MODELISATION DU COMPORTEMENT DES POLLUANTS DANS LES HYDROSYSTEMES

SEMINAIRES EAUX ENVIRONNEMENT

n° 3

Paris, Ministère de la Recherche
11 et 12 mars 1993

Mission Eaux Continentales et Marines

Responsables scientifiques : JP.Carbonnel et N. Chartier-Touzé

SOMMAIRE

PREAMBULE

Ce compte rendu du séminaire "Modélisation du comportement des polluants dans les hydrosystèmes" est destiné à rendre rapidement disponible un document de travail pour ceux qui ont participé à cette réunion et pour ceux qui ont la charge de promouvoir des outils opérationnels dans le domaine de la modélisation des hydrosystèmes.

Il reproduit les textes des conférences tels que les auteurs nous les ont fournis et les débats qui ont eu lieu tels qu'ils ont été enregistrés. Le texte de ces débats est le plus proche possible de leur réalité, nous n'avons pas retranscrit l'expression verbale en formulation écrite, mais seulement supprimé quelques incompréhensions.

Ceci expliquera certainement certaines erreurs, certaines lacunes, certaines maladresses d'expression, qu'on voudra bien excuser à leurs auteurs et à nous-mêmes qui avons privilégié la rapidité de parution à la rigueur d'une réécriture.

Ce séminaire doit servir à des fins de programmation de recherches dans le domaine considéré et nous tenons à remercier l'ensemble des nombreux participants pour l'aide qu'ils ont ainsi apporté à la réflexion et au développement d'une problématique devant déboucher sur des outils de gestion de la ressource en eau.

J.-P. CARBONNEL
N. CHARTIER-TOUZE
Le 20 juillet 1993

OUVERTURE DU SEMINAIRE

Jean-Claude OPPENEAU
DRAEI
Ministère de l'environnement

La Direction de la Recherche, des Affaires Economiques et Internationales du Ministère de l'Environnement prend en compte le caractère novateur de la **loi sur l'eau du 3 janvier 1992**[1] qui dépasse les anciennes logiques sectorielles pour organiser la gestion, dans une **approche plus intégrée**, de la protection des milieux aquatiques, en prenant en compte le fonctionnement des écosystèmes. La politique de l'eau s'inscrit désormais dans cette nouvelle perspective. L'article 2 de la loi[2] consacre l'**unicité de la ressource en eau** et fait de la **gestion équilibrée** de cette ressource la clef de voute de cette loi.

LES SAGE et SDAGE

L'article 3 de la loi sur l'eau porte sur la création de SDAGE (Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux)[3] et de SAGE (Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux)[4] . En effet, la gestion concertée et intégrée des milieux aquatiques nécessitait la mise en place d'outils novateurs de gestion , outils de réglementation et de planification, que sont les SDAGE, élaborés par les comités de bassin et les SAGE élaborés par les commissions locales de l'eau. La gestion pérenne du patrimoine aquatique exigeait un tel dispositif institutionnel.

L'objectif prioritaire est la recherche d'un équilibre durable entre la protection et la restauration des milieux aquatiques naturels d'une part et la satisfaction de leurs divers usages souvent antinomiques d'autre part. Les méthodes d'analyse de tendances, l'établissement de

---

[1] Loi sur l'Eau N°92-3 du 3 janvier 1992

[2] Loi sur l'eau, article 2 :"*Les dispositions de la présente loi ont pour objet une gestion équilibrée de la ressource en eau.*
Cette gestion équilibrée vise à assurer :
- la préservation des écosystèmes aquatiques, des sites et des zones humides ...
- la protection contre toute pollution et la restauration de la qualité des eaux superficielles et souterraines et des eaux de la mer dans la limite des eaux territoriales;
- le développement et la protection de la ressource en eau;
- la valorisation de l'eau comme ressource économique et la répartition de cette ressource;
de manière à satisfaire ou à concilier, lors des différents usages, activitiés ou travaux, les exigences :
- de la santé...de l'alimentation en eau potable de la population;
- de l'agriculture, des pêches...ainsi que toutes autres activités humaines légalement exercées."

[3] Article 3 : (alinéa 1) "*Un ou des schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux fixent pour chaque bassin ou groupement de bassins les orientations fondamentales d'une gestion équilibrée de la ressource en eau...*

[4] Article 5 (alinéa 1) : *Dans un groupement de sous-bassins ou un sous-bassin correspondant à une unité hydrographique ou à un système aquifère, un schéma d'aménagement et de gestion des eaux fixe les objectifs généraux d'utilisation, de mise en valeur et de protection quantitative et qualitative des ressources en eau superficielle et souterraine et des écosystèmes aquatiques ainsi que de préservation des zones humides..."*

scénarios prospectifs à l'horizon de la prochaine décennie, devraient permettre de mettre en évidence les enjeux et les risques à prendre en compte pour l'avenir.

Mais les **gestionnaires ont besoin d'outils de modélisation** pour mener à bien leur mission. Or cela pose des difficultés pour le concepteur de modèles de répondre aux besoins des gestionnaires de l'eau. L'objet du séminaire est d'ouvrir les voies de la recherche afin de tenter d'apporter des solutions à de telles difficultés.

LA MODELISATION, UNE AIDE A LA GESTION

La modélisation est un outil privilégié, très puissant s'il est adapté au problème posé. Le **ministère de l'environnement** se devait de **promouvoir des outils adaptés** et en tout premier lieu, compte tenu du **nombre et de la diversité des modèles,** d'avoir une **vue aussi globale** que possible des réalisations dans ce domaine.

La mise en place des SAGE et SDAGE, par le jeu de la démocratisation de la gestion de l'eau, pose des **problèmes d'échelles**. Différentes échelles sont à appréhender (échelles d'espace, de temps), au niveau d'un bassin (SDAGE), au niveau local (SAGE). Le suivi des SAGE et SDAGE portera sur les orientations de gestion (réglementation...) et les orientations d'aménagement (équipements, infrastructures, financements...) ainsi que sur les effets que de telles orientations auront donné sur les multi-usages de l'eau.

La modélisation du comportement des polluants dans les hydrosystèmes pose le problème de l'adaptation des modèles aux objectifs. En effet, **le passage du concept scientifique à l'outil du gestionnaire n'est pas toujours évident.** Les scientifiques conçoivent des modèles cognitifs qui pour devenir des outils à la décision utilisables par les gestionnaires, nécessitent une "traduction". Il est nécessaire de faire le lien entre ces deux approches, afin que les modèles scientifiques répondent aux attentes des utilisateurs et qu'ils deviennent de véritables aides à la gestion.

Le Comité de Réflexion, Programmation et Evaluation de la Mission Eaux Continentales et Marines (**CRPeaux**), a souhaité dresser un pemier bilan de l'adéquation des modèles scientifiques aux besoins de leurs utilisateurs, aussi a-t-il été à l'origine de la tenue de ce séminaire. Le but poursuivi est l'élaboration de recommandations en vue de définir les besoins de recherche dans le domaine particulier de la modélisation et du comportement des polluants dans les hydrosystèmes.

La modélisation du transfert des polluants dans les hydrosystèmes a pris une ampleur considérable depuis une quinzaine d'années : c'est la conséquence d'une prise de conscience collective de la nécessité de tout mettre en oeuvre pour enrayer la dégradation excessive de la qualité de l'eau. Tous les **acteurs** se sentent désormais très impliqués dans ce processus de lutte , qu'ils soient scientifiques, gestionnaires, aménageurs du territoire, financeurs, politiques...

Il existe une **profusion de modèles** qui tendent à des objectifs très différents et utilisent des données très variées. Face à une telle diversité, les gestionnaires ont besoin d'une aide dans le **choix des outils** qui sont adaptés à leurs besoins spécifiques, et dans l'appréhension du degré de **fiabilité des outils** qu'ils utilisent. Les **décideurs ne savent pas toujours poser les bonnes questions aux scientifiques, et les scientifiques ne sont pas toujours à leur écoute.**

La modélisation doit devenir une aide à la gestion. Dans cette optique, le Ministère de l'Environnement porte une intérêt tout particulier à la mise en place des outils de gestion du milieu aquatique. C'est la raison pour laquelle il a organisé ce séminaire afin d'oeuvrer à la mise en cohérence de la modélisation avec l'outil d'observation et l'outil de gestion.

LES OBJECTIFS DU SEMINAIRE

Ce séminaire a pour objectif essentiel de dresser un **"Etat de l'art de la modélisation en France"** dans ce domaine ciblé , en vue de dégager des axes de recherche à développer. L'établissement de cet "Etat de l'art", a pour finalité d'adapter la **modélisation aux différentes échelles** d'espaces et de temps et aux **diverses utilisations** susceptibles d'être mises en oeuvre par les collectivités locales. Un tel bilan devrait porter sur les différents milieux aquatiques : eaux de surface, eaux souterraines, milieux côtiers.

Le but de ce séminaire est de susciter le **dialogue entre les trois niveaux principaux d'action:**

. le scientifique - concepteur de modèles
. Le maitre d'oeuvre (bureau d'études, d'ingéniérie...)
. Le maitre d'ouvrage (collectivités territoriales, locales, Agences de bassin...)

afin qu'ils aient une **approche harmonisée de la compréhension d'un même concept.**

Deux difficultés principales sont à mettre en lumière :

* Le **choix du modèle** en fonction du problème à résoudre, des données disponibles et de la gestion souhaitée.

* La **définition du problème** à résoudre et l'importance de la pertinence de sa présentation

Les échanges de vues lors de ce séminaire devraient pouvoir contribuer à une avancée significative pour une **meilleure adéquation de la modélisation à la gestion.** Souhaitons que le dialogue qui va à présent s'instaurer se poursuive au-delà de ces deux journées afin que s'établisse une réelle synergie entre tous les acteurs et qu'ils deviennent de véritables partenaires utilisant un langage commun. Ce sera là le gage de la réussite de la lutte que nous poursuivons tous contre la dégradation de tous les milieux aquatiques.

J'espère que le travail issu de ces deux journées sera fructueux et je déclare ouvert le présent séminaire.

CONFERENCE INTRODUCTIVE

LES DIFFERENTES APPROCHES POUR L'ELABORATION D'UN MODELE

Ghislain de Marsily
Laboratoire de Géologie Appliquée
URA CNRS 1367
Université Paris VI

Résumé

Cette brève introduction à une réflexion sur la modélisation du comportement des polluants dans les hydrosystèmes se veut polémique; elle propose une classification très réductrice des modèles en deux genres : ceux établis à partir de données d'observation des processus étudiés, et ceux pour lesquels il n'existe aucune observation du phénomène à modéliser.

Il est alors proposé que les premiers doivent (ou plutôt devraient, car peu s'en préoccupent) satisfaire à de sérieuses contraintes d'emploi, déjà connues de longues dates dans les règles de la tragédie classique :

- unité de lieu,
- unité de temps,
- unité d'action.

La signification de ces règles en termes de calibration et d'extrapolation des modèles est analysée. Elles en limitent fortement l'applicabilité.

Quant aux seconds, à mon sens les plus intéressants et les plus nécessaires, il est proposé que leur construction, leur développement et emploi soient fondés sur trois règles:

- la géométrisation du réel,
- la complexification, ou déglobalisation, c'est à dire l'analyse de plus en plus fine de la physique sous-jacente des processus représentés,
- l'analyse en scénarios.

Il n'est pas sûr que cette démarche converge vers des résultats utilisables en pratique, elle est cependant incontournable.

On conclut en rappelant qu'il doit exister, dans la communauté scientifique, en sus de ces recherches à caractère "utilitaire", c'est à dire dont le but est de conduire au développement de modèles

utilisables aux fins de prévision et de gestion de l'environnement, d'autres travaux portant sur des modèles qui ne servent à rien. On justifie pourquoi.

ABSTRACT

This brief introduction to the study of how to model pollutants in an aquifer system is intended to provoke discussion. It proposes a minimalist classification of models into two categories: models built on data from observation of the processes involved and those for which there are no observation data on any of the processes.

The argument is that the former should (or rather, ought to, since the question seems to attract little interest) obey serious working constraintsé well-known from classical tragedy:

- unity of place,
- unity of time,
- unity of action.

The meaning of these rules in terms of model calibration and extrapolation is analysed. They very strongly limit the applicability of the models.

As to the models in the latter category which, in my opinion, are the more interesting and useful ones, the suggestion is that their construction, development and use should be based on three rules:

- identification of the real geometry,
- deglobalization and complexityé i.e. the most thorough analysis and representation of the underlying physics of the active processes,
- scenario analysis.

However, we cannot yet be certain that this approach will produce operationally useful results. Nevertheless, it would be cumvented.

In the conclusion, it is suggested that somewhere in the scientific community, over and above the work prompted by "useful" aims, i.e. endeavouring to produce models capable of forecasting and assissting in the management of the environment, work must continue on models that serve no particular purpose. The reasons behind this contention are made clear.

INTRODUCTION

Quelles sont les différentes étapes de la démarche scientifique que l'on peut distinguer dans l'élaboration d'un modèle? Quel que soit le milieu considéré, et quel que soit le type de modèle élaboré, je crois que l'on peut proposer la classification suivante, dont toutes les étapes ne sont pas nécessairement toujours présentes :

1. Choix et écriture des équations phénoménologiques représentant les processus que l'on veut étudier.

2. Définition de la géométrie du milieu dans lequel on veut résoudre ces équations.

3. Choix a priori de certains paramètres (ou même de tous).

4. Choix des conditions initiales et aux limites, c'est à dire essentiellement des fonctions de forçage externes, ce qui va faire bouger le système, en sus des processus internes.

5. Mathématique de la résolution et de la vérification des algorithmes, autrement dit, être sûr que le modèle lui-même résout effectivement et avec la précision voulue les écritures choisies; ces problèmes de résolution et de vérification ne sont pas du tout triviaux mais je n'en parlerai pas.

6. Calage et validation du modèle, j'y reviendrai, la validation veut dire que le modèle, reproduit effectivement les mécanismes ou les processus étudiés.

7. Emploi du modèle.

Je crois qu'il est maintenant assez classique, dans la terminologie d'utilisation des modèles, de bien distinguer ce qui est vérification d'un algorithme, donc un exercice purement mathématique, de ce qui est validation d'un modèle, où l'on s'assure que l'ensemble construit reproduit bien le monde réel. La distinction entre ces deux phases de contrôle d'un modèle est nécessaire et utile.

Je vais essayer d'examiner comment cette démarche générale s'applique aux divers type de modèles dont nous disposons, ou que nous élaborons. Pour ce faire, je propose de regrouper les modèles sous trois rubriques :

La modélisation des phénomènes observés ou observables.

Observable veut dire que, dans un temps raisonnable, on peut éventuellement observer un transfert (puisqu'on parle de polluants dans l'environnement) sur des distances et dans des domaines significatifs. L'exemple le plus clair est celui de la pollution de l'environnement par les nitrates ou par les pesticides, il y en a hélas partout; il suffit d'ouvrir les yeux, de regarder et de mesurer pour observer le phénomène que l'on veut pouvoir modéliser; cette modélisation a pour but d'essayer de prévoir le devenir de ces polluants, ou de savoir ce qu'il faudrait faire pour s'en prémunir.

La modélisation des phénomènes non observables.

Cette distinction me semble extrêmement importante pour la conception et l'emploi des modèles; les phénomènes que je qualifierais de non observables peuvent l'être pour diverses raisons. Le premier exemple qui vient à l'esprit, est le stockage profond des déchets nucléaires: on ne verra jamais de notre vivant, ni même en mille ans, le moindre radionucléide, issu d'un stockage situé à 500 m de profondeur, venir polluer l'environnement en surface. C'est donc un phénomène strictement non observable: on ne peut pas essayer de fonder la modélisation sur des observations directes du phénomène, contrairement aux nitrates par exemple.

Un deuxième exemple où le phénomène à modéliser n'est pas observable, est le cas où des changements très importants dans le fonctionnement du système vont être mis en place. Si l'on décide de construire, par exemple, un système de déphosphatation des eaux résiduaires à Paris, il n'existe aucun moyen d'observer les effets d'un tel changement sur le comportement du système, car il n'a pas encore eu lieu et les effets éventuels ne sont pas encore présents. Or il faut modéliser a priori ce qu'il va se passer, pour décider et dimensionner. Il en va de même pour les études d'impact, les analyses de risques, des rejets de polluants qui ne se sont pas encore produits.

Les modèles inutiles, ou quasi inutiles.

J'en parlerai en conclusion. Définissons-les comme des modèles qui représentent des phénomènes imaginaires ou quasi-imaginaires sans aucune relation a priori avec "la modélisation du comportement des polluants dans les hydrosystèmes", ou utilisant des méthodes incongrues. Ils sont tout aussi indispensables que les précédents.

Nous allons examiner, tour a tour, ces différents modèles.

MODELISATION DES PHENOMENES OBSERVES OU OBSERVABLES.

Je vais prendre quelques exemples de phénomènes observés pour exposer, dans la démarche générale de choix et de conception d'un modèle, ce qui me paraît être important. L'archétype des modèles de phénomènes observables, est le modèle "boîte noire", c'est à dire les phénomènes pour lesquels on dispose d'une ou plusieurs entrées et d'une (ou plusieurs) sorties; il suffit de mettre quelque chose de numérique dans la boîte noire pour que l'entrée se transforme en sortie, plus ou moins bien. Le travail du modélisateur est de bien choisir, si possible, le "moteur" mis dans la boîte noire. Le "degré zéro" d'une telle modélisation, est ce que l'on appelle les réseaux de neurones. Il n'y a même pas besoin de mettre un "moteur" dans la boîte, le réseau de neurones s'en charge tout seul. On lui fournit la série des entrées et des sorties observées, et le réseau se charge de trouver lui-même une "pondération" entre les données d'entrées qui fournisse la ou les sorties. Cette phase de calage du modèle porte le nom, en réseau de neurones, "d'apprentissage". La relation qui existe entre les entrées et la sortie se trouve automatiquement calée par le modèle sans que le modélisateur n'ait à faire aucun choix. La modélisation est donc réduite à sa plus simple expression: il n'y a pas d'équations phénoménologiques à écrire, pas de géométrie, pas de paramètres ni de conditions aux limites, pas de vérification; on fait un calage (apprentissage du réseau), ensuite on peut utiliser le modèle en prévision, et fournir la sortie pour un nouveau jeu d'entrées.

Comment ça marche? C'est, à vrai dire, assez complexe; il y a tout de même quelques paramètres à choisir, tels que le nombre de neurones, le nombre de couches de neurones dans le réseau, si l'apprentissage se fait per ascensum ou per descensum, etc. Mais le fonctionnement réel du "moteur" n'a pas besoin d'être connu de l'utilisateur, d'ailleurs les meilleurs réseaux de neurones disponibles sur le marché sont souvent confidentiels, l'utilisateur n'a pas le droit de lever le couvercle pour savoir ce qu'il y a dans la boîte!

N'importe quel mathématicien vous dira qu'un tel outil est tellement rudimentaire que l'on peut toujours faire mieux en y mettant un peu de connaissance sur le système, en proposant à la boîte noire quelques règles de fonctionnement du "moteur", j'y reviendrai. Mais l'important est que de tels modèles existent, et qu'au fond, les autres modèles utilisés couramment en hydrologie sur des séries de données observées ne sont finalement pas si différents.

On peut, en effet, mettre un peu d'intelligence dans les modèles boîte noire; on peut supposer que la relation entre entrée et sortie est de type convolution (relation pluie-débit par exemple) et ne chercher à déterminer par apprentissage que les coefficients de ce noyau de convolution; on peut supposer que la relation entre entrée et sortie s'apparente au remplissage et à la vidange de réservoirs en cascade, dont on déterminera par apprentissage le volume et les lois de vidange; on peut imaginer qu'entrées et sorties sont liées par une équation différentielle ou aux dérivées partielles, dont les coefficients sont les paramètres à caler par apprentissage.

On rend alors plus efficace le "moteur" dans la boîte, on accélère peut-être l'efficacité de l'apprentissage, tout en réduisant l'éventail des comportements possibles mais, au fond, on ne change rien au principe de ce type de modèle; il est entièrement déterminé par le processus d'apprentissage, et ne se justifie que par la qualité de l'ajustement obtenu sur l'historique passé. Parler de modèle déterministe, ou même stochastique[1], de modèle conceptuel, de modèle distribué ne change rien au principe de base de ces modèles "calés": le "moteur" de la boîte est créé par le jeu de données, la nature du moteur importe peu. La soi-disant "physique" introduite dans un tel modèle en qualifiant de conceptuelle la relation entre grandeurs introduites dans le "moteur" est une escroquerie. J'en donnerai un exemple limpide. Il existe au CEMAGREF un modèle hydrologique simple, appelé GR3 car il ne dépend que de trois paramètres (MICHEL, 19..). Il convertit la pluie en débit, sur un bassin versant. L'un des paramètres du modèle est le niveau de remplissage d'un réservoir, censé représenter l'humidité du sol superficiel, qui va déterminer la capacité d'infiltration et de ruissellement du sol en cas de pluie. S'étant ému des bons résultats qu'obtenaient les modélisateurs en utilisant un modèle conceptuel où l'on fait intervenir la notion d'aire contributive variable (BEVEN, 19..), l'auteur de GR3 s'est aperçu un beau matin que s'il transformait son modèle GR3 en un modèle GR3bis, où l'on remplaçait le paramètre "humidité du réservoir sol" par un nouveau paramètre "pourcentage de surface du bassin saturée", les équations de son "moteur" restaient identiques au cas précédent: GR3bis est mathématiquement identique à Gr3, seul le nom du paramètre, dont il faut assurer l'apprentissage, a changé ! La prétendue "physique conceptuelle" sous-jacente à ces modèles boîte noire à "moteur" donné par l'utilisateur reste vraiment très ténue...

Parlons un instant des modèles distribués, dont un excellent exemple est le modèle SHE (XXX, 19..), qui représente l'ensemble du cycle hydrologique (ruissellement, infiltration, écoulements de surface et souterrains) de façon couplée sur un bassin versant, et même maintenant le transport des éléments en solution. Le "moteur" de cette boîte noire est particulièrement complexe et très bien déterminé : y sont

[1]Rien n'interdit d'imaginer un modèle boîte noire stochastique, où les paramètres du "moteur" soient incertains et définis par une densité de probabilité, l'apprentissage étant chargé de déterminier cette densité, en lieu et place de valeurs déterministes; on pourrait alors utiliser un tel modèle en mode prévisionnel en engendrant un ensemble de "réalisation" du "moteur" par simulation de Monte-Carlo.

introduites toutes les équations connues de la circulation de l'eau sur et dans les sols: équations de Saint-Venant, équation de Richard, équation de Bousinesq, etc. L'ensemble de ces équations étant discrétisé, le nombre de paramètres à introduire dans un tel modèle est a priori phénoménal. Comme ils sont en pratique totalement inconnus (je parlerai plus bas du cas, où certaines données sur les propriétés du milieu sont disponibles), on décide qu'il existe un petit nombre de paramètres "moyens" dont la valeur optimale va résulter d'un "apprentissage". Ces paramètres optimaux moyens n'ont rien à voir avec des paramètres physiques réels mesurables du milieu, car ils ne représentent pas la même chose, même s'ils ont le même nom. Je m'explique. Dans une maille du modèle de taille par exemple 100 x 100 m, la relation K(.) liant la perméabilité du sol à la saturation, donnée nécessaire pour la résolution des équations de Richard, n'a strictement rien à voir avec celle que l'on pourrait mesurer sur un échantillon de diamètre 5 cm en laboratoire, ou même déduire d'une mesure in situ par la méthode du plan de flux nul, à l'échelle du mètre. Le changement d'échelle fait que les deux paramètres, qui pourtant portent le même nom, n'ont que de très lointains rapports entre eux (la valeur "moyenne" étant probablement gouvernée par quelques hétérogénéités majeures du milieu à l'échelle de la maille). Il est d'ailleurs plus que probable que les équations de Richard, établies à l'échelle microscopique, ne gardent pas la même forme quand on les intègre à une échelle plus vaste. Il est bien connu par exemple, que le changement d'échelle conduit, dans l'équation de la dispersion, à l'émergence de termes nouveaux, appelés macrodispersion, dont les coefficients n'ont rien à voir avec ceux représentant la dispersion locale, qui sont les seuls mesurables à petite échelle (voir par exemple MATHERON et MARSILY, 1980, GELHAR et AXNESS, 1983, NEUMAN, 1993, QUINTARD, 1993).

En résumé, même les modèles dits "à base physique" comme le SHE ne sont que des réseaux de neurones améliorés, dont la seule justification est qu'ils sont capables de suivre un processus d'apprentissage, qui leur permet ensuite de traiter un nouveau jeu de données pour prédire une sortie non observée.

Ces propos, dira-t-on, sont excessifs, on sait marier apprentissage et mesures physiques des paramètres. J'y reviendrai après avoir décrit l'autre type de modèle, pour les phénomènes dits non observables. Il nous faut auparavant regarder deux autres aspects: la validation de ce type de modèles, et les contraintes qu'impose leur utilisation.

VALIDATION DES MODELES CALES PAR APPRENTISSAGE

Cette question essentielle fait l'objet, à l'heure actuelle, d'un débat de fond entre modélisateurs, par exemple NIEMEC (19..), BEVEN (19..), ou plus récemment KONIKOW & BREDEHOEFT (1992) avec une discussion dans MARSILY et al (1993).

La validation consiste, pour les modèles de type "boîte noire" tels que je les ai définis, à tester sur le modèle un jeu d'entrée non utilisé pendant la phase d'apprentissage, mais pour lequel la sortie est connue, et de comparer sortie réelle et calculée. La validation mesure la similarité entre ces deux sorties, et de nombreux critères ont été proposés pour cette comparaison (voir par exemple KAWARK-LEITE, 1990).

KONIKOW et BREDEHOEFT (1992) adoptent un point de vue Popperien, et disent qu'une théorie (en l'occurrence ici le modèle, qui en est la traduction) ne peut jamais être validée, même si elle rend compte d'une expérience, tout au plus peut-elle ne pas être (encore) invalidée par l'expérience. Jusqu'à ce qu'un nouveau cas (ici un nouveau jeu de données) vienne démontrer que la théorie en vigueur ne résiste pas au fait, et doit être abandonnée, une tentative de validation même réussie ne possède aucun caractère probant sur la confiance à accorder au modèle en prédiction. Ils assoient leur point de vue sur quelques

exemples, au demeurant peu convainquants, de prédictions erronées faites avec des modèles, mais ils attribuent les erreurs au modèle, alors que la cause principale des erreurs de prédiction est liée à l'erreur de prévision du climat, ce que chacun comprendra aisément.

MARSILY, COMBES et GOBLET (1993) rétorquent qu'un modèle d'hydraulique souterraine n'est pas une théorie (comme celle de la gravitation, ou des forces élémentaires en physique), mais l'application d'un principe universellement admis (la conservation de la matière) et d'une loi expérimentale (celle de DARCY). Ces deux assises de la modélisation ne peuvent raisonnablement pas être mises en cause par quiconque, même pas Monsieur Karl POPPER. En revanche, le calage du modèle, c'est à dire l'estimation par apprentissage des paramètres qui représentent au mieux, dans le "moteur" de la boîte noire, le système étudié, est évidemment ardu à valider : il est certain que l'on peut imaginer que pour un jeu de données différent, dans des plages de valeurs différentes de celles utilisées pour l'apprentissage, les prévisions du modèles puissent être mises en défaut. Cela m'amène à tenter de définir, dans le chapitre suivant, les conditions d'utilisation du modèle. Il est cependant conclu que, d'un point de vue pratique, même si le modèle n'est pas validé au sens Popperien, et peut probablement être mis en défaut, il constitue la "moins mauvaise" façon de tenter de prévoir l'avenir, et que toute tentative réussie de validation conforte la confiance que l'on peut accorder à ses prévisions.

Séparer en deux le jeu de données d'apprentissage, l'un pour caler, l'autre pour valider, est donc a priori une bonne idée.

LES TROIS UNITES DE LA TRAGEDIE CLASSIQUE

On se souvient de ces contraintes auxquelles est soumise la tragédie grecque : unité de lieu, unité d'action, unité de temps. Je voudrais montrer qu'il en va de même pour l'utilisation des modèles "boîte noire" au sens où je les ai définis.

UNITE DE LIEU

Si le modèle satisfait à la contrainte d'unité de lieu, c'est qu'il est utilisé strictement pour le domaine d'espace sur lequel il a été calé par apprentissage. Mais ceci est rarement le cas en pratique ! Je considérerai deux entorses à l'unité de lieu :

(i) Extrapolation dans l'espace. Le modèle est calé sur des observations dans l'espace de A à B. On l'utilise sur des trajets A' à B', avec A' différent de A et/ou A'B' > AB.

Un tel pari fait appel à l'hypothèse "d'émergence", à savoir que les paramètres a i du modèle calés par apprentissage sur le trajet AB ont atteint leur valeur asymptotique en fonction de l'échelle, et dès lors sont représentatifs d'une autre portion du même système, ou d'une autre distance. L'existence de telles valeurs asymptotiques s'appuie sur la notion de Volume Elémentaire Représentatif (VER) prônée par BEAR (1972), entre autres. Rien ne permet de dire aujourd'hui que ce concept ait été fructueux ou validé par l'expérience, bien au contraire. Cette extrapolation est donc en fait gratuite et véritablement sans fondement scientifique. Elle est en général invalidée par l'expérience, sauf dans de rares cas de milieux très uniformes, et devrait être interdite dans la charte de la modélisation, sauf s'il est démontré que l'exercice peut être validé sur un premier cas.

Une tentative de transposition, peut-être moins critiquable, serait de chercher à relier formellement les paramètres ai issus de l'apprentissage sur le site A, à des données géométriques ou

géologiques, permettant de caractériser le site A, puis de déterminer, sur le site A', les données géométriques ou géologiques qui lui correspondent, en déduire (sans apprentissage) un nouveau jeu de paramètres a'i correspondant au site A', en transformant les paramètres ai en paramètres a'i grâce aux relations formelles identifiées. Il s'agit là d'une voie de recherche a priori fructueuse et qui n'a été abordée, jusqu'ici, que très partiellement. On peut penser à utiliser des données de pédologie, géologie, végétation, télédétection ...

Une autre approche, proposée notamment par JAUZEIN (1988) est l'utilisation de "substances relais". Il s'agit du cas particulier du transport en milieu poreux. Ne pouvant observer le transfert d'éléments fortement retardés dans un milieu (phénomène donc non observable), JAUZEIN propose d'effectuer un traçage avec une substance relais faiblement retardée (lithium par rapport au strontium, par exemple, qui va rendre le phénomène observable), pour disposer de données d'apprentissage et caler le modèle. En simplifiant, il identifie ensuite en laboratoire, sur une faible longueur, la différence de retard qu'il observe entre les deux métaux, et extrapole ce résultat au milieu réel. Cette démarche est certes préférable à l'extrapolation pure et simple de la mesure en laboratoire à l'échelle du terrain, dont on use et abuse trop souvent. Mais elle repose, comme le dit JAUZEIN lui-même, sur l'hypothèse de similarité des mécanismes de retard du lithium et du strontium, qui peut ne pas être vérifiée (adsorption sur des sites différents, selon des mécanismes différents...) et sur la fameuse "représentativité" de l'échantillon testé en laboratoire, que rien ne permet d'assurer.

En résumé, l'unité de lieu devrait être respectée en utilisation de modèles, et toute extrapolation assortie de peines de réclusion à perpétuité...

UNITE D'ACTION

Cette règle est simple, et ne saurait souffrir d'exception. Si l'action modélisée vient à changer, le modèle calé par apprentissage doit être réduit au silence et ne saurait avoir une quelconque prétention à prédire. J'entends par là une modification des processus (exemples : passage de conditions oxydantes à des conditions réductrices dans le milieu; changement de la nature des polluants dont on veut suivre le cheminement; changement de la nature de l'écoulement, passage du mode radial au mode parallèle, etc.). La raison en est simple : l'apprentissage est fondé sur un milieu et des processus donnés. Il n'identifie pas des propriétés intrinsèques générales, mais des relations particulières de la série observée. Il ne peut donc prétendre pouvoir représenter autre chose.

UNITE DE TEMPS

Si le temps modifie le système, alors le modèle est à nouveau réduit au silence. Il peut s'agir de non stationnarité naturelle, saisonnière, ou liée à des évolutions à long terme, ou plus souvent, de modifications du milieu d'origine anthropique. Dès lors que le milieu a été modifié, sa réponse aux entrées a toutes les chances de l'être aussi, et de conserver le même jeu de paramètres pour le représenter tient de l'acte de foi, non d'un raisonnement scientifique. Ainsi, dans un modèle de transfert des nitrates dans les sols, de type boîte noire, calé par apprentissage sur des données observées, toute modification de la profondeur des labours, par exemple, ou de la nature des états de surface en hiver, rendra caduque le modèle calé sur des états antérieurs.

Ces trois contraintes sont en effet "tragiques" dans le rétrécissement du domaine d'emploi qu'elles imposent, ou devraient imposer, aux modèles boîte noire, tels que définis ici, c'est à dire la majorité

des modèles existants. Nous allons donc examiner maintenant le deuxième type de modèles, correspondant aux phénomènes "non observables", d'où la démarche d'apprentissage est, par définition, exclue. Nous regarderons enfin s'il existe une "voie moyenne" entre ces deux extrêmes.

MODELISATION DES PHENOMENES NON OBSERVABLES.

Les paramètres des modèles ne pouvant plus, par définition, être calés, la démarche de modélisation devient par essence plus scientifique. L'outil informatique ou numérique utilisé peut ne pas être différent d'un modèle que j'ai qualifié de boîte noire précédemment; c'est en fait l'usage du modèle qui est de type "boîte noire" avec apprentissage ou de type "phénomène non observable" sans apprentissage. Pour reprendre l'exemple du modèle SHE, déjà cité, son emploi en prévision quand aucune donnée de calage n'est disponible, est un exemple du type de modélisation dont je veux parler.

Tout le problème réside alors dans le choix des paramètres à introduire dans le modèle, qui doivent résulter d'une connaissance du milieu et des processus. En quelque sorte, le travail de modélisation est reporté en amont: il faut être capable de décrire le système et son fonctionnement indépendamment des observations de ce fonctionnement. Une telle démarche me semble caractérisée aujourd'hui par une triple tendance :

(i) géométrisation du réel;
(ii) déglobalisation des processus;
(iii) analyse en scénarios.

Je vais les examiner dans l'ordre.

GEOMETRISATION DU REEL

Dès lors que l'on ne peux plus caler de façon aveugle, par apprentissage, des coefficients globaux, il faut bien s'attacher à décrire plus fidèlement le milieu étudié. Cette description est d'abord géométrique (forme des objets, des corps sédimentaires, des unités pédologiques, des fractures et des diaclases, des fentes de retrait des sols, etc, ou simplement, dans les eaux de surface, géométrie précise des cours d'eau). Il s'agit, en hydraulique souterraine, d'une discipline entièrement nouvelle qui doit précéder la modélisation. On trouvera par exemple une brève revue des méthodes de représentation des objets géologiques naturels dans FAYERS & HEWETT (1992), GALLI et al (1992), MARSILY (1993), MACKAY et RILEY (1993). Ce type de représentation est le plus souvent stochastique, c'est à dire que l'on engendre un ensemble infini de "réalisations" possibles du milieu réel, toutes aussi plausibles, et dont la variabilité de l'une à l'autre indique l'incertitude existant sur le milieu étudié. Ces réalisations peuvent cependant être conditionnées par les mesures disponibles in situ des propriétés du milieu (en général des informations géologiques aux forages). Conditionné veut dire que les milieux engendrés possèdent, au droit des forages, les mêmes valeurs que celles observées. Ces modèles fonctionnent en général avec beaucoup de finesse, et donnent des descriptions géométriques sur des dimensions d'espaces décimétriques ou métriques, c'est à dire où la mesure de la valeur d'un paramètre sur le terrain a un sens. Il faut ensuite estimer, toujours par la connaissance du milieu, ou des processus qui ont conduit à la mise en place du milieu, la valeur des paramètres (ou des lois de probabilités d'où on peut tirer la valeur de ces paramètres) pour chaque paramètre nécessaire à la modélisation. Ces paramètres doivent avoir été, autant que possible, mesurés à l'échelle réelle, sur le terrain.

On doit ensuite faire, de façon si possible exacte, le changement d'échelle, pour passer de cette description très fine du milieu à celle qui peut être traitée par le modèle.

Ainsi, MACKAY et RILEY engendrent 1010 mailles géométriques, qu'ils intègrent en 105 mailles de modélisation; les paramètres globaux résultent d'un calcul, le changement d'échelle est ici rigoureux car effectué mathématiquement, et non empiriquement. Je précise que cette démarche est difficile, et demande encore de nombreux travaux. La plus simple consiste à résoudre le problème réel avec la discrétisation la plus fine, puis de calculer, par des expérimentations numériques, la valeur du paramètre global qui produit le même comportement que le modèle finement discrétisé, maille par maille. On peut cependant espérer arriver, avec de l'expérience, à des règles heuristiques de changement d'échelle.

DEGLOBALISATION DES PROCESSUS

Dans les modèles boîte noire, la tendance naturelle est de globaliser les processus; ainsi, le modèle hydrologique GR3 réussit à représenter l'ensemble des processus de transfert d'eau dans un bassin à l'aide de trois paramètres seulement, qui n'ont bien sûr aucune signification physique, on l'a déjà vu. Au contraire, dans le type de modélisation dont je parle maintenant, la tendance est inverse : il faut tenter de remonter aux mécanismes élémentaires, individuels, dont on peut tenter de connaître et mesurer les cinétiques, les constantes. Par exemple, pour représenter les interactions entre un élément en solution, transporté par le fluide, et le solide, à une approche globale utilisant un coefficient de partage Kd, on va préférer une représentation par échange d'ion défini par une constante thermodynamique générale, pour chaque type de minéral présent. Autre exemple, pour représenter la biodégradation de la matière organique dans une rivière, on va préférer à un coefficient de décroissance global d'une équation de Streeter et Phelps, qui ne peut qu'être calé, une mesure in situ de l'activité bactérienne en fonction de la température, de la classe de matière organique présente, du taux de croissance et de mortalité des bactéries, etc. (BILEN, 1993).

Cette approche est évidemment lourde et onéreuse, mais c'est la seule qui permette d'aboutir à des paramètres ayant une signification physique, et non à des coefficient calés. Il n'est pas sûr à ce jour, que cette démarche "converge" à tous les coups : en complexifiant le modèle, en descendant dans la finesse des processus décrits, le nombre de paramètres et de constantes introduits croit presque exponentiellement. Quand cette approche est couplée avec l'approche géométrique décrite ci-dessus, est-il possible d'estimer toutes ces constantes dans l'ensemble du milieu?

Peut-on élaborer des règles pour les estimer, à partir d'un nombre limité de mesures, en quantifiant l'incertitude associée? Bien que cette approche me semble la seule rigoureuse, rien ne permet aujourd'hui de l'affirmer.

ANALYSE DE SCENARIOS.

Une fois le modèle construit, ses paramètres estimés, il faut l'utiliser en prédiction. La tendance actuelle est de le faire en formalisant la recherche de scénarios. On sait, en effet, que la prédiction demande de prévoir aussi l'évolution du milieu, sous influence naturelle ou anthropique, l'évolution des climats, la prise en compte des accidents, etc. Développée initialement dans le cadre de l'analyse des risques des stockages des déchets nucléaires en profondeur, la construction logique de scénarios n'est pas triviale. La raison en est la multiplication extrêmement rapide du nombre de cas à simuler, si toutes les sources d'incertitude sont prises en compte simultanément. La démarche générale consiste à partir d'une liste aussi exhaustive que possible des "événements" susceptibles de se produire pendant la durée de la simulation, de mesurer leur dépendance, leur signification, leur probabilité d'occurrence, puis, par tri et combinaison successifs, d'aboutir à un nombre suffisamment restreint de scénarios pour qu'ils puissent être simulés par le modèle. Voir par exemple SKI-SKB (1991).

Une autre approche, prônée surtout en Angleterre (THOMPSON, 19..) est de considérer que l'ensemble des incertitudes de scénarios d'évolution peut se traduire simplement par une augmentation de la fourchette d'incertitudes de la valeur des paramètres du modèle. Ainsi, si la perméabilité d'un milieu fissuré est estimée avoir une distribution uniforme entre 10-4 et 10-5 m/s, pour prendre en compte le fait que de nouvelles phases tectoniques, ou un épisode glaciaire, pourraient modifier la fracturation, on élargit arbitrairement la distribution à 10-3 - 10-6 m/s, dès le départ de la simulation, sans s'intéresser à rechercher la date de cette modification. Il est clair que cet élargissement est pratiquement totalement arbitraire et cette approche peu rigoureuse.

Il faut noter ici que par construction, les modèles du type que je décris ne sont pas liés par les règles de la tragédie, et peuvent ne pas en respecter les trois contraintes décrites plus haut : ils sont par construction capables de changer de lieu, d'action, de temps. C'est là une de leur forces.

RETOUR SUR CALAGE ET VALIDATION

Je vais essayer maintenant de faire le lien entre les deux types de modèles définis ci-avant. Supposons que nous ayons construit un modèle sur un cas de phénomène non observable, mais que nous disposions néanmoins de données d'observation.

Comment utiliser ces données? En validation? En calage?

La réponse n'est pas évidente. Je pense que la meilleure utilisation de ces données serait en validation, pour tester si le modèle est effectivement capable, sans calage des paramètres, de se rapprocher du réel. Mais cette comparaison n'est elle-même pas facile. En effet, le modèle étant par essence stochastique, il va donner un ensemble de réponses possibles pour le jeu d'entrées unique. Comment qualifier la sortie unique observée par rapport à la distribution des sorties calculées? Cela conduit à repenser le calage d'un modèle stochastique, voir par exemple CACAS et al (1990 a,b). Il faut tout d'abord disposer nécessairement de plusieurs jeu de données (plusieurs expérience de traçage par exemple). Pour chaque jeu de données, on compare la réalité avec la simulation d'un ensemble de réalisations possibles du milieu. Une seule réalité peut tomber au centre de la distribution des réalisations, ou être fortement biaisée au-dessus ou au-dessous de la moyenne : on ne peut rien conclure. Mais si on dispose de plusieurs réalités, alors on peut commencer à s'interroger : sont-elles toutes systématiquement biaisées vers le bas, vers le haut ? Si oui, le modèle est invalidé; si au contraire les quelques réalités dont on dispose se situent parfois au-dessus, parfois au-dessous de la moyenne des simulations qui leur correspondent, et si, dans 95 % des casé à l'intérieur de la fourchette de deux fois l'écart type des réalisations, alors le modèle peut être considéré comme validé. Une telle approche laisse inchangée la gamme d'incertitude donnée par le modèle stochastique, et n'utilise pas les données pour la réduire. Mais il donne beaucoup plus de poids à la validation obtenue, et permet l'extrapolation dans le lieu, le temps, l'action, ce qu'un calage ne permettrait pas.

On peut cependant envisager de caler le modèle. Mais ce calage ne doit pas être vu comme un choix de paramètres déterministes, comme on le fait sur un modèle boîte noire.

Il faut le voir comme un conditionnement supplémentaire des propriétés du milieu. En effet, dans la génération des propriétés aléatoires des milieux que j'ai résumé ci-avant, j'ai indiqué qu'il était possible de conditionner les réalisations par les observations locales du milieu, par exemple aux forages. Mais des mesures supplémentaires du comportement du-dit milieu (charges hydrauliques, concentrations, débits ...) peuvent être perçues comme des éléments conditionnant supplémentaires des réalisations. On trouvera quelques premiers exemples de tels conditionnements dans JOURNEL (1993), qui utilise la méthode du "recuit simulé" pour engendrer les milieux, ou dans LAVENUE et al (1993), qui utilisent la méthode des "points pilotes" pour conditionner des champs de transmissivités sur des mesures de charge hydraulique permanente et transitoire dans une nappe. Les données servent alors à réduire la gamme des variations possibles du milieu, et non à rechercher un hypothétique modèle "optimal". On conserve ainsi toute l'incertitude, qui en fait est très réelle, de la constitution interne des milieux, et que les calages "boîte noire" ont fortement tendance à sous-estimer.

CONCLUSION

J'ai voulu présenter, dans la classification des modèles proposée, une nouvelle approche de modélisation basée sur une connaissance préalable des milieux, et surtout de l'incertitude avec laquelle ces milieux sont décrits. Cette approche nécessite évidement une recherche fondamentale en amont, sur la genèse et la constitution des milieux naturels, recherche que l'industrie pétrolière commence à mettre en place. En refusant que ces modèles soient calés en utilisant les données d'observation sur le comportement, on redonne tout son sens à la démarche de validation du modèle.

Il reste à parler de la troisième catégorie de modèles : les modèles "inutiles". J'entends par là les essais, développements ou outils nouveaux que l'imagination féconde des chercheurs se met parfois à inventer. J'en prendrai comme exemple les modèles de gaz sur réseau (ROTHMAN et al, 1992; KARAPIPERIS, 1992; POT et al, 1993). On sait que cet outil, développé initialement pour résoudre les équations de Navier-Stokes, est actuellement testé en milieu poreux.

Initialement, il n'était pas clair si ce modèle pouvait avoir une quelconque utilité pour comprendre le fonctionnement des milieux poreux. Il n'est aujourd'hui pas encore clair quelle est l'échelle (quelques pores, ou milieu continu équivalent), quels sont les problèmes (monophasiques, polyphasiques, changements de phase, mouillage, couplage géochimie-transport...) que ce type de modèle sera un jour en mesure de résoudre. Il est cependant certain que c'est un outil très puissant et dont on découvre peu à peu les potentialités. Cet exemple a pour but de dire ce que chacun sait : que la recherche scientifique ne progresse pas de façon linéaire. Ce n'est pas en décidant de financer un programme de recherche finalisé pour développer LE modèle de transport des polluants dans les milieux naturels, que la meilleure méthode de simulation sera nécessairement mise au point. Il faut accepter de financer en parallèle le développement de modèles a priori "inutiles", c'est peut-être d'eux que viendra la lumière...

REFERENCES

BEAR, J. (1972) *Dynamics of fluids in porous media*. Amer. Elsevier, New-York.

BEVEN, (à préciser, top model)

BEVEN (à préciser, calage des modèles)

BILEN, G. (1993) Piren Seine, à préciser.

CACAS, M.C., LEDOUX, E., MARSILY, G. de, TILLIE, B., BARBREAU, A., DURAND, E., FEUGA, B., PEUADECERF, P. (1990a) Modelling fracture flow with a discrete fracture network : calibration and vaildation. 1. The flow model. Water Resour. Res. 26(1), 479-489.

CACAS, M.C., LEDOUX, E., MARSILY, G. de, BARBREAU, A., CALMELS, P., GAILLARD, B., MARGRITA, R. (1990b) Modelling fracture flow with a discrete fracture network : calibration and validation. 1. The transport model. Water Resour. Res. 26(1), 491-500.

FAYERS, F.J., HEWWETT, T.A. (1992) A review of current trends in petroleum reservoir description and assessing the impacts on oil recovery. In : Computatinal Methods in Water Resources IX, T.F. RUSSEL et al, Ed, Vol. 2 : Mathematical Modelling in Water Resources, p. 3-33, Elsevier Applied Sciences, Lodon New-York.

GALLI et al (1992) SPE

GELHAR, L.W., AXNESS, C.L.(1983) Three-dimensional stochastic analysis of macrodispersion in aquifers. Water Resour. Res. 19(1), 161-180.

JAUZEIN (1988) thèse, Nancy

JOURNEL, A. (1992) *Simulated annealing*, à préciser

KARAPIPERIS, T. (1992) *Comparaison of cellular automata and differential equation approaches to reaction-transport processes.* Workshop on Cellular Automata Models for Astyrophysical Phenomenaé Han-sur-Lesse, Belgium, 19- 21/10/1992. To appear.

KAWARK-LEITE, A. (1990) Thèse, Ecole des Ponts et Chaussées.

KONIKOW, L.D., BREDEHOEFT, J.D. (1992) *Ground-water models cannot be validated.* Adv. in Water Resour. 15, 75-83

LAVENUE, A.M., RAMARAO, B., MARSILY, G. de (1993) *Simulation of effective transmissivity in a dolomite aquifer conditionned on the variogram, and both transmissivity and head measurements.* European Geophysical Society, XVIII General Assembly, Wiesbaden, RFA, May 3-7. A paraître, J. of Hydrology.

MACKAY, R., RILEY, M. (1993) To appear, J. of Contaminant Hydrology.

MARSILY, G. de (1993) *Stochastic modelling of geological structures : an overview.* To appear, Unesco.

MARSILY, G. de, COMBES, P., GOBLET, P. (1993) *Comments on "Ground-water models cannot be validated"*, by Konikow and Bredehoeft. Answer, by the authors. Adv. in Water Resour. à paraître.

MATHERON, G, MARSILY, G de (1980) *Is transport in porous media always diffusive ?* A counter-example. Water Resour. Res. 16(5), 901-917.

MICHEL, C. (à préciser)

NEUMAN, S.P. (1993) A paraître, Water Resour. Res.

POPPER, K. (1973) *La logique de la découverte scientifique*, préface de Jacques Monod, Payot.

POPPER, K. (1985) *Conjectures et réfutations : la croissance du savoir scientifique.* Payot.

POTé V., ZALESKY, S., APPERT, C. (1993) *Gaz sur réseau*, soumis à Water Resour. Res., à préciser.

QUINTARD, M. (1993) A paraître, *Water Resour.* Res.

ROTHMAN, D. et al (1992) *Gaz sur réseau*, à préciser.

SKI-SKB (1991) *Joint session on scenario development*, à préciser.

THOMPSON (19..) *Probabilistic Risk assessment*, à préciser.

XX (à préciser, modèle SHE)

THEME I :
Etat de l'art de la modélisation

MODELISATION DES HYDROSYSTEMES DE SURFACE

MASBERNAT Lucien, Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse (ENSEEIHT - INPT)

CAPBLANCQ Jacques, Université Paul Sabatier de Toulouse

TASSIN Bruno,, CERGRENE

1. INTRODUCTION

L'utilité de la modélisation comme outil d'analyse, de prédétermination, de soutien à la gestion, des hydrosystèmes et de la biosphère en général, est aujourd'hui bien reconnue.

D'importants efforts ont été déployés au cours des vingt dernières années pour tenter de répondre au défi scientifique et technologique que pose la compréhension et la prévision du comportement des hydrosystèmes soumis aux perturbations naturelles ou anthropogéniques. Néanmoins, des difficultés importantes subsistent qui peuvent paradoxalement, vis à vis des progrès réalisés, faire douter des possibilités de la modélisation comme support de la décision.

On est pourtant relativement convaincu aujourd'hui que la thermodynamique des milieux hors de l'équilibre, constitue un cadre théorique puissant pour modéliser à l'échelle locale du continu, les processus physiques, chimiques, biologiques qui contrôlent la dynamique de ces systèmes (même si, au niveau biologique la formulation de lois constitutives, reste une question ouverte et difficile). Par ailleurs, le développement considérable des moyens et des méthodes du calcul scientifique crée les conditions de mise en oeuvre de ces modèles : c'est particulièrement vrai en océanographie et en limnologie, ou en physico-chimie de l'atmosphère et en météorologie. Par contre, en ce qui concerne les hydrosystèmes continentaux, la diversité, ne serait-ce que morphologique, de leurs configurations, introduit de forts contrastes des échelles spatio-temporelles qui limitent les prétentions du modélisateur à l'étude de sous-systèmes et le conduisent à adapter parfois une modélisation conceptuelle spécifique.

Le champ méthodologique de la modélisation recouvre alors une grande variété d'approches, mécanistes, systémiques, stochastiques : La stratégie de la modélisation comme outil d'aide à la gestion des hydrosystèmes, dans leur globalité et leur diversité, devient une question centrale, au coeur des débats qu'ouvre ce séminaire.

Cette contribution sur la **Modélisation des hydrosystèmes de surface** ne prétend pas à un état de l'art en la matière mais plutôt à une réflexion sur les limites des connaissances actuelles tant du point de vue de la compréhension des mécanismes de base que des problèmes méthodologiques que posent les changements d'échelle.

2. FONDEMENTS D'UNE MODELISATION DES HYDROSYSTEMES DE SURFACE

La thermodynamique des mélanges de fluides classiques constitue le cadre théorique de la formulation des lois d'évolution des hydrosystèmes et du milieu atmosphérique. On considère que ces milieux sont des mélanges d'eau (ou d'air) et de constituants dont les fractions massiques sont

faibles ($C_\alpha \ll 1$). Dans ces conditions,, l'état du milieu est caractérisé par la masse volumique de l'eau (ou de l'air) ρ , sa vitesse v , la pression p, la température absolue T, les fractions massiques de chaque constituant bio-physico-chimique $C\alpha$. En toute rigueur, il s'agit de constituants dissous. Néanmoins, on traite généralement de la même manière, les constituants présents sous forme particulaire (M.E.S., biomasses des micro-organismes) quand leur taille caractéristique est plus petite ou de l'ordre des plus petites échelles dissipatives du milieu, et en introduisant une vitesse de sédimentation si leur densité est différente de celle du fluide porteur. Cette approche exclut évidemment les organismes vivants de grande taille et (ou) ayant une faculté de déplacement propre.

2.1. EQUATIONS DE BASE ET PRINCIPAUX FORÇAGES

Le modèle des champs de ces variables est formulé (Tableau 1) dans le cadre de l'approximation de Boussinesq, acceptable dans tous les cas pour décrire l'évolution des hydrosystèmes (à l'exception des problèmes d'hydroacoustique) mais plus limitée pour l'étude du milieu atmosphérique.

Les lois de conservation de la quantité de mouvement et de l'énergie mettent en jeu des forçages externes qui jouent un rôle clé dans l'organisation bio physico-chimique des hydrosystèmes et des forçages internes traduisant les processus d'interactions moléculaires, diffusion, réactivité du milieu

Forçages externes

- Les forces de flottabilité : $B = -\frac{\rho - \rho_0}{\rho_0} g$

L'approximation de Boussinesq conduit à ne tenir compte des variations de masse volumique que dans le terme de pesanteur, p' représentant dans l'équation (2) l'écart de la pression par rapport à la pression hydrostatique : les mouvements sont en fait considérés comme des perturbations d'un état de référence (isentropique et isoconstituants) de masse volumique ρ_0. L'équation d'état est linéarisée en négligeant la compressibilité: l'équation (4) établit un couplage important entre le mouvement et le champ thermique mais aussi avec la salinité (systèmes littoraux), les variations de ρ avec les autres constituants étant en général négligeables sauf dans des situations spécifiques (fortes teneur en suspensions, crème de vase dans les estuaires par exemple).

La force de flottabilité est responsable de la génération des courants de densité et des ondes internes.

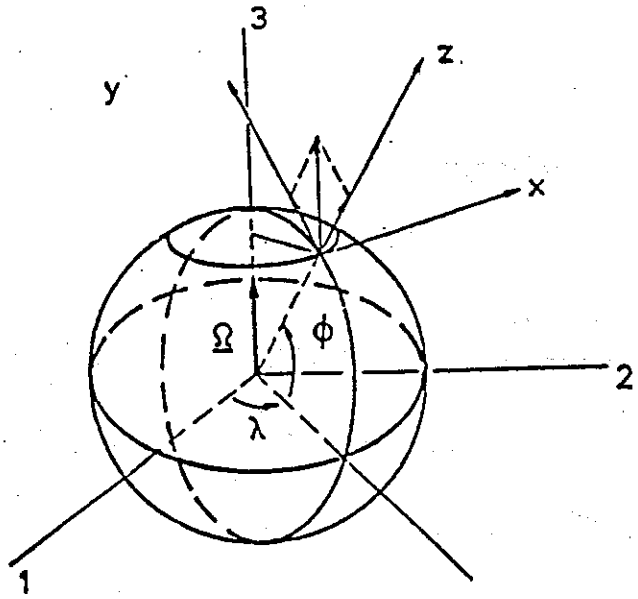
- Les apports radiatifs d'énergie caractérisés par la densité de flux R , équation (5), constituent un forçage décisif des hydrosystèmes à l'origine des stratifications thermiques (en interaction avec la force de flottabilité) et contrôlant en grande partie la production primaire : La loi d'extinction R (R_0,Z,c_α) constitue un facteur limitant important dans l'organisation suivant la verticale des écosystèmes aquatiques (Figure 1).

- La force de Coriolis $2\Omega \times v$, où en général on ne retient que la composante F suivant la verticale (z) de la vorticité planétaire : $f = 2\ |\Omega| \sin \phi$. L'effet de la vorticité planétaire n'est sensible que dans les mouvements de grandes échelles (mouvements géostrophiques) qui peuvent être aussi observés dans les grands lacs.

Forçages internes

Les transferts diffusifs moléculaires (contraintes visqueuses τ, conduction q, diffusion des constituants $J\alpha$) sont exprimés par les lois constitutives linéaires classiques, loi de Newton, Fourier, Fick. En fait, le rôle de la viscosité cinématique, de la conductivité thermique, des diffusivités massiques est masqué par l'organisation turbulente des écoulements. Quand on moyenne les équations de transport en décomposant chaque grandeur en valeur moyenne et fluctuante, apparaissent les flux diffusifs turbulents contrôlés par les grandes échelles du mouvement turbulent, beaucoup plus importants que les flux diffusifs moléculaires.

Pour prédire l'évolution des grandeurs moyennes, on est confronté au problème de fermeture de la turbulence c'est-à-dire à la modélisation des flux turbulents.



Variables d'état :

Vitesse V (dans un repère lié à la terre)
Pression p' (écart à la pression hydrostatique)
Température absolue T

Constitutants dissous ou particulaires C_α

Conservation de la masse du mélange : $\nabla . \mathbf{V} = 0$ (1)

Conservation de la quantité de mouvement du melange :

$$\frac{d}{dt}\mathbf{V} = -\rho_0^{-1}\nabla p' + \mathbf{B} - 2\Omega \times \mathbf{V} - \rho_0^{-1}\nabla . \mathfrak{T} - \nabla\varphi \qquad (2)$$

force de flottabilité : $$\mathbf{B} = -\frac{\rho - \rho_0}{\rho_0}\mathbf{g} \qquad (3)$$

Equation d'état linéarisée : $$\frac{\rho - \rho_0}{\rho_0} = -\beta_{T0}(T - T_0) + \sum_{\alpha=1,N}\beta_{\alpha 0}(C_\alpha - C_{\alpha 0}) \qquad (4)$$

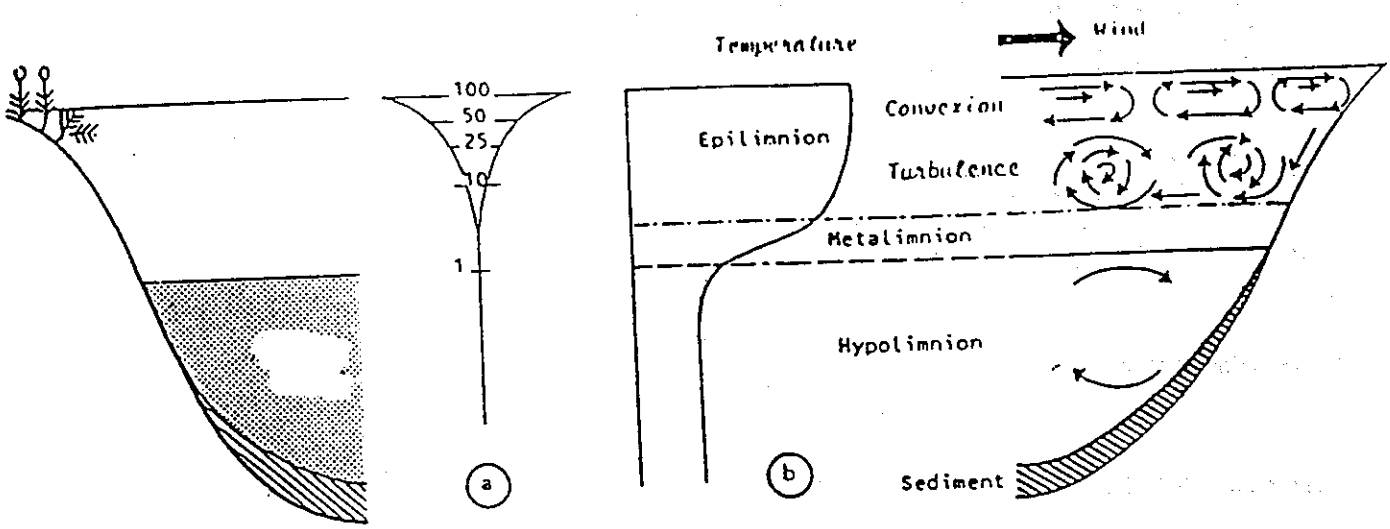
Bilan thermique : $$\rho_0 C_v \frac{dT}{dt} = \nabla . \mathbf{R} - \nabla . \mathbf{q} - \varepsilon \qquad (5)$$

Conservation de la masse de chaque constitutants :

$$\frac{dC_\alpha}{dt} = \mu_\alpha - \nabla . \mathbf{J}_\alpha \qquad (6)$$

Tableau 1 Les équations de l'hydrodynamique des hydrosystèmes (approximation de Boussinesq)

STRATIFICATION PHYSIQUE



STRATIFICATION BIOLOGIQUE ET PHYSICOCHIMIQUE

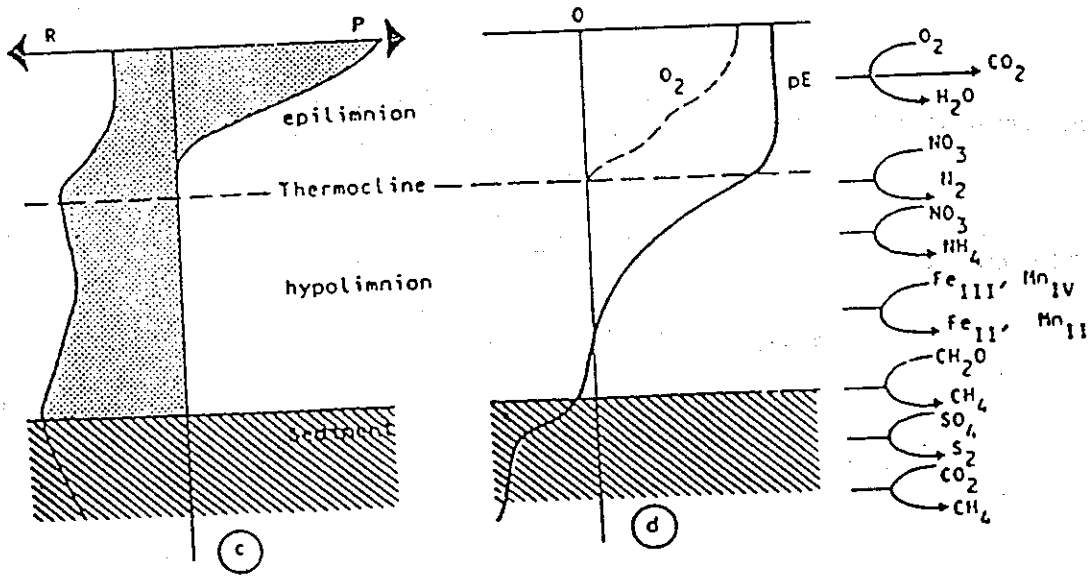


Figure 1 : Stratification des hydrosystèmes de surface

de quantité de mouvement : $\tau_t = -\rho_o \overline{v'v'}$

d'énergie interne : $q_t = -\rho_o c_v \overline{T'v'}$

des constituants : $J_\alpha = -\rho_o c_v \overline{c'_\alpha v'}$

Le second type de difficulté est lié à la formulation des cinétiques bio physico chimiques (vitesse de réaction μ_α dans les équations) qui contrôlent les transformations des différents constituants dissous ou particulaires, abiotiques ou biotiques . Une analyse spécifique du sous système biologique est indispensable pour choisir les variables significatives.

2.2. COMPLEXITES DU SOUS SYSTEME PHYSIQUE

Le caractère non linéaire des équations de champ rend impossible, en pratique, sa mise en oeuvre directe, et le passage par un modèle des champs moyens est inévitable. Malheureusement, la modélisation des flux qui contrôlent les processus de mélange, malgré les progrès réalisés, est loin d'être bien maîtrisée compte-tenu de la complexité des interactions mises en jeu. En fait, la nature des fluctuations observées dans les fluides géophysiques, sont de nature et d'origine très différentes. Certaines traduisent l'existence d'ondes, très peu dissipatives, liées au forçages externes (gravité, vorticité planétaire) mettant en jeu la topographie du fond, les déformations de la surface libre, la stratification en densité : L'étude du système des équations de Boussinesq linéarisées (tableau 2) a permis de mieux comprendre les propriétés et les conditions d'existence de ces mouvements.

Le rôle de la fréquence de Brünt-Vaïsalä directement lié au gradient de densité moyenne est bien mis en évidence. L'exemple du Lac de Zurich (figure 2) montre qu'elle agit comme une fréquence de coupure des ondes internes de gravité dont la présence est mise en évidence par le spectre des fluctuations de température (figure 3).

Par contre, aux grandes fréquences (et petits nombres d'onde) la tendance en - 5/3 du spectre est caractéristique de fluctuations turbulentes entretenues par des forçages internes , cisaillement en particulier. Les modèles de turbulence utilisables en pratique reposent sur l'hypothèse de l'équilibre spectral et ne rendent pas compte en particulier des interactions ondes-turbulence.

Les modèles à fermeture au point du 1er ordre sont fondés sur le concept de diffusivité turbulente :

$$\tau_t = -2\rho_o \nu_t (\nabla V)^{sym} - 2\frac{K}{3}\delta$$

$$q_t = -\rho_o \frac{\nu_t}{\sigma_T} \nabla T$$

$$J_\alpha = -\frac{\nu_t}{\sigma_\alpha} \nabla C_\alpha$$

(V, T, C_α caractérisent ici les valeurs moyennes de la vitesse, température, fraction massique, σ_T, σ_α sont des nombres de Prandtl turbulents, K l'énergie cinétique turbulente).

Le modèle (k - ε) le plus couramment utilisé permet une prédétermination de ν_t prenant en compte les effets de production de la turbulence par cisaillement et de dissipation ; de transport et de diffusion, de destruction ou d'augmentation de la turbulence par les forces de flottabilité. Utilisé dans des conditions standard, les résultats sont acceptables mais il reste sujet à caution en présence de fortes stratifications dans la thermocline ou d'interactions avec les ondes de surface qui se développent à l'interface eau-atmosphère.

Par exemple, les interactions houle-courant-turbulence sont à l'origine des circulations de Langmuïr qui se développent dans la couche de surface (figure 4) et de l'augmentation de turbulence (figure 5) (par rapport aux situations en écoulement cisaillé sans vague) :

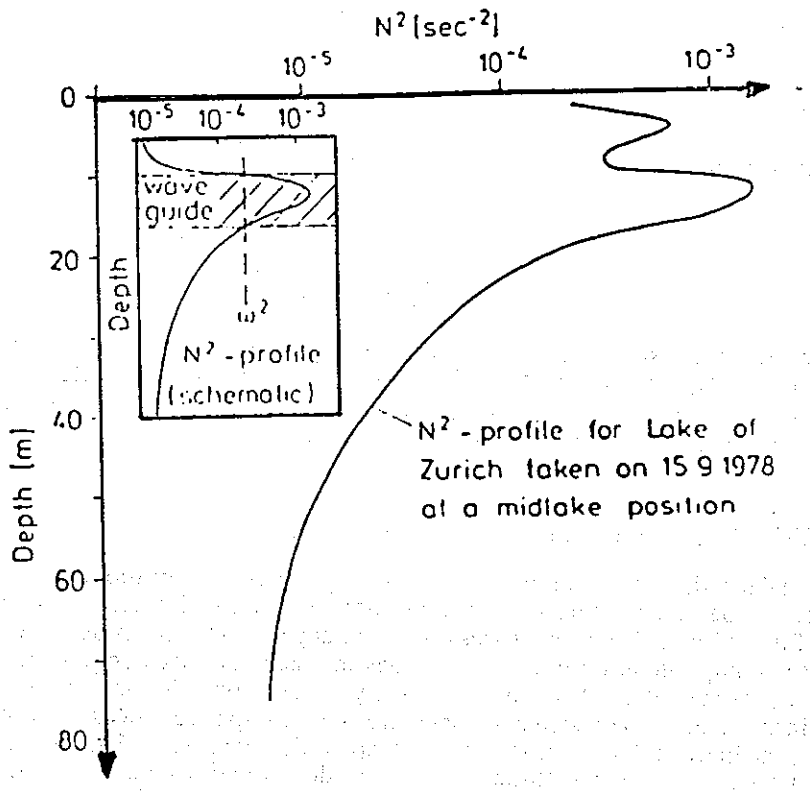


Figure 2 : Fréquence de Brünt-Vaïsalä dans le lac de Zurich (Août 78)

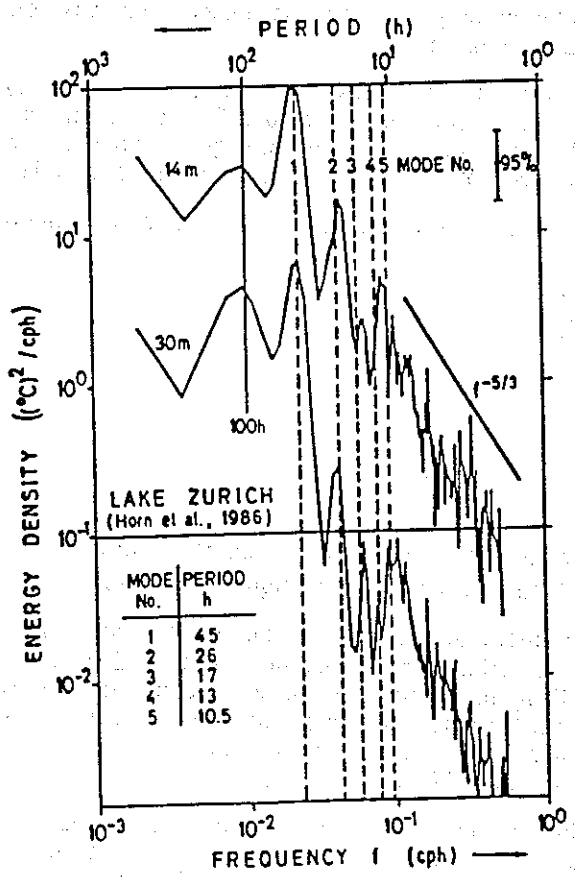


Figure 3 : Spectre de puissance des fluctuations horaires de température dans le lac de Zurich (Août 78)

l'augmentation est d'autant plus importante que les vagues sont énergétique. La figure 6 où sont présentés les résultats d'expériences d'absorption de gaz à l'interface air-eau, montre aussi que la vitesse de frottement interfacial est insuffisante à caractériser le niveau de turbulence sous les vagues de vent. Les travaux développés à l'IMFT ont permis d'identifier analytiquement d'une part les termes génériques des circulations de Langmuïr (confirmant les résultats bien connus de Graik et Leibovich) et des termes responsables de l'augmentation de la contrainte turbulente de cisaillement et corrélativement de l'augmentation de la production de turbulence. Un modèle de prédétermination des courants moyens et de la turbulence prenant en compte ces interactions est en cours de mise au point.

Une comparaison de premiers résultats de ce modèle et d'expériences de laboratoire confirme le rôle des circulations de Langmuïr dans la dynamique de la couche mélangée de surface (Figure 7, 8 9).

Cet exemple, parmi d'autres, illustre les efforts qui doivent être consentis pour mieux appréhender les interactions qui contrôlent les processus de transfert dans les hydrosystèmes en sachant qu'ils marquent aussi fortement l'organisation et l'évolution de tout l'écosystème.

3. LE SOUS-SYSTEME BIOLOGIQUE

3.1. PROCESSUS BIOLOGIQUES ET LEUR MODELISATION

L'évolution de la plupart des substances chimiques, minérales et organiques, introduites dans les hydrosystèmes sous forme dissoute ou particulaire , résulte de la combinaison de processus hydrodynamiques (transport et dispersion dans le milieu liquide en mouvement), biophysicochimiques (réactions de transformation et d'échange de la matière plus ou moins directement liées à l'activité biologique) et biocénotiques (relations des organismes entre eux et avec leur habitat déterminant la structure des peuplements) /Figure 10/.

Dans les eaux superficielles, les processus biophysicochimiques sont directement ou indirectement associés aux cycle du carbone. Ce cycle est régi par deux grandes fonctions :

- PRODUCTION de matière organique par les organismes photoautotrophes (algues planctoniques et fixées, macrophytes) à partir d'éléments minéraux simples.

- BIODEGRADATION (= RESPIRATION) de la matière organique produite et/ou importée par des organismes hétérotrophes (bactéries, champignons, invertébrés) qui se développent à ses dépens et recyclent progressivement les éléments constitutifs.

Production photosynthétique et biodégradation assurent la fixation et le recyclage du carbone, de l'azote, du phosphore et d'éléments biogéniques secondaires dans des proportions à peu près fixes qui correspondent à la composition élémentaire moyenne de la matière végétale. Elles se traduisent également par des échanges de O_2 et de CO_2 qui, lorsqu'ils se déroulent dans un milieu peu turbulent, sont à l'origine des variations du pH et du potentiel redox dont dépendent la plupart des équilibres chimiques et des réactions biochimiques.

On connaît assez bien la plupart des mécanismes élémentaires responsables de cette dynamique. Le problème est de comprendre comment ils agissent en interaction dans un milieu hétérogène dans l'espace et variable dans le temps.

La modélisation de ces processus biologiques a essentiellement centré ses efforts sur les flux et les bilans de matière entre l'eau, les organismes et les sédiments. Les populations d'organismes qui assurent ces transferts sont le plus souvent regroupées par niveaux trophiques (par exemple, phytoplancton, zooplancton herbivore, bactéries) ou par groupes taxonomiques (par exemple, diatomées, cyanophycées, cladocères, copépodes). Les flux de matière et d'énergie qui traversent ces compartiments (figure 11) sont calculés à l'aide de relations empiriques qui décrivent les taux de croissance et de disparition de la biomasse et les taux correspondants d'absorption et de libération d'éléments nutritifs. On considère généralement que le taux d'accroissement de la biomasse est contrôlé par le facteur nutritif le plus défavorable (principe du facteur limitant), le

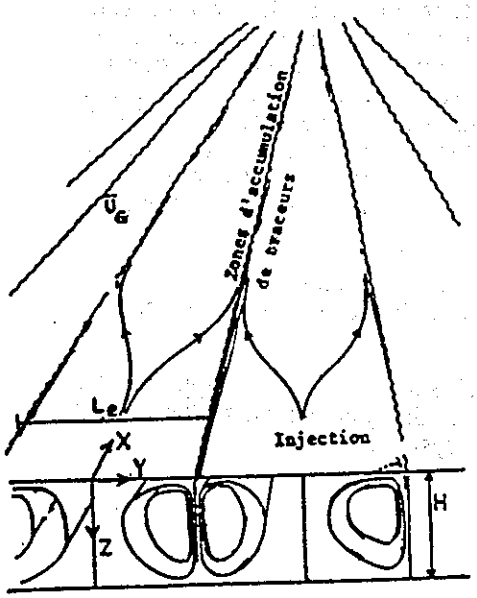


Figure 4 : Circulations de Langmuir sous les vagues cisaillées par le vent.

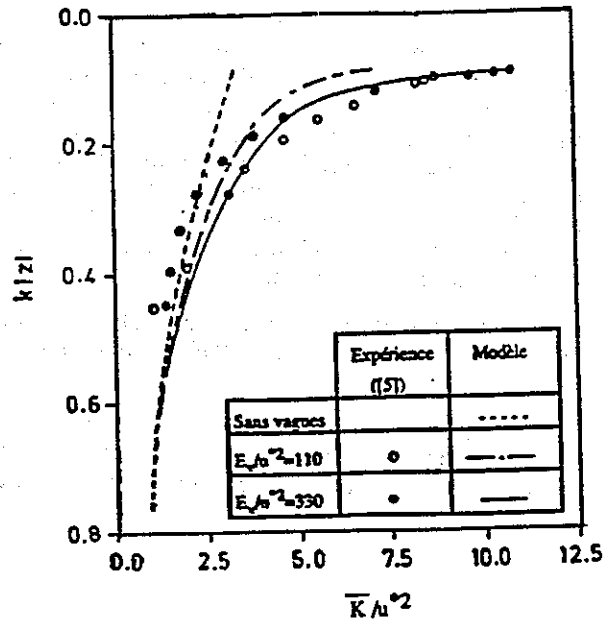


Figure 5 : Augmentation de l'énergie cinétique turbulente l'effets d'interactions vague-turbulence.

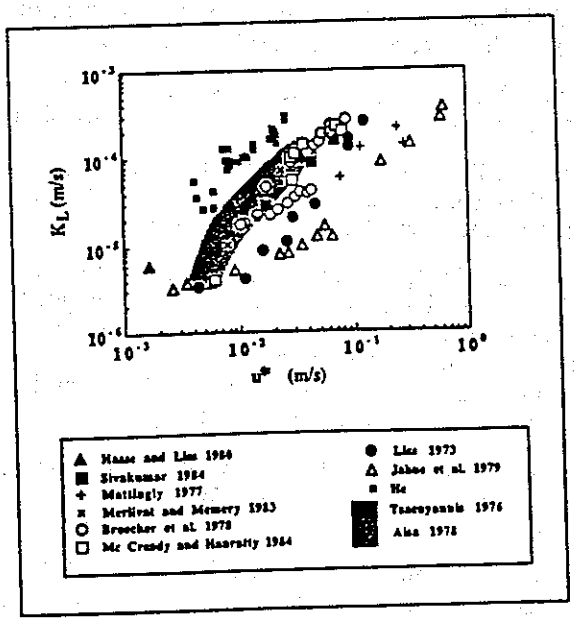


Figure 6 : Absorption de gaz à l'interface eau-air

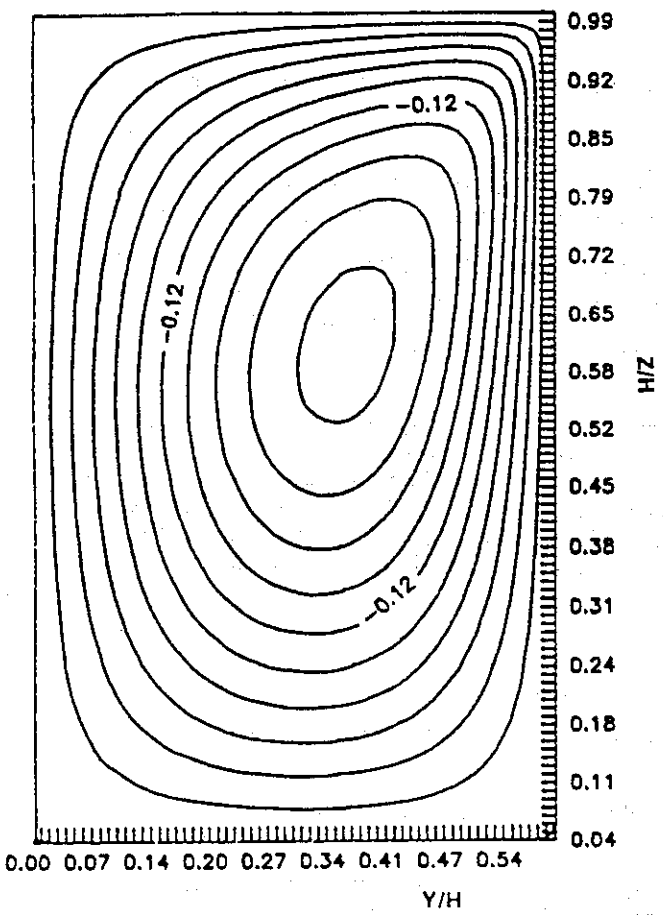


Figure 7 : Demi-cellule de Langmuir

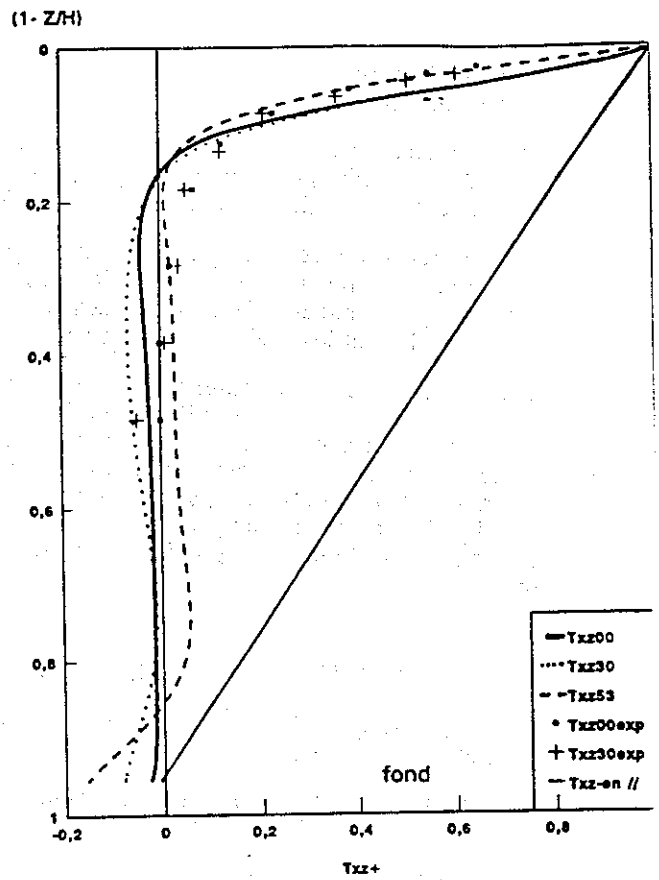


Figure 8 : Cisaillement turbulent

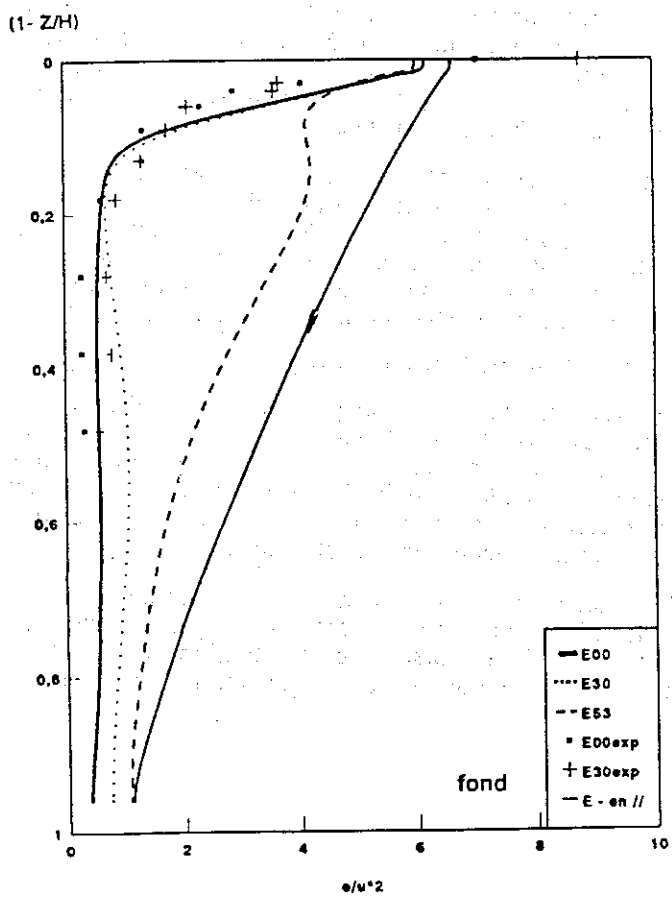


Figure 9 : Energie cinétique turbulente

taux de disparition résultant de l'effet cumulé de différents processus (respiration, mortalité, prédation, émigration).

Les modèles basés sur ce principe général (figure 11) s'appliquent bien à l'évolution des substances biogéniques (matière organiques biodégradables, formes de l'azote et du phosphore) et ont été largement utilisés pour simuler les effets de pollutions organiques et de l'eutrophisation.

Les modèles de réseau trophique sont plus difficilement utilisables pour les substances xénobiotiques (métaux lourds, pesticides,...) en raison de l'extrême diversité des formes chimiques mises en jeu, chacune d'elle ayant ses propres caractéristiques (voies et cinétiques de transfert entre le milieu et les organismes, effets toxiques léthaux et/ou subléthaux, ...)

Dans tous les cas, la représentation du système biologique constitue le principal problème à résoudre. La nécessaire simplification de ce système par regroupement d'espèces différentes dans un même "compartiment" supposé homogène (niveau trophique, groupe taxonomique, classe de taille) conduit à ignorer les changements de structure qui affectent ces compartiments (adaptations physiologiques, successions d'espèces) et les variations des "paramètres" des fonctions cinétiques liées à ces changements. Inversement, une représentation détaillée du système exigerait une masse de données impossible à maîtriser parce que le nombre d'éléments en interaction est infini.

3.2. DYNAMIQUE DES ECOSYSTEMES : ECHELLES ET HIERARCHIE

Défini par rapport à une échelle de temps (et d'espace) prise comme référence, un écosystème peut être défini par :

- des variables d'état, propriétés qui traduisent l'évolution du système et qui ont un comportement dynamique à l'échelle considérée.

- des contraintes (ou conditions aux limites) constituées par les facteurs environnants du système et/ou par les éléments du système pratiquement stables à l'échelle de référence.

- des mécanismes, événements à réponse rapide qui déterminent, sous l'influence des contraintes, la dynamique des variables d'état.

Le choix de l'échelle de référence détermine notre perception des variables, des contraintes et des mécanismes qui jouent un rôle déterminant dans le comportement du système. Cette notion d'échelle débouche sur une conception hiérarchisée du système, permettant d'agréger à chaque niveau de perception les éléments du niveau inférieur qui sont liés entre eux par des interactions plus intenses et plus fréquentes qu'avec les éléments voisins (figure 12) ; la dynamique du système se propage ainsi vers les échelles d'intégration supérieures.

Ces notions de hiérarchie et d'échelles sont au centre des problèmes posés par la modélisation des processus biologiques. La façon dont les organismes répondent aux variations de leur habitat dépend de leur temps de génération. Le temps de génération moyen des organismes d'une population est directement lié au temps de renouvellement de la biomasse (inverse du rapport Production/Biomasse) et est, comme beaucoup de fonctions biologiques (Y = taux de photosynthèse, de respiration, de croissance, de multiplication, de nutrition,...) corrélé à la taille des organismes (w) par une relation de type allométrique : $Y = aw^b$

Dans ces conditions relativement stables, i.e lorsque la fréquence des perturbations est très faible en regard du temps de génération, la dynamique des communautés est essentiellement déterminée par les interactions entre les organismes (compétition intra et interspécifique, prédation). Les perturbations de faible périodicité constituent, lorsqu'elles sont assez intenses, des situations de stress qui perturbent le cours de cette organisation autogénique et se traduisent par des changements profonds de la structure des peuplements.

Aux fluctuations de l'environnement survenant sur des échelles de temps de l'ordre du temps de génération, les organismes répondent par des adaptations physiologiques et/ou comportementales aux nouvelles conditions de milieu. Lorsque les fluctuations augmentent en fréquence et en intensité, les organismes s'acclimatent aux conditions moyennes (figure 13).

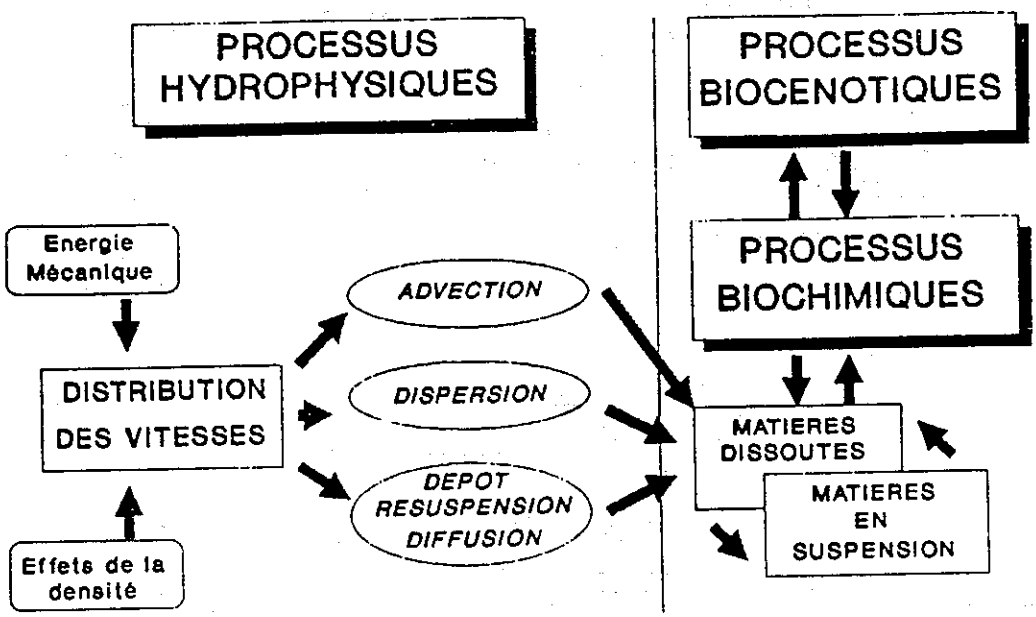
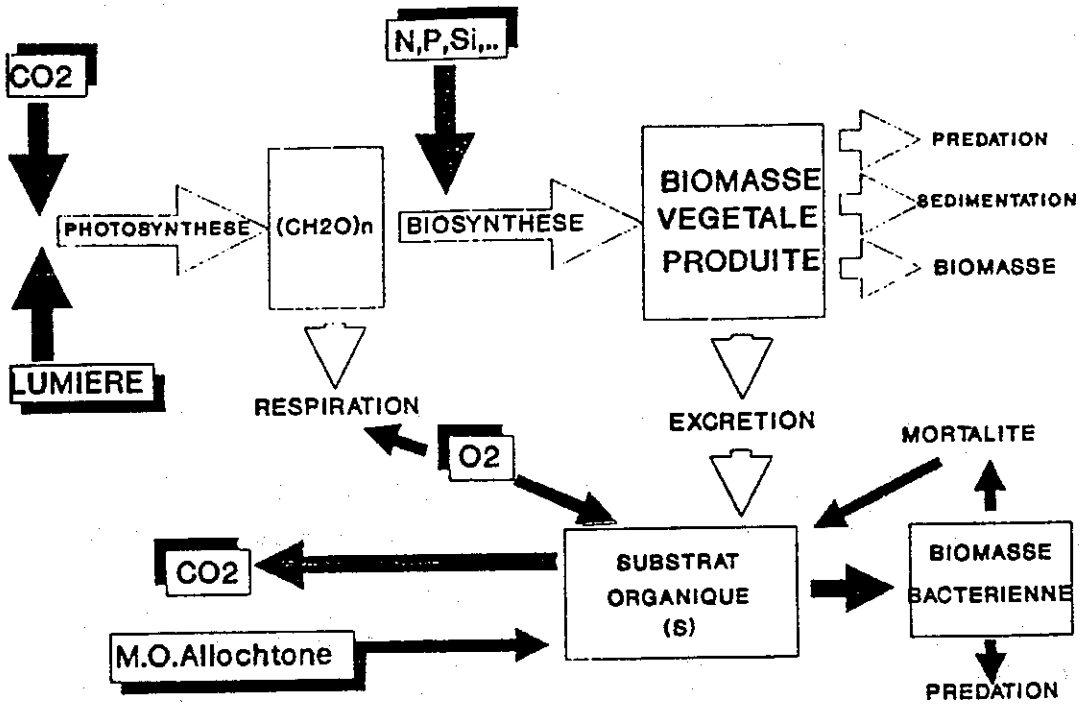


Figure 10 : La dynamique des variables d'état biologiques (biomasse et diversité spécifique) d'un écosystème aquatique dépend de l'hydrodynamique qui contrôle les ineractions entre espèces (processus biocénotiques) par l'intermédiaire de l'activités métabolique des organismes (processus biochimiques)



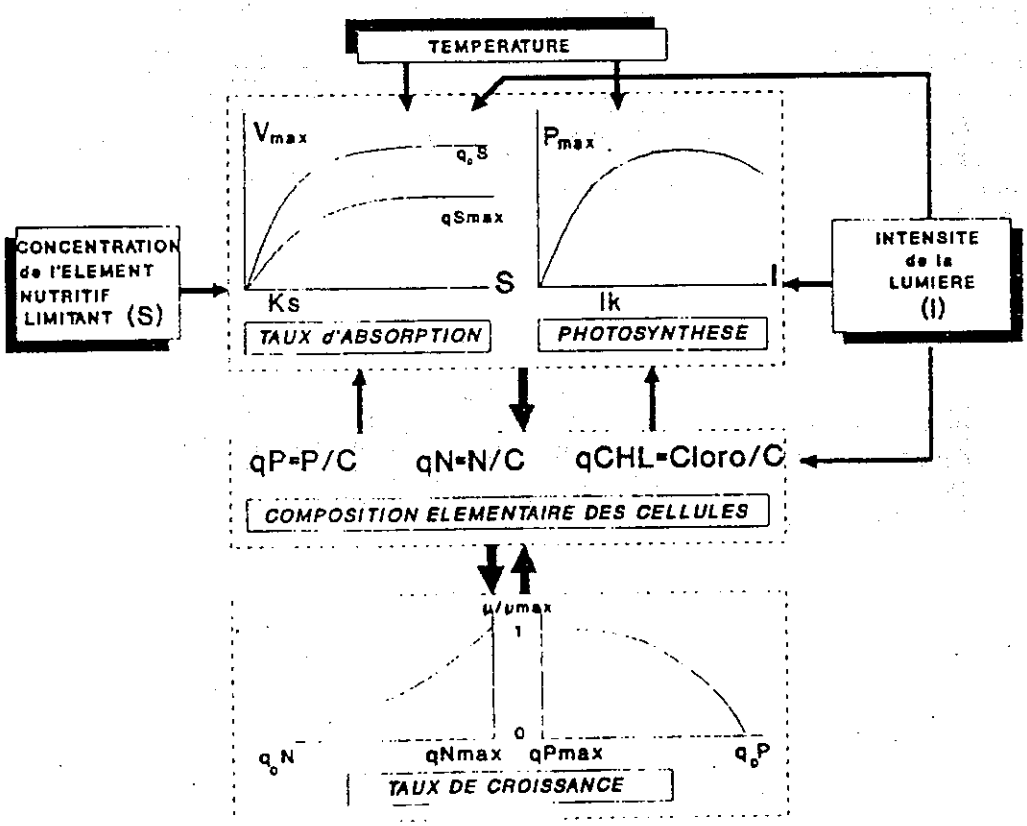


Figure 11 : Modèle conceptuel des processus de production photoautotrophe et de biodégradation aerobie dans la zone pélagique des lacs et des océans.

Les courbes du bas représentent les cinétiques des processus interactifs qui contrôlent le taux de multiplication (μ) des algues ; la plupart des paramètres : Vmax ; Pmax, μmax ; contenu minimum en N(q_0N) et en P(q_0P), contenu en chlorophylle (Q_{chl}) sont liés au volume cellulaire par une relation allométrique.

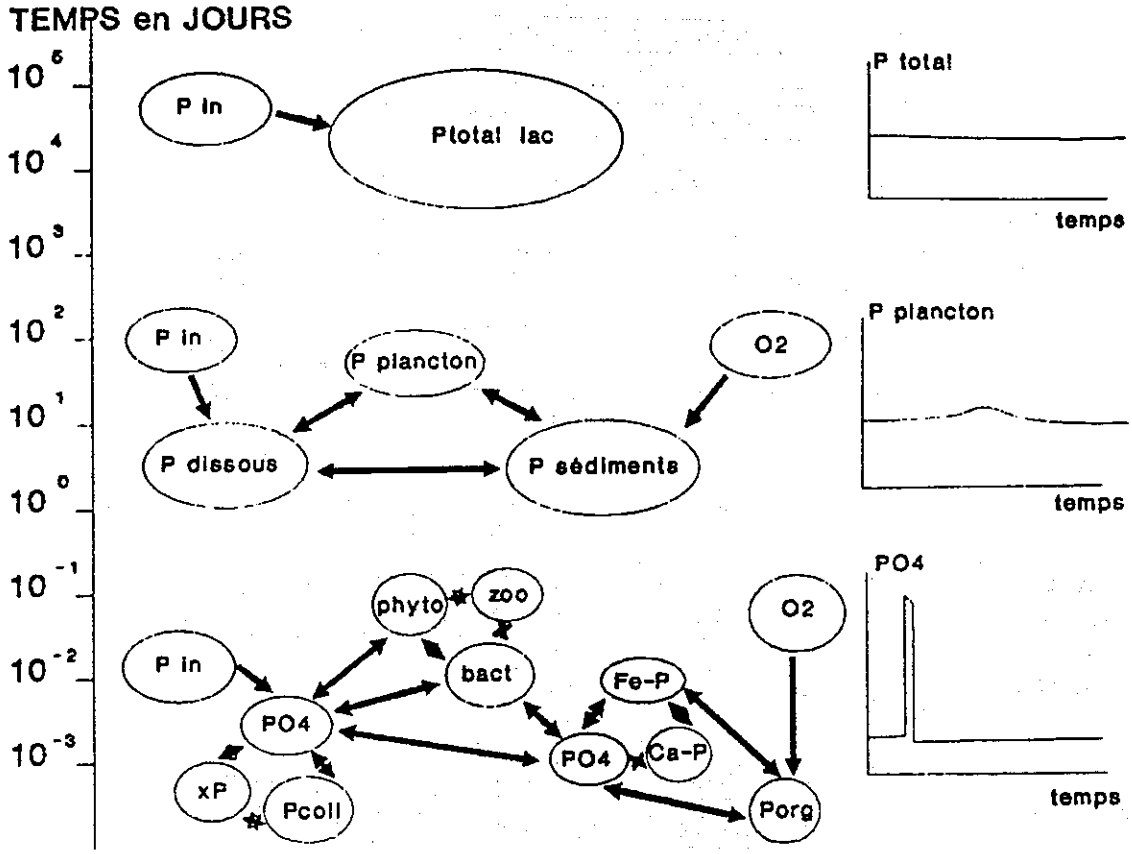


Figure 12 : Niveaux hiérarchiques et échelle de temps illustrés par la dynamique du phosphore dans un lac et la transmission d'une impulsion vers les niveaux d'intégration supérieurs.

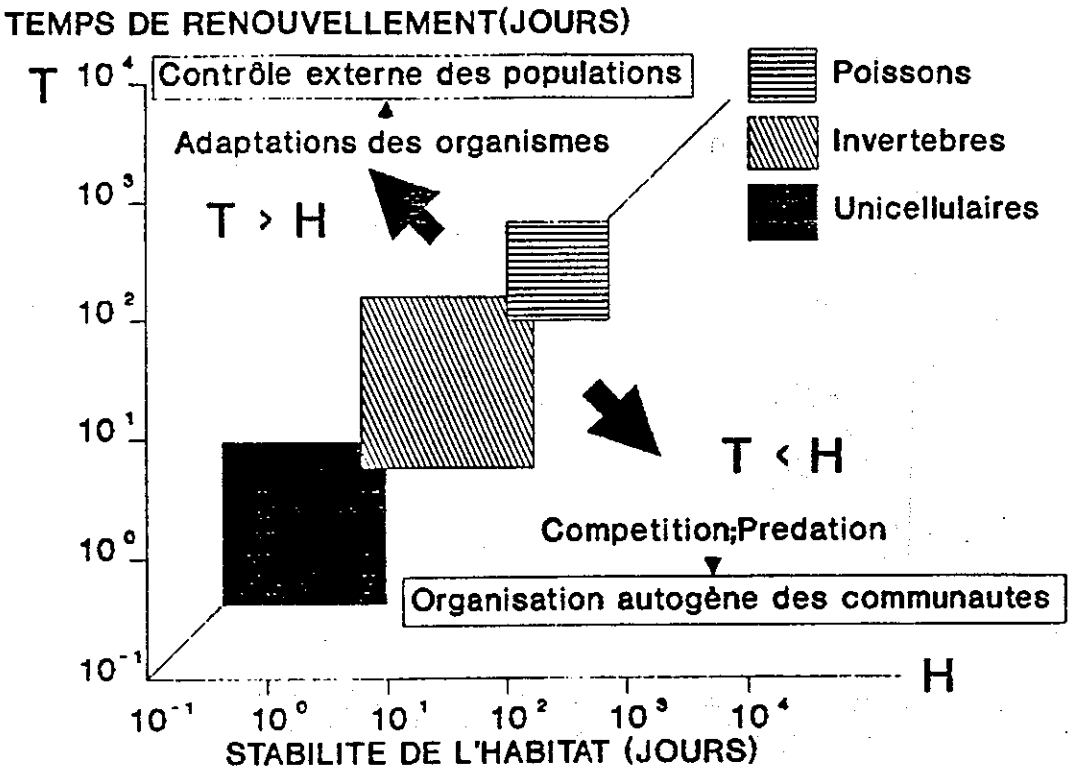


Figure 13 : Echelles d'intéractions entre organismes et milieu (modifié de Schindler, 1989).

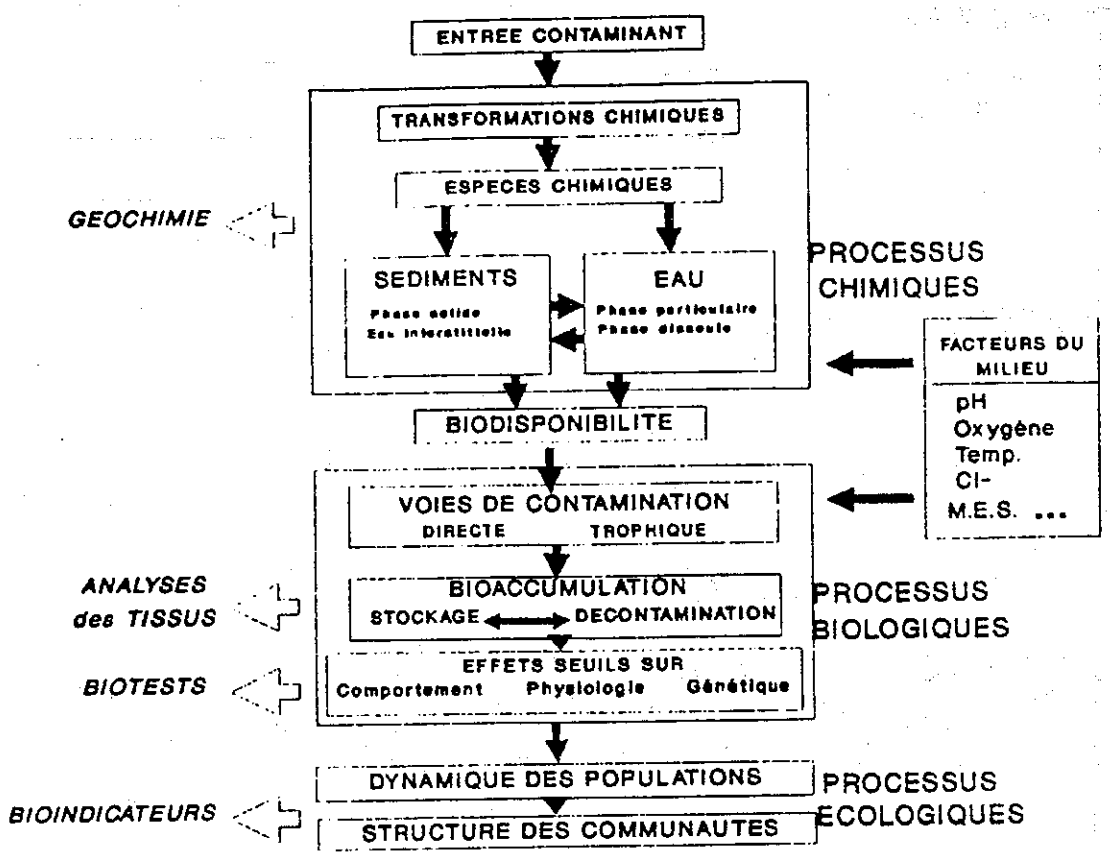


Figure 14 : Chronologie des processus de transformation et de transfert d'un contaminant xénobiotique dans un écosystème aquatique : les méthodes d'évaluation du niveau de contamination et des effets biologiques sont situées sur la gauche du schéma.

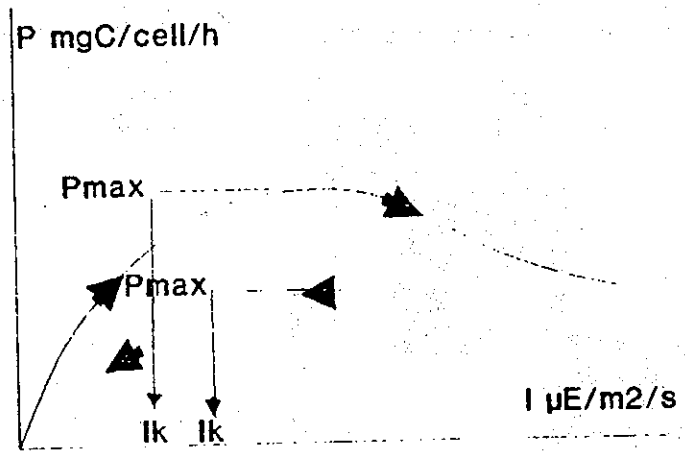


Figure 15 : Phtoadaptation et variabilité des "paramètres" de la relation photosynthèses-lumière chez les algues du plancton.

Dans les écosystèmes aquatiques superficiels, les forces hydrodynamiques sont la principale source de variabilité spatiale et temporelle du milieu. Cette variabilité agit, par l'intermédiaire du métabolisme des organismes, sur la dynamique des communautés.

L'hétérogénéité spatiale de la distribution des organismes benthiques dans les eaux courantes est une des manifestations les plus évidente de l'influence de l'hydrodynamique. Il devient de plus en plus évident que la dynamique des peuplements phytoplanctoniques des lacs et des océans est également contrôlée par l'alternance de phases de stabilité et de brassage vertical de la masse d'eau. De l'amplitude et de la fréquence du brassage dépendent les conditions d'éclairement (transport des algues dans un fort gradient vertical de lumière) et de nutrition (formation et disparition de gradients de concentration d'éléments nutritifs et effets sur les cinétiques) ainsi que le maintien des algues en suspension. Leur influence sur le phytoplancton fait intervenir une séquence de réponses qui, sur une échelle de temps allant de l'heure à l'année, se traduisent par des changements de plus en plus perceptibles aux niveaux hiérarchiques supérieurs.

A l'échelle de la journée, les algues répondent aux fluctuations de lumière (variations du rayonnement incident et circulation dans un gradient d'éclairement) par un contrôle photoinduit de l'activité photosynthétique. Sur des périodes plus longues (cinq à six jours), l'alternance de phases de stagnation et de mélange se traduisent par des adaptations des organismes (affectant en particulier leur contenu en pigments) ou par des changements d'espèces dominantes. A l'échelle de l'année, les changements de milieu liés à la formation et à la disparition d'une thermodine saisonnière correspondent aux variations de biomasse et de composition spécifique du phytoplancton.

Selon leur taille et leur appartenance taxonomique,. les algues répondent différemment à ces régimes hydrodynamiques variables. Les espèces qui se caractérisent par un rapport photosynthèse/respiration (P/R) élevé (par exemple certaines diatomées) seront favorisées dans les situations ou la profondeur de la couche euphotique. Inversement, les périodes de stabilité favorisent la croissance de formes moins soumises à la sédimentation et caractérisées par un rapport P/R plus faible (cyanobactéries et péridiniens par exemple). On peut également imaginer que l'alternance de phases de stabilité et de mélange entraîne une hétérogénéité spatiale et temporelle des flux d'éléments nutritifs limitants, favorisant tour à tour le développement des espèces qui présentent les taux d'absorption et les capacités de stockage les plus élevées.

Les réponses des organismes à des conditions de milieu transitoires et leur répercussion sur la dynamique des peuplements à des échelles de temps plus longues sont encore assez mal prises en compte dans les modèles d'écosystèmes.

4. EXEMPLES D'APPLICATION

Trois exemples sont présentés relatifs à :

- la Rivière Lot (suivi de masse d'eau)
- Le lac de Parcloup (modèle bi-couche)
- Le lac du Bourget (modèle multicouches)

4.1. RIVIERE LOT

Le modèle construit selon l'organigramme de la figure 17, simule l'évolution de la biomasse de phytoplancton dans une même masse d'eau au cours de son déplacement vers l'aval dans le cours aménagé du Lot (Figure 16). Le taux de croissance du phytoplancton y est décrit comme une fonction de la composition élémentaire des algues (contenu en C,N,P, Chlorophylle), variable dépendant du taux de métabolisme (photosynthèse, respiration, absorption des nutriments) sur lequel elle exerce un contrôle en retour. Cette formulation permet d'expliquer en particulier la limitation de la croissance par la lumière dans les biefs profonds (P <R) et le découplage entre le rejet de nutriments, leur concentration dans l'eau et l'accroissement de biomasse du phytoplancton. (figure 18).

4.2. LAC DE PARELOUP

Le modèle biologique (figure 19) décrit le comportement dynamique de 8 variables d'état (Tableau 3) liées par le cycle du phosphore (élément nutritif limitant) dans un environnement physique constitué par deux couches d'eau d'épaisseur variable en cours d'année (Tableau 2). Le taux de croissance des deux groupes d'algues est modélisé par une fonction couplant lumière et température, affectée d'un facteur de réduction par l'élément nutritif limitant. La prédation par le zooplancton, qui détermine sa croissance, n'affecte que le groupe d'algues non siliceuses, les Diatomées disparaissant par sédimentation. Ce modèle reproduit assez bien les données collectées sur le lac pendant 5 années successives (figures 20 à 24). Il montre en particulier que la structure thermique du lac pendant la poussée printanière de Diatomées se répercute sur l'évolution du système pendant l'été.

4.3. LAC DU BOURGET - SUIVI DE L'EVOLUTION SUR LA PERIODE 1980-1990

Nota : Ce paragraphe reprend les conclusions de la thèse de B.Vinçon Leite, soutenue le 11 juilllet 1991 à l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées - Paris.

Le lac du Bourget a suivi à partir des années 60, un processus d'eutrophisation qui a été enrayé en 1980 par la mise en service d'ouvrages d'interception des eaux usées des principales agglomérations riveraines (Chambéry, Aix-les-Bains, le Bourget-du-Lac). Les apports au lac en azote et phosphore ont été réduits de 70 et 50% respectivement, entraînant une lente et régulière amélioration de certains paramètres indicateurs de la qualité des eaux.

Un programme de recherche (1987-1990) incluant une campagne de mesures sur le site menée en parallèle avec la modélisation thermique et biogéochimique du fonctionnement du lac, a été mis en oeuvre en vue d'atteindre les objectifs suivants :

. faire le point sur l'évolution de la qualité de l'eau, une dizaine d'années après la mise en service du ceinturage du sud du lac (1980);

. approfondir la compréhension des principaux mécanismes physiques, chimiques et biologiques du fonctionnement du lac influant sur la qualité de l'eau;

. obtenir une représentation globale de l'interaction de ces mécanismes par un modèle mathématique ;

. vérifier le comportement du modèle, en particulier lorsque les rejets au lac son réduits, afin de tester son aptitude à être utilisé ultérieurement pour des prédictions.

4.3.1. Le modèle

Le modèle de la qualité des eaux du lac du Bourget, de type unidimensionnel vertical, est constitué d'un sous-modèle thermique couplé à un sous-modèle biogéochimique. Les variables d'état sont la température, le phosphore minéral dissous, le phosphore algal particulaire, le phosphore zooplanctonique particulaire et l'oxygène (figure 25)

4.3.2. Résultats

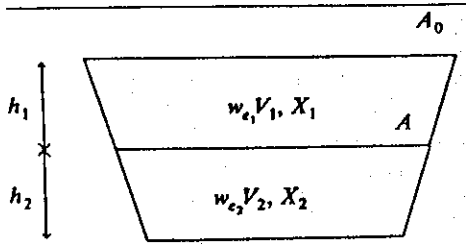
FONCTIONNEMENT PHYSIQUE

Les résultats en surface et au fond (figure 26 et 27) permettent de juger de la qualité des outils de simulation actuels, sur de longues périodes, pour les processus physiques (date de début de la simulation : 1981). La comparaison des résultats du modèle et des mesures a permis d'établir que lorsque les hivers sont peu rigoureux (vents faibles et températures douces), le mélange de la colonne d'eau ne se produit pas jusqu'au fond du lac.

Une des conséquences de ce comportement est que la réoxygénation observée du lac en hiver en zone profonde, n'est pas due au mélange vertical, mais à d'autres mécanismes (diffusion, courants de densité).

TABLE 2

Entrainment exchanges between the two water layers



mass conservation equation

$$H = h_1 + h_2 \Rightarrow \frac{dh_1}{dt} = -\frac{dh_2}{dt}$$

$$\left.\begin{aligned}\frac{dV_1}{dt} &= A\frac{dh_1}{dt}\\ \frac{dV_2}{dt} &= A\frac{dh_2}{dt}\end{aligned}\right\} \Rightarrow \frac{dV}{dt} = 0$$

State variable entrainment from one layer to the other layer

$$\frac{dX_i}{dt} = \frac{w_{e_i}}{h_i}(X_i - X_j)\begin{cases} i = 1; & j = 2\\ i = 2; & j = 1\end{cases}$$

entrainment velocity $w_{e_i} = \frac{dh_i}{dt}$ if $\frac{dh_i}{dt} > 0$

$w_{e_i} = 0$ if $\frac{dh_i}{dt} \le 0$

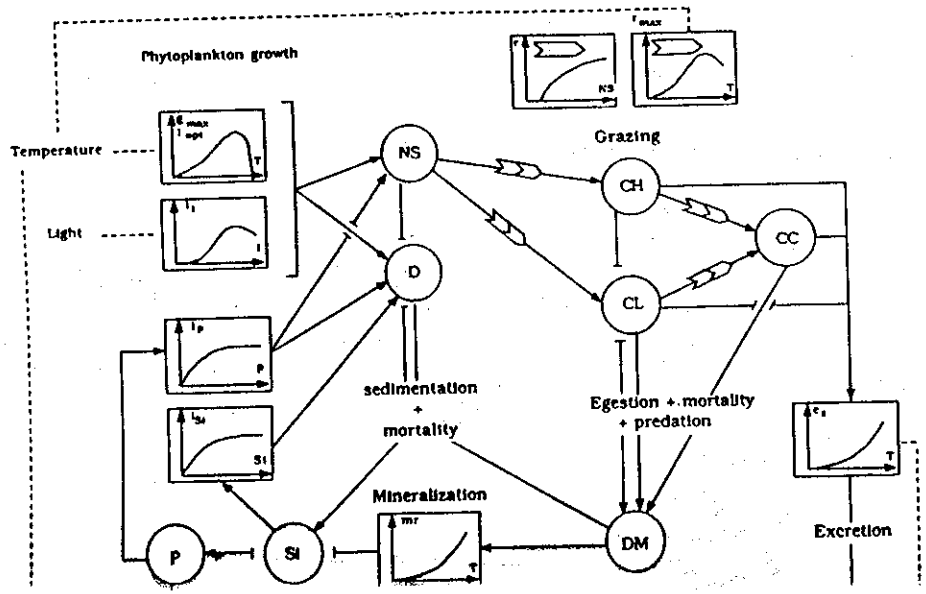


TABLE 3

Model variables

Variable	Definition	Unit
Forcing variables		
I_0	Incident solar irradiance	W m^{-2}
T	Temperature	°C
k	Extinction coefficient	m^{-1}
$h_1(h_2)$	Depth of the upper (lower) layer	m
$V_1(V_2)$	Volumes of the upper (lower) layer	10^6 m^3
V_S	Volume of the sediment layer	10^6 m^3
State variables		
D_j	Diatoms	10^6 cells l^{-1}
NS_j	Non-siliceous algae	10^6 cells l^{-1}
CH_j	Herbivorous copepods	μg at P l^{-1} (model)
CL_j	Cladocerans	μg dry weight (results and data)
CC_j	Carnivorous copepods	
DM_j	Detritic matter	μg at P l^{-1}
P_j	Dissolved inorganic phosphorous	μg at P-PO_4 l^{-1}
Si_j	Dissolved silicium	μg at Si-SiO_2 l^{-1}
	$j = 1$: top layer	
	$j = 2$: bottom layer	
	$j = S$: sediment layer	

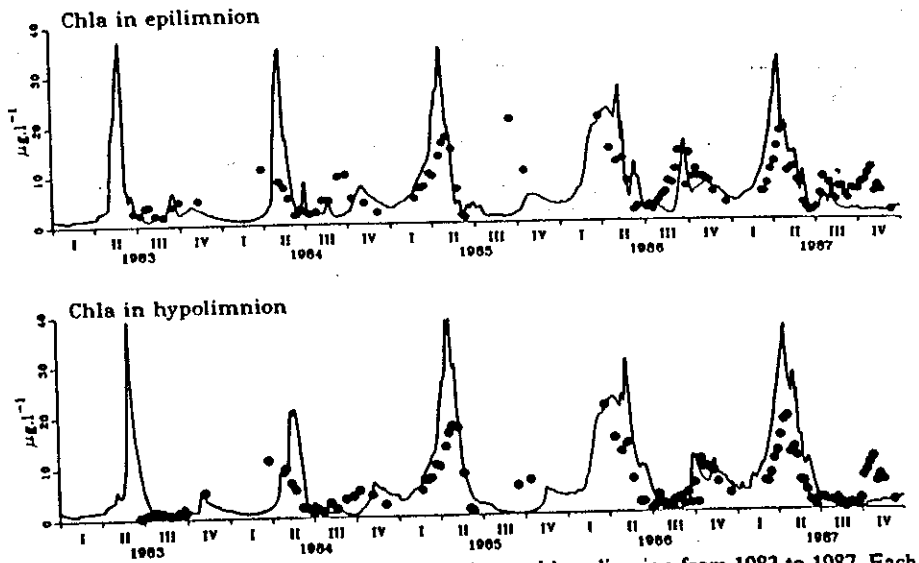


Fig.20 Evolution of chlorophyll in the epilimnion and hypolimnion from 1983 to 1987. Each point corresponds to averaged measurements taken in each layer; the continuous line [illegible] simulations for the two algal groups respectively multiplied [illegible]

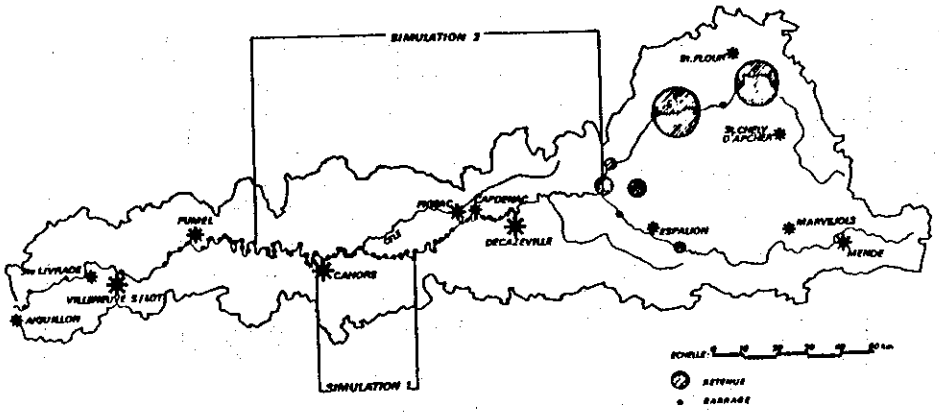


Fig.16 Rivière Lot : position des barrages, principaux foyers de pollution et localisation des secteurs modélisés

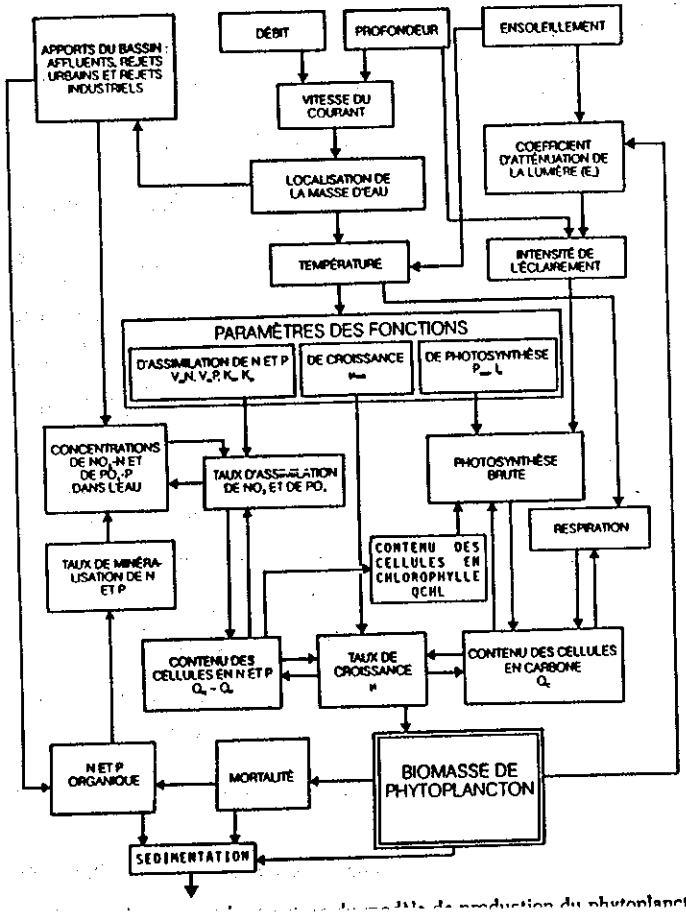


Fig.17 Schéma du modèle de production du phytoplancton en rivière

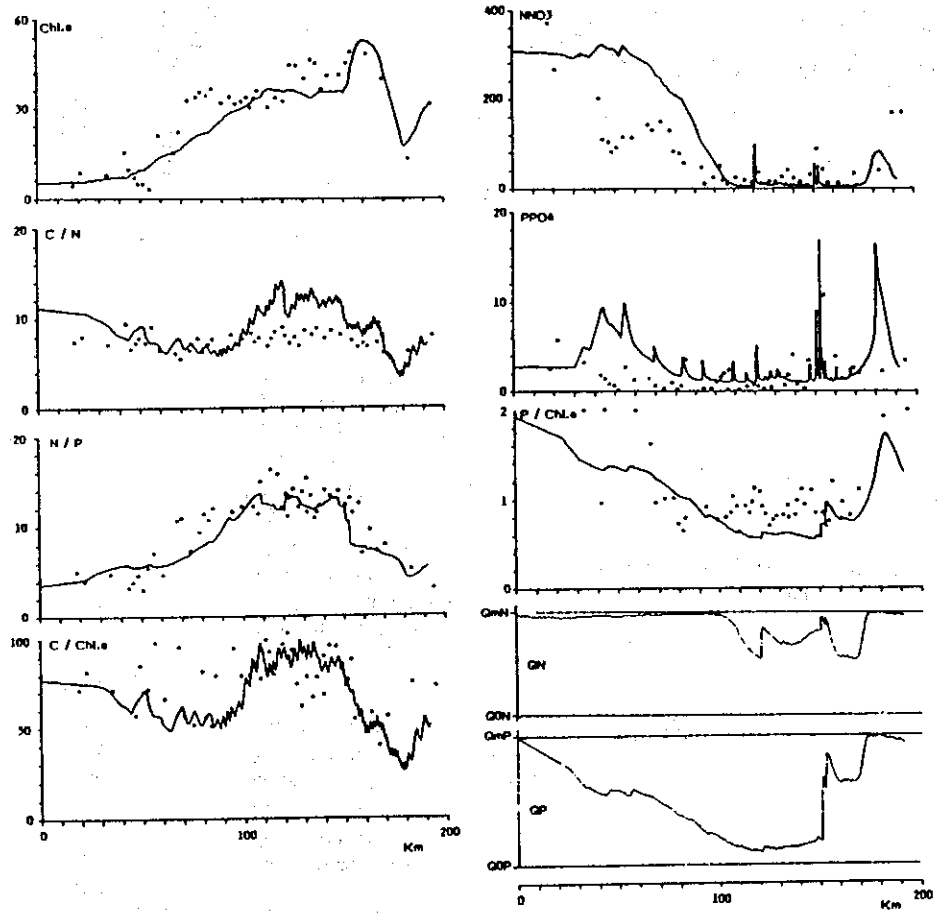


Fig.18 Evolution des constituants de la biomasse de phytoplancton (chlorophylle, rapports C/N,N/P,C/Chlorophylle, P/chlorophylle) des nitrates et des phosphates dans une même masse d'eau sur un trajet de 195 km : points mesurés et courbes simulées.

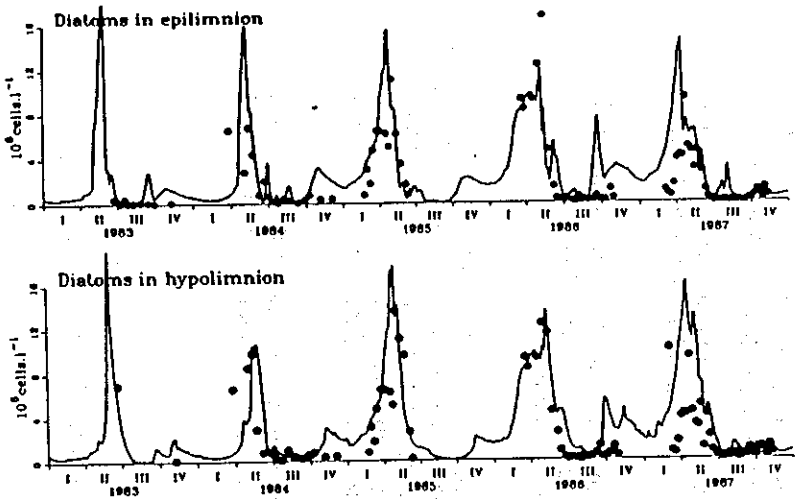


Fig.21 Diatom evolution in the epilimnion and hypolimnion from 1983 to 1987. Each point corresponds to averaged measurements taken in each layer; the continuous line corresponds to simulation results.

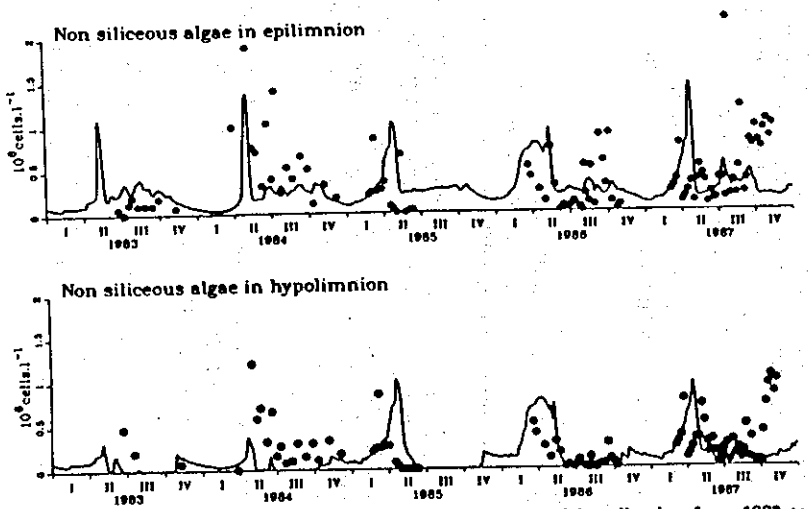


Fig.22 Evolution of non-siliceous algae in the epilimnion and hypolimnion from 1983 to 1987. Each point corresponds to averaged measurements taken in each layer; the continuous line corresponds to simulation results.

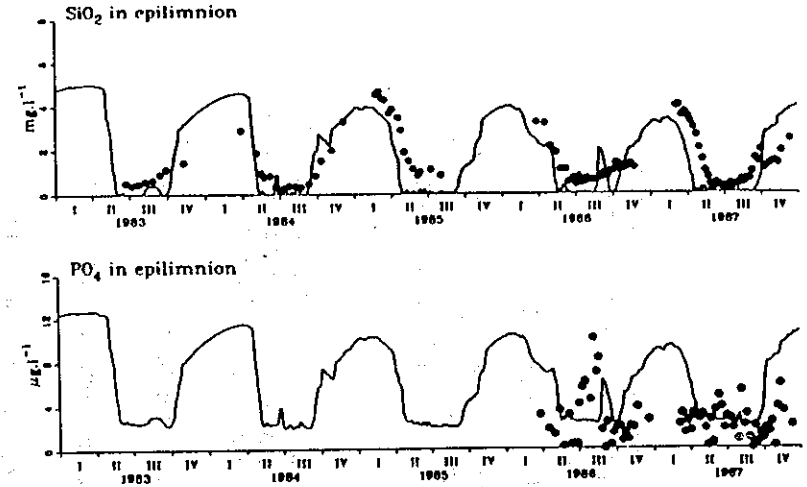


Fig.23 Evolution of silicates and orthophosphates in the epilimnion from 1983 to 1987. Each point corresponds to averaged measurements taken in each layer; the continuous line corresponds to simulation results.

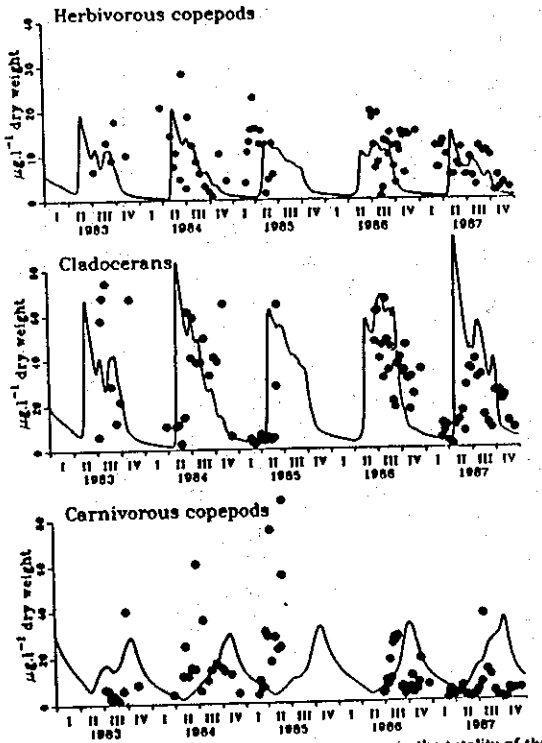


Fig.24 Evolution of the three zooplankton groups in the totality of the water mass from 1983

FONCTIONNEMENT BIOLOGIQUE DU LAC

L'utilisation de deux versions du modèle (avec et sans zooplancton) a permis de mettre en évidence l'évolution du comportement du lac entre 1981 et 1988 et l'importance de ce broutage du phytoplancton par le zooplancton à partir des années 1985 (figure 28)

.Influence des crues sur les variations d'orthophosphates dans le lac du Bourget

La représentation par le modèle, des évolutions des concentrations d'orthophosphates, n'a pas permis de retrouver des variations brusques observées sur les données (figure 29). Ces variations semblent se produisent lors de crues (figure 30) et font intervenir des mécanismes physico-chimiques liés aux crues, non pris en compte dans le modèle.

.Sédimentation du phosphore dans le lac du Bourget

L'évolution simulée et normée de PO_4 dans le Bourget (figure 31) met en évidence un bon accord jusqu'en 1985 puis une surestimation par le modèle de stocks. De nouveaux mécanismes non pris en compte par le modèle peuvent s'être produits durant cette période, qui mériteraient d'être vérifiés.

. des phénomènes d'adsorption du phosphore minéral dissous sur la matière particulaire allochtone (apports de M.E.S. par les crues des affluents),

. des phénomènes d'adsorption sur la matière particulaire autochtone, e.g. des cristaux de calcite en période de forte production primaire ;

. des phénomènes de coprécipitation du phosphore minéral dissous avec la calcite.

4.3.3. Conclusions

L'objectif que l'on assigne à un modèle mathématique dans le domaine de la gestion des eaux est très souvent de pouvoir jouer un rôle prédictif sur l'évolution future de l'écosystème aquatique étudié. Mais l'utilisation en mode prédictif des modèles bute dans la grande majorité des cas, sur les limites des connaissances.

Il est préalable à toute prévision sur l'évolution de l'écosystème, de bien comprendre son fonctionnement en l'état actuel. Dans cette phase de compréhension, un modèle constitue un outil extrêmement utile en ce qu'il permet de synthétiser et de formaliser toutes les connaissances dont on dispose au départ pour construire un schéma fonctionnel du lac, que l'on peut alors tester.

Les processus que l'on pense prédominants sont quantifiés et les valeurs fournies par le modèle peuvent être confrontées avec les données recueillies sur le site afin de vérifier les hypothèses posées.

Ces confrontations itératives entre le terrain et le modèle permettent également de mieux définir le protocole des campagnes de suivi du lac (fréquence et profondeur des échantillonnages, paramètres à mesurer..) ou de déterminer des campagnes de mesures complémentaires destinées à mieux appréhender certains mécanismes.

Ainsi, pour le lac du Bourget, l'objectif de modélisation a permis de guider la mise en oeuvre d'une campagne de mesures complémentaires qui, à son tour, a permis de valider le schéma fonctionnel que le modèle proposait pour le lac. On a pu progresser de façon significative dans la compréhension de son fonctionnement et formuler de nouvelles hypothèses sur des mécanismes peu étudiés jusqu'à présent mais susceptibles de jouer un rôle croissant dans l'évolution de la qualité de l'eau.

On dispose à présent d'un modèle capable de décrire assez fidèlement les aspects dominants du fonctionnement actuel du lac du Bourget et qui peut alors servir de base pour le développement d'un modèle "prédictif".

5. HYDROSYSTEMES URBAINS

La modélisation en milieu urbain devient un enjeu important pour l'évaluation des rejets urbains par temps de pluie dans le milieu récepteur, tant en qualité qu'en quantité.

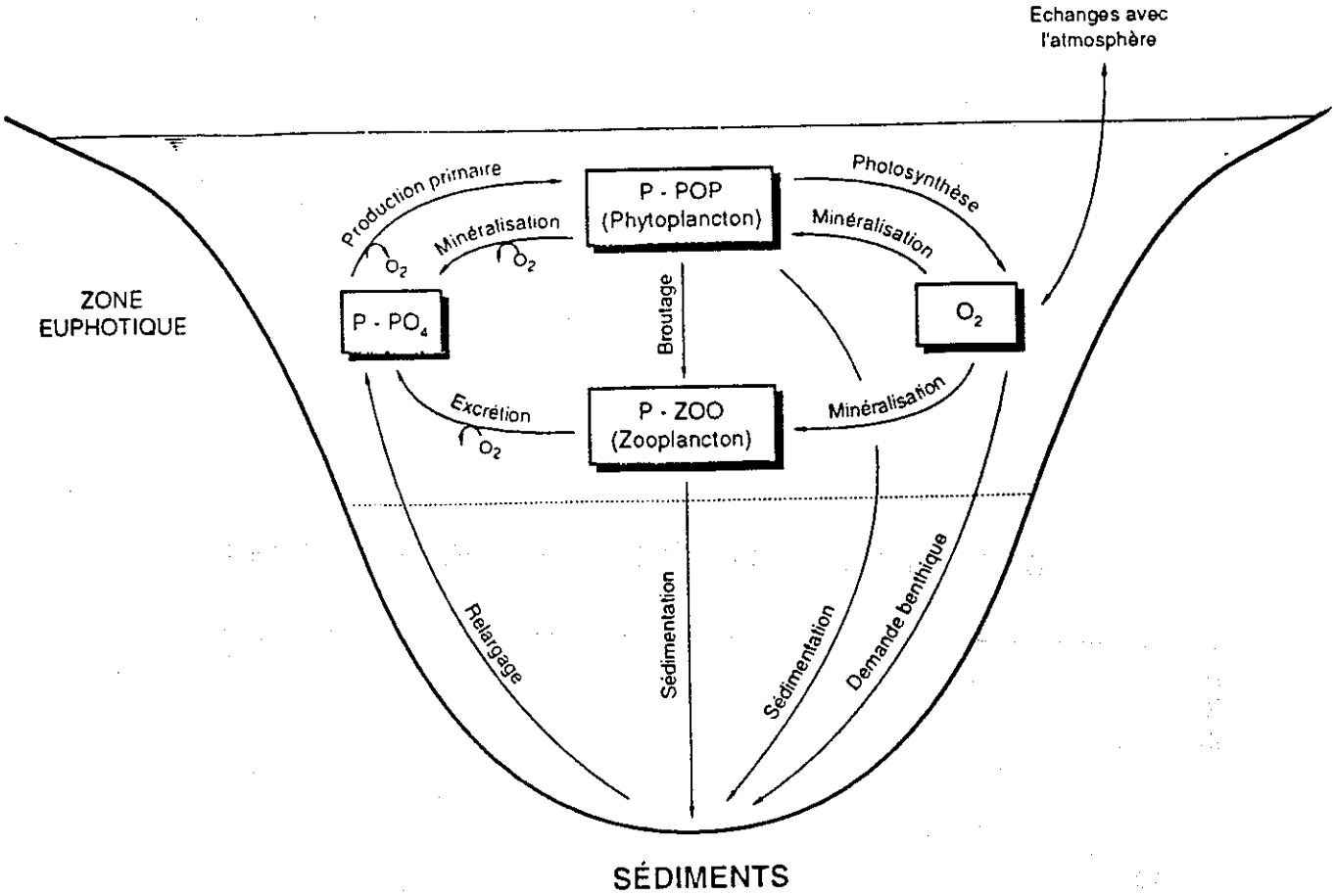


Figure 25 : Représentation conceptuelle du modèle du lac du Bourget.

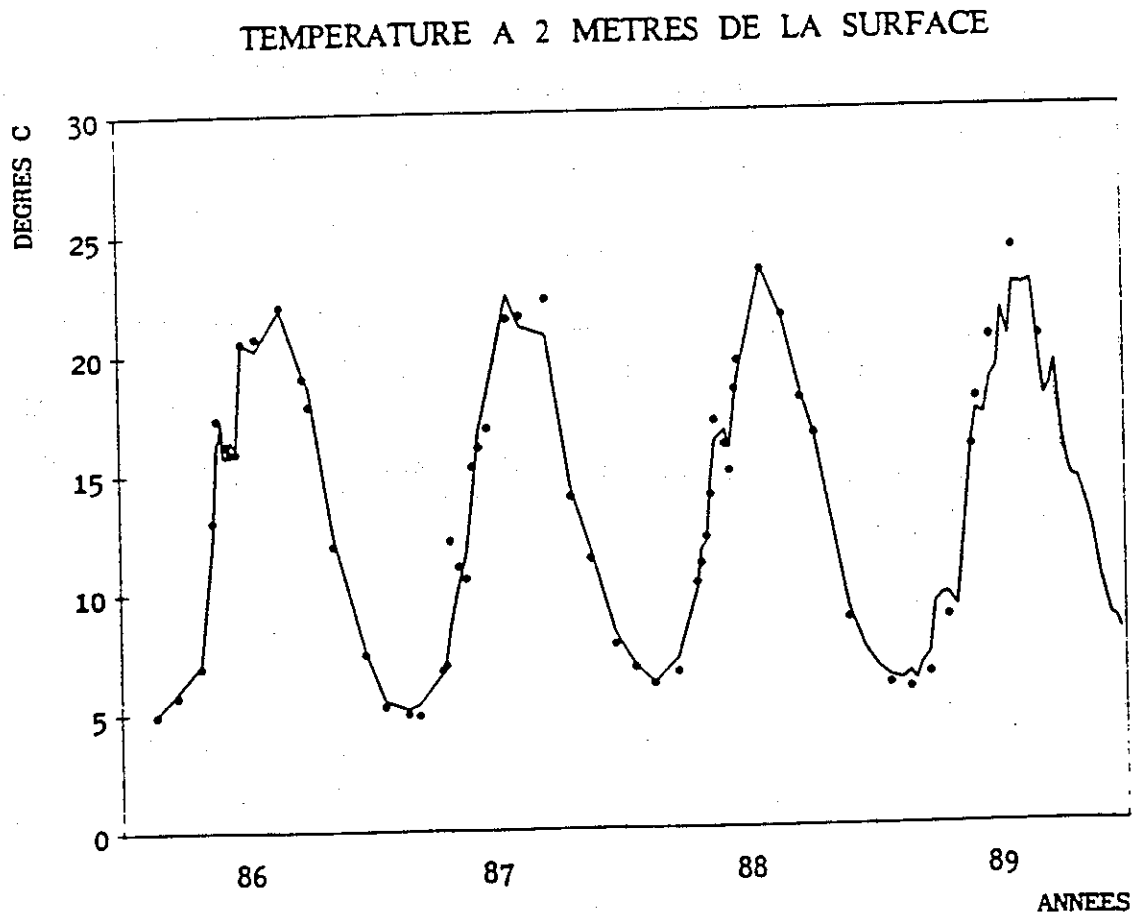


Figure 26 : Evolution de la température simulée à 2 mètres

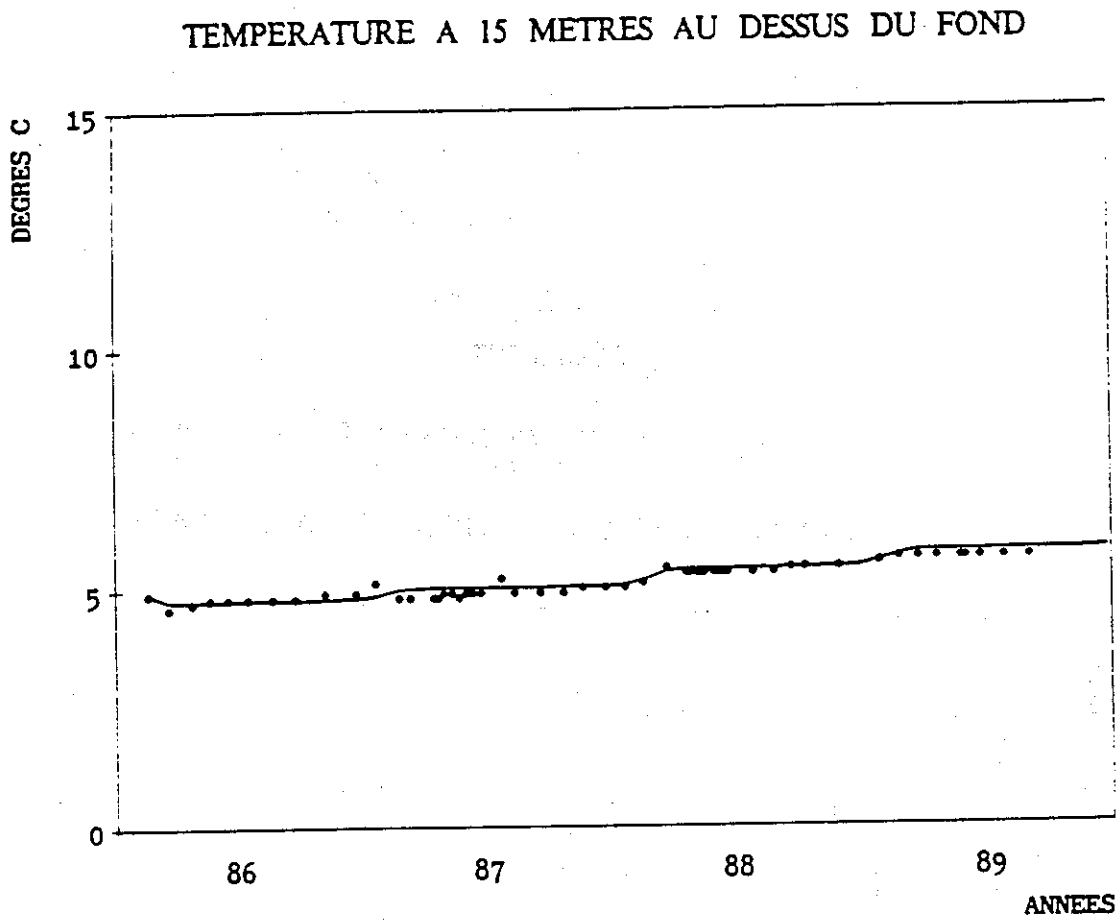
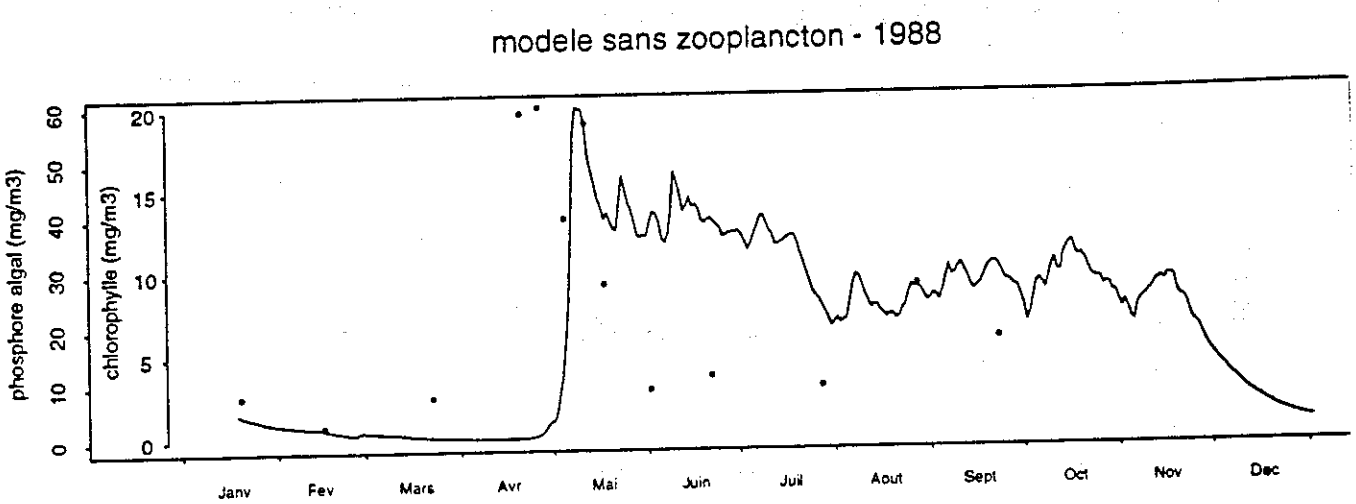


Figure 27 : Evolution de la température simulée au voisinage du fond.



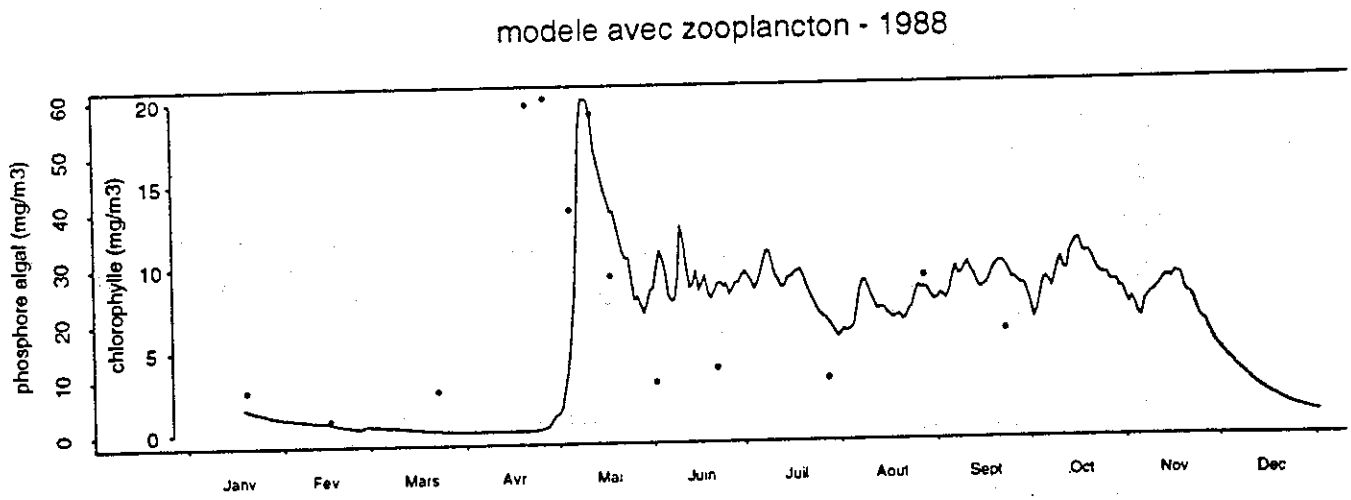


Figure 28 : Comparaison des résultats du modèle (Chlorophylle) avec et sans prise en compte du broutage

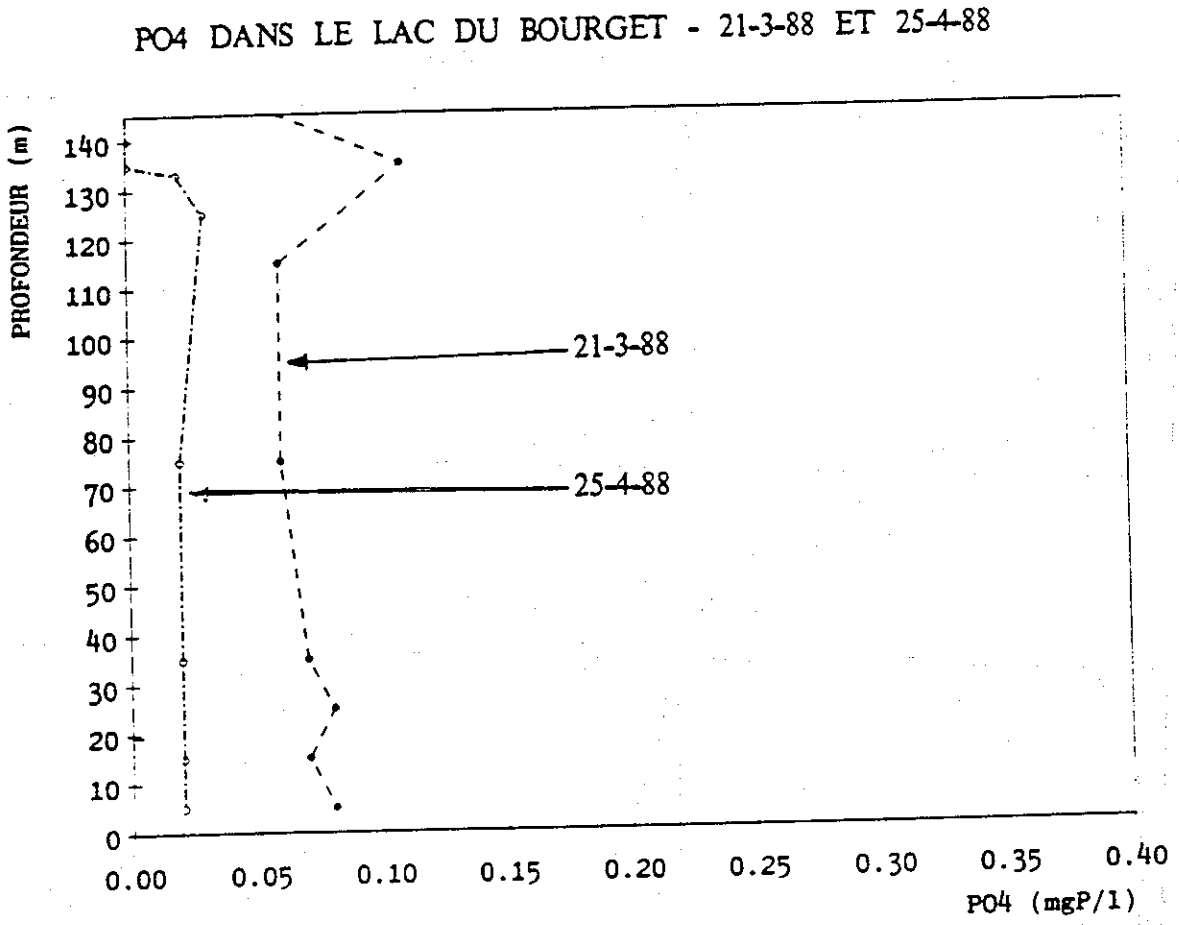


Figure 29 : Profils mesurés de phosphore (PO_4) dans le Bourget

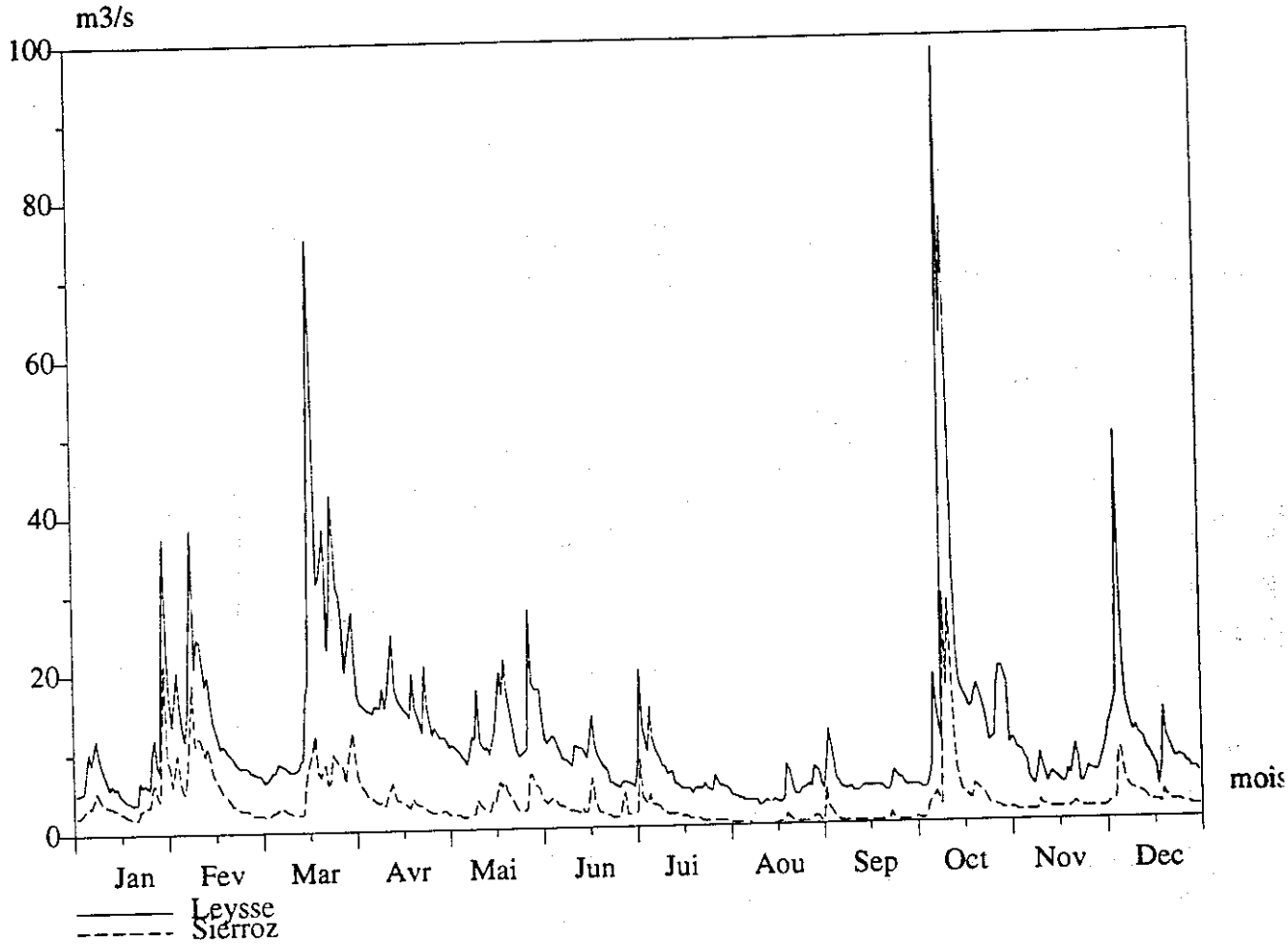


Figure 30 : Débits des affluents du Bourget (1988)

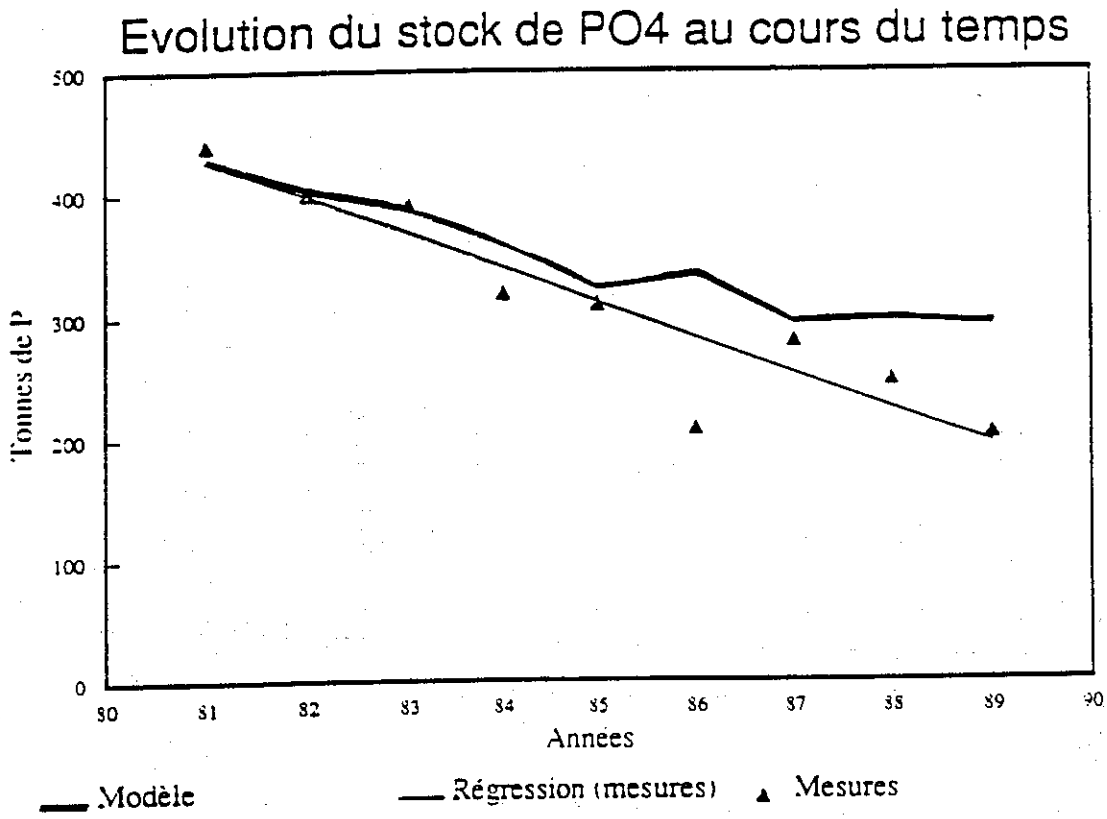


Figure 31 : Évolution du Stock de PO_4 depuis la modification des apports.

Les méthodes utilisées dans ces outils sont parfois proches de celles retenues dans les milieux naturels. Nous pouvons donc essayer de comparer ces différentes approches.

5.1. COMPARAISON ENTRE SYSTEMES URBAINS ET ECOSYSTEMES

L'écologie s'intéresse à des systèmes complexes, intégrant de nombreuses interactions entre des sous-systèmes et des forçages extérieurs. Ces interactions, rarement bien connues, sont à la base du comportement dynamique du système, et souvent, le but de l'étude de l'écosystème sera de proposer et d'évaluer une hypothèse de fonctionnement de la dynamique du système (15). Pour ce faire, l'utilisation d'un modèle apparait comme une possibilité séduisante.

Sur cette base, il est assez aisé d'établir un parallèle entre les écosystèmes et les RUTP. En effet, la complexité de structure et de comportement est une caractéristique des réseaux d'assainissement :

Ces réseaux peuvent être caricaturés comme étant une succession d'ouvrage spéciaux (notamment des déversoirs), reliés entre eux par des canalisations,

. sur un bassin versant relativement étendu, un grand nombre de canalisations, de caractéristiques physiques variables (pentes, diamètres), intéragissent de manière importante (5)

. les forçages et les conditions initiales (la pluie, les dépôts sur le bassin versant, les dépôts initiaux en collecteurs (collecteurs unitaires) sont soumis à de grandes hétérogénéités et variabilité spatio-temporelle

. une multiplicité d'échelles de temps et d'espace caractérisent le comportement de ces systèmes (19).

Certaines différences apparaissent toutefois. Le système des réseaux d'assainissement est un système fortement anthropisé, dans lequel la composante physique joue un rôle prépondérant, le comportement biologique étant particulièrement réduit.

La décomposition du système en un sous-système "physique" et un sous-système "qualité" permet de montrer que l'écoulement, vecteur de la pollution influe de manière importante sur la qualité des rejets. Par contre, cette qualité n'influe que peu sur l'écoulement, (Notons toutefois que l'importance du comportement physico-chimique et biologique est encore mal connue) (19).

La complexité vient plus de la structure géométrique du système que d'interactions d'origines biologiques entre ses composants. Les études sur des sites différents (7) ont pu montrer que certaines caractéristiques subsistaient d'un site à l'autre (caractéristiques des MES par exemple). Ceci pourrait être mis en relation avec le caractère anthropisé du système mentionné précédemment, qui aurait tendance à laminer les variabilités au niveau des sorties.

5.2. COMPARAISON ENTRE LA MODELISATION DES ECOSYSTEMES ET CELLE DES RESEAUX D'ASSAINISSEMENT

Dans le cas de l'étude d'un écosystème, il devient rapidement impossible de modéliser son entière complexité et donc nécessaire de prouver une représentation conceptuelle : "Aussi simple et agrégée que possible et aussi complexe et détaillée que nécessaire (2). Bien que la connaissance soit souvent insuffisante pour obtenir une modélisation "ad hoc", on peut en tirer le plus souvent trois enseignements (3) (15) :

. la modélisation permet de mettre en évidence les lacunes en matière de connaissance que l'on a du système modélisé, relativement aux objectifs initialement assignés

. la modélisation, en intégrant les différents aspects d'un système (comportement physique, chimique,...) permet de favoriser la multidisciplinarité et d'avancer plus efficacement dans la compréhension du système[2]

. les lacunes dans le domaine des connaissances peuvent, pour une part d'entre elles, être contournées en effectuant des hypothèses "raisonnables" et en testant différents scénarios.

Ces trois enseignements correspondent à la première catégorie de modèles généralement considérés en environnement : "les modèles de connaissance", qui sont parfois qualifiés de "laboratoires numériques" dans ce sens qu'ils permettent de simuler différentes représentations conceptuelles d'un système (lac, rivière, réseau d'assainissement).

Il existe une seconde catégorie de modèles, les modèles de gestion, qui sont utilisés pour permettre au gestionnaire de prendre des décisions de nature technologique ou réglementaire, afin de minimiser certains impacts considérés comme dommageables pour l'environnement ("prévoir et contrôler", A. Lichnerowitz).

Une démarche cartésienne voudrait que les modèles de gestion soient basés sur des modèles de connaissance validés, et régulièrement enrichis par l'amélioration de la compréhension du système. Dans le cas des RUTP, le premier modèle universellement reconnu et utilisé (4) se pose a priori comme un outil destiné à la gestion, comme si le caractère anthropisé du système et la "facilité" d'action sur le système permettait de s'affranchir d'une première étape (modèle de connaissance) approfondie ou comme si l'absence de noblesse du milieu considéré interdisait qu'il soit l'objet de l'intérêt des scientifiques[3]

Notons enfin, au sujet des modèles de connaissance que la réponse à l'interrogation du scientifique sur la pertinence de ses hypothèses ne peut être acquise, avec un risque restant faible, que si certaines conditions sont remplies. Les plus importantes sont sans doute de :

. disposer (ou acquérir) de sous-modèles déjà étudiés et validés,

. disposer d'une base de données suffisante (ou l'acquérir) pour assurer de manière significative les opérations de calibration et de validation de l'outil.

Ces deux conditions sont absolument fondamentales, et dans le cas de la modélisation des RUTP constituent sans doute une limitation importante, comme nous pourrons le voir

5.3. QUELQUES SPECIFICITES DE L'ETUDE DES RUTP

A la lecture des nombreuses études bibliographiques effectuées sur les modèles de RUTP (6) (12), il apparait que la grande majorité d'entre-eux correspond à des modèles de gestion. Peu semblent avoir été développés dans des objectifs de connaissance : Thalia (14), basé sur le SWMM a cherché à améliorer la description du transport solide, et Mosqito (13), encore en cours de développement au Royaume Uni, et qui intègre certaines originalités, là aussi dans la description du transport solide.

Sans entrer dans les détails, les modèles des RUTP décrivent les processus suivants :

- Accumulation des polluants durant le temps sec,
- Entraînement et transferts vers des réseaux pendant la période des pluies,
- Ecoulement en réseau, y compris le transport solide des particules.

La plupart des formulations retenues nous apparaissent non fondées théoriquement et non rigoureusement validées expérimentalement. Ainsi,

. le comportement de certaines singularités hydrauliques hors du domaine d'application des équations de Saint-Venant (écoulements filaires, graduellement variés), et qui sont influants sur l'hydraulique des réseaux (stockages, divergences, confluences, déversoirs d'orage,...)

. les formulations décrivant le transport solide, peu vérifiées in situ.

Par ailleurs, les conditions limites et les conditions initiales sont rarement bien déterminées.

En conclusion,

L'état actuel de la modélisation en milieu urbain apparait légèrement en retrait de celui des autres systèmes naturels. En particulier, il nous semble que pour progresser, elle devrait s'orienter autour de trois pôles.

Les données

Classiquement, le modélisateur manque toujours de données, et il en critique toujours la qualité. Les expériences récentes en réseaux d'assainissement montrent la difficulté de la métrologie dans ces milieux hostiles. Il importe de développer des outils fiables dans ce domaine, et d'acquérir à de petites échelles spatio-temporelles :

. les évolutions des variables d'état du système

. les évolutions des forçages principaux.

De même, il faut essayer au maximum de déterminer in situ les valeurs des paramètres utilisés dans le modèle, afin de ne pas intégrer dans les paramètres, via les opérations de calage, des phénomènes qui peuvent être importants et non modélisés.

Les incertitudes

Travailler en milieu "naturel" ou pour le moins "sur le terrain", implique que l'on ne puisse contrôler aussi sûrement qu'en laboratoire, l'ensemble des factures susceptibles d'influencer la mesure. Ceci rend nécessaire de pouvoir affecter à toute mesure obtenue un intervalle de confiance, afin que l'on puisse juger d'une part de la réalité de certaines évolutions dans le milieu et d'autre part de la qualité de l'adéquation entre le modèle et les mesures.

Les processus

La modélisation, avant d'être globale, doit se concentrer sur les modélisations des sous-systèmes, composant le système global :

. le bassin versant et le transfert en réseau,

. le comportement du réseau par temps sec,

. le comportement du réseau par temps de pluie.

Cette approche, en contradiction avec les approches holistiques, basées sur le fait que le comportement global du système est différent du comportement résultant de l'intégration des comportements de chacun de ces sous-systèmes, nous parait toutefois la seule permettant de progresser sur des bases solides.

Une part importante du travail a été effectuée dans cette direction depuis plusieurs années. Il reste aujourd'hui à synthétiser ces travaux, à les compléter, pour obtenir une bonne représentation conceptuelle du fonctionnement des RUTP, ou au minimum, une représentation moins susceptible d'interrogations que celle sous-jacente aux modèles actuels.

Compte tenu de la difficulté et du coût d'acquisition des données, il nous parait souhaitable de ne pas multiplier les sites d'expérimentation, mais de travailler sur un petit nombre de sites puissamment instrumentés, et avec des outils de modélisation, développés sur ces sites, qui, s'ils ne disposeront pas d'un caractère général, gagneront en souplesse et en légèreté, par rapport à des modèles de réseaux existants, et capables de s'adapter à diverses configurations de réseaux.

Même si l'objectif de gestion se retrouve légèrement éloigné dans ces préoccupations, il n'en reste pas moins le but envisagé, et la méthode ici proposée nous semble un des plus sûrs moyens de l'atteindre.

MODELISATION DU TRANSPORT DE SOLUTES DANS LA ZONE NON SATUREE DU SOL : REVUE ET ETAT DE L'ART

VAUCLIN Michel

Laboratoire d'Etude des Transferts en Hydrologie et Environnement
(INPG,UJF,CNRS,URA 1512)

Résumé

On présente une analyse critique des modèles décrivant les transferts d'eau et de substances chimiques dans les sols partiellement saturés. Pour la clarté de l'exposé, ces derniers sont classés en modèles déterministes (mécanistes et fonctionnels) et stochastiques. Les avantages et limites de ces différentes approches sont discutés. Finalement quelques recommandations et voies de recherche relatives à ce domaine sont suggérées.

INTRODUCTION

La description et la prévision des transferts de masse (eau, substances chimiques) et de chaleur dans les couches superficielles du sol revêtent une importance certaine dès qu'il s'agit de résoudre des problèmes concrets liés aux sciences environnementales telles que l'hydrologie, l'hydrogéologie, l'agronomie, la climatologie, le génie civil et sanitaire, etc... C'est en effet dans ce domaine physique appelé classiquement zone non saturée, interagissant d'une part avec l'atmosphère, d'autre part avec les aquifères, que se situent les réserves en eau et en substances nutritives pour les plantes, qu'a lieu l'essentiel des transferts conduisant à l'évapotranspiration, l'infiltration et la recharge des nappes à surface libre et des transformations bio-physico-chimiques des composés minéraux et organiques. L'euphorie passée qu'elle puisse constituer un "filtre vivant" capable de retenir et de dégrader en totalité et de façon pérenne les substances potentiellement polluantes, voire toxiques qui lui sont appliquées, a fait place ces dernières années à une réalité douloureuse : leur migration vers la biosphère et l'environnement plus profond est une évidence à la probabilité d'occurrence importante.

La compréhension des phénomènes est rendue complexe par le fait qu'il s'agit d'étudier des processus couplés, essentiellement non linéaires dans un milieu polyphasique (eau-air-solide) susceptible de se déformer et dans lequel les concentrations en fluides varient dans le temps et l'espace sous l'action conjuguée de variations d'énergie mécanique et thermique avec la possibilité de changements de phase et d'échanges physico-chimiques entre phases. Lorsqu'on aborde l'étude expérimentale et la modélisation des transferts dans un tel milieu hiérarchisé, trois échelles, correspondant à des niveaux d'analyse et de préoccupations différents doivent être considérées :

a) l'échelle microscopique (le pore) supposée grande devant les dimensions moléculaires. A cette échelle, les grandeurs locales présentent de larges fluctuations. Chaque phase peut être considérée comme un milieu continu, et le milieu poreux comme un ensemble de

milieux continus plus ou moins imbriqués. C'est à cette échelle qu'il convient de se placer pour la compréhension fine des mécanismes fondamentaux mis en jeu.

b) l'échelle macroscopique : la colonne de laboratoire. La complexité géométrique de l'espace poral associée aux difficultés que posent la définition précise de la topologie des différentes phases et la métrologie des variables et paramètres font que la description microscopique ne peut être mise en pratique sans un changement d'échelle dont l'étape essentielle conduit à introduire le concept de Volume Elémentaire Représentatif. Il permet d'établir une équivalence entre le milieu réel dispersé et un milieu fictif continu. A cette échelle, les phénomènes sont décrits par des équations dont les variables et les paramètres sont représentatifs de grandeurs moyennes au sein du continuum de milieu poreux.

c) l'échelle mégascopique : le terrain. L'extension de l'approche précédente au milieu naturel se heurte à de sérieuses limitations :

i) un sol n'est jamais uniforme et homogène. Ses propriétés physico-chimiques varient d'un "point macroscopique" à un autre. A titre d'illustration, le tableau 1 recense quelques résultats certes non exhaustifs, mais montrant clairement la grande variabilité spatiale (des coefficients de variation supérieurs à 300 % ne sont pas rares) des propriétés hydro-dispersives des sols et des concentrations et ce, sur des surfaces allant de 100 m^2 à 150 ha. On notera la tendance à une distribution log-normale (R = Mode/moyenne # 1) pour l'ensemble de ces variables. Etudier et modéliser les transferts nécessitent alors d'utiliser des concepts statistiques et géostatistiques pour analyser cette variabilité et impliquent bien souvent d'ajouter à l'aspect mécaniste des équations, une description stochastique des paramètres pertinents.

ii) l'aspect statistique n'implique pas nécessairement que ces propriétés soient aléatoirement distribuées dans l'espace. Elles présentent bien souvent une structure horizontale et/ou verticale qu'il est important d'analyser et de prendre en compte aux plans de la reconnaissance du milieu et de sa modélisation.

iii) dans l'environnement naturel, le caractère aléatoire des conditions aux limites renforce l'aspect stochastique de la démarche.

Dans le cadre de cette présentation, il est évidemment exclu et prétentieux de traiter l'ensemble de ces problèmes dans toute leur généralité. On se propose ici de faire le point sur la modélisation mathématique du transport de solutés dans la zone non saturée des sols, en mettant l'accent plus sur les verrous actuels que sur les succès passés.

Tableau 1 : Exemples de variabilité. R = Mode/moyenne. N est le nombre d'observations nécessaires pour estimer la valeur moyenne m à 10 % près du seuil de probabilité.

Variables	m	s^2	Echantillon Observation/aire	R=M/m	N
Perméabilité saturée (cm/j)					
* Nielsen et al, 1973	25,8	4200	120/150 ha	0,19	750
* Volz, 1986	36,3	18300	101/2 ha	0,027	5290
Facteur d'échelle, a					
* Warrick et al., 1977	1,06	3,29	120/150 ha	0,13	1110
* Russo-Bresler, 1980	1	0,54	120/0,8 ha	0,68	112
* Vauclin et al, 1983	1	0,22	23/1 ha	0,72	92
Coefficient de dispersion (cm^2/j)					
* Biggar-Nielsen, 1976	367	2, 10^6	359/150 ha	0,011	7150
Vitesse de pore (cm/j)					
* Biggar-Nielsen, 1976	44,2	7300	359/150 ha	0,098	1400
Diffusivité gazeuse (m^2/j)					
* Grundmann et al, 1988	0,15	0,026	67/90 m^2	0,31	448
NO_3 (ppm)					
* Tabor et al, 1985	13,6	18	49/13 ha	0,87	37
* Grundmann et al, 1988	427	60708	67/90 m^2	0,65	130
Flux de N_2O ($mg/m^2/h$)					
* Folorunso-Roiston, 1984	0,63	3,15	36/90 m^2	0,037	3055
* Grundmann et al, 1988	0,42	0,40	67/90 m^2	0,17	876

Dans la suite, un modèle sera considéré comme une image schématique (et non comme un exemple à suivre) d'une réalité physique complexe. Il sera susceptible de se mettre sous la forme générale suivante :

$$Y = F(X_i, a_j) + \varepsilon \qquad (1)$$

où X_i et Y sont les vecteurs des variables d'entrée et de sortie respectivement, a_j les paramètres et e l'erreur commise en assimilant l'objet d'étude à son image. Elle permet une classification (il en existe d'autres) des modèles :

- un modèle conceptuel (de type mécaniste ou fonctionnel) correspond à une fonction F fondée sur une certaine connaissance (et pas nécessairement certaine) des processus impliqués.
- lorsque F résulte d'expériences, il s'agit d'un modèle empirique.
- quelle que soit la nature de la fonction F, considérer les variables d'entrée et/ou les paramètres comme appartenant à des Fonctions Aléatoires conduit à un modèle stochastique. Dans le cas contraire, il s'agit d'un modèle déterministe.

Selon cette terminologie, on étudiera plus particulièrement les modèles conceptuels déterministes et stochastiques en mettant plus particulièrement l'accent sur l'aspect mécaniste,

dans la mesure où ce dernier constitue, la moins mauvaise approche pour une description des principaux processus mis en jeu.

Le lecteur intéressé, mais frustré par la concision du texte a la possibilité de se reporter pour plus de détails à la liste des références jointes.

MODELES DETERMINISTES MECANISTES

1. 1 Equatio .s e base

Très classiquement, le transport isotherme d'une espèce chimique (i) est modélisé, à l'échelle macroscopique, par l'équation suivante :

$$\frac{\partial(\rho S_i)}{\partial t} + \frac{\partial(\theta C_i)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}\left\{\theta D_i(\theta,q)\frac{\partial C_i}{\partial z}\right\} - \frac{\partial}{\partial z}(qC_i) + \sum_{j=1}^{n}\phi_{i,j}(C_i,S_i) + A_{c,i}(z,t) \quad (2)$$

(a) (b) (c) (d) (e) (f)

où C_i et S_i sont les concentrations de la substance (i) associées aux phases fluide et solide respectivement, D_i est le coefficient apparent de dispersion hydrodynamique de l'élément (i) ; r est la masse volumique du sol sec, q la teneur volumique en eau du sol, et q la densité de flux volumique donnée par la loi de Darcy généralisée :

$$q = -K(h)\left(\frac{\partial h}{\partial z} - 1\right) \quad (3)$$

dans laquelle h est la pression de l'eau du sol (exprimée en hauteur de colonne de liquide) qui dépend de q ; K(h) est la conductivité hydraulique ; z est l'axe des profondeurs, orienté positivement vers le bas.

Dans le cas d'un écoulement transitoire, ce flux hydrique résulte de la solution de l'équation :

$$C(h)\frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}\left\{K(h)\left(\frac{\partial h}{\partial z} - 1\right)\right\} + A_w(z,t) \quad (4)$$

où C(h) = dq/dh est la capacité capillaire du sol, et A_W représente un terme de source ou de puits (par exemple le prélèvement d'eau par le système racinaire d'une végétation).

Chaque terme de l'équation (2) est représentatif d'un mécanisme distinct :

- le premier terme (a) décrit le taux de passage de l'espèce (i) de la phase liquide à la phase solide et vice-versa. Il est inclus ici les processus d'adsorption-désorption et d'échanges ioniques.
- le terme (b) rend compte du taux d'accumulation locale (positive ou négative) de l'espèce (i) dans la phase liquide.
- le terme (c) décrit le transfert dispersif associant la diffusion moléculaire (ou ionique) au mélange mécanique provoqué par les variations spatiales de la vitesse de l'écoulement à l'échelle microscopique. Le coefficient de dispersion D, observé à l'échelle macroscopique est donc censé intégrer et moyenner les fluctuations microscopiques.
- le terme (d) représente le transfert convectif, l'élément (i) étant transporté par le flux d'eau de densité q.
- le terme (e) prend en compte les sources et consommations de l'espèce (i).
- le dernier terme (f) représente l'éventuel prélèvement de la substance (i) par le système racinaire.

A travers les termes (a) et (e), l'équation (2) décrivant le transport est couplée à différents sous-modèles chimiques brièvement décrits ci-dessous.

2. Réactions chimiques

Le terme (e) de l'équation (2) correspond à différents processus chimiques tels que les réactions de précipitation/dissolution, les oxydo-réductions, les transformations d'origine microbiologique d'une espèce en une autre, la décroissance radioactive, etc... Mis à part ce dernier phénomène, ce terme est en général difficile à modéliser. D'une part l'identification des mécanismes n'est pas toujours évidente, et d'autre part les interactions avec d'autres facteurs de l'environnement ne sont pas que locales. Cela conduit bien souvent à introduire des relations paramétriques pseudo-empiriques. Ainsi, ce terme est très souvent approché par une expression du type :

$$\sum_{j=1}^{n} \phi_{i,j} = - \mu_l^i \, \theta \, C_i \; - \; \mu_s^i \, \rho \, S_i \; + \gamma_l^i \, \theta \; + \gamma_s^i \, \rho \qquad (5)$$

où μ^i_l et μ^i_s caractérisent les taux de disparition de l'élément (i) dans les phases liquide et solide respectivement, g^i_l et g^i_s étant les taux de production de liquide et de solide. Ces différents coefficients doivent faire l'objet de détermination expérimentale.

3. Modèles de sorption - désorption

Le premier terme de l'équation (2) décrit le taux avec lequel une substance chimique interagit ou échange avec la phase solide du sol. Sa modélisation est l'objet de nombreuses études et débats. Des hypothèses d'équilibre et de non équilibre local sont utilisées pour décrire ces processus.

a) L'hypothèse d'équilibre local (LEA) conduit à considérer ces processus comme instantanés, comparés aux temps caractéristiques de la convection et de la dispersion. Ils sont décrits par des isothermes d'équilibre S(C) de différents types [linéaire, Freundlich, Langmuir, etc... (voir Bolt, 1979)] et présentant bien souvent une hystérésis entre l'adsorption et la désorption, notamment pour les substances organiques (Van Genuchten et al., 1974 ; Calvet et al., 1980). Le modèle probablement le plus utilisé est une simple relation linéaire entre S et C :

$$S = K_d C$$

où K_d est appelé coefficient de distribution.

Bien que cette forme soit très agréable à traiter, notamment dans les modèles de transport en régime hydrique permanent (voir Van Genuchten et Alves, 1982, pour les nombreuses solutions analytiques correspondantes) son domaine de validité est restreint (Valocchi, 1984) à une gamme réduite de concentration.

b) L'hypothèse de non équilibre local (NLEA) est très souvent invoquée pour expliquer des discordances importantes entre les résultats de modèles fondés sur l'équilibre local et les observations. Elle a conduit au développement de deux types de modélisations.

i) ceux fondés sur la prise en compte d'une cinétique chimique :

. à un site (i.e. Lapidus et Amundson, 1952) :

$$\frac{\partial S}{\partial t} = \alpha\,(KC - S) \qquad (6)$$

. ou à deux sites (i.e. Van Genuchten, 1990) :

$$S_1 = FKC \text{ et } \frac{\partial S_2}{\partial t} = \alpha\left[(1 - F)\,KC - S_2\right] \qquad (7)$$

où F est la fraction des sites atteignant instantanément l'équilibre.

ii) ceux fondés sur l'existence physique d'une distribution bi-modale de vitesse de pore conduisant à l'introduction du concept de fractions d'eau mobile et immobile avec cinétique d'échange (Van Genuchten et Wierenga, 1974 ; Gaudet et al., 1977, etc...).

L'applicabilité de ces différents concepts a été largement démontrée pour les milieux réactifs ou non, et pour une grande variété de traceurs. Leur utilisation a permis d'améliorer le caractère prédictif des modèles de transport fondés uniquement sur les processus de convection et dispersion avec ou sans l'hypothèse d'équilibre local. Comment pourrait-il du reste en être autrement dès lors que le .ombre e paramètres augme.te de façon significative ?

4. Ava.tages et i.co.vé.ie.ts e l'approche méca.iste

Dans la mesure où les modèles mécanistes essaient de formaliser le maximum de processus, ils constituent **'excelle.ts outils e recherche** permettant notamment d'étudier en détail, les interactions eau-substances chimiques dans les sols, et de conduire de manière rigoureuse des études de sensibilité à tel ou tel phénomène ou paramètre. Néanmoins, ils présentent certaines limitations, brièvement rappelées ci-dessous.

a) Détermination des paramètres.

La résolution numérique (différences finies, éléments finis, etc...) ou analytique (dans certains cas bien particuliers et en général très éloignés de la réalité de terrain) des équations requiert la connaissance préalable des paramètres dont le nombre dépend évidemment

du degré de sophistication des modèles eux-mêmes. La difficulté d'obtention directe de la plupart d'entre eux fait qu'ils sont obtenus le plus souvent par ajustement du modèle à des données expérimentales (laboratoire ou terrain mais en conditions contrôlées voire artificielles) en utilisant des procédures d'optimisation. Bien que ces dernières deviennent de plus en plus performantes, elles posent bien entendu le problème de l'unicité de la solution trouvée. Cela conduit à conférer aux modèles un caractère semi-empirique lié au mode d'obtention des paramètres phénoménologiques.

b) Validation des modèles.

Un examen de la littérature montre qu'en général la pertinence des paramètres identifiés à partir des solutions numériques ou analytiques est rarement évaluée sur d'autres données que celles qui sont utilisées dans la procédure d'identification elle-même ! De plus, alors que les modèles simulent les flux d'eau et de matière, ils sont "validés" bien souvent sur des mesures de concentrations qui ne sont pas nécessairement les meilleurs indicateurs des flux au-travers de la zone non saturée, en raison notamment de l'existence d'écoulements préférentiels (présence de macropores d'origine structurale, faunique ; phénomènes d'instabilité hydrodynamique conduisant à des digitations,...).

c) Utilisation des modèles en conditions naturelles.

La variabilité spatiale des sols et notamment de leurs propriétés hydrodynamiques conduit à douter de la valeur prédictive de modèles fondés sur l'hypothèse d'unicité des relations vitesse de pore-teneur en eau-coefficient de dispersion. Cet aspect, couplé aux difficultés expérimentales d'obtention in-situ des paramètres phénoménologiques tels que la relation conductivité hydraulique-teneur en eau, a stimulé d'autres approches abordées succinctement ci-dessous.

MODELES DETERMINISTES FONCTIONNELS

Contrairement aux modèles précédents qui sont essentiellement fondés sur la notion de vitesse ou de flux de matière, les modèles dits "fonctionnels" sont de type **capacitif** : le sol est assimilé à un réservoir défini par deux humidités caractéristiques : *le point de flétrissement* et *la capacité au champ*.

Selon Addiscott et Wagenet (1985), deux classes de modèles fonctionnels peuvent être considérées :

1. Les mo èles co ,ti ,us

Dans l'équation du transport, la diffusion et la dispersion sont négligées de façon à ne considérer que le transport convectif (écoulement piston) qui permet une détermination triviale du pic de concentration autour duquel on peut éventuellement surimposer ces deux effets (De Smedt et Wierenga, 1978 ; Rose et al., 1982).

Bien que ce type de modèle, partiellement ou totalement analytique, ait été utilisé avec un certain succès pour simuler le devenir de créneaux de concentration appliqués à la surface d'un sol (De Smedt et Wierenga, 1978 pour Cl^- ; Rose et al., 1982 pour N^{15} ; Cameron et al., 1982 pour ^{36}Cl), il présente de sérieuses limitations dès lors que le profil vertical de sol est

hétérogène ou contient déjà une concentration initiale. De plus, à une exception près (Scotter, 1978), il n'a pas été utilisé pour des substances interactives avec la phase solide.

2. Les mo èles iscrets

Des considérations chromatographiques (Reiniger et Boet, 1972 ; Villermaux, 1981) ont été utilisées pour simuler le lessivage des sols. Il s'agit ici de diviser le sol en une succession de cellules horizontales dans lesquelles et entre lesquelles les différents processus physiques, chimiques voire biologiques sont pris en compte. Le principe de conservation de la masse appliqué à l'eau et aux substances chimiques conduit en général à une succession **'équatio s algébriques** dont la résolution est aisée.

Cette approche apparaît particulièrement pertinente dans le cas du transport simultané de plusieurs espèces chimiques (Valocchi et al., 1981 ; Sardin et al., 1986) ou de substances fortement interactives avec la phase solide (Frissel et Poelstra, 1967). Alors qu'elle est classiquement mise en oeuvre en génie chimique, elle semble peu connue des hydrologues, physiciens et chimistes des sols !

3. Ava tages et i co vé ie ts

Ces modèles outre le fait qu'ils ont l'avantage de présenter une structure mathématique simple, n'utilisent qu'un nombre réduit de données d'entrée et de paramètres dont la plupart peuvent être obtenus sans procédure d'identification. Leur utilisation au terrain est facilitée par le fait que les paramètres "capacitifs" apparaissent moins variables que les paramètres "conductifs". En revanche, leur conception ne leur permet pas de contribuer à une amélioration des connaissances sur les processus fondamentaux. Ils ne peuvent prévoir l'impact de modifications du milieu physique sur les processus de transport.

MODELES STOCHASTIQUES

Il est bien connu depuis de très nombreuses années que les propriétés physico-chimiques locales des sols présentent de larges fluctuations spatiales. La nature, la modélisation de cette variabilité et les problèmes d'échantillonnage qui lui sont associés ont été abondamment décrits dans la littérature (Warrick et Nielsen, 1980 ; Mac Bratney et Webster, 1983 ; Vauclin, 1983, et beaucoup d'autres...). Cette situation a conduit à considérer les phénomènes de transferts comme des processus essentiellement erratiques susceptibles d'une quantification par des modèles stochastiques que l'on peut regroupés en deux catégories : i) *les modèles mécanistes*, ii) *les modèles empiriques type Fonction de Transfert*.

1. Mo èles stochastiques, méca istes

Dans cette approche, les propriétés hydrodynamiques sont assimilés à des Fonctions Aléatoires qui, introduites dans un modèle mécaniste conduisent à exprimer la solution d'un problème de transport en termes **probabilistes** donc in-fine de **risques**.

Illustrons la démarche sur l'exemple relativement simple du transport d'un soluté non réactif dans un sol partiellement saturé :

i) à l'échelle de la colonne de laboratoire, admettons la validité du schéma classique issu des équations (2) et (4) :

$$\theta \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left\{ \theta D(\theta, q) \frac{\partial C}{\partial z} \right\} - q \frac{\partial C}{\partial z} \tag{8a}$$

$$C(h) \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left\{ C(h) \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{\partial h}{\partial z} - 1 \right) \right\} \tag{8b}$$

ii) à l'échelle du milieu naturel, considérer par exemple que la conductivité hydraulique est un processus stochastique homogène, ergodique K(h,w) de loi de probabilité marginale f_K, implique que le flux de Darcy (Eq. 3), la vitesse de pore, le coefficient de dispersion hydrodynamique D sont également des processus stochastiques, qui introduits dans les équations (8) conduisent à :

$$\theta(\omega) \frac{\partial C(\omega)}{\partial t} \frac{\partial}{\partial z} \left\{ \theta(\omega) D(\omega) \frac{\partial C(\omega)}{\partial z} \right\} - q(\omega) \frac{\partial C(\omega)}{\partial z}$$

$$\theta(\omega) \frac{\partial C(\omega)}{\partial t} \frac{\partial}{\partial z} \left\{ \theta(\omega) D(\omega) \frac{\partial C(\omega)}{\partial z} \right\} - q(\omega) \frac{\partial C(\omega)}{\partial z} \tag{9a}$$

$$C(\omega) \frac{\partial h(\omega)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left\{ K(\omega) \left(\frac{\partial h(\omega)}{\partial z} - 1 \right) \right\} \tag{9b}$$

La résolution de ces équations couplées aux conditions initiales et aux limites pour toutes les réalisations possibles de K(w) permet d'obtenir, **au moi .s e , théorie** les évolutions spatio-temporelles des fonctions aléatoires h(z,t,w) et C(z,t,w) dont les moments statistiques peuvent être calculés par :

$$E\{h_n(z,t,\omega)\} = \int h_n(z,t,\omega) f_k(s)\, ds \tag{10a}$$

$$E\{C_n(z,t,\omega)\} = \int C_n(z,t,\omega) f_k(s)\, ds \tag{10b}$$

Alors que l'équation stochastique de Richards (Eq. 9b) a fait l'objet de nombreuses études (Warrick et al., 1977 ; Vauclin et al., 1983 ; Mantoglou et Gelhar, 1987, etc...) notamment à travers la mise en facteur d'échelle des caractéristiques hydrodynamiques, l'équation du transport a relativement peu retenu l'attention à l'exception des modèles développés par

Bresler et Dagan (1979, 1981, 1983) qui restent encore à l'heure actuelle les plus représentatifs de cette approche.

L'ensemble de ces résultats actuellement disponibles (assez nombreux pour l'hydrodynamique, plus rares pour le transport) tendent à montrer la **non existence** de **"propriétés effectives"** capables de caractériser un milieu homogène équivalent au milieu réel pour lequel la solution d'un problème hydro-dispersif insaturé serait identique à la moyenne des solutions du même problème en milieu hétérogène.

Une telle approche fournit un cadre conceptuel très intéressant et prometteur pour évaluer les effets de la variabilité. Elle présente l'avantage d'exprimer la solution d'un problème d'écoulement en termes probabilistes, donc de risques. On perçoit là l'intérêt pratique pour l'aménageur, le décideur. Néanmoins, dans la mesure où elle repose sur certaines hypothèses peu ou pas encore validées expérimentalement, elle doit cependant être considérée au stade actuel de son développement, comme une tentative d'appréhension des impacts de la variabilité sur les transferts couplés eau-éléments chimiques.

2. Fonctions de Transferts

De façon très schématique, il s'agit d'établir une relation stochastique de la forme :

$$Q_{out}(t) = \int_0^t g(t - t' \mid t')\, Q_{in}(t')\, dt' \qquad (11)$$

entre l'entrée $Q_{in}(t)$ et la sortie $Q_{out}(t)$ d'un volume de contrôle. Dans l'équation (11), $g(t/t')$ est la densité de probabilité des temps de séjour. Elle décrit la probabilité qu'aura une molécule entrant dans le volume de contrôle (par exemple la surface du sol) au temps t' de sortir (par exemple à une profondeur définie) entre les instants t=t-t' et t+dt. Elle est donc censée représenter l'effet de l'ensemble des processus (**sans les expliciter**) et de la nature des conditions initiales et aux limites sur le temps de séjour d'une substance dans un profil de sol.

Ce type d'approche, de nature non mécaniste a été utilisé avec des succès certains pour simuler des expériences in-situ, réalisées avec différentes substances (Br, Cl, Nitrates, pesticides). Pour plus de détails, on pourra notamment se reporter aux travaux de Jury (1982), Jury et al., (1986), White et al. (1986) et à l'ouvrage "Transfer functions and solute movement through soil ; W.A. Jury et K. Roth (1990)" fort bien documenté.

Il nous semble que cette approche peut constituer un modèle de gestion de site intéressant dans la mesure où il ne requiert qu'un nombre réduit de données. Cependant elle présente l'inconvénient inhérent à tous les modèles fondés sur le concept de fonction de transfert (classiquement utilisé en Hydrologie) : la nécessité d'un étalonnage spécifique aux conditions d'utilisation.

Toute modification du milieu et/ou des conditions aux limites oblige à l'établissement d'une nouvelle fonction.

CONCLUSIONS ET SUGGESTIONS

De cette brève analyse et d'autres précédemment publiées (Addiscott et Wagenet, 1985 ; Nielsen et al., 1986 ; Gaudet et Vauclin, 1987 ; Wagenet et al., 1988 ; Vachaud et al., 1988), il est possible de dégager quelques conclusions et tendances, et d'avancer quelques suggestions.

1. La communauté scientifique dispose d'une pléthore de modèles et d'approches. A titre d'exemple, le tableau 2 en présente une liste, non exhaustive. Son examen montre une grande diversité dans leur degré de complexité et d'applicabilité à l'échelle de l'environnement. De nombreux modèles sont développés pour un besoin spécifique, et ne peuvent pas (ou difficilement) être utilisés dans des situations autres que celles pour lesquelles ils ont été développés.

Tableau 2 : Exemple de modèles disponibles

Model Name	Author Reference	Use
SLIM	Addiscott, 1982	Nitrate movement in the field
SWAM	Alonso and De Coursey, 1985	Small watershed scale-fertilizer, pesticide, sediment & general hydrology
WATCROS	Aslyng and Hansen, 1982	Water balance and crop production
ANIMO	Berghuijs et al, 1985	Nitrogen model
PULSE	Bergstrom et al, 1987	Nitrate leaching
	Boesten, 1986	Pesticide movement
	Burns, 1985	Nitrate leaching
PRZM	Carsel et al, 1984	Solute leaching
TRANS CSM	Chardon, 1984	Cadmium mobility
	Clothier et al, 1988	Ammonium nitrate movement
	Dautrebande and	Pesticide transport
TRANS	Agneesens,1985	Solute movement (mobile/immobile water)
	De Smedt et al, 1981	Phosphate transport
PESTAN	De Willigen et al, 1982	Pesticide transport
	Enfield et al, 1982	Non-absorbed ion transport
MORELN	Ferrari and Cuperus, 1973	Nitrate transport
NITCROS	Geng et al, 1987	Nitrogen balance and crop products
RZWQM	Hansen and Aslyng, 1984	Mgmt. model-fertilizer, pesticide, solute and transport in general.
	Hebson and De Coursey, 1987	
WHNSIM		Plant uptake
SOILN	Huwe and Van der Ploeg, 1987	Nitrogen dynamics
BAM	Johnsson et al, 1987	Transport of pesticides and other organics
CREAMS	Jury et al, 1983	Water quality (general)
RENLEM	Knisel, 1980	Solute transport-plant uptake waterflow
GLEAMS	Kragt and De Vries, 1987	Water quality (general)
CALF	Leonard et al, 1986	Pesticide degradation and movement
CMLS	Nicholls et al, 1982	A management tool for chemical movement
	Nofziger and Hornsby, 1985	
SIMUL	Richter et al, 1988	Nitrate processes (general)
COFARM	Rieu, 1984	Solute transport and precipitation
NTRM	Schaffer et al, 1984	Nitrogen and tillage mgmt at farm level
OPUS	Schaffer and Larson, 1987	Nitrogen tillage, residue mgmt
MOUSE	Ferreira and Smith, 1990	General hydrology-field scale
	Steenhuis et al, 1987	Pesticide transport
	Van der Zee and Van Riemsdijk, 1986	Phosphate transport
ONZAT	Van Drecht, 1985	Field/Lab treatment of non linearly sorbet solutes
LEACHMP	Winten et al, 1988	Crop response to saline water
	Wagenet and Hutson, 1987	Leaching of nitrogen fertilizers, organic salts, and pesticides
	Zandt and De Willigen, 1981	Nitrate movement

2. La perception et la compréhension des phénomènes liés aux transferts couplés d'eau et de substances chimiques dans les sols partiellement saturés s'avèrent délicates. Prendre en compte les différents processus conduit généralement à introduire de nombreux paramètres qui font qu'un modèle, qui est nécessairement une schématisation de la réalité peut aisément s'ajuster aux données expérimentales sans nécessairement contribuer à une meilleure connaissance des mécanismes, ni servir de guide à de nouvelles recherches et d'indicateur d'actions pratiques à entreprendre.

3. Malgré les progrès très notables réalisés ces vingt dernières années tant à l'échelle de la colonne de laboratoire, qu'à celle du terrain, plusieurs questions restent à l'heure actuelle sans réponses. Parmi celles-ci, on peut citer :

- Comment prendre en compte les chemins préférentiels qu'ils soient dûs à la présence de macroporosités ou à l'émergence d'instabilités hydrodynamiques ? **Les écouleme ,ts so ,t-ils toujours arcie ,s ?**

- Comment modéliser au mieux les effets de la variabilité **spatiale** et **temporelle** des propriétés hydrodynamiques des sols sur le transport de substances chimiques? Alors que l'approche déterministe semble avoir montré ses limites, l'approche stochastique est-elle la voie sur laquelle il faut s'engager ?

- Comment coupler efficacement des sous-modèles physico-chimiques, géochimiques et biologiques aux modèles hydro-dispersifs ?

- Comment améliorer les techniques et méthodes d'estimation in-situ des paramètres décrivant les phénomènes de transfert et de transport ?

- Comment améliorer la prévision des conséquences à long terme de décisions prises à court terme ? De plus, un effort supplémentaire de recherche devrait nous semble-t-il porter sur i) les transferts dans les sols structurés et/ou gonflants dont la plupart sont fortement interactifs avec les éléments chimiques, ii) le transport en phase gazeuse en liaison notamment avec le devenir des substances volatiles, iii) la modélisation des bio-transformations.

4. En dehors d'un manque de connaissances sur certains aspects, il nous semble qu'une grande partie des verrous actuels vient de la propension des communautés scientifiques concernées à limiter leur domaine d'investigation et de vision, à leur propre discipline. Reprenons l'exemple de l'équation (2). Un examen de la littérature met en évidence les tendances suivantes :

- *les physiciens du sol* négligent très souvent les termes (a)(e) et (f) et utilisent des "traceurs" pour déterminer D(q,q). Ils suggèrent des améliorations à l'équation résultante fondées par exemple sur une meilleure connaissance (indispensable par ailleurs) de la topologie interne du milieu poreux (i.e. le concept de phases fluides mobile et immobile).
- *les chimistes du sol* mettent l'accent sur les paramètres intervenant dans les termes (a) et (e) pour étudier les phénomènes d'échanges, les réactions chimiques, etc... Très souvent, ils négligent, par les essais en batch, les 3ème et 4ème termes représentatifs du transport diffusif et convectif respectivement.
- *les microbiologistes du sol* étudient essentiellement le 5ème terme de l'équation (2) en relation avec le développement et l'activité des populations microbiennes. De

plus, ils choisissent des conditions expérimentales telles que les 3ème et 4ème termes soient négligés.

- *les agronomes et physiologistes végétaux* quant à eux s'intéressent au dernier terme, en liaison notamment avec la production ou la protection végétale.

Les progrès importants réalisés dans la description des équilibres entre phases, dans le développement des métrologies, et des moyens informatiques permettent nous semble-t-il de lever certains verrous dès lors que l'on accepte de s'affranchir du poids des traditions. Il s'agit d'adapter la fondamentalité de la démarche théorique au problème concret à résoudre en ne retenant à l'échelle considérée que les phénomènes prépondérants.

A cet égard, une approche pluridisciplinaire apparaît indispensable, même si elle doit bousculer la sacro-sainte classification d'A. Comte !...

5. Une tâche importante à ne pas négliger est l'application des résultats de la recherche aux problèmes concrets de la gestion des ressources en eau et en sol en vue d'une meilleure protection de notre environnement. Trop peu de modèles sont réellement confrontés à des réalités de terrain. Dans cette optique, trois points au moins doivent mériter toute notre attention:

- l'impérieuse nécessité de développer d'une part des techniques d'observations et d'analyse performantes, d'autre part des expérimentations bien conçues en vue de déterminer les paramètres pertinents et d'obtenir des données pour qualifier ces modèles en fonction des objectifs pratiques poursuivis.

- l'établissement de critères quantitatifs de validation des modèles prenant en compte leurs incertitudes et qui soient clairement identifiés et universellement reconnus. Ce dernier aspect apparaît important afin notamment de conduire des comparaisons objectives des performances des différents modèles.

- alors que le nombre de modèles et de codes numériques croît de façon quasi-exponentielle, il est temps de se poser la question suivante : *la Communauté Scientifique doit-elle continuer à développer des modèles de plus en plus sophistiqués (voire spécifiques) ou doit-elle mettre l'accent sur les expérimentations de terrain ?* La réponse n'est pas anodine pour le futur. En effet, les coûts informatiques ne cessant de décroître et ceux liés aux activités expérimentales devenant prohibitifs, on constate une tendance mondiale à "observer les transferts d'eau et de substances chimiques au travers d'écrans d'ordinateurs !". Les modélisateurs doivent avoir conscience que sans des estimations fiables des paramètres et des validations bien conduites, leurs modèles apparaîtront plus comme un jeu intellectuel d'intérêt académique, que comme des outils d'aide à la prise de décisions.

Lever les barrières entre expérimentation et modélisation, entre praticiens et théoriciens, entre les différentes disciplines devrait être une impérieuse obligation dans les années à venir. Puisse ce séminaire, et beaucoup d'autres, contribuer à renforcer l'idée de la nécessité de concilier ou de réconcilier en une préoccupation unique les études de l'écoulement et des interactions bio-physico-chimiques, l'ensemble étant pris au sens large.

QUELQUES REFERENCES

Abbott M.B., J.C. Bathurst, J.A. Cunge, P.E. O'Connell and J. Rasmussen, 1986. *An introduction to the European Hydrological System. 1 - History and philosphy of a physically based distributed modeling system and 2 - Structure of a physically-based distributed modeling system.* J. Hydrol. 87:45-77.

Addiscott T.M, 1977. *A simple computer model for leaching in structured soils.* J. Soil Sci. 28:554-563.

Addiscott T.M, 1982. *Computer assessment of the N status during winter and early spring.* In Assessment of the Nitrogen Status of the Soils. T. Batey et al., Ed University Press, Leuven, 15-26.

Addiscott T.M. and R.J. Wagenet, 1985. *Concepts of solute leaching in soils : a review of modeling approaches.* J. Soil Sci. 36:411-424.

Addiscott T.P., P.J. Heys and A.P. Whitmore, 1986. *Application of simple leaching models in heterogeneous soils.* Geoderma 38:185-194.

Bolt G.H., 1979. *Soil chemistry, physico-chemical models.* Elsevier, New-York, 479 pp.

Bond W.J. and D.E. Smiles, 1983. *Influence of velocity on hydrodynamic dispersion during unsteady soil water flow.* Soil Sci. Soc. Am. J. 47:438-441.

Bond W.J., 1986. *Velocity-dependent hydrodynamic dispersion during unsteady, unsaturated soil water flow : Experiments.* Water Resour. Res. 22:1881-1889.

Bresler E., 1967. *A model for tracing salt distribution in the soil profile and estimating the efficient combination of quality and quantity under varying field conditions.* Soil Sci. 104:227-233.

Bresler E. and G. Dagan, 1979. *Solute dispersion in unsaturated heterogeneous soil at field scale. II-Applications.* Soil Sci. Soc. Am. J. 43:467-472.

Bresler E. and G. Dagan, 1981. *Convective and pore scale dispersive solute transport in unsaturated flow conditions.* Water Resour. Res. 17:1683-1693.

Bresler E. and G. Dagan, 1983. *Unsaturated flow in spatially variable fields. 3 - Solute transport models and their application in two fields.* Water Resour. Res. 19:429-435.

Burns I.G., 1974. *A model for predicting the redistribution of salts applied to fallow soils after excess rainfall or evaporation.* J. Soil Sci. 25:165-178.

Burns I.G., 1975. *An equation to predict the leaching of surface-applied nitrate.* J. Agric. Sci. Cambridge 85:443-454.

Burns I.G., 1976. *Equations to predict the leaching of nitrate uniformly incorporated to a known depth or uniformly distributed throughout a soil profile.* J. Agric. Sci. Cambridge 86:305-313.

Burns I.G., 1980. *A simple model for predicting the effects of leaching of fertilizer nitrate during the growing season on the nitrogen fertilizer needs of crops.* J. Soil Sci. 31:175-202.

Calvet R., M. Terce and J.C. Arvieu, 1980. *Adsorption des pesticides par les sols et leurs constituants. III - Caractéristiques générales de l'adsorption des pesticides.* Ann. Agron. 31:239-257.

Cameron KC. and A. Wild, 1982. *Prediction of solute leaching under field conditions : An appraisal of three methods.* J. Soil Sci. 33:659-669.

Carnahan C.L. and J.S. Remer, 1984. *Non equilibrium and equilibrium sorption with linear sorption isotherm during mass transport through an infinite porous medium : some analytical solutions.* J. Hydrol. 73:227-258.

Coasts K.H. and B.D. Smith, 1964. *Dead-end pore volume and dispersion in porous media.* Soc. Pet. Eng. J. 4:73-84.

Davidson J.M. and J.R. Mc Dougal, 1973. *Experimental and predicted movement of three herbicides in water-saturated soil.* J. Environ. Qual. 2:428-433.

Engesgaard P.and T.H. Christensen. 1988. *A review of chemical solute transport models.* J. Cont. Hydrol [in press].

Frissel M.J. and P. Poelstra, 1967. *Chromatic transport through soils. II - Column experiments with Sr- and Ca- isotopes.* Plant Soil 27:20-32.

Gaudet J.P., H. Jegat, G. Vachaud and P.J. Wierenga, 1977. *Solute transfer with exchange between mobile and stagnant water, through unsaturated sand.* Soil Sci. Soc. Am. J. 41:665-671.

Haverkamp R., J.Y. Parlange, L. Rendon and M. Kutilek, 1988. *Infiltration under ponded conditions. Infiltration equations tested for parameter time-dependence and predictive use.* Soil Sci. 145:317-329.

Jensen J.R., 1984. *Potassium dynamics in soil during steady flow.* Soil Sci. 138:285-293.

Jury W.A., 1982. *Simulation of solute transport using a transfer function model.* Water Resour. Res. 18:363-368.

Jury W.A. and L.H. Stolzy, 1982. *A field test of the transfer function model for predicting solute transport.* Water Resour. Res. 18:369-375.

Jury W.A., G. Sposito and R.E. White, 1986. *A transfer function model of solute transport through soil. I - Fundametal concepts.* Water Resour. Res. 22:243-247.

Knight J.H., 1983. *Infiltration equations from exact and approximate solutions of Richards'equation.* Advances in Infiltration pp. 21-33, Am. Soc. of Agricultural Engineers.

Lapidus L. and N.R. Amundson, 1952. *Mathematics of absorption in beds. 6 - The effects of longitudinal diffusion in ion exchange and chromatographic* columns. J. Phys. Chem. 56:984-988.

Laudelout H., J.E. Duffey and T.H. Sheta, 1979. *Ionic equilibria in semi-arid soils.* 14th Coll. of the Int. Potash. Inst. on "Soils in Mediterranean type climates and their potential yield". Sevilla, Spain 99-114.

McBratney A.B and R. Webster, 1983. *How many observations are needed for regional estimation of soil properties ?* Soil Sci. 135 : 177-183.

Mantoglou A. and L.W. Gelhar, 1987. *Stochastic modeling of large-scale transient unsaturated flow systems.* Water Resour. Res. 23 : 37-67.

Nielsen D.R. and J.W. Biggar, 1961. *Miscible displacement in soils. 1 - Experimental information.* Soil Sci. Soc. Am. Proc. 25 : 1-5.

Nielsen D.R., M. Th. Van Genuchten and J.W. Biggar, 1986. *Water flow and solute transport processes in the unsaturated zone.* Water Resour. Res. 22 : 89S-108S.

Nkedi-Kizza P., J.W. Biggar, M.Th. Van Genuchten and others, 1983. *Modeling tritium and chloride 36 transport through an aggregated oxisol.* Water Resour. Res. 19:691-700.

Nkedi-Kizza P., J.W. Biggard, M.Th. Van Genuchten and others, 1984. *On the equivalence of two conceptual models for describing ion-exchange during transport through on aggregated oxisol.* Water Resour. Res. 20:1123-1130.

Pandey R.N. and S.K. Gupta, 1978. *Equations to predict leaching of solube salts in saline soils.* J. Abric. Sci. Cambridge 91:131-134.

Passouria J.B., 1971. Hydrodynamic dispersion in aggregated media. Soil Sci. 11:339-344.

Peck A., 1983. *Field variability of soil physical properties.* Adv. Irrig. 2:189-221.

Philip J.R., 1968. *Diffusion, dead-end pores and linearized absorption in aggregated media.* Aust. J. Soil Res. 6:21-30.

Raats P.A.C., 1978. *Convective transport of solutes by steady flows. I - General laboratory.* Agric. Water Manag. 1:201-218.

Reiniger P. and G.H. Bolt, 1972. *Theory of chromatography and its application to cation exchange in soils.* Neth. J. Agric. Sci. 20:301-313.

Richter J., A. Nuske, M. Böhmer and J. Wehrmann, 1980. *Simulation of nitrogen mineralization and transport in Loess-Parabrownearthes : Plots experiments.* Plant Soil 54:329-337.

Richter J., H.C. Scharpf and J. Wehrmann, 1978. *Simulation der winterlichen nitratverlagerung un böden.* Plant Soil 49:381-393.

Rose C.W., F.W. Chichester, J.R. Williams and J.T. Ritchie, 1982. Application of an approximate analytic method of computing solute profiles with dispersion in soils. J. Environ. Qual. 11:151-155.

Sardin M., R. Krebs and D. Schweich, 1986. *Transient mass-transport in the presence of non linear physico-chemical interaction law progressive modeling and appropriate experimental procedures.* Geoderma 38:115-130.

Scotter D.R., 1978. *Preferential solute movement through larger soil voids. I-Some computations using simple theory.* ust. J. Soil Res. 16:257-267.

Seligman N.G. and H. Van Keulen, 1981. PAPRAN. *A Simulation model of annual pasture production limited by rainfall and nitrogen.* In Frissel M.J. and Veen J.A., eds. Simulation of Nitrogen Behaviour of Soil-Plant Systems, pp. 192-221. Wageningen PUDOC.

Sharma M.L. and R.J. Luxmoore, 1979. *Soil spatial variability and its consequences on simulated water balance.* Water Resour. Res. 15:1567-1573.

De Smedt F. and P.J. Wierenga, 1978. *Approximate analytical solution for the solute flow during infiltration and redistribution.* Soil Sci. Soc. Am. J. 42:407-412.

De Smedt F. and P.J. Wierenga, 1984. *Solute transport through columns of glass beads.* Water Resour. Res. 20:225-232.

Smith R.E.and J.Y. Parlange, 1978. *A parameter efficient hydrologic infiltration model.* Water Resour. Res. 14:533-538.

Smiles D.E., K.M. Perroux, S.J. Zegelin and P.A.C. Raats, 1981. *Hydrodynamic dispersion during constant rate absorption of water by soil.* Soil Sci. Soc. Am. J. 45:453-458.

Sposito G., W.A. Jury and V.K. Gupta, 1986a. *Fundamental problems in the stochastic convection-dispersion model of solute transport in aquifers and field soils.* Water Resour. Res. 22:77-88.

Sposito G., R.E. White, P.R. Darrah and W.A. Jury, 1986b. *A transfer function model of solute transport through soil. 3 - The convection-dispersion equation.* Water Resour. Res. 22:255-262.

Tanji K.K., L.D. Doneen, G.V. Ferry and R.S. Ayers, 1972. *Computer simulation analysis on reclamation of salt -affected soils in San Joaquin Valley-California.* Soil Sci. Soc. Am. Proc. 36:127-133.

Terkeltroub R.W. and K.L. Babcock, 1971. *A simple method for predicting salt movement through soil.* Soil Sci. 111:182-187.

Valocchi A.J., 1985. *Validity of the local equilibrium assumption for modeling sorbing solute transport through homogeneous soils.* Water Resour. Res. 21:808-820.

Valocchi A.J., R.L. Street and P.V. Roberts, 1981. *Transport of ion-exchanging solutes in groundwater : chromatographic theory and field simulation.*Water Resour. Res. 17:1517-1527.

Van Eijkeren J.C.H. and P.G. Loch, 1984. *Transport of cationic solutes in sorbing porous media.* Water Resour. Res. 20:714-718.

Van Genuchten M.Th., J.M. Davidson an P.J. Wierenga, 1974. *An evaluation of kinetic and equilibrium equations for the prediction of pesticide movement in porous media.* Soil Sci. Soc. Am. J. 38:29-35.

Van Genuchten M.Th. and P.J. Wierenga, 1976. *Mass transfer studies in sorbing porous media. I-Analytical solutions.* Soil Sci. Soc. Am. Proc. 38:29-35.

Van Genuchten M.Th. and P.J. Wierenga, 1977. *Mass transfer studies in sorbing porous media. III-Experimental evaluation with 1,4,5 T.* Soil Sci. Soc. Am. J. 41:278-285.

Van Genuchten M.Th. and W.J. Alves, 1982. *Analytcal solutions of the one-dimensional convective-dispersive solute transport equation.* Tech. Bull. 1661. Dept. Agric. Washington D.C., 151 p.

Van Hoorn J.W., 1981. *Salt movement leaching efficiency and leaching requirement. Agric.* Water Manag. 4:409-428.

Van der Molen W.H., 1956. *Desalinization of saline soils as a column process.* Soil Sci. 81:19-27.

Van Veen J.A. and M.J. Frissel, 1981. *Simulation model of the behavior of N in soil.* PUDOC pp. 126-144, Wageningen.

Vauclin M., 1983. *Méthodes d'études de la variabilité spatiale des propriétés d'un sol. In "Variabilité spatiale des processus de transferts dans les sols.",* Ed. Les Colloques de l'INRA, n° 15:9-43.

Vauclin M., J. Imbernon, G. Vachaud and C. Dancette, 1983. *Description expérimentale et modélisation stochastique des transferts par mise en facteur d'échelle des propriétés hydrodynamiques des sols.* Proc. IAEA : pp. 103-124.

Villermaux J., 1981. *The chromatographic reactor. In Percolation Processes : Theory and Applications.* Sijthoff and Noordhoff-Maryland eds.

Villermaux J. and W.P.M. Van Swaay, 1969. *Modèle représentatif de la distribtion des temps de séjour dans un réacteur semi-infini à dispersion axiale avec zones stagnantes.* Chem. Eng. Sci. 24:1007-1011.

Wagenet R.J. and B.K. Rao, 1983. *Description of nitrogen movement in the presence of spatially-variable soil hydraulic properties.* Agric. Water Manag. 6:227-242.

Warrick A.W. and A. Amoozegar-Fard, 1979. *Infiltration and drainage calculations using spatially scaled hydraulic properties.* Water Resour. Res. 15:1116-1120.

Warrick A.W., G.J. Mullen and D.R. Nielsen, 1977. *Predictions of the soil water flux based upon field measured soil water properties.* Soil Sci. Soc. Am. J. 41:14-19.

Warrick A.W. and D.R. Nielsen, 1980. *Spatial variability of soil physical properties in the field.* In D. Hillel ed. Applications of Soil Physics, pp. 319-344, Academic, Orlando, Fla.

White R.E., J.S. Dyson, R.A. Haigh, W.A. Jury and G. Sposito, 1986. *A transfer function model of solute transport through soil. 2 - Illustrative applications.* Water Resour. Res. 22:248-254.

De Willigen P. and J.J. Neeteson, 1985. *Comparison of six simulation models for the nitrogen cycle in the soil.* Fert. Res. 8:157-171.

Zandt P.A. and P. de Willigen, 1981. *Simulatie van de stikstofverdeling in de grond in winter en voorjaar.* Inst. Bodemvruchtbaarheid, Haren (Gn):4-81.

DEBAT APRES LA CONFERENCE I. 1 - 2

Animateur : M. Vauclin

(M.Cases)
Vous venez de nous dire que l'organisation spatiale du milieu sur lequel on va travailler est un facteur limitant de l'utilisation des modèles, ne pensez-vous pas que le développement des méthodes géophysiques de subsurface pour une meilleure connaissance des 100 premiers mètres n'est pas une chose importante à envisager, qu'il faudrait peut-être mettre là énormément d'argent dans les années à venir avant de connaître ce qui se passe à l'échelle microscopique?

(M. Vauclin)
Je suis tout à fait d'accord avec la nécessité de développement de différents types de métrologie pour avoir accès à la connaissance du milieu, dont les méthodes géophysiques font évidemment partie. Il est clair qu'avec ce type de métrologie on va avoir accès à un certain nombre de données qui présentent déjà, par la méthode elle-même, un certain degré de spatialisation. Maintenant, est-ce qu'il faudrait mettre la priorité la dessus, je ne sais pas, disons qu'il faudrait mettre la priorité sur tout. Mais il est clair qu'on va être limité assez rapidement si on ne fait qu'un échantillonnage très local, même en le répétant.
C'est un peu comme pour d'autres types de problèmes. Ainsi, au niveau échange sol-atmosphère: le fait d'utiliser un outil de type télédétection, présente l'avantage d'utiliser des données moyennes même si on ne sait pas comment celles-ci sont moyennées, elles deviennent compatibles avec un certain nombre d'applications.

(M. Ledoux)
Je crois que la question qui vient d'être évoquée est importante mais à la limite, elle est peut-être encore plus compliquée que cela, car il y a deux problèmes: essayer de géométriser l'hétérogénéité, mais une fois qu'on a acquis l'hétérogénéité, il faudrait encore savoir comment l'intégrer dans un modèle.

(M. Vauclin)
Je suis d'accord

(M. Mérot)
L'exposé était centré sur la mégaéchelle. Est-ce qu'il n'y aurait pas un certain nombre de champs à développer en reprenant un discours qu'on entend plus dans les sciences biologiques où l'on ne parle pas d'échelle mais de niveau d'organisation sachant qu'à l'échelle qui nous intéresse les problèmes d'environnement et de pollution,il convient de mieux prendre en compte la géométrie des systèmes en fonction de ces niveaux d'organisation.

(M. Vauclin)
Je conçois très bien que l'on cherche à connaître la géométrie du milieu, mais je crois que toute la difficulté vient ensuite: essayer d'y mettre des modèles de transfert. On développe à l'heure

actuelle des approches fractales pour un certain nombre de choses, et tout le problème est comment pouvoir passer de cette connaissance relativement fine de la topologie du milieu à un problème de transfert prenant en compte un ensemble de mécanismes.

(M. Leviandier)
Je reviens sur la plus ou moins grande aptitude des modèles à reproduire des influences anthropiques: il me semble qu'on est ramené à un second problème de détermination des influences anthropiques sur les paramètres physiques, est-ce que vous croyez qu'on est vraiment très avancé dans ce domaine?

(M.Vauclin)
Non. Par exemple, quand je parlais du manque d'interdisciplinarité, il est comme même assez paradoxal, et ceci dans d'autres domaines, de constater que d'un côté, la communauté des hydrodynamiciens des milieux poreux s'intéressent aux milieux partiellement saturés mais rigide. D'un autre côté : les mécaniciens du sol s'intéressent essentiellement aux contraintes, déformations, etc. mais le milieu est essentiellement saturé. De même, on a un problème de discipline, au niveau de certaines influences anthropiques sur les couches de surface: il est bien évident qu'il y a là aussi un problème de couplage entre l'aspect hydrodynamique et l'aspect mécanique, le sol en surface se déformant, et les deux communautés communiquent très peu.

(M. Martin)
Je reviens sur l'aspect calibration-validation d'un modèle, quand on calibre en général, on cherche à ajuster les paramètres de manière à ce que les valeurs expérimentales soient le plus proches possible des sorties du modèle. La validation considère qu'un modèle est valide quand il s'adapte à des situations différentes de celles sur lesquelles on a calibré,, car sinon c'est une tautologie. Un problème qui est rarement abordé c'est: quel est le degré de différence entre les situations sur lesquelles on espère que le modèle sera valide et les situations sur lesquelles on a calibré qu'on accepte, il est bien évident que le modèle n'est pas polyvalent, il ne doit pas s'adapter à toutes les situations; à mon avis il y a une espèce de concept de domaine de validation d'un modèle qui est rarement explicité. Qu'est ce que tu en penses?

(M. Vauclin)
Je ne sais pas, j'espère que demain on aura la réponse. Il est clair que souvent quand on considère un modèle comme valide lorsqu'il y a un bon accord, entre observations et calculs, (où sorties de modèle); evidemment, il ne faut pas que ce soit les même jeux de données qui servent à la calibration et la validation, très souvent les deux domaines ne sont pas précisés et c'est effectivement un point très important. cela peut être l'objet d'une discussion assez approfondie sur ce qu'on appelle "valider un modèle".

(M. Kauark-Leite)
Deux problèmes de base se posent à vouloir transposer les résultats obtenus à l'échelle macroscopique d'une colonne de sol à un système plus grand comme un bassin-versant: d'une part, le problème des équivalences des paramètres, d'autre part, la validité de la théorie à l'échelle du bassin-versant. Est-ce que l'approche qui consiste à vouloir transformer un bassin versant en une multitude des colonne de sols n'est pas utopique?

(M. Vauclin)
Oui, c'est évident, ce sont des hypothèses qui sont loin d'être validées.

(M.Kauark Leite)
Les gens croient encore qu'il existe de l'écoulement hortonien sur un bassin versant.

(M. Vauclin)
Oui, bien sûr et c'est une erreur.

(M. Kauark-Leite)
Est-ce que le mouvement de l'eau est seulement vertical à l'échelle du bassin versant?

(M. Vauclin)
Bien sûr que non. Dans l'un des meilleurs ou l'un des moins mauvais modèles qui est disponible en littérature en ce qui concerne la modélisation du transport couplé d'eau et de substances chimiques, pour modéliser la variabilité du milieu, on découpe le domaine d'étude en un certain nombre de colonnes et on néglige tout échange entre celles-ci. On peut évidemment faire du tridimensionnel en modélisation, ce sont des choses possibles avec le développement informatique. mais on va ensuite se heurter à d'autres problèmes. Ainsi, tout en restant dans le cadre d'une approche de type loi de Darcy, on va être amené à se poser la question de la perméabilité qui est un tenseur, dont il faut déterminer les termes. Cela restera à ce niveau, un jeu très intéressant mais qui va apparaître à toute une communauté comme un jeu intellectuel. Je crois que si on a tendance à utiliser ce type d'approche c'est un peu faute de mieux. Je ne suis pas sûr que l'on aborde les problèmes du bon côté, encore faut-il proposer quelque chose de plus pertinent pour les aborder. C'est plus confortable de s'asseoir sur ce que l'on sait déjà bien, pour après, faire des avancées.

(M. Xilliox)
Comment coupler efficacement des sous-modèles physico-chimiques, géochimiques, biologiques etc. C'est difficile. Je pense que là nous devrions aussi avoir un dialogue plus interdisciplinaire pour essayer de hiérarchiser, en fonction des questions posées, les mécanismes et à ce moment là occulter certains mécanismes qui sont secondaires par rapport à d'autres. Mais cela ne peut se faire tout seul dans sa discipline, il faut que les autres spécialistes soient là, sinon on fera une hiérarchisation, bien sûr toujours ciblée, en fonction de ce que l'on connaît le mieux.

(M. Carbonnel)
Ne pas oublier les utilisateurs, c'est très important. D'ailleurs je souhaiterais que les gestionnaires, les utilisateurs de modèles prennent la parole et expriment leurs besoins, il faut que ces questions à caractère opérationnel apparaissent.

MODELISATION DU TRANSPORT DES POLLUANTS PAR LES EAUX SOUTERRAINES

LEDOUX Emmanuel.
Ecole des Mines de Paris, Centre d'Informatique Géologique

Résumé

Les différents concepts utilisés pour la modélisation du transport des polluants dans les systèmes aquifères sont passés en revue en distinguant la représentation du milieu géologique et la représentation des interactions entre le fluide et la roche. L'accent est mis sur la difficulté à décrire la variabilité spatiale du milieu dont l'effet est majeur aussi bien en ce qui concerne l'hydrodynamique que l'hydrochimie. La tendance à la complexité croissante des modèles qui doivent intégrer des mécanismes couplés responsables du transport est également mise en évidence.

INTRODUCTION

Le problème de la compréhension et de la prévision du déplacement des éléments en solution dans les milieux poreux est devenu depuis quelques années un sujet important du fait de la contamination croissante des eaux souterraines peu ou moyennement profondes par les activités humaines.

L'effort de recherche a initialement porté sur l'étude des phénomènes de dispersion des éléments conservatifs, c'est-à-dire ne subissant pas d'interactions avec le milieu solide traversé. Ce type de problème est caractéristique d'une pollution ponctuelle dont on cherche à prévoir la propagation dans l'espace, et la façon dont la dispersion en réduit la concentration au cours du temps. Cependant alors qu'en laboratoire la caractérisation de la dispersion est possible par un coefficient qui n'est fonction que du milieu, de la vitesse du fluide et du coefficient de diffusion moléculaire, il s'avère que sur le terrain la complexité du champ des vitesses réelles engendre un effet dispersif complexe qui est fonction de la distance parcourue qui est très difficilement prévisible.

Les efforts de recherche ont ensuite porté sur l'étude de la rétention éventuelle des substances par le milieu traversé; il s'agit de prendre en compte le rôle de "filtre" que peut jouer le sol pour réduire la concentration et la vitesse de propagation des polluants. Les métaux ont fait l'objet des premiers travaux, essentiellement motivés par la recherche en matière de déchets radioactifs, suivis par les polluants organiques hydrophobes, et plus récemment par les substances à l'état colloïdal. Un cortège de connaissance est aujourd'hui disponible, pouvant aller jusqu'à rendre possible la modélisation de l'ensemble de la spéciation géochimique de la solution. Bien que les constantes thermodynamiques, les cinétiques de réaction et les paramètres caractérisant les propriétés géochimiques du milieu soient en principe accessibles en laboratoire, mais en fait généralement assez mal connus, le problème de la variabilité spatiale de ces propriétés et de son estimation reste posé.

La généralisation récente des problèmes de pollution diffuse, le plus souvent d'origine agricole (engrais, fumures par les déjections d'élevages intensifs, produits phytosanitaires...), a conduit à poser avec acuité les problèmes de la dégradation et de la transformation bactérienne des éléments organiques dans leur transport dans le sous-sol. La complexité des phénomènes biologiques mis en jeu rend toute prévision dans ce domaine encore hasardeuse, alors que ces pollutions diffuses sont probablement celles qui menacent de la façon la plus préoccupante la qualité des eaux souterraines sur l'ensemble du territoire.

Le comportement des éléments polluants non miscibles a fait l'objet de nombreux travaux, concernant surtout les hydrocarbures, ou encore les produits organo-chlorés denses. Ce type de pollution est généralement assez localisé et son étude vise à développer des moyens de lutte et de réhabilitation des sites pollués.

On passera brièvement en revue la manière dont ces problèmes sont actuellement abordés par la modélisation en distinguant successivement la représentation du milieu géologique où s'écoule l'eau souterraine et la prise en compte des mécanismes de transport.

REPRESENTATION DU MILIEU GEOLOGIQUE

Le vecteur essentiel de la migration des polluants est l'écoulement de l'eau souterraine dans les discontinuités du milieu géologique.

L'une des difficultés majeures est due au fait que ces discontinuités concernent différentes échelles selon le type de milieu auxquelles les modèles doivent s'adapter, ces modèles se distinguant entre eux par la manière dont ils appréhendent ces discontinuités. Le résultat quantitatif final s'exprime dans tous les cas par le calcul de flux d'eau en différents points du système associé aux concentrations en différentes substances transportées. Nous distinguerons les différents types de modèles suivants :

Modèles en milieu continu équivalent

Ces modèles s'adressent particulièrement au milieu poreux pour lequel on admet que les propriétés peuvent être décrites macroscopiquement en se servant d'échantillons (Volumes Elémentaires Représentatifs, VER, Marsily, 1986) dont la juxtaposition constitue un milieu continu. Ce type de description convient bien aux aquifères en milieu sédimentaire en remarquant toutefois qu'en pratique, la taille de l'échantillon utilisé amène le plus souvent à effectuer des prises de moyenne non seulement pour intégrer l'échelle du pore, mais également pour décrire la variabilité spatiale de la lithologie.

Le modèle en milieu continu équivalent est également utilisé pour simuler des milieux fissurés sur des domaines dont l'extension est grande par rapport à l'espacement des fractures responsables de la perméabilité. Il convient cependant de remarquer qu'il n'existe à l'heure actuelle que très peu de données à grande échelle prouvant la validité de cette approche.

L'intérêt majeur du milieu continu est de permettre l'écriture d'équations aux dérivées partielles décrivant le transport et les interactions, et leur résolution par une méthode numérique en différences finies ou en éléments finis.

Modèles à discontinuités discrètes

Ce type de modèle convient au milieu fracturé lorsque l'écoulement peut être schématisé dans un réseau de fractures individualisées. Lorsque les fractures sont identifiées et en petit nombre, le réseau peut être décrit de manière déterministe et les équations d'écoulement et de transport sont résolues par une méthode discrète (éléments finis ou différences finies) à l'intérieur de chaque fracture. Plus récemment (Cacas, 1990), une approche stochastique d'un massif fracturé a été proposée en engendrant de manière aléatoire un réseau à partir d'objets simples (disques ou rectangles) dont l'orientation, l'ouverture et l'extension sont obtenues d'après les propriétés statistiques observées sur le milieu. Ce dernier type de modèle offre également la possibilité d'introduire de manière déterministe les fractures majeures identifiées sur le site.

Modèles mixtes

L'association des modèles à fractures discrètes et des modèles en milieu continu peut être envisagée de manière à représenter par exemple le champ proche d'une source de pollution en milieu fissuré où il est évident que la notion de milieu continu équivalent ne peut s'appliquer, et doit être réservée au champ lointain.

CONVECTION ET DISPERSION HYDRODYNAMIQUE

Le moteur essentiel de la migration d'un polluant est dû à la convection de l'eau souterraine. Il est donc nécessaire de déterminer les cheminements possibles de l'eau et la vitesse le long de ces cheminements. Il apparaît cependant une difficulté conceptuelle majeure. Il faut en effet caractériser un champ de vitesse lagrangien, c'est-à-dire des vitesses suivant des trajectoires de particules polluantes, car l'on cherche à identifier en particulier les cheminements les plus rapides. Malheureusement les seules mesures possibles en pratique concernent un champ de vitesse eulérien, c'est-à-dire un certain nombre de valeurs de la vitesse en des points définis de l'espace qui n'ont a priori aucune raison d'être situés sur une même trajectoire et encore moins sur la trajectoire la plus rapide.

Il reste alors deux approches possibles en pratique :

- réaliser des expériences de traçage à l'échelle du transport que l'on veut prévoir pour déterminer un coefficient de dispersion hydrodynamique rendant compte de l'effet des fluctuations du champ de vitesse. Ceci est le plus souvent inopérant car les distances en jeu impliquent des laps de temps prohibitifs, à moins que l'on ne puisse utiliser des pollutions historiques ou des traceurs environnementaux. La difficulté est alors reportée dans ce dernier cas sur la prise en compte des processus ayant permis l'introduction du traceur dans le milieu.
- chercher à déterminer in situ ce qui caractérise les hétérogénéités de la vitesse en s'appuyant sur de nombreuses mesures en forage censées permettre l'identification de la géométrie et des propriétés locales d'objets constitutifs du milieu (corps sédimentaires, fractures,...). Le problème majeur est alors de déterminer les connectivités entre ces objets qui sont responsables des différents cheminements. Une simulation statistique du milieu peut être tentée, mais fournit autant de réponses

au problème que l'on a simulé de champs. L'avantage est de permettre toutefois le calcul des moments statistiques des grandeurs caractérisant le transport.

Cette dernière approche qui nécessite des investissements lourds sur le terrain n'a pour l'instant été utilisée qu'un très petit nombre de fois dans le monde et appartient au domaine de la recherche.

En l'absence de mieux, les praticiens en sont, le plus souvent, réduits à utiliser une approche par l'évaluation d'un coefficient de dispersion en introduisant une règle empirique, à savoir que pour une distance de transport à prévoir de L, la dispersivité à utiliser est L/10, en sachant que cette règle n'est fondée sur aucune théorie, mais semble ressortir des expériences de traçage disponibles (Lallemand-Barrès et Peaudecerf, 1978; Gelhar, 1986; Hoehn et Santschi, 1987).

TRANSPORT DES SUBSTANCES REACTIVES MISCIBLES

Une fois les cheminements décrits, la question suivante consiste à examiner les processus qui peuvent affecter la vitesse de transfert des substances mobiles, ainsi que leur évolution physico-chimique.

Il convient de remarquer que certains de ces processus peuvent eux-mêmes avoir une influence sur les propriétés hydrodynamiques (effets densitaires, colmatage, dissolution....) et que, dans les cas extrêmes, l'écoulement et le transport doivent être modélisés comme des mécanismes couplés.

Beaucoup de substances en solution ne sont pas inertes et peuvent être engagées dans diverses réactions qui affectent leur mobilité. Pour représenter ce phénomène, deux types d'approche ont été proposés :

-une méthode empirique basée sur la détermination expérimentale de coefficients globaux décrivant le partage entre une fraction mobile et une fraction immobile du milieu attachée à la roche. La notion, très utilisée, de coefficient de distribution (Kd) relève de ce type de modélisation ;

-une méthode plus conceptuelle basée sur la thermodynamique des solutions pour laquelle des équations exprimant les réactions chimiques sont résolues en même temps que les équations de transport. Ce type de modélisation est très prometteur et fait actuellement l'objet de nombreux développements théoriques et d'exercices de validation.

Nous allons à présent développer comment ces approches sont utilisées en fonction des types de polluants étudiés.

Transport des métaux

La première approche utilisée, encore d'actualité, est de définir l'interaction entre un métal en solution et la matrice solide par un coefficient de partage entre la quantité du métal présente en solution et celle fixée par le solide. Ce coefficient peut être supposé indépendant de la concentration (isotherme dite linéaire), ou dépendant d'elle (isothermes de Freundlich, de Langmuir). La fixation peut être réversible ou non, instantanée ou non. Les modèles de transport savent inclure sans difficulté ce type d'interaction, qui est considéré comme acceptable dans le cas d'un métal unique en concentration très diluée c'est-à-dire inférieure d'un ordre de grandeur au moins à celle des autres cations de la solution (voir par exemple Marsily, 1981, 1986; Sardin et

al., 1986; Borkovec et al., 1991. Sigg, Stumm, Behra, 1992). La mesure du coefficient de partage (ou de distribution) Kd est, en général, faite en laboratoire en "batch" sur échantillon remanié, bien qu'une mesure in situ ou, à défaut, en colonne non remaniée en laboratoire, soit de loin préférable. Ce type d'interaction conduit à un retard dans la migration de l'élément adsorbable, par rapport à la vitesse d'un élément conservatif; on constate que les minéraux argileux ou les oxydes métalliques jouent un rôle majeur dans ce type de rétention. Dans le cas de l'adsorption linéaire, réversible et instantanée, on montre que ce partage entre phases solide et liquide conduit simplement à introduire un "coefficient de retard" R par lequel on divise la vitesse de l'écoulement: tout se passe comme si la vitesse de transport convectif par le fluide se trouvait réduite par un facteur R dans l'équation de transport, tous les autres termes gardant la valeur qu'ils avaient pour un élément "conservatif". On pourrait donc déterminer le transport d'éléments non conservatifs en évaluant d'abord celui d'un élément conservatif, par exemple un bon traceur, puis en déterminant en laboratoire le facteur de retard, et enfin en appliquant le "coefficient de retard" au terme convectif de l'équation de transport.

Trois difficultés viennent restreindre l'applicabilité de cette approche :

i) chaque élément en solution est supposé se déplacer indépendamment du reste des éléments transportés, et interagir seul avec le milieu,

ii) il est nécessaire de connaître dans l'espace la valeur des coefficients empiriques Kd à utiliser, donc de multiplier les points de mesure, ce qui est lourd,

iii) l'hypothèse de simple réduction de la vitesse convective par le facteur de retard, tous les autres paramètres restant inchangés, est contredite par des phénomènes observés tels que l'exclusion anionique ou la différence de nature des phénomènes d'adsorption entre métaux.

Sur le premier point, la réponse a été d'utiliser d'abord les coefficients de sélectivité de plusieurs éléments migrant ensemble dans le milieu, auxquels on associe une capacité d'échange maximum du milieu, la Capacité d'Echange Cationique (CEC).

La deuxième réponse est d'utiliser un modèle de spéciation géochimique couplé au modèle de transport, supposant soit l'existence d'un équilibre thermodynamique au sein du milieu, soit postulant une cinétique de réaction du premier ordre dont les coefficients seraient connus (Coudrain-Ribstein, 1988; Jauzein et al., 1989; Yeh et Tripathi, 1989). Non seulement les réactions entre les différents éléments contenus dans le fluide sont prises en compte, mais aussi celles avec l'encaissant : on représente ainsi simultanément précipitation, dissolution, formation de complexes, adsorption, etc....

Cette approche thermodynamique est réaliste; elle a permis par exemple de déterminer des valeurs locales de Kd équivalentes (Behra, 1987; Behra et al., 1990). La difficulté à résoudre est la nécessité de connaître les minéraux présents et leurs propriétés vis-à-vis de la solution (adsorption, formation de solutions solides, ...) tout au long de la trajectoire. Si, par exemple, le milieu traversé est géochimiquement hétérogène, il y aura lieu de savoir caractériser cette hétérogénéité.

L'hétérogénéité du champ de vitesse convective déjà évoquée pose également un problème. Si une zone à forte vitesse est présente dans le milieu, elle est nécessairement bordée de part et d'autre par un milieu à vitesse plus lente, à pouvoir de fixation peut-être plus élevé. Même si la vitesse convective y devenait nulle, les éléments transportés dans la zone à vitesse rapide vont diffuser transversalement dans les milieux à vitesse lente par diffusion moléculaire. En milieu fissuré, ce type d'interaction est appelé "diffusion dans la matrice", le milieu étant défini

par deux porosités, l'une à vitesse élevée, dans les fractures, et l'autre à vitesse nulle, dans la matrice. Neretnieks (1980) a montré que cette diffusion dans la matrice était susceptible de produire un facteur de retard très important dans la migration des éléments en solution, même en l'absence d'interaction géochimique.

Le rôle de la "diffusion dans la matrice" en milieu fissuré a cependant été remis récemment en question par l'observation d'une chenalisation très importante des écoulements au sein des plans de fracture, (voir par exemple Cacas et al., 1990), ce qui limite la surface de contact entre le milieu à vitesse rapide et le milieu à vitesse lente, donc les échanges entre ces deux milieux.

On peut tenter d'apprécier la variabilité spatiale en multipliant les points de prélèvement et en cartographiant dans l'espace les grandeurs, par exemple, par géostatistique ; cependant, s'il faut déterminer en laboratoire, sur chaque échantillon prélevé, une armée de coefficients (sélectivité, ou Kd, pour chaque métal, ou nature de chaque fraction minérale....), la difficulté devient considérable. Pour la contourner, deux approches ont été proposées :

- déterminer un paramètre unique mesurable simplement sur les échantillons, et trouver ensuite une corrélation satisfaisante (calée sur quelques échantillons seulement) entre ce paramètre unique et les coefficients dont on a besoin. Jackson et Inch (1989) ont proposé comme paramètre unique la surface spécifique du milieu;
- utiliser une méthode plus intégratrice en introduisant la notion de "substance relais" (Jauzein, 1988). On choisit un élément qui est faiblement retenu par le milieu, par exemple un métal comme le lithium dont le coefficient de sélectivité par les solides est en général faible; on effectue une expérience de migration in situ avec un traçage au lithium (en plus d'un traceur conservatif), déterminant ainsi un terme d'échange intégré sur la distance de parcours. On compare ensuite en laboratoire sur colonne la rétention du lithium avec celle des autres cations auxquels on s'intéresse, et on prédit le transport de ces autres métaux par "anamorphose" simple (coefficient de retard) ou complexe (thermodynamique de l'échange) sur le trajet tracé.

Un point critique supplémentaire est l'existence d'une différence de porosité accessible dans le milieu en fonction de la nature de l'élément transporté. De Preter et al. (1991) mettent ainsi en évidence une réduction fort différente de la porosité relative à différents éléments sous l'effet de la compaction d'une argile.

Cette discussion montre que tous les paramètres de transport dans l'équation du mouvement devraient être spécifiques à chacun des éléments transportés; ceci est cependant plus particulièrement important pour les matériaux argileux peu perméables, les matériaux grossiers (sables, graviers, ...) étant moins sensibles à ces effets.

Transport de substances organiques

Pour les substances organiques non polaires en solution, il a été montré qu'il existe de même un coefficient de partage similaire à celui qui gouverne l'adsorption des métaux par les minéraux argileux. Les solides adsorbant les éléments organiques sont cependant de nature différente.: Il s'agit de particules solides de petite taille formées de carbone organique. L'adsorption est plutôt une "fixation" de l'élément organique dans la microporosité des particules organiques solides. Cet effet est de même nature que la rétention des éléments organiques par le charbon actif, qui est utilisée couramment en traitement des eaux. L'utilisation de ce coefficient de

partage se traduit, dans les modèles, par un "coefficient de retard" analogue à celui défini ci-avant pour les métaux.

Cette théorie, dite théorie hydrophobe, fournit cependant un moyen empirique pour estimer ce coefficient de partage pour n'importe quelle molécule organique, sans avoir besoin de le mesurer. Elle consiste à déterminer le coefficient de partage réel par "anamorphose" avec celui d'une substance relais, qui est ici un solvant organique classique, l'octanol. Pour une molécule organique donnée, on commence par déterminer son coefficient de partage eau-octanol; il s'agit souvent d'ailleurs d'une grandeur directement disponible dans des tables, car caractérisant bien l'hydrophobicité des produits. Ce coefficient de partage est simplement le rapport de la concentration de la molécule dans l'octanol à sa concentration dans l'eau, quand la molécule est mise en présence simultanée d'eau et d'octanol. A partir de ce coefficient, le coefficient de partage entre la concentration dans l'eau et la fraction adsorbée par le sol va être obtenu par corrélation en fonction de la teneur en matière organique solide du sol considéré (Schwarzenbach et Westall, 1984).

Le domaine le plus important à étudier, pour les molécules organiques, reste cependant la biodégradation in situ et le devenir des métabolites engendrés par cette biodégradation. La possibilité d'agir sur cette biodégradation est aussi étudiée, voir par exemple Behra et al. (1991).

Transport des substances colloïdales

Le rôle des colloïdes dans le déplacement des polluants dans les nappes est actuellement un domaine en plein développement. La raison en est que les techniques récentes d'analyse ont permis de constater qu'il existe dans les eaux naturelles des quantités tout à fait considérables de colloïdes minéraux ou organiques (entre 109 et 1012 particules par litre) (Degueldre et al. 1989; Gschwend et Reyolds, 1987; Longsworth et Ivanovich, 1989; Kim et al., 1987)

Ces colloïdes, dont la taille est comprise entre 1 et 10.000 nm, sont susceptibles de se déplacer dans les milieux poreux en transportant des polluants s'ils sont eux-mêmes formés d'éléments toxiques ou indésirables, ou surtout s'ils ont complexé ou adsorbé de tels éléments. Le déplacement des colloïdes se fait en interaction constante avec le milieu solide : la filtration est le mécanisme naturel d'élimination des colloïdes par le solide (Stumm et Morgan, 1981; Marsily, 1986, Cayeux, 1988). Cette filtration conduit en général au blocage des particules dans la porosité, après une distance de parcours relativement réduite.

Il a cependant été constaté que si la taille des colloïdes est inférieure à 5% de la taille des pores, cet effet de filtration ne joue plus, et les colloïdes peuvent se déplacer sur des distances considérables dans les milieux poreux. Il leur est même possible de s'y déplacer à une vitesse supérieure à la vitesse moyenne du fluide, par un effet connu sous le nom de "chromatographie hydrodynamique" (Dodds, 1982), à cause de la taille des particules qui les empêche de se rapprocher des parois des pores où la vitesse du fluide est la plus faible. Les travaux sur les colloïdes portent aujourd'hui sur l'étude de leurs interactions physico-chimiques avec, d'une part, les éléments en solution transportés, et, d'autre part, les phases solides du milieu, ces interactions pouvant être de nature électrostatique ou chimique. La charge des particules, la force ionique de la solution, le pH sont des paramètres majeurs influençant le transport des colloïdes. Il reste de nombreux travaux à accomplir dans ce domaine, le transport des bactéries dans les milieux poreux pouvant par exemple être décrit comme un transport colloïdal (Chenevières, 1989).

TRANSPORT DE SUBSTANCES NON MISCIBLES

Les principaux polluants de cette nature sont les hydrocarbures et les produits organochlorés. Les premiers sont plus légers que l'eau, les seconds plus denses. Tous deux sont néanmoins faiblement solubilisables, et la pollution par ces fractions solubles est en général celle qui est la plus préoccupante pour la protection des eaux souterraines. Il est cependant nécessaire de se préoccuper de la migration de ces polluants en phase séparée, pour étudier ensuite la façon dont la lixiviation par l'eau va extraire la fraction solubilisable de la phase séparée ou la façon dont la biodégradation va réduire cette phase, et enfin la façon d'extraire cette fraction séparée par des procédés de récupération adaptés.

Le devenir des hydrocarbures est lié à leur comportement dans le milieu non saturé, puisque leur densité leur interdit de pénétrer dans la nappe en phase séparée. Le "corps d'imprégnation" situé dans le domaine de fluctuation de la surface libre de la nappe constitue l'essentiel de la source de contamination par traces d'hydrocarbures solubles. La description physique de la migration a été très bien donnée par Schwille (1984), Ramanantsora et al. (1986), Rasolofoniana et al. (1988), Ducreux et al. (1990), Razakarissa et al. (1992).

La quantification et la prédiction de cette migration sont rendues cependant très difficiles par les problèmes d'hétérogénéité des milieux superficiels qui peuvent amplifier les effets de migration préférentielle déjà cités pour le transfert de solutés. En effet, la migration s'effectue préférentiellement selon les zones à taille de pores grossière sans qu'il y ait possibilité de migration par diffusion ou dispersion latérale dans la microporosité, inaccessible en phase séparée par effet de pression capillaire de seuil.

Il faut ajouter à cette complexité les interactions avec la phase solide, qui font également intervenir la variabilité que nous avons appelée "géochimique" des milieux.

Quant aux produits organiques denses, les problèmes qu'ils posent sont assez différents. Baptisés "DNAPL" aux Etats-Unis (Dense Non Aqueous Phase Liquids), ils y ont fait l'objet de travaux très coûteux dans le cadre des programmes "Superfunds" de l'EPA pour essayer de décontaminer des points noirs ainsi pollués. La migration de ces DNAPL se fait à travers la zone non saturée, puis le milieu saturé jusqu'à la base de la nappe; il n'est pas toujours nécessaire que cette migration laisse derrière elle une saturation résiduelle sous forme de gouttelettes dans les milieux non saturés et saturés traversés: il peut se produire en effet un écoulement dit "de film" qui permet aux DNAPL de migrer en masse dans le milieu, la porosité capable de piéger les dites gouttelettes leur étant inaccessible par effet de film, car elle est occupée par le fluide mouillant. Une fois arrivés à la base de la nappe, ces produits migrent de façon gravitaire vers les points bas du substratum. L'existence d'un écoulement naturel de la nappe a, en général, peu d'influence sur cette migration, il faut des vitesses d'écoulement très fortes et des pentes de substratum très faibles pour que l'entraînement hydrodynamique l'emporte sur l'écoulement gravitaire. Une fois piégés dans les cuvettes du substratum, ces DNAPL continuent à être lixiviés par l'écoulement des eaux et à émettre des traces de produits en solution considérées comme toxiques selon les normes en vigueur. La localisation de ces poches, si elles sont d'extension limitée, est pratiquement impossible, la géophysique étant inopérante et les sondages ayant de très fortes chances de ne pas être implantés au droit des cuvettes.

CONCLUSION

Ce tour d'horizon nous a permis de passer en revue quelques unes des questions qui se posent quand on cherche à prédire le transport des polluants dans les systèmes aquifères. En conclusion, les points suivants ressortent:

- Il subsiste encore, dans la modélisation, des difficultés majeures, même au niveau des mécanismes de base tels que la détermination des vitesses d'écoulement en milieu hétérogène. Un effort important de recherche doit être entrepris avant de combler le fossé entre des approches théoriques qui doivent encore être validées et difficiles à mettre en oeuvre sur le terrain et les besoins des praticiens qui réclament des valeurs de paramètres caractérisant le milieu pour un coût raisonnable, et cependant théoriquement fondées. La reconnaissance de la variabilité spatiale, aussi bien géométrique que géochimique, des milieux est ainsi une préoccupation prioritaire.

- L'évolution de la modélisation va dans le sens de la prise en compte d'un nombre croissant de concepts couplés les uns aux autres, responsables du transport. Notre revue s'est efforcée d'en présenter les principaux, ou plus exactement, les mieux connus, mais il en existe d'autres pour lesquels la modélisation est encore balbutiante (Vincent, 1991), tels que les phénomènes biologiques qui sont aujourd'hui considérés comme pouvant jouer un rôle de premier plan dans la réhabilitation des sols contaminés.

On peut également citer les mécanismes de transport sous l'effet de gradients de température (effet thermogravitationnel) ou de potentiel électrique (électrophorèse) dont les effets sont faibles à l'échelle de

l'expérimentation humaine, mais dont les effets à long terme ne peuvent être éliminés a priori (Marsily et al., 1987).

Cette tendance à la complexité croissante des modèles est justifiée à deux niveaux :

i) être exhaustif quant aux mécanismes qui doivent être pris en compte pour simuler le transport, en particulier à long terme ;

ii) s'affranchir au maximum du caractère spécifique des paramètres nécessaires au fonctionnement du modèle en se référant à des données de base de la physique dont les valeurs ont un caractère universel et sont donc transposables d'une application à l'autre. L'introduction de la thermodynamique pour décrire les interactions fluide-roche est un exemple en ce sens.

- Une fois les modèles construits et vérifiés sur les plans mathématique et numérique, la tâche essentielle devient leur validation en les confrontant à une réalité soit expérimentale, soit naturelle. Les difficultés du changement d'échelle liées à la variabilité spatiale poussent à l'expérimentation en vraie grandeur qui échappe malheureusement souvent à l'échelle humaine. Une voie possible est de recourir aux systèmes géochimiques naturels présentant des analogies avec les substances étudiées (traceurs environnementaux, gisements métalliques ou d'hydrocarbures), ou encore à des sites contaminés anciens susceptibles d'avoir fait l'objet de transferts sur de longues distances. Cette notion "d'analogue naturel" a montré son efficacité pour la validation des méthodes d'analyse de sûreté en matière de stockage des déchets radioactifs (Jamet et al., 1993), et mériterait d'être ainsi étendue au cas des autres polluants.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BEHRA, Ph. (1987). *Etude du comportement d'un micropolluant métallique - le mercure - au cours de sa migration à travers un milieu poreux saturé: identification expérimentale des mécanismes d'échange et modélisation des phénomènes.* Thèse de Doctorat, Institut de Mécanique des Fluides, Université Louis Pasteur, Strasbourg.

BEHRA, Ph., ZYSSET, A., SIGG, L., STAUFFER, F. (1990). *Modelling of pollutant transport in groundwater: chemistry as a key factor.* EAWAG-NEWS 28/20, August 1990, 6-11, Dübendorf, Suisse.

BEHRA, Ph., VON GUTEN, U., ACKERER, P., STUMM, W., ZILLIOX, L., ed. (1991). *Workshop "Chemodynamics of Groundwaters",* Mont St Odile, November 5-8, 1991 (résumés).

BORKOVEC, M., BUCHTER, B., STICHTER, H., BEHRA, Ph., SARDIN, M. (1991). *Chromatographic methods and transport of chemicals in soils.* Chimia, 45, 221-227.

CACAS, M.C., LEDOUX, E., MAMRSILY, G. de, TILLIE, B., BARBREAU, A., DURAND, E., FEUGA, B., PEAUDECERF, P., CALMELS, P., GAILLARD, B., MARGRITTA, R. (1990). *Modelling fracture flow with a discrete fracture network: calibration and validation. 1. The flow model. 2. The transport model.* WRR, 26, 1, 479-489 et 491-500.

CAYEUX, M.D. de (1988). *Contribution à l'étude de la migration et de la rétention de particules minérales dans un milieu poreux.* Thèse, Paris VII, 106 p.

CHENEVIERES, P. (1989). *Méthodologie d'étude du transport transitoire de suspensions dans les milieux poreux. Application à la récupération améliorée des hydrocarbures par voie microbienne.* Thèse, INPL, Nancy.

CHUPEAU, J. (1991). Thèse de Doctorat, UFR des Sciences de la Terre, Université Paris VI.

COUDRAIN-RIBSTEIN, A. (1988). *Transport d'éléments et réactions géochimiques dans les aquifères.* Thèse de Doctorat ès Sciences, Université Louis Pasteur, Strasbourg.

DEGUELDRE, C., BAEYENS, B., GOERLICH, W., RIGA, J., VERBIST, J., STADELMAN, P. (1989). *Colloids in water from a subsurface fracture in granitic rocks, Grimsel test site, Switzerland.* Geochemica-Cosmochemica Acta, 53, 603-610.

DE PRETER, P., PUT, M., DE REGGE, P. (1991). *Migration of radionuclides in Boom clay. The interaction of safety assessment needs with experimental studies.* Symp. "Miration 91", Jerez de la Frontiera, Espagne, Oct. 1991.

DODDS, J. (1982). *La chromatographiue hydrodynamique.* Analusis, 10, 3, 109-119.

DUCREUX, J., BOCCARD, C., MUNTZER, P., RAZAKARISSA, O., ZILLIOX, L. (1990). *Mobility of soluble and non-soluble hydrocarbons in contaminated aquifers.* Water Sc. & Technol., 22, 6, 27-36.

GELHAR, L.W. (1986). *Stochastic subsurface hydrology, from theory to application.* WWR, 22, 9, 135S-145S.

GSCHWEND, P.M., REYNOLDS, M.D. (1987). *Monodisperse ferrous phosphate colloids in an anoxic groundwater plume.* J. Contaminant Hydrol., 1, 309-327.

HOEHN, E., SANTSCHI, P.H. (1987). *Interpretation of tracer displacement during infiltration of river water to groundwater.* WWR, 23, 4, 633-640.

JACKSON, R.E., INCH, K.J. (1989). *The in situ adsorption of 90-Sr in a sand aquifer at the Chalk River Nuclear Laboratory.* J. of Contaminant Hydrol., 4, 1, 27-50.

JAMET, Ph, et al., 1993, *Hydrogeochemical modelling of an active system of uranium fixation by organic soils and sediments (Needle's Eye, Scotland),* Mineral. Deposita 28, 66-76.

JAUZEIN, M. (1988). *Méthodologie d'étude du transport de solutés dans les milieux poreux. Application à l'étude du transport transitoire du Césium sous forme cationique (Cs+) dans un aquifère alluvial.* Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine, Nancy.

JAUZEIN, M., ANDRE, C., MARGRITA, R., SARDIN, M., SCHWEICH, D. (1989). *A flexible computer code for modelling transport in porous media: impact.* Geoderma, 44, 95-113.

KIM, J.I., BUCKAU, G., KLENZE, R. (1987). *Natural colloids and generation of actinide pseudocolloids in groundwater.* In: Natural analogues in radioactive waste disposal, B. Come et N.A. Chapman, ed. Graham and Trotman, London. 289-299.

LALLEMAND-BARRES, A., PEAUDECERF, P. (1978). *Recherche des relations entre les valeurs de la dispersivité macroscopique d'un aquifère, ses autres caractéristiques et ses conditions de mesure.* Bulletin du BRGM, sect. 3, n°4.

LONGSWORTH, G., IVANOVICH, M. (1989). *The sampling and characterization of natural groundwater colloids: studies in aquifers in slate, granite and glacial sand.* Harwell Laboratory, Harwell, UK, NSS/R 165.

MARSILY, G. de (1981). *Hydrogéologie Quantitative.* Masson, Paris.

MARSILY, G de, FARGUE, D., GOBLET, P. (1987) *How much do we know about coupled transport processes in the geosphere and their relevance to performance assessment?,* Geoval Proc., publication OCDE, 475-491.

MARSILY, G. de (1986). *Quantitative hydrogeology, groundwater hydrology for engineers.* Academic Press, Orlando, Florida.

NERETNIEKS, I. (1980). *Diffusion in the rock matrix: an important factor in radionuclide retardation.* J. Geophys. Res., 85, 4379-4397.

RAMANANTSOA, B., MUNTZER, P., ZILLIOX, L. (1986). *Dissolution sélective d'un mélange d'hydrocarbures par l'eau en milieu poreux saturé. Application à la pollution des eaux souterraines par les produits pétroliers.* Revue des Sc. de l'Eau, 5, 2, 149-168.

RASOLOFONIANA, J.D., MUNTZER, P., ZILLIOX, L., RAZAKARISSA, O. (1988). *Impact de l'air résiduel sur les transferts d'hydrocarbures dissous dans l'eau à travers un sable naturel de quartz.* Stygologia, 4, 3, 209-227.

RAZAKARISSA, O., MUNTZER, P., RIMMELIN, P., ZILLIOX, L. (1992). *Incidence de la source de pollution sur la dissolution et la rétention sélective d'hydrocarbures en milieu poreux saturé en eau.* Revue des Sc. de l'Eau, 5, 2, Juin 1992.

SARDIN, M., KREBS, R., SCHWEICH, D. (1986). *Transient mass-transport in the presence of non-linear physico-chemical interaction laws: progressive modelling and appropriate experimental procedures.* Geoderma, 38, 115-130.

SCHWARZENBACH, R.P., WESTALL, J. (1984). *Sorption of hydrophobic trace organics in groundwater systems.* Proc. Symp. "Degradation, Retention, Dispersion of Pollutants in Groundwater", E. Arvin, Univ. Copenhague, Danemark.

SCHWILLE (1984). *Migration of organic fluids immiscible with water in the unsaturated zone.* In: Pollutants in porous media, Yaron et al. ed., Ecological Studies, 47, 27-48, Springer-Verlag, Berlin.

SIGG, L., STUMM, W., BEHRA, PH. (1992) *Chimie des milieux aquatiques. Chimie des eaux naturellles et des interfaces dans l'environnement.* Masson, Paris.

STUMM, W., MORGAN, J.J. (1981) *Aquatic chemistry, an Introduction Emphasizing Chemical Equilibra in Natural Waters.* John Wiley & Sons, New-York.

VINCENT, F. (1991) *Contribution à l'étude du fonctionnement d'une décharge. Modélisation du comportement hydrodynamique et biologique d'un déchet-type,* Thèse de Doctorat, Ecole des Mines de Paris, 210p.

YEH, G.T., TRIPATHI, V.S. (1989) *A critical evaluation of recent developments in hydrogeochemical transport models of reactive multichemical components.* Water Resour. Res. 25, 1, 93-108.

DEBAT APRES LA CONFERENCE I. 3

Animateur : M. Ledoux

(M. Samaden)
Quelle est la modélisation actuelle des fractures en distinguant les failles et les fractures?

(M. Ledoux)
J'ai montré un exemple tout à l'heure qui n'a pas valeur de référence, mais qui est un exemple d'approche possible. Je vous ai montré un réseau de fractures qui est engendré à partir d'objets élémentaires qui sont des disques. Il y a des approches qui consistent à prendre des élipses, des rectangles, etc.
Deux problèmes:
1) l'objet élémentaire, la façon dont vous allez interconnecter ces objets entre eux,
2) les propriétés que vous allez injecter sur chacun des objets pour engendrer les propriétés du réseau.
Là, je vous ai parlé de l'aspect stochastique lié à la géométrie, j'aurai pu vous parler aussi de l'aspect stochastique lié aux propriétés de perméabilité, d'emmagasinement, etc. ou de dispersion de chaque objet. Quand vous prenez un milieu réel vous aboutissez très vite à des dizaines de milliers de fractures dans le modèle ce qui est maintenant relativement possible avec de l'informatique standard de type station de travail.

(M. Carbonnel)
Que penses-tu de l'analyse fractale comme description géométrique du milieu, est-ce que cela a un avenir, est-ce que on peut l'envisager dans le cadre de modélisation que tu proposes?

(M. Ledoux)
Question perfide. L'important c'est d'engendrer des hétérogénéités qui soient représentatives. Si une analyse fractale permet en traitant des données réelles de fabriquer des modèles qui me donnera des réalisations qui ont des chances d'être proches de la réalité, je suis preneur. Il n'y a pas de réponse, si ça marche, c'est bien, sinon...

(M. Carbonnel)
Ce que je voulais dire c'est que à l'heure actuelle il y a des études faites dans ce domaine au niveau des fractures en particulier, je pense à la craie, est-ce que cela a été transféré à la modélisation?

(M. Ledoux)
Pour autant que je le sache, cela n'a pas été transféré sur les types de modélisation que l'on connaît, mais il faudrait demander l'avis de l'assistance.

(M. Bocquillon)
Je pense que effectivement cela a été fait dans le domaine du superficiel, et je crois que l'avantage des fractales est de justement de ne pas avoir une hétérogénéité du type comme celle qui vient d'être présentée qui est une hétérogénéité homogène dans l'espace. Le fractal a l'avantage d'avoir une hétérogénéité emboîtée et donc une structure qui est autosimilaire ou multisimilaire; il y a eu des travaux qui ont été fait qui estiment le fonctionnement de tels systèmes, cela a été fait en particulier au niveau des sols.

(M. Carbonnel)
Cela a été fait, mais ce que je voudrais savoir c'est si cela a été transféré à la modélisation, et en particulier le passage d'échelles, le changement d'échelles pourrait être favorisé ou du moins simplifié si on utilisait les fractales.

(M. Bocquillon)
Tout à fait, c'est une des méthodes pour effectuer le changement d'échelles, mais disons que pour le moment, on en est à la représentation de ce que de Marsily appelait la géométrisation du milieu et on n'en est pas encore au passage aux lois de fonctionnement liées à cette structuration.

(M. Ackerer)
On a beaucoup parlé de Kd ou disons modéliser les interactions physico-chimiques avec un Kd ou alors avec des processus compliqués et de Marsily a dit: si cela ne marche pas avec un paramètre, je rajoute un autre processus avec plusieurs paramètres et si j'ai suffisamment de paramètres, j'arrive à caler un peu n'importe quoi. Si je veux faire de la prévision, qu'est ce que j'ai intérêt à faire? Est ce que j'ai intérêt à choisir un modèle où je sais que les processus sont mal décrits mais j'ai peu de paramètres, le Kd, ou au contraire est ce que j'ai intérêt à travail avec un modèle dont je sais que les processus sont relativement bien écrits mais avec beaucoup de paramètres en sachant que, peut-être, les paramètres que j'ai calé ne sont pas les bons.

(M. Ledoux)
Je crois qu'il y a paramètres et paramètres, si on regarde par exemple un modèle à couplage modèle thermodynamique et modèle de transport, je pense que les paramètres, les constantes thermodynamiques qui sont dans le modèle ne sont pas des paramètres du même type que la perméabilité, le coefficient d'emmagasinement ou la porosité; si on construit ce genre de modèle c'est qu'on a l'espoir qu'on va pouvoir avoir des banques de données universelles qui vont caractériser telle équation chimique portant sur telle espèce chimique, on ne va pas s'amuser avec ces modèles à déterminer les constantes thermodynamiques par calage, on va les injecter car on les prendra dans son laboratoire, car on fera l'expérience qui correspond au système géochimique actif qui est présent dans le terrain. En faisant cela, on multiplie le nombre de paramètres mais on ne multiplie pas le nombre de degré de liberté du modèle.

(M. Masbernat)
A propos des questions sur la paramétrisation de phénomènes locaux, est-ce qu'il faut distinguer paramètre et variable, à savoir que certaines modélisations vont demander des variables internes supplémentaires qu'il faudrait peut-être transporter; en combustion, on a une réaction qui dépend du nerf de contact d'un flanc de flamme, ce n'est pas un paramètre, cela devient rapidement une

variable qu'il faut transporter, ceci est une remarque générale vis à vis de ces problèmes de milieux; que fait-on très souvent, ces variables n'étant pas accessibles, on fait plus confiance précisément à une simulation directe à très petite échelle partant des lois qui elles font appel ou à des paramètres physiques et non pas à des paramètres de modélisation pour essayer de faire émerger les paramètres de modélisation où il est nécessaire d'introduire de nouvelles variables internes dans la modélisation; je ne suis pas sûr que dans ces problèmes dont l'aspect diphasique de transfert ont une matrice solide et un fluide, effectivement il y a des tentatives actuellement d'essayer de remonter à ces lois à partir de simulation directe, est-ce qu'il y a des choses envisagées au niveau du milieu poreux, au niveau de ces transferts réactifs?

(M. Ledoux)
Le problème de transport comporte deux problèmes, hydrodynamique d'abord qui est censé donner les vitesses, et un problème de transport qui est censé donner des concentrations à partir d'un paramètre qui est la vitesse; le modèle de transport sera bon ou mauvais en fonction de la qualité de la prévision, de la connaissance de la vitesse, il ne viendrait à l'idée de personne d'aller mesurer des vitesses pour aller directement introduire cela comme paramètre cette fois-ci dans le modèle de transport, on va mesurer des grandeurs qui vont permettre par le calcul de remonter à la vitesse. La connaissance de la vitesse est fondamentale pour l'équation de transport.

(M. Masbernat)
Je parlais de couplage cinématique de réaction interfaciale avec l'écoulement.

(M. Carbonnel)
Il semblerait que tu aies axé ton exposé sur des pollutions à caractère ponctuel et qui se propagent, est-ce que le modèle que tu présentes est applicable aussi à des pollutions diffuses, où là il n'y a pas UNE source mais une multitude de sources?

(M. Ledoux)
Ces problèmes de description du passage de l'hétérogénéité à la connectivité est cruciale pour les pollutions ponctuelles, en fait cela va s'arranger avec des pollutions diffuses. Si on donne une dimension aux nuages, enfin au terme source de pollution ponctuelle, on va fabriquer au niveau du thermo-source une prise de moyenne qu'on n"aura pas à faire avec le modèle. Plus la pollution est diffuse mieux cela va marcher.

(M Carbonnel)
Tu sais mieux modéliser les nitrates dans les nappes que des sources ponctuelles de métaux lourds?

(M. Ledoux)
Non, ce n'est pas ce que j'ai dit: on sait mieux modéliser le transport d'un élément introduit de manière diffuse, indépendamment de la génération de cet élément, indépendamment de l'interaction qu'il peut avoir dans le milieu que le transport d'un élément même non réactif qui est introduit de manière ponctuelle, c'est purement hydrodynamique.

LA MODELISATION EN MILIEU MARIN COTIER

Jean Claude SALOMON,
Chef du laboratoire Hydrodynamique et Sédimentologie
IFREMER Centre de Brest

Résumé

La démarche intellectuelle de la modélisation, les équations mathématiques et les grandes catégories de modèles sont passées en revue en détaillant davantage les modèles tridimensionnels.

On insiste particulièrement sur la continuité du milieu hydraulique entre le fleuve et l'océan, et sur la nécessité d'avoir une vision globale des processus que l'on modélise.

On conlut à des possibilités techniques très réelles mais à un retard dans le transfert des méthodes vers le monde socio-économique.

INTRODUCTION : La continuité du milieu hydraulique

De tout temps l'homme a utilisé le milieu hydraulique pour se débarrasser des sous-produits indésirables de son activité. Et puisque toutes les rivières parviennent à la mer, une multitude de substances qu'il rejette sur les continents l'atteindront également et s'ajouteront à celles qu'il y déverse directement ou qui retombent de l'atmosphère.

Fort heureusement, le milieu marin est très vaste. Il recouvre 71 % de la surface du globe et représente 94 % de l'hydrosphère, soit 1,3 10^{18} m^3 (2,4 10^8 m^3 par habitant, ou un cube de 625 m de côté). En raisonnant de cette manière globale, on constate que le volume d'eau potentiellement utilisable par un habitant de notre planète pour y rejeter ses déchets et laisser à la nature le soin de les recycler (si possible) est très important. Il n'est tout de même pas infini. Il faut surtout lui conserver une qualité suffisante pour permettre d'autres usages, dont l'aptitude à la vie de la flore et de la faune marine. Les conditions de vie de l'homme en dépendent largement.

Mais les chiffres moyens établis ci-dessus ont peu de signification car ils sous-entendent une homogénéité des sources et du milieu qui n'existe pas (figure 1) :

- La circulation marine profonde est extrêmement lente et le temps de renouvellement des océans se compte en siècles, c'est dire que les rejets de l'ère industrielle n'ont pas encore atteint les grands fonds. A ce jour, il ne se sont dilués que dans une fraction de l'hydrosphère.

- Les rejets sont effectués de manière spatialement très hétérogène, en majorité au long des fleuves et en bordure des côtes, souvent par profondeurs très faibles.

- L'hydrodynamique marine est telle que les courants côtiers sont généralement dirigés parallèlement au rivage (et non pas perpendiculairement à lui). Ces régions sont souvent le siège de fronts de densité qui inhibent le mélange turbulent. L'échange avec les eaux du large se fait donc très mal. Il n'y a guère que les phénomènes d'upwelling qui contribuent réellement au renouvellement des eaux côtières.

Au long des côtes nord-européennes de la Manche et de la Mer du Nord, par exemple, s'écoule un flux d'eau moyen de 120 000 m^3/s, qui en 2 ans environ, transite du nord de la Bretagne à l'entrée de la mer Baltique (figure 2). C'est donc un volume de 8.10^{12} m^3 que se partageront, durant ces deux années, quelque 10^8 habitants, soit 4 10^4 m^3 par habitant et par an. Cela représente environ 10^4 fois moins que la valeur citée plus haut (cube de 15 m de côté seulement). Encore ce chiffre n'est-il également qu'une moyenne, et localement, près des estuaires notamment ou dans le fond des baies la situation pourra s'avérer beaucoup plus préoccupante.

On retiendra surtout de ce chiffre (120 000 m^3/s), qu'il est équivalent à celui d'un grand fleuve (débit de l'Amazone : 180 000 m^3/s) tandis que la population qui s'y rapporte est plus considérable. Les eaux marines côtières subissent parfois, et c'est le cas en Europe, un pression humaine du même ordre que les eaux continentales. Il en résulte les problèmes que chacun connaît, de pollution des eaux et des plages, de mortalités ou de maladies des animaux, de disparition d'une partie de la faune et de la flore marine, d'impropreté à la consommation de coquillages, d'eutrophisation et de dérèglements divers de l'écosystème.

En matière de dilution des effluents qui proviennent du continent, il y a donc continuité entre le domaine fluvial et le milieu marin littoral.

LA CONSTRUCTION D'UN MODELE MATHEMATIQUE

La démarche générale

Un modèle global de gestion des pollutions marines doit rassembler plusieurs composantes qui sont : le devenir dans le milieu hydraulique, le transfert dans d'autres compartiments de l'écosystème, l'impact sur la vie de l'homme et sur l'économie, et un volet de réglementation.

Le domaine du transport et du mélange dans le milieu hydraulique semble se prêter le mieux à la modélisation mathématique, puisque si l'on exclut le compartiment sédimentaire, les équations d'évolution et de bilan peuvent être considérées comme connues. Elles sont en revanche très difficiles à résoudre, voire impossibles par voie analytique, et un effort de calcul numérique très important est nécessaire pour parvenir à des solutions satisfaisantes. Au cours de leur développement, ces modèles sont donc parfois devenus momentanément l'affaire de mathématiciens. Mais la modélisation d'un système naturel n'est pas seulement un travail de résolution numérique d'équations mathématiques. Il s'agit d'un travail complexe, pluridisciplinaire, fait d'une succession d'étapes conceptuelles ou matérielles qu'il convient de réaliser de manière cohérente : il faut identifier

un système, définir la fenêtre spectrale (espace et temps) dans laquelle on veut le représenter, établir les lois de comportement et d'échange, définir et rassembler les conditions aux limites nécessaires, effectuer une résolution numérique du système, puis analyser et interpréter les résultats obtenus (figure 3).

Pour être satisfaisante, cette démarche doit se composer d'étapes correctes pour chacune d'elles, mais également cohérentes entre-elles. Cela suppose, par exemple, que les hypothèses faite sur l'écoulement physique soient exactes, que les conditions aux limites soient compatibles avec les hypothèses et que la durée des simulations soit largement supérieure à l'échelle de temps de l'évolution du système naturel, faute de quoi la solution du modèle ne sera guère différente de l'état initial que l'on aura imposé. Il faut que la dimension spatiale du modèle (son ampleur) soit suffisante pour que les structures physiques soient générées à l'intérieur du domaine et non pas essentiellement forcées par des conditions aux limites, car en hydrodynamique, les modèles sont souvent intrinsèquement meilleurs que les données expérimentales qu'ils peuvent utiliser.

C'est donc une démarche longue au cours de laquelle les pièges sont multiples, et où il ne faut pêcher ni par excès, ni par défaut.

Si le modèle pêche par défaut, par exemple si le système est trop restreint (sa portée), les conditions aux limites insuffisantes, ou la méthode numérique médiocre, il est clair que le modèle sera mauvais. Mais si le modèle pêche par excès, le système devient surdimensionné, les échelles sont plus vastes que nécessaire, la méthode numérique trop sophistiquée, le maillage trop fin, etc., le modèle devient trop lourd. Compte tenu de ce que, dans cette discipline, les calculateurs actuels sont encore trop modestes, il faudra sacrifier d'autres aspects qui auraient été utiles et finalement le modèle ne s'avérera pas, non plus, satisfaisant.

Dans le compartiment physique qui nous intéresse ici, l'identification du système est assez facile, mais la définition des fenêtres spectrales (en temps et en espace) est complexe. Elle requiert une certaine expérience du même type de modèle et une connaissance approfondie de l'hydrodynamique marine côtière.

On a coutume de séparer les mécanismes de transport de substances dissoutes en deux catégories : diffusion et advection. En toute rigueur, il n'existe de diffusion que la diffusion moléculaire, qui est négligeable. La diffusion turbulente et la dispersion ne sont que la traduction mathématique de la séparation spectrale entre les mouvements que l'on décrit explicitement (part advective) et ceux que l'on n'exprime que par une opération de moyenne sur le temps (diffusion turbulente) et sur l'espace (dispersion). C'est dire qu'il faut avoir une connaissance préalable du spectre des mouvements marins locaux, pour distinguer judicieusement les composantes que l'on éliminera et déduire un paramétrage correct, de celles que l'on conservera. Celles-ci seront représentées par un système mathématique que l'on transposera ensuite aussi fidèlement que possible en un système numérique, qui sera résolu, à son tour, en fonction des conditions aux limites disponibles.

Cet aspect de conception globale de la démarche de modélisation et d'homogénéité de chacune de ses phases est certainement le plus délicat. Le savoir faire d'une équipe s'apprécie autant sur ce point, que sur son aptitude à résoudre le système mathématique final.

Les équations

Tous les modèles de transport et de dispersion de substances polluantes dans notre environnement reposent sur une base courantologique. Si ces substances se trouvent à l'état dissous elles seront envisagées simultanément aux variables hydrauliques, dans le cas contraire (liquides huileux, particules qui se sédimentent ou qui flottent), elles feront l'objet d'un calcul particulier qui s'ajoutera au calcul hydraulique.

a - L'hydrodynamique

Les équations de l'hydrodynamique sont connues. On en utilisera ici essentiellement trois : l'équation de la quantité de mouvement (qui découle des lois de Newton) et les équations de conservation de la masse appliquées au fluide et à un scalaire transporté par l'écoulement.

Elles s'écrivent :

Equation du mouvement (3 composantes) :

$$\rho\left(\frac{\partial u}{\partial t}+\vec{U}.\nabla u+fv\right)=\frac{\partial p}{\partial x}-\rho\left(\frac{\partial \overline{u'u'}}{\partial x}+\frac{\partial \overline{u'v'}}{\partial y}+\frac{\partial \overline{u'w'}}{\partial z}\right)$$

$$\rho\left(\frac{\partial v}{\partial t}+\vec{U}.\nabla v+fu\right)=\frac{\partial p}{\partial y}-\rho\left(\frac{\partial \overline{u'v'}}{\partial x}+\frac{\partial \overline{v'v'}}{\partial y}+\frac{\partial \overline{v'w'}}{\partial z}\right)$$

$$\rho\left(\frac{\partial w}{\partial t}+\vec{U}.\nabla w\right)=-\frac{\partial p}{\partial z}-\rho g-\rho\left(\frac{\partial \overline{u'w'}}{\partial x}+\frac{\partial \overline{v'w'}}{\partial y}+\frac{\partial \overline{w'w'}}{\partial z}\right)$$

Equation de la masse (eau et scalaire)

$$\frac{D\rho}{Dt}+\rho\nabla.\vec{U}=0$$

$$\frac{\partial c}{\partial t}+\vec{U}.\nabla c=-\left(\frac{\partial \overline{(u'c')}}{\partial x}+\frac{\partial \overline{(v'c')}}{\partial y}+\frac{\partial \overline{(w'c')}}{\partial z}\right)$$

x, y, z :	coordonnées cartésiennes
u, v, w :	composantes du vecteur vitesse U
u', v', w' :	fluctuations de la vitesse
ρ :	densité
c :	scalaire
p :	pression
f :	facteur de Coriolis
g :	accélération de la pesanteur

Ces expressions font intervenir une séparation spectrale entre la partie qui est résolue par le modèle et celle que l'on veut ignorer parce que de trop haute fréquence. A cause de ces corrélations que l'on ne peut exprimer correctement, il faut soit paramètrer le système par des coefficients ou des fonctions empiriques, soit ajouter des relations supplémentaires pour le compléter.

Un critère de distinction des modèles, sur lequel on reviendra plus loin, naît de cette "fermeture turbulente".

Ce système mathématique constitue la base de tous les modèles en milieu hydraulique. Les équations étant couplées et non linéaires sa résolution, même numérique, est très complexe. En milieu côtier réel d'autres difficultés sont dues à la forme particulière du domaine. A l'heure actuelle tous les modèles d'écoulements transitoires en nature comportent encore quelques approximations. Il faut donc avoir une connaissance suffisante de l'hydrodynamique du site pour effectuer les compromis judicieux, et par exemple, éliminer les termes d'importance secondaire. L'accélération verticale peut généralement être négligée, mais il n'en est pas de même de la pente de la surface. Peut-on considérer que le facteur de Coriolis est constant ? Cela dépendra de l'ampleur du modèle. Peut-on négliger les différences de densité ? Jusqu'à quel point sera-t-il nécessaire de raffiner la fermeture turbulente ?...

La clé d'une bonne modélisation peut être ce choix initial que l'on effectue en fonction des données expérimentales et de l'expérience acquise. Il faut négliger les termes qui peuvent l'être sans priver le système naturel des principaux mécanismes qui le contraignent.

- La méthode des particules.

La résolution numérique de l'équation d'advection-diffusion rappelée ci-dessus, recèle de nombreux pièges, notamment parce que le terme d'advection est une dérivée du premier ordre et qu'une mauvaise approximation numérique introduit des effets parasites souvent supérieurs au terme de diffusion qui figure au second membre de l'équation. Une approximation décentrée introduit une forte diffusion et une expression centrée tend à provoquer une instabilité. Pour contourner cette difficulté certains auteurs traitent séparément l'advection, par un calcul de trajectoires de particules, et la diffusion par un déplacement aléatoire de ces mêmes particules autour de leur position après l'étape d'advection (figure 4). Cette méthode est critiquable car la construction des trajectoires n'élimine pas la diffusion parasite, et le calcul du mouvement aléatoire qui se fait indépendamment de toute notion de continuité du fluide, conduit à des erreurs. On peut ainsi, par exemple, obtenir sur des hauts fonds, des re-concentrations apparentes, totalement irréelles.

On peut souhaiter que ces procédés soient rapidement abandonnés, d'autant plus que les méthodes numériques modernes permettent de résoudre correctement la difficulté mentionnée plus haut.

b - Les hydrocarbures.

Les substances huileuses déversées en mer, tels que les hydrocarbures, ont un comportement différent de la masse d'eau. La théorie conduit à distinguer trois phases où prédominent successivement les forces de gravité et d'inertie, puis les forces de gravité et de viscosité, et enfin les forces de viscosité et de tension superficielle. Dans le cas d'un déversement instantané de plusieurs milliers de tonnes les deux premières ont une durée respective de l'ordre de l'heure et de la semaine.

Durant ce temps la tâche est advectée par les courants et les vents, et surtout subit de nombreuses transformations : évaporation, émulsification, dissolution, oxydation, biodégradation,

sédimentation, formation d'aérosols, etc. (figure 5). Les calculs théoriques atteignent donc rapidement leurs limites. On se contente souvent d'exprimer toutes ces transformations par des relations empiriques, et d'évaluer la dérive générale des nappes par une superposition du courant de surface et d'une dérive proportionnelle à la vitesse du vent.

On écrit généralement :

$\vec{V}=\vec{U}+0{,}04\vec{W}$

$\vec{V}$: vitesse de déplacement de la nappe

$\vec{W}$: vitesse du vent

Dans ce cas, le calcul hydrodynamique demeure approximatif et on se contente d'exploiter une base de données courantologiques issues de modélisations mathématiques ou de mesures. Les bases déduites de modèles peuvent être beaucoup plus riches que les secondes et devraient s'imposer à court terme.

c - La sédimentologie.

En sédimentologie, en dépit d'une littérature souvent pléthorique, nos connaissances demeurent très fragmentaires.

On distingue les sédiments fins et les sédiments grossiers :

- les premiers nous concernent davantage car ils contiennent une part importante de matières organiques sur lesquelles s'adsorbent nombre de substances polluantes. Ces particules ont une taille de l'ordre du micron ou moins, sont cohésives et donnent naissances par mélange avec de l'eau, à des fluides non newtoniens (plastiques, tixotropes...).

Lorsque ces sédiments sont en suspension, ils obéissent à une équation de bilan semblable aux précédentes, et comportant en plus un terme de chute :

$$\frac{\partial c}{\partial t}+(\vec{U}-\vec{W}_s).\nabla c=\left(\frac{\partial(\overline{u'c'})}{\partial x}+\frac{\partial(\overline{v'c'})}{\partial y}+\frac{\partial(\overline{w'c'})}{\partial z}\right)$$

$\vec{W}_s$: vitesse de chute

Le flux d'échange avec le fond n'est pas connu avec une grande précision. On utilise généralement des relations empiriques telles que les suivantes :

$$\phi_e=-M\left(\frac{\tau}{\tau_{ce}}-1\right) \qquad \text{si } \tau>\tau_{ce}$$

$$\phi_d=\vec{W}_s.c\left(1-\frac{\tau}{\tau_{cd}}\right) \qquad \text{si } \tau<\tau_{cd}$$

ϕ_e : flux d'érosion

ϕ_d : flux de dépôt
τ : tension exercée sur le fond
τ_{ce} : tension critique d'érosion
τ_{cd} : tension critique de dépôt

Gérer le compartiment sédimentaire du fond est un autre problème délicat : au cours du temps, ces matériaux vieillissent, se tassent, perdent une partie de leur eau et s'altèrent chimiquement.

- Les sédiments grossiers (sables et graviers) ont un comportement plus simple quand ils ne sont pas mélangés aux précédents. Ils ne s'altèrent pas, ne s'agglomèrent pas, mais on ne sait pas décrire leur mouvement avec précision. Leur vitesse de chute étant plus grande, on peut admettre qu'il y a équilibre à tout instant entre la capacité du fluide à transporter ces sédiments et la charge réelle. La quantité transportée se relie donc aux caractéristiques globales de l'écoulement par une relation empirique telle que la suivante :

$$Q_s = 0.05\rho U^2 \left[\frac{\rho}{\rho'}\frac{D_{50}}{g}\right]^{0.5} \left[\frac{\tau}{\rho' g D_{50}}\right]^{0.5}$$

Relation de Engelund et Hansen.

Q_s : quantité transportée
D_{50} : diamètre moyen des particules

Comme dans le cas précédent il est délicat de gérer correctement le fond, notamment du fait du pavage.

Ces éléments ne comportant qu'une partie organique tout à fait minime présentent peu d'intérêt, en tant que vecteurs de pollutions chimiques. Ils agissent pourtant sur notre environnement par leur impact physique, tel que l'enfouissement de végétaux et d'animaux, consécutif par exemple, à des rejets de produits de dragage, ce qui est une autre forme de pollution.

LES FAMILLES DE MODELES DE COURANTOLOGIE-DISPERSION

A l'image de la nature, tous les modèles courantologiques devraient être tridimensionnels et avoir une très large bande passante. Pour des raisons pratiques évidentes cela n'est pas toujours possible et on doit restreindre leurs supports temporels et spatiaux. Ainsi se définissent différentes catégories que l'on peut regrouper en familles.

La réduction du support par intégration sur une ou deux coordonnées spatiales conduit à des simplifications importantes. On définit ainsi des modèles à une dimension (horizontale ou verticale) et des modèles à 2 dimensions (en plan horizontal ou vertical).

Chaque simplification du système par élimination de variables d'état, restriction du nombre de coordonnées ou de la fenêtre spectrale, introduit des coefficients ou des fonctions arbitraires sur lesquels on peut agir pour contraindre le système à se comporter comme la nature semble le révéler. Il est clair que cette opération est dangereuse car elle réduit les degrés de liberté du modèle et peut, à la limite, le transformer en fonction d'interpolation.

1 - Les modèles à une dimension

- Les modèles à une dimension horizontale (1DH) ont connu un certain succès il y a une vingtaine d'années, surtout dans le domaine des rivières et des estuaires. Ils sont aujourd'hui largement périmés (pour ce qui concerne la partie hydraulique), mais ils constituent encore parfois la base de modèles opérationnels (figure 6).

- Les modèles à une dimension verticale (1DV) présument d'une quasi-homogénéité horizontale qui est rarement de mise en milieu côtier. Ils ont donc eu peu d'applications.

2 - Les modèles à deux dimensions

- Les modèles bidimensionnels verticaux (2DV) supposent une faible variation transversale. Ils ont été utilisés et le sont encore, dans des problèmes d'estuaires, notamment lorsque le compartiment des sédiments fins est pris en compte, car on ne peut supprimer la dimension verticale (figure 7).

- Les modèles en plan horizontal (2DH) ont été jusqu'à ce jour l'outil principal de la modélisation du transport et du mélange de rejets dissous, en milieu côtier. Ce succès tient au fait que, sur nos façades océaniques, le plateau continental est large, les courants et les vents sont violents et l'ensoleillement modéré. Les masses d'eau sont donc relativement homogènes et la valeur moyenne (sur la verticale) de chaque scalaire transporté par l'écoulement, est proche de sa valeur locale (figure 8).

Les modèles 2DH conviennent aussi parfaitement pour traiter de tous les phénomènes barotropes (ondes de tempêtes, marées). Ils se sont longuement perfectionnés depuis une dizaine d'années au moins, et sont devenus l'outil de routine des façades de la Manche et de l'Atlantique. On les a surtout utilisés pour des échelles de temps moyennes (heure-jour), mais dans ce type d'application, ils seront bientôt remplacés par les modèles tridimensionnels. Compte tenu de développements récents, on devrait les utiliser davantage aux échelles synoptiques ou à la macro-échelle (semaine-année) pour lesquelles ils semblent bien adaptés et moins onéreux.

A ces nouvelles échelles, les modèles 2DH devraient encore représenter l'état de l'art durant plusieurs années. En effet, si la substance dissoute possède un effet toxique notable et une quasi conservativité dans l'environnement marin, on devra la rechercher sur des durées importantes. Dans ce cas, d'une part l'hypothèse bidimensionnelle devient acceptable, d'autre part on aura avantage à éliminer les processus hydrodynamiques de méso-échelle et à calculer directement les composantes de basse fréquence qui nous intéressent.

Lorsque ces composantes du spectre que l'on veut écarter (par exemple la marée) sont également les plus énergétiques, leur élimination s'avère très délicate, car elles contribuent, au travers

de processus non linéaires à la partie du spectre que l'on veut conserver. Des progrès marquants ont été réalisés dans ce domaine, d'abord en introduisant la notion de "tension à méso-échelle" (Ronday, 1976), puis en substituant les courants de Lagrange (en suivant la masse d'eau) aux courants d'Euler (au point fixe) (Salomon et Breton, 1991).

Des simulations de ce genre ont été effectuées récemment sur la dispersion des rejets de l'usine de retraitement des combustibles nucléaires de la COGEMA (située au cap de la Hague), à travers la Manche et la Mer du Nord. On a pu montrer que ces modèles bidimensionnels à long terme (en coordonnées de Lagrange) calculaient le déplacement et la dilution d'un élément dissous et conservatif, sur une durée de l'ordre de l'année, avec une erreur finale de 20 % environ, alors que la dilution depuis l'émissaire était de 100 millions (figure 9). Ces simulations sont en outre peu onéreuses et se prêtent bien à un couplage avec les compartiments chimiques ou biologiques de l'écosystème.

Toutefois ces modèles 2DH ne peuvent s'appliquer ni au champ proche de l'émissaire, ni aux régions de grande profondeur. Il faut alors utiliser un modèle tridimensionnel.

Les modèles tridimensionnels

Fréquemment les substances auxquelles on porte intérêt ne sont nocives qu'au delà d'un certain niveau de concentration. Si on s'écarte rapidement de ce seuil, grâce à une forte dilution physique ou à la dégradation du produit (exemple des bactéries non marines), les fenêtres spectrales pourront être réduites à quelques heures ou quelques kilomètres, par exemple. Dans ce cas, même en profondeur limitée, on ne pourra accepter l'hypothèse d'une homogénéité verticale et il faudra faire un calcul dans les trois dimensions. Ces modèles sont également nécessaires pour des grandes profondeurs ou pour des écoulements forcés par le vent ou des gradients de densité.

Les modèles tridimensionnels sont encore assez peu répandus, davantage pour des problèmes d'investissement dans l'écriture de codes numériques ou de maîtrise de la technologie, que pour des raisons de coût du calcul proprement dit. On sait en effet que durant les cinq dernières années, la puissance des ordinateurs, à coût égal, s'est accrue d'un facteur 5 à 10. Cela signifie que l'on peut actuellement (1993) effectuer une simulation par modèle tridimensionnel pour le même coût que l'on pouvait le faire par modèle bidimensionnel, en 1985.

Ces modèles résolvent les équations citées plus haut, sans réduction du support. La part d'empirisme est donc très largement réduite et la faculté qu'avait le modélisateur de contraindre le modèle à respecter certaines valeurs mesurées n'existe pratiquement plus. La comparaison avec ces données de l'expérience est toujours nécessaire à titre de vérification des calculs, et donc des hypothèses que l'on a faites, plutôt que pour une éventuel réglage qui est rendu presque impossible (figure 10).

Fondées sur les équations générales rappelées plus haut, presque tous les modèles du milieu marin admettent l'incompressibilité de l'eau, l'approximation hydrostatique et l'approximation de Boussinesq :

- L'eau étant incompressible pour des profondeurs raisonnables, l'équation de la conservation de la masse peut être transformée. Il vient : $\nabla.U=0$

- Les accélérations verticales étant très faibles, la composante verticale de l'équation du mouvement se réduit à l'équilibre hydrostatique :

$$\frac{\partial P}{\partial z} = -\rho g$$

- Les écarts de densité étant faibles, on peut supposer la masse volumique constante, sauf dans le terme de gradient de pression.

$$\frac{1}{\rho}\frac{\partial P}{\partial x} = g\frac{\partial \zeta}{\partial x} + \frac{g}{\rho_o}\int_z^{\zeta}\frac{\partial \zeta}{\partial x}dz'$$

ζ : cote de la surface

Au delà de ces trois principes généraux, différentes approximations successives, ou des choix techniques, conduisent à des variantes du même type de modèle :

- Si les simulations sont de courte durée, le calcul des champs de densité pourra éventuellement être découplé du calcul des courants.

- On a déjà mentionné que le système de Navier Stokes devait être complété par des relations liant les produits de fluctuations turbulentes à l'écoulement moyen. Plusieurs options sont envisageables. On introduit le plus souvent des tenseurs de viscosité et de diffusivité que l'on peut, soit exprimer directement à partir des grandeurs moyennes, soit relier aux caractéristiques turbulentes de l'écoulement par l'intermédiaire de l'énergie cinétique turbulente et du taux de dissipation de cette énergie. On définit ainsi des modèles de turbulence à 0, 1 ou 2 équations.

Ce choix est très important car il peut conduire à accroître beaucoup la complexité des calculs. En règle générale, si les courants sont intenses et les profondeurs sont faibles, la dissipation d'énergie sur le fond est importante et le rôle des coefficients de viscosité selon l'axe vertical domine largement celui des termes horizontaux. On peut donc utiliser un paramétrage à une équation selon l'axe vertical et zéro équation dans le plan horizontal. Inversement, si les flux d'énergie sont faibles et les profondeurs importantes, il peut être nécessaire d'utiliser des modèles de turbulence à deux équations.

A ces premières différences qui portent sur la formulation du modèle, s'en ajoutent d'autres qui tiennent aux méthodes numériques :

On peut tout d'abord effectuer un changement de repère spatial. Cette transformation peut se faire dans le plan horizontal (coordonnées x et y), mais ne présente que peu d'intérêt en milieu naturel. Par contre la coordonnée verticale est souvent transformée en coordonnée réduite (dite coordonnée σ), c'est-à- dire en fractions de la profondeur locale z/H. σ varie alors en tout point entre 0 et 1. Dans ce cas on définit ensuite le même nombre de points de calcul, quelle que soit la profondeur. Cela facilite la résolution numérique. Par contre, la réponse spectrale du modèle n'est plus la même sur tout le domaine et la solution physique s'en trouve altérée. On se méfiera particulièrement de cette transformation dans le cas de fortes variations des profondeurs.

Selon les zones géographiques, il peut également être utile, sinon indispensable, d'introduire la possibilité de traiter les zones découvrantes en cours de calcul.

Plusieurs procédures d'intégration selon le temps peuvent être utilisées. Les unes, dites "explicites", sont simples mais conduisent à une limitation de l'intervalle d'intégration, d'autres dites "implicites"peuvent éliminer cette contrainte, mais conduisent à des résolutions matricielles très lourdes. Entre ces deux catégories, se définissent de nombreuses possibilités intermédiaires, dont les plus connues sont sans doute les méthodes "implicites en directions alternées", successivement implicites et explicites dans chaque direction spatiale, et les méthodes à "pas fractionnaire", qui résolvent séparément et successivement chaque opérateur des équations de Navier Stokes (convection, propagation et diffusion).

Les modes internes et externes, solutions des équations hydrodynamiques, ayant des critères de stabilité différents, on effectue souvent une résolution séparée de chacun d'eux avec des pas de temps adaptés, plus petits pour les modes barotropes que pour les modes baroclines.

Une autre distinction importante peut être faite sur la méthode de transformation du système mathématique en système numérique. On distingue surtout les méthodes de "différences finies" et les méthodes "d'éléments finis". En fait, il n'y a pas de différences de fond entre ces deux catégories, et on peut montrer qu'elles sont équivalentes. Les éléments finis sont mieux adaptés à un maillage irrégulier, qui permet notamment de respecter une ligne de discontinuité. Dans le milieu naturel ces lignes de fracture sont l'exception, surtout si le modèle traite les zones découvrantes et cette possibilité d'employer des mailles variables peut déformer les solutions. Il faut donc y recourir avec discernement. En pratique, les méthodes aux différences finies sont les plus fréquemment utilisées.

Ainsi, en croisant les diverses options, dont on n'a donné ici qu'un aperçu incomplet, on parvient à un nombre de possibilités considérable. Comme on l'a dit plus haut, une bonne expérience de ces modèles et une base données aussi riche que possible, permettront de faire le meilleur choix.

De même que pour les autres catégories de modèles, la précision requise augmente avec la durée des simulations. Ce qu'il est facile de réaliser sur quelques heures, devient une gageure sur des échelles du mois ou de l'année. Là se situe la limite des modèles actuellement en routine et la frange qui progresse par un travail de recherche.

Mais la situation actuelle est très encourageante et des modèles "3D, long terme" existent déjà (figure 11), à des niveaux de maturité différents pour nos trois façades marines. La France se trouve en très bonne place parmi les autres grandes nations.

CONCLUSION

Les modèles de transport et dilution de substances polluantes dans notre environnement marin sont avant tout des modèles de courantologie. Sur ce point les hydrauliciens ont l'avantage sur leurs collègues de disciplines plus naturalistes, de connaître les équations qui décrivent le système qu'ils étudient. Mais ces équations, appliquées au milieu naturel, sont extrêmement complexes, et ce n'est que depuis deux décennies environ qu'ils ont pu tirer profit des avancées de l'analyse numérique et de l'informatique pour construire des modèles toujours plus semblables à la nature, et obtenir des résultats toujours plus précis.

Ainsi, on a vu apparaître et se développer plusieurs générations de modèles, tout d'abord à une dimension, puis à deux dimensions, et depuis quelques années à trois dimensions. Les premiers sont désormais obsolètes, mais peuvent encore rendre des services dans quelques taches simples ; les derniers (2D long terme et 3D) sont encore pour partie, au stade du développement et pour partie déjà, à celui des applications de routine.

Un facteur limitant de cette discipline aura été, pour un temps, la taille des calculateurs, mais cette époque est en voie d'être révolue. Des machines, sans cesse plus rapides, apparaissent et surtout de nouvelles architectures sont proposées (vectorielles, parallèles) qui, au prix d'une re-écriture des codes permettent, et permettront encore, des gains considérables. On consacre désormais souvent plus d'effort au traitement préalable des données, et surtout à l'exploitation des résultats (visualisations 3D, animations), qu'à la résolution du système de Navier-Stokes.

D'ores et déjà, lorsque ces modèles peuvent être "alimentés" par des conditions aux limites correctes, ils sont en mesure de résoudre à peu près tous les problèmes de transport et dilution des substances dissoutes dans le milieu hydraulique, du moins sur des échelles moyennes. L'un des points faibles, notamment pour des calculs de long terme, est la difficulté de disposer de ces conditions aux limites. On a aujourd'hui, pratiquement abandonné leur mesure en nature et on recourt souvent à des modèles de plus grande emprise. La bonne démarche semble être le couplage entre un modèle d'approche, recouvrant approximativement le plateau continental (2DH ou 3D), et un modèle local, qui sera à très court terme exclusivement tridimensionnel.

Devant ce constat technique plutôt favorable, on pourra s'interroger sur les raisons du hiatus qui semble séparer l'état de l'art et les méthodes qui sont encore employées pour traiter de ces problèmes dans le monde réel.

Tout d'abord, pour être envisagées de façon complète, ces questions de comportement des polluants dans le milieu hydraulique doivent atteindre le retour à l'homme. Elles doivent donc inclure des volets de chimie et de biologie qui, souvent, n'ont pas encore accédé à un niveau de développement comparable. Ne pouvant pas tirer tout le profit de cette base hydraulique, on peut être incité à la simplifier.

On observera aussi que les progrès de cette discipline ont été très rapides et ne sont pas encore totalement connus ni acceptés par notre société. Cela concerne surtout le monde des décideurs (industriels ou collectivités publiques) dont les personnels n'ont pas reçu, au cours de leur cursus, l'information suffisante. Rien ne ressemble plus à un modèle mathématique qu'un autre modèle mathématique, si on ne les juge que sur des résultats graphiques d'apparence flatteuse. Il nous appartient sans doute, notamment par des séminaires tels que celui-ci, de contribuer à ce travail

d'information et de communication. Cela concerne aussi le tissu des petites sociétés d'étude qui travaillent dans ce créneau et n'ont pas toujours eu la possibilité de s'investir suffisamment dans ces nouvelles techniques. Elles continuent donc à proposer des méthodes plus traditionnelles.

Le "marché" n'a pas encore atteint son équilibre, la répartition des compétences évolue rapidement et le coût de ces études n'est pas stabilisé.

Enfin, les préoccupations d'ordre environnemental qui sous-tendent ces études sont encore récentes. On peut espérer qu'elles se généraliseront et induiront des flux financiers plus importants que par le passé, ce qui contribuera à généraliser l'usage de ces modèles mathématiques qui sont à coup sûr, l'outil de l'avenir.

Littérature citée

Bishop J.M., 1984. *Applied oceanography*. John Wiley and Sons, New York.

Nihoul J.C.J., 1976. *Projet Mer. Vol. 1 : modélisation des systèmes marins*. Service du 1er Ministre, Bruxelles.

Ronday F. 1976. *Modèles hydrodynamiques. Modélisation des systèmes marins.* Projet mer. Rapport final. Service du premier Ministre. Bruxelles.

Salomon J.C. et Breton M., 1991. *Courants résiduels de marée dans la Manche, Océanologica Acta.* Vol Sp. n° 11 : 47-53

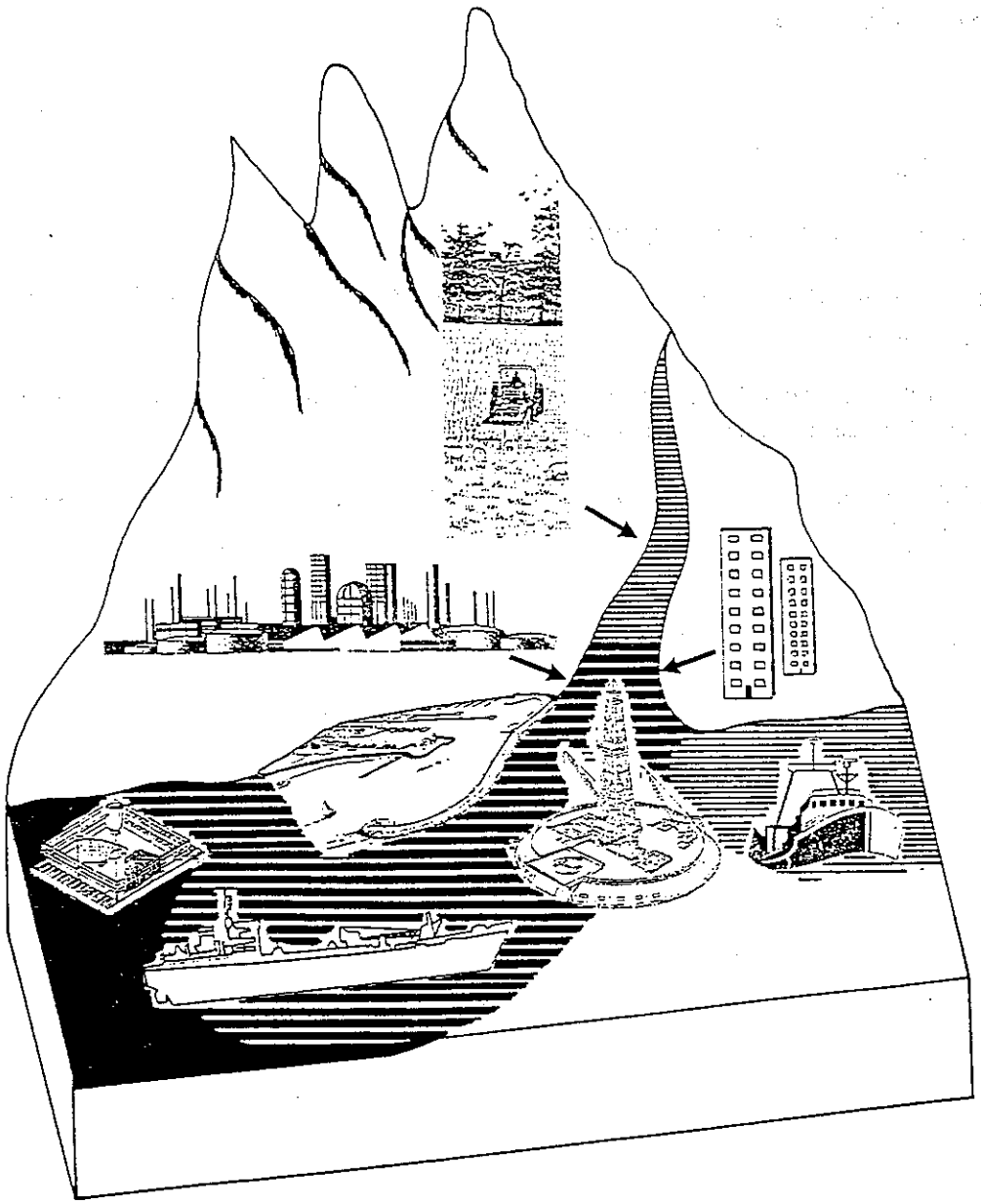


Figure 1 : Vision schématique des principaux apports d'effluents à la zone côtière.

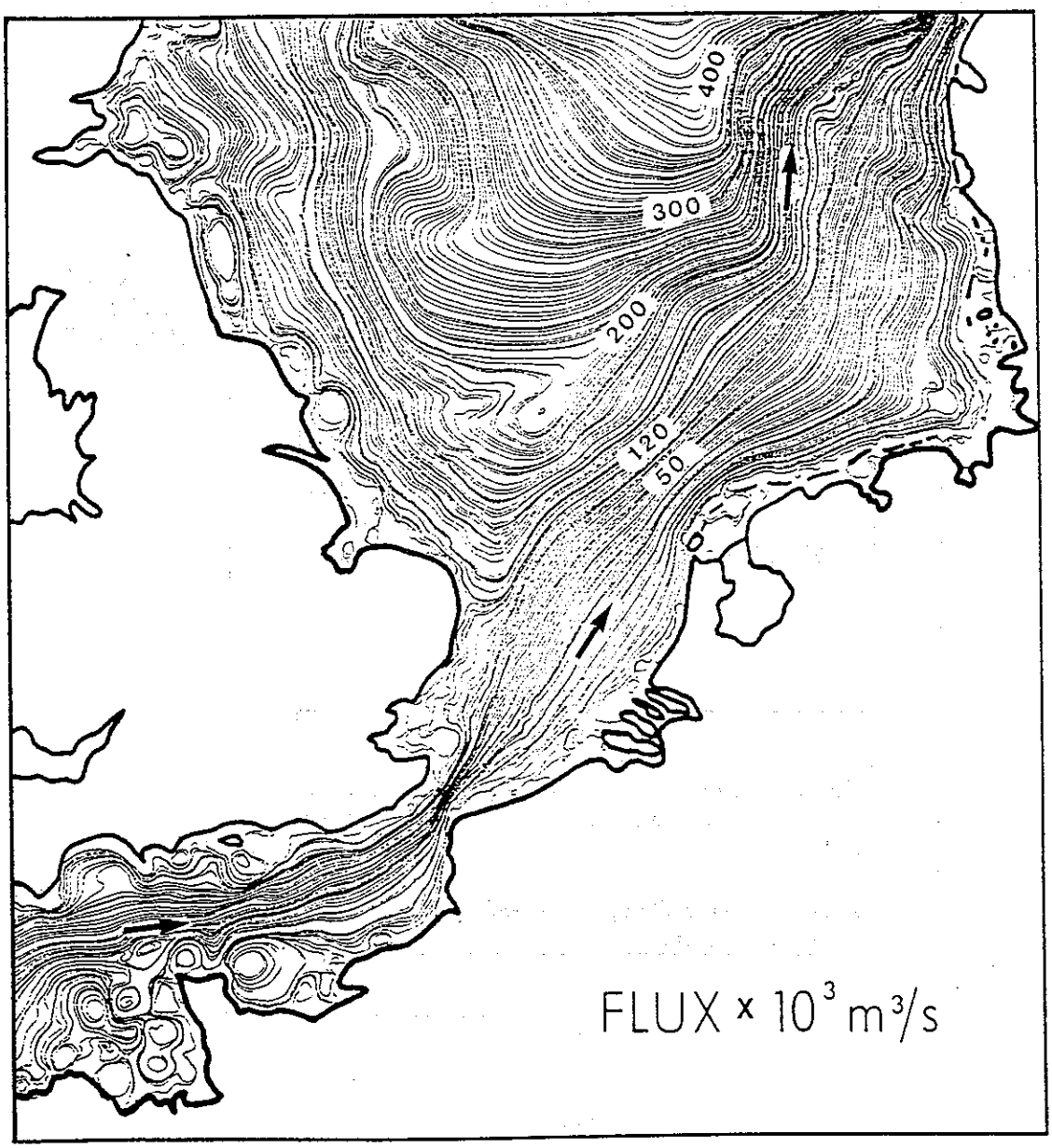


Figure 2 : Ecoulement moyen en Manche et Mer du Nord.

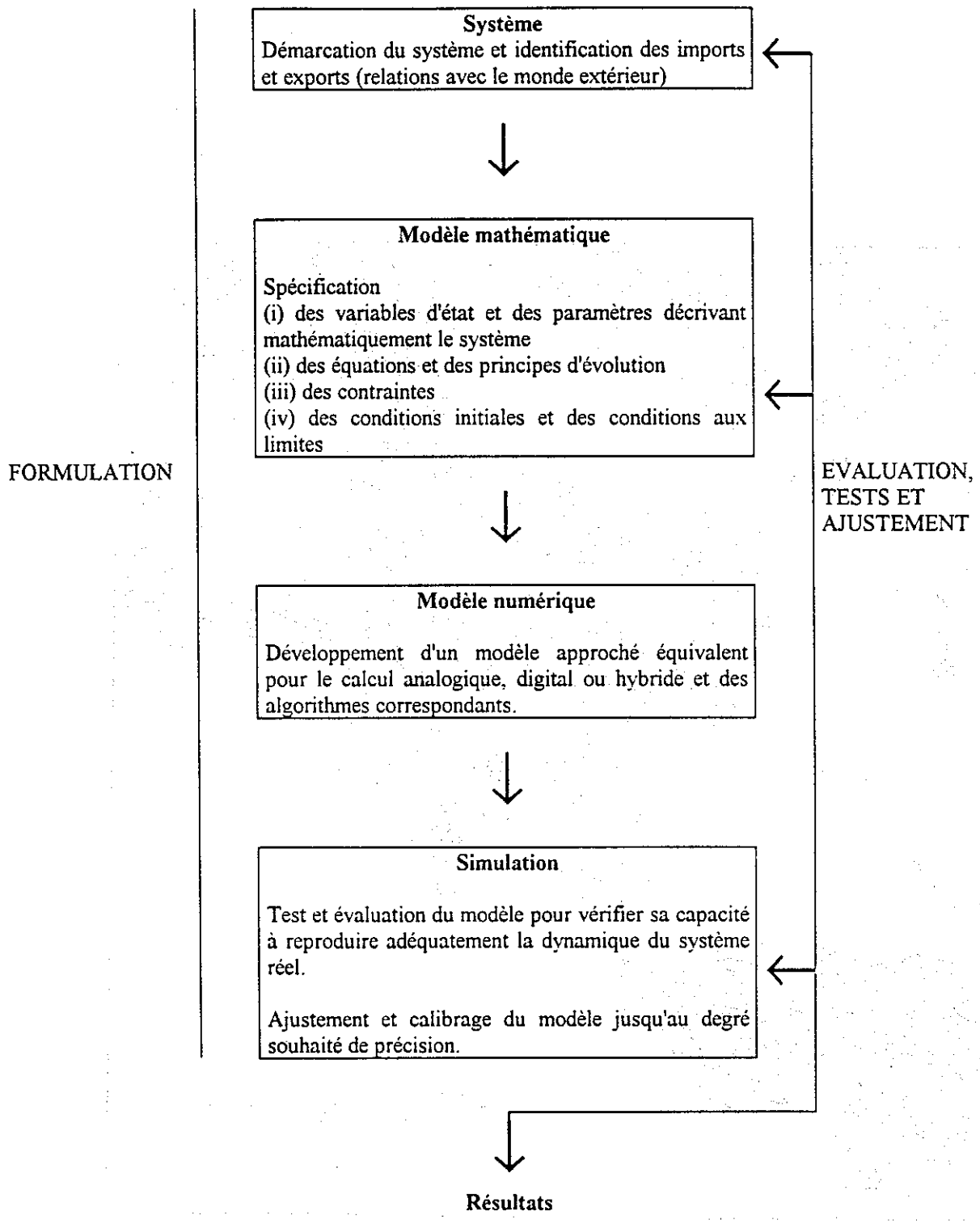


Figure 3 : la démarche de modélisation (d'après J.C.J. Nihoul, 1976)

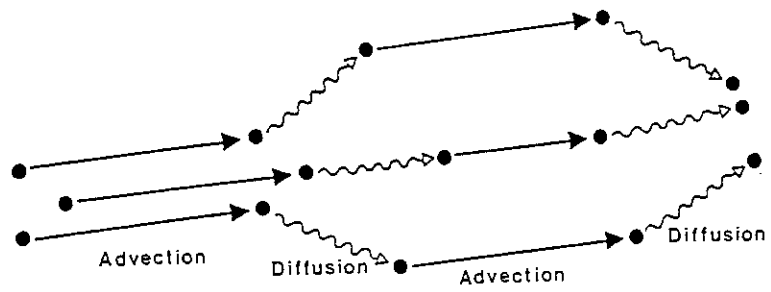


Figure 4 : La méthode des particules.

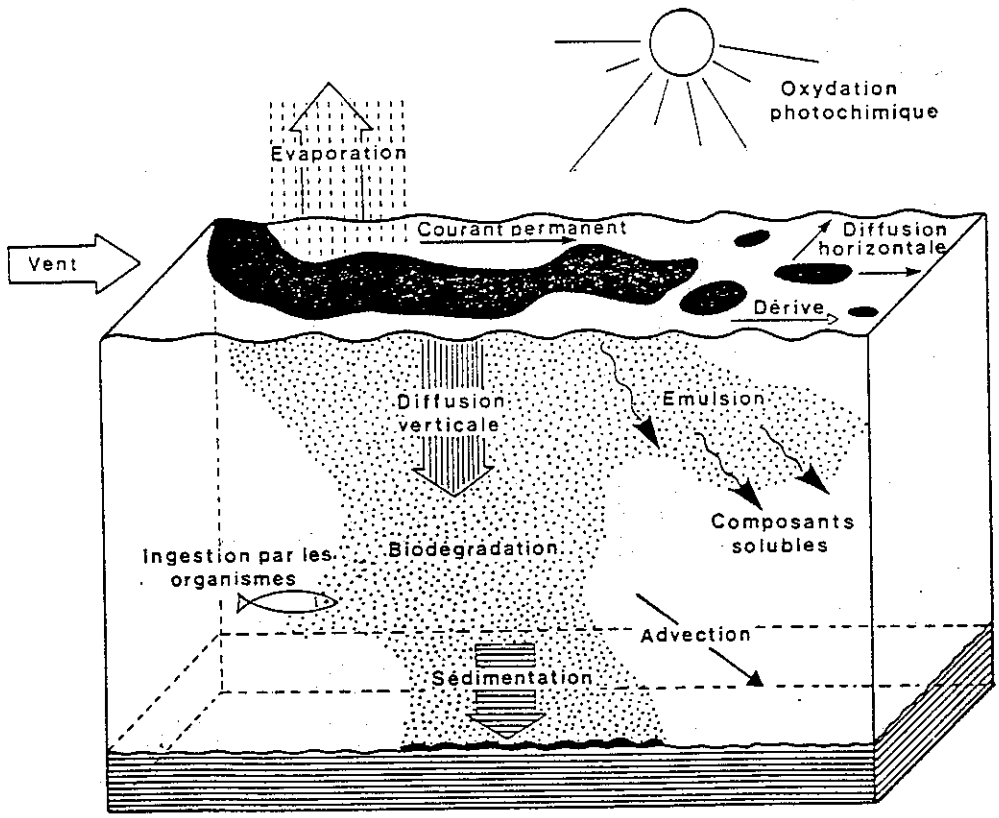


Figure 5 : Processus affectant une nappe d'hydrocarbures (Bishop, 1984).

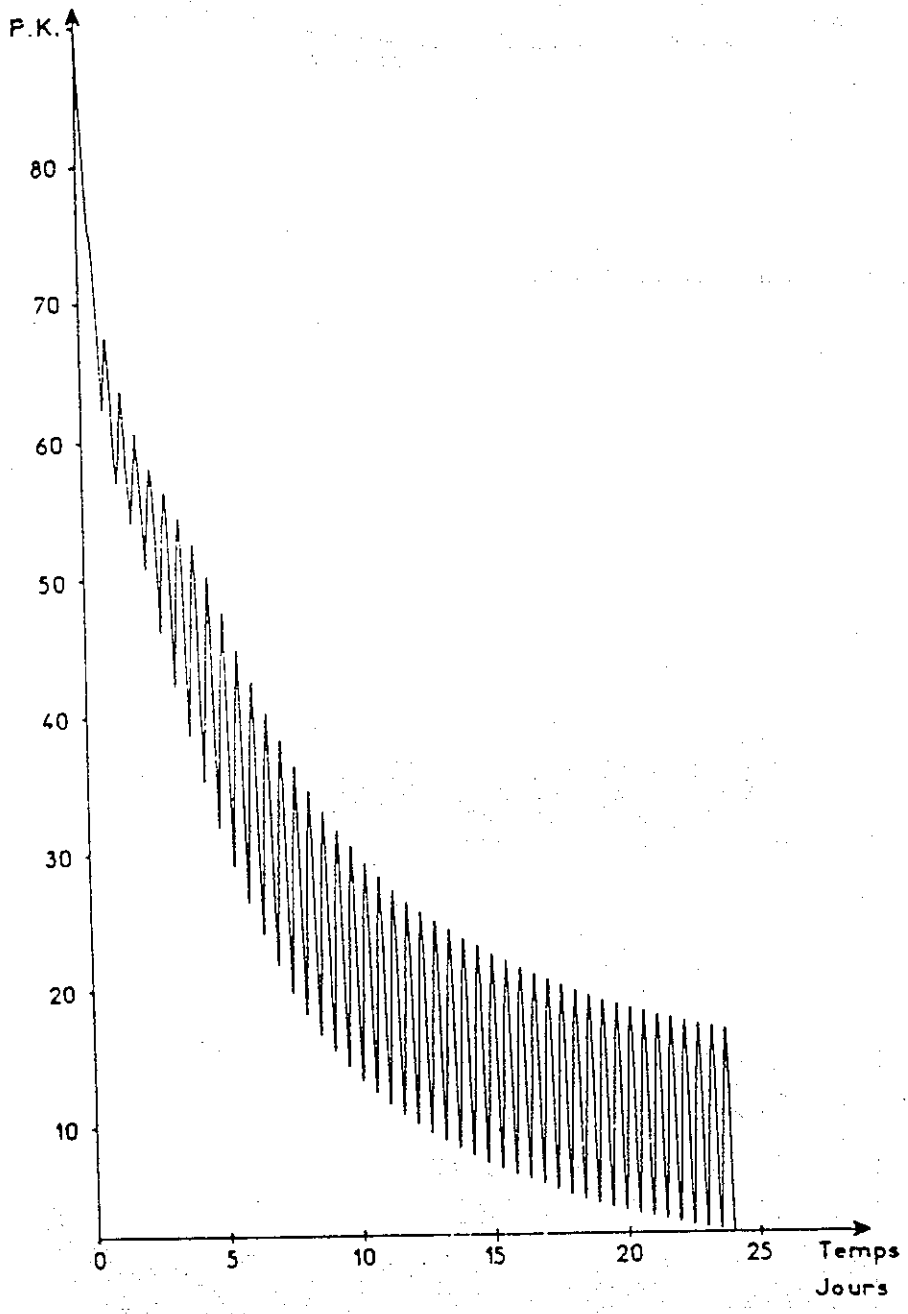


Figure 6 : Trajectoire d'une particule d'eau en Loire (en 1976), calculée par un modèle à une dimension

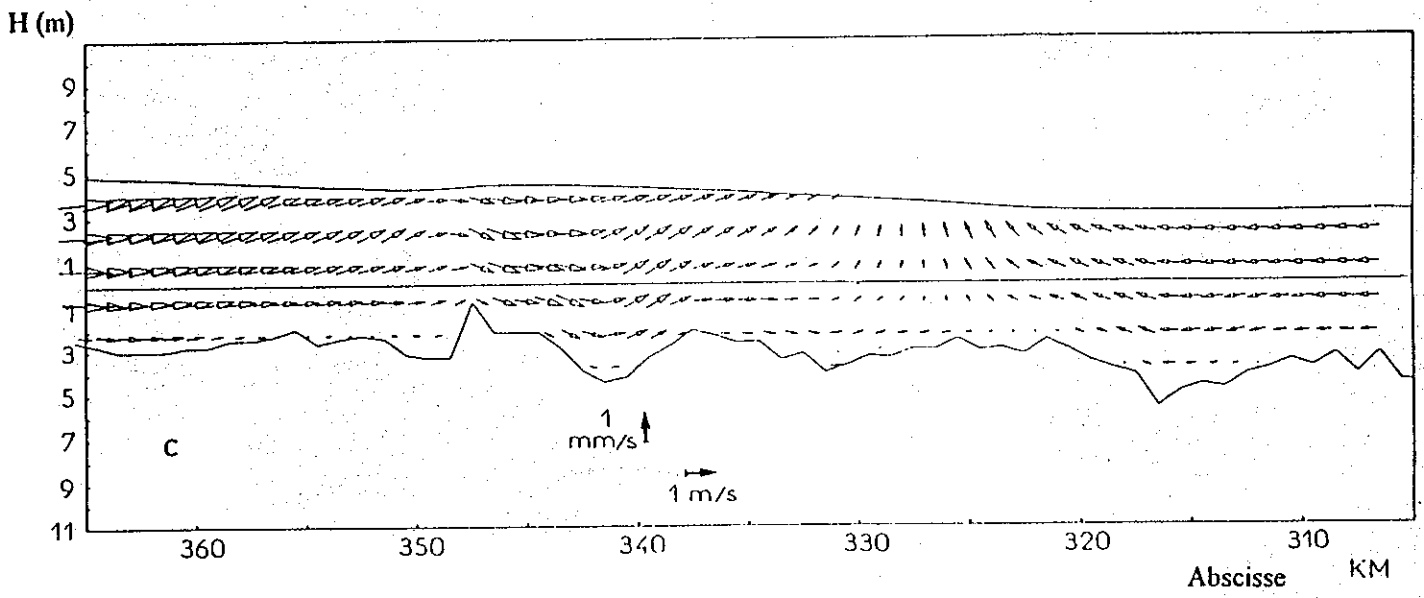


Figure 7 : Coupe verticale instantanée du champ de courants dans l'estuaire de la Seine.

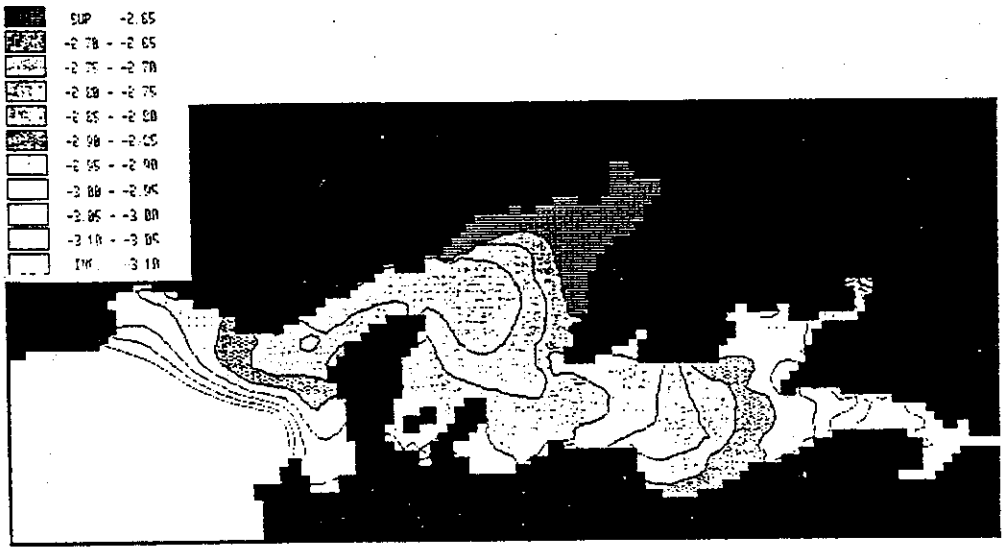


Figure 8 : Dispersion d'un élément conservatif rejeté en rade de Brest. (Concentrations en logarithmes).

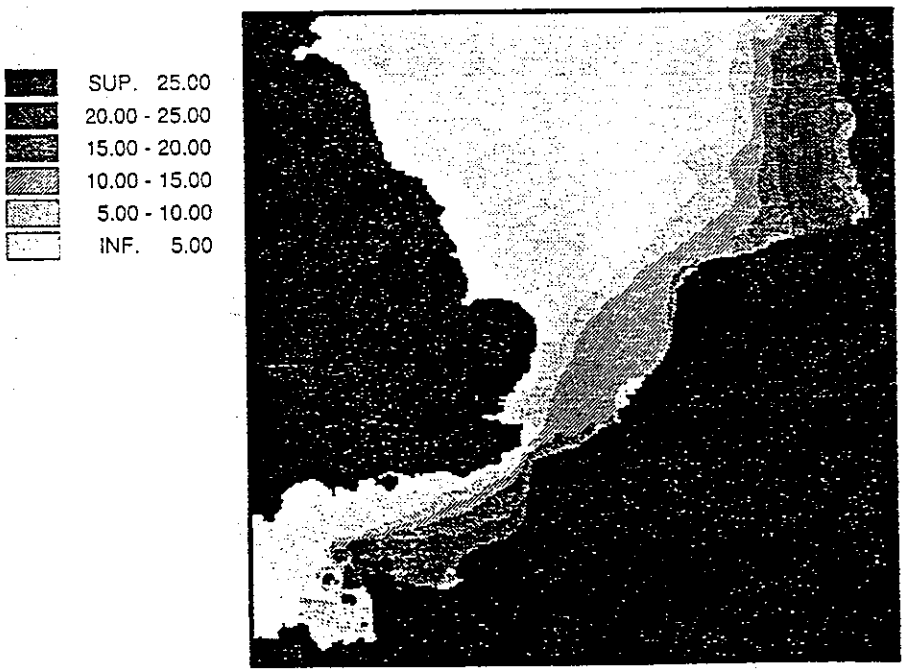


Figure 9 : Dispersion des rejets nucléaires de l'usine de la COGEMA. (Activité due à l'Antimoine 125, en Bequerels/litre).

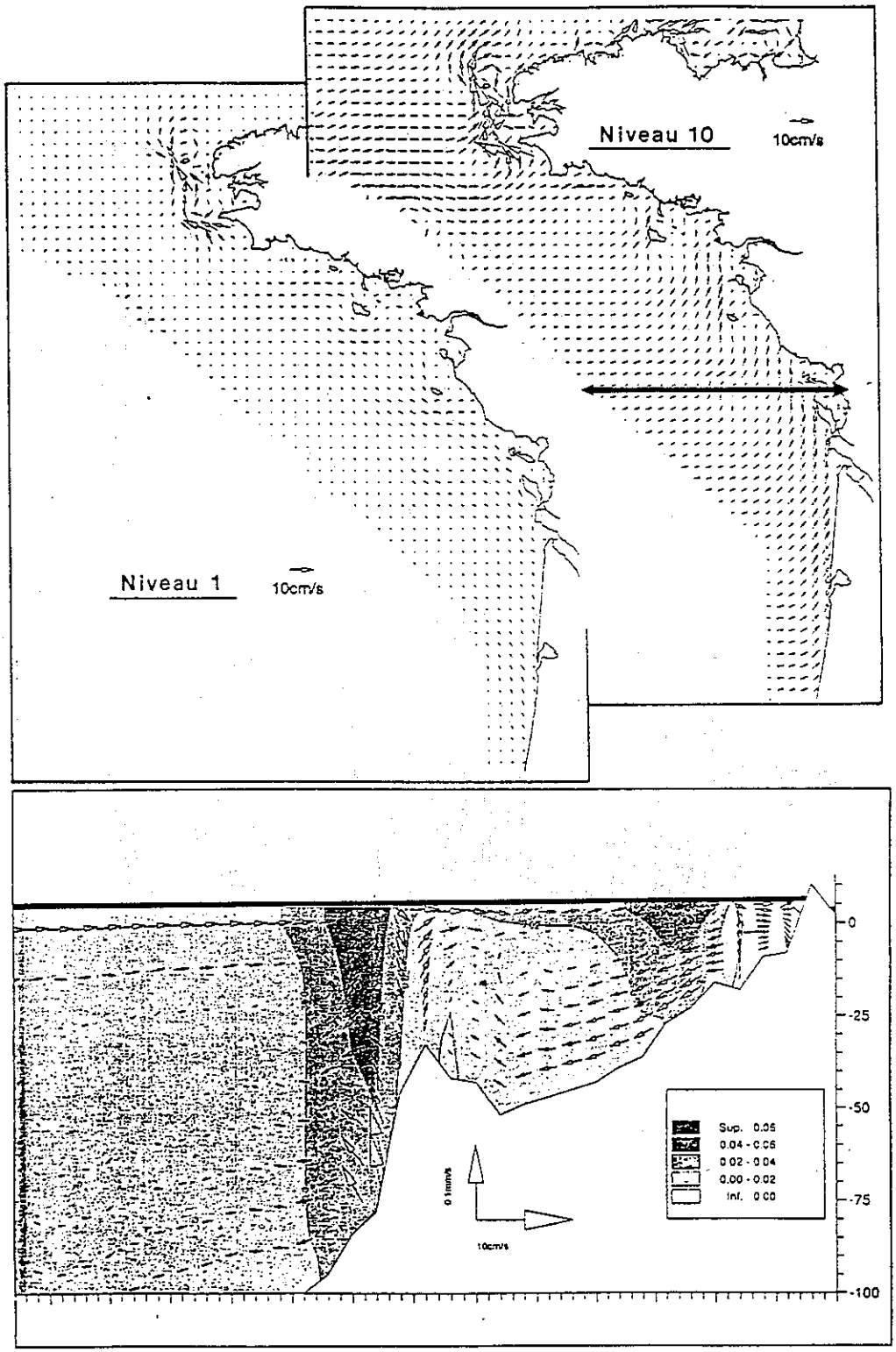


Figure 10 : Modèle tridimensionnel de la façade Atlantique (vent de sud ouest) (coupes horizontales surface et fond et coupe verticale).

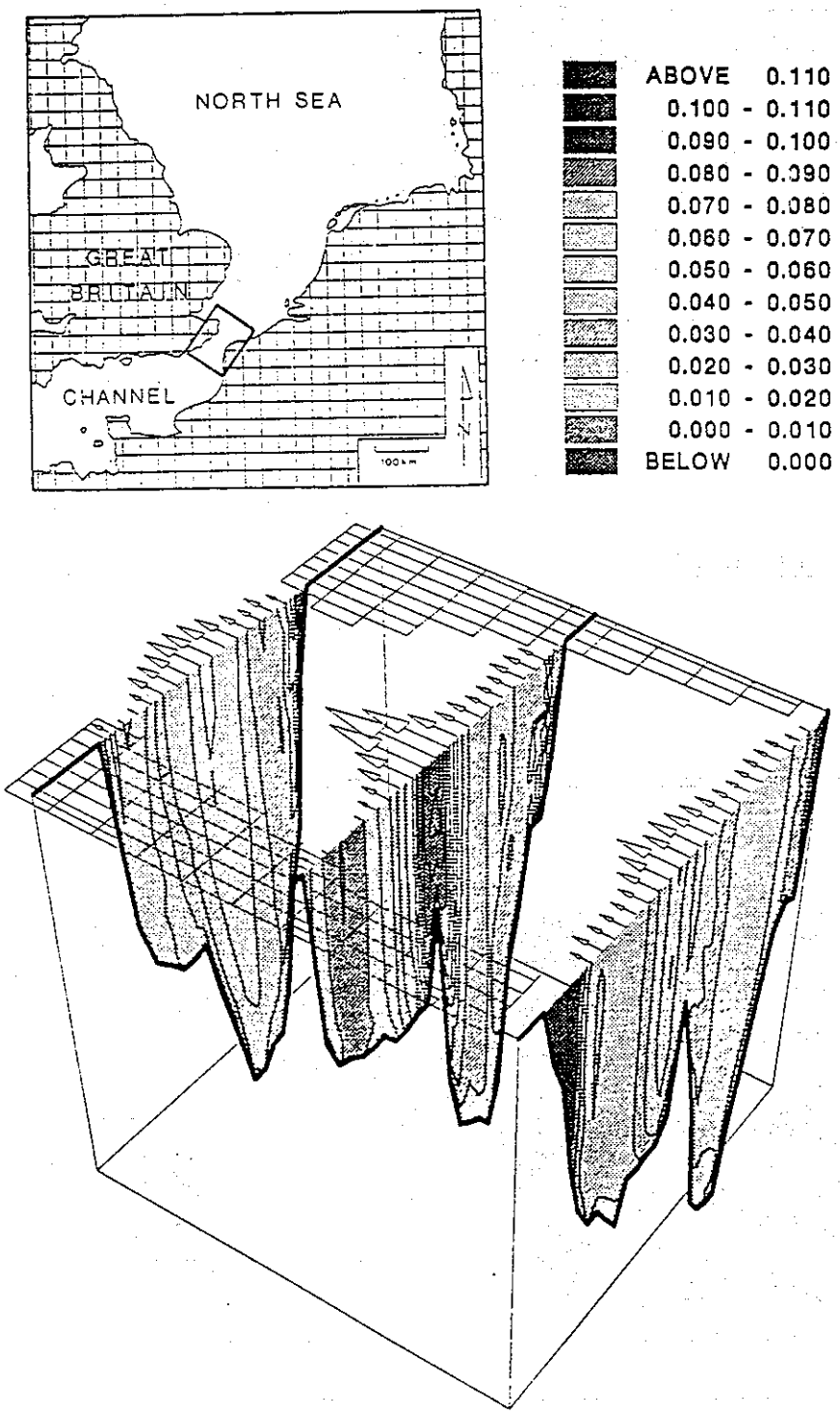


Figure 11 : Coupe courantologique (à long terme) dans le Pas de Calais, par modèle tridimensionnel.

DEBAT APRES LA CONFERENCE I. 4

Animateur : M. Salomon

(M. Billen)
Vous avez des conclusions très optimistes quant aux possibilités de calcul, vous n'avez parlé, finalement, que d'hydrodynamique qui est de transport pratiquement passif, si j'ai bien compris. Est-ce que votre optimisme sur les moyens de calcul disponibles s'étend aux cas où on cherche à modéliser les comportements dans l'écosystème, où on cherche à faire des modèles d'écosystèmes côtiers, où on en est actuellement du côté des biologistes à avoir un minimum d'une trentaine de variables supplémentaires, est-ce que du 3D en temps réel, en marée, est praticable dans ces conditions?

(M. Salomon)
Je pense que vous êtes mieux que moi, en mesure de répondre à cette question. Il faut être conscient que l'on dispose aujourd'hui de moyens de calcul supérieurs, d'un facteur 10 au moins, à ceux dont on disposait il y a seulement 5 ans.
La complexité de la découverte des lois de la nature, et leur transcription mathématique sont des domaines différent de l'analyse numérique ou de l'informatique. Il demeure évidemment que la limitation des moyens de calcul est beaucoup plus critique pour les spécialistes qui conçoivent des modèles avec une vingtaine de variables d'état, mais je pense qu'il faut tout de même essayer de les lier le plus étroitement possible à la base physique du modèle.
Si pour des raisons d'ordre économique ou de complexité numérique, on construit un modèle biologique sur une base physique fausse ou insuffisante, alors on peut faire toutes les simulations imaginables et consommer toutes les heures de calcul que l'on veut, cela restera inutile. Le problème sera mal posé dès le départ.
Les modèles "en boîtes" ont un grand défaut : traiter l'analyse numérique correctement, c'est-à-dire sans diffusion parasite et avec une advection exacte, est très compliqué. Même si la maille doit être un peu grossière au début, je suis persuadé qu'il faut que les biologistes résolvent leurs équations sur la même grille que les physiciens.

(autre intervenant)
C'est différent, la complexité des choses à écrire, c'est à dire l'analyse numérique en fait, là je ne pense pas. Les matheux peuvent vous dépanner. Il y a évidemment encore la limitation des moyens de calculs, pour la physique même, à la limite, des fois on est peu limité, des fois on l'est encore, bien entendu la limite est beaucoup plus grave, en quelque sorte, beaucoup plus critique pour les gens qui font des modèles avec une vingtaine de variable d'état, mais je pense qu'il faut comme même essayer car si pour une raison numérique, vous faites un modèle qu'on sait être construit sur une base physique fausse, alors vous pourrez faire toutes les heures de calculs derrière, c'est faux au départ.
Les modèles en boîte ont un grand défaut: traiter l'analyse numérique correctement, proprement c'est à dire sans diffusion parasite c'est très compliqué. finalement, même si la maille est un peu grossière, je suis persuadé qu'il faut y aller car éventuellement vous n'avez aucune chance avec des boîtes. Ce qui manque le plus est la connaissance physique qui permet de faire le bon modèle a priori; mais je connais des exemples où cela ne peut pas marcher. Les boîtes dans certains cas ne peuvent pas marcher.

(M. Manoha)
Actuellement on commence à faire des modèles tridimensionnels de plus en plus sophistiqués qui prennent de moins en moins de temps de temps de calculs. Tout à l'heure tu parlais du modèle K epsilon,

je crois qu'il faut aller dans le K epsilon, je dirai que si on n'avance pas on recule, de tout de façon il faut aller là dedans, ce sont des choses que l'on sait modéliser, d'autant que maintenant on fait sur station de travail des modèles 3D avec des modèles K epsilon, c'est vrai que l'on ne va pas les faire tourner pendant des mois avec une maille de calculs trop serrée pour le moment, mais les gros calculateurs massivement parallèles commencent à venir. Les modèles en boîte ressemblent tout à fait à des modèles tridimensionnels avec tout plein de boîtes.
A propos du modèle que tu as montré en élément fini qui vient effectivement du LNH, où on voit les courants sur l'ensemble de la Manche, il sert à donner des conditions limites pour des modèles beaucoup plus locaux.

(Autre intervenant)
Tout à fait d'accord sur ce qui vient d'être dit mais la question du couplage biologie et dynamique, je pense qu'elle n'est pas réglée au sens de la modélisation des cinétiques à savoir que pour certains processus d'échange, est-ce que les caractéristiques, en particulier les microéchelles prévues par le modèle hydrodynamique suffisent, je suis d'accord que il faut mettre K epsilon, le problème c'est de décider quelles sont les grandeurs qui sont significatives non seulement pour la modélisation hydrodynamique mais aussi pour une bonne simulation de la cinématique biologique, en particulier, un des intérêt du K epsilon est de prédéterminer le taux de dissipation qui lui caractérisant les microéchelles peut-être significatives de certaine cinétiques, ce qui me paraît difficile au niveau de la formulation des cinétiques du monde vivant c'est que c'est en général un monde qui a une structure diphasique et que ce n'est pas véritablement une formulation au niveau du continu, mais il y a déjà un changement d'échelles, et précisément je pense que là il y a un besoin d'une forte réflexion y compris en terme de simulation directe. Je pense qu'il y aurait à faire de l'analyse en terme de simulation directe en utilisant des lois qui sont cinétiques et qui sont non linéaire au niveau biologique pour essayer de voir quel le forme de couplage que l'on obtient entre les propriétés de l'écoulement, cela me paraît fondamental mais certainement pas le nombre d'équations. Je trouve que tout ce qui a été dit montre bien que en côtier, en océanographie, en météorologie on ne pense pas que toute prévision sur l'eau, son évolution, peut se faire sur micro, c'est peut-être une tendance qui est trop forte, qui amène à de faux débats sur la question "le modèle mécaniste ne peut pas aller au bout ", peut-être que on n'accepte pas l'idée qu'il faut vraiment mettre les moyens, que les moyens numériques du modèle paralysent le massif, offre des possibilités de modèles emboîtés qui devraient rendre beaucoup plus audacieux la modélisation des eaux continentales.

(M. Carbonnel)
Je crois qu'effectivement vous avez raison, mais je crois qu'il ne faut pas non plus tomber dans le piège de vouloir mettre à disposition des gens qui en ont besoin des outils qui dépassent leurs besoins. Il faut adapter les outils à notre disposition aux questions posées, or, ces questions peuvent être à caractère scientifique, fondamentale, je suis d'accord avec de Marsily qui dit qu'il faut parfois faire de l'inutile pour faire du pratique après, ceci dit tu as montré tout à l'heure quelques petits modèles fonctionnels qui répondent à des questions bien pratiques, et celles là il ne faut pas les jeter à la rue, on en a besoin aussi. Il faudrait que les gens qui ont des questions interviennent dans ce débat, on ne fait pas seulement que de la recherche fondamentale, il y aussi des choses très pratiques à valoriser en fonction des questions pratiques que les uns et les autres peuvent se poser.

(M. Bocquillon)
Ce qui me choque dans le discours qui a été fait c'est peut-être l'excès de déterminisme qu'il y a dans la représentation, nous sommes en train de discuter du problème de diffusion de polluants dans les hydrosystèmes, il y a un premier problème qui est le problème mécanique, on peut le considérer comme totalement résolu à l'heure actuelle, c'est une question de prix, je pense que c'est un problème de spécialiste, on peut pratiquement l'évacuer; par contre un problème beaucoup plus complexe est le

couplage d'un modèle aussi déterministe avec une représentation du milieu biologique et chimique, et avec d'énormes incertitudes aussi bien dans les équations que dans les valeurs mesurées, et qu'au fond, toutes ces incertitudes vont se propager et se mêler donnant un véritable cahot dans le système. Est-ce que le problème n'est pas justement de coupler de grandes incertitudes d'un côté avec un déterminisme très pointilleux de l'autre?

(M. Salomon)
Je ne suis pas du tout spécialiste de la modélisation des processus biologiques et je conçois bien que la biologie soit infiniment plus compliquée et plus coûteuse, en matière de modélisation, que la physique. Le seul discours que je puisse tenir est que : si la biologie, aussi compliquée soit-elle, dépend à un moment donné du processus physique, alors il faut absolument avoir une bonne description de cette base physique, sans quoi tout le reste de la démarche de modélisation sera inutile.

(M. Poulin)
A mon avis il faut que la physique soit adaptée à la biologie car cela peut servir à rien de modéliser la circulation hydrodynamique dans un lac en tridimensionnel si ce que vous cherchez à comprendre est pourquoi certains cyanophicés dominent, peut-être que tout simplement il y a des échanges verticaux, que ce qui compte est la distribution des circulations verticales, et à ce moment là la physique n'est pas tridimensionnelle mais monodimensionnelle qui faudrait comprendre dans un cadre peut-être tridimensionnel si on a les moyens.

(M. Salomon)
Tout à fait, mais on se trouve partagés entre deux nécessités contradictoires au premier abord. Effectivement, lorsque l'on dispose déjà d'une connaissance de la physique assez fine, on peut se permettre de juger si il est acceptable de dégénérer le système hydraulique et d'en faire, par exemple, un modèle à une dimension qui simplifiera le modèle complet. Mais le faire, a priori, sans disposer d'une connaissance suffisante de l'hydrodynamique, nous donnera toutes les chances de nous tromper. Je connais de nombreux contre-exemples, où les gens considéraient qu'une physique fine était inutile car l'incertitude sur les paramètres biologiques était d'un facteur 10 à 100, et qui ne sont pas parvenus à réaliser un modèle correct.
Bien sûr, dans le cas particulier où vous avez déjà fait assez de physique pour savoir que le processus naturel se décrit bien dans une seule dimension spatiale, on pourra faire un modèle à une dimension. Mais se dire, a priori, "c'est un lac, donc je raisonne à une dimension", risque de vous conduire à des déconvenues.
J'ajoute que mon exposé concernait le milieu marin, exclusivement.

(M. Ledoux)
Je suis surpris d'entendre que la mécanique est(totalement résolue. Je pense qu'il y des problèmes de changements d'échelles comme l'ont les hydrogéologues qui se posent sur ces modèles, alors il y a peut-être une difficulté en moins, c'est qu'il n'y pas de milieux poreux c'est à dire qu'on caractérise un bloc par la masse volumique du fluide, mais c'est peut-être une grandeur plus universelle que les caractéristiques du milieu poreux , le problème d'échange d'échelle doit exister et qu'il a une influence sur le résultat, sur les flux qu'on calcule?

(M. Salomon)
Tout à fait.Je n'ai pas dit que ce qui était mécanique des fluides était résolu mais que l'analyse numérique était résolue. Je vous ai montré un exemple où ce changement d'échelles n'était pas trivial et il a fallu travailler pour le résoudre.

(M. Carbonnel)
J'aurai bien aimé que l'on me donne l'exemple de l'eutrophisation côtière, est-ce qu'on a modélisé ça, peut-on faire de la prévision?

(M. Salomon)
Oui, il existe des modèles qui expliquent un certain nombre de phénomènes basés sur cette partie hydraulique avec des fonctions de consommation, de reproduction, etc.

(M. Martin)
Ce que l'on appelle incertitude par rapport aux biologiques, on peut aussi dire que c'est la diversité. Quel est le rôle de cette diversité dans le fonctionnement des systèmes, et il me semble qu'à la base, il faut une image modélisée claire de la partie physique du système. La modélisation peut apporter des éléments sur le rôle de cette diversité par rapport au fonctionnement du système.

(M. Carbonnel)
Oui mais j'ai bien peur qu'on n'en soit pas encore là.

(M. Capblanq)
La relation entre diversité et fonctionnement des écosystèmes est une question qui est loin d'être résolue. On a toujours pensé que la diversité était une mesure de la résilience des écosystèmes et on a plein de contre-exemples sur des écosystèmes qui sont peu diversifiés et qui sont extraordinairement résiliants. Par contre, il y a peut-être une ouverture sur la relation entre diversité et hydrodynamique, et que l'on voit poindre an particulier au niveau de l'océanographie où on a toujours modélisé l'écosystème marin comme milieu relativement isotrope et on se rend compte maintenant que les mouvements à petite échelle sont justement un facteur de diversité; et en particulier ce qu'on appelé le paradoxe du planctol, c'est à dire la capacité pour plusieurs espèces algales de coexister dans un milieu apparemment isotrope ce qui est contraire à la sélection par compétition qui normalement devrait déboucher sur une seule espèce, on l'explique maintenant par ces mouvements hydrodynamiques.

MODELISATION DU FONCTIONNEMENT ECOLOGIQUE DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE DE LA SEINE

BILLEN, Gilles
Fonds National de la Recherche Scientifique.
Université Libre de Bruxelles. Programme CNRS PIREN-Seine

Résumé

Dans le cadre du programme PIREN Seine a été élaborée une panoplie de modèles de fonctionnement des écosystèmes interdépendants qui, d'amont en aval du réseau hydrographique, forment le continuum fluvial de la Seine. Tous ces modèles résultent du couplage d'un même modèle représentant les processus écologiques internes responsables du fonctionnement de l'écosystème aquatique, avec divers modèles représentant l'hydraulique des différents secteurs du réseau hydrographiques. La démarche adoptée répond au double soucis de construire des modèles explicatifs permettant d'accroître les connaissances en matière d'écologie fondamentale mais qui puissent aussi servir d'outils prédictifs opérationnels pour la gestion de la qualité des ressources en eau de surface.

MODELES PHENOMENOLOGIQUES ET MODELES EXPLICATIFS.

Lorsque, Boyle et Mariotte puis Charles et Gay-Lussac, formulèrent sur des bases empiriques les relations entre volume, pression et température qui allaient devenir la Loi des Gaz, ils n'ont fait que décrire, sous forme d'une relation quantitative au pouvoir prédictif indéniable, un comportement de la nature. Cette loi ne comporte cependant aucun caractère explicatif du phénomène décrit. Une explication en science consiste toujours dans le passage d'un niveau de complexité à un niveau de complexité supérieur (Felz, 1991). Dans l'exemple choisi, la relation entre pression, volume et température ne sera expliquée que bien plus tard par le recours à la théorie moléculaire des gaz et la mécanique statistique. Ces développements explicatifs auront permis également de définir rigoureusement le domaine d'application de la loi des gaz parfaits et d'en prévoir les écarts.

Cette distinction entre relation prédictive phénoménologique et modèle explicatif est importante aussi en écologie. Le modèle de Streeter & Phelps (1925) encore largement en usage actuellement pour la prévision des déficits d'oxygène résultant des apports de matière organique aux milieux aquatiques, postule notamment une cinétique d'ordre 1 pour la dégradation de la charge. Toute la complexité de la dynamique des microorganismes est "cachée" dans la valeur numérique d'une simple constante de biodégradation. Ce modèle rend d'immenses services pratiques dans des situations simples. Il ne constitue cependant pas en lui-même une explication scientifique aux phénomènes observés puisqu'il ne prend pas en compte explicitement les mécanismes impliqués. De plus, aucune garantie ne peut exister quant à la validité du modèle et des valeurs de ses paramètres dans des conditions très différentes de celles qui ont servi à le calibrer, ce qui limite largement son pouvoir prédictif.

L'objectif des travaux menés sur la Seine dans le cadre du PIREN-Seine ne se limite pas, comme beaucoup d'études écologiques, à dresser un constat descriptif de l'état de l'écosystème. L'ambition clairement affichée au départ était de faire progresser la compréhension des processus qui déterminent le fonctionnement du milieu aquatique. Comprendre, en l'occurence, c'est établir le lien entre le fonctionnement macroscopique de l'écosystème, décrit par les flux de matière entre ses principaux compartiments fonctionnels, d'une part, et les processus microscopiques qui régissent au niveau physiologique l'activité des microorganismes, d'autre part. La complexité des interactions qui caractérisent les écosystèmes rend indispensable, pour l'établissement de ce lien, le recours à la modélisation mathématique. Les modèles, ainsi conçus, constituent donc avant tout des outils de connaissance, d'explication scientifique, permettant de relier les observations et expérimentations réalisées au niveau de la biologie ou de la physico-chimie à celles concernant la structure et le fonctionnement macroscopique de l'écosystème. Mais ces modèles, une fois validés, constituent également de puissants outils de décision, parce qu'ils permettent de prévoir la réaction de l'écosystème à des modifications des contraintes extérieures et rendent ainsi possible d'orienter les choix en matière de gestion des ressources en eau.

Une seconde originalité des travaux menés dans le cadre du PIREN-Seine tient à ce qu'ils ont d'emblée été entrepris à l'échelle du réseau hydrographique tout entier. Si les problèmes les plus graves d'altération de la qualité du milieu se posent dans les secteurs aval de la Seine, leur compréhension et leur maîtrise nécessite pourtant la prise en compte des processus qui se déroulent en amont. Un réseau hydrographique est en effet un continuum d'écosystèmes interdépendants qui, des têtes de bassins aux zones estuariennes, interagissent les uns sur les autres. Une approche d'ensemble de ce continuum est donc indispensable tant sur le plan théorique que sur le plan pratique. A cet égard, l'hypothèse de base qui a sous-tendu les travaux du PIREN-Seine est celle de la profonde unité fonctionnelle des différents secteurs du réseau hydrographique: En dépit de la variabilité taxonomique des peuplements biologiques des milieux qui se succèdent d'amont en aval, les processus de base qui en déterminent le fonctionnement biogéochimique sont fondamentalement les mêmes. Seules changent les contraintes (hydrauliques ou liées aux apports anthropiques) auxquelles ils sont soumis. C'est cette profonde unité qui permet la formulation d'une théorie générale du fonctionnement des réseaux hydrographiques. Sur le plan pratique c'est aussi cette unité qui rend possible une démarche de modélisation modulaire des différents secteurs du bassin de la Seine qui rend compte à la fois de la complexité et de la continuité du réseau hydrographique dans son ensemble.

RIVE: LE MODELE DES PROCESSUS ECOLOGIQUES.

Le modèle RIVE (Figure 1) consiste dans une série d'équations décrivant la cinétique des échanges de matière entre les constituants du système en fonction de leur variables de contrôle. C'est l'aboutissement d'un long travail d'observations de terrain et d'expérimentation en laboratoire.

Il comprend un premier module décrivant les processus liés à l'activité phytoplanctonique (Modèle AQUAPHY, Lancelot et al., 1991). Son originalité principale est de distinguer les processus de photosynthèse, directement lié à l'éclairement et les processus de croissance contrôlés par la disponibilité en nutriments. Les cinétiques de ces processus et les paramètres qui les caractérisent ont été déterminés expérimentalement.

La dynamique des bactéries hétérotrophes et la dégradation de la matière organique est représentée par le modèle HSB (Billen, 1992), qui distingue différentes classes d'utilisabilité de la matière organique dissoute et particulaire, ainsi que différentes classes de taille de bactéries, de manière à prendre en compte le rôle des grosses bactéries allochtones apportées à la rivière avec les rejets urbains (Garnier et al., 1992 a,b; Servais et Garnier, 1992). Ce modèle est beaucoup plus réaliste, mais aussi beaucoup plus complexe que la plupart des modèles de biodégradation qui se

contentent d'une seule variable d'état, la DBO5 et un seul paramètre de biodégration généralement calé, pour décrire l'ensemble de ces processus. Afin d'assurer néanmoins la correspondance entre les données mesurées en routine en terme des descripteurs classiques de pollution organique et les variables du modèle RIVE, un tableau d'équivalence a été établi (Tableau 1) pour les eaux usées traitées et non traitées.

Le modèle comprend aussi un module relatif à l'activité du zooplancton (ZOLA, Garnier et Billen, 1993), aux échanges eau-sédiments (VENICE, Billen et al, 1991), ainsi qu'une description de la dynamique des bactéries nitrifiantes, de l'adsorption des phosphates sur la matière particulaire et des échanges d'oxygène avec l'atmosphère.

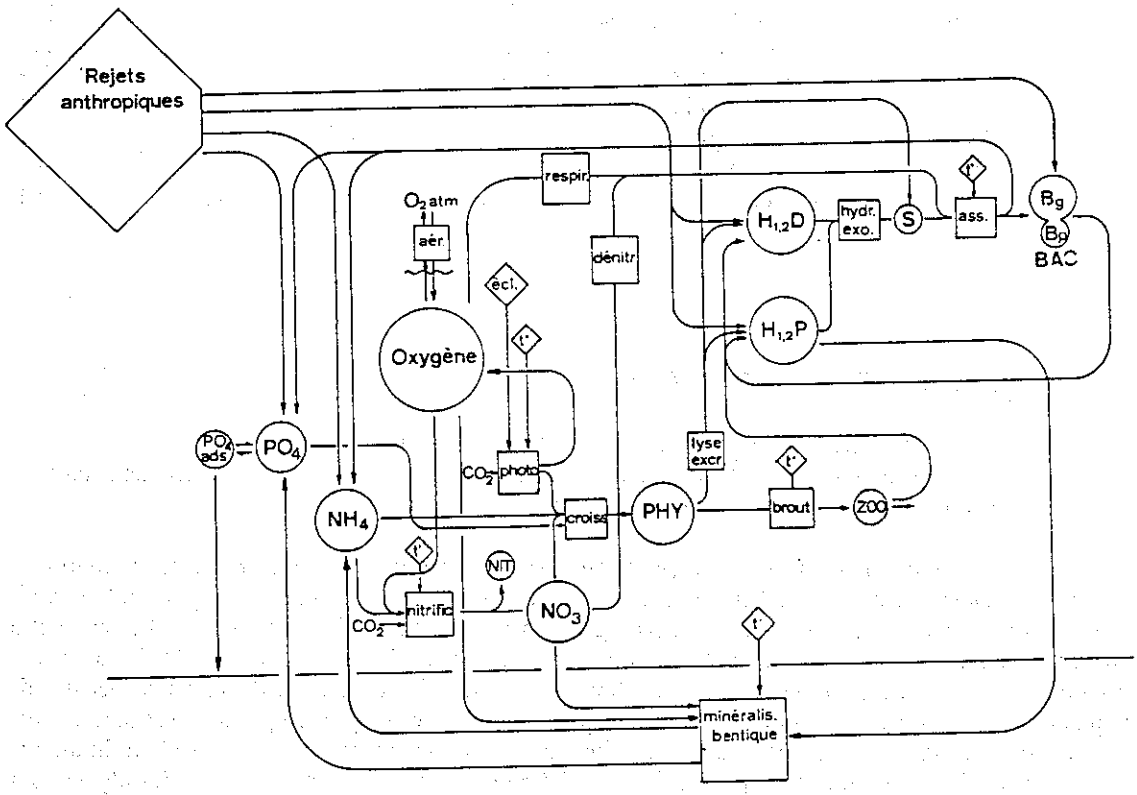


Figure 1. *Représentation schématique des interactions prises en compte dans le modèle général du fonctionnement des milieux aquatiques élaboré dans le cadre du programme PIREN-Seine. Les variables d'état (compartiments) sont représentés par des cercles; les processus sont figurés par des carrés. Les forçages extérieurs, représentés par des losanges, sont la température, l'éclairement et les apports extérieurs de nutriments et de matière organique.*

Tableau 1. *Equivalence entre les paramètres classique de pollution domestique et les variables d'état du modèle HSB (Barillier et al., 1992).*

Selon sa définition légale, l'équivalent-habitant représente:

90 gMES/jour
54 gDBO5/jour
10 gNtotal/jour
4 gP/jour

ce qui équivaut à

			rejet non traité	rejet traité
COT	carbone org. total	(gC/j)	25	11
CODB	carbone org. dissous biodégr.		7.9	.7
CODR	carbone org. dissous réfract.		2.5	2.5
COPB	carbone org. particul.biodégr.		8.6	3.1
COPR	carbone org. particul.réfract.		5.4	1.9
NH4	ammonium	(gN/j)	6.5	5.4
PO4	phosphates	(gP/j)	2.9	2.2
Bg	bact.>1μ	(gC/j)	1	0.5
Bp	bact.<1μ	(gC/j)	0.2	0.1

CONTRAINTES EXTERIEURES.

Les contraintes extérieures qui s'exercent sur le système sont de trois types:

Les **contraintes climatiques** (lumière et température) varient saisonnièrement mais de manière assez uniforme sur l'ensemble du réseau hydrographique.

Les contraintes liées aux **apports de matière organique et de nutriments** au contraire, diffèrent considérablement entre l'amont et l'aval. Dans les secteurs amont, les apports d'N et de P sont dus principalment au lessivage des sols, agricoles ou forestiers. Par rapport aux besoins de la croissance algale, ces apports sont déséquilibrés en faveur de l'azote. Les apports d'eaux usées urbaines au contraire, sont plus riches en phosphore. En tête de bassin donc, où la densité de population est relativement faible, c'est le phosphore qui limite au printemps la croissance algale. Plus en aval, où la densité de population est plus importante, les nutriments cessent d'être limitants, mais c'est plutôt l'azote qui serait potentiellement déficitaire par rapport aux besoins des algues, par exemple dans les zones marines côtières (Figure 2).

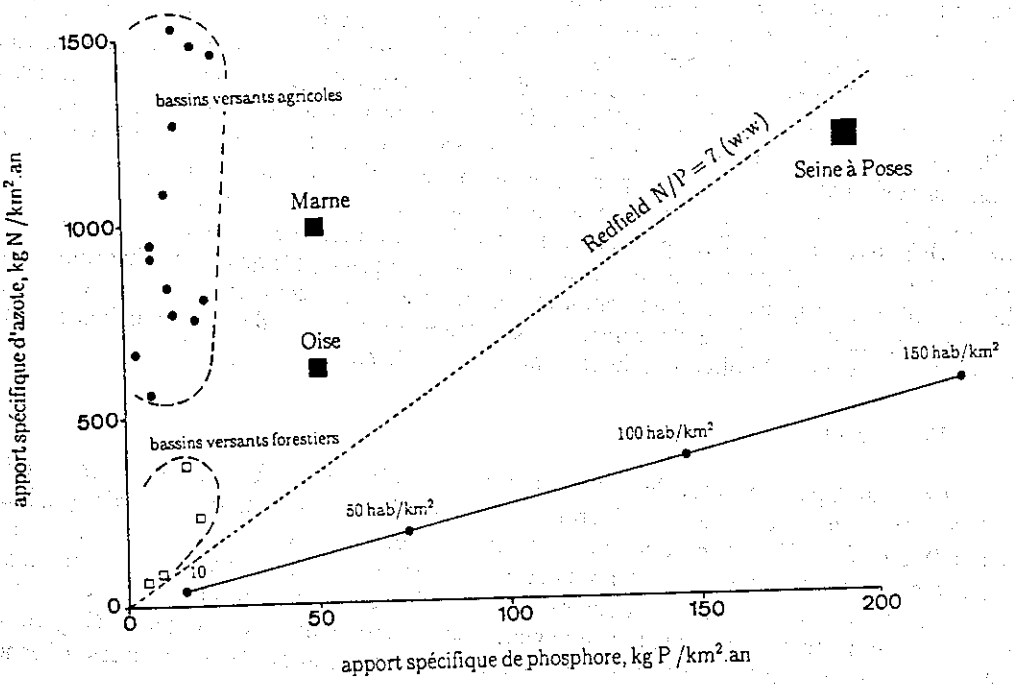


Figure 2. *Apports spécifiques (exprimés en kg par an et par km² de bassin versant) d'azote et de phosphore par lessivage des sols agricoles et forestiers, et par les rejets de l'activité domestique. Sont figurées également les quantités de nutriments exportées par quelques rivières du bassin de la Seine.*

Les contraintes liées à l'**hydrologie** sont parmi les plus importantes pour le fonctionnement du système. De la même façon que la spécificité des différents secteurs d'amont en aval du réseau hydrographique s'explique non par des différences fondamentales dans les processus qui s'y déroulent mais plutôt par les différences qui existent dans les contraintes hydrologiques auxquelles ces processus sont soumis, de la même façon, la spécificité des modèles élaborés réside dans le couplage du modèle unique des processus écologique avec divers modèles de l'hydraulique et des apports de matière dans les divers secteurs du réseau hydrographique. La nature de ces différents types de couplage fait l'objet de la suite de ce texte.

MODELISATION DES SECTEURS AMONT: RIVERSTRAHLER.

Hydrostrahler.

Pour appréhender le fonctionnement hydrologique à l'échelle de tout le réseau hydrographique en amont de Paris, une démarche originale a été développée, basée sur l'analyse géomorphologique par ordre de drainage introduite par Strahler (1957). Elle consiste à représenter le réseau hydrographique par un schéma régulier de confluences de tributaires d'ordre croissant. Le modèle ne décrit pas le comportement de tel ou tel cours d'eau, mais plutôt le comportement moyen

des cours d'eau de chaque ordre, caractérisés par une valeur de leur longueur, de leur largeur, de leur pente et de leur surface de bassin versant. Utilisant une formulation classique de la relation pluie-débit, le modèle calcule les variations saisonnières du débit de base et du débit d'eau superficielle dans les cours d'eau d'ordre 1 (sans affluents). Le débit d'un cours d'eau d'ordre n est alors calculé comme la somme de 3 composantes: (1) le débit des 2 affluents d'ordre (n-1) par la confluence desquels il est formé; (2) le débit de ses affluents latéraux (d'ordre 1 à (n-1)); et (3) le débit d'eau superficielle et phréatique en provenance de son bassin versant propre. La profondeur et la vitesse du courant sont calculés dans chaque ordre par application de la formule empirique de Manning, à moins qu'une profondeur constante soit maintenue dans les secteurs canalisés. Ce modèle hydrologique (HYDROSTRAHLER) permet aussi le calcul explicite de la dilution résultant des apports latéraux de débit. Cette dilution représente la contrainte principale qu'exerce l'hydrologie sur le développement des organismes planctoniques en rivière. La connaissance des variations saisonnières et géographiques de cette contrainte constitue donc la clé de la compréhension des conditions de développement du phyto- et du zooplancton dans le réseau hydrographique.

Riverstrahler.

Le couplage du modèle des processus écologique (RIVE) avec le modèle HYDROSTRAHLER fournit un modèle général de la qualité de l'eau dans le réseau hydrographique tout entier (RIVERSTRAHLER), particulièrement adapté à l'étude des conditions du développement planctonique à cette échelle (Figure 3). L'application de cette démarche au cas de l'Oise a permis de reproduire les traits principaux des variations saisonnières du développement algal observé à Méry-sur-Oise, qui, au printemps, peut constituer une gêne pour la production d'eau potable (Figure 4a). Le modèle permet aussi d'explorer certains scénarios relatifs à l'épuration des eaux usées à l'échelle de tout le bassin versant (Figure 4b).

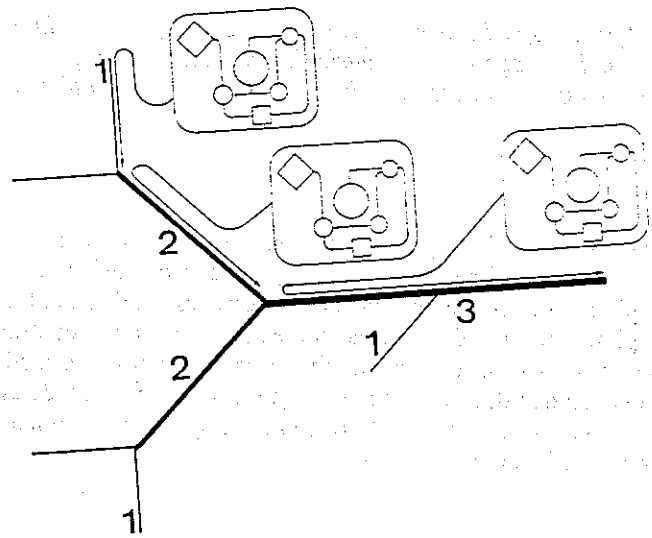


Figure 3. *Représentation schématique du couplage du modèle RIVE des processus écologiques avec le modèle HYDROSTRAHLER, fournissant un modèle idéalisé du fonctionnement d'un réseau hydrographique tout entier: modèle RIVERSTRAHLER.*

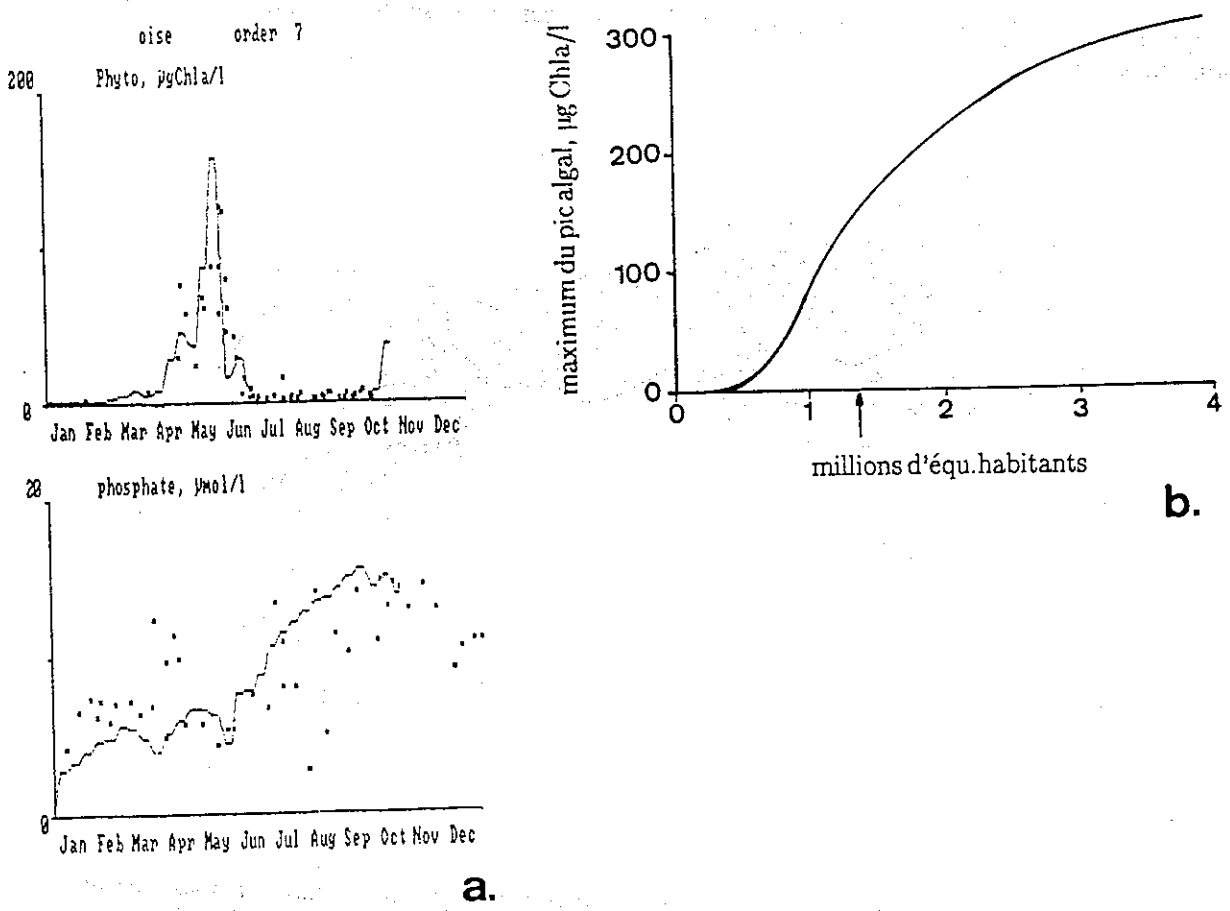


Figure 4. ***a.*** *Simulation au moyen du modèle RIVERSTRAHLER des variations saisonnières du phytoplancton et des ortho-phosphates dans l'Oise à Méry en 1991. Comparaison avec les données expérimentales.*

b. *Effet d'une variation des rejets de phosphore (exprimés en équ.hab.= 4 gP/jour) dans le bassin versant de l'Oise sur le maximum du pic algal printanier dans les conditions hydrologiques et climatiques de 1991. La flèche indique la charge actuelle en phosphore. Il apparaît qu'une modification même minime des rejets de phosphore pourrait avoir un effet marqué sur le développement algal dans cette rivière.*

Eustache.

La démarche très globalisante du modèle par ordre est inadaptée à la modélisation de réseaux hydrographiques très hétérogènes dans l'espace. Elle ne permet pas non plus de fournir des indications géographiquement déterminées ailleurs qu'à l'exutoire du bassin. Pour obtenir une description plus réaliste du réseau hydrographique, la démarche Strahler peut alors être adaptée de manière différenciée par sous-bassins, ces sous-modèles étant alors raccordés à un modèle de l'axe principal de la rivière. C'est la stratégie utilisée pour l'élaboration (encore en cours) d'un modèle de la qualité de l'eau dans le bassin de la Marne (Figure 5). Cette démarche permet de prendre en

compte à la fois des propriétés générales des sous-bassins et des points singuliers locaux comme les principaux rejets d'eaux usées.

Figure 5. *Découpage du réseau hydrographique de la Marne en sous-bassins pour une modélisation plus fine de son fonctionnement écologique: modèle EUSTACHE.*

Pompadour.

Une modélisation correcte du fonctionnement d'un réseau hydrographique doit aussi prendre en compte le rôle des milieux stagnants annexes, barrages réservoirs, lacs de gravière en communication, bras morts, noues, etc. Ces milieux n'ont pas seulement un rôle dans l'hydraulique des rivières, mais aussi un rôle fondamental de source d'organismes planctoniques (phytoplancton, zooplancton, Barillier et al., 1992; Billen et al., 1992) et de rétention tout à fait considérable des nutriments (Le barrage Marne élimine ainsi 80% des apports d'azote qui lui parviennent, Billen et al, 1992). Le modèle RIVE peut parfaitement être utilisé pour la description du fonctionnement de tels milieux stagnants: l'application en a déjà été réalisée sur l'exemple du Lac de Créteil (Modèle POMPADOUR, Garnier & Billen, 1993). Le couplage du modèle RIVERSTRAHLER avec le modèle POMPADOUR (Figure 6) permet de prévoir l'impact des annexes hydrauliques sur le fonctionnement du réseau hydrographique (Figure 7). A terme, il devrait être possible d'y intégrer des modules représentant le rôle des autres milieux marginaux responsables des composantes transversales des échanges de matière au sein du corridor fluvial (Figure 8).

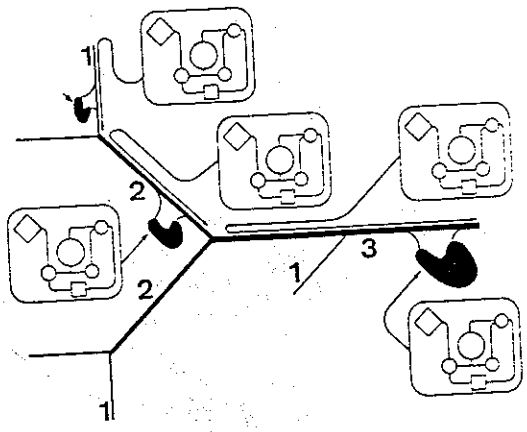


Figure 6. *Représentation schématique du couplage du modèle POMPADOUR avec le modèle HYDROSTRAHLER pour la prise en compte du rôle des annexes hydrauliques sur le fonctionnement des réseaux hydrographiques.*

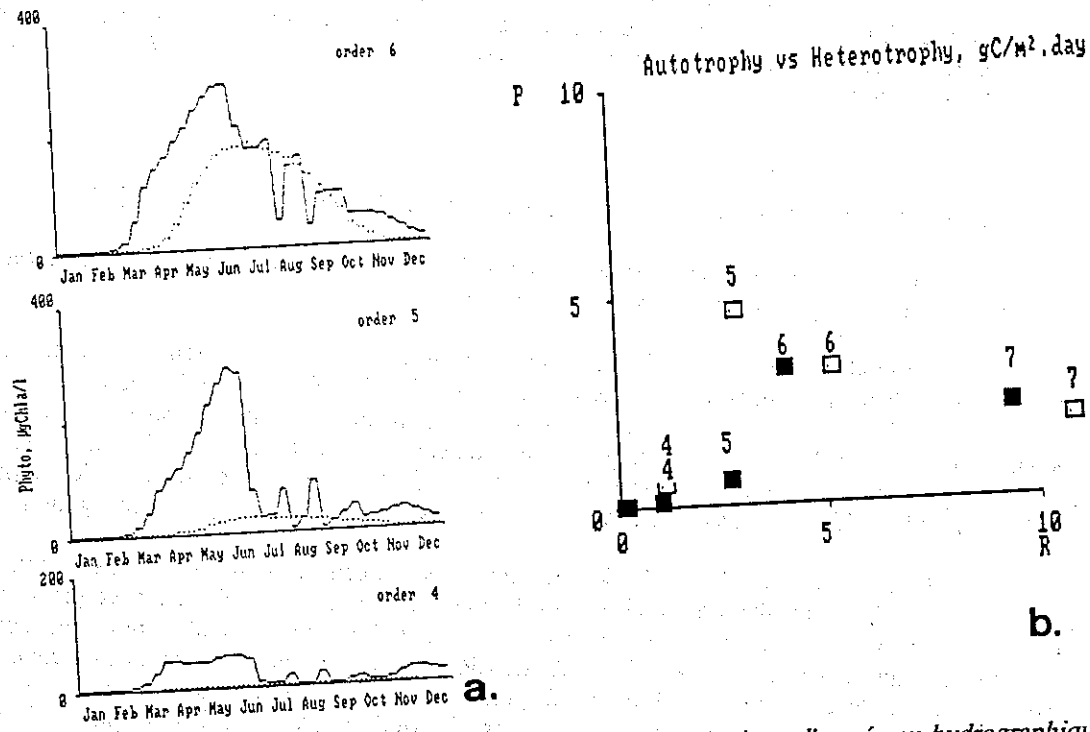


Figure 7. *Effet sur le fonctionnement écologique d'un réseau hydrographique de la présence de milieux stagnants en communication. Calcul effectué pour un réseau hydrographique hypothétique semblable à celui de la Seine (Phison, Billen, 1993), présentant une densité d'étangs de l'ordre de ce que l'on rencontre fréquemment en Europe occidentale (d'après Garnier et al., 1992).* ***a.*** *effet sur le développement algal aux ordres 4, 5 et 6 (traits pleins: présence d'étangs; traits pointillés: sans étangs).* ***b.*** *Diagramme P/R (Production, Respiration) du fonctionnement des différents ordres de rivières du bassin au mois de juin (carrés blancs: avec étangs; carrés noirs: sans étangs).*

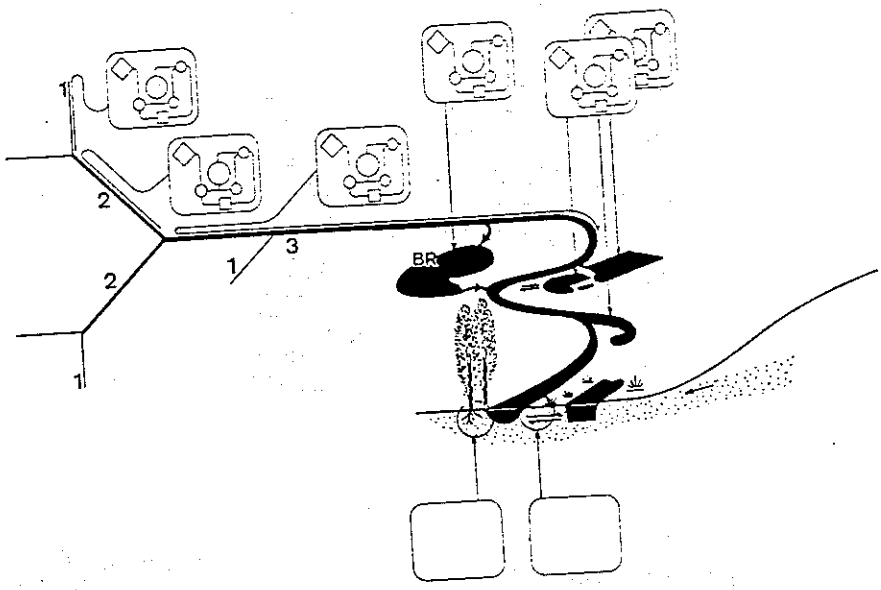


Figure 8. *Couplage projeté dans la suite des travaux du PIREN-Seine entre modèle RIVERSTRAHLER et des modules à établir représentant le fonctionnement des divers milieux marginaux en interaction avec le cours principal des rivières au sein du couloir fluvial.*

MODELISATION DES SECTEURS SITUES A L'AVAL DE PARIS: PROSE ET MONET

La spécificité des problèmes de qualité de l'eau dans la Seine en aval de Paris nécessite des modèles plus précis pour décrire ce secteur (Figure 9).

Un modèle extrêmement fin du comportement hydraulique de la Seine de Montereau à Poses a été établi pour les périodes d'étiage (Modèle PROSE-HYDRO) (Even & Poulin, 1991). Il s'appuie sur les équations de Saint-Venant, avec une schématisation unidimensionnelle en réseau de l'écoulement. Il calcule le débit et la profondeur moyenne en tout point du fleuve, en régime transitoire, par mailles de 500 m environ, en tenant compte des variations de débit et de temps de résidence dans les différents bras et biefs, ainsi que des mouvements des ouvrages de navigation.

Le couplage avec le modèle RIVE s'est fait selon deux démarches. Dans la première (Modèle MONET), les résultats du modèle hydrologique sont utilisés pour décrire avec précision la vitesse moyenne de déplacement d'amont en aval d'une masse d'eau, dont la qualité initiale est donnée ou fournie par un modèle de type RIVERSTRAHLER. Ce modèle, qui ne prend pas en compte la dispersion longitudinale et ne peut être utilisé qu'en régime permanent (donc par temps sec), est l'exact homologue, dans ses applications potentielles, du Modèle KALITO, élaboré par l'AESN en 1976, mais prend en compte de manière bien plus fine la dynamique de la matière organique et des nutriments (Figures 10). Dans la seconde démarche (Modèle PROSE-QUAL) (Figure 8), le modèle RIVE est directement couplé au modèle hydrologique. Il permet de tenir compte des variations de débit, de la dispersion longitudinale et de traiter de situations typiquement non permanentes, telles que celles relatives aux épisodes orageux.

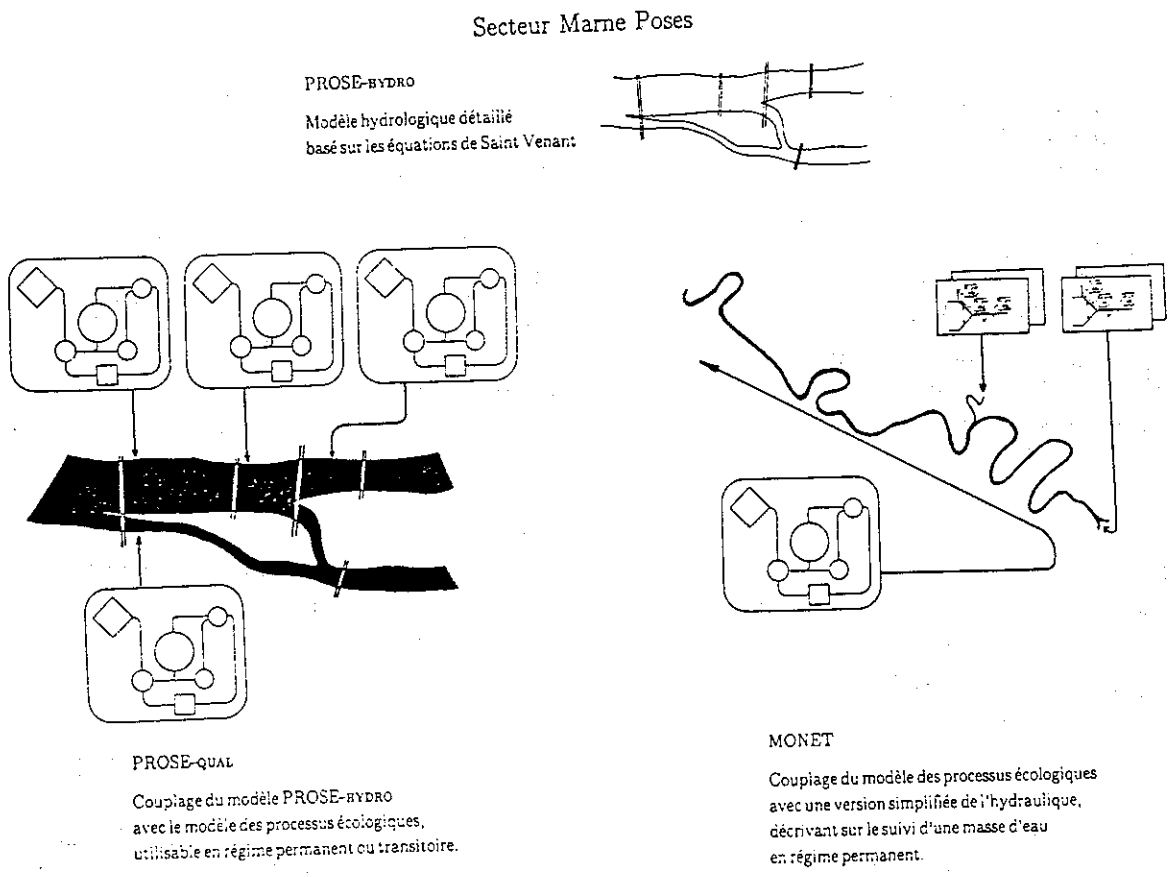


Figure 9. *Le modèle PROSE de l'hydraulique de l'axe principal de la Seine entre Montereau et l'estuaire, et son couplage avec le modèle RIVE.*

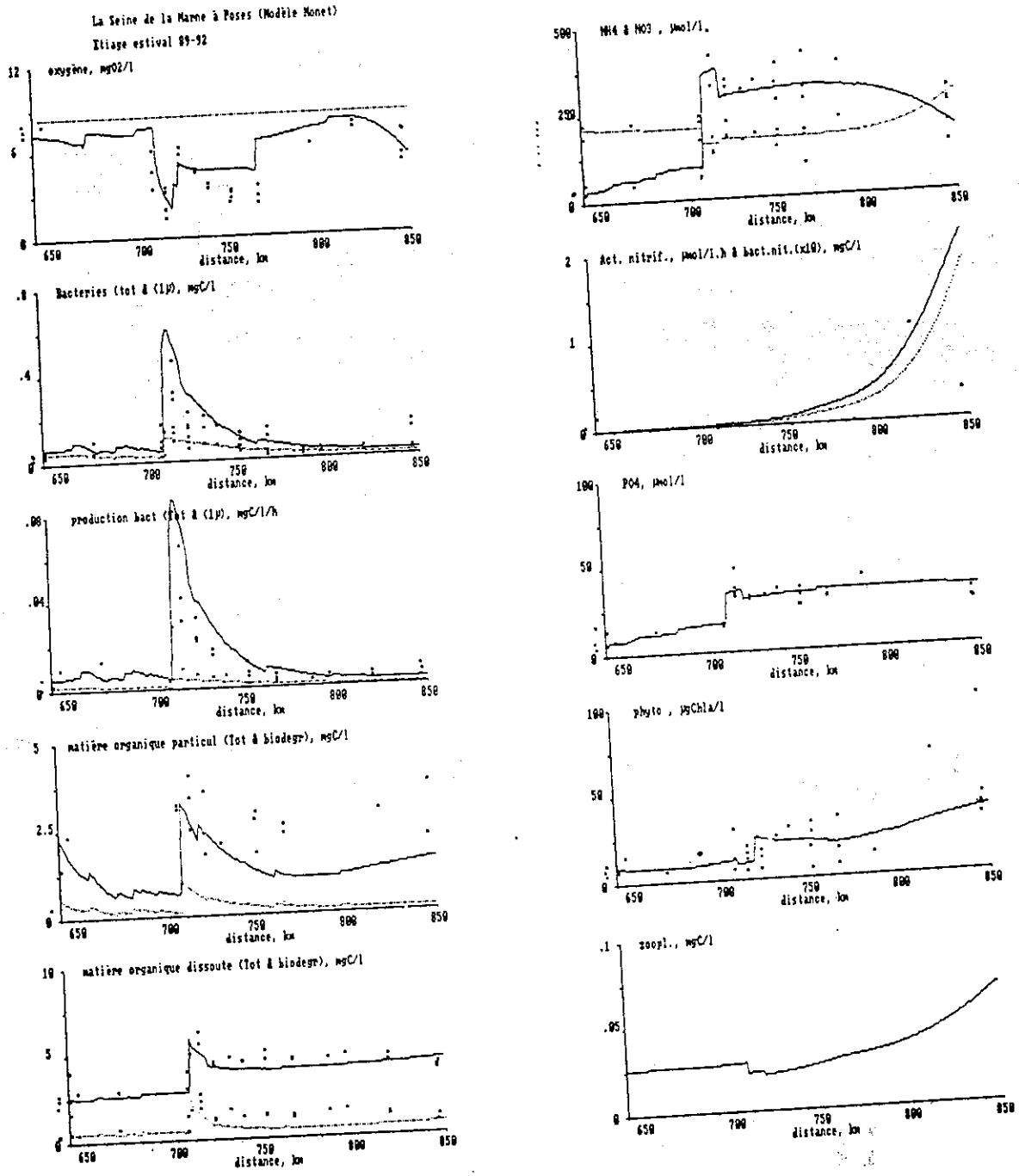


Figure 10a. *Simulation au moyen du modèle MONET de la qualité de l'eau dans la Seine en aval de Paris en conditions d'étiage estival. Comparaison avec les données expérimentales recueillies entre 1989 et 1992.*

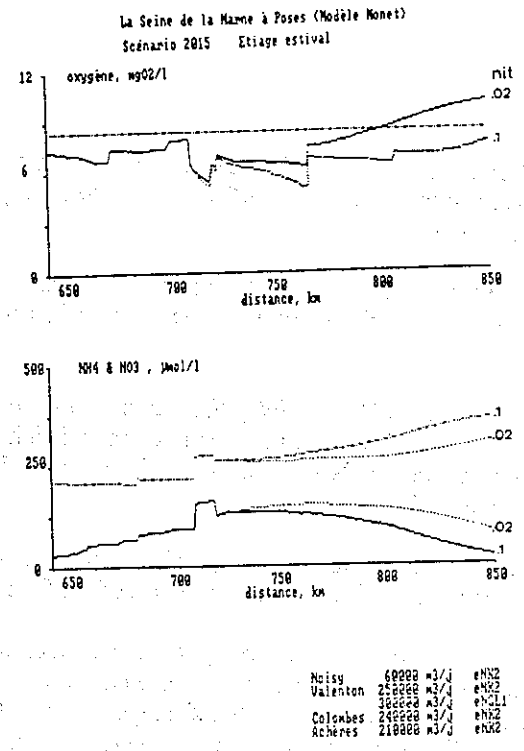


Figure 10b. *Simulation prospective préliminaire de l'effet sur l'oxygénation de la rivière en conditions estivales de temps sec d'un scénario de gestion des rejets correspondant à un niveau de traitement eNK2 pour 60000 m3/j à Noisy le Grand, eNGL1 pour 300000 m3/j et eNK2 pour 250000 m3/j à Valenton, eNK2 pour 240000m3/j à Colombes et eNK2 pour 2100000 m3/j à Achères. Deux hypothèses concernant les rejets de bactéries nitrifiantes par les stations d'épuration pratiquant la nitrification ont été testées, vu la sensibilité de l'état d'oxygénation de la rivière à ce paramètre.*

CONCLUSION.

Les modèles élaborés dans le cadre du PIREN-Seine forment un ensemble d'outils qui permettent à la fois de faire progresser les connaissances fondamentales concernant le fonctionnement des systèmes fluviaux et de répondre à des questions pratiques relatives à la gestion des ressources en eau. Cette double vocation des modèles est une nécessité. Il est important pour la recherche d'éviter l'écueil de l'académisme pur, de l'art pour l'art. Mais la compréhension des lois de fonctionnement des systèmes complexes que sont les réseaux hydrographiques est une condition nécessaire d'un aménagement rationel des eaux de surface. Le programme PIREN-Seine s'attache à développer à la fois le cadre théorique et les outils de gestion indispensables à une telle gestion d'ensemble du fleuve. Dans le contexte scientifique français où de plus en plus on oppose science pure et science appliquée, ce programme apporte l'exemple d'une cohabitation harmonieuse de la recherche fondamentale et de la recherche dirigée, chacune, tour à tour, fertilisant très directement l'autre.

REFERENCES.

Barillier, A., Garnier, J. & Coste, M., 1992. *Experimental reservoir water release: impact on the water quality on a river 60 km downstream (upper Seine river, France).* Water Research, in press.

Barillier, A., Garnier, J., Servais, P. & Billen, G., 1992. *Apports et devenir de la matière organique dans la Seine: rôle des bactéries hétérotrophes.* Rapport PIREN-Sein I/92/01.

Billen, G. & Servais, P., 1991. *Modélisation du transport de polluants par l'Estuaire de l'Escaut. Cas du phosphore.* Etude réalisée pour l'Unité de Gestion du Modèle Mathématique de la Mer du Nord (Ministère de la Santé Publique) Ref. BH/90/37. Rapport final décembre 1991.

Billen, G., 1992. *Protein degradation in aquatic environments.* In Microbial Enzymes in Aquatic Environments. R.J. Chrost, ed. Springer Verlag, Berlin.

Billen, G., 1993. *The PHISON River system: a conceptual model of C, N and P transformations in the aquatic continuum from land to sea.* In Interactions of C, N, P and S biogeochemical cycles and Global Change. Wollast, R., Mackenzie, F.T. & Chou, L. eds. NATO ASI Series I4, 521pp. Springer Verlag, Berlin.

Billen, G., Chesterikoff, A., Garban, B., Garnier, J., Hanset, P., Meybeck, M., Miquelis, A., Ollivon, D., Pourriot, R., Servais, P., Thibert, S., 1992. *Eutrophisation de la Marne: Etat 1991.* Etude réalisée pour l'AESN, délégation régionale Champagne-Ardenne-Meuse. Rapport final juin 1992.

Even, S. & Poulin, M., 1991. *Modèle hydrodynamique de la Seine entre Montereau et Poses.* Rapport PIREN-Seine I/91/02.

Feltz, B. 1991. *Croisées biologiques. Systémique et analytique; Ecologie et biologie moléculaire en dialogue.* Ed. Ciaco, Bruxelles. 338 pp.

Garnier, J., Billen, G. & Billen, C., 1992. *Modélisation des modifications du paysage écologique des rivières. Application à la Senne.* Etude réalisée dans le cadre de l'Action Research in Brussels. Région de Bruxelles Capitale. Rapport final, octobre 1992.

Garnier , J., Billen, G. & Servais, P., 1992. *Physiological characteristics and ecological role of small and large sized bacteria in a polluted river (Seine river, France).* Arch. Hydrobiol. Ergbn. Limnol. 37, 83-94.

Garnier, J., Servais, P. & Billen, G., 1992. *Dynamics of bacterioplankton in the river Seine (France): impact of parisian effluents.* Can.J. Microbiol., 38, 56-64.

Garnier, J. & Billen, G., 1993. *Ecological interactions in a shallow sand-pit lake (Lake Créteil, Parisian Basin, France): a modelling approach.* Hydrobiologia, in press.

Lancelot, C., Veth, C. & Mathot, S., 1991. *Modelling ice-edge phytoplankton bloom in the Scotia Weddell Sea sector of the Southern Ocean during spring 1988.* J. Mar. Syst. 2, 333-346.

Servais, P. & Garnier, J., 1993. *Contribution of heterotrophic bacterial production to the carbon budget of the river Seine (France).* Microbial Ecology. in press.

Streeter,H.W. & Phelps, E.B., 1925. *Study of the pollution and natural purification of the Ohio River. Factors concerned in the phenomena of oxidationa and reaeration.* Bull. US. Publ. Health Serv. n°146.

Strahler, A.N., 1957. *Quantitative analysis of watershed geomorphology. Geophys.* Union Trans., 38, 913.

DEBAT APRES LA CONFERENCE I. 5

Animateur : M. Billen

(M. Colin)
Je suis un petit peu frustré, car en tant qu'hydrogéologue, je n'ai pas du tout entendu parlé de la production des aquifères. C'est peut-être implicite chez vous; c'est à dire que vous prenez en compte l'hydraulique de manière tout à fait globale, à savoir que, le flux d'eau que vous traiter, vous n'en détaillez pas l'origine. Mais après, vous avez parlé de zones humides, de réserves, y compris de barrages, je voudrais simplement rappeler que les aquifères souterrains du bassin de la Seine qui régulent à peu près 15 fois plus que les barrages construits par l'homme, en fonction de la production par les débits d'étiage, demeurent la raison principale pour laquelle il y a de l'eau dans les rivières pendant toute l'année et que cette eau a un régime qui dépend de l'inertie des systèmes souterrains qui sont d'un tout autre ordre de grandeur que les eaux de surface et que, par conséquent, il y a un autre rythme de fonctionnement qui apportent notamment les nitrates souterrains qui arrivent à la rivière; on peut penser qu'il y aurait besoin également d'une modélisation de type pluriannuel car on est pas arrivé à un régime permanent, la fonction de production des nitrates qui arrivent des plateaux et qui aboutissent actuellement aux cours d'eaux drainés par la Seine. Je crois qu'il y a là un volet très important à mettre en oeuvre: la contribution des eaux souterraines à la qualité des eaux de surface.

(M. Billen)
Vous avez tout à fait raison. Dans le grand programme PIREN Seine, il y a tout un volet d'études des échanges nappes-rivières, un volet qui a notamment étudié la question des relations entre les lâchés de débit par les barrages réservoirs et les nappes alluviales qui les reçoivent; un modèle du comportement hydraulique de la nappe de la Seine a été développé. Ces aspects sont pris en compte. Il est vrai aussi que les aspects qualité de ces échanges nappes-rivières n'ont pas encore faits l'objet de travaux très poussés, ils sont en projet.

(autre intervenant)
Je voudrais rajouter que justement il y a une perspective intéressante: utiliser volontairement les ressources en eau des aquifères pour réguler le débit et donc la qualité de la rivière. Vous connaissez probablement l'exemple du Nord Pas-de-Calais, l'exemple de la Tamise où on fait des pompages saisonniers de façon à soutenir le débit de la rivière et d'en améliorer la qualité. Ce n'est qu'un pompage, mais l'autre idée qui commence à émerger est celle de mettre de l'eau un peu plus dans les aquifères à la bonne saison quand on en dispose d'excès.

(M. Kauark-Leite)
Pour un tronçon des rivières, combien de paramètres ont les modules écologiques? Comment faites vous pour les estimer?

(M. Billen)
C'est le coeur du problème. En principe, le modèle des processus que je vous ai montré , on ne prend pas n'importe quelle variable, n'importe quel processus, on s'arrange pour disposer

d'observations sur ces variables, de mesures sur ces processus. Tous les processus pris en compte sont en principe mesurables expérimentalement sur le terrain, en laboratoire et les paramètres qui décrivent la cinétique de ces processus sont donc mesurables d'une manière totalement indépendante des réponses que le modèle, une fois accouplé avec une hydrodynamique quelconque, pourra donner. Nous prenons en compte des cinétiques dans la mesure où nous sommes capables de mesurer ces cinétiques sur les communautés naturelles du milieu. Le nombre de variables (une petite trentaine), une cinquantaine de paramètres qui sont, à une marge d'erreurs liés à une expérimentation biologique, fixés, ce ne sont pas des paramètres de calage, nous ne faisons pas de calage de paramètres intervenant dans la cinétique des processus biologiques, le modèle est donc contraint de ce point de vue là.

(M. Kauark-Leite)
Est-ce que vous avez validé ce que vous venez de dire?

(M. Billen)
La validation se fait sur le type de courbes que je vous ai montré.

(M. Kauark-Leite)
Vous les validez sur une variable globale? Si vous voulez dire que votre modèle a une réalité physique, il faudrait que vous le validiez sur cette propriété. En fait vous n'avez pas estimé que ces cinétiques soient exactement ces cinétiques que vous avez mis dans votre modèle, vous ne pouvez pas avancer qu'il y a réalisme physique. Tant qu'on a pas validé ce modèle sur ces propriétés ,il reste conceptuel.

(M. Billen)
Je ne vous suis pas. La cinétique d'une activité biologique se mesure. A partir du moment que l'on peut mesurer la vitesse d'un processus biologique, on est capable de voir l'influence de diverses variables sur la vitesse de ce processus, on est capable d'établir la loi cinétique qui détermine ce processus. Dès le moment que l'on a cette capacité mentale, on est capable de mesurer les paramètres cinétiques intervenant dans le modèle. La validation du modèle se fait alors par l'observation de l'adéquation des solutions du modèle aux observations de terrain que l'on peut faire sur la distribution géographique saisonnière des variables du modèle, mais cette validation est indépendante de la détermination des paramètres qui interviennent dans sa formulation.

(autre intervenant)
La validation est la confrontation du modèle de toutes les évolutions dans le temps et dans l'espace des variables pertinentes qu'on a choisi comme phytoplancton, différentes teneurs en éléments nutritifs dans le milieu naturel et on cherche avec ce modèle à le confronter à des campagnes de terrain qu'on a faites et qui sont très pointues, qui s'étalent quelques fois sur une semaine avec des battants d'observations de l'ordre de deux ou 3 heures, la validation est bien sur le terrain.

CONFERENCE INTRODUCTIVE

MODELISATIONS HYDROLOGIQUES : CONTRAINTES ET INCERTITUDES

DESBORDES Michel
Institut des Sciences de l'Ingénieur de Montpellier
Université Montpellier II

Résumé

Au cours des vingt dernières années, l'Hydrologie a donné lieu à la production de multiples modèles, grâce, principalement aux énormes développements des moyens de calcul. Cependant les phénomènes hydrologiques présentent, en général, des structures spatio-temporelles mal connues au regard des méthodes actuelles d'observation. Se pose alors la question de la fiabilité des modèles établis. Se pose également celle des rôles joués par les incertitudes de mesure, mais aussi les techniques de modélisation et de validation mises en oeuvre. Finalement, la modélisation hydrologique est encore, souvent, un jeu quelque peu académique aux conséquences opérationnelles limitées, mettant en évidence la nécessité d'un développement de techniques d'observation mieux adaptées.

INTRODUCTION

Selon la définition de l'Hydrologie, donnée par l'A.I.S.H. et reprise par P. Dubreuil (1990), il s'agirait d'une discipline scientifique aux contours particulièrement vastes, englobant de multiples phénomènes, dont l'étude relève de sciences très variées allant de la physique à la géographie, en passant par la chimie, la géologie, la biologie... Par tradition, ces sciences font appel de façon plus ou moins prononcée, ou prioritaire, à la seule qui soit par définition exacte, les mathématiques.

L'introduction plus ou moins importante de cette science dans la traduction des phénomènes hydrologiques est ainsi à l'origine de multiples approches, ou écoles de recherche, d'aucunes privilégiant les développements théoriques, d'autres les observations. Cependant, les unes comme les autres s'appuient aujourd'hui sur des moyens de calcul très puissants pour établir des modèles de réalités qu'elles imaginent ou qu'elles croient percevoir. Le *modèle mathématique* est ainsi devenu le must des modèles hydrologiques, largement en tête désormais devant les modèles *physiques* (qu'ils soient *réduits* pour l'étude des comportements des fleuves et de leurs aménagements par exemple, ou à l'échelle unité, comme dans le cas des bassins versants expérimentaux dit *représentatifs*), ou les modèles *analogiques*, ces derniers ayant été détrônés au début des années 70 (analogies électriques pour les écoulements de l'eau dans les sols, ou électroniques en relation avec l'analyse systémique appliquée à l'Hydrologie).

Quoiqu'il en soit, un modèle mathématique, qu'il soit déterministe ou stochastique, et, à l'intérieur de ces deux grandes familles, qu'il soit mécaniste (les anglo-saxons disent *physically-based*) ou théorique ou conceptuel ou empirique (ou un peu de chaque...), n'est rien d'autre que la traduction plus ou moins approximative d'un phénomène plus ou moins bien identifié ou observé au moyen d'un langage mathématique. Mais en aucun cas l'exactitude du langage n'assure celle du modèle et, encore

moins, celle de l'usage qui peut en être fait. De ce point de vue, une certaine tradition épistémologique est de nature à alimenter la croyance selon laquelle la qualité d'un modèle mathématique pourrait croître avec la complexité des outils ou des concepts mathématiques à l'origine de son élaboration. Il n'en est bien sûr rien, tout du moins d'une manière générale, le problème essentiel demeurant l'adéquation entre le modèle et la réalité qu'il est supposé traduire.

La modélisation mathématique des phénomènes hydrologiques, comme ses tentatives de validation, se heurtent à de multiples limites et contraintes propres à la nature de ces phénomènes et à nos moyens d'observation, mais également, aux outils mathématiques utilisés pour construire les modèles et tester leur adéquation.

CONTRAINTES DE MODELISATION EN HYDROLOGIE

L'Hydrologie est donc une discipline scientifique (et technique) aux multiples facettes. Même lorsqu'elle traite de phénomènes, apparemment très simples, comme des mouvements d'eau dans le champ de la pesanteur terrestre, elle ne peut que s'appuyer sur l'observation de variables traduisant ces mouvements.

Il suffit, pour s'en convaincre, de cheminer sous une averse et d'observer les multitudes de trajets empruntés par les gouttes d'eau, certes entraînées par la pesanteur, vers *l'aval*, mais selon des processus que l'on pourrait juger chaotiques dans l'espace et le temps, tout du moins à l'échelle de la perception d'un oeil humain *normal*. A cette échelle, la modélisation mécaniste élémentaire idéale, semble bien illusoire, tant les accidents, et autres discontinuités, rencontrés par les premiers écoulements sont nombreux, sans qu'on puisse isoler avec précision leurs *zones d'influence*. A cette échelle, également, la mesure semble insurmontable. Si l'apparence chaotique du ruissellement semble s'atténuer quelque peu, plus en aval, lorsque des écoulements géométriquement structurés commencent à apparaître, les singularités sont cependant toujours présentes. Elles ne peuvent être, en général, correctement analysées par une approche purement mécaniste. Le scénario peut être poursuivi à diverses échelles d'espace et de temps, et, finalement, seule la mesure permettrait de connaître, plus ou moins approximativement, il est vrai, le *débit* s'écoulant en une *section* donnée d'un *système* hydrologique.

L'Hydrologie est donc une discipline scientifique (et technique) dans laquelle l'observation joue un rôle fondamental. Elle appartient essentiellement au domaine des sciences expérimentales. Elle nécessite donc des mesures nombreuses et fiables pour juger de la validité des modèles établis.

Or, la théorie des sciences expérimentales (développée notamment par C. Bernard, 1865) repose sur tout un ensemble de règles plus ou moins contraignantes au nombre desquelles on peut retenir :

- l'établissement de plans d'expérience destinés à juger des rôles joués par les variables principales caractérisant un phénomène donné (ces plans d'expérience, dans les cas les plus simples, peuvent être déterminés, par exemple, par l'analyse combinatoire).

- la reproductibilité des expériences et des observations pour juger du rôle joué par les erreurs et incertitudes de mesure.

En réalité, aux diverses échelles de temps et d'espace utilisées dans l'étude des phénomènes hydrologiques, ces derniers ne permettent pas de respecter sensu stricto les règles de base des sciences expérimentales. Les phénomènes sont en particulier généralement non

reproductibles et de type événementiel. On peut tenter de contourner cette difficulté par deux voies principales :

- procéder à des approches déterministes expérimentales des phénomènes sur des modèles physiques. Mais à une échelle réduite certains de ces phénomènes, comme la pluie, par exemple, sont assez mal reproduits en laboratoire. De même n'est-il pas simple de réaliser, à cette échelle, tout en respectant les règles de similitude géométrique et dynamique, la variabilité spatiale des caractéristiques hydrodynamiques des sols, de leurs couverts végétaux, etc..?.

De même, la quasi totalité des multiples mesures réalisées in situ sur des parcelles expérimentales *homogènes* n'ont-elles pas permis d'extrapolations fiables à des unités de plus grandes tailles supposées être composées d'un assemblage de parcelles homogènes. Les origines de ces échecs apparents sont sans doute à chercher non seulement dans la modélisation des assemblages (souvent fondée sur des hypothèses de simple additivité des effets et de leurs causes) mais aussi dans les comportements des frontières des zones supposées homogènes. Enfin, le recours à des unités hydrologiques réelles (bassins versants expérimentaux) ne permet pas plus de respecter les règles de base des sciences expérimentales. Les phénomènes sont toujours de type événementiels. Pour peu qu'ils soient non stationnaires et traduisent des *comportements à seuil* (ruissellement par exemple), leur modélisation devient très délicate. En outre, le nombre de facteurs physiques les influençant (nature des sols, couverts végétaux, topographie, pratiques culturales, aménagements... pour les seuls écoulements) est très élevé, et l'établissement d'un plan d'expérience aboutirait à la nécessité d'équiper un nombre énorme d'unités expérimentales. C'est là une des raisons pour laquelle les bassins versants expérimentaux dits *représentatifs* ne le sont généralement que d'eux-mêmes, même s'ils n'en demeurent pas moins des laboratoires in situ indispensables pour l'observation des phénomènes hydrologiques. Ces difficultés déjà importantes lorsque l'on s'intéresse à des flux plutôt *conservatifs* (écoulement d'eau par exemple) deviennent quasiment insurmontables lorsqu'ils ne le sont plus (pollutions soumises, dans leurs transferts, à des transformations chimiques ou biologiques).

- analyser les événements sous un angle purement probabiliste. On se heurte alors au problème principal de la représentativité des échantillons. Elle concerne bien sûr la taille de ces derniers contrôlée par les aléas climatiques. Elle concerne également la stationnarité des phénomènes, c'est à dire l'homogénéité des échantillons. Or, les séries de variables hydrologiques sont encore trop courtes, et les tests statistiques trop peu puissants, pour que l'on puisse détecter de façon fiable des mélanges d'objets échantillonnés dans plusieurs *populations*.

On l'aura compris, la modélisation en Hydrologie est, et sera sans doute encore longtemps, du domaine de *l'à-peu-près*. Dans ce domaine, les envolées théoriques ont été souvent sans lendemains. Cependant, certaines, qui n'étaient pas vouées dès le départ à l'échec, parce que trop éloignées, à l'évidence, des réalités hydrologiques, n'en ont pas moins fait progresser la discipline et ont contribué à renforcer la nécessité du recours à l'observation et à la mesure. Au demeurant, savoir observer, nécessite un minimum d'apprentissage et, probablement, une certaine dose de talent relevant de l'inné. Quant aux mesures, elles restent entachées d'erreurs et d'incertitudes plus ou moins importantes. Le développement des moyens d'observation permet parfois d'en prendre nettement conscience. Ainsi, si les radars météorologiques, dont l'emploi tend à s'accroître, ne donnent que des mesures encore très imprécises des précipitations, ils n'en mettent pas moins en évidence la complexité aux faibles échelles de temps et d'espace, de la structure spatio-temporelle de certaines d'entre elles. Les informations fournies par quelques postes pluviographiques peuvent être, dans ces situations, peu représentatives du phénomène, tout comme les techniques d'*interpolation* de ces informations. Si donc disposer de mesures fiables est une nécessité, il semble tout aussi nécessaire d'intégrer les erreurs et incertitudes de mesure dans les

opérations de validation des modèles hydrologiques (Desbordes (1981)(1985), Desbordes, Hémain (1990)).

LIMITES DES VALIDATIONS DES MODELES EN HYDROLOGIE

Un modèle mathématique d'un phénomène donné se résume, généralement, à un ensemble de relations entre des variables (ou *variates* dans les cas de modèles probabilistes) supposées mesurables et jugées *caractéristiques* du phénomène. Ces relations comportent, en outre, des paramètres : il peut s'agir de coefficients, d'exposants de variables... traduisant un certain degré d'ignorance. Il peut s'agir également de variables dont la mesure est impossible, difficile, imprécise ou incertaine. Ainsi, dans certains modèles de transformation des pluies en écoulement à l'échelle d'un bassin versant, la surface de ce dernier peut-elle être considérée comme un paramètre. Ce qui pourrait paraître surprenant n'en est pas moins parfois confirmé par l'observation. C'est ainsi qu'en Hydrologie Urbaine est né le concept de *surface active*, c'est-à-dire de surface contribuant réellement au ruissellement lors d'un événement donné. Cette dernière, suivant les situations, peut varier notablement d'un événement à l'autre, voire au cours d'un même événement, au gré de la topographie des surfaces imperméabilisées. Des situations comparables doivent se rencontrer dans les bassins versants naturels ou ruraux, présentant des hétérogénéités marquées de topographie ou de natures de sol ou de couvert végétal.

L'épreuve de vérité d'un modèle, ou étude d'adéquation ou validation, consiste à *caler* ou *ajuster* numériquement les paramètres du modèle afin qu'il satisfasse aux observations. Cette opération comporte des pièges multiples qui en limitent la portée.

Le calage optimal

Afin de limiter la subjectivité dans l'évaluation du degré de validité d'un modèle, on a pu être tenté d'introduire une certaine rationalisation de cette évaluation, ayant débouché, parfois, sur *l'optimisation* du calage. Certains hydrologues parmi les plus célèbres, ont produit de brillants exposés pour démontrer alternativement toute l'incohérence (Sorooshian and al. 1983) et le bien fondé (Duan and al. 1992) de ce concept...

Un modèle **M** peut être représenté par une expression fonctionnelle du type :

$$\mathbf{M} \equiv \mathbf{F}(\mathbf{Y}_{jc}, \mathbf{X}_k, \mathbf{a}, \mathbf{b} \ldots \mathbf{n}) \qquad \text{(eq. 1)}$$

$\mathbf{Y}_{jc}$ étant des variables produites (certains disent *prédites*) par le modèle, **Xk** des variables de calcul et **a, b... n** des paramètres. La validation objective du modèle **M** fait intervenir une *fonction ou critère d'écart* $\mathbf{F}_c$

$$\mathbf{F}_c \equiv f(\mathbf{Y}_{jo} - \mathbf{Y}_{jc}) \qquad \text{(eq. 2)}$$

$\mathbf{Y}_{jo}$ étant les variables de référence ou *vérité observée*. Le calage optimal du modèle **M** consiste à déterminer le jeu de valeurs des paramètres $(\mathbf{a}, \mathbf{b} \ldots \mathbf{n})_{op}$ minimisant la fonction $\mathbf{F}_c$.

Mathématiquement, cela reviendrait à écrire :

$$\partial \mathbf{F}_c / \partial_a = \partial \mathbf{F}_{c/\partial b} = \ldots = \partial \mathbf{F}_c / \partial_a \equiv 0 \qquad \text{(eq. 3)}$$

En réalité, la structure des équations (3) est généralement trop complexe pour autoriser une solution analytique. Par suite, on procède par une exploration de l'hypersurface $\mathbf{F_c(a, b... n)}$. Cependant, là encore, la structure de l'hypersurface peut être très complexe, et la méthode de recherche de son minimum (s'il est unique) inadaptée. Certes, l'augmentation considérable des moyens de calcul a permis un développement tout aussi considérable des techniques dites *d'optimisation globale* (Rinnooy Kan et Timmer, 1989). Au demeurant, on est en droit de s'interroger sur l'utilité de techniques aussi lourdes (en particulier en terme de moyens informatiques nécessaires) lorsqu'elles sont appliquées à des modèles dont la pertinence reste encore souvent à démontrer !...

Quel critère de calage retenir ?

Qu'il soit optimal ou non, le calage d'un modèle à des observations nécessite de retenir un critère d'écart $\mathbf{F_c}$. En réalité, la nature du critère peut dépendre des objectifs poursuivis et concerner plusieurs variables de test. Dans ces conditions, il n'existe pas de critère unique pour juger de l'adéquation d'un modèle.

Au nombre des plus fréquemment utilisés dans la modélisation de la transformation des pluies en débit, citons par exemple :

. l'écart quadratique total :

$$\mathbf{F_c} = \left(\sum_i (\mathbf{Y}_{oji} - \mathbf{Y}_{cji})^2 / \sum_i \mathbf{Y}_{oji} \right)^{1/2} \qquad \text{(eq. 4)}$$

qui peut être également limitée aux valeurs supérieures à un seuil ($\mathbf{Y}_{oij} \geq \mathbf{Y}_s$).

Dans l'équation 4, l'indice **i** correspond à la discrétisation de la variable $\mathbf{Y}_{oj}$ (observée au cours de l'événement **j**) selon l'axe des temps.

$$\mathbf{R}_j^2 = (\mathbf{F}_{oj}^2 - \mathbf{F}_j^2) / \mathbf{F}_j^2 \qquad \text{(eq. 5)}$$

avec $\mathbf{F}_{oj}^2 = \sum_i (\mathbf{Y}_{oji} - \overline{\mathbf{Y}_{oj}})^2$

et $\mathbf{F}_j^2 = \sum_i (\mathbf{Y}_{oji} - \mathbf{Y}_{cji})^2$

$\overline{\mathbf{Y}_{oj}}$ étant la moyenne de la variable $\mathbf{Y}_o$ durant l'évènement **j**.

D'autres critères peuvent être utilisés, concernant, le volume, le débit maximal et son temps d'apparition, voire une combinaison de ces variables, etc...

Sans nécessairement chercher le minimum de la fonction F_c, l'exploration de cette hypersurface permet parfois de détecter des tendances quant aux rôles joués par les paramètres dans le calage (études de sensibilité du modèle aux valeurs de ses paramètres), voire des relations entre ces paramètres attestant . qu'ils sont surabondants. Cependant, l'exploration visuelle de l'hypersurface $\mathbf{F_c}$ **(a, b... n)** devient délicate dès que le modèle comporte plus de 3 paramètres.

Les valeurs des paramètres d'un modèle peuvent dépendre du critère de calage retenu d'autant plus que le modèle est moins *globalement* adéquat. Si ces valeurs varient beaucoup d'un critère

à l'autre, le modèle peut être inadéquat ou peu sensible aux paramètres dont la signification dans la traduction du phénomène est discutable.

Les pièges numériques

Certains modèles comportent des équations différentielles non linéaires résolue numériquement (différences finies, éléments finis, etc...). Les techniques de résolution peuvent introduire des erreurs de nature à fausser le calage des modèles et son interprétation. Nous donnerons, à ce propos, un exemple quasi caricatural.

Le modèle dit de MUSKINGUM a été longtemps utilisé pour représenter la propagation des crues dans des biefs de cours d'eau. Soit $\mathbf{Q_e(t)}$ le débit entrant dans un bief à l'instant **t** et $\mathbf{Q_s(t)}$ le débit sortant. Soit **S(t)** le stockage de l'eau dans le bief. Le modèle comprend deux équations :

. l'équation de continuité

$$\mathbf{dS/dt = Q_e - Q_s} \qquad \text{(eq. 6)}$$

. l'équation de *stockage*

$$\mathbf{S_{(t)} = K\,|\,x\,Q_e(t) + (1\text{-}x)Q_s(t)|} \qquad \text{(eq. 7)}$$

et deux paramètres **K** (homogène à un temps) et **x** (coefficient de proportionnalité). Si **K** et **x** sont supposés constants, il est aisé d'établir la solution analytique du modèle. En particulier, on peut montrer que son opérateur s'écrit :

$$|1/K(1-x)|\, e^{-t/|K(1-x)|} - (x/(1-x))\,\delta_{(o)} \qquad \text{(eq. 8)}$$

équation dans laquelle $\delta_{(o)}$ est une impulsion de Dirac. Il apparaît ainsi que le modèle de Muskingum ne peut représenter une propagation d'onde dans un bief de cours d'eau, le second terme de l'équation 8 étant de nature à engendrer des débits $\mathbf{Q_s(t)}$ négatifs, le débit *entrant* $\mathbf{Q_e(t)}$ étant supposé connu. Le modèle est donc physiquement inadéquat.

En réalité le modèle a été initialement utilisé en résolvant numériquement l'équation différentielle résultant de l'association des équation 6 et 7, à l'aide d'un schéma explicite en différences fines
s'écrivant :

$$\mathbf{Q_s(t+\Delta t) = C_1Q_e(t) + C_2Q_e(t+\Delta t) + C_3Q_s(t)} \qquad \text{(eq. 9)}$$

C_1, C_2 et C_3 sont des coefficients liés à l'approximation numérique des dérivées. Si l'on utilise une approximation médiocre du premier ordre telle que :

$$\left(\frac{dQ_e}{dt}\right)_t = (Q_e\,(t+\Delta t) - Q_e(t))\,/\,\Delta t \qquad \text{(eq. 10)}$$

La solution numérique donnée par l'équation 9 peut s'éloigner fortement de la solution analytique. Le schéma explicite propage l'erreur de troncature (diffusion numérique). Par contre, en

jouant sur les paramètres **K** et **x**, on peut montrer (Cunge, 1969) que l'équation 9 conduit à une bonne approximation numérique de l'équation dite de *l'onde de crue diffusante* soit :

$$\mathbf{D}(\partial^2 \mathbf{Q}_s / \partial \mathbf{t}^2) = (\partial \mathbf{Q}_s / \partial \mathbf{t}) + \mathbf{C}(\partial \mathbf{Q}_s / \partial \mathbf{x}) \qquad \text{(eq. 11)}$$

C et **D** étant la célérité et le coefficient de diffusion.

Ainsi une résolution numérique inadéquate (eq. 9 et 10) d'un modèle inadéquat (eq. 6, 7 et 8) peut-elle conduire à une bonne approximation d'un modèle mécaniste physiquement satisfaisant. Sous réserve de *piloter* les coefficients $\mathbf{C}_1$, $\mathbf{C}_2$ et $\mathbf{C}_3$ (Cunge a montré qu'ils pouvaient être liés à **C** et **D**). L'équation 9 se comporte comme un simulateur produisant une *diffusion numérique* que l'on peut rendre analogiquement semblable à celle d'un phénomène de propagation d'onde de crue. Cet artifice était cependant très intéressant au début des années 70 en raison de la faible capacité des calculateurs. En effet, pour obtenir une précision comparable à celle du schéma explicite de l'équation 9, l'équation 11 doit être résolue par un schéma implicite nécessitant des calculs infiniment plus volumineux.

Bien qu'il s'agisse d'une simple coïncidence numérique, nombre d'hydrologues, dans les années 70, s'évertuèrent à trouver des significations *hydrauliques* au modèle de Muskingum.

Les pièges numériques propres à la résolution des modèles hydrologiques, se rencontrent d'ailleurs tout autant dans le calcul des fonctions d'écart $\mathbf{F}_c$ et de leurs minima

Rôles des erreurs et incertitudes de mesure

Si l'on introduit les incertitudes et erreurs de mesure dans le calage d'un modèle, alors l'équation 2 doit s'écrire :

$$\mathbf{F}_c \equiv \mathbf{f} \left| \mathbf{Y}_{jc} - \mathbf{Y}_{oj} \right| \qquad \text{(eq. 12)}$$

le symbole Λ indiquant qu'il s'agit, en réalité, de valeurs *estimées*. En effet, la vérité *observée* répond
à :

$$\hat{\mathbf{Y}}_{oj} = \mathbf{Y}_{oj} + \varepsilon(\mathbf{Y}_{oj}) \qquad \text{(eq. 13)}$$

$\mathbf{Y}_{oj}$ étant la vraie valeur inconnue et $\varepsilon(Y)_{oj}$ l'incertitude sur cette valeur.

De même, la valeur calculée par le modèle $\mathbf{X}_{jc}$ est-elle entachée d'une erreur résultant de celles dont sont entachées les variables de calcul (variables $\mathbf{X}_k$ dans l'équation 1). Ces dernières erreurs sont d'ailleurs *propagées* à travers le modèle **M** de sorte qu'il n'est pas toujours aisé de déterminer précisément leur rôle sans simulation numérique plus ou moins complexe. Ceci est d'autant plus vrai que l'on ignore souvent les structures des erreurs des variables mesurées. Par exemple, dans les classiques modèles hydrologiques de transformation des pluies en débit, à l'échelle d'un bassin versant, l'incertitude sur la distribution spatiale des précipitations peut être importante. Elle est généralement inconnue. Il en est de même de toute variable hydrologique mesurée ponctuellement (humidité du sol,

perméabilité, concentration d'un polluant, etc...) et supposée représenter un *secteur* plus ou moins vaste de la zone étudiée.

On peut, bien sûr, faire des hypothèses sur la structure de ces erreurs et tenter de voir leurs effets sur les *réponses* du modèle, ou sur le calcul des critères d'écart (*bruitage* des observations). Mais, à moins de retenir des structures très simples (de type *bruit blanc* par exemple), ces opérations aboutissent rapidement à des calculs inextricables et sans grand intérêt.

CONCLUSIONS

Contraintes et incertitudes sont telles qu'il est clair que le calage d'un modèle hydrologique nécessite de minimiser les erreurs de mesure. Sans cela, l'optimisation des paramètres du modèle devient un jeu intellectuel faisant peu de cas des phénomènes modélisés.

A l'heure actuelle, les incertitudes de mesure, propres à toute variable hydrologique spatialement distribuée n'autorisent que la production de modèles relativement très simples (nombre réduit de paramètre) de phénomènes essentiellement conservatifs (flux d'eau), tout du moins dès que l'on envisage d'en faire un usage opérationnel ou généralisable.

A notre avis, les progrès en modélisation ne pourront venir que de deux voies faisant toutes les deux appel à l'observation :

- une voie métrologique pour réduire les incertitudes sur les variables spatialement distribuées. L'exemple des radars météorologiques est, à ce propos, très intéressant pour l'étude des précipitations aux petites échelles de temps et d'espace. Des progrès pourraient être obtenus, sans doute, dans les techniques d'interprétation des photographies aériennes (satellitaires ou non) pourvu que les recherches soient conduites avec le concours d'hydrologues...

- une voie plus théorique visant à analyser le rôle des multiples singularités structurelles caractérisant une unité hydrologique (topographie, nature des sols et des couverts végétaux, géométrie des voies d'écoulement et singularités *hydrauliques*...). Nous ne pensons pas, cependant, que l'introduction de énièmes outils mathématiques à la mode (fractals, ondelettes et autres attracteurs étranges) soit de nature à apporter un quelconque progrès, si elle n'est pas associée d'études de terrain approfondies (c'est-à-dire que *l'hydrologue mathématicien* soit avant tout un peu *naturaliste*...).

On notera, enfin, qu'à notre avis, la première voie semble prioritaire, dans la mesure où elle est de nature à alimenter ou justifier la seconde.

REFERENCES

BERNARD, C. 1865 - *Introduction à l'étude de la médecine expérimentale* - 321 p., Ed. Flammarion, Paris.

CUNGE, J.A. 1969 - *Au sujet d'une méthode de calcul de propagation des crues (Méthode de Muskingum)* - Journ. de Rech. Hydrauliques, 2, pp 205-230.

DESBORDES, M. 1981 - *Data and fitting problems in urban storm drainage modeling* - Proc. of Snd. Intl. Conf. on Urban Storm Drainage, Volume 1, pp 411-417, Ed. Water Resources Publications, Littleton, Colorado (USA).

DESBORDES, M. 1985 - *Les incertitudes associées à la métrologie en Hydrologie Urbaine* - 123 p., Plan Urbain, Paris.

DESBORDES, M., HEMAIN, J.C. 190 - *Further research needs for impacts estimates of urban storm water pollution* - Wat. Sci. Tech., 22(10/11), pp 9-14.

DUAN, Q., SOROOSHIAN, S., GUPTA, V.K. 1992 - *Effective and efficient global optimization for conceptual rainfall-runoff models* - Water Resour. Res., 20(4), pp 1015-1031.

DUBREUIL, P. 1990 - *Rapport d'évaluation du potentiel français en Hydrologie* - 72 p., Ministère de l'Environnement.

RINNOOY. KAN, A.H.G., TIMMER, G.T. 1989 - *Global optimization : a survey* - in New Methods in optimization and their industrial uses, Ed. Birkauser Verlag, Basel (Suisse).

SOROOSHIAN, S., GUPTA, V.K. 1983 - *Automatic calibration of conceptual rainfall - runoff models* - Water Resourc. Res., 19(1), pp 251-259.

LES BESOINS DE L'AGENCE DE L'EAU SEINE NORMANDIE

EN MATIERE DE MODELISATION

Philippe DEGARDIN
Agence de l'Eau Seine Normandie
Direction des Etudes et Recherches
51, rue Salvador Allende 92027 Nanterre cedex

Résumé

L'analyse des besoins en matière de modélisation mathématique est sous tendue par les objectifs du VIe programme de l'Agence de l'Eau Seine Normandie. Elle met en évidence les domaines où les besoins de connaissance ne sont pas, ou pas totalement satisfaits. Il serait en particulier intéressant d'intégrer des critères qui rendent compte de la qualité de l'écosystème dans son ensemble et notamment des indicateurs biologiques. Enfin sont exposées les caractéristiques générales que l'Agence souhaite voir apparaître dans les modèles devenus de véritables outils d'aide à la décision.

INTRODUCTION

La modélisation mathématique a connu un essor prodigieux depuis une quinzaine d'années, essor largement favorisé par les progrès de l'informatique, notamment de l'informatique individuelle.

Parce qu'elle donne des éléments de réponse aux questions complexes qui demandaient jusqu'alors de gros moyens à mettre en oeuvre, la modélisation mathématique est devenue un outil indispensable dans de nombreux domaines et notamment celui de l'eau. Elle a longtemps été considérée et présentée comme un outil de recherche mais elle est peu à peu entrée avec bonheur dans les bureaux d'études et les services de gestion de l'eau.

Elle est largement présente dans les interventions des agences de l'eau et les domaines d'application sont très vastes: de l'infiniment petit (bactéries au sein d'un ouvrage d'épuration) à l'infiniment grand (gestion hydraulique des barrages réservoirs dans le bassin de la Seine), des problèmes diffus aux problèmes de rejets ponctuels, des phénomènes permanents aux phénomènes transitoires et aléatoires.

Aussi mon propos ne visera pas à établir une inventaire fastidieux de tous les secteurs dans lesquels les agences ont recours à la modélisation, mais se limitera à préciser les domaines où les besoins ne sont pas (ou pas totalement) satisfaits. La réflexion est basée sur l'expérience de l'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN)

Afin d'être le plus concret possible, il est utile d'exprimer les besoins à partir des objectifs de l'AESN. Les priorités définies permettront de les analyser plus finement. Enfin, je tenterais de spécifier les caractéristiques générales que doivent, selon moi, détenir les modèles.

LES AXES D'INTERVENTION DE L'AGENCE DE L'EAU SEINE NORMANDIE.

Rappelons que les Agences de l'Eau sont des établissements publics à caractère administratif instaurés par la loi sur l'eau de juillet 1964. Elles interviennent dans la politique de l'eau à l'échelle d'un grand bassin hydrologique en temps que partenaires financiers. Elles perçoivent des redevances et distribuent des aides pour des travaux qui visent à réduire la pollution et/ou à assurer une meilleure gestion de l'eau.

Les priorités d'interventions sont définis par programme de cinq ans. Le programme en cours (VIe du nom), qui a débuté en 1992 et s'achèvera en 1996, traduit une volonté marquée d'accélérer le rythme des efforts. Il se manifeste par un quasi doublement des aides par rapport au programme précédent.

Parmi les domaines d'interventions, on peut différencier les thèmes classiques qui sont le prolongement des interventions des programmes précédents et assurent la continuité dans l'action, des thèmes nouveaux qui font l'objet d'aides financières qui n'existaient pas auparavant.

Les thèmes classiques d'intervention au cours du VIe programme sont:

- la dépollution des collectivités locales

Les travaux susceptibles d'être subventionnés concernent principalement la construction et la rénovation de stations d'épuration des eaux usées, les aménagements des réseaux d'assainissement et la gestion rationnelle des zones de collecte de la pollution domestique.

- la dépollution des industries

Sont concernés les travaux de réduction de la pollution rejetée, la mise en place de technologies propres et l'élimination des déchets dans des centres conventionnés.

- l'alimentation en eau

Cela recouvre à la fois l'alimentation en eau potable, la protection des captages, l'alimentation en eau des industriels et des irrigants, la mise en place de réserves d'eau et les transferts de bassin à bassin.

- la prévention des pollutions accidentelles

- le suivi du milieu naturel du point de vue quantitatif (hydrométrie, pluviométrie, piézométrie) et qualitatif (réseaux de mesures de la qualité (eaux de surface, souterraines et littorales).

A partir de 1992, l'AESN a également défini comme sujets prioritaires **(thèmes nouveaux)** les travaux dans:

- la dépollution des rejets urbains de temps de pluie

La prise de conscience de l'importance de cette pollution d'une grande variabilité dans le temps et dans l'espace est relativement récente. La priorité est accordée à la lutte contre la pollution des surverses de réseaux unitaires.

- l'élimination de la pollution azotée dans les stations d'épuration des eaux usées jusqu'à la dénitrification.

- l'élimination des toxiques à effet différé

Leur caractère cumulatif et persistant ainsi que leur capacité à se répandre dans le milieu (contamination de la chaîne alimentaire) rendent cette pollution particulièrement tenace.

- la lutte contre la pollution due aux élevages

Il convient de noter ici que la lutte contre les nitrates d'origine agricole est en sommeil pour l'instant, puisqu'il n'y a pas eu d'accord effectif avec la profession agricole.

Ce ne sont bien entendu pas les seuls sujets d'intérêts de l'AESN. L'eutrophisation, les effets de l'érosion, sont également des sujets de préoccupation majeurs mais ils n'ont pas été jugés prioritaires dans le programme 1992-96.

Cet élargissement du cadre des interventions de l'AESN se traduit par des besoins nouveaux dans la connaissance de la pollution, de son impact et des moyens d'intervention. La modélisation est un des moyens d'amélioration des connaissances et un outil d'aide à la décision.

LES DEVELOPPEMENTS UTILES DE LA MODELISATION

L'analyse comparée des besoins et de l'existant conduit en matière de modélisation conduit à une nécessité, non de modèles nouveaux mais plutôt de prolongements, à la fois dans les domaines d'applications et dans les indicateurs de pollution.

Ces besoins peuvent être formulés pour chacune des étapes de la chaîne d'évolution d'une pollution.

Origine de la pollution

La source de la pollution est en général bien identifiée. Il est toutefois des domaines où les manifestations de la pollution résulte de la conjonction de plusieurs facteurs de dynamiques différentes. C'est le cas pour l'eutrophisation des rivières. Les modèles peuvent ici permettre d'identifier le rôle et le poids relatif des différentes composantes (caractère limitant de l'azote ou du phosphore en divers point du bassin). Les modèles du PIREN Seine constitue une bonne base en la matière. Ils en sont au stade des premiers résultats opérationnels et demandent à être confrontés aux mesures disponibles (même si celles-ci n'ont pas été collectées pour répondre à cet objectif). Ils devraient également permettre d'évaluer l'impact d'un traitement de l'azote et/ou du phosphore aux stations d'épuration.

De même, la modélisation devrait être un des moyens les mieux adaptés lorsque plusieurs types de pollution se superposent en un même lieu ou sur une même tronçon de cours d'eau. Ainsi, lorsque l'on relève des désordres dans une petite rivière en temps de pluie, il n'est pas toujours aisé de distinguer la pollution des rejets pluviaux des agglomérations réparties le long du cours d'eau des effets de l'érosion des sols cultivés. La modélisation se substitue ici à un lourd

programme de mesures, d'autant plus difficile à mettre en oeuvre que la pluie n'est pas un phénomène continu.

Dans le même ordre d'idée, s'il existe plusieurs outils de quantification de la pollution de temps de pluie en milieu urbain (dense), dans les zones intermédiaires périurbaines, la situation est moins bien connue.

Mécanismes d'évolution dans le milieu et impact

Il s'agit sans conteste du domaine où la modélisation mathématique excelle par rapport à toute autre approche.

La lutte contre les toxiques à effet différé a été précédemment citée parmi les nouvelles actions prioritaires de l'AESN. De nombreuses zones d'ombre subsistent sur le sujet. La modélisation pourrait ici apporter des éléments de réponse intéressants sur le transfert des micro polluants entre compartiments (à savoir entre la colonne d'eau, les sédiments et la biomasse). On s'interroge par exemple sur la biodisponibilité des toxiques contenus dans les stocks sédimentaires comme en Seine aval où les sédiments contiennent des quantités importantes de lindane ou de PCB.

D'une manière générale, les connaissances actuelles se heurtent fréquemment à la frontière entre le milieu liquide et le monde végétal ou animal. Il serait souhaitable d'intégrer davantage dans les modèles une dimension "biologie". Une des difficultés réside dans la définition d'indicateurs pertinents de la vie végétale et animale. Pour cela il est nécessaire d'intensifier le dialogue entre physiciens, chimistes, biologistes et médecins (la santé publique étant, d'une manière générale, relativement peu abordée).

On apprécie aujourd'hui l'impact d'une pollution ou d'un ouvrage à partir de paramètres physico-chimiques du milieu récepteur parce que l'on peut les quantifier. Il serait néanmoins souhaitable dans certains cas d'évaluer par exemple l'impact en terme de dynamique des populations piscicoles (diversité des espèces, effectifs, ...) (impact sur l'écosystème de barrages réservoirs).

Ce souhait assez général d'un complément par une approche biologiste, cache en fait des problèmes d'une grande complexité. Il est toutefois des domaines vraisemblablement plus simples où les modèles pourront apporter des réponses plus rapidement. On peut signaler par exemple la pollution bactérienne en rivière. Les modèles pourrait représenter le devenir des germes pathogènes issus de rejets directs d'eaux usées ou de stations d'épuration. Il intéresse particulièrement les usines de production d'eau potable qui prélèvent dans les eaux superficielles. Le problème devient rapidement plus complexe si l'on s'intéresse au milieu côtier, dans un objectif de protection des zones de baignade ou de production conchylicole. Il faut alors prendre en compte les courants marins et les phénomènes de marées.

Le milieu marin et estuairien constitue un univers particulièrement complexe, car contrairement aux rivières, les phénomènes hydrauliques ne peuvent pas être représenter simplement. Le fonctionnement de l'éventuel bouchon vaseux est particulièrement intéressant, ainsi que les manifestations de l'eutrophisation (en baie de Seine par exemple)

Modéliser le comportement d'un polluant en milieu marin est souvent un handicap mais ce n'est pas toujours le cas. La simulation d'une pollution accidentelle par hydrocarbures en rivière est peut-être plus délicate qu'en mer car c'est une pollution de surface et la présence de méandres et l'influence du vent sont déterminants dans l'évolution de la nappe polluante. Le sujet revêt une importance particulière pour la protection des prises d'eau lorsque l'on sait que l'essentiel des pollutions accidentelles a pour origine un déversement d'hydrocarbures.

Les modèles d'impact cherchent, directement ou indirectement, à travers un polluant ou une gamme de polluants, à quantifier l'action de l'homme sur son milieu environnant.

La juxtaposition et l'appréciation de l'influence relative de différents types d'impact s'avèrent plus ardues. Et parfois, les modifications physiques du milieu, causées par l'homme se traduisent par des comportements différents de polluants. Comment peut on par exemple caractériser simplement les effets sur la pollution d'un remembrement (modification des circuits d'eau et des écoulements préférentiels, des zones d'extension des crues éventuellement, des pratiques culturales, ...) ?

Ouvrages ou aménagements pour la réduction de la pollution

Le constat de la situation en matière de pollution ne peut être un objectif en soi. Aussi, les actions des agences de l'eau se conjuguent en deux actions complémentaires: la mise en oeuvre d'actions curatives (pour la réduction de la pollution) et d'actions préventives (pour préserver la situation actuelle et éviter d'arriver à une situation irréversible). Ces mesures s'accompagnent d'une politique incitatrice par le biais de redevances et de primes.

Pour les thèmes nouveaux d'intervention, les orientations sont clairement définies mais on manque bien souvent de recul pour évaluer les moyens à mettre en oeuvre.

La lutte contre les rejets urbains de temps de pluie est un exemple significatif. La simulation, du comportement de la pollution dans certains ouvrages comme les bassins d'orages ou du fonctionnement des stations d'épuration par temps de pluie, permettrait d'améliorer la gestion des moyens d'épuration.

Toujours dans le domaine du pluvial, la mise en oeuvre de techniques dites alternatives ou compensatoires au ruissellement laisse planer quelques interrogations sur le devenir de la pollution. La modélisation pourrait-elle y apporter un élément de réponse ?

Comme outil de gestion, la modélisation mathématique pourrait également intervenir dans un outil local de pilotage d'une culture. En optimisant l'utilisation de produits phytosanitaires, elle réduirait la pollution des nappes souterraines. Une autre modélisation permettrait un suivi dynamique des nappes (elle fournirait en fonction du régime pluviométrique une projection de l'état d'une nappe et permettrait d'alerter de difficultés sur des points de captage.

Suivi du milieu naturel

L'exercice des missions des agences nécessite une bonne connaissance de l'état du milieu naturel et de son évolution.

L'expérience acquise en matière de modélisation du comportement des polluants devrait pouvoir être mise à profit dans l'optimisation des réseaux de mesures, du point de vue de l'emplacement et de la fréquence de l'échantillonnage. L'exploitation complémentaire des réseaux classiques et des stations automatiques (extrapolation cohérente des données entre les points de mesures et pourquoi pas dans le temps) serait facilitée.

LES CARACTERISTIQUES GENERALES DES MODELES

L'AESN considère la modélisation mathématique comme un outil, non seulement de gestion mais aussi de prévision particulièrement adapté pour la planification des travaux, que ce soit au niveau des objectifs ou au niveau des moyens à mettre en oeuvre pour les atteindre. C'est un véritable outil d'aide à la décision.

A nos yeux, les modèles doivent se prévaloir d'un certain nombre de qualités.

Nous recherchons avant tout ***des outils simples et pratiques***, dans la mesure du possible. Tous les sujets ne se prêtent pas à la simplicité mais cela doit être un souci permanent, le modèle trop complexe risque de demeurer confidentiel et trop peu utilisé.

L'aspect pratique de sa mise en oeuvre conditionne bien entendu son utilisation. Dans le développement d'un outil de modélisation, il est une étape quasi incontournable: le stade d'outil de recherche (sa mise au point marque en général une étape dans l'état des connaissances), mais il ne doit pas en rester là: une adaptation est nécessaire pour en faire ***un outil opérationnel pour utilisateurs avertis***, c'est-à-dire des ingénieurs spécialistes de leur domaine technique, et pas nécessairement des chercheurs.

Les modèles, correctement calés et validés, doivent avoir un degré de complexité cohérent avec la précision et le niveau de connaissances des données d'entrée. De même, un modèle doit être homogène, en terme de sophistication, entre les différents modules qui le composent:. Ainsi, en assainissement pluvial, un module hydraulique très sophistiqué est inutile si le modèle hydrologique est schématique, et réciproquement. De même, la résolution complète des équations différentielles de Barré de St Venant est illusoire si on néglige par ailleurs les dépôts dans les conduites.

La diffusion des résultats de simulation requiert également un ***effort de présentation et de synthèse***. Une visualisation graphique est préférable à tout long discours, discours de chiffres à fortiori.

Les modèles ne doivent pas viser la précision absolue. Des résultats globaux, généralisables sont préférables à tout calcul de portée limitée, aussi élaboré soit il. L'AESN est davantage intéressée par ***des ordres de grandeurs, des tendances*** et une utilisation par valeur relative à un état dit de référence (pour la simulation de différents scénarios d'aménagement par exemple).

D'autre part, chaque modèle est construit pour répondre à un objectif et a son champ d'application. Toute utilisation en dehors de son domaine privilégié compromet la représentativité des résultats. Nos interlocuteurs, les collectivités locales et autres maîtres d'ouvrage, sont fréquemment confrontés à la modélisation, mais ils manquent en général d'***information*** sur les modèles proposés dans le cadre d'une étude, concernant :

- ***le domaine d'application***;
- ***les limites*** ;
- ***les données nécessaires***;
- ***les hypothèses et conditions de simulation***

Les caractéristiques générales décrites ici sont bien les traits principaux d'***un outil d'aide à la décision***, tout à fait complémentaire de la mesure.

CONCLUSION

Les objectifs du VIe programme de l'Agence de l'Eau Seine Normandie constitue un élargissement du cadre des interventions. Cela s'accompagne d'un souhait de prolongements en matière de modélisation, à la fois dans les domaines d'application et dans la prise en compte de nouveaux indicateurs. Il est en particulier utile d'intégrer des critères rendant compte de la qualité générale de l'écosystème dans son ensemble, notamment par une collaboration plus poussée avec les sciences traitant de biologie. Nous avons également le souci, mais ce n'est pas l'objet de ce séminaire, d'intégrer dans les études des notions de socio économie.

DEBAT APRES LA CONFERENCE 1

Animateurs : MM. Desbordes & Degardin

(M. Carbonnel)
Il y a très nettement, derrière cet exposé, un appel à ce que des chercheurs arrivent à faire le pont entre la recherche avec un grand R et l'application, c'est peut-être une denrée assez rare à l'heure actuelle, encore faut-il y parvenir.

(M. Manoha)
J'aimerais revenir sur une petite remarque qui est une mise au point sur les modèles très sophistiqués. Il n'est évidemment pas question qu'on mette au point des modèles très sophistiqués tels que 3D, tridimensionnels avec des modèles de simulation très compliqués pour mettre à la disposition d'utilisateurs de ce type là. On a besoin de mettre au point des méthodes très sophistiqués pour justement comprendre les phénomènes et ensuite être capables de faire des modèles simples. Ces modèles très sophistiqués servent dans des cas très particuliers où on peut les utiliser, où il y a des problèmes très difficiles, des problèmes de risques par exemple (centrales nucléaires), mais il n'est effectivement pas question de mettre les choses trop dures entre les mains de tout le monde, par contre cela nous aide énormément à comprendre les phénomènes et, ensuite, à dégrader les modèles pour arriver à des solutions simples. Il est vrai qu'il faut toute la batterie.

(M. Carbonnel)
Il y a des modèles relativement sophistiqués qui ont été élaborés, et après, souvent le chercheur s'en désintéress de la transformation de ces gros modèles vers des choses utilisables, car c'est moins valorisant. Là, il y a certainement un manque.

(M. Peter)
Il y a deux points qui ont été évoqués que j'aimerais voir approfondir en fonction de mon expérience :
1) comment le modèle par ses multiples interfaces et avec la réalité et avec les utilisateurs peut être crédible?
2) Comment dans le temps, le modèle peut il être actualisé, je prends ce qu'a dit M. Desbordes sur le recueil de données, et l'injection de nouveaux paramètres, il y a un gros problème, c'est le modèle qui existe et qui finalement fait marcher la mécanique, et, qui émoussent les nouveaux éléments qui viennent; comment intégrer, ingérer dans un modèle les nouveaux éléments? Il y a une épreuve de vérité qui n'est pas facile à vivre.

(M. Le Hir)
Juste un petit commentaire sur le débat de la sophistication des compartiments que l'on modélise dans l'écosystème; je crois qu'il ne faut pas confondre sophistication et raffinement, quand on parle dans l'hydrodynamique de modèles élaborés du genre tridimensionnels ou autre, on parle de modèles plus raffinés mais pas nécessairement sophistiqués. En fait la sophistication intervient quand on rajoute des processus, et c'est là qu'un modèle peut devenir dangereux; par contre; quand on raffine le modèle, on ne fait que de se rapprocher de la réalité sans rajouter de processus inconnus.

(M. Ledoux)
Je voudrais revenir sur cette notion de sophistication de modèles et de l'idée de banalisation de modèles concernant leur utilisation. Il y a deux problèmes différents:
1) il y a des modèles qui s'appliquent sur des phénomènes observables où, là, on peut faire un modèle de compréhension et après essayer d'élaguer et essayer de retenir ce qui est vraiment important pour réduire la sophistication du modèle et le rendre plus diffusable,
2) les modèles qui s'appliquent à des phénomènes non observables où on demande une prédictivité à très long terme (ex: les déchets radioactifs), là on ne voit pas très bien comment se débarrasser de la sophistication. Le rapport entre le degré de sophistication raisonnablement admissible et la conviction qu'on pourra apporter de la démonstration de la sécurité, par exemple du stockage des déchets qu'il faut prendre en compte et là je ne vois pas comment on pourrait arriver à avoir des modèles facilement banalisables.

(M. Usseglio)
Je voudrais revenir sur cette demande de M. Degardin sur des outils simples et pratiques d'utilisation. Il ne faut peut-être pas mettre les deux choses sur le même plan car il ne faudrait pas confondre le modèle et l'application du modèle à un site particulier; le modèle est un outil général, ouvert, l'application du modèle c'est ce dont a besoin le décideur sur un site particulier. Le modèle peut-être sophistiqué mais le spécialiste peut très bien préparer, paramétrer le modèle pour qu'il soit d'une utilisation simple sur un site particulier pour le décideur, donc on peut très bien avoir des outils sophistiqués qui sur le site d'application pour une Agence de l'Eau, vont être d'une application simple et pratique.

(M. Robin)
Une autre possibilité d'utilisation de modèle sophistiqué par des non spécialistes c'est aussi de séparer l'utilisation du modèle et les sorties du modèle, et je pense que c'est possible en particulier avec le développement des réseaux informatiques. On peut envisager à mon avis que le modèle soit utilisé, mis en route, dont le fonctionnement soit assuré par l'équipe qui le développe, et l'utilisation, les cartes, les sorties numériques, les listings puissent être consultés pas les utilisateurs et par des moyens adéquats.

(M. Martin)
J'aimerais revenir sur ce que disais M. Desbordes. On a l'impression que les modèles égal poubelles et on s'en va; je sais que ce n'est pas ce que vous pensez mais si on prend à la lettre ce que vous avez dit, c'est un peu la conclusion que l'on peut en tirer. Quand un modèle ne marche pas, cela peut-être également très intéressant car un modèle, bien souvent, reprend des concepts qui ont déjà existé et qui ont été formulés par les besoins du modèle, et bien souvent, le modèle est la seule manière de savoir ce qui se passe quand on met ensemble des concepts qui existaient, et si cela ne marche pas c'est que il y a quelque chose qui ne colle pas; soit c'est le modèlisateur qui est mauvais, soit ce sont les concepts qui font porter des incohérences entre eux. Vous parliez des paramètres qui s'avéraient superfétatoires, ce sont des analyses de sensibilité, on s'aperçoit qu'il y a des paramètres qui ne servent à rien ou qui sont trop sensibles, c'est comme même grâce aux modèles que l'on s'en rend compte.

(M. Desbordes)
Quelque fois si on essaie de comprendre ce que l'on est en train de faire, on se rend compte que c'est inutile et que ce n'est même pas la peine de faire de la modélisation. On peut faire toutes les constructions intellectuelles que l'on souhaite en respectant nombres de principes de la physique, vous pouvez aussi utiliser des principes qui ne sont pas admis par tout le monde; si vous vous

lancez dans une construction purement intellectuelle, vous avez tous les droits de délirer sur tout ce que vous voulez. De toute façon il existe pour des phénomènes qui ne sont pas observés, des approches multiples en fonction des théories et des choses que vous manipulez, une chose est certaine: on a parfaitement le droit de modéliser dans son cagibi en manipulant des structures intellectuelles sur des phénomènes que l'on pense exister, mais ils n'existent pas nécessairement, parfois on peut avoir raison, l'astrophysique est pleine de résultats de ce genre. A force de mettre en évidence qu'il existe quelque chose, on finit toujours par inventer un appareil de mesure qui fait la démonstration qu'il existe. Une chose est certaine: lorsqu'on traite de l'hydrologie, du cycle de l'eau, c'est pas la peine d'aller chercher une mécanique quantique.

(M. Ackerer)
Juste un commentaire suite aux deux exposés, je trouve assez paradoxale que d'un côté les modèles, d'après M. Desbordes on se fait plaisir mais cela ne sert à rien et de l'autre côté M. Degardin qui dit que finalement on n'a pas besoin de modèles nouveaux on se satisfait de ce que l'on a.

(M. Desbordes)
Vous êtes dans un laboratoire, en travaillant pendant plusieurs années vous allez extraire des observations des renseignements tout à fait précis, le problème c'est qu'ensuite cet élément là va se retrouver dans une sauce bizarre où là les cinétiques de régions ne sont pas connues. J'entends parler de synergie tous les jours, on parlait de la pollution, par exemple des relargage des sédiments dans les cours d'eau, c'est un sujet tout à fait extraordinaire. On arrive à faire des simulations sur 1, 2, 3 éléments mais comme on ne connaît pas les rôles joués par les cinétiques de réaction en terme de synergie suivant que vous avez de l'hydroxyde de manganèse, de fer, etc. cela commence à être très compliqué car on ne va pas identifier les mécanismes profonds, on peut les constater mais ils ne sont pas tous percés à jours. Cela veut dire que le degré d'usage de ces modèles en terme d'explication du réel sont souvent limités.

(M. Usseglio)
Je crois que le débat est stérile: le problème est le suivant, si on cherche la qualité intrinsèque d'un modèle indépendamment de son contexte tous les modèles sont mauvais. Ce qui est important de dire c'est qu'un modèle doit être extrêmement lié à ses objectifs d'application, il ne peut être jugé que conformément à ces objectifs d'application.

(M. Leviandier)
Revenir sur la sophistication: beaucoup de gens s'accordent à dire que la simplicité est utile mais ils ne le voient qu'après sophistication.

(M. Carbonnel)
Encore faut il vendre cette idée à ceux qui paient.

(M. Kauark-Leite)
Il y a des lacunes énormes dans la connaissance des milieux naturels. Vendre des modèles alors qu'on est incapable de résoudre ces lacunes, c'est complètement faux.

(autre intervenant)
La question qu'on se pose: peut on modéliser l'impact de l'outil épurateur sur milieu naturel. On a besoin d'estimation et non pas des valeurs exactes. Est-il possible d'envisager la création d'un modèle mathématique en utilisant des données qui existent, c'est à dire que nous avons des réseaux de mesures qui ont certaines caractéristiques, ou est ce qu'il faut changer notre optique dans notre acquisition de données.

(M. Carbonnel)
Avec les données que vous avez, vous aurez des résultats qui auront une certaine fourchette, une certaine incertitude, et c'est cette incertitude là qui est intéressante à connaître, mais il faut aussi améliorer les réseaux de mesure pour les mieux adapter à la réalité et donc à la modélisation.

(autre intervenant)
Je repose une question, faut il utiliser les mathématiques? Demander un modèle qui fasse ceci, dire faut il demander de faire des modèles sophistiqués ou pas est une question ridicule, car si je veux travailler à la connaissance, j'utilise les mathématiques, la physique, la modélisation en tant qu'outil. Faut-il modèle ou pas est un débat surréaliste.

(M. Fortin)
Il faut intégrer mesures et modélisation.

LA DEMANDE DE MODELISATION DE L'INDUSTRIE DU TRAITEMENT DE L'EAU.

VILLESSOT Daniel,
BRELOT-WOLFF Elodie
CISE, Direction technique R&D, Rueil-Malmaison

Résumé

La modélisation du comportement des polluants dans les hydrosystèmes doit fournir aux industriels du traitement de l'eau, des outils importants d'aide à la décision pour la gestion des usines de traitement et des réseaux. L'objectif est d'évaluer les risques liés à la migration ou à l'évolution des polluants et d'anticiper les résultats d'actions envisageables tant pour ce qui concerne la qualité de l'eau que pour la protection des milieux naturels.

Quelques modèles répondent pour partie à ces objectifs, mais tous les besoins ne sont pas couverts et beaucoup reste à faire pour qu'ils soient utilisables par les opérateurs non spécialistes, sur le terrain quotidien de leurs activités.

INTRODUCTION

L'industrie du traitement de l'eau utilise depuis de nombreuses années des modèles mathématiques lui permettant de calculer, simuler et gérer de manière prévisionnelle un certain nombre de phénomènes physiques et chimiques liés soit aux écoulements hydrauliques, soit aux traitements physico-chimiques des eaux. Ces dernières années, de nouveaux modèles plus sophistiqués sont apparus pour prendre en compte des procédés biologiques plus délicats à paramétrer ou pour intégrer des évolutions qualitatives des eaux transitées par les réseaux. Malgré tout, les problèmes restent nombreux, bien que les modèles soient multiples: problèmes de calage et de disponibilité de données fiables de calage; problèmes d'ergonomie des modèles disponibles pour pouvoir être utilisés par des "non spécialistes" dans le cadre de leurs activités quotidiennes; problèmes enfin de formulation des besoins par les exploitants.

Le comportement des polluants dans les hydrosystèmes intéresse les industriels du traitement de l'eau à plusieurs niveaux :

- pour la production d'eau potable, soit à partir d'eaux souterraines, soit à partir d'eaux de surface, il est indispensable de pouvoir maîtriser les flux de polluants et de micropolluants et donc de connaître leurs évolutions et leurs migrations dans ces hydrosystèmes;
- pour maîtriser l'impact des rejets sur les milieux récepteurs, soit d'eaux usées traitées soit d'eaux pluviales, il est nécessaire de pouvoir évaluer l'incidence de tel ou tel paramètre ou de telle ou telle action sur ces impacts pour pouvoir déterminer les risques liés ou anticiper les effets susceptibles d'en résulter.

LA PROBLEMATIQUE SPECIFIQUE A L'INDUSTRIE DU TRAITEMENT DE L'EAU.

L'industrie du traitement de l'eau doit soit fournir aux usagers desservis une eau potable dont les qualités organoleptiques, chimiques et bactériologiques satisfont à des normes de qualité bien définies, soit gérer les systèmes d'assainissement de sorte que les rejets dans les milieux récepteurs aient un impact aussi faible que possible sur la qualité de ceux-ci.

Dans un cas comme dans l'autre, il s'agit de garantir le produit livré (eau potable et eaux usées traitées) sans prétendre pouvoir maîtriser complètement la qualité du produit de départ (qualité de l'eau brute ou flux d'eaux usées collectées).

Prestataire de services pour le compte de la Collectivité, l'industrie du traitement de l'eau doit donc proposer et obtenir de celle-ci les moyens d'atteindre ces objectifs et de respecter les contraintes réglementaires qui lui sont imposées.

Il existe donc un écart important entre la demande formulée et la réponse apportée. La demande s'exprime en termes d'usages et d'objectifs de qualité; la réponse est un ensemble de solutions techniques non liées directement aux objectifs à atteindre.

LA DEMANDE.

Sans vouloir dresser un bilan exhaustif des problématiques quotidiennes de l'industrie de l'eau pour maîtriser le comportement des polluants dans les hydrosystèmes, nous appuierons notre réflexion sur trois cas qui nous paraissent significatifs:

- la migration des nitrates ou des micropolluants (type pesticides) dans les nappes d'eaux souterraines,
- le transfert des pollutions dans les eaux superficielles,
- l'impact des rejets des eaux usées traitées sur les milieux récepteurs.

1. Migration des micropolluants dans les nappes d'eaux souterraines.

Les mesures de pesticides ou de nitrates réalisées dans les eaux souterraines permettent de suivre régulièrement l'évolution des concentrations. Le besoin des professionnels de la distribution de l'eau est, dans ce cas spécifique, de prévoir les risques de dépassement d'une concentration maximale (déterminée par les normes de potabilité des eaux), compte tenu de l'efficacité des dispositifs de traitement situés à l'aval du captage.

Diverses tentatives, consistant à greffer des modèles de chimie sur les modèles hydrodynamiques classiques, n'ont pu permettre d'atteindre une réelle efficacité. Les hypothèses simplificatrices faites, de continuité et d'homogénéité des milieux, s'avèrent trop éloignées de la réalité.

Des modèles plus complexes, à trois dimensions, ont été développés. S'ils ont permis de mieux modéliser les circuits hydrauliques préférentiels, ces modèles nécessitent l'intégration de trop nombreux paramètres et deviennent très rapidement impossibles à caler.

Selon certains, des modèles stochastiques pourraient apporter des éléments de réponse par évaluation probabiliste du risque lié, à condition que les conditions hydrauliques puissent être considérées comme constantes.

2. Transfert des polluants dans les eaux superficielles.

L'industriel du traitement de l'eau, comme les autres acteurs de la gestion des eaux superficielles et notamment les Agences de l'Eau, sont actuellement en quête d'outils et de méthodologies pour intégrer leurs processus décisionnels dans une démarche plus globale et cohérente de gestion de la qualité des eaux d'un système donné (Figure 1).

Les sources de pollution des eaux superficielles sont nombreuses et il est habituel de considérer des typologies différentes de déversements (accidentels ou continus) qui peuvent trouver diverses origines liées soit au ruissellement de surface sur un bassin versant (cas des pollutions agricoles diffuses par exemple), soit à des rejets industriels ponctuels, soit à des rejets d'eaux pluviales, soit enfin à des rejets d'eaux usées domestiques.

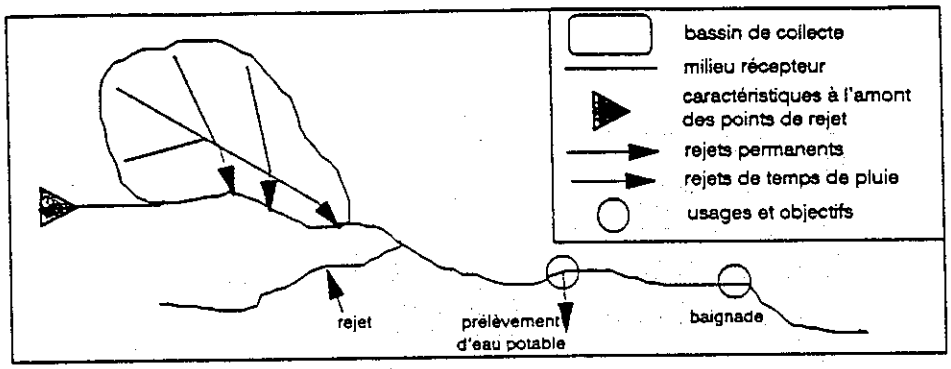


Figure 1 : le système à considérer.

Dans chaque cas, des modèles ont été développés pour répondre aux besoins d'évaluation et de simulation de l'impact de chaque rejet, voir de plusieurs rejets cumulés sur les eaux superficielles: les impacts pouvant être appréhendés de manière plus ou moins complexe, selon que l'on considère l'impact au regard de quelques paramètres descriptifs de la qualité, choisis par référence aux usages de l'eau, ou bien l'impact global sur l'ensemble de l'écosystème. La complexité n'est bien évidemment pas la même dans l'un ou l'autre de ces cas.

L'utilisation de ces modèles adaptés aux spécificités des déversements et des sources de pollutions permet de mettre en évidence plusieurs difficultés majeures qui n'ont pas à notre connaissance reçu de réponses définitives. Elles sont relatives à la nécessité de disposer de données suffisantes et pertinentes pour permettre le calage des modèles. Par ailleurs, ces données concernent tout à la fois des phénomènes physiques (cas des déversements accidentels), des phénomènes cinétiques (interactions eau-sédiment, biodégradabilité, biodisponibilité de divers polluants), ou encore des phénomènes liés à la toxicité des polluants.

3. Impact des rejets des eaux usées traitées sur les milieux récepteurs.

L'industrie du traitement de l'eau, très concernée par les transferts de pollutions dans les eaux souterraines et superficielles, l'est encore plus lorsqu'il s'agit de la maîtrise de l'impact des rejets d'eaux usées domestiques. Elle a en effet contracté une mission déléguée par le Maître d'Ouvrage pour assurer une gestion efficace et fiable des systèmes d'assainissement (figure 2),

- aux possibilités de calage des modèles à partir de données pertinentes mais disponibles en nombre limité et intégrant des éléments statistiques pour préserver la fiabilité des résultats de calcul.

Pour réduire enfin l'impact des rejets des systèmes d'assainissement sur les milieux naturels, il est nécessaire de disposer d'outils de simulation permettant de déterminer efficacement les actions à mener.

Si des modèles existent dans de nombreux cas, ils doivent être mieux utilisés par des non spécialistes et beaucoup reste à faire à ce niveau pour améliorer leur ergonomie. Les outils opérationnels d'aide à la décision restent à développer. Il est nécessaire dans une phase préalable de valider une méthodologie de prise en compte et de caractérisation de l'impact d'un rejet utilisable et reconnue par la plupart des acteurs de ce domaine.

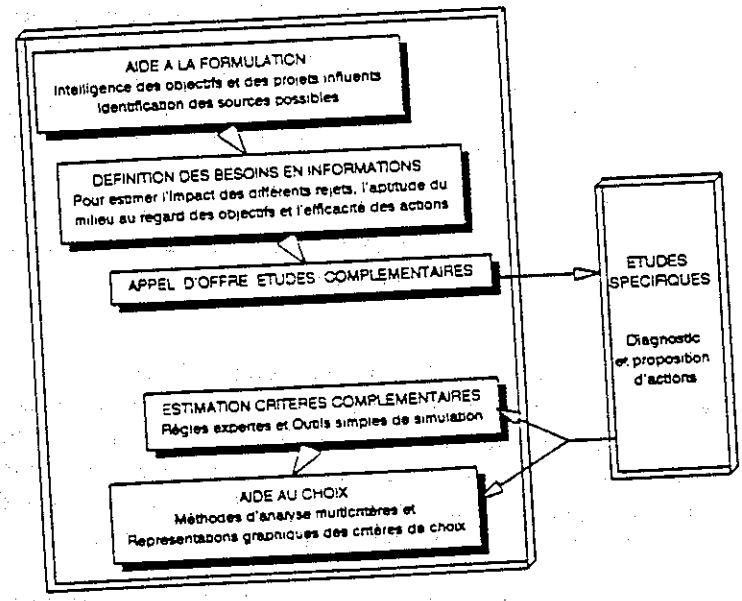


Figure 5 : différentes fonctions de l'outil proposé.

Les relations secondaires sont les relations inverses, qui mettent en évidence des contraintes de l'aval vers l'amont :

- les contraintes de qualité du milieu récepteur imposées par la pratique de certains usages ou par le choix de certains objectifs,
- les caractéristiques nécessaires des rejets pour atteindre la qualité désirée du milieu récepteur,
- les actions envisageables pour obtenir les caractéristiques désirées des rejets et les contraintes de conception liées aux caractéristiques des effluents,

La troisième série de relations met en évidence d'autres contraintes plus transversales :

- les conséquences d'un usage sur les caractéristiques du milieu récepteur,
- les contraintes entre usages,
- les contraintes entre actions

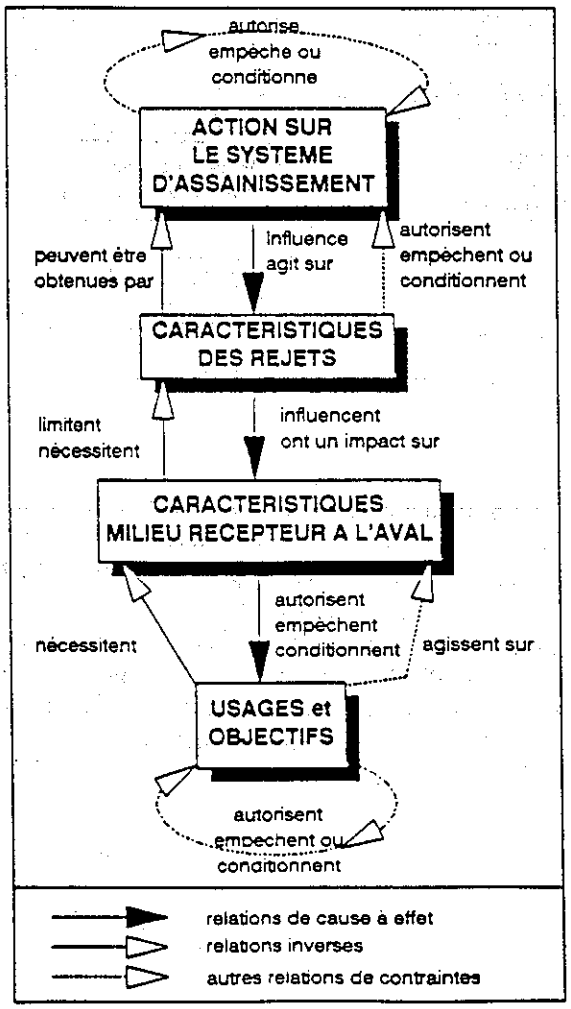


Figure 3 : organisation des connaissances.

Pour représenter ces relations, il est nécessaire de faire appel à des modèles de simulation tels que l'on puisse effectivement simuler l'évolution des flux de polluants dans l'ensemble du système étudié; cela signifie en particulier que les résultats de simulation d'un modèle élémentaires doivent correspondre aux entrées nécessaires dans le modèle simulant les phénomènes en aval (figure 4).

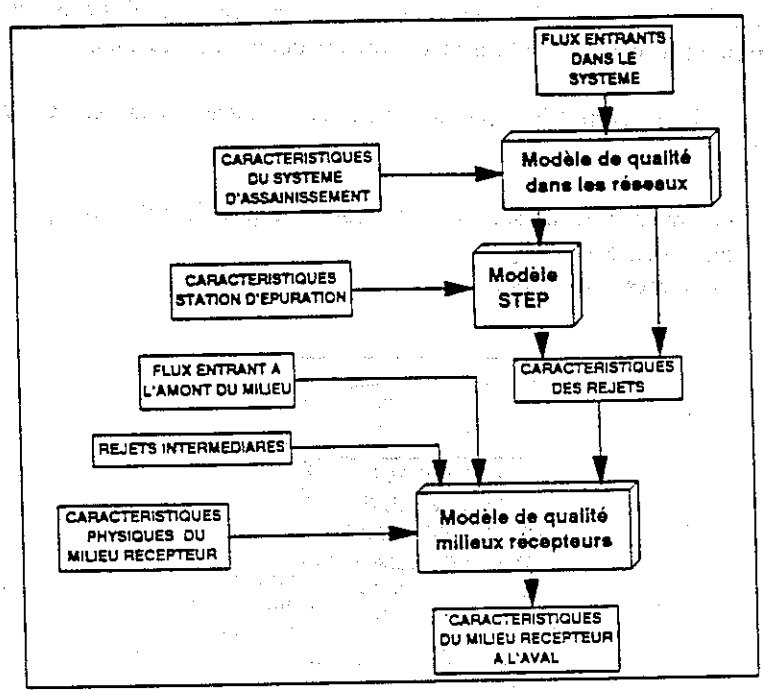


Figure 4 : organisation nécessaire des modèles

La principale difficulté consiste à caractériser l'état de chaque objet étudié ainsi que les relations entre ces objets, en intégrant les deux dimensions que sont le temps et l'espace : l'aptitude du milieu à la pratique d'un usage, la part de responsabilité d'un rejet dans la dégradation du milieu, l'efficacité d'une action à réduire cet impact, ..., sont autant de relations dont la caractérisation reste difficile à définir. L'outil d'aide à la décision, dont nous développons actuellement un prototype (Brelot-Wolff, Chocat, 1993), disposera d'un ensemble de règles expertes devant permettre de cibler les problèmes d'impact à étudier et les actions envisageables pour remédier à ce problème, ainsi que les informations nécessaires à l'estimation plus précise de l'impact des rejets et de l'efficacité des actions (figure 5).

incluant la collecte, le stockage, le traitement et **le rejet** des eaux usées comme des sous produits de l'assainissement.

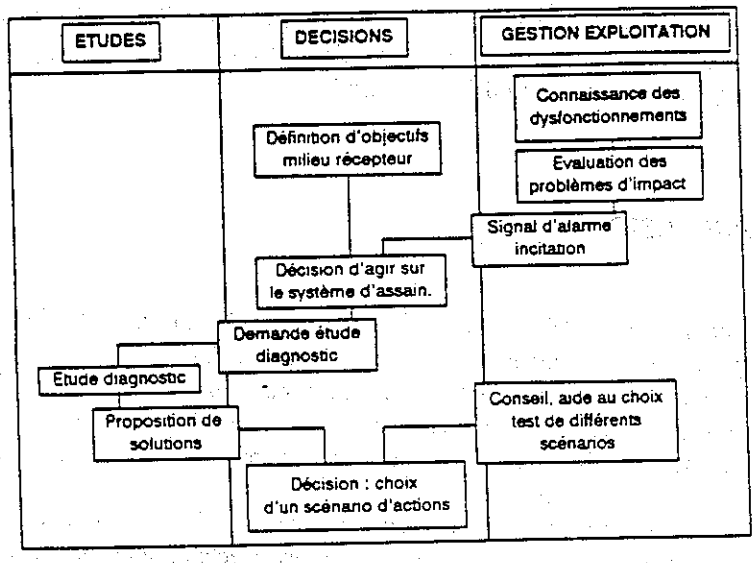


Figure 2 : les différentes fonctions de la gestion de l'eau.

Dans le cadre d'une convention passée avec le Ministère de l'Environnement (DRAEI) et associant le laboratoire Méthodes de l'INSA de Lyon (Professeur B. Chocat), nous menons un travail de recherche sur ce domaine dont quelques résultats peuvent être rappelés ici. Ils soulignent la nécessité :

a) d'organiser les connaissances relatives au système à étudier (Figure 3);

b) d'organiser les modèles élémentaires pour parvenir à la modélisation du système global bassin de collecte, réseau d'assainissement, station d'épuration, milieu récepteur (Figure 4);

c) de développer un outil d'aide à la décision à destination des exploitants, gestionnaires de systèmes d'assainissement, leur permettant de prendre en compte l'impact des rejets sur les milieux récepteurs, dans la recherche de stratégies d'actions à mener, pour améliorer l'efficacité et la fiabilité des ouvrages (figure 5).

Comme le montre la figure 3, nous avons décomposé et organisé les connaissances autour de différents objets et défini les relations entre ces objets.

Les relations principales que l'on veut représenter sont selon l'axe descendant. Ce sont des relations de causes à effets :

- l'effet des actions sur les caractéristiques des rejets,
- l'impact de ces rejets sur les caractéristiques du milieu récepteur,
- les conséquences de cet état du milieu sur les usages qui en sont faits.

La définition des besoins en information doit être également faite en fonction de plusieurs autres critères : le temps et les moyens accordés à l'étude, la précision désirée sur les critères d'impact, les données disponibles et les simulations qui peuvent être envisagées. L'outil proposera donc différentes méthodes d'estimation faisant appel à différents modèles de simulation, dont on dispose pour la partie système d'assainissement et que l'on suppose disponibles en ce qui concerne les "modèles d'impact".

CONCLUSIONS

De nombreux modèles du comportement des polluants dans les hydrosystèmes ont été développés pour tenter de répondre à la grande diversité des problèmes que rencontrent les divers acteurs et notamment les industriels du traitement de l'eau.

Parmi les difficultés régulièrement rencontrées à l'utilisation de ces modèles, certaines doivent faire l'objet de recherches complémentaires en vue d'améliorer nos connaissances relatives notamment:

- au transfert des polluants dans les aquifères, en milieux hétérogènes, en prenant en compte les difficultés d'échantillonnage rencontrées sur le "terrain";
- au transfert des pollutions dissoutes et particulaires en cas de pollution accidentelle et d'épisodes pluvieux exceptionnels;
- au devenir des polluants dans les eaux superficielles et particulièrement les biodégradations, les échanges eau-sédiment et les biodisponibilités des composés essentiels;
- aux possibilités de calage des modèles à partir de données pertinentes mais disponibles en nombre limité et intégrant des éléments statistiques pour préserver la fiabilité des résultats de calcul.

Pour réduire enfin l'impact des rejets des systèmes d'assainissement sur les milieux naturels, il est nécessaire de disposer d'outils de simulation permettant de déterminer efficacement les actions à mener.

Si des modèles existent dans de nombreux cas, ils doivent être mieux utilisés par des non spécialistes et beaucoup reste à faire à ce niveau pour améliorer leur ergonomie. Les outils opérationnels d'aide à la décision restent à développer. Il est nécessaire dans une phase préalable de valider une méthodologie de prise en compte et de caractérisation de l'impact d'un rejet utilisable et reconnue par la plupart des acteurs de ce domaine.

BIBLIOGRAPHIE

BRELOT-WOLFF E.: *Méthodologie de prise en compte de l'impact des rejets urbains dans la recherche de stratégies d'actions sur les systèmes d'assainissement.* Thèse en cours de préparation. Laboratoire Méthodes. INSA de Lyon. 1993.

BRELOT-WOLFF E., CHOCAT B.:*For an overall approach of water quality management: tools for the simulation of discharge impact upon receiving waters.* 6th International Conference on Urban Storm Drainage. Niagara falls, Canada, Sept. 1993. (à paraître)

Association ECRIN, Club CRIN-ENVIRONNEMENT, *Groupe de travail "transferts de polluants en milieux aqueux".* Compte-rendus de réunions des 9/03/92 et 11/05/92

DEBAT APRES LA CONFERENCE 2

Animateur : Mme Brelot-Wolff

(M. Brignon)
Vous avez parlé de difficulté pour obtenir des calages et des modèles opérationnels en ce qui concerne les eaux de surface, est-ce que vous pourriez expliciter ces problèmes ?

(Mme Brelot-Wolff)
Je pense que nous avons présenté les points de vue de la Cise. Effectivement la Cise n'a peut-être pas une expérience énorme dans ce domaine. Pour parler du principe du calage du modèle (pour qu'il soit prévisionnel), je crains là de retrouver le point de vue de M. Desbordes en disant "je ne crois pas au modèle prévisionnel". En ce qui concerne le problème du calage, si on s'appuie sur des modèles hyper simplifiés, on pourra avoir une évaluation relative. Quand je reprends mon schéma d'efficacité d'action, le calage peut être satisfaisant pour une estimation relative, mais quelles sont les données nécessaires et quelles sont les campagnes de mesures qu'il faut lancer pour cela? Je pense qu'il y a là un travail intéressant à faire. Pour les petites collectivités qui font des études d'impact, elles vont mesurer un point à la sortie de la station d'épuration: si elles veulent aller plus loin dans une estimation de l'impact et de l'efficacité de leur projet à réduire cet impact, il faudrait définir, faire des campagnes de mesures plus poussées sur les milieux récepteurs. C'est peut-être pas un problème de calage mais de disponibilité des données: définir quelles données sont nécessaires pour ensuite pouvoir caler approximativement un modèle.

(M. Carbonnel)
Il faudrait avoir à l'esprit que tout ça c'est de l'argent. Il y a une espèce d'optimisation à trouver entre le résultat et les données nécessaires.

(autre intervenant)
L'utilisation des modèles par des non spécialistes est dangereuse. La physique de l'hydrodynamique est compliquée, non seulement la physique mais les mathématiques que vous mettez derrière sont bien compliquées et bien imparfaites. Tout le monde sait que, pour un calage donné, il y a un jeu de données; un ou deux ont réellement un sens physique.

(Mme Brelot-Wolff)
On parle d'outils opérationnels: s'ils ne sont utilisés que par des spécialistes, ce n'est pas opérationnel. Je considère qu'il faut faire des modèles complexes pour comprendre des phénomènes, pour améliorer la connaissance. On complexifie pour mieux comprendre et pour ensuite pouvoir arriver à avoir des modèles simples où il y a très peu de paramètres à caler.

(Mme Maillot - Anjou Recherche)
Je crois qu'il y a un niveau d'utilisation et un niveau problématique. Etant utilisatrice de modèles, je préfère laisser aux spécialistes la maîtrise total du truc et poser clairement un problème.

(M. Fortin)
Si on considère un modèle comme une boîte noire dont il ne faut rien connaître, aussi bien ne rien faire! Il faut avoir un minimum de connaissances pour pouvoir utiliser un modèle. Il doit y avoir une coopération entre le modèlisateur qui développe le modèle et le futur utilisateur.

(M. Cases)
Un modèle, quand il s'agit de calculer l'incidence d'un rejet sur une eau de rivière, cela veut dire qu'on aura de moins en moins de gens qualifiés qui vont utiliser ces modèles: il faut former des modèles pour eux dans un premier temps, cela ne veut pas dire qu'avec la pratique ils ne vont pas s'améliorer. Au premier stade le modèle doit faire appel non pas à des non spécialistes mais à des gens qui ne sont pas des physiciens.

THEME II :
Les différents types de modèles et leurs limites

MODELISATION DE LA PROPAGATION DE POLLUANTS DANS LES HYDROSYSTEMES SOUTERRAINS : AMBITIONS ET REALITES

ACKERER Philippe
Institut de Mécanique des Fluides
2, rue Boussingault
67000 STRASBOURG

Résumé

Les modèles de simulation de propagation de polluants dans les eaux souterraines sont de plus en plus utilisés comme outils de gestion de cette ressource. La qualité des simulations dépend étroitement des connaissances que l'on a des processus et des paramètres de transport nécessaires à la mise en application des modèles. La fiabilité des résultats repose sur :

- le choix du bon modèle en fonction de l'échelle d'observation ;
- la mesure des paramètres représentatifs du transport liée à l'échelle de discrétisation du site;
- la spatialisation de mesures locales.

Compte tenu des spécificités des hydrosystèmes souterrains (invisibilité, accès coûteux), la connaissance du milieu restera trop fragmentaire pour réaliser des simulations fines. Seules les approches stochastiques permettent d'intégrer ces incertitudes dans les simulations.

L'ambition des modèles est d'une part, de reproduire les observations obtenues dans des conditions précises et, d'autre part, d'effectuer des prévisions dans des conditions autres que celles qui ont permis les observations. Ces ambitions doivent être tempérées compte tenu des difficultés rencontrées dans la mise en application de ces modèles en situation réelle.

L'élaboration d'un modèle, considéré comme une description d'une réalité amputée de propriétés jugées non pertinentes pour les questions posées, repose sur la démarche suivante :

- la production d'hypothèses et la construction de la représentation compatible avec l'échelle d'observation et les moyens mis en oeuvre ;
- l'assimilation du problème à une classe de problèmes connus liée à l'échelle "connaissance-formation" du concepteur du modèle ;
- la réduction des hypothèses retenues par hiérarchisation des mécanismes.

De cette construction résultent les premières difficultés rencontrées lors de la mise en application. La fiabilité des outils de simulation, qui représentent une synthèse des connaissances acquises à une échelle donnée, reposent sur une problématique bien précise. De ce fait, certaines propriétés jugées non pertinentes à une échelle d'espace et de temps donnée peuvent être prépondérantes à une autre échelle.

L'autre type de difficultés rencontrées lors de la mise en application des modèles est la connaissance des paramètres nécessaires à leur mise en oeuvre. Cette difficulté est accrue pour les hydrosystèmes souterrains qui sont invisibles, d'accès coûteux et dont la variabilité spatiale des propriétés de transfert est très grande.

Ces principales difficultés liées à la conception du modèle mathématique, à la résolution des équations, à l'acquisition de données et à leurs extension dans l'espace sont abordées pour les milieux alluviaux. La modélisation du transport de contaminants en milieux fissurés ou karstiques se heurtent encore à de nombreuses difficultés d'ordre conceptuelles et d'ordre descriptif de ces milieux et n'est que très peu utilisée.

LA MODELISATION MATHEMATIQUE DES ECOULEMENTS ET DES TRANSFERTS.

Le mouvement tridimensionnel d'un fluide homogène incompressible dans un milieu poreux indéformable est décrit par l'équation :

$$S\frac{\partial h}{\partial t} = \nabla.(\mathbf{K}.\nabla h) + f$$

où S est le coefficient d'emmagasinement spécifique du milieu, h la hauteur piézométrique, **K** le tenseur de perméabilité et f représente le terme puits/source. Cette équation résulte de la superposition du principe de conservation et de la loi de Darcy. Il est admis que la loi de Darcy est vérifiée dans la plupart des milieux alluviaux naturels. La conceptualisation des termes puits/source mérite réflexion lorsqu'il s'agit des échanges avec le réseau hydrographiques.

Classiquement ces échanges sont simulés par les équations suivantes :

$Q = \lambda\,(h_r - h)$ lorsque $h > h_f$

$Q = \lambda\,(h_r - h_f)$ lorsque $h < h_f$

où Q est le débit échangé, λ une constante de proportionnalité, h_r le niveau de la surface libre dans la rivière, h_f la cote du lit de la rivière et h le niveau piézométrique de la nappe.

Le coefficient λ dépend de la perméabilité des sédiments, de leur épaisseur et de la surface d'échange nappe-rivière. Il n'existe pas de formule permettant le calcul de ce coefficient d'échange et sa mesure directe n'est pas possible. Seul le calcul d'un bilan en eau amont-aval sur un tronçon de rivière permet une estimation de ce coefficient d'échange. La définition de la cote du lit de la rivière et de la surface d'échange est difficilement applicable dans le cas d'un cours d'eau naturel aux profils en travers complexe. Bien que peu justifiée d'un point de vue physique, cette modélisation des échanges donne des résultats satisfaisants. Néanmoins, les paramètres nécessaires à sa mise en oeuvre sont obtenus par calage du modèle.

Le transport de contaminants, lorsqu'il est considéré comme un marqueur de l'eau, est modélisé par une équation de convection-dispersion du type :

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \nabla.(D.\nabla c) - \nabla(\vec{u}c)$$

où c représente la concentration, u la vitesse moyenne réelle de l'eau dans les pores et **D** le tenseur de dispersion. Ce tenseur de dispersion décrit la variation de la vitesse réelle autour de la vitesse moyenne u. Ce modèle est pertinent si l'on suppose que les fluctuations de vitesses sont distribuées selon une loi normale, ce qui semble être le cas dans un milieu homogène à granulométrie uniforme. Dans les milieux naturels, cette hypothèse n'est pas vérifiée si l'on considère que les fluctuations de vitesses sont dues à la présence d'hétérogénéités du milieu, hétérogénéités dont les conductivités hydrauliques ont plutôt une distribution log-normale (Freeze, 1975).

Le coefficient de dispersion est généralement déterminé à l'aide de la relation :

$$D = \alpha u$$

avec α le coefficient de dispersivité et u la vitesse moyenne réelle de l'eau dans les pores.

Dans le cas d'un milieu homogène, la dispersivité est une constante caractéristique du milieu. En milieu naturel, ce coefficient représente les fluctuations des vitesses d'écoulement autour d'une vitesse moyenne. Ces fluctuations sont d'autant plus importantes que le milieu est hétérogène et dépendent étroitement de l'échelle à laquelle on simule le transport d'un polluant (figure 1). Si le domaine modélisé est bidimensionnel horizontal, la dispersivité intègre toutes les variations de la vitesse sur la verticale. Seules les fluctuations échantillonnées par le nuage de polluant lors de son déplacement dans le milieu sont à prendre en compte, ce qui pose le délicat problème de la détermination de cette dispersivité à priori lors de simulations prévisionnelles. De plus, lorsque l'extension du polluant est réduite par rapport à la taille de l'aquifère, les vitesses échantillonnées par le polluant ne sont pas suffisamment nombreuses pour représenter un échantillon des vitesses de circulation de l'eau dans l'aquifère statistiquement représentatif. La dispersivité est alors fonction de la distance parcourue (Matheron et de Marsily, 1981 ; Dagan, 1984 ; Gelhar et Axness, 1983). Lorsque le domaine est discrétisé en plusieurs couches horizontales, la dispersivité représente les fluctuations des vitesses au niveau de chaque couche atteinte par le polluant.

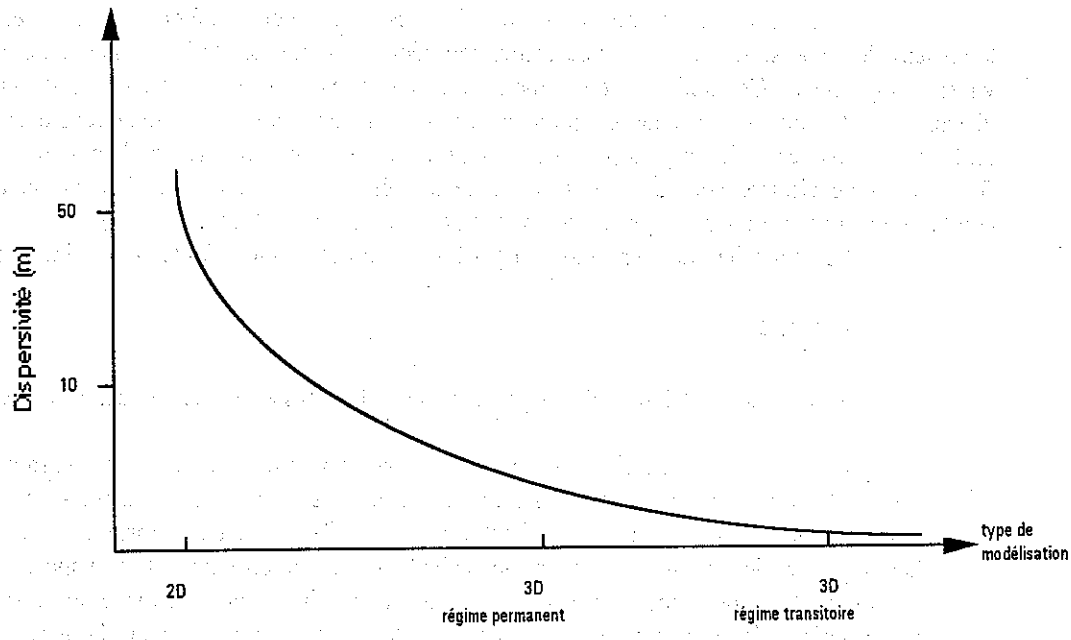


Figure 1 : Evolution de la dispersivité avec le type de modélisation

Les variations du champ d'écoulement au cours du temps génèrent également des fluctuations des vitesses. De ce fait, la dispersivité déterminée à partir d'une simulation d'un écoulement moyen en régime permanent intègre ces variations temporelles et sera plus élevée que celle déterminée à partir d'une simulation de l'écoulement en régime transitoire (Ackerer, Kinzelbach, 1985).

D'un point de vue chimiodynamique des polluants, la modélisation mathématique a fait des avancées importantes ces dernières années tant du point de la conceptualisation des phénomènes que du couplage avec les équations de transport. Cependant, cette modélisation n'est appliquée que dans quelques rares cas compte tenu de la lourdeur des modèles et de la quantité importante d'informations nécessaires à la mise en oeuvre de ces outils. Dans la plupart des modèles, l'adsorption de polluants est simulée par des isothermes et notamment l'isotherme linéaire qui suppose la proportionnalité entre la concentration en solution et celle fixée sur le solide. Cette approche très simplifiée des échanges solide-liquide ne peut se justifier que lorsque la composition ionique de la solution est constante et que les sites de fixation sur le solide sont en nombre illimité et toujours de même nature (milieu homogène).

RESOLUTION NUMERIQUE DES EQUATIONS SIMULANT L'HYDRODYNAMIQUE ET LA PROPAGATION DE POLLUANTS.

Les méthodes numériques employées pour résoudre l'équation décrivant l'hydrodynamique dans les milieux alluviaux sont les différences finies et les éléments finis. Ces méthodes classiques permettent le calcul soit d'une charge piézométrique moyenne par maille pour les différences finies, soit d'une charge piézométrique aux noeuds du maillage pour les éléments finis.

Les vitesses d'écoulement sont ensuite déterminées à l'aide de la loi de Darcy. Ces deux méthodes donnent des résultats tout à fait comparables. Cependant, dériver des hauteurs piézométriques approchées par une méthode numérique pour calculer des vitesses peut conduire à des résultats inacceptables dans des conditions de milieu hétérogène ou en présence de singularités comme des puits de pompage. La méthode des éléments finis mixtes hybrides (Chavent et Jaffré, 1987 ; Mosé, 1990) permet le calcul simultané des hauteurs piézométriques et des vitesses d'écoulement. Il a été montré que le champ de vitesses calculé par cette méthode est beaucoup plus précis que celui obtenu par les différences finies (Ackerer *et al.*, 1990) ou les éléments finis (Siegel, 1992). La figure 2 illustre une étude comparative menée sur un milieu hétérogène (fig. 2a). Les lignes de courant soit obtenues soit par calcul direct (fig. 2b) soit à partir des vitesses calculées à l'aide des éléments finis mixtes hybrides (fig. 2c) ou par les éléments finis conformes (fig. 2d et e).

La résolution de l'équation de dispersion-convection par différences finies ou éléments finis se heurte à la diffusion numérique qui se traduit par un étalement artificiel du nuage de polluants lorsque la discrétisation du domaine modélisé est trop grossière. Un critère de discrétisation couramment admis est que la taille de la maille doit être plus petite que le double de la dispersivité. Ce critère est peu sévère notamment en ce qui concerne l'extension transversale à l'écoulement du polluant où la discrétisation doit être encore plus fine. Compte tenu des valeurs de dispersivité rencontrées lors de la simulation tridimensionnelle (quelques dizaines de centimètres), le nombre de mailles ou de noeuds dans le domaine simulé devient très élevé et le calcul nécessite des moyens informatiques extrêmement lourds. L'approche particulaire du type marche au hasard constitue une alternative intéressante lorsque les méthodes classiques ne sont plus applicables (Ackerer et Kinzelbach, 1985). Cette approche permet de décrire l'évolution de tous systèmes soumis à une force macroscopique déterministe à laquelle s'ajoutent des fluctuations microscopiques aléatoires. Cette démarche est très proche de celle évoquée pour la modélisation du transport de masse dans les milieux poreux. La méthode consiste à lacher des particules dans le domaine, particules qui effectuent un déplacement déterministe (la convection) auquel s'ajoute un déplacement aléatoire (la dispersion). Cette technique n'est pas sujette à la diffusion numérique mais génère des fluctuations dans les concentrations dues au déplacement aléatoire des particules, fluctuations qui peuvent être atténuées en augmentant le nombre de particules. Une étude comparative des différentes techniques de résolution de l'équation de dispersion-convection est présentée dans Kinzelbach (1988). Les éléments finis semblent être les plus appropriés car ils permettent une discrétisation de l'espace très souple et bien adaptée au transport de polluants. Pour le transport à grande échelle, la marche au hasard est recommandée.

MESURE ET INTERPOLATION DES DONNEES NECESSAIRES A LA SIMULATION DU TRANSPORT DE POLLUANTS.

La modélisation du transport de polluants dans les hydrosystèmes repose sur une discrétisation spatiale du domaine modélisé. Cette modélisation suppose la connaissance des paramètres de transport (hydrodynamique et hydrochimique) pour chacune des mailles ou éléments du domaine, des conditions aux limites et des conditions initiales. Compte tenu de la très grande variabilité spatiale des propriétés de transport du milieu naturel et du peu de mesures disponibles en général, il est indispensable de pouvoir déterminer les paramètres autrement que par la mesure directe. Cette détermination peut se faire soit par ajustement des simulations sur les variables

mesurées (piézométrie, concentrations) lors de l'étalonnage du modèle, soit par interpolation fondée sur les informations disponibles.

L'étalonnage du modèle fait appel aux techniques d'identification des paramètres qui repose dans la plupart des cas sur la minimisation d'une fonction critère définie de la manière suivante :

$$F = \sum_{i=1}^{n} P_i (Vm_i(x,t) - Vc_i(x,t))^2$$

où n est le nombre de point de mesure, Vm sont les variables mesurées, Vc les variables calculées et P une pondération permettant de tenir compte de la précision de la mesure ou des différences d'unités entre les variables. Une formulation plus précise de la fonction peut prendre en compte les paramètres mesurés, les corrélations entre variables et entre paramètres (Kool *et al.*, 1987). Ces techniques d'identification fournissent aussi des informations importantes sur la qualité du jeu de paramètres ainsi défini, notamment un intervalle de confiance sur les paramètres ainsi calés, et sur les intercorrélations entre paramètres. Ces techniques d'identification se heurtent aux problèmes d'unicité de la solution lorsqu'il existe des minima locaux de la fonction critère, et à des problèmes de stabilité de la solution recherchée lorsque le modèle est très sensible à des variations infimes d'un paramètre.

Les techniques d'interpolation ont pour objectif la spatialisation de mesures locales. L'échelle de mesure de ces valeurs locales doit être compatible avec l'échelle de discrétisation du domaine (la taille de la maille ou de l'élément). Par exemple, une mesure de conductivité hydraulique au laboratoire sur un échantillon de sol ne peut être une mesure représentative de la conductivité à l'échelle d'une maille ou d'un élément.

Pour combler l'absence de données entre les points de mesure, il est nécessaire de faire des hypothèses quant à leur diversité et la manière dont elles se répartissent dans l'espace. Les méthodes les plus classiques d'interpolation consistent à calculer un paramètre en un point à l'aide d'une somme pondérée de l'ensemble des paramètres mesurés sans pour autant tenir compte d'une éventuelle structure du milieu naturel ou intercorrélation des paramètres.

La géostatistique constitue une approche plus satisfaisante en considérant les mesures locales comme un échantillonnage d'un processus aléatoire responsable de la structure du milieu. Cette structure peut être analysée à partir des mesures et présentée de manière synthétique par un variogramme (Journel et Huijbregts, 1978). La technique du krigeage repose sur ces considérations géostatistiques et permet d'interpoler les données mesurées de façon optimale pour représenter :

-des estimations des paramètres par pondération des données disponibles, pondération liée à l'éventuelle structure du milieu mise en évidence à partir des mesures ;

- les variances d'estimation et donc la fiabilité des paramètres interpolés.

Cette technique nécessite un nombre de mesure important pour construire un variogramme satisfaisant. De plus, lorsque la loi de distribution d'un paramètre n'est pas symétrique, un biais peut apparaître dans les estimations.

UN EXEMPLE DE SIMULATION PREVISIONNELLE : LES EXPERIENCES DE TRAÇAGE DE TWIN LAKE.

Le site de Twin Lake au Canada est l'un des sites expérimentaux les mieux équipés au monde. En 1982, une première expérience de traçage a été menée sur une distance de 40 mètres (Killey et Moltyaner, 1988). Plus de 400 000 valeurs de concentrations ont été mesurées sur le site et une description détaillée de la distribution des conductivités hydrauliques a été réalisée. Après étalonnage de notre modèle fondée sur les éléments finis mixtes hybrides et la marche au hasard, les concentrations mesurées ont pu être simulées de manière très satisfaisante (Ackerer *et al.*, 1990). L'outil ainsi validé a été utilisé pour faire une simulation de l'expérience menée en 1987. Cette expérience a été réalisée sur le même site, l'injection étant réalisée au même endroit. Le traceur a été suivi sur une distance de 120 mètres et la piézométrie de la nappe mesurée en plus de 400 points répartis dans les 3 dimensions. Seules les conditions aux limites ont été calées afin de restituer une piézométrie extrêmement précise, la différence maximale observée entre mesure et simulation étant de l'ordre de 1 cm. Bien que le champ d'écoulement ait été simulé de manière très fine, le nuage de traceur ne se déplace pas dans la bonne direction figure 3). L'explication la plus probable est la mauvaise restitution des gradients. Un léger écart entre la direction de l'écoulement calculée et mesurée ne devient significatif qu'après une certaine distance (plus de 40 mètres dans ce cas).

CONCLUSIONS

Les difficultés rencontrées lors de la simulation de la propagation de polluants dans les hydrosystèmes souterrains sont de deux types :

- la fiabilité des outils de simulation qui représentent une synthèse des connaissances acquises à une échelle donnée ;
- l'hétérogénéité du milieu et sa description pour la mise en application de ces modèles.

Les simulations des expériences de traçage de Twin Lake illustre bien la difficulté rencontrée lors de l'utilisation de modèles déterministes dans un but de prévision. Les conditions naturelles de ce site sont très simples (milieu homogène constitué de sables) comparées à celles rencontrées dans d'autres milieux. Le nombre de mesure est impressionnant compte tenu de la taille du site. En réalité, les possibilités de simulations prévisionnelles fiables par une approche déterministe sont presque inexistantes en milieu naturel (milieu hétérogène, conditions aux limites peu connues, hauteurs piézométriques mesurées en peu de points). L'approche stochastique, qui reconnaît le manque d'information par une description statistique des paramètres et des conditions aux limites, tient compte de nos incertitudes et doit mener à une bien meilleure prévision du transport de polluants dans les eaux souterraines. Afin de limiter ces incertitudes, plusieurs axes de recherche complémentaires existent :

- comment utiliser des mesures réalisées à des échelles différentes ? Quelle est la compatibilité entre les paramètres nécessaires aux modèles de transport liés à la discrétisation du site et les paramètres mesurés à une autre échelle ?
- la description du milieu : les techniques d'identification de paramètres couplées à la géostatistique semblent une voie d'avenir, la géophysique, la sédimentologie ;
- la définition d'un volume optimal d'information lié à la structure du milieu et aux objectifs à atteindre à l'aide du modèle.

L'ambition de ce type de modélisation est de gérer au mieux les incertitudes liées à une réalité trop complexe pour être abordée de manière déterministe. Nous devons reconnaître que la connaissance des milieux souterrains alluviaux ne peut qu'être fragmentaire et proposer des démarches stochastiques aboutissant non plus à une seule modélisation du transport de polluants mais à un ensemble de modélisations probables. Ce constat demande au gestionnaire de cette ressource de prendre des décisions non plus sur un événement (une valeur de concentration dans un puits) mais sur la probabilité qu'un événement se réalise (la probabilité de dépasser la norme de potabilité par exemple).

REFERENCES

Ackerer Ph., Kinzelbach W., 1985. *Modélisation du transport de contaminants par la méthode de marche au hasard : influence des variations du champ d'écoulement au cours du temps sur la dispersion. Proc. Int. Symp. "The Stochastic Approach to Subsurface Flow"*, Montvillargennes (F), 4-6/6/1985, Ed. Greco 35 Hydrogéologie -CNRS, pp. 475-486.

Ackerer Ph., Mosé R., Semra K., 1990. *A natural tracer test simulation by stochastic particle tracking method. Int. Symp. "Transport and Mass Exchange Processes in Sand and Gravel Aquifer : Field and Modelling Studies"*, AECL-1080 Pub., Ed. G. Moltyaner, Ottawa (CDN), 1-4/10/1990, pp. 595-604.

Chavent G., Jaffré J., 1987. *Mathematical models and numerical methods for oil reservoir simulation.* North Holland.

Dagan G., 1984. *Solute transport in heterogeneous porous formation.* J. Fluid Mech., 145, pp. 151-177.

Freeze R. A., 1975. *A stochastic-conceptual analysis of one dimensional groundwater flow in nonuniform homogeneous media.* Water Resources Res., 14 (6), pp. 329-348.

Gelhar L. W., Axness C. L., 1983. *Three dimensional stochastic analysis of macrodispersion in aquifers.* Water Resources Res., 19 (1), pp. 161-180.

Journel A. G., Huijbregts C. J., 1978. *Mining Geostatistics.* Academic Press.

Killey D. W., Moltyaner G. L., 1988. *Twin Lake tracer tests : setting, methodology and hydraulic conductivity distribution.* Water Resources Res., 24 (10), pp. 1585-1612.

Kinzelbach W., 1987. *Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser.* Ed. R. Oldenbourg, Munich (D), 317 p.

Kool J. B., Parker J. C., Van Genuchten M. Th., 1987. *Parameter estimation for unsaturated flow and transport model.* A review. Journal of Hydrology, vol. 91, pp. 255-293.

Matheron G., de Marsily G., 1980. *Is transport in porous media always diffusive ? A counterexample.* Water Resources Res., 16 (5), pp. 901-917.

Mosé R., 1990. *Application de la méthode des éléments finis mixtes hybrides et de la marche au hasard à la modélisation de l'écoulement et du transport de masse en milieu poreux.* Thèse de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg, Institut de Mécanique des Fluides, 153 p.

Siegel P., 1992. *Modélisation de l'hydrodynamique d'une nappe d'eau souterraine par la méthode des éléments finis mixtes hybrides.* Mémoire de DEA "Mécanique et Ingéniérie", Institut de Mécanique des Fluides de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg, 54 p.

DEBAT APRES LA CONFERENCE II. 1

Animateur : M. Ackerer

(M. Carbonnel)
Cette sensibilité aux conditions initiales est importante, elle définit un monde chaotique. Les démarches de type fractale, non linéaire devraient peut-être avancées. Or, j'ai l'impression que cela fait peur aux gens de changer leur comportement par rapport à cette vision qu'ils ont des modèles.

(M. Ackerer)
C'est un premier résultat. Ce n'est pas toujours le cas, il faut vraiment que le sol ait une propriété de transfert pour que ce genre de phénomènes apparaissent. Ensuite tout ce qui est fractal, je n'y crois pas trop, c'est un outil de description géométrique, cela permet de ne pas tenir compte des échelles, d'avoir des invariances d'une échelle à une autre.

(M. Cases)
Il est sûr que vous pouvez parler fractal pour essayer d'expliquer une fracture, mais il est sûr qu'une couche et son hétérogénéité n'ont rien de fractal.

(M. Ledoux)
Ce que Ackerer a démontré est très important: il faut différencier le calage du modèle du problème de la physique qu'on injecte dedans. Si on veut un modèle simple et le caler sur une expérience de traçage dans une condition d'hydrodynamique particulière, on va caler les quelques paramètres du modèle simple; lorsqu'on utilise le modèle pour un objectif avec lequel il n'était pas fait, c'est à dire qu'on extrapole, on voit qu'on est complètement à côté de la plaque. Le seul moyen est de remettre de la mécanique très compliquée dedans. Cela repose un problème: peut-on faire quelque chose avec un modèle simple, est-ce que cela veut dire quelque chose de caler les paramètres d'un modèle simple et ensuite de l'utiliser en extrapolation ?

(M. Ackerer)
Je ne pense pas que l'échec vienne du fait que le modèle est simple, mais qu'on a essayé de faire quelque chose de déterministe. Il faut faire du stochastique, c'est le seul moyen de faire quelque chose de correct.

(autre intervenant)
Souvent on oublie qu'on a affaire à un système qui a un comportement qui contient une composante aléatoire. On cherche à simuler un comportement avec un modèle déterministe et on oublie de spécifier quelle est l'erreur qu'on commet en adoptant cette modélisation. Faire d'abord une étude de sensibilité de notre modèle, et dire avec quelle précision on peut faire notre prédiction, c'est ainsi qu'on peut annoncer un résultat de modèle. On ne peut pas se permettre seulement d'annoncer la valeur moyenne qui est prédite par un modèle déterministe et passer sous silence la précision de notre simulation.

(M. Gaillard - EDF)
Dans ce cas particulier, si le mécanisme est vraiment chaotique, l'intervalle d'erreur est assez grand. Par contre, la nécessité de faire une typologie des problèmes que l'on peut aborder avec tel type de modèle, cela dépasse l'informatique, c'est plus une question d'experts.

(M. Magnat - Université de Besançon)
Est-ce qu'on a eu le courage de lancer des audits sur les prévisions des modèles comme ont fait justement les américains (Konikov). En effet on a repris 20 ou 30 après les conclusions de certains modèles qui ont été lancées il y a maintenant une vingtaine d'années, et ils ont examiné la réalité c'est à dire qu'on fait un audit de ce modèle, est-ce que le résultat prévu par ce modèle est actuellement vérifiable, ils se sont aperçus en fait que tous les modèles pratiquement se trompent. En fait un modèle, on lui donne une précision au cm près on lui demande simplement un ordre de grandeur, et l'utilisateur d'un modèle c'est toujours dans cet esprit là qu'il travaille. Il serait illusoire de vouloir affirmer aujourd'hui que dans 125 ans dans le bassin potassique, il y aura 153,5 mg en chlorure. La connaissance préalable des structures du terrain est importante, et on s'est aperçu que dans tous les modèles qui ont échoué, c'est la mauvaise connaissance des échanges entre les différentes couches de l'aquifère, des limites, à ce niveau là il faut travailler de façon très précise avec diverses disciplines, des sciences de la terre, les sédimentologues. On s'aperçoit que plus le modèle est vaste, plus il englobe des hétérogénéités, des difficultés à modéliser, cet audit que je voudrais que l'on aborde en France va nous permettre de dire qu'on a oublié de faire des mesures dans telles ou telles directions et c'est à ce moment que l'on fera des progrès. Il ne faut jamais oublié la trilogie: le terrain, le laboratoire, le modèle.

(M. Ackerer)
Je suis pour l'audit. La proposition de travailler avec des géologues, des sédimentologues et autres spécialistes, c'est un peu la main tendue de Vauclin hier en disant qu'il faut faire du pluridisciplinaire.

(M. Carbonnel)
A votre trilogie, je rajouterais une quatrième terme: les objectifs car un modèle n'est valable qu'en fonction d'un but.

(autre intervenant)
Cette expérience est tout à fait intéressante puisqu'il s'agit d'une tentative de vérification relativement longue de la réalité d'une modélisation. Ce que l'on constate par exemple c'est que dans les équations qui sont manipulées si l'on en reste au problème de pression, les modèles proposés sont assez satisfaisants. Cela montre bien qu'entre la modélisation des transferts d'eau et les transferts de polluants, ce ne sont pas du tout les mêmes niveaux de précisions auxquelles on aboutit avec des équations qui sont manipulées ce qui veut dire qu'il y a une interaction du milieu très forte. On ne peut pas conclure nécessairement au caractère aléatoire du cheminement de ces polluants, simplement il faudrait, pour arriver à des conclusions de ce genre, faire des vérifications lourdes pendant encore longtemps, c'est à dire recommencer un certain nombre de fois l'expérience et voir si effectivement les concentrations se dispersent de façon différente ou ne vont pas de façon systématique vers le même lieu avec des valeurs comparables ce qui veut dire que c'est bien un problème de géométrie d'échange et de mouvement dans le milieu ou alors si il

évoluait différemment, là il y aurait un caractère d'instabilité que l'on connaît dans les milieux poreux.

(M. Ackerer)
La pression c'est ce que j'appellerais une variable robuste, je peux changer la conductivité hydraulique, la pression ne varierait pas trop. Par contre la concentration est quelque chose de très sensible et c'est une chance pour toutes les méthodes d'identification; car en travaillant sur les concentrations on a des informations très importante sur les milieux et on peut extraire des structures. Pour cet exemple là il n'y a pas d'instabilité, ce sont des concentrations même pas du mg par litre, ce sont des produits radioactifs à très haute énergie, il n'y a pas de problème de densité, de viscosité, la physique est très simple. Cela ne marche pas car avec ma simulation, je me trompe, une fois, je suis 1 cm au dessus de la mesure et avec le piézomètre à côté je suis à 1cm au dessous de ma mesure, du coup mon gradient, qui par exemple, mesurait nul n'est plus nul. Comme les distances entre les points sont relativement courtes, à ce moment là la pente n'est pas négligeable.

(M. Carbonnel)
Est-ce que tu as fait l'expérience de supprimer la moitié de tes points? Ce serait intéressant..

(M. Ledoux)
Comment distinguera-t-on dans un audit sur les résultats d'un modèle la part qui est due au modèle de la part qui est due au modéliste?

(M. Pointet)
Le modèle présente une propagation qui part d'une source qui va vers un point avec une possibilité de diffluence à un système qui semble un peu dispersif au sens hydrodynamique des choses. Si on considère l'approche naturaliste, tout ce qui se passe à l'aval, autrement dit l'autre moitié, c'est à dire à partir des endroits où la propagation va se déplacer jusque plus loin où on risque vraisemblablement de rencontrer des conditions basses de reconcentration, de reconvergence des flux vers un point bas; est-ce qu'il n'y pas un moyen par cette approche naturaliste de resserrer l'incertitude?

(M. Ackerer)
Oui, c'est sûr. Toute infirmation supplémentaire permet de réduire les intervalles. La difficulté c'est d'abord d'avoir ces informations, ensuite il faut qu'elles soient compatibles entre elles, c'est à dire qu'il faut qu'elles soient mesurées à des échelles à peu près semblables, et il faut réussir à les mélanger de façon correcte.

DEVELOPPEMENT, UTILISATION ET INCERTITUDES DES MODELES CONCEPTUELS EN HYDROLOGIE

KAUARK-LEITE, Luiz Augusto
SAFEGE Ingénieurs Conseils*
NASCIMENTO, Nilo.
CERGRENE**

Résumé

Dans cet article nous proposons de mener une discussion sur le programme de recherche en modélisation conceptuelle, en hydrologie, afin d'en préciser les buts, les moyens utilisés pour y parvenir, le degré de succès qu'ils atteignent et d'examiner si ils constituent un cadre fécond permettant de contribuer au progrès scientifique. Nous le faisons en utilisant, comme élément de comparaison, un programme de recherche alternatif : les modèles basés physiquement, car ces derniers ont été développés à partir d'une critique des modèles conceptuels et en adoptant une stratégie de recherche différente. La réflexion est réalisée en considérant les contextes scientifique et technologique d'utilisation des modèles.

INTRODUCTION

Le développement des études sur les systèmes complexes et particulièrement les milieux naturels (*e.g.* bassins versants, rivières, lacs, nappes, estuaires, ...) associé au développement de l'informatique et à la vulgarisation des ordinateurs a provoqué au cours des vingt dernières années une prolifération de modèles mathématiques dont la littérature des sciences de l'eau regorge. Cependant, il faut bien reconnaître que ces modèles n'ont pas toujours apporté ce qu'on attendait pour la connaissance ou pour la maîtrise des systèmes étudiés.

La diversité des points de vue, principalement en ce qui concerne les méthodes d'élaboration et de validation a parfois provoqué chez certains chercheurs et gestionnaires une suspicion bien compréhensible quant à l'intérêt des modèles en hydrologie (le terme hydrologie est utilisé, dans cet article, *lato sensu*, *i.e.* toute action, étude ou recherche qui se rapporte à l'eau, au cycle de l'eau et à leurs applications, Roche, 1986). La référence au modèle est encore maintenant trop souvent perçue comme un mode de justification commode. D'ailleurs, le mot "modèle" y est pour quelque chose car il suggère un être supérieur, plus élevé, que l'être modélisé. Une confiance excessive accordée aux résultats, ignorant les limites des hypothèses de l'exercice

* SAFEGE Ingénieurs Conseils, Parc de l'Ile, 15-27 rue du Port, B.P. 727, 92007 Nanterre cedex.
** CERGRENE - Centre d'Enseignement et de Recherche pour la Gestion de Ressources Naturelles et de l'Environnement, La Courtine, 92167 Noisy-le-Grand cedex.

de modélisation est aussi préjudiciable qu'un scepticisme démesuré envers ce type d'outil, ignorant le potentiel d'utilisation effectivement ouvert par eux.

A l'heure actuelle on peut se demander si les échecs rencontrés dans les programmes de recherche sur la modélisation en hydrologie constituent simplement des difficultés contournables qui peuvent être appréhendées par exemple à partir d'une sophistication des modèles existants ou des méthodes auxiliaires, ou si ces échecs en arrivent au point de détruire la confiance dans ces programmes et à les placer en "état de crise".

Dans cet article nous proposons de mener une discussion sur le programme de recherche en modélisation conceptuelle, en hydrologie, afin de préciser les buts, les moyens utilisés pour y parvenir, le degré de succès qu'ils atteignent et d'examiner si ils constituent un cadre fécond permettant de contribuer au progrès scientifique.

Il nous a paru intéressant de le faire en utilisant, comme élément de comparaison, un programme de recherche alternatif : les modèles basés physiquement (MBP), car ces derniers ont été développés à partir d'une critique des modèles conceptuels et en adoptant une stratégie de recherche différente.

QU'EST-CE QU'UN MODELE ?

On peut dire de façon générale qu'un modèle n'est jamais un objet isolé. Il est toujours relationnel, modèle pour quelque chose, modèle de quelque chose, il renvoie à autre chose que lui-même. Sa raison d'être est de répondre au(x) problème(s) posé(s) : le modèle n'est rien d'autre que sa fonction (Bachelard, 1979).

Comme le remarquait Bachelard (1938), "les problèmes ne se posent pas eux-mêmes, toute connaissance est réponse à une question. S'il n'y a pas eu de question, il ne peut y avoir connaissance scientifique". C'est la question qui doit déterminer la construction du modèle et non l'inverse et c'est le type de question qui restreint le mode de modélisation à choisir (Thom, 1979).

Au sens large, on définit un modèle par sa finalité comme tout moyen permettant de raisonner sur un (ou des) phénomène(s) en faisant appel à des entités ou à des processus élémentaires qui sont censés être à leur origine, ou qui permettent de les reconstituer par combinaisons ou assemblages (Jacquet, 1984 ; Delattre, 1979).

La description du comportement des systèmes complexes (*e.g.* le cycle de l'eau) pour peu que l'on veuille obtenir une certaine finesse ayant valeur explicative, c'est-à-dire, mettant en oeuvre les propriétés de leurs éléments constitutifs, aboutit très vite à une situation inextricable, même si l'on sait écrire les relations auxquelles obéissent les éléments. Le nombre élevé de variables et d'équations entraîne le plus souvent l'impossibilité pratique du traitement théorique. On risque d'arriver à la curieuse situation d'un personnage de Borges et Casares qui se propose de décrire le monde en tous ses détails et particularités et finit par se concentrer sur la description du coin gauche de son bureau. Kartvelishvili cité par Klemes (1982) suggère que le développement d'une théorie causale adéquate des processus hydrologiques devrait être plus exigeant que la théorie de la relativité ou de la mécanique quantique.

Le modèle est donc nécessairement réducteur de la complexité naturelle. Il est une image de la réalité modélisée par oubli de nombreuses propriétés jugées non pertinentes pour les questions posées (Roche, 1988). Le choix des processus considérés comme élémentaires, et la

combinaison qui en est faite, dépendent, d'une part des connaissances acquises antérieurement, et d'autre part des idées du modélisateur quant à l'origine des phénomènes, autrement dit de son imagination et de son intuition (Delattre, 1979). La représentation des phénomènes doit être inventée ne demandant pas plus ou moins d'observations mais un effort d'imagination. Ceci a été parfois l'origine de la méfiance vis à vis des modèles.

En pratique, on réalise un compromis entre la généralité (*i.e.* la propriété d'un modèle d'être transportable à d'autres systèmes du même type), le réalisme (capacité à décrire réellement le monde) et la précision pour rechercher une "représentation simplifiée d'un processus ou d'un système" (définition au sens scientifique du mot modèle dans le dictionnaire Robert).

Cette démarche de modélisation n'est pourtant pas dépourvue de balises ou de références. Des liens plus au moins étroits existent toujours entre le modèle en cours de développement et un groupe de théories existantes qui, soit avancent des hypothèses sur les phénomènes étudiés, comme par exemple l'ensemble des théories hydrologiques du cycle de l'eau, soit jouent un rôle de référence théorique générale, comme la théorie des systèmes dynamiques pour les modèles conceptuels. Un modèle est, à cet égard, une application de théories à une réalité spécifique. Pour les théories, les modèles offrent des possibilités de réalisation de nouvelles expériences et, dans certains cas, des possibilités d'extension à d'autres domaines d'application. Pour les modèles, les théories sont sources d'hypothèses sur la réalité à modéliser, elles offrent des possibilités d'échange d'outils mathématiques et expérimentaux entres applications différentes et donnent aux modèles un caractère général. Il peut évidemment arriver que, au cours du développement d'un modèle, des hypothèses originales conduisent à la proposition de théories nouvelles. En effet, cela n'est pas rare dans les domaines scientifiques où les interactions entre expérimentation et théorisation sont bien développées. Ces questions concernant les rapports entre théories et modèles sont discutées ensuite dans le cadre des propriétés requises des modèles.

PROPRIETES REQUISES DES MODELES

Il n'existe pas de méthode permettant de prouver que les théories scientifiques sont vraies ou même probablement vraies et il n'existe pas non plus de méthode permettant de prouver que les théories scientifiques ne marchent pas (Chalmers, 1988). Comme l'a affirmé Kuhn (1983) *"il n'y a pas d'algorithme neutre pour le choix d'une théorie, pas de procédure systématique de décision qui, appliquée à bon escient, doit conduire chaque individu du groupe à la même décision"*.

A partir de ce constat et sans nous laisser piéger dans le relativisme du "tout est bon" de Feyerabend, il existe des valeurs sanctionnées par la communauté scientifique, des critères métascientifiques, qui guident les chercheurs dans leur choix entre des voies concurrentes pour la construction d'une théorie. Bien qu'il n'y ait aucun processus de décision pour reconnaître la vérité, même approximative, d'une théorie, les chercheurs disposent de "symptômes" de vérité de caractère logique, sémantique, épistémologique, méthodologique et philosophique qu'ils emploient pour évaluer une théorie, parmi lesquels la cohérence rationnelle, la précision, l'identifiabilité, la minimalité, la falsifiabilité et le pouvoir de prévision que nous décrirons brièvement ensuite. Les chercheurs peuvent, par contre, les utiliser et les pondérer différemment et en conséquent opérer des choix différents dans une même situation concrète. Pour une discussion très complète des critères métascientifiques nous renvoyons à Bunge (1961).

La pertinence de ces critères dans le cas de la modélisation en hydrologie dépend du contexte dans lequel sont utilisés les modèles : en science et en technologie. Toutefois, si les critères métascientifiques sont applicables indifféremment aux théories et aux modèles, l'invalidation d'un modèle particulier n'est presque jamais suffisante pour mettre en cause les théories sur lesquelles il se base, au moins dans le contexte de l'hydrologie. Elle peut, par contre, mettre en cause le modélisateur.

Cohérence rationnelle

C'est, par définition, l'exigence première de tout discours scientifique. En fait, la rationalité nécessaire ne se limite pas à la cohérence interne du discours, fût-il mathématique. A partir du moment où ce que l'on dit doit s'appliquer à un certain domaine du réel, ce qui est bien le cas des modèles, la rationalité exige aussi, et surtout, la cohérence des transcriptions que nous faisons entre les objets ou phénomènes perçus et leur traduction dans le langage théorique choisi (cohérence externe). Les défauts de rationalité sont souvent subtilement cachés et sont en réalité beaucoup plus difficiles à déceler qu'il peut sembler à première vue. Par exemple, le traitement de certains systèmes dynamiques à l'aide de conditions de stationnarité ou l'impact de la variabilité spatiale et temporelle des paramètres basés physiquement demanderait en toute rigueur une vérification dont on se passe généralement.

Ajustement aux données expérimentales

Il s'agit d'un critère de justification d'un modèle bien évidemment nécessaire mais qui n'est, tout aussi évidemment, pas suffisant. Pour qu'un modèle mathématique puisse être considéré comme un "bon" modèle, il ne suffit pas qu'il fonctionne bien. Il doit fonctionner bien pour de bonnes raisons. Il doit réfléchir, même sous une forme simplifiée, les caractéristiques essentielles du prototype physique qu'il est censé représenter (Klemes, 1986). Les mauvaises raisons pour qu'un modèle en hydrologie fonctionne bien sont décrites dans un article remarquable de Klemes (1982).

Si le caractère non suffisant de l'ajustement aux données observées est généralement reconnu, les conséquences de ce principe sur la pratique de la modélisation sont souvent négligées, le critère d'ajustement tenant fréquemment une place quasi-exclusive dans les arguments de justification des modèles.

Unicité et identifiabilité

Ce critère n'est en réalité qu'une autre manière d'exprimer le caractère non suffisant du précédent. S'il est possible de construire plusieurs modèles rendant compte d'un même phénomène, aucun d'entre eux ne peut être justifié sans l'intervention de facteurs autres que la simple adéquation aux données observées. En dernière instance, la justification implique d'une part d'aboutir à un modèle unique pour un niveau de représentation donné (unicité de la représentation du système) et d'autre part la possibilité d'ajuster les paramètres du modèle à partir de données expérimentales en obtenant un jeu unique de paramètres (identifiabilité des paramètres).

Minimalité

Dans la lignée du rasoir d'Occam[1], (*i.e.* si un modèle simple suffit, aucun autre modèle complexe n'est nécessaire) la minimalité concerne l'économie des moyens utilisés (minimum du nombre de variables et paramètres), ou encore le principe de réduction de l'arbitraire (Thom, 1974). On remarquera toutefois que, en l'absence de ce caractère de minimalité, il deviendrait impossible d'imposer le critère précédent d'unicité. En effet, si un modèle de complexité donnée (entendue ici comme le nombre de variables et de paramètres) permet de rendre compte d'un phénomène, il est toujours possible de trouver une infinité de modèles plus complexes qui en rendent également compte. La minimalité et surtout l'unicité, sont les critères de justification dont le respect est souvent le plus difficile à démontrer.

La minimalité vise l'économie et non la pauvreté. On ne cherche pas la simple élimination des complexités mais la réduction prudente des redondances. Comme l'a signalé Bunge, le rasoir d'Occam, comme tous les rasoirs, doit être manipulé avec précaution pour éviter de décapiter la science dans la tentative de couper quelques pilosités. Dans la science, comme chez le barbier, mieux vaut être vivant et barbu que mort et bien rasé.

Falsifiabilité

La falsifiabilité concerne la possibilité d'introduire des hypothèses dans un modèle, en le modifiant, la validité de ces hypothèses devant pouvoir être confirmée par l'incidence directe ou indirecte sur les observables. Autrement dit, une hypothèse est falsifiable si la logique autorise l'existence d'un énoncé ou d'une série d'énoncés d'observations qui lui sont contradictoires, c'est-à-dire, qui la falsifieraient si ils se révélaient vrais. Ceci implique obligatoirement l'existence de relations biunivoques entre l'écriture des hypothèses et l'énoncé de leurs conséquences. Cela ne veut pas dire que, toute hypothèse concernant la structure interne d'un modèle particulier, se traduira par des conséquences vérifiables en pratique ; les moyens expérimentaux disponibles peuvent être pour cela insuffisants.

Toute hypothèse ou tout système d'hypothèses doit satisfaire une condition fondamentale pour acquérir le statut de loi ou théorie scientifique. Pour faire partie de la science, une hypothèse doit être falsifiable. Elle est d'autant meilleure qu'elle est plus falsifiable, mais elle ne doit néanmoins pas être falsifiée.

Il ne faut pas confondre la falsifiabilité d'une hypothèse avec les thèses falsificationistes pour expliquer le développement de la science dont Karl Popper est le porte parole le plus éminent. Le falsificationisme considère que le but de la science consiste à s'efforcer de falsifier des théories et que la science progresse par essais et erreurs, par conjectures et réfutations (Popper, 1985).

---

[1] Guillaume d'Occam (1290-1349), né à Ockham, franciscain, enseignant à Oxford, fut un philosophe écossais de la première moitié du XIVe siècle et développa une théorie de la connaissance qu'on appelle le nominalisme. Son "rasoir" est une lame qui tranche tout ce qui est inutile, excluant toute "pluralité de raisons". Cette image désigne en fait une règle de méthode qu'on appelle aussi principe d'économie, et qui s'énonce ainsi : "il ne faut pas multiplier les êtres sans nécessité".

Pouvoir de prévision

Si les quatre premiers critères concernaient essentiellement la cohérence du modèle et des observations ayant servi à le construire, le pouvoir de prévision est lié à l'extension du domaine de validité. Un modèle nous apparaît d'autant mieux justifié que son champ d'applicabilité s'avère *a posteriori* plus large. Ici, l'argument fréquemment avancé selon lequel de simples modèles statistiques ou "boîte noire" étant souvent plus performants (notamment pour ce qui concerne la qualité de l'eau) que les modèles conceptuels ou les modèles basés physiquement, une modélisation plus fine n'est pas justifiée, tombe, car la question ici n'est pas de prévoir précisément des conditions connues (données existantes), mais justement la crédibilite du modèle réside dans la prévision de situations inconnues (non contenues dans des séries disponibles).

DIFFERENTS PROGRAMMES DE RECHERCHE DE MODELISATION EN HYDROLOGIE

Il est possible de trouver dans la littérature un grand nombre de classifications des modèles hydrologiques. Ces exercices (*e.g.* Clark, 1973 ; Fleming, 1979), dans la plupart des cas, visent à simplifier l'analyse des caractéristiques et à dégager les champs d'application des modèles, dans un univers surpeuplé de types et de versions. Nous proposons ensuite (tableau 1) notre propre classification quant à la valeur cognitive d'un modèle, qui bien que peu nuancée, est adaptée à nos besoins dans ce texte.

Tableau 1 : Les principales classes de modèles hydrologiques

CLASSE →	**Modèles Linéaires**	**Modèles Conceptuels**	**Modèles Basés Physiquement**	
ATTRIBUTS ↓			**Mécanistes**	**Conceptuellement réalistes**
Références scientifiques	Mathématiques	Théorie des systèmes et hydrologie	Physique et hydrologie	Théorie des systèmes et hydrologie
Exemples	ARMA	SWM et GR4	SHE	TOP Model

Un modèle est linéaire, dans le sens de la théorie des systèmes, si le principe de superposition est respecté. Le principe de superposition affirme que, si $y_1(t)$ et $y_2(t)$ sont les sorties d'un système correspondant aux entrées $x_1(t)$ et $x_2(t)$ respectivement, la réponse du système à une entrée $x_1(t) + x_2(t)$ sera $y_1(t) + y_2(t)$.

Dans le sens statistique, un modèle est dit linéaire si une variable de sortie, y, est liée à une variable de forçage, x, par une équation du type $y = a + b\,f(x)$. Le modèle est linéaire au sens statistique mais le principe de la superposition ne s'applique pas car $y_1 + y_2 \neq a + b\,f(x_1 + x_2)$. Cette non-linéarité est due à un effet de seuil (caractéristique usuelle des processus hydrologiques) qui empêche la linéarité "systémique" des modèles hydrologiques.

Les ***modèles linéaires (ML)***, au sens statistique ou systémique, bénéficient d'une grande disponibilité d'outils mathématiques. Cela les rend très attractifs et explique en partie la concentration des efforts dans leur développement. Cependant, les concepts hydrologiques employés sont trop sommaires et, à part quelques cas, comme le C.L.S. (Todini et Wallis, 1977).

Quand la structure du système et les lois qui le régissent sont inconnues ou quand la mise en oeuvre d'un modèle basé physiquement devient trop compliquée (en raison de l'incertitude et de la pauvreté des informations, et de la complexité des phénomènes lors de l'application en grandeur nature) on procède à une simplification du comportement du système. Les ***modèles conceptuels (MC)*** intègrent des facteurs complexes en essayant de décrire le ***concept*** physique du comportement du système par une représentation plus simple qui, bien qu'ayant un sens physique, est dépourvue de réalité physique.

Dans ce type de modélisation on essaie de construire des structures empiriques censées reproduire les sorties du système (*e.g.* le débit ou la concentration à l'exutoire des bassins versants) à partir des variables d'entrées (*e.g.* la pluie, l'évapotranspiration, la fertilisation, les pratiques agricoles, ...). Les MC accentuent donc la reproduction du comportement du système hydrologique plutôt qu'ils n'avancent des explications causales sur ce comportement, c'est à dire, sur la dynamique interne du système. Dans l'approche conceptuelle on ignore les détails qui sont trop complexes pour être compris, ceux qui sont inconnus ou tout simplement pas importants: il est nécessaire, cependant, que le comportement général soit reproduit (Kundzewicz et Duckstein, 1990).

Les ***modèles basés physiquement (MBP)***, dans une large mesure, sont développés comme une alternative aux modèles conceptuels. D'après leurs concepteurs, ils sont censés rendre compte des problèmes pour lesquels les modèles conceptuels sont à priori jugés inadéquats, tels que : la prévision des effets de changements naturels ou anthropiques des caractéristiques physiques du bassin versant ; la variabilité spatiale des entrées et des sorties ; le mouvement des polluants et des sédiments ; la prévision des réponses pour des bassins non jaugés (*e.g.* Beven et O'Connell, 1982).

La caractéristique principale définissant les modèles basés physiquement concerne leur capacité à attribuer un réalisme physique à la représentation du système. On peut distinguer deux types de modèles parmi les MBP : les modèles mécanistes (*e.g.* Système Hydrologique Européen - SHE, Abbott *et al.*, 1986a et b) et les modèles conceptuellement réalistes (*e.g.* TOP model, Beven et Kirkby, 1979).

Les ***modèles mécanistes*** décrivent les mécanismes internes du système, se basant sur des lois de la mécanique, de la physique (*e.g.* conservation de la masse, de l'énergie et de la quantité de mouvement), de la chimie (*e.g.* équilibres chimiques et thermodynamique, cinétiques chimiques) ou de la biologie (*e.g.* lois de comportement et de croissance) et sur une parfaite connaissance de la structure physique du système. En théorie, ce type de modèles est indépendant du calage car tous les paramètres sont censés être mesurables.

Les ***modèles conceptuellement réalistes*** utilisent la théorie générale des systèmes pour représenter les sous-processus mais contrairement aux modèles conceptuels, ils tentent d'attacher une signification spécifique (physique, biologique, ...) aux sous-processus modélisés. Le terme réaliste est ici utilisé pour caractériser la volonté de lien avec l'objet réel.

LES MODELES DANS LE CONTEXTE DE LA SCIENCE OU DE LA TECHNOLOGIE

Deux catégories d'utilisation des modèles peuvent être distinguées. Dans le contexte de la science, la synthèse architecturée de connaissances qu'offre le modèle et la possibilité d'une meilleure compréhension du comportement des systèmes naturels sont les motivations majeures.

Dans le contexte de la technologie, la meilleure représentation des relations cause-effet qu'offrent les modèles et leurs capacités de prévoir le comportement futur du système sont utilisées dans l'aide à la gestion et à la décision.

Nous allons ensuite discuter les mérites des différents programmes de recherche en modélisation hydrologique décrits dans le paragraphe précédent.

Dans le contexte de la science

L'objectif de la science peut être défini comme l'amélioration ou la croissance continue de la connaissance sur le monde en formulant les généralisations qui régissent son comportement (*e.g.* Dooge, 1986 ; Klemes, 1988 ; Bunge, 1980 ; Chalmers, 1991). Dans la tentative d'atteindre cet objectif, les scientifiques doivent mener une stratégie interactive laquelle inclut la proposition d'hypothèses et de théories sur le monde réel, et la réalisation des expérimentations planifiées, toutes les deux menées de façon interactive. Bien que simpliste et insuffisante pour expliquer complètement le développement des théories sophistiquées et le progrès de la science, ces procédures semblent aider les scientifiques dans leur travail comme une stratégie pour décrire, expliquer et prévoir un aspect particulier du monde.

Pour ce qui concerne les sciences de l'eau on peut dire que l'objectif de l'hydrologie est de chercher les meilleures solutions à l'équation du bilan de l'eau (Dooge, 1988) dans toute sa dynamique et la complexité des forces mises en jeu, dans tous les aspects quantitatifs et qualitatifs, dans le temps et dans l'espace, dans la métamorphose d'un état à l'autre, dans la complexité structurelle des environnements par lesquels l'eau trouve son chemin (Klemes, 1988).

Pour caractériser complètement la science à une certaine étape de son développement, il faudrait donc caractériser la nature des techniques théoriques et mathématiques qu'elle inclut.

Notion de niveau de la description

Parler de parties constitutives, de processus entre ces parties, de décomposition et de reconstitution, introduit naturellement la notion de niveau.

Un bassin versant, par exemple, peut être considéré comme un tout défini par un certain nombre de caractéristiques globales (*e.g.* le débit à l'exutoire, la superficie, ...) dont les variations ou la constance peuvent être observées et décrites dans diverses conditions d'environnement. Il peut aussi être vu comme constitué par l'air, la végétation, le sol, le sous-sol, la rivière, les lacs, ..., liés entre eux par certaines relations ou fonctions. De la même manière, l'attention peut se déplacer maintenant d'un constituant considéré globalement, par exemple le sol, aux particules de sable, de limon et d'argile qui le composent, ou encore d'une de ces particules aux minéraux qui la constituent. Dans tous les cas, il s'agit d'approches situées à des niveaux

différents. Il est à noter que, dans cette acception, la notion de niveau se rapporte à un même domaine du réel appréhendé, soit globalement, soit selon des découpages plus ou moins fins en éléments constitutifs.

L'idée théorique essentielle, liée à la notion de niveau, est celle de la dimension de la description, qui correspond au nombre de variables indépendantes nécessaires pour rendre compte de ce que l'on observe. En principe, plus le niveau de description sera fin, c'est-à-dire plus il fera intervenir de types d'éléments distincts, plus il nécessitera de variables. La prise en considération simultanée d'au moins deux niveaux est en fait une nécessité liée à l'idée même d'explication. Le niveau le plus fin servant de support structural, causal et donc explicatif, à ce qui, au niveau plus grossier, apparaît comme purement sémantique, c'est-à-dire, descriptif.

L'augmentation de dimensions de la description, qui résulte de cette recherche d'explication, peut entraîner des difficultés insurmontables. Rendre compte de tous les aspects, qualitatifs et quantitatifs, du comportement d'un bassin versant, par exemple, par une description complète au niveau de chaque molécule d'eau, est une entreprise impraticable. Par ailleurs, on doit constater que le niveau qui donne la meilleure impression d'explication satisfaisante n'est généralement pas le plus fin de ce que l'on peut théoriquement envisager. En fait, le réductionnisme bien compris cherche à se fonder sur une description d'un niveau pertinent minimum à partir duquel il est possible de reconstruire le phénomène global étudié. Comme l'a affirmé Thom (1974), *"ce qui doit être considéré comme but essentiel de l'activité scientifique c'est la simplification de la description, la réduction de l'arbitraire dans la description"*.

Parallèlement aux recherches explicatives qui nous entraînent vers des niveaux de description de plus en plus fins, une nécessité opposée se fait également sentir. Il s'agit du développement d'études susceptibles de justifier la réduction de dimension des descriptions, compte tenu de la complexification souvent inextricable que provoquent les changements de niveaux envisageables pour améliorer le caractère explicatif des modèles.

Réductionnisme et structuralisme en modélisation hydrologique

Thom (1974) indique que l'explication du monde peut être réalisée par deux approches : (1) réductionniste (réaliste d'après Chalmers et représentationnel ou boîte translucide d'après Bunge) et (2) structuraliste (instrumentaliste d'après Popper et phénoménologique ou boîte noire d'après Bunge).

Dans l'approche réductionniste les théories décrivent, ou visent à décrire l'objet réel. L'objectif est d'établir une chaîne causale capable d'expliquer le comportement d'un phénomène. Ceci peut être fait en regardant des causes aussi bien externes qu'internes.

Dans l'approche structuraliste l'objectif est d'obtenir une bonne reproduction du comportement du système par l'intermédiaire de dispositifs ou d'instruments capables de relier une série de situations observables à une autre. Les théories structuralistes ne contiennent toutes que des variables externes observables. Ce qui est essentiel dans l'approche structuraliste n'est pas tellement la restriction aux variables observables mais l'interprétation des variables internes soit comme des auxiliaires purement calculatoires dépourvus de toute signification spécifique (physique, biologique, ...) soit comme des caractéristiques globales du système.

Le structuralisme comprend également la notion de réalité, mais dans un sens restrictif. Les constructions théoriques, qui sont conçues pour nous donner une maîtrise

expérimentale du monde observable, ne seront pas jugées en termes de vérité ou de fausseté mais plutôt en termes de leur utilité en tant qu'instruments.

La démarche scientifique n'est pas aussi dichotomique que nous venons de le présenter et il existe des théories semi-phénoménologiques intermédiaires entre les deux extrêmes. Le degré de "négritude" des théories varie selon l'aspect considéré. Par conséquent, on ne peut pas dire qu'une théorie *A* est plus phénoménologique qu'une théorie *B* mais plutôt que la théorie *A* est plus phénoménologique que la théorie *B* par rapport à un aspect *X*.

Dans le contexte de l'hydrologie, le développement de MBP adopte l'approche réductionniste. Ce programme de recherche est confronté à un problème classique lié à ce type d'approche, à savoir : (1) difficultés d'établir des chaînes causales car les objets qui apparaissent comme étant à l'origine sont beaucoup plus complexes que les effets observés, (2) difficultés de choix et de justification du niveau spatial et temporel adéquat de description des sous-processus, (3) difficultés d'établir et justifier les interactions entre sous-processus et (4) difficultés d'évaluer les paramètres en raison des minima locaux ou des zones d'insensibilité de la fonction critère de calage.

Le programme de recherche concernant les MC en hydrologie, moins ambitieux que la démarche précédente, adopte l'approche structuraliste. Ce programme de recherche à son tour est confronté à un certain nombre de problèmes : (1) faible fécondité car une fois le schéma formel mis en évidence il ne permet pas d'explorer d'autres aspects encore méconnus de la réalité, restant au chercheur seulement le travail d'apporter de petites améliorations à la structure du modèle ou d'affiner des techniques accessoires, *e.g.* calage, (2) difficultés de justifier un traitement global des variables et paramètres spatialement distribués et (3) difficultés de justifier l'unicité du modèle par rapport aux innombrables autres structures potentielles.

Critères pour juger du mérite d'un programme de recherche

Pour évaluer l'intérêt de ces programmes de recherche du point de vue scientifique il nous faut définir des critères. D'après Lakatos cité par Chalmers (1988), il existe deux critères principaux pour juger des mérites d'un programme de recherche :

- le programme doit posséder un degré de cohérence qui permet d'inclure la définition d'un programme pour la recherche future. Le degré de fécondité d'un programme indique à quel point il contient en lui des opportunités objectives pour son développement ou à quel point il ouvre de nouvelles directions de recherche. Il n'est pas possible de fournir les moyens de construire une mesure quantitative du degré de fécondité d'un programme. Cependant, il est souvent possible de faire des comparaisons qualitatives entre les degrés de fécondité de programmes de recherche rivaux.

- il faut compléter les considérations sur le degré de fécondité par une évaluation de leur succès effectif. Un programme de recherche doit conduire à la découverte de phénomènes nouveaux, au moins occasionnellement. Il existe un lien intime qui rattache les prédictions nouvelles et le degré de fécondité. Les confirmations des prédictions nouvelles peuvent elles-mêmes résulter en l'ouverture de nouvelles avenues pour la recherche future et c'est là que réside en partie leur importance.

Les MBP en hydrologie dans le contexte de la science

Il nous semble difficile de décrire les possibilités d'avancée scientifique des MBP en hydrologie compte tenu de la jeunesse de ce programme. Seul le recul permet de caractériser correctement les opportunités objectives et le degré de fécondité d'un programme de recherche.

Nous pouvons néanmoins apporter quelques commentaires sur l'approche réductionniste adoptée par ces modèles. Tant historiquement qu'épistémologiquement, il est généralement admis que l'approche réductionniste ouvre davantage d'opportunités de développement que l'approche structurale moins féconde (*e.g.* Popper, 1985 ; Thom, 1974 ; Bunge, 1964 ; Chalmers, 1982).

Il est souhaitable qu'une théorie représente, ou mieux qu'elle reconstitue des événements et des processus réels et non qu'elle décrive simplement ses effets macroscopiques observables. Il existe plusieurs raisons pour préférer les théories réalistes à celles phénoménologiques (Bunge , 1964) :

- l'objectif ultime de la science n'est pas de trouver des relations entre des données observables, mais d'organiser ces données en structures plus au moins formalisées qui les subsument et les expliquent (Thom, 1974) ;

- les théories réductionnistes sont plus cohérentes avec le savoir acquis (background knowledge) alors que les théories phénoménologiques sont *ad hoc* ;

- les théories réductionnistes ne sont pas limitées aux données observables disponibles mais elles sont aptes à prédire des faits nouveaux, inattendus. Le fait que les théories peuvent conduire à des prédictions nouvelles est embarrassant pour les structuralistes naïfs. Le fait que les théories, supposées réduites à de simples dispositifs calculatoires , puissent mener à la découverte de nouvelles sortes de phénomènes observables au moyen de concepts qui sont des fictions théoriques doit en effet leur apparaître comme un étrange accident, une coïncidence remarquable ;

- dans la mesure où les réductionnistes admettent que les représentations contenues dans leurs théories correspondent à ce qui existe réellement dans le monde, ces théories présentent plus de risques que les théories structuralistes d'être falsifiées ;

- pour prévoir l'impact des changements anthropiques (*e.g.* le drainage, les changements de pratiques agricoles ou l'imperméabilisation due à l'urbanisation) réalisés dans la structure physique du système modélisé (*e.g.* bassin versant), les modèles doivent avoir une propriété essentielle, à savoir, une relation quantitative établie entre les différentes actions sur le système et les paramètres (et/ou la structure) du modèle. Un MBP, si correctement validé par rapport à ces aspects, peut être capable de remplir de façon adéquate cette tâche. L'attitude scientifique consiste à le démontrer et à ne pas le prendre comme un *a priori*.

Cependant, un degré de fécondité élevé n'est pas suffisant pour assurer le succès d'un programme, car on n'aura jamais une garantie absolue que les opportunités porteront leurs fruits lorsqu'on les exploitera. Tout en ayant un haut degré de fécondité, il peut se faire qu'un programme n'aboutisse à rien.

Pour ce qui concerne donc les MBP, bien que l'on puisse leur accorder un degré de fécondité a priori plus élevé rien ne nous permet de conclure aujourd'hui à leur succès effectif sur cet aspect. A notre connaissance, il n'existe pas un seul exemple comme quoi un MBP ait contribué à l'amélioration d'un aspect particulier de la connaissance du cycle de l'eau.

Le fait d'utiliser des formulations physiques dans un modèle n'est en aucun cas suffisant pour garantir son réalisme physique et n'assure pas une validation *a priori*. En ayant recours à des lois développées dans des conditions expérimentales différentes de celles rencontrées dans le milieu naturel, pour construire un MBP, le modélisateur est obligé à faire des hypothèses concernant la description du milieu, l'échelle de validité des lois employées et la façon dont ces lois "travaillent" ensemble dans le milieu naturel. Toutes ces hypothèses qui constituent la structure même du modèle doivent être validées. Or le milieu naturel ne consiste pas en une juxtaposition de colonnes homogènes de sol travaillant indépendamment les unes des autres comme le suggèrent les modèles MBP mécanistes actuels.

Ces modèles nous semblent également discutables sous l'angle du critère de cohérence avec le savoir acquis. Par exemple, l'écoulement sub-superficiel non saturé peut représenter une fraction importante (sinon la plus importante) des écoulements dans un bassin versant (dont le cas extrême est représenté par les bassins drainés artificiellement). L'écoulement superficiel (écoulement hortonien) ne peut expliquer qu'une faible composante de l'écoulement d'un bassin versant. Or la manière par laquelle on modélise les différents cheminements de l'eau dans le bassin versant aura une importance majeure dans le représentation du transport des polluants dissous et en suspension. Ceci nous amène à nous interroger sur le succès éventuel d'une modélisation du transport de polluants basée sur une représentation du cycle de l'eau qui ne prendrait pas en compte les écoulements sub-superficiels en zone non saturée.

Un autre problème auquel sont confrontés les MBP en hydrologie concerne l'identifiabilité des paramètres du modèle. En effet, les valeurs des paramètres de ce type de modèles devraient être mesurées directement sur le terrain mais le coût d'une telle opération pour tous les paramètres rendrait l'utilisation des modèles mécanistes impraticable. Il est donc nécessaire de réduire le nombre de mesures directes des paramètres sur le terrain et d'employer davantage de méthodes indirectes d'évaluation.

En dehors des incertitudes dues aux méthodes indirectes d'évaluation des paramètres, le problème de la représentation de la mesure ou de l'estimation des paramètres par rapport à l'échelle des mailles utilisées par le modèle demeure. En fait, les paramètres du modèle doivent être définis à l'échelle des unités élémentaires de discrétisation, lesquelles, par des contraintes de calcul, varient de quelques mètres à plusieurs centaines de mètres, dépendant du modèle et du cas d'application. Dans la plupart des cas, l'échelle de discrétisation est largement supérieure à l'échelle usuelle des mesures. Par exemple, pour des paramètres du sol, elle peut varier de quelques centimètres à environ deux mètres maximum.

La différence entre ces échelles peut être importante dans la compréhension des relations entre la valeur du paramètre mesuré (ou estimé) et la valeur équivalente appropriée à l'échelle du modèle. Une hypothèse fondamentale des modèles mécanistes en hydrologie est que la solution des équations descriptives des phénomènes avec les paramètres à l'échelle de l'unité élémentaire de discrétisation du modèle est une approximation adéquate de la réponse réelle du système avec ses hétérogénéités à une plus petite échelle.

Si cette propriété d'équivalence ne peut pas être vérifiée dans la représentation des systèmes hétérogènes, les modèles mécanistes auront une capacité prédictive limitée. Binley *et al.*

(1989a et 1989b), par exemple, ont étudié l'impact (théorique) de l'hétérogénéité de la conductivité hydraulique (paramètre dominant) sur la réponse du modèle SHE sur une surface réduite discrétisée très finement. Les résultats suggèrent que l'hétérogénéité et la dépendance spatiale affectent la réponse moyenne en termes de débit de pointe et de volume de l'écoulement superficiel. Par ailleurs, bien qu'un paramètre "équivalent" (*i.e.* obtenu par calage) ait pu être trouvé pour représenter la réponse pour des sols très perméables, il n'a pas pu être obtenu explicitement par une analyse statistique de la distribution (*i.e.* pas de relations entre la valeur équivalente du paramètre et les moments de la distribution statistique du paramètre).

Pour des sols peu perméables, caractérisés par un "écoulement superficiel" important, une unique valeur "équivalente" du paramètre capable de représenter les composantes superficielles et souterraines de l'écoulement n'a pu être trouvée. Comme l'a souligné Beven (1989), ceci est suffisant pour conclure que l'actuelle génération de modèles mécanistes du cycle de l'eau n'est rien de plus que de simples modèles conceptuels globaux, avec l'inconvénient d'avoir plusieurs paramètres à caler pour chaque maille ce qui est impossible à réaliser.

Enfin, il faut signaler les problèmes concernant les données pour la validation des MBP. Un modèle dont l'objectif est de décrire et expliquer la réalité du cycle de l'eau sur plusieurs de ses aspects exige de déterminer le domaine d'application en le soumettant rigoureusement et impitoyablement à une batterie de tests. Il faut que ces modèles, par exemple, soient validés non seulement en fonction de leur capacité à simuler la réponse globale du bassin à l'exutoire mais surtout par rapport à la justesse du réalisme physique de chacun des sous-modèles.

Dans le domaine scientifique, la production de données expérimentales pertinentes n'est certainement pas chose simple. Des résultats expérimentaux objectifs ayant une nette incidence sur notre évaluation d'énoncés scientifiques peuvent être obtenus mais ceci implique des programmes de recherche expérimentaux qui demandent des ressources financières très importantes. Il nous semble que les intérêts à court terme des principaux bailleurs de fonds de la recherche dans le domaine de l'eau sont incompatibles avec le long terme de la recherche scientifique et que ces financeurs n'ont pas la mesure exacte des ressources financières nécessaires.

Les MC en hydrologie dans le contexte de la science

Comme les MC ne prétendent pas expliquer ce qui se passe réellement dans la nature, ce n'est pas une caractéristique intrinsèque d'avancer des hypothèses sur les processus physiques du cycle hydrologique. Les conséquences sont : (1) une faible interaction entre l'expérimentation et la modélisation, (2) une faible utilisation des informations autres que les séries de données hydrologiques (*e.g.* carte d'occupation du sol, type de sol, topographie, ...), (3) le risque d'orienter la recherche des processus hydrologiques vers l'amélioration de la méthodologie de développement des modèles laquelle ne peut pas augmenter la connaissance de ces processus et (4) le développement de modèles qui essentiellement ne sont pas falsifiables.

Bien que les MC ne prétendent pas donner d'explications causales, ils ne les excluent pas et l'approche structurale n'est pas incompatible avec la causalité. Dans certains cas les modèles conceptuels peuvent interagir avec des hypothèses réalistes permettant d'une part de mieux raisonner sur les vrais mécanismes hydrologiques et d'autre part d'améliorer la précision de la modélisation conceptuelle. Nascimento et Michel (1992) donnent un exemple de cette interaction.

Le modèle GR3 est un modèle conceptuel de simulation de la transformation pluie-débit à trois paramètres développé par Edijatno et Michel (1989) et testé sur plus de 120 bassins versants en France avec de bons résultats. Toutefois, dans l'étude de petits bassins versants intermittents, les résultats du modèle apparaissaient assez décevants. Les recherches pour améliorer la précision du modèle ont conduit à inclure une sous-structure pour représenter les échanges de l'eau interbassins (un paramètre de plus). L'hypothèse réaliste avancée consiste à penser que les écoulements sub-superficiels et/ou les écoulements souterrains entre des bassins adjacents ne contribuant pas au débit à l'exutoire d'un bassin constituent un phénomène hydrologique important dans les petits bassins intermittents.

Cet exemple illustre les possibilités d'interaction entre les modèles conceptuels et les représentations basées physiquement mais l'hypothèse avancée ci-dessus reste *ad hoc* ou tout au moins une hypothèse non validée. Il est important de signaler que malgré l'amélioration des résultats obtenue avec l'hypothèse avancée, ceci ne confère pas de signification physique au modèle qui continue à être conceptuel.

En dépit de ce type d'interaction féconde entre les MC et des hypothèses réalistes sur les processus hydrologiques, la contribution des MC à l'amélioration de la connaissance sur le cycle de l'eau reste très modeste tant du point de vue de la fécondité du programme pour la recherche future que de sa capacité de prévision de phénomènes nouveaux. Il nous semble que, jusqu'à présent, la plus grande contribution des modèles conceptuels dans le contexte de la science soit leur capacité d'aider les chercheurs à raisonner sur les processus hydrologiques complexes.

Dans le contexte de la technologie

Selon Bunge (1980), la technologie a pour objectifs de contrôler, transformer ou créer des choses ou des processus, naturels ou sociaux. Il affirme aussi qu'en technologie on utilise un concept opportuniste de la vérité. En fait, même en adoptant une approche réaliste, on cherche un niveau de description et d'explication de la réalité juste suffisant pour rendre compte des objectifs technologiques. Pour choisir des théories et des modèles adéquats à la solution d'un problème technologique particulier, on doit considérer d'autres critères que le "contenu de vérité" des théories scientifiques, tels que le rapport efficacité/complexité, des critères économiques, des critères liés à la précision et aux risques technologiques de différentes natures, entre autres.

En extrapolant cette réflexion, on pourrait affirmer que s'il s'avère empiriquement qu'un modèle simule avec une très bonne exactitude, sans que nous comprenions pourquoi, il n'y a aucune raison de renoncer à se servir de cet accord inexplicable à des fins pragmatiques (Thom, 1979). Dans le contexte de la technologie un critère universel permettant d'évaluer les mérites relatifs des modèles serait la capacité à résoudre des problèmes. Il est facile de voir que, même dans le contexte technologique, ce propos est contradictoire avec une affirmation antérieure établissant qu'il ne suffit pas qu'un modèle marche bien, il faut encore qu'il marche bien pour de bonnes raisons. A ce point de la réflexion il nous semble utile de regarder un peu le rapport entre la science et la technologie.

Le sens commun semble voir le rapport entre la science et la technologie comme unidirectionnel, de la science vers la technologie. En effet, à l'heure actuelle, la coopération entre les ingénieurs et les scientifiques, par exemple, pour construire des outils expérimentaux ou des codes informatiques ou pour le développement d'applications des résultats de recherche, constitue des voies de communication biens établies, dans les deux sens. La technologie a souvent joué un

rôle vital pour l'émergence de nouvelles sciences ou pour la proposition de nouveaux sujets de recherche dans des domaines scientifiques déjà établis. Selon Kuhn (1983), la technologie constitue une source facilement accessible de faits qui n'auraient pas pu être découverts accidentellement. Pour lui, le caractère général de la science enrichit les solutions et les résultats obtenus dans le contexte technologique et les rend plus puissants, car exploitables hors des conditions originaires de développement. Bunge, par exemple, considère la compatibilité avec la connaissance scientifique, à un moment donné, comme critère de définition de la technologie.

Par contre, il peut y avoir des cas où ces échanges ne se font pas de façon adéquate, conduisant à une situation d'atrophie, comme par exemple quand les applications pratiques prennent le dessus sur la recherche plus fondamentale. C'est une des conclusions de Klemes (1986) concernant la modélisation en hydrologie. Il affirme que les facilités de construction des modèles, apportées par le progrès en informatique, et la concentration des recherches dans la solution de problèmes liés à l'exploitation des ressources en eau, ont conduit l'investigation scientifique à une situation d'atrophie qui, à l'heure actuelle, empêche même le développement adéquat de la technologie hydrologique.

A notre avis, cela peut être la conséquence de l'adoption, dans le contexte technologique, d'une attitude instrumentaliste naïve qui ne voit les théories que comme des instruments pour décrire la réalité au lieu de les prendre comme des constructions aptes à nous fournir progressivement une meilleure connaissance de la réalité. Une telle attitude peut conduire à un manque de spéculation et d'invention, à une attitude anti-scientifique et comme résultat à la stagnation technologique. En adoptant l'approche conceptuelle on est probablement plus susceptible de tomber dans ce piège.

Il est bien clair que l'on peut développer et utiliser des MC pour d'autres raisons, comme par exemple le constat d'une insuffisance de connaissance des processus physiques et de moyens technologiques et financiers pour adopter une approche de modélisation basée physiquement. De plus, l'utilisation de MC dans le contexte technologique est bien justifiée, car ces modèles répondent de façon adéquate à plusieurs problèmes pratiques, comme on le verra par la suite. Par ailleurs, si ils ne permettent pas une connaissance détaillée des processus hydrologiques, une réflexion sur les phénomènes hydrologiques à l'échelle des bassins versants est toujours possible en utilisant ce type de modèles comme nous l'avons vu précédemment.

Par contre, nous estimons que les efforts de développement de nouveaux modèles conceptuels n'ont été que rarement suivis par la réalisation de tests et d'analyses d'erreurs adéquats, ainsi que d'études comparatives en nombre suffisant pour dégager les structures les plus efficaces et les solutions les plus fiables. Le manque de ce genre d'étude rend difficile l'utilisation, dans des conditions les plus correctes, des MC.

Un autre aspect à considérer de l'utilisation des MC dans le contexte technologique concerne la prévision des conséquences d'interventions anthropiques sur le fonctionnement du système. En effet, bien que l'approche conceptuelle ne soit pas incompatible avec la possibilité de prévision, il est fondamental que les MC soient validés sur cette capacité. Il y aurait le plus grand danger à d'extrapoler la validation ayant lieu sur des conditions stationnaires observées à des conditions non stationnaires. Nous reviendrons plus loin sur ce point

Pour ce qui concerne les applications technologiques des MBP, les difficultés décrites dans le paragraphe 5.1.4 pour évaluer les valeurs des paramètres des modèles montrent qu'ils restent conceptuels avec l'inconvénient de faire appel à un calage très lourd d'innombrables paramètres. Par conséquent, comme les MBP ne présentent pas une précision supérieure (voire

même inférieure) aux MC ils n'offrent aujourd'hui aucun intérêt d'application technologique. La question qui se pose est de savoir s'il est utopique d'envisager l'utilisation des MBP pour des applications technologiques.

UTILISATION ET INCERTITUDES DES MODELES EN HYDROLOGIE

Les MC et les MBP adoptent au départ une interprétation parfaitement déterministe des processus ou phénomènes hydrologiques. Cela veut dire qu'ils fournissent toujours les mêmes valeurs des variables de sortie, pour les mêmes valeurs des variables de forçage et pour un état du système et un jeu de paramètres donnés. Ce comportement parfaitement déterministe n'est pas rencontré dans le système bassin versant réel, ou du moins on n'est pas en mesure de le démontrer à partir des données expérimentales disponibles. Est-ce que cela signifie que l'on est obligé d'abandonner la quête d'un déterminisme intrinsèque des processus hydrologiques ? A cette question les modélisateurs des MBP réponde évidemment par la négative. Chez les modélisateurs conceptuels la réponse est également négative, mais cette fois plus nuancée, car c'est justement le scepticisme concernant les possibilités d'expliquer par un modèle les processus hydrologiques, qui justifie l'adoption, par ces derniers, d'une stratégie phénoménologique comme on l'a vu dans les paragraphes précédents.

De toutes façons, pour garder une interprétation déterministe des processus hydrologiques (MBP), ou des phénomènes (MC), il faut bien considérer qu'entre les modèles et la réalité il doit y avoir un certain nombre d'inconnues. En effet, le bassin versant représenté par les modèles est différent, mais pas beaucoup, tout au moins on l'espère, du bassin réel. Les différences entre les deux bassins mettent en évidence une connaissance incomplète du modélisateur vis à vis de la réalité. La question qui s'impose par la suite concerne donc la nature de cette connaissance incomplète, à savoir : les origines, les ordres de grandeurs et les conséquences qu'elle entraîne sur la modélisation.

La connaissance incomplète, quelle que soit l'approche de modélisation, va se traduire par une incertitude sur les valeurs calculées par les modèles. En termes quantitatifs, par la différence entre les valeurs calculées et les valeurs mesurées. La connaissance incomplète s'assimile ainsi à l'erreur du modèle.

L'incertitude au singulier est, en effet, une synthèse des incertitudes au pluriel associées aux variables d'entrée et de sortie, aux paramètres du modèle et à l'inadéquation du modèle lui-même. Cependant, l'analyse des incertitudes est difficilement capable d'attribuer le juste poids à chacune des sources d'erreurs sur la sortie du modèle (Kauark-Leite, 1990). Le caractère interactif des incertitudes est mis en évidence, par exemple, pendant le calage du modèle, où l'incertitude sur les paramètres est à la fois fonction des erreurs sur les variables de forçage et de sortie, de l'inadéquation du modèle et du processus de calage.

Les erreurs sur les variables de forçage et de sortie (valeurs mesurées) ne présentent pas un caractère purement aléatoire. Par exemple, les mesures de pluie par pluviomètre ne sont pas indépendantes de la vitesse du vent, la variance des débits obtenus en passant par une courbe de tarage n'est pas stationnaire par rapport à la hauteur d'eau mesurée. Il reste encore les erreurs associées à l'interpolation ou à la description par moyenne dans l'espace des variables et des paramètres mesurés ponctuellement, que ce soit à l'échelle du bassin versant, ou à l'échelle d'une maille de discrétisation. Surtout dans le cas des MC, l'autocorrelation et l'hétérocédasticité (non stationnarité de la variance) des erreurs à la sortie, ainsi que les difficultés pour l'identification des paramètres découlent, en partie, des incertitudes liées aux valeurs mesurées.

Dans le cas des modèles conceptuels, les incertitudes dues à l'inadéquation du modèle ont souvent pour origine un essai de conceptualisation d'une finesse non justifiée des phénomènes modélisés. Cela dépasse généralement l'information disponible dans les séries de valeurs mesurées et crée, soit de fortes interactions entre les paramètres, soit des paramètres non sensibles au phénomène modélisé. Il est évident que les efforts pour construire des modèles à peu de paramètres peuvent minorer ces problèmes mais ne constituent pas une garantie de réussite. Il faut encore que la structure du modèle, c'est à dire les équations qui décrivent les phénomènes soit adéquate. Par exemple, les réservoirs à plusieurs sorties produisent des discontinuités qui peuvent rendre difficile le processus de calage et donc augmenter l'incertitude.

Dans le cas des MBP, les problèmes d'inadéquation sont plutôt liés à l'adoption de représentations théoriques inadéquates des processus physiques, comme dans le cas d'utilisation de l'écoulement hortonien, et à une description très insuffisante du milieu où aux changements d'échelle arbitrairement introduits et incompatibles avec les conditions de développement des lois physiques concernées.

Finalement, les incertitudes associées aux valeurs des paramètres, pour les modèles conceptuels, sont liées aussi bien à celles discutées ci-dessus qu'à celles introduites par le processus de calage. En essayant de réduire la subjectivité du calage manuel, on adopte souvent dans le calage automatique, la minimisation des écarts quadratiques entre les valeurs calculées par le modèle et celles mesurées à la sortie du bassin versant. Or, les modèles conceptuels sont en général non linéaires par rapport aux paramètres. L'adoption du calage par moindres carrés associée aux problèmes d'autocorrelation et d'hétérocédasticité des erreurs résulte en une augmentation du risque de maxima locaux, et peut rendre les analyses de sensibilité et d'incertitude des paramètres non valables (*e.g.* Sorooshian et Dracup, 1980 ; Kuczera, 1983, ...).

En choisissant une perspective d'application technologique, l'intérêt de l'utilisateur, et plus particulièrement du décideur, d'obtenir comme sortie d'un modèle des fourchettes, des intervalles de confiance, plutôt que des valeurs absolues doit aussi être considéré. En plus, cela suppose que des méthodes appropriées à la prise en compte des incertitudes dues à la modélisation hydrologique, associées à d'autres sources d'incertitudes relatives au problème étudié soient disponibles.

Gestion quantitative des ressources en eau

L'utilité des modèles pour la gestion quantitative des ressources en eau découle de leur capacité de simulation. La simulation, dans le sens propre à la modélisation hydrologique, concerne le calcul de la réponse d'un système hydrologique à une série d'événements, pendant un intervalle de temps établi préalablement (Viessman *et al.*, 1989).

Les problèmes typiques de gestion quantitative des ressources en eau auxquels les modèles hydrologiques peuvent donner des réponses satisfaisantes sont :

- ***l'extension de séries de données hydrologiques*** : les modèles peuvent générer de longues séries de données hydrologiques, normalement de débits, soit pour permettre un traitement statistique des données, nécessaire à certaines méthodes de calcul de structures hydrauliques, et à l'analyse de risque, par exemple, soit pour permettre l'évaluation des ressources en eau pour différentes applications (*e.g.*, l'approvisionnement en eau, l'irrigation, la génération d'énergie, ...) ;

- ***le diagnostic :*** on peut utiliser les modèles pour le diagnostic du fonctionnement d'une structure hydraulique de contrôle ou d'un aménagement, de l'efficacité des règles de gestion d'un aménagement, aussi bien que pour évaluer la pertinence de critères d'efficacité de différents types d'aménagement, entre autres études de diagnostic ;

- ***l'évaluation d'alternatives :*** l'intérêt des modèles concerne la possibilité de simulation de différentes alternatives à un problème particulier, par exemple, le choix entre plusieurs techniques alternatives d'assainissement ou l'évaluation de la combinaison la plus efficace de ces techniques ; la décision entre la construction d'un nouveau barrage ou le changement de systèmes d'irrigation, en adoptant des techniques plus économes par rapport à la demande en ressources en eau ; l'option entre différentes solutions structurelles ou non structurelles pour la protection contre les crues ;

- ***la prévision*** : la prévision de débits, surtout, mais aussi d'autres variables hydrologiques, telles que l'état d'humidité du sol, ouvre aux modèles hydrologiques un important champ d'application, soit pour l'évaluation des ressources en eau ou la prévision de la demande, au pas de temps annuel ou mensuel (pour la gestion d'un système d'irrigation, par exemple), soit encore pour la gestion d'un système de protection contre les crues ou d'annonce de crues, à des pas de temps beaucoup plus fins, tels que le pas de temps horaire.

Les modèles hydrologiques remplissent encore d'autres fonctions associées à la gestion quantitative des ressources en eau, telles que le traitement des données (*e.g.* simulation de débits naturels pour des bassins aménagés ; calculs de données manquantes ; ...), l'enseignement et, naturellement, la recherche.

Toutefois, les problèmes de calcul de débits ou d'autres variables hydrologiques dans le cas des bassins non jaugés, que nous venons de présenter, et la prévision des effets anthropiques, que nous allons discuter en détail par la suite, restent des problèmes importants liés à la gestion des ressources en eau, encore mal résolus par les modèles hydrologiques.

L'efficacité des modèles dans la résolution de problèmes comme ceux listés ci-dessus peut être limitée par un certain nombre de facteurs intrinsèques et extrinsèques aux modèles.

La qualité des données des variables de forçage joue un rôle important, soit dans les phases de calage et validation du modèle, soit dans la phase de simulation. En effet, le modèle est construit en respectant le principe de la continuité, c'est à dire qu'il résout l'équation du bilan en eau à l'échelle du bassin versant. Si, par une mauvaise représentation spatiale des mesures des variables de forçage ou par des erreurs trop importantes, le bilan s'avère incorrect, il sera représenté de façon erronée par le modèle.

Les modèles peuvent de plus présenter des problèmes structuraux. Kauark-Leite (1990) rapporte, à partir des études réalisées sur le Bassin de Mélarchez, une difficulté des modèles à réservoir à représenter correctement la reprise des écoulements après des longues périodes d'étiage (*e.g.* début d'hiver). La structure de ce type de modèle, quand il adopte pour la fonction de production un réservoir à capacité inextensible pour représenter l'eau dans le sol, est inadaptée à la simulation de l'écoulement après des étiages importants car, dans ce cas, l'épaisseur de la zone non

saturée du sol devient considérable en raison du rabattement de la nappe phréatique. A ce moment, cette zone constitue un réservoir tampon capable d'absorber une grande partie des premières pluies avant qu'elles ne se transforment en écoulement.

Gestion de la qualité de l'eau

La gestion de la qualité de l'eau dans les bassins versants ruraux peut être schématisée par les activités suivantes (Thomann, 1987) : (1) énoncé du problème, (2) évaluation des alternatives de contrôle, (3) implantation du programme de contrôle et (4) vérification du programme de contrôle.

Compte tenu du type de problème posé et de la phase où l'on se trouve dans le processus de gestion de la qualité de l'eau, les gestionnaires feront appel à des outils d'aide à la décision. Parmi les problèmes posés aux gestionnaires dont les modèles mathématiques peuvent contribuer à la solution on distingue :

Diagnostic du problème

- calcul des flux polluants : les modèles peuvent contribuer en générant des séries de débits et de concentrations de polluants, soit pour interpoler entre des mesures ponctuelles, soit sur des périodes où l'on ne dispose pas de mesures ;

- estimation du risque de dépassement d'une concentration : l'intérêt des modèles est d'une part de se substituer aux mesures dans la détermination de la distribution des probabilités au dépassement d'une certaine concentration et d'autre part de prévoir, avec une certaine avance, le dépassement d'une concentration seuil et la durée de ce dépassement ;

Énoncé du problème

- détermination et quantification des sources de pollution : l'intérêt des modèles consiste à évaluer l'importance des différentes sources de pollution (naturelles, ponctuelles et diffuses) dans un bassin versant ayant des sources multiples ;

- description de mécanismes de transport des polluants : l'intérêt des modèles consiste à utiliser leur pouvoir de généralisation du comportement d'un type de système pour étendre la description des mécanismes sans faire appel à l'expérimentation et aux mesures ;

Évaluation des alternatives

- impact des techniques agricoles sur la qualité de l'eau : l'intérêt des modèles est de pouvoir simuler différents types de techniques agricoles afin d'évaluer les effets sur la qualité de l'eau et ainsi de contribuer aux choix objectif des techniques appropriées pour lutter contre un problème particulier.

Kauark-Leite (1990) a comparé les incertitudes de deux MC de simulation du transport de polluants (MES, nitrates et phosphates) à l'échelle du bassin versant expérimental de Mélarchez. Il ressort de ce travail qu'en absence de données de débits, les MC sont un bon moyen de reconstituer les séries de débits car il peuvent être calés à partir d'une seule année de données avec une bonne précision.

Tableau 2 : Comparaison des modèles dans l'estimation des flux polluants à l'exutoire de Mélarchez

MODÈLE	MES (kg/ha/an)			AZOTE (kgN/ha/an)			PHOSPORE (kgP/ha/an)		
	obs	cal	ic*	obs	cal	ic	obs	cal	ic
F = a Q		244	64		27,2	3,9		0,41	0,08
MC CB	214	246	72	26,5	27,5	6,0	0,40	0,27	0,19
MC HSPF		192	107		23,4	4,8		0,11	0,39

* IC : intervalle de confiance à 95%

Par contre, l'utilisation des MC testés pour expliquer davantage les variations des concentrations ne semble pas améliorer la connaissance des flux polluants par rapport à un simple modèle linéaire reliant les flux aux débits. Le tableau 2 présente les résultats obtenus pour les flux moyens annuels de MES, nitrates et phosphates à l'exutoire du bassin de Mélarchez des deux MC, CB et HSPF, et la relation très simple du type $F = a\ Q$. Le coefficient a est la concentration moyenne pondérée par les débits sur 13 ans de données (*i.e.* le rapport entre le flux moyen et le débit moyen sur toute la période).

On remarque que l'incertitude sur le flux moyen annuel des MC est supérieure à celle du modèle linéaire. La réduction de l'échantillon pour la détermination du coefficient a a montré qu'à partir de deux ans de données, l'incertitude du modèle linéaire est comparable à celle des MC testés. Autrement dit, à partir de deux années de données de concentration, le modèle linéaire donne de meilleurs résultats que les MC utilisés.

Les résultats obtenus avec la simulation des concentrations en nitrates et de matières en suspension à Mélarchez ont montré que les écarts de simulation sont très importants, tout particulièrement pendant les périodes les plus sensibles, c'est-à-dire pour les concentrations élevées. Par ailleurs, les distributions de probabilité des concentrations calculées par les MC sont très différentes de celles observées réellement. Par conséquent, les résultats de simulation de la qualité des eaux sur le bassin versant de Mélarchez ne permettent pas d'envisager l'utilisation de ces MC pour l'estimation du risque lié au dépassement d'une concentration à l'exutoire.

Les autres types d'application des modèles pour la gestion de la qualité des eaux dans un bassin versant ont une caractéristique en commun. Il s'agit du lien entre l'objectif de la modélisation et la capacité de représenter réellement le système à modéliser. En fait, qu'il s'agisse de la détermination et de la quantification des sources de polluants ou de la description des mécanismes de transport des polluants ou de l'estimation de l'impact du changement des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau, il faut qu'il y ait une liaison établie entre les sources de pollution, les mécanismes de transport et les pratiques agricoles avec la représentation du système par le modèle. Il nous semble que les MC actuels sont loin de pouvoir assurer cette liaison car ils sont par définition dépourvus de réalisme physique. Pour envisager l'utilisation des modèles pour ce type d'application, qu'il s'agisse des MBP ou MC, il faut que les modèles, soit validés non seulement en fonction de leur capacité à représenter le comportement global du bassin à l'exutoire mais surtout par rapport à la justesse du réalisme physique de chacun des sous-modèles, c'est-à-dire qu'ils décrivent réellement les sources de pollution, les mécanismes de transport et les pratiques agricoles.

QUELQUES RÉFLEXIONS SUR LA MODELISATION EN HYDROLOGIE

Validation des modèles

Quel que soit l'objectif d'utilisation des modèles : en science ou en technologie, il est impératif de valider leur domaine application en les soumettant à une batterie de tests.

En réalité, on ne trouve dans la littérature que des modèles qui semblent "bien marcher" et comme les modèles qui ne "marchent" pas ne sont pas publiés on peut "seulement" conclure, par tautologie, que les modèles fonctionnent bien. Par ailleurs, étant donné que la performance d'un modèle tend à être interprétée comme un jugement sur le modélisateur lui-même, sa compétence et son talent, ses publications tendent à être biaisées par l'optimisme. Tout se passe comme si les auteurs de modèles, se confondant avec ceux-ci, se trouvaient blessés dans leur existence s'il y avait infirmation des principes de base sur lesquels repose leur modélisation. Des évaluations critiques des modèles sont à l'heure actuelle très rares, voire inexistantes.

Comme l'a fort bien souligné Klemes (1986), si on veut assurer au moins une modeste crédibilité aux modèles mathématiques de simulation, un minimum d'évaluation de ces outils est nécessaire sous peine de voir les sciences de l'eau rejoindre l'alchimie et l'astrologie dans les annales du dilettantisme.

Ces tests comprennent : (1) des critères qualitatifs (notamment graphiques), (2) des critères statistiques quantitatifs (*e.g.* coefficient d'efficacité, coefficient de corrélation, ...) et (3) une analyse des incertitudes. Par ailleurs, ces tests peuvent être enrichis par l'analyse comparative des modèles qui peut nous renseigner sur le niveau de simplification adéquat pour une application particulière ainsi que sur la précision relative des modèles "rivaux" pour répondre à une question donnée. Les quelques analyses comparative des modèles en hydrologie (*e.g.* Naef, 1981, Kauark-Leite, 1990 et Edijatno, 1991) ont apporté des informations importantes concernant la précision et la complexité des modèles.

Il nous semble important que cette validation soit réalisée également par type d'application envisagée car ainsi on donnerait aux utilisateurs un moyen de faire leur choix en fonction du rapport coût de modélisation/précision requise.

Comme l'activité de construction des modèles est très dynamique et évolue dans le temps pour un même modèle et dans l'espace avec des modèles "rivaux", il nous semble intéressant que la communauté scientifique en hydrologie, d'une façon concertée et coordonnée, par exemple par un institut de recherche hydrologique nationalement reconnu, établisse un cadre général pour la validation des modèles. Il s'agit : (1) de définir les critères qualitatifs et quantitatifs les plus pertinents en fonction de chaque domaine et du type d'application, (2) de définir les méthodes les plus pertinentes pour l'analyse des incertitudes et (3) de mettre à disposition des jeux de données, des informations, des codes informatiques de modèles (dans les cas où ils sont du domaine public), des algorithmes de calage et des résultats antérieurs de modélisation qui puissent être utilisés par l'ensemble des chercheurs pour la validation des modèles.

Bien évidemment, il ne s'agit pas là d'établir des règles méthodologiques pour guider les choix et les décisions des scientifiques, mais de définir des règles pour évaluer le degré de succès que les différents programmes de recherche en modélisation hydrologique atteignent en fonction de leurs objectifs.

Simulation des actions anthropiques

Une complexité additionnelle pour la modélisation en hydrologie découle du fait que les bassins versants ne sont pas stationnaires au cours du temps en ce qui concerne leurs caractéristiques physiques, surtout en raison d'interventions humaines. Être capable d'expliquer et de prévoir les effets sur le régime hydrologique d'interventions telles que le drainage agricole, l'urbanisation, le déboisement, le remembrement agricole, le changement des pratiques agricoles, ... est essentiel pour la gestion adéquate des ressources. Ce sont des tâches difficiles à remplir pour les modèles hydrologiques en général. Essayons de dégager les principales difficultés liées à la réalisation de ces objectifs.

Pour aborder le problème en utilisant des MC ou des MBP, on trouve dans la littérature, essentiellement trois méthodologies :

- Changer certains paramètres ou certaines fonctions ou encore ajouter de nouvelles fonctions dans la structure du modèle censés représenter les processus hydrologiques que l'on admet au départ susceptibles de changer avec l'intervention sur le bassin versant, en utilisant le maximum d'informations hydrologiques, cartographiques et autres disponibles. Réaliser des simulations, en utilisant des séries de variables de forçage connues et évaluer les changements sur les variables de sortie. Plusieurs scénarios peuvent être envisagés et étudiés.

- Découper dans le temps la série des données d'entrée et de sortie en deux sous séries, une antérieure et l'autre postérieure à l'intervention, quand cette intervention est bien définie dans le temps, ou en plusieurs sous-séries, en fonction de l'historique des interventions dans le cas de changements progressifs. Caler le modèle pour chaque sous-série et évaluer les changements des valeurs des paramètres, en essayant d'identifier les plus sensibles aux non-stationnarités et les mettre en rapport avec les causes supposées de ces non-stationnarités. Simuler les sous-séries après l'intervention en utilisant le jeu des paramètres obtenu par calage avant l'intervention. Analyser la non-stationnarité des erreurs de simulation et essayer de l'associer à celles supposées induites par le changement du bassin versant.

- Appliquer la méthode décrite ci-dessus en utilisant d'autres bassins versants voisins, soumis aux mêmes conditions climatiques mais restés inchangés pendant la période d'étude. Ces bassin, dit témoins, jouent le rôle de référence d'état stationnaire, pour, par exemple, pouvoir être sûr que les paramètres du modèle ont bien changé en raison des non-stationnarités induites sur le bassin étudié.

La première méthode est assez fréquemment rencontrée dans la littérature, quand il s'agit d'études réalisées en utilisant un MBP. L'hypothèse de départ admet que les fonctions ou les paramètres sur lesquels on intervient dans le modèle, ont un réalisme physique. Sans avoir démontré au préalable cette hypothèse, l'exercice s'avère plutôt une étude de sensibilité des paramètres du modèle. Une application aveugle serait très hasardeuse et dépourvue de toute valeur scientifique.

La deuxième et la troisième méthodes conviennent plutôt aux MC. La deuxième a pour limite les difficultés de calage de ce type de modèle, car elle fait implicitement l'hypothèse qu'il est toujours possible de trouver le jeu de paramètres optimum et que les paramètres du modèle sont indépendants par rapport aux variables de forçage. Or, une grande série de publications en hydrologie rapporte justement les problèmes d'unicité et de dépendance des

paramètres des variables de forçage (*e.g.* Sorooshian et Dracup, 1980 ; Kuczera, 1983 ; Kauark Leite, 1990 ; ...). Dans ce cas, il peut devenir difficile d'associer les changements des paramètres à la non-stationnarité originaire du bassin versant. D'autre côté, admettons que l'on dispose d'un modèle simple qui décrive assez grossièrement (erreur standard forte), mais correctement (biais faible) les processus décrit à l'exutoire d'un bassin versant. Si ce modèle est incapable de percevoir un impact de certaines actions anthropiques, c'est que celles ci sont inférieures à l'erreur du modèle.

La troisième méthode est une prolongation de la deuxième en vue justement d'essayer d'éliminer les ambiguïtés décrites ci-dessus. L'hypothèse centrale de la méthode est que le bassin témoin a gardé un comportement stationnaire pendant les années d'étude, ce qu'il faut démontrer préalablement et qui, d'un point de vue méthodologique, peut conduire au même problème d'incertitude sur l'unicité des valeurs des paramètres.

La deuxième et la troisième méthodes présupposent aussi que l'étude sera conduite en continu et non par événements. Cela nous semble une condition essentielle, car le modèle est amené à prendre en compte l'ensemble des effets d'interventions sur le bassin, répercutés sur les données mesurées. Cela élimine aussi la subjectivité du choix des événements à étudier. Il y a plus de risque, dans l'étude par événement, que les conclusions soient biaisées par des choix qui, même en essayant de garder toute objectivité, favorisent certaines hypothèses ou certains phénomènes par rapport à d'autres. Cependant, il s'avère généralement difficile de trouver de longues séries de données originaires de bassins versants à comportement non-stationnaire. En effet, on note une tendance à interrompre les mesures hydrologiques dans des bassins soumis à des interventions importantes, capables de générer la non stationnarité.

Les méthodes décrites ci-dessus ont été mises au point avec le but d'expliquer la non-stationnarité induite sur un bassin versant par des changements de certaines de ses caractéristiques physiques. Elles ne considèrent pas le problème de rendre le modèle capable de prévoir les conséquences d'une intervention de cette nature sur le bassin versant, c'est en effet un résultat a posteriori. Prévoir, dans ce cas, semble une tâche difficile pour les MC, car ils permettent rarement l'explication de leurs paramètres par des caractéristiques physiques du bassin versant. Dans le cas des MBP, le problème demeure le même si l'on ne démontre pas le réalisme physique, bien qu'approché, des représentations adoptées, chose pas encore faite, à notre connaissance pour ces modèles.

Du côté des MC, les possibilités de succès dans des études de non stationnarité, à notre avis, passent d'une part par l'utilisation de modèles à peu de paramètres, condition nécessaire pour réduire les incertitudes du calage et à garantir au modélisateur une bonne compréhension du comportement du modèle et d'autre part par l'utilisation de méthodes robustes d'identification des paramètres et d'analyse d'incertitudes.

7.3 - Le rôle de la simplicité dans la modélisation en hydrologie

La simplicité dans la modélisation est une notion importante à préciser qui peut être résumée par la question : est-ce que la simplicité est un critère métascientifique obligatoire de toute démarche scientifique de modélisation ? Il nous semble encore une fois que cela dépend de l'objectif de la modélisation.

La tâche de simplification de la description des théories scientifiques implique forcément l'omission des complexités du système modélisé mais ne consiste pas à ne pas les

prendre en compte. Un modèle complexe peut amener à des prévisions qui sont difficiles ou même impossibles à tester empiriquement à un moment donné. Cependant, ce modèle peut s'avérer très utile pour le perfectionnement des moyens techniques d'investigation. Il s'écoulera un nombre imprévisible d'années avant qu'il puisse apparaître une seule preuve des hypothèses avancées. Toutefois, la prolifération de ces modèles peut promouvoir le développement de tests empiriques et révéler un besoin de nouveaux développements théoriques. Par conséquent, bien que la minimalité soit un critère à respecter dans la construction des modèles, on doit veiller à ne pas freiner le développement scientifique en interdisant toute complexité invérifiable à un moment donné. Par contre, cette complexité doit être maniée avec prudence pour ne pas renvoyer *sine die* le jugement d'un modèle par l'expérimentation.

Le critère de la simplicité joue un rôle différent dans le cas de modèles développés dans un but technologique. Comme on l'a vu précédemment, il n'existe pas, à l'heure actuelle, de modèles applicables qui aient réussi à dépasser l'approche conceptuelle. Face à la connaissance actuelle des processus physiques du cycle hydrologique et à la qualité de l'information usuellement disponible (*e.g.* les séries de données hydrologiques), les recommandations généralement rencontrées dans la littérature concernant le développement des MC (*e.g.* Gupta et Sorooshian, 1982) semblent difficilement capables de garantir l'efficacité de la modélisation.

Identifier tous les processus physiques élémentaires du cycle hydrologique qui peuvent avoir lieu dans un bassin versant et attribuer à chacun une description analytique conduira, certainement, à des structures très complexes, employant un nombre très élevé de paramètres. Une conceptualisation déséquilibrée des processus physiques peut encore résulter de cette démarche, car on aura une tendance à trop détailler ceux qui sont bien connus (*e.g.* l'interception) et à trop simplifier ceux qui sont méconnus (*e.g.* l'écoulement sub-superficiel). D'autre part, la surparamétrisation risque de compenser, dans le modèle, des sous-structures inadéquates par d'autres sous-structures aussi inadéquates, sans qu'il soit possible de trouver où est l'erreur de conceptualisation. La surparamétrisation rend aussi presque impossible les analyses de sensibilité et d'incertitudes, indispensables à la validation du modèle.

Le modélisateur a effectivement peu de directives et de critères pour trouver parmi le grand nombre de structures utilisables dans le développement d'un MC, les plus efficaces. Nash et Sutcliffe (1970) proposent que l'on teste toutes (ou presque toutes) les structures possibles, en utilisant des critères numériques pour juger de la qualité de la représentation du phénomène, par le modèle. C'est encore une raison pour que l'on essaye de garder un modèle simple. En effet, il s'avère impossible d'utiliser cette démarche rigoureuse en essayant de construire un modèle trop complexe.

CONCLUSION

Modèles basés physiquement ou modèles conceptuels ?

La question s'impose, car source d'un débat important dans le domaine de l'hydrologie. C'est d'ailleurs, pour une large mesure, l'interrogation de fond qui a conduit notre réflexion tout au long de cet exposé. Il nous semble, encore une fois, qu'une réponse à cette question, qui essaie d'aller au delà d'une option excessivement pragmatique ou d'un constat d'état de crise dans la recherche en hydrologie, demande une définition du contexte d'utilisation des modèles.

Dans le domaine de la recherche, la démarche réductionniste qui sous-tend la construction de modèles MBP est historiquement (notamment en physique) plus féconde, compte tenu de la quantité et du contenu des questions posées et de l'ouverture d'opportunités de développement de théories et d'expérimentation concernant les processus physiques du cycle hydrologique. Cependant, un degré de fécondité élevé n'est pas suffisant pour assurer le succès d'un programme de recherche.

Le système naturel dans lequel se produisent les mouvements hydriques est presque complètement inconnu et le sera probablement pour très longtemps, à moins que l'on ne dispose de "scanners" capables de représenter très finement les bassins versants dans toute leur épaisseur. Même pour les bassins versants représentatifs et expérimentaux, on est loin d'une adéquate représentation de ces systèmes, capable de fournir les conditions aux limites exigées par les formulations mathématiques des processus physiques ou de prendre en compte la variabilité spatiale des caractéristiques du sol, par exemple. Le développement des moyens informatiques et des techniques de mesure et d'observation seront toujours indispensables à ce programme de recherche. Cependant, ces acquis seront insuffisants pour combler le besoin de constructions théoriques concernant les processus physiques et le choix du niveau adéquat de description de la complexité du système naturel. Construire, sur la base d'une représentation illusoire de ce système, un modèle théorique, est une déclaration de principe qui s'apparente à une tromperie pure et simple.

Une démarche scientifique exige que l'on soumette les hypothèses au contrôle qui consiste à comparer leurs conséquences à la réalité des faits observables. Les MBP mécanistes actuels, par exemple, semblent bâtis dans un contexte où l'on estime pouvoir se dispenser de cette nécessité.

La démarche des modèles conceptuellement réalistes qui renonce à l'idée de décrire finement le fonctionnement complexe du cycle de l'eau, nous semble une voie intéressante à poursuivre. En essayant de trouver des généralisations à partir d'une analyse "géographique" de la complexité, elle peut fournir un cadre fécond pour guider la recherche expérimentale en hydrologie. Un danger demeure toutefois dans cette approche. Il s'agit de vouloir faire coller la nature à la représentation faite par le modélisateur qui, n'oublions pas, reste conceptuelle. Le modèle doit être surtout un outil d'aide au chercheur pour raisonner sur les phénomènes.

Même si ils n'excluent pas des explications causales des phénomènes hydrologiques reproduits par des formulations empiriques, les MC semblent moins féconds pour faire progresser la connaissance scientifique en hydrologie, au delà d'un aperçu global des phénomènes. Cependant, une démarche qui essaie d'augmenter les références physiques, chimiques, biologiques de sous-processus inclus dans le MC peut être envisagée. Il faut d'abord admettre que l'on connaît de façon très rudimentaire le fonctionnement du bassin versant. Ensuite, il faut essayer de voir si l'on peut reproduire son comportement par des structures simples. Enfin, il ne faut introduire des complications conceptuelles que si elles apparaissent inévitables pour rendre compte des phénomènes réels. Si cette démarche nous entraîne vers des modèles conceptuellement réalistes, un nouveau degré de généralisation des MC aura été obtenu. Sinon, il serait dangereux d'y introduire des références physiques, chimiques, biologiques de force. On risquerait de tourner en rond et de s'interdire toute possibilité de contredire les hypothèses initiales.

Dans le contexte technologique, les MC sont les seuls à donner des réponses adéquates à un certain nombre de problèmes posés. Néanmoins, la précision des réponses fournies, et donc leur utilité pour les applications pratiques, est conditionnée par la démarche

utilisée dans le développement de ces modèles. A la créativité pour imaginer et tester différentes solutions structurales il faut associer l'emploi intelligent du critère de minimalité ainsi qu'une validation rigoureuse des solutions les plus prometteuses, dans les différentes conditions d'application.

Les MBP, disponibles aujourd'hui, pour des applications technologiques, restent conceptuels, ne présentant pas de réalisme physique. Étant donné leur niveau de complexité élevé, le grand nombre de paramètres à estimer ou à caler, les exigences en termes de données et le fait qu'ils ne se montrent pas plus performants que les MC, leur utilisation dans le contexte technologique n'est pas justifiable. Les utiliser en tant que modèles basés physiquement peut conduire à des conclusions fallacieuses.

Pour augmenter la connaissance en hydrologie il nous semble fondamental qu'une symbiose s'installe entre modélisateurs, expérimentateurs et scientifiques du milieu naturel afin de conjuguer leurs efforts dans l'étude du cycle de l'eau dans toutes ses dimensions : théoriques et expérimentations de terrain. L'accent doit être mis, à notre avis, sur la compréhension des processus hydrologiques fondamentaux et des mécanismes (physiques, chimiques et biologiques) qui sont à la base. Le but principal de cette démarche consiste à identifier des généralités ressemblant à des lois, dans des situations simples et qui continuent à s'appliquer dans toutes les situations quelle que soit leur complexité.

Comme l'a affirmé Klemes (1982), "le progrès dans la modélisation basée physiquement (causal modeling) ne peut résulter que de l'amélioration de la connaissance hydrologique et non de la manipulation causalement inspirée (causally inspired) du peu de connaissance que nous avons".

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier chaleureusement Claude Michel, hydrologue au CEMAGREF, pour les discussions très fructueuses que nous avons depuis plusieurs années et sans lesquelles cet article n'aurait pu être écrit.

Nous voudrions également exprimer notre gratitude à Jean-Claude Deutsch, Directeur du CERGRENE, et à Brigitte Vinçon-Leite, chercheur au CERGRENE, pour les remarques formulées.

Enfin, cet article a pu être réalisé grâce au soutien de la SAFEGE Ingénieurs Conseils et du CERGRENE (Centre d'Enseignement et Recherche pour la Gestion des Ressources Naturelles et de l'Environnement de l'École Nationale des Ponts et Chaussées).

BIBLIOGRAPHIE

1. Abbott, M. B. et *al.* - 1986a. *An introduction to the European Hydrological System - Système Hydrologique Europeen, "SHE", 1: History and philosophy of a physically-based,* distributed modelling system. Journal of Hydrology, Vol. 87, 45-59.

2. Abbott, M. B. et *al.* - 1986b. *An introduction to the European Hydrological System - Système Hydrologique Europeen, "SHE", 2: Structure of à physically-based,* distributed modelling system. Journal of Hydrology, Vol. 87, 61-77.

3. Bachelard, G. - 1938. *La Formation de l'Esprit Scientifique.* J. Vrin, Paris, 256 p.

4. Bachelard, S. - 1979. *Quelques aspects historiques des notions de modèle et de justification des modèles.* In. Delattre, P et M. Thellier (ed), Actes du Colloque "Elaboration et Justification des Modèles : Applications en Biologie", Tome I, Maloine Editeur, Paris, 3-19.

5. Beven, K. - 1987. *Towards a New Paradigm in Hydrology.* In Water for the Future : Hydrology in Perspective. Proceedings of the IAHS Rome Symposium, IAHS Publ. n° 164, 393-403.

6. Beven, K. - 1989. *Changing ideas in hydrology - the case of physically-based models.* Journal of Hydrology, Vol. 105, 157-172.

7. Beven, K. J. et M. J. Kirkby - 1979. *A physically based, variable contributing area model of basin hydrology.* Hydrological Sciences Bulletin, Vol. 24, N° 1, 43-69.

8. Beven, K. J. et O'Connell, P. E. - 1982. *On the Role of Physically-Based Distributed Modelling in Hydrology.* Institut of Hydrology, Rep. n° 81, 36 p.

9. Binley, A., J. Elgy et K. Beven - 1989a. *A Physically Based Model of Hetegeneous Hillsmopes; 1. Runoff Production.* Water Resources Research, Vol. 25, N° 6, 1219-1226.

10. Binley, A., K. Beven et J. Elgy - 1989b. *A Physically Based Model of Hetegeneous Hillsmopes; 2. Effective Hydraulic Conductivities.* Water Resources Research, Vol. 25, N° 6, 1227-1233.

11. Bunge, M. - 1961. *The weight of simplicity in the construction and assaying of scientific theories.* Phylosopy of Science, v. 28, 120 p.

12. Bunge, M. - 1964. *Phenomenological Theories,* in BUNGE, M. (ed.), The Critical Approach, Free Pres, New York.

13. Bunge, M. - 1980. *Epistemología: Curso de Actualización.* Ariel, Barcelona, 246 p.

14. Chalmers, A. F. - 1988. *Qu'est-ce que la science ?* Éditions de la Découverte, Paris, 238 p.

15. Chalmers, A. F. - 1991. *La Fabrication de la Science.* La Découverte, Paris, 167 p.

16. Clark, R. T. - 1973. *Mathematical Models in Hydrology.* FAO Irrigation and drainage paper n.19. UNO-FAO, Rome.

17. Delattre, P. - 1979. *Le problème de la justification des modèles dans le cadre du formalisme des systèmes de transformations In.* Delattre, P et M. Thellier (ed), Actes du Colloque "Elaboration et Justification des Modèles : Appplications en Biologie", Tome I, Maloine Editeur, 97-128.

18. Dooge, J. C. - 1986. *Looking for Hydrologic Laws.* Water Resources Research, Vol. 22, N° 9, 46S-58S.

19. Dooge, J. C. I. - 1988. *Hydrology past and present.* Journal of Hydraulic Research, Vol. 26, N° 1, 5-26.

20. Edijatno - 1991. *Mise au Point d'un Modèle Elémentaire Pluie-Débit au Pas de Temps Journalier,* Thèse de Doctorat, Université Louis Pasteur de Strasbourg, CEMAGREF, Antony, 625 p.

21. Fleming, G. - 1979. *Deterministic models in hydrology.* FAO irrigation and drainage paper n. 32. UNO-FAO, Rome.

22. Gupta, V. K. et S. Sorooshian - 1982. *Parameter estimation problems caused by model structure: case of conceptual rainfall-runoff models.* Technical Report No. ESYS-CIT-82-011, Department of Systems Engineering, Case Western Reserve University, Cleveland, Ohio, 134 p.

23. Jacquet, J. - 1984. *Modélisation et stratégie de la mesure dans l'eau et dans l'air.* La Houille Blanche, N°1/2, 67-78.

24. Kauark-Leite, L. A. - 1990. *Réflexions sur l'Utilité des Modèles Mathématiques dans la Gestion de la Pollution Diffuse d'Origine Agricole.* Thèse de Doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées - CERGRENE, Paris, 449 p.

25. Klemes, V. - 1982. *Empiral and causal models in hydrology. In* : Scientific basis of water-resource management, National Academy Press, Washington, D. C., 95-104.

26. Klemes, V. - 1986. *Dilettantism in Hydrology : Transition or Destiny ?* Water Resources Research, Vol. 22, N° 9, 177S-188S.

27. Klemes, V. - 1988. *A Hydrological Perspective.* Journal of Hydrology, Vol. 100, 3-28.

28. Kuczera, G. - 1983. *Improved parameter inference in catchment models: 1. Evaluating parameter uncertainly.* Water Resources Research, Vol 19, N° 5, 1151-1162.

29. Kuhn, T. S. - 1983. *La Structure des révolutions scientifiques.* Flammarion, Paris, 284 p.

30. Kundzewicz, Z. W. et Duckstein, L. - 1990. *Symbiosis Between Systems Engineering and Hydrology.* Water Resources Management. Vol. 4. 161-173.

31. Maione, U. - 1988. *Present and future of water resources in developed countries.* Journal of Hydraulic Research, Vol. 26, N° 2, 101-115.

32. Naef, F. - 1981. *Can we model the rainfall-runoff process today?.* Hydrological Sciences Bulletin, Vol. 26, 281-289.

33. Nash, J. E.et Sutcliffe, J. V. - 1970. *River Flow Forecasting Through Conceptual Models.* Part 1, A Discussion of Principles. Journal of Hydrology, Vol. 10, n. 3, 282-290.

34. Popper, K. R. - 1985. *Conjectures et Réfutations.* La Croissance du Savoir Scientifique. Payot, Paris, 605 p.

35. Roche, M. -1986. *Dictionnaire Français d'Hydrologie de Surface.* Masson. Paris, 288 p.

36. Roche, P. A. - 1988. *Les modèles. In* : Valiron, F. (ed), Gestion des Eaux : Automatisation, Informatisation et Télégestion, Tome III, 138-166.

37. Sorooshian, S. et J. A. Dracup - 1980. *Stochastic parameter estimation procedures for hydrologic rainfall-runoff model : corrolated and heteroscedastic error cases.* Water Resources Research, Vol 16, N° 2, 430-442.

38. Thom, R. - 1974. *Modèles mathématiques de la morphogénèse.* Union Générale d'Editions, Paris.

39. Thom, R. - 1979. *Modélisation et Scientificite. In.* Delattre, P et M. Thellier (ed), Actes du colloque "Elaboration et Justifiaction des Modèles : Applications en Biologie", Tome I, Maloine Editeur, Paris, 21-29.

40. Thomann, R. V. - 1987. *Systems analysis in water quality management - A 25 year retrospect. In : Beck, M. B. (ed), Systems analysis in water quality management,* Pergamon, Oxford, 1-14.

41. Todini, E. and Wallis, J. R. - 1977. *Using C.L.S. for daily or longer periode rainfall-runoff modelling. In: Mathematical Models for Surface Water Hydrology,* Wiley, New York.

42. Viessman, W. et *al.* - 1989. *Introduction to Hydrology,* Harper & Row Publ., 780 p.

DEBAT APRES LA CONFERENCE II. 2

Animateur : M. Kauark-Leite

(autre intervenant)
Je voudrais répondre à la question qui a été posée à mon collègue Usseglio: en fait le SHE est un modèle mécaniste qui a plusieurs composantes et disons son premier mérite est de permettre d'intégrer plusieurs modules: écoulement de surface, écoulement de souterrain, ainsi de suite et donc permet de faire des études d'aménagement. Je pourrais par exemple dire quel serait éventuellement l'impact d'une construction d'un barrage sur un site donné. Il permet donc de faire l'interaction entre une rivière et une nappe, qu'un modèle de nappe à lui seul ne permettrait pas de faire et pareillement pour un modèle de rivière à lui seul. Je vois mal comment un modèle conceptuel global du type réservoir pourrait répondre à cela.

(M. Carbonnel)
Plutôt que de parler de choses très spécifiques qui n'intéressent peut-être pas tout le monde, je préférerais des questions plutôt générales et plus pratiques, liées à la réalité de la demande.

(M. Martin)
Je voudrais revenir sur la notion d'opérationalité d'un modèle. Le fait qu'un modèle soit utilisable par un non-spécialiste, personnellement j'y crois pas tellement, encore faut-il qu'un modèle soit utilisable par d'autres spécialistes. Et ce n'est pas toujours le cas. Et ce n'est pas simple non plus, il faut que le modèle soit documenté, il faut que les variables soient écrites de manière qu'on comprennent ce qu'elles signifient, il faut être capable de rentrer dans les calculs sans fiche en l'air tout le modèle. Déjà ce niveau d'opérationalité n'existe pas toujours.

(M. Kauark)
Je suis d'accord sur le fait que les modèles mécanistes soient d'une lourdeur très importante. Je pense que ces modèles doivent être utilisés par des spécialistes, normalement. Par contre, pour être sûr du domaine d'application, on a des exemples où des modèles, tels que le modèle de circulation de l'eau en surface libre, ont été utilisés pour la gestion, pour la gestion en temps réel des systèmes d'assainissement par des non-spécialistes. Il y a deux choses: l'une, c'est la validation doit être faite par le spécialiste, l'autre c'est l'utilisation immédiate opérationnelle du modèle pour un but précis de gestion. Je pense que les applications en terme de gestion des réseaux d'assainissement montrent qu'on peut avoir même des outils des équations de St Venant utilisé dans toute sa complexité par des pilotes qui gèrent un réseaux d'assainissement. Je demande aux hydrologues urbains de poser des problèmes fondamentaux au niveau des erreurs que ces types de démarches pourraient engendrer.

(M. Leviandier)
Je crois que l'exposé de Luis a été plus nuancé que son texte écrit. La thèse qui semble ressortir de son texte écrit est que d'une part, il y a la technologie et un certain type de modèles, et d'autre part la connaissance et un certain type de modèle. Je crois que c'est un peu exagéré d'avoir ce type de position et cela ruine l'effet de ce colloque. Il me semble que les utilisations opérationnelles de

modèles assez fouillés du point de vue des connaissances, a quand même un intérêt. Je voudrais insister sur le fait que les modèles conceptuels ne sont pas dénués d'apport de connaissances. Même si ces paramètres n'ont pas de sens physique, ils en acquièrent à force de les manipuler sur un très grand nombre de bassins versants. Il me semble que de ce point de vue là, c'est là que se situe l'intérêt, et d'autre, part dans le traitement du changement d'échelle, il me semble que ce sont des éléments qui servent assez bien.

(M. Kauark)
Il y a actuellement le problème des changements anthropiques, on a les modèles pour essayer de tirer des conclusions en se basant sur une longue série d'observations. En utilisant le modèle conceptuel et les paramètres des modèles conceptuels comme intégrateur de ces changements. Par contre, on peut par exemple sur un bassin qui a subit un remembrement, s'il a été suivi avant remembrement et après remembrement, utiliser la modélisation conceptuelle pour en tirer des conséquences sur la causalité. Je crois qu'il y a des exemple, en France sur ce point de vue là. Par contre si on aborde le problème de la qualité de l'eau, où il y a un synergisme d'interaction énorme, par exemple, s'il y a plusieurs pratiques agricoles qui vont intervenir sur le système, il y a les problèmes des aménagements qui sont fait au niveau des parcelles, il y une multitude de phénomènes et je vois mal comment par cette approche conceptuelle, on pourra prévoir l'impact de ces changements. A mon avis, c'est là qu'on a le plus à faire.

(autre intervenant)
Un mot sur le séminaire: j'ai appris beaucoup de choses d'une part mais d'autre part je suis un peu déçu aussi. Depuis 23 ans que je suis dans le même domaine, j'entends ressasser les mêmes problèmes. Je constate que dans ce séminaire, on a continué à faire beaucoup d'hydrologie et d'hydrogéologie. Je pense qu'il serait nécessaire d'enrichir le débat sur d'autres domaines: on a à peine effleurer le milieu lacustre, on a peine effleurer le milieu marin, on a pratiquement pas parler de la sédimentologie, on n'a pas parler des problèmes de bactériologie, on n'a pas parler du devenir des polluants vis-à-vis de l'écosystème lui-même et des problèmes posés par la santé publique. Je crois qu'on aurait pu essayer d'enrichir le débat aujourd'hui là dessus.
Deuxièmement, je crois qu'il y a d'autres séminaires à monter sur la modélisation pour sortir des sentiers battus dans la mesure où on a besoin d'autres types de modèles que des modèles purement scientifiques ou techniques, des modèles macro-économiques entre autres, et des modèles également qui sont moins courants mais qu'il faudra bien gérer et développer, les modèles de sensibilité et de contact, de communication. Ce ne sont pas des reproches, mais des propositions pour qu'il y ait suite à ce séminaire qui me parait intéressant mais quelque peu incomplet.

(M. Poulin)
Dernière remarque sur l'exposé de Luis: c'est bien d'essayer de se classer, est-ce qu'il faut aller du simple vers le compliqué ou du compliqué vers le simple, je crois que là il ne faut pas être dogmatique, on est amené quand on a une expérience de la modélisation à faire les démarches dans les deux sens.

(M. Kauark)
Je suis tout à fait d'accord, ce que je voulais dire c'est que le principe de la minimalité ce n'est pas s'interdire la complexité.

SITUATION A L'ETRANGER

EVOLUTION DE LA MODELISATION A L'INRS-EAU

VILLENEUVE, Jean-Pierre,

et FORTIN, Jean-Pierre, INRS-EAU

Résumé

Après avoir rappelé que l'expérience canadienne dans le domaine de la modélisation peut se résumer essentiellement à partir de celle de l'INRS-Eau, on passe en revue les différents modèles développés par ce centre de recherche. En ce qui a trait à la simulation des débits sur les bassins versants, se sont succédés dans l'ordre, les modèles CEQUEAU, MC, MDOR et HYDROTEL, auxquels il faut ajouter le modèle hydrodynamique HYDREAU. Ces modèles, et d'autres modèles stochastiques aussi développés à l'INRS-Eau, ont servi ou serviront dans un proche avenir de support à des modèles de qualité de l'eau, comme CEQUAL, VULPEST et PANACHE, en plus des applications du modèle QUAL2E. Un projet d'intégration de ces différents modèles dans un but de gestion intégrée des ressources en eau est présentement en cours.

INTRODUCTION

Lorsque l'on tente de faire une rétrospective de la modélisation des ressources en eau au Canada, force est de constater que la plupart des développements ont été réalisés essentiellement dans deux universités canadiennes (l'INRS-Eau et l'Université de Waterloo). Dès le début des années soixante-dix des modèles hydrologiques discrétisés ont vu le jour, bien avant leur développement ailleurs dans le monde, grâce à la disponibilité pour certaines régions du Canada d'une base de données informatisée pour des mailles de 10 kilomètres de côté. Notons que l'INRS-Eau a développé ces modèles en collaboration avec divers organismes français, dont l'ORSTOM, le Laboratoire d'Hydrologie et de Modélisation (Université de Montpellier II) et l'Ecole des Mines de Fontainebleau.

La représentation des processus hydrologiques par des réservoirs, des coefficients de vidange et de transfert a peu à peu fait place à une représentation plus physique et hydrodynamique des phénomènes. En même temps, la modélisation s'est raffinée et s'est étendue à l'estimation de diverses variables reliées à la qualité de l'eau.

L'orientation actuelle des développements est de plus en plus vers la gestion intégrée des ressources en eau, en termes du suivi et de l'identification des diverses sources de pollution. Des

scénarios d'intervention sont aussi simulés.

Tout au long de ces années, l'INRS-Eau a été au centre de ces divers développements et continue à précéder, d'une certaine façon, les développements ailleurs dans le monde et, par conséquent à jouer un rôle de leader.

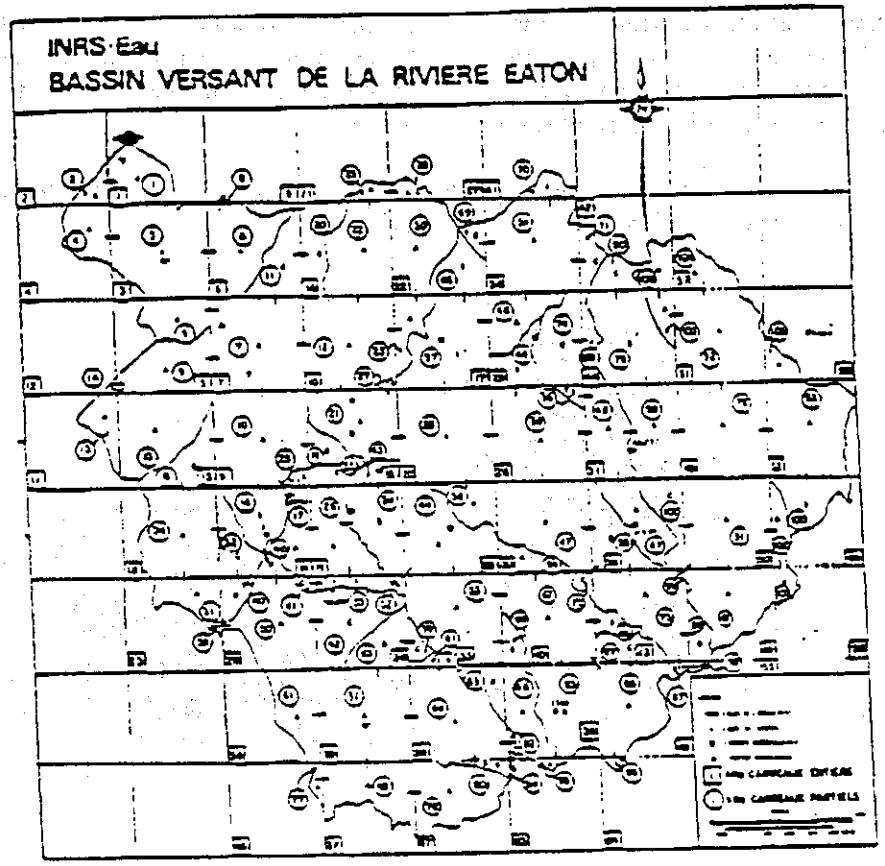
Dans cette communication, nous allons donc présenter l'évolution de la modélisation à l'INRS-Eau. L'évolution à l'Université de Waterloo est relativement similaire.

ÉVOLUTION DE LA SIMULATION DES DÉBITS SUR LES BASSINS VERSANTS

Le modèle CEQUEAU

Suite à l'expérience acquise précédemment par le développement de modèles hydrologiques globaux et à la certitude que la modélisation hydrologique se devait de tenir compte de la distribution spatiale des phénomènes météorologiques et hydrologiques sur les bassins versants, un premier modèle discrétisé, le modèle CEQUEAU, a vu le jour au début des années soixante-dix (Morin et al., 1975 et 1981, Charbonneau et al., 1977).

Le modèle hydrophysiographique CEQUEAU, comme on l'appelait, a été conçu de façon à (a) suivre dans l'espace et dans le temps la formation et l'évolution des écoulements naturels, (b) simuler les débits en n'importe quel point du réseau de drainage et (c) pouvoir introduire toute modification artificielle de l'écoulement dans les cours d'eau. Il est basé sur le découpage du territoire en mailles carrées sur lesquelles est estimé le bilan hydrologique vertical (fig. 1). La lame d'eau disponible est par la suite transférée vers l'exutoire du bassin grâce à un second découpage des carreaux entiers, correspondant aux mailles, en carreaux partiels définis en fonction des sous-bassins. Le transfert d'amont vers l'aval s'effectue donc de carreau partiel en carreau partiel. Ce modèle a été appliqué sur de nombreux bassins à travers le monde avec des résultats très satisfaisants.



CEQUEAU

Figure 1: Discrétisation spatiale d'un bassin versant pour le modèle CEQUEAU.

Le modèle couplé (MC)

Le modèle couplé (MC) (Girard et al., 1981; Deschesnes et al., 1985 a et b) est un modèle mathématique déterministe qui relie la précipitation, les eaux de surface et l'eau souterraine, soit sur un ou plusieurs bassins versants.

Le principe de base du modèle est une généralisation de la schématisation à plusieurs couches (fig. 2). Le modèle distingue d'abord une couche de surface où l'eau disponible est répartie entre le ruissellement de surface, l'infiltration et le stockage souterrain au moyen de fonctions de

production. Ensuite, un nombre variable de couches représentant les eaux souterraines sont assemblées les unes aux autres pour constituer la représentation verticale des différents aquifères. Après, chaque couche est divisée en mailles de dimensions variables possédant leurs propres paramètres et sur laquelle se produit le transfert de l'eau.

Le réseau de rivières est représenté par des carreaux ou par des mailles qui tiennent compte des échanges entre l'eau souterraine et la rivière.

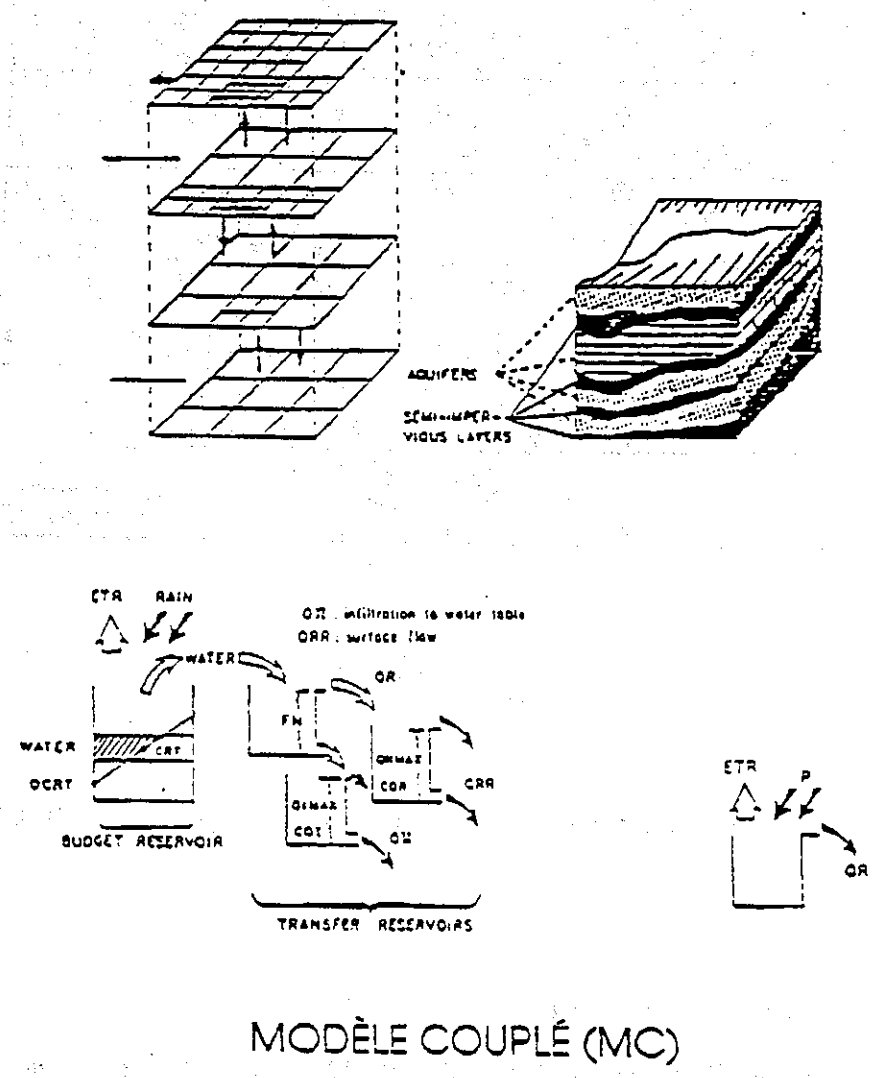


Figure 2: Discrétisation spatiale d'un bassin versant et schémas des fonctions de modélisation du modèle couplé (MC).

Le modèle MDOR

Le modèle MDOR (Villeneuve et al., 1986) est un modèle discrétisé pour optimisation rapide (MDOR). Ce modèle de simulation des débits d'un bassin versant utilise les avantages de représentativité des modèles discrétisés ou semi-discrétisés tout en évitant les inconvénients de calculs dus à la lourdeur de la structure de transfert de ce type de modèle.

Dans une première étape, le bassin est subdivisé en unités de discrétisation spatiales (parcelles) entre lesquelles le réseau d'écoulement est défini grâce au calcul des pentes et aux renseignements préalablement donnés concernant le type de physiographie de chaque unité (terre, rivière ou lac) (fig. 3). Ensuite, ces éléments servent à calculer la distance à l'exutoire, en temps de parcours, de chaque unité. Le bassin peut ainsi être découpé en zones isochrones. A ce découpage en est superposé un autre, établi selon les zones d'influence des stations météorologiques définies par la méthode des polygones de Thiessen. La superposition de ces deux découpages permet la subdivision du bassin en un nombre limité de zones qui seront ensuite traitées comme des zones homogènes. Dans une deuxième étape, pour chacune des zones d'influence des stations météorologiques et pour chaque type d'unités, on effectue le calcul de la production (simulation). Ensuite, les volumes d'eau sont cumulés à l'exutoire dans les proportions et avec les décalages temporels correspondant au découpage de la première étape.

Le modèle est couplé à un algorithme d'optimisation non linéaire qui permet de fixer les paramètres avec, comme fonction objective, la minimisation des écarts au carré entre les débits simulés et observés.

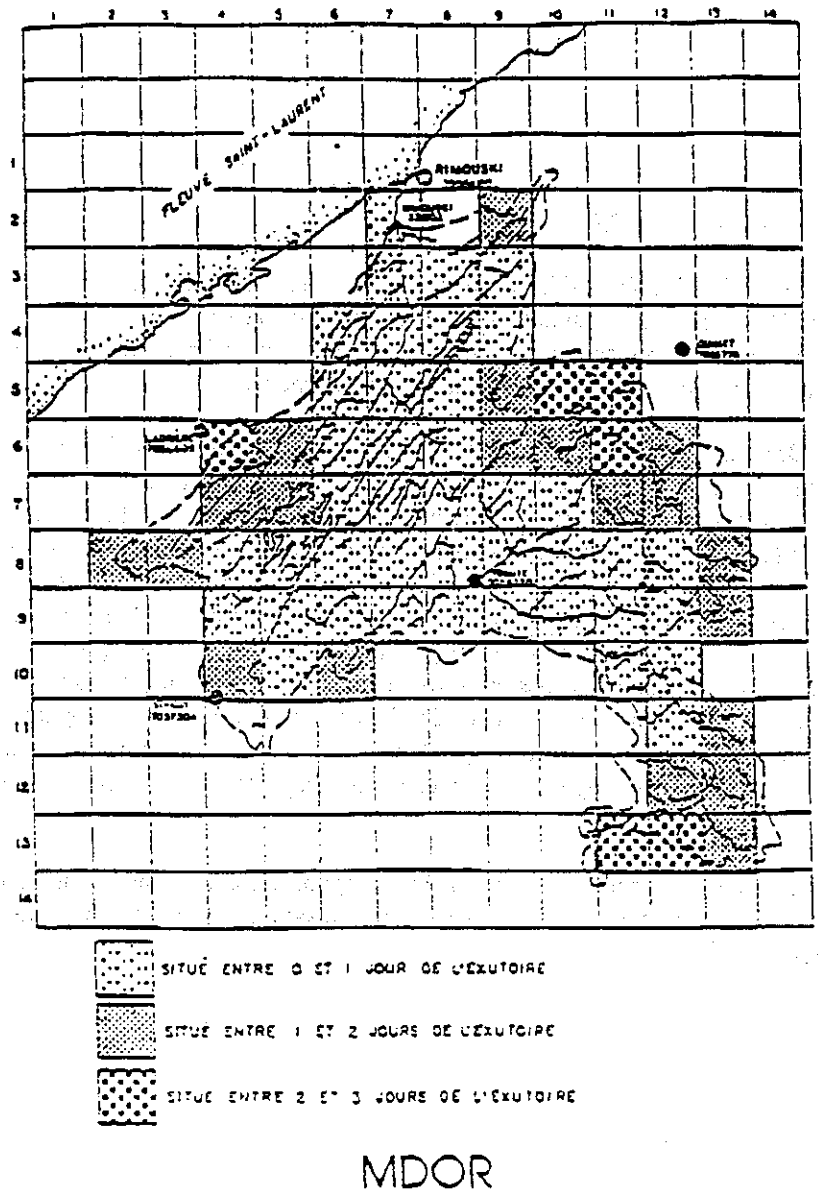


Figure 3: Discrétisation spatiale d'un bassin versant pour le modèle MDOR.

Le modèle HYDROTEL

L'avènement des micro-ordinateurs, de la télédétection et des systèmes d'information géographique ouvrait des possibilités nouvelles en modélisation hydrologique. Un nouveau modèle discrétisé (fig. 4), conçu selon une approche modulaire et capable de bénéficier des données acquises par télédétection et de modèles numériques d'élévation s'est donc ajouté aux modèles précédents. Ce modèle est en pratique composé de logiciels complémentaires (Fortin et al., 1989 et 1990). PHYSITEL permet de remplacer l'ancienne préparation manuelle de la base de données de bassin par une préparation informatisée. HYDROTEL permet de réaliser des simulations hydrologiques en

tenant compte de la variabilité spatiale des caractéristiques des bassins versants par l'intermédiaire d'unités hydrologiques relativement homogènes (UHRH) obtenues par intégration spatiale de mailles carrées plus fines que dans le modèle CEQUEAU. La forme et la superficie des UHRH peuvent varier en fonction des caractéristiques du milieu. De plus, les divers algorithmes retenus permettent une simulation beaucoup plus rapprochée de la physique des phénomènes.

Les résultats obtenus à date sont très bons et ce modèle sert actuellement de base pour de nouveaux développements.

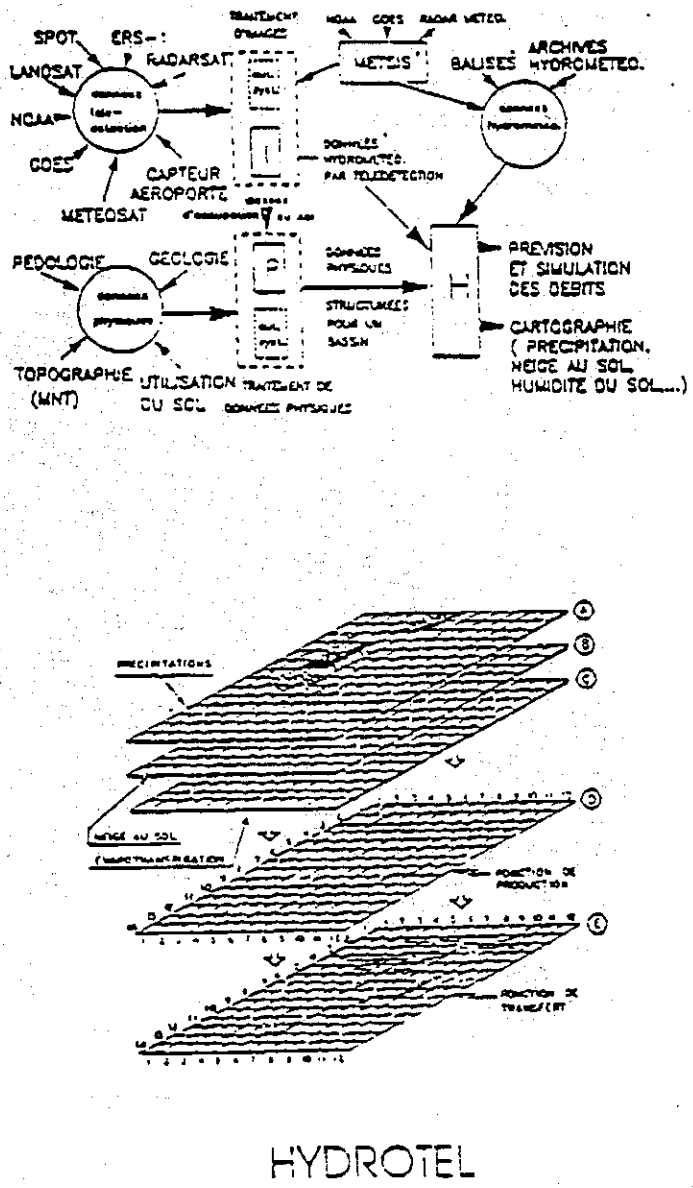
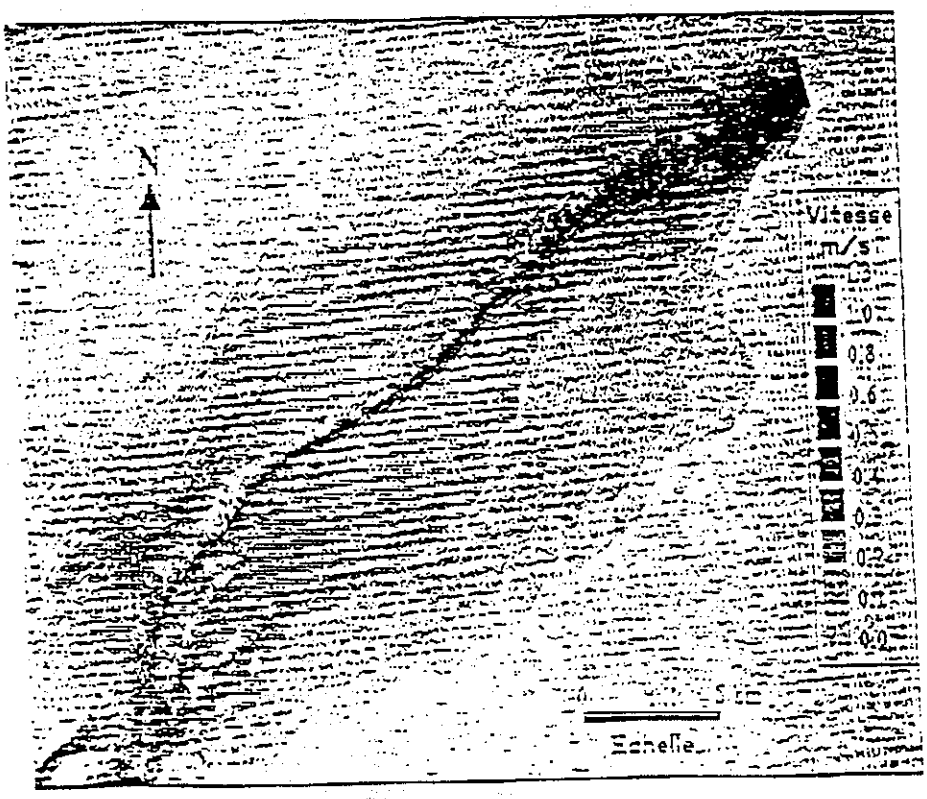


Figure 4: Traitement des données et discrétisation spatiale pour les logiciels IMATEL (télédétection), PHYSITEL (bassin) et HYDROTEL (simulation hydrologique).

Le modèle hydrodynamique HYDREAU

Résumons en quelques phrases les caractéristiques de base du modèle HYDREAU (Leclerc et al., 1992).

Ce modèle mathématique est constitué d'équations de Saint-Venant à deux dimensions. Les variables sont les composantes de la vitesse moyenne (intégrée verticalement) (fig. 5) et le niveau d'eau. La pression est considérée comme hydrostatique (hypothèse des ondes longues). Quant à la méthode de discrétisation utilisée, elle est du type "éléments finis". Les composantes de la vitesse sont interpolées quadratiquement et les dimensions verticales linéairement. La méthode de résolution est celle d'Euler implicite pour l'aspect transitoire et de Newton-Raphson pour les non-linéarités. De plus, le modèle comporte une fonctionnalité couvrant-découvrant permettant de considérer la frontière de l'écoulement comme mobile et inconnue du problème. Il est donc particulièrement approprié pour traiter les problèmes d'estuaires à marée, de même que les analyses de sensibilité au débit dans les rivières et fleuves à régime graduellement varié. Enfin, le modèle prend en compte la présence, le type et l'état des macrophytes comme facteur de résistance à l'écoulement et dispose de fonctionnalités particulières comme le calcul de la fonction courant et des diffusivités.



HYDREAU

Figure 5 Simulation du champ de vitesse sur le lac St-Pierre, en aval de Montréal par le modèle HYDREAU

MODÉLISATION DE VARIABLES PORTANT SUR LA QUALITÉ DE L'EAU

Le modèle CEQUAL

Le modèle hydrologique CEQUEAU permettant de simuler les débits journaliers à n'importe quel point d'un bassin versant, il s'avérait intéressant d'ajouter des sous-modèles de qualité de l'eau à ce modèle hydrologique. L'ensemble des sous-modèles de qualité de l'eau couplé au modèle hydrologique CEQUEAU forme un modèle paramétrique conceptuel appelé CEQUAL (Couillard et al., 1988, Morin et al., 1983 a et b, 1984 et 1985, 1988). Les paramètres introduits sont la température de l'eau, les solides en suspension, l'oxygène dissous (fig. 6), la demande biochimique en oxygène, les solides dissous et l'azote total. La température de l'eau est calculée en période non hivernale, en effectuant un bilan d'énergie pour chaque élément. Le modèle développé pour la simulation des solides dissous est basé essentiellement sur les trois formes d'écoulement à savoir l'écoulement de surface, l'écoulement hypodermique et l'écoulement souterrain tel que fourni par la partie hydrologique du modèle CEQUEAU. Le modèle d'azote total comporte deux fonctions principales, une fonction de production au niveau du bassin et une fonction de transport en rivière. La fonction de production quantifie les différentes sources d'azote alors que la fonction de transport représente le cheminement des charges en rivière. Les sources d'azote considérées sont les précipitations, les dépôts atmosphériques secs, les rejets municipaux et industriels, les fumiers d'animaux et les engrais chimiques. Les charges produites par ces sources s'ajoutent aux charges inhérentes à l'écoulement hypodermique et souterrain. La fonction de production distingue les sources diffuses et les sources ponctuelles. Les charges diffuses accumulées au niveau du sol sont dégradées en fonction de la température et entraînées en rivière s'il y a du ruissellement et transitées vers l'aval à l'aide de la fonction de transport.

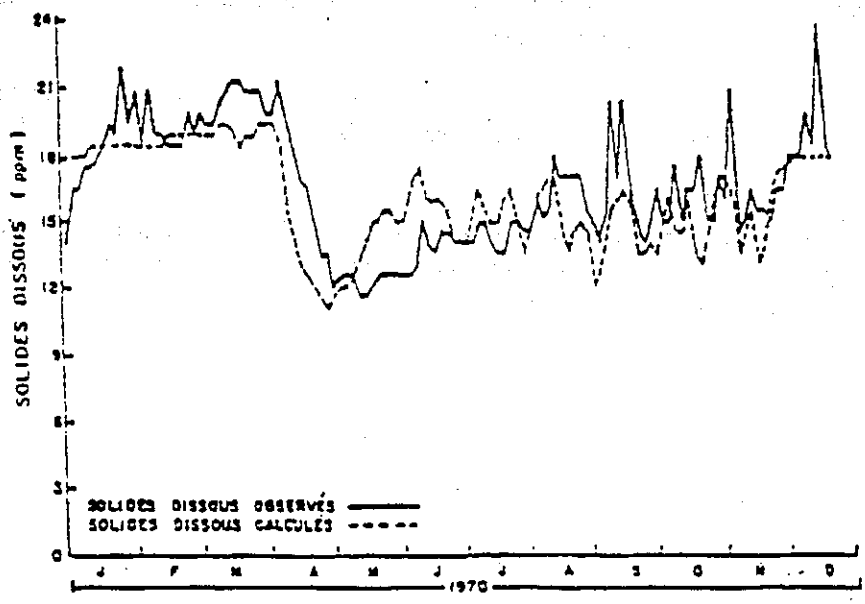


Figure 6: Concentrations en solides dissous à Chute Panet sur la rivière Sainte-Anne, simulées par le modèle CEQUAL.

Le modèle QUAL2E

Dans le contexte d'intervention en rivière, les aspects relatifs à la pollution organique ont donné lieu à l'élaboration de modèles de qualité de l'eau qui simulent les conditions d'oxygène dissous résultant de l'introduction de charges organiques en rivière. Ces modèles basés sur la description des relations de cause à effet représentent des outils de gestion intéressants.

Une analyse comparative des caractéristiques de transférabilité des principaux modèles déterministes existants a mené à la sélection du modèle de simulation de la qualité de l'eau nommé QUAL2E (Brown et al. (1985); Brown (1986); et Brown et al. (1987)), ce dernier correspondant très bien à la conception de la modélisation de la qualité de l'eau en rivière qu'avait une équipe de l'INRS-Eau. Ce modèle représente mathématiquement les effets des principaux processus bio-physico-chimiques pouvant influencer le contenu en oxygène dissous d'une rivière. Ce sont la demande biochimique en oxygène (DBO), la nitrification, la photosynthèse, la réaération atmosphérique et enfin la demande benthique.

Le principe de discrétisation employé (fig. 7) permet de représenter un réseau hydrographique complexe avec ses tributaires et ses sources de rejet ponctuel ou diffus. Comme dans la plupart des cas d'application de modèles d'oxygène dissous en rivière, QUAL2E assume une variation spatiale des concentrations dans l'axe longitudinal seulement pour des conditions d'écoulement en régime permanent-varié et des réactions bio-physico-chimiques à l'équilibre (Boudreault, 1986). Compte tenu des conditions réelles de mélange en milieu naturel, l'hypothèse simplificatrice de "mélange complet instantané" confère au modèle certaines limites d'application associées à l'étendue des zones de mélange.

Bien que reflétant un niveau élevé d'empirisme, les représentations mathématiques des processus bio-physico-chimiques simulés par QUAL2E correspondent à l'état actuel des connaissances.

La grande versatilité du modèle QUAL2E en fait un outil puissant de rationalisation à des fins cognitives ou de gestion à condition de toujours s'assurer du respect des hypothèses de base du modèle et de sa conformité au système réel.

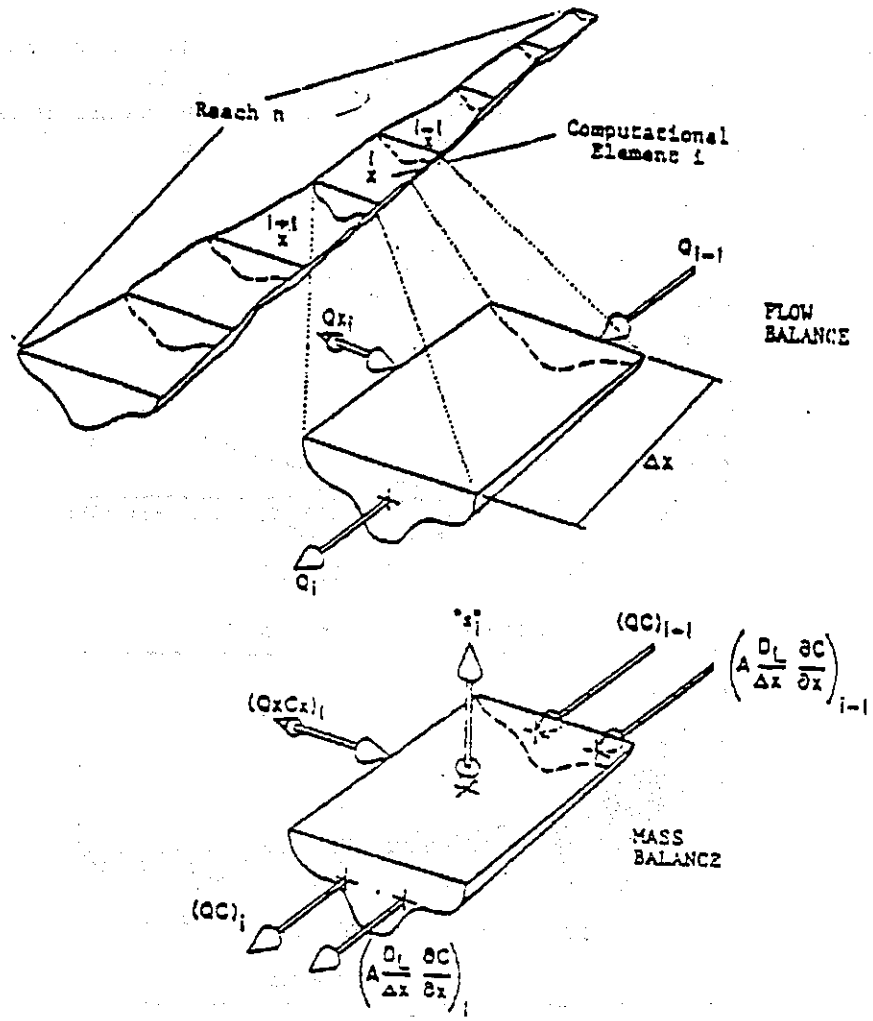


Figure 7: Subdivision du réseau hydrographique en biefs et schéma des bilans d'écoulement et de masse pour le modèle QUAL2E.

Le modèle VULPEST

L'évaluation quantitative de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination par les pesticides est la meilleure façon de se prévenir contre la pollution par les sources diffuses et ainsi de protéger la qualité des eaux souterraines.

Le modèle VULPEST (Banton et al., 1989 a et b; Martel et al., 1989; Villeneuve et al., 1988 et 1990) est un outil de gestion particulièrement bien adapté à ce type d'évaluation. Théoriquement, il est basé sur l'équation unidimensionnelle régissant le transport d'un soluté dans un tube. Il prend en compte le processus d'adsorption par une équation d'équilibre réversible instantanée et il assume que la dégradation du pesticide peut être représentée par une pseudo-réaction cinétique du premier ordre. La variabilité spatiale et temporelle des paramètres de transport du contaminant

sont pris en compte par une approche de type Monte-Carlo. Cette approche consiste à effectuer un nombre type de simulation utilisant un ensemble de paramètres tirés au hasard à partir de distributions de ces paramètres. Les résultats du modèle fournissent des masses cumulatives, des histogrammes de concentration et une courbe de fuite stochastique (fig. 8).

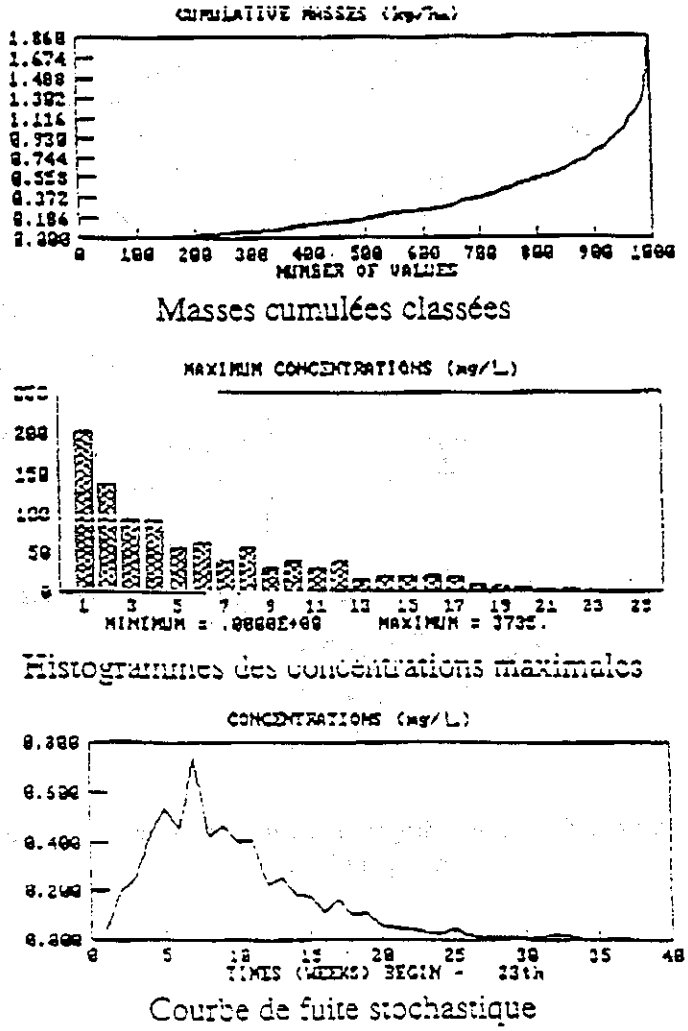


Figure 8: Informations fournies par le modèle VULPEST.

Le modèle PANACHE

PANACHE est un logiciel créé spécifiquement afin de représenter le transport et la dispersion des contaminants à partir d'effluents industriels ou urbains (fig. 9).

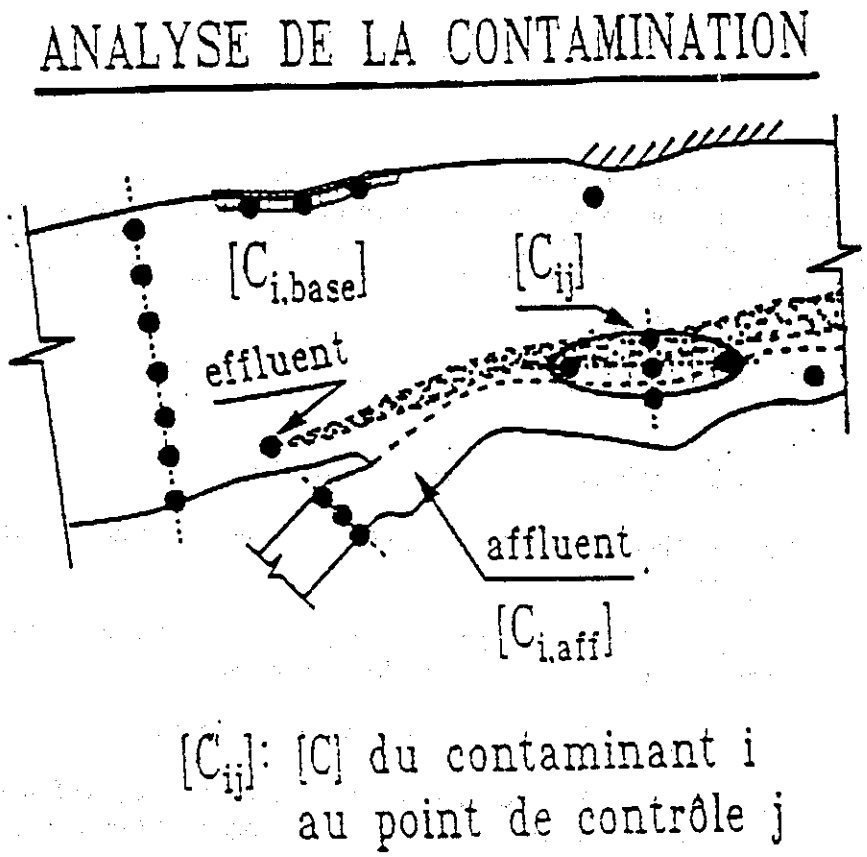


Figure 9: Schéma représentant la dispersion des contaminants par le modèle PANACHE.

Les résultats produits par le modèle hydrodynamique bidimensionnel horizontal HYDREAU (vitesses, profondeurs, diffusivités) sont requis pour appliquer un modèle de propagation d'un soluté en milieu fluvial. Ce modèle est la pierre angulaire du logiciel PANACHE. L'hypothèse d'un milieu bien mélangé dans la verticale qui sous-tend le modèle retenu est vérifiée dans la plupart des milieux non-stratifiés à écoulement gravitationnel où les dimensions horizontales prédominent nettement sur la profondeur.

Ce modèle accorde une importance primordiale à l'établissement de la valeur des paramètres de diffusion. Ceux-ci sont formulés à l'aide du concept de "longueur de mélange" en fonction d'une part de l'intensité de la turbulence produite localement par la rugosité du lit, et des contraintes turbulentes produites par les variations du champ de vitesses dans le plan horizontal, d'autre part.

Connue également sous le nom de méthode de "déplacement aléatoire de particules de référence", la méthode de résolution de l'équation de propagation d'un soluté considère la dispersion dans un milieu continu un phénomène aléatoire. Avec cette méthode, les calculs doivent être optimisés à tous les niveaux et elle est tributaire d'une bonne stratégie d'ensemble. Plusieurs principes ont inspiré le choix des algorithmiques:

Une discrétisation mixte pour porter l'information hydrodynamique et repérer les particules;

Une grille mobile pour le déplacement convectif des particules;

Une simulation découpée en tronçons (convolutions) pour éviter la répétition inutile de calculs:

Un pré-calcul de concentration en valeur unitaire définissant le pouvoir de dilution du milieu récepteur sans égard aux charges rejetées;

Un lissage diffusif contrôlé des résultats de concentration.

L'implantation de la méthode de la marche au hasard dans le logiciel PANACHE a été vérifiée de différentes façons pour être considérée comme représentative d'un processus de convection-diffusion.

UNE SUITE LOGIQUE, LE PROJET GIBSI

L'objectif principal du projet GIBSI est de développer un ensemble d'outils (figure 10) propres à supporter les tâches des gestionnaires de la ressource eau dans le cadre des objectifs identifiés ci-haut.

L'ensemble des systèmes, constituant le système informatisé de gestion intégrée, ont été établis sur la base de la compréhension et de l'interprétation qui se fait à l'INRS-Eau des besoins actuels et futurs du MENVIQ. Il va de soi que cette analyse doit être poussée plus à fond avant d'entreprendre la réalisation de ces outils et qu'elle doit nous servir à préciser leur nature et leur utilité propre. Dans cette optique, il a été prévu dans le cadre du projet, une phase d'analyse des besoins qui permettra d'atteindre ce premier objectif du projet qui est la caractérisation des besoins actuels et futurs du MENVIQ. Cependant, la poursuite du projet et son contenu final seront conditionnels à une décision positive consécutive à l'analyse des besoins.

Sur la base de l'évaluation actuelle, les outils que l'on croît devoir développer dans le projet sont:

- des systèmes de simulations hydrologique et hydro-bio-chimique qui permettront de représenter l'origine, le transport, l'évolution et la dispersion des contaminants introduits dans le réseau hydrographique, d'abord de manière globale, et ensuite de manière plus détaillée si les données sont disponibles (fig. 11 et 12);

- un système de simulation hydrodynamique (fig. 13) capable de représenter la dispersion locale d'un effluent spécifique réputé être en conflit avec des usages relativement voisins;

- un système de simulation socio-économétrique (fig. 14) permettant d'apprécier les impacts socio-économiques et budgétaires des actions d'assainissement, et qui pourra être le soutien d'un éventuel programme de redevances;

- un système de gestion de base de données qui servira à l'archivage, au traitement et à la présentation des données sous forme graphique. Le SGBD servira de support d'entrées-sorties pour les simulateurs: l'information et les données seront structurées sur la base de leur référence géographique et un système de géo-référenciation de l'information (SIG) sera réalisé pour fins d'utilisation par tous les simulateurs;

- un système de pilotage permettant d'accéder de manière conviviale aux divers systèmes présentés ci-haut;

- un document sur les besoins futurs en données et en modèles dont les développements permettront une estimation plus précise des paramètres de qualité et une simulation à des échelles temporelles et spatiales plus fines.

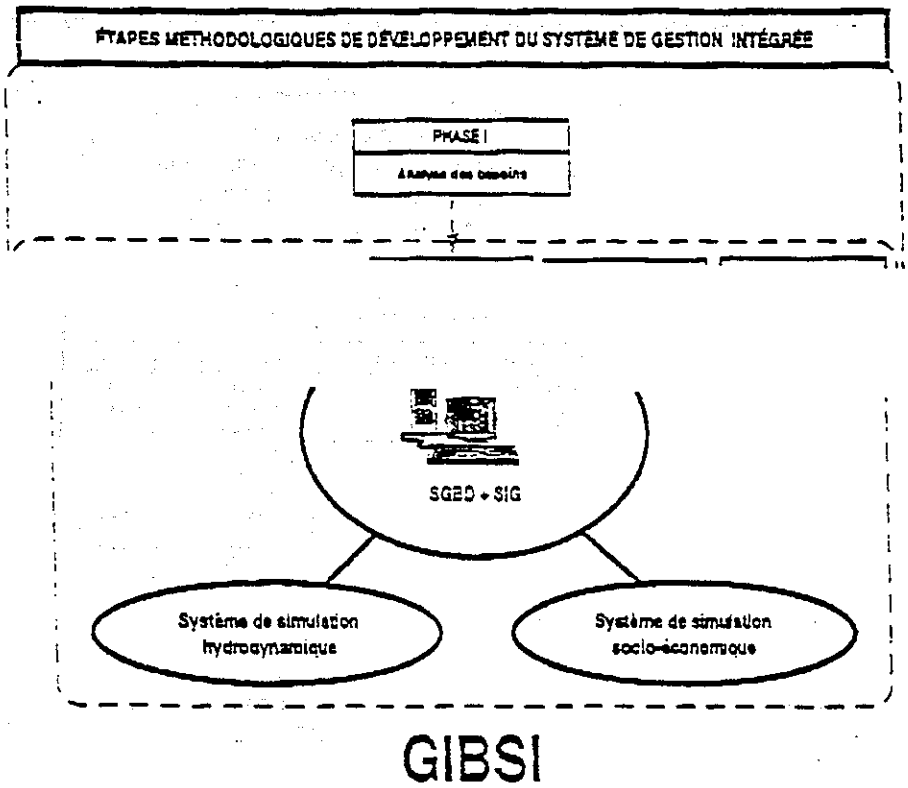


Figure 10: Le système GIBSI de gestion intégrée de la ressource eau par bassin versant.

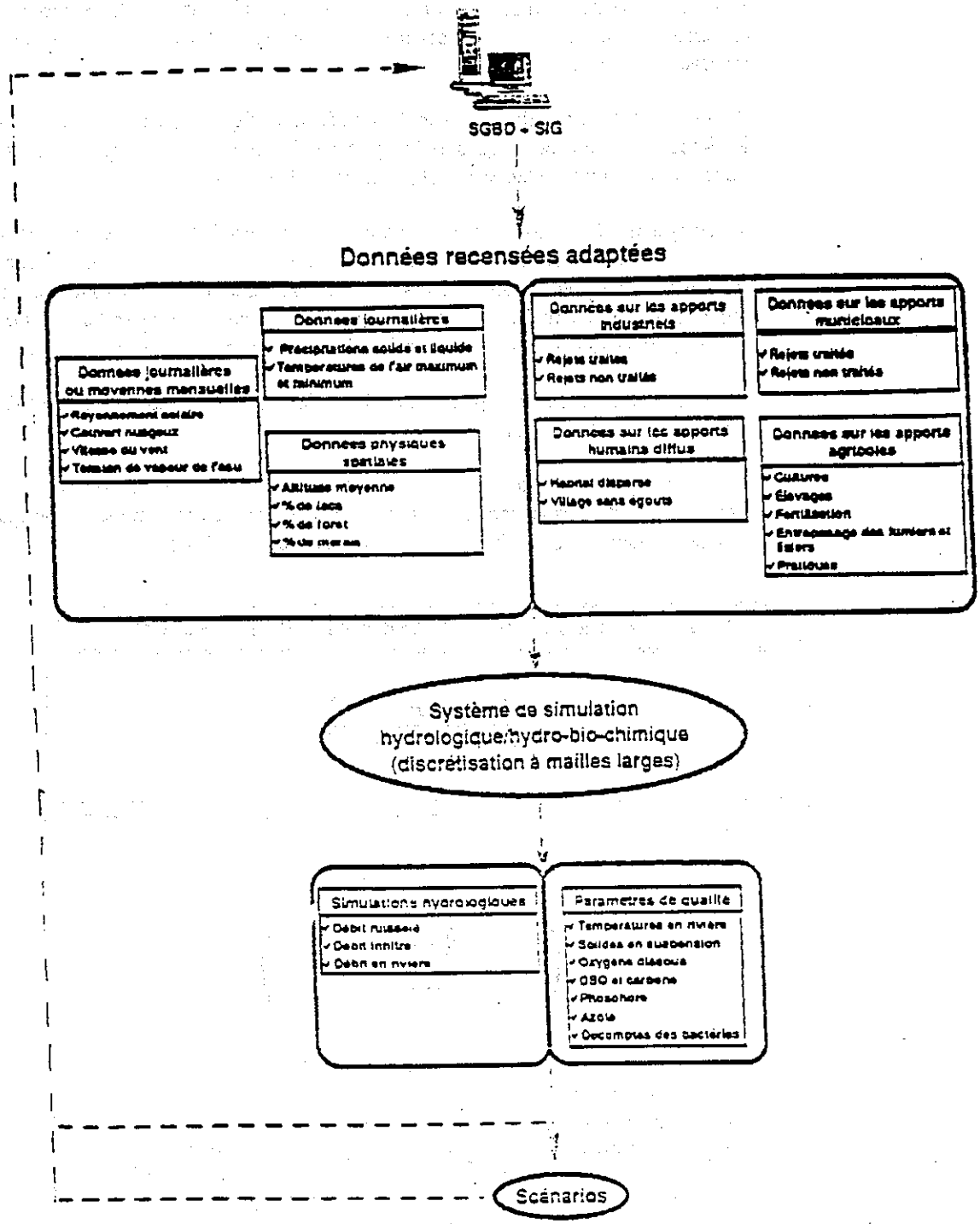


Figure 11: Système de simulation hydrologique/hydro-bio-chimique (discrétisation à mailles larges).

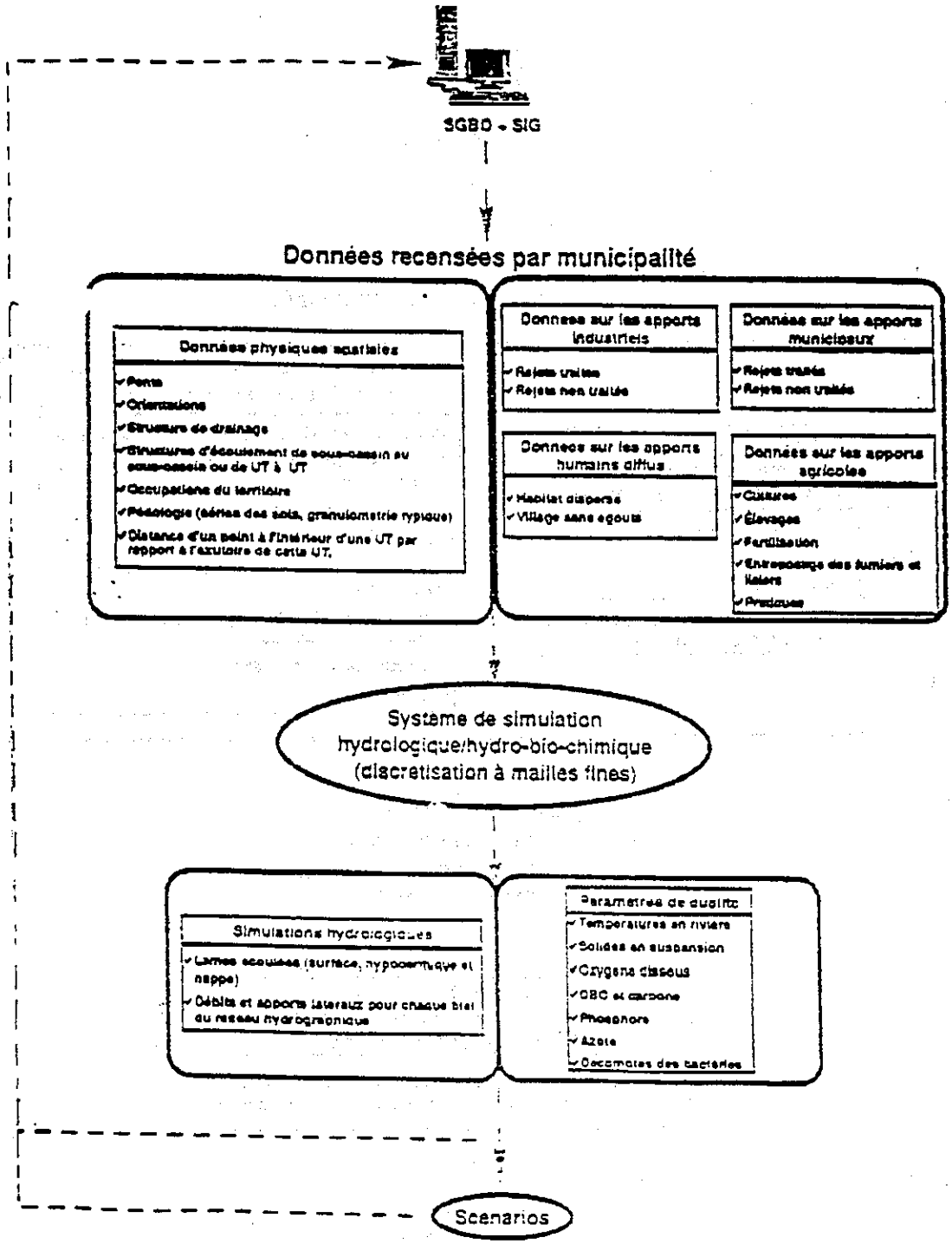


Figure 12: Système de simulation hydrologique/hydro-bio-chimique (discrétisation à mailles fines)

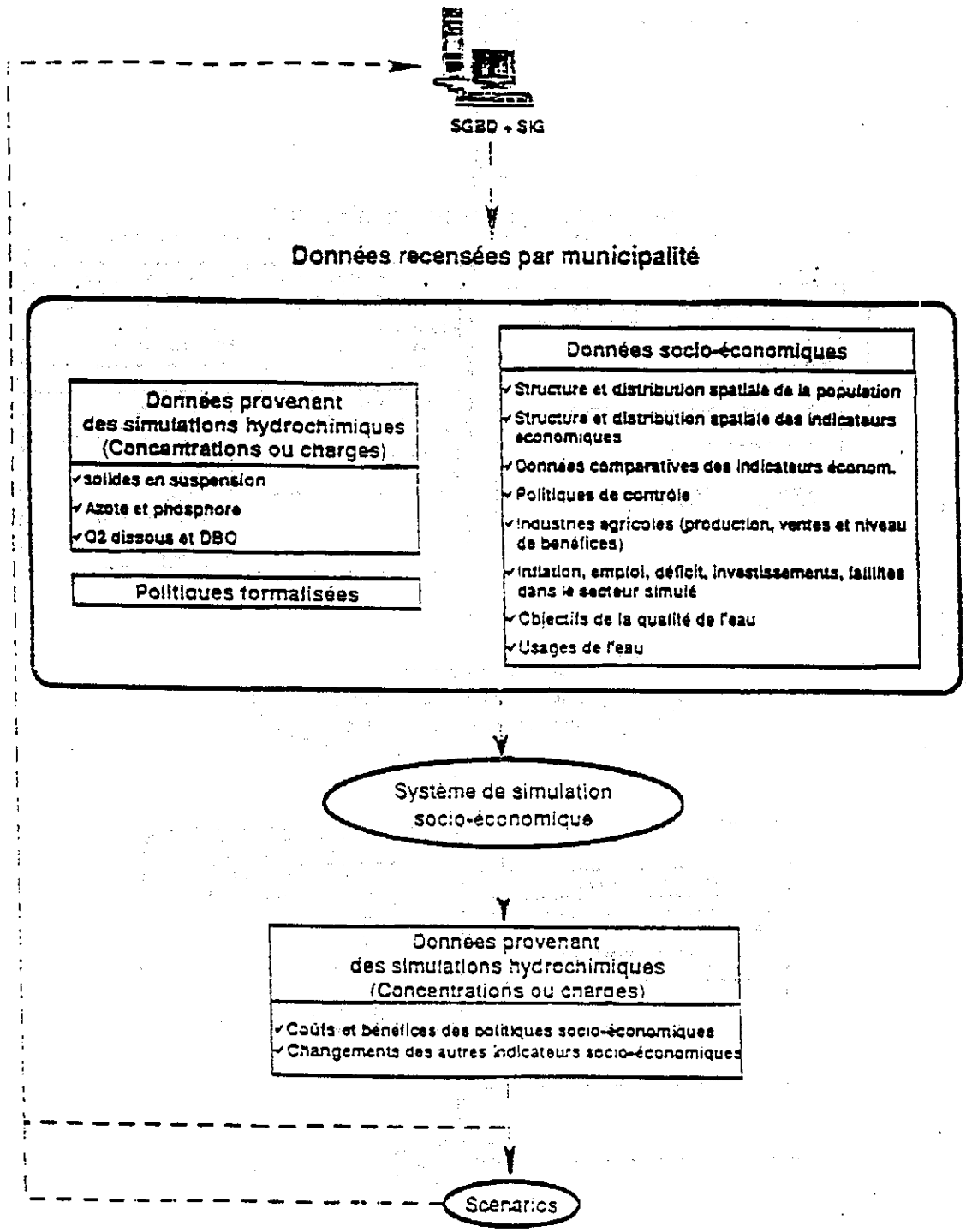


Figure 13: Système de simulation hydrodynamique.

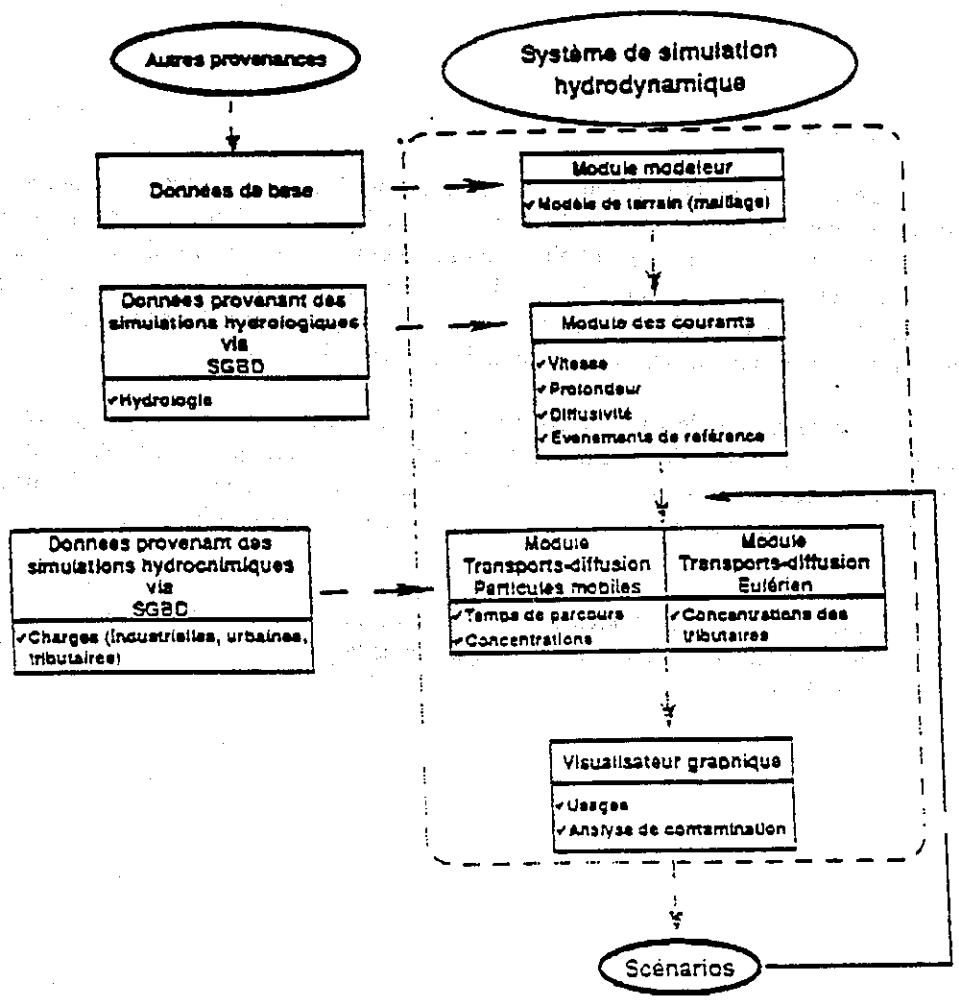


Figure 14: Système de simulation socio-économmique.

CONCLUSION

L'expérience de l'INRS-Eau au cours des vingt dernières années en ce qui a trait à la modélisation de l'eau, tant en ce qui regarde la quantité que la qualité, c'est toujours inscrite en amont des grandes tendances internationales. L'INRS-Eau se présente comme le pionnier de la discrétisation spatiale particulièrement en ce qui a trait à la modélisation hydrologique. Cette démarche s'est effectuée dans le cadre d'une collaboration fructueuse franco-québécoise et a conduit, par exemple, à la réalisation du modèle couplé qui est un produit du CIG et de l'INRS-Eau.

Comme on a pu le voir la modélisation hydrologique effectuée dans un premier temps a toujours conduit, dans un deuxième temps, à l'intégration de modèles permettant d'évaluer la qualité de l'eau. On a pu constater aussi au cours des différents développements que plus la modélisation hydrologique s'affine plus les algorithmes de qualité qui sont utilisés ultérieurement le deviennent aussi.

Enfin, l'aboutissement logique de toutes ses démarches de modélisation trouvent leur justification dans leur utilisation intégrée pour la gestion de la qualité des eaux d'un bassin, ce qui fait l'objet du projet GIBSI.

RÉFÉRENCES

BANTON, O.; LAFRANCE, P. and J.-P. VILLENEUVE (1989). *Coupling VULPEST with a (saturated zone) solute transport model to delineate wellhead protection areas in agricultural zones. in: National Hydrology Research Institute Symposium - Ground water Contamination;* 1989; Saskatoon.

BANTON, O.; LAFRANCE, P. et J.-P. VILLENEUVE (1989). *Evaluation de la Vulnérabilité des Eaux Souterraines à la Contamination par les Pesticides. Une Apllication du Logiciel VULPEST dans la Région de Portneuf (Québec, Canada).* Water Pollution Research Journal of Canada. 1989; 24(1): 163-177.

BOUDREAULT, P. (1986). *Utilité des modèles mathématiques de qualité en rivière: Cas d'application du modèle d'oxygène dissous QUAL-2 à la rivière Yamaska-Nord [Thèse de maîtrise].* Québec: INRS-Eau, Université du Québec; 1986. 94 p.

BROWN, C.L. and T.O. Jr. BARNWELL (1986). *Computer program documentation for the enhanced stream quality model QUAL2E.* Environmental Research Laboratory Office or Research and Development. U.S. Environmental protection Agency, Athens, Georgia, 181 p.

BROWN, C.L. (1986). Uncertainty analysis using QUAL2E. *Environmental Research Laboratory Office or Research and Development.* U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, 16 p.

BROWN, C.L. and T.O. Jr. BARNWELL (1987). *The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS documentation and user manual.* Environmental Research Laboratory Office or Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, 189 p.

CHARBONNEAU, R.; FORTIN, J.-P. and G. MORIN (1977). *The Cequeau Model: Description and Examples of Its Use in Problems Related to Water Resource Management.* Hydrological Sciences Bulletin. 1977; 22(1): 193-202.

COUILLARD, D.; CLUIS, D. and G. MORIN (1988). *Extension of the Grid- Based Hydrological Model CEQUEAU to Suspended Sediment Movement Through Drainage Basins.* Water Research. 1988; 22(8): 991-999.

DESCHESNES, J.; VILLENEUVE, J.-P.; LEDOUX, E. and G. GIRARD (1985). *Modelling the Hydrologic Cylcle: The MC Model. Part II - Modelling Applications. Nordic Hydrology.* 1985; 16(5): 273-290.

DESCHESNES, J.; VILLENEUVE, J.-P.; LEDOUX, E. and G. GIRARD (1985). *Modelling the Hydrologic Cylcle: The MC Model. Part I - Principles and Descriptions.* Nordic Hydrology. 1985; 16(5): 257- 272.

FORTIN, J.-P.; VILLENEUVE, J.-P. and C. BOCQUILLON (1990). HYDROTEL, PHYSITEL and IMATEL: *an integrated application of remote sensing and GIS to hydrological modeling, on microcomputer.* International Symposium on remote Sensing and Water Resources; 1990; Enschede, The Netherlands: 793-803.

FORTIN, J.-P.; VILLENEUVE, J.-P.; BENOIT, J.; BLANCHETTE, C.; MONTMINY, M. and H. PROULX (1990). *HYDROTEL 2.0: User's Guide.* Québec: INRS-Eau, Université du Québec; 1990. 151p. (Rapport Scientifique; v. 286).

Gestion Intégrée de l'Eau des Bassins Versants à l'aide d'un Système Informatisé (GIBSI) [Proposition au FRDTE]. Québec: INRS- Eau, Université du Québec; 1992.
GIRARD, G.; LEDOUX, E. et J.-P. VILLENEUVE (1981). *Le modèle couplé. Simulation conjointe des écoulements souterrains sur un système hydrologique.* Cahiers O.R.S.T.O.M., Série Hydrologie. 1981; XVIII(4): 191-280.

LECLERC, M.; BOUDREAU, P.; CLEARY, L. et I. GOULET (1992). *Guide d'utilisation du modèle HYDREAU (tronçon Tracy-lac Saint-Pierre), fleuve Saint-Laurent*. Québec: INRS-Eau, Université du Québec; 1992. 22p. (Rapport Interne; 126).

LECLERC, M.; BOUDREAU, P.; MONTMINY, M.; MARTIN, G.; BENOIT, J. et J. LAREAU (1992). *Logiciel PANACHE: manuel de l'utilisateur.* Rapport 3. Québec: INRS-Eau, Université du Québec; 1992. (Rapport Scientifique; 321).

LECLERC, M.; MONTMINY, M.; MARTIN, G.; BENOIT, J.; BOUDREAU, P. et L. CLEARY (1992). *Développement et validation analytique d'un modèle lagrangien de simulation des panaches d'effluents et de tributaires.* Rapport 2. Québec: INRS-Eau, Université du Québec; 1992. (Rapport Scientifique; 320).

MARTEL, R.; BANTON, O.; LAFRANCE, P. et J.-P. VILLENEUVE (1989). *Applications du modèle VULPEST sur deux sites agricoles du Québec équipés de lysimètres.* in: National Hydrology Research Institute Symposium - Ground water Contamination; 1989; Saskatoon.

MONTMINY, M.; LECLERC, M.; MARTIN, G. and P. BOUDREAU (1992). PANACHE: *a new Eularian-Lagrangian integrated software on OS2/pm to simulate industrial and urban contaminants in steady-state river flows* [soumis pour publication, juillet 1992]. Hydrosoft.

MONTMINY, M.; LECLERC, M. and G. MARTIN (1992). *PANACHE: an interactive software simulate steady-state two-dimensional transport of solutes in rivers.* in: Engineering Software, HYDROSOFT 92 - Proceedings; 1992; Universidad Politecnica, Valence, Spain.

MORIN, G.; FORTIN, J.-P. et R. CHARBONNEAU (1975). *Utilisation du modèle hydrophysiographique CEQUEAU pour l'exploitation des réservoirs artificiels. International Symposium and Workshops on the Application of Mathematical Models in Hydrology and Water Resources Systems,* 8-13 September 1975; Bratislava. :

IAHS; 115: 176-184.

MORIN, G.; CLUIS, D.; COUILLARD, D.; JONES, H.G. et J.M. GAUTHIER (1983). *Modélisation de la température de l'eau à l'aide du modèle quantité-qualité CEQUEAU.* Québec: INRS-Eau, Université du Québec; 1983. (Rapport Scientifique; v. 153).

MORIN, G.; CLUIS, D.; COUILLARD, D.; JONES, H.G. et J.M. GAUTHIER (1984). *Modélisation des solides dissous à l'aide du modèle quantité-qualité CEQUEAU.* Québec: INRS-Eau, Université du Québec; 1984. (Rapport Scientifique; v. 160).

MORIN, G.; CLUIS, D.; COUILLARD, D.; JONES, H.G. et J.M. GAUTHIER (1985). Modélisation de l'azote total à l'aide du modèle quantité- qualité CEQUEAU. Québec: INRS-Eau, Université du Québec; 1985. (Rapport Scientifique; v. 180).

MORIN, G.; COUILLARD, D.; CLUIS, D.; JONES, H.G. et J. DUPONT (1983). *Modélisation des solides en suspension à l'aide du modèle quantité-qualité CEQUEAU.* Québec: INRS-Eau, Université du Québec; 1983. (Rapport Scientifique; v. 154).

MORIN, G.; FORTIN, J.-P.; LARDEAU, J.-P.; SOCHANSKA, W. et S. PAQUETTE (1981). *Modèle CEQUEAU: manuel d'utilisation.* Québec: INRS- Eau, Université du Québec; 1981. (Rapport Scientifique; v. 93).

MORIN, G.; CLUIS, D.; COUILLARD, D.; JONES, H.G. et J.M. GAUTHIER (1988). *Modélisation de l'azote total en rivière à l'aide du modèle quantité-qualité CEQUEAU.* Canadian Journal of Civil Engineering. 1988; 15(3): 315-322.

VILLENEUVE, J.-P.; BANTON, O. et P. LAFRANCE (1988). *VULPEST, un nouvel outil d'évaluation de la vulnérabilité des eaux sourterraines à la contamination par les pesticides.* in: Comptes rendus du 3e colloque sur les substances toxiques; 1988; APCA, CSST, Gouvernement du Québec, Montréal.

VILLENEUVE, J.-P.; HOULE, S. and D. ISABEL (1986). *Distributed Hydrological Model Adapted to the Automatic Calibration of Parameters.* Journal of Hydrology . 1986; 87(1/2): 1-8.

VILLENEUVE, J.-P.; BANTON, O. and P. LAFRANCE (1990). *Probabilistic Approach for the Groundwater Vulnerability to Contamination by Pesticides: The VULPEST Model.* Ecological Modelling . 1990; 51(1/ 2): 47-58.

PEGASE : UN MODELE DE PLANIFICATION ET DE GESTION DE L'ASSAINISSEMENT DES EAUX

Jean-Pierre VANDERBORGHT, Université Libre de Bruxelles
Joseph SMITZ et Etienne EVERBECQ, Université de Liège
Jean-Pierre DESCY, Facultés Universitaires N.-D. de la Paix, Namur

Résumé

Le modèle PEGASE a été développé à la demande de la Région Wallonne, afin d'orienter ses choix en matière de gestion des eaux de surface par la prise en compte explicite des relations existant entre débits, rejets, et niveaux de qualité.

L'objectif de PEGASE n'est pas d'obtenir une description fine des évolutions temporelles à court terme, mais bien de fournir une image globale de la qualité des eaux pour l'ensemble du territoire wallon, dans des conditions de débit caractéristiques: étiage, débit moyen, régime de crue établi. D'une manière générale, le modèle PEGASE doit permettre de comparer des scénarios alternatifs afin de dégager des politiques optimales tant sur le plan technique que sur le plan économique.

INTRODUCTION

L'application des législations régionale, nationale et européenne en matière de protection et de gestion des eaux de surface impose de nouvelles tâches à la Région Wallonne: définition d'objectifs de qualité pour les cours d'eau, établissement de programmes d'investissement en matière d'assainissement et d'épuration, délivrance d'autorisations de rejet pour les eaux usées industrielles, identification d'actions préventives au niveau de l'ensemble du bassin, mise en place de réseaux de mesure pour la surveillance de la qualité des eaux.

Pour réaliser efficacement ces tâches, l'administration régionale wallonne a souhaité s'équiper d'un outil lui permettant (1°) d'acquérir une vision globale de la qualité des eaux à l'échelle de la région, (2°) d'orienter ses choix en matière de gestion par la prise en compte explicite des relations existant entre rejets, débits et niveaux de qualité des eaux de surface.

C'est pour répondre à cette demande que le programme PEGASE (Planification et Gestion de l'Assainissement des Eaux) a été entrepris, deux actions y étant menées en parallèle. La première vise à obtenir une appréciation générale de la qualité des eaux de surface, tenant compte des aspects physico-chimiques et piscicoles, sur la base d'un inventaire détaillé des données disponibles. Cette action a abouti à la mise au point d'un indice de qualité générale de l'eau, cumulant différents paramètres de qualité pour parvenir à une cotation synthétique des niveaux d'altération.

Le deuxième volet du programme concerne le développement d'un outil de calcul permettant de modeliser la qualité des eaux de surface, les objectifs visés étant :

- d'évaluer l'effet d'une réduction des émissions polluantes, à la source ou

par épuration;

- de déterminer les actions nécessaires pour atteindre un objectif de qualité donné (localisation des stations d'épuration, type et efficacité des traitements à mettre en oeuvre, ...), tout en utilisant au mieux le pouvoir auto-épurateur des cours d'eau;
- de prévoir l'évolution de l'eutrophisation en fonction d'actions ponctuelles ou globales;
- de positionner de manière optimale les points de mesure d'un réseau de surveillance.

D'une manière générale, le modèle PEGASE doit permettre de comparer des scénarios alternatifs afin de dégager des politiques optimales tant sur le plan technique que sur le plan économique.

Le principe général de PEGASE a été de développer d'emblée une approche globale à l'échelle de la Région Wallonne, tout en respectant les deux contraintes suivantes: (1°) utiliser l'ensemble des données quantitatives et qualitatives disponibles, sans recourir à de nouvelles mesures de terrain; (2°) utiliser l'ensemble des connaissances disponibles pour représenter le fonctionnement de l'écosystème aquatique, sans entreprendre de nouvelles études.

On trouvera ci-après une description synthétique de la méthodologie utilisée pour le développement du modèle PEGASE, ainsi que quelques uns des résultats obtenus au terme de deux années d'études.

LES DONNEES DE BASE DU MODELE PEGASE

Caractérisation du réseau hydrographique

Une des premières tâches de PEGASE a été d'obtenir une représentation fonctionnelle du système constitué par les bassins hydrographiques et les cours d'eau sur l'ensemble du territoire de la Région, soit une superficie totale d'environ 18.000 km^2. A cette fin, les éléments constitutifs du système ont été classés selon leur nature géométrique: éléments de type "point" (points de rejet, points de prélèvement, points d'échantillonnage ou de mesure, ...); éléments de type "ligne" (cours d'une rivière, lignes de pente, limites administratives, ...); éléments de type "surface" (surfaces de bassins hydrographiques, surfaces affectées à l'utilisation agricole, surfaces urbanisées, ...). Cette première caractérisation a été complétée par d'autres informations, du type "structure" ou "relation". En particulier, le réseau hydrographique est défini par une structure arborescente.

Positionnement et cartes de base

Une méthode unique et systématique de repérage et de positionnement, basée sur l'utilisation des coordonnées Lambert, a été utilisée. L'emploi de ce système de coordonnées, couramment utilisé par l'IGN et par l'administration régionale, permet à n'importe quel utilisateur de localiser aisément les éléments géométriques. De plus, le système Lambert est également utilisé pour les positionnements dans la banque de données de l'ORI (Office Régionale d'Informatique).

Les cartes de base utilisées dans le projet PEGASE sont les cartes IGN au 1/25.000. Un assemblage de 143 cartes IGN permet de couvrir l'ensemble du territoire de la Région

Wallonne.

Liste des cours d'eau

La liste complète des cours d'eau parcourant le territoire de la Région Wallonne, liste établie par l'ORI, fait état de plus de 12000 cours d'eau. En fonction des objectifs initiaux de PEGASE, il était évidemment peu réaliste - et de plus tout à fait inutile - de vouloir traiter d'emblée l'ensemble des cours d'eau répertoriés. Dans un premier temps, 178 cours d'eau ont été sélectionnés et décrits explicitement. A ce niveau de résolution, les plus petits bassins versants représentés couvrent des superficies inférieures à 50 km^2. Il faut toutefois noter qu'il n'y a pas d'obstacles conceptuels à accroître le nombre de cours d'eau explicitement pris en compte, les programmes de calcul étant conçus et organisés pour fonctionner à partir d'une structure hydrographique arborescente reprenant un nombre quelconque de branches.

Trajet des cours d'eau

Les trajets des cours d'eau sont représentés, dans une forme discrétisée, par une suite ordonnée de points; cette discrétisation est faite par pas variables, les pas étant suffisamment petits pour que l'interpolation linéaire entre deux points puisse être considérée comme une bonne approximation du parcours moyen suivi par l'eau.

Pour 102 rivières de la région parmi les plus importantes, une digitalisation du trajet a été réalisée par l'ORI, le pas de discrétisation étant d'environ 60 m. Ce fichier a été complété par une digitalisation d'autres cours d'eau, de manière à obtenir la représentation des trajets des 178 cours d'eau sélectionnés. Le tracé de l'ensemble des rivières traitées dans PEGASE est représenté à la figure 1.

Ces données numériques permettent de calculer la longueur de chaque rivière, de son point origine jusqu'à sa confluence, et de positionner des points de référence en fonction de leur distance au point origine.

Altitude des cours d'eau

La pente des rivières est un des paramètres conditionnant les variables hydrodynamiques de l'écoulement, et il est donc nécessaire d'inclure dans le modèle une représentation altimétrique. A cette fin, des points caractéristiques du cours des rivières ont été repérés, ainsi que leur altitude, de manière à pouvoir reproduire les différentes pentes caractéristiques des tronçons. Entre les points caractéristiques choisis, l'altitude du cours d'eau est calculée par interpolation linéaire en fonction de la coordonnée longitudinale. Le cas des altitudes des plans d'eau créés par les barrages-écluses sur les rivières navigables a été traité séparément.

Détermination des bassins hydrographiques

Une méthode de calcul automatique des bassins hydrographiques, par calcul des chemins de plus grande pente, a été mise au point pour PEGASE. Les données de base utilisées pour ce calcul sont la matrice des valeurs digitalisées des altitudes du sol et les tracés digitalisés des cours d'eau.

Compte tenu de la résolution spatiale nécessaire, une digitalisation simplifiée de l'altitude du territoire de la Région Wallonne par maille de 1 km x 1 km a été réalisée. Cette

solution a été jugée préférable à la manipulation d'un modèle numérique de terrain, qui aurait entraîné le traitement d'une quantité très élevée de valeurs numériques.

A partir de ces calculs, trois types d'informations ont été obtenues: (1°) la délimination des bassins hydrographiques des rivières prises en considération: les bassins hydrographiques propres (c'est-à-dire sans compter les bassins versants des affluents explicitement décrits) et les bassins hydrographiques totaux ont chacun été déterminés; (2°) la surface des bassins hydrographiques, ainsi que l'évolution de cette surface en fonction de la distance à la source; (3°) la relation "point d'émission/point d'impact": pour tout point d'émission identifié par ses coordonnées Lambert, une routine de calcul permet l'identification automatique de la rivière "réceptrice" et la détermination de la coordonnée curviligne du point d'impact sur cette rivière.

Cette approche permet d'éviter une description détaillée des réseaux d'égouts locaux (en particulier pour l'habitat dispersé non raccordé à une station d'épuration) et facilite le calcul des charges liées aux rejets diffus (cf infra).

Il faut noter que la comparaison entre les surfaces des bassins hydrographiques calculées par cette méthode numérique et les surfaces déterminées par les méthodes classiques (planimétrie) indique un excellent accord, les écarts étant généralement de l'ordre de 1%.

Limites administratives

Pour les informations de type socio-économique, de nombreuses sources (INS, recensement agricole,...) ne fournissent que des valeurs agrégées par commune. Un fichier de base contenant la délimitation géographique des communes (Dr J.P. DONNAY, Service de Géographie de l'Université de Liège) a donc été utilisé, de manière à pouvoir superposer aux différentes bases de données déjà créées (altitude, tracés, bassins, ...) des données supplémentaires fournies à l'échelle communale.

Grâce aux routines d'identification automatique des bassins, ces éléments permettent d'effectuer les recoupements entre communes (ou tout autre entité administrative) et bassins versants, et d'obtenir par exemple, commune par commune, la répartition du territoire (population, affectation des sols, etc) entre divers bassins versants.

Occupation des sols

L'occupation des sols est le facteur qui influence de la manière la plus significative les apports diffus vers le réseau hydrographique. Une représentation de l'occupation du sol en Région Wallonne a été obtenue par digitalisation des 143 cartes IGN, les divers types d'occupation étant regroupés en 6 catégories: forêts de conifères, forêts de feuillus, prairies, cultures, zones urbanisées, divers. La digitalisation a été réalisée pour l'ensemble du territoire de la région, avec une maille spatiale de 1 km^2 et une résolution de 25 ha. Les résultats de ce travail ont été comparés de façon concluante avec les données de l'INS et avec les informations fournies par l'imagerie multispectrale de télédétection.

A partir de la matrice d'occupation des sols, les programmes de calcul numérique des bassins permettent d'obtenir les surfaces des bassins hydrographiques affectées aux diverses catégories d'occupation, ainsi que l'évolution de ces surfaces en fonction de la coordonnée curviligne des rivières. Un exemple de répartition en fonction de la distance à la source est donné à la figure 2.

Apports et rejets dans le réseau hydrographique

Les apports sont définis comme les flux de pollution générés dans un bassin versant, de manière naturelle ou du fait de l'activité humaine. Certains de ces apports, par exemple ceux résultant du lessivage des sols, ne sont pas modifiables par des actions d'épuration, mais peuvent être influencés par des actions prises au niveau du bassin (par exemple: modification des pratiques culturales). Les apports générés par l'activité humaine peuvent en général être réduits par des actions d'épuration ou de contrôle à la source.

Les rejets représentent les flux de pollution parvenant au réseau hydrographique. En l'absence d'épuration, le rejet est égal à l'apport. S'il y a une action d'épuration, le rejet est égal à l'apport diminué de l'abattement de pollution réalisé. Cet abattement dépend de la filière d'épuration mise en oeuvre, et n'est pas identique pour tous les composés constitutifs de la charge polluante.

Pour les besoins de PEGASE, un inventaire et une évaluation des apports, des rejets et des capacités d'épuration ont été réalisés. Ont été pris en considération les composés intervenant de manière prioritaire dans l'élaboration d'une stratégie de prévention et d'épuration à l'échelle de la région : matières carbonées, azotées et phosphorées. Les apports et rejets d'autres types de composés (par exemple: métaux lourds, pesticides, etc) ne sont pour l'instant pas traités par PEGASE.

Une classification cohérente des apports et des rejets a été établie, en fonction des diverses origines possibles, des modes d'action pouvant être mis en oeuvre pour modifier ou traiter les apports, des schémas réglementaires, ainsi que de l'appareil statistique existant. Cette classification a également tenu compte des possibilités de localisation spatiale des points d'émission. A ce titre, trois types d'apports et de rejets ont été définis: (1°) les apports et rejets <u>ponctuels</u> : ce sont les apports et rejets isolés, émis en des points précis et identifiables; (2°) les apports et rejets <u>dispersés</u> : il s'agit des apports et rejets, généralement de faible intensité, dont la distribution spatiale est telle qu'elle ne permet pas la localisation individuelle précise des points d'émission; (3°) les apports et rejets <u>diffus</u> : ce sont les apports auxquels sont attachés, par nature, des surfaces contribuantes.

La classification adoptée dans PEGASE est actuellement la suivante:

- apports et rejets industriels, de type ponctuel: ils comprennent tous les apports et rejets industriels soumis à autorisation. Dans cette catégorie sont également repris les rejets provenant des élevages intensifs lorsqu'ils sont soumis à autorisation de rejet.
- apports et rejets domestiques égouttés, de type ponctuel: comprennent les charges domestiques et assimilées (c'est-à-dire les charges des collectivités, petites industries, artisanat, commerce,...) non soumises à autorisation de rejet, et qui sont collectées par un réseau d'égouttage. La population concernée comprend une population sédentaire, une population "hors domicile" (bureaux, ...) et une population touristique.
- apports et rejets domestiques non égouttés, de type dispersé;
- apports et rejets directs d'élevage, de type dispersé: la charge polluante émise par les animaux d'élevage, principalement les bovins, est pour majeure partie déversée sur les sols agricoles, soit directement quand le bétail est en pâture, soit par épandage mécanique des fumiers et des

lisiers quand les animaux sont à l'étable. Une partie de ces déjections animales est cependant rejetée directement en rivière ou en égout (par exemple, trop-plein des cuves de stockage).

- apports provenant du lessivage des sols, de type diffus.

De façon très résumée, les divers apports et rejets ont été estimés à partir des données suivantes:

- apports et rejets industriels: sur base des autorisations de rejets accordées par les services de l'Inspection Générale de l'Eau de la Région Wallonne;
- apports domestiques: par l'utilisation du concept d'équivalent-habitant, en tenant compte de la subdivision en population résidente, hors domicile et touristique. Les fractions égouttées et non égouttées sont données par un coefficient moyen d'égouttage, variable d'une commune à l'autre, fourni par les Intercommunales chargées de l'épuration.
- apports directs d'élevage: sur base du cheptel recensé par commune.
- apports par les sols: une approche basée sur l'utilisation de fonctions d'apport a été adoptée pour PEGASE. La synthèse des données relatives au fonctionnement de plusieurs micro-bassins versants, caractéristiques des diverses natures et occupations du sol en Région Wallonne, a permis d'établir des fonctions d'apport pour la charge carbonée, azotée et phosphorée en fonction du type d'occupation (cultures, prairies, forêts). Ces fonctions d'apport sont des valeurs moyennes dans le temps (échelle de temps d'une semaine à un mois) et dans l'espace (pour des bassins versants dont la dimension est au moins égale à quelques kilomètres carrés).

LES ETAPES DE LA MODELISATION

Calcul des débits

Le calcul des débits et de la description du transport des charges polluantes est relativement complexe si l'on souhaite reproduire en détail des phénomènes non-stationnaires tels que la propagation d'une crue ou l'évolution d'un rejet accidentel. Or l'objectif de PEGASE n'est pas d'obtenir une description fine des évolutions temporelles à court terme, mais bien de fournir une image de la qualité des eaux dans des conditions de débit caractéristique : étiage, débit moyen, régime de crue établi, et ce pour des temps caractéristiques de quelques jours ou plus.

Dans PEGASE, la modélisation des débits est donc réalisées à partir des mesures de débit effectuées aux stations de mesures hydrologiques. A partir de ces mesures, les débits des rivières peuvent être calculés à partir des surfaces des bassins hydrographiques, affectées de corrections tenant compte des différences de pluviosité (variables avec l'altitude) et des caractéristiques propres des bassins.

Ces calculs permettent en général d'obtenir des valeurs très proches des valeurs mesurées, à condition de respecter impérativement deux règles simples: (1°) les évaluations doivent porter sur des temps caractéristiques supérieurs ou égaux au temps caractéristique de transit de l'eau dans le bassin versant considéré; (2°) les débits doivent naturellement être corrigés pour tenir compte des prélèvements nets (c'est-à-dire non accompagnés d'une restitution) ou des importations et exportations nettes entre les divers bassins versants.

Dans PEGASE, les surfaces des bassins versants, calculées en fonction de la distance à la source, sont directement utilisées pour réaliser ces calculs. Les résultats ainsi obtenus sont généralement en bon accord avec les valeurs mesurées : l'écart est de l'ordre de quelques pourcents, ce qui également l'ordre de grandeur de l'incertitude attachée à la mesure des débits. La figure 3 fournit à titre d'exemple les débits moyens mensuels (année 1981) de la Semois mesurés à la station de Membre, comparés aux débits calculés en ce point en utilisant le débit de la Meuse à Ampsin-Neuville comme débit de référence.

Estimation des paramètres géométriques

Pour le réseau hydrographique wallon, les données géométriques relatives aux profils transversaux des cours d'eau ne sont connus qu'en de très rares points, sauf pour les grandes rivières (Sambre et Meuse) très largement canalisées. Or, la connaissance des largeurs des cours d'eau est indispensable pour pouvoir évaluer, en fonction du débit, la section mouillée et la vitesse d'écoulement.

Dans PEGASE, les largeurs sont estimées, soit à partir des données disponibles, soit sur base d'une approche géomorphologique analogue à celle introduite par HORTON. Cette approche permet en effet d'établir, pour un réseau hydrographique relativement homogène, des relations statistiques entre la distance à la source et la largeur moyenne du cours d'eau.

Calcul des vitesses et des temps de transfert

Pour les situations stationnaires décrites par PEGASE, les relations entre les caractéristiques géométriques de la rivière (pente, rugosité, ...) et les variables hydrodynamiques caractérisant l'écoulement (hauteur, section, vitesse, ...) peuvent s'exprimer de manière relativement simple. Le modèle PEGASE utilise la formulation classique de MANNING, utilisant dans une première approche une valeur constante pour le coefficient de rugosité. La connaissance des débits, des largeurs et des pentes permet de calculer, en tout point du réseau hydrographique, la vitesse moyenne de l'écoulement et d'obtenir le temps de transfert des masses d'eau entre deux points quelconques.

Dans le cas des voies d'eau navigables dont les plans d'eau sont artificiellement maintenus, le calcul des variables hydrodynamiques se fait à partir d'un calcul complet de la ligne d'eau, les données de base étant les caractéristiques géométriques du fond et des berges, ainsi que les caractéristiques des barrages-écluses.

Caractérisation des rejets

La méthode de quantification des divers apports et rejets a été brièvement exposée ci-dessus; les apports et rejets sont exprimés en charge carbonée, azotée et phosphorée. Toutefois, l'existence des processus de sédimentation et d'auto-épuration impose de subdiviser chacun de ces compartiments (carbone, azote, phosphore) en plusieurs sous-compartiments. Cette division doit tenir compte des différences de comportement physique (en particulier vis-à-vis de la sédimentation), chimique et biologique (biodégradabilité).

Pour obtenir une représentation suffisamment fine, les 12 sous-compartiments suivants ont été pris en compte: 4 se rapportent à la charge en carbone organique (dissous

dégradable, dissous non dégradable, particulaire dégradable, particulaire non dégradable), 3 à l'azote organique (dissous dégradable, dissous non dégradable, particulaire dégradable), 2 à l'azote minéral (nitrates et ammoniaque), 2 au phosphore organique (dissous dégradable et particulaire dégradable) et 1 au phosphore minéral (orthophosphates). Par composé "non dégradable", il faut entendre "non dégradable à court ou à moyen terme", c'est-à-dire n'étant pas significativement dégradé, dans le milieu aquatique, après des temps de l'ordre de quelques jours ou quelques dizaines de jours.

Variables et processus

Il ne peut être question, dans le cadre du présent document, de présenter une description détaillée de la structure du modèle PEGASE. On se limitera donc à présenter brièvement les différentes variables explicitement décrites par le modèle en citant, le cas échéant, les principaux processus où ces variables interviennent.

Outre les variables hydrodynamiques explicitées ci-dessus (débit, profondeur, section et vitesse moyennes), l'état physique des eaux est décrit par la température "naturelle", l'échauffement par rapport à cette température naturelle, la concentration en matières en suspension et la transparence de l'eau.

L'évolution de la température naturelle dépend principalement des échanges qui se produisent à l'interface eau/atmosphère (rayonnement, convection, évaporation). Ces processus ne sont pas décrits explicitement, la température naturelle étant représentée par un sous-modèle statistique dont la donnée d'entrée est une température générale de référence, la température des différents tronçons étant alors calculée en fonction de leur altitude. L'échauffement est déterminé à partir des rejets thermiques, et le refroidissement ultérieur est représenté par un coefficient d'échange linéaire.

Dans l'état actuel de développement du modèle, la concentration en matières minérales en suspension est représentée par un sous-modèle statistique corrélant la charge particulaire aux débits. Cette variable intervient dans le calcul de la transparence de l'eau. Cette dernière variable résulte de quatre contributions : matières minérales en suspension, matières organiques particulaires, phytoplancton, végétaux benthiques (macrophytes).

Les variables représentatives de la qualité chimique des eaux de surface sont les suivantes :

- les concentrations en C, N et P associés à la matière organique dégradable, tant particulaire que dissoute;
- la concentration en C associé à la matière organique non dégradable, particulaire et dissoute;
- les concentrations en C, N et P associés à la matière organique particulaire dégradable sédimentée (concentrations surfaciques);
- les concentrations en ammoniaque, nitrates et orthophosphates;
- la concentrations en oxygène dissous: la valeur moyenne journalière et les valeurs minimum et maximum journalières sont calculées, de manière à déterminer l'amplitude de la fluctuation jour/nuit.

Pour le carbone, l'azote et le phosphore associés aux diverses formes de matière organiques, les sources sont soit externes (apports des sols et rejets), soit internes (excrétions et mortalité des diverses biomasses). Les processus d'élimination sont, selon le compartiment

considéré, la dégradation par les bactéries hétérotrophes (planctoniques ou du biofilm), la sédimentation, ou une combinaison de ces deux processus.

Pour l'ammoniaque et les orthophosphates, les sources peuvent également être externes ou internes: dégradation de l'azote ou du phosphore organique dégradable par les bactéries hétérotrophes planctoniques et du biofilm, dégradation de l'azote et du phosphore particulaire des sédiments sous l'action des bactéries benthiques. Le processus d'élimination est l'assimilation par les bactéries hétérotrophes planctoniques et par les biomasses végétales phytoplanctonique et benthique. Il s'y ajoute, pour l'ammoniaque, la nitrification, et pour les orthophosphates, l'adsorption sur la matière en suspension et la formation de complexes insolubles qui sédimentent en fonction de la vitesse du courant.

Pour les nitrates enfin, les sources sont externes et internes (nitrification de l'ammoniaque), l'assimilation étant réalisée par les biomasses végétales phytoplanctonique et benthique.

En ce qui concerne l'activité biologique, les biomasses suivantes sont décrites par le biais de leur concentration en carbone, azote et phosphore, le rapport C/N/P caractérisant chaque biomasse étant considéré comme constant :

- biomasse végétale phytoplanctonique;
- biomasse végétale benthique (macrophytes et phytobenthos);
- biomasse bactérienne autotrophe planctonique (bactéries nitrifiantes);
- biomasse bactérienne hétérotrophe planctonique.

Deux biomasses complémentaires ne sont pas représentées directement, mais interviennent par le biais de leur activité, exprimée sous forme d'une vitesse de dégradation de la matière organique par unité de surface du fond :

- biomasse bactérienne du biofilm ;
- biomasse bactérienne des sédiments.

Le taux de croissance du phytoplancton est conditionné par l'intensité de la lumière incidente (donnée d'entrée à composante périodique), la transparence et la profondeur de l'eau, la température et la disponibilité en N (NH_4, NO_3) et en P (PO_4). La décroissance de la biomasse phytoplanctonique est calculée à partir d'un taux de mortalité et d'un taux de respiration (tous deux dépendant de la température) ainsi que d'un taux de sédimentation.

La biomasse végétale benthique est calculée à partir d'un sous-modèle statistique intégrant la pente du tronçon de rivière, la période de l'année et la charge en matière organique. Son taux de croissance dépend des mêmes variables que pour le phytoplancton, et sa décroissance est décrite par un taux de mortalité variable avec la température.

La croissance de la biomasse nitrifiante dépend de la température et de la disponibilité en ammoniaque; sa décroissance est également décrite par un taux de mortalité variable avec la température.

Pour la biomasse bactérienne hétérotrophe planctonique, qui assure la dégradation de la matière organique détritique présente dans la colonne d'eau, le taux de croissance est fonction de la concentration en matière organique dégradable et de la température. Il lui est associé un taux de mortalité.

L'activité bactérienne du biofilm et des sédiments est déterminée par la température et, selon le cas, par la concentration en matière organique dégradable dans la colonne d'eau ou

par le flux de matière organique se déposant sur le fond.

L'activité de ces différentes biomasses a bien entendu une incidence directe sur les concentrations des diverses formes de C, N et P présentes dans le milieu, incidence qui est explicitement décrite par le modèle. Pour l'oxygène, les termes de production résultent de l'activité des biomasses végétales planctoniques et benthiques; les termes de consommation sont liés à la respiration de ces mêmes biomasses végétales ainsi que des biomasses bactériennes hétérotrophes (planctonique, du biofilm et benthique) et autotrophes. Bien entendu, un flux d'échange à travers la surface (réaération), fonction de la vitesse, de la profondeur et de l'écart à la saturation, est décrit par le modèle.

Les concentrations dans la colonne d'eau sont enfin calculées en combinant :

- le transport par les masses d'eau;
- les apports ou les effets de dilution par les affluents;
- les apports liés aux rejets ponctuels, dispersés et diffus;
- les différents processus internes de production et de consommation;
- les échanges avec l'atmosphère.

RESULTATS DE LA MODELISATION

Une simulation générale de la qualité de l'eau a été réalisée pour une situation typique d'étiage, les valeurs caractérisant cette situation hydrométéorologique étant un débit de la Meuse à Ampsin-Neuville de 50 m^3/s, une insolation moyenne journalière de 2200 $J/cm^2.j$ et une température de référence de 20°C. Le calcul a été réalisé pour deux scénarios : sans aucune épuration des rejets urbains d'une part, et avec une épuration des rejets urbains conforme à la situation existant en 1990 d'autre part. A titre d'exemple, les figures 4 à 11 reprennent quelques résultats de ces simulations pour la rivière Semois.

REMERCIEMENTS

PEGASE a été réalisé à l'initiative de la Région Wallonne, avec la collaboration active de l'Administration Régionale et des Intercommunales chargées de l'épuration, et avec le concours de nombreuses institutions ayant une activité dans le domaine de l'eau en Région Wallonne (Commission des Eaux de Surface, Union Wallonne des Entreprises, Services Techniques Provinciaux, Aquawal, IHE).

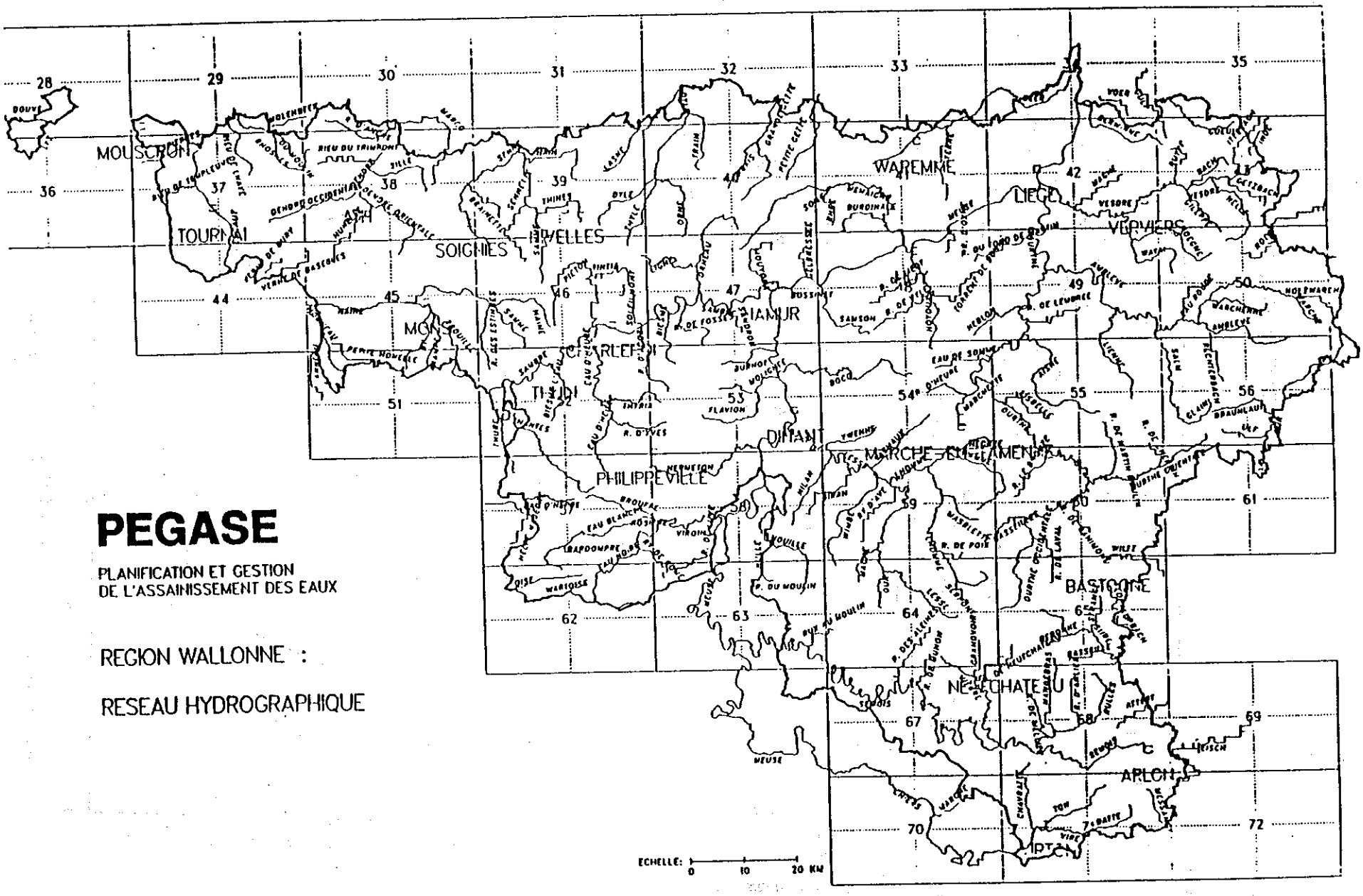

PEGASE
PLANIFICATION ET GESTION
DE L'ASSAINISSEMENT DES EAUX
REGION WALLONNE :
RESEAU HYDROGRAPHIQUE
MOUSCRON
TOURNAI
ATH
SOIGNIES
NIVELLES
MONS
CHARLEROI
THUIN
NAMUR
DINANT
PHILIPPEVILLE
WAREMME
LIEGE
VERVIERS
MARCHE-EN-FAMENNE
BASTOGNE
NEUFCHATEAU
ARLON
IPTA
ECHELLE: 0 10 20 KM
MINISTERE DE LA REGION WALLONNE
ULG / ULB / FUNDPN

Figure 1

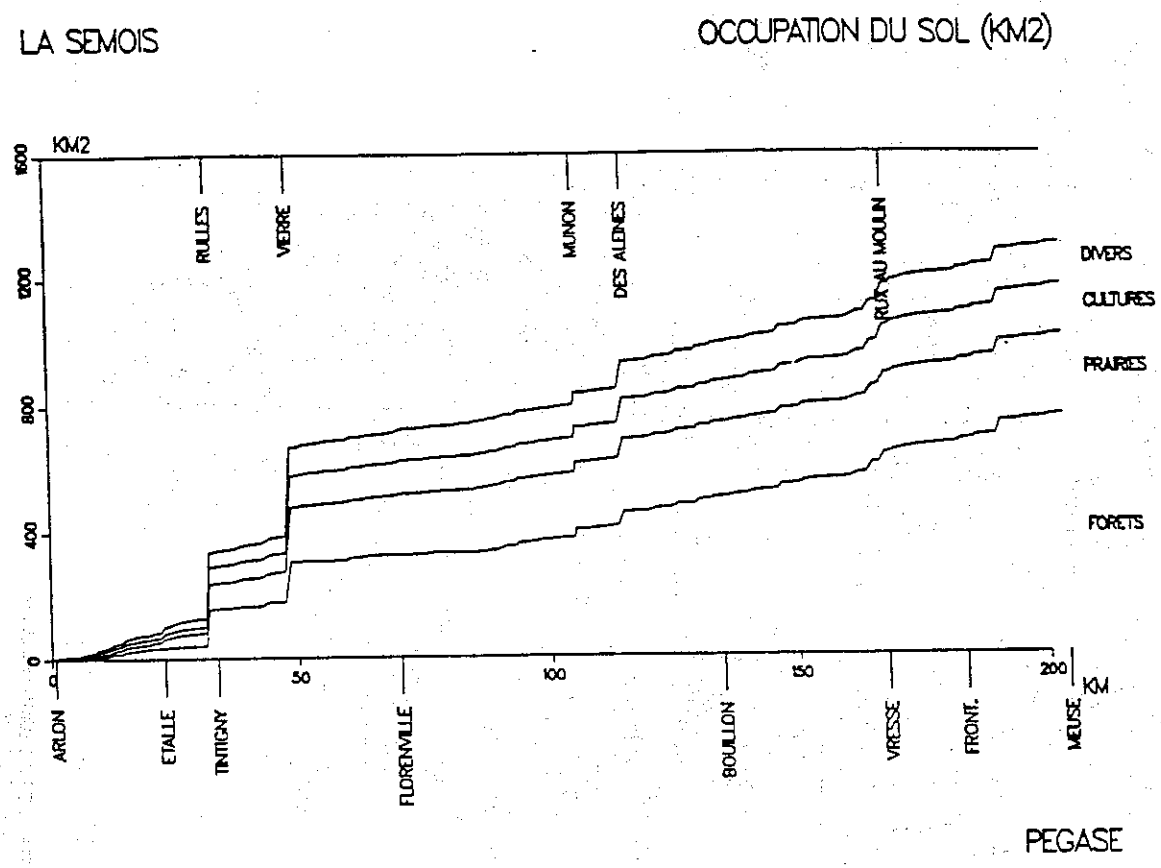
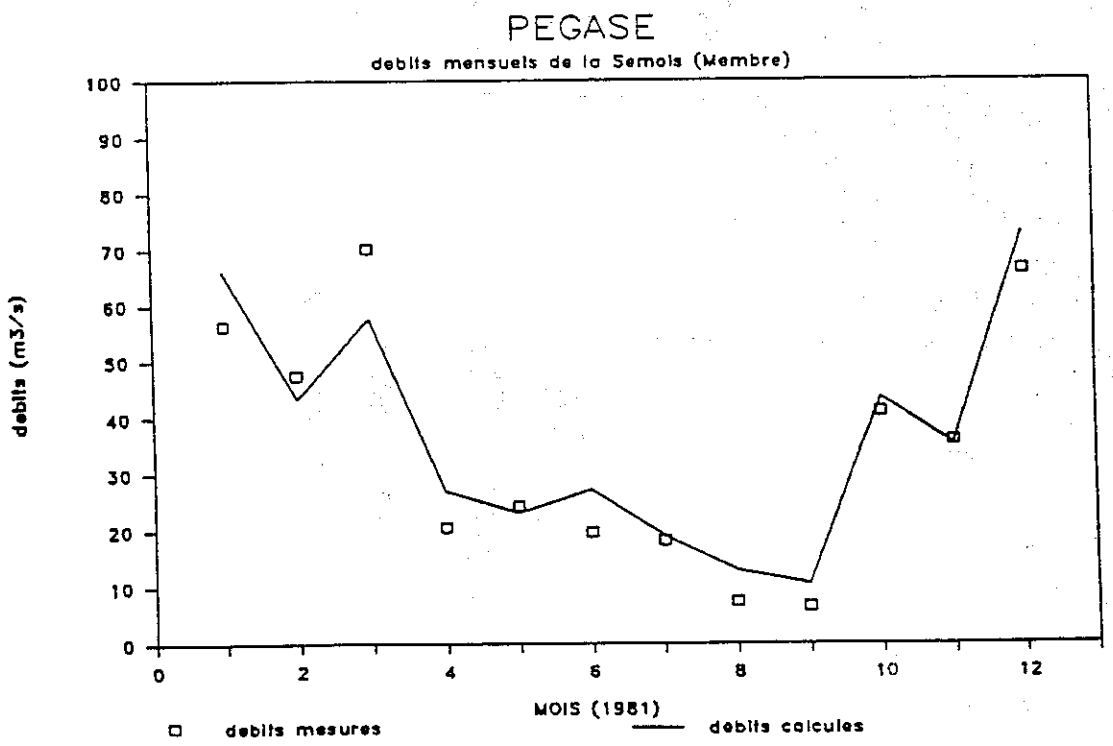


Figure 2



Firure 3

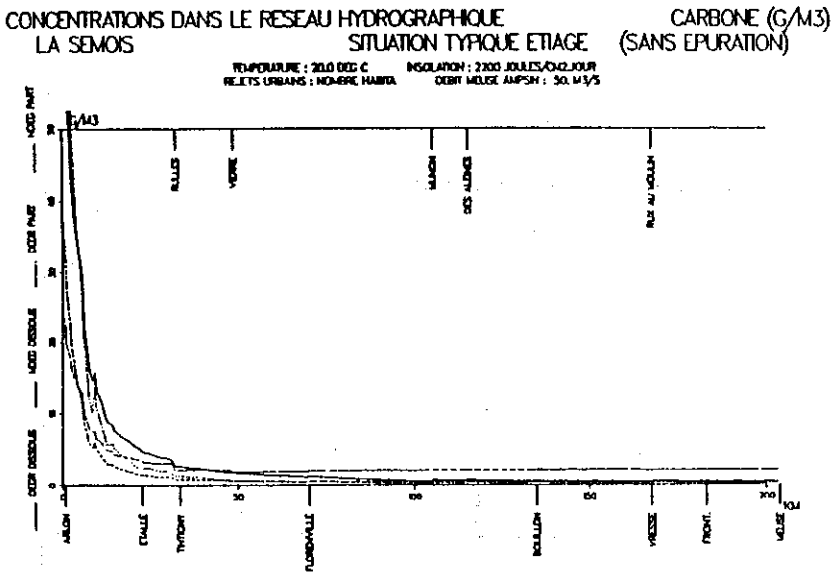


Figure 4

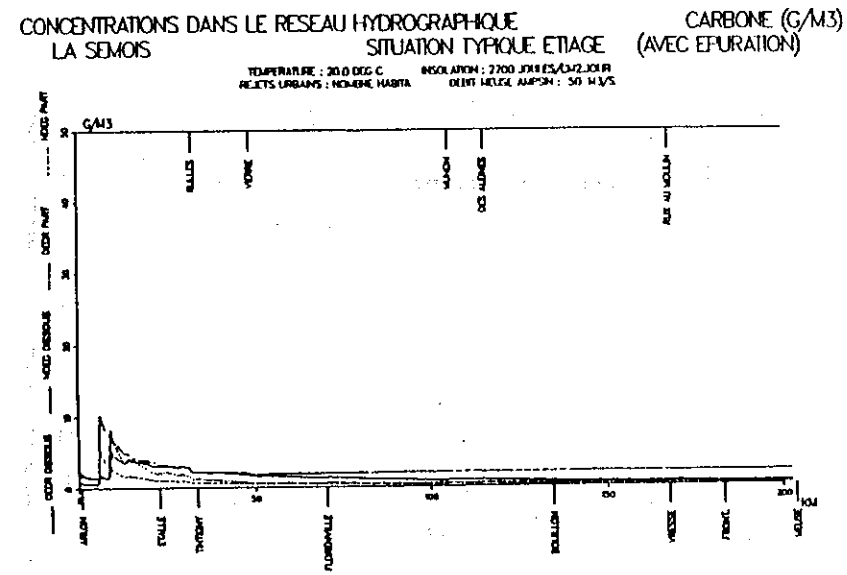


Figure 5

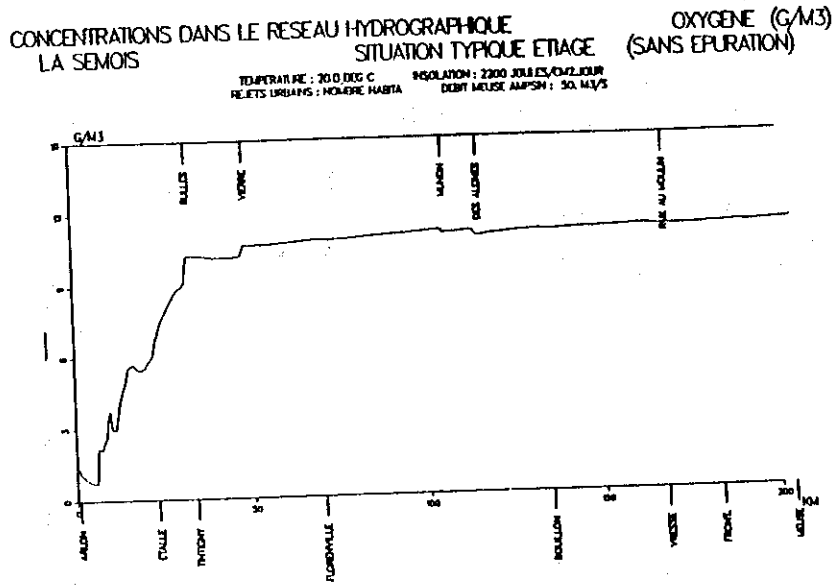


Figure 6

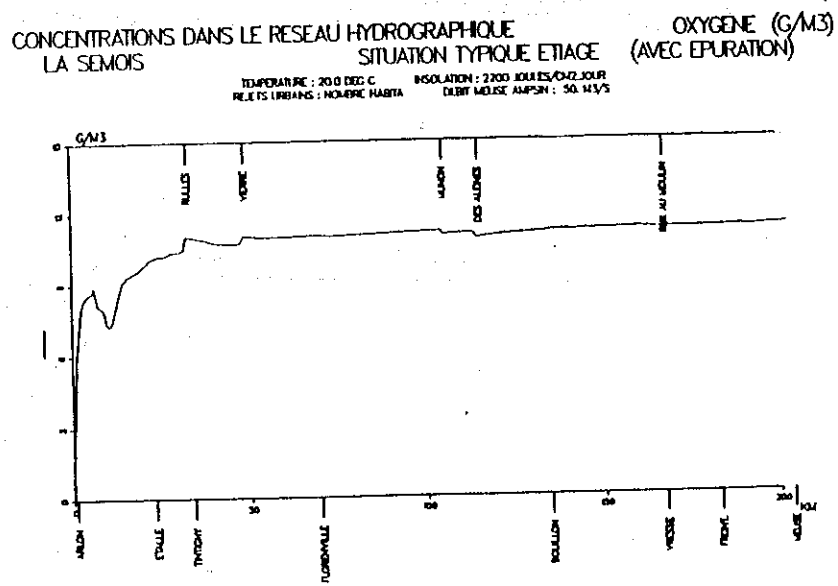


Figure 7

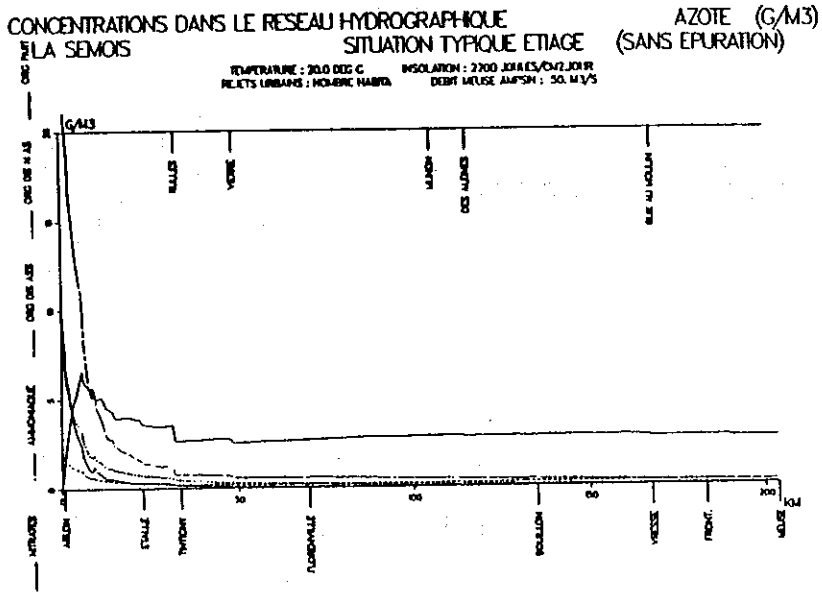


Figure 8

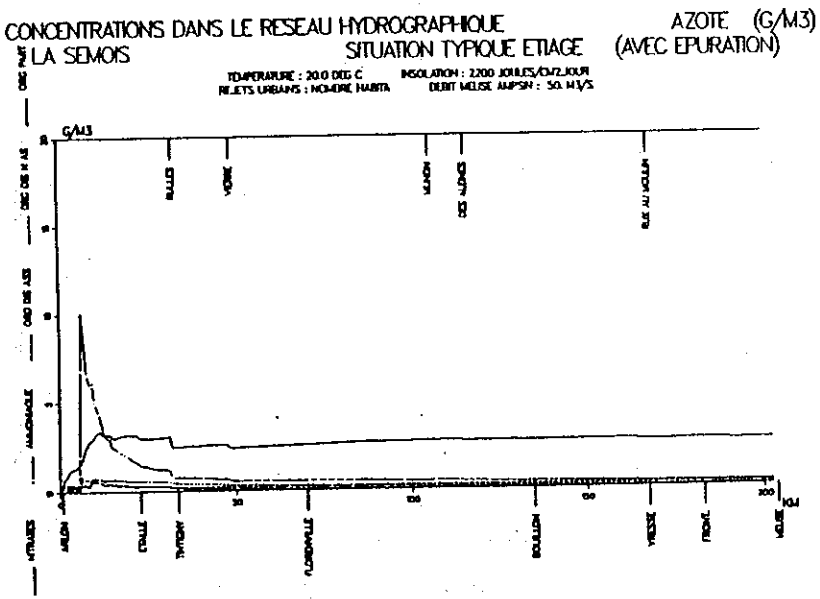


Figure 9

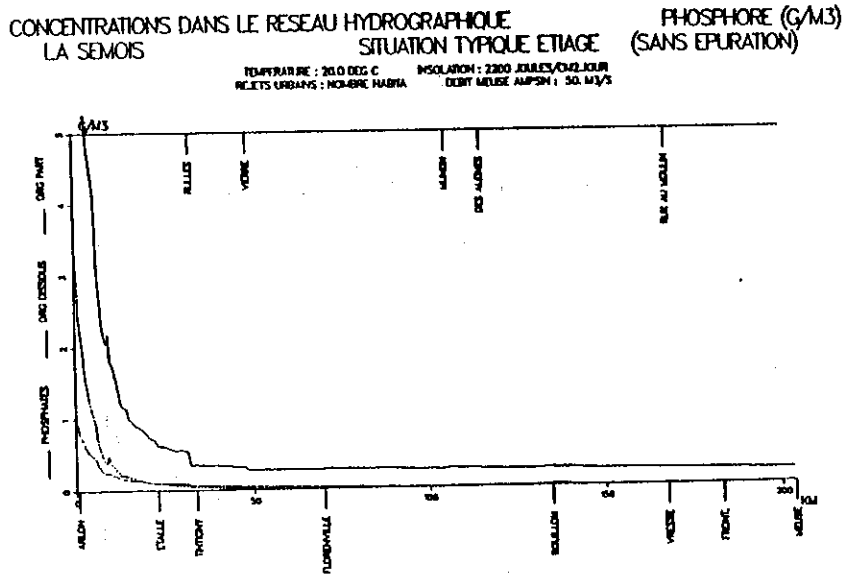


Figure 10

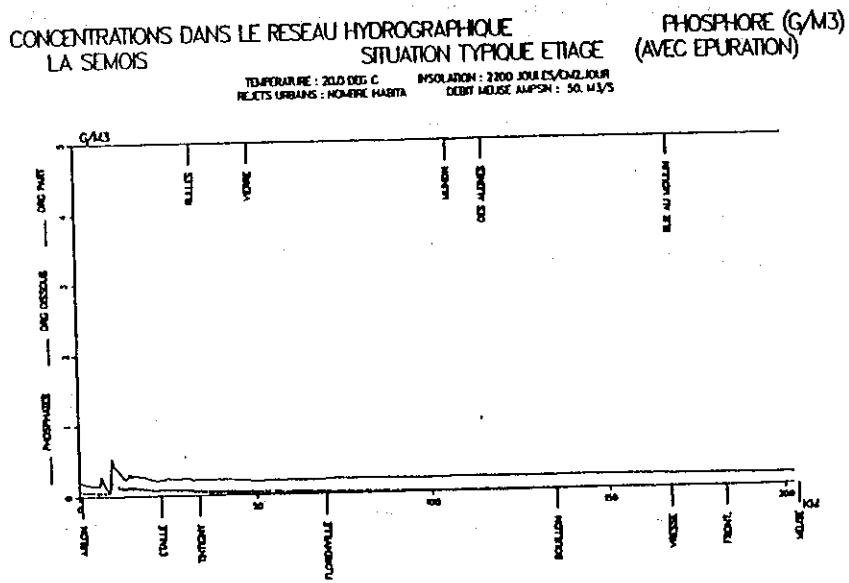


Figure 11

TABLE RONDE

TABLE RONDE

PARTICIPANTS: MME N. CHARTIER-TOUZE (ministère de l'Environnement).
MM. BOCQUILLON (Université de Montpellier), CARBONNEL (Ministère de l'Environnement), CASES (Ecole Nationale Supérieure dè Géologie de Nancy), COLLIN (BRGM), DESBORDES (Université de Montpellier II), FORTIN (INRS-Eau Quebec), DE MARSILY (Université Pierre &Marie Curie), D'ORNELLAS (Ministère de l'Environnement), PETIT (Ministère de l'Environnement), USSEGLIO-POLATERA (Laboratoire Hydraulique de France).

Michel PETIT, directeur de la Recherche et des Affaires Economiques et Internationales du ministère de l'Environnement ouvre la séance. Afin de lancer le débat, il invite Madame Chartier-Touzé (chargée de mission à la DRAEI) à présenter la synthèse des propositions de recherche issues des exposés et des débats.

(Mme N. Chartier-Touzé)
Les perspectives de recherche peuvent se structurer selon 5 grands axes :

Le premier axe concerne l'**approfondissement de nos connaissances sur les milieux**. Notamment en terme de définition des "objets élémentaires" à mettre dans l'étude et du terme de connaissance de leur échelle et de leur structure d'organisation. Des recherches sur le mode de représentation des milieux pourraient être menées selon divers modes (déterministe, stochastique) et à l'aide d'outils comme les fractales, la géostastique ou tout autre approche de géométrisation du réel;

Le deuxième axe est celui de la **connaissance des mécanismes fondamentaux de fonctionnnement des hydrosystèmes**. Les transferts, les flux en termes biologiques, physiques et chimiques méritaient d'être encore étudiés. Des recherches sur la hiérarchisation des mécanismes et sur le couplage des processus (interactions chimie / hydrodynamique par exemple) doivent être développées;

Le troisième axe consisterait à mener des exercices d'**intercomparaisons de modèles**, sur un jeu de données communes, sur des données théoriques de laboratoire ou sur un site existant. Ces exercices ont déjà été effectué dans les domaine des déchets radioactifs, cela a été signalé également dans le domaine de la circulation générale atmosphérique. L'idée sous jacente est celle d'un ou plusieurs sites d'accueil pour effectuer cette intercomparaison pluridisciplinaire;

Le quatrième axe est celui de **la validation**, c'est à dire de l'**intégration des mécanismes à l'échelle opérationnelle** qu'on a appelé méga-échelle. Ici, l'idée d'utiliser un site spécialement instrumenté, par exemple un site pollué, apparaît intéresssante à développer. On notera également la possibilité d'utiliser des "analogues naturels";

Le cinquième axe est centré sur le développement technologique, c'est à dire le transfert de l'outil de recherche à l'outil opérationnel. L'enjeu est de rendre le modèle utilisable par d'autres personnes que par le développeur lui-même en sachant néanmoins qu'une bonne utilisation ne pourra être effectuée que par des "utilisateurs avertis".
Dernier point l'intégration des modèles dans des outils d'aide à la décision et à l'évaluation des risques.

(M.Petit)
Organiser la discussion autour des différents thèmes qui ont été rappelés. Tour de table:

(G. de Marsily:)
Il me semble que le thème 1 "Connaissance des milieux d'études" me paraît extrêmement important. Au cours de ces deux journées de conférence, on a compris que la difficulté de la modélisation tient à la difficulté de la connaissance des milieux réels dans lesquels se déplacent les polluants. Ceci est vrai pour les milieux superficiels, pour les milieux souterrains encore plus, mais également les milieux des rivières et même des estuaires. Les recherches jusqu'ici en modélisation ont un peu sous estimé la difficulté de représentation des milieux, il est donc nécessaire de faire une recherche que je considère comme amont par rapport à l'objet de ce colloque d'aujourd'hui. Comment peut-on caractériser et représenter ces milieux en minimisant le travail de reconnaissance qui permet de le décrire ? Jusqu'ici, on a essayé de décrire le milieu par une paramétrisation de grandeur globale qui est censée le caractériser: la perméabilité, la quantité d'emmagasinement possible. Cette voie là est une voie qui jusqu'ici n'a pas prouvé sa faisabilité et son réalisme; je crois qu'il faut reprendre les problèmes de caractérisation des milieux en revenant à des caractérisations de nature plus géologique ou pédologique ou sédimentologique qui permettent de rechercher un certaine continuité, une certaine connectivité des objets géologiques dans lequel se déplacent les polluants, et c'est à partir de cette recherche amont de façon plus géométrique que l'on pourra arriver à la description de ces milieux dans lesquels se propagent ces polluants. Cette description doit aussi passer, à mon avis, par une reconstitution de la genèse: on ne peut pas faire de la reconstitution de la géométrie des espaces si on ne comprend pas comment ils ont été engendrés.
Cette genèse des milieux est très complexe, la genèse d'un sol est quelque chose qui fait appel à des évolutions sur des périodes de plusieurs milliers d'années puisque les pédogenèses que nous voyons sont les résultats d'une histoire pédologique qui retrace l'ensemble du climat dans lequel le sol où nous nous retrouvons aujourd'hui a évolué; tout ceci est lié à des problèmes de géomorphologie, est lié à des problèmes de nature de substrat mais si on ne peut pas prendre tous ces problèmes à la base avec une recherche de caractérisation de ces objets dans leur forme géométrique; je ne pense pas qu'on arrive à caractériser de façon paramétrique, comme on l'a trop fait jusqu'ici, le transfert de polluants dans les milieux superficiels.

(autre intervenant)
Revenons à ce mot de modèle: dès qu'on parle de modèle on commence à se dire pourquoi on veut faire un modèle, sur quelle cible va s'appliquer ce modèle et en particulier on s'aperçoit que ce qui vient d'être dit cet après-midi par rapport à ce qu'on a montré ce matin met en évidence un fait certain : les eaux de surface ne posent pas du tout les mêmes problèmes que les réserves, c'est-à-dire celles que sont les eaux de surface et même les eaux de profondeurs; et ensuite pour qui va-t-on faire ce modèle et enfin comment va-t-on le faire ? Car, à la limite "comment" c'est peut-être la conséquence des trois premières questions que l'on peut se poser.

A partir de là, qu'est ce qui manque pour une meilleure description du modèle en restant dans les généralités? Que l'on s'intéresse aux eaux de surface ou aux eaux souterraines vous aurez toujours le problème de la détection; il y a des détections faciles, et d'autres, si vous adoptez le problème des micropolluants, qui sont très difficiles (c'est à dire que vous pouvez doser des micropolluants mais le problème c'est de savoir à quel prix et ce prix va conditionner la justesse de votre modèle). S'il y a un effort politique à faire, il doit se faire au niveau de l'abaissement des coûts de mesures de ce que vous avez à mesurer, la conséquence: ayant réussi le coût de la mesure vous devez essayer d'automatiser, et là se pose le problème de métrologie que ce soit en zone saturée ou en zone non saturée, ces problèmes étant réalisés vous pouvez aborder dans de meilleures conditions le problème de la modélisation en soi.
Ces problèmes de la modélisation se heurtent aux problèmes de la connaissance des milieux; étant géologue je vais peut-être aller a contrario de ce que je devrais dire: la géologie va avoir un grand rôle dans tout ce qu'est la géométrisation des milieux dans lesquels s'écoulent les eaux souterraines. Les méthodes qu'il faut développer se sont les méthodes de la géophysique et toutes les méthodes de la géophysique sont des méthodes pas chères, elles doivent être mises en oeuvre pour vous apporter une meilleure connaissance de ces milieux qui sont fortement hétérogènes.

(autre intervenant)
Toujours dans le problème de la connaissance des milieux et de leur géométrisation, il me semble qu'il y a un petit problème dans le cheminement 1,2,3,4,5: on peut faire de la géométrisation pour la géométrisation mais nous allons arriver à un défaut qui est bien connu : par exemple pour la pédologie classique on décrit très bien la structure des sols et la pédogenèse mais on s'aperçoit que cela ne sert à peu près à rien dans l'hydrodynamique des sols et que ce sont beaucoup de données inutiles (pour nous), c'est à dire que si on veut faire un mode de représentation de l'espace il est évident qu'il faut que sous jacent soient les mécanismes qui sont utiles, indispensables; nous allons géométriser ce qui est intéressant, par exemple avoir la moyenne d'une variable sur un bassin et sa variabilité nous sert pas à grand chose car ce qui compte est la position des éléments des uns par rapport aux autres, donc il faut trouver d'autres modes de représentations de l'espace que les modes habituels.

(M. Cases)
Quelques mots sur les données qui ne sont pas géométriques: (remerciements à de Marsily auteur d'un traité d'hydrogéologie quantitative qui est le centre de la donnée géologique naturaliste) les variables d'état et en particulier les données qui sont au niveau piézomètrique, les débits des eaux de surface, d'exploitation, etc.
Quand on regarde la modélisation surtout mécanique qui est souvent celle des projets d'ingénierie, on constate qu'il y a des campagnes d'acquisition de ces données avec des travaux ad hoc et donc avec des interventions assez lourdes et ce serait plutôt la modélisation globale qui se servirait des données de type données de service publique, c'est à dire des longues chroniques de niveaux de nappes, des longues chroniques de débits de sources ou de rivières, et je voudrais surtout insister sur le fait que la recherche n'a pas actuellement ni les moyens de l'ingénierie publique ou privée pour acquérir des données quand elle en a besoin et qu'elle ne peut finalement pas pour toutes ces modélisation globales, elle ne peut s'appuyer que sur des données de type service publique: il est très important de rappeler cela aux personnages politiques qui nous gouvernent de telle manière que les réseaux avec leur pérennité, leur stabilité, leur souplesse de fonctionnement et toute la garantie qu'on est en droit d'attendre de ces réseaux soient sauvegardées et un peu développées et, je pense que, par exemple, actuellement, le réseau de mesure de débit de source qui est tout de même fondamental car cela intègre les écoulements souterrains qui concernent des centaines de

Km² parfois, cela comporte des aspects qualitatif, c'est à dire les flux massiques des polluants que l'on peut récupérer à la source. Actuellement, il y a une grande lacune dans ce genre de mesure. Il faut insister pour que cela soit instauré aussi rapidement que possible.

(M.Usseglio)
Les bonnes pratiques de modélisations sous-entendent des quiproquos. Il faut clarifier les choses et essayer de classer les modèles en fonction des objectifs d'application, d'exploitation, par rapport à ce que veulent en faire les décideurs; le modèle est un outil, il peut offrir des éléments de réponse, c'est un sujet de recherche relativement urgent.
La stratégie de modélisation: le modèle est un outil, ce qui nous intéresse n'est pas le modèle en soi mais l'application que l'on va en faire sur un site, même avec un modèle excellent, on peut faire une mauvaise application.
Il y a tout un savoir faire qui est la stratégie de modélisation qui n'est aujourd'hui pas vraiment considérée comme de la recherche mais qui est fondamentale sur la précision des résultats que l'on va obtenir et qui, à mon avis, si les experts se mettent autour d'une table en travaillant ensemble, peuvent être formalisés, pas complètement bien sûr, il y aura toujours l'expertise nécessaire, mais on n'avance pas beaucoup.
Je voudrais également revenir sur le troisième et la quatrième point:
Le 3ème point: La validation. Quand on me dit qu'un modèle est validé, ce n'est pas un critère de qualité car c'est sorti d'un contexte. Donc je crois qu'il y a une recherche à faire sur un protocole de validation. Cela existe déjà sur le modèle, sur l'outil, mais cela n'existe pas vraiment sur l'application du modèle sur site. Il faut que ce protocole de validation ne soit pas trop rigide mais adapté au fait qu'il y a manque général de données.
Le 4ème point: Essayer de quantifier l'incertitude, l'erreur sur les résultats et cela fait partie de quelque chose que l'on peut appeler les bonnes pratiques de modélisation comme il y eu les bonnes pratiques d'analyse de laboratoire. Cette réflexion, on y arrive quelque soit le bout par lequel on prend les choses et en ce moment on travaille sur un projet qui s'appelle ISMAP, l'aide à la maîtrise de la pollution agricole qui associe de multiples partenaires industriels (CGE, Rhône Poulenc, les Agences de l'Eau, CEMAGREF) et dont l'un des objectifs est de construire un système opérationnel d'aide à la décision multimodèles pour le problème des pollutions agricoles.
L'un des objectifs principal de la recherche va être de commencer à développer les pratiques de modélisation.

(M. Magnat)
Un premier point important concerne les données de base et de terrain et les donnée hydrologiques à long terme, il faut voir en ce moment que ce n'est malheureusement pas la tendance au niveau des budgets.
Deuxième point concerne le problème de la géophysique: apparemment, c'est quelque chose de peu coûteux: je pense, au contraire, que c'est quelque chose de très coûteux. Actuellement, par exemple, si l'on s'intéresse à la subsurface, combien y a-t-il de radars qui existent, qui sont opérationnels en France? On les compte sur les doigts d'une main. Si vous prenez l'Italie, par exemple, ils possèdent à peu près, au niveau des universités, 16 à 17 radars, un radar actuellement avec toute sa panoplie coûte 500 000 francs, ce n'est pas quelque chose bon marché. A moins que vous pensiez à d'autres méthodes?

(de Marsily)
Oui, aux méthodes sismiques où avec une sismique portable de 2 millions de francs vous faites un travail considérable au niveau de la connaissance de certains aquifères. Quand je disais que ce n'était pas coûteux, par rapport aux méthodes d'analyses, par exemple de certains polluants où, là, vous avez des méthodes d'analyses ponctuelles qui peuvent monter à 5000 francs le point, lorsqu'on sait mesurer.

(M.Billen)
L'aspect économique a bon dos; je crois que ce qu'il faut faire, c'est revaloriser la fonction des gens qui sont les hommes de terrain qui doivent prendre des données. Je crois que c'est un statut qui est dévalorisé, il y a là véritablement un problème.

(autre intervenant)
Il y a également un mouvement d'évolution constaté ces dernières années: petit à petit, on a transféré des sujets d'intérêt de l'eau-ressource à l'eau-qualité, c'est à dire que les problèmes de pollution ont petit à petit pris le pas sur le problème d'approvisionnement en eau, ce qui est un peu normal, car on est dans un pays tempéré et le problème d'approvisionnement n'est absolument pas crucial et, ce faisant, on a déplacé également vers les questions de mesures de la qualité, mesures de l'interaction et, on a oublié que toutes ces substances transitent dans un milieu naturel et la structure du milieu naturel, sa conformation, ses hétérogénéités, jouent en premier abord sur l'hydrodynamique. Autrement dit, on revalorise tout ce qui est étude des milieux, géologie, structure et on revient à la sédimentologie, surtout à la pluridisciplinarité (connaissance des milieux naturels aussi bien que connaissance des outils de simulation).

(M. Fortin)
En ce qui concerne la connaissance du milieu, je pense qu'il ne faut pas oublié que les données de terrain sont essentielles, mais qu'en même temps, que ce sont des données, il est vrai, ponctuelles qu'il faudrait intégrer à des données spatiales de type de celles acquises par télédétection qui existent aussi au niveau des micro-ondes, par exemple; il y a beaucoup d'informations qui sont disponibles qui pourraient être reliées à des valeurs ponctuelles de façon à mieux expliquer la variabilité spatiales des phénomènes et en même temps en physique il faudrait développer des méthodes d'intégration des données ponctuelles et spatiales de façon à mieux décrire la variabilité spatiale qui est essentielle dans le cadre du bassin versant. Il faudrait aussi faire attention lorsque l'on fait une rationalisation des réseaux, par exemple les réseaux météo, d'en profiter pour accroître le nombre des stations là où il y avait des trous et en profiter pour diminuer les stations là où l'écart était un peu plus faible.

(M. Mérot)
Je voudrais revenir sur un deus points:
1er point: sur la pédologie, il y a quand même des écoles de pédologie qui cherchent à développer une analyse utile de la caractérisation et de la genèse des sols.

2ème point: je suis étonné que tout soit centré sur l'hydrologie et l'hydraulique, je pense qu'il y a tout de même des ouvertures en terme de modélisation qui aurait pu être avancées, en particulier le problème par rapport à la gestion des polluants qui est de chercher à déterminer les périodes de crise, on voit bien ce que sont les crises en terme hydrologique, on voit bien ce que sont les crises

en terme d'environnement, et les méthodes comme celle de représentation des connaissances appliquées aux systèmes spatiaux, en particulier ce qui a été développé à Grenoble sur les déclenchements des avalanches, par exemple, ce type d'approche serait intéressant pour étudier les systèmes et processus qui nous intéressent. Il y a des choses qu'on pourrait plus facilement prendre en compte et qu'on ne peut pas prendre en compte actuellement. On a parlé aussi du remembrement, cela implique la prise en compte de réseaux linéaires dans le paysage, c'est quelque chose en terme de modélisation hydrologique actuellement très difficile à prendre en compte par les méthodes classiques.

(autre intervenant)
j'aimerais revenir sur le problème de la hiérarchisation des modèles en fonction de leurs applications. Tout à l'heure, on a eu une discussion avec l'exposé de Mme Wolf où il s'agissait de prévoir la qualité des rejets de stations d'épuration et, là, il y a eu un débat concernant les personnes qui se serviraient de ces modèles: quelles capacités intellectuelles fallait-il pour se servir des modèles? Je pense qu'à ce niveau de ces modèles, le problème est mal posé car on peut se demander aussi, si on compare ça à la conduite d'une voiture, est-ce que pour bien conduire une voiture, il faut parfaitement connaître ce qu'il y a dans le moteur, la réponse est franchement non, et je crois, que pour certains types de modèles, je pense que vous devez le faire pour des gens qui n'auront une approche du modèle que de manière pragmatique et avec le temps et en discutant avec leur modèle.

(M. de Marsily)
Concernant les périodes de crise, je pense que si j'avais eu une suggestion à faire sur la liste qui nous a été présentée, sur lequel j'approuve tout à fait ce qu'il a été dit comme priorités, j'en rajouterai quand même une: la notion de développement de scénarios, autrement dit un modèle peut servir à décrire des situations moyennes ou un modèle peut essayer de déterminer quelle est la probabilité des événements extrêmes. Luis Kauark Leite qui a travaillé dans le cadre de sa thèse sur cette approche de modélisation, a essayé de démontrer que les modèles qui marchaient pas trop mal étaient tout à fait incapables de prévoir la probabilités d'excéder une norme, par exemple. On peut très bien essayer de réfléchir au développement de scénarios ou de modèles adaptés à traiter ces scénarios qui ont pour objectif de déterminer des probabilité de déplacement de normes, je pense que c'est un objectif de modélisation bien précis et sur lequel on pourrait travailler.

(M. Bocquillon)
J'aimerais revenir sur l'utilisation des modèles: c'est vrai, on n'est pas obligé de connaître la mécanique d'une voiture pour pouvoir la conduire, mais il faut quand même avoir une petite notion du code de la route, donc il faut savoir quelles sont les pratiques de modélisation, donc on ne peut se permettre de donner un modèle à quelqu'un qui pour la première fois utilise un modèle et tirer les conclusions à partir d'un modèle.

(M. Cases)
Ces modèles dont on a discuté seront utilisés par de simples techniciens et, je crois que leur formation viendra aussi avec l'utilisation du modèle, mais vous ne pouvez pas exiger que pour calculer les incidences d'un rejet d'une station d'épuration, il faille un ingénieur hyper formé pour utiliser votre modèle au départ, car, alors là, aucune collectivité locale vous achètera votre modèle.

(M. Leroux)
Je suis surpris de voir que les gens utilisent souvent les mots de modèles mathématiques car, quand je fais un cours, j'appelle ça modèle physique et, après, je commence à parler mathématique.
Je crois qu'un mathématicien pourra apporter un complément à la performance, à tout le travail qui est là, en amont, mais aussi en aval; en amont, je vois qu'on manque de données, on manque aussi de réussir l'introduction de ces données dans les modèles, en particulier, je pense aux techniques d'homogénéisation qui permettraient de trouver les coefficients équivalants qu'il faut mettre dans les équations mais, attention ! Les équations, dans ce cas, ne sont plus les mêmes, en particulier, les prises de diffusions ne sont plus diagonales, elles sont un peu plus compliquées. En aval, il y a des choses dont on a très peu parlé, ce sont les méthodes numériques. Lorsqu'on a écrit le modèle, on n'a pas du tout fini le travail, il faut mettre des méthodes numériques qui soient performantes et qui soit bien adaptées à ce que l'on peut faire. Dans beaucoup d'exemples traités, en particulier, un exemple où il y avait une très grosse erreur, des exemples comme ça on en a vu beaucoup avec des schémas dont on démontré la convergence. Je connais des cas particuliers avec une équation scanner en dimension 1 où j'arrive à faire 20/30% d'erreurs sur un terme et ceci en utilisant un schéma réputé classique et dont on avait démontré la convergence. Beaucoup de schémas qui sont performants dans les configurations industrielles habituelles que l'on fait en dynamique des fluides lorsqu'il s'agit d'un écoulement autour d'une aile d'avion, etc. ne sont plus du tout adaptables ici, car nous sommes dans une situation proche de l'équilibre et que l'on travaillait dans les milieux industriels dans des secteurs où on était toujours en transitoire et les choses ne s'adaptent plus.

(M.Leviandier)
J'aimerais qu'on relie deux choses dont on a beaucoup parlé: la connaissance des milieux d'étude et les erreurs et qualité des modèles, il serait intéressant qu'on puisse avoir une idée du lien qu'il y a entre les deux et de permettre de choisir à celui qui va payer: veut il avoir une connaissance précise, et à ce moment là, il faut qu'il consente à mettre pas mal d'informations sur le milieu ou peut il se contenter d'autre chose de plus simple? Les deux choix peuvent être admissibles.

(M. Petit)
Il faut peut-être dire un mot des mécanismes, nous en avons peu parlé jusqu'à présent.

(M. de Marsily)
Je crois que la recherche sur les mécanismes est très bien indiquée ici, il faut descendre des niveaux globaux à des niveaux de plus en plus détaillés par les biologiques, par les physico-chimiques, ou par les couplages. Il faut être conscient que, plus on descend dans la déglobalisation des mécanismes, plus le besoin en connaissances de base thermodynamique d'une part, et, en général cinétique de l'autre, devient extrême. En revanche, l'acquisition des données correspondantes est extrêmement lente, compte tenu du nombre d'éléments en présence dans les milieux, de la nature des complexes qui pourraient se former, il est raisonnable de penser que, en une vingtaine d'années, on pourrait étendre les bases thermodynamiques à avoir suffisamment de données pour pouvoir représenter de façon thermodynamique les mouvements. A partir du moment où on descend encore plus, et que l'on veut s'intéresser aux mécanismes de non équilibre, c'est à dire au cinétisme de ces processus et ceci s'étend aussi aux mécaniques biologiques, il faut savoir que la cinétique demande une complexité énorme, c'est à dire que, ce qu'on appelle les phénomènes de cataclysme et l'influence sur une réaction, modifie totalement la cinétique de la dite réaction, donc la base de données auxquelles on doit s'attendre si on descend assez loin dans

les phénomènes physico-chimiques faisant intervenir la cinétique devient extrêmement grande. C'est la voie à suivre.

(autre intervenant)
Revenons aux problèmes de mécanismes physico-chimiques: les mécanismes physico-chimiques, c'est d'une part l'absorption, la précipitation et d'autre part les phénomènes d'oxydo-réduction.
Or, souvent il est extrêmement difficile de reconnaître dans certains cas des phénomènes de précipitation des phénomènes d'absorption. Ces deux systèmes font appel à des thermodynamiques totalement différentes.
Si on est en absorption simple, vous avez l'habitude de choisir un coefficient de partage. L'hétérogénéité des milieux fait que, quand vous tracez l'isotherme, souvent vous avez des relations linéaires ainsi les affinités seront fortes, c'est à dire des relations linéaires entre le degrés de recouvrement et la concentration en solution. Seulement, si les affinités sont fortes cela veut dire que vous avez des droites de pentes extrêmement élevées et que là vous allez commettre des erreurs très grandes si ne vous connaissez pas le mécanisme intime.

(autre intervenant)
Supposons que nous avons la connaissance de tous ces mécanismes et que nous soyons capables d'écrire dans le milieux l'ensemble des équations et dérivés partiels qui lient toutes les variables. Je pense que nous ne serions pas capables d'élaborer un modèle qui soit un modèle unique, c'est à dire qui soit indépendant des conditions limites initiales du système, c'est à dire que chaque problème risque d'avoir son modèle. L'idée du modèle unique me paraît une utopie absolument totale.

(autre intervenant)
Vous avez complètement raison, on ne veut surtout pas faire un modèle unique, mais il faut choisir dans les équations de cet éventuel modèle unique ce qui nous intéresse et lorsqu'il y a un terme A + un terme B + un terme C dans les équations, il y a quelque fois un équilibre à respecter, par exemple entre le terme B et le terme C dont le terme A se moque complètement, sinon si vous faites un équilibre entre la terme A et le terme B et après un équilibre entre le terme A et C et vous continuez comme ça, vous allez perturbez votre problème indéfiniment, vous allez mettre de l'énergie et vous n'aurez pas le résultat que vous espériez. Exemple: En météo, essayez simplement de faire un modèle avec les équations de Navier-Stock qui représentent l'atmosphère au repos, il n'y a pas unicité.

(M. Aguirepuente)
Le problème de langage: quand un physicien aborde un problème et que le même problème est abordé par un pédologue, ce n'est pas facile d'arriver aux conclusions rapidement. On est forcé de trouver un arbitre ou un traducteur pour venir aux termes simplifiés du dialogue et cela fait perdre beaucoup de temps.
Les mécanismes, pour en revenir, c'est en fin de compte une idée physique qu'on n'est pas encore capable de quantifier mais ceci est indispensable pour aborder que ce soit pour les mesures sur le terrain, que ce soit pour les premières équations que l'on va jeter sur un papier, je crois qu'il nous faut à nous tous savoir ce que l'on veut, pour arriver aux finalités de la modélisation, il faut que ce soit bien clair, ensuite dans la mesure du possible qu'on ait un schéma mental unique à base sur la physique et ensuite le dialogue continue.

(autre intervenant)
J'aimerais que l'on revienne sur les sites ateliers: j'aimerai pousser la réflexion entre la point 3 et le point 4, ce n'est pas tout à fait clair: j'ai l'impression que dans un cas, c'est peut-être plus des sites de recherche pour comparer des modèles, alors que dans le point 4 il y aura un peu en plus des aspects de gestion dans la mesure où l'on serait sur un site de grandeur réelle avec si pollution existante il y aurait des mesures à prendre et à ce moment là on y irai plus vers le site y compris d'expérimentation. Je ne sais pas si il y a une distinction aussi nette entre les deux.

(M. Ledoux)
La distinction entre le point 3 et 4 était la suivante: le point 3 et 4 c'est regarder ce qui est acquis actuellement, quels sont les jeux de données théoriques qui peuvent servir pour fabriquer des problèmes qu'on poserait à des groupes de travail, quels sont les jeux de données de laboratoires qui peuvent être proposées et quels sont les sites existants qui peuvent donner lieu à des données intéressantes pour démontrer la validité de modèles, c'est à dire la façon dont ils appréhendent les mécanismes, la façon dont ils sont capables de représenter le milieu. Dans l'étape 4 qui porte peut-être pas un bon titre, la validation c'est de créer ces sites, car il est peu probable que l'on trouve des sites d'accueil où les données existent déjà pour valider l'ensemble des mécanismes dont on a besoin. Par contre, dans le point 4, on chercherait un site pollué par exemple et conférait l'investigation de ce site en ce qui concerne la connaissance des milieux d'étude, le choix des mécanismes et on emploierait les modèles. Il y a une idée supplémentaire: est-ce qu'on prend un site pollué pour se placer à la méga échelle qui est celle où on veut faire des prévisions et l'autre idée c'est de prendre des systèmes géochimiques naturelles (des altérations de sites miniers.) ce sont des approches déjà utilisées parmi les gens qui s'occupent d'analyses de sûreté des déchets radioactifs, il y aurait intérêt à transposer ce type d'approche à tout autre type de polluants.

(M. Petit)
Le titre de la table ronde était priorité de recherche, quelles sont les priorités de recherche ?

(M. de Marsily)
Sur la validation: des exercices d'intercomparaison ont beaucoup porté sur des problèmes plus d'ordre mathématiques, la difficulté quand on fait une validation c'est que on a qu'un cas, on fait travailler une équipe sur un site donné, un site réel en général, et on essaie de démontrer que l'on peut représenter les phénomènes réels, puis il se trouve qu'un modèle fait bien et un autre fait mal, par exemple. Cette vérification ça va être très court, en quelque sorte, on sait bien que des modèles dans certain cas particulier ne vont pas marcher, la validation devrait être faite sur un ensemble de cas, si on a dix cas d'études, si on fait en particulier des prédiction un petit peu probabilistes, c'est dire, par exemple, la sortie doit être de telle ou telle grandeur, avec telle fourchette, il ne faut espérer d'attendre qu'un modèle donné fasse à 100% dans le mille, il y a donc toujours des marges d'erreurs. On est donc amené à engendrer soi même, de façon un peu artificiel, des jeux de données basés peut-être sur des cas réels, on multiplie artificiellement le nombre en faisant tourner des modèles générateurs quelconque de façon à avoir dix cas d'écoles.
Il faut savoir en moyenne que dans les dix cas, tel modèle donne dans 7 cas sur dix satisfaction et tel modèle ou telle méthode est plus ou moins appropriés à deux ou trois cas sur dix seulement.
Ceci est en train de se faire, cela se fait actuellement aux U.S.A. sur un cas particulier qui attrait d'ailleurs à des problèmes de stockage nucléaire,; cela a été testé en Angleterre avec des résultats tout à fait lamentables car les équipes impliquées dans ces comparaisons ont vu dans le cas qui était un cas théorique mais représentant une zone géographique donnée, ils ont rajouté ce qu'ils

croyaient savoir de la zone en question, ils n'ont pas suivi les données qui leur ont été fournies, si bien qu'ils ont fait un flop fantastique. Donc ce sont des choses assez difficiles sur lesquelles il faudrait faire une préalable importante avant de pouvoir lancer des équipes à faire des travaux tout à fait utiles et intéressant de validation.

(autre intervenant)
Dans la suite de ce que disait Ledoux à l'instant , à savoir sur les sites caractérisés par des pollutions importantes, dans le suivi pour les eaux superficielles, je suis un peu étonné que personne n'ait cité la recherche historique sur les sédiments qui constituent pour les eaux superficielles une véritable mine d'informations, il y aurait sans doute un point à développer car les polluants stockent notre information sur les problèmes de pollution et on peut remonter très loin, ressuivre assez facilement l'histoire de la pollution et de sa dispersion.

(autre intervenant)
Je voudrais insister sur le fait que, d'une part, il faudrait voir pas un seul site et essayer de rassembler quelque part des données qui ne sont pas déjà très nombreuses, des sites pour valider des modèles, pour pouvoir les valider sous plusieurs conditions.
Deuxième point: il ne suffit pas de sélectionner des sites et avoir les données, il faudrait définir un théâtre de validation pour que les gens puissent se repérer par rapport au résultat du modèle. En fonction de la réalisation d'un analyse sur une telle technique ou sur une autre, il faudrait qu'on puisse avoir des choses qui soient comparables. Au niveau de la validation, il faudrait y avoir un cadre pour chaque type de modèle.

(autre intervenant)
Je voudrais simplement rappeler à l'attention des décideurs que le groupement d'Intérêt publique Hydrosystème Continentaux est né et va se mettre en route sous le nom de GIP Hydrosystème prochainement. Parmi les tâches, les grandes options de ce projets, il y a les sites-ateliers, les sites expérimentaux..La recherche devrait bénéficier d'un peu plus de soutien par l'intermédiaire de cette structure.

(M. Carbonnel)
Au niveau des priorités de recherche, je pense qu'elles sont contenues dans cette liste, mais évidemment, elles n'ont pas le même niveau de priorité pour le ministère de l'Environnement. Au contraire, ces deux journées ont prouvé qu'on pouvait embrasser l'ensemble de la problématique et, de ce fait ces priorités, sont des priorités générales dont certaines sont à "revendre" aux organismes tels le CNRS, le CEMAGREF ou l'INSU, dans le cadre par exemple, du Grand Programme National d'Hydrologie qui est en train de se mettre en place et d'autres priorités plus opérationnelles et plus proches des besoins des services du ministère deviendront à ce moment là nos priorités. C'est à peu grâce à la diffusion des idées issues de ce séminaire que les uns et les autres retrouveront leurs priorités.

(M. Pointet)
Un des objectifs bien atteint était l'identification de priorités de recherche. Ces priorités de recherche dans un futur immédiat doivent servir de cadre et de guide pour des actions en propre (laboratoires, des organismes qui ont participé), servir également à informer les organismes de décisions pour bien formuler leurs questions et pour s'accoutumer à la notion d'incertitude sur les résultats numériques qu'on est amené à fournir en aval des simulations, et doivent également servir dans le cas des actions incitatives, que ce soit les actions incitatives de la DRAEI, ou du FRT au M.R.E. , les actions qui vont être programmées dans le cadre du GIP. Un petit mot aussi pour dire que tout ce qui touche à la pollution, à la santé humaine revêt un caractère de priorité

d'urgence. Ceci est immédiatement associé à des notions de normalisation, de prise en charge par la communauté européenne et à partir de ce moment là, on est tout de suite mis sur un plan de concurrence avec les autres pays de l'Europe des 12. Il devient important et urgent de se tenir dans la course et d'engager des actions pour que cet avantage en matière de volume de résultats n'échappe pas, car généralement, on s'aperçoit que quand la normalisation est faite , c'est toujours profitable à celui qui en a produit les résultats.

FIN

LISTE DES PARTICIPANTS

Monsieur Aboujaoudé Adel
L.H.F

6, rue de Lorraine

38130 ECHIROLLES

Monsieur P. ACKERER
Institut de Mécanique des Fluides
Université Louis Pasteur

2, rue Boussaingault

67000 Strasbourg

M. Jaime AGUIRRE-PUENTE
Centre de Géomorphologie du CNRS

Rue des Tilleuls

14000 CAEN

Madame Nadine AIRES
Agence de l'Eau Seine Normandie

51, rue Salvadore Allende

92027 NANTERRE CEDEX

Madame C. AMBROISE-RENDU
CEMAGREF

3bis, quai Chauveau

69336 LYON CEDEX 09

Monsieur C. ANDING

Domaine de la Source, 2

69630 Chaponost

Mme Alexandra ANGELIAUME
ENS Fontenay-St Cloud
CNRS-Centre Biogéographique et Ecologie

La Grille d'Honneur
Le Parc

92211 ST CLOUD

Madame Marie-Pierre ARLOT
CEMAGREF
Division Drainage

Parc de Tourvoie
B.P. 121

92185 ANTONY CEDEX

Monsieur Thierry ARNAUD
ARM Biotechnology

Z.I. Grande Marine
B.P. 33

84800 ISLE/SORGUE

Monsieur AUBERT
CERBOM

1, Avenue Jean Lorrain

06300 NICE

Monsieur Jean-Yves AUSSEUR
BRGM
Direction Technique EAU

B.P. 6009

45060 ORLEANS CEDEX 2

Monsieur Hugues AYSPHASSORO
CEMAGREF
Division Qualité des Eaux

50, avenue de Verdun
B.P. 3

33611 GAZINET

Monsieur Marc BABUT
Agence de l'eau Rhin-Meuse

B.P. 19

57161 MOULINS LES METZ CEDEX

Madame Wrille BAER
INRA
Laboratoire des Sols

Centre de Grignon

78850 THIVERVAL GRIGNON

Monsieur BALLAND
Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse

31, rue Jules Guesde

69310 PIERRE BENITE

INRA

Rue Fernand Christ
B.P. 101

02004 LAON CEDEX

Monsieur P. BEHRA
Institut de Mécanique des Fluides
Université Louis Pasteur

2, rue Boussingault

67000 Strasbourg

Monsieur René BELAMIE
CEMAGREF

3bis, quai Chauveau

69336 LYON

Monsieur René BELAMIE
CEMAGREF

3bis, quai Chauveau

69336 LYON

Monsieur Gilles BILLEN
Université Libre de Bruxelles
Groupe de Microbiologie des Milieux Aquatiques
CP 221
Campus de la Plaine

1050 Bruxelles BELGIQUE

Monsieur C. BOCQUILLON
Université des Sciences et Techniques du Languedoc
Laboratoire d'Hydrologie et Modélisation
Place Eugène Bataillon
Case courrier 56

34060 MONTPELLIER

Monsieur Jean-Yves BOTTERO
CNRS
Laboratoire Environnement et Minéralurgie
BP 40

54501 VANDOEUVRE cedex

Madame Françoise BOUNEB
INRA
Station de Phytopharmacie

Route de Saint Cyr

78026 VERSAILLES cedex

Madame Françoise BOUNEB
INRA
Station de Phytopharmacie

Route de Saint Cyr

78026 VERSAILLES cedex

Monsieur S. BOURGEOIS
Laboratoire des sols
INRA

Centre de Grignon

78850 THIVERNAL-GRIGNON

Monsieur Bernard BOUTIER
IFREMER NANTES

B.P. 1049

44037 NANTES

Monsieur J. C. BOUTONNET
ELF ATOCHEM

95, rue Danton

92300 LEVALLOIS PERRET

Mme Elodie BRELOT - WOLFF
CISE/INSA
Laboratoire Méthodes

INSA Bât. 304
20, avenue Albert Einstein

69621 VILLEURBANNE cedex

Madame Evelyne BRUN
CNRS
Programme Environnement

15, quai Anatole France

75700 PARIS

Monsieur Michel BUES
Ecole Nationale Supérieure de Géologie
Laboratoire de Géomécanique

Rue du Doyen Marcel Roubault
B.P. 40

54501 VANDOEUVRE LES NANCY

Monsieur François CABON
Centre d'Informatique Géologique
Ecole des Mines de Paris

35, rue Saint-Honoré

77305 FONTAINEBLEAU CEDEX

Monsieur CADIOU
Agence de Bassin Seine-Normandie

51, Boulevard Salvador Allende

92027 NANTERRE CEDEX

Madame Myriam CALLE
Agence de l'Eau Seine Normandie

51, rue Salvadore Allende

92027 NANTERRE cedex

Monsieur J. CAPBLANCQ
Université Paul Sabatier
Laboratoire Hydrobiologie

118, route de Narbonne

31062 Toulouse Cédex

Monsieur T. CAQUET
Université de Paris-Sud

Laboratoire d'Ecologie et de Zoologie
Bt 442

91405 Orsay Cedex

Monsieur J.P. CARBONNEL
Ministère de l'Environnement
DRAEI
Division Sol-Eau-Air
14, Bd du Général Leclerc

92524 Neuilly sur Seine Cedex

Madame Nadia CARLUER
ENGREF

19, avenue du Maine

75015 PARIS

Monsieur J.M. CASES
Ecole Nationale Supérieure de Géologie

Rue du Doyen Marcel Roubault
BP 40

54500 Vandoeuvre les Nancy Cedex

Monsieur Bernard CAUSSADE
Institut de Mécanique des Fluides
Banlève

2, av. du Professeur Camille Soula

31400 TOULOUSE

Monsieur Didier CERCEAU
Equipe Cousteau

233, rue du Faubourg St-Honoré

75405 PARIS cedex 08

Monsieur CHAAB
CISE ISN
Laboratoire de Géologie

1, place Leclerc

Monsieur Alain CHALAMET
Université de Lyon I
Ecologie microbienne - URA 1450

Bat. 405
43, Boulevard du 11 Novembre 1918

69622 VILLEURBANNE

Madame Véronique CHAPLAIN
INRA
ESPCI Laboratoire de Physico-chimie
Macromoléculaire
10, rue Vauquelin

75231 PARIS CEDEX 05

Monsieur Christophe CHARRIER
Laboratoire des Sciences de
l'Environnement
ENTPE
Rue M. Audin

69518 VAULX EN VELIN CEDEX

Madame N. CHARTIER-TOUZE
Ministère de l'Environnement
DRAEI
Division Sol-Eau-Air
14, Bd du Général Leclerc

92524 Neuilly sur Seine Cedex

Monsieur Pierre CHAUVE
Université de Franche-Comté

Place Leclerc

25000 BESANCON

Madame Laurence CHEFDOR

29, rue Branly

95140 GARGES LES GONESSES

Monsieur André CHESTERIKOFF
Institut d'Hydrologie et Climatologie

4, place Jussieu
Tour 26 5ème étage
Boîte 122
75005 PAIS

Monsieur CHEVREUIL
Institut d'Hydrologie et de Climatologie
Laboratoire de Géologie Appliquée
UPMC
4 place Jussieu
Case 123

75OO5 Paris cedex 05

Monsieur J.F. CHIFFOLEAU
IFREMER
Laboratoire Chimie des Contaminants et m
odélisation
Rue de l'Ile d'Yeu
B.P 1049

44037 NANTES CEDEX 01

Monsieur Philippe CIFFROY
EDF

6, quai Watier

78000 CHATOU

Monsieur COLLIN
Bureau de Recherches Géologiques et
Minières

BP 6009

45060 Orléans Cedex

Monsieur COOPER
Faculté de Pharmacie
Laboratoire de Chimie Analytique

Avenue Charles Flahault

34060 MONTPELLIER CEDEX

Madame Marina COQUERY
IFREMER

B.P. 1049
Rue de l'Ile d'Yeu

44037 NANTES CEDEX 01

Monsieur Oscar CORDEIRO-NETTO
CERGRENE/ENPC

La Courtine

93167 NOISY LE GRAND cedex

Mlle Laurence CORVI

12, passage Le Pic

75018 PARIS

MONSIEUR DANIEL COSSA
IFREMER
DEPARTEMENT MILIEU ET RESSOURCES
LABORATOIRE CHIMIE-ENVIRONNEMENT
RUE DE L'ILLE D'YEU
BP 1049

44037 NANTES CEDEX

Monsieur Olivier COULON
Agence de Loire-Bretagne
Service Milieu Naturel

Avenue de Buffon
B.P. 6339

45063 ORELANS cedex 2

Monsieur Alain COURADIN
TRIAS SSCE
Service AUDIT

Parc d'Entreprises de Villefontaine
29, rue de Condorcet

38090 VAULX MILIEU

Monsieur Gilles CREUZOT
DIREN CENTRE SEMA

131, rue du Faubourg Bannier

45042 ORLEANS cedex

Monsieur Jacques CRUETTE
ORSTOM

213, rue La Fayette

75010 PARIS

Monsieur Jacques CRUETTE
ORSTOM

213, rue La Fayette

75010 PARIS

Monsieur Jacques CRUETTE
ORSTOM

213, rue La Fayette

75010 PARIS

Monsieur E. DABENE
Ministère de L'Agriculture
DERF

19, avenue du Maine

75732 Paris Cedex 15

Monsieur Manuel DAHINDEN

69bis, rue Brancion

75015 PARIS

Madame M. DANTAS DE AQUINO
Ecole des Hautes Etudes en
Sciences Sociales

2, rue Pierre Marcen

94250 GENTILLY

Monsieur Stéphane DAUPHIN
Laboratoire des Ponts et Chaussées

B.P. 19

44340 BOUGUENAIS

Monsieur Michel de la SERVE
CIRAD

42, rue Scheffer

75016 PARIS

Madame Eliane de LAVAUR
INRA
Laboratoire de Phytopharmacie

Route de Saint Cyr

78000 VERSAILLES

Monsieur G. DE MARSILY
Université Pierre et Marie Curie
Laboratoire de Géologie Appliquée

4, place Jussieu

75252 Paris Cedex 05

Pr. Alain DECARREAU
Laboratoire de la Surface
INSU
Université de Poitiers
40, av. du Recteur Pineau

86022 POITIERS CEDEX

Monsieur Philippe DEGARDIN
Agence de l'Eau Seine Normandie

51, rue Salvadore Allende

92027 NANTERRE CEDEX

Monsieur Philippe DEGARDIN
Agence de l'Eau Seine Normandie

51, rue Salvadore Allende

92027 NANTERRE CEDEX

Monsieur Alain DELACOURT
ENGREF

648, rue J.F. Breton
B.P. 5093

34033 MONTPELLIER CEDEX 01

Monsieur André Bernard DELMAS
INRA

65, rue de St Brieuc

35042 RENNES CEDEX

Monsieur DESBORDES
Université des Sciences et Techniques du Languedoc
Laboratoire d'Hydrologie
Place Eugène Bataillon

34060 MONTPELLIER

Madame Delphine DHAINAUT
Agence de l'Eau Artois-Picardie

764, Boulevard Lahure
B.P. 818

59508 DOUAI Cedex

Monsieur Loannis DIMOPOULOS
IDE Environnement
U.P.S - L.B.Q Toulouse

Madame Sylvie DOUSSET
ENSAIA - Nancy

2, avenue de La Forêt de haye

54505 VANDOEUVRE

Monsieur DROGUE
Université des Sciences et Techniques du Languedoc
Laboratoire d'Hydrogéologie
Place Eugène Bataillon

34060 MONTPELLIER CEDEX 01

Mme Monique DUBINSKY
Communauté Urbaine Strasbourg
Service Environnement

Centre Administratif
1, plac de l'étoile
B.P. 1049/1050
67000 STRASBOURG

Madame Claire DUCROCQ
CNRS-ICSN

91198 GIF SUR YVETTE

Monsieur Robert DURAND
CIRKA/Eco Conseil

6, allée Brinde Jonc

83500 LASEYNE SUR MER

Madame H. DUSSERRE
Ministère de l'Environnement
DRAEI
Division Sol-Eau-Air
14, Bd du Général Leclerc

92524 Neuilly sur Seine

Monsieur Bernard DUVOUX
CEMAGREF

Division Qualité des Eaux
14, avenue de Saint Mandé

75012 PARIS

Monsieur d'ORNELLAS
Ministère de l'Environnement
Direction de l'Eau

14, Boulevard du Général Leclerc

92524 NEUILLY SUR SEINE CEDEX

Madame P. EBNER
Ministère de l'Environnement
SRETIE

14, Bd du Général Leclerc

92524 Neuilly/Seine Cedex

Monsieur Michel ECHAUBARD
Institut National Agronomique

16, rue Claude Bernard

75231 PARIS cedex 05

Monsieur Y. ERAUD
Agence de l'Eau Seine-Normandie

2 bis, rue de l'Ecrivain

89100 Sens

Madame Annie ERHARD-CASSEGRAIN
DRAEI
Ministère de l'Environnement

14, Bld du Général Leclerc

92524 NEUILLY SUR SEINE

Monsieur Etienne EVERBECQ
Université de Liège
Institut de Physique

B 5 Saat Tilman

B4000 BELGIQUE

Monsieur Marc EWALD
Université de Bordeaux I

351, cours de la Libération

33405 TALENCE CEDEX

Monsieur Robert FABRIOL
BRGM

BP 6009

45000 ORLEANS

Monsieur Nils FAUCHON
Compagnie Générale des Eaux

52, rue d'Anjou

75008 PARIS

Monsieur J.B. FAURE
CEMAGREF
Division Hydrologie Hydraulique

3bis, quai Chauveau

69336 LYON CEDEX 09

Monsieur FONTANEL
Faculté de Pharmacie
Laboratoire de Chimie Analytique

Avenue Charles Flahault

34060 MONTPELLIER CEDEX

Monsieur Jean-Pierre FORTIN
INRS-Eau

2800, rue Einstein, suite 105
Case postale 7500
SAINTE FOY - QUEBEC
G1V4C 7 CANADA

Madame Rosa-M. FREIRE FORMIGA
Laboratoire Théorie des Mutations Urbaines

I.F.U.
4, rue Nobel
Cité Descartes-Champs sur Marne
77436 MARNE LA VALLEE cedex 2

Monsieur Joël GAILHARD
EDF/DER

6, quai Watier

78000 CHATOU

Monsieur Gilles GALEA
CEMAGREF Lyon

3, quai Chauveau

69009 LYON

Monsieur Mourad GARMOUMA
Laboratoire de Géologie Appliquée - IHC

4, place Jussieu

75252 PARIS cedex 05

Madame Chantal GASCUEL
INRA - Science du Sol

65, route de St-Brieuc

35042 RENNES cedex

Madame Nathalie GASSAMA
Laboratoire de Géochimie des Eaux
Université Paris VII

2, place Jussieu
Tour 53-54 - 5ème étage

75251 PARIS cedex 05

Monsieur Jean-Paul
LTHE

B.P. 53X

38041 GRENOBLE

Monsieur Maxime GHIO
DIREN Centre (SEMA)
Division Hydrologie Quantitative

131, rue du Faubourg Bannier
B.P. 34

45016 ORLEANS CEDEX 1

Mme Janine GIBERT
Université Lyon I
URA/CNRS 1451

Bât. 403
43, bld du 11/11/1918

69622 VILLEURBANNE cedex

Madame Elizabeth GILIBERT
Compagnie Internationale de Serices et d'Environnement

250, route de l'Empereur

95508 REUIL MALMAISON CEDEX

Monsieur Georges GIRARD
ORSTOM

10, rue Paul Couderc

92230 SCEAUX

Monsieur Jean-Louis GONZALEZ
IFREMER

Z.P. de Brégaillan
B.P. 330

83507 LA SEYNE SUR MER CEDEX

Mme Véronique GOUY
CEMAGREF

3bis, quai Chauveau

69336 LYON

Monsieur Bernard GRENET
Agence de l'Eau Seine Normandie

51, rue Salvadore Allende

92027 NANTERRE CEDEX

Monsieur Francis GRIVEAU
Société Environnement et Sécurité

82, boulevard de Cimiez

06000 NICE

Monsieur Daniel GUEDALIA
Laboratoire d'Aérologie

118, route de Narbonne

31062 TOULOUSE CEDEX

Madame Chantal GUENETTE
SINTEF Applied Chemistry

Gryta 2, Brattora

N7034 TRONDHEIM

Monsieur GUILBOT
VERSEAU S.A

Parc Scientifique Agropolis

34980 MONTFERRIER sur LEZ

Monsieur Vincent GUINOT
LHF - Laboratoire d'Hydraulique de France

6, rue de Lorraine

38130 ECHIROLLES

Monsieur Christian GUYOT
RHONE-POULENC AGRO

14, rue Pierre Baizet

69009 LYON

Mme Rouhia HABATIA
Centre de Géomorphologie du CNRS

Route des Tilleuls

14000 CAEN

Monsieur Jamal HADDADIN
G.P.B.A/L.S.G.C - CNRS - ENSAIA

2, avenue de La Forêt de Haye
B.O.P. 172

54500 VANDOEUVRE LES NANCY

Monsieur Alain HITA
EDF/DER

4, quai Watier

78400 CHATOU

Monsieur P. HUBERT
Centre d'Informatique Géologique
Laboratoire d'Hydrogéologie Mathématique

35, rue Saint-Honoré

77305 FONTAINEBLEAU

Monsieur Jacques HUBSCHMAN
CIMA - URA 366 CNRS
Université Toulouse II

5, allée Antonio Machado

31058 TOULOUSE cedex

Monsieur Patrick JARRIGE
CERAMEB - Bordeaux
Université de Bordeaux I

351, rue de la Libération

33405 TALENCE

Monsieur Patrick JARRIGE
CERAMEB - Bordeaux
Université de Bordeaux I

351, rue de la Libération

33405 TALENCE

Monsieur Didier JEZEQUEL
Laboratoire de Géochimie des Eaux
Université de Paris VII

2, place Jussieu
Tour 53-54, 5ème étage

75251 PARIS cedex 05

Monsieur Jean-Marie JOUANNEAU
Département de Géologie et d'Océanographie
Université Bordeaux I
351, cours de la Libération

33405 TALENCE CEDEX

Mlle JUMILLY Sophie
IFEN

17,rue des Huguenots

45058 ORLEANS CEDEX 01

Madame Brigitte KAISER
Université Paris VII et U.A 141 CNRS

115, avenue de Paris

78000 VERSAILLES

Monsieur L. KAUARK-LEITE
S.A.F.E.G.E

Parc de l'Ile
15/27, rue du Port
BP 727
92007 Nanterre Cedex

Monsieur Aziz KHELIL
I.R.H. Génie de l'Environnement

24, rue du Dauphiné

69360 SEREZIN DU RHONE

Monsieur Jean KUGLER
DIREN Bassin Rhin-Meuse
Division Planification-Expertise-Programmation
4, rue Wilson

57046 METZ cedex 1

Madame Florence LAGARDE
CNRS Laboratoire de Chimie Minérale et Analytique
E.H.I.C.S
1, rue Blaise Pascal

67008 STRASBOURG CEDEX

Monsieur Gérard LANDRAGIN
Agence de l'Eau Rhin-Meuse

B.P. 19

57161 MOULINS LES METZ CEDEX

Monsieur LAZZARO
ORSTOM

213, La Fayette

75480 PARIS cedex 10

Monsieur Yves LE BARS
CEMAGREF

Parc de Tourvoie

92160 ANTONY

Monsieur Pierre LE HIR
IFREMER

Centre de Brest
B.P. 70

29280 PLOUZANE

Madame Marie-Noëlle LE ROUX
Université Bordeaux I

351, Cours de la Libération

33405 TALENCE cedex

Monsieur Pierre LE THIEZ
Institut Français du Pétrole

1 et 4, avenue de Bois Préau
B.P. 311

92506 REUIL MALMAISON

Monsieur Luc-Andre LECLERC
C.E.M.A.G.R.E.F

Parc de Tourvoie

92160 Antony

Monsieur E. LEDOUX
Ecole des Mines de Paris

35, rue Saint Honoré

77305 Fontainebleau Cedex

Monsieur C. LEFROU
Bureau de Recherches Géologiques et Minières

BP 6009

45060 Orléans Cédex 02

Monsieur legret
Laboratoire des Ponts et Chaussées

B.P. 19

44340 BOUGUENAIS

Monsieur Daniel LEJEUNE
ELF

Tour Elf

92078 LA DEFENSE

Madame LEMOIGNE
Hydroplus

13, rue St Florentin

75008 PARIS

Madame Maryse LENFANT
CNRS-ICSN

91198 GIF SUR YVETTE

Mlle Gwenola LESTARQUIT
CIG - Ecole des Mines de Paris

35, rue Saint Honoré

77305 FONTAINEBLEAU

Monsieur Christian LEVEQUE
O.R.S.T.O.M

213, rue La Fayette

75480 Paris Cedex 10

Monsieur LEVIANDIER
CEMAGREF

Parc de Tourvoie

92160 ANTONY

Monsieur José LISE
TRANSOFT INTERNATIONAL

82, rue de Paris

EPINAY SUR SEINE

Monsieur Roger LOHOU
C.E.A.R./CNRS

29, rue Jeanne Marvig

31055 TOULOUSE CEDEX

Monsieur Marc LOINTIER
ORSTOM

ORSTOM B.P. 5045

34032 MONTPELLIER

Madame Véronique LOIZEAU
IFREMER/DEL

B.P. 70

29280 PLOUZANE

Madame Hélène LUBES
ORSTOM
Laboratoire d'Hydrologie

911, Avenue Agropolis
B.P. 5045

34032 MONTPELLIER

Monsieur MADE Benoît
Ecole des Mines de Paris/CIG

35, rue St Honoré

77305 FONTAINEBLEAU Cedex

Monsieur Pierre MAGNICO
Institut de Mécanique des fluides-HMP
CR6CNRS

2, rue Boussingault

67000 STRASBOURG

Madame E. MAILLOUX
Compagnie Générale des Eaux

52, rue d'Anjou

75008 Paris

Madame Karine MALATRE
EDF

6, quai Watier

Monsieur Jacky MANIA
Université de Franche-Comté

Place Leclerc

25000 BESANCON

Monsieur Bruno MANOHA
EDF
Département Environnement

6, quai Watier

78400 CHATOU

Mme Elise MARCANDELLA
Laboratoire de Géomécanique ENSG-INPL

Rue du doyen Marcel Roubault
B.P. 40

54501 VANDOEUVRE LES NANCY

MONSIEUR MARGAT
B.R.G.M.

BP 6009

45060 ORLEANS CEDEX

Madame Florence MARIE
Ministère de l'Agriculture

19, avenue du Maines

75732 PARIS cedex 15

Madame Anne MARTELAT
Institut de Mécanique des Fluides

2, rue Boussingault

67000 STRASBOURG

Monsieur Serge MARTIN
Ministère de l'Evironnement
Direction de la Recherche et des
Affaires Economiques et Internationales
14, Bld du Général Leclerc

92524 NEUILLY SUR SEINE CEDEX

Monsieur MASBERNAT
Institut de Mécanique des Fluides
Banlève

2, Avenue du Professeur Camille Soula

31400 Toulouse

Monsieur Philippe MEROT
INRA

65, Route de St Brieuc

35042 Rennes cedex

Monsieur Guy MEUBLAT
GIP Hydrosystèmes

82, avenue Parmentier

Monsieur Claude MCHEL
CEMAGREF

Parc de Tourvoie
B.P. 121

92185 ANTONY CEDEX

Monsieur Jacques MORELLI
CNRS
Institut de Biogéochimie Marine
Ecole Normale Supérieure
1, rue Maurice Arnoux

92120 MONTROUGE

Madame Karima MOUFTI
Laboratoire de Physique et Chimie de l'Atmosphère
Université Paris VII
Tour 44/43 - 3ème étage
Département Environnement
2, place Jussieu
75251 PARIS cedex

Mlle Laurence MOULIN
Fondation Deutsch de la Marthe

37, Bld Jourdan

75014 PARIS

Madame Catherine MUNSCHY
IFREMER

Rue de l'Ile d'Yeu

44037 NANTES CEDEX 01

Mme Tatiana MUXART
Laboratoire de Géographie Physique
CNRS

1, place Aristide Briand

92190 MEUDON

Monsieur Nilo NASCIMENTO
ENPC/CERGRENE

La Courtine

93167 NOISY LE GRAND

Monsieur Michel ODIER
Ministère de l'Environnement
DE/ Bureau des données sur l'Eau

14, boulevard du Général Leclerc

92524 NEUILLY SUR SEINE cedex

M. Jean Claude Oppeneau
Ministère de l'Environnement
Direction de la Recherche et des Affaires Economiques et Internationales
14, Bd du Général Leclerc

92524 Neuilly sur Seine

Madame Catherine OTTLE
CNRS/CRPE

10-12, avenue de l'Europe

78140 VELIZY

Monsieur Jamal OUAZZANI
CNRS-ICSN

91198 GIF SUR YVETTE

Monsieur OUDIN
Agence de Bassin Loire-Bretagne

Avenue de Buffu

45063 Orléans la Source

Monsieur PAPOZ
Office International de l'Eau

21, rue de Madrid

75008 Paris

Monsieur Renaud PEIRANI
Ministère de l'Industrie

5, rue Barbet de Jouy

75353 PARIS cedex 7

Madame Corinne PERRIN-GANIER
Laboratoire Phytopharmacie
ENSAIA

2, avenue de La Forêt de Haye

54600 VANDOEUVRE LES NANCY

Madame Véronique PETIT
INERIS

Parc Technologique ALATA
BP 2

60550 VERNEUIL EN HALATTE

Madame Valérie POT
Laboratoire de Géologie Appliquée
Université de P. & M. Curie

Tour 26.00
4, place Jussieu

75252 PARIS

Monsieur Jean PRYGIEL
Agence de l'Eau Artois-Picrdie

764, Bld Lahure

59508 DOUAI cedex

Monsieur Rivo RADASOA
Laboratoire TMU
Institut Français d'Urbanisme
Paris VIII
4, rue Nobel Cité Descartes
Champs sur Marne

77436 MARNE LA VALLEE

Madame RENARD
Société TRANSOFT

82, rue de Paris

93080 EPINAY/SUR/SEINE

Monsieur Michel-Alain ROCHE
ORSTOM

B.P. 5045

34032 MONTPELLIER

Monsieur D. PETER
Ministère de l'Environnement
Direction de l'Eau

14, Bd du Général Leclerc

92524 Neuilly sur Seine

Monsieur François PHARABOD
CNRS-PIRSEM

1, rue du Cerf

92195 MEUDON

Monsieur Michel POULIN
CIG - Ecole des Mines de Paris

35, rue Saint Honoré

77305 FONTAINEBELAU

Monsieur Bernard QUETIN
Institut de l'Environnement
International

16, avenue Berthelot

69007 LYON

Monsieur Patrick RANAIVO
CEMAGREF DAAN

Parc de Tourvoie
B.P. 121

92185 ANTONY CEDEX

Monsieur Paul ROBIN
INRA - Bioclimatologie

65, route de St Brieuc

35042 RENNES CEDEX

Monsieur Philippe ROGIER
ENGREF

59, rue du Cardinal Lemoine

75005 PARIS

Monsieur Louis ROMANA
IFREMER
Laboratoire Chimie des Contaminants et Modélisation
IFREMER, CENTRE DE TOULON
B.P 330

83507 LASEYNE SUR MER

Mademoiselle Laurence SABLIER
Université de Lyon I
Ecologie Microbienne
URA 1450
Bat. 405
43, Boulevard du 11 Novembre 1918

69622 VILLEURBANNE

Monsieur Gérard SACHON
CEMAGREF

14? avenue de Saint-Mandé

75012 PARIS

Monsieur Olivier SALIGNAT
EDF/DER/GEE

6, quai Watier

78410 CHATOU

Monsieur J.L. SALLERON
Agence de l'Eau Rhin-Meuse

Le Longeau
BP 36
Rozerieulles
57160 Moulins Les Metz

Monsieur J.C. SALOMON
IFREMER - Centre de Brest
Laboratoire d'Hydrologie Dynamique

B.P 70

29280 Plouzané

Monsieur Guy SAMADEN

8, rue de Conflans

95220 HERBLAU

Monsieur G. SARAZIN
Univ. Paris VII
Laboratoire de Géochimie des Eaux

4, Place Jussieu

75005 Paris

Monsieur Jean-Pierre SAUTY
BRGM

BP 6009

45000 ORLEANS CEDEX

Monsieur M. SCHIAVON
CNRS-INPL

ENSAIA
2, avenue de la Forêt de Haye
B.P.172
54505 Vandoeuvre les Nancy Cedex

Monsieur SCRIBE
Laboratoire de Physique
et Chimie Marines
Université P. et M. Curie
tour 24-25 , 5éme étage
4, place Jussieu

75252 Paris Cedex 05

Madame Marie-Françoise SEVRAIN
Université de Paris 7
UF Environnement

2, place Jussieu

75007 PARIS

Monsieur Pascal SIEGEL
Institut de Mécanique des Fluides

2, rue Boussingault

67000 STRASBOURG

Monsieur Dominique SIMEONE

8, Boulevard Saint-Marcel

75005 PARIS

Monsieur Yvon SIOU
Agence de l'Eau Seine-Normandie

Rue du Docteur Guérin

60200 COMPIEGNE

Monsieur Vincent SOUBEYRAN
Institut de Topologie et de Dynamique
des Systèmes - ITODYS

1, rue Guy de la Brosse

75005 PARIS

Monsieur Michel SOULIE
VERSeau/UMT

Parc Scientifique Agropolis

34397 MONTPELLIER cedex 5

Mr Per SVEUM
SINTEF Applied Chemistry

Gryta 2, Brattora

N-403 4 TRONDHEIM

Monsieur Philippe TARDY
Institut Français du Pétrole

1 et 4, avenue de Bois Préau
B.P. 311

92506 REUIL MALMAISON

Monsieur B. TASSIN
Ecole Nationale des Ponts et Chaussées
C.E.R.G.R.E.N.E

Boulevard du Mont d'Est

93167 Noisy Le Grand Cedex

Monsieur Jean-Marc THEBAULT
CNRS
Laboratoire d'Hydrobiiologie - UPS

118, route de Narbonne

31062 TOULOUSE CEDEX

Mlle Sylvie THIBERT
Laboratoire de Géologie Appliquée
Université Pierre et Marie Curie

4, place Jussieu

75232 PARIS cedex 05

Madame C. TILLIER
Roussel-Uclaf/Département Physique

102, route de Noisy

93230 Romainville

Madame Catherine TILLIER
INRA
Science du Sol

Route de St-Cyr

78000 VERSAILLES

Monsieur Régis TRABAC
Laboratoire des Sciences Chimiques
GPBA/ENSAIA

2, avenue de la Forêt de Haye

54600 VANDOEUVRE

Monsieur Michel TREMOLIERES
Université Louis Pasteur
Laboratoire de Botanique
U.E.R. de Sciences Pharmaceutiques
75, route du Rhin

F6740 1 ILLKIRCH Cedex

Monsieur TRIPATHI
Société TRANSOFT

82, rue de Paris

93080 EPINAY SUR SEINE

Monsieur J. TRONCZYNSKI
IFREMER

Rue de l'Ile d'Yeu
BP 1049

44000 Nantes

Monsieur C. TRUCHOT
Direction Régionale de l'Environnement
d'Ile de France

51, rue Salvadore Allende

92000 NANTERRE

Monsieur J.P. VANDERBORGHT
Laboratoire d'Océanographie Chimique
Université Libre de Bruxelles

Campus de La Plaine
Bld du Triomphe
C.P. 208
BRUXELLES

Monsieur VERREL
CEMAGREF

Parc de Tourvoie

92160 ANTONY

Monsieur D. VILLESSOT
Compagnie Internationale de Services et
d'Environnement

250, route de l'Empereur

92508 Rueil Malmaison Cedex

Monsieur Eric VIOLLIER
Laboratoire de Géochimie des Eaux
Université de Paris VII

2, place Jussieu
Tour 53-54 - 5ème étage

75251 PARIS cedex 055

Monsieur Thierry WINIARSKI
Laboratoire des Sciences de
l'Environnement

Rue M. Audin

69518 VAULX EN VELIN CEDEX

Monsieur Daniel ZIMMER
CEMAGREF

Parc de Tourvoie
B.P. 121

92185 ANTONY CEDEX

Monsieur J.M USSEGLIO-POLATERA
Laboratoire Hydrdaulique de France
Division Numérique

6, rue de Lorraine

38130 Echirolles

Monsieur VAUCLIN
Institut Mécanique de Grenoble
CNRS

BP 53

38041 Grenoble Cedex

Monsieur J.P VILLENEUVE
Institut National de la Recherche
Scientifique
Direction de l'Eau
2800 rue Einstein
CP 7500
Sainte-Foy Québec
CANADA G1V4C7

Madame Sophie VIOLETTE
Laboratoire de Géologie Appliquée
Université de Paris VI

4, place Jussieu

75005 PARIS

Monsieur Stanisla WICHEREK
ENS Fontenay - St Cloud
CNRS-Centre Biogéographique d'Ecologie

La Grille d'Honneur
Le Parc

92211 ST CLOUD

MONSIEUR LOTHAIRE ZILLIOX
UNIVERSITE LOUIS PASTEUR DE STRASBC
INSTITUT MECANIQUES DES FLUIDES UR/
CNRS 312
2, RUE BOUSSINGAULT

67083 STRASBOURG CEDEX