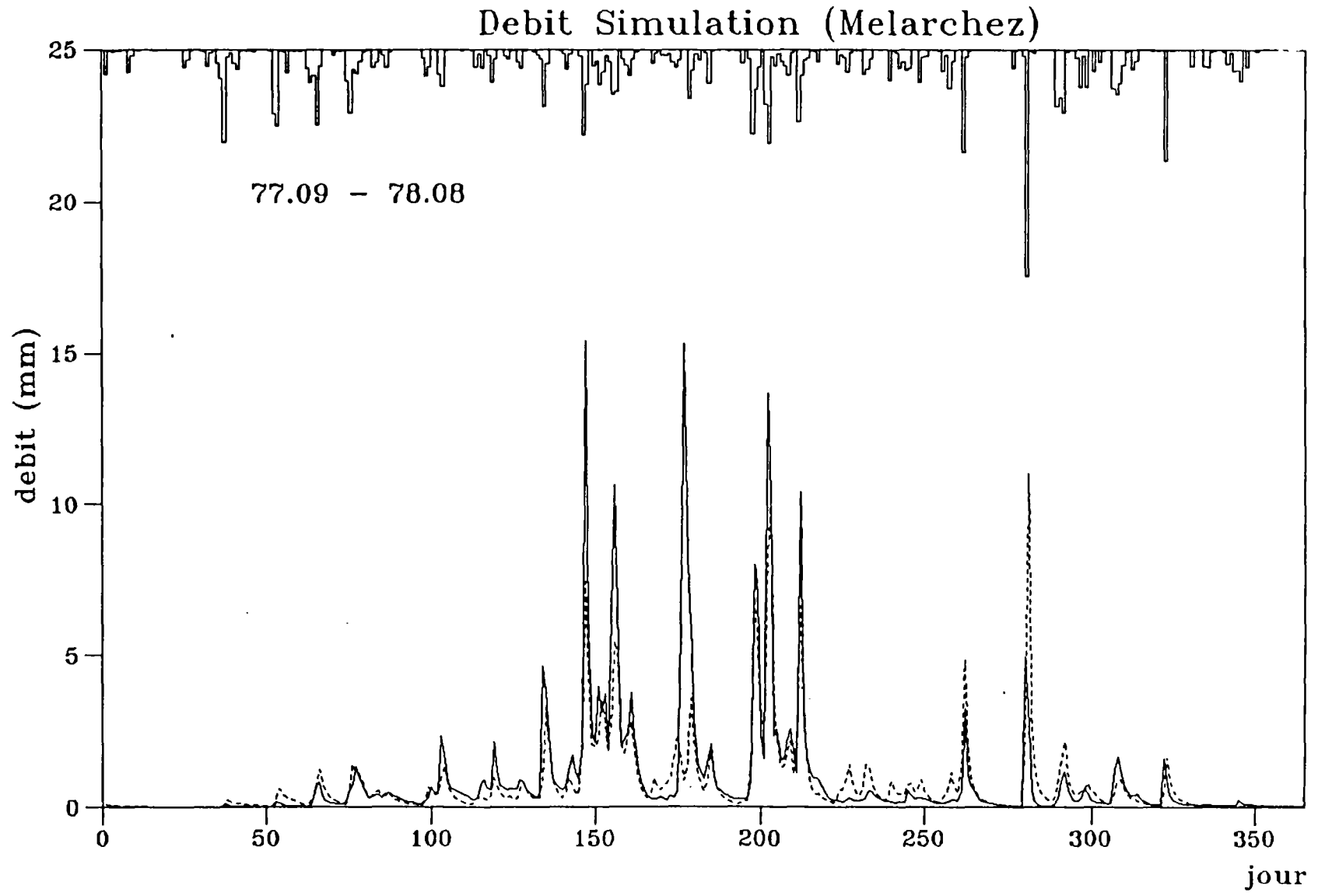


Fig. 3

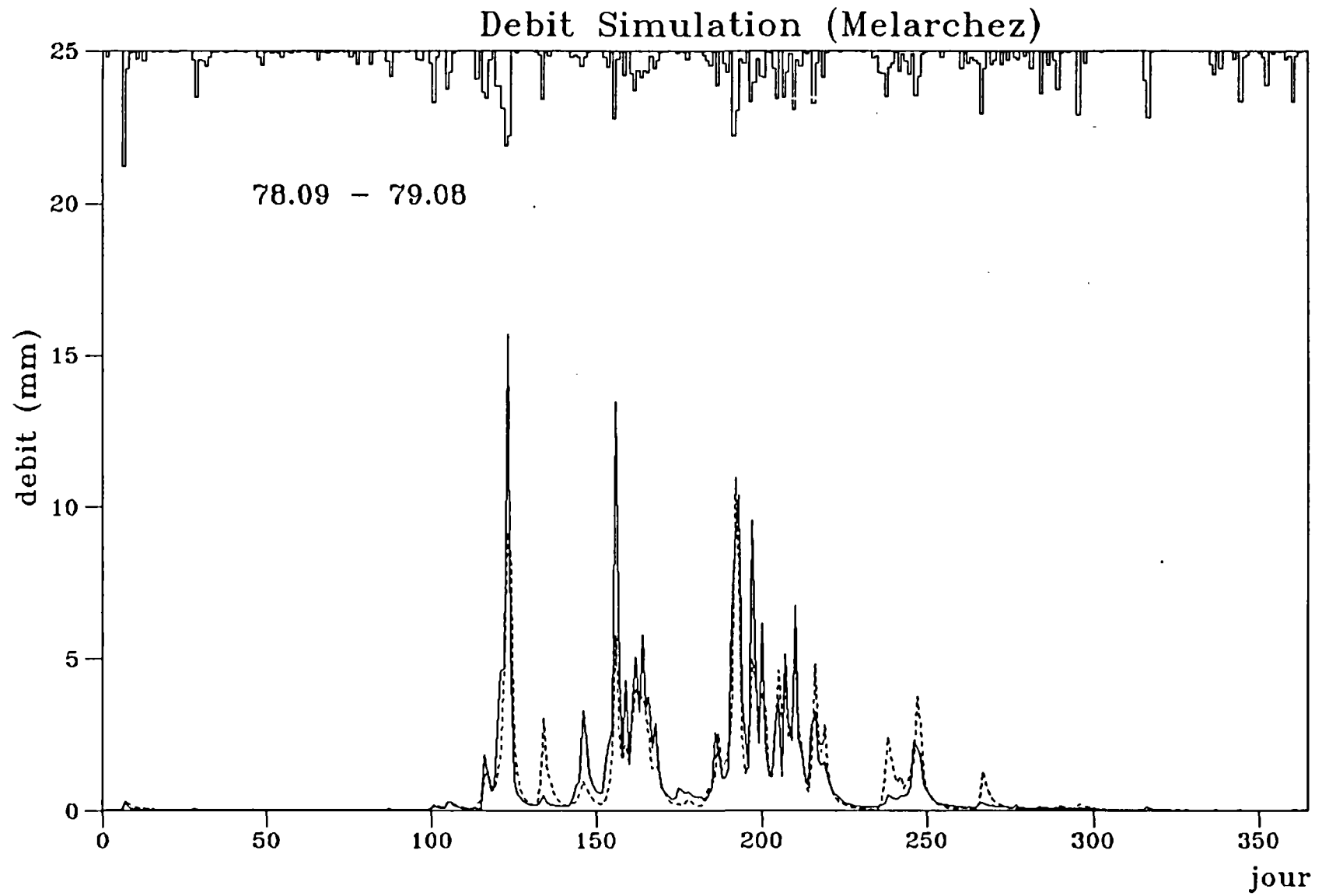


Fig. 4

Debit Simulation (Melarchez)

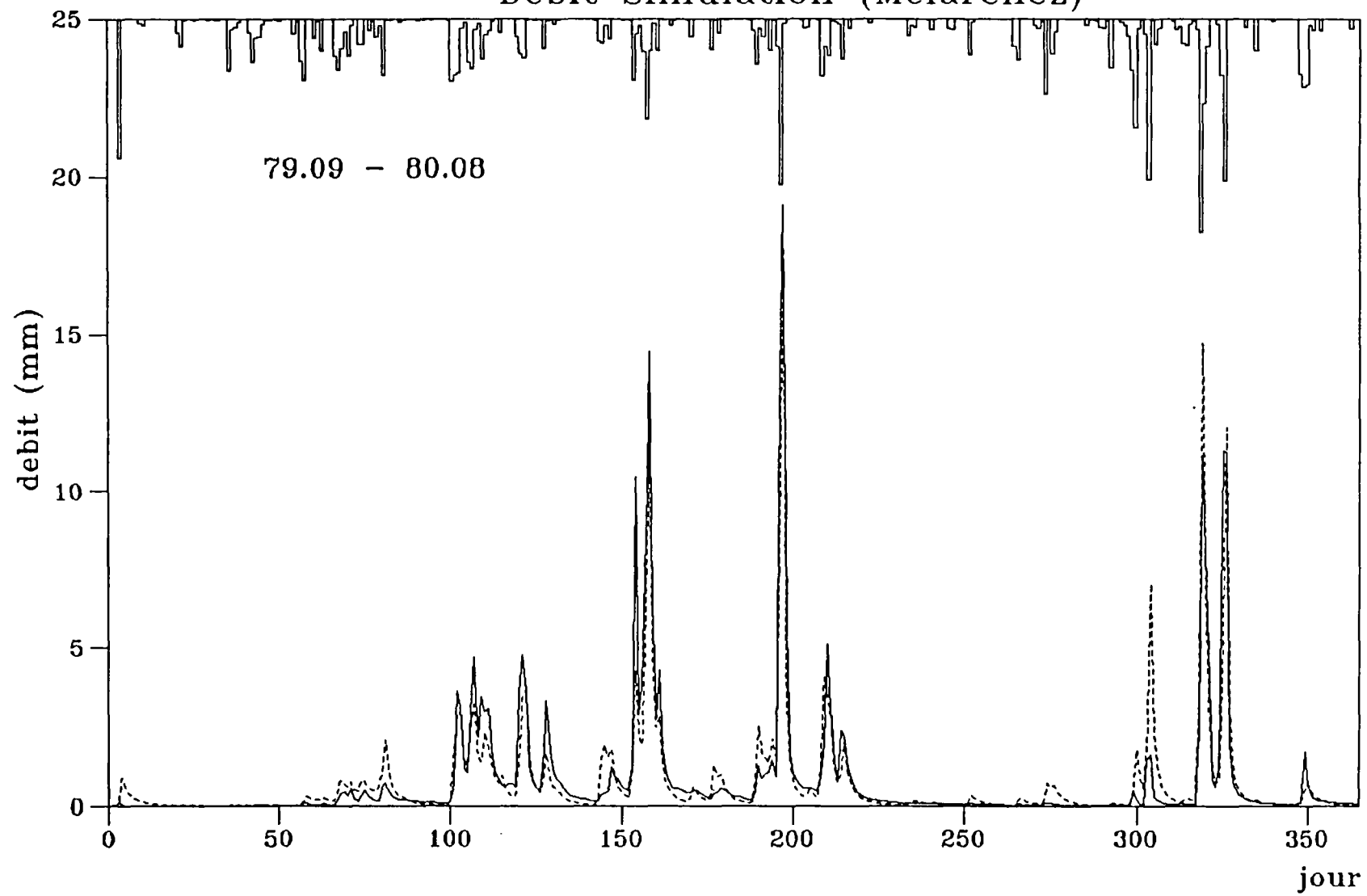


Fig. 5

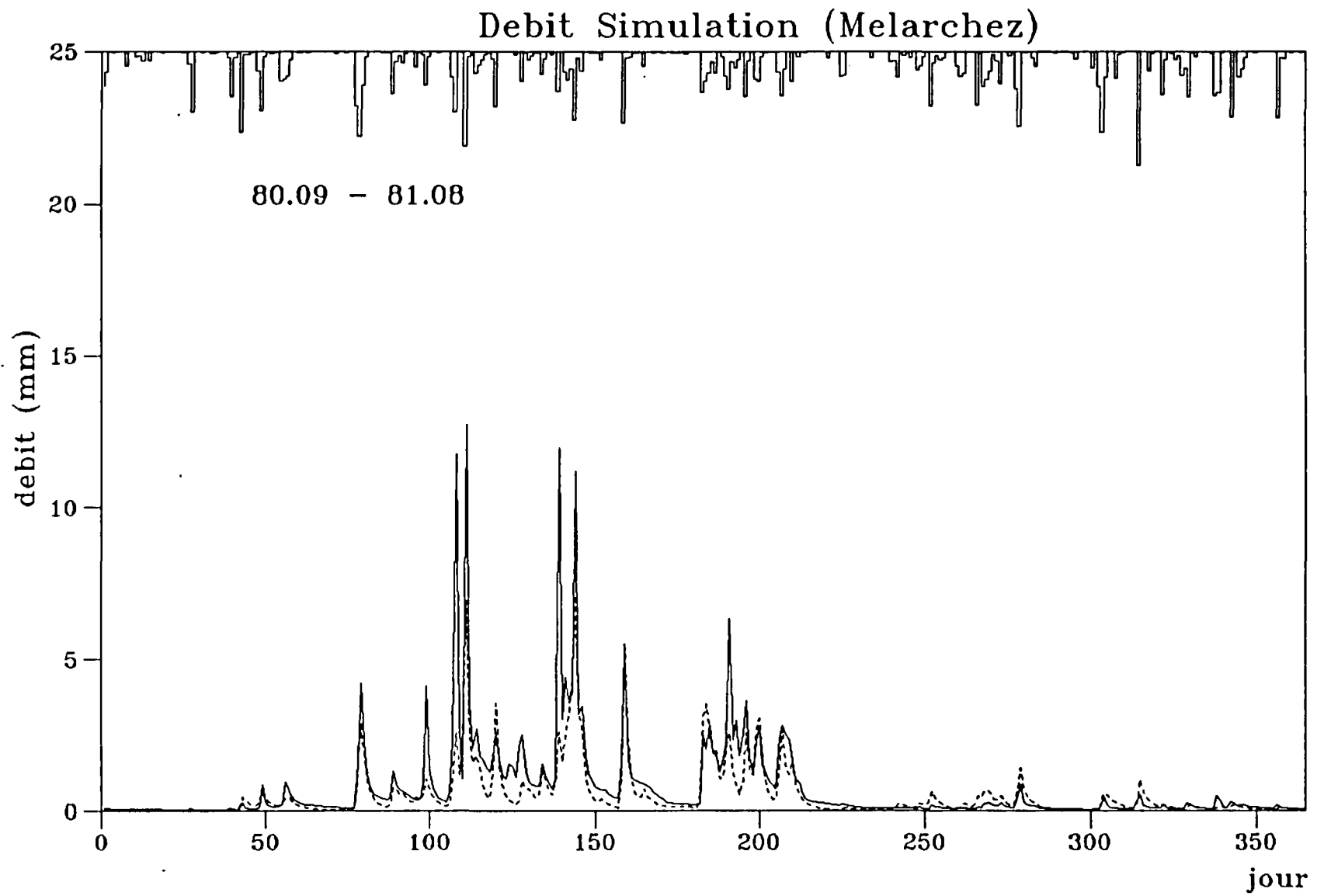


Fig. 6

Debit Simulation (Melarchez)

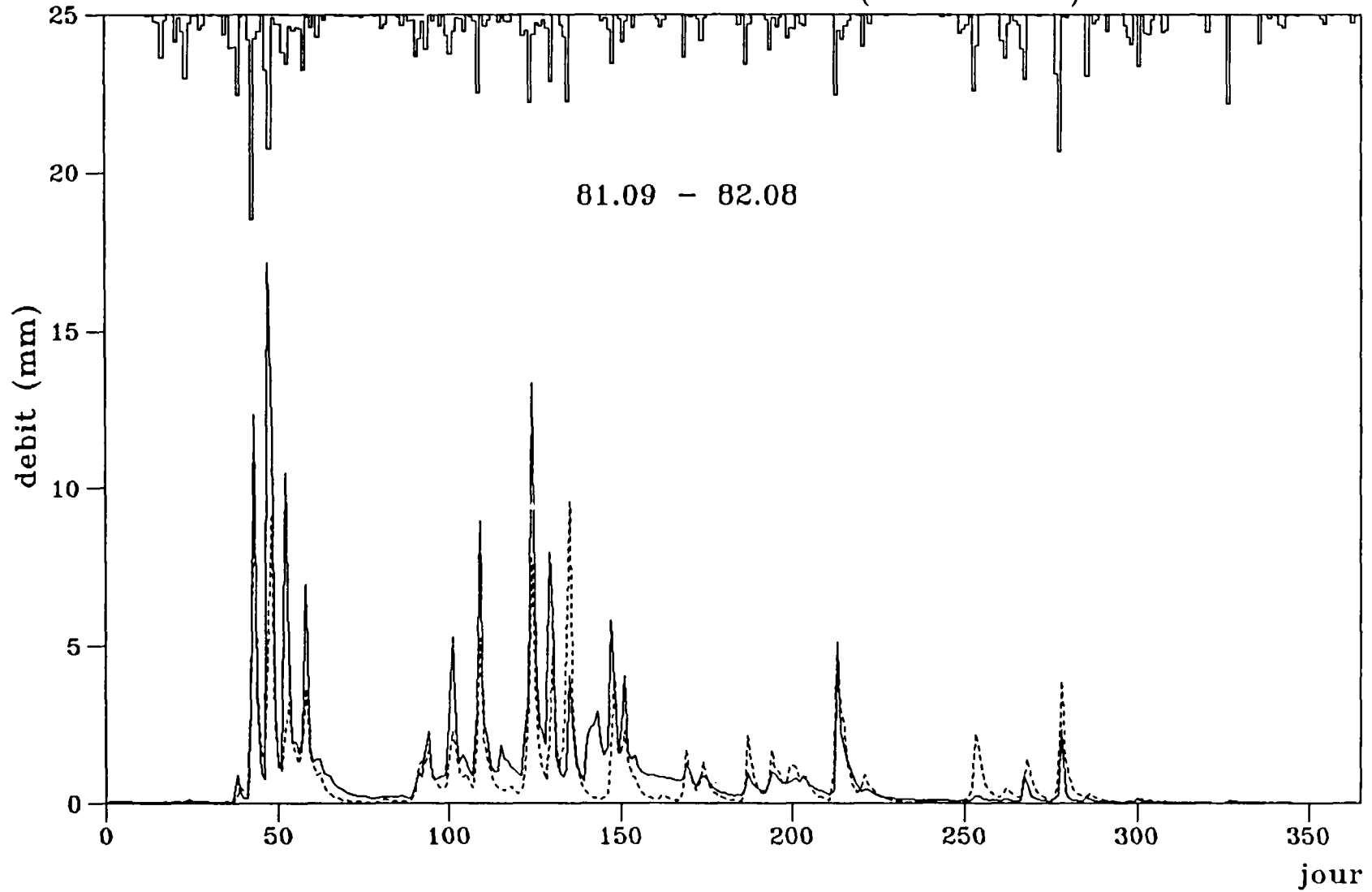


Fig. 7

Debit Simulation (Melarchez)

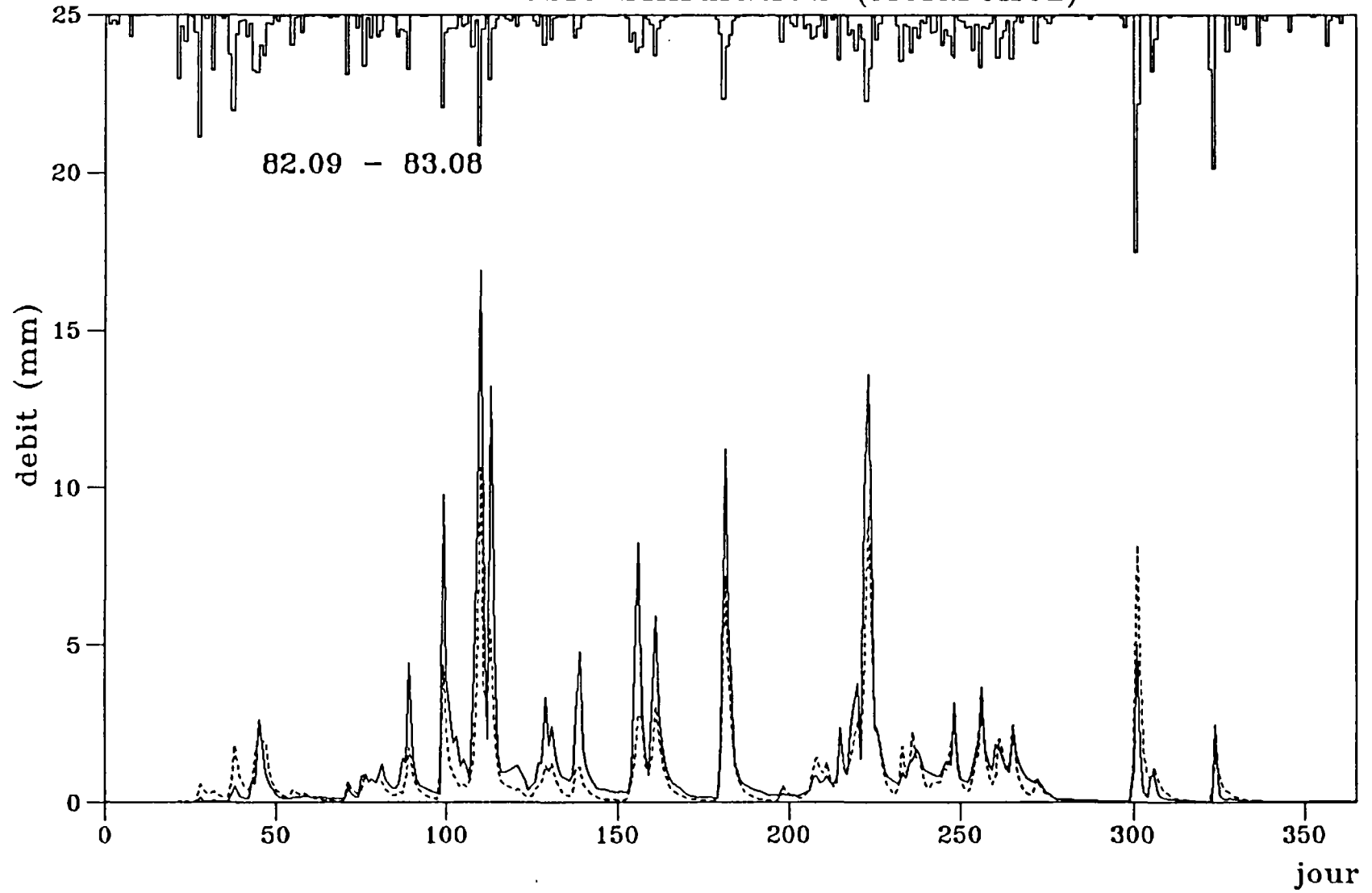


Fig. 8

Concentration N-NO3 (Melarchez)

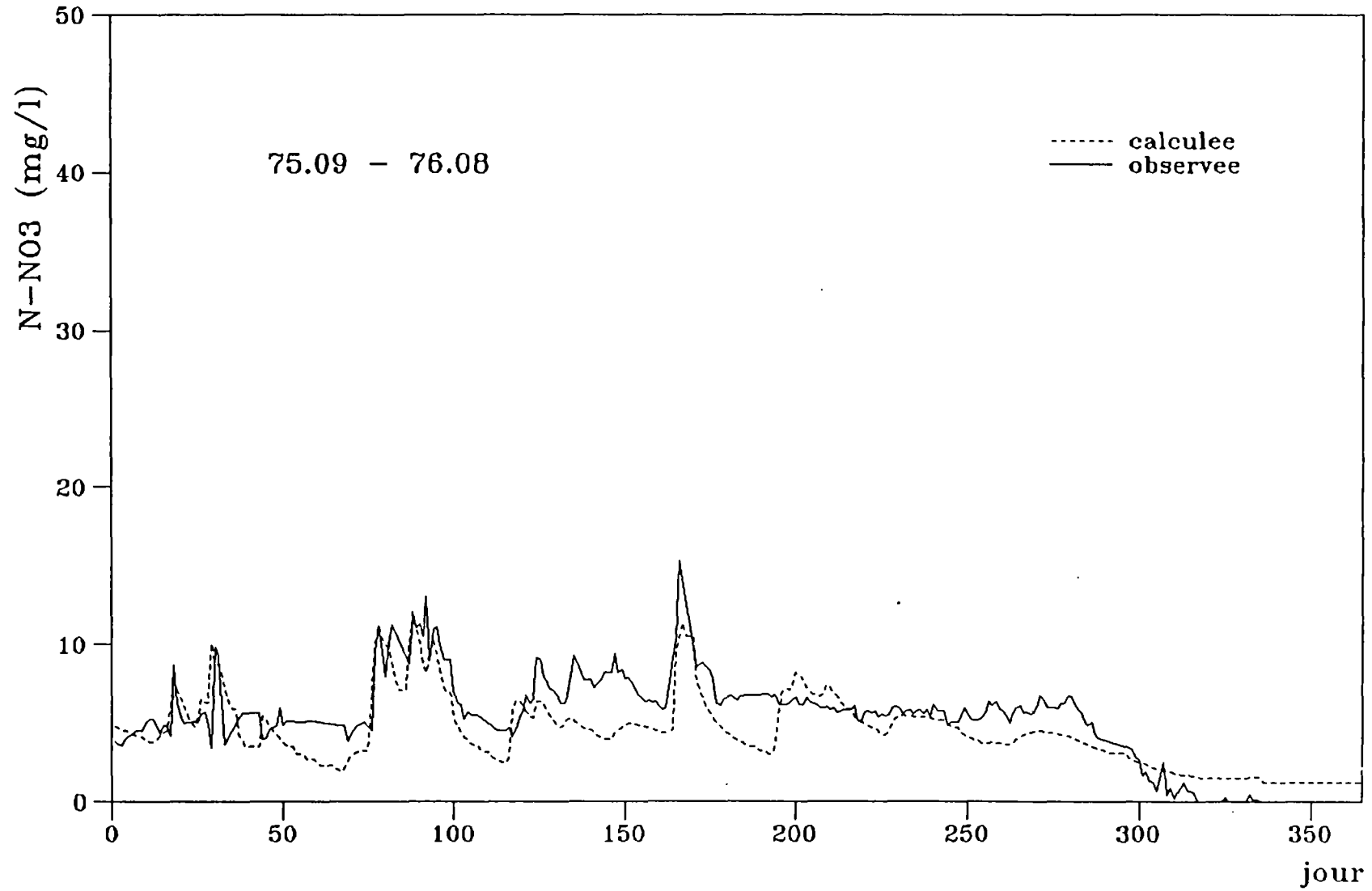


Fig. 9

Concentration N-NO3 (Melarchez)

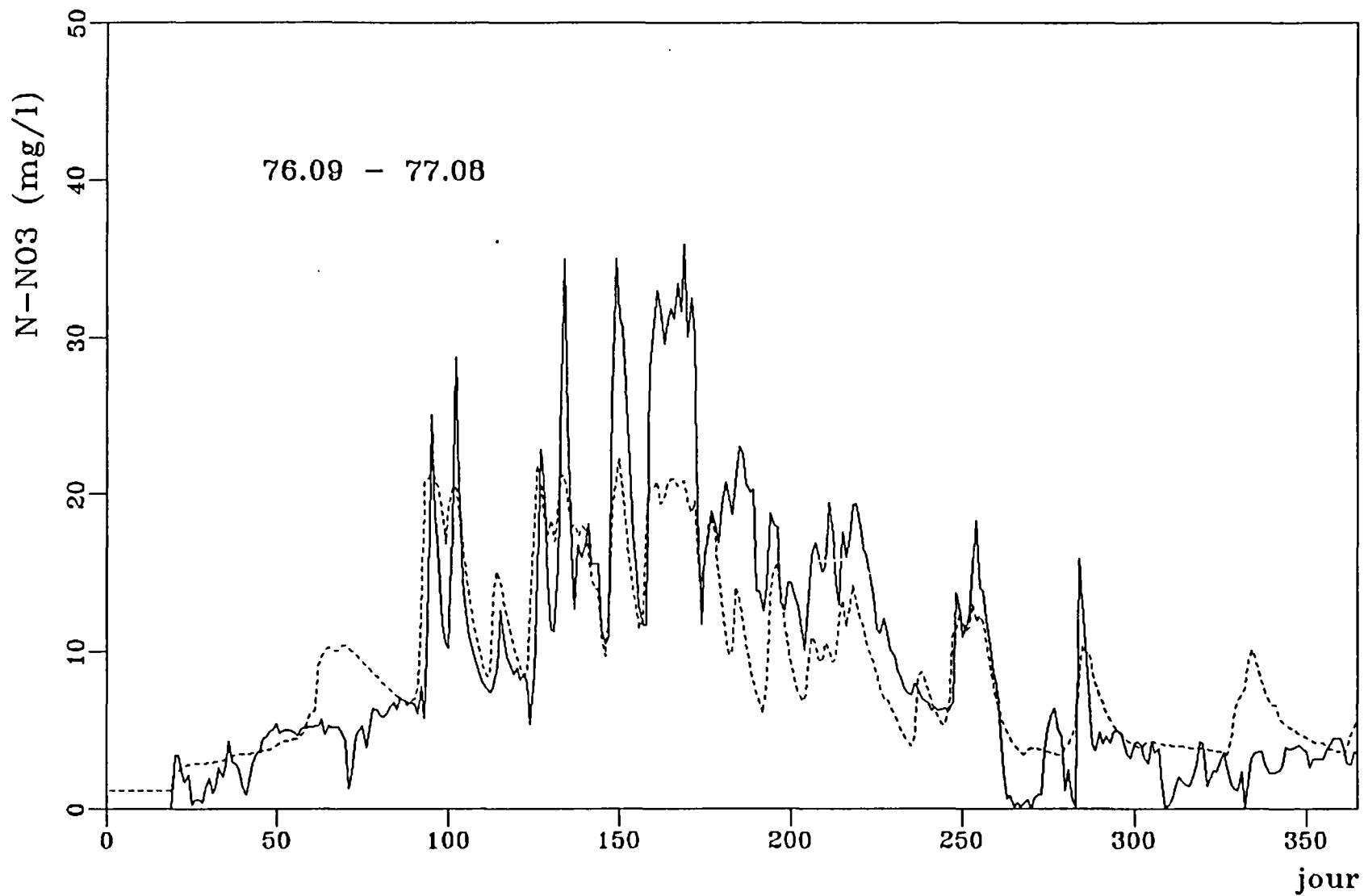


Fig. 10

Concentration N-NO3 (Melarchez)

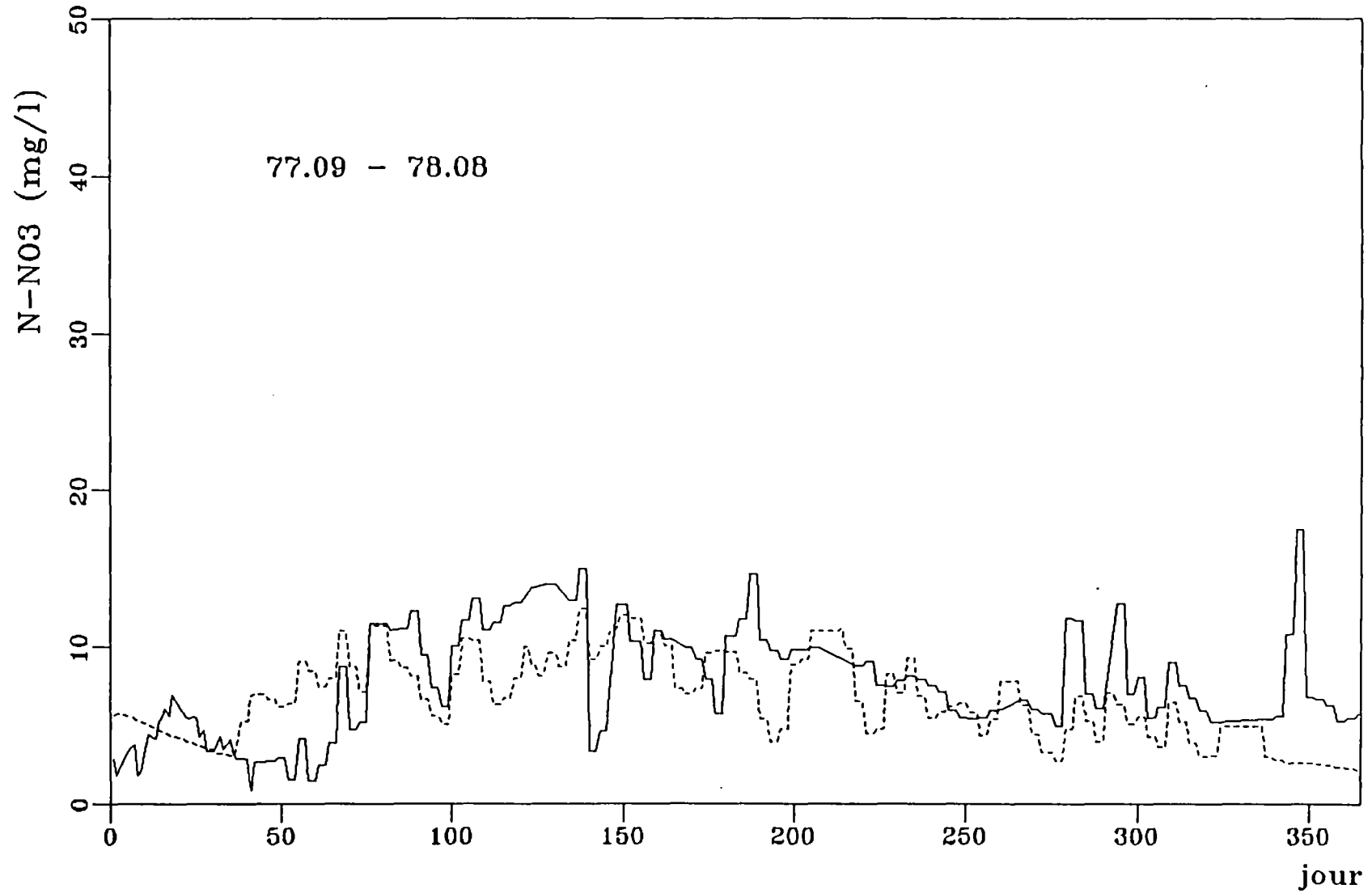


Fig. 11

Concentration N-NO3 (Melarchez)

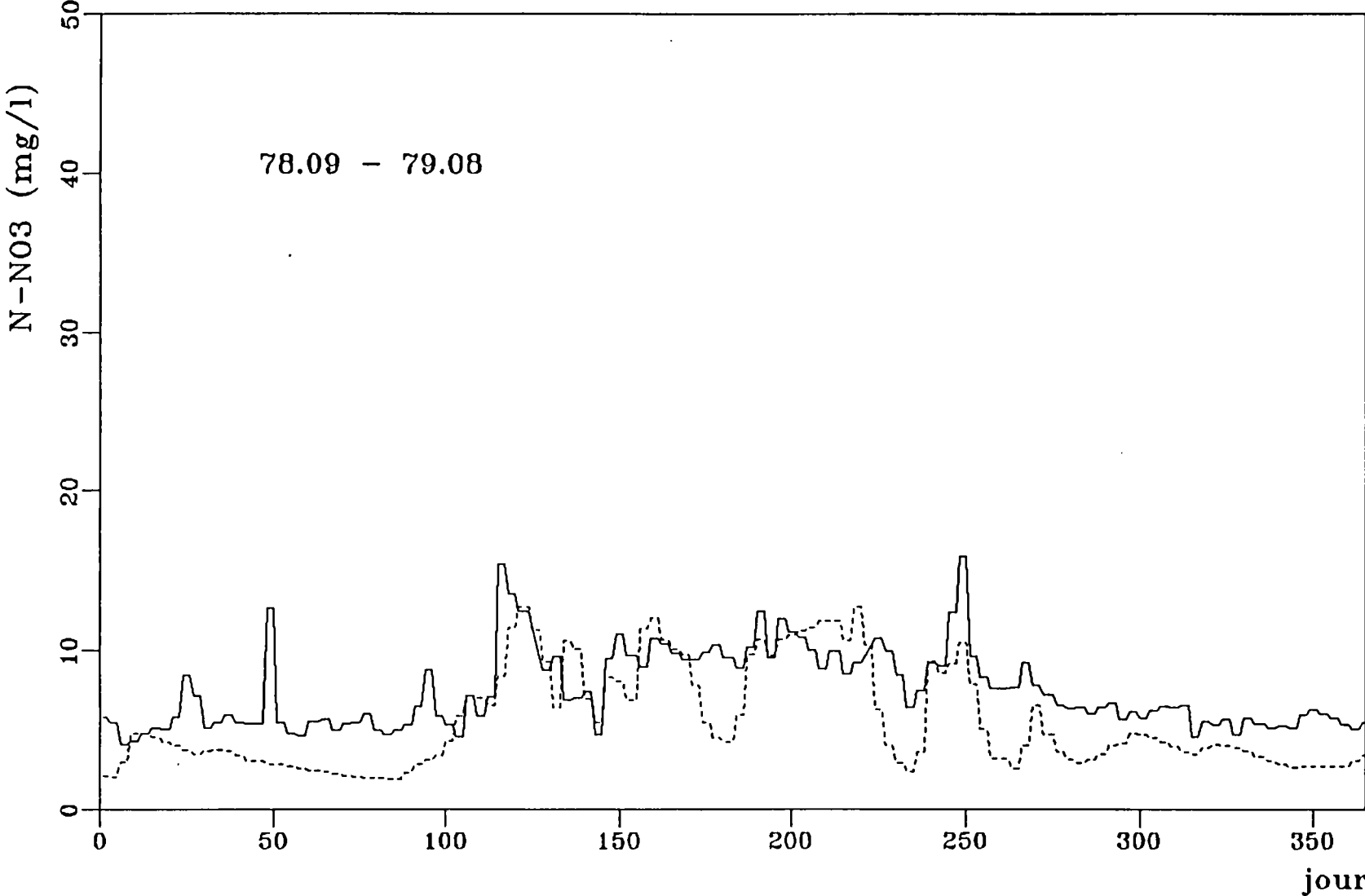


Fig. 12

Concentration N-N03 (Melarchez)

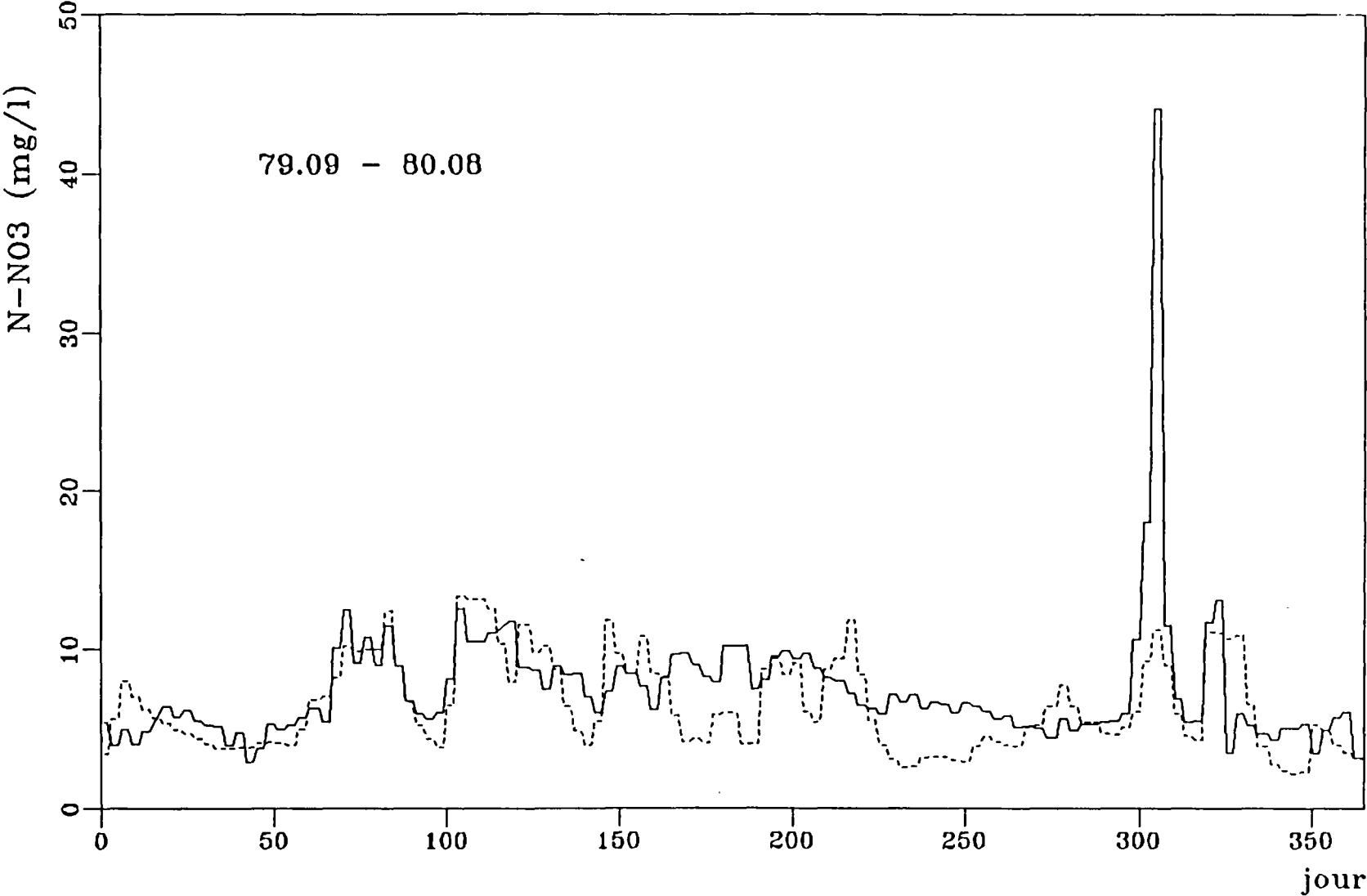


Fig. 13

Concentration N-N03 (Melarchez)

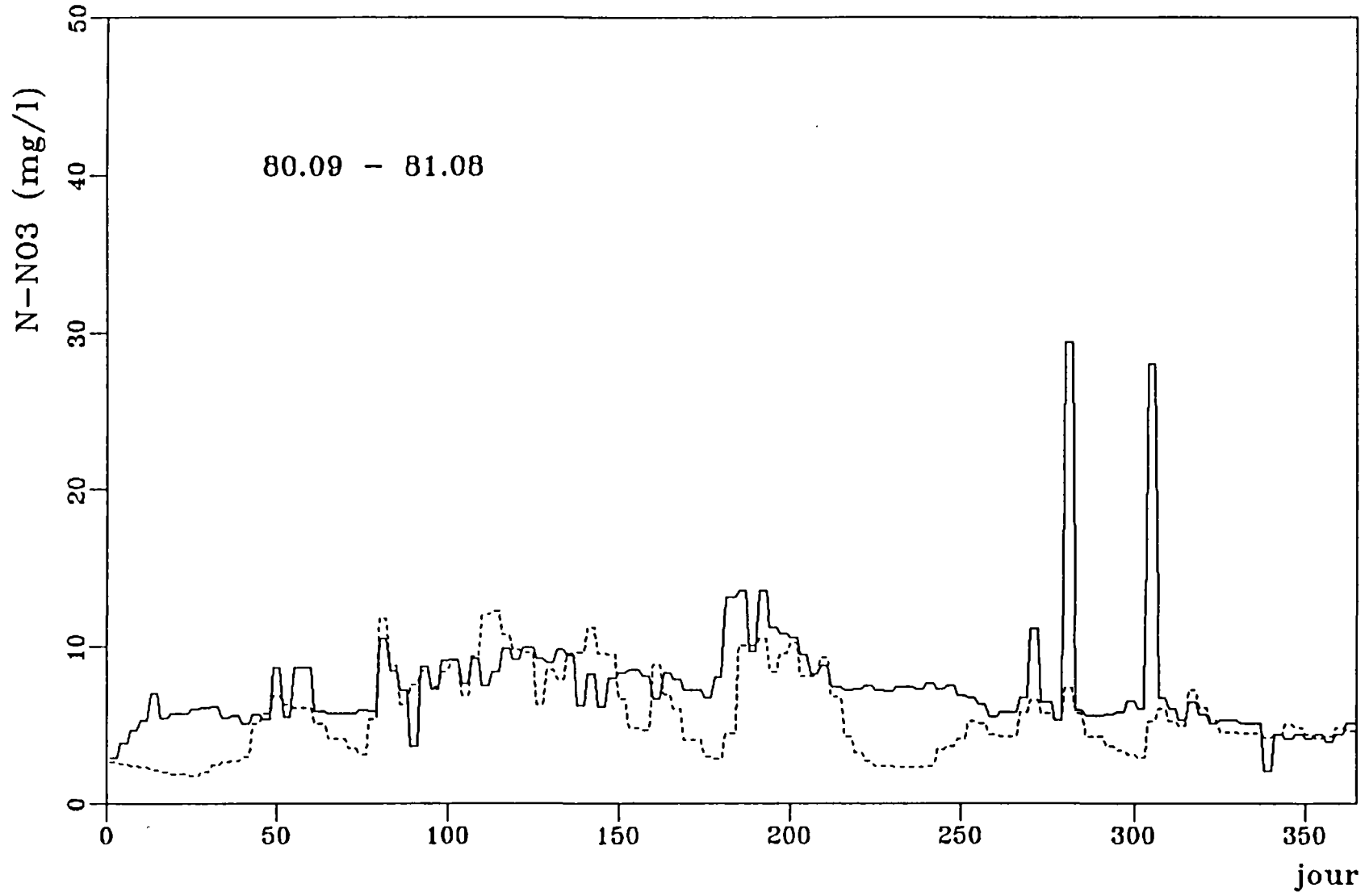


Fig. 14

Concentration N-NO3 (Melarchez)

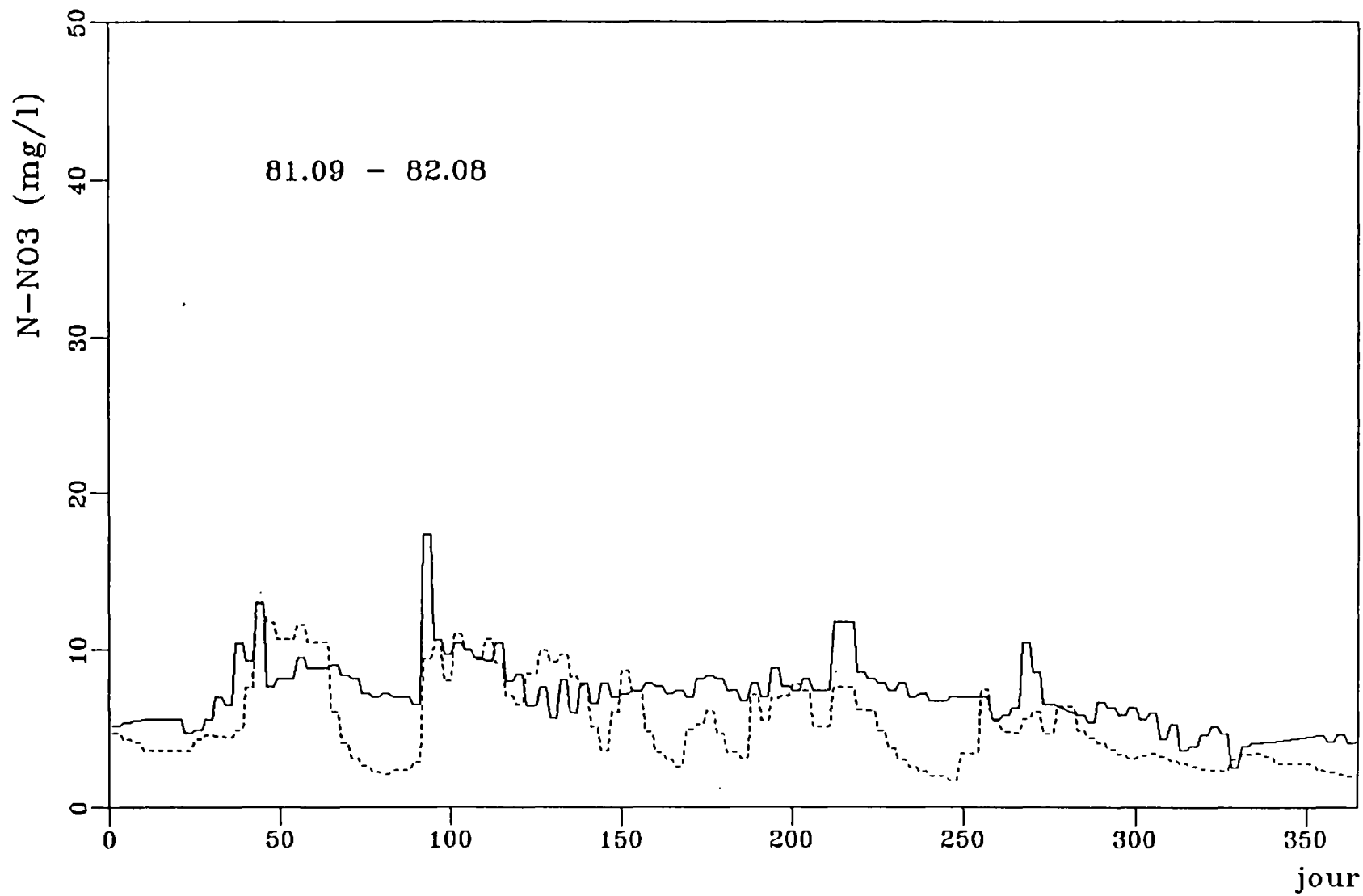


Fig. 15

Concentration N-NO3 (Melarchez)

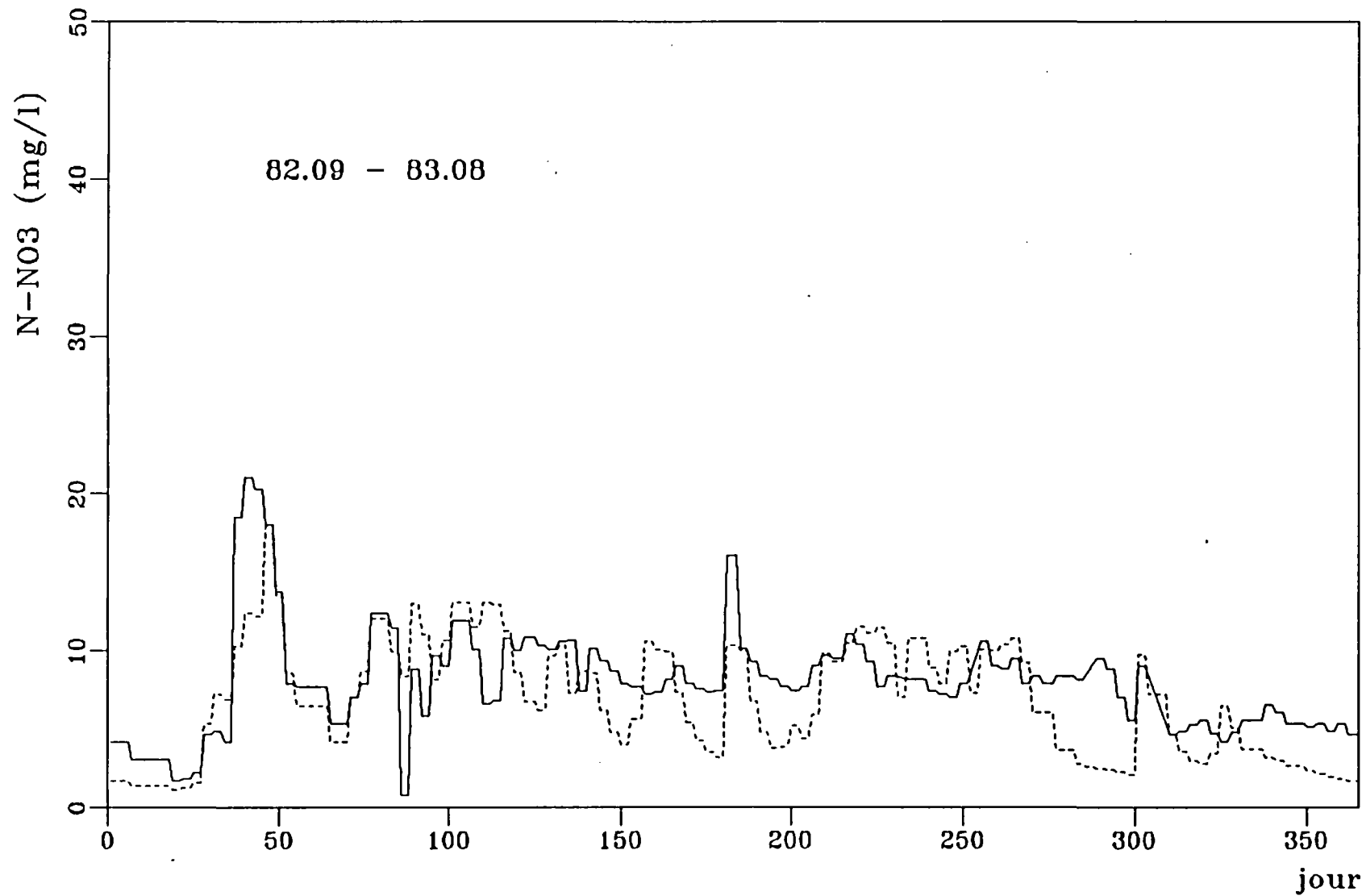


Fig. 16

Flux N-N03 (Melarchez)

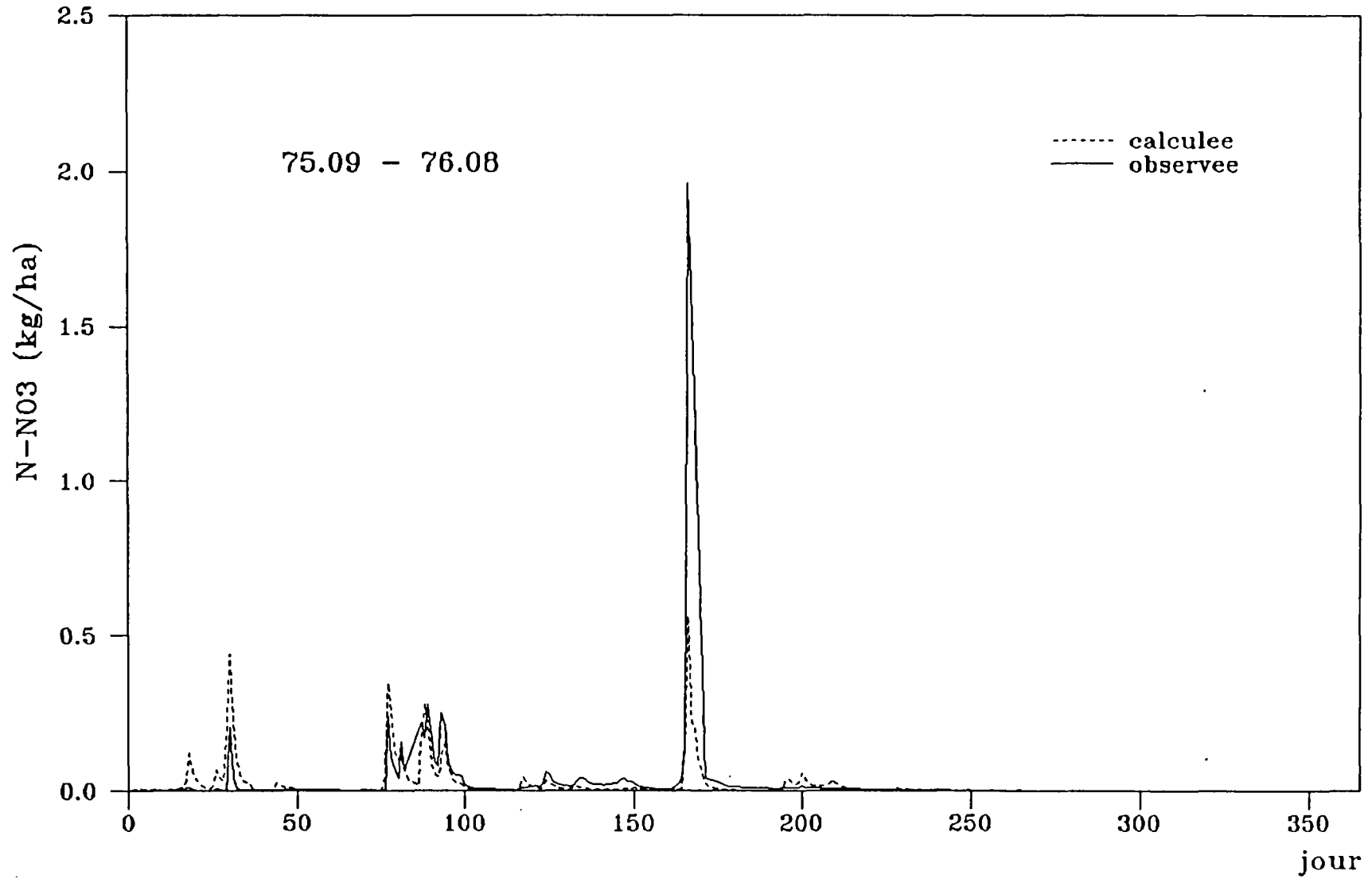


Fig. 17

Flux N-NO3 (Melarchez)

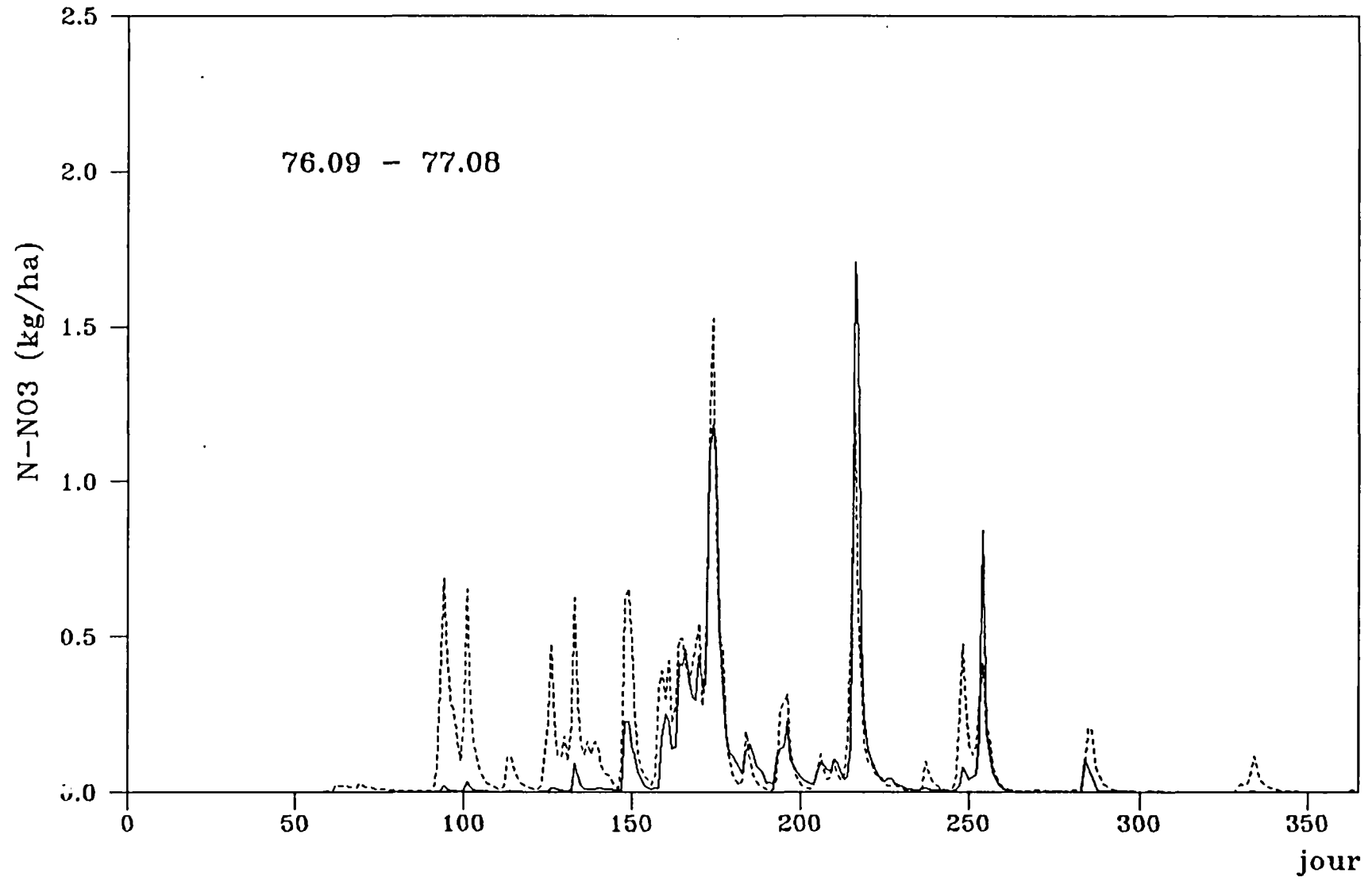


Fig. 18

Flux N-N03 (Melarchez)

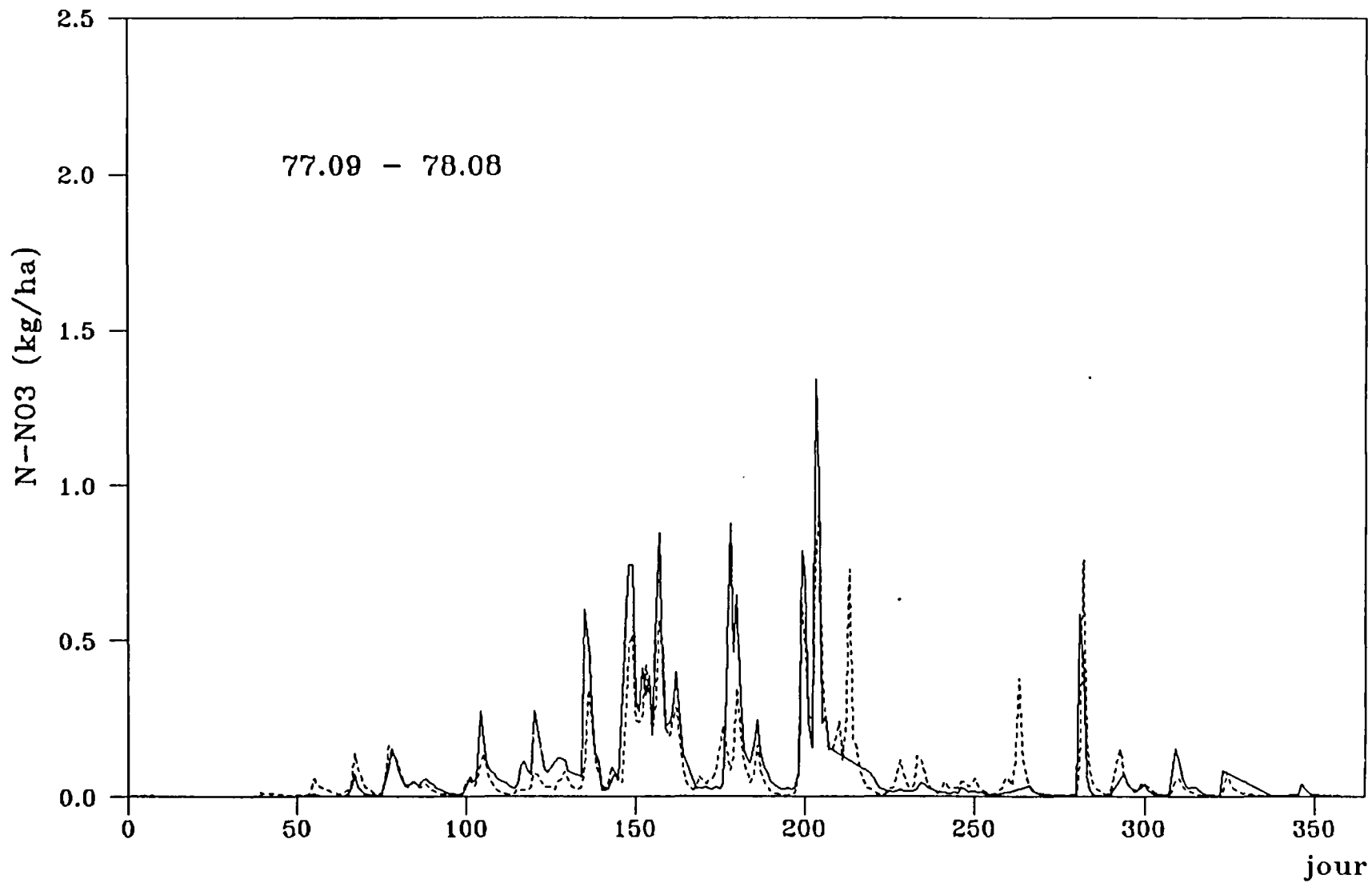


Fig. 19

Flux N-N03 (en log)

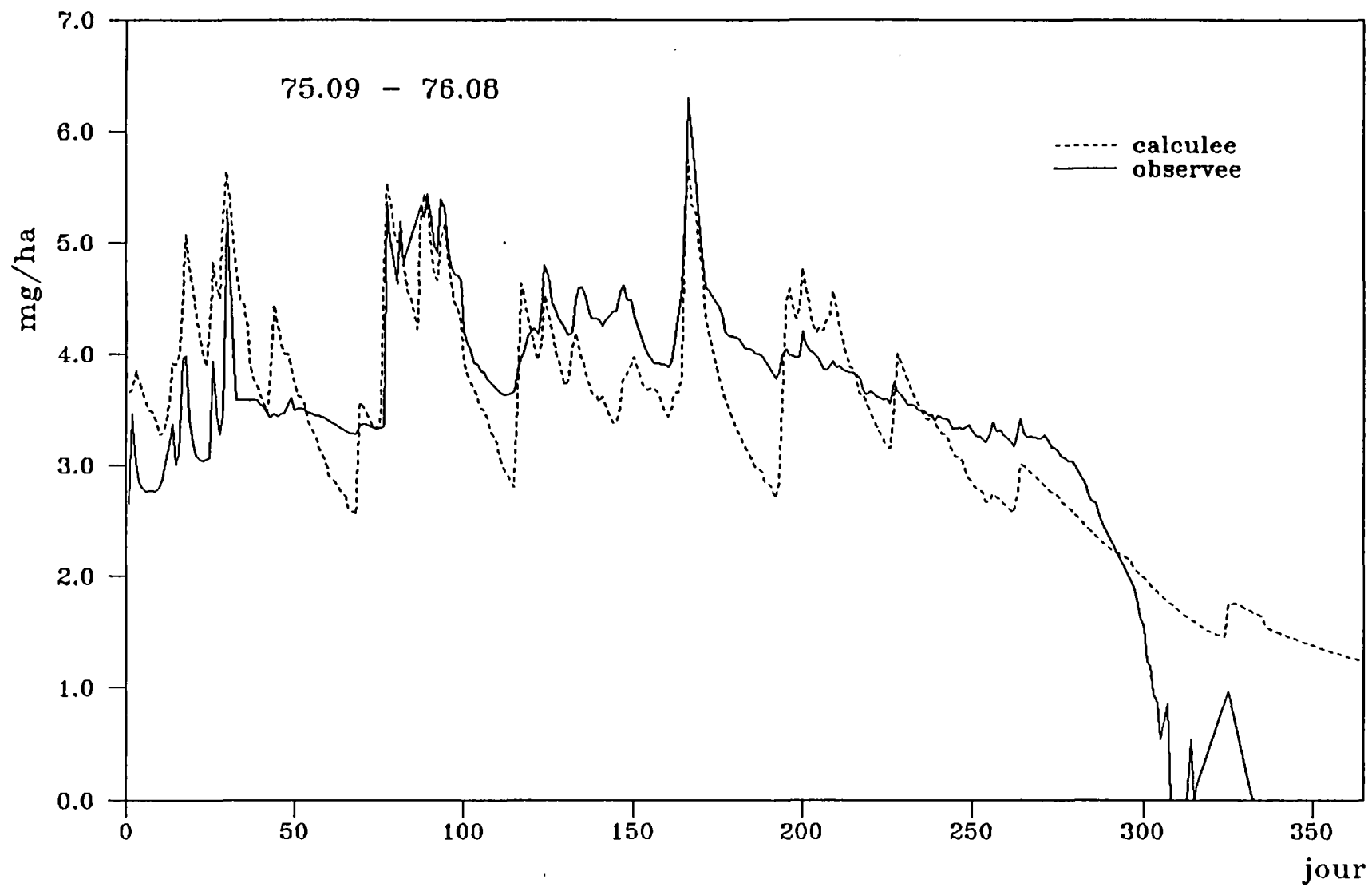


Fig. 20

Flux N-N03 (en log)

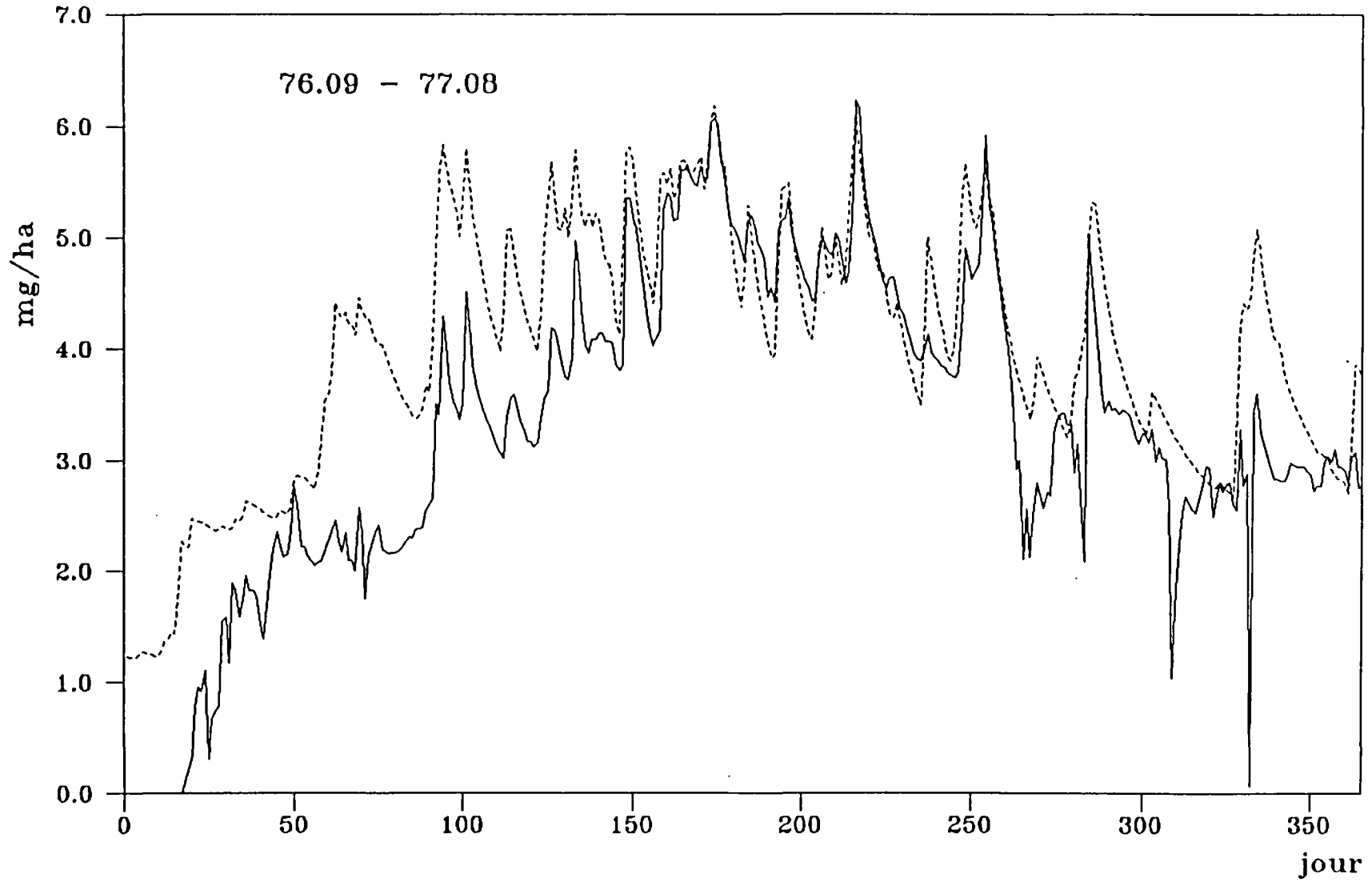


Fig. 21

Flux N-N03 (en log)

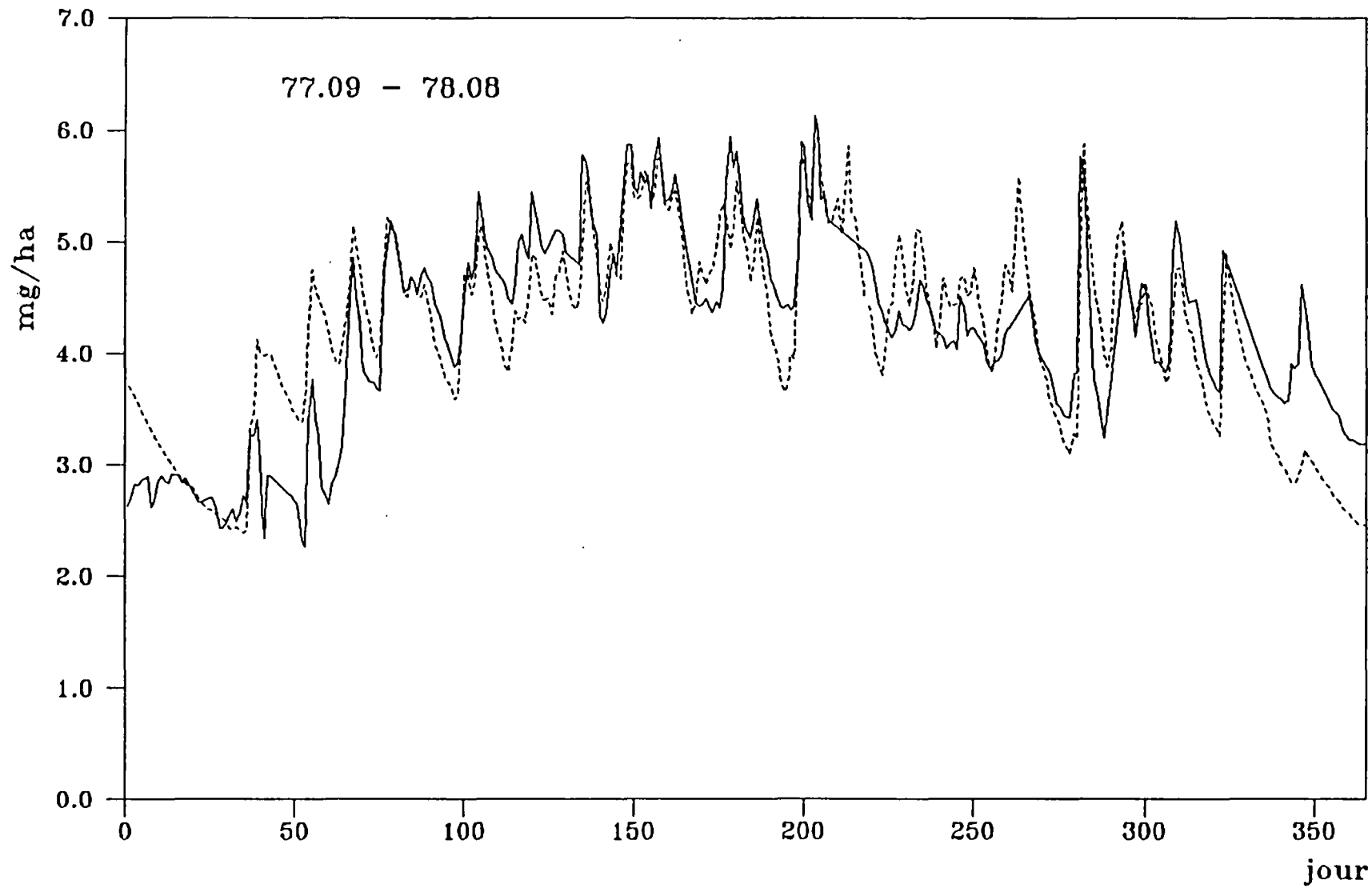


Fig. 22

ANNEXE II

Simulation de debit (Bonnieure 1975)

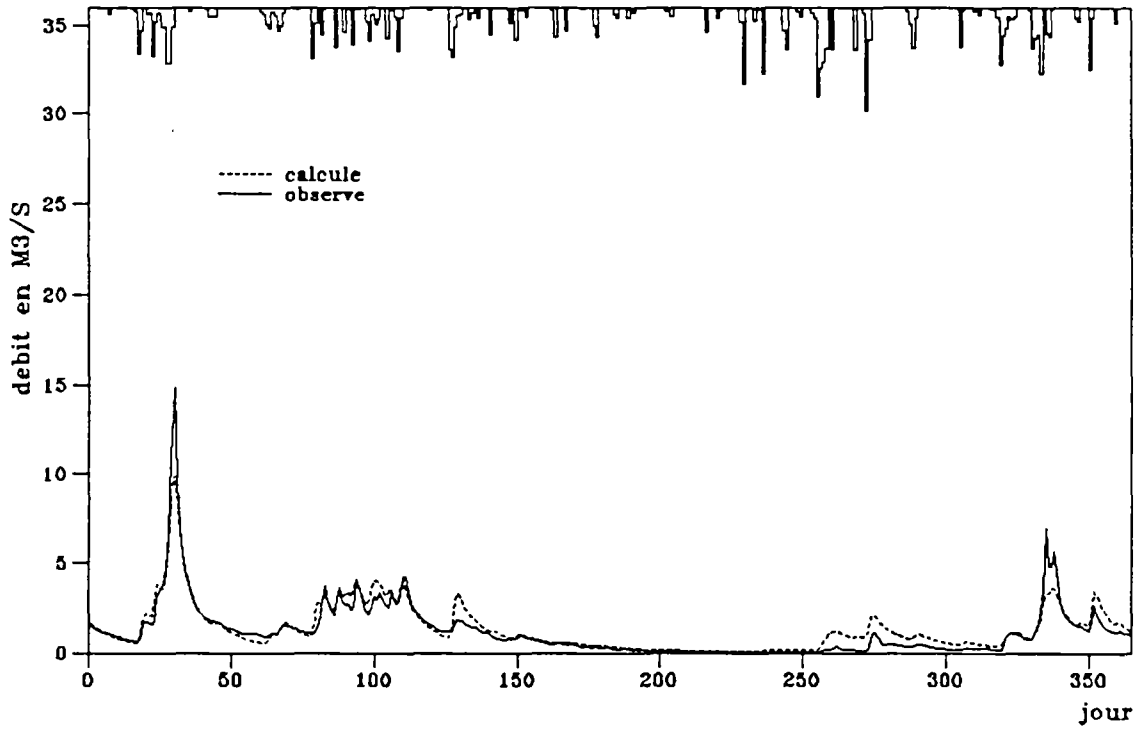


Fig. 1

Simulation de debit (Bonnieure 1976)

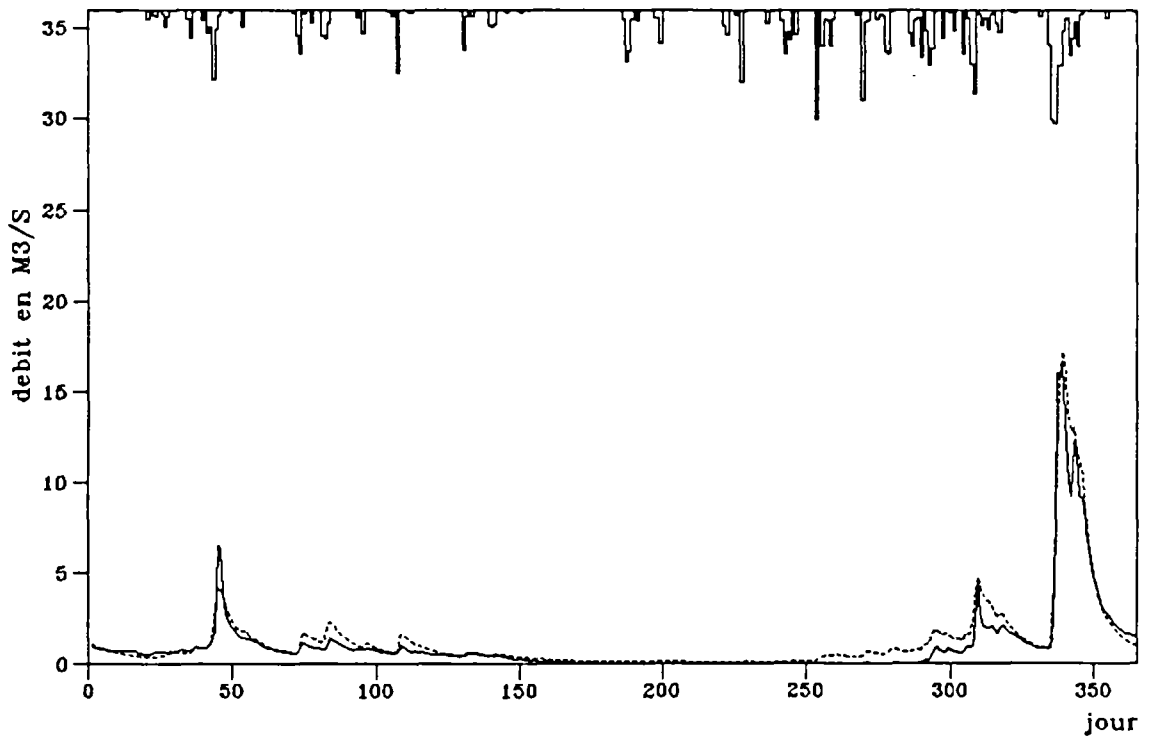


Fig. 2

Simulation de debit (Bonnieure 1977)

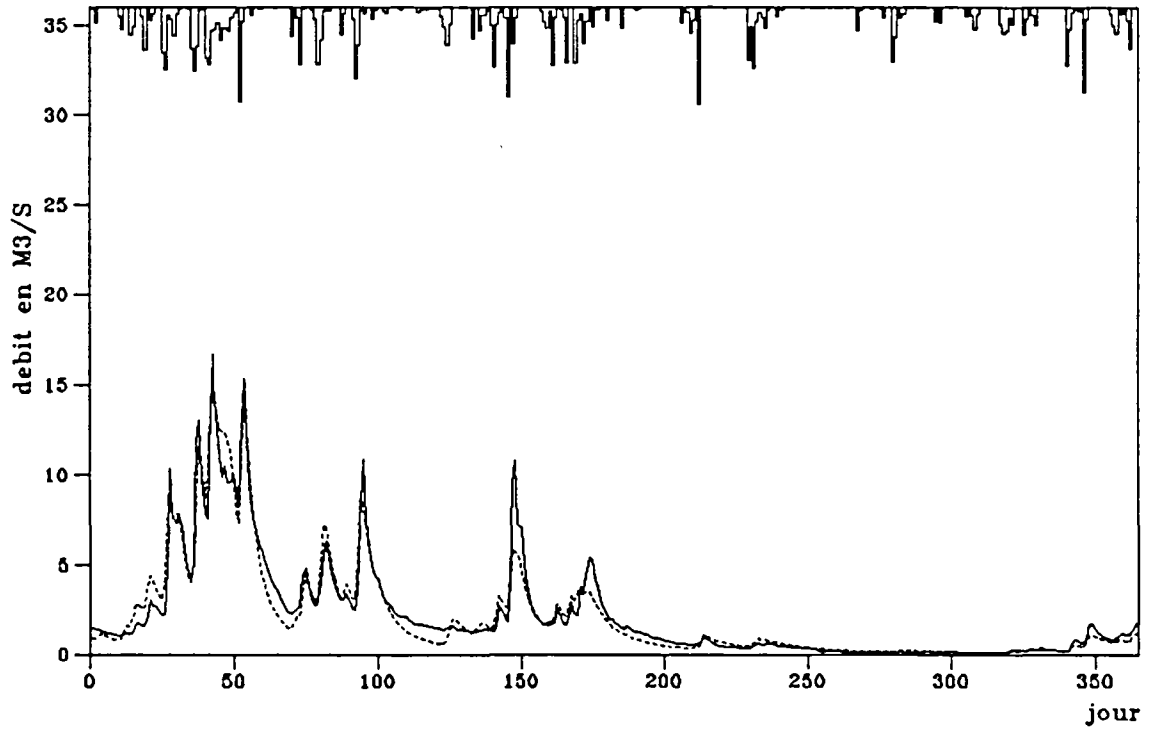


Fig. 3

Simulation de debit (Bonnieure 1978)

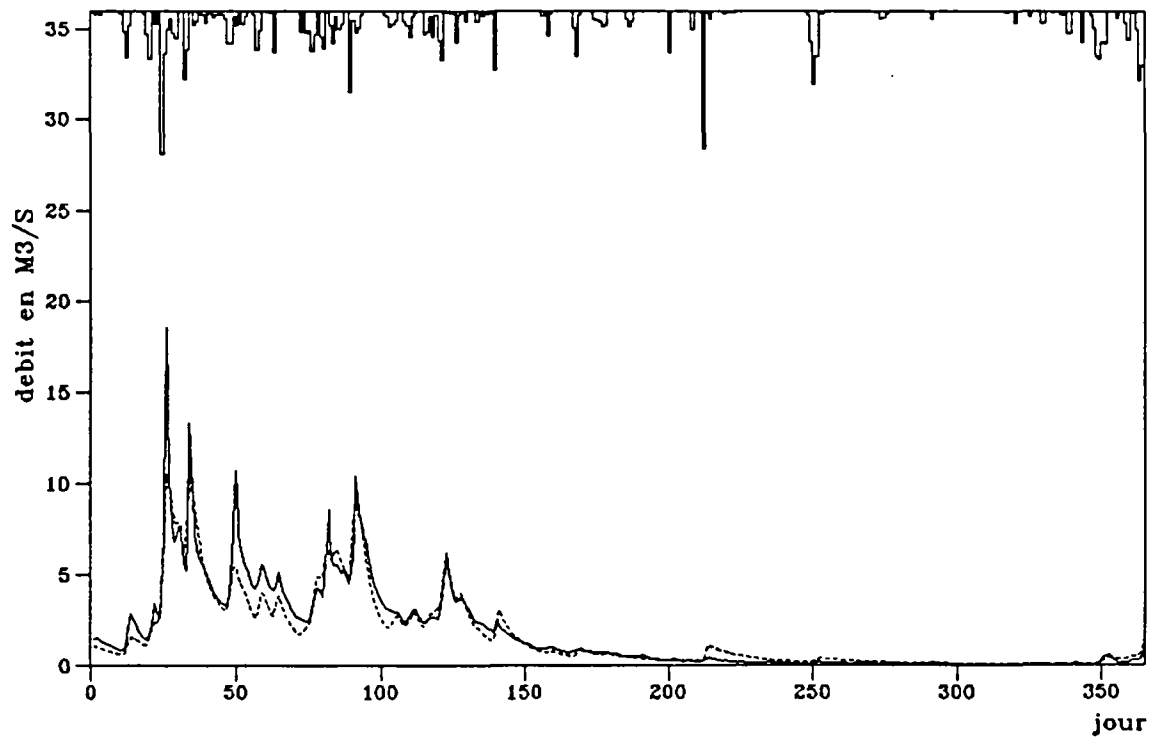


Fig. 4

Simulation de debit (Bonnieure 1979)

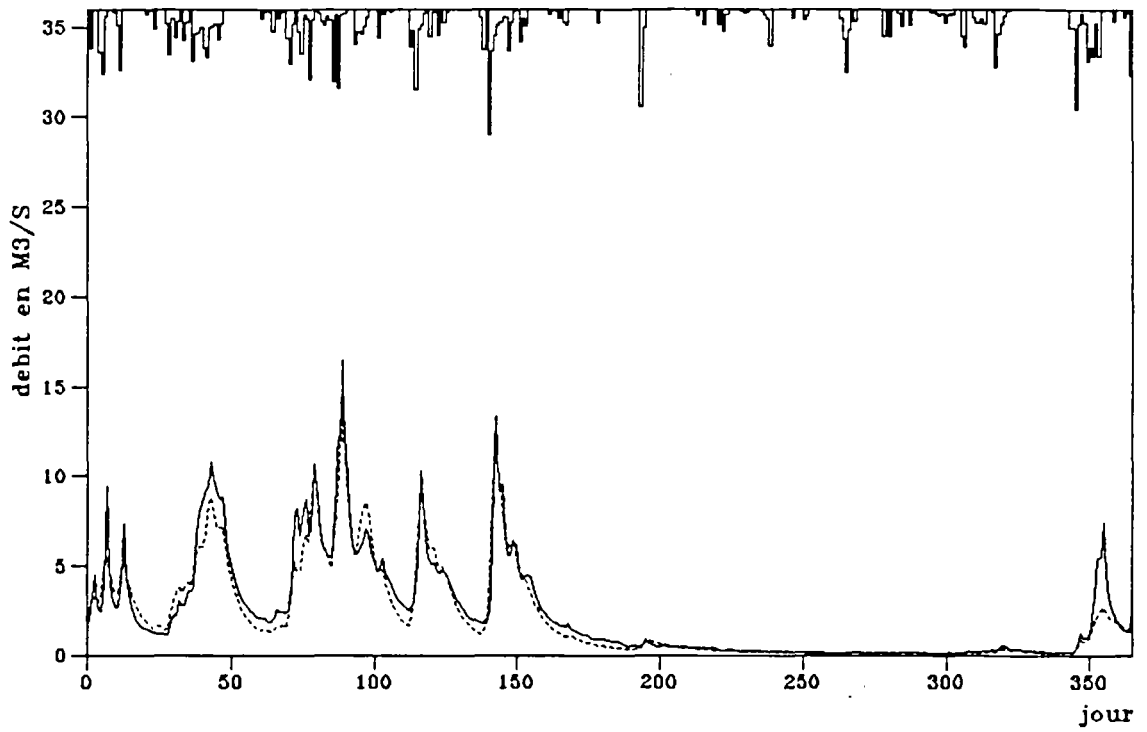


Fig. 5

Simulation de debit (Bonnieure 1980)

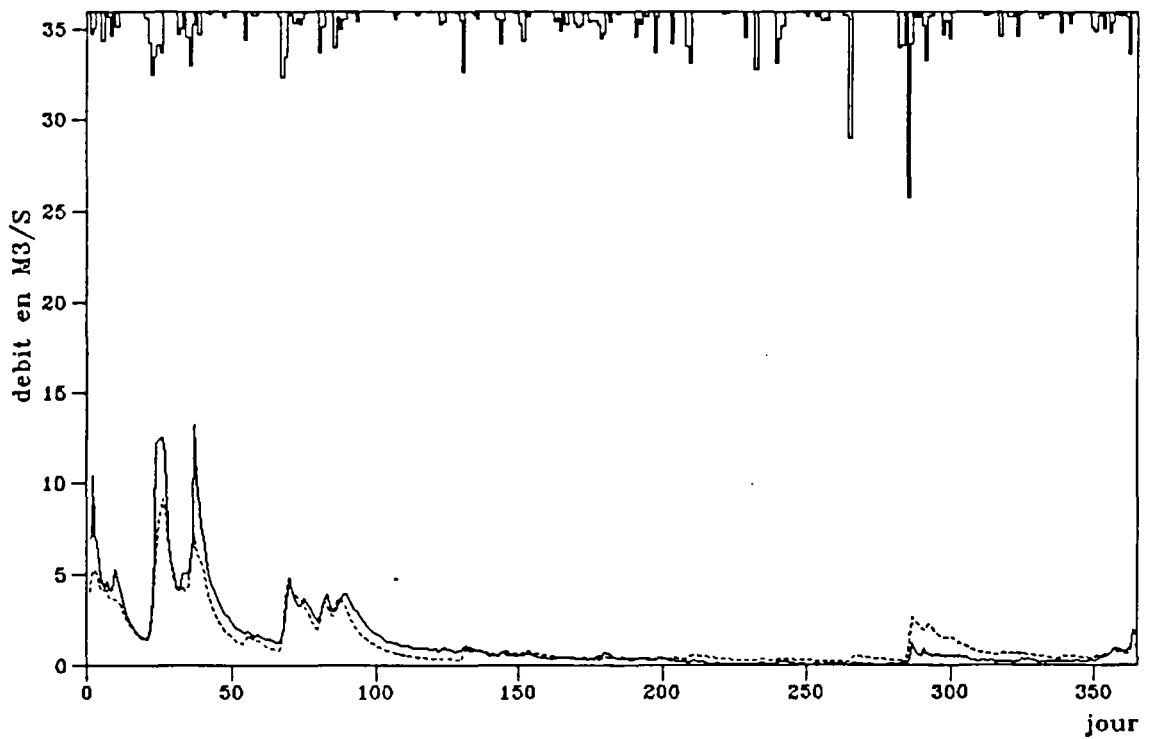


Fig. 6

Simulation de debit (Bonnieure 1981)

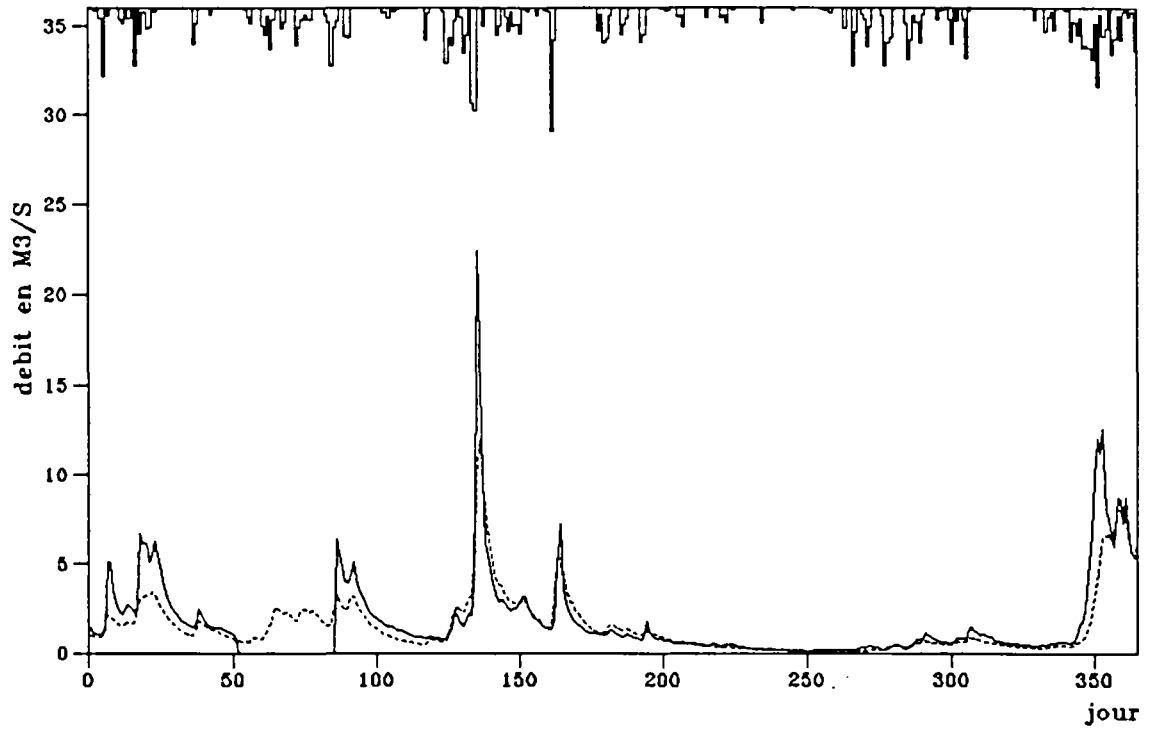


Fig. 7

Simulation de debit (Bonnieure 1982)

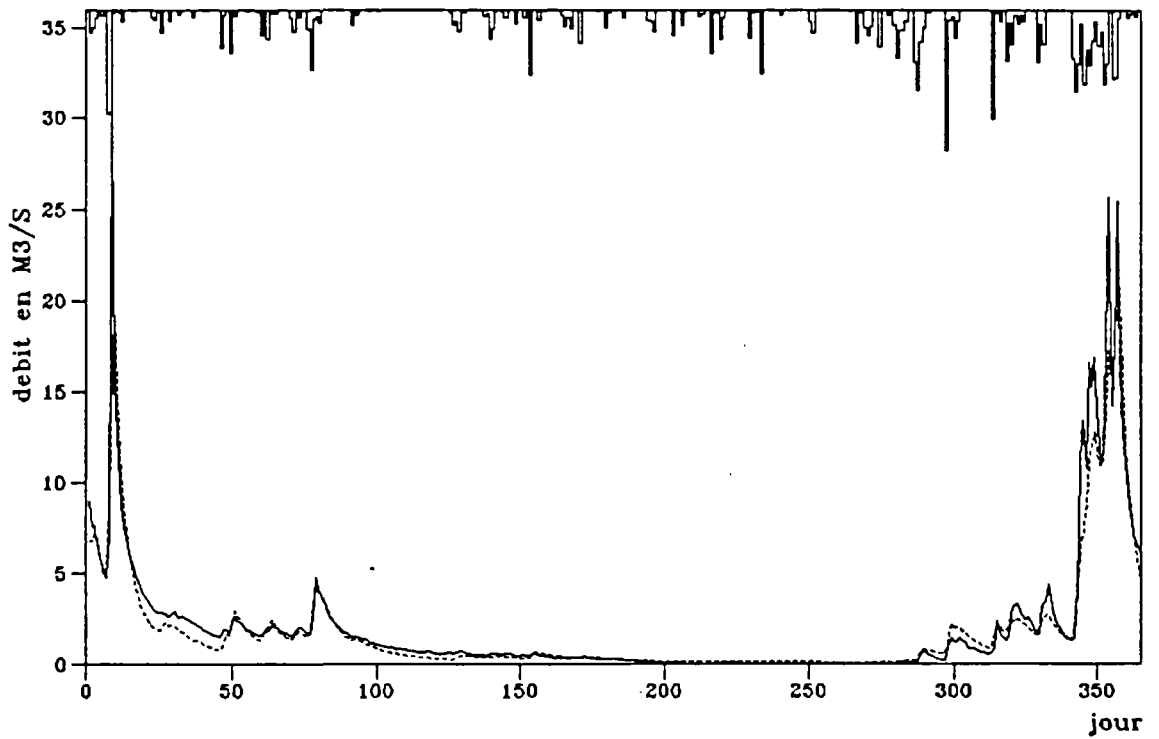


Fig. 8

Simulation de debit (Bonnieure 1983)

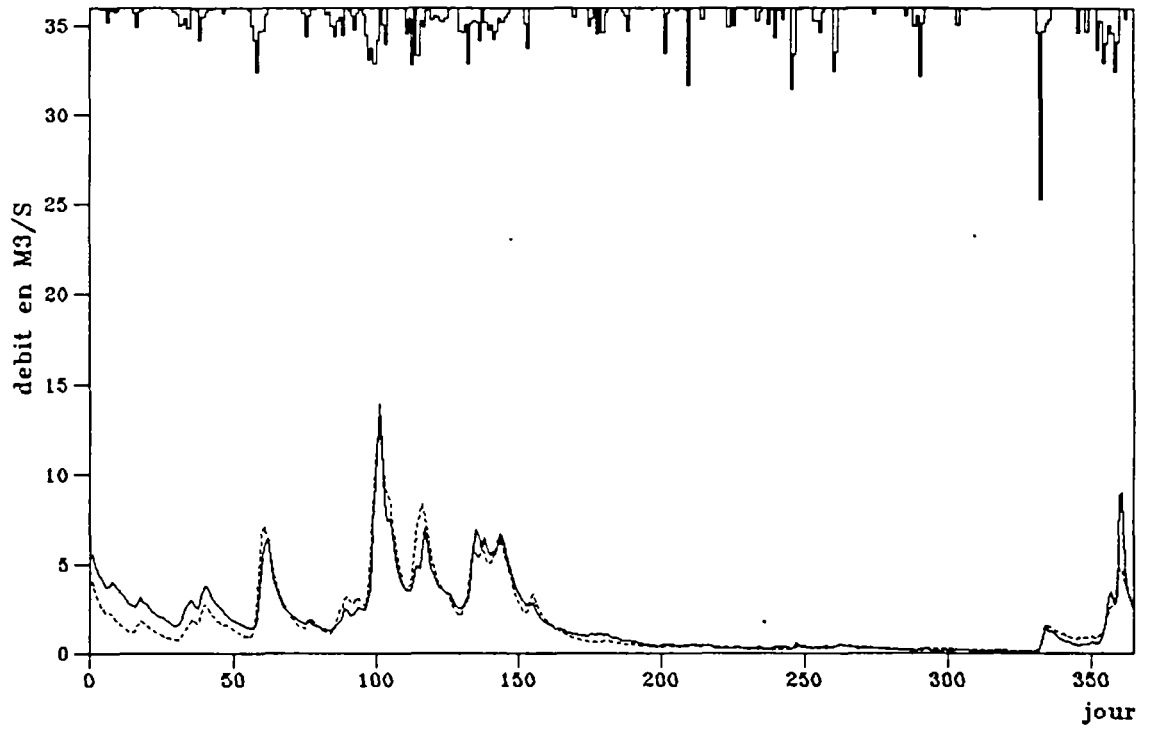


Fig. 9

Simulation de debit (Seugne 1975)

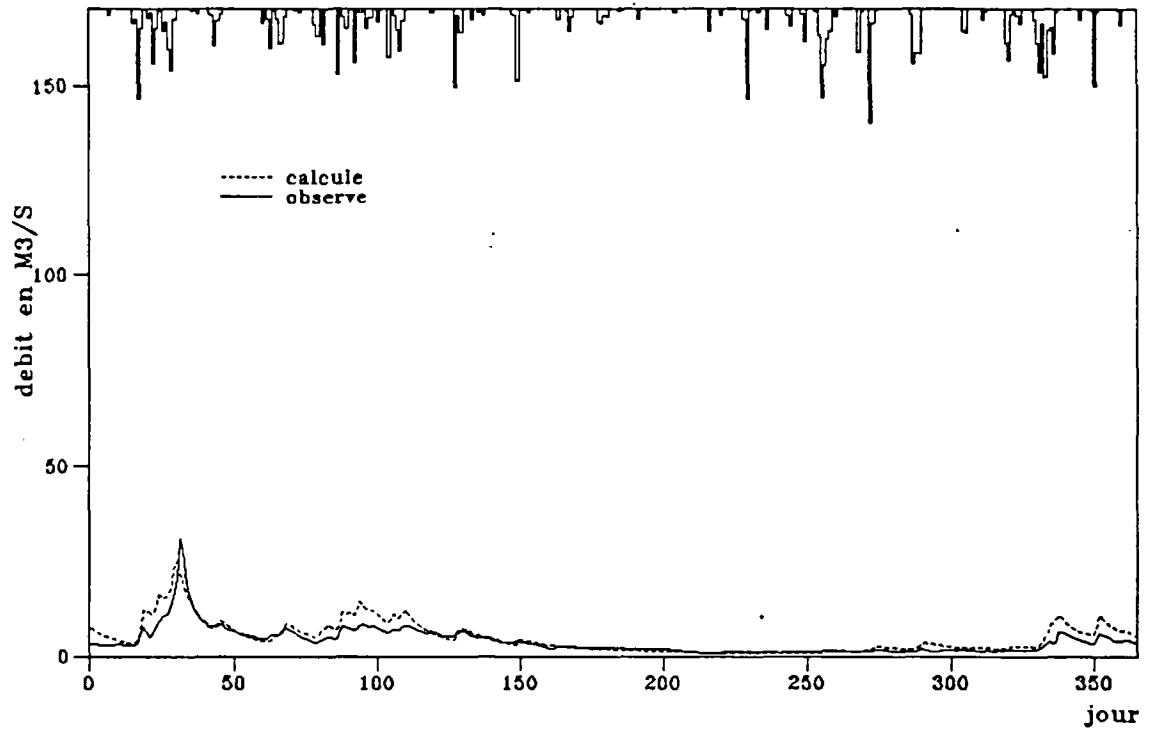


Fig. 10

Simulation de debit (Seugne 1976)

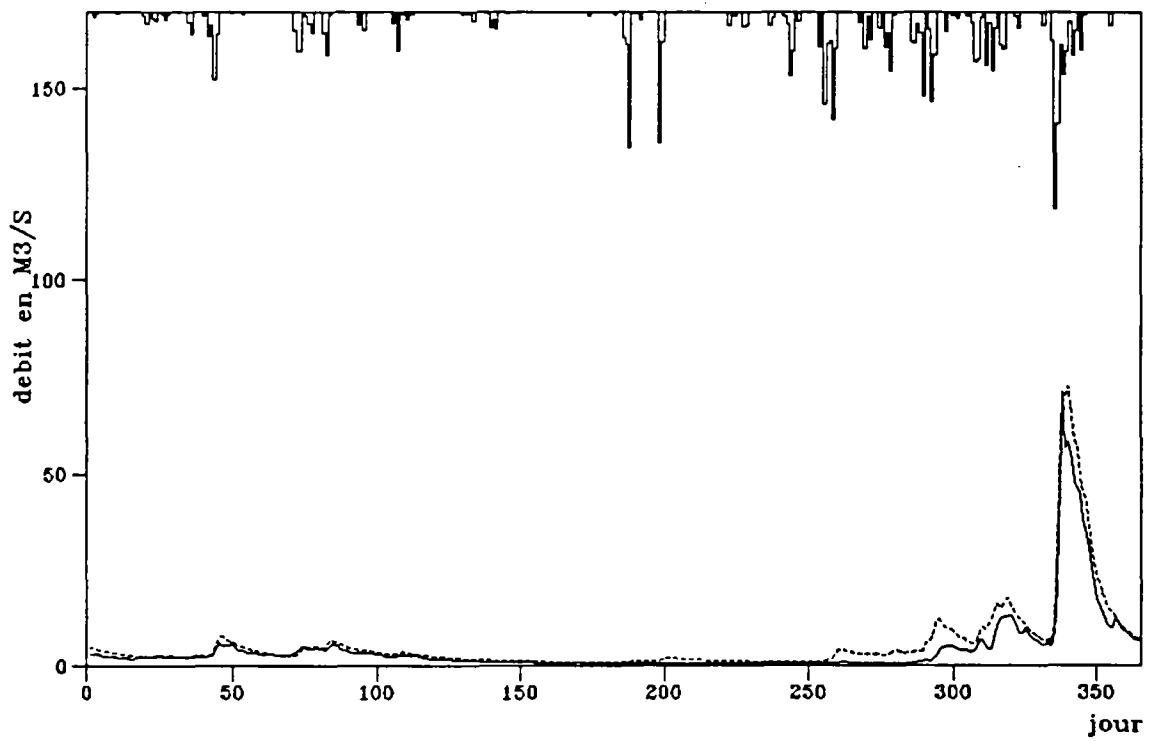


Fig. 11

Simulation de debit (Seugne 1977)

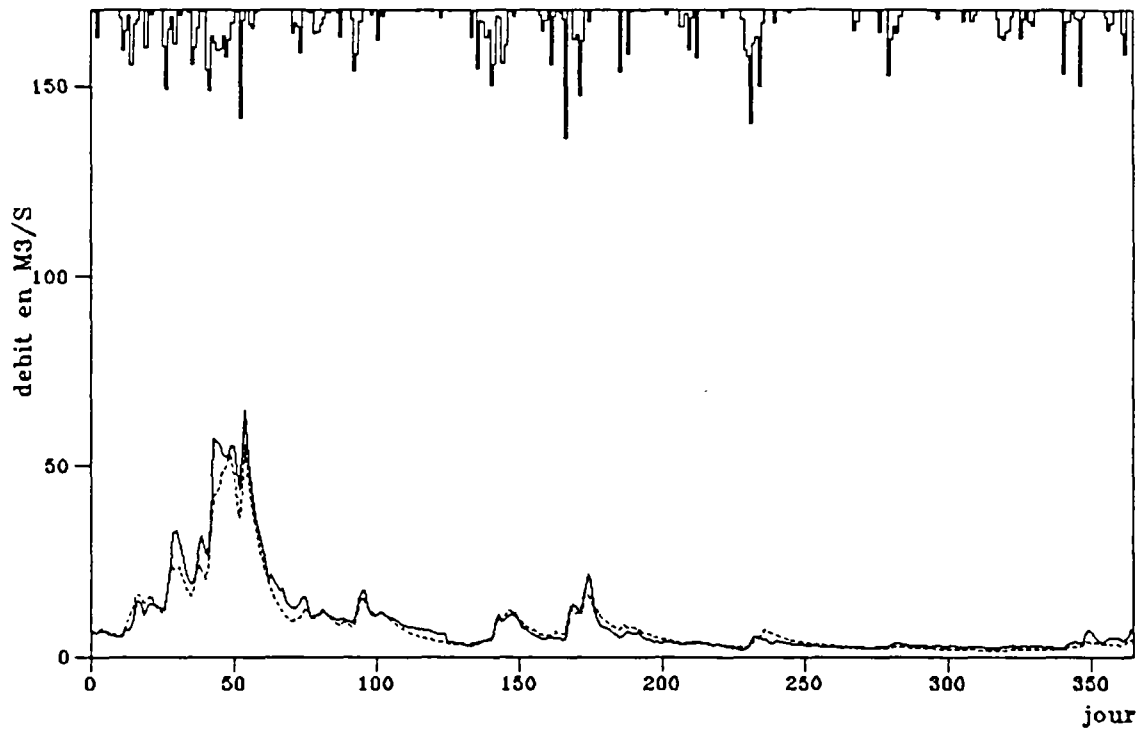


Fig. 12

Simulation de debit (Seugne 1978)

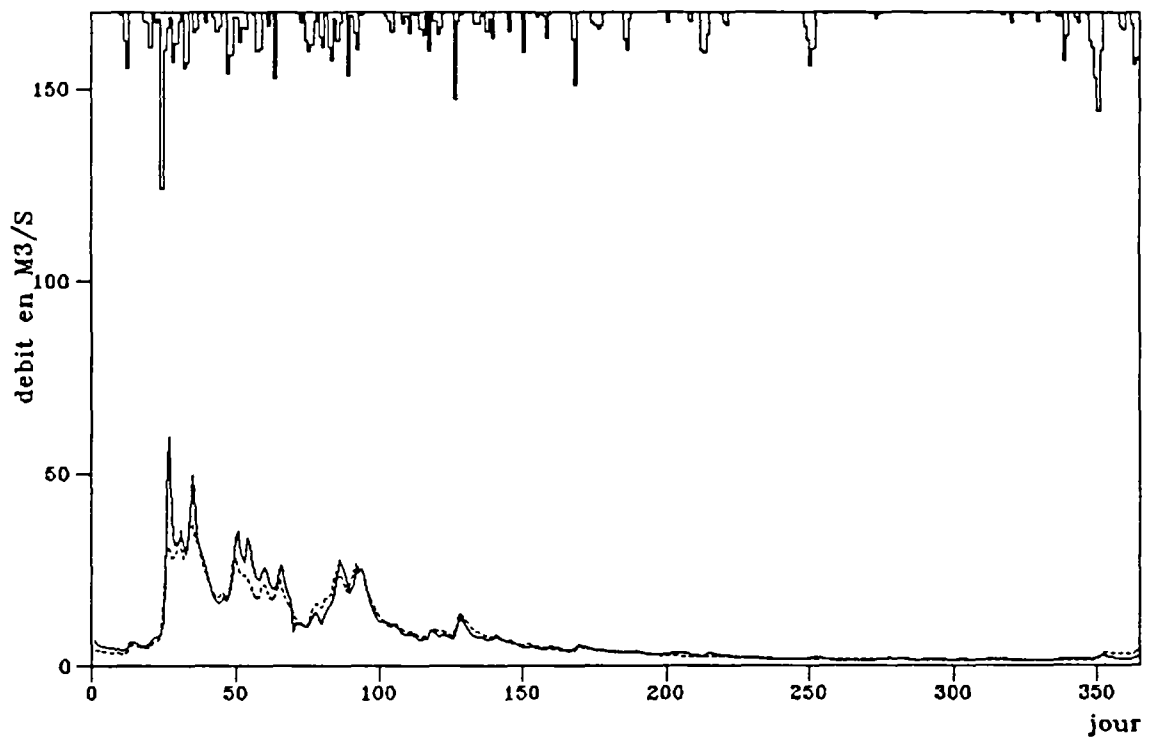


Fig. 13

Simulation de debit (Seugne 1979)

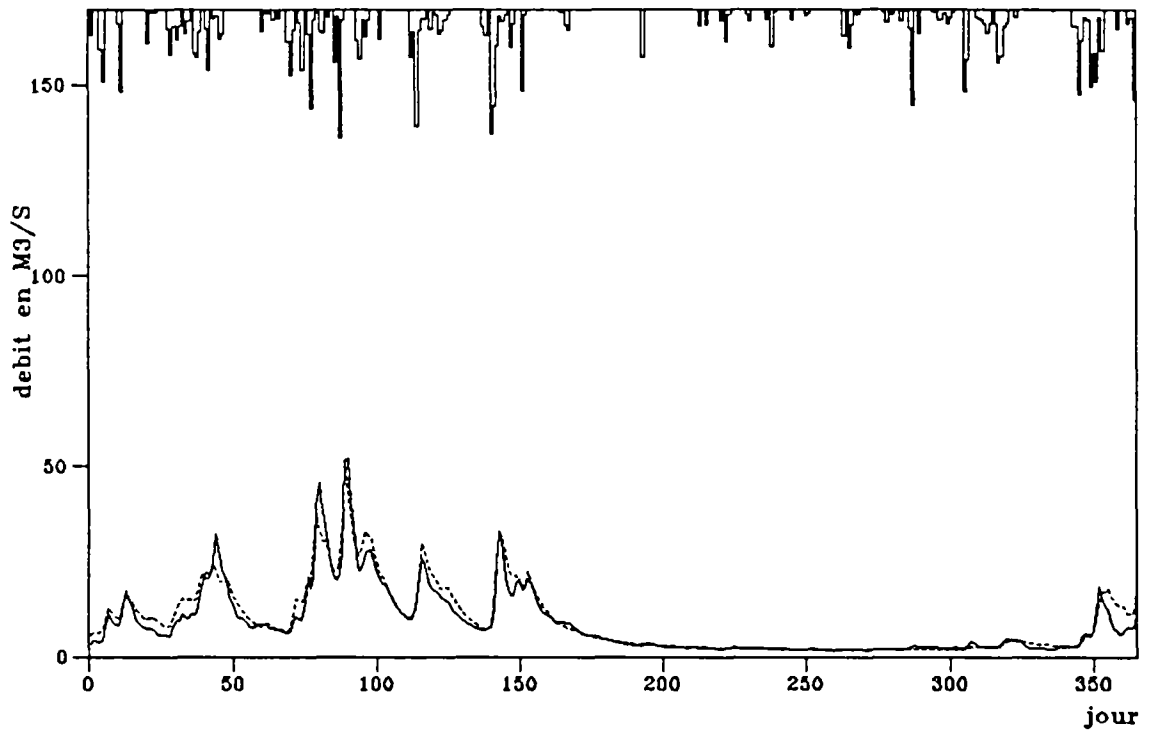


Fig. 14

Simulation de debit (Seugne 1980)

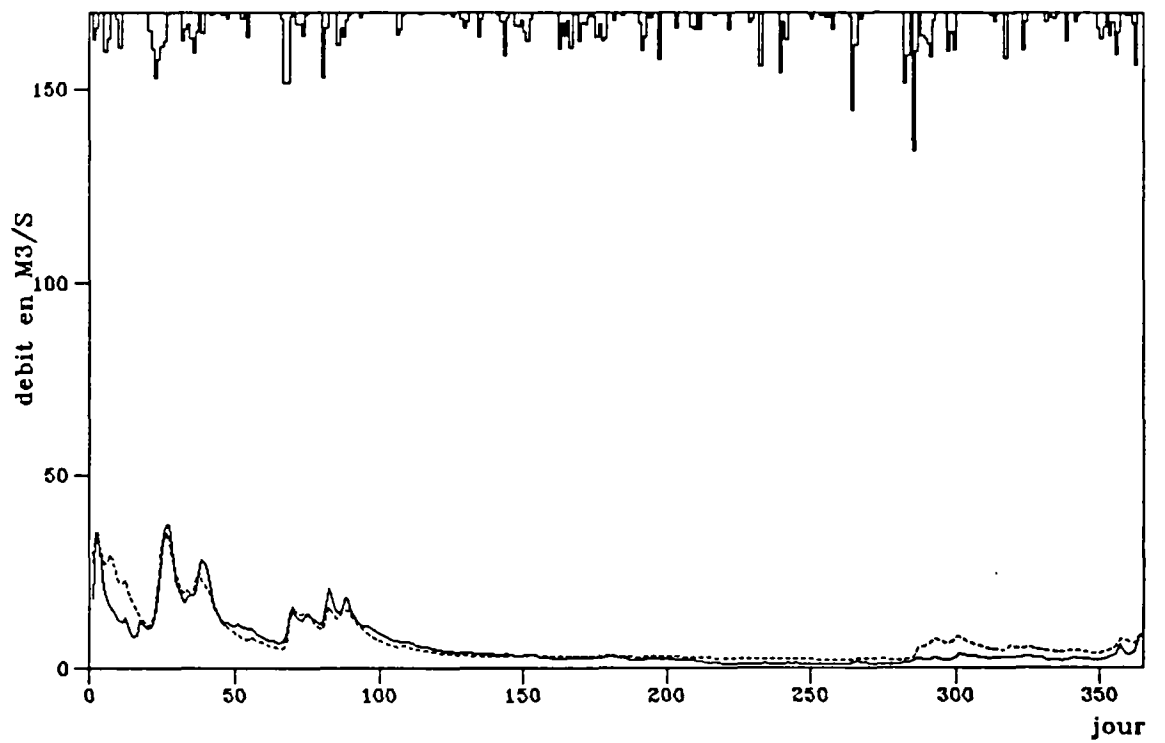


Fig. 15

Simulation de debit (Seugne 1981)

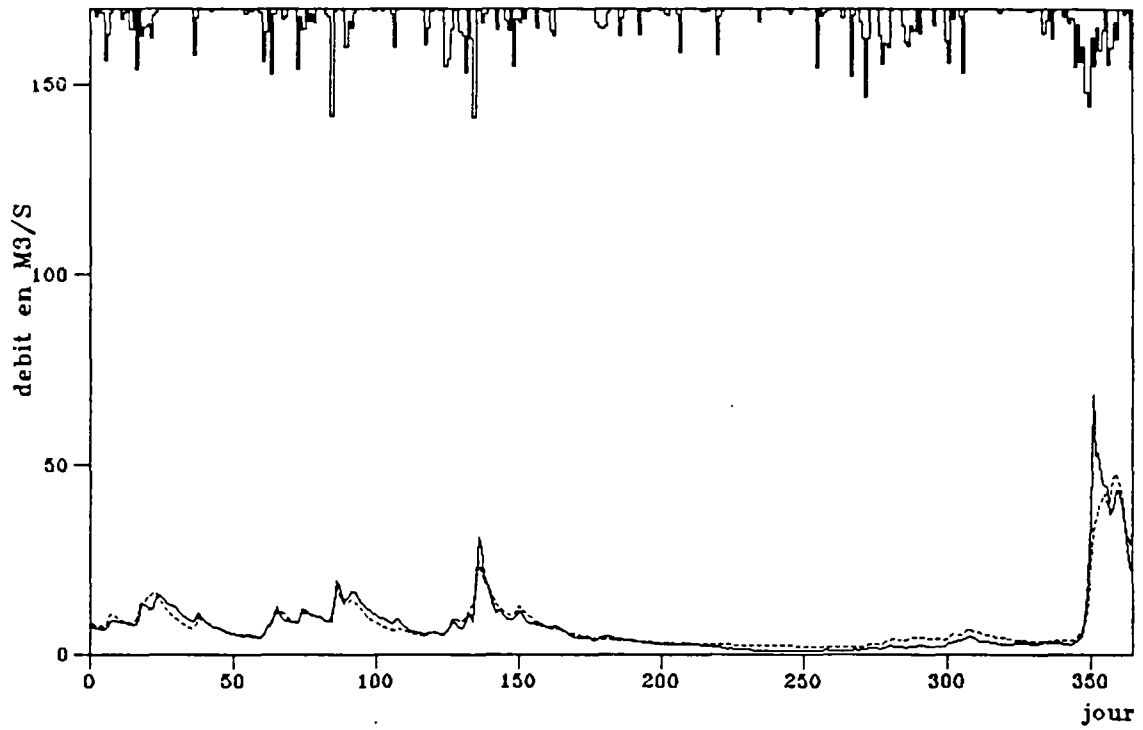


Fig. 16

Simulation de debit (Seugne 1982)

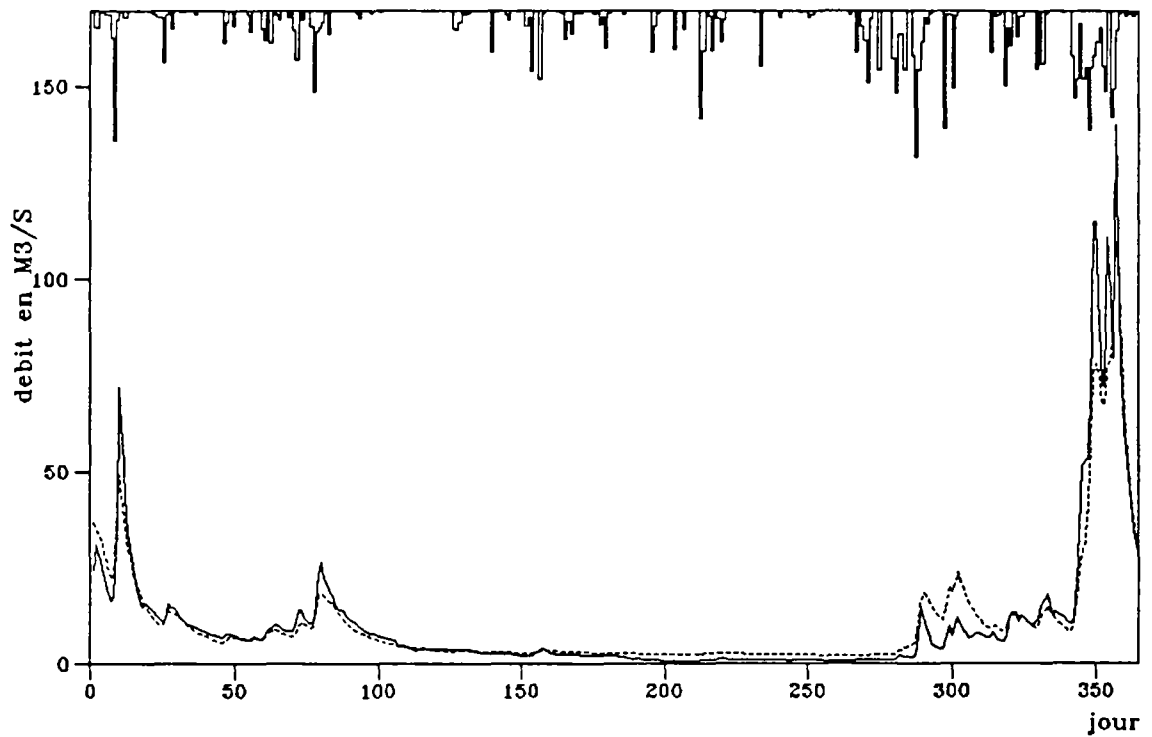


Fig. 17

Simulation de debit (Seugne 1983)

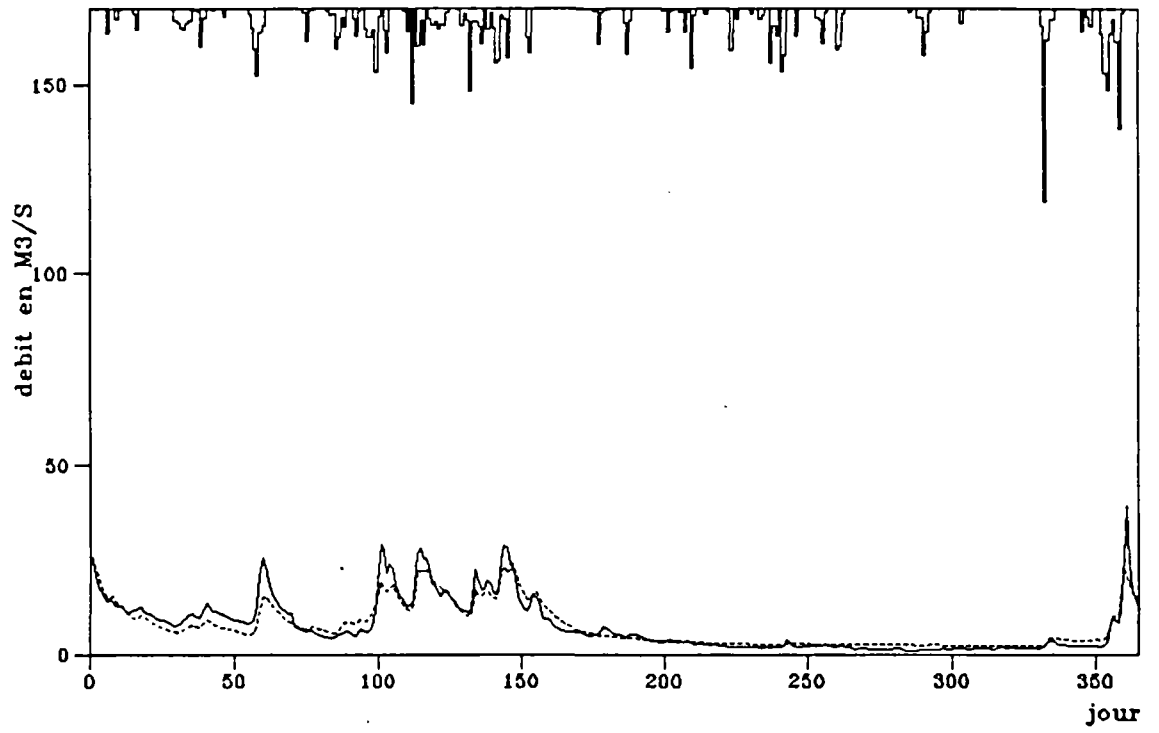


Fig. 18

Simulation de debit (Aume 1975)

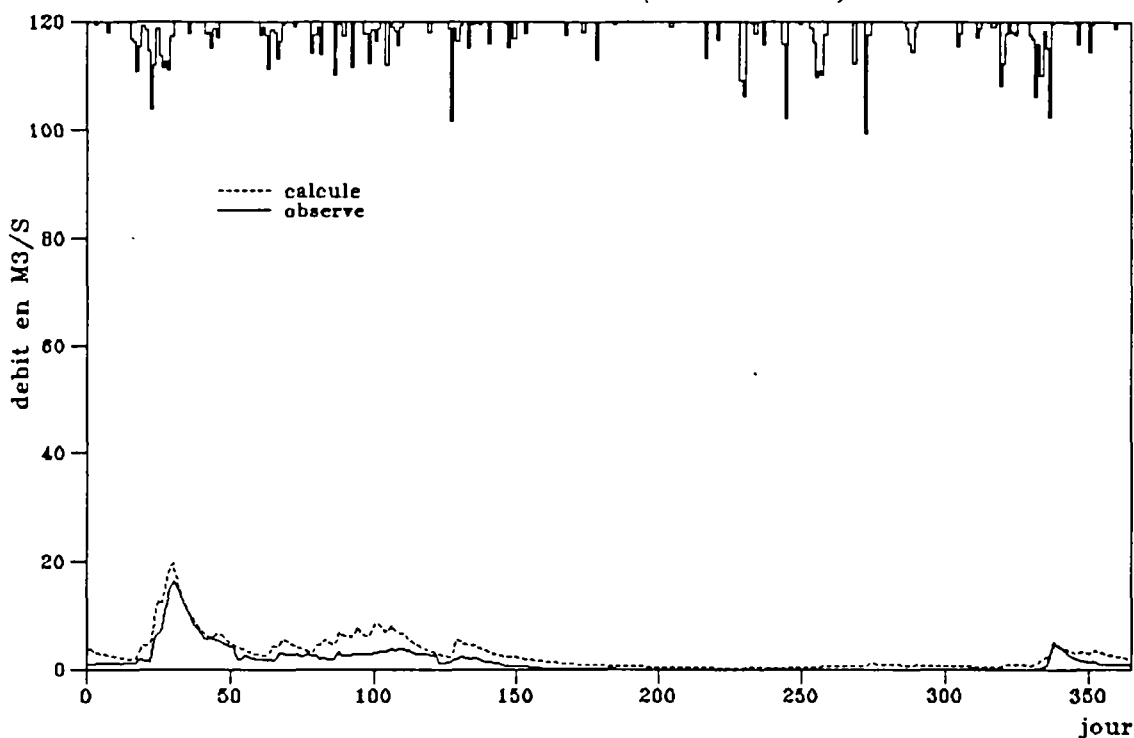


Fig. 19

Simulation de debit (Aume 1976)

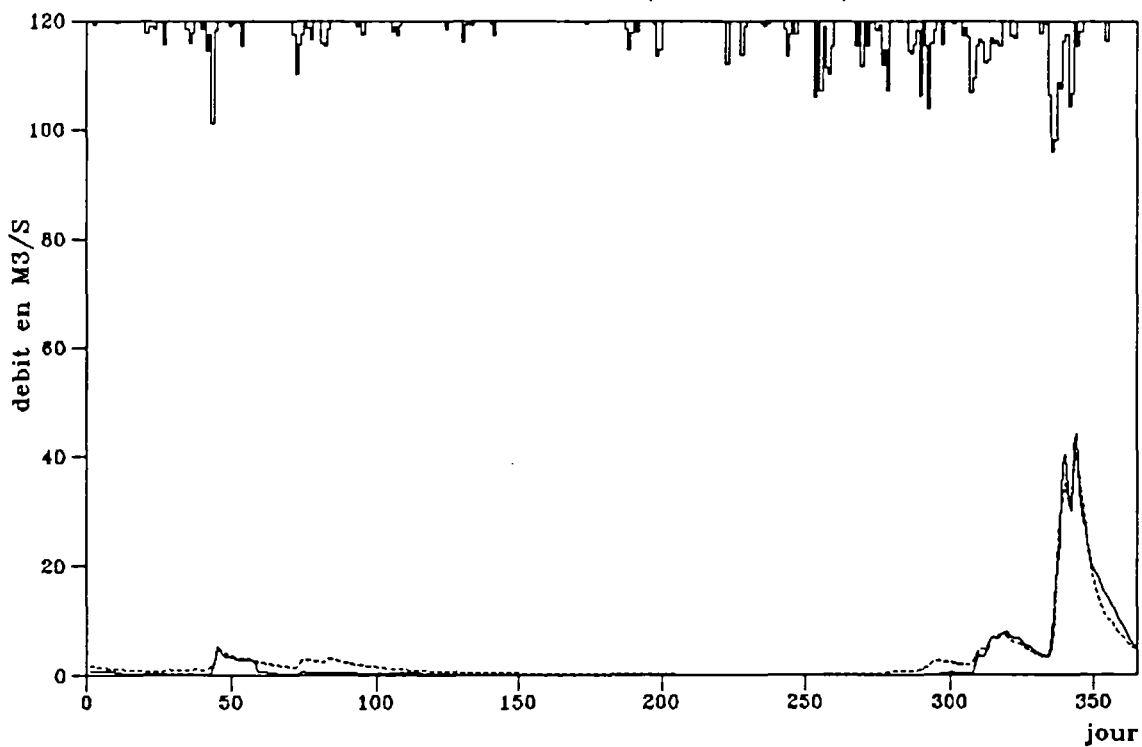


Fig. 20

Simulation de debit (Aume 1977)

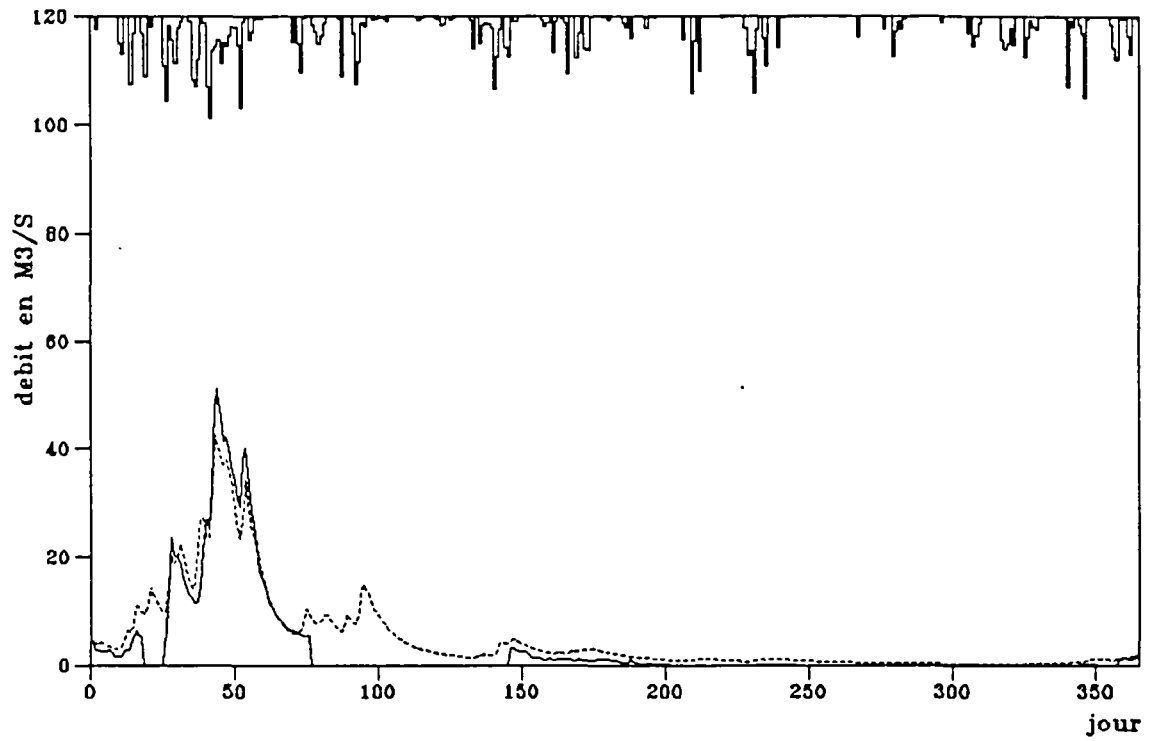


Fig. 21

Simulation de debit (Aume 1978)

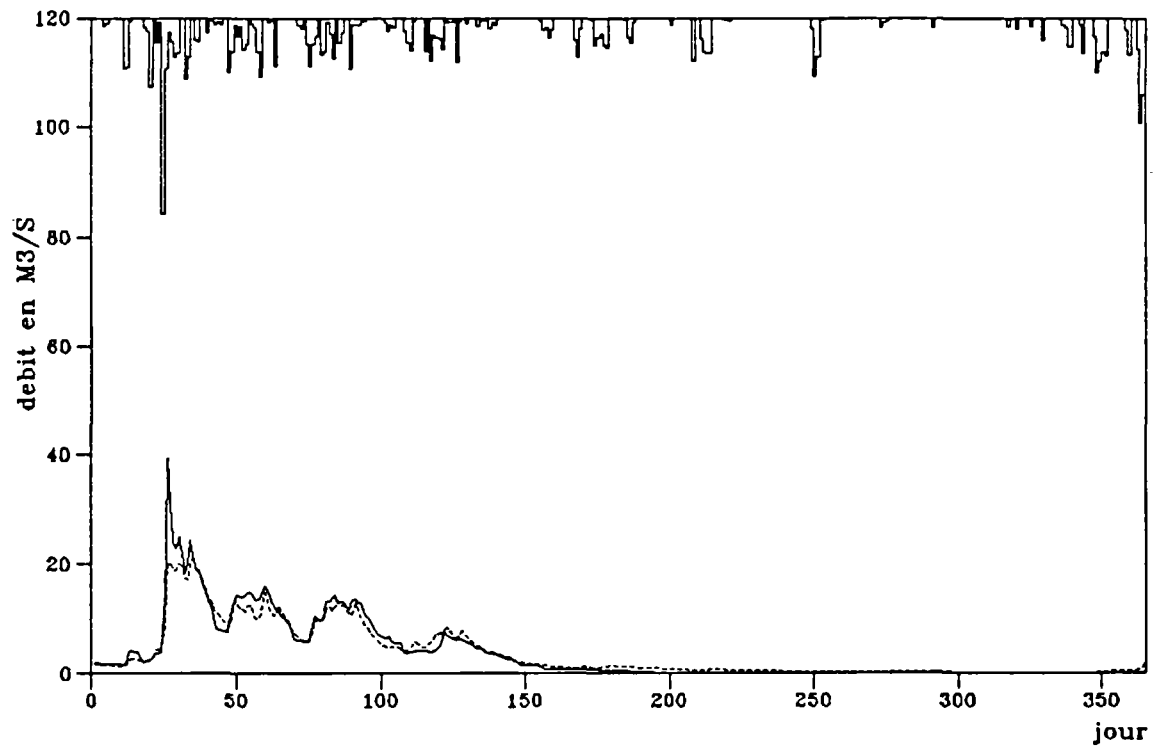


Fig. 22

Simulation de debit (Aume 1979)

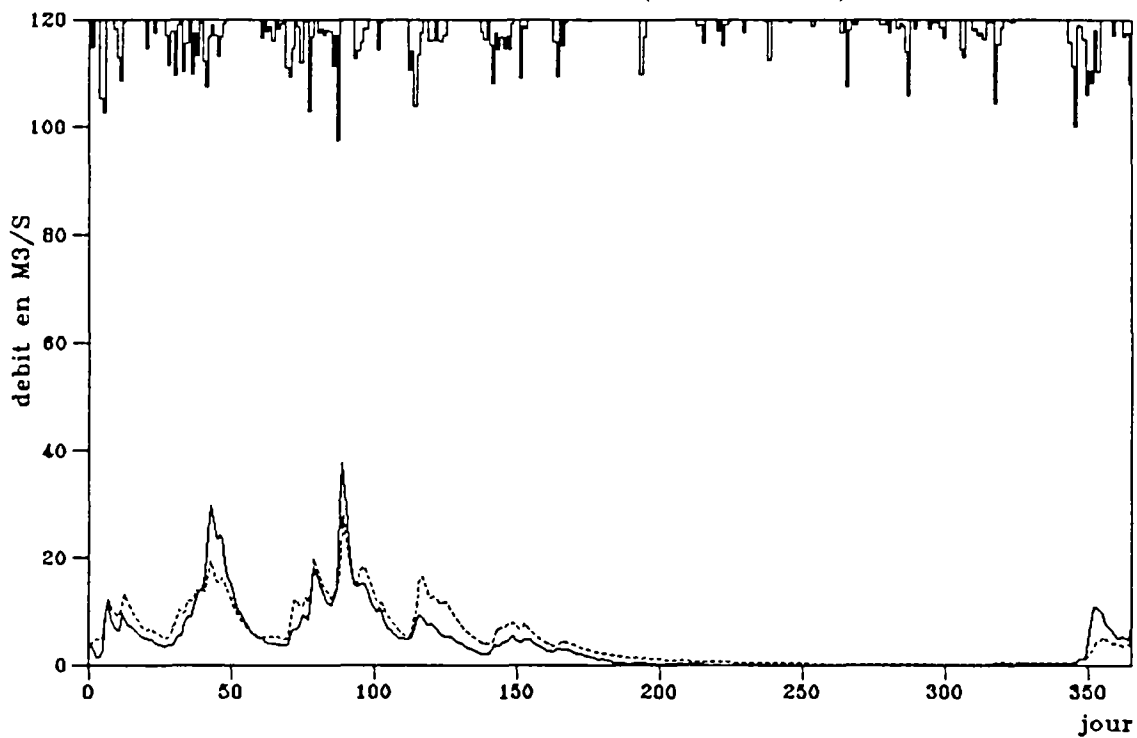


Fig. 23

Simulation de debit (Aume 1980)

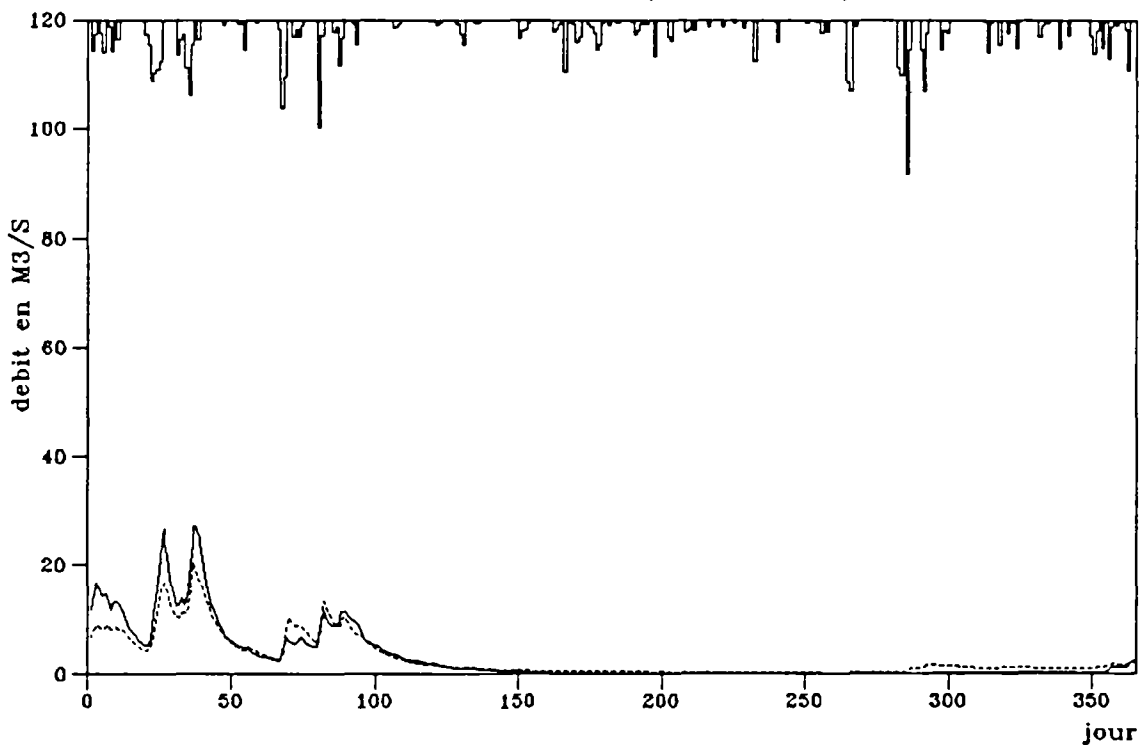


Fig. 24

Simulation de debit (Aume 1981)

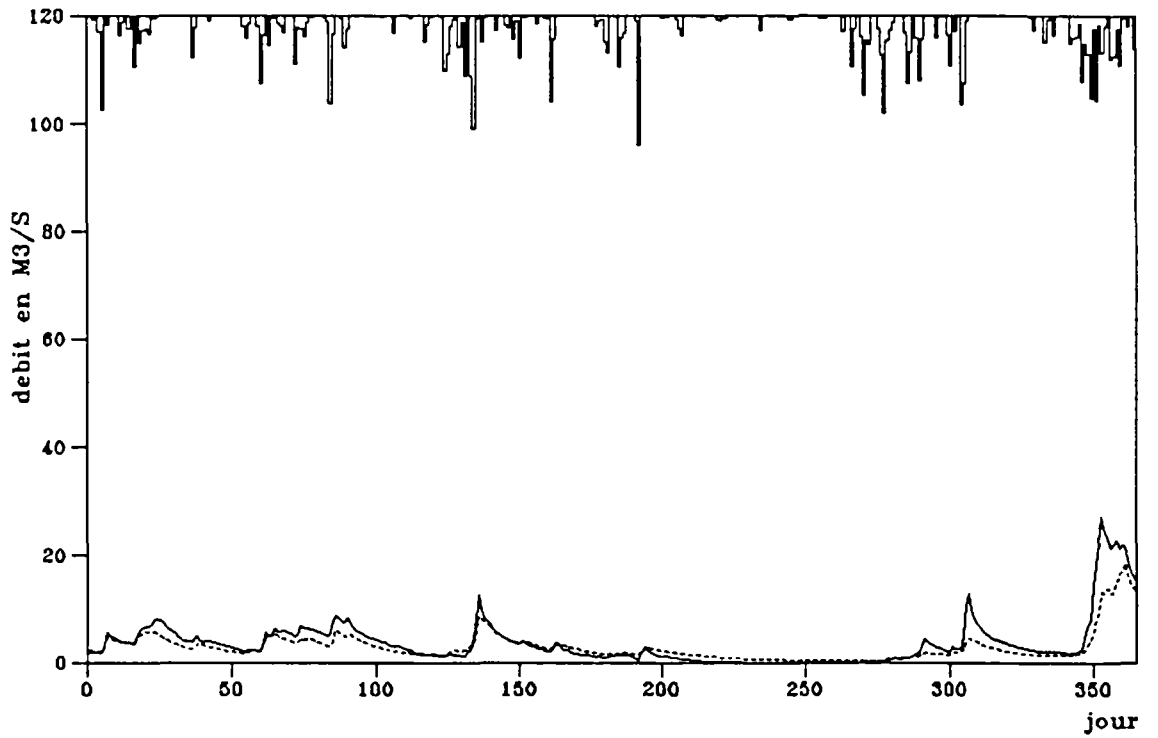


Fig. 25

Simulation de debit (Aume 1982)

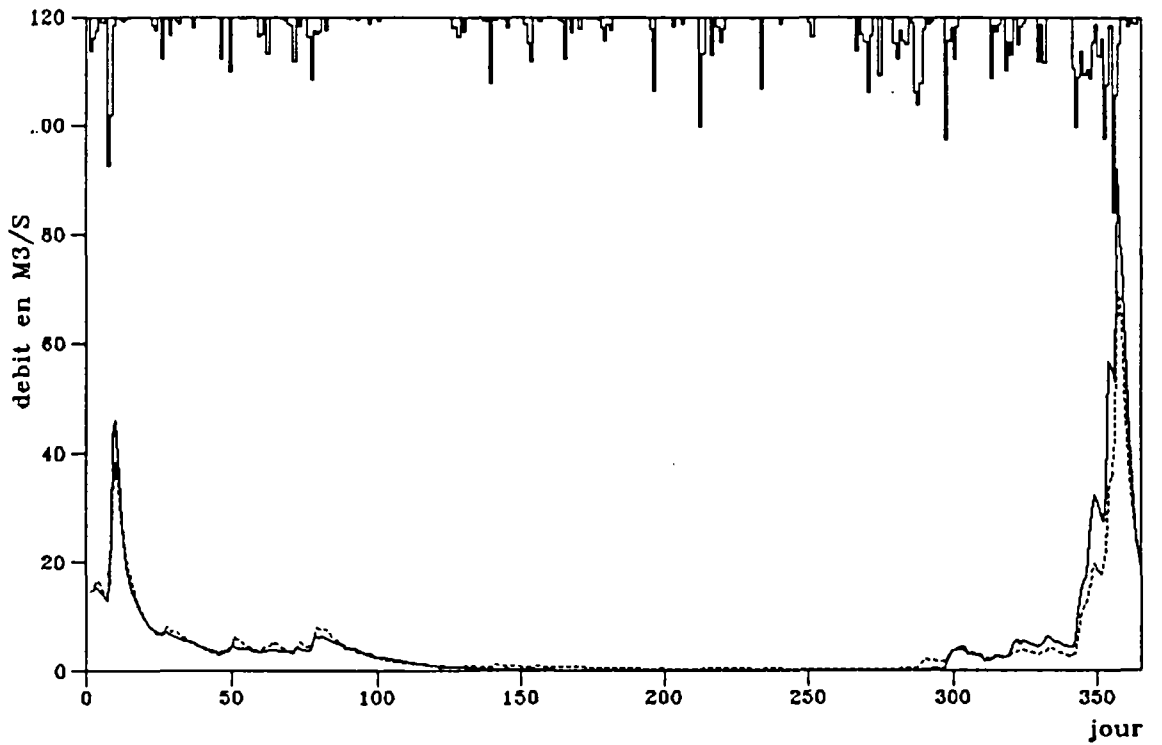


Fig. 26

Simulation de debit (Aume 1983)

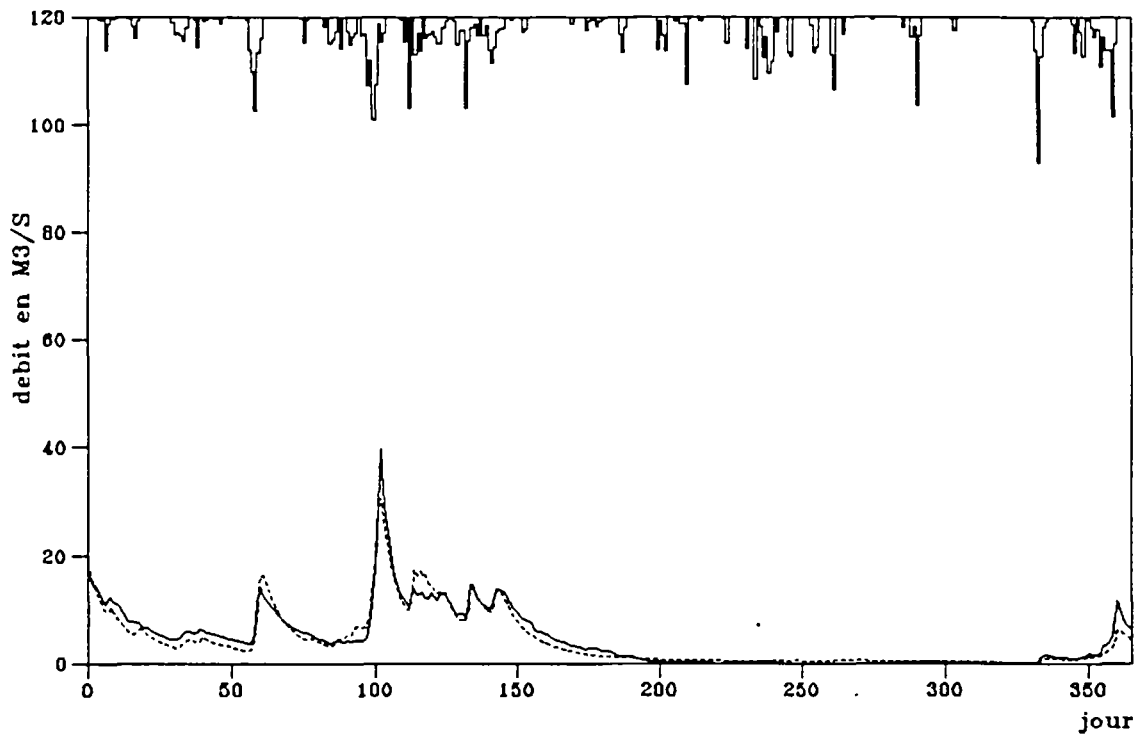


Fig. 27

Simulation de concentration (Boutonne 1975)

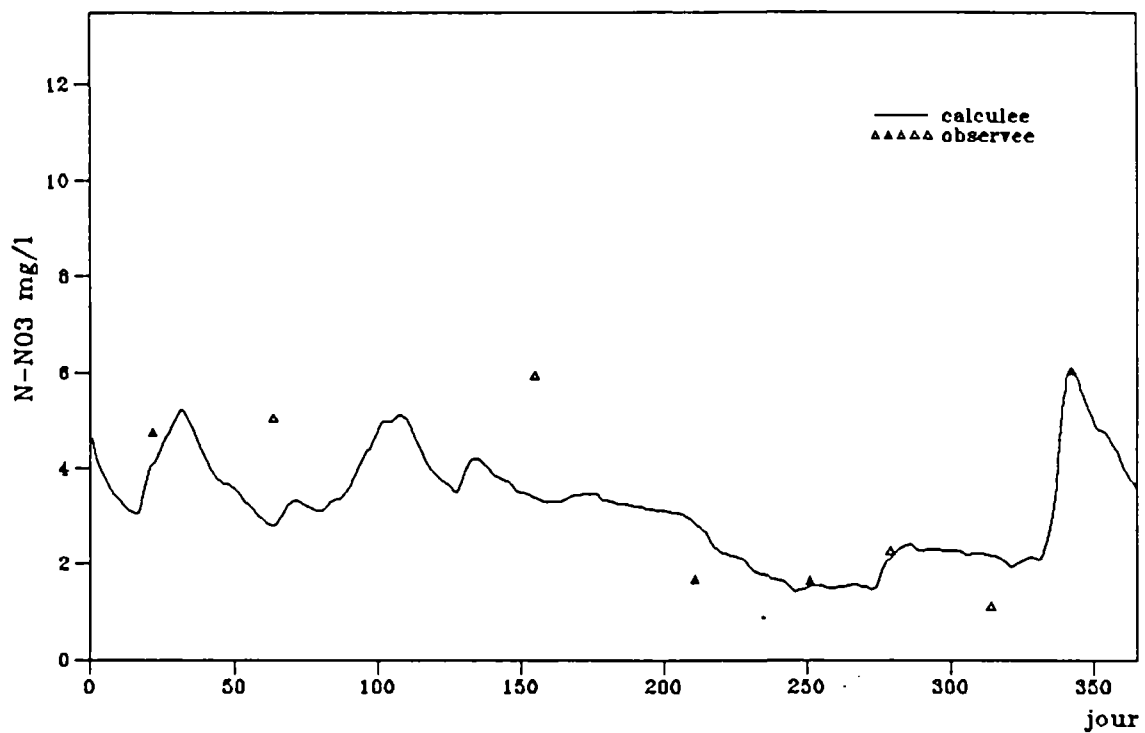


Fig. 28

Simulation de concentration (Boutonne 1976)

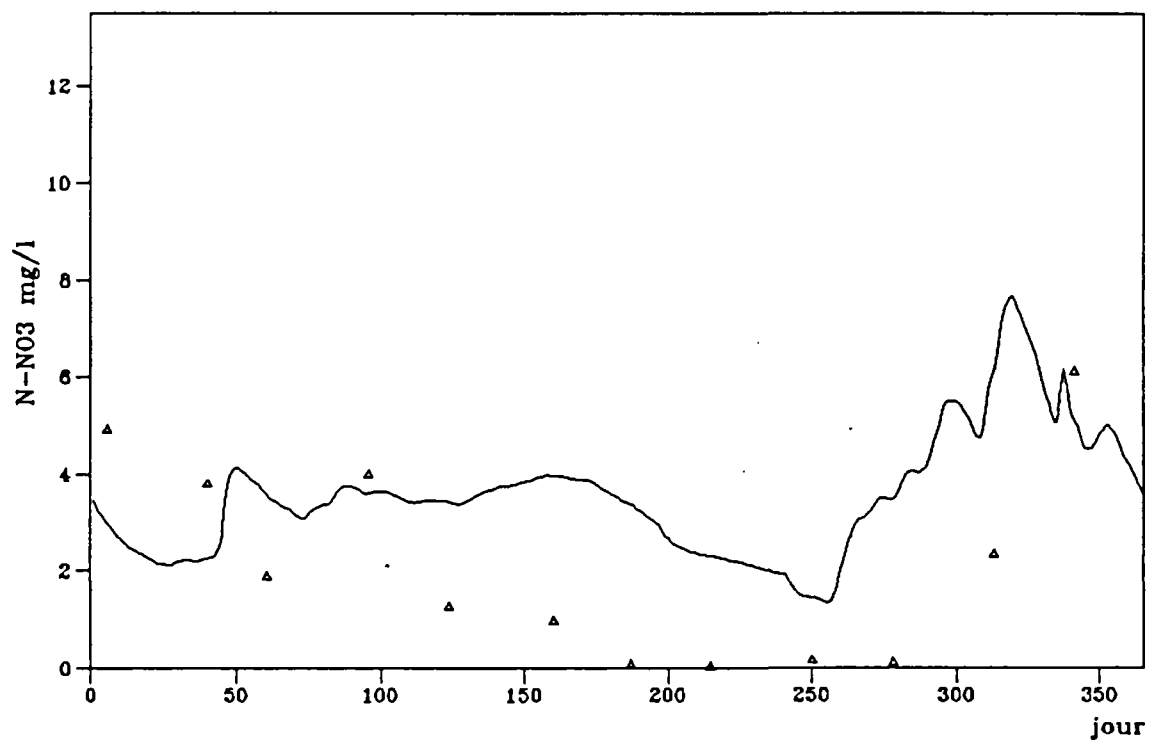


Fig. 29

Simulation de concentration (Boutonne 1977)

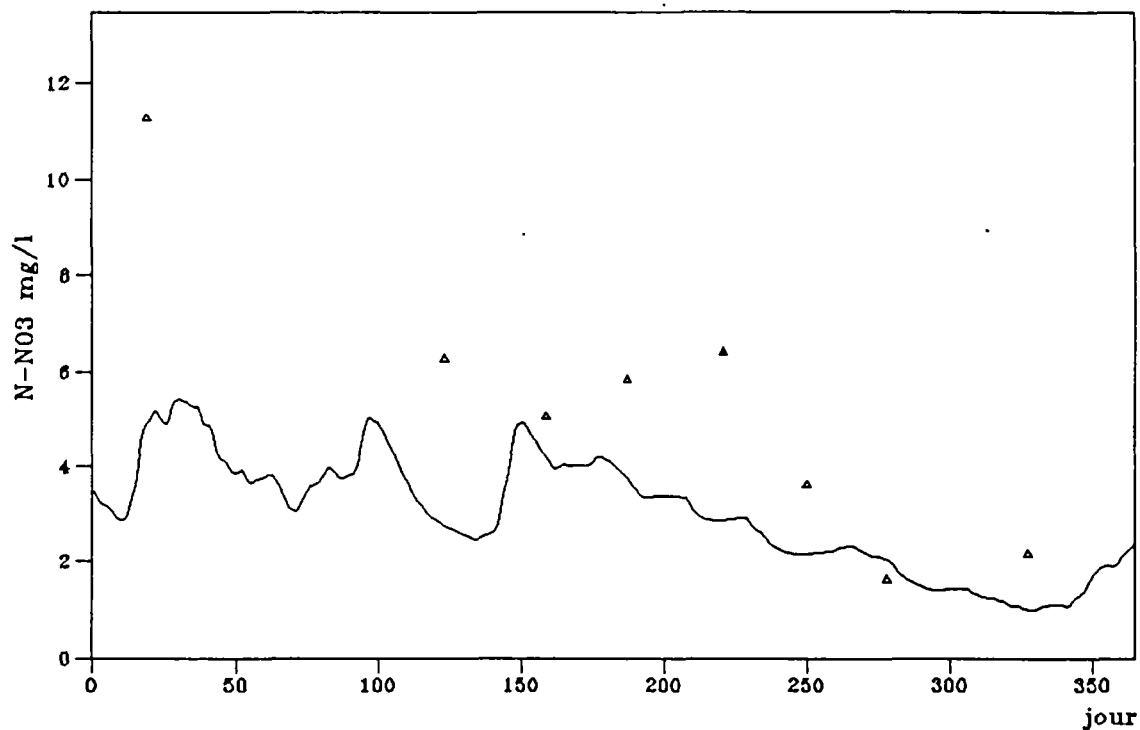


Fig. 30

Simulation de concentration (Boutonne 1978)

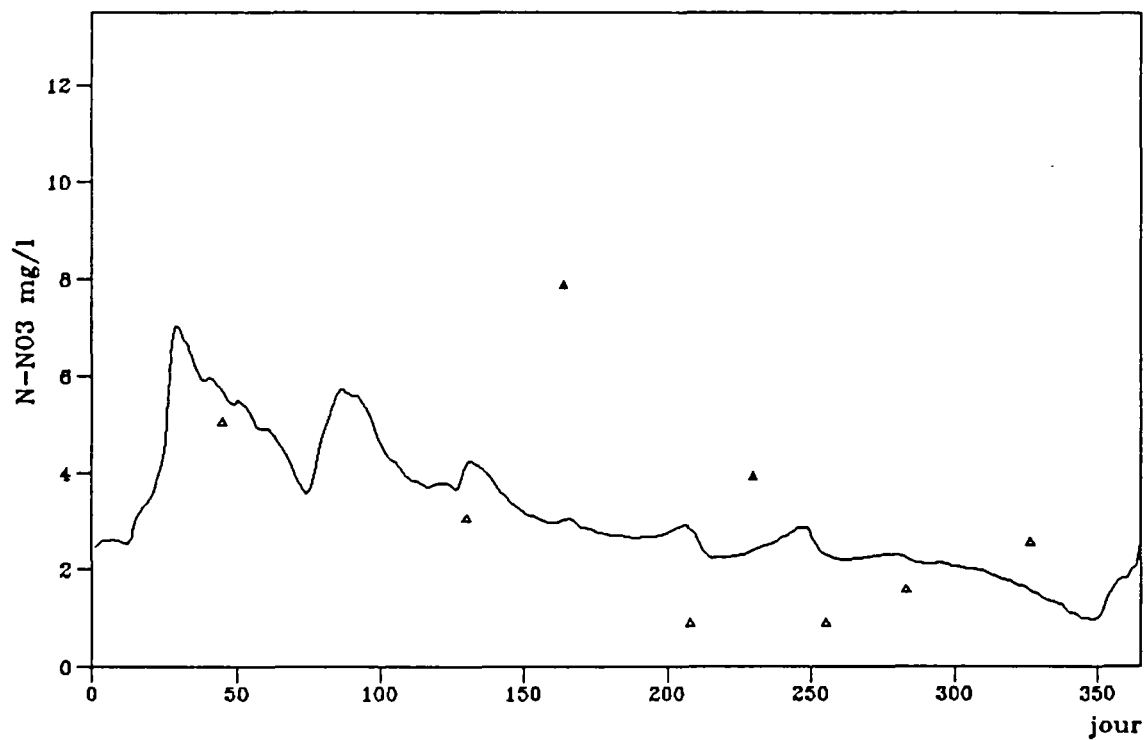


Fig. 31

Simulation de concentration (Boutonne 1979)

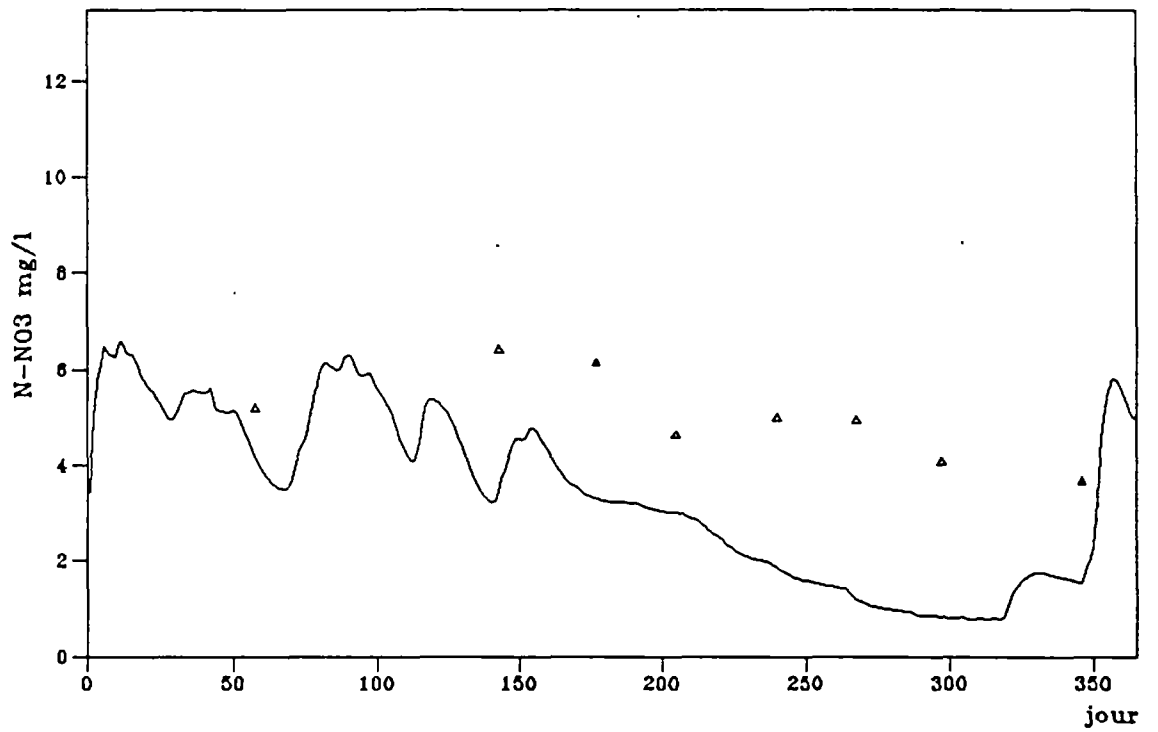


Fig. 32

Simulation de concentration (Boutonne 1980)

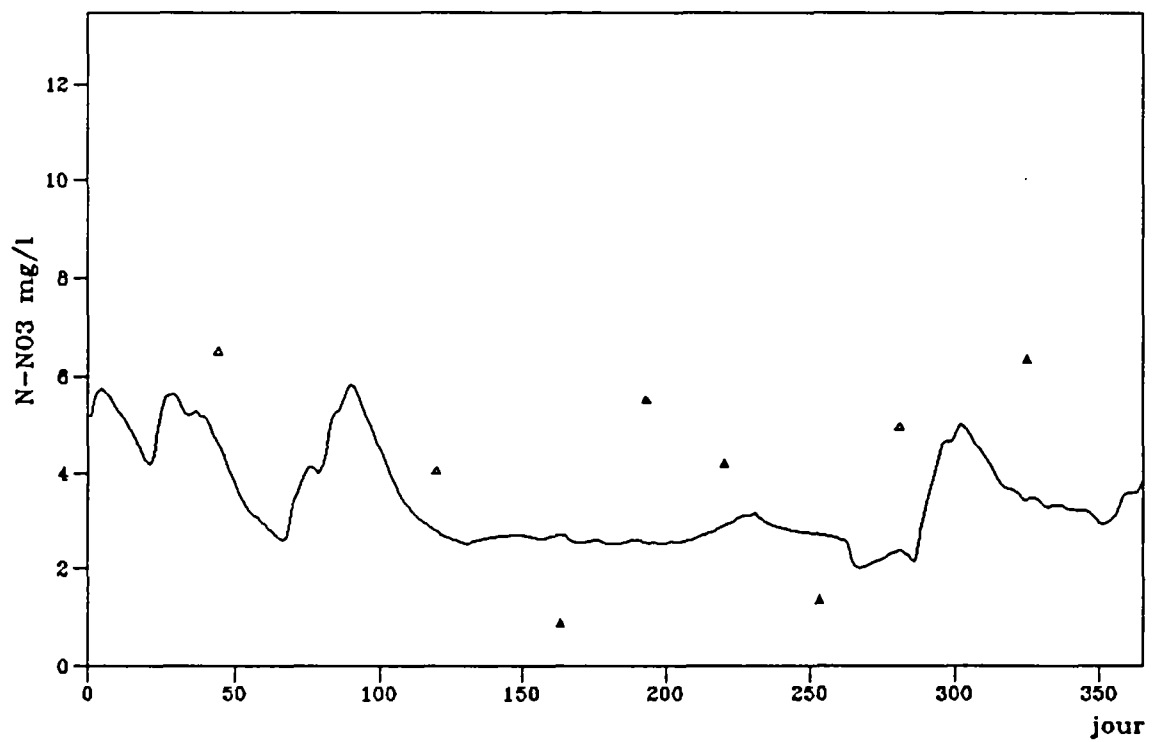


Fig. 33

Simulation de concentration (Boutonne 1981)

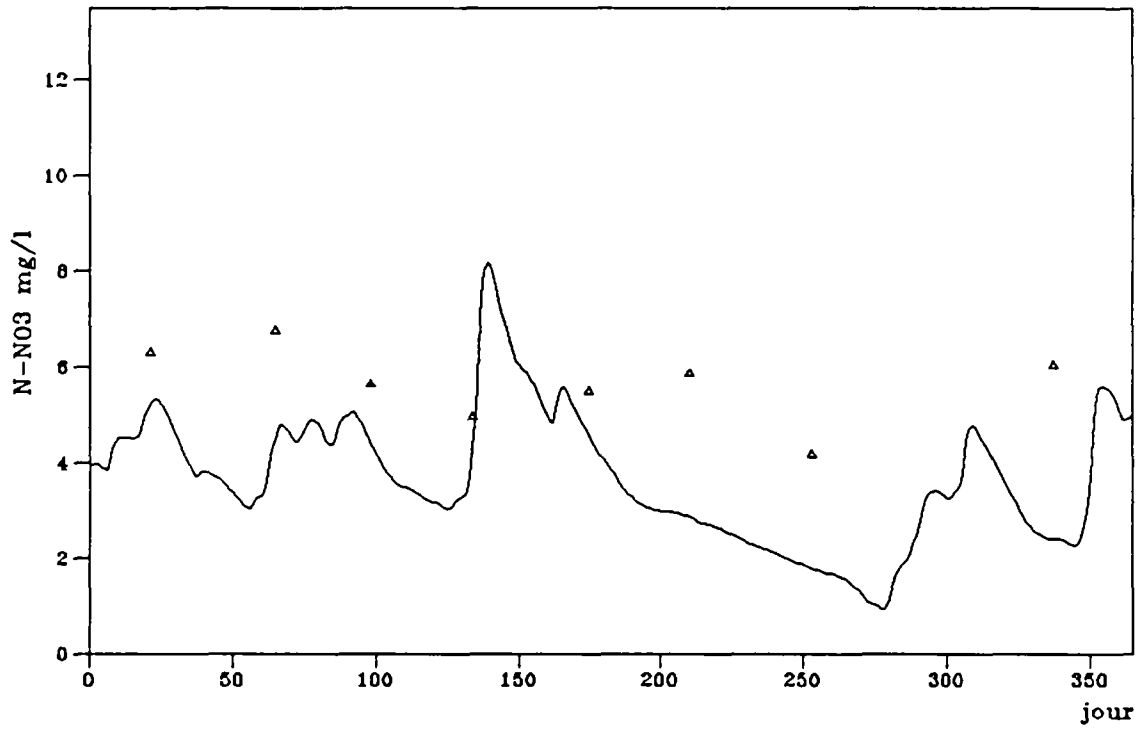


Fig. 34

Simulation de concentration (Boutonne 1982)

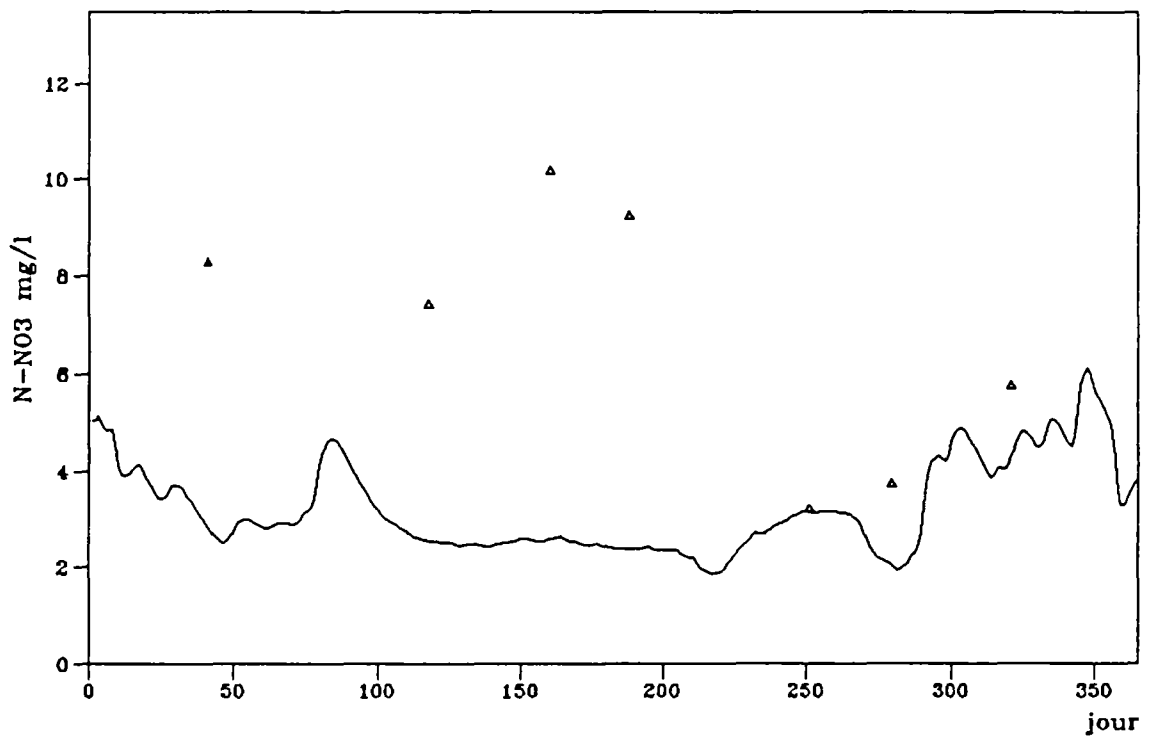


Fig. 35

Simulation de concentration (Boutonne 1983)

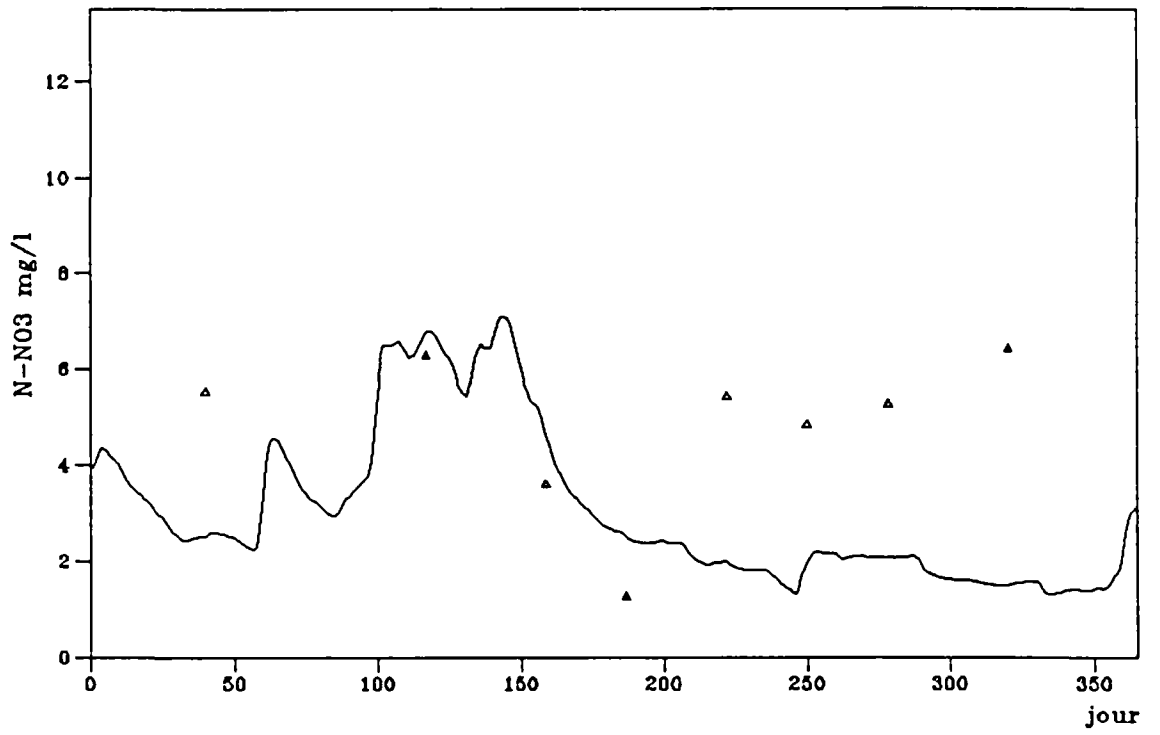


Fig. 36

Simulation de concentration (Seugne 1975)

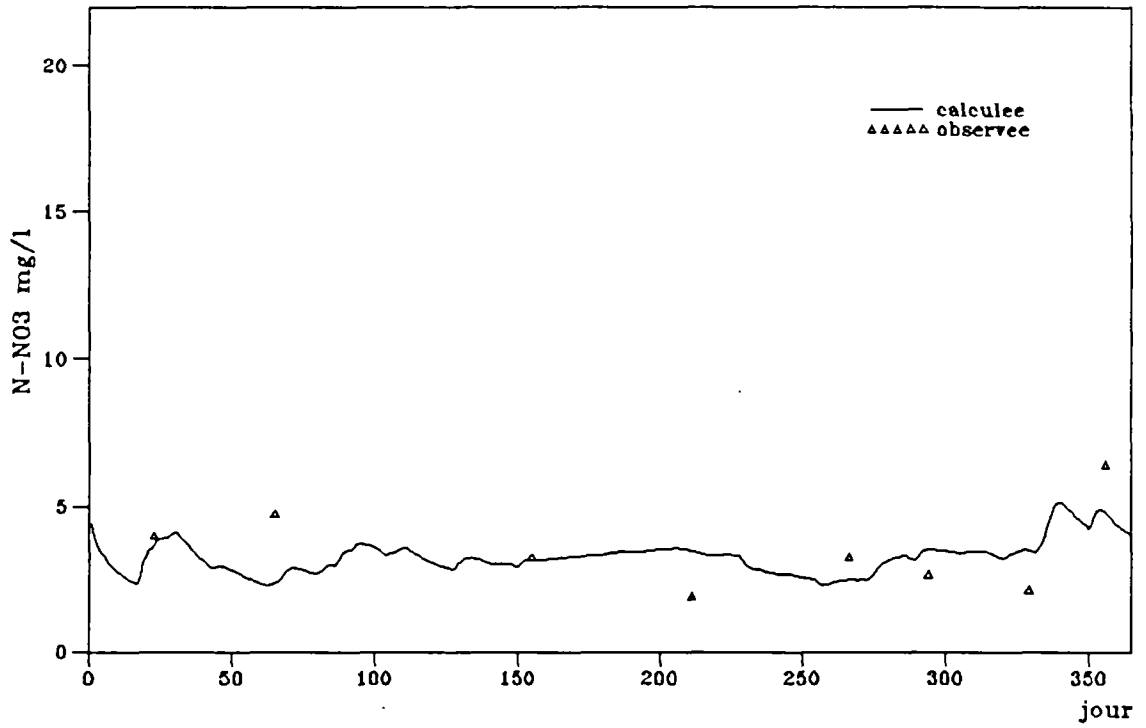


Fig. 37

Simulation de concentration (Seugne 1976)

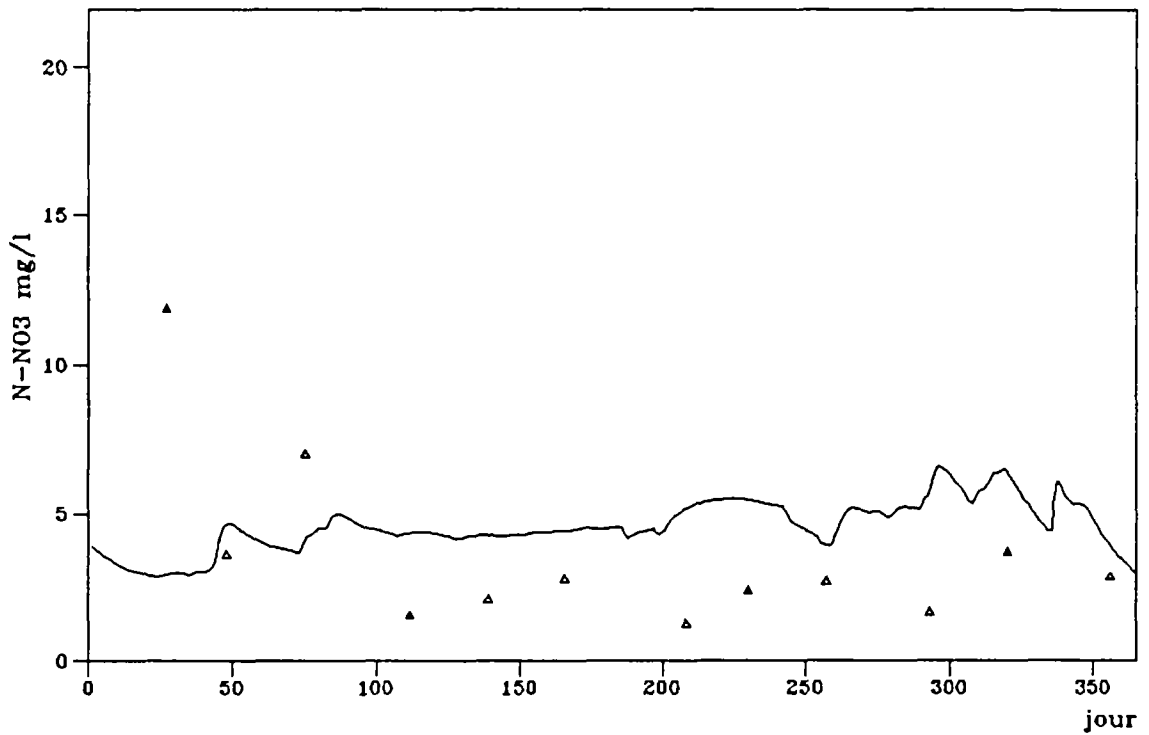


Fig. 38

Simulation de concentration (Seugne 1977)

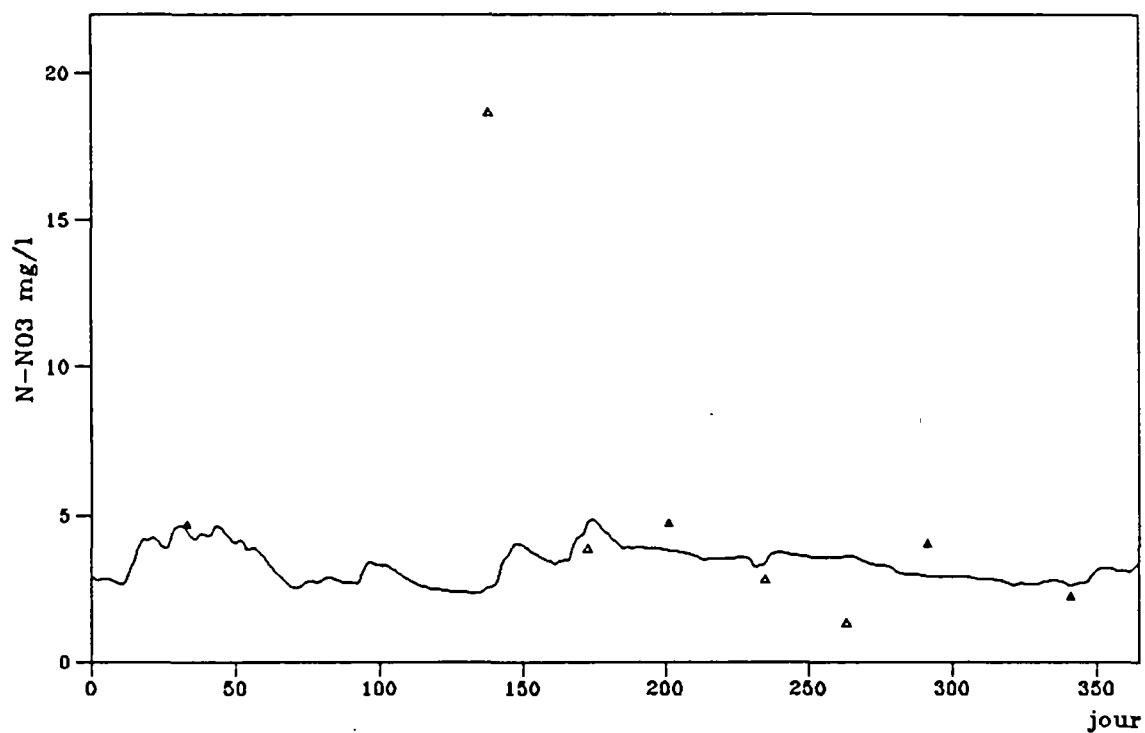


Fig. 39

Simulation de concentration (Seugne 1978)

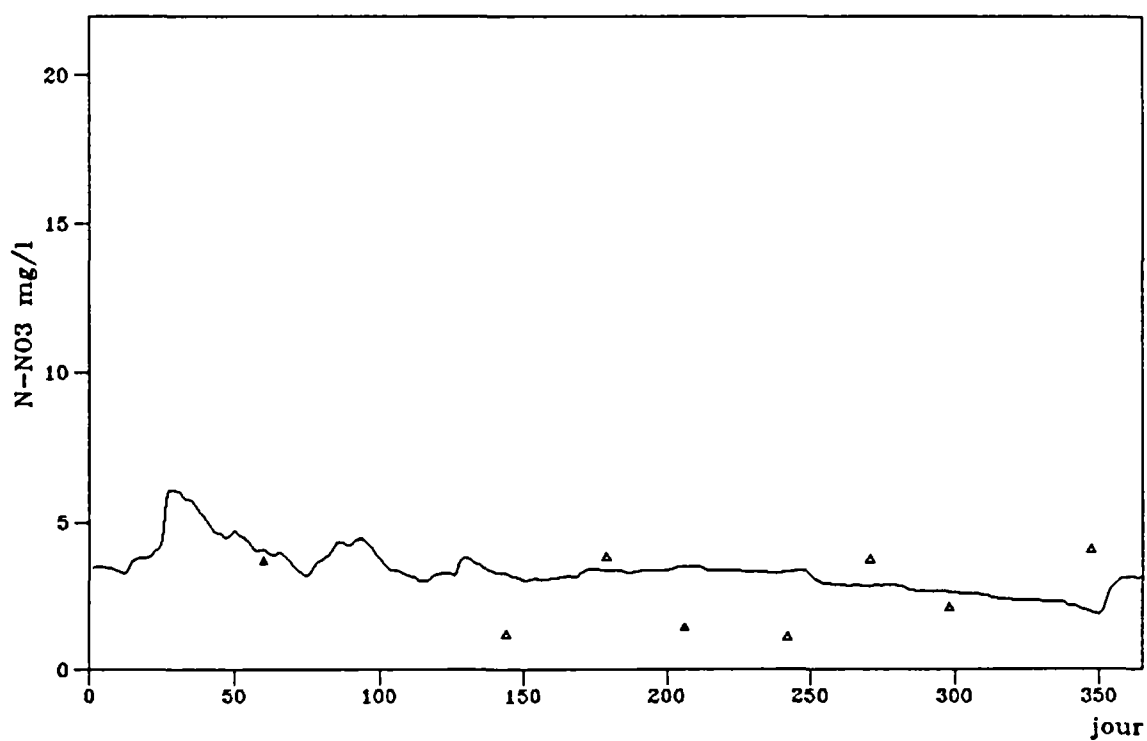


Fig. 40

Simulation de concentration (Seugne 1979)

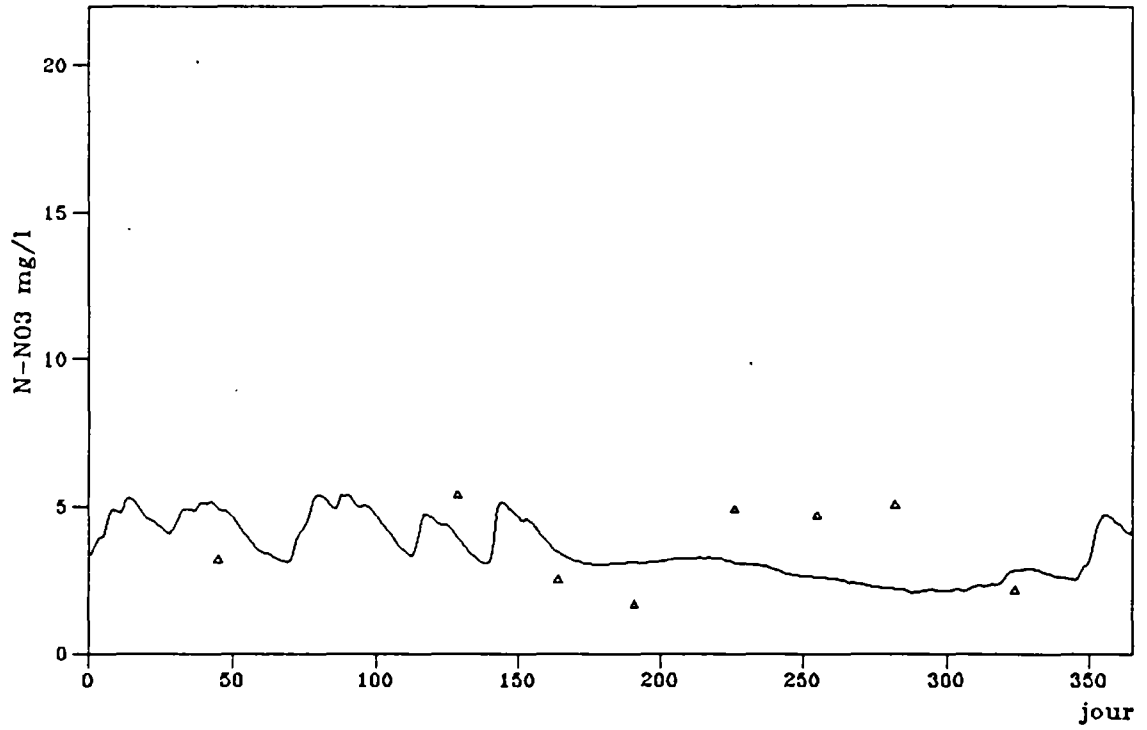


Fig. 41

Simulation de concentration (Seugne 1980)

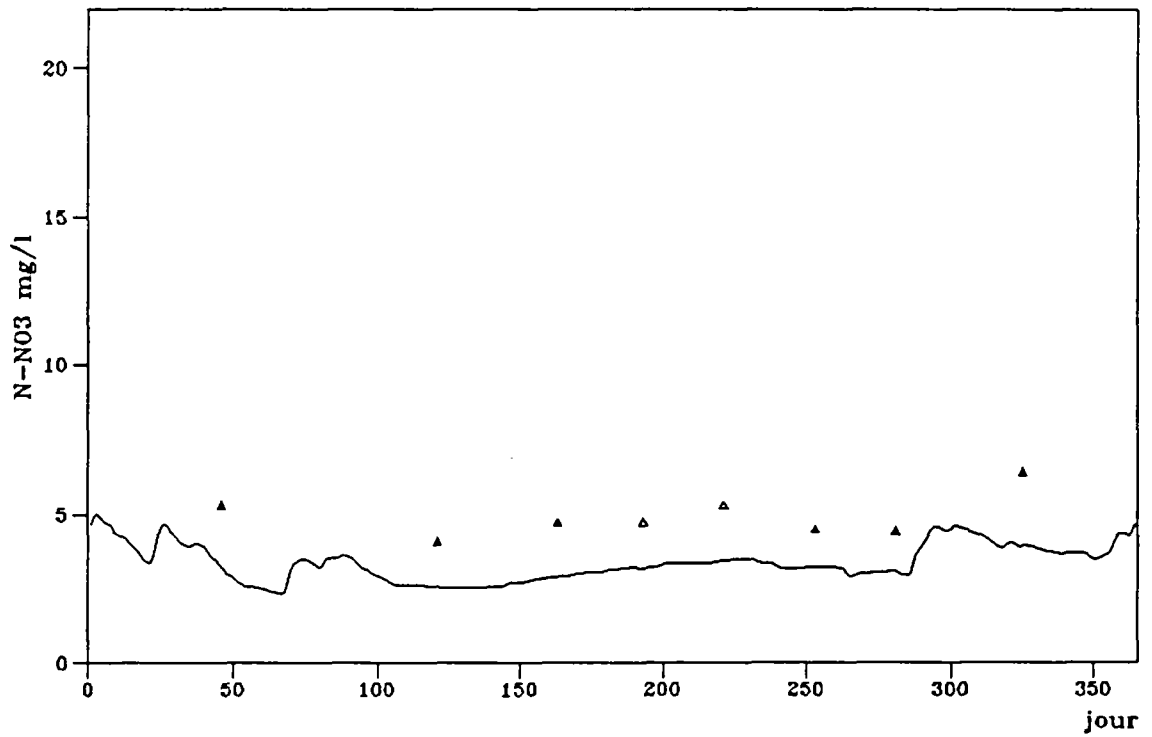


Fig. 42

Simulation de concentration (Seugne 1981)

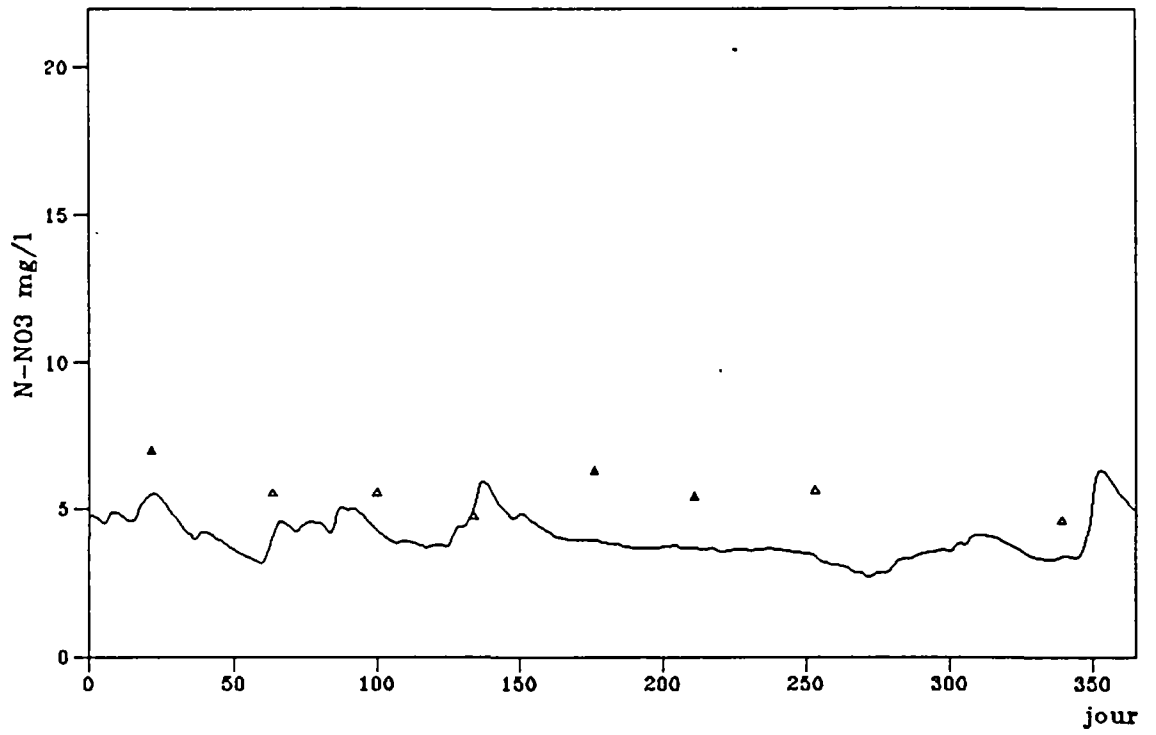


Fig. 43

Simulation de concentration (Seugne 1982)

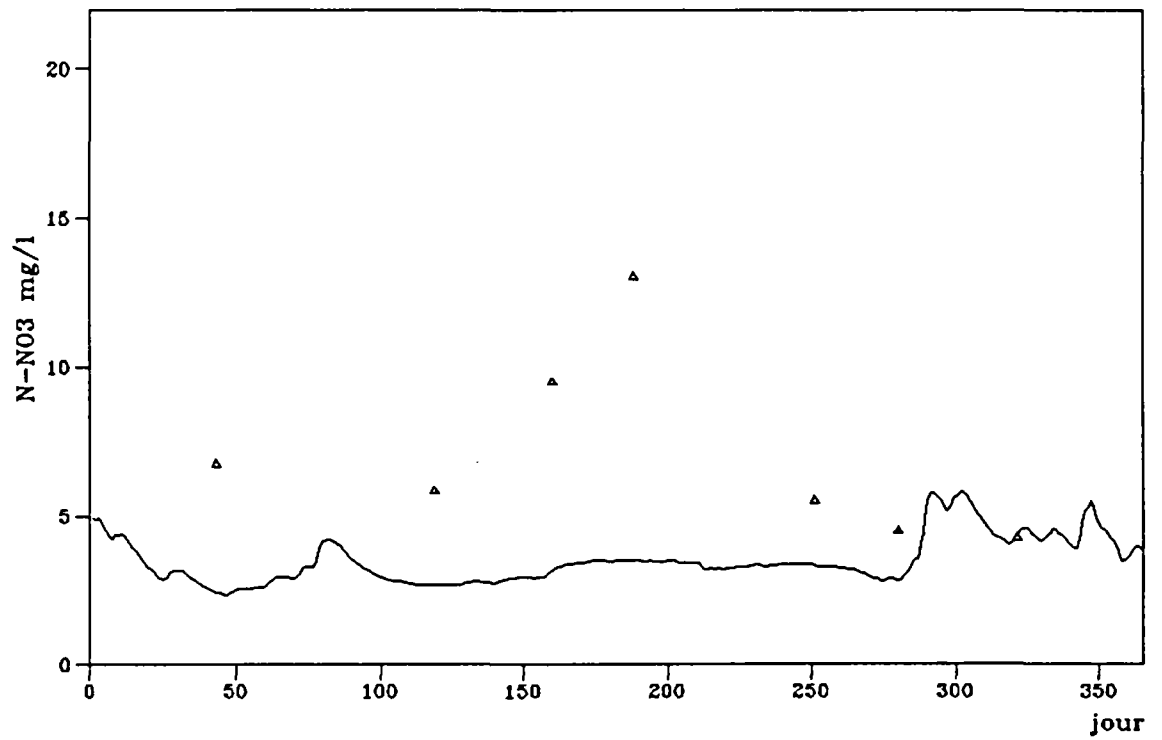


Fig. 44

Simulation de concentration (Seugne 1983)

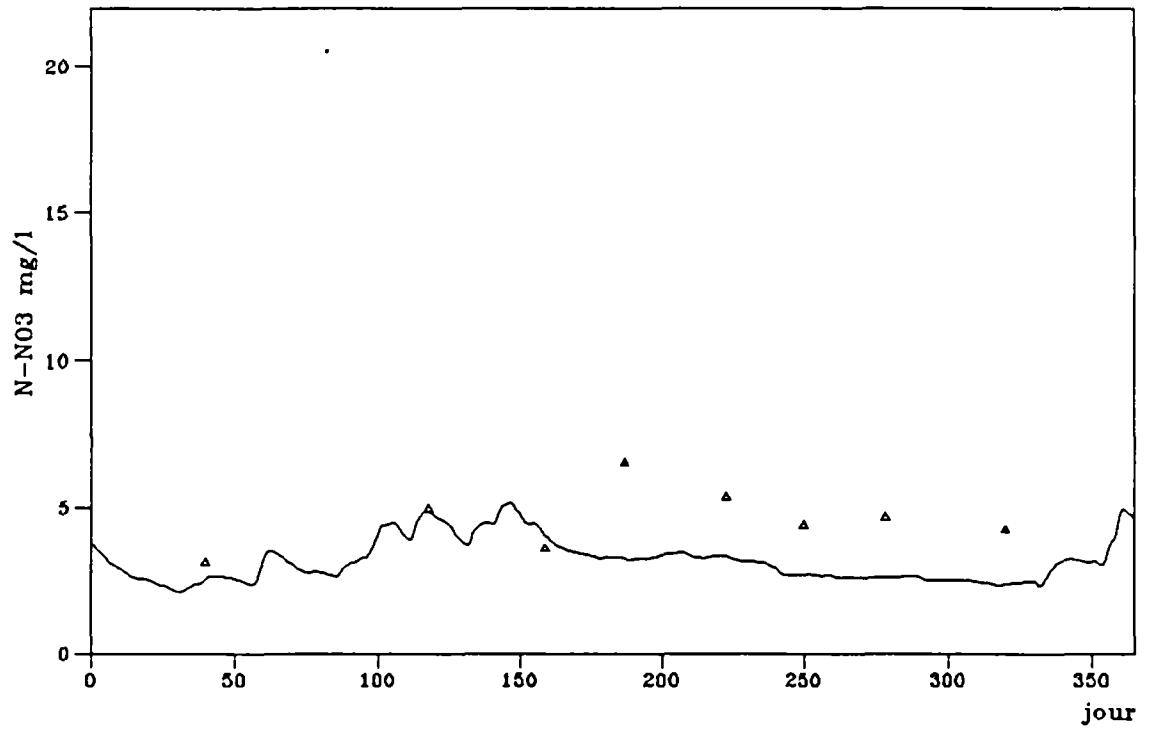


Fig. 45

Simulation de concentration (Ne 1975)

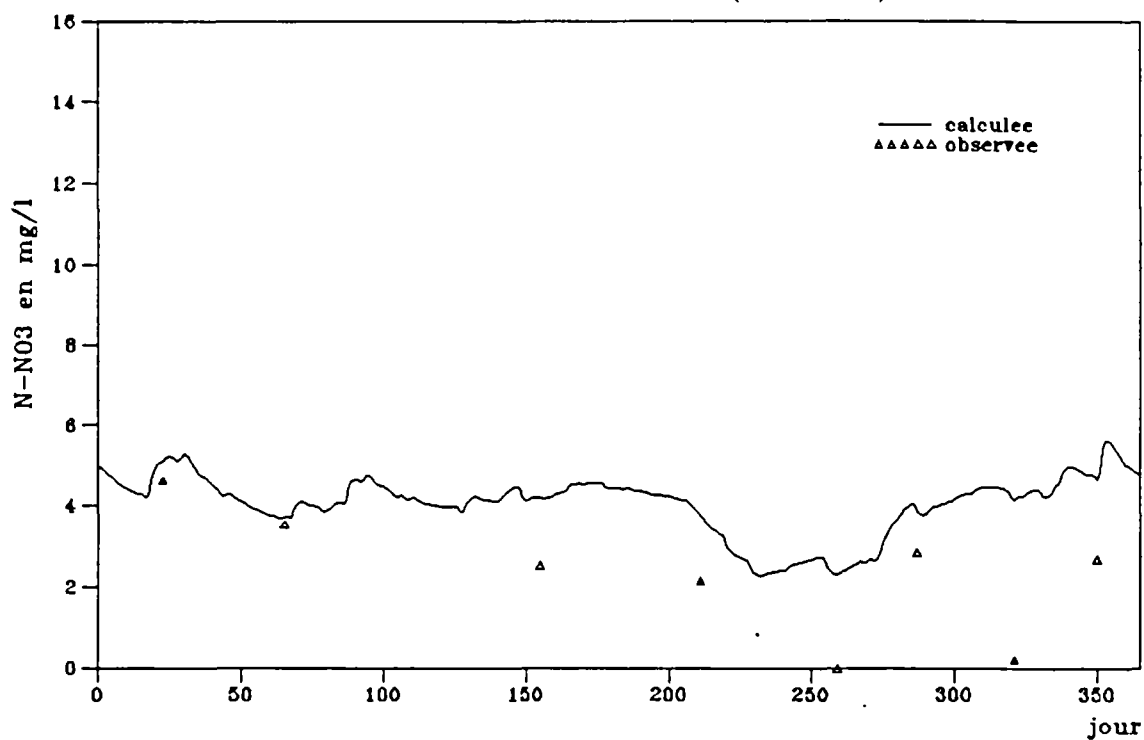


Fig. 46

Simulation de concentration (Ne 1976)

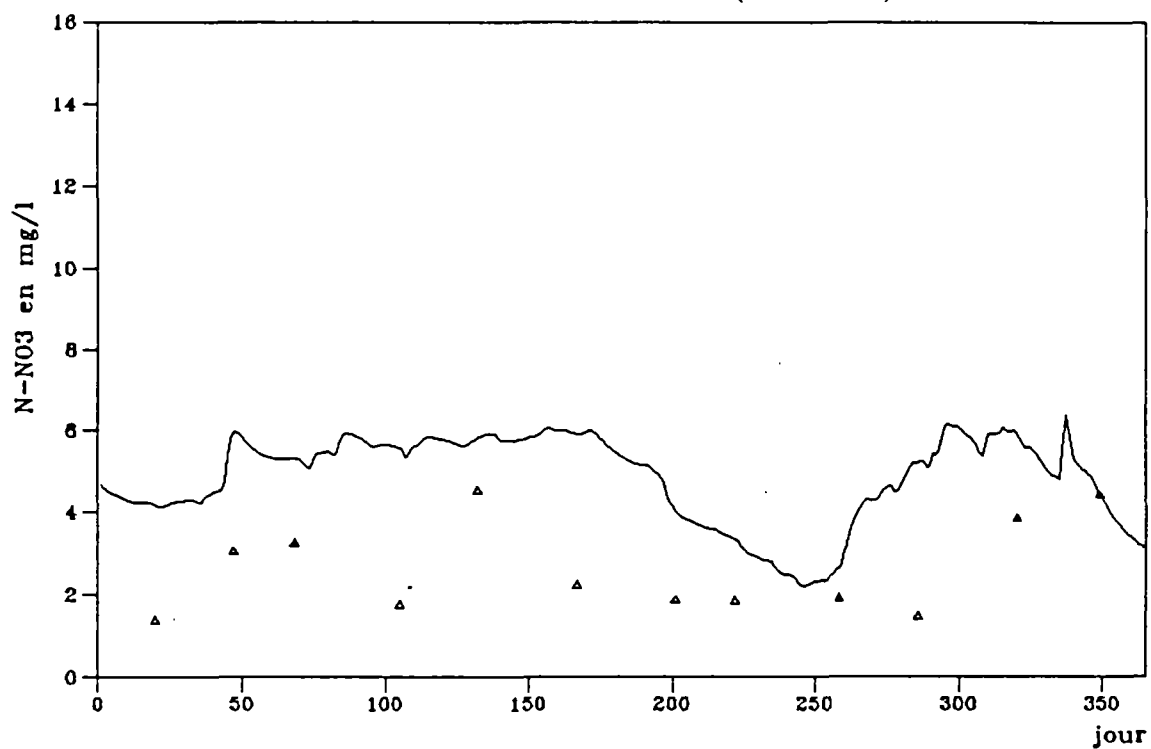


Fig. 47

Simulation de concentration (Ne 1977)

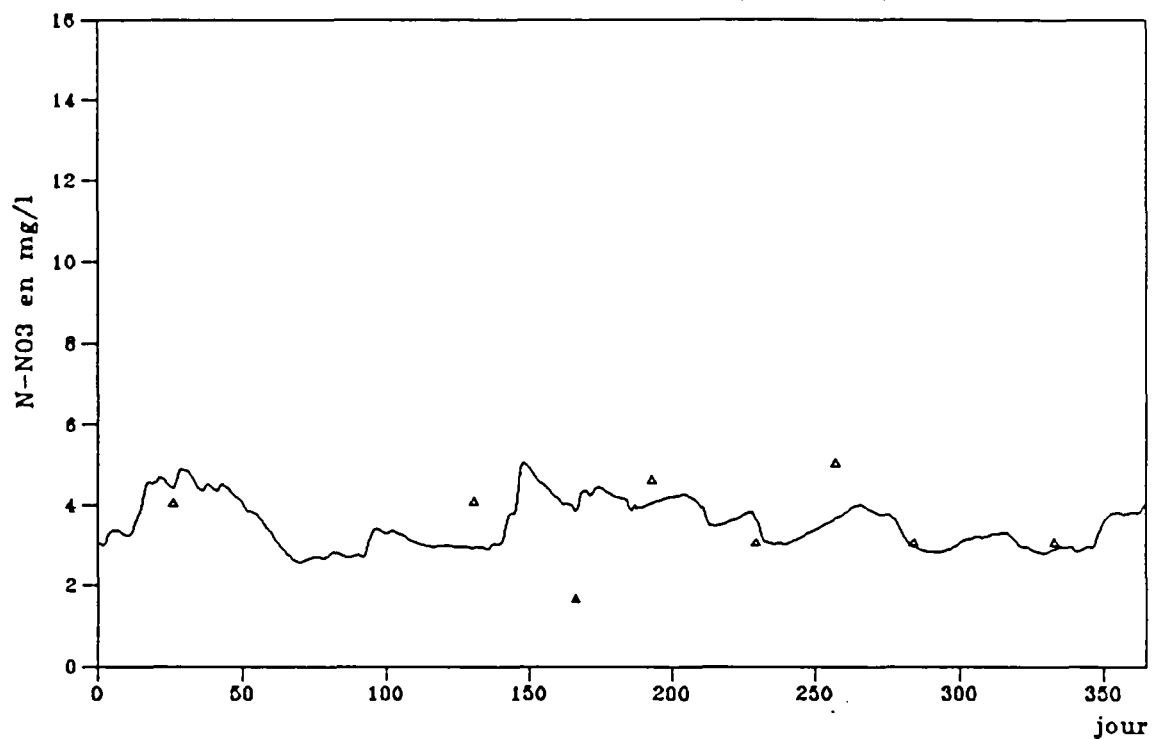


Fig. 48

Simulation de concentration (Ne 1978)

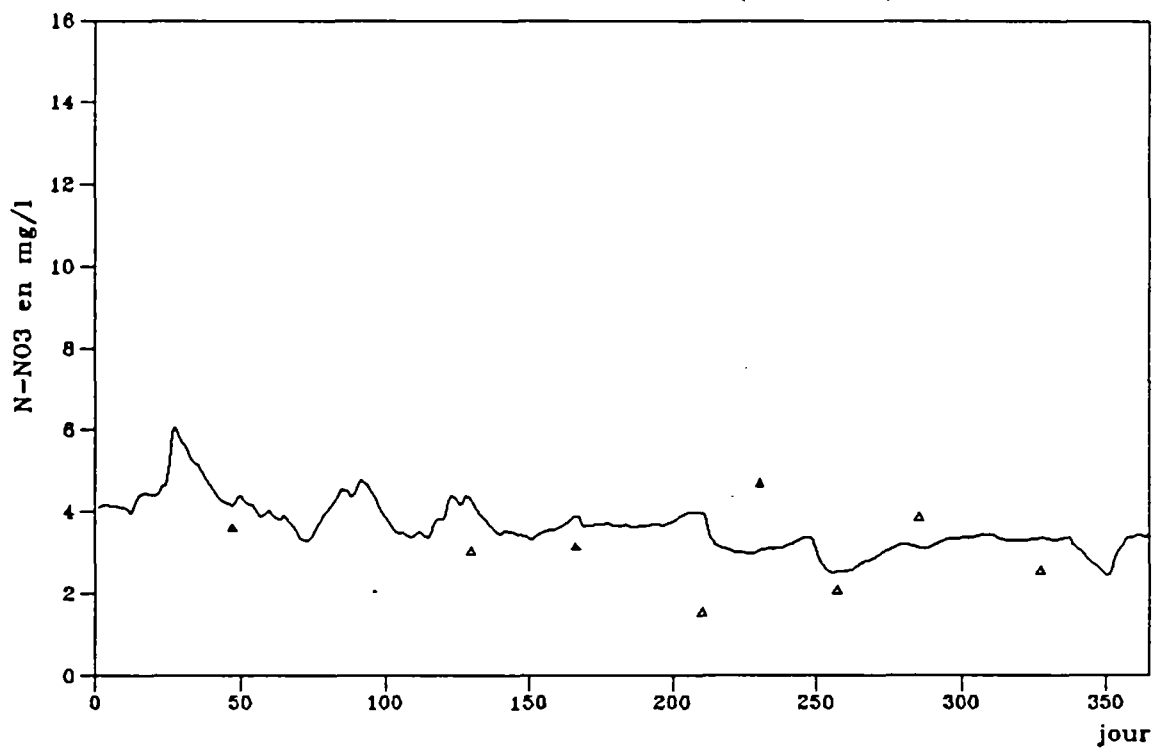


Fig. 49

Simulation de concentration (Ne 1979)

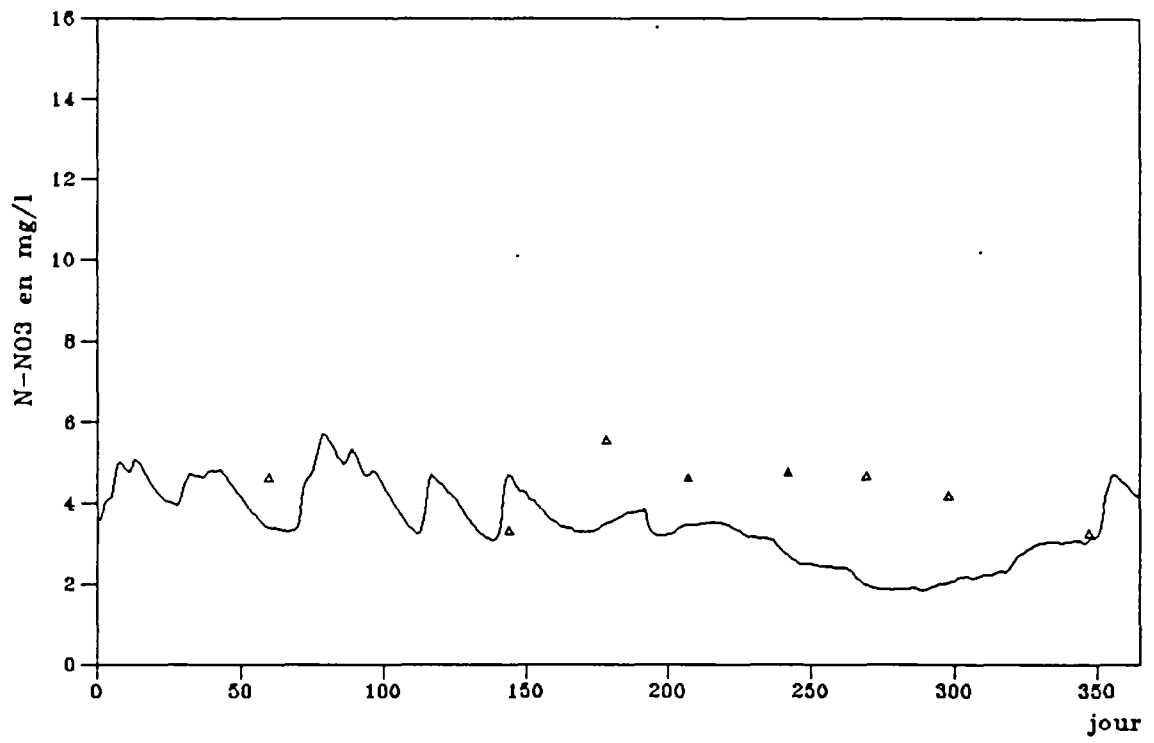


Fig. 50

Simulation de concentration (Ne 1980)

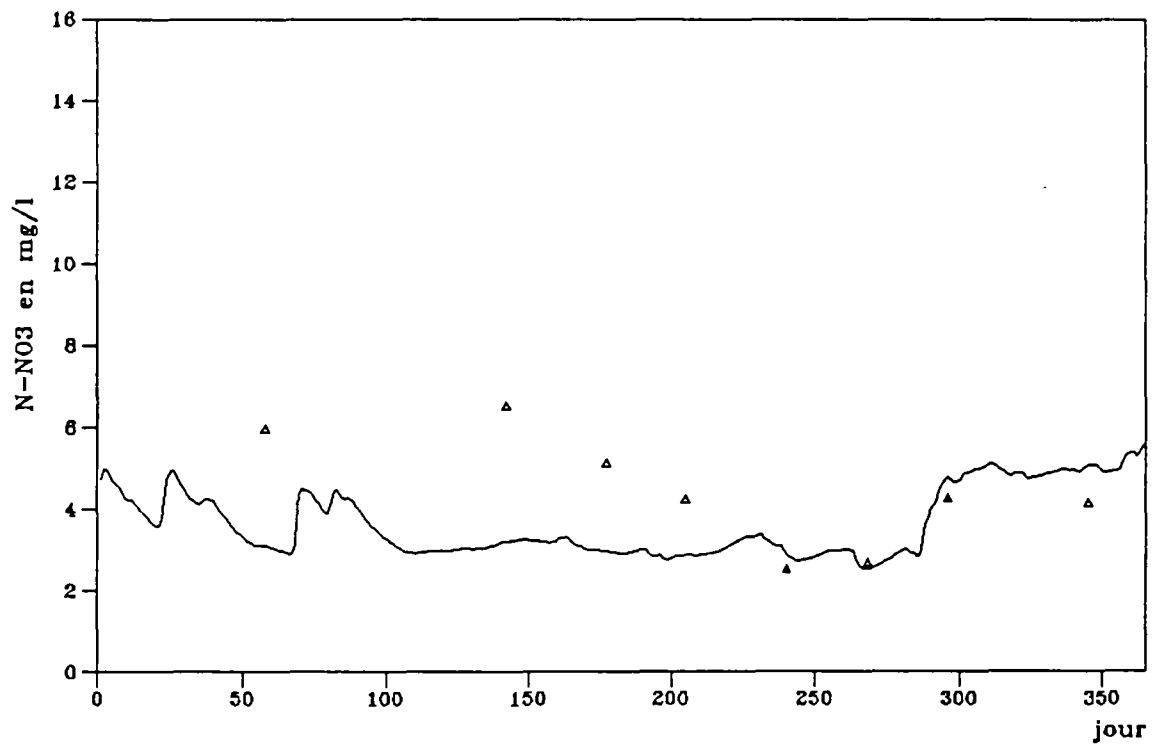


Fig. 51

Simulation de concentration (Ne 1981)

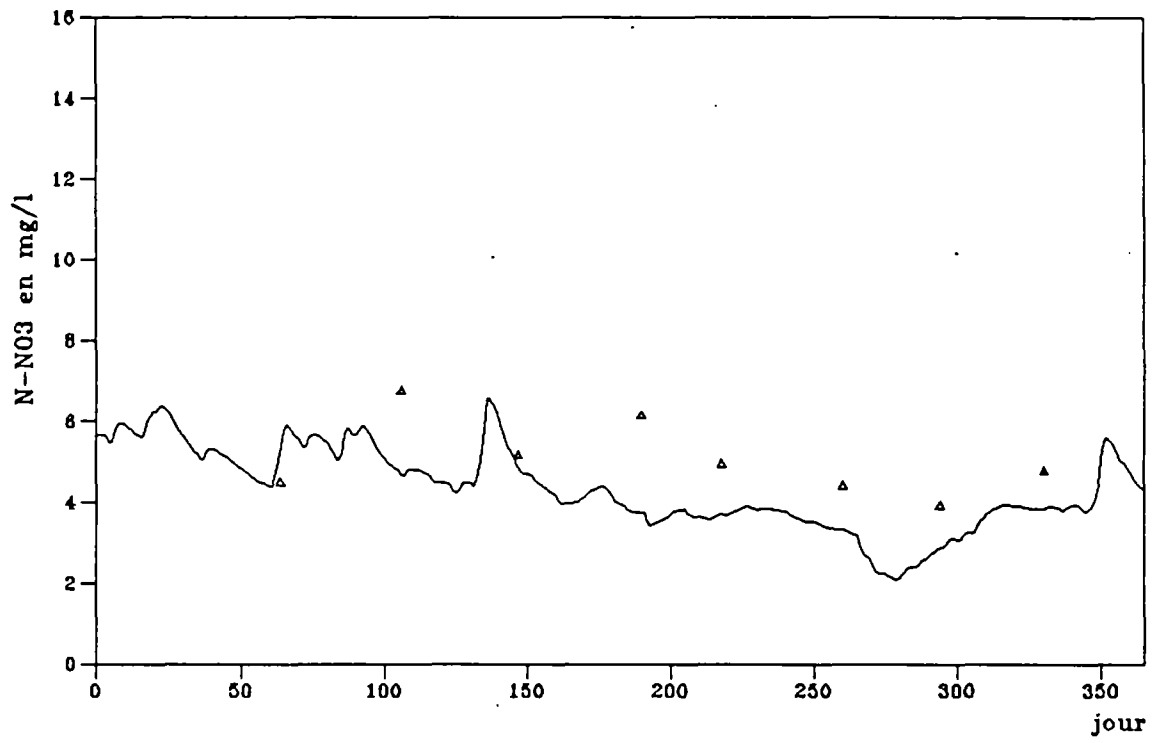


Fig. 52

Simulation de concentration (Ne 1982)

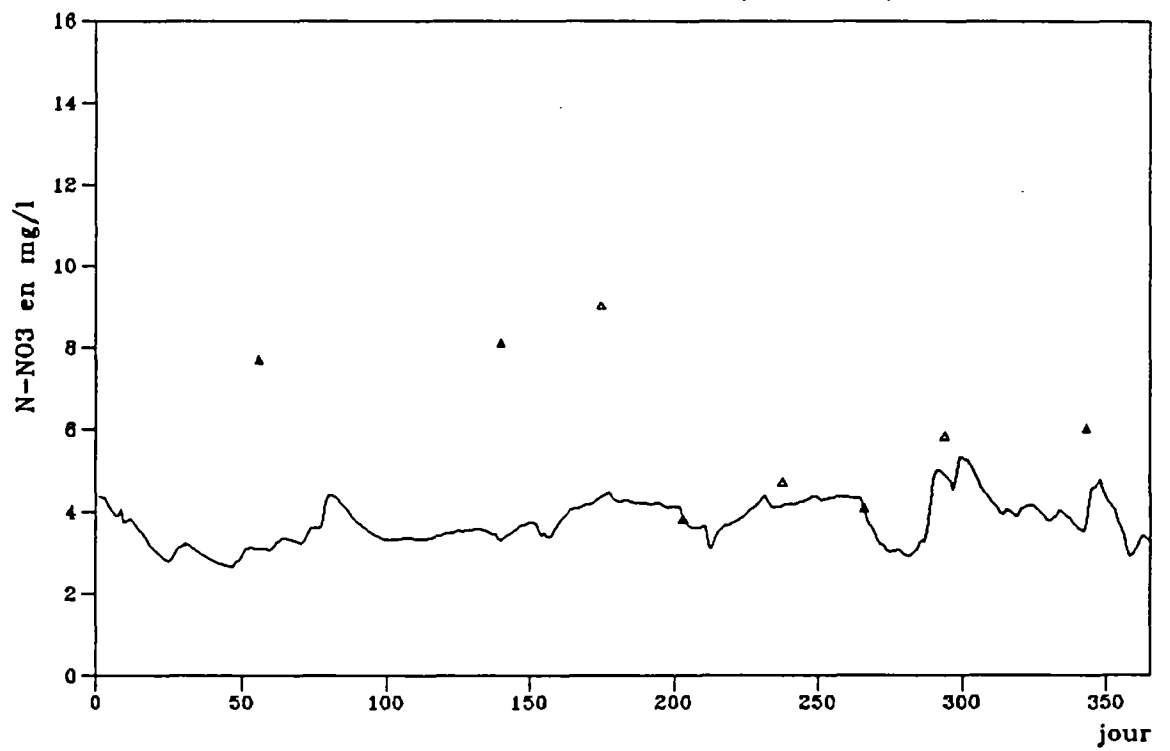


Fig. 53

Simulation de concentration (Ne 1983)

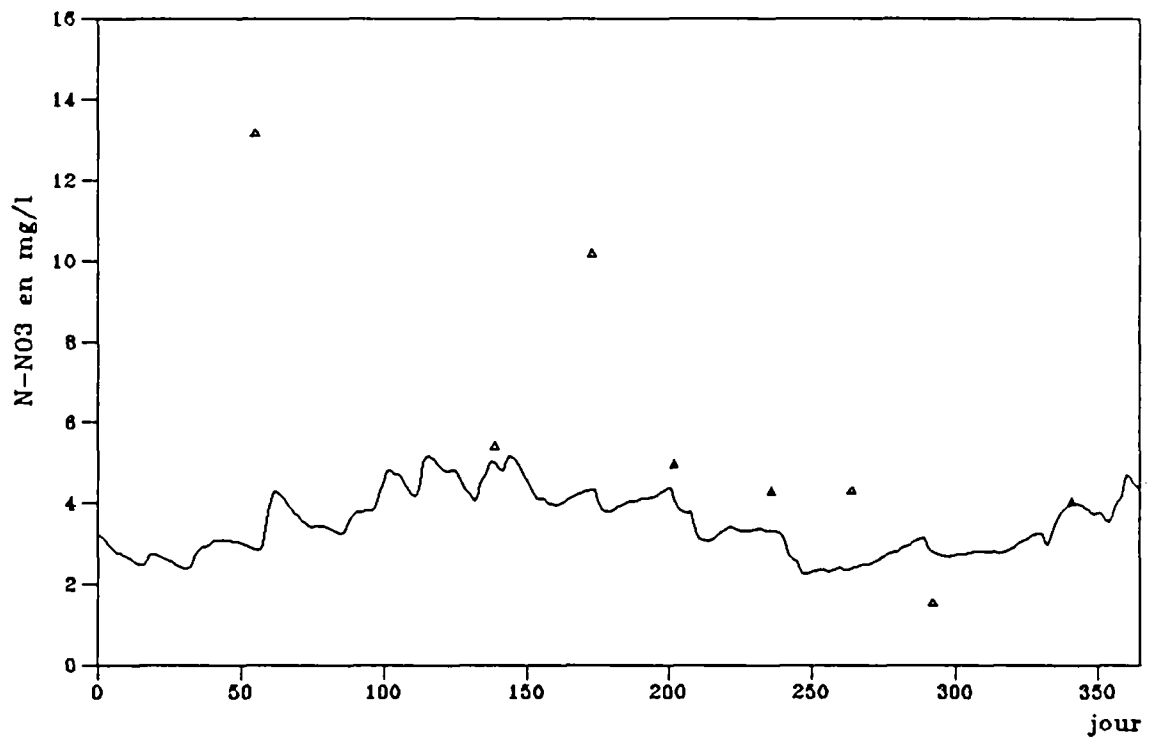


Fig. 54

Simulation de concentration (Bonnieure 1975)

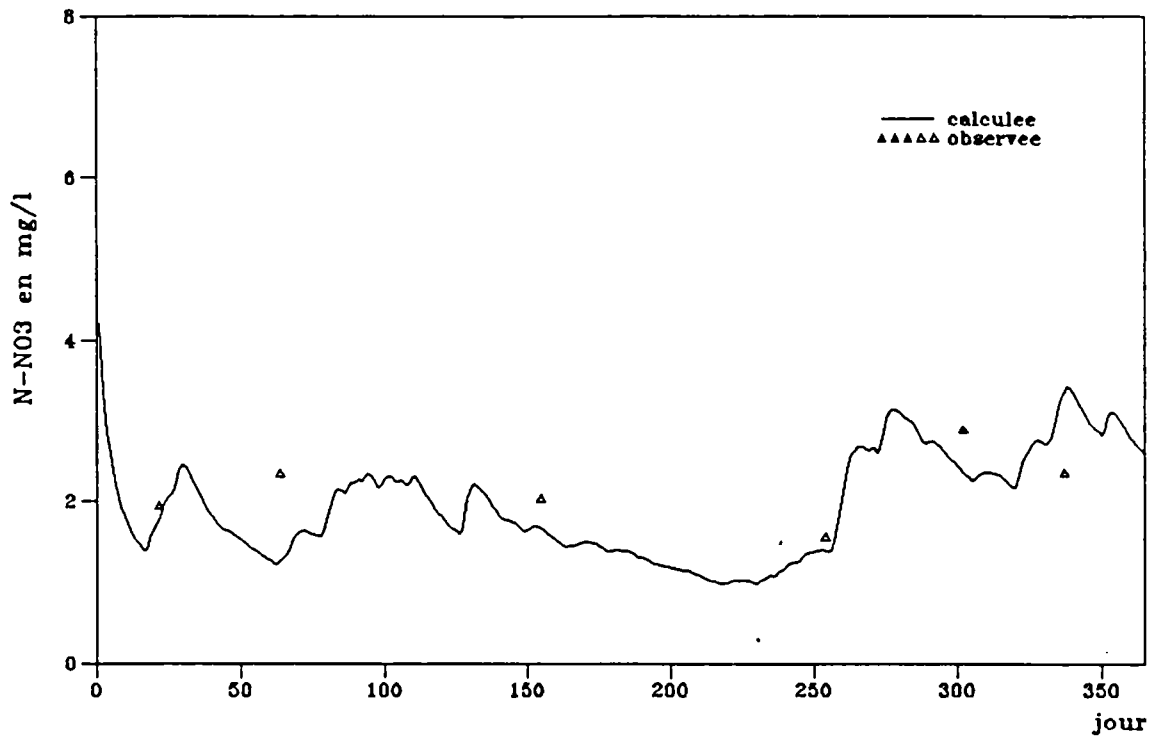


Fig. 55

Simulation de concentration (Bonnieure 1976)

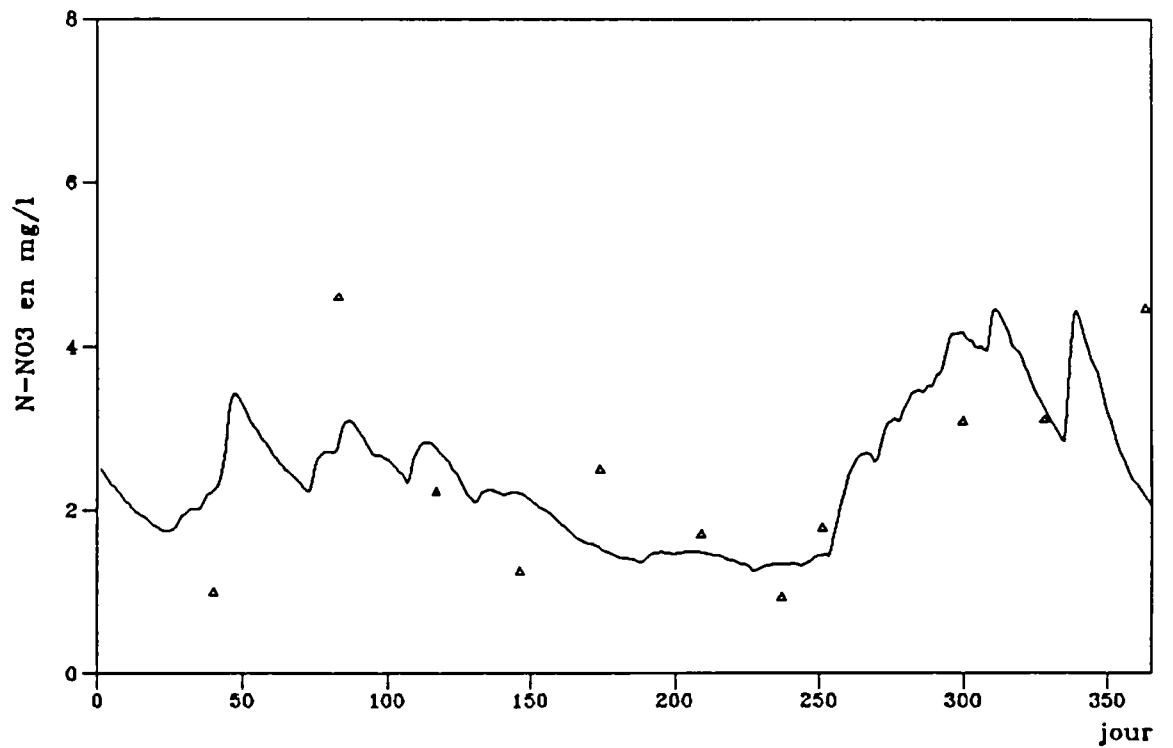


Fig. 56

Simulation de concentration (Bonnieure 1977)

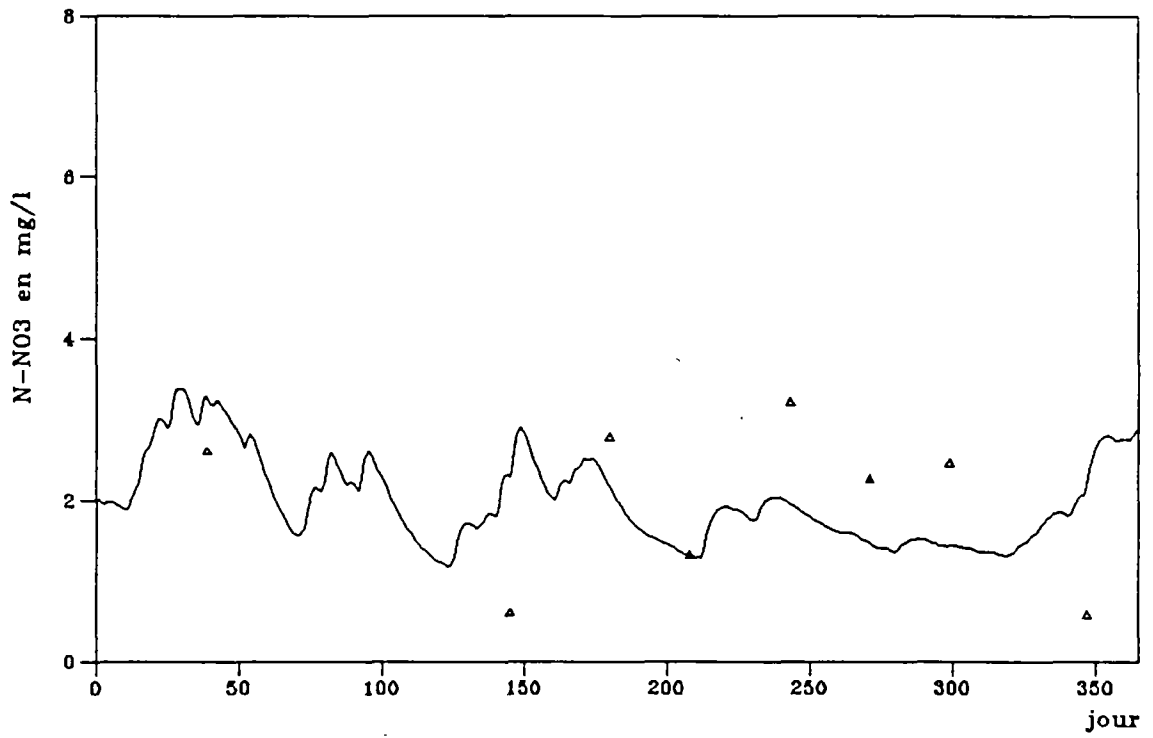


Fig. 57

Simulation de concentration (Bonnieure 1978)

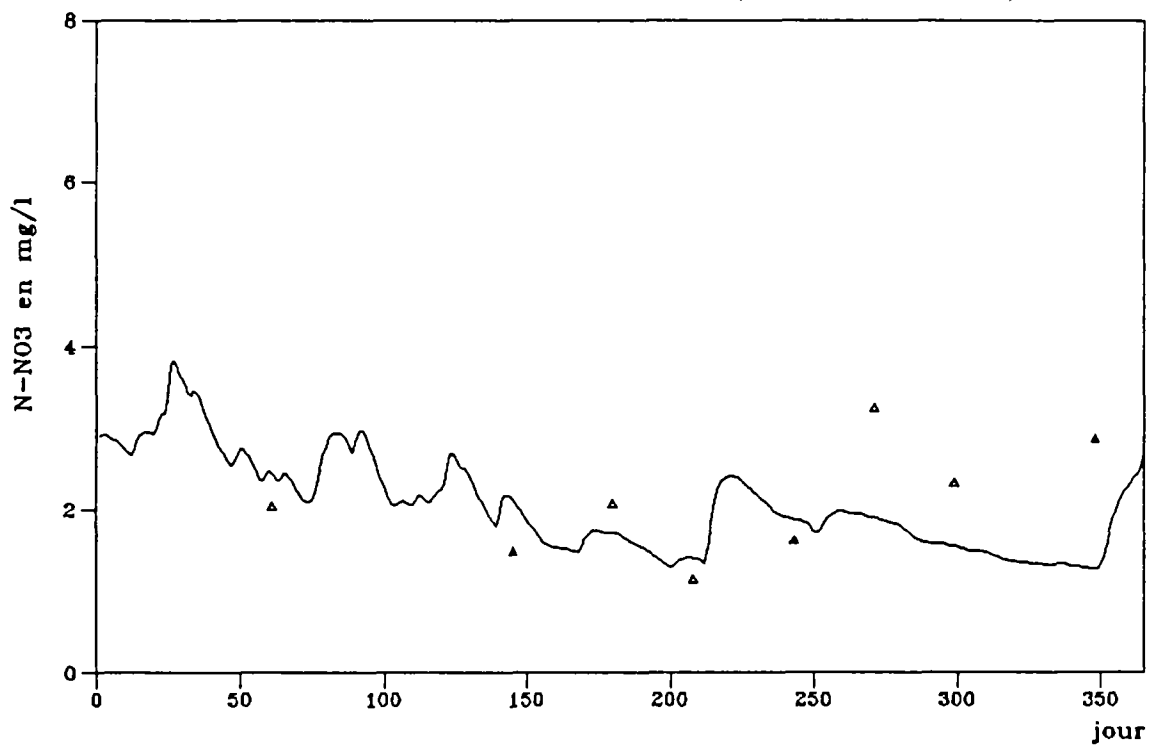


Fig. 58

Simulation de concentration (Bonnieure 1979)

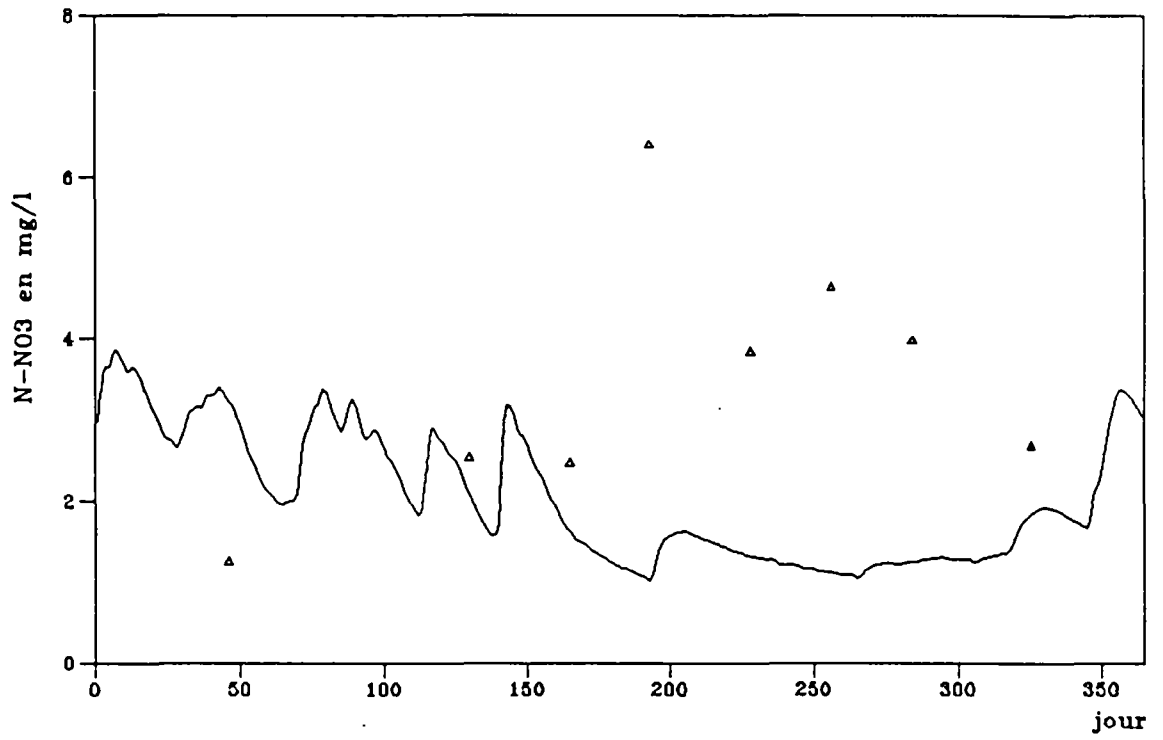


Fig. 59

Simulation de concentration (Bonnieure 1980)

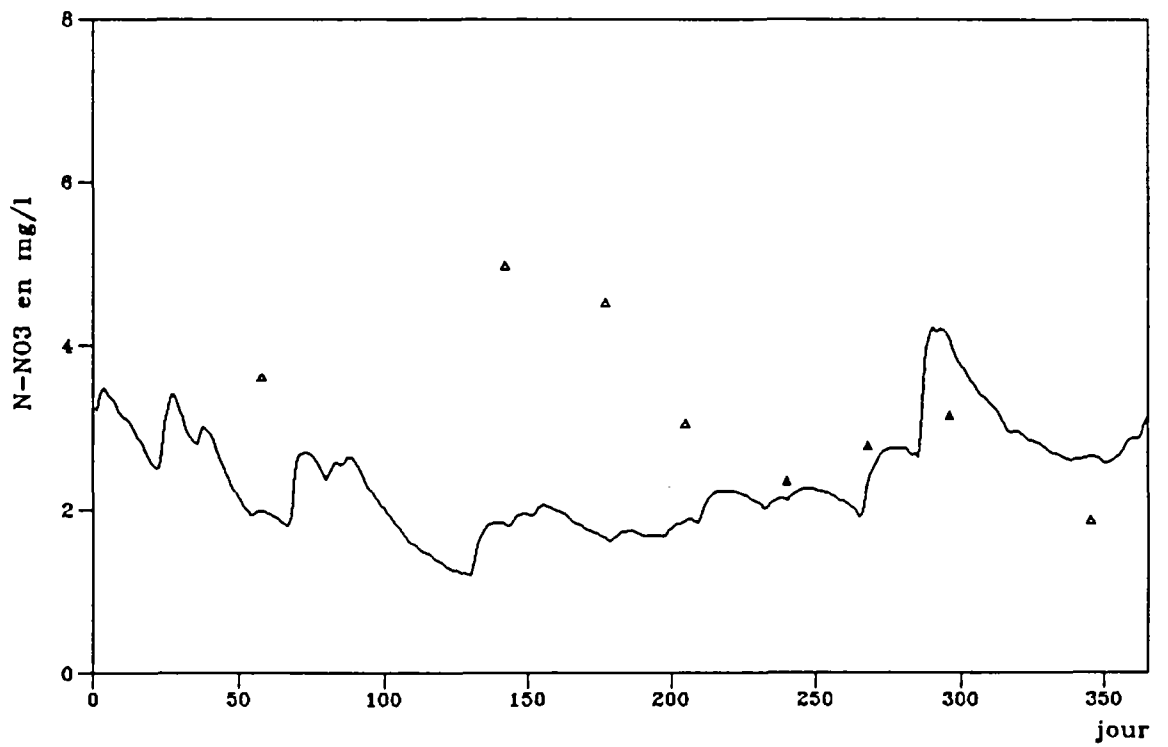


Fig. 60

Simulation de concentration (Bonnieure 1981)

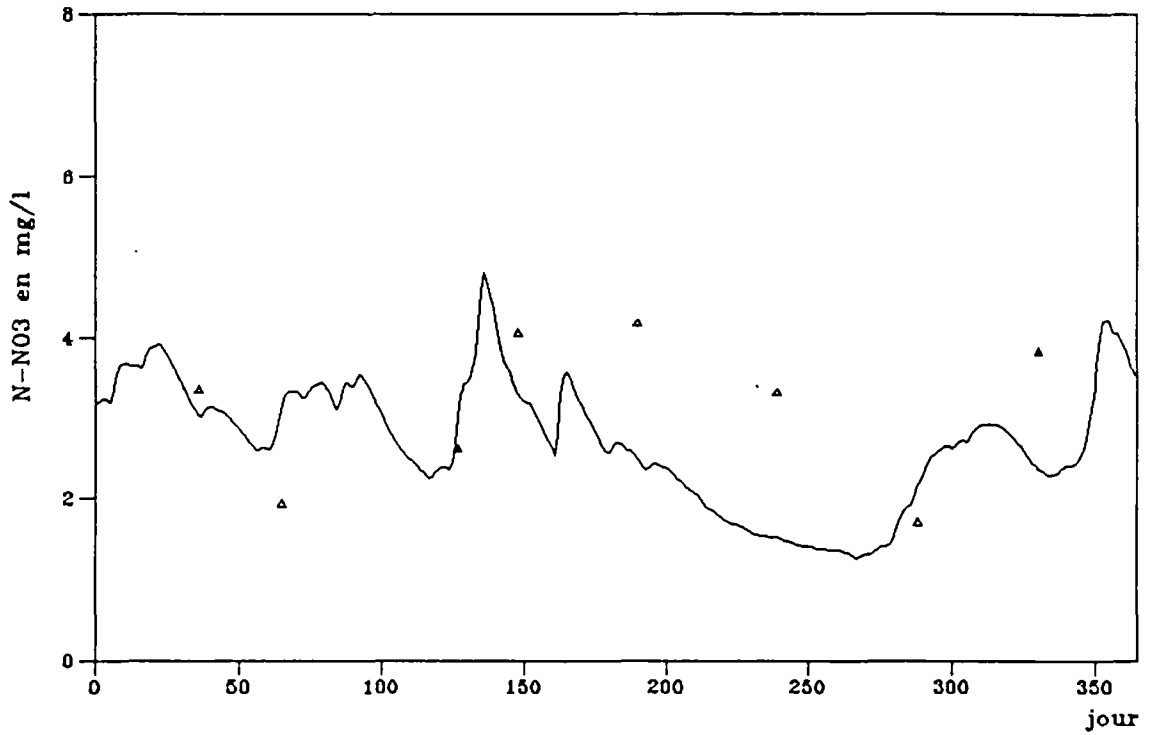


Fig. 61

Simulation de concentration (Bonnieure 1982)

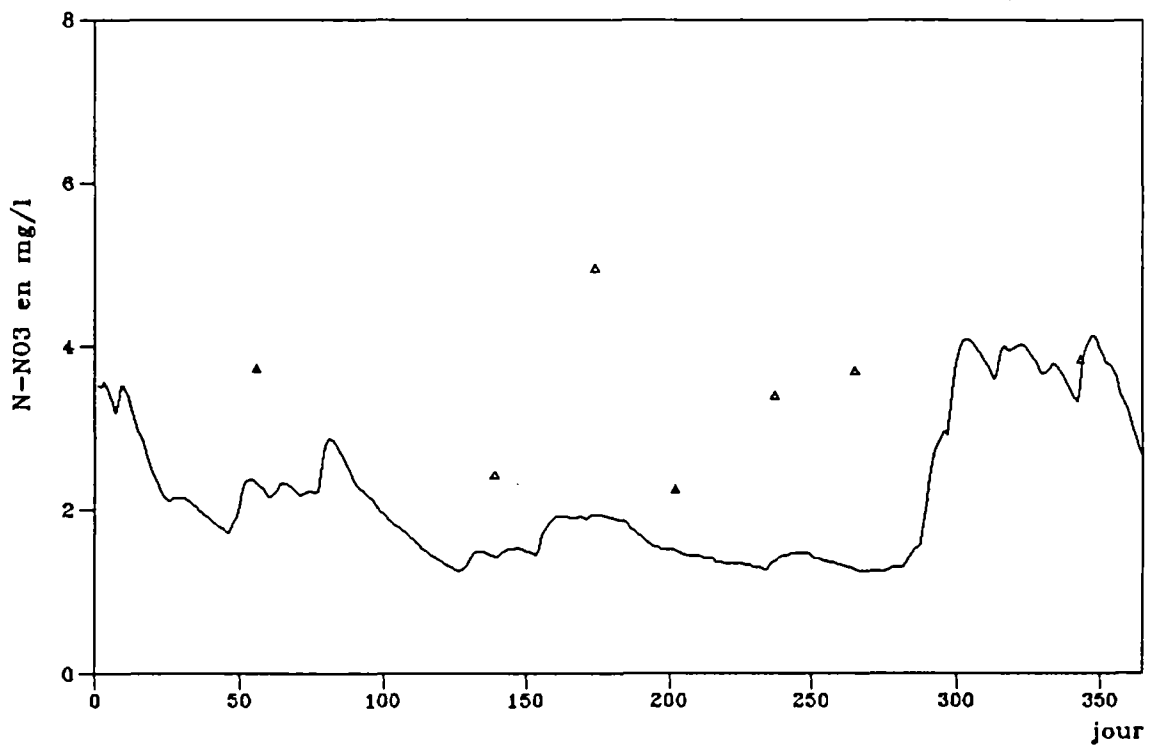


Fig. 62

Simulation de concentration (Bonnieure 1983)

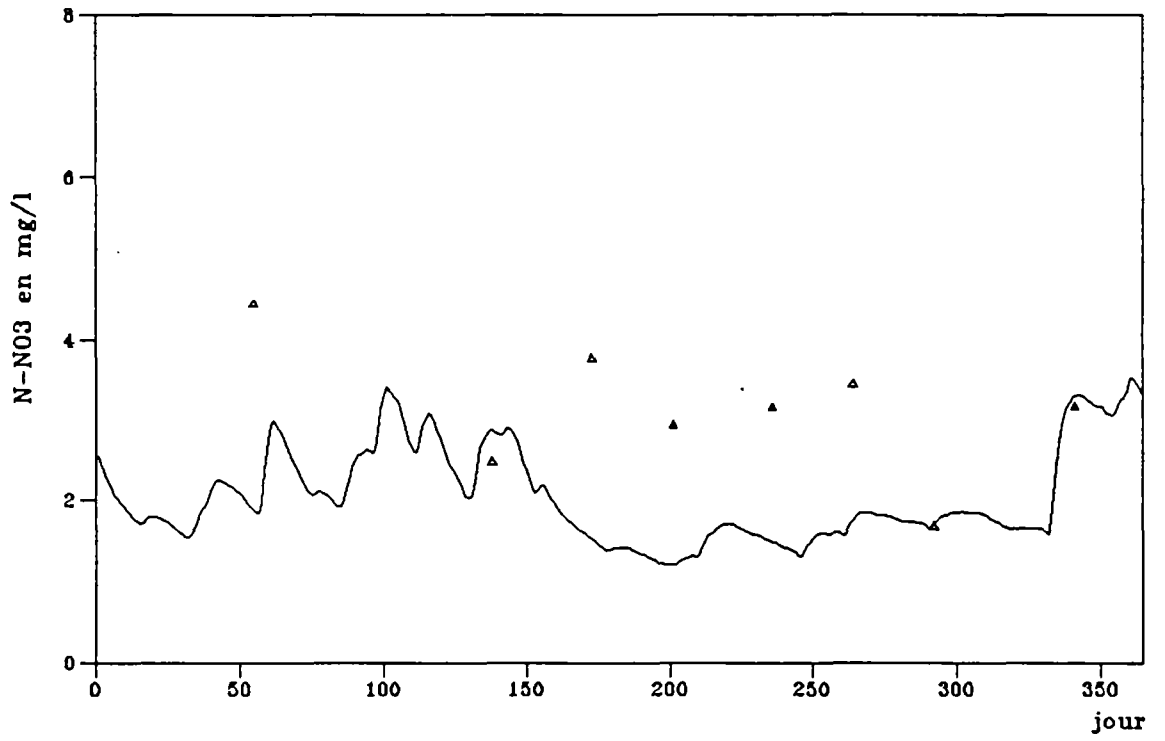


Fig. 63

Simulation de concentration (Amont 1979)

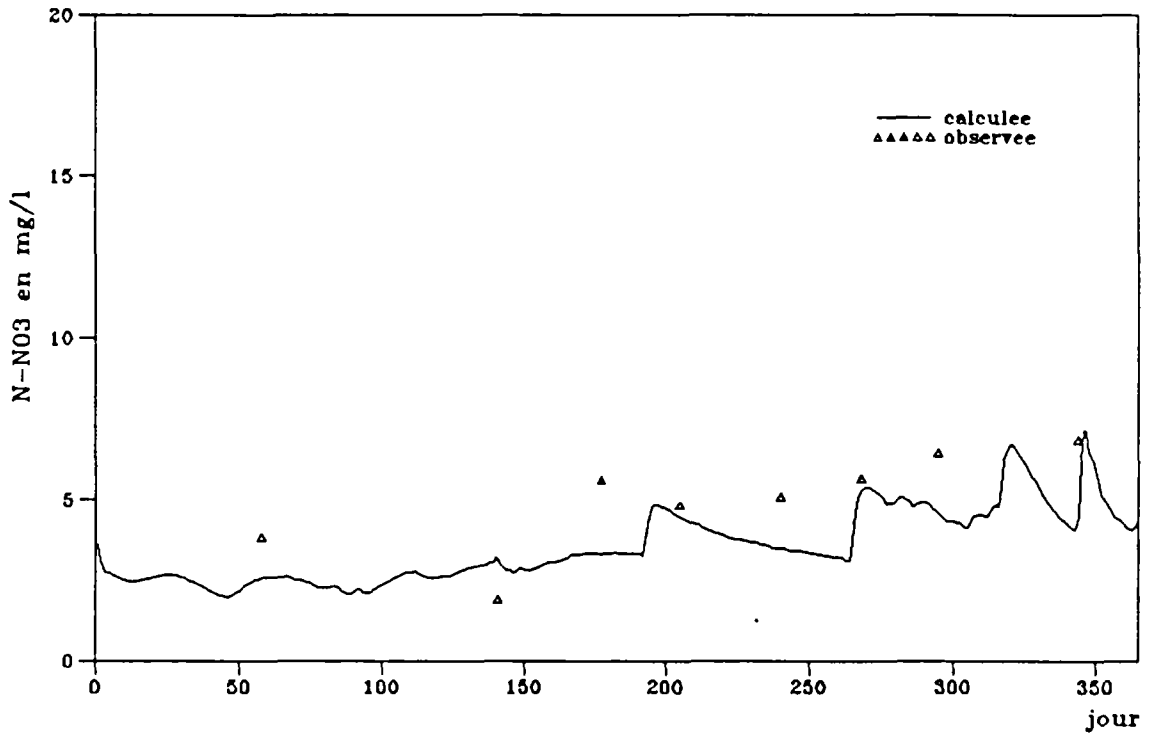


Fig. 64

Simulation de concentration (Amont 1980)

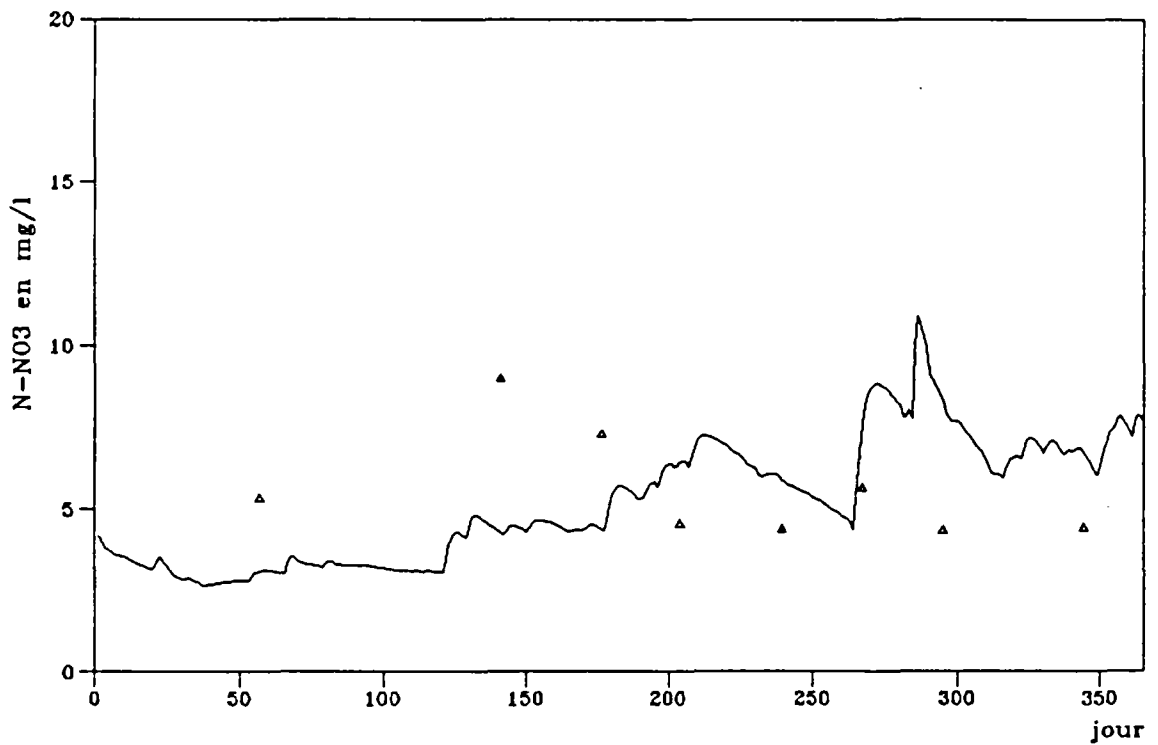


Fig. 65

Simulation de concentration (Amont 1981)

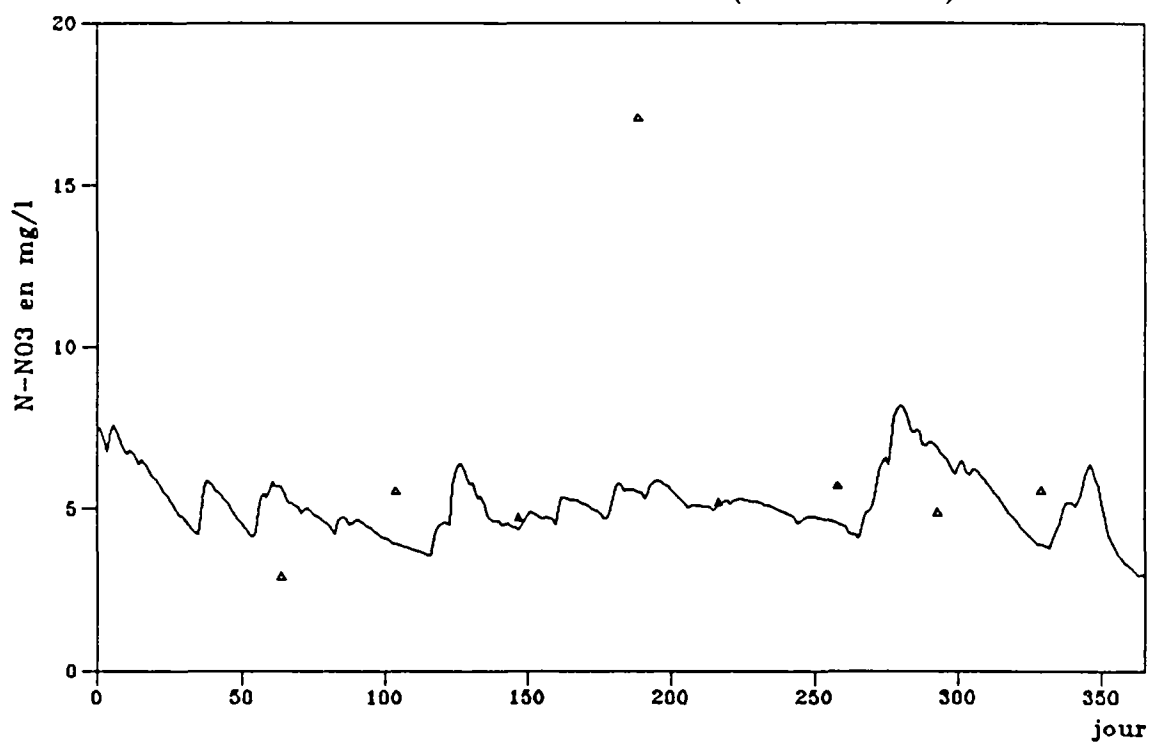


Fig. 66

Simulation de concentration (Amont 1982)

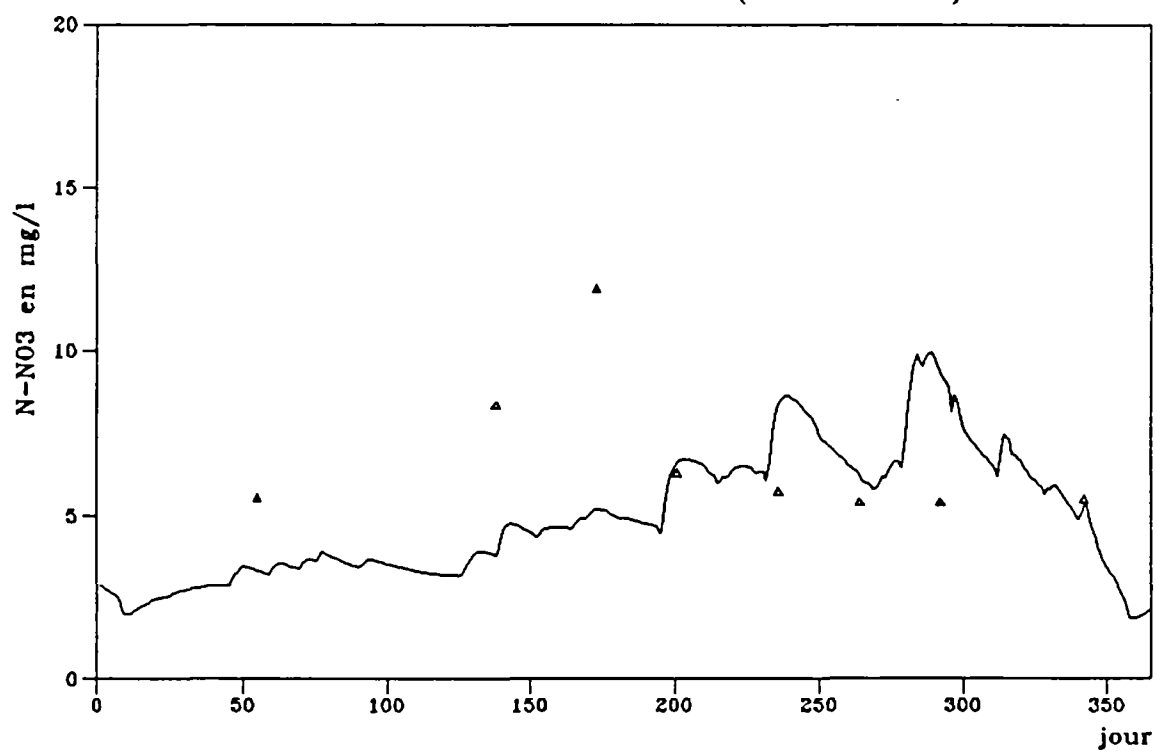


Fig. 67

Simulation de concentration (Amont 1983)

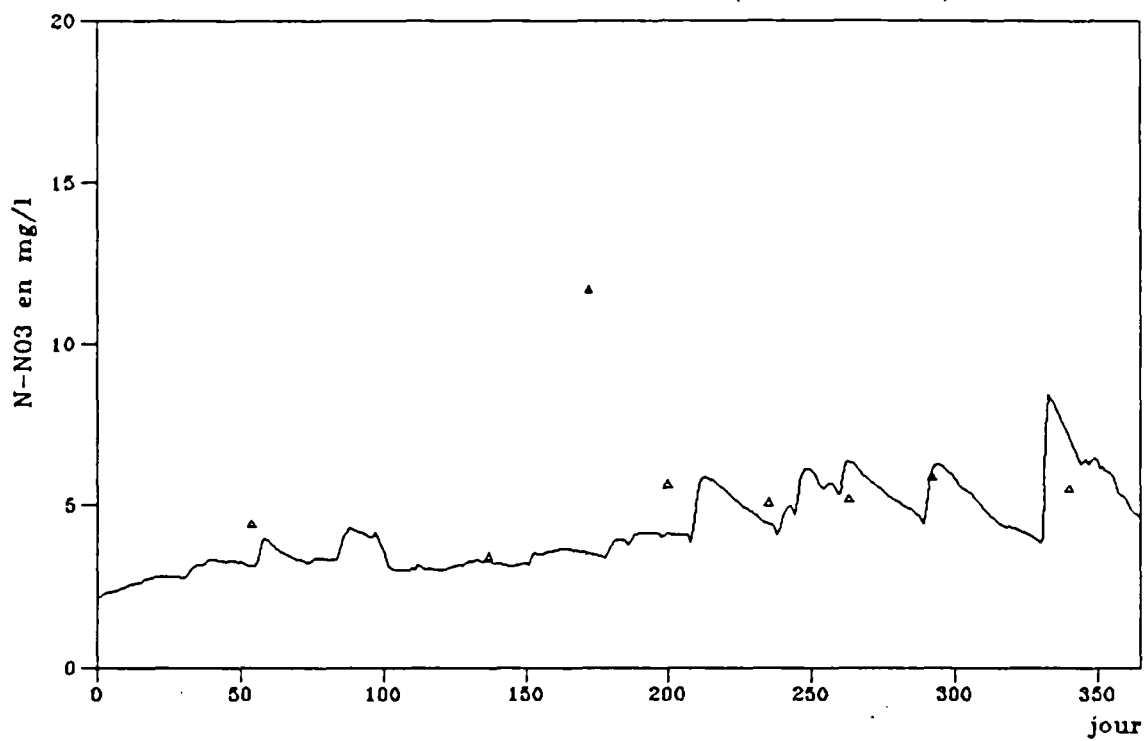


Fig. 68

Simulation de debit (Tardoire 1975)

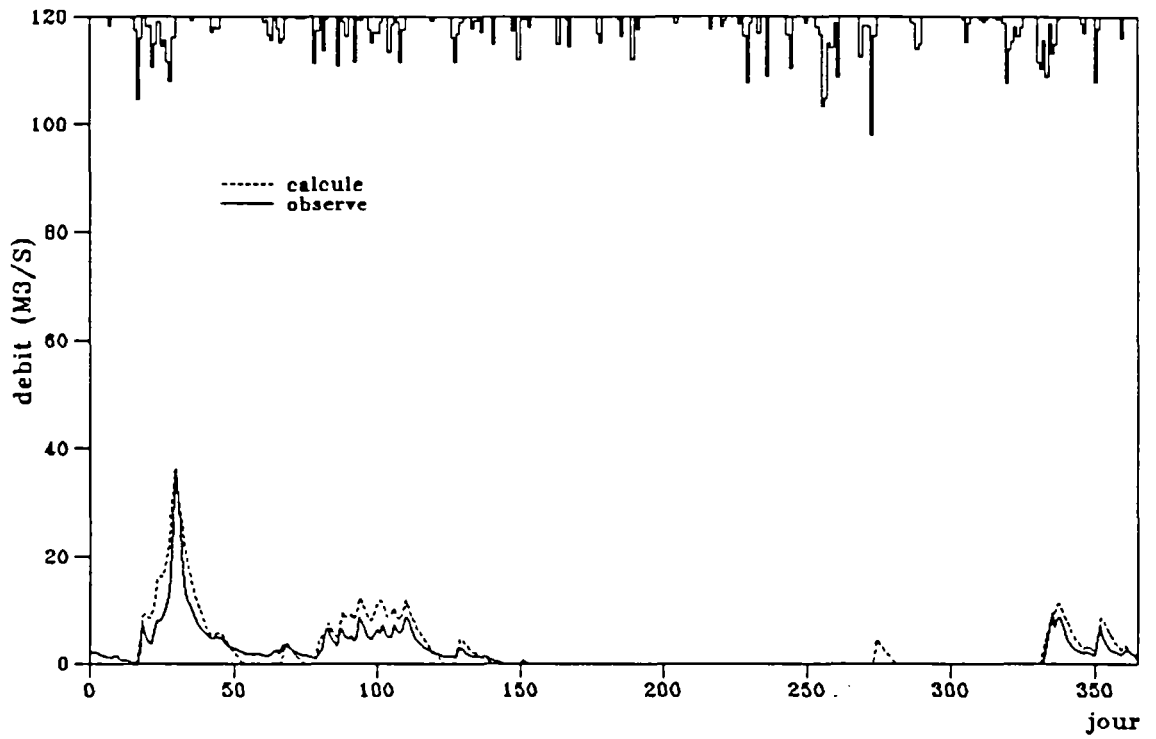


Fig. 69

Simulation de debit (Tardoire 1976)

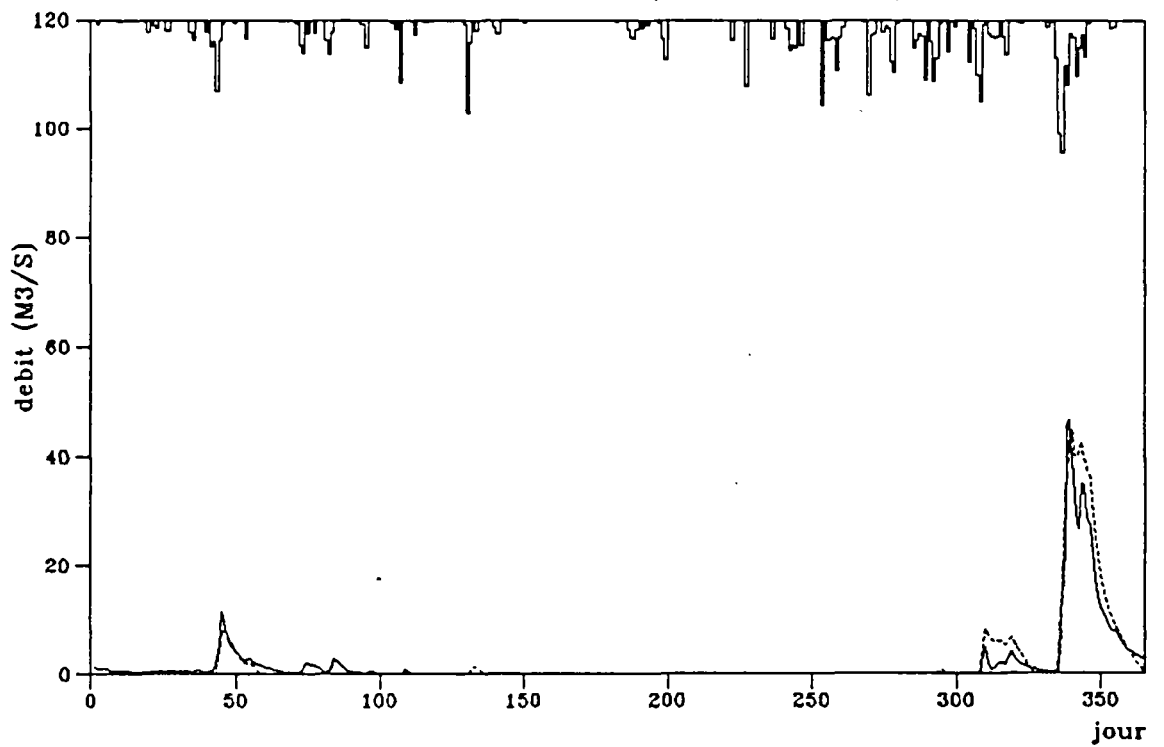


Fig. 70

Simulation de debit (Tardoire 1977)

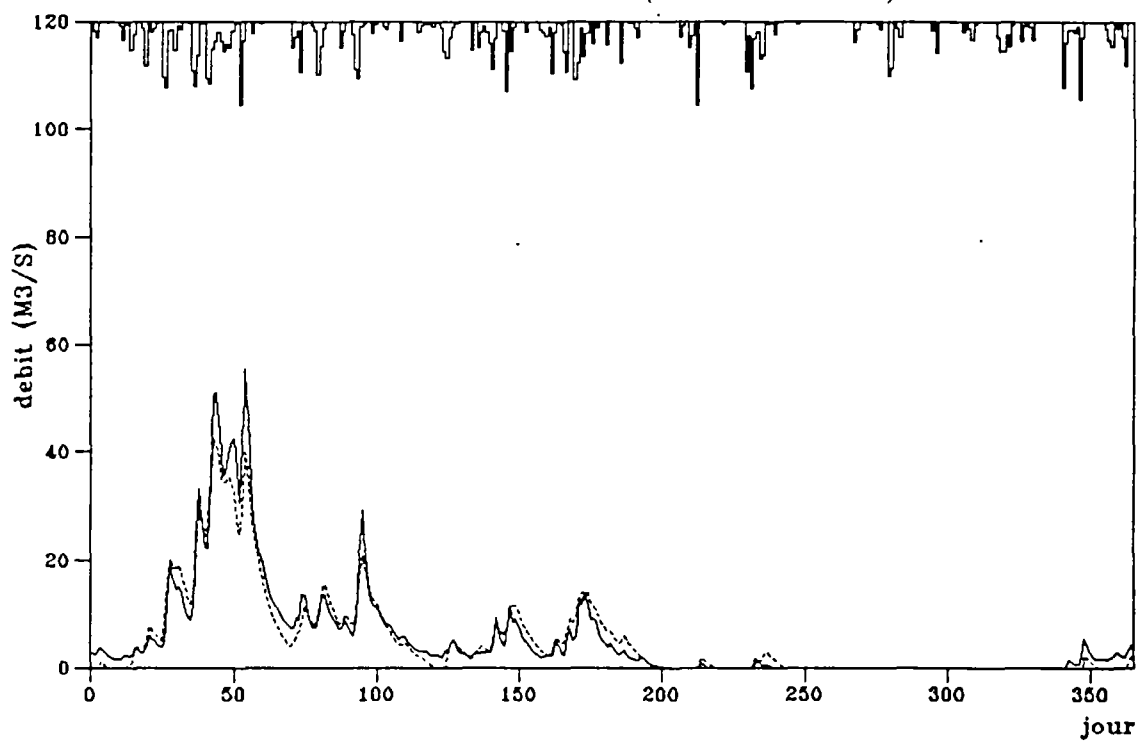


Fig. 71

Simulation de debit (Tardoire 1978)

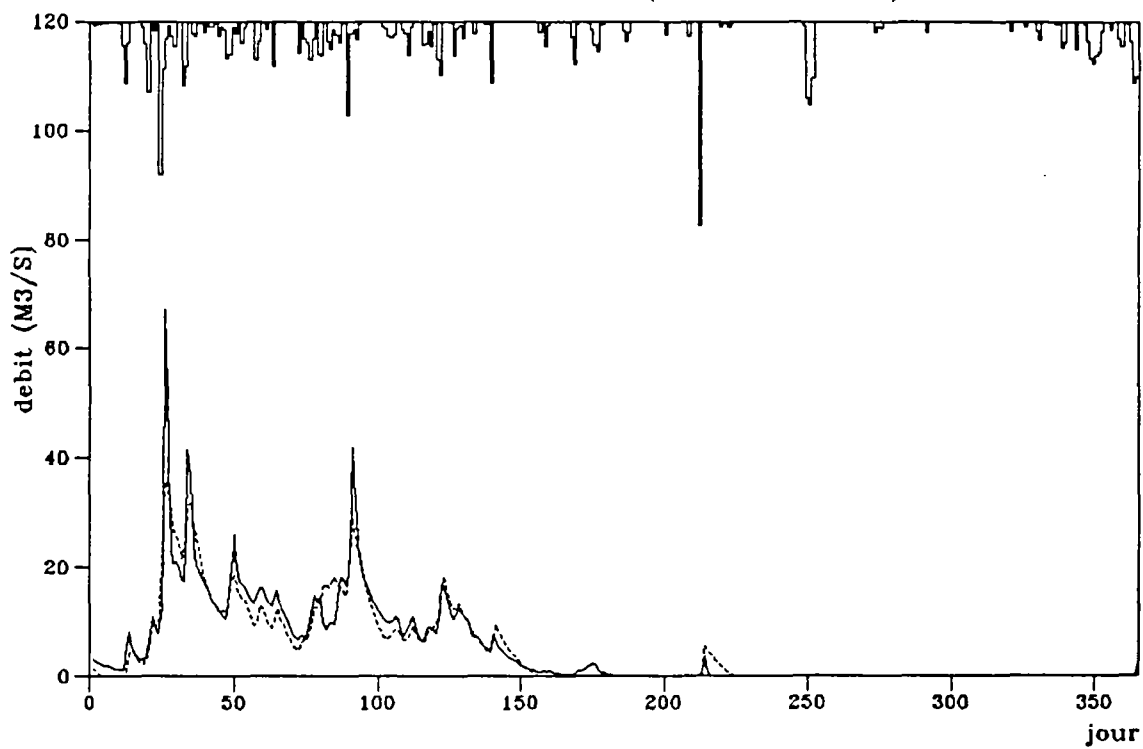


Fig. 72

Simulation de debit (Tardoire 1979)

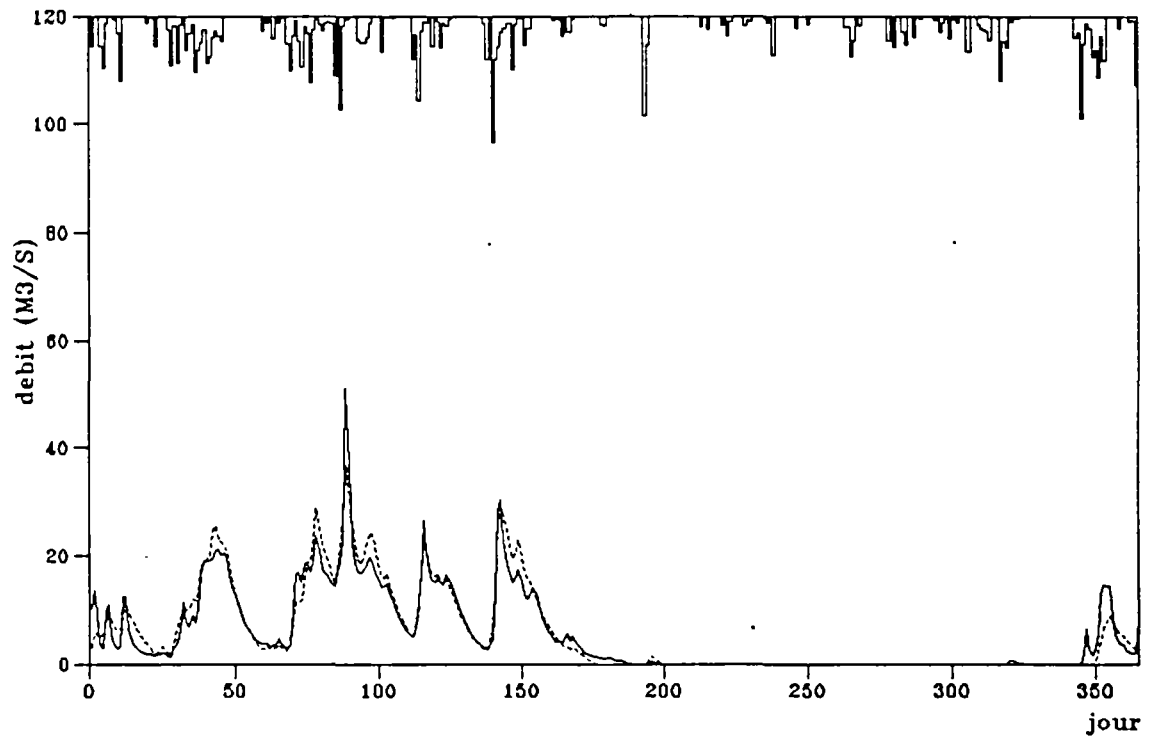


Fig. 73

Simulation de debit (Tardoire 1980)

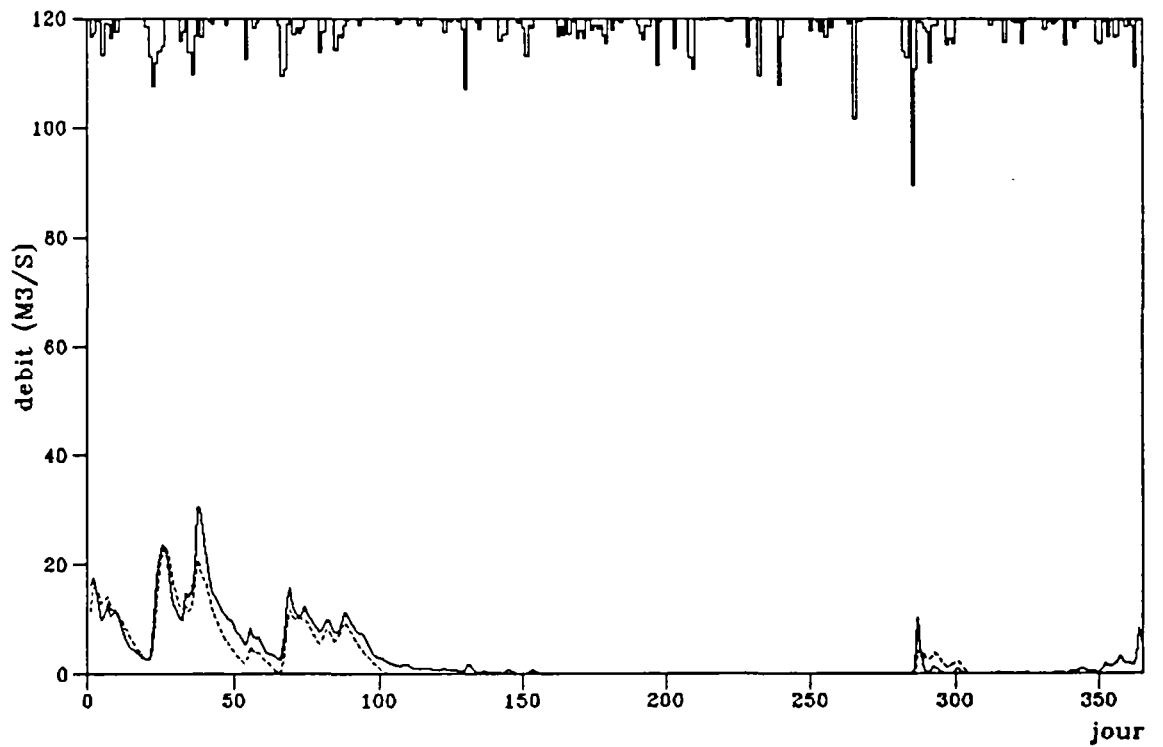


Fig. 74

Simulation de debit (Tardoire 1981)

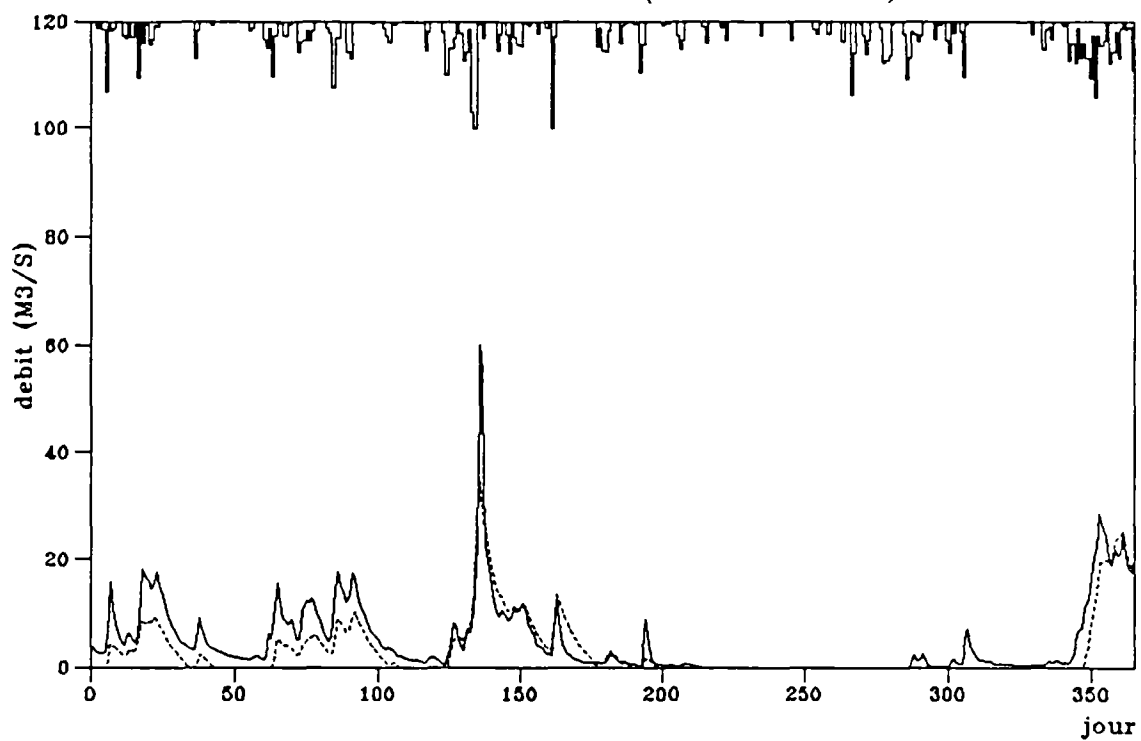


Fig. 75

Simulation de debit (Tardoire 1982)

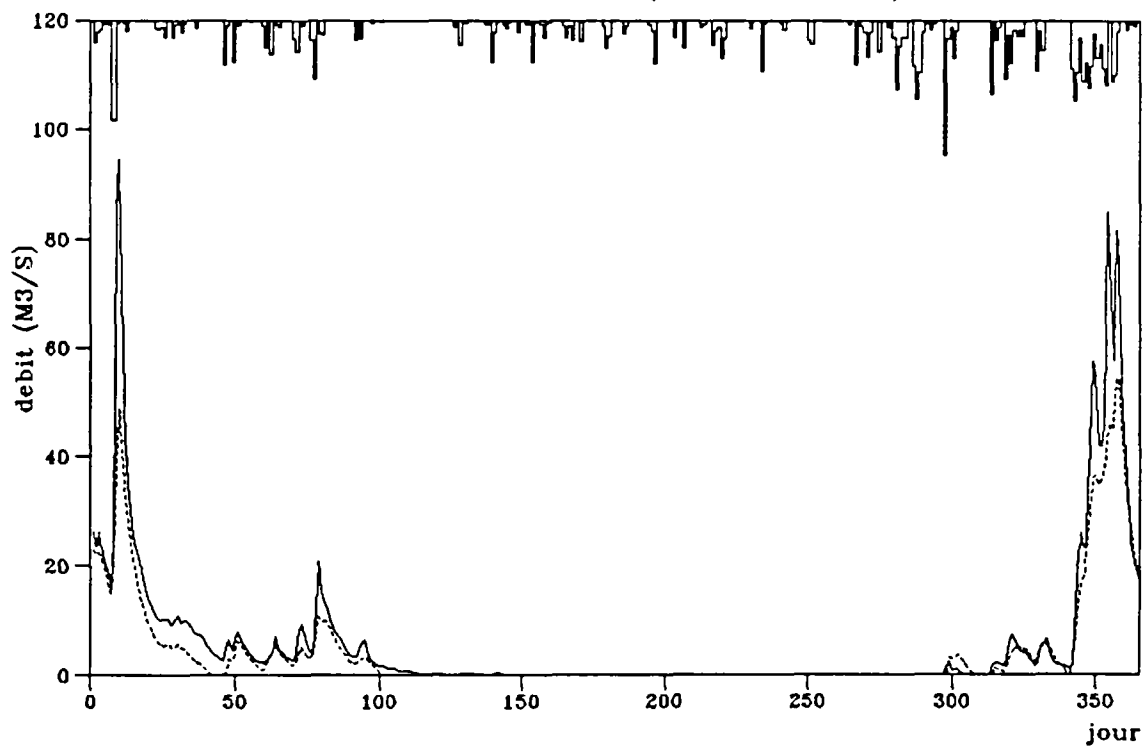


Fig. 76

Simulation de debit (Tardoire 1983)

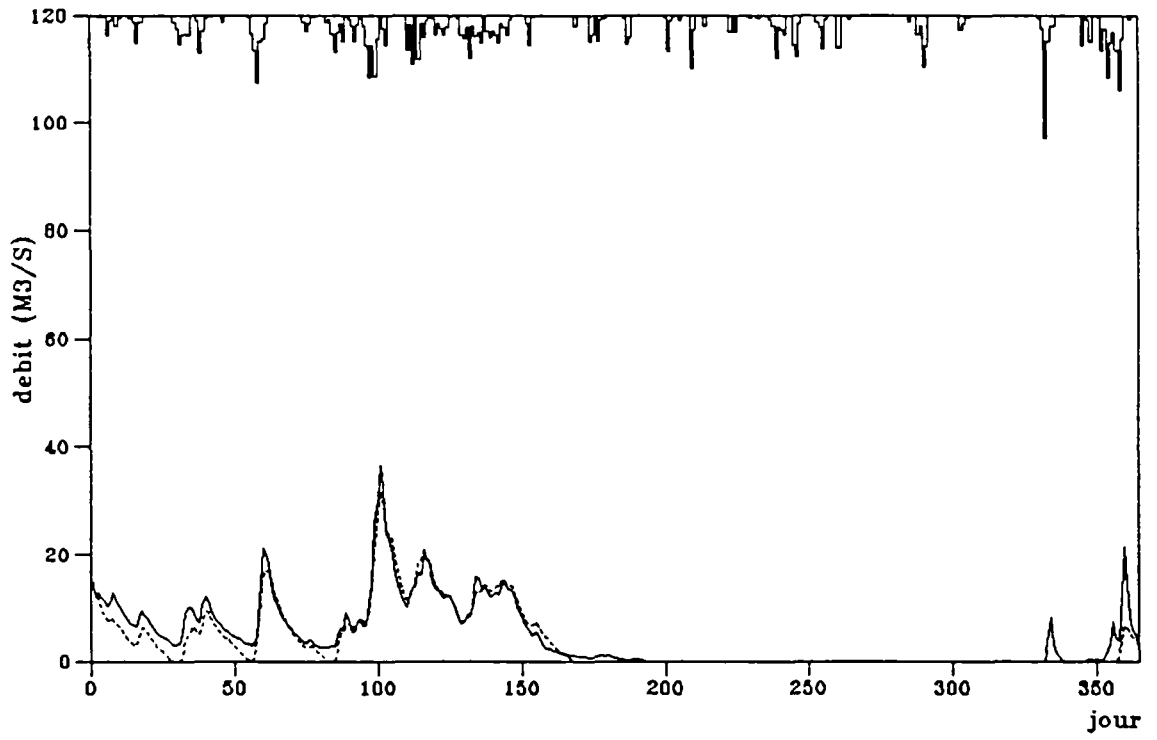


Fig. 77

Simulation de debit (Touvre 1980)

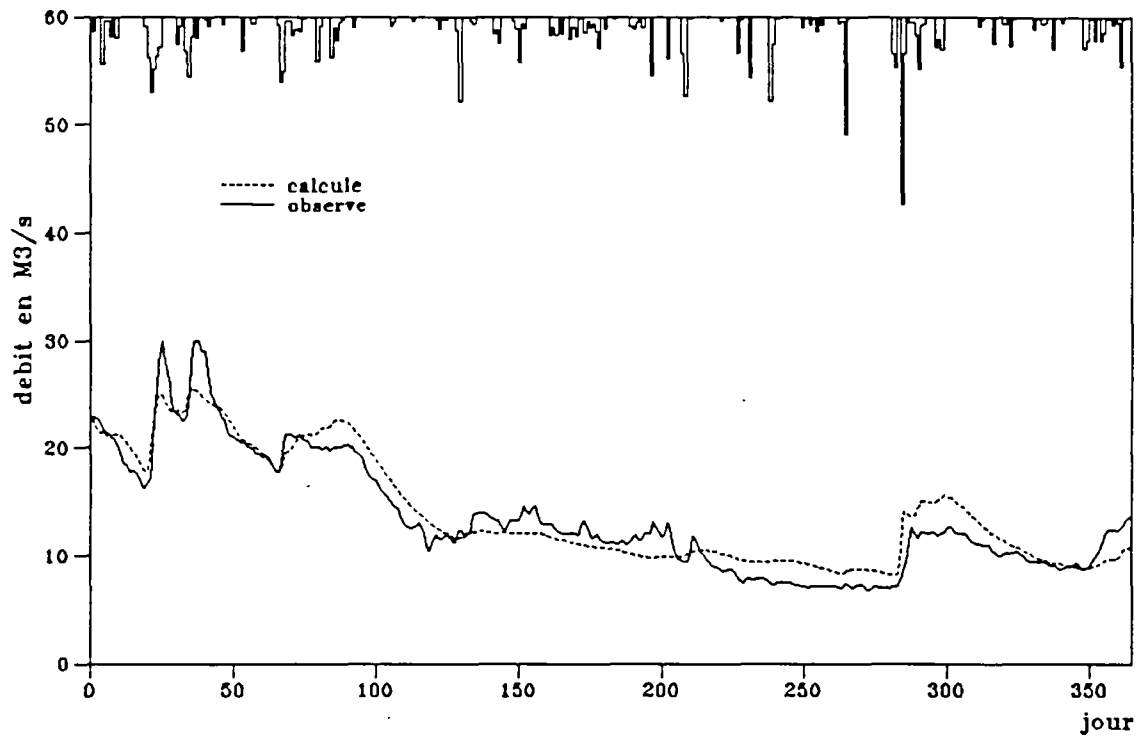


Fig. 78

Simulation de debit (Touvre 1981)

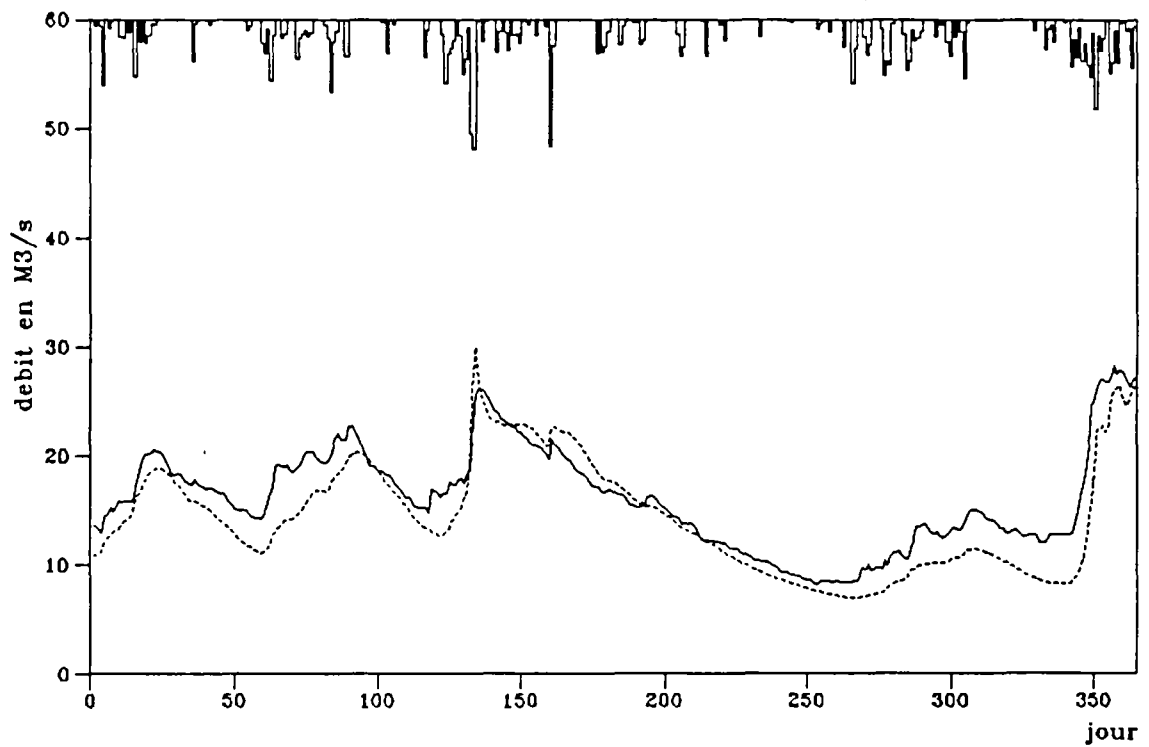


Fig. 79

Simulation de debit (Touvre 1982)

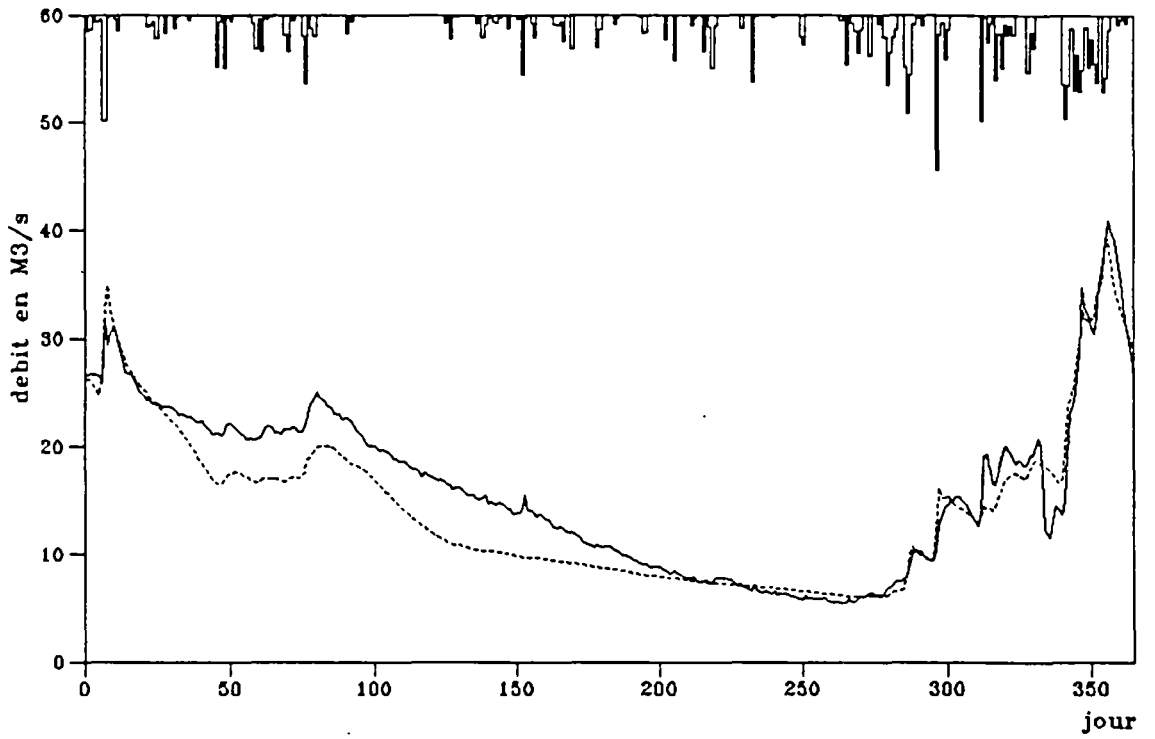


Fig. 80

Simulation de debit (Touvre 1983)

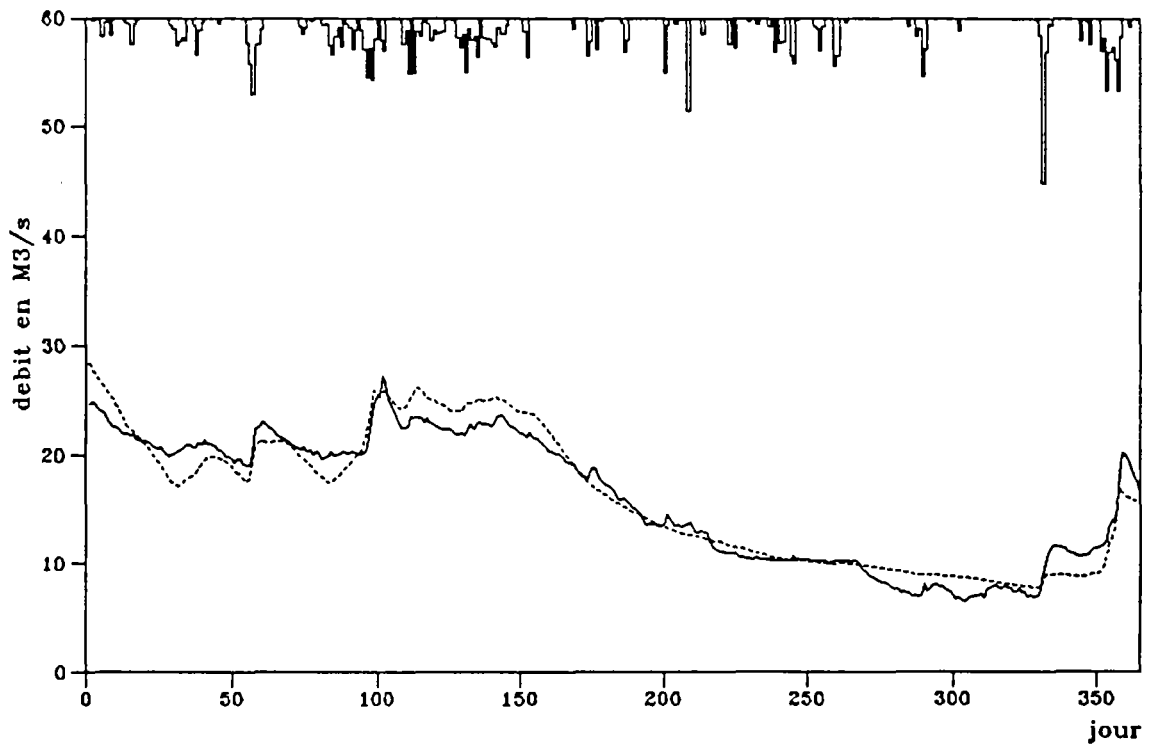


Fig. 81

Simulation de debit (Chenon 1975)

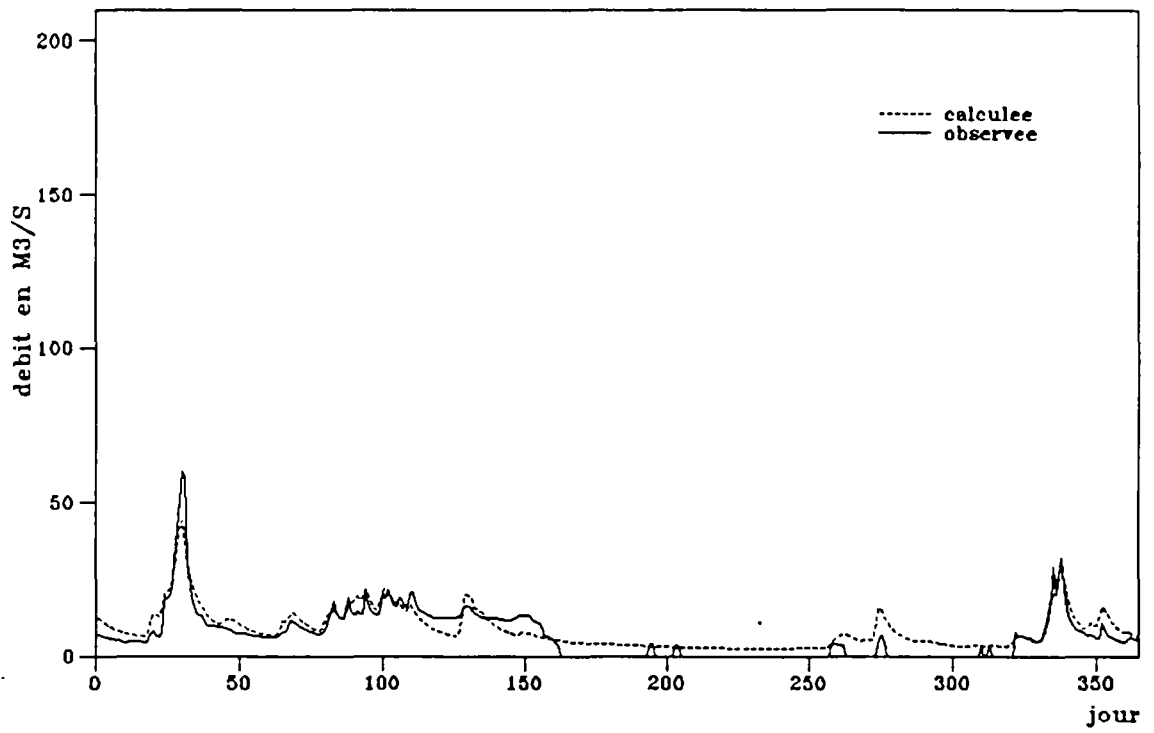


Fig. 82

Simulation de debit (Chenon 1976)

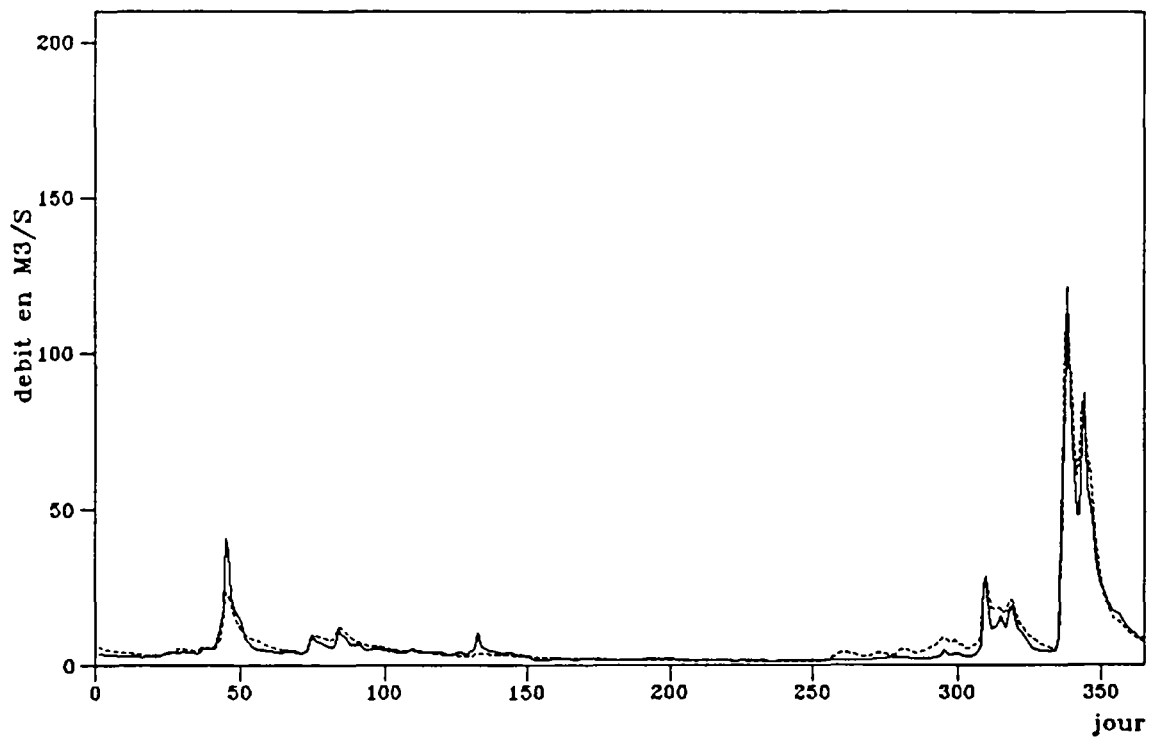


Fig. 83

Simulation de debit (Chenon 1977)

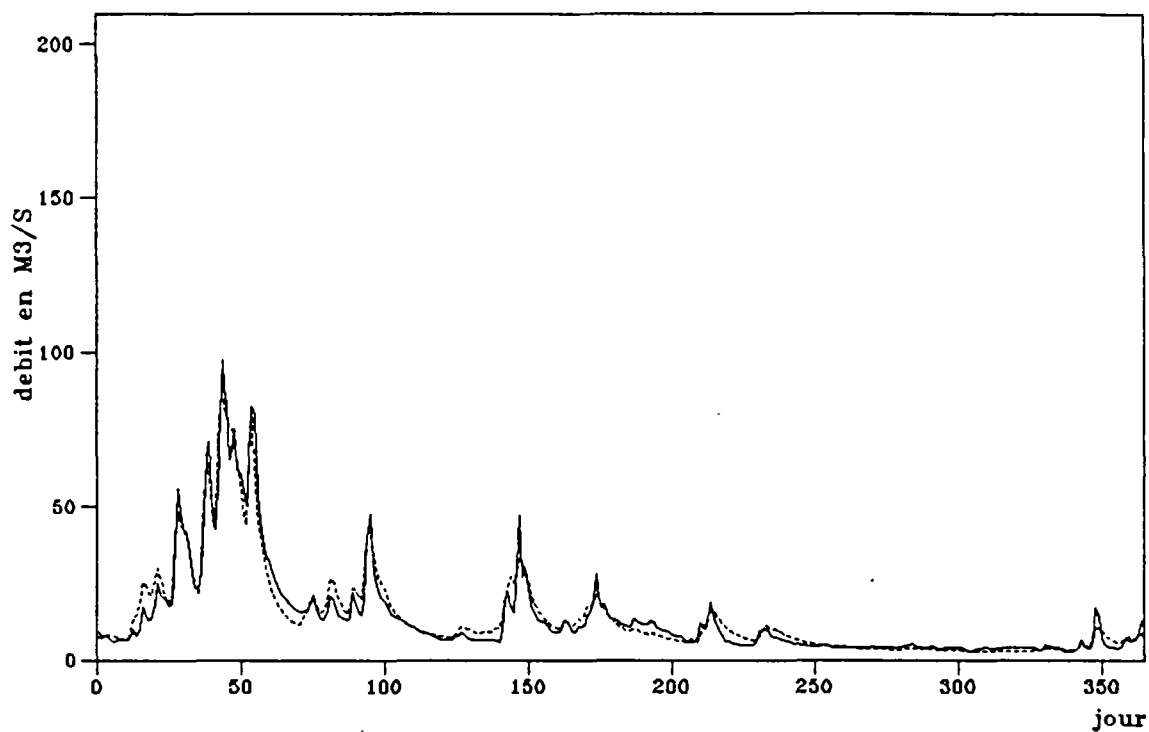


Fig. 84

Simulation de debit (Chenon 1978)

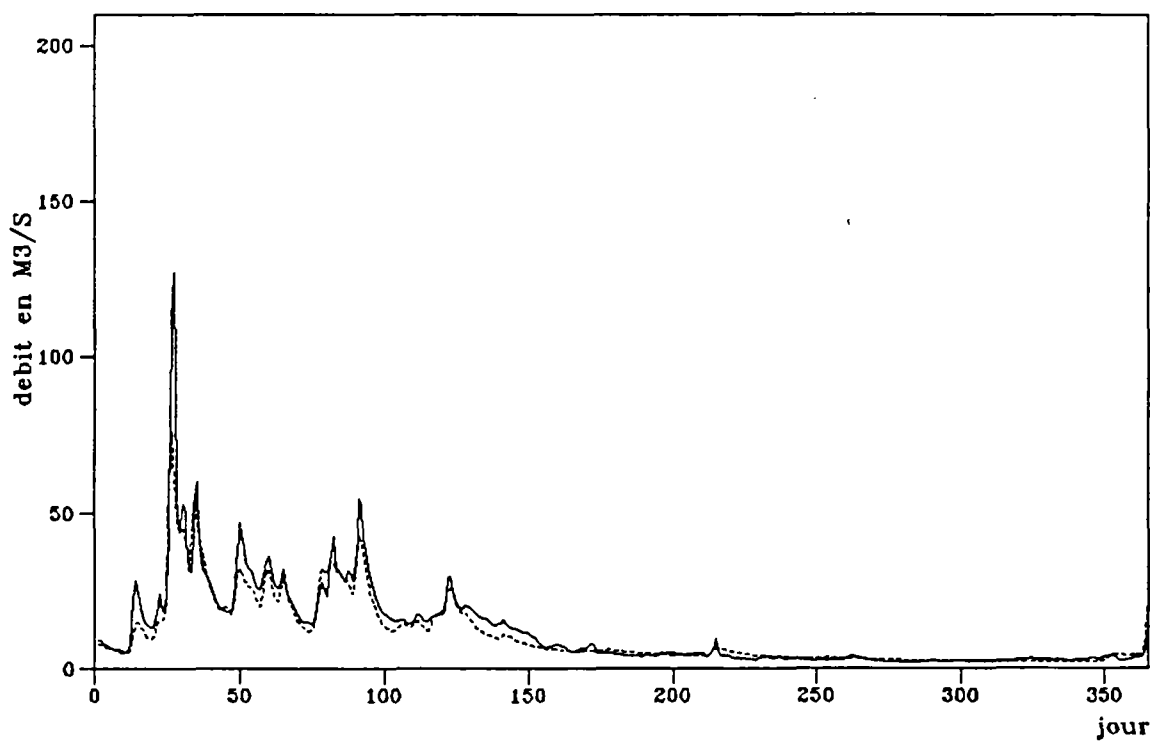


Fig. 85

Simulation de debit (Chenon 1979)

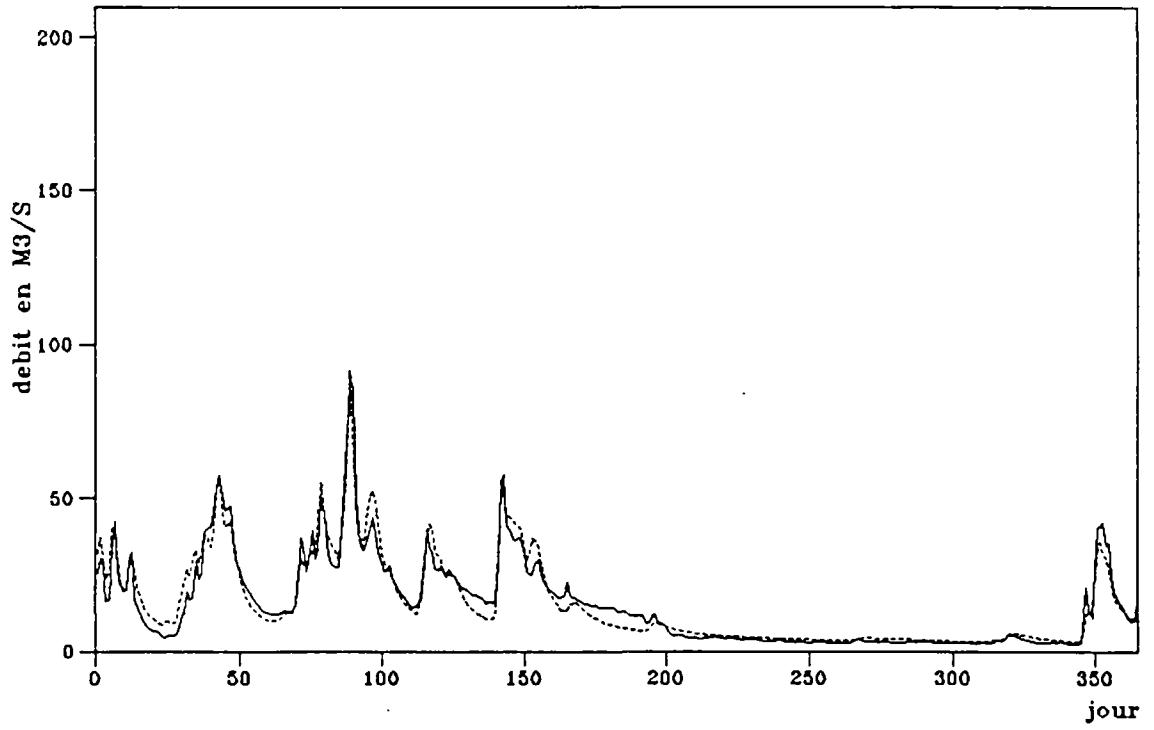


Fig. 86

Simulation de debit (Chenon 1980)

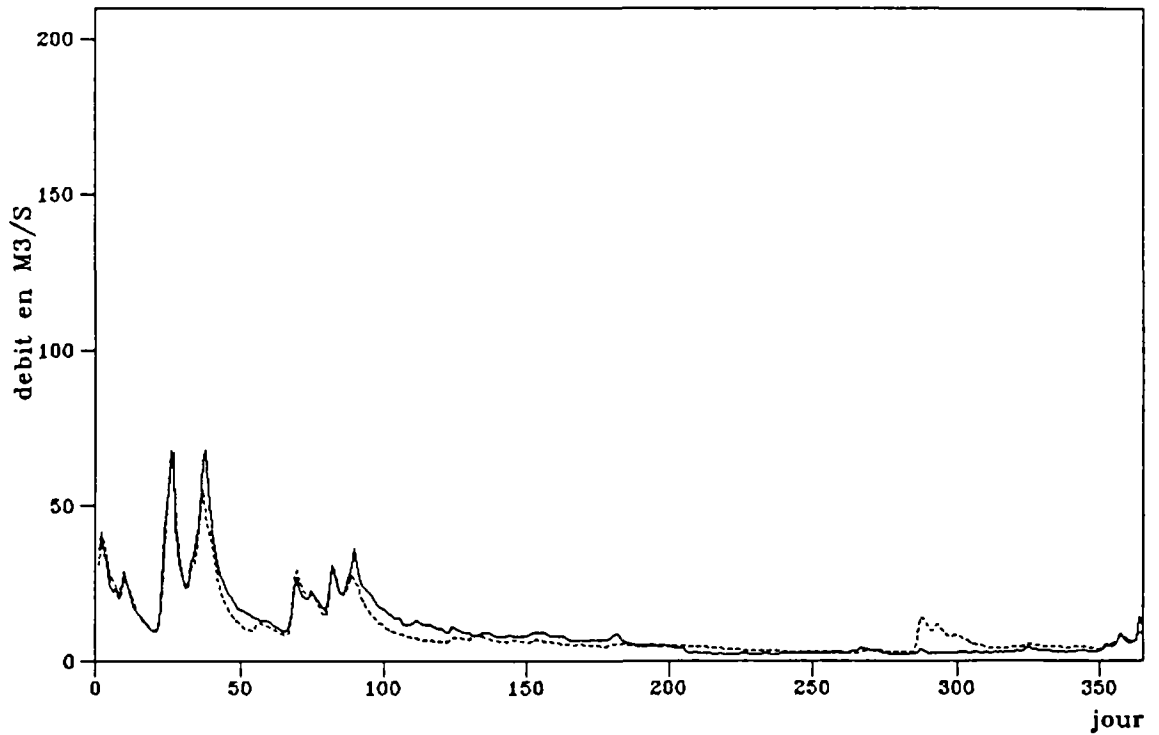


Fig. 87

Simulation de debit (Chenon 1981)

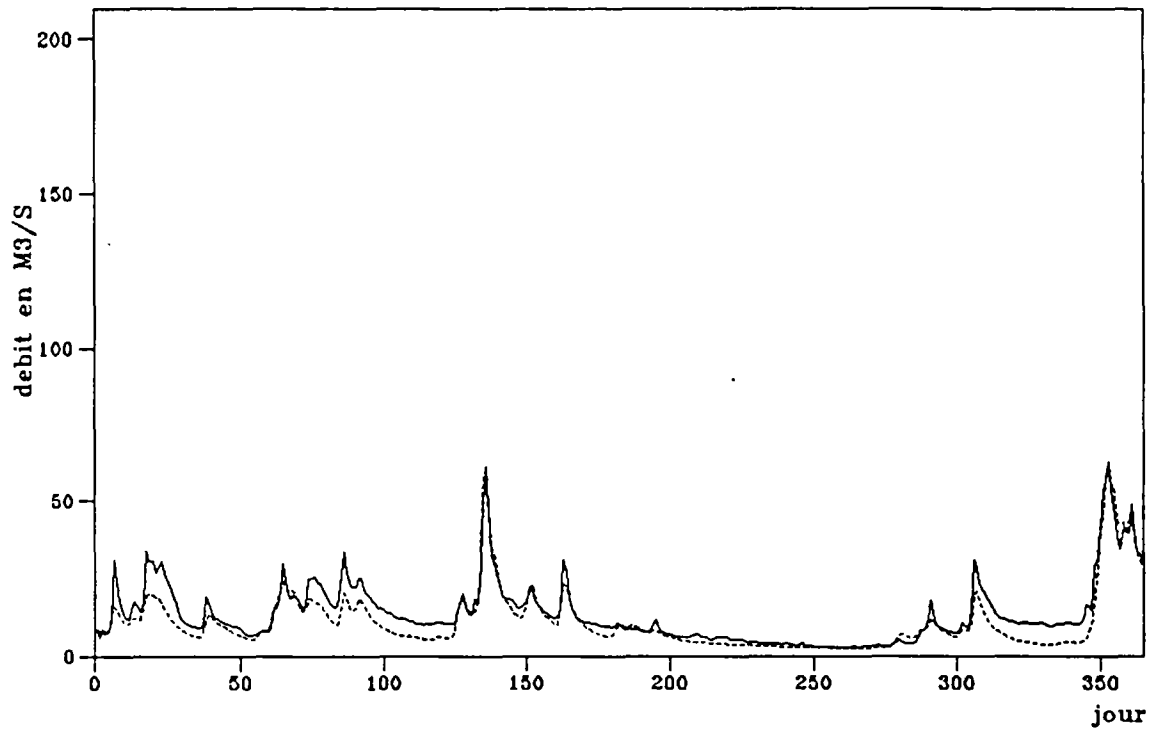


Fig. 88

Simulation de debit (Chenon 1982)

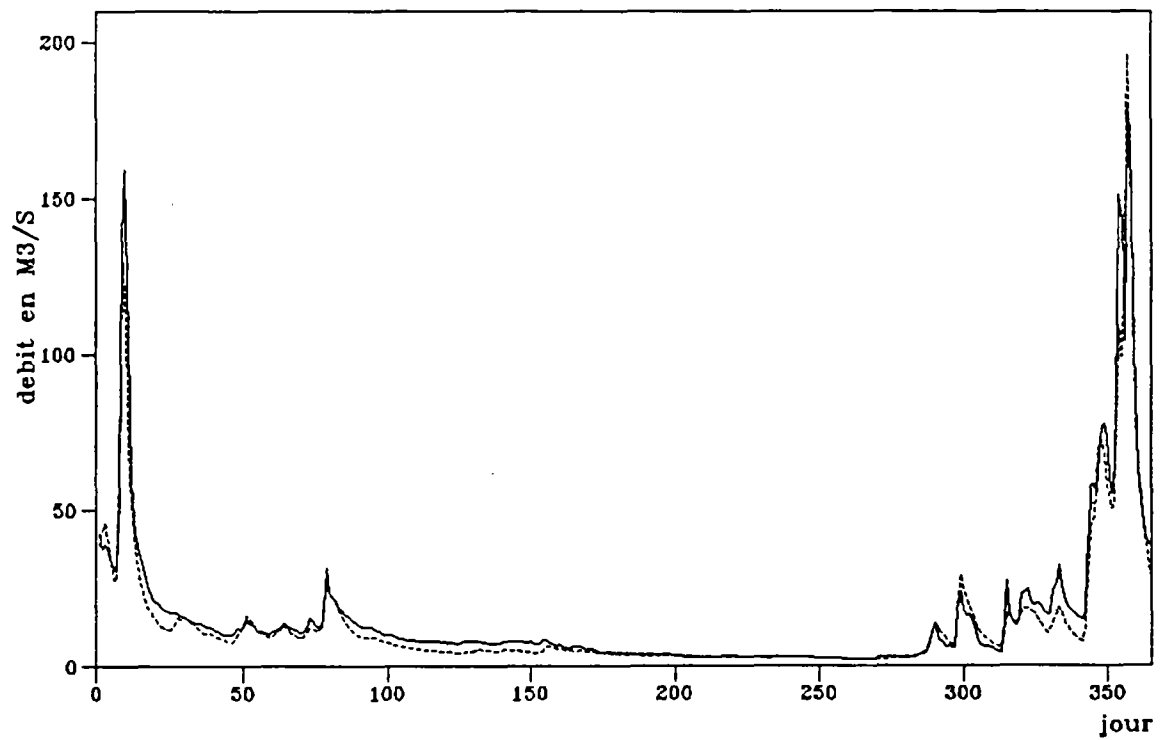


Fig. 89

Simulation de debit (Chenon 1983)

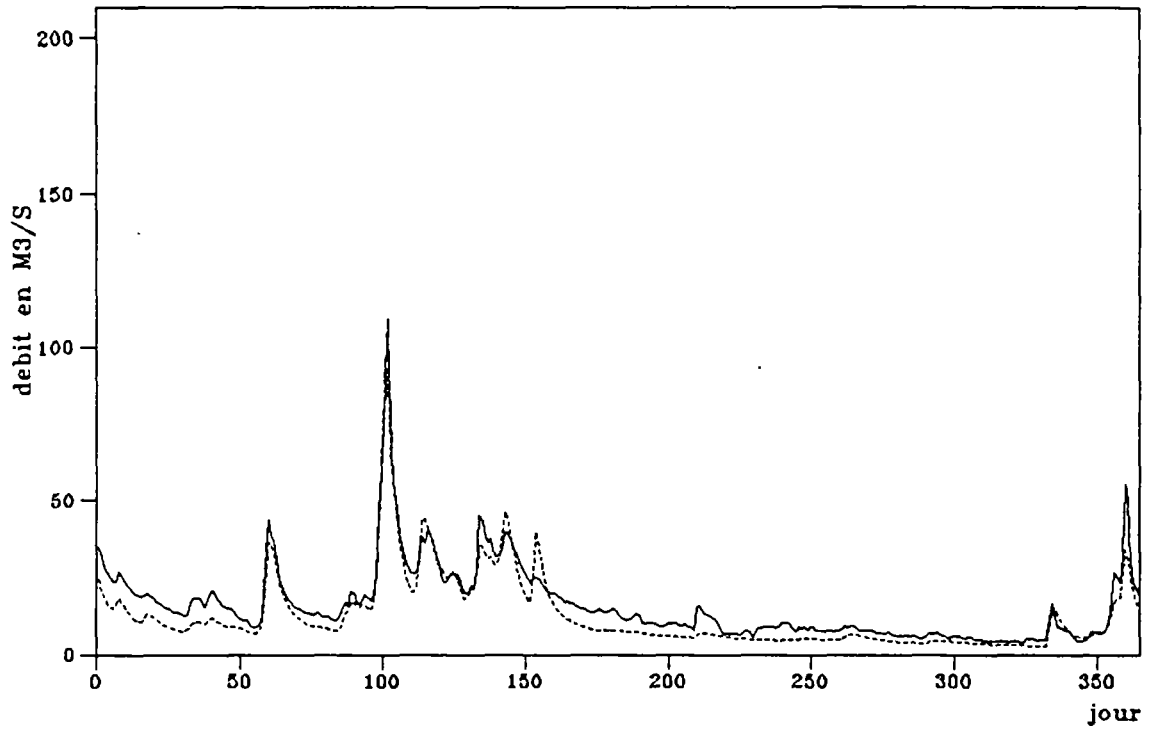


Fig. 90

Simulation de debit (Angouleme 1975)

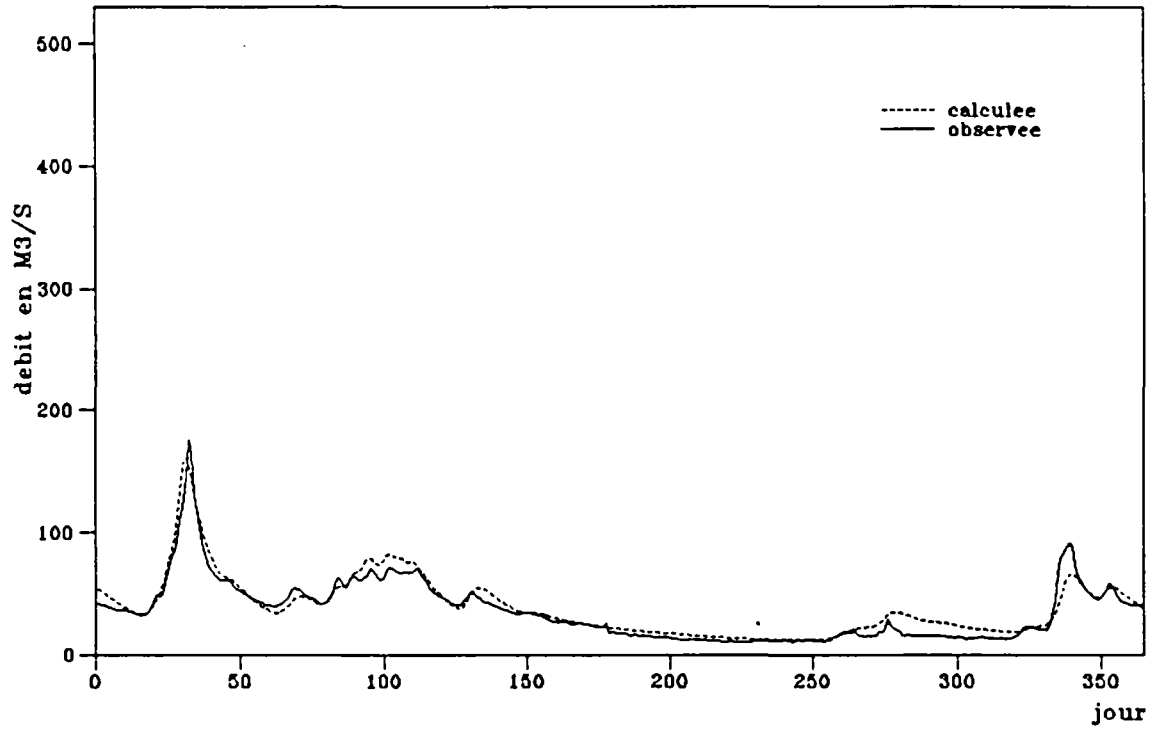


Fig. 91

Simulation de debit (Angouleme 1976)

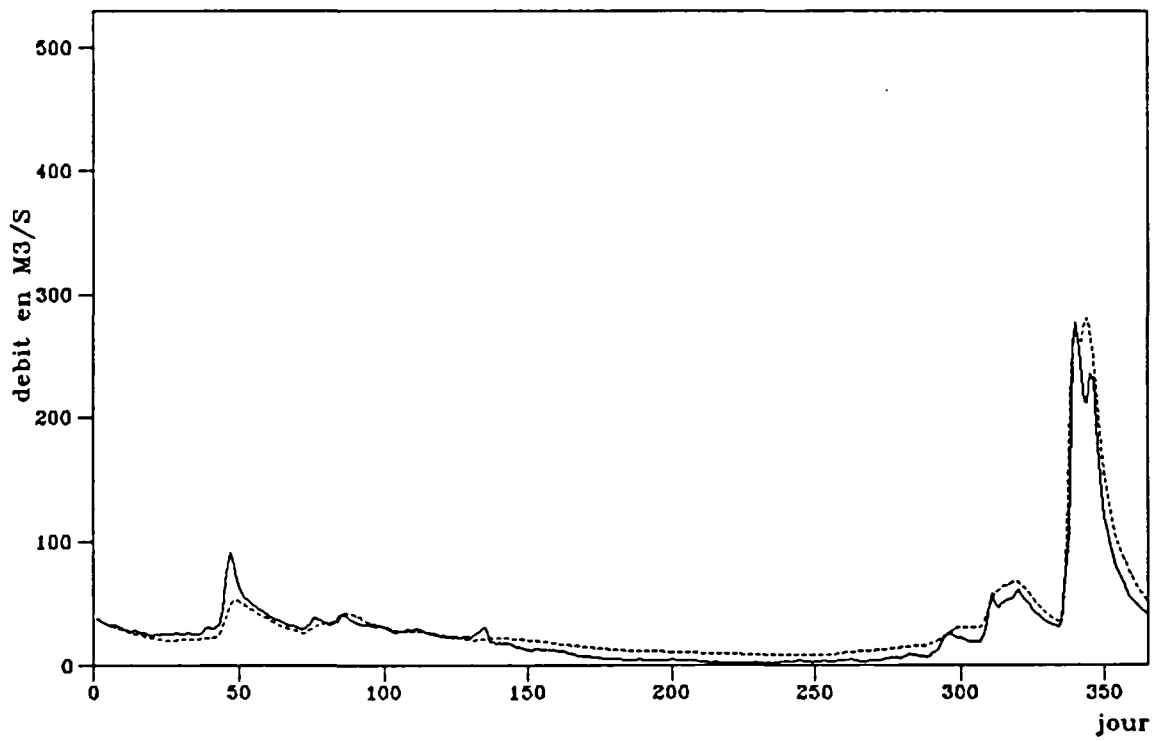


Fig. 92

Simulation de debit (Angouleme 1977)

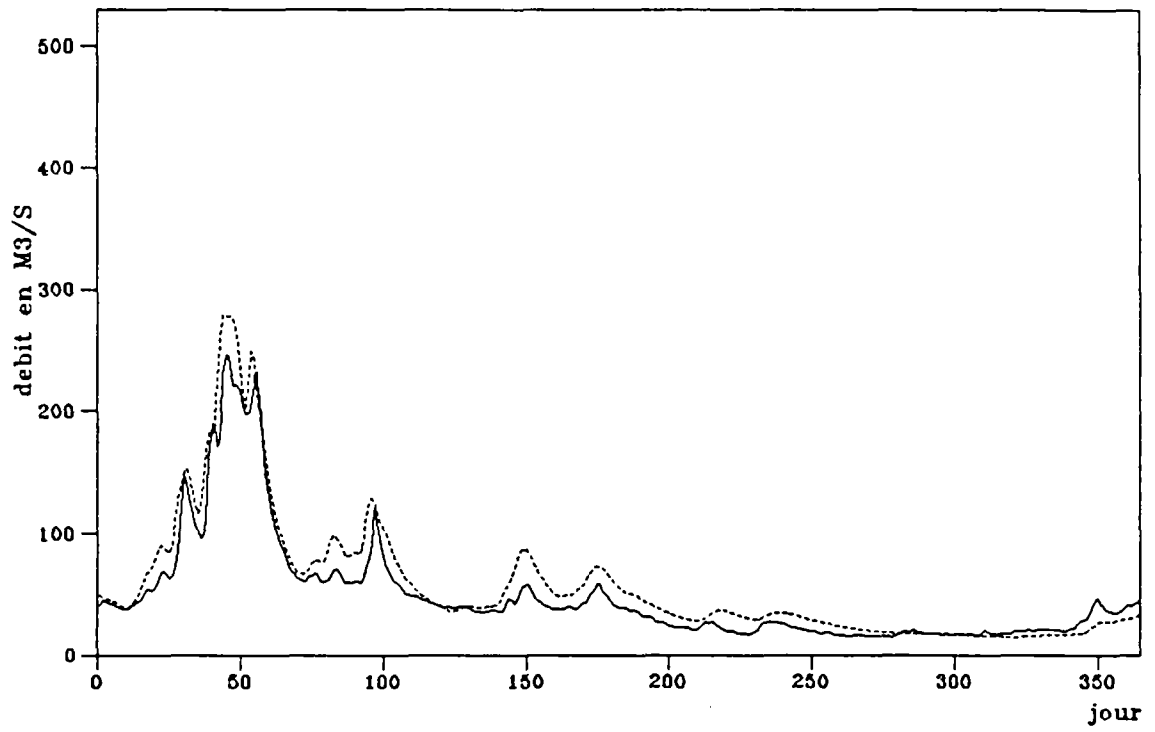


Fig. 93

Simulation de debit (Angouleme 1978)

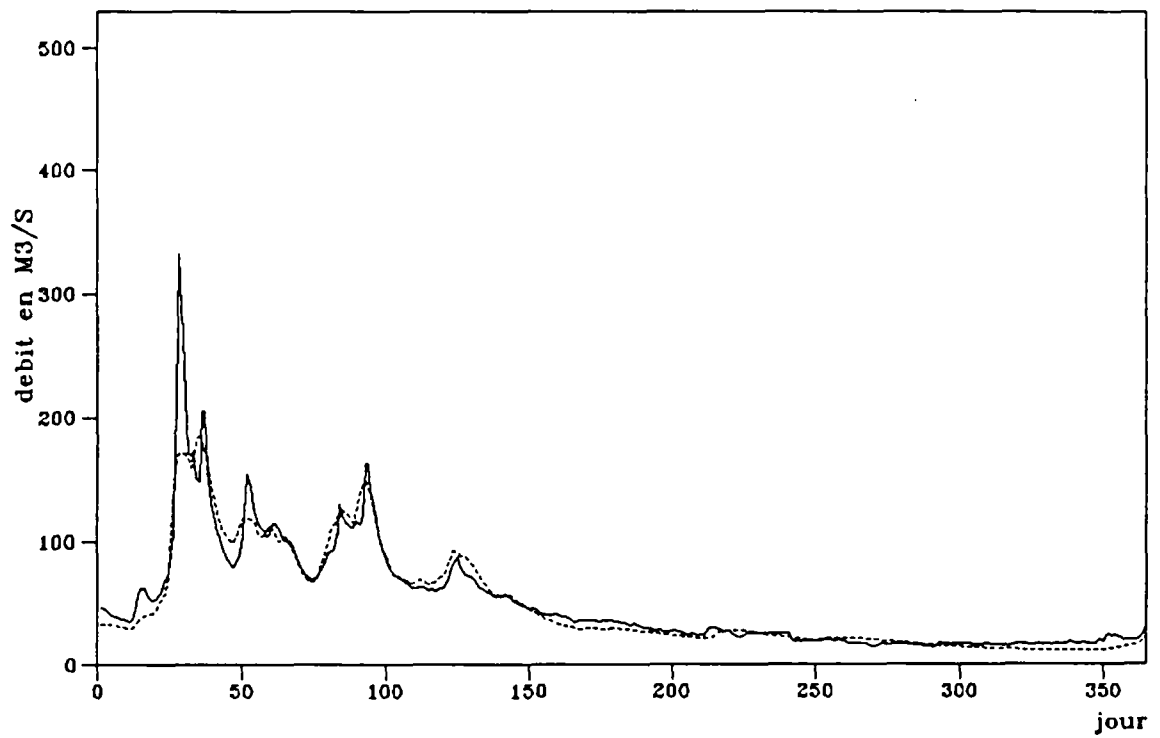


Fig. 94

Simulation de debit (Angouleme 1979)

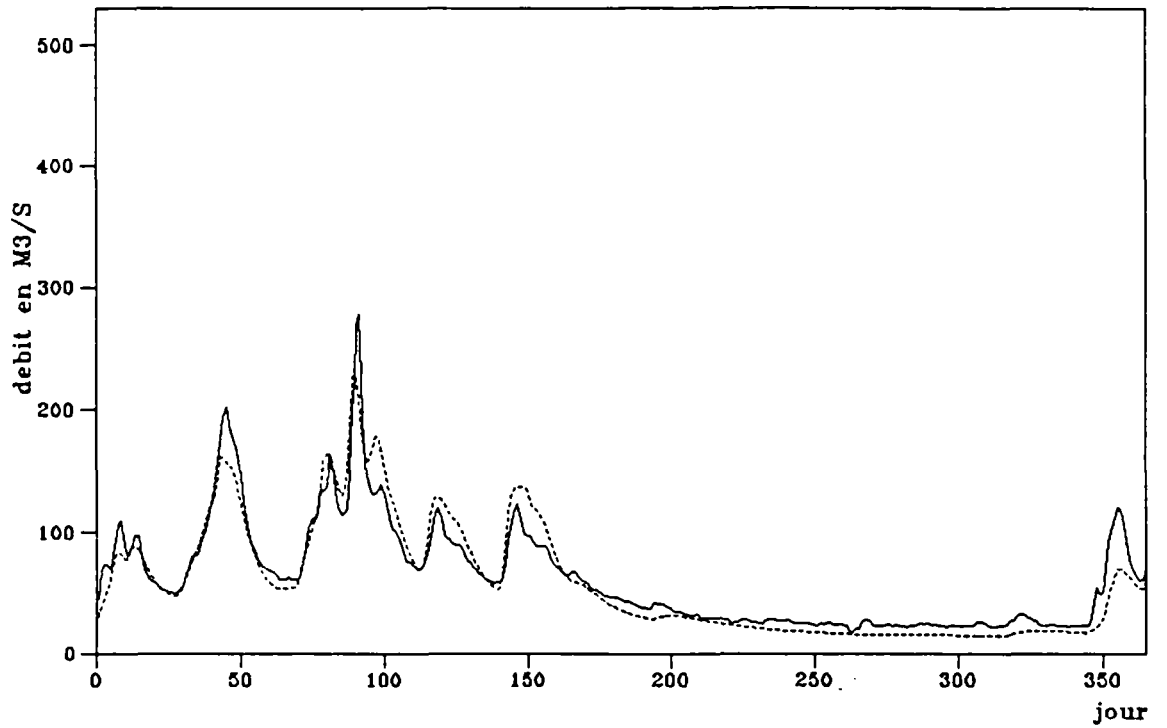


Fig. 95

Simulation de debit (Angouleme 1980)

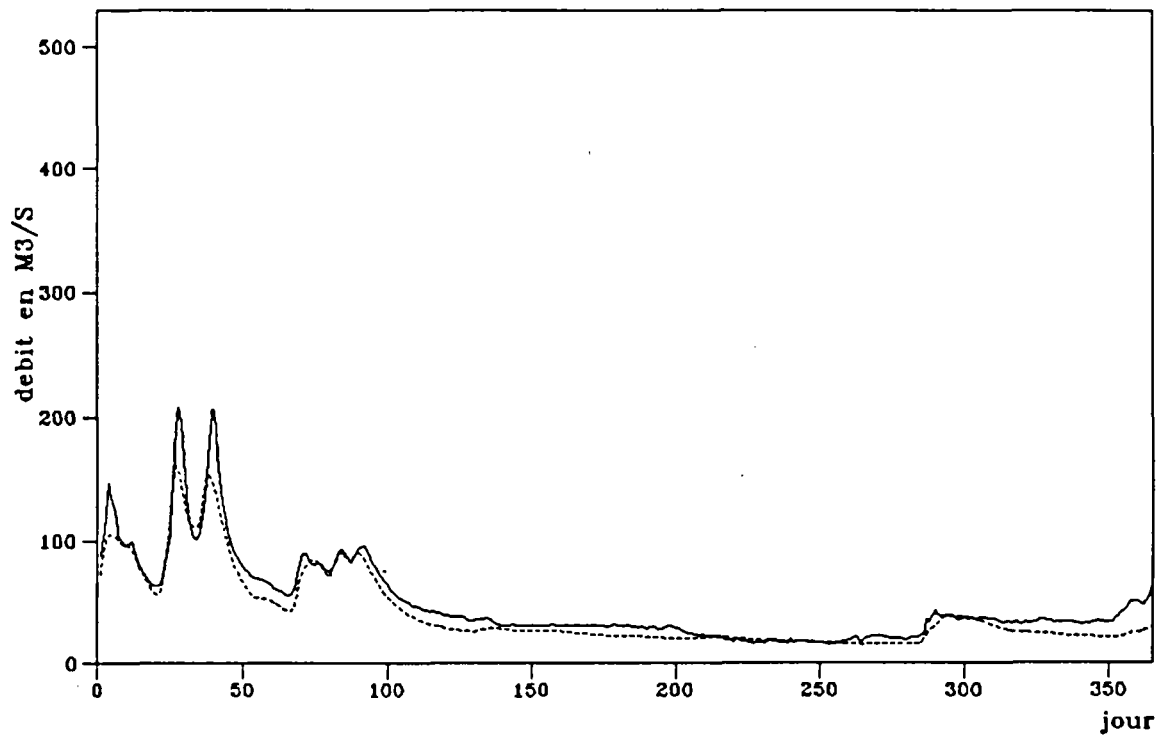


Fig. 96

Simulation de debit (Angouleme 1981)

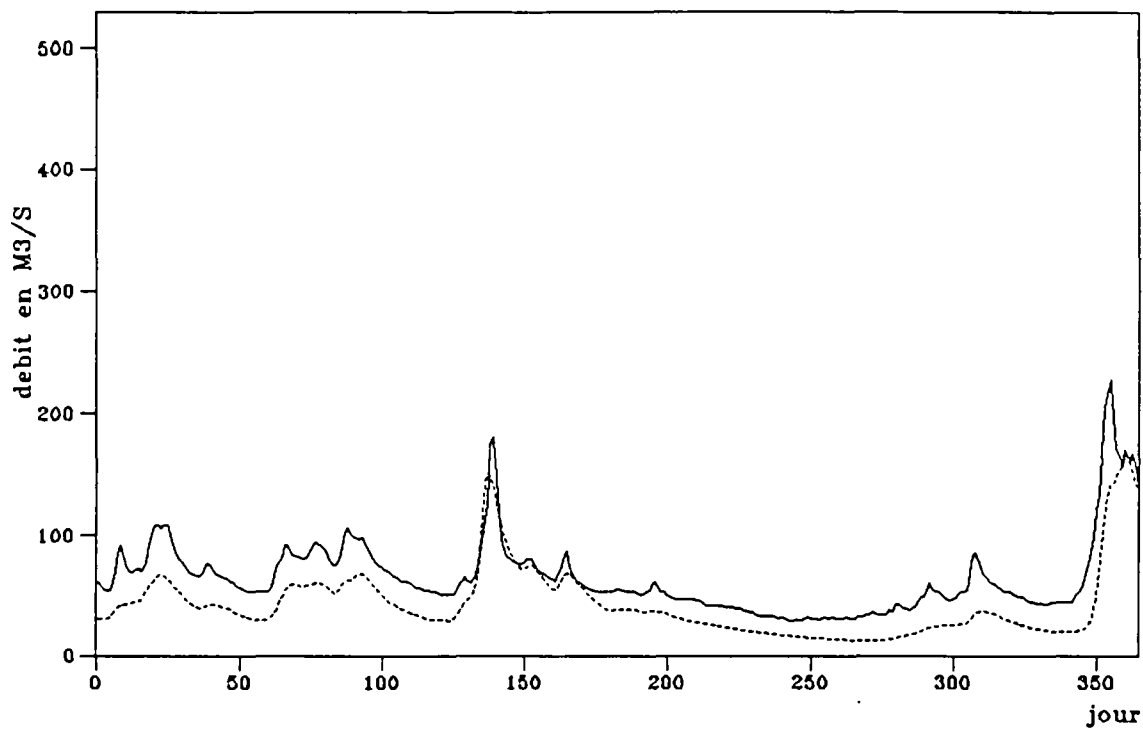


Fig. 97

Simulation de debit (Angouleme 1982)

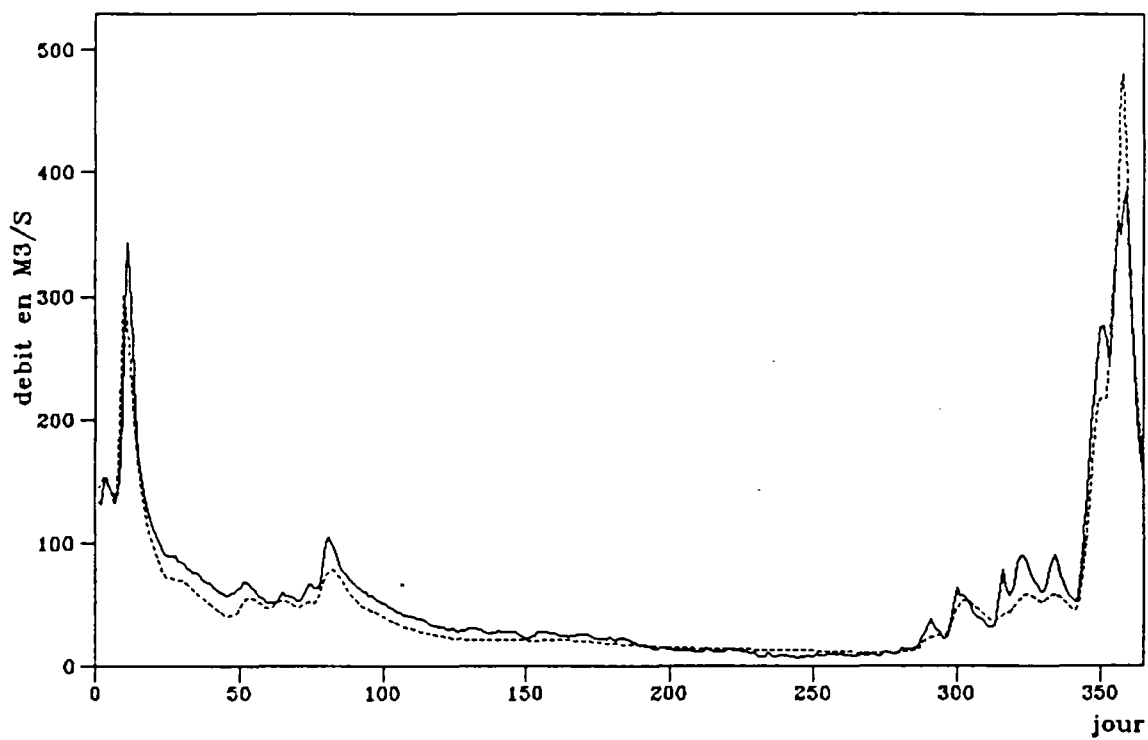


Fig. 98

Simulation de debit (Angouleme 1983)

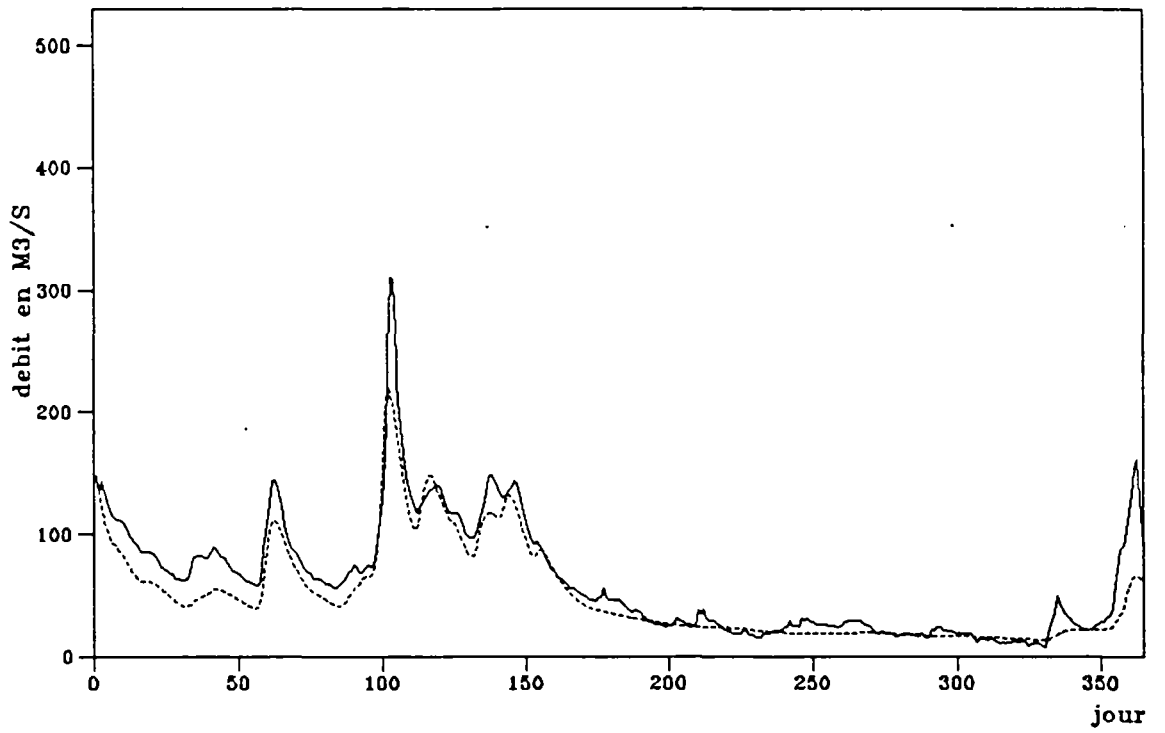


Fig. 99

Simulation de concentration (Touvre 1975)

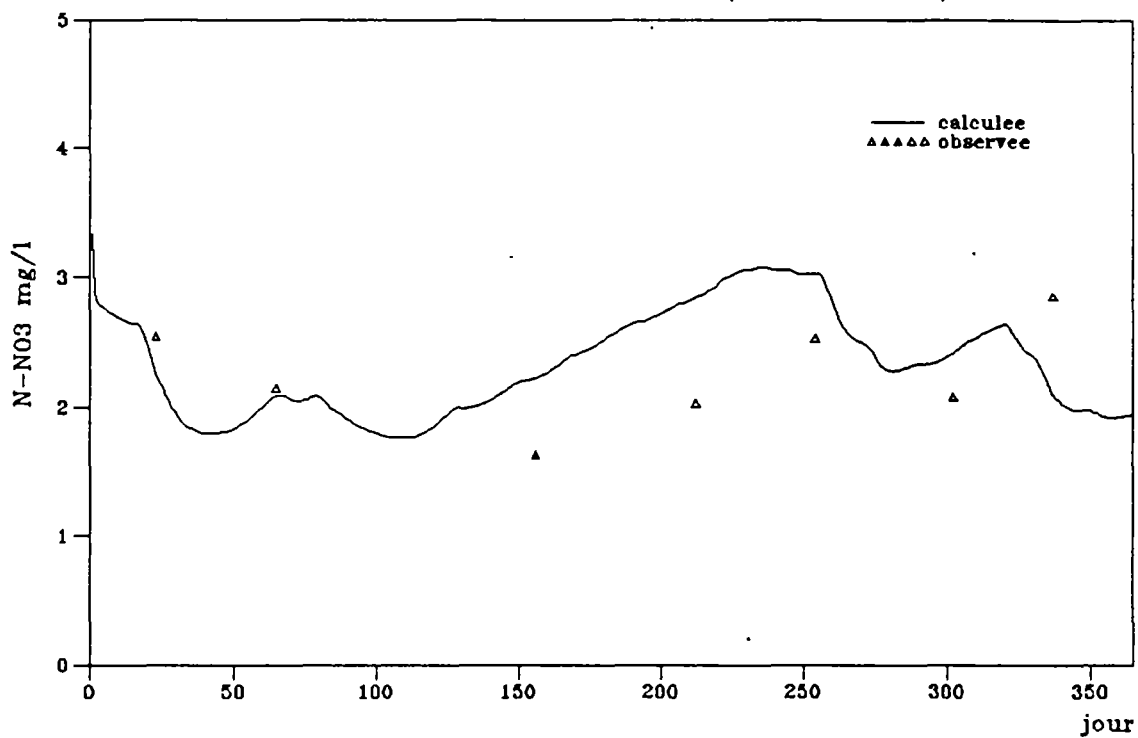


Fig. 100

Simulation de concentration (Touvre 1976)

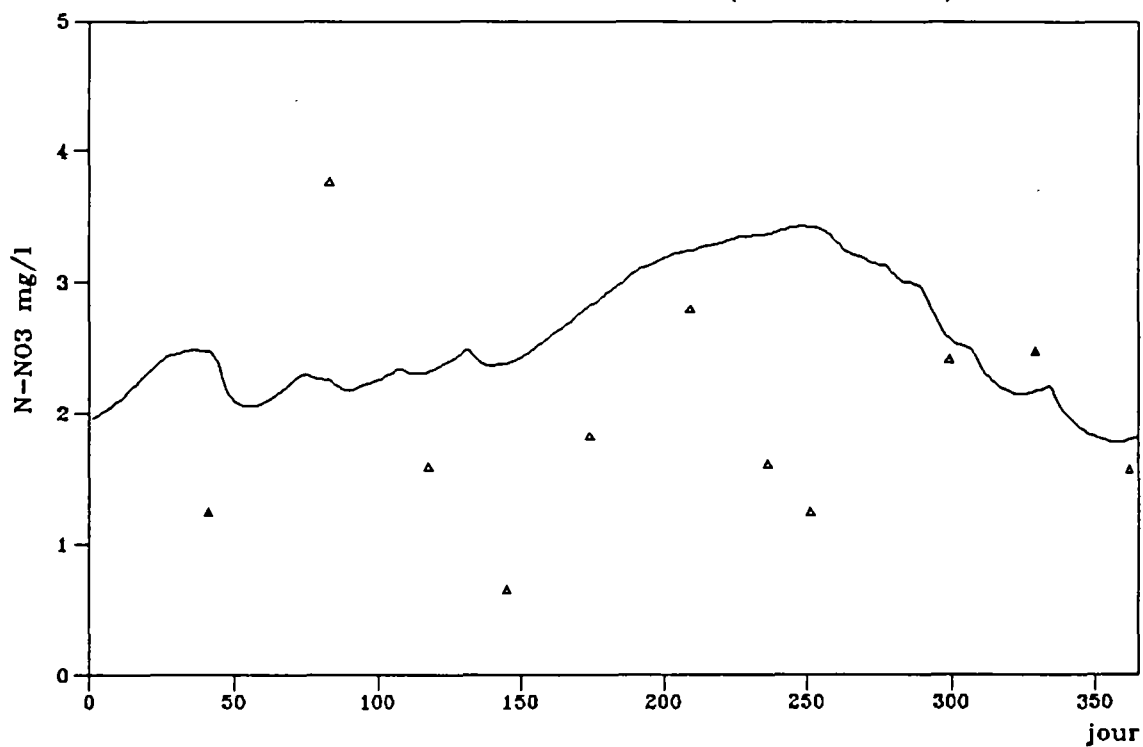


Fig. 101

Simulation de concentration (Touvre 1977)

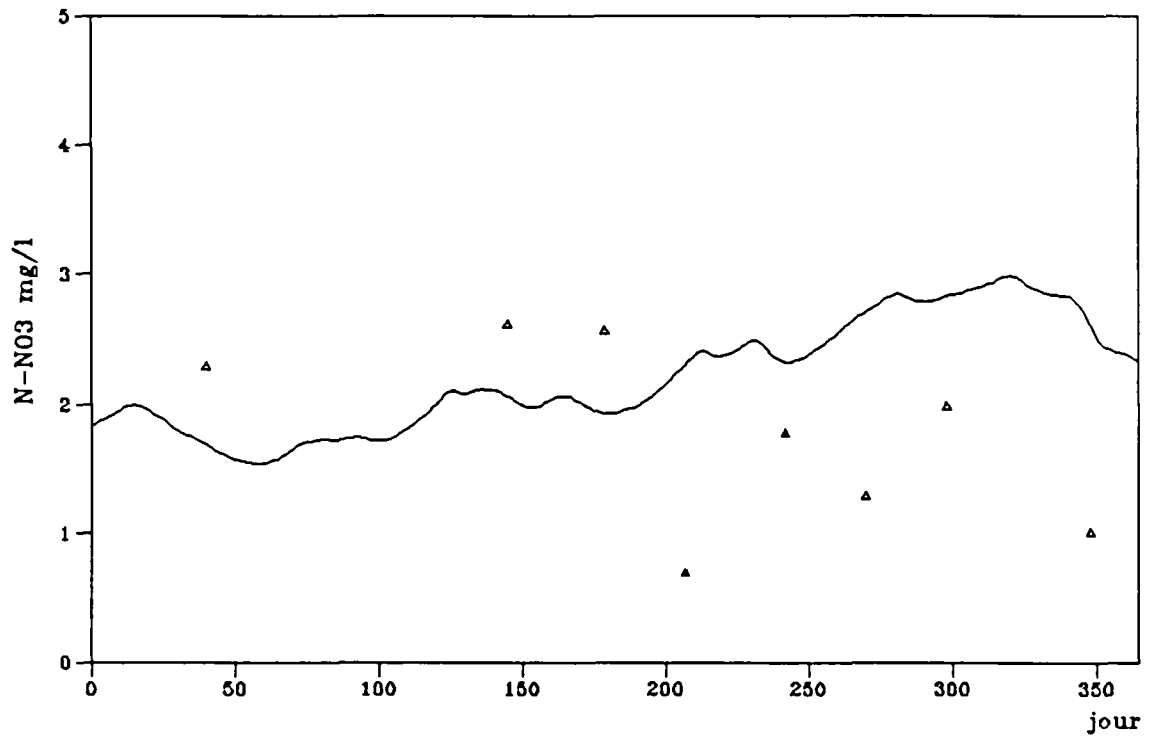


Fig. 102

Simulation de concentration (Touvre 1978)

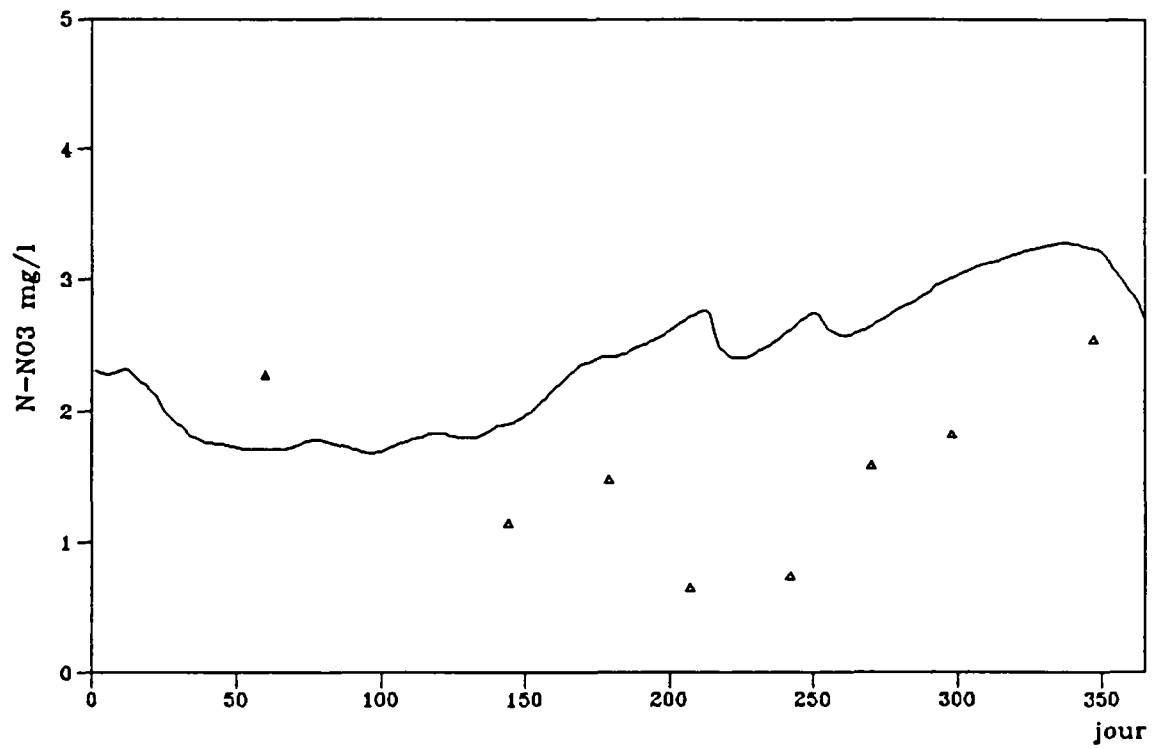


Fig. 103

Simulation de concentration (Touvre 1979)

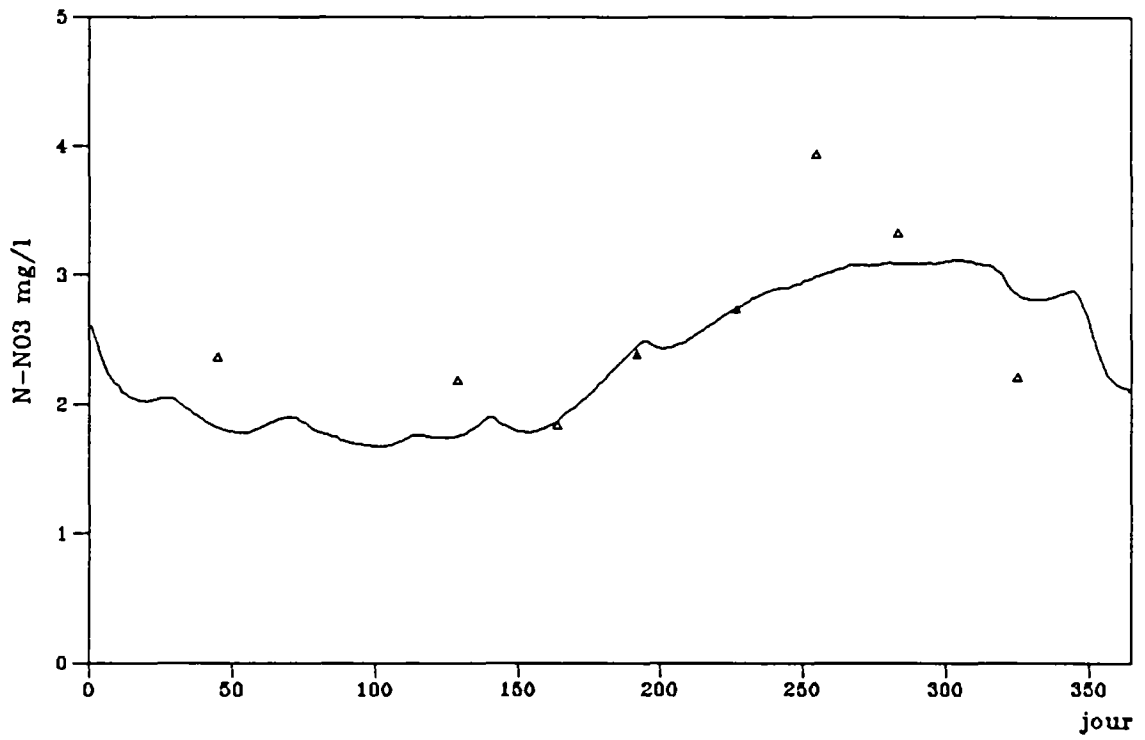


Fig. 104

Simulation de concentration (Touvre 1980)

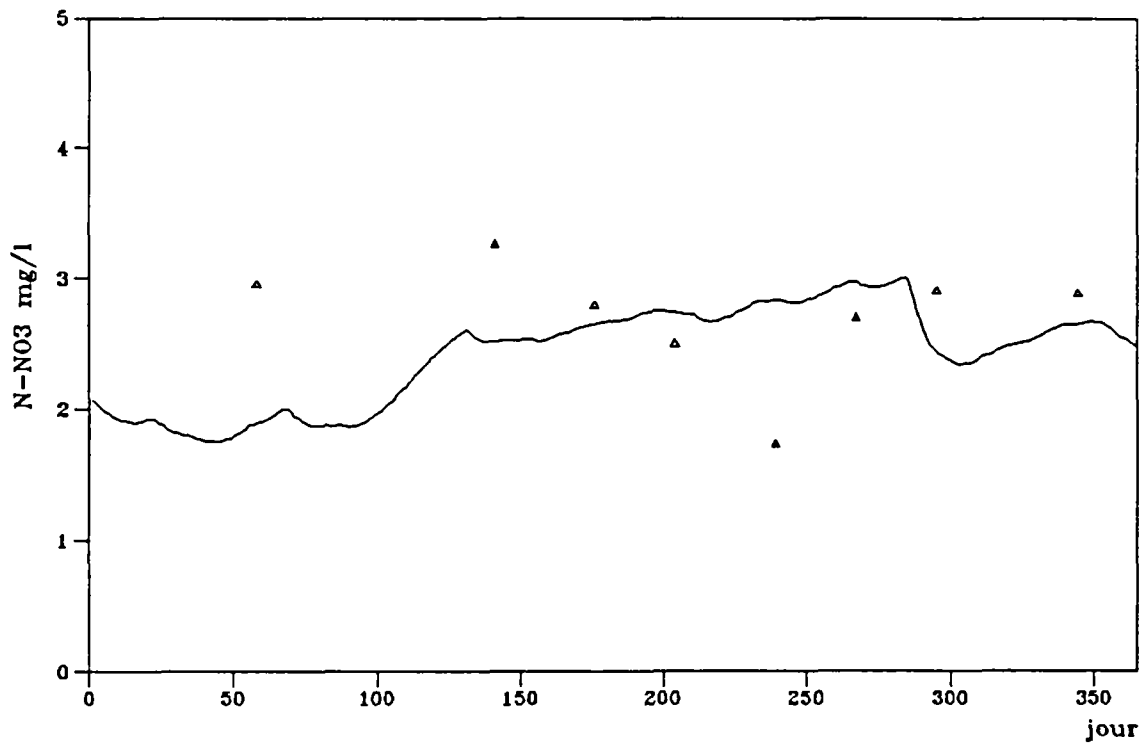


Fig. 105

Simulation de concentration (Touvre 1981)

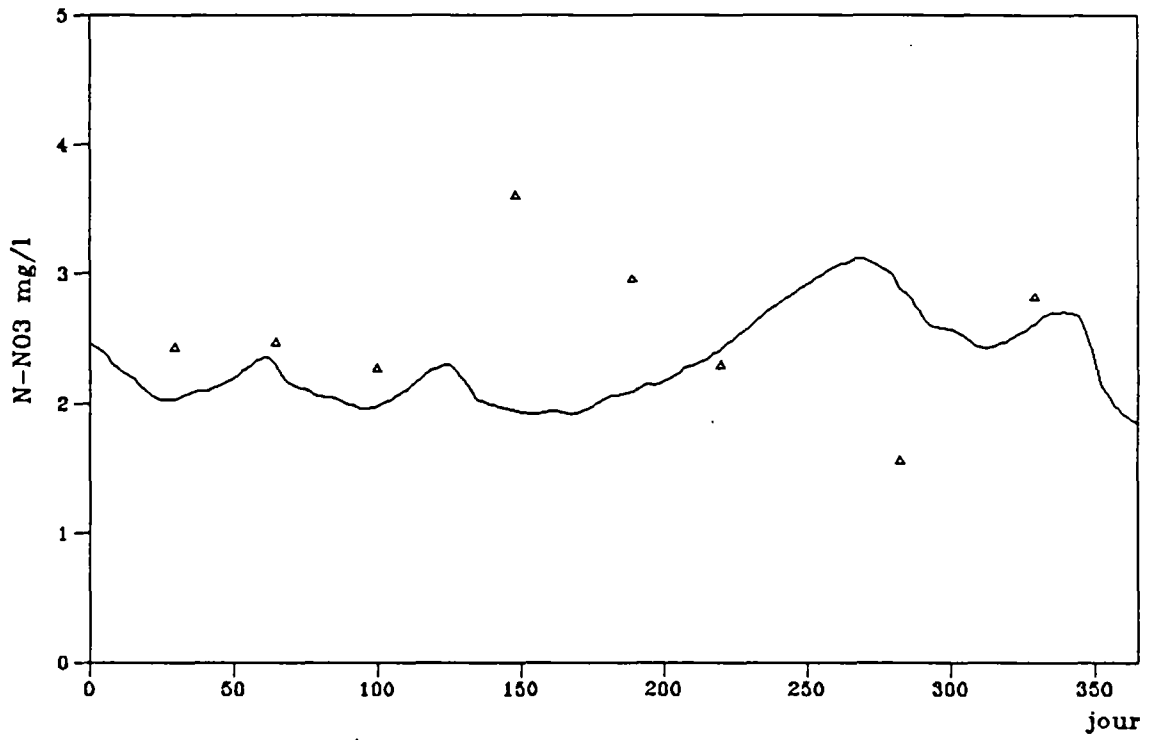


Fig. 106

Simulation de concentration (Touvre 1982)

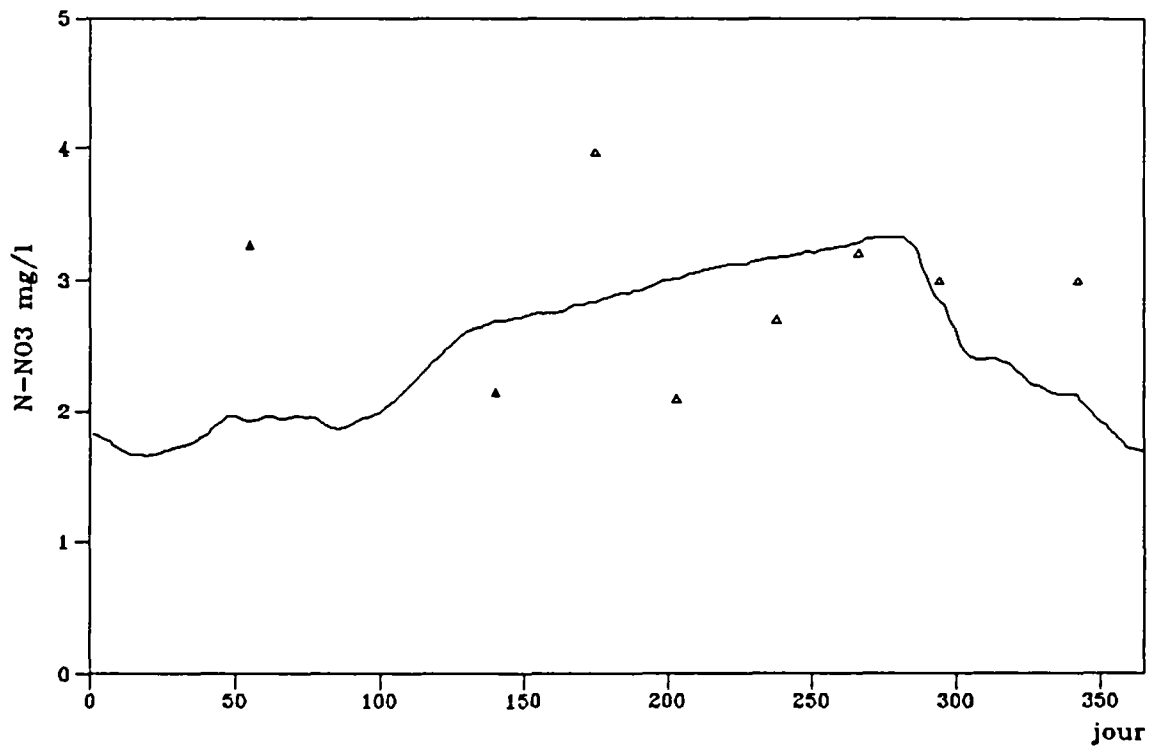


Fig. 107

Simulation de concentration (Touvre 1983)

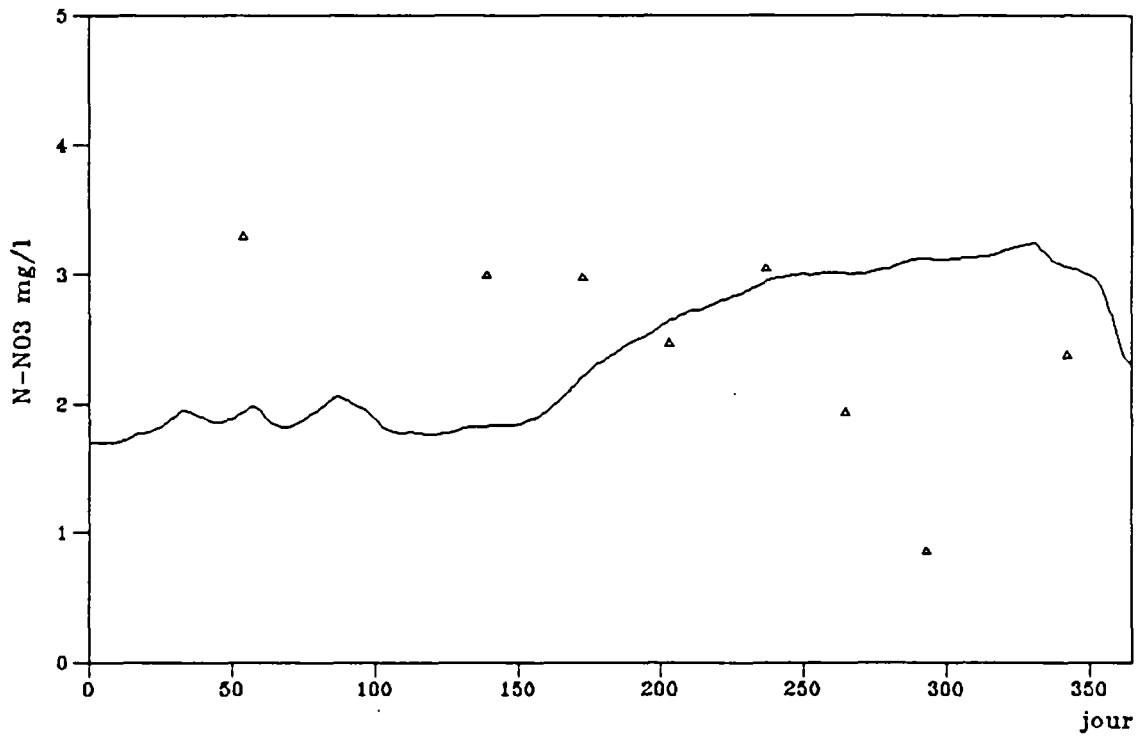


Fig. 108

Simulation de concentration (Chenon 1975)

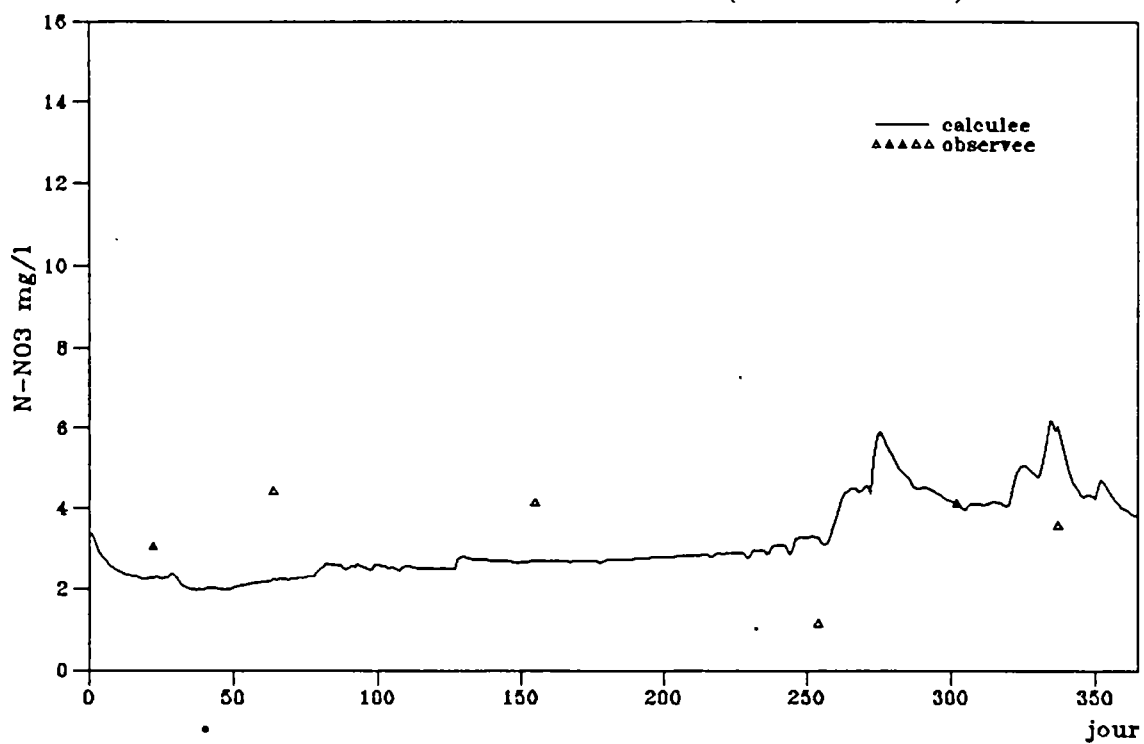


Fig. 109

Simulation de concentration (Chenon 1976)

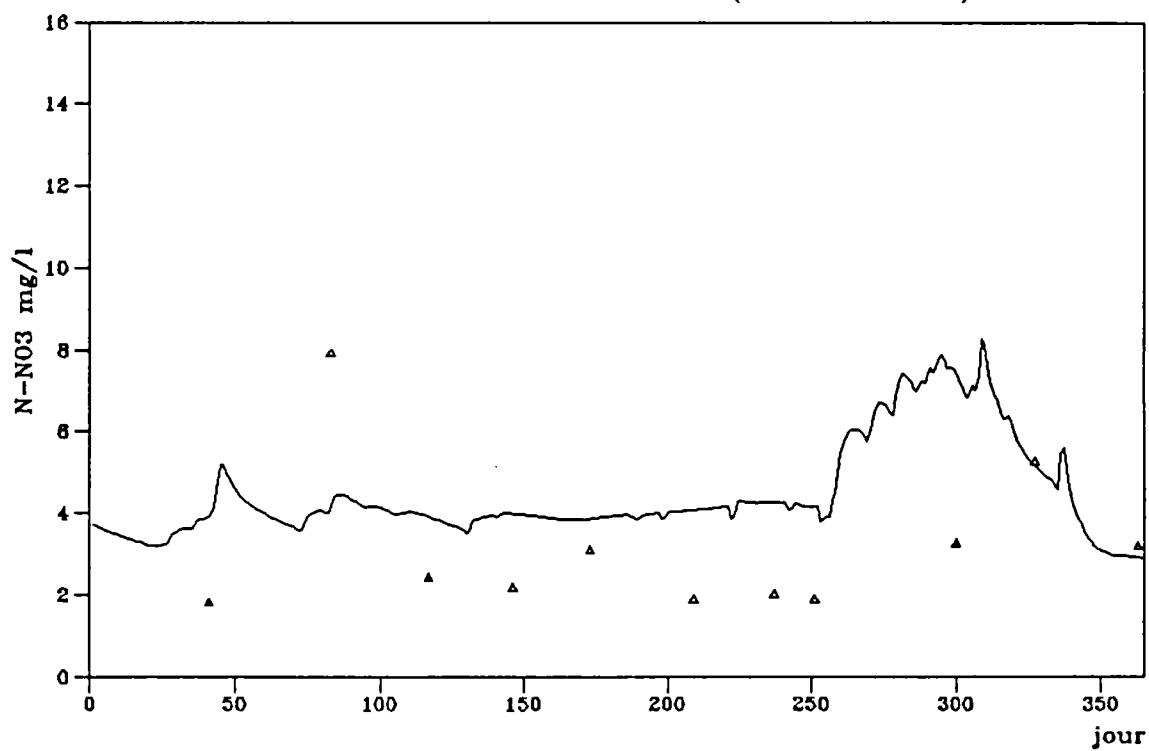


Fig. 110

Simulation de concentration (Chenon 1977)

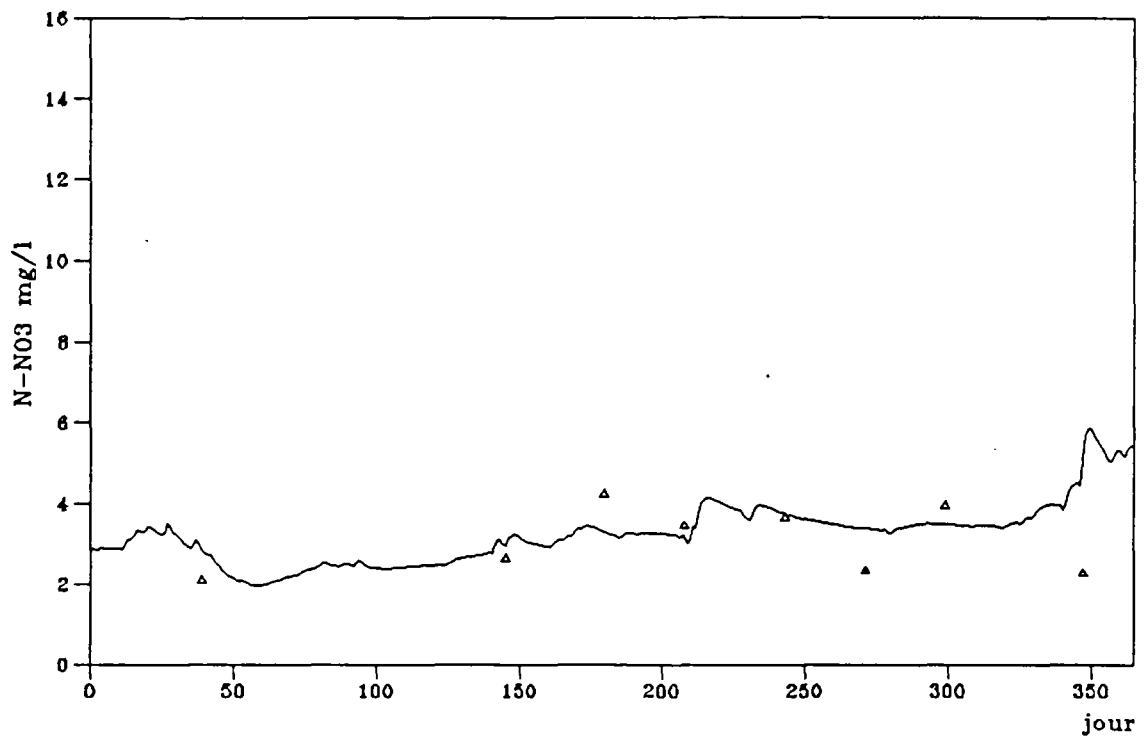


Fig. 111

Simulation de concentration (Chenon 1978)

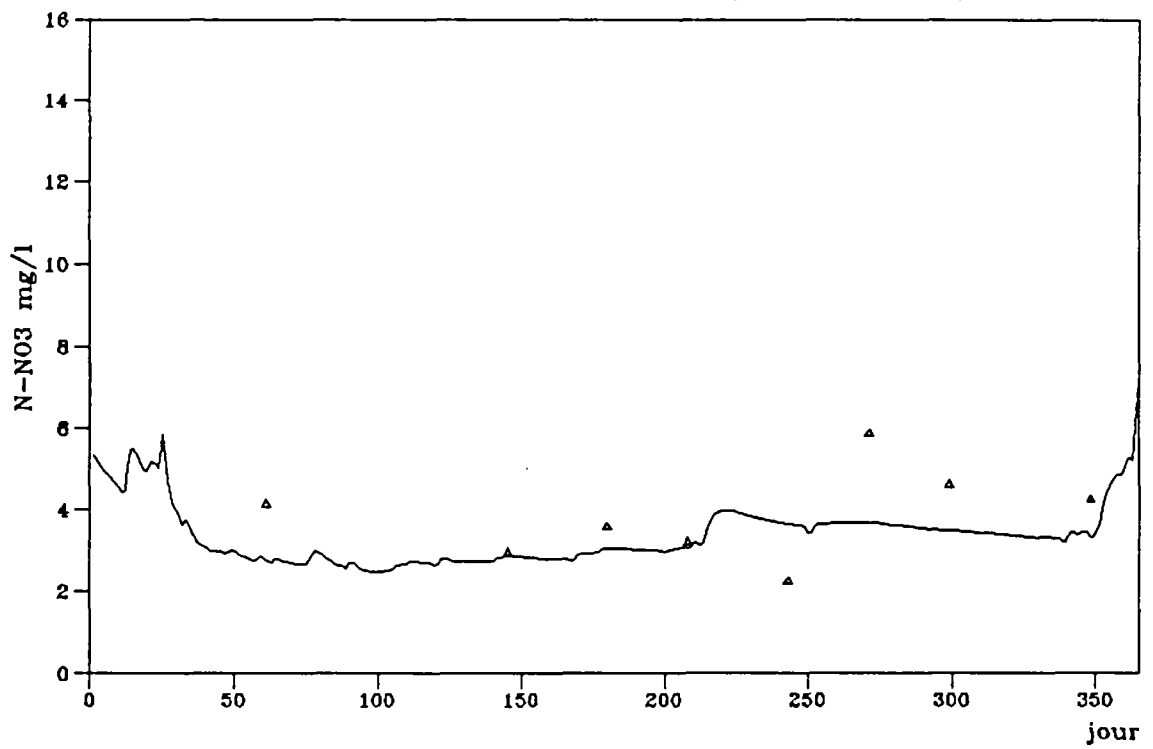


Fig. 112

Simulation de concentration (Chenon 1979)

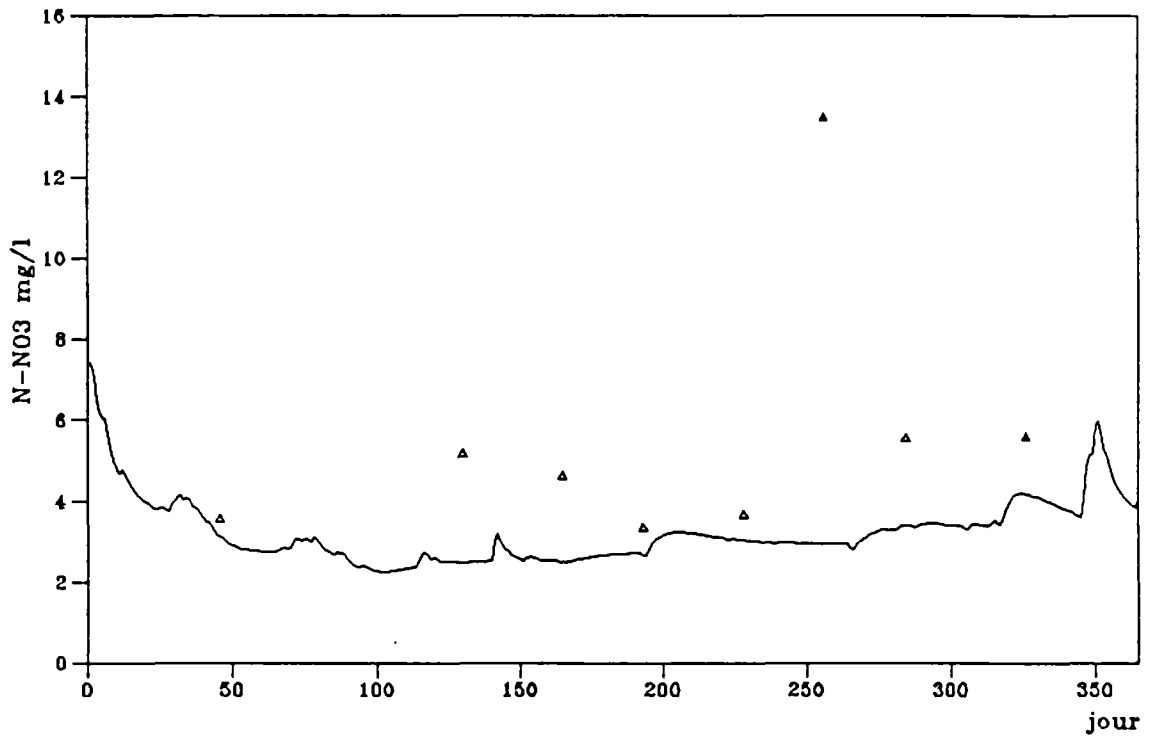


Fig. 113

Simulation de concentration (Chenon 1980)

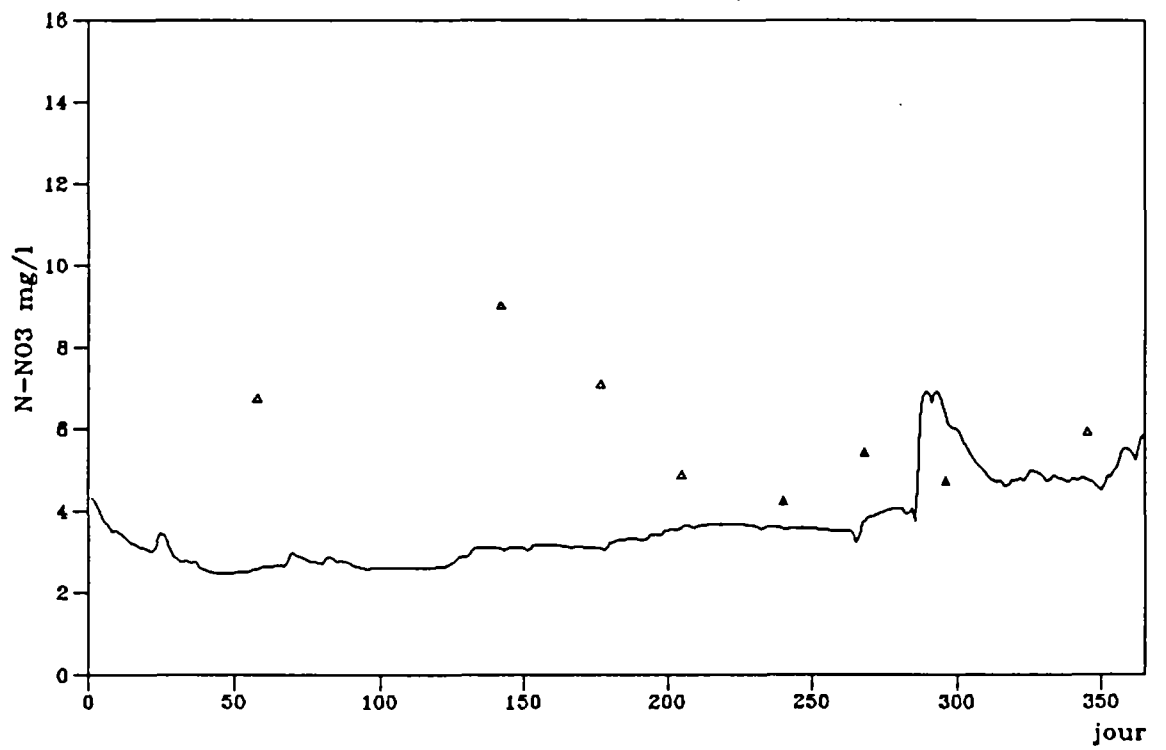


Fig. 114

Simulation de concentration (Chenon 1981)

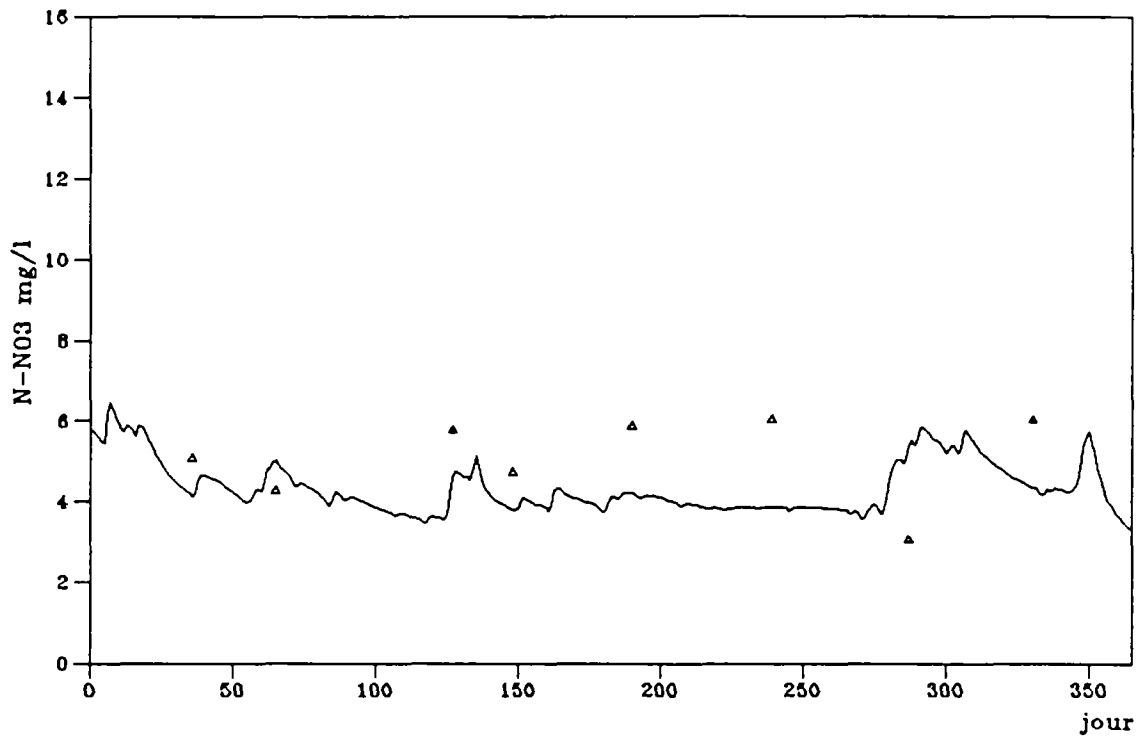


Fig. 115

Simulation de concentration (Chenon 1982)

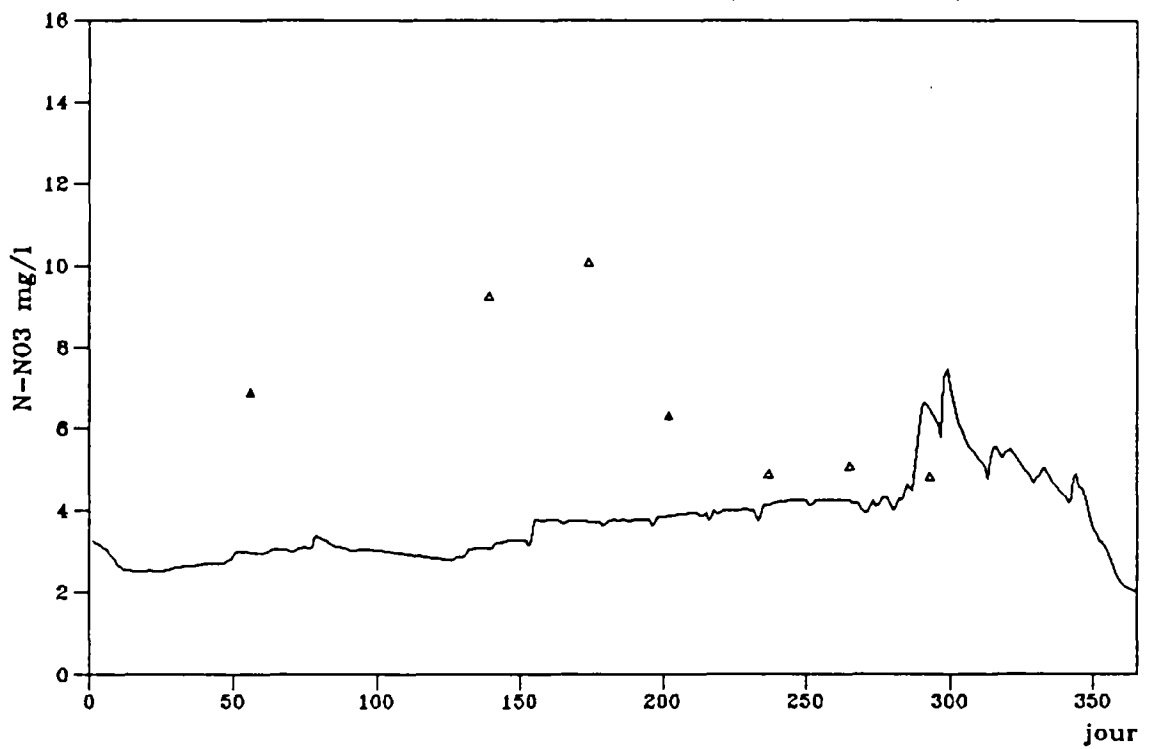


Fig. 116

Simulation de concentration (Chenon 1983)

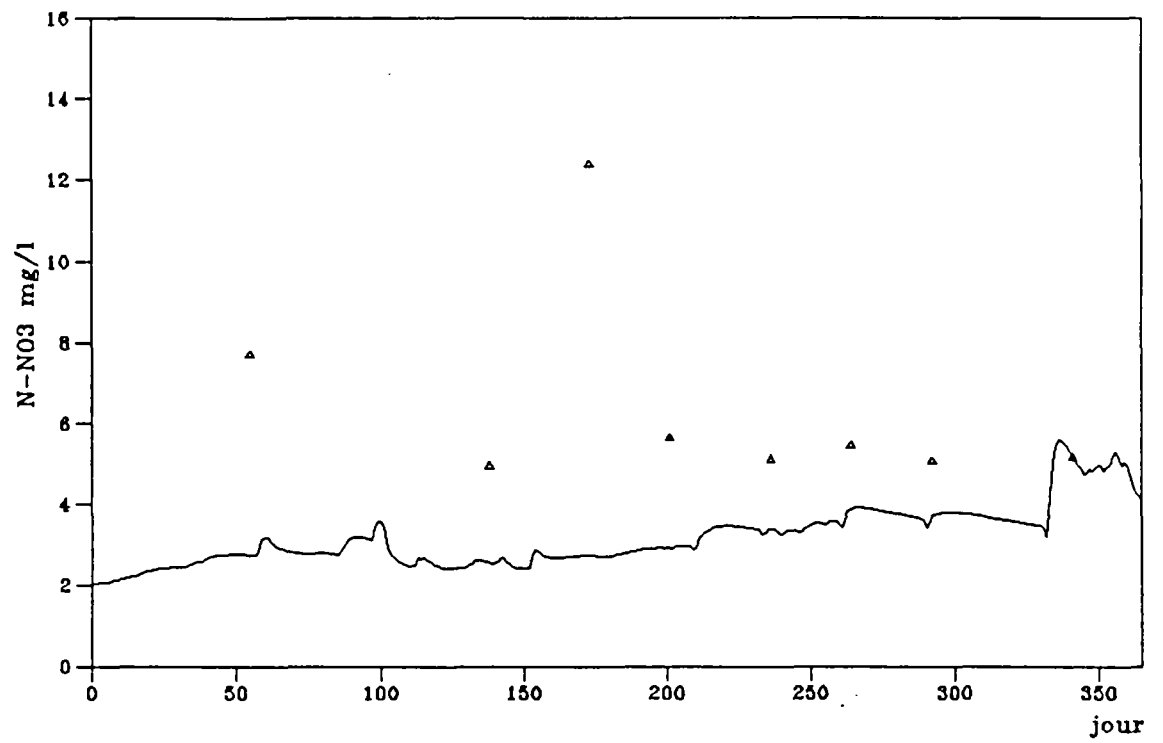


Fig. 117

Simulation de concentration (Angouleme 1975)

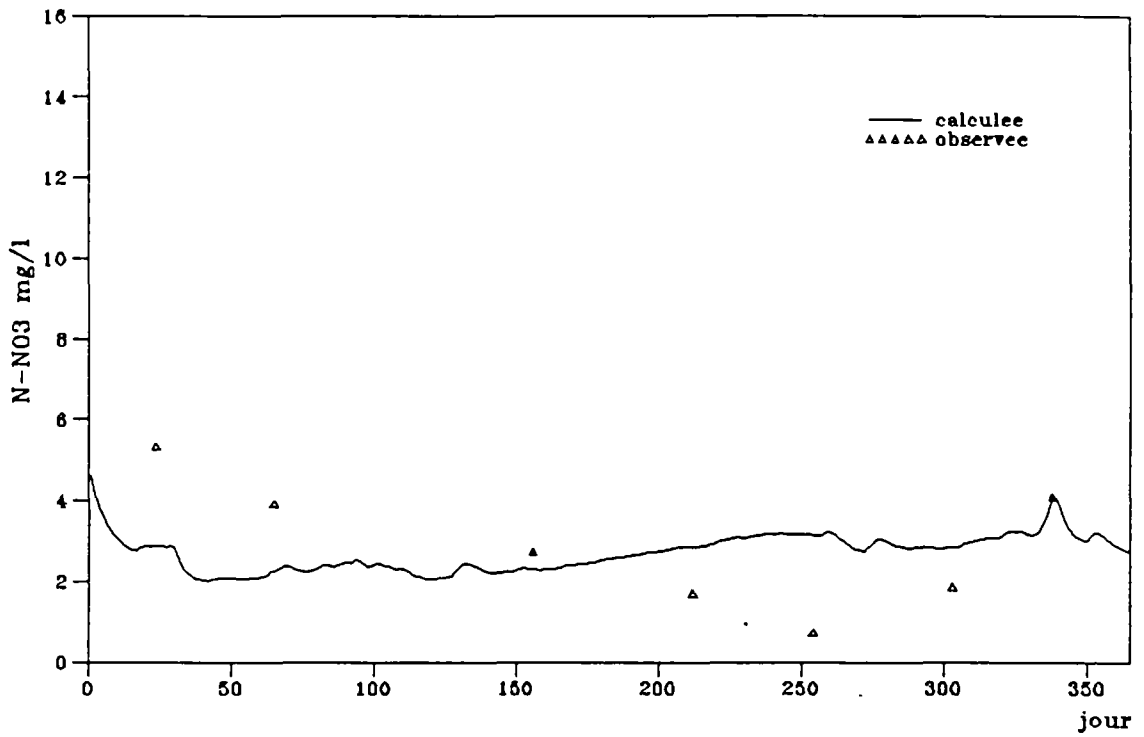


Fig. 118

Simulation de concentration (Angouleme 1976)

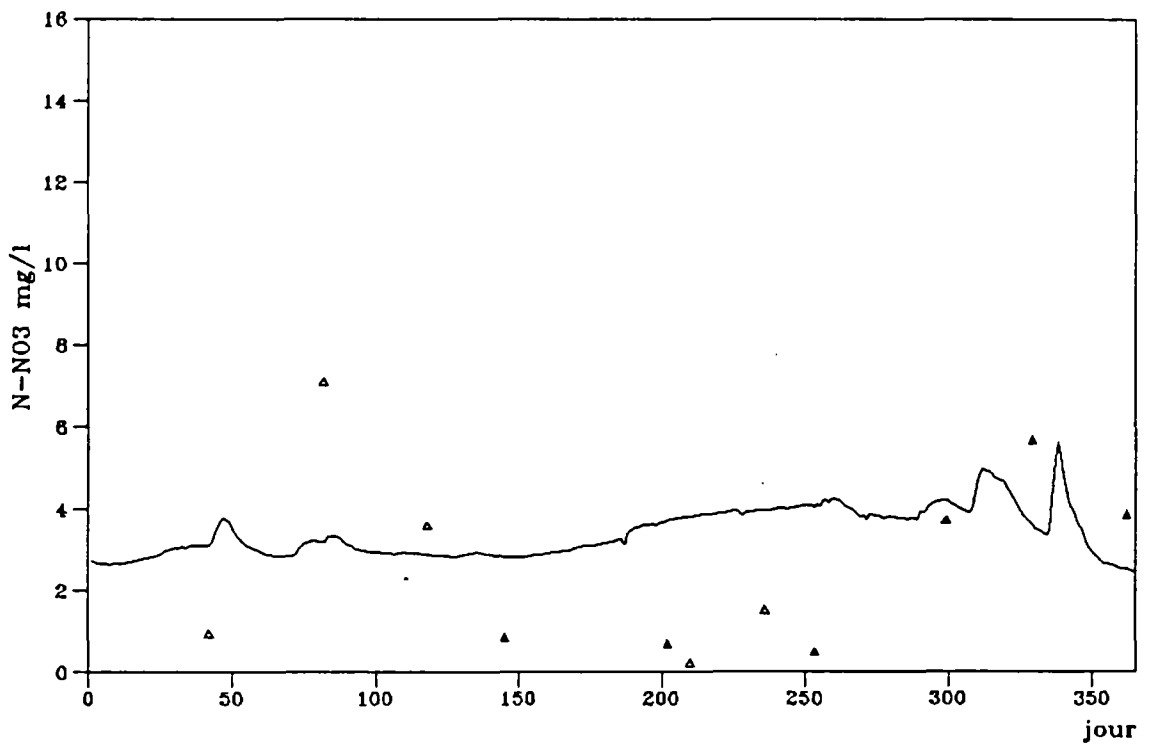


Fig. 119

Simulation de concentration (Angouleme 1977)

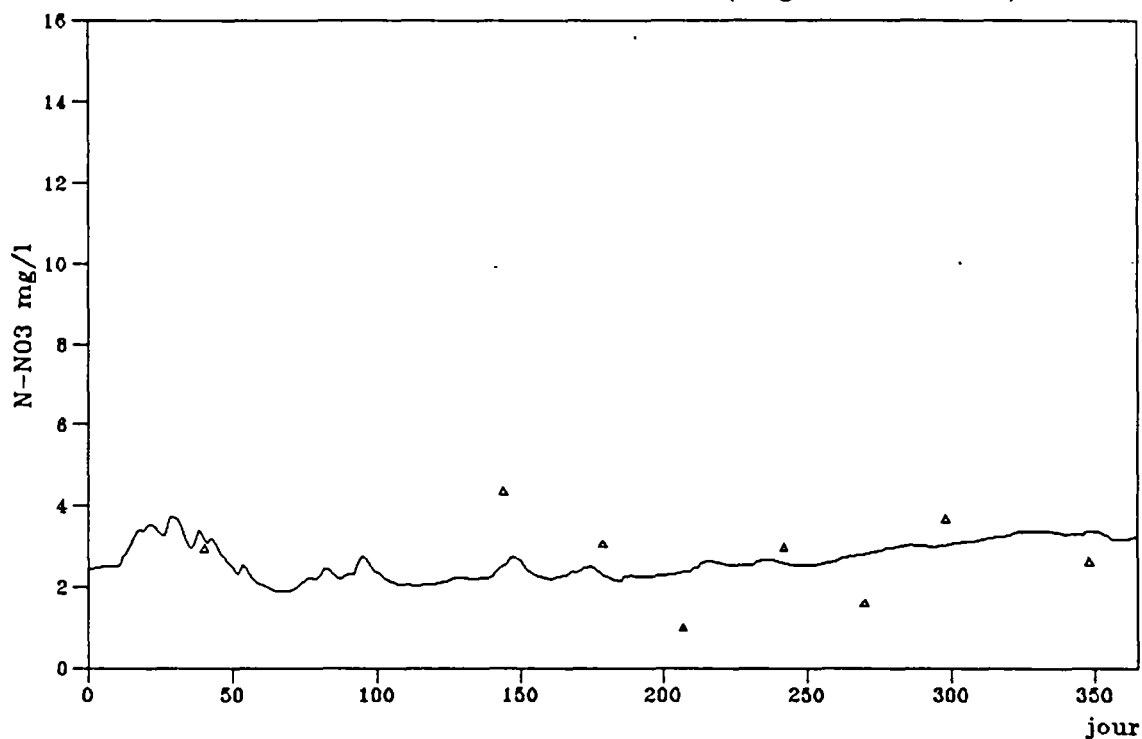


Fig. 120

Simulation de concentration (Angouleme 1978)

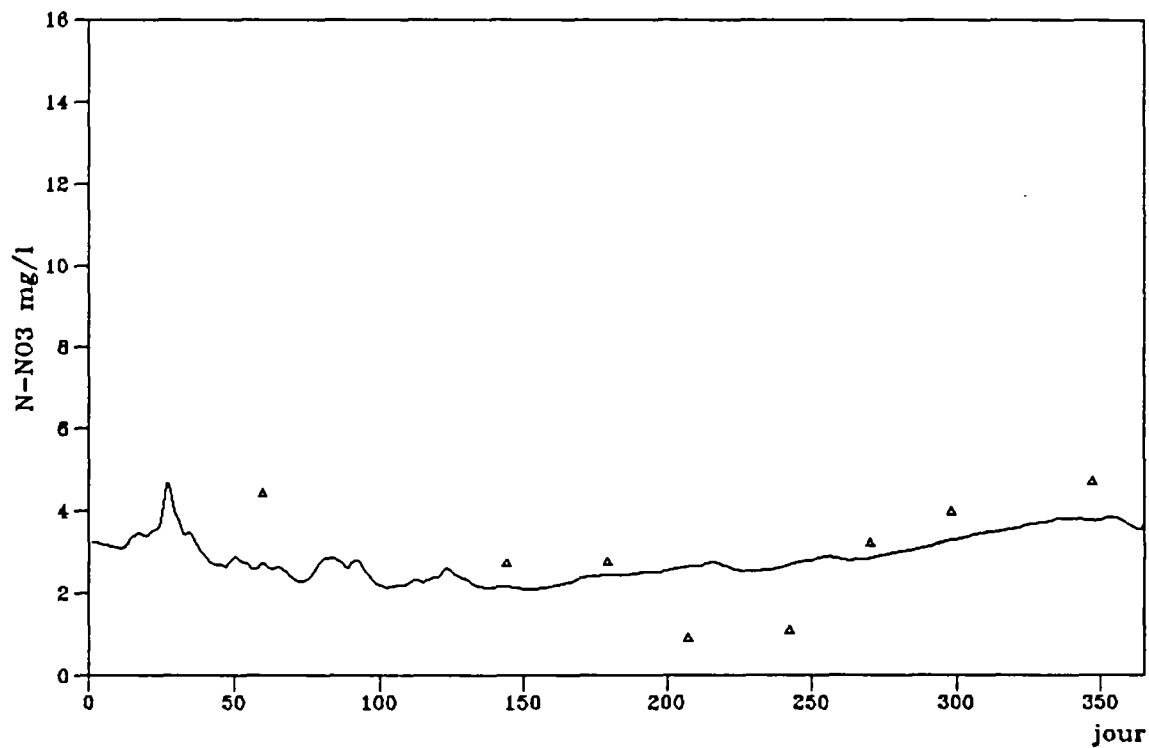


Fig. 121

Simulation de concentration (Angouleme 1979)

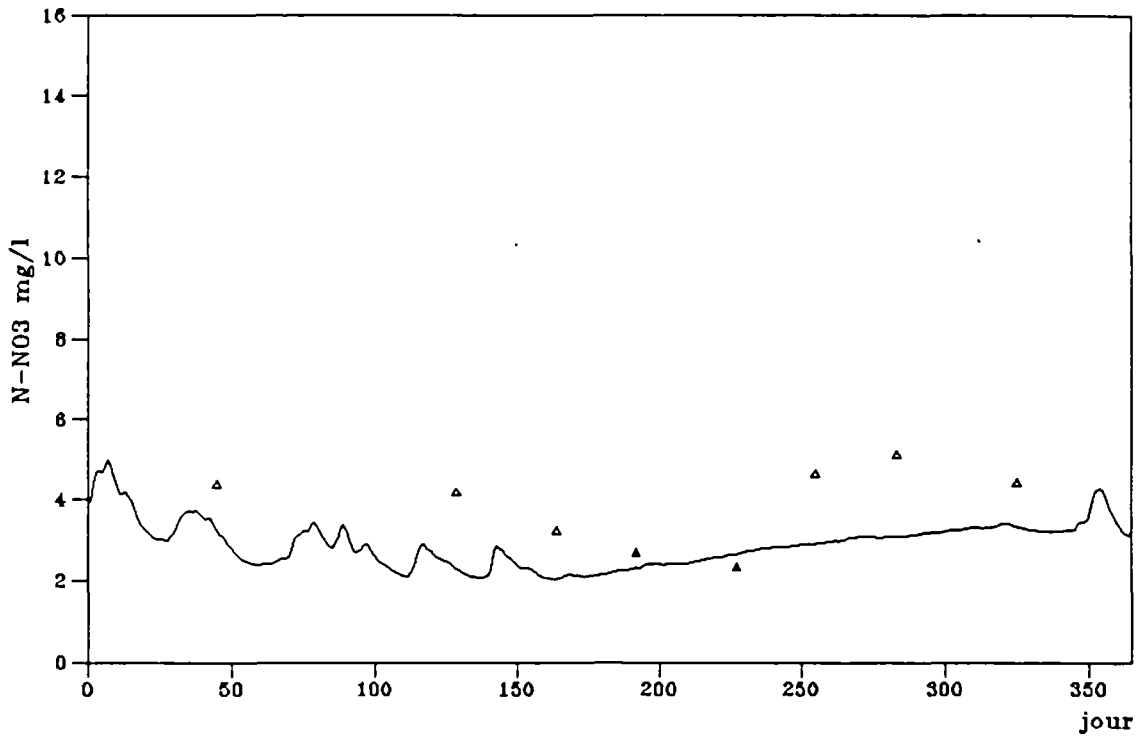


Fig. 122

Simulation de concentration (Angouleme 1980)

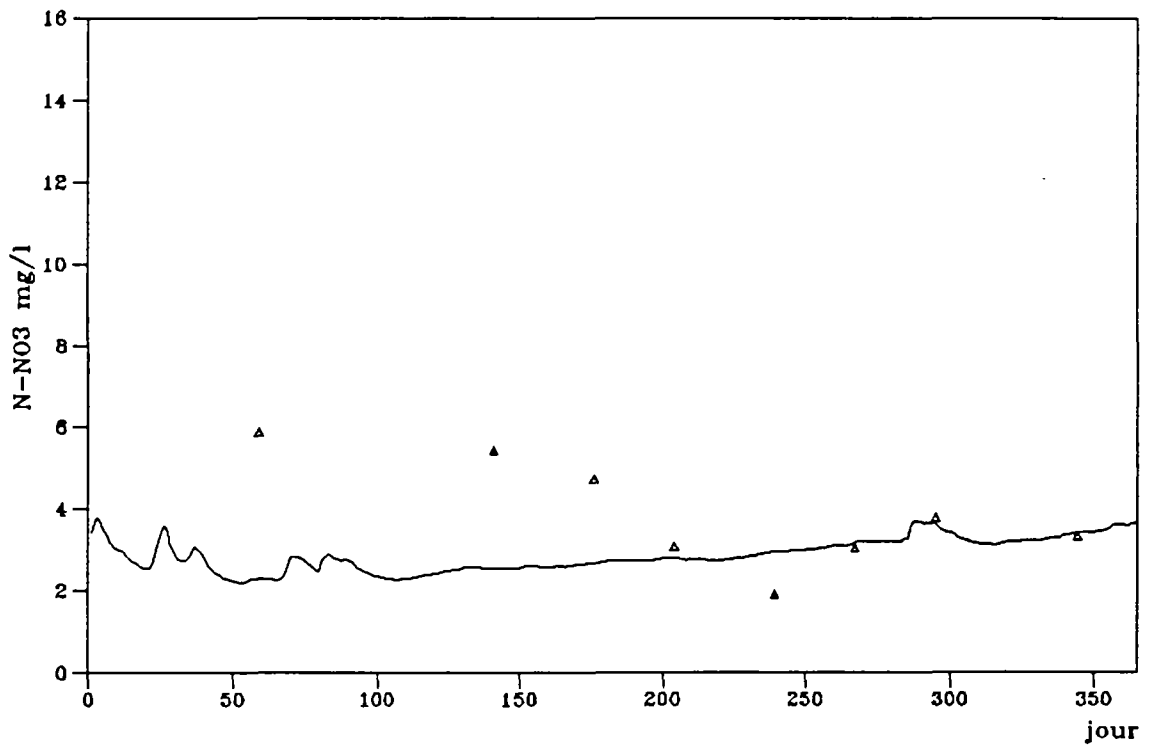


Fig. 123

Simulation de concentration (Angouleme 1981)

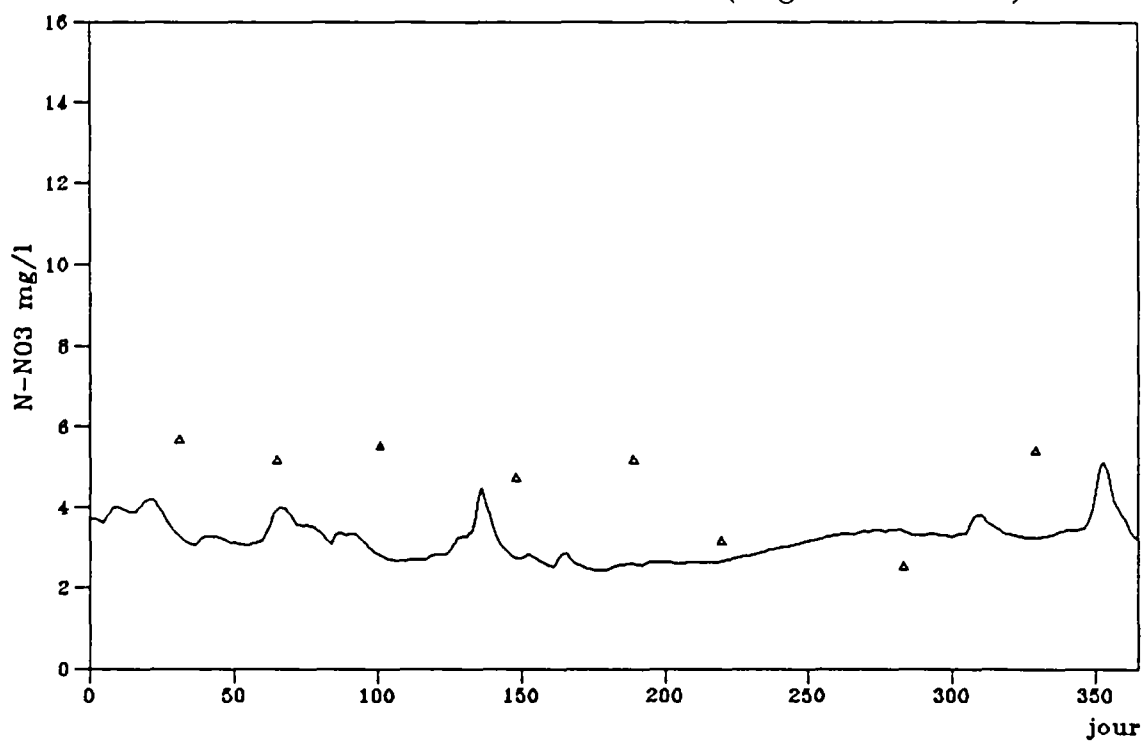


Fig. 124

Simulation de concentration (Angouleme 1982)

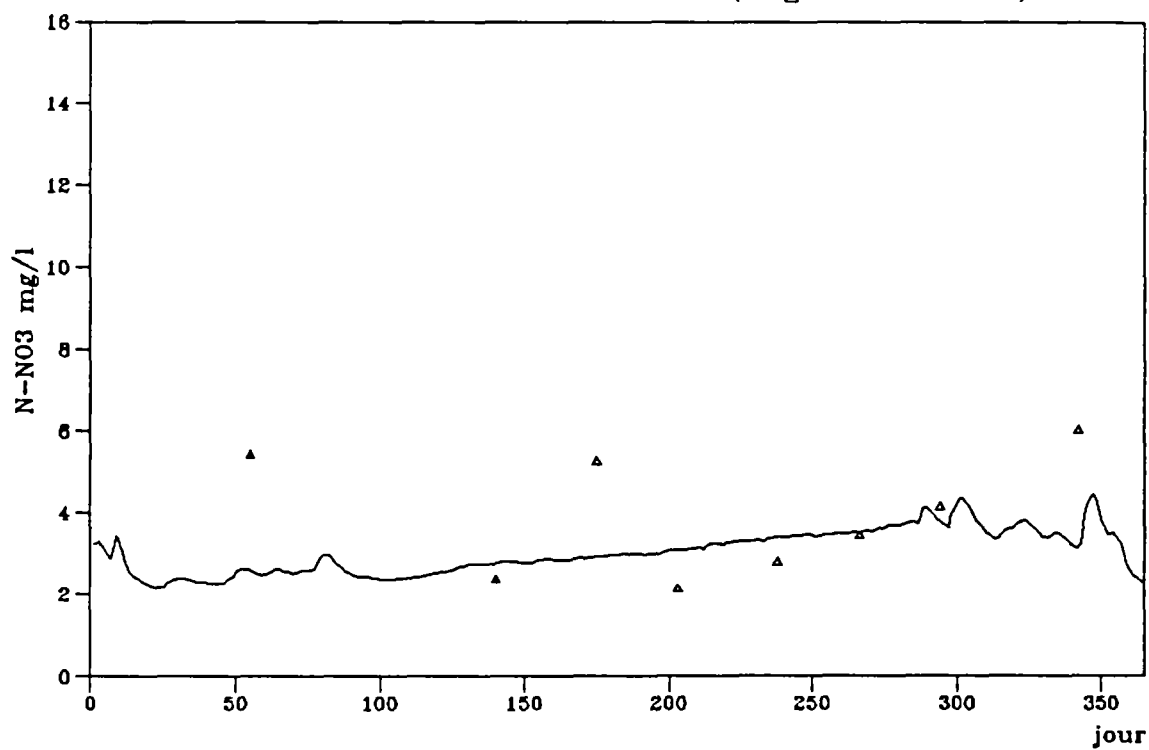


Fig. 125

Simulation de concentration (Angouleme 1983)

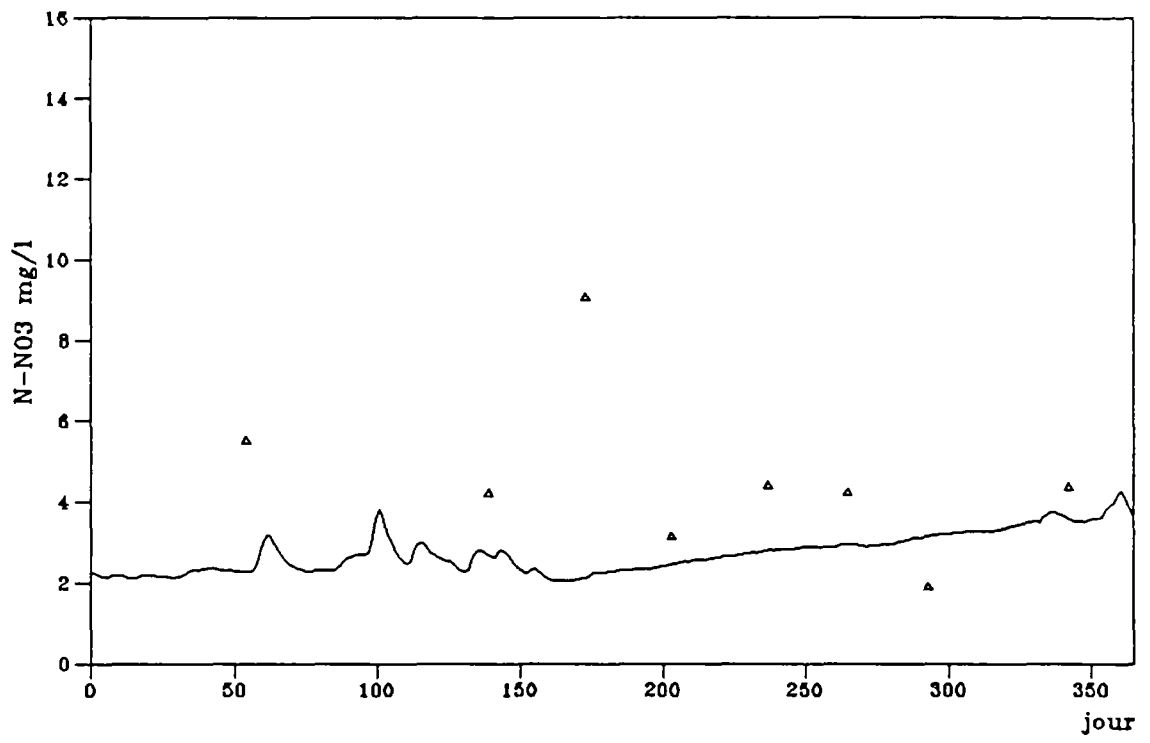


Fig. 126

Simulation de concentration (Rochefort 1975)

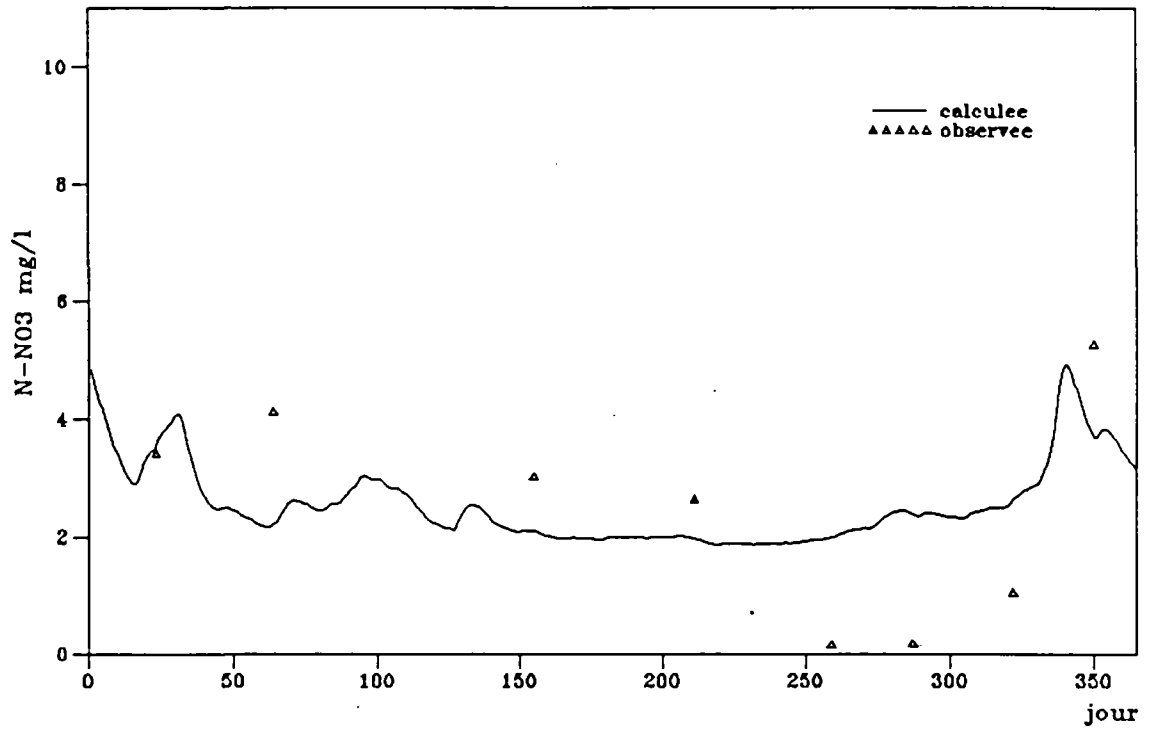


Fig. 127

Simulation de concentration (Rochefort 1976)

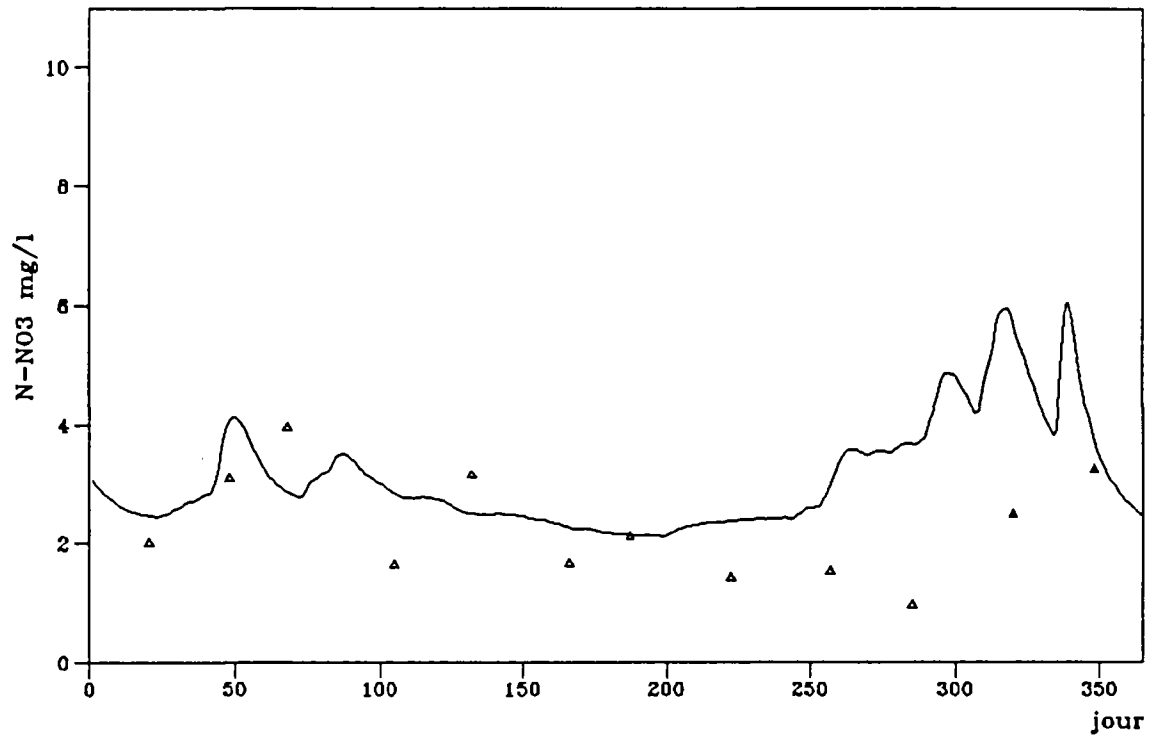


Fig. 128

Simulation de concentration (Rochefort 1977)

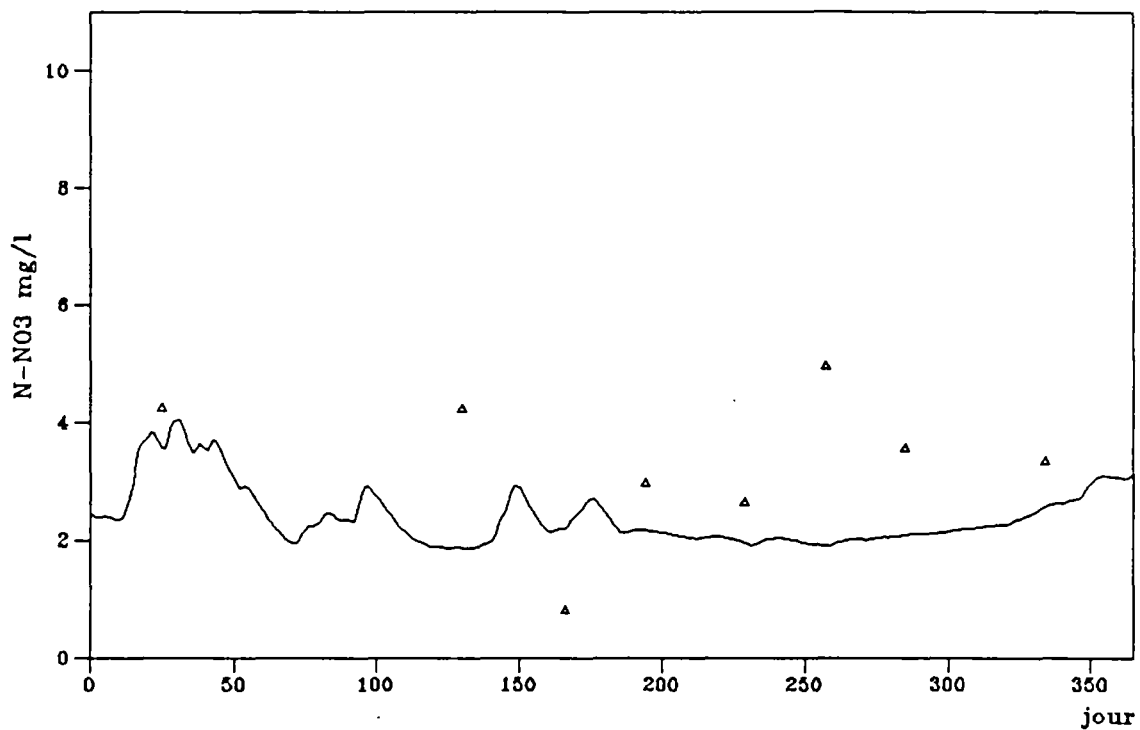


Fig. 129

Simulation de concentration (Rochefort 1978)

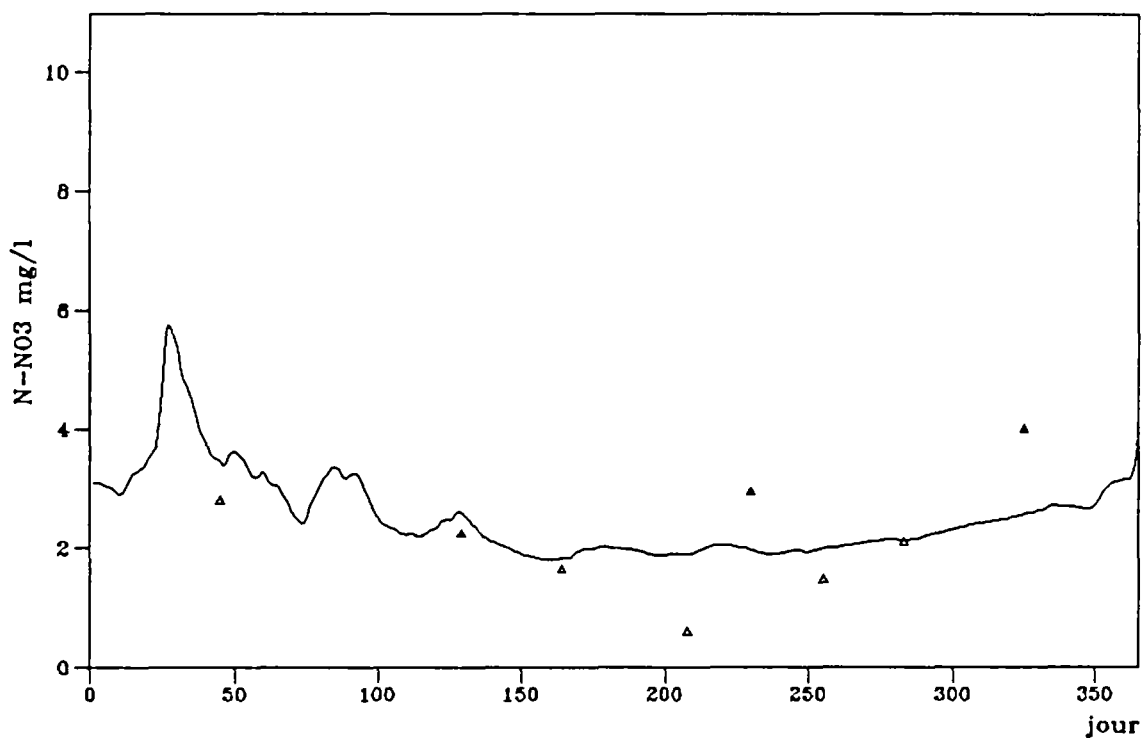


Fig. 130

Simulation de concentration (Rochefort 1979)

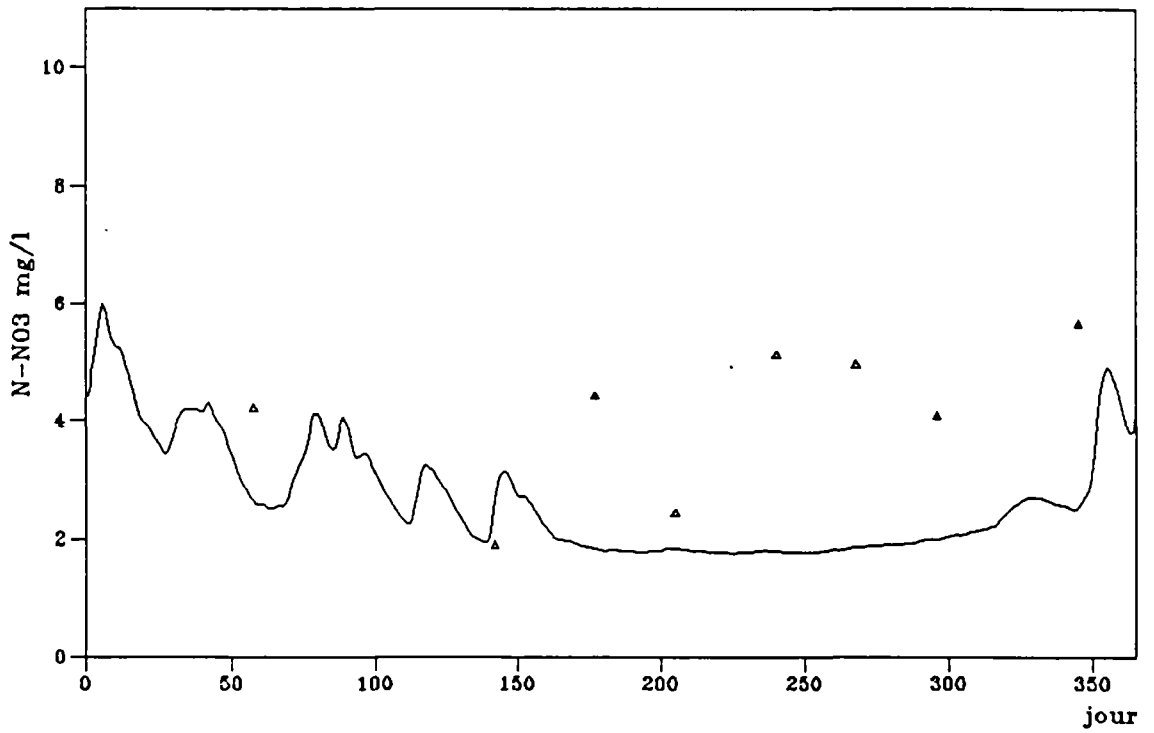


Fig. 131

Simulation de concentration (Rochefort 1980)

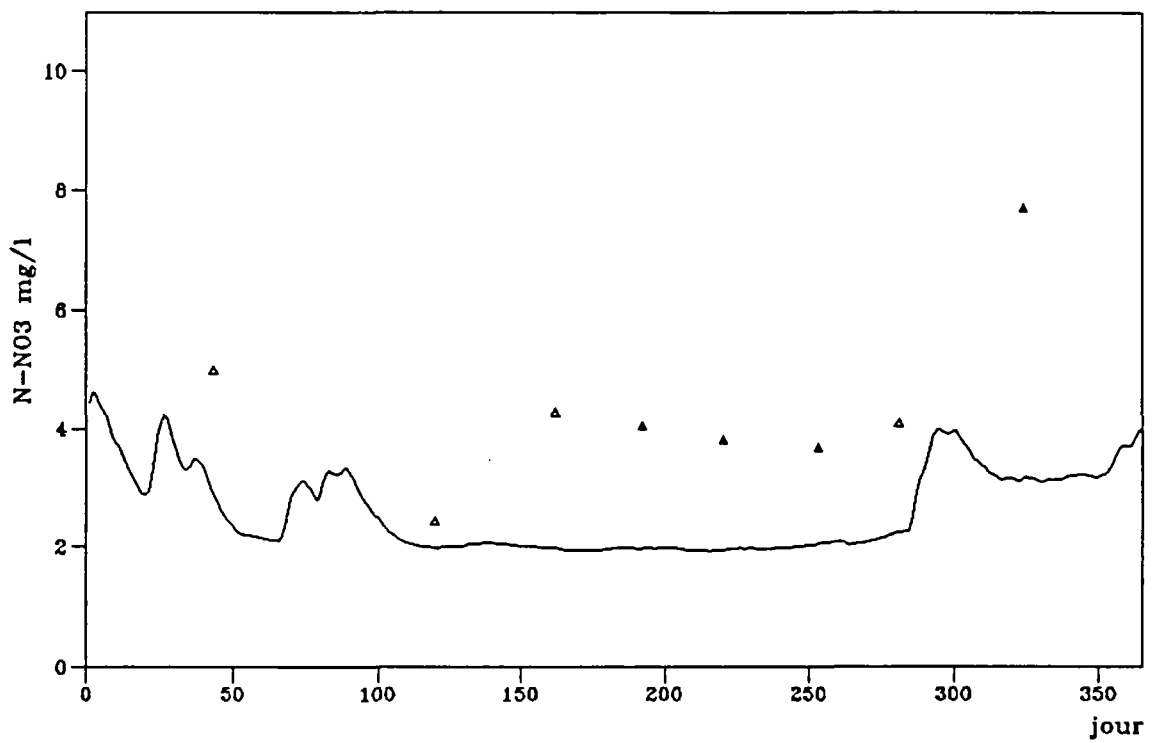


Fig. 132

Simulation de concentration (Rochefort 1981)

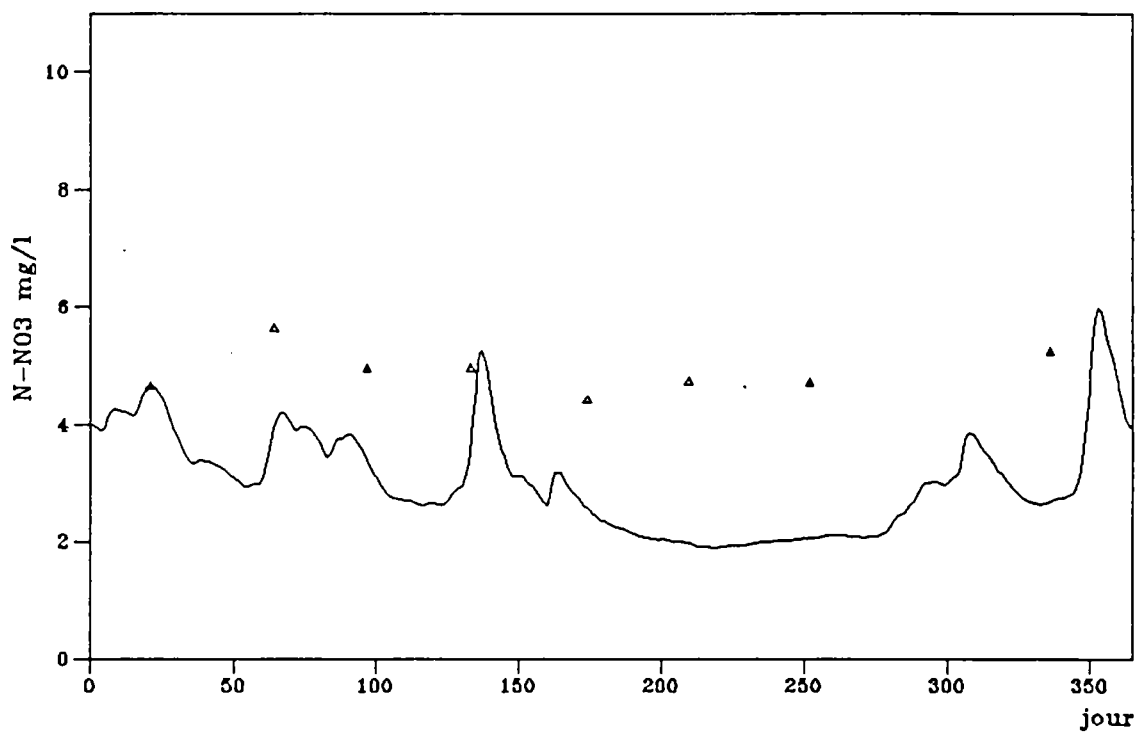


Fig. 133

Simulation de concentration (Rochefort 1982)

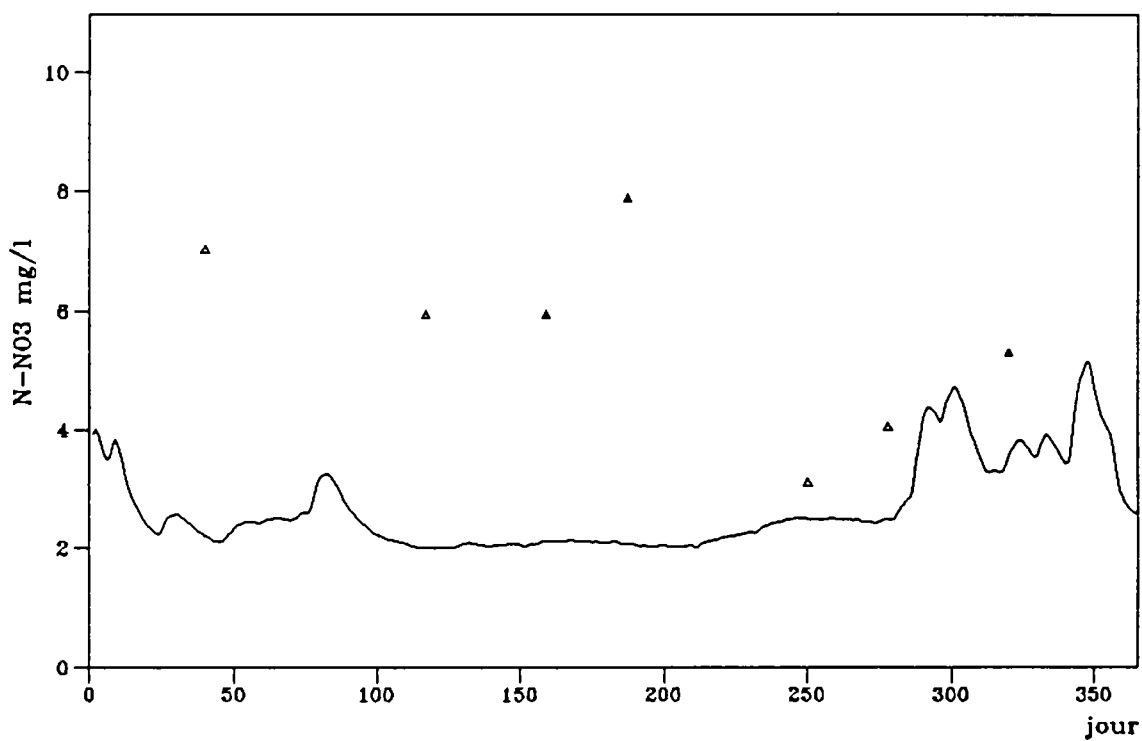


Fig. 134

Simulation de concentration (Rochefort 1983)

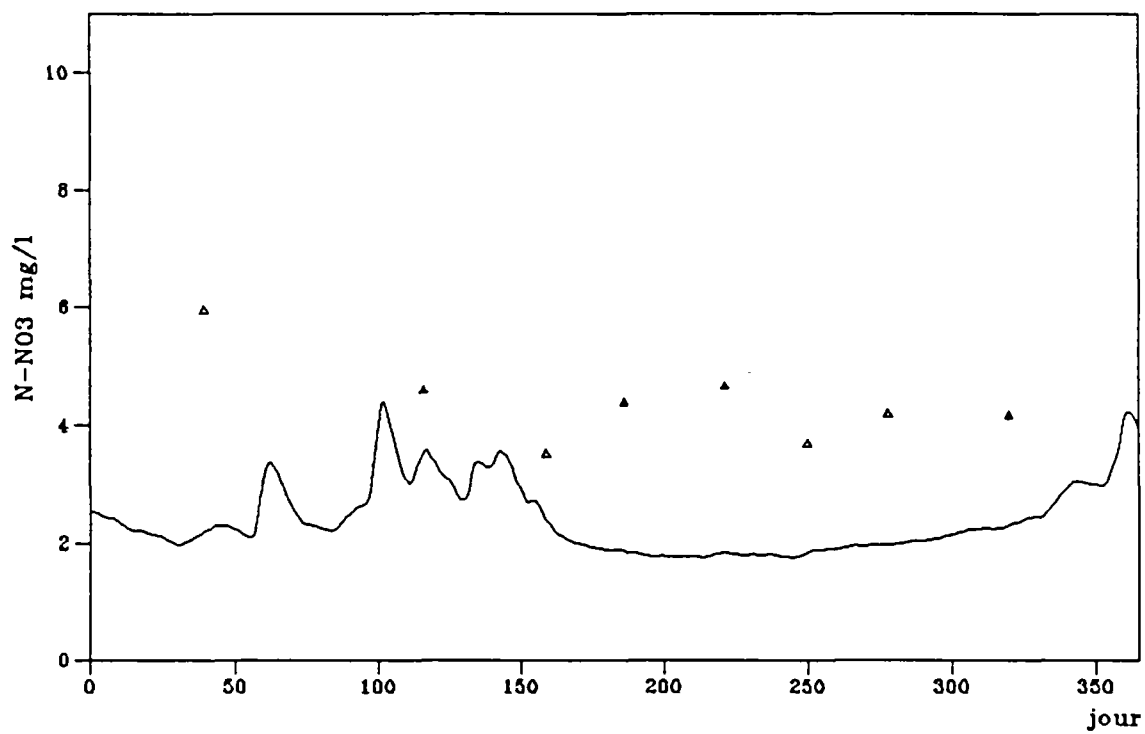


Fig. 135

Estimation de flux en N-NO3 a l'estuaire (1975)

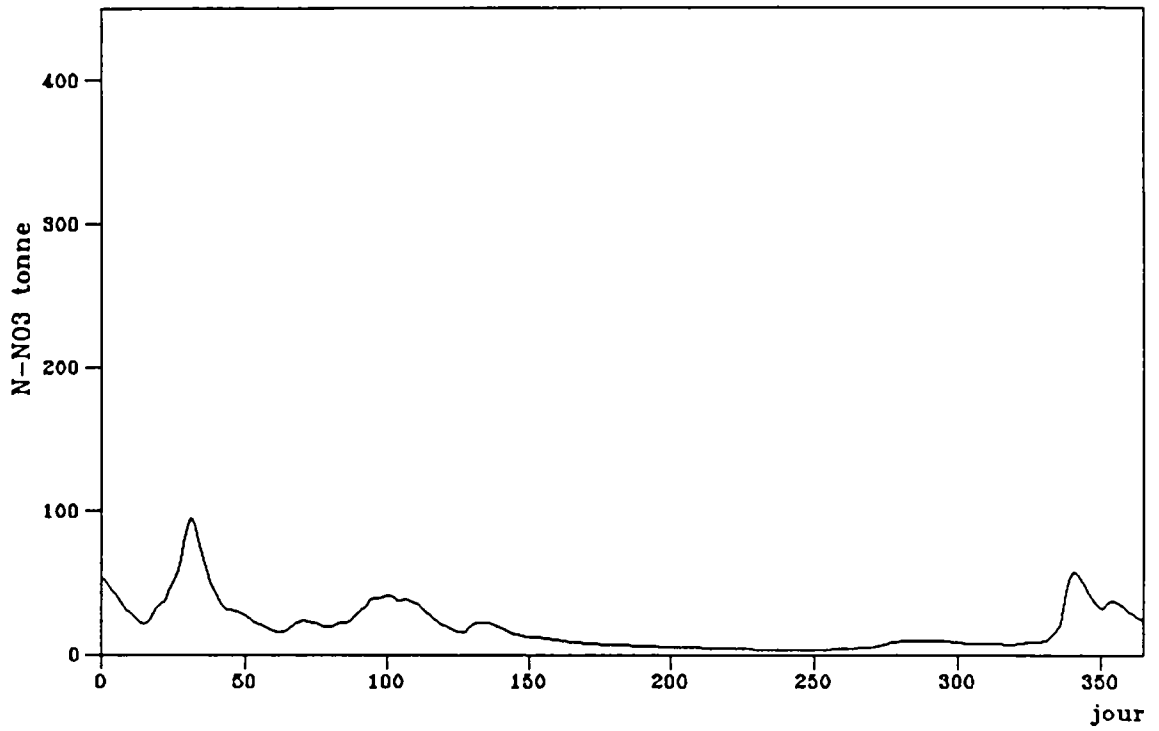


Fig. 136

Estimation de flux en N-NO3 a l'estuaire (1976)

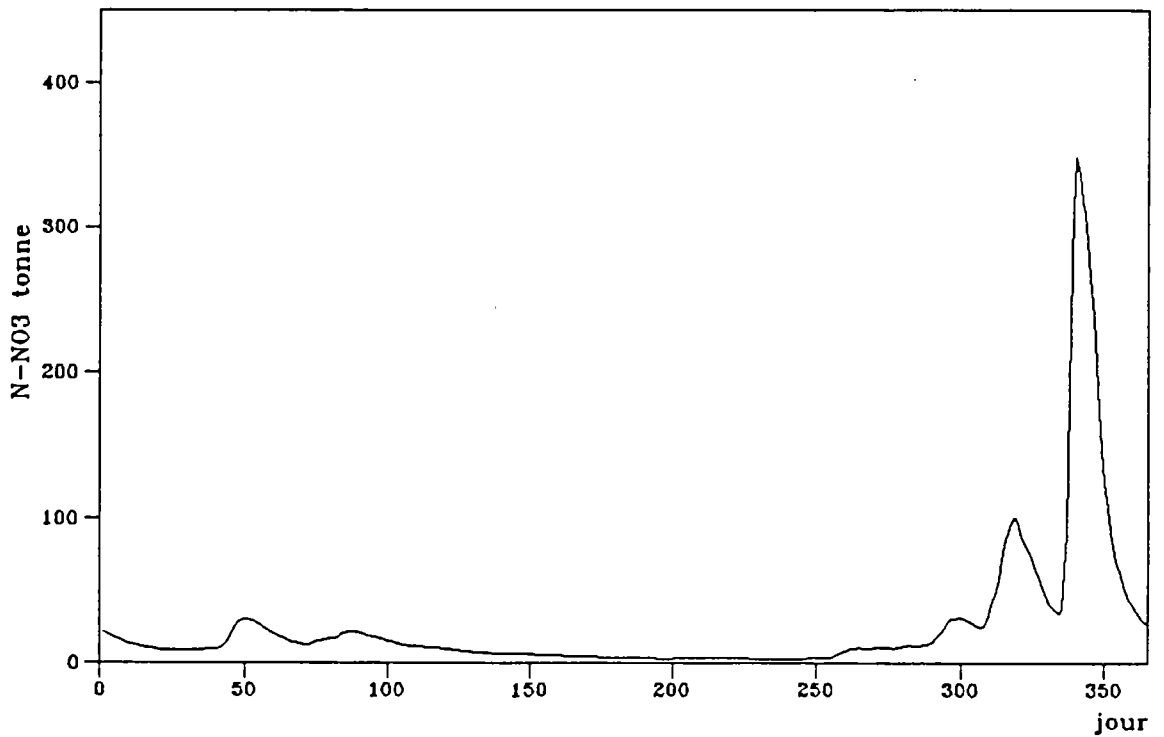


Fig. 137

Estimation de flux en N-NO3 a l'estuaire (1977)

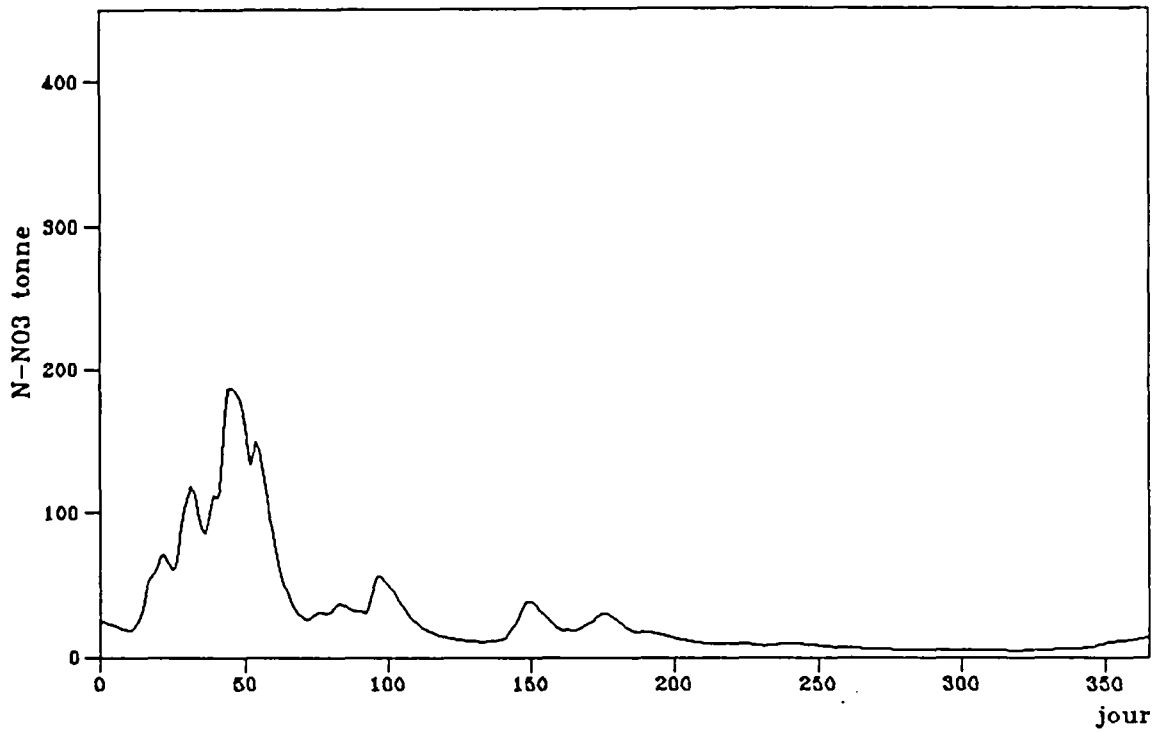


Fig. 138

Estimation de flux en N-NO3 a l'estuaire (1978)

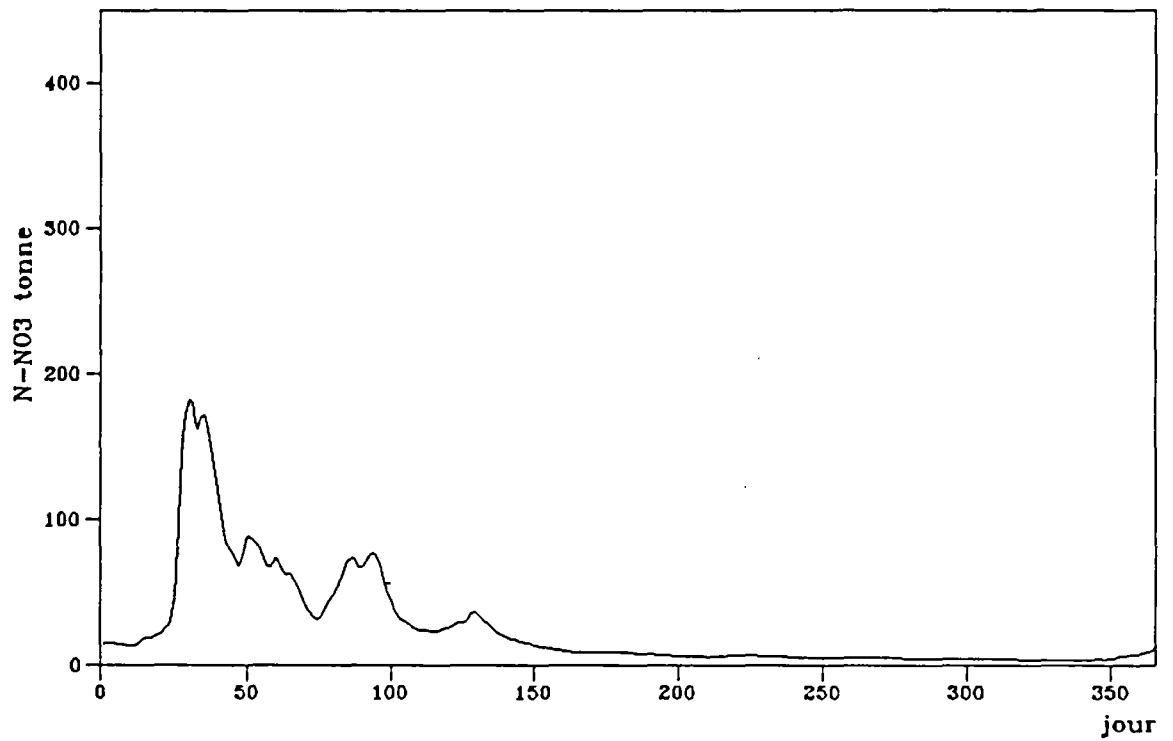


Fig. 139

Estimation de flux en N-NO3 a l'estuaire (1979)

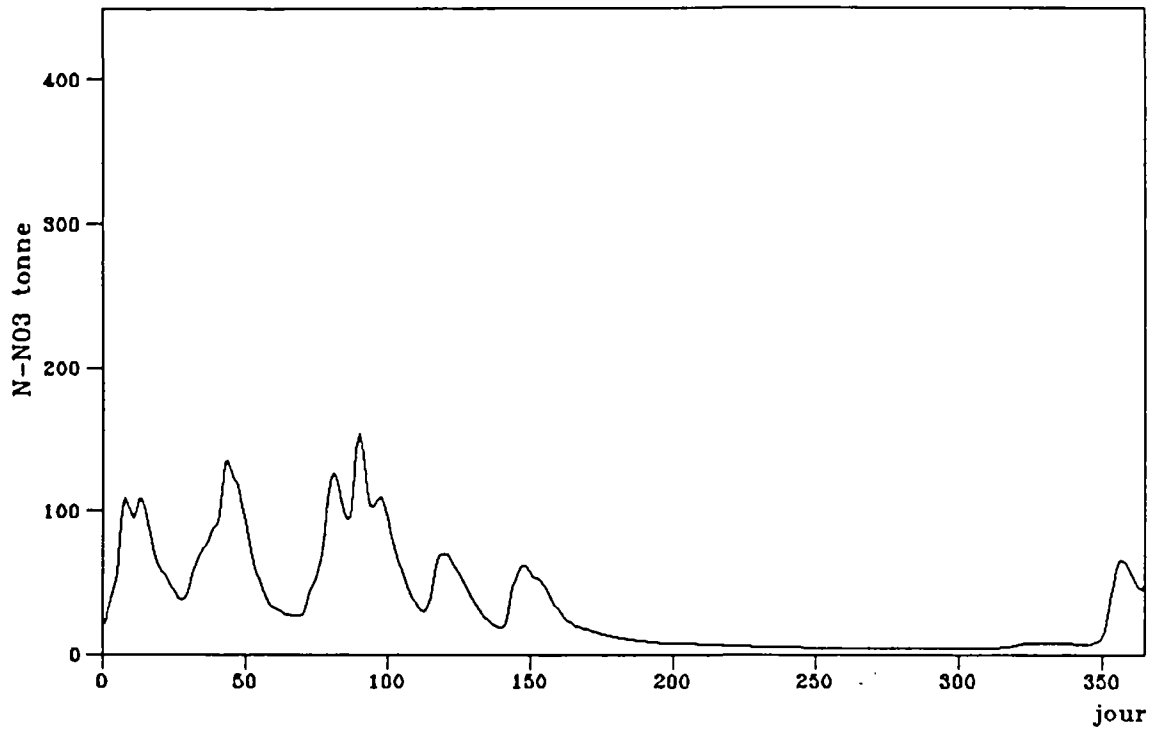


Fig. 140

Estimation de flux en N-NO3 a l'estuaire (1980)

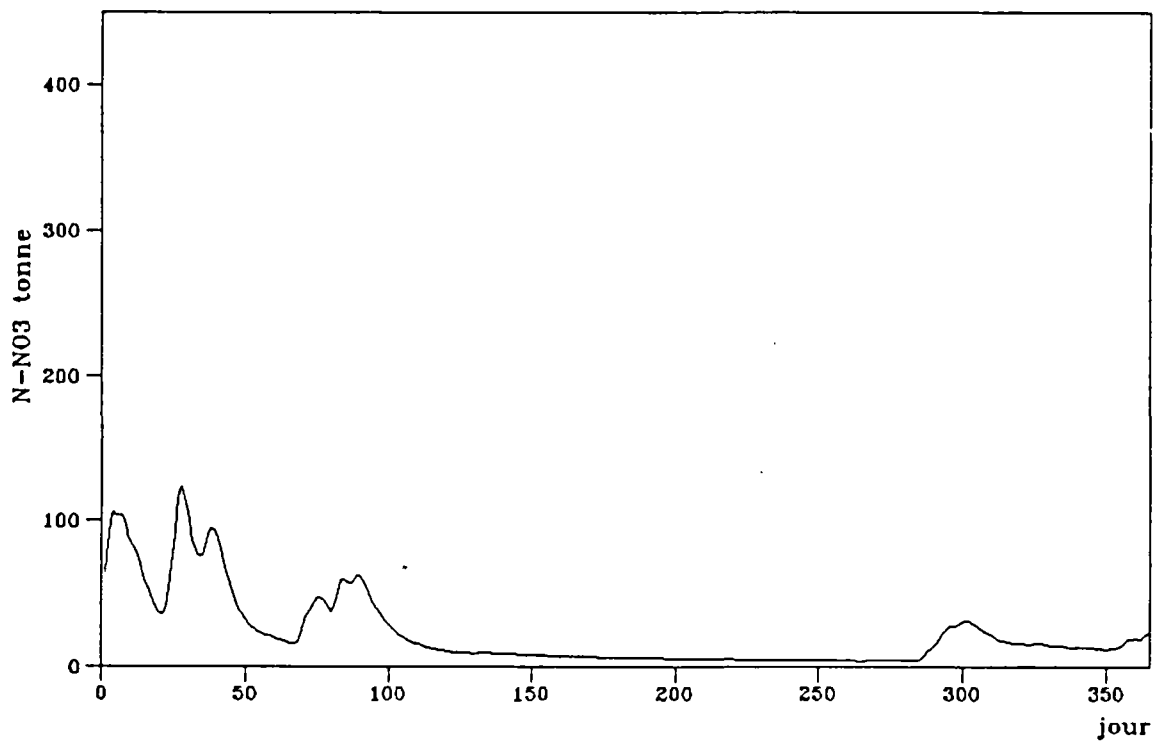


Fig. 141

Estimation de flux en N-NO3 a l'estuaire (1981)

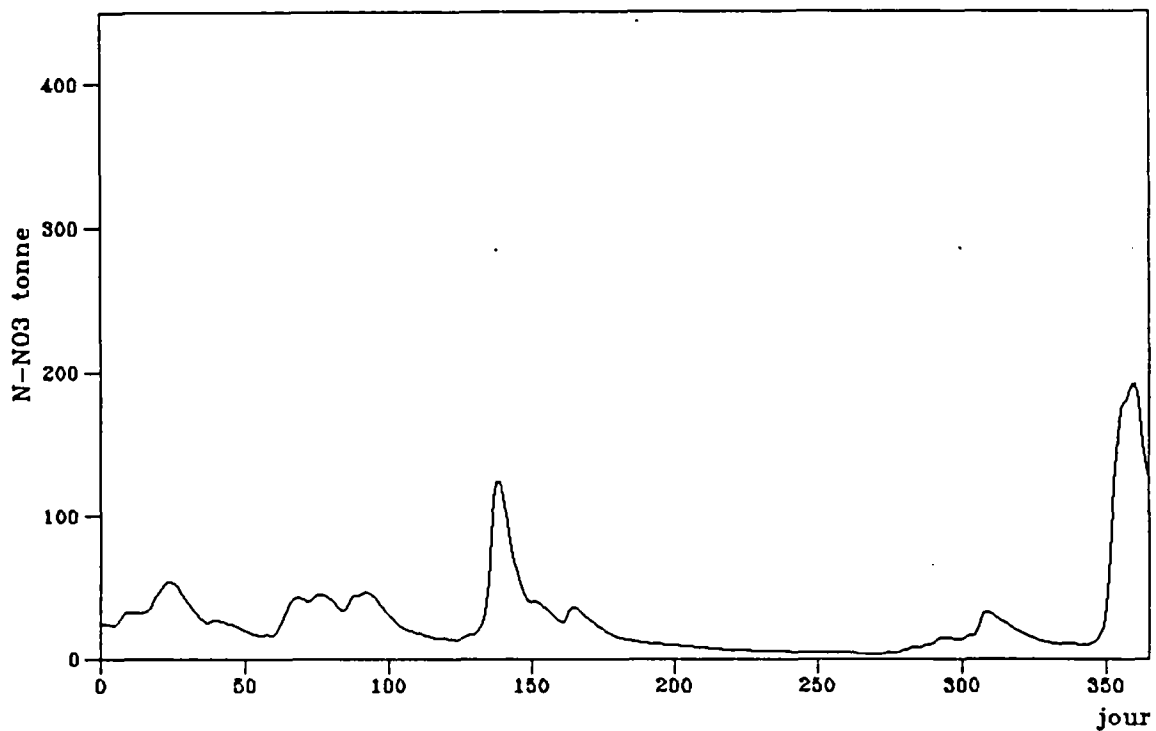


Fig. 142

Estimation de flux en N-NO3 a l'estuaire (1982)

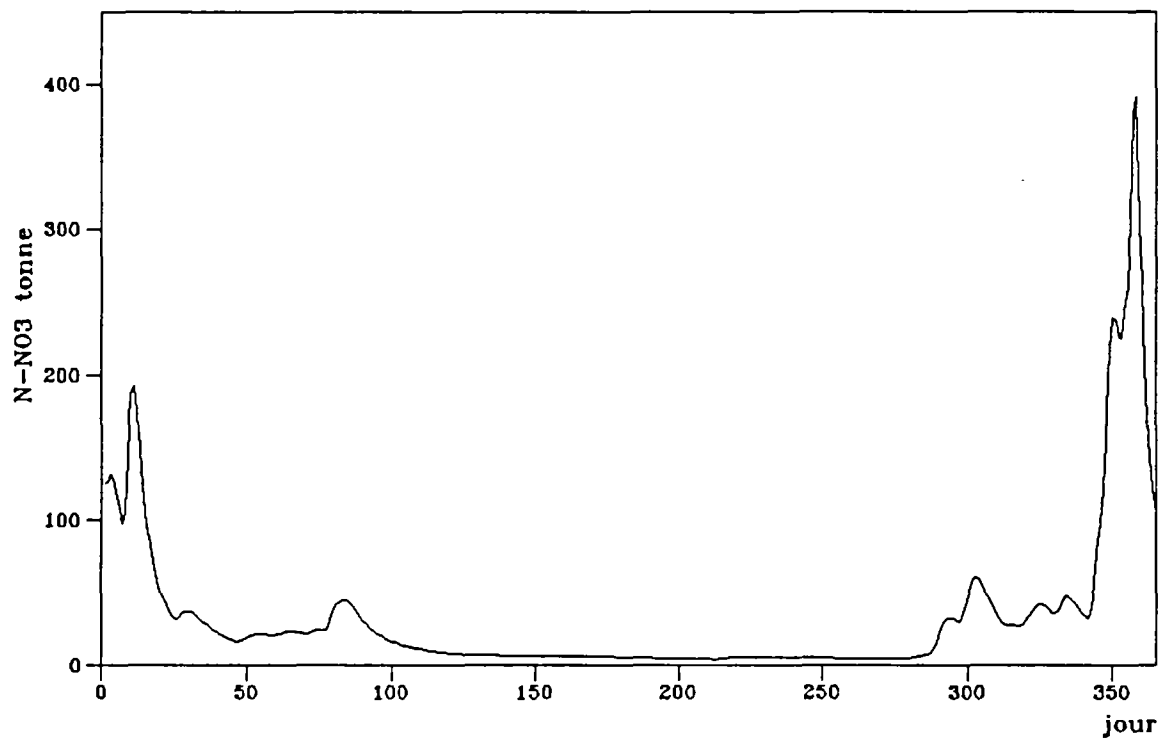


Fig. 143

Estimation de flux en N-NO3 a l'estuaire (1983)

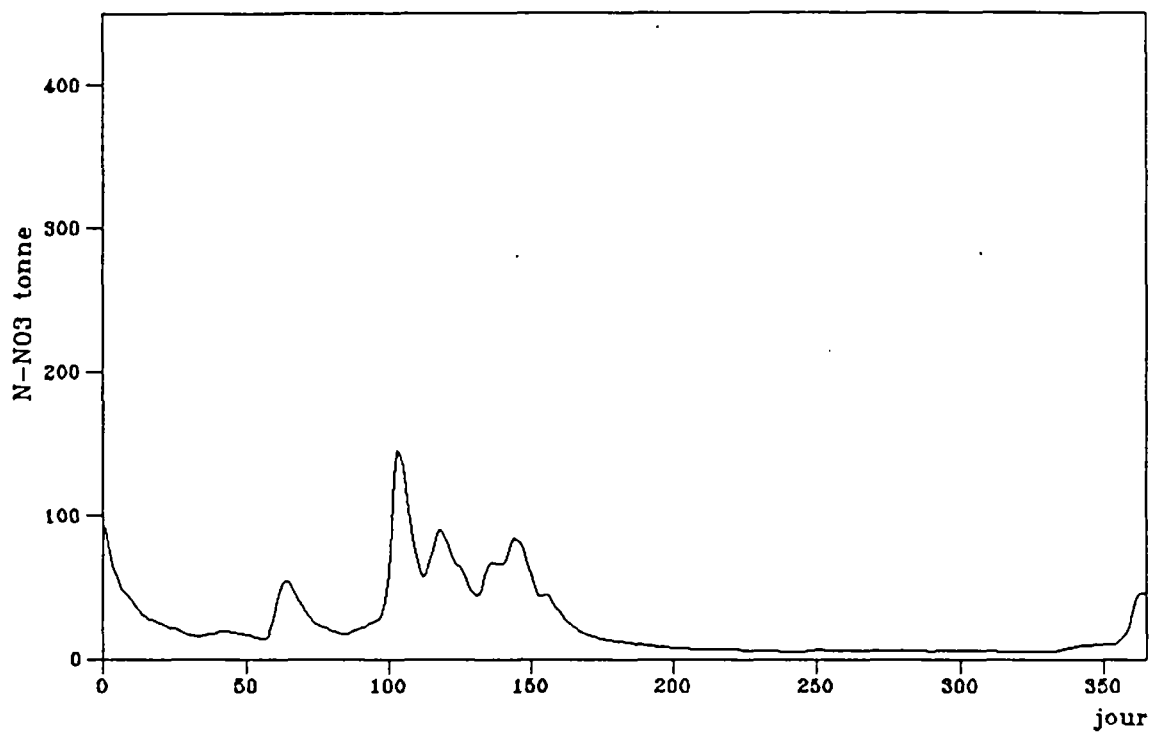


Fig. 144

Simulation de debit (globale Angouleme 1975)

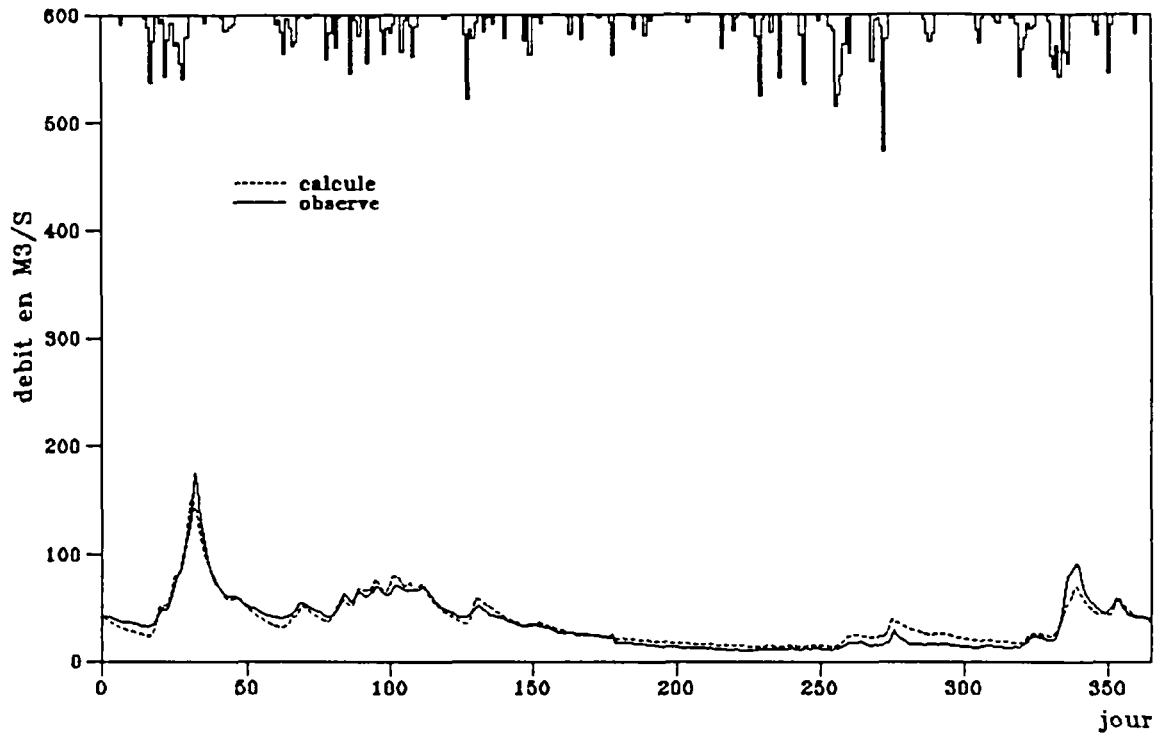


Fig. 145

Simulation de debit (globale Angouleme 1976)

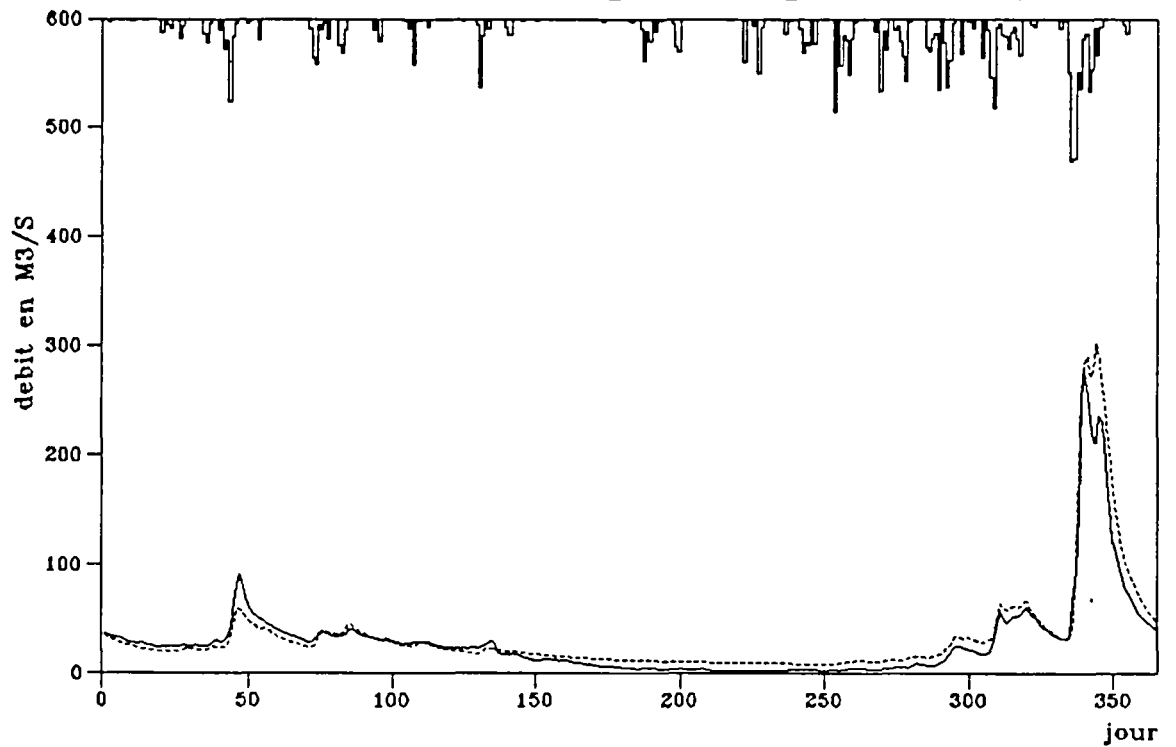


Fig. 146

Simulation de debit (globale Angouleme 1977)

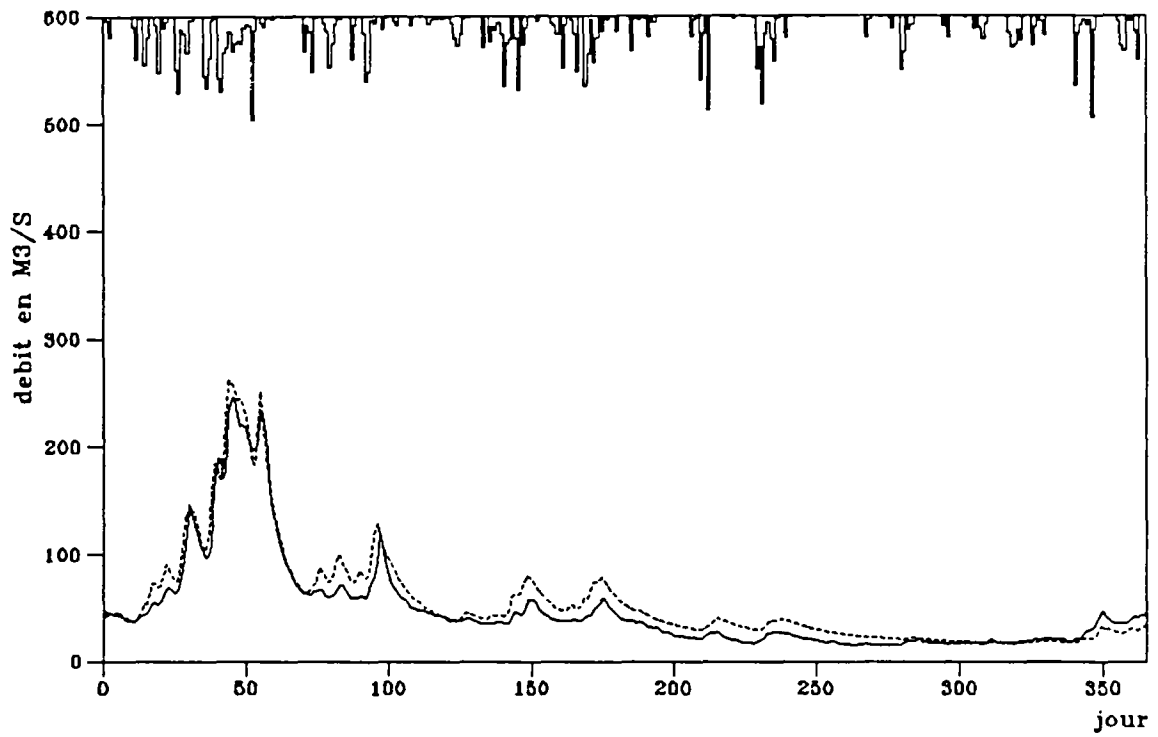


Fig. 147

Simulation de debit (globale Angouleme 1978)

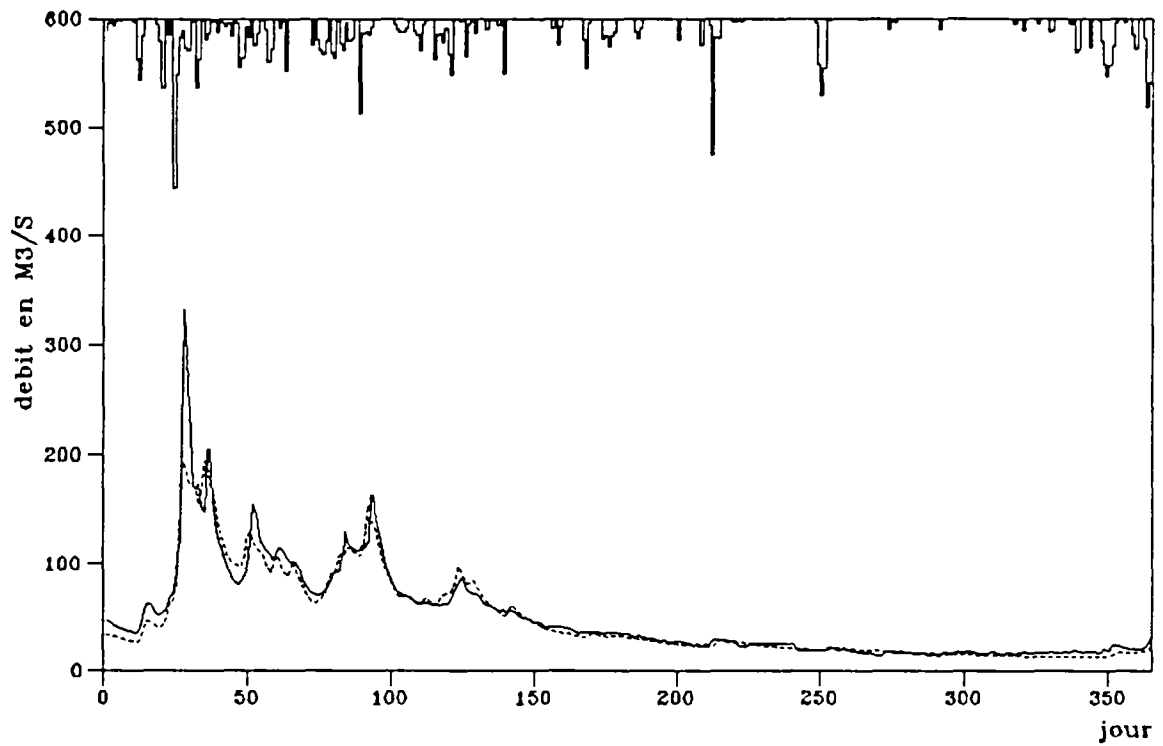


Fig. 148

Simulation de debit (globale Angouleme 1979)

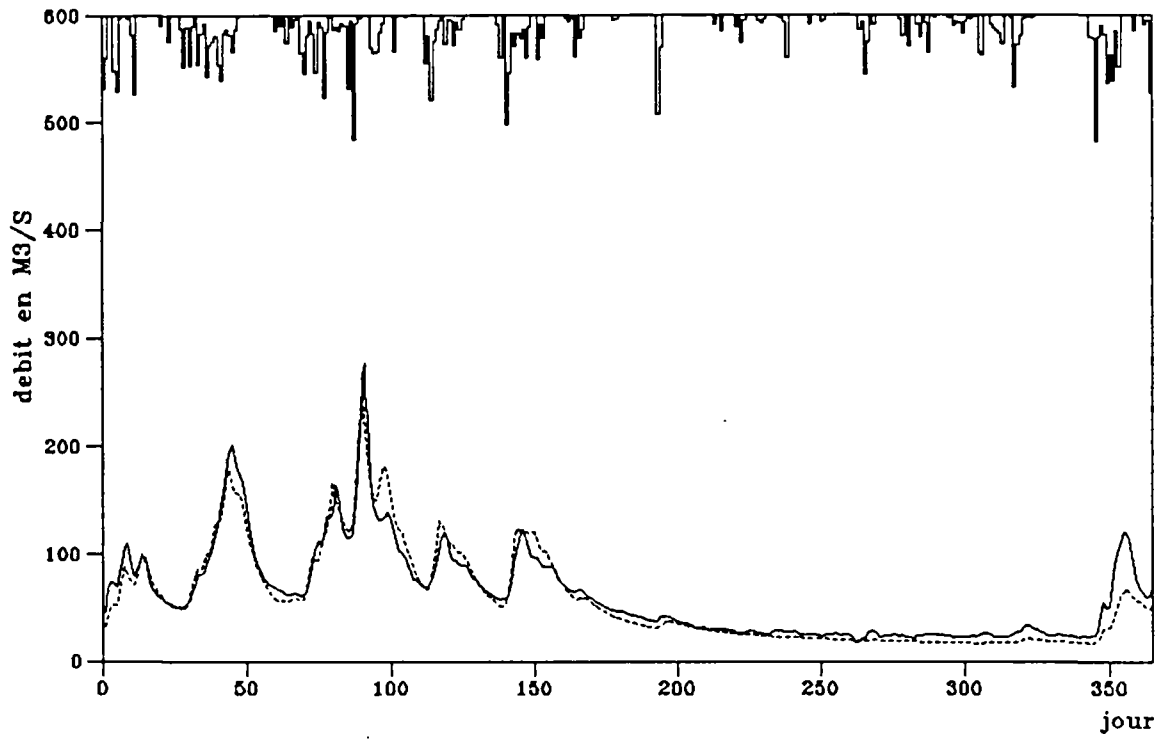


Fig. 149

Simulation de debit (globale Angouleme 1980)

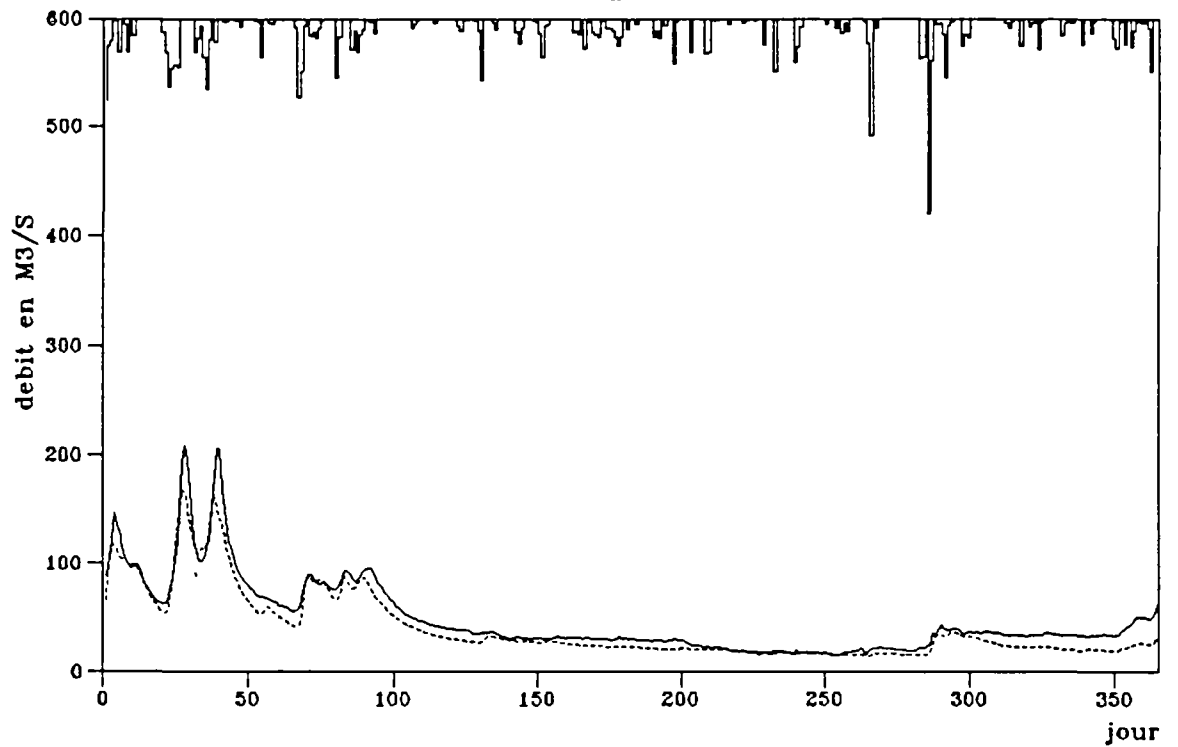


Fig. 150

Simulation de debit (globale Angouleme 1981)

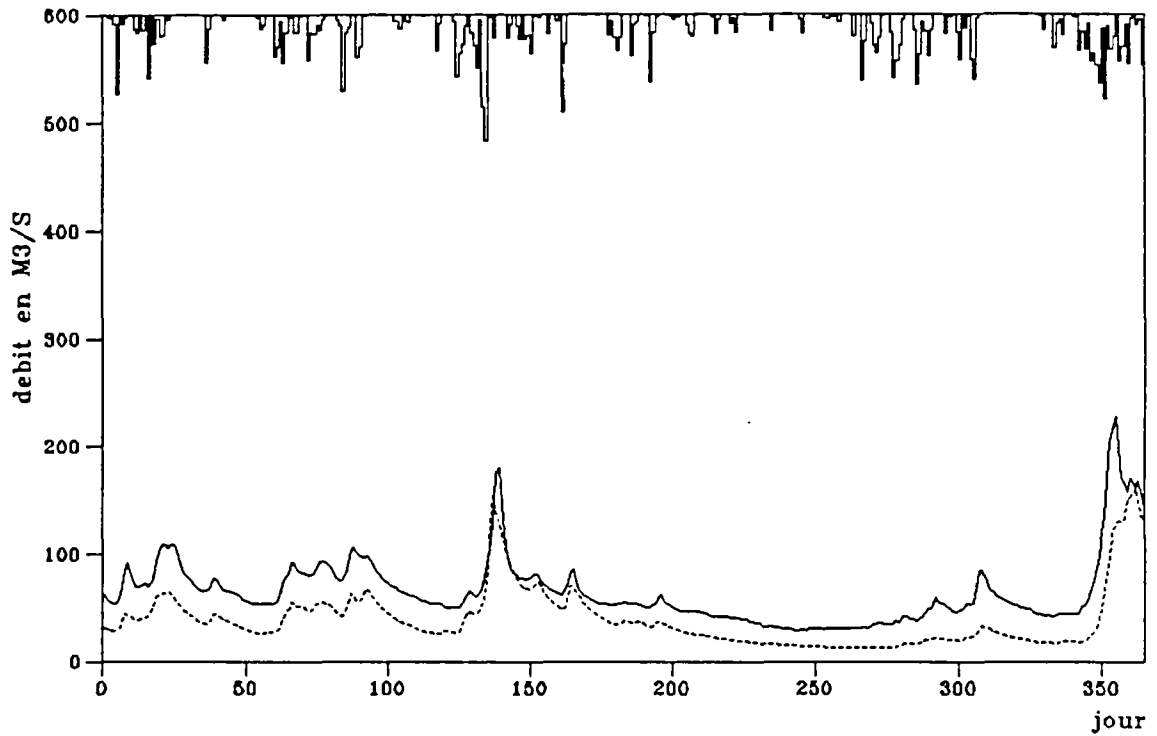


Fig. 151

Simulation de debit (globale Angouleme 1982)

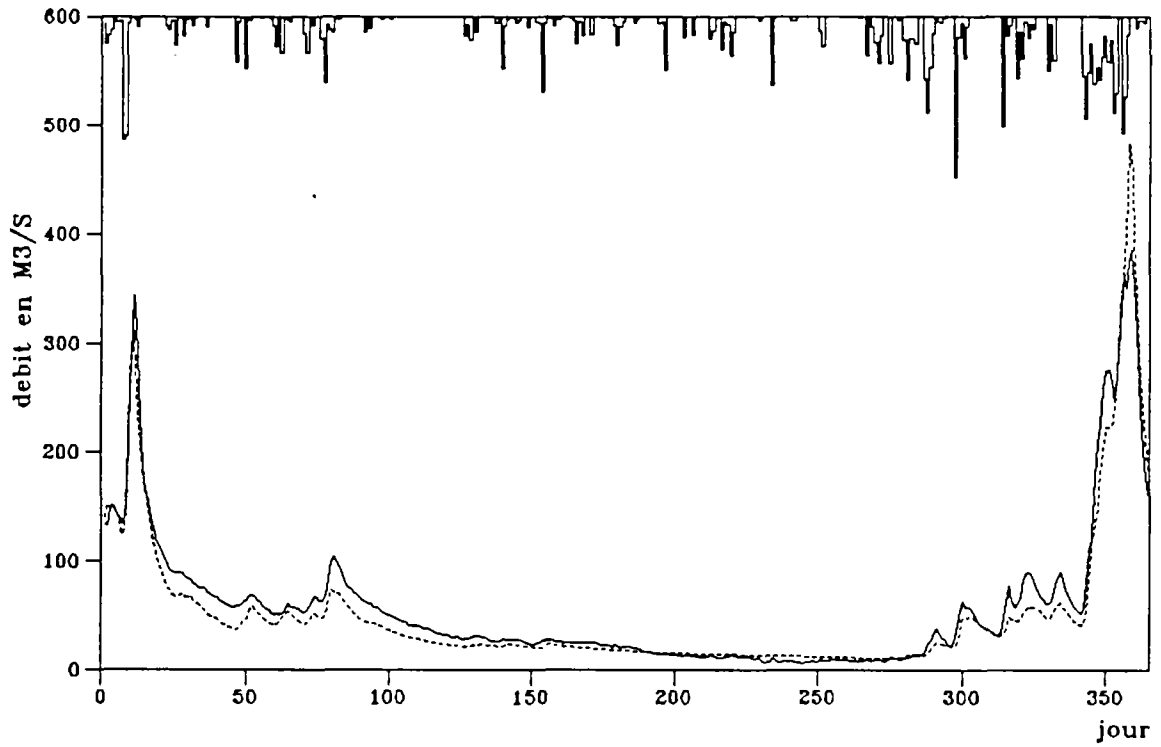


Fig. 152

Simulation de debit (globale Angouleme 1983)

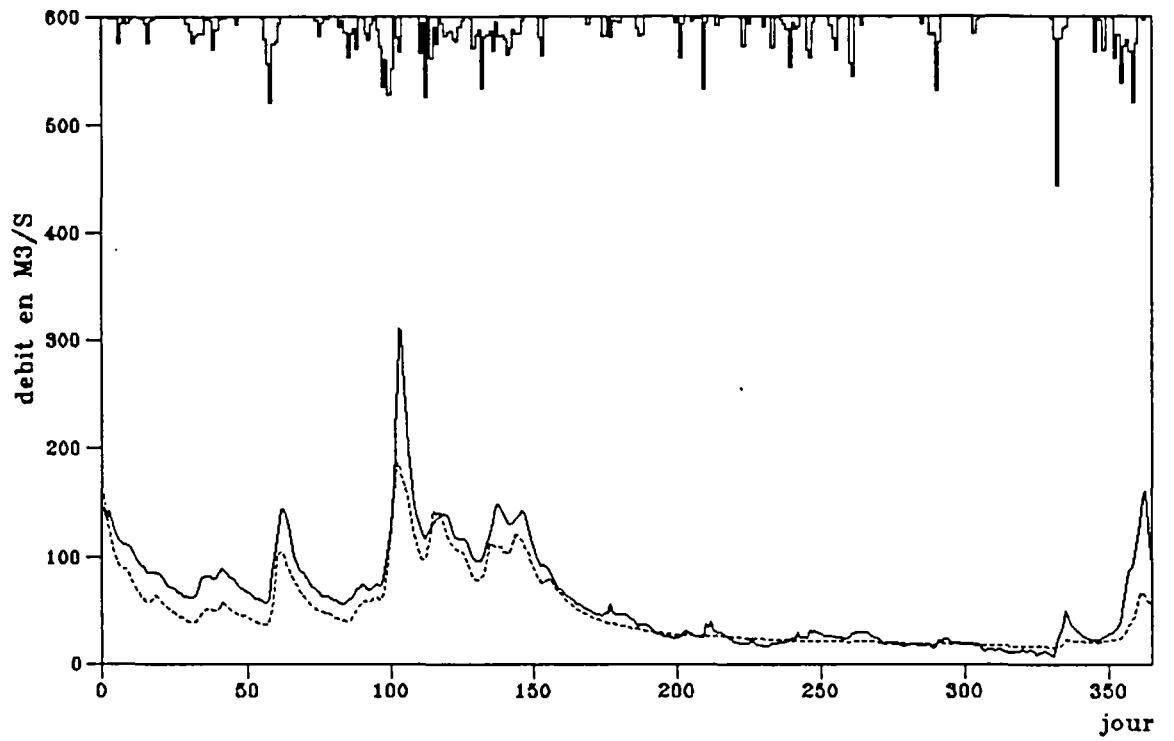


Fig. 153

ANNEXE III

Description sommaire du programme informatique

Les travaux informatiques constituent partiellement le but de la thèse. Ils comportent un programme opérationnel sur l'ensemble du réseau hydrographique charentais et une banque de données tant hydroclimatiques que de qualité de l'eau. Le programme a été écrit à l'aide du langage FORTRAN et fonctionne sur un micro-ordinateur sous le système d'exploitation MS-DOS.

La banque de données

Il s'agit d'un fichier à accès direct qui contient des données journalières:

- la pluie sur 34 postes de 1975 à 1983 couvrant le bassin versant de la Charente,
- le débit sur 37 stations du réseau hydrographique charentais sur des périodes différentes,
- la température de l'air de 1971 à 1985 à Cognac.

Ce fichier contient également des données au pas de temps variable (environ 8 par an) concernant 43 paramètres de qualité de l'eau (dont la concentration en nitrates) sur 18 sites de prélèvement.

L'accès à la banque et la lecture des données se réalisent par l'intermédiaire d'une base de données et de commandes entrées au clavier.

Les lacunes dans les chroniques pluviométriques sont simplement remplacées par les valeurs correspondantes mesurées à Cognac où l'on dispose une chronique complète.

La base de données

La base de données contient toutes les données décrivant les sous bassins et les biefs de la Charente. D'autre part, elle constitue un pont entre le programme et la banque de données. En l'interrogeant et en choisissant des options sur différents menus, on peut simuler le débit ou la concentration en nitrates sur n'importe quel sous bassin ou bief et sur n'importe quelle période comportant des données disponibles.

Les paramètres du modèle peuvent être également initialisés, optimisés ou réécrits dans la base de données, ce qui permet des fonctionnements successifs sur différents sous bassins ou biefs.

Le programme

Mis à part la partie relative à la base de données, le programme contient plusieurs sousroutines qui présentent chacune une fonction différente. Nous ne présentons ici que le rôle des sousroutines essentiels du programme.

- la subroutine GR5 simule la transformation pluie-débit, avec la pluie et la température comme variables d'entrée.
- la subroutine NITRAT simule la production et le lessivage des nitrates dans le sol.
- la subroutine PROPAG simule la propagation de débit de l'amont à l'aval d'un bief et fournit le débit de sortie pour la subroutine suivant.
- la subroutine RIVDENI simule la dynamique de nitrates dans la rivière, la dénitrification étant le processus essentiel.

Le schéma suivant présente l'organigramme du programme informatique.

