

**Université Pierre et Marie Curie, Université Paris-Sud,
École des Mines de Paris
& École Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts**

**DEA Hydrologie, Hydrogéologie, Géostatistique et Géo chimie
Filière Hydrologie et Hydrogéologie Quantitatives**

**Analyses et prévisions des pertes en nitrates
dans le bassin versant du Wash (Grande Bretagne)**

Bruna Grizzetti

Directeur de recherche : Fayçal Bouraoui

AVEC LA COLLABORATION DE CELINE CONAN



**Centre Commun de Recherche
Ispra (VA), Italie**

Septembre 2002



Résumé

Dans cette étude nous avons construit un modèle statistique qui estime la charge en nitrates dans la rivière en utilisant comme variables explicatives les sources de N diffuses et ponctuelles et les caractéristiques physiques du bassin et du réseau hydrographique. L'étude a été menée sur le bassin versant de Wash (15610 km²), situé en Angleterre.

La distribution spatiale des caractéristiques physiques du bassin et des sources de pollution a été analysée par le Système d'Information Géographique ArcView GIS () et le logiciel CWR-PrePro (), afin de déterminer les valeurs des variables du modèle.

Nous avons calé le modèle avec le code numérique UCODE () en utilisant des valeurs d'entrée annuelles moyennes de la période 1995-1999. Ensuite, nous avons réalisé une analyse de Monte Carlo pour évaluer les résultats du calage.

Le modèle ainsi obtenu a permis d'estimer la contribution de chaque source à la charge de nitrate mesurée dans l'eau. Dans le bassin de Wash les sources diffuses d'origine agricole contribuent en moyenne à 49% de l'export de N du bassin tandis que les rejets des eaux usées contribuent à 18%. Le reste est constitué par la déposition atmosphérique et les pertes naturelles. Par ailleurs l'interprétation du sens physique des coefficients du modèle a permis d'évaluer l'influence des phénomènes de rétention.

Table des matières

1. INTRODUCTION.....	4
2. PROBLÉMATIQUE.....	5
2.1 PROCESSUS DE TRANSPORT ET DE TRANSFORMATION DE L'AZOTE	5
2.2 QUANTIFICATION ET RÉPARTITION DE LA POLLUTION DES EAUX	6
3. CARACTÉRISTIQUES DE LA RÉGION D'ÉTUDE.....	8
3.1 LOCALISATION ET CLIMAT.....	8
3.2 GÉOLOGIE, HYDROLOGIE, HYDROGÉOLOGIE ET RESSOURCES EN EAU	9
3.3 SOLS, OCCUPATION DES SOLS ET SOURCES DE POLLUTION.....	9
4. LE MODÈLE.....	11
4.1 DESCRIPTION DU MODÈLE	11
4.2 PARAMÈTRES REPRÉSENTANT LES CARACTÉRISTIQUES DU BASSIN.....	14
5. CONSTRUCTION DES VARIABLES : ANALYSE SPATIALE.....	16
5.1 OUTILS D'ANALYSE.....	16
5.2 SÉLECTION DES STATIONS DE MESURE.....	16
5.3 DONNÉES DISPONIBLES	16
5.4 PÉRIODE D'ÉTUDE	16
5.5 VARIABLE DÉPENDANTE.....	18
5.6 VARIABLES INDÉPENDANTES.....	18
6. CALAGE DU MODÈLE	20
6.1 CORRÉLATIONS ENTRE LES PARAMÈTRES	20
6.2 CORRÉLATIONS SIGNIFICATIVES.....	22
6.3 MÉTHODE D'OPTIMISATION.....	22
6.4 PROBLÈMES PENDANT LE CALAGE.....	23
6.5 UNITÉS DE MESURE	24
6.6 CONTRAINTES DU MODÈLE.....	24
6.7 VALEURS INITIALES DES PARAMÈTRES	24
6.8 ANALYSE DE MONTE CARLO.....	25
7. RÉSULTATS.....	29
7.1 ANALYSE DES RÉSIDUS.....	29
7.2 VALIDATION DU MODÈLE	31
7.3 INTERPRÉTATION DU SENS PHYSIQUE DES PARAMÈTRES DU MODÈLE	32
7.4 CONTRIBUTION DES SOURCES À LA CHARGE EN NITRATES.....	33
8. CONCLUSIONS	35
9. BIBLIOGRAPHIE	36

1. Introduction

Dans plusieurs pays européens, des récents instruments législatifs envisagent la mise en place de politiques agricoles plus efficaces face à la dégradation de la qualité de la ressource en eau, due à la pollution d'origine agricole, notamment de nitrates, et à l'augmentation des export en nutriments vers les eaux côtières, cause de problèmes d'eutrophisation. L'application de nouvelles politiques agricoles requiert la connaissance des dynamiques de nutriments dans le système et l'estimation de la contribution de chaque source de pollution, ceci étant possible par un outil de modélisation.

L'**objectif** de cette étude est la construction d'un modèle statistique capable d'estimer la charge d'azote dans la rivière, à partir de la connaissance des sources et des caractéristiques physiques du bassin versant, et de répartir la pollution ainsi évaluée selon les différentes sources d'azote présentes dans la région.

L'étude a été menée sur le **bassin versant de Wash** (15 610 km²) situé à l'est de l'Angleterre. Dans cette région la concentration moyenne de nitrates varie entre 6 et 14 mg N/L du fait d'une forte pression anthropique et d'une intense activité agricole.

Dans ce rapport, après une description de la problématique et de la région d'étude, nous présenterons la structure du modèle et ses variables, suivie de l'analyse spatiale du bassin versant, étape nécessaire à la détermination des valeurs des variables du modèle. Enfin nous décrirons le calage du modèle et montrerons les résultats obtenus.

2. Problématique

L'activité humaine a altéré le cycle de l'azote par la fixation de N_2 et par l'utilisation des combustibles fossiles (Vitousek et al., 1997b) en doublant le taux d'entrée d'azote dans le cycle de N, et en augmentant le transfert d'azote dans les cours d'eau et vers leurs exutoires et les eaux côtières (Vitousek et al., 1997a). À l'échelle globale, l'activité humaine est le principal facteur contrôlant l'exportation de nitrates NO_3^- (Caracao et Cole, 1999). En Europe, les flux d'azote d'origine terrestre apportés par les fleuves à la Mer du Nord ont augmenté d'un facteur de 6 à 20 par rapport à l'époque pré-industrielle (Howarth et al., 1996).

La Commission Européenne est intervenue pour protéger la qualité de la ressource en eau et préserver le milieu aquatique de l'eutrophisation. À cette fin, la Directive Nitrates (European Community, 1991) vise à réduire la pollution des eaux provoquée par les nitrates d'origine agricole et prévenir toute nouvelle pollution de ce type. Les Pays Membres doivent mettre en place des politiques agricoles qui réduisent la pollution diffuse.

La répartition selon différentes sources (« *source apportionment* ») de la charge en nutriments (N et P) mesurée dans un cours d'eau est une étape fondamentale pour la connaissance des dynamiques d'une région et l'établissement des politiques agricoles plus efficaces, afin de protéger les eaux superficielles et souterraines et de réduire l'exportation de nutriments vers la mer. Afin d'estimer la contribution à l'exutoire de chacune des sources de pollution, il faut connaître les sources diffuses et ponctuelles dans le bassin versant et prendre en compte les processus de rétention qui y ont lieu.

Nous présenterons d'abord les processus qui interviennent dans le transport et la transformation de l'azote au niveau du bassin versant, puis les différentes méthodes proposées dans la littérature sur la quantification et la répartition de la pollution des eaux. Cette étude se focalise sur les processus concernant l'azote.

2.1 PROCESSUS DE TRANSPORT ET DE TRANSFORMATION DE L'AZOTE

Les apports naturels d'azote dans un bassin versant sont constitués par la déposition atmosphérique de N inorganique et par l'azote provenant de la fixation de N_2 effectuée par des bactéries (*Rizobium*, *Azotobacter*, *Clostridium*) et des algues (*Cyanophyceae*). Le cycle de l'azote dans le sol est perturbé par l'application de fertilisants en agriculture. De plus, les activités anthropiques sont responsables des rejets des eaux usées dans les cours d'eau et d'une augmentation de la déposition atmosphérique. Les pertes en N du sol sont déterminées par le processus de dénitrification, la consommation des plantes, la volatilisation d'ammonium. Par ailleurs l'azote étant un élément soluble, spécialement sous la forme NO_3^- , il peut être transporté par les eaux de ruissellement et d'infiltration.

L'azote peut ainsi atteindre les eaux de rivière selon différents chemins au cours desquels des processus de transformation interviennent. L'ensemble des processus physiques, chimiques et biologiques, qui déterminent l'élimination permanente de N du cours d'eau, se nomme « rétention ».

Dans un bassin versant différents processus interviennent selon les compartiments environnementaux :

- stockage dans la biomasse ;
- stockage et dénitrification dans le sol ;
- stockage et dénitrification dans les eaux souterraines ;
- dénitrification et stockage dans les zones humides et les bandes ripariennes ;
- dénitrification benthique et planctonique et sédimentation dans les eaux de surface.

Dans le cas de l'azote la rétention est liée aux processus de dénitrification et de sédimentation.

Le processus de dénitrification est la réduction du nitrate en formes gazeuses, N_2 et N_2O , réalisé par des bactéries anaérobiques facultatives, qui oxydent le substratum carboné en utilisant NO_3^- ou NO_2^- comme accepteurs d'électrons. Le processus de dénitrification a lieu en absence d'oxygène moléculaire et donc plus fréquemment dans des sols humides où, parmi les agrégats, se créent des conditions anoxiques. Dans les eaux le processus de dénitrification se réalise dans la colonne d'eau et surtout dans les sédiments en l'absence de O_2 . La macrofaune benthique accélère la dénitrification du fait que la bioturbation augmente la surface de contact. Des faibles valeurs de température ou de pH ralentissent ou inhibent l'activité biologique, ce qui limite la dénitrification.

La sédimentation est fonction principalement des conditions du flux d'eau. L'azote retenu dans les sédiments peut être remis en suspension en période de crue.

Les zones humides (« *wetlands* »), les plaines d'inondation et les bandes ripariennes, lieux favorables à la sédimentation et la dénitrification (Arheimer et Brandt, 1998; Billen et Garnier, 2000; Billen et al., 1995; Brunet et al., 1994; Dorge, 1994; Howarth et al., 1996) ont un rôle clé dans la rétention.

2.2 QUANTIFICATION ET REPARTITION DE LA POLLUTION DES EAUX

Les différentes approches qui ont été utilisées afin de quantifier la pollution des eaux et sa répartition selon les diverses sources peuvent être regroupées en deux types :

- Approches statistiques ;
- Approches physiques.

Les méthodes basées sur l'**analyse statistique** établissent une relation entre la concentration d'azote mesurée dans la rivière et certaines caractéristiques physiques du bassin versant. Les caractéristiques physiques prises en compte sont différentes selon les auteurs. Behrend et Opiz (2000), en étudiant 100 bassins de tailles variables (entre 121 et 194000 km^2) dans toute l'Europe, proposent une relation entre N mesuré, émissions diffuses, sources ponctuelles et le rapport entre le ruissellement spécifique et la fraction de surface occupée par l'eau dans le bassin. Grimvall et Stalnacke (1996) ont réalisé un modèle statistique dans lequel la charge de N mesurée sur un bassin suédois de 6445 km^2 en utilisant 31 sites de mesure est mise en relation avec le type d'occupation du sol (agriculture, zones humides), la surface occupée par les lacs et les précipitations. De Wit (2000) décrit la charge en nutriments dans les bassins du Rhin et de l'Elbe comme une fonction des sources et du ruissellement et de la lithologie du bassin. Dans Svendsen et al. (1995) la répartition des contributions des sources ponctuelles et diffuses est réalisée à partir de la connaissance de leurs intrants dans le bassin et de la surface de lacs. Smith et al. (1997) décrit une méthode de régression entre le transport de nutriments (N et P)

mesuré dans la rivière et les sources de pollution et les caractéristiques physiques du bassin en gardant l'information concernant leur distribution spatiale. L'étude est réalisée en utilisant une vaste base de données relative à 381 stations distribuées dans tout le territoire des États-Unis.

Dans une **approche physique** tous les processus physiques, biologiques et chimiques, qui contribuent au transport et à la transformation des nutriments dans le bassin, sont décrits par des équations. L'objectif principal des modèles physiques est la description de l'exportation de nutriments dans le temps à la sortie d'un bassin, leur structure permettant aussi d'établir la contribution de chaque source. Souvent les modèles sont un mélange d'équations avec un sens physique, de coefficients d'origine statistique ou encore contiennent en partie des reports à plus grande échelle de mesures directes. Dans ces cas selon la structure on parle de modèles semi-physiques et de modèles conceptuels. Dans la littérature on trouve plusieurs exemples de modèles physiques utilisés aussi pour connaître la répartition de la pollution et les impacts des pratiques agricoles à l'échelle du bassin versant (Arheimer et Brandt, 1998; Billen et al., 1995; Daldorph, 2002; Skop et Srensen, 1998; Wittgren et Arheimer, 1996).

L'attribution de l'origine de la pollution de même que l'évaluation des politiques agricoles sont effectuées sur des bassins de taille moyenne ou grande. Dans ce contexte les mesures directes des pertes des sols ou de rétention des sédiments ne sont ni faisables, pour les coûts, ni représentatives, face à la variabilité spatiale. Cependant leur connaissance permet de mieux évaluer les estimations de l'outil de modélisation adopté.

Un modèle statistique est en général plus facilement applicable, du fait du besoin réduit de données, mais n'explique pas les phénomènes impliqués et souvent son application à une autre région est difficile. Ceci est possible pour un modèle physique, qui décrit les échanges et les transformations d'un élément entre les compartiments environnementaux, mais dans ce cas la quantité et la qualité des données nécessaires augmentent ainsi que le temps d'application. Les différentes méthodes ont des résolutions spatiales et temporelles différentes. Selon les dimensions du bassin et les données disponibles il faudrait choisir l'approche plus convenable en fonction des objectifs.

Dans la modélisation de l'origine de la pollution d'un bassin, un problème d'échelle se pose. En fait à très grande échelle, les coefficients d'exportation établis sur un bassin plus petit peuvent ne pas être valables ou des phénomènes de compensation entre facteurs inversement corrélés peuvent avoir lieu.

Un autre problème, qui peut se présenter dans la modélisation, est la possibilité de compensation entre l'estimation des émissions diffuses du bassin et l'estimation de la rétention dans le cours d'eau. Cet inconvénient peut être évalué par une analyse de sensibilité (Liden et al., 1999).

3. Caractéristiques de la région d'étude

3.1 LOCALISATION ET CLIMAT

La région d'étude est située dans la partie centrale de l'Angleterre (Figure 1). Elle se compose de quatre grands bassins versants dont les eaux se jettent dans le golfe de Wash : le Great Ouse (8442 km²), le Nene (2418 km²), le Welland (1578 km²) et le Witham (3172 km²).

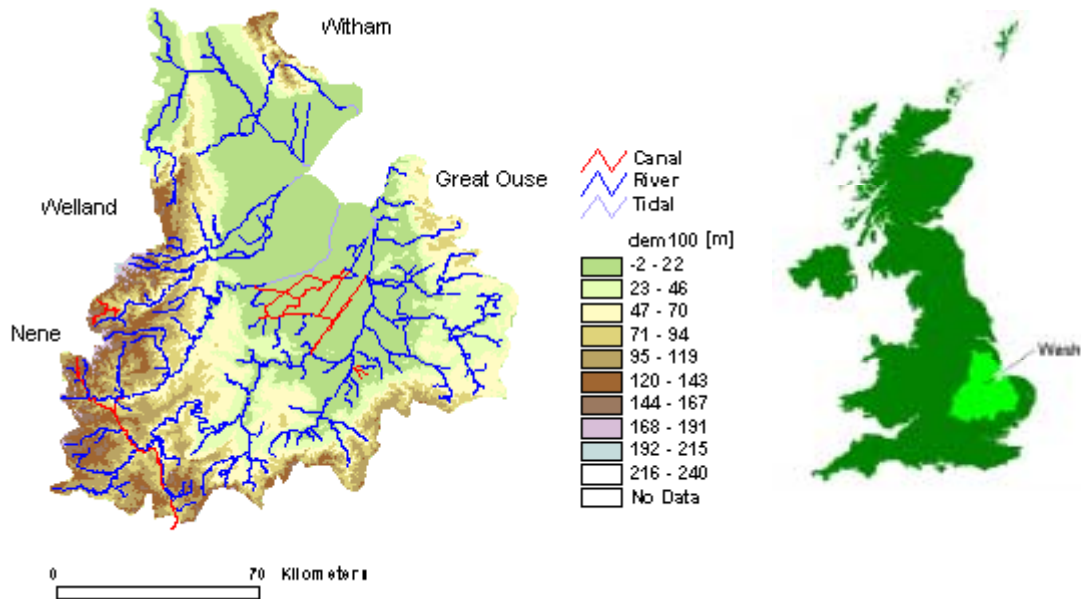


Figure 1 : Localisation du bassin versant du Wash, altitude (m) et réseau hydrographique.

Le climat de la région est océanique, avec une faible amplitude thermique et des pluies pendant la saison froide. La température moyenne est de 4°C en hiver et 17°C en été. Les précipitations annuelles, qui augmentent avec l'altitude, se situent entre 550 et 650 mm/an.

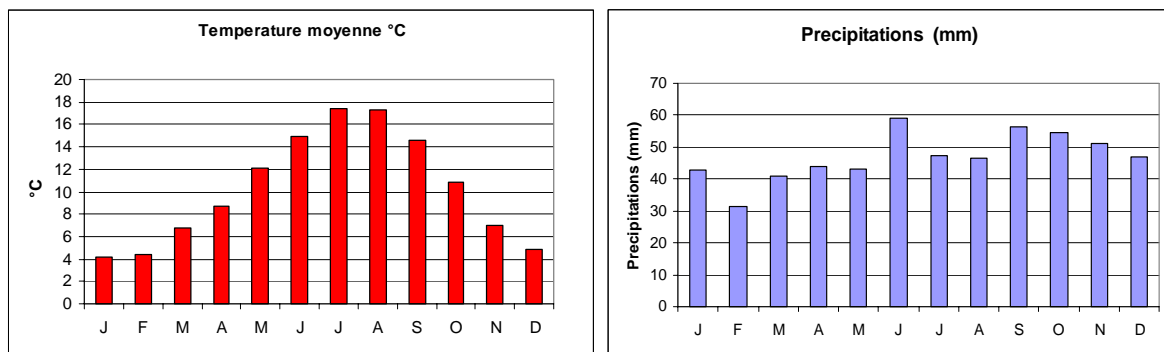


Figure 2 : Températures et précipitations moyennes annuelles (station de Cambridge).

3.2 GEOLOGIE, HYDROLOGIE, HYDROGEOLOGIE ET RESSOURCES EN EAU

L'altitude varie entre -2 et 240 m (Figure 1), les pentes et les altitudes les plus élevées sont atteintes dans la partie sud-occidentale alors que la zone côtière, le Fenland, se situe sous le niveau de la mer. Cette zone, actuellement drainée, a été une zone marécageuse jusqu'au 18^{ème} siècle.

Dans la région les couches géologiques sont orientées du nord-ouest vers le sud-est et affleurent dans la partie occidentale en série de bandes, ailleurs on rencontre principalement des dépôts d'argile.

La plupart des rivières ont un lit argileux imperméable sauf dans la région calcaire du sud-est, où les rivières ont des débits de base plus importants. Les débits moyens des rivières varient entre 0,5 et 15 m³/s selon les différentes stations, et les pics de crue sont atteints en hiver (Figure 3). En général les rivières ont des pentages faibles. Les gradients les plus forts sont observés à l'ouest du bassin.

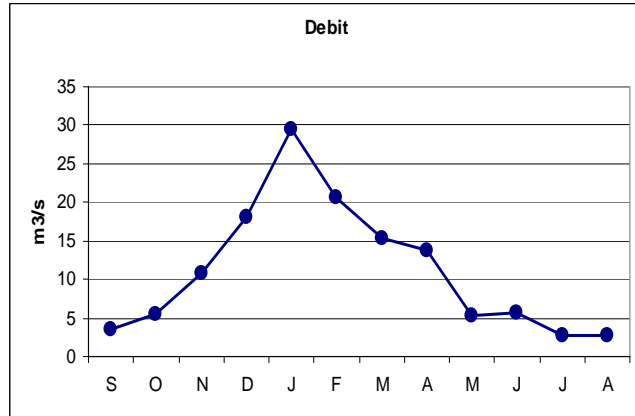


Figure 3 : Débits mensuels (m³/s) à la station de Offord.

Dans le Fenland l'eau est amenée par drainage artificiel vers les canaux principaux. En général dans toutes les parties aval des différents bassins les rivières sont aménagées et leurs débits sont contrôlés par des écluses ou des barrages.

À l'exception de l'aquifère calcaire dans la partie sud, il n'y a pas d'aquifère important. Pour satisfaire la demande en eau potable, l'eau est prélevée dans les rivières et les réservoirs d'origine essentiellement artificielle.

3.3 SOLS, OCCUPATION DES SOLS ET SOURCES DE POLLUTION

La région est caractérisée par des sols argileux fertiles dans toute la partie centrale et occidentale, et par des sols ayant une texture plus grossière dans les zones de relief plus important. Le Fenland est caractérisé par des sols limoneux, avec des pH souvent acides et des teneurs élevées en matière organique (Figure 4).

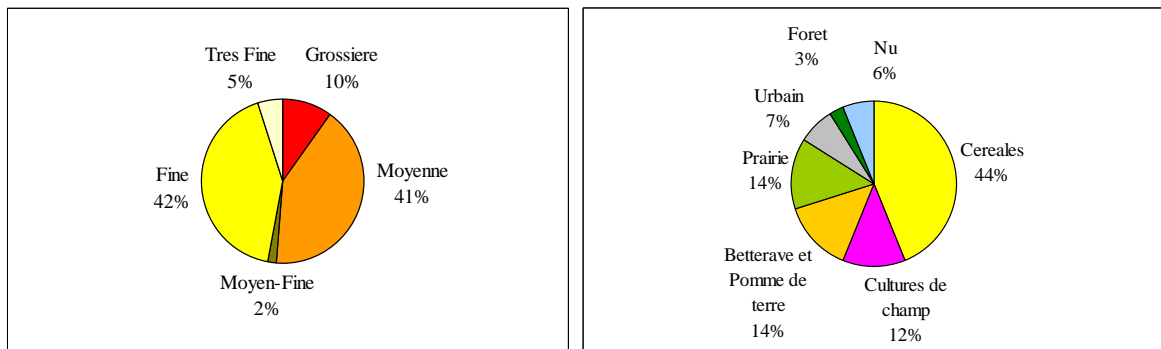


Figure 4 : Répartition des textures des sols et de l'occupation des sols du bassin du Wash.

La culture de céréales est diffuse dans toute la région, les betteraves et les pommes de terre sont cultivées surtout au sud du golfe de Wash. Les cultures de champ, comme le colza et les haricots, dominent dans le Fenland (Figure 4).

La partie est du bassin est caractérisée par une forte présence de porcheries tandis que dans la partie ouest prévalent les élevages bovins et ovins, accompagnés d'un important épandage de lisier. L'agriculture et les élevages sont intensifs sur toute la région et constituent des sources potentielles de pollution diffuse tant pour les eaux de surface que pour les eaux souterraines. La Figure 5 montre les zones vulnérables et les zones sensibles. D'après la Directive Nitrates (EEC 91/676), ce sont respectivement les zones qui alimentent les eaux atteintes par une concentration de nitrates supérieure à 50 mg/L et celles qui sont susceptibles de l'être. Ces zones sont localisées à proximité des terrains de fort épandage de lisiers.

Par ailleurs dans la région la présence de plusieurs villes importantes, comme Lincoln, Bedford, Northampton et Cambridge, contribue par les rejets d'eaux usées à la charge en nutriments des eaux.

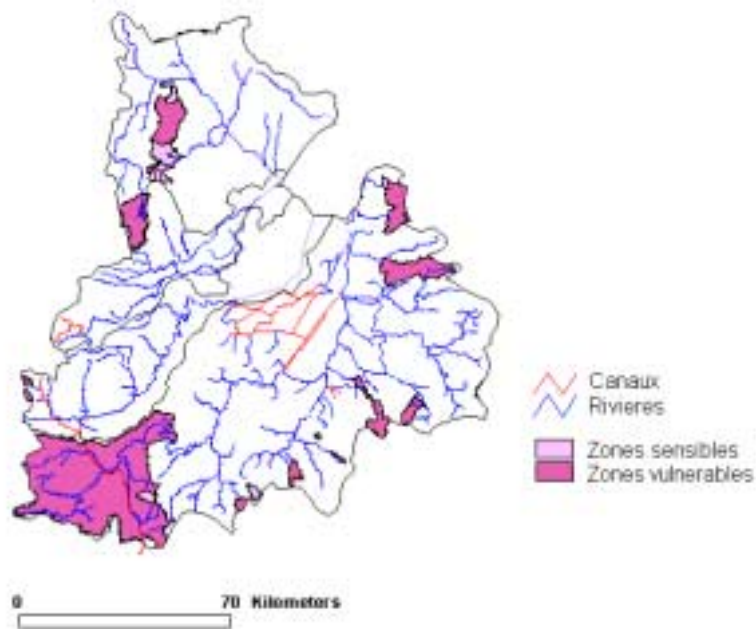


Figure 5 : Zones sensibles et zones vulnérables du bassin du Wash.

4. Le modèle

L'objectif de cette étude est la réalisation d'un modèle statistique qui met en relation la charge des nutriments mesurée avec les sources de pollution du bassin, en permettant de déterminer leur contribution spécifique. À cette fin, le modèle proposé utilise une régression entre la charge mesurée à l'exutoire et les sources et les caractéristiques physiques du bassin et du réseau hydrographique.

Les stations de mesure de la qualité de l'eau, le long du réseau hydrographique, sont les points où il est possible de quantifier facilement la pollution. La quantité de nutriments qui y arrive dépend des processus de transport et de transformation qui ont lieu dans le bassin et donc des processus physico-chimico-biologiques qui se produisent dans le sol et dans l'eau. Ces processus sont influencés par les caractéristiques physiques du bassin. Pour cela le modèle prend en compte la variabilité spatiale des sources de pollution et des caractéristiques du bassin, en utilisant des données géoréférencées à l'aide de SIG.

Par la suite nous présenterons d'abord la structure du modèle et ensuite les caractéristiques des variables qu'il contient.

4.1 DESCRIPTION DU MODELE

Le modèle que nous avons construit s'inspire de Smith et al. (1997). Il s'agit d'une équation de régression multiple non linéaire, qui met en relation le transport de nutriments mesuré dans les rivières à plusieurs stations avec les sources de pollution et les caractéristiques du bassin et du réseau hydrographique référencées géographiquement. Le modèle a un pas de temps annuel. Chaque station i draine un bassin composé par un numéro variable, mais non élevé, de segments de rivière. Le transport de nutriments L , mesuré en i , est donné par la somme des N sources S_n dans le bassin :

$$L_i = \sum_{n=1}^N S_{n,i} \quad (\text{éq.1})$$

Les sources de pollution considérées sont :

- l'application des fertilisants et l'épandage des engrais (S_1) ;
- les rejets des eaux usées des stations d'épuration (S_2) ;
- les pertes naturelles des zones non agricoles (S_3).

La déposition atmosphérique, autre source de N, n'a pas été introduite dans le modèle par manque des données à ce propos. Le réseau de mesures EMAP (« *Cooperative program for monitoring and evaluation of the long range transmission of the air pollutants in Europe* ») met à disposition des données de déposition dans la région d'étude, mais le nombre réduit des stations, seulement quatre, et les lacunes dans les séries n'ont pas permis l'utilisation de cette information dans la régression. D'après la base de données de EMAP, dans le bassin de Wash la valeur de la déposition atmosphérique est en moyenne de 10 kg N/ha et de 7,4 kg N/ha pour NO_Y et NH_X respectivement.

Dans l'évaluation des sources S_1 (fertilisants) et S_2 (sources ponctuelles), deux processus sont pris en compte :

- 1) le transport de la surface du sol à la rivière (représenté par le facteur de distribution B), qui est fonction des caractéristiques du bassin (Z_j) ;
- 2) le transport dans la rivière (représenté par le facteur de distribution R), qui est fonction des caractéristiques du canal (T_k).

$$S_{n,i} = s_{n,i} \cdot B(Z_j) \cdot R(T_k) \quad (\text{éq.2})$$

Dans le modèle la contribution des sources S1 et S2 dépend :

- 1) des caractéristiques du bassin, représentées par les paramètres Z_j :
 - perméabilité du sol ;
 - pente ;
 - densité de drainage ;
 - température ;
 - précipitation ;
- 2) des caractéristiques du réseau hydrographique, représentées par les paramètres T_k :
 - débit ;
 - pente de la rivière ;
 - surface des réservoirs.

La répartition de la quantité de contaminant de la source s_n pour chaque sous-bassin i , ainsi que la distribution spatiale des paramètres Z_j et T_k , est faite en considérant la distribution spatiale des données. Les critères utilisés seront présentés dans le chapitre suivant.

Les facteurs de distribution, $B(Z_j)$ et $R(T_k)$, sont représentés par des fonctions explicites :

$$1) \quad B(Z_j) = \beta_n \cdot \exp(-\alpha Z_j) \quad (\text{Sources diffuses}) \quad (\text{éq.3})$$

$$B(Z_j) = \beta_n \quad (\text{Sources ponctuelles}) \quad (\text{éq.4})$$

$$2) \quad R(T_k) = \exp(-\delta T_k) \quad (\text{éq.5})$$

où β_n sont les coefficients spécifiques de la source; α est le vecteur des coefficients de distribution du sol à la rivière et δ est le vecteur des coefficients de transport dans la rivière.

Les processus de transport et de transformation qui déterminent la quantité de nutriments qui arrive du sol à la rivière, de même que ceux qui influencent les concentrations dans la rivière, sont représentés par une fonction de décroissance exponentielle (Skop et Srensen, 1998; Smith et al., 1997). L'azote des sources ponctuelles n'est pas retenu dans le sol car il atteint directement le cours d'eau.

Dans le modèle les pertes naturelles S_3 sont considérées proportionnelles à la surface non agricole x_3 .

$$S_3 = \beta_3 x_3 \quad (\text{éq.6})$$

En introduisant une erreur ε_i de l'estimation on obtient le modèle final :

$$L_i = \sum_{n=1}^N S_{n,i} + \varepsilon_i \quad (\text{modèle final}) \quad (\text{éq.7})$$

Le flux moyen de nutriment (L_i) représente la variable dépendante du modèle. Les sources s_n , la surface non agricole x_3 et les paramètres Z_j et T_k sont les variables indépendantes. β_n , α et δ sont les coefficients du modèle à déterminer. ε_i représente les erreurs à minimiser. Le Tableau 1 résume les équations du modèle.

Tableau 1: Équations du modèle.

$L_i = (S_{1,i} + S_{2,i} + S_{3,i}) + \varepsilon_i$
Où :
$S_{1,i} = s_{1,i} \cdot \beta_1 \cdot \exp\left(-\sum_{j=1}^5 \alpha_j \cdot z_{j,i}\right) \cdot \exp\left(-\sum_{k=1}^3 \delta_k \cdot t_{k,i}\right)$
$S_{2,i} = s_{2,i} \cdot \beta_2 \cdot \exp\left(-\sum_{k=1}^3 \delta_k \cdot t_{k,i}\right)$
$S_{3,i} = \beta_3 \cdot x_{3,i}$
Pour chaque sous-bassin i :
L_i flux moyen de nutriments ;
$S_{1,i}$ pertes liées à l'application de fertilisants et à l'épandage de lisier ;
$S_{2,i}$ pertes liées aux rejets des eaux usées des stations d'épuration ;
$S_{3,i}$ pertes naturelles des zones non agricoles ;
$s_{1,i}$ application de fertilisants et épandage d'engrais ;
$s_{2,i}$ rejets des eaux usées des stations d'épuration ;
$x_{3,i}$ surface non agricole ;
$z_{1,i}$ perméabilité du sol ;
$z_{2,i}$ précipitation ;
$z_{3,i}$ pente ;
$z_{4,i}$ température ;
$z_{5,i}$ densité de drainage ;
$t_{1,i}$ débit ;
$t_{2,i}$ pente de la rivière ;
$t_{3,i}$ surface des réservoirs ;
β_n coefficient spécifiques de la source n ;
α_j coefficient de distribution du sol à la rivière pour le paramètre z_j ;
δ_k coefficient de transport dans la rivière pour le paramètre t_k ;
ε_i erreurs.

4.2 PARAMETRES REPRESENTANT LES CARACTERISTIQUES DU BASSIN

Une des idées à la base du modèle proposé consiste en la prise en compte dans la régression de l'influence des caractéristiques physiques du bassin en gardant l'information sur leur distribution spatiale. Pour ceci il est nécessaire de construire les variables du modèle en utilisant des données référencées géographiquement à l'aide d'un SIG. Nous avons sélectionné des paramètres physiques que nous supposons avoir un impact sur le transport et la transformation des nutriments de la source au point de mesures dans la rivière.

Le Tableau 2 résume les paramètres choisis et leur influence prévue sur les pertes en N lors d'une augmentation de la valeur du paramètre.

Tableau 2: Influence des paramètres sur les pertes en azote lors d'une augmentation de la valeur du paramètre.

Caractéristiques du bassin	Effet sur les pertes des N et P
Perméabilité du sol	-
Précipitations	+
Pente	+
Densité de drainage	+
Température	-
Caractéristiques de la rivière	Effet sur la quantité des N et P
Débit	+
Pente de la rivière	+
Présence de réservoir	-

En général les caractéristiques, qui accroissent la quantité d'eau qui ruisselle de la surface du sol vers la rivière ou accélèrent son mouvement, sont responsables d'une augmentation du transport de nutriments soit en solution soit en suspension, et donc de la charge mesurée dans l'eau. Par contre ceux qui augmentent le temps de résidence de N dans le sol favorisent les processus biologiques d'autodépuration, notamment la consommation des plantes et la dénitrification. Le ruissellement superficiel est un des facteurs souvent utilisé dans les modèles statistiques (Behrendt et Opitz, 2000; De Wit, 2000).

La perméabilité du sol exprime la capacité d'un sol à se laisser traverser par l'eau, en général des perméabilités faibles favorisent le ruissellement superficiel tandis que des fortes valeurs engendrent le lessivage. Les pertes en NO_3^- sont majeures dans des bassins où l'extension des sols organiques est faible (Arheimer et al., 1996; Arheimer et Brandt, 1998; Lepisto, 1995) et où la texture des sols est principalement sableuse (Billen 1995). Des précipitations intenses peuvent augmenter le ruissellement superficiel de même que les fortes pentes.

La densité de drainage (rapport entre la longueur du cours d'eau et la surface drainée) peut donner des informations sur la distance que l'eau de ruissellement doit parcourir avant d'atteindre la rivière. Une densité de drainage élevée indique un chemin plus court pour l'eau et donc plus de facilité à rejoindre les cours d'eau. Les pertes en N varient selon la saison (Arheimer et al., 1996; Billen et Garnier, 2000).

La température conditionne tous les processus biologiques, son augmentation permet la croissance des cultures, qui absorbent les nutriments, et le développement de l'activité bactérienne, qui est responsable du processus de dénitrification.

Dans des bassins où les pertes en N sont importantes, on trouve une corrélation significative entre les différentes fractions de N et le débit (Arheimer et al., 1996), qui peut être une mesure du ruissellement sur la région.

La vitesse de l'eau dans une rivière est strictement liée à la pente de son lit. Une forte pente engendre une vitesse plus importante de l'eau en réduisant la sédimentation.

Les réservoirs sont des sites favorables soit pour la dénitrification, qui a lieu dans les sédiments, soit pour la sédimentation, ces processus sont fonction de la surface (Svendsen et al., 1995).

Naturellement le choix des paramètres a été conditionné par la disponibilité des données. En fait l'existence des tourbières ou des zones marécageuses (*wetlands*) augmente la rétention du sol ou encore la présence des sols drainés accélère le transport des nitrates vers la rivière, mais nous n'avons pas inclus ces informations, faute de disponibilité.

Il faut souligner que nous avons présenté l'influence prévue des caractéristiques physiques du bassin versant, en effet la présence de corrélations entre paramètres ou de conditions spécifiques dans le bassin peut générer des réponses différentes.

5. Construction des variables du modèle : analyse spatiale

5.1 OUTILS D'ANALYSE

Pour la construction des variables du modèle, source de pollution et caractéristiques physiques du bassin, en gardant l'information sur leur distribution spatiale, nous avons utilisé des données référencées géographiquement et le Système d'Information Géographique ArcView GIS 3.2. Les données ont été analysées à l'aide des :

- outils disponibles dans ArcView GIS ;
- extensions de ArcView GIS CRWR-Raster et CRWR-Vector (Olivera et al., 1998) ;
- logiciel CRWR-PrePro (Olivera, 1998).

5.2 SELECTION DES STATIONS DE MESURE

Pour la réalisation du modèle nous avons d'abord affronté le problème des observations, donc des points de mesures, qui doivent être pris en compte dans la régression. La sélection des stations de mesures doit satisfaire certaines prérogatives :

- 1) les stations doivent être distribuées de façon homogène sur le bassin pour pouvoir le représenter ;
- 2) pour chaque station il faut disposer d'une série de mesure le plus possible complète ;
- 3) un nombre suffisant de points d'observation doit être garanti pour rendre la régression significative et représentative

Dans la pratique le choix des stations de mesure a présenté des difficultés liées au caractère souvent incomplet des données relatives au bassin.

5.3 DONNEES DISPONIBLES

Le Tableau 3 présente un résumé schématique des données disponibles pour l'étude. Ceci permet de comprendre les choix effectués dans la sélection des stations et la construction des variables.

5.4 PERIODE D'ETUDE

Dans le modèle nous avons utilisé des moyennes annuelles. Pour la calibration nous avons choisi la période 1995-1999 par la considération de la date de production des cartes et de la disponibilité des mesures. En fait les données sur l'application des engrais et lisiers se réfèrent à l'an 2000 et ceux de l'occupation du sol à 1997, mais les mesures de qualité de l'eau et du débit sont incomplètes pour plusieurs stations si l'on considère une seule année. Considérer uniquement les valeurs de l'année 2000 ou de l'année 1997 aurait limité largement le nombre des points utilisables. De plus, en considérant une moyenne sur cinq années les phénomènes de rétention et de relargage de N sont mieux représentés, car ils peuvent se réaliser sur une période plus longue que l'année.

Comme les stations de jaugeage sont inférieures en nombre à celles de qualité de l'eau, nous avons choisi les points d'observation en fonction des stations de jaugeage. Un programme écrit dans cet objectif a permis d'attribuer à chacune station de jaugeage la station de qualité la plus proche en considérant les coordonnées spatiales. Ensuite nous avons contrôlé que les couples étaient sur le même segment de rivière et que l'attribution était univoque. Nous avons ainsi obtenu 53 points d'observation pour la régression.

Tableau 3: Données disponibles pour l'étude.

Type de données	Format	Caractéristiques	Source
Qualité de l'eau	Fichier de 106 stations de qualité de l'eau	Séries de mesures mensuelles de la concentration totale de N oxydé sur la période 1981-2000. Les séries sont souvent incomplètes.	Environment Agency et Anglian Water
Débit	Fichier de 104 stations de jaugeage	Valeurs moyennes du débit journalier et, pour 51 stations, séries de mesures journalières sur la période 1980-1999. Les séries sont souvent incomplètes.	Environment Agency
Topographie	Carte des courbes de niveau	Données imprécises	
Sols	Cartes de maille de 5x5 km	Cartes des caractéristiques physiques du sol : pourcentage de sable, limon et argile ; pH ; matière organique ; densité apparente.	Créées à partir des informations du Soil Survey of England and Wales.
Occupation du sol	Cartes de maille de 5x5 km	Cartes des fractions occupées par chaque culture.	Rédigées par les données du MAFF (Ministry of Agriculture Fisheries and Food) relatives à 1997.
Réseau Hydrographique	Carte du réseau hydrographique	Carte des cours d'eau principaux et leurs caractéristiques (pente, substratum, longueur).	Environment Agency
Température	Fichier de 5 stations météorologiques	Séries de mesures journalières de température sur la période 1980-2000, presque complètes.	Meteorological Office
Précipitation	Fichier de 50 stations pluviométriques	Séries de mesures journalières de pluie sur la période 1980-1999 ou 2000, souvent incomplètes.	Environment Agency
Application des fertilisants	Cartes de maille de 5x5 km	Carte d'application de fertilisants chimiques et carte d'application de lisiers.	Rédigées à partir des données du MAFF, relatives au 2000, sur l'occupation des sols, le nombre de bétails, l'application de fertilisants et de lisier.
Rejets des eaux usées	Recensement des sites de traitement des eaux usées	Le flux de N est estimé à partir du nombre d'équivalents habitants de la station de traitement.	

5.5 VARIABLE DEPENDANTE

Dans le modèle la variable dépendante est constituée par le flux moyen d'azote total oxydé (TON), calculé à partir des valeurs mensuelles moyennes sur la période 1995-1999. Cette approche permet d'éviter d'éventuelles distorsions liées à la fréquence d'échantillonnage, surtout dans le cas de la concentration de N, qui montre une variation saisonnière marquée. En fait la présence d'un nombre majeur de mesures relatives à une saison par rapport à une autre peut introduire une erreur si on considère la moyenne simple de toutes les données. L'azote organique, dont la contribution à la charge totale est inférieure à de celle de l'azote inorganique, n'a pas été pris en compte par manque d'information.

5.6 VARIABLES INDEPENDANTES

Pour construire les variables indépendantes du modèle, notamment les sources de pollution et les caractéristiques physiques du bassin, l'analyse débute par la délimitation des bassins que draine chaque station. À partir du Modèle Numérique de Terrain (MNT) le logiciel Pre-Pro trace le réseau hydrographique et les bassins de drainage. Dans cette étude nous avons utilisé un MNT de la région de maille de 100×100 m, construit à partir des courbes de niveaux. Mais la mauvaise qualité de ces données et la difficulté dans l'interpolation pour des zones plates rendent ce MNT imprécis en certains points. Les désaccords entre le réseau hydrographique réel et celui tracé par le logiciel sont d'autant plus marqués dans la partie du bassin où les rivières ne suivent pas leur cours naturel mais sont canalisées. Pour obtenir une majeure cohérence nous avons utilisé une technique de « burn-in », qui consiste à corriger le DTM à partir du réseau hydrographique réel. Le logiciel Pre-Pro a permis d'évaluer la surface de chaque bassin, dont l'exutoire est constitué par une des stations de mesures de qualité de l'eau sélectionnées pour la régression. La carte géoréférencée des bassins (Figure 6) a permis ensuite de calculer les autres paramètres d'intérêt par superposition de cartes contenant des données différentes.



Figure 6 : Division en sous-bassins du bassin de Wash.

Dans la suite nous présenterons plus en détail les valeurs utilisées pour chaque paramètre du modèle.

Pour chaque bassin l'apport en azote dû à l'application des fertilisants et à l'épandage des lisiers a été évalué comme valeur moyenne obtenue à partir des cartes d'application et multiplié par la surface du bassin même.

Pour les sources ponctuelles nous avons utilisé la somme sur chaque bassin des flux d'azote inorganique des rejets des eaux usées.

La perméabilité du sol à saturation a été calculée par une pédofonction, équation qui estime les propriétés hydrauliques du sol à partir d'autres paramètres physiques du sol plus facilement mesurables, notamment la texture, le contenu en matière organique, la densité apparente. La pédofonction utilisée est celle de HYPRES (Wösten et al., 1998), où les paramètres de l'équation de Mualem-van Genuchten ont été optimisés avec la banque de données de sols européens. Dans la régression nous avons considéré la moyenne simple sur chaque bassin, toutes les valeurs étant du même ordre de grandeur.

Pour l'évaluation de la densité de drainage rapport entre la longueur du cours d'eau et la surface du bassin) de même que pour celle de la pente du bassin et de la rivière nous avons calculé des valeurs moyennes.

L'attribution de la station pluviométrique et météorologique pour chaque bassin a été réalisée par la méthode des polygones de Thiessen. Nous avons trouvé une corrélation positive significative (coefficient de corrélation de 0,50, $P < 0.04$) entre précipitation et élévation. Pour garder un grand nombre de stations de pluie, de façon à mieux représenter la variation spatiale dans la région, il a fallu compléter les mesures de plusieurs stations par interpolation avec la série complète de la station plus proche.

Dans l'estimation des débits nous avons utilisé une régression entre les valeurs moyennes sur la période 1995-1999 à partir des séries disponibles et les valeurs moyennes sur vingt ans, information disponibles pour toutes les stations de jaugeage.

6. Calage du modèle

L'objectif de la calibration est d'attribuer des valeurs aux paramètres du modèle de telle sorte que l'écart entre les prévisions du modèle et les observations du système réel soit dans des limites acceptables.

Dans la construction et le calage du modèle nous avons suivi certaines directives :

- partir d'un modèle simple et augmenter la complexité au fur et à mesure ;
- utiliser beaucoup d'informations pour établir les contraintes du problème ;
- disposer d'un nombre important d'observations ;
- évaluer la performance du modèle par rapport aux données ;
- analyser les paramètres optimisés.

Avant de donner une description détaillée du calage, nous présentons une analyse sur les corrélations, entre les sources et les pertes en N et les caractéristiques physiques du bassin. Ceci a nous permis de comprendre les réponses du modèle et de changer sa structure pendant la phase d'amélioration.

6.1 CORRELATIONS ENTRE LES PARAMETRES

En utilisant les valeurs pour chaque sous-bassin, nous avons étudié les corrélations existantes entre les valeurs des sources et des pertes en N et les paramètres physiques. Nous avons utilisé le coefficient de corrélation, qui est exprimé par la formule :

$$\rho_{x,y} = \frac{Cov(X,Y)}{\sigma_x \sigma_y} \quad -1 \leq \rho_{x,y} \leq 1 \quad (\text{éq.8})$$

$$Cov(X,Y) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - \mu_x)(y_i - \mu_y) \quad (\text{éq.9})$$

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \mu)^2}{n}} \quad (\text{éq.10}) \quad \mu = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \quad (\text{éq.11})$$

$\rho_{x,y}$ varie entre -1 et 1. La valeur de -1 ou 1 indique une corrélation linéaire parfaite, respectivement négative ou positive. La valeur de 0 indique l'absence de relation linéaire entre les données.

Les coefficients de corrélation obtenus, résumés dans le Tableau 4, peuvent approfondir la connaissance des caractéristiques du bassin et surtout montrer la présence et le signe de l'influence d'un facteur sur un autre.

	A	Ks	SL	AG	GR	FO	len	dd	T	P	Q	rSL	res	FAN	FMN	FAP	FMP	PSN	PSP	Nc	Pc	Nf	Pf	el
A	1.00	0.03	-0.17	0.99	0.88	1.00	0.99	0.00	0.07	-0.20	0.96	-0.23	0.49	1.00	0.95	0.97	0.97	0.93	0.88	0.04	0.25	0.96	0.74	-0.07
Ks	0.03	1.00	-0.46	0.09	-0.18	0.05	0.01	-0.22	0.08	0.02	-0.03	-0.33	-0.14	0.02	-0.08	0.12	-0.01	-0.02	0.00	0.00	-0.24	-0.04	-0.13	-0.64
SL	-0.17	-0.46	1.00	-0.20	-0.05	-0.18	-0.16	0.37	-0.21	0.35	-0.17	0.73	0.10	-0.17	-0.13	-0.21	-0.17	-0.12	-0.10	-0.22	-0.08	-0.17	-0.12	0.69
AG	0.99	0.09	-0.20	1.00	0.79	0.98	0.98	-0.02	0.10	-0.23	0.92	-0.25	0.42	0.98	0.90	0.99	0.94	0.89	0.85	0.05	0.22	0.91	0.65	-0.13
GR	0.88	-0.18	-0.05	0.79	1.00	0.86	0.89	0.07	-0.06	-0.06	0.93	-0.15	0.63	0.89	0.97	0.75	0.92	0.89	0.82	0.01	0.31	0.94	0.88	0.16
FO	1.00	0.05	-0.18	0.98	0.86	1.00	0.99	0.00	0.09	-0.22	0.96	-0.22	0.47	0.99	0.94	0.97	0.96	0.94	0.89	0.03	0.26	0.96	0.74	-0.08
len	0.99	0.01	-0.16	0.98	0.89	0.99	1.00	0.07	0.05	-0.18	0.96	-0.21	0.51	0.99	0.96	0.96	0.98	0.91	0.85	0.02	0.23	0.95	0.75	-0.04
dd	0.00	-0.22	0.37	-0.02	0.07	0.00	0.07	1.00	-0.29	0.23	0.02	0.47	0.21	0.00	0.04	-0.01	0.03	-0.02	-0.04	-0.34	-0.29	0.00	0.02	0.40
T	0.07	0.08	-0.21	0.10	-0.06	0.09	0.05	-0.29	1.00	-0.60	0.05	-0.31	-0.19	0.06	-0.04	0.09	-0.01	0.14	0.07	0.32	0.50	0.08	0.14	-0.38
P	-0.20	0.02	0.35	-0.23	-0.06	-0.22	-0.18	0.23	-0.60	1.00	-0.16	0.28	0.04	-0.19	-0.09	-0.21	-0.12	-0.24	-0.19	-0.21	-0.58	-0.18	-0.19	0.37
Q	0.96	-0.03	-0.17	0.92	0.93	0.96	0.96	0.02	0.05	-0.16	1.00	-0.23	0.45	0.96	0.97	0.89	0.97	0.94	0.88	0.03	0.28	0.99	0.84	0.00
rSL	-0.23	-0.33	0.73	-0.25	-0.15	-0.22	-0.21	0.47	-0.31	0.28	-0.23	1.00	0.07	-0.23	-0.20	-0.25	-0.23	-0.18	-0.16	-0.46	-0.24	-0.23	-0.19	0.69
res	0.49	-0.14	0.10	0.42	0.63	0.47	0.51	0.21	-0.19	0.04	0.45	0.07	1.00	0.50	0.53	0.37	0.47	0.50	0.48	0.02	0.11	0.47	0.48	0.15
FAN	1.00	0.02	-0.17	0.98	0.89	0.99	0.99	0.00	0.06	-0.19	0.96	-0.23	0.50	1.00	0.96	0.97	0.98	0.93	0.88	0.04	0.25	0.96	0.75	-0.06
FMN	0.95	-0.08	-0.13	0.90	0.97	0.94	0.96	0.04	-0.04	-0.09	0.97	-0.20	0.53	0.96	1.00	0.87	0.99	0.90	0.84	-0.01	0.26	0.97	0.82	0.08
FAP	0.97	0.12	-0.21	0.99	0.75	0.97	0.96	-0.01	0.09	-0.21	0.89	-0.25	0.37	0.97	0.87	1.00	0.93	0.84	0.82	0.03	0.17	0.88	0.58	-0.15
FMP	0.97	-0.01	-0.17	0.94	0.92	0.96	0.98	0.03	-0.01	-0.12	0.97	-0.23	0.47	0.98	0.99	0.93	1.00	0.89	0.84	-0.02	0.22	0.96	0.76	0.01
PSN	0.93	-0.02	-0.12	0.89	0.89	0.94	0.91	-0.02	0.14	-0.24	0.94	-0.18	0.50	0.93	0.90	0.84	0.89	1.00	0.95	0.12	0.40	0.96	0.85	-0.01
PSP	0.88	0.00	-0.10	0.85	0.82	0.89	0.85	-0.04	0.07	-0.19	0.88	-0.16	0.48	0.88	0.84	0.82	0.84	0.95	1.00	0.11	0.32	0.90	0.70	-0.02
Nc	0.04	0.00	-0.22	0.05	0.01	0.03	0.02	-0.34	0.32	-0.21	0.03	-0.46	0.02	0.04	-0.01	0.03	-0.02	0.12	0.11	1.00	0.36	0.09	0.11	-0.28
Pc	0.25	-0.24	-0.08	0.22	0.31	0.26	0.23	-0.29	0.50	-0.58	0.28	-0.24	0.11	0.25	0.26	0.17	0.22	0.40	0.32	0.36	1.00	0.33	0.47	0.03
Nf	0.96	-0.04	-0.17	0.91	0.94	0.96	0.95	0.00	0.08	-0.18	0.99	-0.23	0.47	0.96	0.97	0.88	0.96	0.96	0.90	0.09	0.33	1.00	0.87	0.00
Pf	0.74	-0.13	-0.12	0.65	0.88	0.74	0.75	0.02	0.14	-0.19	0.84	-0.19	0.48	0.75	0.82	0.58	0.76	0.85	0.70	0.11	0.47	0.87	1.00	0.07
el	-0.07	-0.64	0.69	-0.13	0.16	-0.08	-0.04	0.40	-0.38	0.37	0.00	0.69	0.15	-0.06	0.08	-0.15	0.01	-0.01	-0.02	-0.28	0.03	0.00	0.07	1.00

A	Surface du bassin (km2)	T	Température médiane (C)	FMP	Lisier contenant N (t/an)
Ks	Perméabilité du sol (mm/h)	P	Précipitations (mm/h)	PSN	Sources ponctuelles de N (t/an)
SL	Pente (degrés)	Q	Débit (m3/s)	PSP	Sources ponctuelles de P (t/an)
AG	Surface agricole (km2)	rSL	Pente de la rivière (degrés)	Nc	Concentration N oxyde (microg/L)
GR	Surface des prairies (km2)	res	Surface des réservoirs (km2)	Pc	Concentration P inorganique (microg/L)
FO	Surface des forets (km2)	FAN	Fertilisant chimique azote (t/an)	Nf	Flux de N en forme oxyde (t/an)
len	Longueur rivière (m)	FMN	Lisier contenant N (t/an)	Pf	Flux de P inorganique (t/an)
dd	Densité de drainage (m/m)	FAP	Fertilisant chimiques phosphore (t/an)	el	Élévation (m)

Tableau 4 : Coefficients de corrélation entre les différents paramètres.

6.2 CORRELATIONS SIGNIFICATIVES

Nous avons testé si les corrélations étaient significatives par un test de Student à deux queues. L'hypothèse nulle (H_0) est l'absence de corrélation et l'hypothèse alternative (H_1) est la présence de corrélation. Le Tableau 5 présente le niveau de confiance P, pour diverses valeurs du coefficient de corrélation.

Tableau 5: Niveau de confiance P, pour diverses valeurs du coefficient de corrélation.

ρ	P <
0.22	0.10
0.26	0.05
0.35	0.01
0.36	0.005

Les coefficients de corrélation du Tableau 4 montrent que les sous-bassins dont les altitudes sont les plus élevés ont aussi des pentes et des densités de drainage plus fortes ainsi que des perméabilités du sol plus faibles. Les précipitations augmentent avec l'altitude tandis que les températures diminuent. Les débits sont positivement corrélés à la surface des bassins. La densité de drainage augmente là où la perméabilité du sol diminue car l'infiltration est réduite. Les flux de nutriments sont très corrélés aux sources, tant ponctuelles que diffuses. De plus ils sont liés à la surface de terrains agricoles et de prairies. La corrélation entre les concentrations et les sources est plus évidente dans le cas du phosphore que de l'azote.

Pour ce qui concerne les paramètres pris en compte dans notre modèle, la relation positive entre le flux de N et les sources est bien évidente, par contre les corrélations avec les caractéristiques physiques du bassin ne sont pas toutes significatives et de signe espéré. Ceci doit être considéré lors de l'interprétation des résultats du calage. En fait, pour les paramètres à optimiser, on peut s'attendre à des signes différents de ceux qu'on avait envisagés théoriquement.

6.3 METHODE D'OPTIMISATION

Dans la pratique, le **calage automatique** se réalise à l'aide de l'outil informatique. On définit un critère mathématique (fonction objective) pour mesurer la distance entre les valeurs simulées et réelles. Par une méthode d'optimisation, les valeurs des paramètres sont changées pendant des itérations successives afin de trouver le jeu optimal des paramètres, celui qui minimise (ou maximise) le critère mathématique pour une limite de tolérance donnée (critère de convergence).

Dans cette étude nous avons utilisé :

- 1) le code de calcul UCODE (Poeter et Hill, 1998) ;
- 2) un programme, que nous avons écrit, qui inclut des codes de calcul disponibles dans la librairie de FORTRAN.

Le premier programme adopte une méthode modifiée de Gauss-Newton, le deuxième une méthode modifiée de Levenberd-Marquardt. En général les variations des paramètres sont calculées par les incréments déterminés en perturbant chaque paramètre. La fonction objective à minimiser est la somme des carrés des résidus (SCR). L'utilisation de cette

fonction introduit des hypothèses sur la distribution des erreurs : elles doivent être indépendantes, homogènes (suivre la même loi) et distribuées selon une normale de moyenne égale à zéro et de variance constante.

Dans cette étude nous avons employé le programme en FORTRAN pour confronter dans certains cas les résultats obtenus par UCODE, mais dans la suite nous nous référons seulement à ce dernier.

Dans le code de calcul UCODE on retrouve deux **critères de convergence** :

- 1) entre des pas successifs la variation des paramètres doit être inférieure à une valeur établie ;
- 2) entre des pas successifs la variation de la fonction objective doit être inférieure à une valeur établie.

Dans le deuxième cas, la probabilité que les valeurs estimées des paramètres soient optimales est plus faible.

6.4 PROBLEMES PENDANT LE CALAGE

Lorsque l'on utilise le critère de moindre carrés et que le modèle est linéaire par rapport aux paramètres à caler, la solution est unique et connue. Dans le cas d'un modèle non linéaire, comme le nôtre, la fonction objective peut être compliquée, présenter des optimum secondaires, ne pas être continue. Le problème à résoudre est d'autant plus difficile que le nombre des paramètres est élevé. Les difficultés que nous avons rencontrées pendant l'optimisation sont :

- le modèle ne converge pas;
- le modèle converge mais la prédiction n'est pas satisfaisante ;
- le modèle converge, sa prédiction est satisfaisante, mais le minimum trouvé est un minimum local et non pas absolu.

La structure et les valeurs finales des paramètres du modèle sont le résultat d'améliorations progressives que nous avons réalisées pendant la phase de calibration. Quand le modèle ne convergeait pas il a fallu revoir sa structure, les contraintes des paramètres et leurs valeurs initiales.

Quand le modèle convergeait, il a été important d'évaluer si le jeu de valeurs des paramètres était optimal ou correspondait à un minimum local. À cet effet, on essaie de réaliser l'optimisation en partant de valeurs initiales différentes des paramètres. Si la différence entre les valeurs des paramètres estimés est inférieure à leurs déviations standards, il est probable que l'optimisation est unique. Autrement les valeurs optimales ne sont pas uniques. La manque d'unicité peut être causée par différents facteurs:

- la présence d'une forte corrélation entre deux paramètres, dans ce cas la fonction objective a environ la même valeur quelque soit le jeu de paramètres optimisé et au moins deux paramètres montrent une forte corrélation (proche de +1 ou -1). Dans ce cas il faut revoir la structure du modèle ou modifier les paramètres pris en compte ;
- la présence d'un minimum local, dans ce cas il faut analyser les valeurs obtenues de la fonction objective par chaque jeu d'estimation des paramètres et identifier celui qui détermine la valeur minimale de la fonction objective.

6.5 UNITES DE MESURE

Afin d'assurer une cohérence entre la structure du modèle et sa prévision et de comprendre le sens des paramètres, il est important de réfléchir sur le choix des unités de mesure des variables et des coefficients.

Comme mesure de la charge estimée en N (L) et des sources diffuses (s_1) et ponctuelles (s_2), nous avons utilisé des tonnes par ann. Les coefficients β_1 et β_2 sont adimensionnels. La contribution des pertes naturelles est proportionnelle à la surface non agricole x_3 , en km^2 , à travers le coefficient β_3 , en ton/an km^2 , qui exprime les pertes moyennes qui ne sont pas liées aux autres sources.

Les caractéristiques prises en compte dans le modèle ont des unités de mesure et des ordres de grandeur très différents entre eux. Pour les introduire dans le modèle nous avons effectué une normalisation par la valeur maximale. Ceci a permis d'obtenir des coefficients α_j et δ_k adimensionnels et comparables entre eux.

6.6 CONTRAINTES DU MODELE

La connaissance du rôle des paramètres et de leurs unités de mesure permet d'établir des intervalles raisonnables pour la valeur de chaque paramètre, qui constituent les contraintes du problème.

Les contraintes facilitent la convergence pendant le calage car elles réduisent l'espace des valeurs possibles pour les coefficient à optimiser.

β_1 et β_2 doivent être positifs. Physiquement ils expriment d'éventuelles sur- ou sous-estimations et tous les processus de rétention qui ne sont pas pris en compte par la fonction de décroissance exponentielle, comme adsorption, sédimentation et surtout consommation des plantes (croissance des cultures dans le bassin et des macrophytes et du plancton dans la rivière). Leur valeur sera d'autant plus faible que ces processus sont importants.

On s'attend ce que les valeurs de β_3 soient entre 1 et 3, ce qui indiqueraient des pertes moyenne de N pour les zones non agricoles, de 10 à 30 kg par hectare, valeurs qui peuvent être raisonnables pour la région.

Les coefficients α_j et δ_k peuvent être soit positifs soit négatifs, selon l'influence des différentes caractéristiques du bassin sur la rétention.

6.7 VALEURS INITIALES DES PARAMETRES

Les valeurs initiales des paramètres influencent les résultats du calage. En fait, lors de l'optimisation, elles établissent la position dans l'espace à plusieurs dimensions où la perturbation des paramètres commence. Cette position de départ peut favoriser la convergence vers un minimum plutôt que vers un autre.

De façon à affronter le problème des valeurs initiales et l'éventualité que la solution provienne d'un minimum local et non absolu, nous avons utilisé une analyse de Monte Carlo.

6.8 ANALYSE DE MONTE CARLO

Une analyse de Monte Carlo consiste à évaluer la sensibilité d'un modèle à la variation d'un des ses paramètres. Dans cette étude nous avons utilisé une approche de Monte Carlo avec l'objectif d'établir la combinaison optimale de paramètres en évitant l'influence des valeurs initiales des paramètres et le risque d'obtenir une solution due à un minimum local.

L'analyse de Monte Carlo a consisté à réaliser un nombre élevé de calages du modèle, en partant de valeurs initiales choisies de manière aléatoire dans des intervalles établis précédemment selon les contraintes du problème, et ensuite évaluer les jeux de paramètres ainsi obtenus. Dans la pratique nous avons écrit un programme qui extrait les valeurs initiales d'une distribution uniforme, qui réalise ensuite le calage par le code numérique UCODE et répète cette séquence 300 fois. Cependant on n'obtient pas 300 combinaisons de valeurs optimisées, car le modèle ne converge pas toujours et certaines réalisations doivent être éliminées car elles ne respectent pas les contraintes.

Nous avons réalisé trois analyses de Monte Carlo avec des intervalles différents pour les valeurs initiales (Tableau 6).

Les deux premières analyses ont été exploratoires, ensuite en analysant les histogrammes de fréquence nous avons établi des intervalles plus fins (Analyse 3) de façon à les centrer vers les valeurs optimales.

Tableau 6 : Intervalles de la valeur initiale de chaque paramètre pour les trois analyses de Monte Carlo.

	Analyse 1	Analyse 2	Analyse 3
β_1	[0;1]	[0;1]	[0,05;0,5]
β_2	[0;1]	[0;1]	[0,7;0,98]
β_3	[0;1]	[0;10]	[1,3;2,3]
α_1	[-1;1]	[-1;1]	[3;4]
α_2	[-1;1]	[-1;1]	[-0,1;0,1]
α_3	[-1;1]	[-1;1]	[0;1]
α_4	[-1;1]	[-1;1]	[-0,5;0,7]
α_5	[-1;1]	[-1;1]	[-0,01;0,02]
δ_1	[-1;1]	[-1;1]	[-0,01;-0,05]
δ_2	[-1;1]	[-1;1]	[-1,5;-0,1]
δ_3	[-1;1]	[-1;1]	[0,2;0,5]
<i>combinaisons utilisables</i>	71	74	74

Les statistiques relatives à l'Analyse 3 sont résumées dans le Tableau 7. L'analyse des histogrammes de fréquence montre que pour certains paramètres, les valeurs optimales sont dans un intervalle réduit, pour d'autres on peut envisager plus d'un minimum.

Tableau 7 : Statistiques relatives à l'analyse 3.

Continue...	Valid N	Mean	Median	Minimum	Maximum	Lower Quartile	Upper Quartile	Quartile Range	Std. Dev.
VAR1	74	.162088	.152530	-.03448	.338420	.126400	.194880	.068480	.061102
VAR2	74	1.096690	1.079755	-.80999	1.368570	1.039990	1.149260	.109270	.115601
VAR3	74	1.428772	1.473970	-.00093	2.233550	1.347480	1.644570	.297090	.404196
VAR4	74	3.506921	3.532485	2.14406	4.804900	3.301110	3.784880	.483770	.456116
VAR5	74	.000171	-.000165	-.34236	.266640	-.001850	.001190	.003040	.076255
VAR6	74	.652616	.634490	-.01419	2.280590	.082650	1.096700	1.014050	.596227
VAR7	74	-.044611	-.000470	-1.29866	1.125130	-.027550	.004690	.032240	.383524
VAR8	74	.001549	.000295	-.05087	.092020	-.001910	.002190	.004100	.019572
VAR9	74	-.287999	-.322250	-.44327	.000810	-.376350	-.283600	.092750	.132627
VAR10	74	-.201733	-.005950	-1.42815	.179280	-.349880	.000180	.350060	.327826
VAR11	74	.383281	.393065	-.27372	.463790	.363360	.411980	.048620	.044668

Nous avons analysé les combinaisons optimales par rapport à la fonction objective. En analysant les Figures 7 et 8, qui montrent les valeurs des paramètres en fonction de la somme des carrés des résidus (SCR), on peut supposer la présence de trois minimums, dont deux locaux. Le minimum absolu se positionne autour de valeurs de la SCR de $6,2 \cdot 10^5$ ceci est mis en évidence aussi dans les Figures 9 et 10. En particulier la Figure 10 représente la surface qui interpole les points selon la méthode quadratique.

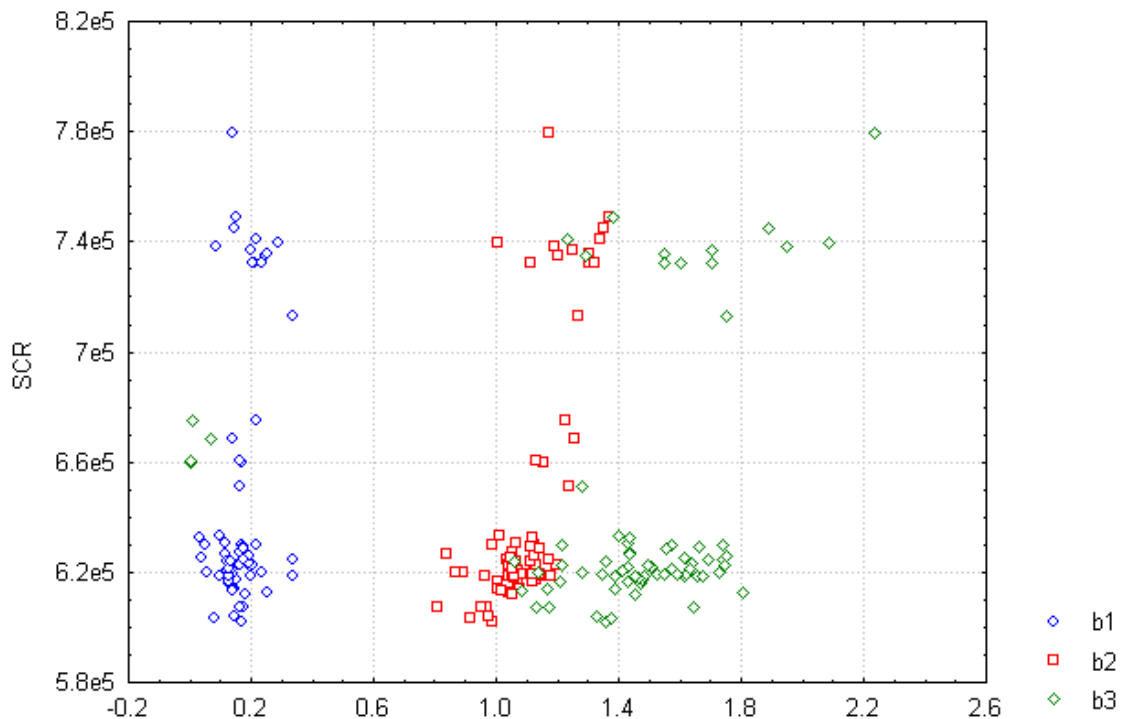


Figure 7 : Valeurs des paramètres β_1 , β_2 et β_3 en fonction de la somme des carrés des résidus (SCR).

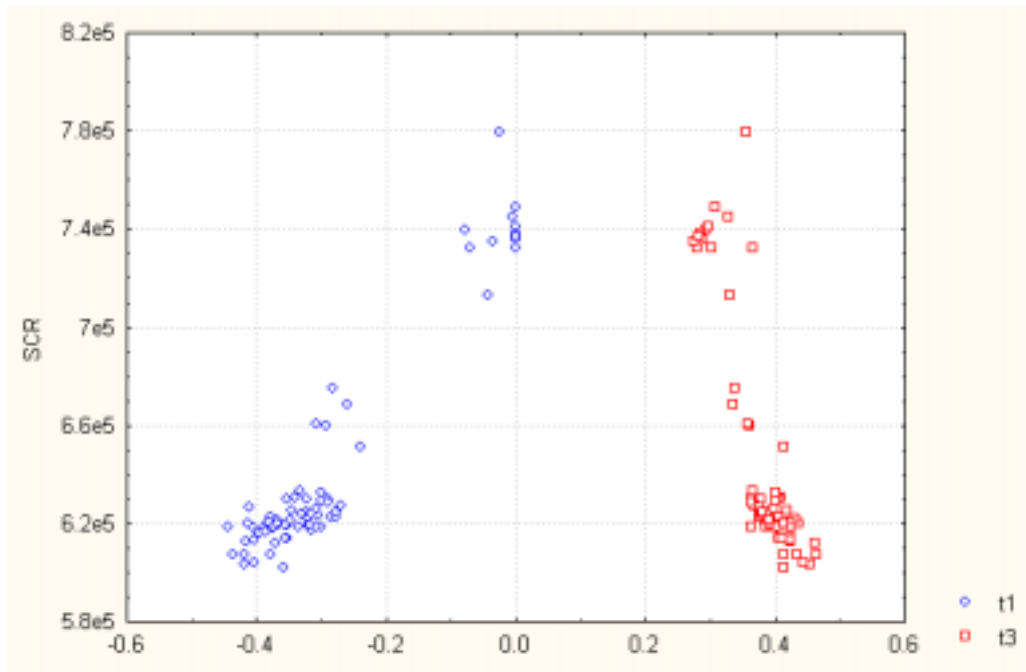


Figure 8 : Valeurs des paramètres δ_1 et δ_3 en fonction de la somme des carrés des résidus (SCR).

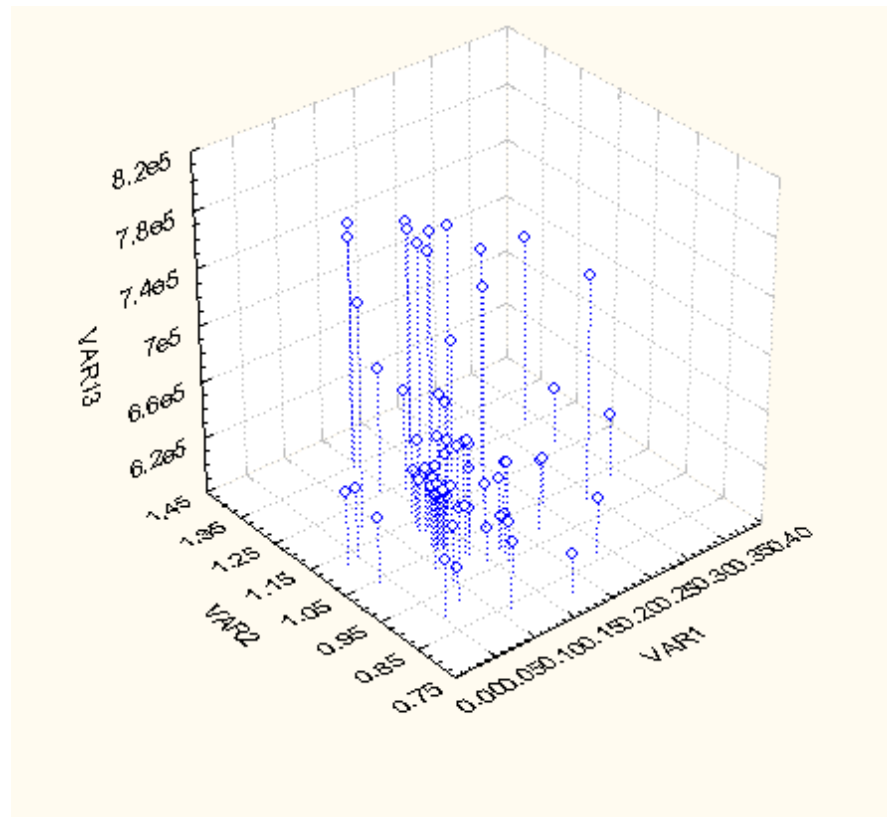


Figure 9 : Valeurs des paramètres β_1 et β_2 en fonction de la somme des carrés des résidus (VAR13).

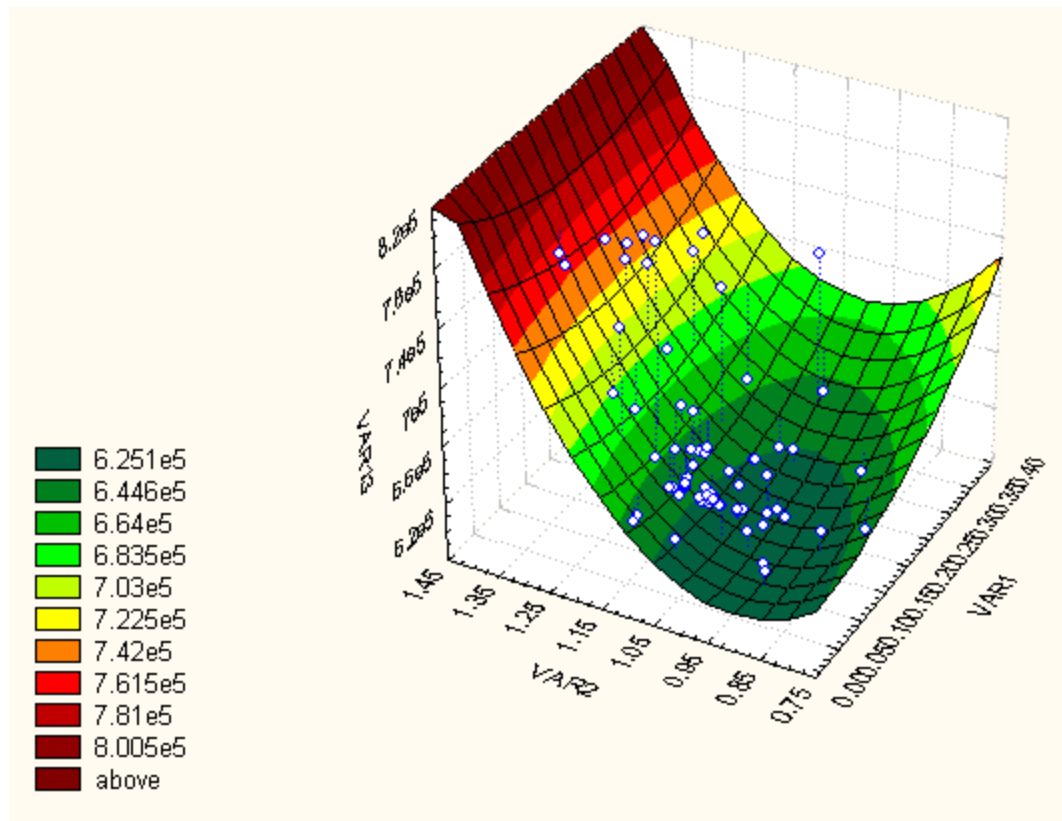


Figure 10 : Valeurs des paramètres β_1 et β_2 en fonction de la somme des carrés des résidus (VAR13) et surface d'interpolation.

Comme on ne connaît pas la distribution de chaque paramètre, pour établir l'intervalle dans lesquels il se trouve sa valeur optimale avec un certain niveau de confiance (95%), nous avons considéré la médiane et un intervalle de confiance sur la médiane d'après Geigy (1982). Mais les valeurs de la combinaison qui minimise la SRC en respectant les contraintes ne sont pas toujours dans ces intervalles de confiance sur la médiane (Tableau 8). Ceci s'explique par le fait qui nous avons choisi la solution que minimise la SRC parmi un nombre de combinaisons qui proviennent de la région de minimum absolu.

Tableau 8 : Valeurs optimales, médianes et intervalles de confiance de la médiane.

	Valeurs optimales	Médiane	Limite médiane inférieure	Limite médiane supérieure
β_1	0,1482	0,153	0,137	0,168
β_2	0,9137	1,080	1,057	1,120
β_3	1,7889	1,474	1,432	1,556
α_1	3,7108	3,532	3,431	3,662
α_2	0,0015	0,000	0,000	0,000
α_3	0,5926	0,634	0,373	0,746
α_4	-0,0016	0,000	-0,002	0,001
α_5	0,0038	0,000	0,000	0,001
δ_1	-0,3541	-0,322	-0,353	-0,307
δ_2	-0,2930	-0,006	-0,075	-0,001
δ_3	0,3877	0,393	0,382	0,401

7. Résultats

Le modèle établi avec les paramètres trouvés lors du calage permet une très bonne prédiction de la charge en azote mesurée dans un point de la rivière (Figure 11).

La performance du modèle a été évaluée par le coefficient de Nash-Sutcliffe E, exprimé par la formule :

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_{Si} - y_{Mi})^2}{\sum_{i=1}^n (y_{Mi} - \bar{Y}_M)^2} \quad (\text{éq.12})$$

où Y_M représente la moyenne des valeurs mesurées, y_{Si} et y_{Mi} sont respectivement les valeurs prédites et les valeurs mesurées et n le nombre d'observations. Des valeurs de E proches de 1 indiquent une bonne capacité de prédiction. Pour notre modèle, $E = 0,99$.

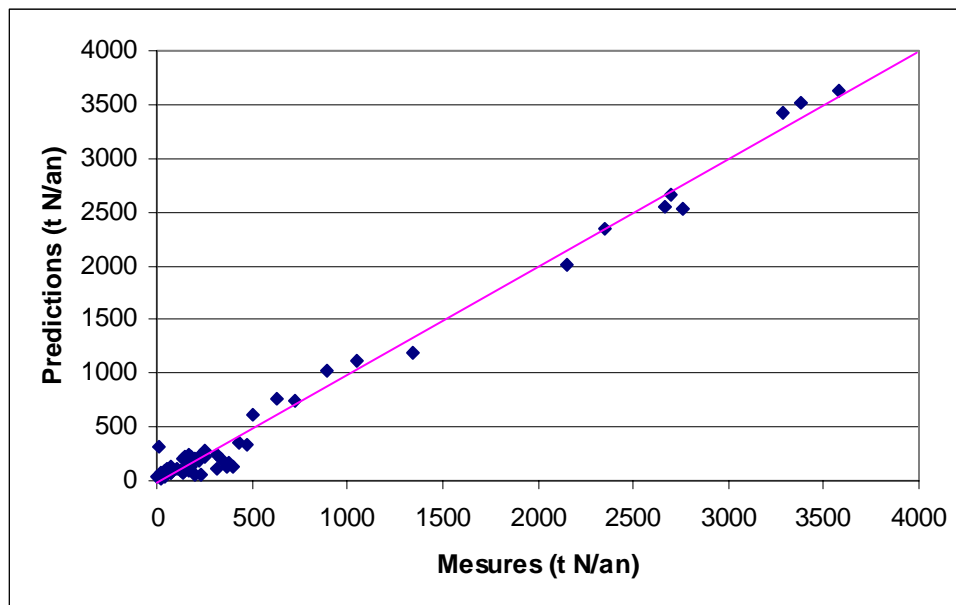


Figure 11 : Valeurs mesurées et prédites du flux d'azote (t N/an).

7.1 ANALYSE DES RESIDUS

Un modèle peut présenter des tendances, à sous-estimer ou à surestimer, même si ses prédictions sont proches des valeurs mesurées. L'analyse des résidus, différences entre les valeurs mesurées et les estimations du modèle, permet de mettre en évidence ces tendances. D'ailleurs cette analyse permet de découvrir d'éventuels points aberrants dans la régression.

Les résidus sont en général assez homogènes, même si une légère sous-estimation est possible (Figure 12).

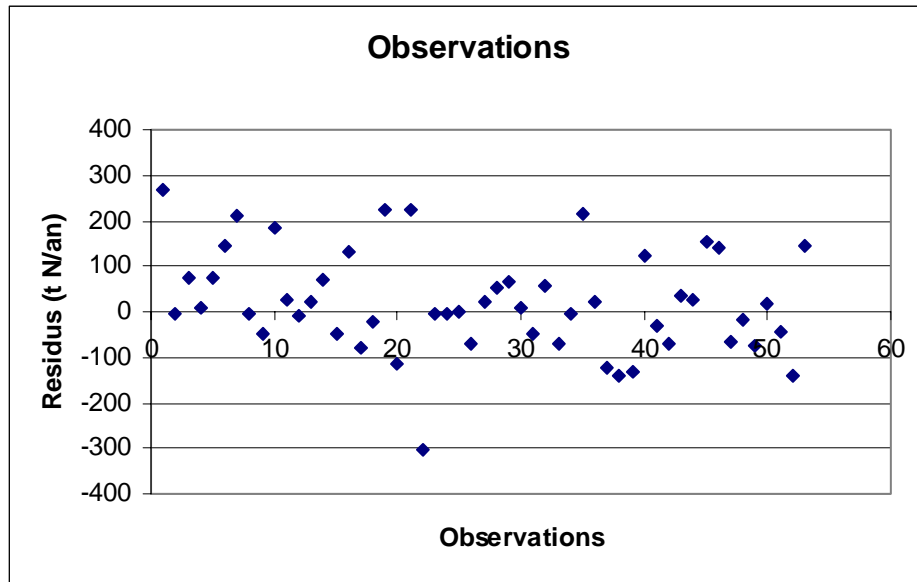


Figure 12 : Résidus (t N/an) en fonction des points observations.

De plus, la distribution des résidus est assez uniforme par rapport aux prédictions du modèle (Figure 13). La figure met en évidence une valeur négative plus écartée des autres, dont nous reparlerons dans la suite.

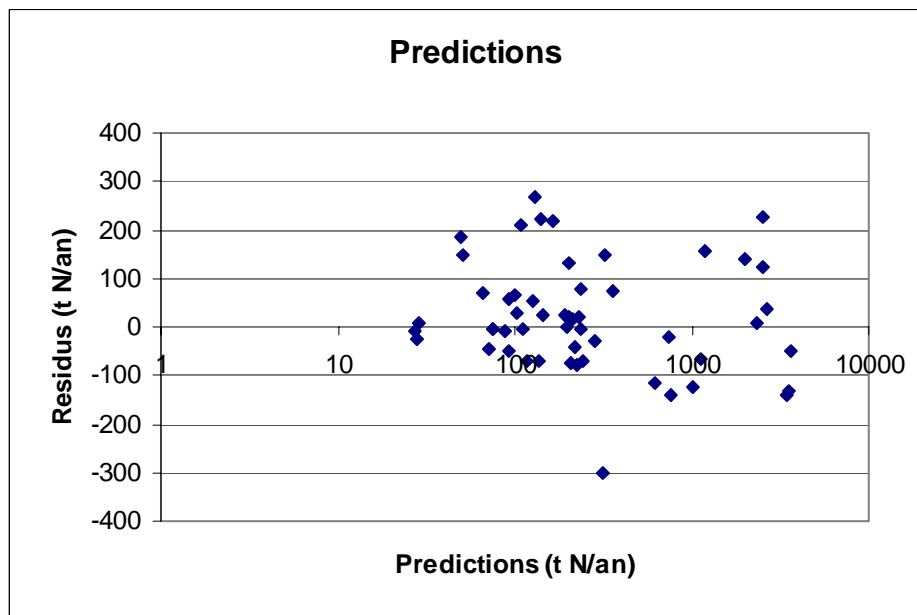


Figure 13 : Résidus en fonction des prédictions du modèle (t N/an).

La distribution des résidus par rapport aux valeurs mesurées (Figure 14) montre que dans les bassins où les pertes sont faibles, une surestimation est possible, par contre dans les bassins de taille moyenne une sous-estimation est plus probable. Toutes les figures montrent un point plus éloigné des autres. Ce point, qui peut être une mesure aberrante, peut être la cause de la légère sous-estimation du modèle. En fait, lors de l'optimisation une légère sous-estimation générale peut se produire afin de diminuer la surestimation sur ce point.

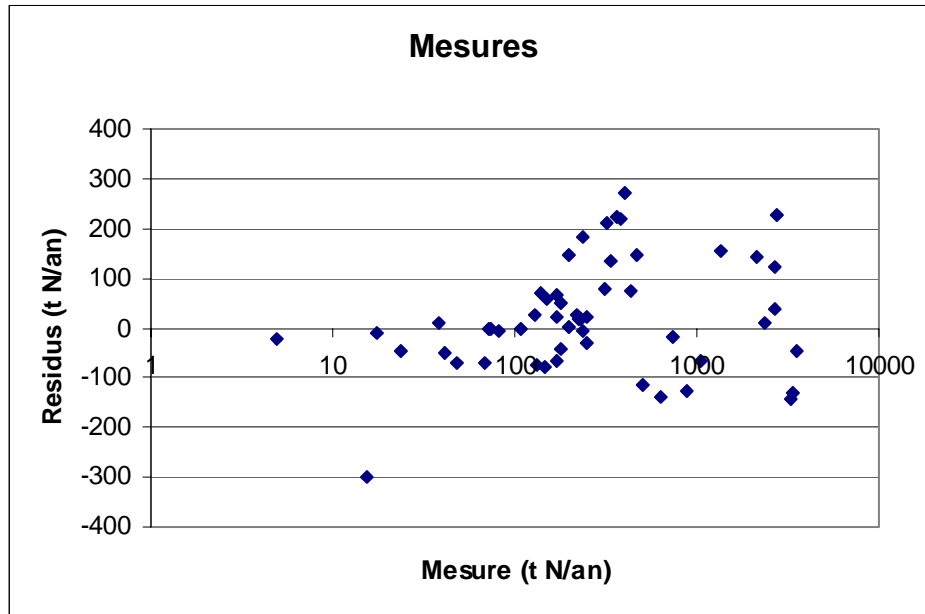


Figure 14 : Résidus en fonction des valeurs mesurées (t N/an).

7.2 VALIDATION DU MODELE

Dans cette étude une validation directe n'a pas été possible, car nous ne disposons pas de données suffisantes pour ce propos. En fait une validation sur la période de 1990-1994 aurait pu être possible dans le cas de la disponibilité des données relatives aux sources diffuses d'azote pour cette période. Deux autres approches auraient été possibles :

1. caler le modèle sur une partie du bassin de Wash et effectuer la validation sur l'autre partie ;
2. caler le modèle en utilisant la moitié des points de mesures et réaliser la validation sur l'autre moitié.

Cependant les deux solutions n'étaient pas faisables à cause du nombre réduit des points de mesures exploitables. Le seul moyen pour valider nos résultats était la comparaison avec les estimations faites sur la même région, par une approche physique (Daldorph, 2002). Nous en parlerons par la suite, lors de la présentation des résultats de notre estimation sur la contribution de chaque source à la charge de nitrates.

7.3 INTERPRETATION DU SENS PHYSIQUE DES PARAMETRES DU MODELE

Un des aspects plus intéressants de l'approche utilisée dans notre modèle est la possibilité d'attribuer un sens physique aux coefficients du modèle et d'estimer l'influence des processus de rétention. Nous allons d'abord considérer la valeur des facteurs de distribution, qui expriment les processus de rétention qui ont lieu pendant le transport du bassin à la rivière (F_1) et dans le cours d'eau (F_2).

$$F_1 = \exp\left(-\sum_{j=1}^5 \alpha_j \cdot z_j\right) \quad (\text{éq.13})$$

$$F_2 = \exp\left(-\sum_{k=1}^3 \delta_k \cdot t_k\right) \quad (\text{éq.14})$$

Les notations sont les mêmes que celles du Tableau 1 qui résume la structure du modèle. Nous pouvons réécrire le modèle de la façon suivante :

$$L = \beta_1 \cdot F_1 \cdot F_2 \cdot s_1 + \beta_2 \cdot F_2 \cdot s_2 + \beta_3 \cdot x_3 \quad (\text{éq.15})$$

D'après l'interprétation des valeurs des coefficients de notre modèle, reportées dans le Tableau 9, les sources diffuses émises par les activités agricoles ou les élevages, sont réduites d'environ 95% avant d'atteindre les cours d'eau.

Les processus responsables de cette rétention sont expliqués par les caractéristiques physiques du bassin ($F_1=0,1974$). La consommation des plantes de même que d'autres phénomènes de stockage dans le sol sont expliqués par le paramètre β_1 , qui vaut 0,1482.

Les sources ponctuelles, qui sont déversées directement dans la rivière, ne subissent pas globalement de réduction ($\beta_2 \cdot F_2=1,0653$). Ceci peut s'expliquer du fait que la plupart de canaux de la région sont aménagés, en réduisant les zones des berges naturelles. Cela pourrait aussi être le résultat d'une phénomène de compensation entre une faible rétention ($\beta_2=0,9137$) et une production de nitrates ($F_2=1,1659$). Ce dernier est un phénomène qui se produit souvent dans les rivières oxygénées à cause de l'oxydation de l'ammonium. En fait, notre modèle considère que les formes oxydées de N.

Le coefficient β_3 indique que les pertes d'origine non agricole sont d'environ 18 kg N/ha/an, mesure qui semble raisonnable du fait qu'elle contient la contribution des forêts, des agglomérations rurales non connectées et de la déposition atmosphérique, qui dans la région est d'environ 10 kg N/ha.

D'ailleurs les coefficients β_i peuvent aussi compenser les erreurs d'éventuelles sous-estimations ou surestimations des sources.

Parmi les coefficients relatifs aux caractéristiques physiques du bassin, ceux qui ont un impact plus important sont la perméabilité du sol et la pente, pour la rétention dans les sols, et le débit, la pente de la rivière et la surface de réservoirs, pour la rétention dans les cours d'eau. Leur signe est cohérent avec les prévisions sauf dans le cas de la pente du bassin. Les autres coefficients n'ont pas les signes prévus, mais leur influence n'est pas significative, car ils ont des valeurs inférieures de deux ordres de grandeur par rapport aux autres paramètres.

Tableau 9 : Paramètres optimisés du modèle.

Paramètre	Valeur
β_1	0,1482
β_2	0,9137
β_3	1,7889
α_1	3,7108
α_2	0,0015
α_3	0,5926
α_4	-0,0016
α_5	0,0038
δ_1	-0,3541
δ_2	-0,2930
δ_3	0,3877
$F1$	0,1974
$F2$	1,1659
$(\beta_1 \cdot F_1 \cdot F_2)$	0,0341
$(\beta_2 \cdot F_2)$	1,0653

7.4 CONTRIBUTION DES SOURCES A LA CHARGE EN NITRATES

Le Tableau 10 présente la contribution de chaque source à la charge en azote oxydé dans la rivière. Les moyennes sont calculées en divisant les sous-bassins selon leur bassin versant d'appartenance. Ceci a permis aussi de comparer nos résultats avec ceux obtenus par Daldorph (2002), reportés en parenthèses. Notre modèle montre que la contribution à l'export d'azote est déterminé en moyenne par 49% des sources diffuses, 18% des sources ponctuelles et 33% des sources d'origine non agricole (Figure 15). Notre estimation sur l'impact des sources ponctuelles est très proche de celle évaluée par l'approche physique. Dans le cas des sources diffuses les valeurs sont plus différentes. Cependant, Daldorph considère l'azote inorganique tandis que notre modèle ne concerne que l'azote oxydé, de plus il distingue les sources agricoles et la déposition atmosphérique, lorsque notre approche concernant les sources diffuses est légèrement différente.

Tableau 10 : Contribution selon les différentes sources (en %).

Bassin	Sources diffuses		Sources ponctuelles		Sources diffuses d'origine non agricole	
Great Ouse	46	(70)	22	(20)	32	(10)
Nene	41	(62)	23	(30)	36	(8)
Welland	61	(80)	7	(12)	31	(8)
Witham	58	(84)	9	(6)	33	(10)
total	49		18		33	

Les données reportées en parenthèses proviennent des graphiques à camembert de Daldorph (2002), elles permettent d'avoir une idée sur les rapports entre différentes sources, mais elles ne doivent pas être considérées comme des valeurs exactes.

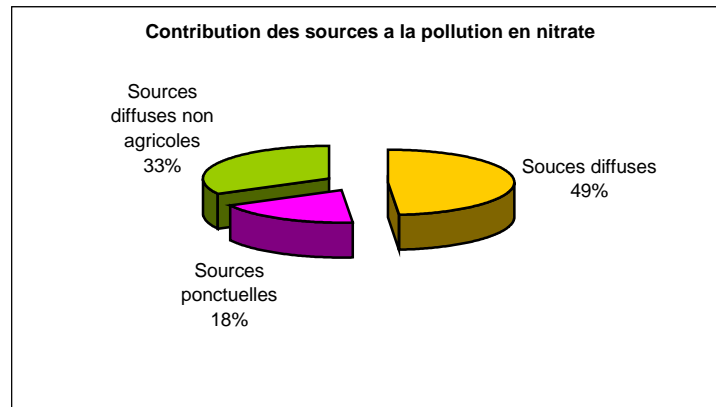


Figure 15 : Contribution des différentes sources à la pollution en nitrate.

8. Conclusions

Afin de mettre en place des politiques agricoles efficaces pour la limitation des nitrates dans les eaux superficielles et souterraines et de réduire le transport d'azote vers la mer, cause de l'eutrophisation des eaux côtières, il est nécessaire de comprendre et de quantifier la contribution de chaque source de N dans les bassins versants. Cet objectif peut être atteint par des outils de modélisation, qui doivent assurer la précision des estimations et en même temps être facilement applicables.

Dans cette étude nous avons construit un modèle statistique qui estime la charge d'azote, sous forme oxydée, dans la rivière, dans le bassin versant anglais de Wash (15 610 km²). Le modèle utilise comme variables explicatives les sources de N diffuses et ponctuelles et les caractéristiques physiques du bassin et du réseau hydrographique.

Les valeurs de ces paramètres, de même que l'évaluation des sources, ont été établis par une analyse spatiale à l'aide du Système d'Information Géographique ArcView GIS 3.2 et du logiciel CWR-PrePro (Olivera, 1998; Olivera et al., 1998). Cette analyse a permis d'introduire dans le modèle l'information sur la distribution spatiale des variables prises en compte.

Nous avons calé le modèle avec le code numérique UCODE (Poeter et Hill, 1998) en utilisant des valeurs d'entrée annuelles moyennes de la période 1995-1999. Ensuite, nous avons réalisé une analyse de Monte Carlo pour évaluer les résultats du calage.

Le modèle ainsi obtenu a permis d'estimer la contribution de chaque source à la charge en N mesurée dans les cours d'eau. Dans le bassin de Wash les sources diffuses liées à l'agriculture et aux élevages contribuent en moyenne à 49% de l'export d'azote du bassin tandis que les rejets des eaux usées contribuent à 18%. Le reste est constitué par déposition atmosphérique et pertes naturelles.

Par ailleurs l'interprétation du sens physique des coefficients du modèle a permis d'évaluer l'influence des phénomènes de rétention. Dans le sol la consommation par les plantes et la rétention déterminent une réduction importante (environ 95%) des sources diffuses d'azote, par contre la rétention dans les rivières est presque absente.

Cette étude a montré comment un modèle statistique relativement simple permet d'estimer la distribution de la pollution en N des eaux selon les sources et d'évaluer les processus de rétention qui ont lieu dans les sols et dans les rivières.

Dans les prochains développements nous essayerons de :

- établir des intervalles de confiance pour les paramètres du modèle par la méthode de *Bootstrap* ;
- tester un modèle simplifié en enlevant les variables les moins significatives ;
- réaliser, par la même approche, la modélisation du phosphore et des autres formes de l'azote, notamment N réduit et N organique.

9. Bibliographie

- Arheimer, B., Andersson, L. et Lepisto, A., 1996. Variation of nitrogen concentration in forest stream-influences of flow seasonality and catchment characteristics. *Journal of Hydrology*, 179: 281-304.
- Arheimer, B. et Brandt, M., 1998. Modelling nitrogen transport and retention in the catchments of southern Sweden. *Ambio*, 27: 471-480.
- Behrendt, H. et Opitz, D., 2000. Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia*, 410: 111-122.
- Billen, G. et Garnier, J., 2000. Nitrogen transfers through the Seine drainage network: a budget based on the application of the 'Riverstrahler' model. *Hydrobiologia*, 410: 139-150.
- Billen, G., Garnier, J., Billen, C. et Hannon, E., 1995. Global change in nutrient transfer from land to sea: biogeochemical processes in river systems. Université Libre de Bruxelles, Belgium. SSTC Belgian Global Change Programme Final report december 1995.
- Brunet, R.C., Pinay, G., Gazelle, F. et Roques, L., 1994. Role of the floodplain and riparian zone in suspended matter and nitrogen retention in the Adour river, south-west France. *Regulated rivers*, 9: 55-63.
- Caracao, N.F. et Cole, J.J., 1999. Human impact on nitrate export: an analysis using major world rivers. *Ambio*, 28 (2).
- Daldorff, P.W.G., 2002. Impact of EU legislation on the Wash catchment (UK) model development and application. Contract No. 17270-2000-12 FIED ISP, IC Consultants Ltd.
- De Wit, M., 2000. Modelling nutrient fluxes from source to river load: a macroscopic analysis applied to the Rhine and Elbe basins. *HYDROBIOLOGIA -THE HAGUE-*, 410: 123-130.
- Dorge, J., 1994. Modelling nitrogen transformations in freshwater wetlands. Estimating nitrogen retention and removal in natural wetlands in relation to their hydrology and nutrient loadings. *Ecological modelling*, 75/76: 409-420.
- European Community, 1991. Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal L* 375.
- Geigy, 1982. Geigy scientific tables. In: C. Lentner (Editor), *Introduction to statistics. Statistical Tables and Mathematical Formulae*, West Caldwell.
- Grimvall, A. et Stalnacke, P., 1996. Statistical methods for source apportionment of riverine loads of pollutants. *J. Environ.*, 7: 201-213.
- Howarth, R.W., Billen, G., Swaney, D., Townsend, A., Jaworski, N., Lajtha, K., Downing, J.A., Elmgren, R., Caraco, N., Jordan, T., Berendse, F., Freney, J., Kudeyarov, V., Murdoch, P. and Zhao-Liang, Z., 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry*, 35: 75-139.
- Lepisto, A., 1995. Influence of catchment characteristics, forestry activities and deposition on nitrogen export from small forested catchments. *Water, Air and Soil Pollution*, 84: 81-102.

- Liden, R., Vasilyev, A., Stalnacke, P., Loigu, E. et Wittgren, H.B., 1999. Nitrogen source apportionment -a comparison between a dynamic and a statistical model. *Ecological modelling*, 144: 235-250.
- Olivera, F., 1998. CRWR-Prepro, 1998 ESRI User's Conference, San Diego, California.
- Olivera, F., Maidment, D. et Reed, S., 1998. HEC-PrePro v. 2.0: An ArcView Pre-Processor for HEC's Hydrologic Modeling System, ESRI User's Conference, San Diego, California.
- Poeter, E.P. et Hill, M.C., 1998. Documentation of Ucode, A Computer Code for Universal Inverse Modeling. 98-4080, U.S. GEOLOGICAL SURVEY, Denver, Colorado.
- Skop, E. et Srensen, P.B., 1998. GIS-based modelling of solute fluxes at the catchment scale: a case study of the agricultural contribution to riverine nitrogen loading in the Vejle Fjord catchment Denmark. *ECOLOGICAL MODELLING*, 106: 291-310.
- Smith, R.A., Schwarz, G.E. et Alexander, R.A., 1997. Regional interpretation of water-quality monitoring data. *Water resources research*, 33: 2781-2798.
- Svendsen, L.M., Kronvang, B., Kristensen, P. et Graesbol, P., 1995. Dynamics of phosphorus compounds in a lowland river system: importance of retention and non-point sources. *Hydrological processes*, 9: 119-142.
- Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H. et Tilman, D.G., 1997a. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 7 (3): 737-750.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A. et Melillo, J.M., 1997b. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277 (5325): 494.
- Wittgren, H.B. et Arheimer, B., 1996. Source apportionment of riverine nitrogen transport based on catchment modelling. *Water Sci. Technol.*, 33 (4-5): 109-115.
- Wösten, J.H.M., Lilly, A., Nemes, A. et Bas, C.L., 1998. Using existing soil data to derive hydraulic parameters for simulation modelling in environmental studies and in land use planning. Final report on the European Union funded project 1998. 156, DLO-Starting Centre, Wageningen.