



HAL
open science

**Mesures et environnement : Actes des septièmes
journées du Diplôme d'études approfondies sciences et
techniques de l'environnement, organisées les 23 et 24
mai 1996, à Paris**

Christian Le Coz, Bruno Tassin, Daniel R. Thevenot

► **To cite this version:**

Christian Le Coz, Bruno Tassin, Daniel R. Thevenot. Mesures et environnement : Actes des septièmes journées du Diplôme d'études approfondies sciences et techniques de l'environnement, organisées les 23 et 24 mai 1996, à Paris. Journées du Diplôme d'Etudes Approfondies Sciences et techniques de l'environnement, May 1996, Paris, France. Presses de l'Ecole nationale des ponts et chaussées, pp.150, 1997, Actes des Journées du Diplôme d'Etudes Approfondies en Sciences et techniques de l'environnement, 2-85978-279-6. hal-01180156

HAL Id: hal-01180156

<https://hal.science/hal-01180156>

Submitted on 27 Jul 2015

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Sous la direction de Christian LE COZ

MESURES ET ENVIRONNEMENT

Actes des septièmes journées du Diplôme d'Études Approfondies
Sciences et techniques de l'environnement
organisées les 23 et 24 mai 1996, à Paris



Presses de l'école nationale des
Ponts et chaussées

Chez le même éditeur

Transfert des polluants dans les hydrosystèmes (1996)
sous la direction de Ch. LE COZ et D. THÉVENOT

L'eau dans la ville (1995)
sous la direction de C. LELONG et J.-C. DEUTSCH

Gestion intégrée des milieux aquatiques (1994)
sous la direction de Ch. LE COZ

La ville et le génie de l'environnement (1993)
sous la direction de B. BARRAQUÉ

Rejets urbains par temps de pluie : pollutions et nuisances (1993)
sous la direction de B. TASSIN et D. THÉVENOT

Gestion des eaux (4 vol.)
sous la direction de F. VALIRON

En application de la loi du 11 mars 1957, il est interdit de reproduire intégralement ou partiellement le présent ouvrage, sur quelque support que ce soit, sans autorisation de l'auteur, de son éditeur ou du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC, 3, rue Hautefeuille, 75006 Paris).

© 1997

ISBN 2-85978-279-6

Presses de l'école nationale des
Ponts et chaussées

49, rue de l'Université
75007 Paris

Sommaire

Acquisition des données

Approche normative de la « mesure » en sciences sociales	7
Christian LE COZ	
Métrologie de l'atmosphère urbaine : évolution de la mesure	17
Pascal E. PERROS	
Les déterminants de la demande en eau des centres secondaires et quartiers périurbains d'Afrique sub-saharienne : résultats d'études de cas au Bénin, au Niger et en Guinée	23
Janique ÉTIENNE et Alain MOREL À L'HUISSIER	
Mesures de la respiration dans les eaux usées	33
Martin SEIDL	

Représentativité des données

Limite de validité des sondages en sciences sociales	43
Manuel PERIÀÑEZ	
Bilan partiel sur la représentativité d'un réseau de surveillance forestier multi-milieu : RENECOFOR	53
Erwin ULRICH	
Mesure des vitesses de chute des particules dans les rejets urbains par temps de pluie	67
Emmanuelle LUCAS-AIGUIER, Ghassan CHEBBO, Peter HEDGES, Jean-Luc BERTRAND-KRAJEWSKI	
Conception d'un réseau de mesure de la qualité de l'air en milieu urbain : le réseau AIRPARIF en Ile-de-France	81
Christian RENAUDOT	

Exploitation des données

Une tentative de formalisation du rapport entre émissions polluantes et conditions de circulation sur la voirie rapide périurbaine	87
Jean-Marie BRABANT	
Mesure et exploitation de paramètres physiques en milieu lacustre	99
Pierre-Emmanuel BOURNET	

Exploitation de données pluviométriques en zone urbaine : cas de la Seine-Saint-Denis	113
Christian ROUX	
Apport des données issues de la télédétection à la compréhension des mécanismes générateurs d'écoulement : cas de bassins versants expérimentaux peu anthropisés	129
Pascal VINÉ	
Indicateurs d'altération de la qualité des eaux	141
Luc PEREIRA-RAMOS	
Liste des auteurs	151

ACQUISITION DES DONNÉES

APPROCHE NORMATIVE DE LA « MESURE » EN SCIENCES SOCIALES

Christian LE COZ, *CERGRENE*¹, ENPC, 6-8 avenue Blaise Pascal, Cité Descartes
Champs-sur-Marne, 77455 Marne-la-Vallée cedex 2, téléphone : 01.64.15.37.37,
télécopie : 01.64.15.37.64, email : le-coz@cergrene.enpc.fr

Résumé

Le mot de « mesure » appliquée aux sciences sociales de l'environnement est sans doute abusif. L'expression « acquisition de données » conviendrait probablement mieux. Mais si les auteurs en sciences sociales utilisent le mot de « mesure » si fréquemment, ce n'est pas seulement par provocation, mais parce que le « modèle » de la mesure en sciences expérimentales (de l'environnement) a beaucoup influencé les sciences sociales. En ce sens « la bonne mesure » a imposé ses règles et a défini une forme normative de mesure en sciences sociales de l'environnement. Les approches quantitatives tendent à devenir dominantes. Une typologie de trois grandes approches est esquissée : 1 les inventaires et les bilans (dont le cas particulier des bilans de flux), 2 les mesures « issues » des disciplines scientifiques, 3 les indicateurs spécifiques.

Un parallélisme est tenté en dernière partie entre le courant actuel de la normalisation en environnement (et donc de la mesure) et les évolutions constatées en sciences sociales de l'environnement.

1. Introduction

Il peut sembler incongru de juxtaposer les mots *mesure* et *sciences sociales*, même dans le domaine de l'environnement. Le mot *mesure* fait immédiatement référence à l'expérience. L'article « Méthodologie de la mesure » de l'Encyclopedia Universalis insiste sur ce caractère expérimental de la mesure dont *la mise en oeuvre rationnelle ouvre la voie à la description des phénomènes*. Selon ce critère, le mot *mesure* renvoie donc strictement au domaine des sciences expérimentales.

Les *sciences sociales* ne sont pas expérimentales alors pourquoi continuer ? Ce mot de *mesure* sera quand même utilisé de façon, certes, un peu provocante, alors qu'il conviendrait probablement d'employer les termes plus adaptés *d'acquisition de données*. Mais comme le champ de l'environnement ne se limite pas aux questions traitées par les sciences expérimentales, il peut être intéressant de mettre en perspective la manière dont les sciences expérimentales traitent la mesure et la conception en sciences sociales de l'acquisition de données ainsi que sa pratique.

Sans entrer dans une énumération exhaustive des sciences sociales en environnement, la définition proposée par (Lévi-Strauss, 1973) sera retenue ici. Il s'agit plus exactement d'une classification des sciences. « *Les sciences sociales comprendraient l'ensemble des études juridiques [...], s'y ajouteraient les sciences économiques et politiques, et certaines branches*

¹ CERGRENE : Centre d'Enseignement et de Recherche en Gestion des Ressources Naturelles et de l'Environnement. Laboratoire commun de l'École Nationale des Ponts et Chaussées et de l'École Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts (19 avenue du Maine, 75732 Paris Cedex 15).

de la sociologie et de la psychologie sociale » . Même si cette classification n'a pas été faite pour couvrir le champ de l'environnement, elle sera quand même employée par la suite.

Le regard porté sur la mesure dans les sciences expérimentales et sociales de l'environnement se fera selon une *approche normative*. Ces termes peuvent être compris au moins de deux manières différentes.

1. L'approche normative est celle qui définit la *bonne manière* de traiter une question ; ce qui doit être fait. Ce point de vue qui s'imposera à la mesure en sciences sociales sera pris en prenant comme référentiel les règles en vigueur des sciences expérimentales.
2. L'approche normative peut aussi être comprise comme une approche par les normes (au sens d'une norme AFNOR). Ces normes définissent, de manière concrète, les procédures de bonne pratique de la mesure.

Dans la première partie de l'article, les conséquences du premier point de vue sur la mesure en sciences sociales seront examinées. En fin d'article, des exemples de cas d'application des normes viendront illustrer le propos.

2. Une définition de la mesure

Dès qu'un phénomène d'apparence bien définie est justiciable d'une quantification, de manière répétable et suffisamment précise, il peut être considéré comme une grandeur. On peut caractériser son état ou son intensité par un nombre ou valeur ... qui constitue la mesure de cette grandeur (Malifaud, 1987). Une *bonne* mesure doit donc avoir les qualités suivantes :

- quantitatativité ;
- répétabilité ;
- précision.

Dans ces quelques mots presque tout est dit même si certains aspects de la mesure sont oubliés comme la spécificité par exemple.

Si dans le domaine des sciences, la quantification n'est plus forcément pensée comme l'expression d'une structure sous-jacente : *la nature est écrite en langage mathématique* selon Galilée (Saggiatore 1623), elle n'en demeure pas moins fort importante. En effet, elle est conçue comme le moyen de dépasser la subjectivité et de passer à l'objectivation. Cette tentative d'objectivation par la quantification peut parfois se faire au détriment du sens. L'activité des ministres de l'environnement depuis 1981 a été évaluée (Laramé et Faber, 1996) par le nombre de lois publiées sous leur mandat. En vertu de cet indicateur, Ségolène Royal arrive en tête avec 5 lois publiées entre mars 1992 et mars 1993.

3. Les conséquences du modèle expérimental de mesure en sciences sociales de l'environnement

La définition de la mesure proposée au paragraphe 2, a largement débordé du cadre des sciences expérimentales. Elle tend à être aussi la règle implicite de validité de toute donnée utilisée quel que soit son domaine d'application. (Whyte, 1978) estime que les approches fondamentales dans le domaine de la recherche en sciences sociales appliquées à l'environnement se concentrent sur trois pôles : l'observation, l'écoute et l'interrogation. La *Figure 1* de la page 3 propose une représentation de ces trois pôles inégalement explorés.



Figure 1 : Les approches méthodologiques fondamentales des méthodes de perception de l'environnement

(Whyte, 1978) estime que :

- la confiance accordée dans le domaine des sciences sociales appliquées à l'environnement aux enquêtes et aux questionnaires ;
- la mise au point en matière de perception de l'environnement de méthodes d'interview sur le terrain à partir d'une transformation des techniques de laboratoire ;
- la recherche d'une objectivité scientifique dans l'étude d'un matériel « subjectif » grâce aux approches expérimentales et statistiques ;

entraîne une concentration des recherches méthodologiques dans le domaine de l'interrogation directe.

Dans le domaine de la perception des problèmes environnementaux par le public, Michele Dobré convient qu'il existe des difficultés de « mesure de la demande sociale de protection de l'environnement » (Dobré 1995). Mais cet auteur n'hésite pas à utiliser le mot « mesure ». Il revient sur l'opposition entre mesure « objective » de l'état d'un milieu (comme la mesure d'une grandeur physique de qualité de l'air) et mesure subjective que représente par exemple, la perception de la pollution de l'air par la population. Mais si cette opposition entre mesure « objective » et mesure « subjective » est relativement classique, en est elle pour autant fondée ? La mesure subjective de la perception de l'état d'un milieu est fréquemment réalisée par l'intermédiaire d'une question lors d'un sondage. Ce qui fait problème, ce n'est pas tant le résultat obtenu que son interprétation et cela sur deux plans :

1. L'effet de contexte est, autant que faire se peut, banni d'une mesure objective par la définition d'un protocole clair normalisé dès que possible. Dans le cas de mesure de perception de l'environnement, les définitions des limites et des critères ne sont jamais précisées (ni même peut-être précisables).
2. Une mesure « objective » sera appréciée par rapport à d'autres mesures. Dans le cas de mesures de la demande sociale, il n'y a pas de référentiel permettant une hiérarchisation en raison de l'émergence récente de ces questions. Un des référentiels le plus ancien est celui de la Commission Européenne (Eurostat) sur la perception par le public des problèmes d'environnement et d'énergie. Il ne date que de 1982 et n'est réalisé qu'au pas de temps de quelques années.

Cependant « du point de vue de leur cohérence interne, de leur pertinence et de leur vérité, il n'y a pas lieu d'opposer mesure objective et subjective, problème d'environnement et perception d'un problème » (Dobré 1995). Qualifier de « subjective » une mesure de perception, c'est souvent porter un jugement de valeur visant à disqualifier cette perception. Ces deux types de mesures tentent de représenter des champs distincts. Les premières tentent

de décrire, mais avec quelles difficultés, les aspects physiques. Les secondes se veulent représenter des réalités sociales qui même si elles sont difficiles à cerner, n'en existent pas moins.

4. Les approches environnementales en sciences sociales procédant par quantification

4.1 Les inventaires et les bilans

Tout a commencé avec le comptage (Malifaud, 1987). Cet aspect de dénombrement peut paraître anodin et même très peu scientifique. Ce serait probablement pêcher par excès d'optimisme sur la situation (ou l'état de l'art) dans les sciences sociales appliquées à l'environnement.

En France au XV^e et au XVI^e siècle, les auteurs évaluent très mal le nombre de clochers (c'est-à-dire les villes, bourgs et villages) qui sert de base au calcul de la population. La Chronique de Saint-Denis de 1405 sous Philippe Le Bon estime leur nombre à 1 700 000, ce qui portait la population du royaume à environ 600 millions de personnes. En 1525, leur nombre a diminué à 600 000 clochers soit 25 millions de foyers pour une population estimée à 120 millions de personnes. En 1576, la population est encore estimée à 80 millions de personnes (Lécuyer, 1987). Il faudra attendre la fin du XVI^e siècle pour que des chiffres plus plausibles soient avancés. Il est possible d'imaginer les conséquences des politiques publiques (probablement appelées à l'époque des décisions royales) dans les domaines de la guerre ou de la fiscalité appuyée sur de telles erreurs de dénombrement.

Il est difficile de savoir si de telles erreurs dans les ordres de grandeur demeurent aujourd'hui dans certains domaines de l'environnement. Si le problème du bruit en ville était négligé il y a 20 ans et n'est apparu manifestement en tant que question importante que depuis quelques années ; est-ce en raison d'une mauvaise estimation du nombre de personnes concernées ou est-ce en raison d'une sous-estimation des conséquences pour la population exposée même correctement évaluée ? Les conséquences de mauvaises quantifications dans le domaine de l'environnement pourraient être moins cruciales que dans l'exemple précédent, mais l'efficacité de la politique mise en oeuvre sur de telles bases risquerait d'être sujette à caution. C'est pour cette raison que ce volet des inventaires qui semble pourtant bien modeste, revêt en fait une réelle importance.

Les inventaires et les bilans permettent de lutter contre les discours globalisateurs. Par exemple, en assainissement il est fréquent d'entendre que l'on a beau dépenser des milliards, la situation ne s'améliore pas. Entre 1962 et 1982, le nombre de logements raccordés à l'égout s'est accru de plus d'un tiers. En 1995, plus de 90% des logements relevant de l'assainissement collectif sont desservis par un réseau, 88% sont raccordés et 85% des logements ont leurs eaux usées traitées (Bréas 1996). Il est certes possible que l'état des rivières ne s'améliore pas mais c'est un autre problème. Les données forcent désormais à s'interroger davantage sur les flux rejetés dans les rivières que sur les systèmes de collecte.

Un exemple intéressant : les bilans de flux

Les bilans de flux appartiennent-ils aux sciences sociales ? Il est possible d'en douter car enfin les bilans de flux de nutriments dans les rivières et les lacs ou les bilans de transfert de micro-

polluants dans les sols et les nappes, concernent des éléments chimiques. A ce titre, les bilans de flux appartiennent bien au domaine de la chimie et non pas à celui des sciences sociales .

Pourtant, en terme de méthode, les choses sont moins nettes. Les bilans de flux relèvent bien souvent d'une approche de type sciences sociales. Quand (Moneron, 1995) s'intéresse au flux de nutriments dans le bassin du Doubs, il ne le fait pas en considérant que le flux annuel transitant dans la rivière est fonction du débit et de la concentration (ces deux variables étant fonction du temps). Ce point de vue appuyé sur des mesures relèverait pourtant d'une approche expérimentale. L'approche qui a été choisie, consiste à partir des valeurs normalisées de rejets par les différentes activités présentes sur le bassin. Pour ce qui est de la pollution industrielle et domestique, la valeur normalisée est l'équivalent-habitant. Pour l'agriculture, la valeur normalisée utilisée est le besoin des cultures qui est comparée aux apports pour estimer les pertes en nutriments. Pour l'élevage, la valeur normalisée utilisée est la production moyenne de déjections par animal. Les mesures de la qualité des eaux n'ont servi dans ce travail qu'à valider l'approche proposée. L'approche scientifique quantitative apparaît comme la « béquille » de l'approche sociale et empirique. Il faut se garder de penser que cet exemple est marginal. Quand on s'intéresse au flux de DBO, de DCO sur la plupart des rivières (sauf peut-être celles qui seraient particulièrement bien suivies), l'approche sociale et empirique est la plus praticable en raison de l'existence de l'appareil d'observation statistique (INSEE dans la majeure partie des cas) existant à différents niveaux géographiques.

Pour la mesure de valeurs agrégées sur des superficies importantes, les approches par valeurs normalisées des activités humaines sont plus performantes que les approches directes relevant des sciences expérimentales. Il est cependant tout à fait possible de réaliser une approche directe par mesure et par double intégration sur l'espace et le temps. Les approches de bilan sur les bassins expérimentaux le montrent (Sajus, 1993). Pour l'estimation des flux d'azote dans les cultures sur le bassin d'alimentation des sources de Vittel (Tillier, 1994) travaille au pas de 1 mètre et au pas de temps de quelques heures (2,5 , 5 et 8 h). De telles approches restent limitées aux études de cas en raison de leur coût prohibitif dès que la superficie concernée est importante ou que la période de suivi est longue.

Dans un tout autre domaine, en économie, les ressources naturelles ont été jusqu'à récemment considérées comme des « entrées » qui permettent d'alimenter le système économique. Le premier stade de l'économie de ces ressources a été de tenter une comptabilité de stock et de flux (INSEE, 1986) pour connaître la disponibilité de la ressource. Cette comptabilité s'est traduite par la réalisation d'inventaires qui portent sur les aspects physiques. Leur utilisation se fera essentiellement dans un but d'orientation des politiques publiques. Cette vocation prospective des inventaires est loin d'être négligeable et revêt parfois un caractère vital. Par exemple, les travaux sur la disponibilité des ressources en eau au Moyen-Orient sont actuellement d'intérêt géo-politique et intéressent de ce fait au premier chef les militaires.

4.2 Les mesures issues des disciplines

La loi sur l'eau n° 92-3 impose une double vision : les milieux aquatiques sont à la fois une ressource et un milieu également digne d'intérêt. Ce double statut de l'eau va se retrouver dans les mesures qu'il convient désormais de réaliser dans le domaine de l'eau. Un exemple dans le domaine des usages de l'eau sera pris pour comprendre qu'il convient désormais de « mesurer » suivant deux directions.

1. Il est nécessaire de « mesurer » l'intérêt de l'utilisateur de l'eau dans son usage particulier. En irrigation par exemple, cette mesure se précise à travers des études sur les bénéfices agricoles qui sont retirés (Memmet, 1990), (Michalland, 1993).
2. Il convient également de mesurer l'intérêt qu'il y a de conserver de l'eau dans le milieu. Sur la Garonne, ce sera l'intérêt d'un usage dit de salubrité dans la rivière qui sera ainsi évalué (Michalland, 1993).

Si ces deux types de « mesure » utilisent le même « étalon » à savoir le Franc, le statut de l'étalon n'est pas le même dans les deux cas. Dans le premier cas, une production supplémentaire est évaluée monétairement. Le Franc est bien l'unité de compte de la production économique. La logique reste *interne* au système économique. Dans le deuxième cas, la « mesure » de la valeur de l'eau est certes aussi de type monétaire, mais cet étalon est alors *externe* au système défini à savoir : le milieu aquatique. Cet étalon n'a de raison d'être qu'en raison de la première mesure de production économique et de la comparaison que son utilisation rend possible dans ce cas. Cette façon de procéder (qui est en fait toute celle de *l'évaluation monétaire de l'environnement*) pose problème. Outre le fait que les méthodes sont très controversées, l'utilisation même de cet « étalon monétaire » est très critiquable en raison de son extériorité même si pour certains économistes, il ne fait pas de doute que l'étalon monétaire peut tout à fait valablement mesurer la valeur des milieux. Ce qui fonde la « mesure » dans ce cas, ce n'est pas la méthode mais la cohérence disciplinaire.

Il en sera de même dans les autres disciplines appliquées à l'environnement. En sociologie de l'environnement, les mesures valablement acceptées dans la discipline « sociologie » seront également utilisées dans le domaine de l'environnement.

4.3 La construction d'indicateurs spécifiques

Selon la méthodologie OCDE il existe trois types d'indicateurs environnementaux (voir (Sherp, 1996) par exemple) :

1. les indicateurs de l'état de l'environnement qui permettent de savoir où en est un milieu dans une zone déterminée et à un moment donné ;
2. les indicateurs de pression qui ont pour objet de savoir quel est le niveau de pression sur un milieu, une ressource et quels sont les acteurs à l'origine de cette pression ;
3. les indicateurs de réaction qui sont déterminés à mesurer les efforts entrepris par la société pour résoudre ou atténuer les problèmes environnementaux.

Le *Tableau 1* montre sur deux exemples les trois types d'indicateurs et l'extrême diversité de ce qu'ils mesurent.

Si les premiers indicateurs (les indicateurs d'état) relèvent le plus souvent des sciences expérimentales, les deux autres (indicateurs de pression et de réaction) appartiennent très clairement aux sciences sociales. Les indicateurs de réaction (Sherp, 1996) *ont une utilité toute particulière pour l'évaluation et la formulation de politiques*. A la différence des indicateurs d'état, les indicateurs de pression et de réaction n'ont pas d'unité (au sens de l'unité SI de mesure) bien définie.

Exemple de problème environnemental	Indicateur d'état	Indicateur de pression	Indicateur de réaction
Pollution de l'eau	<ul style="list-style-type: none"> • concentrations de nitrates et de phosphates dans les hydrosystèmes • niveaux des eaux souterraines • ... 	<ul style="list-style-type: none"> • population, productions agricoles et industrielle • usages de l'eau • émissions • ... 	<ul style="list-style-type: none"> • législation • pourcentage de population concernée • dépenses de traitement des eaux usées • ...
Perte de biodiversité	<ul style="list-style-type: none"> • nombre d'espèces menacées • effectifs et distribution des populations • ... 	<ul style="list-style-type: none"> • production agricole • changements dans l'utilisation des terres • recours aux engrais et pesticides • ... 	<ul style="list-style-type: none"> • dépenses affectées à la protection • nouvelles zones protégées • ...

*Tableau 1 : les différents types d'indicateurs à partir de deux exemples.
(Source : cinquième programme communautaire d'action pour l'environnement)*

Dans d'autres cas, il est nécessaire de disposer d'un indicateur environnemental global. Deux auteurs (Pearce et Atkinson, 1993) ont ainsi défini un indice de soutenabilité pour les pays à partir des données de comptabilité nationale. Cet indice considère que le développement d'une économie est durable si l'épargne brute d'un pays est supérieure à l'épuisement de son capital anthropique et naturel. Comme certains indices biologiques (par exemple IBGN, indice diatomées, ...), ces indices environnementaux sont obtenus par agrégation. L'agrégation revêt deux aspects :

1. une extension spatiale et temporelle ;
2. une synthèse de plusieurs paramètres en un indicateur unique.

Ces deux aspects ne sont pas propres aux sciences sociales. Ils existent également en sciences expérimentales de l'environnement, mais le niveau d'intégration des deux derniers types d'indices environnementaux (pression et réaction) est bien plus important. Ils intègrent parfois des domaines scientifiques différents (écologie, économie, ...) avec des unités de compte forcément dissemblables. De ce fait leur « sens » (c'est-à-dire ce qu'ils mesurent) est souvent extrêmement complexe. Malgré cela, (Sherp, 1996) estime que ces indices environnementaux peuvent constituer un outil analytique puissant. Il reste malgré tout une interrogation. Des méthodes d'intégration donnant du sens à ces indicateurs peuvent-elles être trouvées ?

Pour l'instant ces indices sont construits à des échelles nationales ou régionales et sont calculés à partir de données statistiques existantes. Pourtant une demande d'indices environnementaux à des échelles géographiques inférieures existe. Elle porte par exemple dans le cadre des dommages d'inondation sur la perception par le public du risque d'inondation, sur l'efficacité des mesures non structurelles de prévention, ... Dans le domaine de la gestion des bassins versants, une tentative existe pour essayer de créer un indice définissant la qualité d'un processus de gestion intégrée.

5. Normalisation de la mesure en environnement

Tout d'abord, qu'est-ce qu'une mesure au sens de la norme ? La norme NF X 07-001 de décembre 1994 « Vocabulaire international des termes fondamentaux et généraux de métrologie » définit :

1. des grandeurs, des unités, des systèmes d'unités ;
2. les mesurages avec des principes, des méthodes de mesures, des mesurandes, ...
3. des résultats de mesure avec leurs kyrielles d'erreurs associées ;
4. des instruments de mesure ;
5. des caractéristiques des instruments de mesure ;
6. et enfin les étalons ;

mais jamais ce qu'est *la mesure*. Dans les notes explicatives de la norme, la raison en est donnée : « *le mot mesure a dans la langue française courante, plusieurs significations* » (il suffit de penser aux différents sens de l'expression « prendre une mesure »).

Parmi les quatre grands types de normes qui existent, 1 les normes fondamentales qui concernent la terminologie, la métrologie, ... ; 2 les normes de spécification qui fixent les caractéristiques et les performances à atteindre ; 3 les normes de méthodes d'essai et d'analyse ; et 4 les normes d'organisation de service ; je ne m'intéresserai qu'à celles relatives aux méthodes d'essai et d'analyse qui sont particulièrement importantes pour les sciences expérimentales de l'environnement. Je restreindrai aussi mon propos au domaine ICS² qui traite de l'environnement à savoir, pour l'essentiel le domaine 13 *Environnement*.

Sur l'aspect général de la mesure, la norme AFNOR NF ISO 5725-1 de 1994 revient sur la notion de répétabilité à laquelle elle associe la reproductibilité.

répétabilité : un même opérateur effectue les mesures sur une même grandeur selon le même mode opératoire, dans des conditions opératoires identiques et sur un court intervalle de temps.

reproductibilité : différents opérateurs effectuent des mesures sur la même grandeur suivant un mode opératoire identique, dans des conditions opératoires variables et à des moments différents.

S'il est possible de penser la *répétabilité* pour une mesure en sciences sociales, il est par contre impossible de concevoir la *reproductibilité* en raison même du caractère non expérimental des sciences sociales qui avait déjà été mis en évidence par la définition d'une *bonne mesure* au paragraphe 2. La norme ne fait que constater (même sans intention de le faire) le statut différent de ces deux types de mesure.

En ce qui concerne l'évolution de la normalisation, elle a suivi deux directions. Un exemple dans le domaine de l'eau sera pris pour illustrer le propos. Depuis le début de la série des normes NF T 90-... (ces normes sont des définitions de protocole de mesure relatif à chaque paramètre de qualité de l'eau à analyser, les normes NF X 31- sont leur pendant pour le milieu « sol »), on a assisté à :

1. *un élargissement à l'ensemble de la chaîne d'acquisition de la mesure*. Le processus global fait désormais l'objet de la normalisation comme dans le cas de la norme NF EN 25667-1 et NF EN 25667-2 qui sont des guides pour l'établissement de programmes d'échantillonnage et de techniques d'échantillonnage et non plus seulement un protocole relatif à un paramètre.

² système de classement des mesures de l'organisation internationale de normalisation ISO

2. *une extension de la normalisation vers des indicateurs de synthèse.* Des indicateurs synthétiques représentant la qualité des cours d'eau font également l'objet de normalisation comme dans le cas de la norme NF T 90-350 (12/92) relative à l'IBGN.

A ce titre, la norme NF EN 27828 d'avril 1994 est remarquable car elle reprend ces deux voies d'élargissement. Elle porte sur un indicateur synthétique de qualité de l'eau : les macro-invertébrés benthiques. Elle est relative à la technique de prélèvement et donc concerne la « chaîne d'acquisition » de la donnée.

Le premier aspect (à savoir la qualité de l'ensemble de la chaîne d'acquisition de la mesure) n'a pas encore percé dans le domaine des sciences sociales appliquées à l'environnement. La relative nouveauté du domaine, les difficultés pour pratiquer la mesure et obtenir les données semblent expliquer ce retard relatif dans la recherche de la qualité de la mesure, même si les grands organismes producteurs d'information statistique (INSEE, EUROSTAT, ...) s'en sont préoccupés dès leur création.

Pour ce qui est du deuxième aspect (à savoir l'extension vers des indicateurs de synthèse), la normalisation des indicateurs de synthèse ne fait que consacrer la difficulté qu'il y a de « mesurer » un état soit de l'environnement soit de sa perception, et ce de façon globale, à partir d'une collection de paramètres spécialisés et spécifiques. Il existe un besoin d'une mesure plus spécifique par rapport à ces objectifs et cela même l'indice devient de moins en moins utilisable dans un autre cadre que celui pour lequel il a été conçu. De ce strict point de vue, il n'y a alors guère de différence entre les différents indices synthétiques environnementaux que ce soit des indicateurs d'état (et donc physiques) ou des indicateurs de pression et de réaction (et donc le plus souvent liés aux sciences sociales). Il s'agit d'une forme de mesure synthétique adaptée à l'objectif poursuivi et dont le niveau d'intégration est plus ou moins poussé.

6. Conclusion

La conception de la mesure en sciences sociales est très fortement imprégnée de celle provenant des sciences expérimentales. Dans de nombreuses situations, cela conduit à des biais notamment parce que la quantification sera systématiquement recherchée, parfois au détriment du sens. Il est possible de dégager une typologie des mesures en sciences sociales appliquées à l'environnement. Elles sont de trois types : les inventaires et les bilans, les mesures issues des disciplines, et les indicateurs synthétiques.

Les inventaires et les bilans restent malgré leur simplicité les mesures les plus utilisées et probablement les plus utiles. De leur côté, les mesures issues des disciplines gagnent du terrain mais ne sont pas sans poser des problèmes dans leur utilisation. Enfin, il est de plus en plus nécessaire d'avoir recours à des indices synthétiques pour permettre une évaluation d'ensemble du système social de l'environnement. Les sciences expérimentales ont aussi développé des indices synthétiques. A ce titre, mais à ce titre seulement, et sur une forme de mesure un peu particulière en raison de son caractère très global, mesure en sciences expérimentales et mesure en sciences sociales de l'environnement ne sont pas si éloignées l'une de l'autre qu'il y paraît au premier abord.

7. Références bibliographiques

- Bréas, Jean (1996). *Les progrès importants de l'assainissement collectif depuis trente ans*, les données de l'environnement, n°20, février-mars 1996.
- Dobré, Michelle (1995). L'opinion publique et l'environnement, les dossiers de l'environnement, IFEN, Orléans.
- INSEE, (1986). Les comptes du patrimoine naturel, n°535-536 des collections de l'INSEE, série D, décembre.
- Laramé Valéry et Faber Caroline, (1996), *Les hommes du président*, l'Environnement Magazine, vol 151, n° 1545, mars 1996, p 23.
- Lécuyer, (1987). Article *Préhistoire des sciences sociales*, Encyclopedia Universalis, p 570-579.
- Lévi-Strauss, Claude (1973). *Anthropologie structurale*, Plon, tII.
- Malifaud, (1987). Article *Mesure*, Encyclopedia Universalis, p 1171-1173.
- Mermet L. Cattan A. Desaignes B. Et Poux X., (1990). Les besoins en eau à usage agricole dans la vallée du Cher. Secrétariat chargé de l'Environnement. DEPPR. Rapport ASCA.
- Michalland Béatrice et Cardeiro-Netto Oscar, (1993). Barrage de Charlas. Etudes préalables à la décision d'investissement : Etage 13 choix d'une décision d'aménagement. Calcul du bénéfice agricole et des coûts liés au projet d'irrigation. Note technique EC 06/93 CERGRENE novembre.
- Moneron, Cyril (1995), *Bilan des nutriments dans le bassin versant du Doubs*, rapport de DEA « Sciences et Techniques de l'Environnement », UPVM-ENPC-ENGREF, Juin.
- OCDE, (1976). *Mesure du bien-être social*, Programme d'élaboration des indicateurs sociaux de l'OCDE, Paris.
- Pearce D. et Atkinson G. (1993), Measuring sustainable development, *Handbook of environmental economics*, D. Bromley et B. Blackwell eds, à paraître.
- Sherp, Jan (1996), La prise en compte de l'environnement dans les systèmes d'information statistique, in *Mesure et valeur en comptabilité nationale*, Edith Archambault et Oleg Arkhipof eds, Economica, Paris.
- Tillier, Catherine (1994). Etude méthodologique pour le contrôle des taux de pollution azotée sous cultures : application au périmètre de Vittel, dans *Gestion intégrée des milieux aquatiques*, C. Le Coz ed, Presses de l'ENPC, Paris.
- Whyte, Anne U. T. (1978). *La perception de l'environnement : lignes directrices méthodologiques pour les études de terrain*, Note technique du MAB n°5, Unesco, Paris.

MÉTROLOGIE DE L'ATMOSPHERE URBAINE : ÉVOLUTION DE LA MESURE

Pascal E. PERROS, *LISA, Université Paris 12, 61 Av. du Gal. de Gaulle,
94010 CRETEIL Tel - Fax : 01 45 17 15 25 E-Mail : perros@univ-paris12.fr*

1. Introduction

La pollution atmosphérique n'est pas un phénomène récent. En 1872 un chimiste britannique Robert A. Smith notait déjà la présence d'acide sulfurique dans l'air ambiant au voisinage de la cité industrielle de Manchester. En France, les premières mesures d'ozone datent de la fin du siècle dernier. Le gaz carbonique est mesuré depuis plus de cent ans à Paris. Depuis 30 ans les niveaux de pollution soufrée et particulaire ont été suivis par le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris. Certains polluants automobiles ont été mesurés de façon continue par le Laboratoire Central de la Préfecture de Police à partir de 1972. Ces mesures étaient réalisées au moyen de prélèvements effectués sur une période assez longue (de 1 à 36 h) et analysés après retour au laboratoire. La conséquence était que les résultats n'étaient connus que plusieurs jours plus tard !

De nos jours la plupart des grandes agglomérations françaises disposent de réseaux automatiques de surveillance équipés de capteurs analyseurs qui fournissent une information instantanée et télétransmise vers un ordinateur central apte à gérer les dépassements de seuil et à déclencher une procédure d'alerte. La concentration d'un polluant mesurée en un lieu est fonction d'une part de sources liées aux émissions locales et aux flux apportés par les acteurs météorologiques et d'autre part de puits correspondants aux transformations chimiques de ce polluant, à sa déposition (dépôt sec et humide) et aux transports. C'est la différence entre la production des sources et l'activité des puits qui détermine la concentration d'un polluant à un instant donné. Les variations spatio-temporelles de ces concentrations sont généralement rapides. On considère habituellement la concentration moyenne sur une heure.

2. La mesure de la pollution atmosphérique.

Une méthode de mesure de la pollution atmosphérique doit être à la fois spécifique et sensible afin de permettre de mesurer une faible concentration. La spécificité dépend de la présence d'une réaction chimique ou d'une propriété physique permettant de détecter le composé sans interférence avec les autres constituants de l'atmosphère. La mesure de la concentration implique la détermination de la quantité de polluant dans un volume d'air donné (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ou en ppb). Il existe deux grands types de méthodes de mesure :

- des méthodes manuelles qui sont généralement aisées à mettre en œuvre et d'un faible coût d'investissement ;
- des méthodes automatiques généralement plus sophistiquées et donc plus onéreuses mais d'un coût de fonctionnement plus faible. Elles seules permettent l'établissement de réseaux automatiques de surveillance.

3. Les Réseaux de surveillance

En France, dans les grandes agglomérations urbaines ou près des zones industrielles certains polluants sont surveillés régulièrement : le dioxyde de soufre (SO_2), le monoxyde de carbone (CO), les oxydes d'azote ($\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$), l'ozone (O_3), les hydrocarbures (NMHC), les poussières en suspension (PS), certains métaux (Pb, Cd). Les résultats de ces observations sont centralisés et exploités par les autorités locales chargées de l'environnement qui peuvent ainsi intervenir lorsque le niveau d'alerte est atteint, ou risque de l'être si les conditions météorologiques sont défavorables.

La mesure des composés de la phase gazeuse fait appel, de nos jours, à des techniques plus physiques que chimiques. Les techniques mises en œuvre sont par exemple la fluorescence en UV pour SO_2 , l'absorption dans l'infrarouge pour CO , l'absorption dans l'ultraviolet pour O_3 et la chimiluminescence pour NO_x . Les directives actuelles imposent comme méthode de référence une méthode chimique. Toutes les méthodes physiques doivent donc être validées à partir de la méthode de référence.

4. Le dosage du SO_2

Il existe plusieurs types de méthodes de mesure manuelle. La plus couramment utilisée est la méthode à l'eau oxygénée. Elle est basée sur la réaction : $\text{SO}_2 + \text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \text{H}_2\text{SO}_4$.

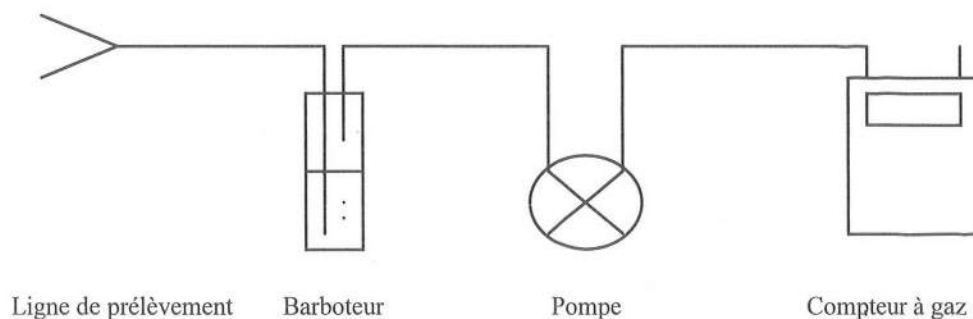


Figure 1 : Schéma de principe de la méthode de dosage du SO_2

Un volume connu (compteur à gaz) d'air traverse un barboteur contenant H_2O_2 . L'augmentation de l'acidité de la solution, déterminée par pH-métrie, permet de mesurer (SO_2). C'est une méthode très simple et donc d'un faible coût de d'investissement. Son inconvénient majeur est sa non spécificité, car il s'agit en fait d'une mesure d'acidité forte. C'est une des seules méthodes de mesure de la pollution atmosphérique normalisée en France.

Seules des méthodes de mesure automatique permettent une intégration dans un réseau d'alerte. Les principales méthodes reposent sur une automatisation de la méthode H_2O_2 ou des techniques d'analyse par coulométrie ou par photométrie de flamme. La méthode la plus couramment utilisée actuellement s'appuie sur la mesure de la fluorescence UV. L'air à analyser est soumis à un rayonnement UV (λ_{max} d'absorption de $\text{SO}_2 = 214 \text{ nm}$). Les molécules émettent une fluorescence spécifique dans l'UV. La concentration de SO_2 est déduite de la détermination du nombre de photons réémis qui est proportionnel au nombre de molécules de SO_2 .

5. La Mesure de CO par absorption IR

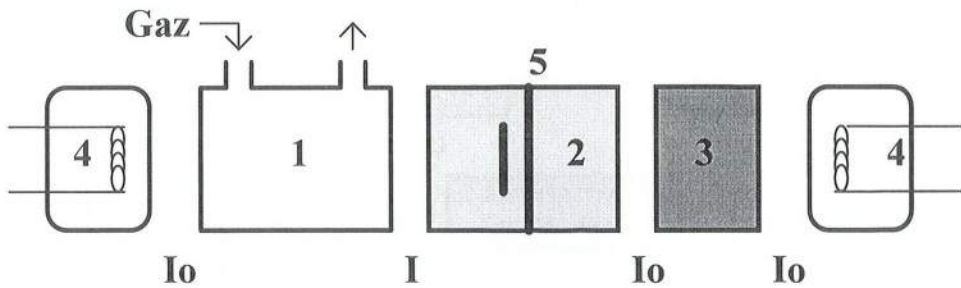
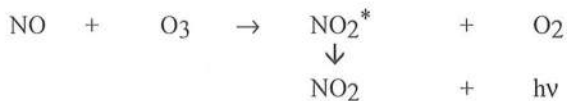


Figure 2 : Schéma de principe de la méthode de mesure de CO par absorption IR

L'air à analyser circule dans la cellule d'analyse (1). Si celui-ci contient du CO le rayonnement restant (I) est d'autant plus affaibli que la concentration de CO est grande. Par contre le même rayonnement ne subit aucun abaissement après passage dans la cellule de référence (3). Dans la cellule de mesure (2) remplie de CO pur, la masse de gaz de chaque cuve est échauffée différemment. Cette variation de température se traduit par une variation de pression de part et d'autres de la membrane mobile (5) séparant les deux compartiments. La mesure du CO est obtenue, après étalonnage, à partir du déplacement de cette membrane.

6. Dosage des oxydes d'azotes par chimiluminescence

La réaction entre NO et l'ozone conduit à une molécule de NO₂ sous une forme excitée. Sa désactivation radiative libère un photon dont le nombre est proportionnel au nombre de molécules de NO initialement présentes.



Cette technique est spécifique de NO. La mesure de NO₂ peut être réalisée à l'aide d'un convertisseur NO₂ → NO. Le système fonctionne séquentiellement et délivre successivement une réponse NO et NO_x (NO + NO₂). La mesure de NO₂ est obtenue en faisant la différence entre ces deux voies.

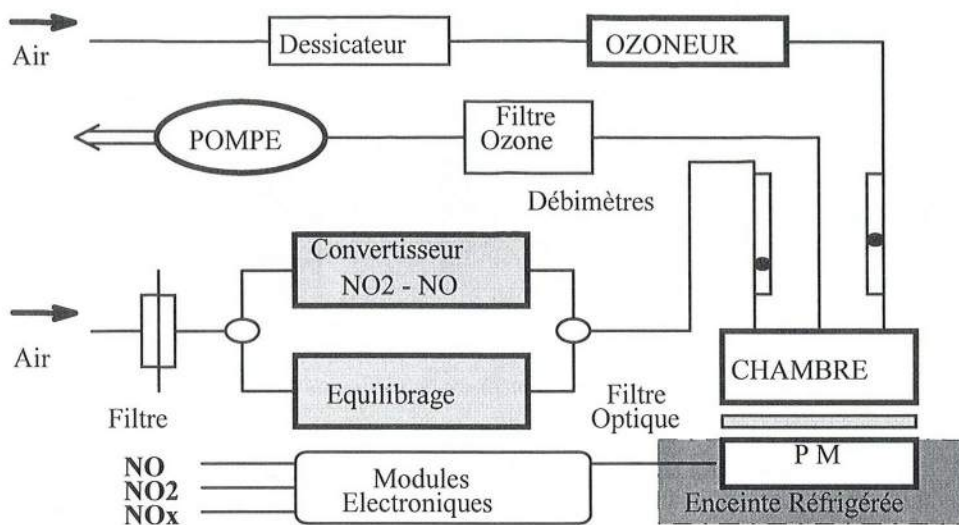


Figure 3 : Schéma de principe de la méthode de dosage des oxydes d'azotes par chimiluminescence

7. Dosage des hydrocarbures non méthaniques (HCNM)

L'analyse peut être réalisée par absorption IR. La technique la plus couramment utilisée repose sur une détection par ionisation de flamme. La mesure des HCNM s'effectue par différence après piégeage du méthane.

L'utilisation de la chromatographie en phase gazeuse en amont du détecteur permet une analyse individuelle de tous les hydrocarbures présents. On utilise pour cela une colonne qui permet de classer à la sortie les composés introduits en tête. Le classement s'effectue suivant l'affinité des échantillons pour le matériau de remplissage de la colonne. A la sortie de la colonne les composés séparés sont détectés à l'aide du détecteur à ionisation de flamme.

8. La Spectroscopie d'Absorption Optique Différentielle (DOAS)

Cette technique récente permet, avec un seul instrument, la mesure séquentielle ou simultanée de plusieurs composés gazeux sans effectuer de prélèvement et donc sans aucune perturbation pour l'échantillon mesuré. Le système mesure l'absorption de la lumière par des composés chimiques de l'atmosphère sur un chemin optique de plusieurs centaines de mètres. L'identification des différents composés ainsi que leur concentration respective sont réalisés par l'analyse mathématique du spectre d'absorption. Contrairement aux stations de mesure traditionnelles ce système donne une information intégrée sur l'ensemble du trajet optique. La représentativité du site est donc excellente.

Principe de la mesure.

Un émetteur équipé d'une lampe xénon (75 à 150 W) émet un faisceau lumineux parallèle. Les différents polluants présents absorbent la lumière de façon spécifique. On peut ainsi les identifier et en connaître leur concentration. Le faisceau après un parcours de quelques centaines de mètres dans l'atmosphère est focalisé sur une fibre optique reliée à un spectromètre. Un photomultiplicateur assure la détection et la conversion photoélectrique du signal reçu. Un ordinateur analyse le signal et détermine, conformément à la loi de Beer-Lambert, la teneur des polluants présents. A Paris un appareil DOAS a été mis en service par AIRPARIF (OPSIS). Il comporte deux trajets optiques. L'un de 1600 m, installé en 1989, permet de mesurer NO₂, SO₂, O₃, Benzène, Toluène et Xylène. L'autre de 220 m, installé en 1992, contrôle les concentrations de NO, NO₂, SO₂. Les rayons lumineux sont situés entre 20 et 30 mètres du sol de manière à ne pas être perturbés par des sources trop ponctuelles. Il faut noter que cet analyseur effectue une mesure directe du NO₂ et non une valeur obtenue par différence entre NO_x et NO.

9. La mesure des particules

9.1. Analyse Chimique

Elle permet l'étude de composés inorganiques (Sulfates, Nitrates) et de métaux (Pb, Ni, Cd) ainsi que de composés organiques comme les Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

9.2. Analyse granulométrique.

C'est un paramètre physique important puisqu'il conditionne la probabilité de déposition des particules dans l'arbre respiratoire. Il détermine donc, pour une large part, leur nocivité.

Les particules peuvent être partagées en deux classes :

1. les grosses particules ($F > 2,5 \mu\text{m}$) correspondent à des particules naturelles (terre) ou des poussières (chaussées, industries) ;
2. les fines particules ($F < 2,5 \mu\text{m}$) correspondent à des effluents de combustion, à des vapeurs recondensées ou à des conversions gaz - particules.

Il existe une concordance entre la répartition granulométrique, l'origine et l'intérêt sanitaire des particules en suspension.

Il existe trois principales méthodes de mesure globale :

1. la gravimétrie est fondée sur la pesée d'un filtre avant et après échantillonnage. Pour des concentrations urbaines normales (quelques dizaines de $\mu\text{g}/\text{m}^3$) cette technique nécessite des temps d'échantillonnage de l'ordre de 24 heures.
2. la réflectométrie (Méthode des fumées noires) est basée sur la mesure de la réflectance du dépôt par référence à celle du papier. Une courbe de calibration permet d'obtenir une correspondance entre la noirceur du dépôt ainsi évaluée et la masse de particules. C'est une méthode souple, bon marché et nécessitant un temps d'échantillonnage bref (1 heure). C'est actuellement la technique la plus utilisée.
3. la radiométrie b est basée sur la mesure de la masse particulaire déposée par atténuation d'un rayonnement b. Le rayonnement est absorbé par la matière selon une loi exponentielle et la mesure consiste à suivre la variation d'absorption entre le filtre vierge et celui chargé en particules. Cette technique est reconnue équivalente à une mesure pondérale. C'est une méthode chère, lourde à mettre en œuvre et pour lequel le temps d'échantillonnage varie de 1 à 24 heures.

9.3. Surveillance ponctuelle de particules

Certaines campagnes de mesure permettent une analyse chimique des particules, en temps différé, au laboratoire. On mesure alors principalement :

- *Les métaux* : Il existe peu de mesures systématiques en France. Le Plomb reste le composé le plus surveillé. Il fait l'objet d'une directive européenne (1982) avec un protocole d'échantillonnage et d'analyse très précis. L'analyse est effectuée par absorption atomique.
- *La composante organique* présente une très grande diversité. L'analyse est donc d'une grande complexité. Les HAP (cancérogènes) sont les plus surveillés. Des études ont montré que 90 % des HAP se trouvent dans la fraction inspirable ($< 3\mu\text{m}$) la plus nocive. Ces composés sont à la fois présents dans la phase gazeuse et la phase particulaire ce qui pose un problème d'échantillonnage. Celui-ci nécessite un double système de prélèvement : filtre (particules) et résine (gaz). L'analyse est effectuée en différé en laboratoire par des techniques chromatographiques classiques (HPLC, CPG).

LES DÉTERMINANTS DE LA DEMANDE EN EAU DES CENTRES SECONDAIRES ET QUARTIERS PÉRIURBAINS D'AFRIQUE SUB-SAHARIENNE : RÉSULTATS D'ÉTUDES DE CAS AU BÉNIN, AU NIGER ET EN GUINÉE

Janique ÉTIENNE et Alain MOREL à l'HUISSIER, *CERGRENE-ENPC*, 6-8 avenue Blaise
Pascal, Cité Descartes, Champs-sur-Marne, 77455 Marne-la-Vallée cedex 2

1. Introduction

1.1. Enjeux et objectifs

Après un important effort pour l'approvisionnement en eau des zones rurales et urbaines africaines, les zones « intermédiaires », semi-urbaines (quartiers périphériques d'agglomérations et petits centres), sont à présent au coeur des préoccupations des pays et des bailleurs de fonds. Dans ces zones, le manque de ressources financières, la démographie, l'évolution de la trame urbaine et du tissu social ainsi que la fragilité du cadre institutionnel imposent de concevoir des solutions techniques et de gestion « intermédiaires » adaptées à ces différentes caractéristiques, le modèle urbain classique n'étant pas envisageable à court ou moyen terme. Les solutions sont représentées par des systèmes de distribution d'eau collectifs : postes d'eau autonomes, réseaux simplifiés (où la distribution se fait majoritairement par bornes-fontaines), bornes-fontaines sur les extensions du réseau urbain (dans les quartiers périphériques uniquement). Les politiques nationales visent aujourd'hui à une prise en charge locale de ces équipements à la fois sur le plan financier et sur celui de la gestion (depuis la seule distribution jusqu'à l'exploitation). Ces politiques se heurtent à de nombreuses difficultés notamment parce que l'eau est payante à ces points d'eau « modernes » et que ceux-ci sont en concurrence avec les sources d'approvisionnement traditionnelles (puits, rivières et marigots, recueil des eaux de pluie...). La qualité des prévisions de la demande est par conséquent capitale : du point de vue financier car un trop grand optimisme peut se traduire par un surdimensionnement conduisant à un gaspillage de ressources rares et à une obsolescence rapide des équipements, du point de vue sanitaire et social car une inadéquation entre le niveau de service proposé et celui pour lequel les ménages seraient prêts à payer provoquerait la pérennisation des modes d'approvisionnement traditionnels.

Ce travail s'inscrit dans le cadre d'une recherche commune au CERGRENE¹ et à BURGEAP² qui porte sur le développement du service d'approvisionnement en eau dans les petits centres et les quartiers périphériques des villes en Afrique occidentale³. Nous ne présenterons ici que ce qui concerne l'analyse de l'opinion et du comportement des ménages desservis par points d'eau collectifs, dans différentes conditions d'utilisation et dans différents milieux. L'objectif est d'améliorer la qualité des prévisions de la demande et la qualité du service rendu aux usagers. La « qualité » du service est définie ici à partir des caractéristiques de l'offre : distance à parcourir jusqu'au point d'eau, temps d'attente (lié à la densité et au débit des bornes-fontaines), prix de vente aux bornes-fontaines.

Nous avons tenté de mettre en évidence :

¹ Centre de Recherche et d'Enseignement pour la Gestion des Ressources Naturelles et de l'Environnement

² Bureau d'Ingénieurs conseils Eau-Sol-Environnement

³ Thèse de troisième cycle à soutenir en 1997

- les facteurs déterminant l'appréciation des usagers pour chacun de ces paramètres ;
- l'homogénéité des réponses entre les sites afin de dégager les grandes tendances s'il y a lieu ;
- les résultats particuliers en faisant ressortir leurs spécificités.

1.2. Méthodologie

Cette analyse s'appuie sur des enquêtes réalisées dans onze petits centres ou quartiers périphériques d'agglomérations, pourvus de points d'eau collectifs, au Bénin, au Niger et en Guinée⁴. Les sites étudiés ont été choisis de manière à présenter la plus grande diversité sur le plan de l'approvisionnement en eau, tant au niveau des réseaux -exhaure thermique, photovoltaïque ou raccordés au réseau électrique urbain-, que des points d'eau traditionnels - puits, citernes, marigots...- (voir Tableau 1). Au total, 536 enquêtes-ménages ont été réalisées, soit suivant les cas, un taux d'échantillonnage compris entre 3 et 12 %. Dans le cas des petits centres (compris entre 2500 et 9000 habitants), les enquêtes ont concerné l'ensemble du site. C'est le cas de Toffo, Ouegbo, Bérubouay et So-Zounko au Bénin, de Guidiguir et Bagueye au Niger, et de Mali en Guinée. Dans les quartiers de centres secondaires, à Labé, Beyla et Koundara en Guinée et en périphérie de Niamey, à Foulan Koira, les zones enquêtées correspondent à celles desservies par les réseaux d'alimentation en eau potable étudiés.

PAYS	Population	Mise en service	Type d'équipement
BENIN			
So-Zounko	8750	1992	mini-adduction solaire
Toffo	4200	1984	mini-adduction thermique
Ouegbo	2500	02/91	mini-adduction thermique
Bérubouay	5000	1990	deux mini-adduction solaire
NIGER			
<u>Foulan-Koira</u> (quartier périphérique de Niamey)	12 075	1 en 1985 et 5 en 1987	6 Postes d'eau réseau électrique (NIGELEC)
<u>Guidiguir</u> (centre rural)	4407	1988 et 1990	2 mini-réseaux solaire
<u>Bagueye</u> (centre rural)	4539	1987	1 poste d'eau thermique
GUINÉE			
LABÉ (capitale régionale de la Moyenne Guinée et chef lieu de Préfecture)	71 786 dans la commune urbaine dont 6831 à Tata et 4007 à Thyndel	1989	3 réseaux thermiques à une borne-fontaine dans les quartiers Tata, Daka et Thyndel
MALI (chef lieu de Préfecture)	3200 dans la commune urbaine	1991	un réseau solaire avec huit points de distribution
KOUNDARA (chef lieu de Préfecture)	17 900 dans la commune dont 7506 dans les quartiers desservis	1985	un réseau solaire et un réseau thermique
BEYLA (chef lieu de Préfecture)	15 700 dont 10 000 dans les quartiers enquêtés	1988	cinq réseaux solaires dont 3 desservent les particuliers

Tableau 1 : Caractéristiques des sites d'enquête

⁴ «Analyse de systèmes de desserte en eau potable par postes autonomes ou bornes-fontaines : Etude de cas au Bénin, Niger et en Guinée» Ministère de la Coopération, Burgeap, mars 1996

Les questionnaires ont été construits de façon à évaluer la manière dont les usagers apprécient le niveau de service aux bornes-fontaines (en terme de distance à parcourir, temps d'attente au point d'eau, prix de vente de l'eau, qualité de l'eau et entretien des bornes-fontaines et de leurs abords), les niveaux d'utilisation des installations et les consommations des ménages.

Les ménages ont été sélectionnés de manière aléatoire dans un rayon d'environ 500 mètres autour des points de distribution. Le choix de la personne à interroger à l'intérieur des concessions s'est fait sur les bases suivantes :

- 75 % de femmes pour 25 % d'hommes, car ce sont les femmes qui sont responsables de la gestion domestique de l'eau. Toutefois le sexe peut être un facteur discriminant dans les attitudes, les opinions ou les décisions à prendre en matière d'économie domestique ;
- le chef de famille ou l'épouse du chef de famille, afin d'être sûr de s'adresser aux décideurs.

2. Les caractéristiques du milieu ayant une influence sur les paramètres de la demande

2.1 La disponibilité des sources d'approvisionnement en eau autres que les bornes-fontaines

A la diversité hydrogéologique et climatique des sites étudiés correspondent différents types de situation sur le plan de des ressources en eau superficielles et souterraines. Partant de l'hypothèse que l'abondance des sources d'alimentation traditionnelles, tant dans l'espace (nombre de points d'eau) que dans le temps (pérennité en fonction des saisons), avait une influence forte sur la demande, on a classé les sites dans lesquels se sont déroulées ces enquêtes afin de pouvoir établir des liens entre le critère de « disponibilité » de ces sources et les différentes attitudes et pratiques des ménages. Les sources d'approvisionnement traditionnelles pour les cas étudiés sont soit des modes divers de recueil des eaux de pluies (citernes ou fûts récupérant les eaux de toiture, récipients récupérant l'eau de pluie), soit des puits collectifs ou privés⁵.

	Pluies rares Saison des pluies < à 6 mois/an	Pluies abondantes Saison des pluies > à 6 mois/an
Puits rares (quelques puits collectifs ou privés)	Foulan Koira Béroubouay Bagueye Guidiguir	Toffo, Ouegbo, So-Zounko
Puits nombreux (puits collectifs et nombreux puits privés)	-	Labé, Mali, Koundara, Beyla

Tableau 2 : Disponibilité des ressources en eau traditionnelles

La classification proposée et utilisée par la suite figure dans le Tableau 2. Celui-ci présente une des classifications possibles qui a l'avantage de bien regrouper les centres ayant les mêmes caractéristiques du point de vue de ces ressources alternatives au réseau. Nous utiliserons cette classification soit telle quelle, c'est-à-dire en agrégeant durée de la saison des pluies et nombre de puits, soit en prenant chacune des deux variables séparément afin d'isoler leur influence respective.

⁵ situés à l'intérieur des concessions

2.2 Revenus et indicateurs de niveau de vie

Il est en général difficile d'obtenir des informations précises et fiables sur les niveaux de revenu des personnes enquêtées, à la fois parce que les usagers sont réticents à les fournir et parce que les activités des ménages sont rarement salariées et les revenus réels peu aisément quantifiables.

Les résultats par pays sont toutefois intéressants car ils font apparaître des moyennes très homogènes entre les trois pays pour ce qui concerne les revenus propres des femmes. Très faibles, ils sont compris en moyenne entre 10 000 et 28 000 Fr. CFA (100 à 280 FF/mois). Cela s'explique notamment par la nature des activités féminines : surtout le petit commerce et le maraîchage. Les revenus des hommes sont en moyenne 3,5 fois plus élevés (voir Tableau 3).

PAYS	REVENUS MOYENS DES FEMMES (FRS CFA)		REVENUS MOYENS DES HOMMES (FRS CFA)	
	Moyenne	Intervalle de confiance ⁶	Moyenne	Intervalle de confiance
Bénin	13 080	9 900 - 16 260	50 500	31 550 - 69 500
Niger	20 340	12 700 - 27 990	62 850	21 200 - 104 500
Guinée	21 900	15 220 - 28 600	nb de valeurs insuffisant	

Tableau 3 : Revenus moyen des enquêtés par pays (Fr. CFA - 1995)⁷

3. Appréciation par les usagers de la qualité du service d'eau aux bornes-fontaines

3.1 L'opinion concernant la distance aux bornes-fontaines

La connaissance de la distance maximum acceptable pour les usagers des bornes-fontaines et des facteurs qui influent sur l'opinion des ménages la concernant revêt une importance toute particulière car cette distance intervient dans le dimensionnement du réseau en terme de densité des points de distribution. La « norme » en la matière - ou plutôt la pratique la plus courante - consiste à adopter un espacement moyen de 300 mètres entre deux bornes-fontaines (soit 150 mètres au maximum à parcourir pour s'approvisionner) mais ceci varie largement en fonction des projets, des opérateurs, des bureaux d'étude et des pays. La question posée dans les enquêtes-ménages était : « considérez-vous que la distance à parcourir jusqu'à la borne-fontaine est proche, éloignée ou très éloignée? ». Parallèlement pour chaque enquêté était relevée la distance effectivement parcourue.

Sur l'ensemble des enquêtes réalisées, les trois quarts des usagers s'estiment satisfaits, considérant que la distance à parcourir jusqu'à la borne-fontaine est « proche ». La distance moyenne parcourue est de 200 mètres, mais celle-ci recouvre de grandes disparités d'un site à l'autre.

Recherche d'un « seuil d'indifférence »

On a cherché, pour chaque site et sur l'ensemble des sites⁸, la « distance-seuil »⁹ au delà de laquelle, en moyenne, les usagers ne sont plus satisfaits (c'est-à-dire ne considèrent plus que la

⁶ au seuil de 95%

⁷ Probabilité associée au test de Fischer : 0,004

⁸ Les cas non significatifs ont été exclus

distance est proche). Globalement, ce seuil d'indifférence est de 200 mètres, mais il apparaît trois groupes de centres aux seuils bien différenciés :

- un premier groupe, dans lequel les ménages sont satisfaits tant que la distance à parcourir demeure inférieure à un seuil compris entre 190 et 240 mètres. Ce groupe comprend Toffo, Ouegbo et So-Zoungo au Bénin et Foulan Koira au Niger ;
- un second groupe, comprenant uniquement Bagueye au Niger, où les ménages sont nettement moins exigeants, puisqu'ils considèrent que la borne-fontaine est proche jusqu'à 310 mètres ;
- enfin, un troisième groupe comprenant trois centres guinéens, où, les ménages sont au contraire plus exigeants, considérant en moyenne que la borne-fontaine est éloignée au delà d'un seuil de 90 à 100 mètres.

Comment peut-on expliquer ces variations? La répartition ci-dessus semble bien s'expliquer du point de vue de la disponibilité des ressources en eau traditionnelles. En effet, ces trois groupes résultats correspondent, mis à part le cas de Foulan Koira au Niger, aux trois modalités de la disponibilité des ressources alternatives « pluies abondantes - puits nombreux, pluies abondantes - puits rares, pluies rares - puits rares ». Le croisement entre les distances-

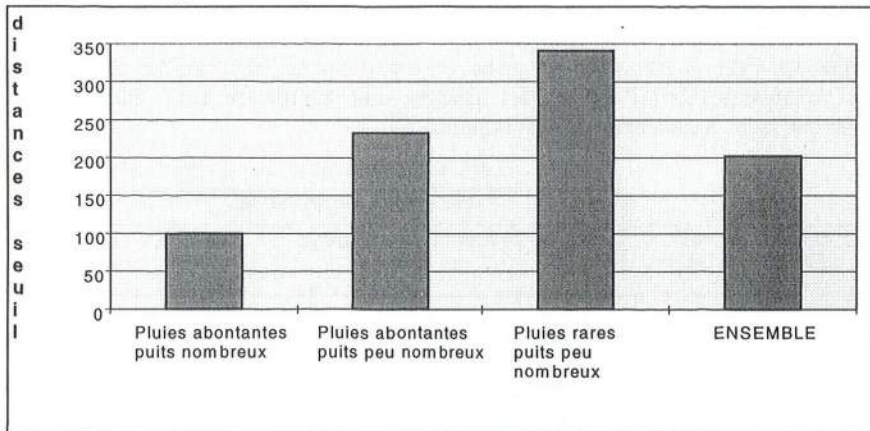


Figure 1 : Distances-seuil en fonction de la disponibilité des ressources alternatives

seuil et la disponibilité de l'eau est à ce titre assez démonstratif puisque les trois groupes correspondant aux trois modalités de la disponibilité ont des seuils comparables aux précédents. Le cas de Foulan Koira est un peu particulier du fait de sa proximité de la ville qui pourrait expliquer que les ménages y sont plus exigeants qu'ailleurs (à disponibilité égale - pluies rares, puits peu nombreux- le seuil de satisfaction est plus faible).

De façon à trouver un modèle explicatif de la variation des distances seuils et à isoler l'influence respective de l'abondance des puits et des pluies, on a introduit 2 variables, décrivant respectivement la disponibilité spatiale des ressources souterraines alternatives aux bornes-fontaines (« puits rares - puits nombreux ») et l'abondance des pluies (« pluies rares - pluies abondantes »).

⁹ Pour une variable numérique comme la distance, le prix ou le temps d'attente, la valeur du seuil (ou seuil d'indifférence) est définie comme celle qui sépare le mieux les classes d'opinion, c'est-à-dire qui sépare les valeurs prises par la variable en deux classes (respectivement inférieures et supérieures à ce seuil) dont le croisement avec les classes d'opinion maximise le Chi-2

Au seuil habituel de confiance, seul le nombre de puits peut être retenu (voir Probabilité critique Tableau 4). Confirmant que lorsque les puits sont rares, les ménages sont nettement moins exigeants, on relève que la distance-seuil d'indifférence est dans ce cas sensiblement doublée, passant de 122 à 241 mètres.

Influence d'autres variables

Distance-seuil d'indifférence	Nombre de puits		Abondance des pluies	
		puits nombreux : 122 m	puits rares : 241 m	pluies abondantes : 168 m
Coef. de détermination R ²	0,63		0,27	
F (test de Fischer)	13,5		3,0	
Probabilité critique	0,00626		0,12	

Tableau 4 : Influence des modalités des ressources alternatives sur la distance-seuil d'indifférence

On a aussi tenté de trouver un lien entre l'opinion sur la distance et le sexe de la personne interrogée : on ne trouve pas de différence significative entre l'opinion des hommes et celle des femmes sur cette question. En revanche, on a pu montrer (voir Tableau 5) que *lorsque l'eau est transportée par les enfants*, les ménages sont significativement plus nombreux à considérer que la distance à parcourir est importante¹⁰.

Opinion concernant la distance à la borne-fontaine :	Chargés du transport de l'eau		
	Les enfants	Autres (mères, employés, etc.)	Ensemble
Proche	---	+++	75 %
Éloignée	26 %	18 %	20 %
Très éloignée	(+++) 18 %	(---) 1 %	5 %
Total	100 %	100 %	100 %

Tableau 5 : Opinion concernant la distance à la borne-fontaine en fonction des membres du ménage chargés du transport de l'eau¹¹

3.2 L'opinion concernant le prix de l'eau

Le prix du m³ d'eau varie entre 150 et 500 Fr. CFA au Bénin comme au Niger, où, pour les cas étudiés, l'eau est vendue à la borne-fontaine au récipient toute l'année. Il est plus élevé en Guinée où les tarifs convertis en Fr. CFA sont compris entre 850 et 1250 par m³. Toutefois, le cas de la Guinée est un peu particulier car à Koundara l'eau n'est payante que pendant la saison sèche (5 mois), à Beyla la vente de l'eau est forfaitaire (la production n'étant pas relevée, on ne

¹⁰ Chi-2 = 26,28 et P de l'ordre de 2.10⁻⁶

¹¹ Les signes + ou - figurant dans les cases des tableaux de tris croisés montrent la significativité statistique de chacune, au sens du test du Chi-deux, par rapport à l'effectif théorique. Le signe + signifie de la case est supérieur à l'effectif théorique et le signe - signifie que l'effectif est inférieur :

« + » ou « - » correspond à un seuil de probabilité de P=0,10

« ++ » ou « -- » correspond à un seuil de probabilité de P=0,05

« +++ » ou « --- » correspond à un seuil de probabilité de P=0,01

« . » non significatif

(.) effectif théorique trop faible.

peut pas calculer le prix du m³ d'eau) et à Labé, l'eau n'est vendue au volume que dans un quartier, Thyndel.

Les avis sur le prix de l'eau (« trouvez-vous que le prix de l'eau à la borne-fontaine est bon marché, normal ou cher ? ») sont assez partagés avec des tendances accentuées à Ouegbo, Bérubouay et Guidiguir où plus des trois quarts des ménages considèrent que le prix est bon marché. Il est, en effet, dans ces trois cas, inférieur à la moyenne.

Influence du prix de l'eau

Lorsque l'on croise les opinions concernant le prix de l'eau avec le prix lui-même, on obtient des résultats assez homogènes au Bénin et au Niger (voir Tableau 6).

En Guinée, aux trois catégories d'opinion correspondent des tarifs bien supérieurs (voir Tableau 7 ci-dessous). Cela s'explique par le fait que dans les centres guinéens, l'eau n'est pas toujours vendue au volume ni payante toute l'année.

Opinion concernant le prix de l'eau aux bornes-fontaines :	Prix de l'eau aux BF (FCFA/m ³)		
	Moyenne	Ecart-type	Intervalle de confiance
Bon marché	311	118	290-332
Normal	366	148	321-411
Cher	437	109	419-455
Ensemble	378	132	363-392

Tableau 6 : Opinion concernant le prix de l'eau à la borne-fontaine en fonction du prix au Niger et au Bénin (FCFA-95)¹²

On a recherché pour l'ensemble des sites la valeur du seuil d'indifférence au prix (valeur séparant le mieux les classes d'opinion « bon marché ou normal » et « cher »). On obtient avec une bonne probabilité une valeur seuil de 400 Fr. CFA/m³. Ces résultats donnent une bonne idée de ce que la moyenne des ménages peut penser des prix pratiqués, mais on sait que de nombreux autres paramètres que le prix lui-même peuvent jouer un rôle.

Opinion concernant le prix de l'eau aux bornes-fontaines	Prix de l'eau aux BF (FCFA/m ³)		
	Moyenne	Ecart-type	Intervalle de confiance
Bon marché	725	82	682-768
Normal	917	232	829-1004
Cher	998	234	917-1079
Ensemble	912	232	860-963

Tableau 7 : Opinion concernant le prix de l'eau à la borne-fontaine en fonction du prix en Guinée (FCFA - 95)¹³

Influence du revenu

Le résultat du croisement entre le revenu des femmes et l'opinion de ces dernières concernant le prix ne donne pas de résultats significatifs. En revanche, on observe une dépendance forte entre les revenus des hommes et leur opinion : au-delà d'un revenu mensuel de 50 000 Fr. CFA, les enquêtés sont presque unanimes à considérer le prix de l'eau comme « normal » ou « bon marché », alors qu'en-deçà de ce seuil, 40 % d'entre eux le trouvent « cher »¹⁴. Il est par ailleurs intéressant de relever qu'à partir d'un revenu de l'ordre de 30 000 FCFA, le montant des dépenses affectées à l'eau, et donc les consommations, augmentent notablement. En deçà, on ne trouve pas de liens entre classes de revenus et classes de dépenses. On peut donc considérer que, pour la moitié de la population la plus pauvre, les dépenses consacrées à l'eau et les consommations sont inélastiques aux revenus.

¹² Chi-2 = 21,58 et P de l'ordre de 2.10⁻⁹

¹³ Chi-2 = 8,92 et P de l'ordre de 3,5.10⁻⁴

¹⁴ Chi-2 = 7,61 et P de l'ordre de 6.10⁻³

Par ailleurs, lorsque la part du revenu affectée à l'eau de la personne enquêtée dépasse 4,4 %, le prix est considéré comme cher (voir Tableau 8). Remarquons qu'on retrouve là une sorte de confirmation *a posteriori* de l'idée couramment admise et généralement érigée en norme, suivant laquelle le taux d'effort maximal admissible pour l'eau serait de 5 % des revenus. En réalité toutefois, ce taux d'effort est couramment dépassé, pour bon nombre d'usagers des bornes-fontaines sur nos terrains d'étude et plus encore pour les clients des revendeurs dans les grandes villes.

Ces résultats sont cohérents avec ceux de l'étude couramment citée comme référence sur la fonction de demande en eau dans les pays en développement, celle de (Katzman, 1977), menée sur les ménages de Penang Island (Malaisie). Examinant l'effet du revenu sur les consommations en eau des ménages, à la fois sur des sites urbains et ruraux, tous connectés à un réseau d'alimentation en eau potable, Katzman établissait :

- une élasticité nulle aux revenus pour les classes « très pauvres » et « pauvres », soit pour les revenus inférieurs au revenu médian ;
- une élasticité de 0,24 à 0,30 en passant des ménages pauvres aux ménages de revenus moyens supérieurs ;
- une élasticité de 0,32 à 0,39 des revenus moyens supérieurs à supérieurs.

Influence du sexe de l'enquêté et du payeur

Selon que la personne enquêtée est un homme ou une femme et ceci indépendamment du fait que ce soit le mari ou l'épouse qui paye l'eau, les résultats sont très différents¹⁵ : en moyenne, les hommes (51 %), plus que les femmes (31 %), considèrent que le prix de l'eau aux bornes-fontaines est bon marché. Cela s'explique sans doute par les différences de revenus entre les hommes et les femmes (voir supra), mais il est important de souligner que ces résultats sont indépendants du payeur. Dans 40 % des cas d'ailleurs, la femme, seule, paye l'eau et dans 22 % des cas elle y participe avec son mari.

3.3 L'opinion concernant le temps d'attente

L'opinion concernant le temps d'attente aux bornes-fontaines est à peu près également répartie entre « court », « moyen » et « long ». Toutefois, on observe d'importantes variations d'une ville à l'autre. De la même façon que pour la distance à parcourir, un seuil d'indifférence concernant le temps d'attente a été recherché. La durée « seuil » de l'attente au delà de laquelle les ménages sont insatisfaits (ne considèrent plus que l'attente est courte) s'établit de façon nette à 20 minutes¹⁶ : 85 % des enquêtés qui attendent moins de 20 minutes à la borne-fontaine estiment que le temps d'attente est « court », tandis que 94 % de ceux qui attendent davantage le jugent « moyen ou long ».

Opinion concernant le prix de l'eau aux bornes-fontaines	Pourcentage du revenu affecté à l'eau		
	Moyenne	Ecart-type	Intervalle de confiance
Bon marché	3,7 %	0,049	2,8 %-4,7 %
Normal	4,1 %	0,046	2,7 %-5,7 %
Cher	5,5 %	0,051	4,4 %-6,6 %
Ensemble	4,5 %	0,05	3,9 %-5,2 %

Tableau 8 : Opinion concernant le prix de l'eau à la borne-fontaine en fonction du pourcentage du revenu de l'enquêté affecté à l'eau

¹⁵ Chi-2 = 12,43 et P de l'ordre de 2.10⁻³

¹⁶ Chi-2 = 220 et P de l'ordre de 6,2.10⁻⁵⁰

Influence de l'existence de sources alternatives

Cinquante et un pour cent (51 %) des ménages des villes où les ressources sont rares considèrent que l'attente est courte, par rapport à 41 % en moyenne sur l'ensemble des villes. On peut l'expliquer aisément quand on sait qu'une bonne part des sources traditionnelles d'approvisionnement sont domiciliaires (puits, citernes) et que ces sources d'approvisionnement servent de référence aux ménages dans le jugement qu'ils portent sur le niveau de service proposé à la borne-fontaine.

Influence de la distance à parcourir

Il apparaît une dépendance significative entre l'opinion concernant le temps d'attente à la borne-fontaine et la distance à parcourir pour s'y rendre (voir Tableau 9 ci-dessous). Ainsi, alors qu'environ 40 % des ménages jugent l'attente à la borne-fontaine « courte », ils ne sont plus que 8 % parmi ceux qui en sont très éloignés. On imagine bien, en effet, qu'un long trajet cumulé à l'attente au point d'eau fasse paraître cette dernière encore plus longue. On sait aussi que la durée de l'attente dépend de la densité des bornes-fontaines et donc de la distance moyenne à parcourir dans chaque centre. On a donc recherché une éventuelle corrélation entre la distance qui sépare les usagers des bornes-fontaines, la densité des bornes-fontaines et l'attente qu'ils doivent y subir.

Opinion concernant l'attente à la borne-fontaine	Distance à la borne-fontaine		
	Moyenne	Ecart-type	Intervalle de confiance
Court	109,5	103,8	92,6 - 126,5
Moyen	233,4	321,2	170,2 - 296,7
Long	280,0	459,7	200,4 - 359,7
Ensemble	198,8	324,7	166,6 - 231,0

Tableau 9 : Opinion concernant le temps d'attente à la borne-fontaine selon la distance à parcourir¹⁷

multilinéaire en ajoutant la variable densité des bornes-fontaines, évaluée à partir de la moyenne pour chaque site des distances parcourues par les usagers, à la distance séparant chaque utilisateur de la borne-fontaine qu'il utilise. L'analyse de variance montre alors que le modèle explicatif obtenu pour le temps d'attente est considérablement amélioré, la part de variance expliquée (R^2) passant de 1,6 % à 4,5 %.

Influence d'autres variables

Enfin, lorsque les enfants sont chargés de la collecte de l'eau, une plus grande proportion de personnes enquêtées considèrent que le temps d'attente est important (comme c'était le cas pour l'opinion concernant la distance).

Hierarchisation des facteurs explicatifs

Le tableau suivant (Tableau 10) liste par ordre décroissant de coefficient de détermination R^2 les facteurs explicatifs de l'opinion concernant le temps d'attente aux bornes-fontaines.

¹⁷ $F = 8,89$ et $P = 1,7 \cdot 10^{-4}$

¹⁸ $F = 5,00$ et $P = 0,026$

Facteur explicatif	Part de variance expliquée (en %)
Temps d'attente	35,2
Distance moyenne aux bornes-fontaines du site (densité des BF)	14,7
Enfants chargés du transport de l'eau (oui/non)	7,7
Distance à parcourir pour l'usager	4,8
Disponibilité des ressources alternatives	1,8

Tableau 10 : Hiérarchisation des facteurs explicatifs de l'opinion concernant le temps d'attente aux bornes-fontaines

Références bibliographiques

Katzman M. T. , (1977), *Income and price elasticities of demand for water in developing countries* , Water Resources Bulletin, American Water Resources Association, vol 13, n°1.

MESURES DE LA RESPIRATION DANS LES EAUX USÉES

Martin SEIDL

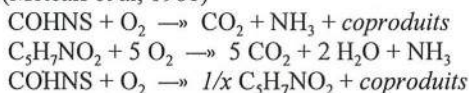
Cergrene - ENPC, 6 et 8 Avenue Blaise Pascal, Cité Descartes, Champs-sur-Marne
77455 Marne la Vallée Cedex 2, France internet: <http://www.enpc.fr/cergrene/cergrene.html>
seidl@cergrene.enpc.fr

Résumé

La mesure de la respiration est illustrée à l'aide de deux méthodes appliquées au laboratoire, après examens du principe de fonctionnement des appareils commerciaux.

1. Biodégradation

La matière organique des eaux usées est composée majoritairement d'un mélange des polysaccharides, lipides et protéines. La biomasse vivante ne représente que quelques pour cents du carbone total (Garnier et al, 1992). La matière organique morte peut être globalement représentée par la formule COHNS et la biomasse par $C_5H_7NO_2$. Sous conditions aérobies, ces substrats sont dégradés en consommant de l'oxygène et en produisant du gaz carbonique (dissimilation), mais aussi partiellement utilisées pour la synthèse de nouvelle biomasse (assimilation) (Metcalf et al, 1981)



La stoechiométrie de ces réactions peut différer selon les milieux. Le rapport de masse d'oxygène et de substrat varie entre 0,2 et 4 g/g et il est de 1 g/g pour le glucose. La (bio)dégradation de la matière organique dans un milieu aérobie, peut donc être déterminée à l'aide de la consommation d'oxygène. La consommation ou la respiration se définit comme la diminution d'oxygène par unité de volume liquide et par unité de temps. Une population de microorganismes ayant utilisé toute la matière organique, facilement oxydable, ne consomme de l'oxygène que pour le maintien de son métabolisme basal. La valeur de la respiration, dite *endogène*, dépend de la quantité et de la qualité de la biomasse. Une meilleure caractérisation de la biomasse peut être obtenue avec un ajout d'un substrat facilement dégradé comme l'acétate ou le glucose. Les microorganismes se mettent alors à consommer l'oxygène au taux maximal durant un temps relativement court, ce qui permet de mesurer le potentiel de la biomasse. La valeur de saturation, obtenue après l'addition de substrat est la respiration *maximale*. La consommation *réelle* d'un échantillon se situe donc entre ces deux limites : respiration endogène et respiration maximale.

2. MESURE DE LA RESPIRATION

La mesure de la consommation d'oxygène peut s'effectuer dans la phase liquide ou dans la phase gazeuse d'un système clos. La mesure peut être statique, semi-continue ou continue. Le système le plus simple est le système statique, composé d'un récipient fermé, pourvu d'une sonde à

oxygène, entièrement homogénéisé et contenant, soit du liquide, soit du liquide et une faible quantité de gaz. Le système semi-continu ressemble au système précédent, composé également d'un récipient contenant une électrode d'oxygène, mais présentant en plus un mécanisme de réaération pour un réapprovisionnement temporaire du stock d'oxygène. Le système continu possède deux récipients, un récipient de réaération et un de respiration, alimentés par une pompe en circuit fermé. La teneur en oxygène des eaux sortant du réacteur aéré, est proche de la saturation. Après un séjour dans un récipient fermé, la concentration est réduite en raison de l'oxydation de la matière organique. Le quotient de la différence des teneurs en oxygène par le temps de séjour de l'eau dans le récipient fermé, donne la respiration réelle.

2.1. Mesure dans la phase gazeuse, système semi-continu destiné à mesurer la respiration des eaux usées

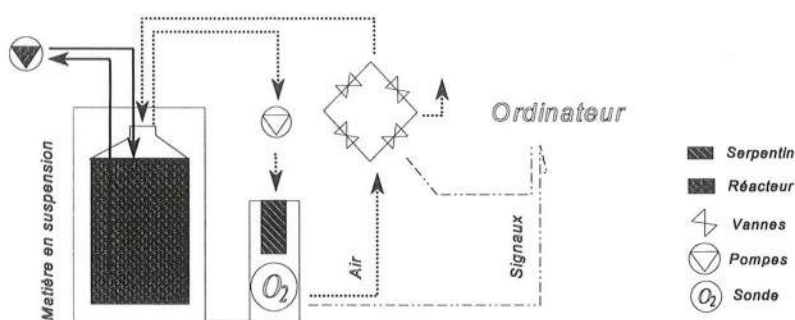


Figure 1: Le système semi-continu, la sonde et les vannes sont reliées à l'ordinateur, qui commande l'acquisition des données et éventuellement la mise à l'air du système. En pointillé le circuit de l'air, en continu le circuit d'eau. Les récipients et la sonde sont thermostatés.

Le système utilisé est composé d'un récipient étanche, équipé d'un circuit fermé de recirculation de l'eau usée, assurant la réaération de l'échantillon et un circuit d'air pour les mesures de teneur en oxygène. Pour éviter la formation de mousse, qui entraîne de l'eau dans le circuit de mesure, la réaération se fait par un jet d'eau et non pas par bullage. Le taux d'humidité dans le circuit de mesure est contrôlé par un serpentin de condensation. L'approvisionnement du stock d'oxygène est assuré par une mise à l'air régulière du système (typiquement allant de 0,5 à 2 par heure), grâce à un système d'électrovannes.

Après l'ouverture du système la teneur en oxygène de l'air et de l'eau du réacteur sont proches de la saturation. Pendant la fermeture la concentration dans le récipient est progressivement réduite en raison de l'oxydation de la matière organique. En supposant que les gaz sont parfaits et que la solubilité est décrit par la loi de Henry on peut établir le bilan pour la phase gazeuse et liquide:

$$\frac{dM_g}{dt} = \frac{dp_g \cdot V_g}{RT dt} = \text{reaération} + \text{fuites} - \text{électrode}$$

M : mol oxygène
t : temps
p : pression
V : volume
T : température
R : gaz constante

$$\frac{dp_g \cdot V_g}{RT dt} = k_a(p_w - p_g) + k_f(p_s - p_g) - k_{el}(p_g)$$

g : gaz
w : eau
a : aération
s : saturation
f : fuites
le : électrode

L'évolution d'oxygène dans l'eau est donnée par

$$\frac{dM_w}{dt} = \frac{dp_w \cdot V_w}{K_H \cdot dt} = -a\text{ération} - \text{respiration}$$

K_H : constante de Henry
r : respiration (mol/l.s)

$$\frac{dM_w}{dt} = \frac{dp_w \cdot V_w}{K_H \cdot dt} = -k_a(dp_w - p_g) - V_w \cdot r$$

Admettant que la respiration reste constante pendant l'intervalle de mesures et que les fuites ($k_f \approx 1,7 \cdot 10^{-7}$ mol/atm.s) comme la consommation à l'électrode ($k_{el} \approx 5 \cdot 10^{-6}$ mol/atm.s) soient négligeables, la quantité d'oxygène dans le système varie simplement en fonction de r :

$$r = \frac{dM}{dt} = C_w \cdot V_w + \frac{V_g}{RT} \cdot p_g$$

Globalement, le quotient de la différence des teneurs en oxygène et du temps de fermeture du récipient, donne la respiration, lorsque le pas de temps de mesure est suffisamment long pour compenser la lenteur de la sonde ($k \approx 6 \cdot 10^{-2}$ /s) et les échanges gazeux ($k_a \approx 6 \cdot 10^{-6}$ mol/atm.s). En réalité la concentration évolue vers cette asymptote sans l'atteindre effectivement.

$$r' = \frac{(dC)_w}{dt} (1 + 30\alpha)$$

r' : respiration (mg-O₂/l.h)
à 20°C

dt : temps de séjour

C_w : concentration O₂
mesuré par la sonde

α : quotient de volumes
gaz/ eau

$$\alpha = \frac{V_g}{V_w}$$

Alpha est le rapport des volumes d'air et de l'eau dans le système. Le nombre 30 est le rapport des concentrations d'oxygène en (mol/l), dans l'air et dans l'eau à 20°C sous pression atmosphérique et conditions d'équilibre. Si α est égal à 1/30, il y a autant d'oxygène dans la phase gazeuse que an phase aqueuse.

Dans le système utilisé le volume de liquide variait de 4000 à 2000 ml avec un volume d'air constant de l'ordre de 110 ml. La sonde utilisée (Orbisphere) délivrait un signal analogique de 4 à 20 mA pour la gamme de 0 - 20 ppm. La concentration de O₂ en phase liquide peut être aussi bien exprimée en pourcentage de saturation ou en pression partielle. La pression partielle dans les deux phases est identique en conditions d'équilibre. Dans notre cas C_w représente ainsi la pression partielle, mesuré par la sonde dans la phase gazeuse, mais *exprimée* en milligramme de O₂ par litre de l'eau.

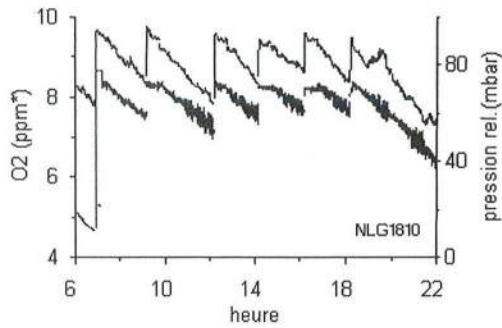


Figure 2: Variation de l'oxygène en fonction du temps pour l'effluent de Noisy le Grand de 200 (mg MES/l) avec $r \approx 1$ (mg O₂/l.h).

Les variations des teneurs en oxygène peuvent aussi être mesurées avec un capteur de pression électronique (figure 2) monté dans le circuit d'air. Les variations de pression sont traduites en variations de potentiel, qui après calibration peuvent être converties en millibar ou hectopascal.

2. Mesure dans la phase liquide, système continu destiné à la mesure de la respiration des boues

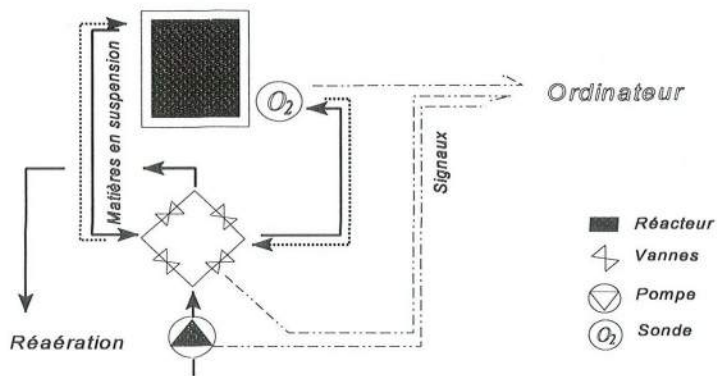


Figure 3: Le système classique en continu, les vannes et la sonde sont liées à l'ordinateur, qui commande le changement de sens de la circulation aussi bien que l'acquisition des données et éventuellement la valeur du débit (temps de séjour).

La teneur en oxygène des eaux sortant du réacteur aéré, est proche de la saturation (C_{\max}). Après un séjour dans un récipient fermé alimenté par une pompe, la concentration est réduite en raison de l'oxydation de la matière organique (C_{\min}). Le quotient de la différence des teneurs en oxygène par le temps de séjour du récipient, donne la respiration réelle :

$$r = \frac{C_{\max} - C_{\min}}{t}$$

r : respiration
 C_{\max} : concentration d'O₂ à la sortie du réacteur aéré
 C_{\min} : concentration O₂ à l'entrée du réacteur

$$t = \frac{Q}{V}$$

t: temps de séjour
V: volume du récipient
Q: débit de circulation dans le récipient

La respiration globale pourrait aussi être calculée à partir de des concentrations d'oxygène mesurées pour deux débits différents et du volume du respiromètre (V), selon l'équation suivante:

$$r = \frac{Q_i Q_{ii} (C_i - C_{ii})}{V(Q_i - Q_{ii})}$$

Pour pouvoir mesurer la différence de teneurs avec *une* seule sonde, le sens de circulation dans le récipient est inversé. L'utilisation d'*une* seule sonde est plus économique et, ce qui est plus important, les mesures sont effectuées dans les mêmes conditions électrochimiques. L'inversion du sens de circulation peut avoir lieu soit avec une pompe soit à l'aide d'une combinaison de vannes.

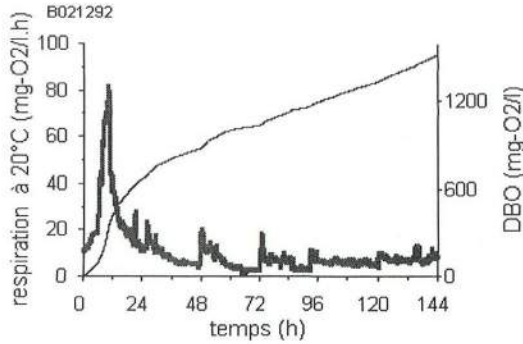


Figure 3: Résultats des mesures de la respiration des boues ($1,50 \text{ g}_{\text{MES}}/\text{l}$), intercepté à La Briche, avec $r_{\text{fm}} \approx 5 \text{ (mg-O}_2/\text{l.h)}$.

Pendant l'expérience avec de l'eau usée, déversée à La Briche en décembre 1992 (figure 3), les mesures de la respiration étaient entièrement automatisés. Le système thermostaté, était composé d'un récipient fermé et un récipient ouvert, une cellule de mesures avec vitesse d'écoulement de plus de 0.06 m.s^{-1} et *une* seule sonde à oxygène (Ponselle). L'ensemble était géré grâce à une carte d'acquisition et deux électrovannes permettant d'afficher la respiration en temps réel. La demande biologique d'oxygène à temps t (DBO) est calculé comme la somme des respirations dans le temps :

$$DBO_t = \sum_{i=0}^{i=t} r_i \Delta t$$

L'effet de la température est corrigé selon la loi de van 't Hoff-Arrhenius en rapportant les respirations à 20°C . Pour valeur du coefficient de température ϵ nous avons pris 1.06 (Metcalf et al. 1984).

$$r_{20} = r_T \epsilon^{(20-T)}$$

T: température $^\circ\text{C}$

3. Applications pratiques

Le deux systèmes décrits sont actuellement disponibles sur le marché (tableau 1), mais pour des applications différentes. Le système classique, continu est appliqué dans des stations d'épuration des industries chimiques et agro-alimentaires. Les grandes complexes industriels possèdent souvent leur propre station de traitement. La boue activée reste cependant relativement sensible aux herbicides et aux métaux lourds. Le système de respirométrie sert ici de moniteur pour la protéger contre des pollutions accidentelles. Une intoxication de boues peut provoquer un arrêt complet de la station pendant plusieurs jours et peut nécessiter un achat d'inoculum. Dans l'industrie agro-alimentaire la respirométrie peut être appliquée pour la détection des fuites dans le circuit de production. Une augmentation de la respiration indique une présence de sources de carbone supplémentaire, provenant des denrées alimentaires.

Le système de mesure dans la phase gazeuse est utilisé en combinaison avec les mesures de CO₂ pour suivre la respiration des animaux ou des végétaux. Les expériences menées sur les animaux domestiques permettent une optimisation de leur nutrition. L'application pour les mesures de DBO des eaux usées est en cours de développement.

Tableau 1: Comparaison de systèmes commercialisés équivalents aux systèmes de mesures utilisés dans les travaux cités.

	Mesures EAU	Mesures AIR
Utilisation	monitoring des boues activées	mesures des métabolisme animal
Commercialisation	respiromètre RA1000 Manotherm (Martec)	micro Oxy-Max, Columbus Instruments (Eurosep)
Sensibilité	0,2 mg-O ₂ /l.h	0,3 µg-O ₂ /h
Fréquence de mesures	< 35 /h	0,2/h
Prix	200 kF	250 kF
NOTRE SYSTEME		
Fréquence de mesures	< 12 /h	< 1/h
Limite de détection	2 mg-O ₂ /l.h	0,15 mg-O ₂ /l.h
Prix (recherche & développement)	85 kF	75 kF

4. Conclusion

Les systèmes utilisés tant pour la recherche que pour la maîtrise de qualité ont leurs avantages et inconvénients. Les systèmes de recherche sont relativement peu coûteux (40% du prix de l'appareil commercial), mais nécessitent souvent un traitement de signaux spécifiques et une maintenance importante. Le système commerciaux sont robustes du côté instrumentation, livrés parfois avec des logiciels adaptés, mais ne conviennent pas toujours aux besoins du terrain. Dans les deux cas la fréquence de mesures dépend surtout de la vitesse de réponse de la sonde et du

volume échantillonné. Le système de mesure dans la phase liquide est relativement simple et peut être reconstruit au laboratoire avec quasiment les mêmes performances que le produit commercial. Le système type Oxy-Max pour mesure dans l'air est plus complexe et demande beaucoup plus de développement avec un fort accent sur l'instrumentation. Cependant c'est le type d'instrument prometteur pour les mesures de la DBO_5 en continu.

Références bibliographie

- Garnier J., Servais P. et Billen G. (1992). Bacterioplankton in the Seine river (France) : impact of the parisian urban effluent. *Canadian Journal of Microbiology*, 38:56-64.
- Ford, T.E. editeur (1993) *Aquatic Microbiology, An ecological Approach* Blackwell Publ. Oxford 520p.
- Metcalf & Eddy Inc. (1984) *Wastewater engineering, Treatment, Disposal & Reuse* TATA McGraw-Hill New Delhi 920p.
- Seidl, M., P.Servais, A. Anzil & J.M. Mouchel (1996) *Dégradation des matières organiques dans le milieu naturel après les rejets urbains*. Agence de l'Eau Rhin-Meuse programme Inter-Agences 120p.

REPRÉSENTATIVITÉ DES DONNÉES

LIMITE DE VALIDITÉ DES SONDAGES EN SCIENCES SOCIALES

Manuel PERIÀÑEZ, *Fondation d'Analyse et de Recherches, Paris*

Résumé

La France est actuellement championne du monde des sondages. Est-ce un bien ou un mal ? La controverse, déjà ancienne, aurait cessé sans doute depuis longtemps si les sondages, qui permettent souvent des études de qualité et pertinentes, ne menaient pas parfois, il faut bien l'avouer, à des analyses banales ou incorrectes, voire volontairement déformées. Si le succès de la méthode lui assure désormais un domaine aussi vaste que multiple, il semble conduire parfois à l'équivalent dans le domaine des sciences sociales des erreurs thérapeutiques dans le domaine médical : certains commanditaires ne connaissent qu'elle, et les instituts de sondage ne récusent pas des contrats pour lesquels il y a erreur sur l'outil (si même ils le savent). Nombre de sujets, en effet, ne peuvent être valablement explorés par cette méthode rapide et simple. Les sondages ont leurs limites de validité, leur champ d'application optimal... et leurs contre-indications.

Nous avons formulé quelques remarques d'ordre psychanalytique concernant le biais de la relation sondeur-sondé dans la construction de l'opinion publique. Cette relation nous apparaît davantage comme une violence sur la voie publique que comme une relation d'entretien ; le passant interpellé se sent manipulé sur différents modes, qui ont partie liée avec des situations hypnotiques ; il est tiraillé dans un conflit d'identité entre son vrai-self intime et un rappel de sa condition publique de citoyen, entre ses attitudes face à l'autorité et à la créativité; enfin, il peut réagir en s'identifiant au sondeur.

La seule ambition, maintes fois réitérée des sondages, est de constituer un instantané de l'opinion publique. Mais de plus en plus les sondages sont appliqués à des problématiques au sujet desquelles n'existe aucune opinion proprement dite ! C'est tout le problème. Il est clair que les individus communiquent au sujet de certaines de leurs activités et perceptions humaines et sociales, et cette communication crée la vie sociale et politique. Là, des opinions existent, et on peut les sonder. Mais pour un immense champ de l'expérience humaine, cette communication et ce processus d'émergence et maturation des opinions n'a jamais lieu. C'est bien pour cela que la psychanalyse a eu en ce siècle le succès que l'on sait. Il faut tout le talent des écrivains, celui d'un Proust ou d'un Flaubert, pour explorer les nuances de tel ou tel émoi humain, par exemple devant une oeuvre d'art, mais également les réflexions personnelles encore hésitantes devant de nouveaux événements et problèmes sociaux. Ces réflexions incipientes ne constituent pas une opinion, tout au plus, comme nous l'avons proposé, une « opinion privée », en attente d'étalonnage par la discussion socialisée. Faire passer ces opinions privées dans le domaine public par une technique assez violente de recueil de données constitue dès lors un abus.

En conclusion, nous dirons que les limites de validité des sondages en sciences sociales sont celles de la préexistence d'une opinion consciente socialement établie (le champ politique, essentiellement).

1. Introduction

La France est actuellement championne du monde des sondages. Est-ce un bien ou un mal ? La controverse, déjà ancienne, aurait cessé sans doute depuis longtemps si les sondages, qui permettent souvent des études de qualité et pertinentes, ne menaient pas parfois, il faut bien l'avouer, à des analyses banales ou incorrectes, voire volontairement déformées. Si le succès de la méthode lui assure désormais un domaine aussi vaste que multiple, il semble conduire parfois à l'équivalent dans le domaine des sciences sociales des erreurs thérapeutiques dans le domaine médical : certains commanditaires ne connaissent qu'elle, et les instituts de sondage ne récusent pas des contrats pour lesquels il y a erreur sur l'outil (si même ils le savent). Nombre de sujets, en effet, ne peuvent être valablement explorés par cette méthode rapide et simple. Les sondages ont leurs limites de validité, leur champ d'application optimal... et leurs contre-indications.

Prenons l'exemple des études sur la gêne due au bruit. Quand on passe en revue celles qui sont faites depuis vingt ans, on tombe sur un secret les concernant, secret d'autant mieux gardé qu'il est dérisoire : c'est celui de la collusion du chercheur avec la demande politique et technocratique. Celle-ci paraît simple : les gens se plaignent du bruit, il faut faire quelque chose ! Posons d'emblée que cette demande est parfaitement légitime dans les lieux à « pathologie acoustique » proximité d'avions, routes, chantiers, etc. Mais ces situations, qui commandent l'urgence absolue, sont très minoritaires en France, même si désormais il n'existe plus une seule habitation où l'on n'entende pas un moteur (même en fuyant en haut de l'Aiguille du Midi, on entend le diesel du groupe électrogène, que d'ailleurs l'on oublie devant le panorama). De fait, 80% des affaires de bruit plaidées devant les tribunaux concernent des niveaux sonores tout à fait moyens : c'est la signification de ces bruits qui les rend insupportables. Et ça, c'est subjectif. Notre problème est donc psychologique avant d'être acoustique.

La collusion que nous évoquons est celle des chercheurs avec l'idéologie dominante au sujet du bruit, selon laquelle le bruit est mauvais, et un problème grave de société. Des sondages font régulièrement apparaître le bruit comme « *la préoccupation numéro un des français* » ! Les politiques suivent. Or, ces sondages sont biaisés, car le bruit possède des qualités psychosociologiques spécifiques qui le rendent largement inaccessible à cette méthode de quantification. Ces qualités constituent le domaine du bruit en exutoire projectif pour toute insatisfaction, d'origine sociale mais également personnelle.

Il est donc élémentaire, pour étudier le bruit, d'établir au préalable si la personne qui répond à vos questions vit personnellement une situation positive, moyenne ou négative. Les gens « qui vont bien » en effet encaissent sans sourciller des environnements sonores déclarés inacceptables par ceux qui vont moins bien, tant au plan des décibels que des significations. Le vrai problème du bruit est donc à étudier auprès de gens en bonne santé selon la définition fameuse de l'OMS (santé physique, psychique et sociale...), et qui, néanmoins, se plaignent et, bien sûr, ils existent : n'ayant pas recours au bruit comme bouc-émissaire, seuls ceux-là sont à même d'échapper en partie à l'idéologie. Or les sondages ne se préoccupent pas de la personnalité des personnes interrogées, ni de leur bonheurs ou malheurs actuels, car ils doivent faire vite, et tablent sur la loi du grand nombre pour niveler statistiquement toutes ces différences. Ce faisant les sondages ne recueillent pas des données suffisantes pour établir les corrélations nécessaires à l'objet étudié, leur seule ambition étant d'établir « un instantané de l'opinion publique ».

Il existe de nos jours une abondante littérature scientifique sur les sondages. Les seuls problèmes de la collecte des individus destinés à faire partie d'un échantillon, de la formulation des questions et de leur ordre de passation, ainsi que celui de l'utilisation des résultats d'un sondage, est déjà complexe.

Un exemple aussi bref que suffisant de l'induction des réponses par leur formulation même est donné par (Bernard et Segaud, 1991). En 1982 la SOFRES publie deux sondages à deux mois d'intervalle. Dans *l'Express*, la question posée était : « *Pour vous, et votre famille quelles sont les préoccupations les plus importantes à l'heure actuelle?* ». L'insécurité arrivait en dernière place avec seulement 6% des réponses. Dans *Le Parisien*, la question était posée différemment : « *Parmi les problèmes suivants quels sont les deux qui vous préoccupent le plus?* ». Suivait la présentation d'une série de problèmes évoqués comme le chômage, la santé et enfin l'insécurité qui, là, arrivait en tête avec 56% des réponses !

Autre exemple, dans un travail récent au sujet du bruit pour la Direction de la Construction (Periáñez, 1992), nous avons fait état de nombreux sondages dans la presse qui font apparaître le bruit comme « *le problème numéro un des français* ». Or, ces sondages proposaient aux personnes interrogées, comme celui sur l'insécurité cité par Yvonne Bernard, une liste de nuisances et problèmes parmi lesquelles choisir... Dans des entretiens libres où était posée la question de savoir quels étaient « *les problèmes les plus importants à l'heure actuelle* » sans induction, le bruit n'était presque jamais mentionné, et encore uniquement dans des zones d'habitat très bruyantes objectivement.

Par ailleurs, la pratique de l'audimétrie, la mesure de l'audience des différents programmes de télévision (et de la publicité qui les accompagne) a abouti en quelques années à un nivellement par le bas des programmes, et à la quasi-disparition du financement destiné à des productions de qualité (les subventions de la chaîne ARTE étant régulièrement remises en cause sur la base de l'Audimat).

La publication médiatique des sondages les a transformés en nouvel élément du jeu politique ; on sait que leur publication est interdite une semaine avant des élections ...

Le sondage électoral constitue la vitrine des sondeurs, c'est là que la méthode prouve son exactitude relative dont elle tire prestige auprès des clients commerciaux, car c'est là seulement que le sondage est suivi par le vote réel qui en permet la vérification. La marge d'erreur de 3% de la méthode des quotas, qui paraissait très faible autrefois, est cependant de plus en plus mal tolérée par la classe politique. Les sondeurs français utilisent des coefficients de pondération des prévisions de vote, basés sur l'écart entre les précédents sondages et les résultats électoraux réels; ces coefficients ont pour but de redresser l'inhibition des réponses politiquement extrêmes aux sondages, réponses toujours inférieures aux votes réels. Cette pratique suppose une stabilité des représentations idéologiques et politiques d'une élection à l'autre, ce qui n'est pas toujours certain, surtout quand il se produit une évolution de l'opinion : paradoxe donc, les sondages mesurent d'autant plus finement l'opinion que celle-ci reste stable au fil des ans !

Le problème éthique le plus rarement soulevé, car confondu avec un problème technique, est cependant celui de la pseudo-démocratie que la sondomanie actuelle a fini par imposer dans la conscience collective en lieu et place de la vraie (celle du vote réel des citoyens). Du fait qu'un groupe important échappe toujours aux sondages, le groupe des individus qui les refusent par principe, la collectivité des citoyens se trouve réduite au segment social qui les accepte, segment qui produit la prétendue « *opinion publique* ». Il ne s'agit pas ici des personnes qui répondent « *ne sait pas* » aux sondeurs, donc du groupe des « *indécis* » (qui pose déjà un problème intéressant, celui de l'authenticité contre les conventions), mais bien de gens encore au-delà de cette position, et qui rejettent toute participation à un sondage. Or, par définition,

on ne sait rien sur les gens qui refusent les sondages. Il se peut, et c'est le pari des sondeurs, que ceux-ci se distribuent aléatoirement dans la population globale. Mais rien ne le prouve, et il est parfaitement possible que le groupe qui refuse les sondages constitue un groupe socialement cohérent, ayant en commun des variables sociologiques ou psychosociologiques importantes, ce qui fait qu'une ou plusieurs familles d'opinions aussi valables que les autres ne sont jamais observées par cet instrument ! Il y a donc un « trou noir » dans la prétendue opinion publique. Dans ce cas, tous les sondages sont toujours faux, ou du moins uniquement valables en tant que « photographie de l'opinion » des seuls groupes sociaux qui acceptent les sondages... Les sondages étaient censés, après mai 1968, donner la parole à la « majorité silencieuse », mais ils ignorent une minorité encore plus silencieuse.

Pierre Bourdieu (Bourdieu, 1973), dans un texte brillant sur ce sujet, posait déjà en 1973 en préambule son refus de condamner les sondages, qui « *peuvent être utiles aux sciences sociales à condition d'être traités de façon rigoureuse* ». Il énonce ensuite trois postulats implicites des sondages :

1. Les enquêtes d'opinion supposent que tout le monde peut avoir une opinion, que la production d'une opinion est à la portée de tous. Bourdieu conteste ce premier postulat.
2. On suppose que toutes les opinions se valent. Or, « *cumuler des opinions qui n'ont pas du tout la même force réelle aboutit à une distorsion très profonde* ».
3. Dans le simple fait de poser la même question à tout le monde se trouve impliquée l'hypothèse qu'il y a un consensus sur les problèmes, un accord sur les questions qui méritent d'être posées.

Bourdieu se montre clément par rapport aux reproches techniques le plus souvent émis contre les sondages : la constitution de l'échantillon, la formulation des questions... Car il y a plus important, la demande sociale de sondages est liée à des problématiques obligées, celles issues des préoccupations politiques : « *les problèmes qui se posent sont des problèmes qui s'imposent comme problème politique* » et cela situe les instituts de sondages loin des centres de recherches qui construisent leurs recherches « *sinon dans un ciel pur, en tout cas avec une distance beaucoup plus grande à l'égard de la demande sociale sous sa forme la plus directe* » ce qui fait du sondage d'opinion un instrument d'action politique. « *Sa fonction la plus importante consiste peut-être à imposer l'illusion qu'il existe une opinion publique comme sommation purement additive d'opinions individuelles* » qui permet de légitimer une politique prétendument adéquate à cette « opinion publique ».

Bourdieu analyse alors rapidement les opérations qui permettent d'atteindre l'effet de consensus sur lequel repose cette pratique : l'ignorance délibérée des non-réponses (philosophie électorale imposée aux sciences humaines); l'imposition de problématique (à quelle question les gens ont-ils cru répondre ?); la compétence politique (qui varie *grosso modo* comme le niveau d'instruction) ; « l'ethos de classe » (que d'autres auteurs préféreraient désigner comme « imaginaires sociaux »); l'erreur d'interprétation des réponses (interprétation politique de réponses hétérogènes aux problématiques imposées). Bourdieu explique ensuite le rôle, d'une part, des opinions mobilisées, des opinions constituées, des groupes de pression, et, d'autre part, l'opinion à l'état implicite ou dispositions, qui, par définition, n'est pas l'opinion.

Il conclut donc que « *l'opinion au sens de la définition sociale implicitement admise par les instituts de sondage ou ceux qui utilisent les résultats des sondages d'opinion, je dis simplement que cette opinion-là n'existe pas* ».

2. Approche psychanalytique de la situation de sondage

La lecture des textes de sociologues, historiens et philosophes consacrés aux sondages fait réfléchir le psychanalyste que nous sommes par ailleurs. Il nous semble, en effet, que le problème s'éclaire un peu plus si on prend en compte la dimension de l'inconscient. Les auteurs ci-dessus, en effet, semblent considérer l'individu littéralement comme la plus petite partie de la société (individu, c'est-à-dire qui n'est pas divisible). Lewin avait autrefois posé que l'individu était « un atome social ». Cette idée était d'autant plus remarquablement fausse, qu'elle était énoncée à une époque où le noyau de l'atome avait depuis longtemps pu être cassé en ses éléments constitutifs : l'« individu » de la matière était divisible !

Or il en va de même avec l'individu humain, qui est pluriel, et ce même à plusieurs titres. D'une part, la tripartition freudienne en Moi, Ça et Surmoi (encore affinée en Idéal du Moi, états du Moi, « visiteurs du Moi » Moi-peau, etc. par les successeurs de Freud) vient semer le doute quant à l'interlocuteur dans un dialogue : qui est « aux affaires » quand celui-ci répond à une question ? Une des nombreuses écoles psychanalytiques postérieures à la psychosociologie américaine classique, celle d'Eric Berne et de la « psychanalyse transactionnelle » part du principe que les mouvements régrédients-progrédients du Moi dans toute interaction humaine donnent lieu à des conjonctures du Moi redevables du fait que la parole peut être prise par un Moi-enfant, un Moi-adulte ou un Moi-parent... La question alors de savoir qui répond à un enquêteur se complique un peu, et des précautions sont indispensables dans l'installation de la relation d'entretien pour avoir des chances de stabiliser l'interlocuteur. Notamment, il est indispensable que l'enquêteur soit suffisamment identifié par l'interviewé (et donc déjà stable lui-même), et sur les mêmes catégories (quelqu'un qui vous pose une question pouvant lui-même opérer à partir de son Moi-enfant, adulte ou parent, ce qui crée neuf situations possibles entre deux personnes !). Le contenu de la question peut lui-même être pris par la personne interrogée comme émanant de son interlocuteur (à l'état du Moi préalablement localisé parmi ces trois possibilités), ou comme émanant d'une instance supérieure à l'interlocuteur, et par rapport à qui l'interroge peut s'imaginer que le sondeur entretient lui aussi des rapports complexes !

Il n'existe, à notre connaissance, aucune recherche visant à établir « à qui » croit parler une personne se trouvant brusquement confrontée à une situation d'investigation par sondage, comme c'est généralement le cas (dans la rue ou par téléphone, ou par démarchage au porte à porte). L'interruption de toute activité en cours pour participer à un sondage s'apparente, fâcheusement nous semble-t-il, au fameux « *Police, vos papiers !* » d'une interpellation sur la voie publique, par laquelle la société exerce son droit légitime de contrôle social institutionnel, et cette parenté ne peut aller sans des répercussions psychiques spécifiques selon le type de personnalité de l'interpellé, pour ne pas dire de la victime. Certes, dans la seconde qui suit, la personne se voit rassurée : ce n'est qu'un sondage, on lui demande seulement de contribuer anonymement à une photographie de l'état de l'opinion publique sur tel ou tel sujet... Il n'en reste pas moins que l'interpellation captative, de l'ordre de l'abordage, provoque un certain état mental.

3. Hypnose et autorité

Des auteurs modernes (Roustang, Chertok, Stengers) questionnent la psychanalyse sur ses origines du côté de l'hypnose. L'enjeu de cette recherche, passionnante au demeurant, est de purifier la psychanalyse de ce qui lui reste d'abus hypnotique du temps de Charcot et ses fameuses présentations de malades à la Salpêtrière, auxquelles assista un jeune Freud, lui-

même fasciné. Roustang retrouve dans ses écrits, implicitement souvent, les recherches de Ferenczi dans les années 1920, quand il théorisait l'hypnose comme appartenant à deux types, qu'il appelait « hypnose maternelle » (par la séduction, la douceur, l'enveloppement) et « hypnose paternelle » (par l'autorité, la brutalité de ton, la violence verbale, voire physique). S'il est déjà difficile d'échapper entièrement à tout phénomène hypnotique dans des échanges humains extrêmement attentionnés comme ceux qui ont cours dans la cure psychanalytique, on voit aisément comment un mixte variable de ces mêmes phénomènes sont monnaie courante dans la vie quotidienne, et comment la relation d'investigation subite relève, quant à elle, clairement du type d'hypnose paternelle dans la phase d'abordage du sondé, phase immédiatement suivie par de l'hypnose maternelle rassurante et propice à établir un minimum de coopération; mais on peut dès lors légitimement s'inquiéter des conditions psychiques à partir desquelles sera consentie cette coopération...

Pour nous rapprocher de notre sujet, remplaçons maintenant l'expression « investigation subite » par celle d'« investigation inopinée ». On nous voit venir, ce synonyme apparemment innocent introduit une dimension importante : celle de l'abolition des opinions personnelles par la part de relation d'hypnose contenue dans la situation de sondage ! Nous n'irons pas jusqu'à prétendre que le sondé se trouve devant le sondeur comme le lapin devant le serpent... mais il y a un peu de ça. Au minimum, le sondé aurait besoin, pour répondre en tant que sujet et livrer valablement une opinion personnelle, de « reprendre ses esprits » comme le dit très bien le langage courant. Le sondeur, lui, travaille aux pièces, il ne lui en laissera pas le temps. Ce n'est pas un hasard si, dans des domaines délicats, la méthode d'interview semi-directive la plus performante est celle où le questionnaire est envoyé au futur interviewé quelques semaines à l'avance, pour qu'il réfléchisse posément aux questions qui lui seront posées...

Nous avons personnellement toujours participé aux sondages que le hasard a mis sur notre chemin, depuis de nombreuses années, à la fois par curiosité, pour dépanner le malheureux sondeur vacataire, et par déformation professionnelle (ou joie mauvaise, si l'on préfère). Jamais nous n'avons vu un sondeur qui accepte de remettre en cause les catégories fermées pour les réponses, toujours insuffisamment subtiles pour rendre compte de celles que nous voulions communiquer. Si l'on se rebiffe, le sondeur hausse le ton : il faut impérativement choisir l'une ou l'autre de ses réponses ! Si l'on persiste à finasser, il finit par cocher, à notre place et le regard noir, la case qu'il décide être celle qui convient le plus au personnage incasable qu'il a eu la malchance de rencontrer (il procède alors, croit-il, à une « interprétation »...). Voilà le sort de ceux qui résistent à l'hypnose.

4. Identité, hypnose et formulation des opinions

Mais ceux, presque tous, qui ne résistent pas, ne serait-ce que pour se débarrasser au plus vite du sondeur, quel personnage intérieur parle chez eux ? Et à qui ? Rendus « inopinés » par la situation d'abordage, ils acceptent plus souvent le choix de réponses qui ne conviennent qu'à cet interface social de leur personnalité que Winnicott a appelé le *faux-self*, qui, du coup, se retrouve promu citoyen, le sondage étant un vote plus qu'une recherche scientifique. Ou bien, s'ils tiennent à leur *vrai-self*, ils ne répondent pas, et vont grossir la catégorie des « sans réponse » (pour laquelle il faut avoir du courage : on vous fait sentir que seuls les idiots restent sans réponse). La catégorie « sans réponse » est, de ce fait, sans doute la plus intéressante que produisent les sondages, et celle qui mériterait réellement une recherche, de même que le refus de participer aux sondages, que nous avons déjà évoqué. L'effet pervers le plus évident, et jamais décrit par les instituts de sondage et pour cause, est donc de remplacer la société réelle par celle constituée de l'addition de tous les faux-self sociaux qui veulent bien accepter de se laisser photographier dans la rue.

Il est permis de se demander si la minorité antiautoritaire, qui se braque dès qu'elle détecte des velléités de manipulation (et l'hypnose en est une de taille) ne constitue pas un groupe sociologiquement homogène, ce qui fausserait tous les échantillons ! Par ailleurs, ces gens ne sont-ils pas les plus conscients d'être de véritables citoyens ? Le poids de leur opinion ne serait-il pas considérable comparé à celle des gens qui répondent légèrement à un enquêteur, comme l'on participe à un passe-temps ? Bref, l'opinion recueillie par sondage est-elle sérieuse, tout simplement ?

Les sondeurs, en comparant leur activité à la photographie, ignorent ce que Barthes en a dit dans *la Chambre claire*, à savoir l'effet de mortification du sujet par sa prise en photo, la pose complaisante du sujet devant le photographe. Pour obtenir une photographie qui saisisse le vif du sujet, il faut la prendre à son insu, et c'est bien le cas de toutes les grandes photos des Lartigue, Doisneau et les autres grands de la photo populaire, qui sont des artistes et non des techniciens. Barthes écrivait que la photo « *est co-naturelle à son référent* » ce qui traduit du jargon philosophique au jargon psychanalytique ressemble assez bien à notre idée d'une pseudo-réalité qui serait le champ d'action du faux-self poseur...

5. Identification à l'agresseur et sondages d'opinion

Un autre mécanisme mis en lumière par ce grand pionnier trop oublié que fut Ferenczi est celui dit de « l'identification à l'agresseur ». Brièvement, il s'agit d'une défense contre un Surmoi trop massif, voire sadique, qui consiste... à s'en approprier les caractéristiques, le plus souvent d'ailleurs en les aggravant ! Ainsi, l'hypnose paternelle devient familière, connue de l'intérieur, et cesse d'être angoissante (sur le mode de la défense contre-phobique). Quelques perspectives fantasmatiques de vengeance ne sont pas étrangères à cette manœuvre magistrale.

Dans ce registre, la situation sondeur-sondé atteint au comique : qui va hypnotiser qui ? Le sondé à la personnalité structurée sur ce mode sera beaucoup moins intéressé par le sujet qui fait le contenu du sondage que par l'affrontement de pouvoir que lui offre la situation. Il confisque le sondage, prend l'attitude que pourrait avoir le chef de bureau du sondeur, choisit violemment les réponses les plus conformistes comme allant de soi, et fait bien sentir au sondeur combien il est inutile de déranger les gens pour des truismes mille fois avérés. Le sondeur, arroseur-arrosé, bafouille et s'excuse de l'avoir dérangé. Mais la nature artificielle des résultats du sondage s'en accroît d'autant.

6. Dix entretiens contre un sondage

Nous avons récemment eu à effectuer la contre-expertise d'un sondage pour le Plan Construction (Periáñez, 1995). Dans cette étude, nous avons commencé par exposer les résultats des deux sondages SOFRES et IPSOS qui ont motivé cette contre-expertise, puis nous avons passé en revue quelques textes parmi les plus importants des centaines qui existent actuellement au sujet des sondages, et qui illustrent les différentes facettes de la discussion scientifique à leur sujet. Nous avons ensuite nous-mêmes formulé les quelques remarques d'ordre psychanalytique exposés ci-dessus, avant d'effectuer la démonstration des différences remarquables entre les résultats obtenus par sondage et par la méthode classique de l'interview semi-directif.

La méthode a consisté à refaire passer le sondage contesté de l'IPSOS de 1992, mais en reprenant à la fin les réponses données à ces questions pour en explorer de façon plus

tranquillement semi-directive le mode de réduction des représentations auquel a eu recours la personne « sondée » afin de s'estimer en mesure de fournir une « opinion » à l'instance inquisitrice initiale. Un magnétophone recueillait, déjà pendant le « sondage » tous les mouvements, hésitations, et critiques par la dizaine de « sondés » des réponses fermées obligatoires qui lui sont proposées...

L'objectif n'était donc pas de vérifier les statistiques de ce sondage (« résultats », mais de mettre en lumière le processus de construction de la réponse, c'est-à-dire de recenser diverses modalités du renoncement par le sondé à sa vision privée afin de s'exprimer sur la scène « publique » à travers le choix des opinions toutes prêtes qui lui sont proposées...

Nous avons ensuite confronté le résultat du sondage avec ceux que fournit la méthode qualitative de l'entretien semi-directif, et procédé à une démonstration des différences remarquables entre les résultats obtenus par sondage et par la méthode classique de l'interview semi-directif, en reprenant exactement les questions du sondage IPSOS, mais en explorant ensuite les réponses auprès d'une dizaine de personnes.

Cette démarche se concrétise dans le *Tableau 1* ci dessous, où nous avons relevé dans les réponses données pendant la deuxième phase semi-directive si ces réponses confirmaient, nuançaient significativement ou contredisaient totalement les réponses données pendant la phase du sondage aux questions de l'IPSOS.

Ceci en choisissant comme variable de tri le degré de culture architecturale, en séparant nos dix interviewés en trois groupes (de grande, moyenne et faible culture architecturale). Nous avons ensuite affiné ces résultats, et abouti à une opposition claire entre les interviewés de grande et de faible culture architecturale :

	grande culture architecturale	moyenne culture architecturale	faible culture architecturale
ne changent pas leur opinion	5 confirmations	2 confirmations	2 confirmations
nuancent signific. leur opinion	5 changements partiels	4 changements partiels	4 changements partiels
changent radical. leur opinion	aucun changement total	2 changements totaux	5 changements totaux

Tableau 1 : Croisement contadictoire entre les réponses au sondage et à l'enquête semi-directive.

On voit clairement, à la dernière ligne, que les opinions changent d'autant plus que l'interviewé est incompetent dans le domaine concerné (et l'inverse pour la première ligne).

Ce résultat nous semble de nature à montrer l'inadéquation des sondages, non seulement en ce qui concerne l'esthétique architecturale, mais auparavant même en ce qui concerne les sciences humaines dans leur ensemble. C'est en effet en partant d'une hypothèse, même la plus simple (la « culture architecturale » interviendrait dans l'opinion sur l'architecture !) que nous avons choisi une métavariable classant nos interviewés en trois classes de « culture architecturale » et obtenu le résultat exposé par ce tableau. Aucun institut de sondage n'opère ainsi, car la construction de variables intermédiaires d'ordre psychosociologique ne fait pas partie de leurs préoccupations.

7. Conclusions

En conclusion, nous dirons que les limites de validité des sondages en sciences sociales sont celles de la préexistence d'une opinion consciente socialement établie.

La seule ambition, maintes fois réitérée des sondages, est de constituer un instantané de l'opinion publique. Mais de plus en plus les sondages sont appliqués à des problématiques au sujet desquelles n'existe aucune opinion proprement dite ! C'est tout le problème. Il est clair que les individus communiquent au sujet de certaines de leurs activités et perceptions humaines et sociales, et cette communication crée la vie sociale et politique. Là, des opinions existent, et on peut les sonder. Mais pour un immense champ de l'expérience humaine, cette communication et ce processus d'émergence et maturation des opinions n'a jamais lieu. C'est bien pour cela que la psychanalyse a eu en ce siècle le succès que l'on sait. Il faut tout le talent des écrivains, celui d'un Proust ou d'un Flaubert, pour explorer les nuances de tel ou tel émoi humain, par exemple devant une oeuvre d'art, mais également les réflexions personnelles encore hésitantes devant de nouveaux événements et problèmes sociaux. Ces réflexions incipientes ne constituent pas une opinion, tout au plus, comme nous l'avons proposé, une « opinion privée », en attente d'étalonnage par la discussion socialisée. Faire passer ces opinions privées dans le domaine public par une technique assez violente de recueil de données constitue dès lors un abus.

8. Références bibliographiques

- Bernard Y et M. Segaud, 1991, *La ville inquiète*, sous la direction de Y. Bernard et M. Segaud, Editions de l'espace européen, p.13.
- Bourdieu P., 1973, l'opinion publique n'existe pas, *Les Temps Modernes*, n°318, janvier 1973, pp.1292-1309.
- Periáñez Manuel, 1992, *Articulation entre les données issues des sciences humaines et l'élaboration de la réglementation technique en matière de bruit*, MELT Direction de la Construction, 50 p.
- Periáñez Manuel, 1995, *Étude sur la validité des sondages d'opinion dans le domaine de l'esthétique architecturale*, PCA, février 1995.

BILAN PARTIEL SUR LA REPRÉSENTATIVITÉ D'UN RÉSEAU DE SURVEILLANCE FORESTIER MULTI-MILIEU : RENECOFOR

Erwin ULRICH, *Office National des Forêts, Département des Recherches Techniques*
Boulevard de Constance, 77300 Fontainebleau - Tél. : 01.60.74.92.21, Fax : 01.64.22.49.73

Résumé

Lors de la sélection des placettes permanentes du réseau RENECOFOR la représentativité spatiale des forêts françaises n'a pu être prise en compte que partiellement. Les objectifs du réseau et les critères de sélection (n=12) et d'exclusion (n=23) qui en ont été déduits ne permettent pas d'être représentatif au niveau spatial, au sens statistique du terme. Dans la majorité des cas il existe cependant une représentativité correcte vis-à-vis de la plupart des critères de choix. Le fonctionnement unique de chaque écosystème, en raison du nombre important de facteurs biotiques et abiotiques qui le définissent, fait que RENECOFOR est un réseau d'études de cas plutôt qu'un réseau donnant des résultats nationaux, comme on le comprend en général. La force de ce réseau est le nombre important d'études de cas (n=102). Le bilan dressé ici sera complété en 1997, car plusieurs études actuellement en cours, permettront de vérifier, dès leur conclusions, plusieurs paramètres essentiels.

1. Introduction

Le Réseau National de suivi à long terme des Ecosystèmes Forestiers (RENECOFOR) est constitué de 102 placettes forestières permanentes d'une surface de 2 hectares chacune. Les 10 essences forestières françaises principales font l'objet d'un suivi (chênes sessile et pédonculé, hêtre, pin maritime, pin sylvestre, épicéa, sapin, douglas, pin laricio et mélèze). Le maître d'ouvrage et maître d'œuvre du réseau est l'Office National des Forêts (ONF), qui répond, entre autres, à la demande de l'Union Européenne. Les placettes sont réparties sur l'ensemble du territoire métropolitain. L'objectif du réseau, créé en 1992 pour une durée de 30 ans, est de détecter d'éventuels changements dans le fonctionnement des principaux écosystèmes forestiers français. Les mesures suivantes sont réalisées, la fréquence étant adaptée à la vitesse de changement probable de chaque facteur : i) dans l'ensemble du réseau : mesures densométriques annuelles et quinquennales, étude denrochronologique, évaluation annuelle de l'état sanitaire, analyses foliaires annuelles, estimation annuelle de la production de nécromasse aérienne, description pédologique détaillée, déterminations décennales de la fertilité du sol, inventaire phytoécologique annuel ou décennal ; ii) dans 27 placettes : mesures des dépôts atmosphériques humides annuels ; iii) dans 26 placettes : mesures météorologiques automatiques ; iv) dans 17 placettes : analyses mensuelles qualitatives des solutions de sol à 20 et 70 cm de profondeur. Pour plus de détails voir Ulrich (1995) et ONF-Département des Recherches Techniques (1996).

Les données issues des premiers inventaires (période 1992 à 1995) font l'objet d'analyses approfondies en 1996 et 1997. Les résultats de ces analyses seront publiés dans une série de rapports et donneront l'état initial de l'ensemble des paramètres observés dans le réseau.

2. Approche théorique pour la sélection de peuplements représentatifs

Avant de procéder à une méthode de sélection, ou un plan d'échantillonnage, il est nécessaire de réfléchir sur le mot « représentatif ». Frontier (1983) remarque que le concept « d'échantillon représentatif » est l'un des plus mal définis de la littérature écologique. Le terme « représentatif » est strictement lié à un besoin statistique. Il s'agit d'un échantillonnage qui donne des estimations non biaisées des paramètres de distribution des descripteurs, et cela individuellement pour chaque paramètre étudié. « Un échantillon est qualifié d'*aléatoire* ou, ce qui revient au même, de représentatif de la population statistique lorsque chaque élément de la population a une probabilité connue et différente de zéro d'appartenir à l'échantillon ... Un échantillon sera à *choix raisonné* lorsque les unités seront sélectionnées en fonction de critères pré-établis choisis par l'expérimentateur » (Frontier, 1983). Choisir des écosystèmes forestiers représentatifs de la forêt française demande donc la prise en compte des facteurs influençant leur fonctionnement biotique et abiotique.

Dans le cas idéal, on devrait donc commencer par rassembler l'ensemble des informations spatiales sur les caractéristiques des forêts françaises métropolitaines. Ces informations sont, entre autres, la distribution spatiale sur le territoire français, mais à un niveau de résolution très fin, de l'ordre du km², de(s) :

- ➔ essences forestières prépondérantes ;
- ➔ types de peuplements ;
- ➔ l'âge des peuplements ;
- ➔ la diversité génétique des essences dans les peuplements ;
- ➔ volumes de bois sur pied ;
- ➔ l'accroissement annuel ;
- ➔ types de stations (type de sol, régime hydrique, climat, association végétale, ...) ;
- ➔ la roche-mère ;
- ➔ l'altitude, des pentes et expositions (modèle topographique numérisé) ;
- ➔ la pollution atmosphérique (gaz, dépôts atmosphériques annuels) ;
- ➔ la pression du gibier (densités du cerf, chevreuil, sanglier, lapin, ...) ;
- ➔ insectes et champignons ravageurs ;
- ➔ etc...

Après avoir récolté toutes ces informations, elles seraient intégrées dans une base de données pour une utilisation dans un système d'informations géographiques (SIG). Celui-ci permet de superposer l'ensemble de ces informations et de définir ensuite pour chaque essence forestière, que l'on a l'intention de surveiller, les sites représentant au mieux l'ensemble des paramètres pris en compte. Pour le choix des conditions à rechercher il est d'ailleurs essentiel de décider si l'on s'en tient à une situation « moyenne » (ou médiane) ou bien si l'on désire représenter la dispersion autour de cette moyenne. Cette décision aura un impact considérable sur les résultats du suivi à long terme pour l'ensemble du réseau (est-il souhaitable de ne suivre que les conditions moyennes ?). A partir des résultats de cette étude, il serait possible de rechercher de manière ciblée les peuplements représentatifs, dans les régions repérées à l'aide du SIG.

On peut imaginer qu'un croisement de tant d'informations avec une demande de sélection des régions, répondant à des conditions spécifiques calculées, conduirait soit à une liste de régions

potentielles très nombreuses, soit à aucun résultat car un amalgame des moyennes de l'ensemble des facteurs pris en compte n'existe probablement pas.

3. Contraintes pratiques pour satisfaire l'approche théorique

Le nombre de contraintes pratiques est bien plus important que l'on ne penserait. Lors de la sélection des peuplements du réseau, qui s'est effectuée en 1990/91, on s'est heurté à un manque important de données spatiales disponibles sous forme numérique. Un certain nombre d'informations spatiales sont seulement disponibles sur des fonds de cartes à des échelles incompatibles avec nos besoins, c'est à dire entre 1 : 1 500 000 et 1 : 500 000 alors que 1 : 25 000 ou 1 : 10 000 seraient nécessaires. En ce qui concerne les modèles topographiques de la France, développés par l'Institut Géographique National et comprenant les informations sur la couverture forestière, ils ne sont pas encore disponibles pour l'ensemble du territoire français, de même que pour la géologie et le climat.

Les 157 catalogues de stations forestières, réalisés depuis 1976, ne couvrent pas toute la surface forestière et n'ont pas toujours été suivis par une cartographie des stations dans les massifs concernés (Dumé, 1995).

On dispose des informations concernant les caractéristiques purement forestières (surfaces, productivité, type de peuplements, ...) sur l'ensemble du territoire français. Ces données sont extrapolées à partir d'un échantillonnage défini par l'Inventaire Forestier National (IFN). Celui-ci se base sur des mesures réalisées dans toute la France dans environ 110 000 sites en forêt. Les mesures sur le terrain étant très lourdes, le plan d'échantillonnage est étalé sur une période de 10 ans. L'agglomération des données issues de cet inventaire est difficile pour une comparaison spatiale, à cause des variations annuelles des surfaces occupées, des volumes sur pieds, etc. Les données venant des satellites auraient pu permettre d'avoir une vue globale et instantanée de la couverture forestière, mais les méthodes actuelles d'exploitation de ces données ne sont pas du tout satisfaisantes pour reconnaître automatiquement les essences et encore moins les volumes sur pied.

Pour d'autres informations on manque actuellement en France encore totalement de connaissances spatiales, telles que la distribution de la diversité génétique. C'est malheureusement aussi le cas de la pollution atmosphérique. La plupart de ces mesures sont réalisées dans ou à proximité des agglomérations et il n'existe pratiquement pas de mesures en campagne ou en zone forestière.

Même si l'ensemble des informations étaient disponibles sur des fonds de carte à l'échelle souhaitée, il serait nécessaire de les numériser, ce qui représenterait en soi un travail très important. De même, le processus de superposition et de sélection d'aires représentatives serait un travail important et long.

4. Approche pratique pour la sélection des peuplements

La définition des objectifs de la surveillance à long terme dans un tel réseau, la sélection des domaines et des paramètres à prendre en compte par domaine a été la première étape, étape considérée comme essentielle pour bâtir un concept de réseau, une stratégie d'échantillonnage et une stratégie de sélection des peuplements (Spellerberg, 1991). Cette définition a permis d'estimer le coût de cette opération et d'établir plusieurs options. En fonction des financements prévisibles, sur lesquels on pouvait compter à long terme¹, on a ainsi arrêté le

nombre de peuplements à choisir au chiffre de 100 (2 placettes supplémentaires ont été ajoutées par l'ONF, qui les finance entièrement). Ce chiffre correspond à environ une placette par département, une placette pour 150 000 ha de forêt française ou pour 45 000 ha de forêt bénéficiant du régime forestier.

Etant donné l'hétérogénéité importante des forêts françaises, il n'était pas possible dès le départ de prendre en compte tous les écosystèmes. De plus, en fonction des travaux à réaliser sur les placettes permanentes il y avait un certain nombre d'impératifs, en ce qui concerne le type des peuplements, les conditions stationnelles, etc. La définition d'une liste de critères de sélection s'imposait, servant d'appui lors de la recherche de peuplements convenables sur le terrain.

Cette liste a été définie par des chercheurs travaillant dans le domaine de l'écologie forestière et a été soumise aux gestionnaires forestiers par l'intermédiaire de forestiers travaillant pour la recherche appliquée à l'ONF dans toutes les régions françaises.

¹ Le réseau RENECOFOR est financé à environ 50 % par l'Union Européenne, 34 % par l'ONF, 10 % par le ministère de l'Agriculture, de la Pêche et de l'Alimentation et 6 % par le ministère de l'Environnement et l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie ; budget 1991 à 1995 : 28,5 millions de Francs hors taxes

4.1. Critères de sélection

Les tableaux 1 et 2 résument les critères de sélection et d'exclusion en donnant les raisons pour la définition de chaque critère.

4.2. Résultats du choix définitif

Les critères de sélection définis ci-dessus vont déjà à l'encontre d'une sélection d'un échantillon vraiment représentatif de la forêt française, selon les définitions statistiques. Au mieux, le choix définitif réalisé, peut être rapporté aux critères de sélection et d'exclusion. Toutefois, lors du choix des peuplements sur le terrain, il fallait faire un compromis entre ces critères, la distribution spatiale des essences dans les différentes régions françaises et deux autres critères essentiels pour la bonne réussite d'un suivi à long terme :

- l'accessibilité des sites pendant pratiquement toute l'année
- la motivation du personnel local pour un travail continu et régulier

A défaut d'autres informations, il n'est possible de comparer pour l'instant que quelques paramètres de l'IFN, pour lesquels des données au niveau national existent et les critères de sélection ou d'exclusion avec le choix effectué pour le réseau RENECOFOR.

4.2.1. Comparaison du choix définitif avec les données de l'Inventaire Forestier National

Une première comparaison très générale peut être faite avec les données de l'IFN (1995). Ces derniers donnent un aperçu national de la distribution des essences selon différents critères. La figure 1 compare la distribution relative en surface couverte (hectare) et en volume sur pied (m^3), des essences prépondérantes observées dans environ 110 000 points IFN, avec celle du réseau européen (maillage systématique avec environ 540 points) et celle du réseau RENECOFOR (102 points). L'agglomération des données de l'IFN, réalisée dans cette figure (ainsi que dans le tableau 3), est toutefois à prendre avec précaution : les données utilisées

sont issues de mesures étalées sur 10 ans et ne peuvent donc pas refléter une situation instantanée, mais seulement les grandes lignes.

Critère de sélection	Raison pour ce critère
<i>Essence</i> : chêne sessile, chêne pédonculé, hêtre, pin maritime, pin sylvestre, épicéa, sapin, douglas, mélèze.	Ce sont les essences prépondérantes françaises, couvrant environ 73 % de la surface forestière et représentant environ 83 % du volume sur pied
<i>Peuplement et sol</i> : très homogènes sur 0,5 ha et assez homogènes sur 3 à 5 hectares avec une pente de 10 à 20 % maximum.	Réduire l'hétérogénéité des observations et augmenter ainsi la possibilité d'observer des évolutions faibles
<i>Age (1/4 à 3/4 de l'âge d'exploitabilité, en moyenne)</i> : - chêne sessile : 70-100 ans - chêne pédonculé : 50-80 ans - hêtre, sapin, épicéa, pin sylvestre, mélèze, pin laricio : 50-80 ans - pin maritime, douglas : 20-30 ans	Se situer au-dehors des phases de croissance, influencées par l'âge des arbres, qui pourrait masquer d'éventuelles évolutions à long terme : - la phase juvénile à forte croissance - la phase de vieillesse avec une réduction progressive de la croissance
<i>Traitement sylvicole</i> : - futaie régulière de préférence - taillis sous futaie à forte densité de futaie (éventuellement) - futaie jardinée (cas particulier)	Avec une structure plus régulière on évite l'hétérogénéité des conditions de croissance des arbres, qui pourrait masquer d'éventuelles évolutions
<i>Altitude</i> : moyenne pour la région considérée	Pour ne pas se situer dans des extrêmes qui ne seraient pas représentatifs
<i>Profondeur du sol</i> : au moins 50 cm	Afin de rendre possible un suivi de l'évolution des sols et l'installation de collecteurs de tout type
<i>Signe de dépérissement</i> : nul ou faible, avec un pourcentage faible d'arbres avec chancre, gui, attaques de champignons ; ou d'arbres secs	On doit pouvoir observer les peuplements choisis pendant au moins 10 ans, pour comprendre leur fonctionnement, avant le début d'éventuels dysfonctionnements
<i>Production de bois</i> : moyenne pour l'essence dans la région considérée	Les peuplements les plus productifs risquent de ne pas réagir rapidement à de faibles changements environnementaux et les moins productifs risquent de dépérir trop vite dans ces cas
<i>Alimentation en eau</i> : convenable avec un drainage moyen à bon	Un drainage convenable permet de faire des mesures « entrée-sortie » de l'eau et des minéraux qu'elle contient pour étudier le cycle biogéochimique
<i>chercher plutôt des forêts ayant un certain degré de fragilité</i>	Seuls les peuplements fragiles permettront d'avoir de multiples réactions dans la période de surveillance et d'en étudier les causes

Tableau 1 : Critères de sélection et raison pour leur définition

Critère d'exclusion	Raison pour ce critère
Forêt privée	Pour garantir la pérennité de la surveillance
Forêt subalpine ou méditerranéenne, forêt de protection ou forêt périurbaine	On se trouve dans des conditions extrêmes
Proximité d'importantes sources locales d'émission de polluants gazeux ou d'aérosols	Les causes de problèmes seraient trop évidentes
Proximité d'oléoducs ou de gazoducs (fuites ...)	Les causes de problèmes seraient trop évidentes
Proximité d'un centre touristique (ou de pistes de ski)	Pour éviter le vandalisme et les vols
<ul style="list-style-type: none"> • Proximité ou en aval d'une décharge etc..., • dans un couloir d'avalanche ou un bassin torrentiel, sur un terrain avec des risques de glissement • exposition permanente à des vents forts 	Les causes de problèmes seraient trop évidentes
En lisière	Il existent des gradients écologiques importants en lisière
Pente à plus de 20 %	Le travail devient beaucoup plus difficile et les collecteurs sont difficiles à installer et à maintenir
Sol sous l'influence d'une nappe d'eau jusqu'à la couche superficielle	Toute installation de collecteur etc. est très difficile et les visites fréquentes causeront une destruction rapide de la structure du sol
Sol très superficiel	idem
Sol avec un pourcentage important de pierre à la surface et dans le profil	On a de grandes difficultés à bien déterminer les stocks minéraux de ces sols
Extension récente de la forêt sur un pâturage	Le fonctionnement de la forêt serait encore trop influencé par l'ancienne utilisation (fertilisation)
Forêt où le ramassage de litière est ou a été pratiqué	Les raisons pour la dégradation de l'alimentation minérale sont trop évidentes (appauvrissement de l'écosystème)
Peuplement à chablis	Trop grand risque de dépérissement rapide
Dommages par chutes de pierres (ou menacé de chutes de pierres)	Trop grand risque d'endommagement
Peuplement attaqué par des insectes (attaques importantes actuelles ou anciennes)	Trop grand risque de dépérissement rapide
Forêt alluviale	Révolution trop courte et nutrition trop favorable
Taillis	Révolution trop courte
Faible densité	Trop peu d'individu pour l'étude et influence importante sur le microclimat
Traitement sylvicole déficient (éclaircies insuffisantes)	Trop grand risque de déstabilisation ou de dépérissement rapide
Peuplement mélangé avec plus de 20 % d'essences secondaires	Trop grande hétérogénéité qui pourrait brouiller les mesures
Peuplement à plusieurs étages	Trop grande hétérogénéité qui pourrait brouiller les mesures

Tableau 2 : Critères d'exclusion et raison pour leur définition

On observe une grande différence entre RENECOFOR et les autres cas : l'absence volontaire d'autres feuillus que le chêne et le hêtre crée une disproportion importante. On trouve une sur-représentation du hêtre, du douglas, du pin sylvestre, de l'épicéa et du sapin et une sous-représentation du chêne, du pin maritime et des « autres pins ». L'importance de la sur- ou sous-représentation est variable selon que l'on considère la distribution en surface ou en volume.

Le réseau européen semble montrer une forte sur-représentation des « autres feuillus », mais celle-ci résulte probablement du fait qu'ici toutes les essences et non seulement les essences prépondérantes des peuplements, comme dans les autres cas, ont été prises en compte. Les essences secondaires, présentes dans l'étage dominant, pèsent probablement beaucoup dans cette comparaison.

Une comparaison plus fine et spatiale à grande échelle donne à titre d'exemple le tableau 3a et 3b, dans lequel les surfaces forestières régionales (22 régions), triées par groupe d'essences prépondérantes, sont mises en relation avec le nombre de placettes permanentes du réseau RENECOFOR. On constate rapidement un décalage relativement important entre les essences principales de chaque région et le choix pour RENECOFOR. C'est seulement dans les régions Aquitaine, Centre, Champagne-Ardennes, Nord-Pas-de-Calais, Pays-de-la-Loire et Poitou-Charente, que le choix RENECOFOR correspond aux deux ou trois premières essences principales de la région.

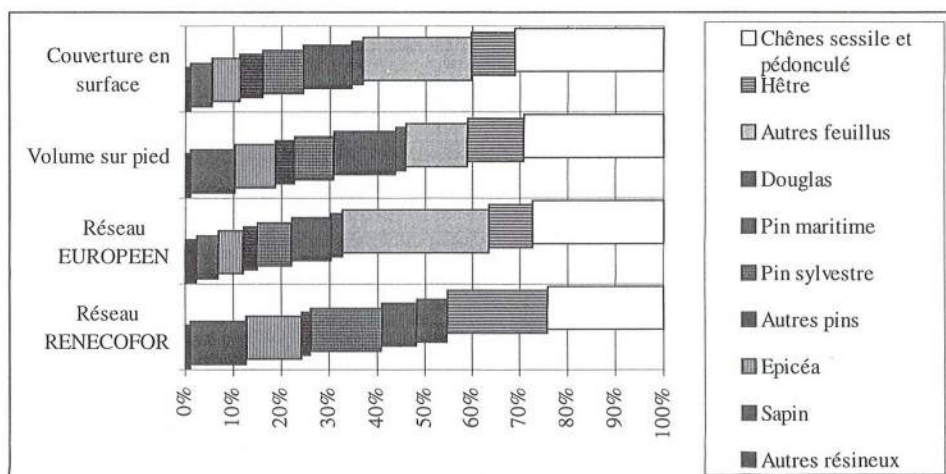


Figure 1 : Comparaison de la distribution relative des essences prépondérantes selon leur couverture en surface et le volume sur pied, au niveau national, avec celle du réseau RENECOFOR et celle de toutes les essences dans le réseau européen

Dans presque toutes les régions, des essences, ne figurant pas parmi les 3 premières essences prépondérantes ont été prises en compte.

REGION	CHENES SESSILE ET PEDONCULE	CHENE ROUGE	AUTRES CHENES	HETRE	FEUILLUS PRECIEUX	CHATAI- GNIER	AUTRES FEUILLUS	TOTAL PAR REGION POUR LES FEUILLUS
ALSACE	65 881 2	733	214	64 347	20 421	3 773	21 575	176 944 2
AQUITAINE	327 675 1	2 693	117 494	58 182 1	8 803	47 782	58 215	620 844 2
AUVERGNE	195 488 1	389	6 434	78 483 1	15 952	8 382	26 733	331 861 2
BASSE- NORMANDIE	74 735 1	127	0	13 802 1	6 084	4 182	8 926	107 856 2
BOURGOGNE	626 993 3	1 246	3 818	69 142 1	19 009	6 822	63 244	790 274 4
BRETAGNE	79 849 1	212	0	17 156 1	1 071	14 750	21 343	134 381 2
CENTRE	531 450 3	3 234	4 202	2 351	9 866	13 801	67 023	631 927 3
CHAMPAGNE- ARDENNES	345 290 3	42	0	72 431 1	43 564	289	67 453	529 069 4
CORSE	0	0	66 721	11 340	1 469	20 972	9 169	109 671 0
FRANCHE- COMTE	241 143 1	775	437	119 673 1	31 572	38	69 310	462 948 2
HAUTE- NORMANDIE	102 967 1	545	179	46 018 1	12 672	2 532	17 890	182 803 2
ILE-DE- FRANCE	143 823 1	448	2 340	6 313	24 539	15 071	30 898	223 432 1
LANGUEDOC- ROUSSILLON	21 004	0	223 358	68 057 1	14 333	69 650	18 298	414 700 1
LIMOUSIN	238 690	2 994	5 713	35 048	1 343	50 451	28 546	362 785 0
LORRAINE	253 325 4	207	19	214 543 4	35 808	0	75 824	579 726 8
MIDI- PYRENEES	310 887 2	946	294 819	140 402 3	36 756	88 720	51 501	924 031 5
NORD-PAS DE-CALAIS	34 200 1	130	0	10 467	15 953	216	10 368	71 334 1
PAYS DE LA LOIRE	131 058 2	632	4 156	2 923	2 876	22 394	16 348	180 387 2
PICARDIE	110 636 1	295	0	47 787 2	54 030	3 514	51 237	267 499 3
POITOU- CHARENTES	167 631 1	1 660	49 649	3 632	8 229	24 049	19 304	274 154 1
PACA	4 173	0	365 663	42 088 1	3 483	5 286	26 733	447 426 1
RHONE- ALPES	168 246 1	908	123 055	141 338 1	53 443	75 932	79 117	642 039 2
TOTAL rég.	4 175 144	18 216	1 268 271	1 265 523	421 276	478 606	839 055	8 466 091
TOTAL réseau	30	0	0	20	0	0	0	50

Tableau 3a : Comparaison des surfaces (en hectares) couvertes par les essences prépondérantes feuillues dans les régions françaises (source : IFN, 1995), avec le nombre de placettes du réseau RENECOFOR dans ces régions (chiffres en bas des cases).

REGION	PIN MARITIME	PIN SYLVESTRE	AUTRES PINS	EPICEAS	SAPINS	DOUGLAS	AUTRES RESINEUX	TOTAL PAR REGION POUR LES RESINEUX	TOTAL TOUTES ESSENCES CONFONDUES
ALSACE	0	36 096 2	658	42 451	43 223 1	7 371	1 133	130 932 3	307 876 5
AQUITAINE	1 039 722 3	23 853	13 860	1 364	6 786	4 001	1 111	1 090 697 3	1 711 541 5
AUVERGNE	65	139 873 2	4 460	76 889 1	81 793 1	40 459	1 791	345 330 4	677 191 6
BASSE-NORMANDIE	1 447	10 319 1	3 196	8 698	6 885	7 059	882	38 486 2	146 342 4
BOURGOGNE	0	36 261 1	26 473	36 147 1	13 552	50 946 1	3 012	166 391 3	956 665 7
BRETAGNE	51 854	23 295 1	2 228	18 067	6 708	9 806	4 173	116 131 1	250 512 3
CENTRE	44 342	92 497 2	27 294 1	1 679	2 084	7 996	0	175 892 3	807 819 6
CHAMPAGNE	0	35 271	13 212	45 495	3 410	10 075	898	108 361	637 430
ARDENNES									
CORSE	23 508 1	0	20 872 1		367	0	349	45 096 2	154 767 2
FRANCHE-COMTE	0	6 880	4 089	99 179 2	88 417 2	6 995	787	206 347 4	669 295 6
HAUTE-NORMANDIE	616	14 946 1	3 871	7 328	1 310	6 052	1 337	35 460 1	218 263 3
ILE-DE-FRANCE	876	19 880 1	2 489	477	974	1 523	424	26 643 1	250 075 2
LANGUEDOC - ROUSSILLON	26 908	115 755	122 876	33 470	30 442 1	10 630 1	11 531 1	351 612 3	766 312 4
LIMOUSIN	1 729	54 041	3 828	61 336 1	12 114 1	52 194 1	6 311	191 553 2	554 338 2
LORRAINE	0	31 113 1	14 354	102 085 1	93 608 1	8 162	1 558	250 880 3	830 606 11
MIDI-PYRENEES	10 777	28 884	30 771	28 411 1	42 736 1	35 684 1	2 811	180 074 3	1 104 105 8
NORD-PAS DE-CALAIS	446	1 258	505	1 897		539	185	4 830 0	76 164 1
PAYS DE LA LOIRE	59 567 2	15 956 1	6 549	1 612	2 276	7 154	438	93 552 3	273 939 5
PICARDIE	23	5 951	4 328	5 458	448	2 573	508	19 289 0	286 788 3
POITOU-CHARENTES	62 024 1	11 351	6 616	246	1 788	3 279	612	85 916 1	360 070 2
PACA	39 205	248 418 1	262 149	7 610	19 269 1	0	82 035 1	658 686 3	1 106 112 4
RHONE-ALPES	14 851	181 086	45 011	207 738 2	151 428 3	45 628 1	8 336	654 078 6	1 296 117 8
TOTAL rég.	1 377 960	1 132 984	619 689	787 637	609 618	318 126	130 222	4 976 236	13 442 327
TOTAL réseau	7	14	2	11	11	6	1	52	102

Tableau 3b : Comparaison des surfaces (en hectares) couvertes par les essences prépondérantes résineuses et par toutes les essences dans les régions françaises (source : IFN, 1995), avec le nombre de placettes du réseau RENECOFOR dans ces régions (chiffres en bas des cases).

Il existe une nette tendance à la sur-représentation des résineux. Cela tient au fait que ceux-ci sont souvent installés sur des sols plus pauvres. Ces sols risquant d'évoluer vers un stade de déséquilibre minéral plus rapidement que les sols riches, et leur révolution étant souvent beaucoup plus courte (exportation d'éléments minéraux), cette sur-représentation a été en quelque sorte intentionnelle.

4.2.2. Comparaison du choix définitif avec les critères de sélection et d'exclusion

Ce sont surtout les critères difficiles à respecter qui posent problème dans la comparaison. Nous les énumérons ci-dessous en essayant de donner les raisons des difficultés :

- ⇨ *homogénéité du sol* : dans un certain nombre de cas, il s'est avéré assez difficile de trouver entre 0,5 et 2 hectares de sol homogène ; le nombre exact de placettes concernées ne pourra être déterminé qu'après la fin des synthèses actuellement en cours sur la description pédologique, la fertilité des sols et les observations floristiques fines, c'est à dire fin 1996 ; des sondages suffisamment répétés sur la même parcelle avant sa sélection, ayant indiqué un sol apparemment homogène n'ont pas pu prendre en compte l'hétérogénéité entre deux points de sondage ;
- ⇨ *l'âge (figure 2)* : c'était, avec l'homogénéité du sol le critère le plus difficile à respecter, car environ 40 % des placettes ne correspondent pas à l'âge souhaité et cela concerne toutes les essences ; d'un point de vue pratique il était difficile d'exclure un peuplement, avec une structure et un sol homogène, parce qu'il n'avait pas exactement l'âge souhaité, surtout si on ne trouvait pas d'autre peuplement acceptable dans la même région. Le nombre exact de peuplements se trouvant en-dehors des limites d'âge souhaitées ne pourra être déterminé qu'après la fin de l'étude dendrochronologique actuellement en cours, c'est à dire fin 1996 ;
- ⇨ *bon drainage en eau* : certaines régions sont caractérisées par des sols forestiers fréquemment hydromorphes, soit à cause d'une rétention de l'eau par des horizons compactés et très argileux (Nord, Normandie, ...) soit à cause d'une nappe d'eau hivernale (Landes humides). Il paraissait donc impossible de ne pas choisir des placettes dans ces régions ;
- ⇨ *pente <20 %* : ce critère était impossible à respecter dans toutes les régions alpines ; 18 % des placettes se trouvent donc au-dessus de cette valeur dont 5 % au-dessus de 40 % de pente (figure 3) ;
- ⇨ *faible pierrosité à la surface* : les raisons sont les mêmes que pour la pente ;
- ⇨ *extension récente de la forêt sur un pâturage (à exclure)* : dans plusieurs régions, par exemple les Ardennes, l'Auvergne, le Languedoc-Roussillon et Midi-Pyrénées, une surface importante est occupée par ces reboisements (surtout épicéa et douglas) ; ne pas y choisir de placettes aurait laissé des surfaces très productives sans suivi.
- ⇨ *forêts où le ramassage de litière a été pratiqué (à exclure)* : nous en saurons plus sur cet aspect, après l'étude sur l'histoire des forêts, qui est actuellement en cours ;
- ⇨ *traitement sylvicole déficient (à exclure)* : il n'existe que peu de placettes dans cette situation ; c'est par exemple le cas de celle de pin maritime en Corse-du-Sud, qui n'a jamais été éclaircie, car ce n'est pas la coutume en Corse ;
- ⇨ *peuplement mélangé avec plus de 20 % d'essences secondaires (à exclure)* : là également il ne sera possible de faire l'inventaire qu'après la fin de la synthèse en cours sur les mesures dendrométriques.

La plupart des autres critères ont été respectés. Les figures 2 et 3 donnent un aperçu de quelques paramètres fixes. On observe par exemple que la majorité des peuplements :

- ont une productivité normale pour la région, se situant entre 2,5 et 12,5 m³/ha/an (figure 2) ;
- sont situés au-dessous de 400 m d'altitude (59 %) ;
- sont situés sur un terrain plat (60 % de placettes avec une pente < 6 %) ;
- en plaine (à l'échelle kilométrique) ou en mi-versant (28 %).

Les différentes expositions sont bien réparties. La structure des peuplements est largement régulière (92 %).

A part ces constats il n'est pas possible, à l'heure actuelle, d'interpréter les valeurs absolues, car il manque la possibilité de comparaison avec leur distribution réelle.

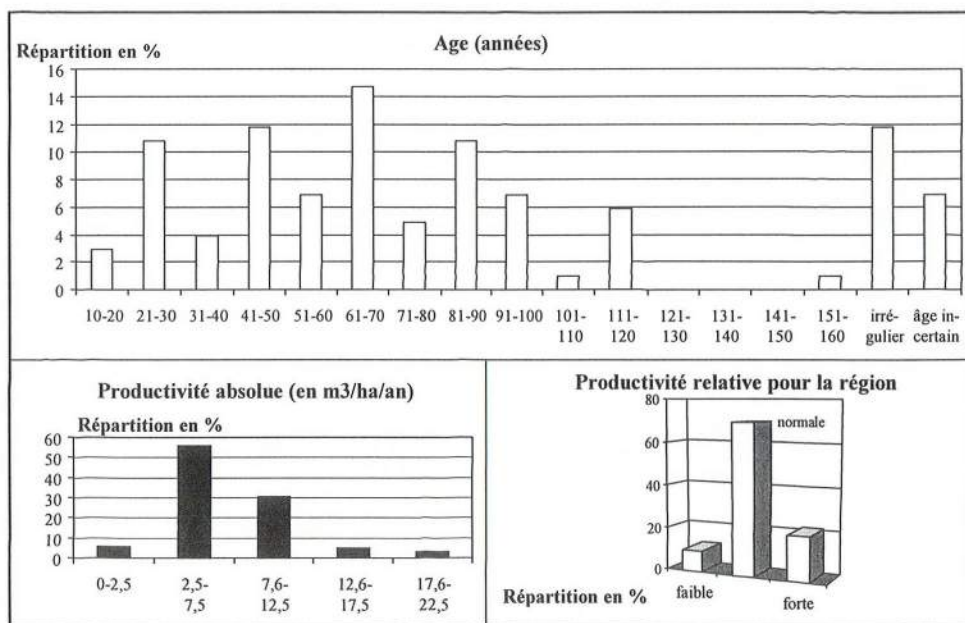


Figure 2 : Distribution relative des peuplements du réseau RENECOFOR selon les critères : âge, productivité absolue et productivité relative

5. Représentativité pour l'étude d'écosystèmes entiers, un faux problème ?

D'abord il est intéressant de constater que la représentativité d'un écosystème étudié dans son ensemble n'a, jusqu'à l'heure actuelle, qu'exceptionnellement été le souci des chercheurs et cela a ses raisons. En recherche écologique on est quotidiennement rappelé au fait que deux écosystèmes fonctionnent très rarement de la même manière, même si leur aspect physique donne cette impression. La phrase « chaque écosystème est un *unicum* » est très courante. Il est pratiquement impossible que plusieurs centaines de facteurs, impliqués dans le

fonctionnement abiotique physique et chimique ou biotique, soient identiques dans deux écosystèmes même voisins. C'est pourquoi on parle toujours « d'études de cas ».

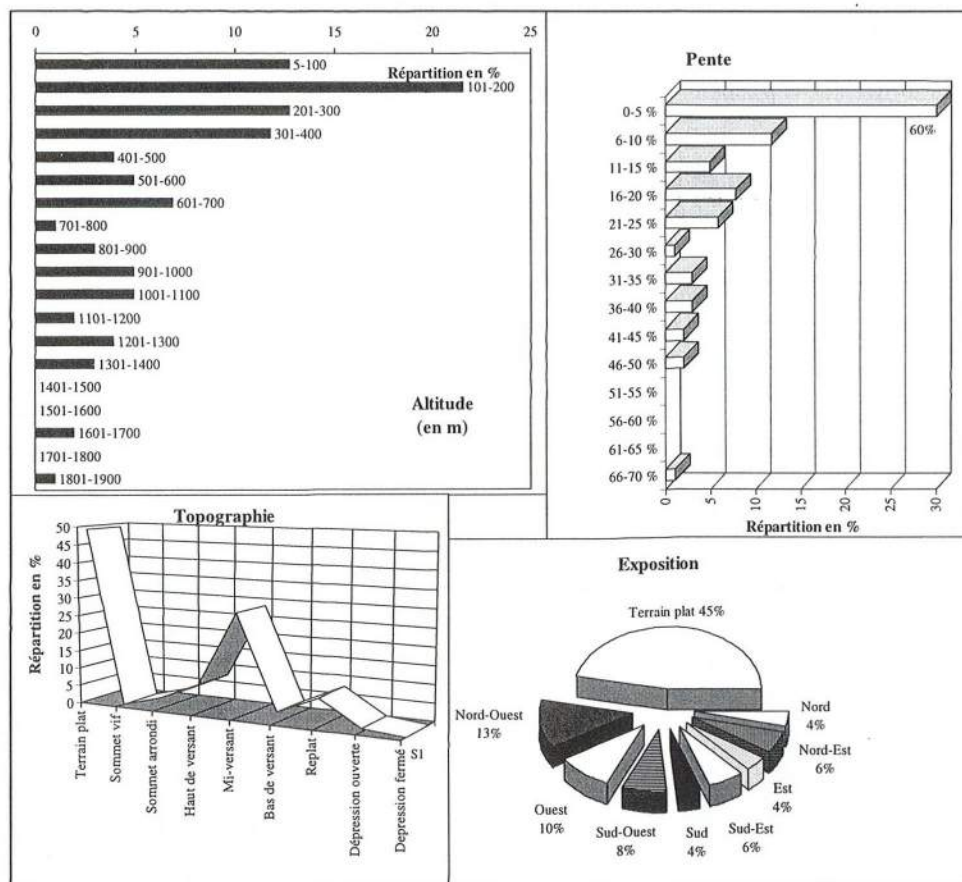


Figure 3 : Distribution relative des peuplements du réseau RENECOFOR selon les critères : altitude, pente, topographie et exposition

Le terme « réseau » est mal adapté au type de suivi qui est réalisé dans le cadre de RENECOFOR, car c'est un réseau d'études de cas individuels.

Celui qui chercherait des peuplements vraiment représentatifs, dans le sens statistique du terme, n'en trouverait probablement pas. Pourtant des réseaux comparables à celui de RENECOFOR se mettent en place partout en Europe (European Commission, 1996 ; Innes, 1994) et outre-mer (par exemple Addison, 1989, Kimmins, 1990, Brooks *et al.*, 1992, Gagnon *et al.* 1994).

6. Conclusions

Le choix des placettes s'est effectué d'après une liste de critères de sélection et d'exclusion. C'est surtout par rapport à ceux-ci que le réseau est représentatif et non par rapport à la distribution des forêts en surface ou en volume sur pieds sur le territoire national. Cette déviation est intentionnelle et est en rapport avec les objectifs.

Le réseau RENECOFOR est constitué de 102 études de cas d'écosystèmes forestiers français, ayant leurs caractéristiques et leur histoire individuelles, dont la réunion donne une image assez fiable d'une grande partie de la forêt française, hors région méditerranéenne et hors étage subalpin. C'est le nombre important d'études de cas qui font la force de ce réseau.

Toutefois il est important de souligner que RENECOFOR ne sera pas capable de donner des résultats sur tous les types d'écosystèmes forestiers existant en France, dans les étages et régions dans lesquels des peuplements ont été sélectionnés.

A l'heure actuelle on ne peut que dresser un bilan partiel. Un bilan complet de la représentativité par rapport aux critères de sélection sera fait en 1997, car nous manquons encore de plusieurs informations importantes.

Remerciement

Je remercie beaucoup Monsieur Jacky Lipovac de m'avoir aidé à extraire les données de l'IFN, utilisées dans cet article, de leur base de données.

7. Références bibliographiques

- Addison, P.A., 1989 : Monitoring the health of a forest : a Canadian approach, *Environmental Monitoring and Assessment*, 12 : 39-48.
- Brooks, R.T., Frieswyk, T.S., Griffith, D.M., Cooter, E., Smith, L., 1992 : The New England Forest : Baseline for New England Forest Health Monitoring, United States Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, *Resource Bulletin*, NE-124, 89 p.
- Dumé, G., 1995 : 100 ans de cinéma, ... mais à peine 20 de typologie des stations forestière, *Forêt-entreprise*, 102 : 25-29.
- European Commission, 1996 : European Programme for the intensive monitoring of forest ecosystems, DGVI F.II.2, 40 p. + annexes.
- Frontier, S., 1983 (Ed.) : Stratégies d'échantillonnage en écologie, *Collection d'Ecologie 17*, Masson, Les Presses de l'Université Laval, Québec, 494 p.
- Gagnon, G., Gravel, C., Ouimet, R., Dignard, N., Paquin, R., Jacques, G., 1994 : Le réseau de surveillance des écosystèmes forestiers (RESEF) II - Description des places d'étude et données de base, Gouvernement du Québec, ministère des Ressources Naturelles, Direction de la Recherche Forestière, *Mémoire de recherche forestière*, n° 116, 187p.
- IFN, 1995 : Données extraites de la base de données de l'Inventaire Forestier National, Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et de la Pêche.
- Innes, J., 1994 : Design of an intensive monitoring system for Swiss forests, in M. Beniston (Ed.), *Mountain environments in changing climates* : 281-298.
- Kimmins, J.P., 1990 : Monitoring the condition of the Canadian forest environment : the relevance of the concept of « ecological indicators », *Environmental Monitoring and Assessment*, 15 : 231-240.
- Köhl, M., Innes, J.L., Kaufmann, E., 1994 : Reliability of differing densities of sample grids used for the monitoring of forest condition in Europe, *Environmental Monitoring and Assessment*, 29 : 201-220.
- ONF - Département des Recherches Techniques, 1996 : Notice de présentation du Réseau National de suivi à long terme des Ecosystèmes Forestiers, ISBN 2-84207-021-6, 38 p.
- Spellerberg, I.F., 1991 : Monitoring ecological change, Cambridge University Press, 334 p.
- Ulrich, E., 1995 : Le réseau RENECOFOR : objectifs et réalisation, *Revue Forestière Française*, 47, 2 : 107-124.

MESURE DES VITESSES DE CHUTE DES PARTICULES DANS LES REJETS URBAINS PAR TEMPS DE PLUIE

Emmanuelle LUCAS-AIGUIER¹, Ghassan CHEBBO², Peter HEDGES³; Jean-Luc BERTRAND-KRAJEWSKI⁴. ¹CERGRENE (ENPC-ENGREF), 6-8 avenue Blaise Pascal, Cité Descartes Champs-sur-Marne, 77455 Marne-la-Vallée cedex 2 et ISD Environnement, 8 rue de Sèvres, 92100 Boulogne ; ²CERGRENE (ENPC-ENGREF), ³ASTON University, Aston triangle, Birmingham, B4 7ET, UK ; ⁴CTIA, 91 rue Paulin, BP9, 33029 Bordeaux cedex.

Résumé

Pour concevoir et gérer les ouvrages de traitement par décantation des rejets urbains de temps de pluie, la répartition en masse des solides par classes de vitesses de chute appelée courbe ou profil de vitesses de chute est l'un des paramètres de référence. Des appareils et des protocoles pour fractionner en eau calme par classes de vitesses de chute un effluent urbain ont été développés par plusieurs équipes de recherche. Les vitesses de chute des matières en suspension des rejets mesurées grâce à ces protocoles sont très différentes. Pour déterminer l'origine de ces différences et connaître l'influence des modes opératoires sur le fractionnement des solides, des études comparatives entre les protocoles ont été réalisées. De plus, les effets sur le fractionnement des MES de certaines conditions opératoires comme la conservation des échantillons ont été étudiés. Les résultats de ces travaux de recherche sont présentés dans cet article. L'influence des modes opératoires, des caractéristiques des appareils, du traitement des données brutes sur la mesure de la courbe de vitesses de chute a été démontrée. En conclusion, nous recommandons d'effectuer le fractionnement d'un rejet urbain de temps de pluie le plus rapidement possible après le prélèvement, d'éviter tout traitement préalable de la suspension et de conserver les conditions initiales (phase liquide et concentration en MES) dans lesquelles se trouvaient les solides.

1. Introduction

L'analyse de la pollution des rejets urbains par temps de pluie a débuté récemment quand l'importance de l'impact de ces rejets sur les milieux récepteurs a été démontrée. Les recherches dans ce domaine ont notamment mis en évidence que les solides en suspension constituent le principal vecteur de la pollution et que la décantation peut être un moyen efficace de traitement. Or, pour concevoir et gérer les ouvrages de traitement par décantation, la répartition en masse des solides et des polluants par classes de vitesses de chute appelée courbe ou profil de vitesses de chute est l'un des paramètres de référence.

Les profils de vitesses de chute sont obtenus en fractionnant par classes de vitesses de chute une suspension en eau calme, dans une colonne de sédimentation. La courbe résultante a pour ordonnée le pourcentage en masse de solides dont la vitesse de chute est inférieure à la vitesse de chute en abscisse. La répartition des solides par classes de vitesses de chute est utilisée comme donnée d'entrée des outils de simulation, du modèle de Hazen jusqu'aux codes de transport solide complexes.

Aujourd'hui, pour fractionner par classes de vitesses de chute les solides contenus dans les effluents urbains, plusieurs protocoles développés par des équipes de recherche sont disponibles (Chebbo, 1992), (Tyack et al., 1993), (Michelbach et Wohrle, 1993), (EPA,

1993), (Aiguier *et al.*, 1995). La plupart d'entre eux sont difficiles à mettre en oeuvre. Par ailleurs, l'analyse des courbes de vitesses de chute obtenues avec quelques protocoles sélectionnés met en évidence des différences significatives (cf. tableau 1).

Protocoles	Origine des échantillons	V ₂₀ (cm/s)	V ₅₀ (cm/s)	V ₈₀ (cm/s)	Nombre d'échantillons
ASTON	RUTP (en UK)	-	0,13	0,63	1
UFT	RUTP (en D)	0,04-0,6	0,15-0,8	0,5-3	98
IFTS-Andréasen	RUTP (en F)	1,4.10 ⁻³ -0,03	0,09-0,3	0,6-1,31	6

Tableau 1 : Déciles V₂₀, V₅₀ et V₈₀ calculés à partir des courbes de vitesses de chute extraites de la littérature (V_x tel que x % en masse de solides ont une vitesse de chute inférieure à V_x).

On identifie deux causes à ces différences : d'une part, les rejets étudiés peuvent avoir leurs caractéristiques propres puisqu'ils ont été collectés sur des bassins versants très variés. D'autre part, les appareils de fractionnement des solides par classes de vitesses de chute et les modes opératoires sont différents.

Les objectifs de l'étude menée par le Cergrene en collaboration avec deux équipes de recherche (Aston university et le CIRSEE) est de comprendre pourquoi les résultats sont différents afin de proposer un protocole fiable et facile à mettre en oeuvre.

La méthodologie mise en place se décompose de la façon suivante :

- des comparaisons entre les protocoles sur un même échantillon ;
- une étude spécifique des effets sur le fractionnement des solides par classes de vitesses de chute, de certaines conditions opératoires comme la conservation des échantillons, la masse de MES introduite dans la colonne, la qualité de l'eau dans laquelle les solides chutent.

Dans la première partie de ce document, nous détaillons les caractéristiques des protocoles sélectionnés. Puis, dans les paragraphes 3 et 4, sont présentés les résultats du programme de recherche. En conclusion, nous fournissons des recommandations pour améliorer le fractionnement par classes de vitesses de chute des solides contenus dans les rejets urbains de temps de pluie.

2. Caractéristiques des protocoles

Trois protocoles de fractionnement des solides en eau calme utilisés sur des rejets urbains de temps de pluie ont été sélectionnés :

- Le protocole du Département de Génie Civil de l'Université d'Aston, Royaume Uni (Tyack *et al.*, 1996).
- Le protocole développé à l'Umwelt- und Fluid- Technik (UFT), Allemagne (Brombach *et al.*, 1993), (Michelbach et Wohrle, 1993).
- Le protocole utilisé par le CERGRENÉ composé de deux appareils de fractionnement : la colonne de sédimentation conçue par l'Institut de Filtration et des Techniques Séparatives et la pipette d'Andréasen, France (Chebbo, 1992).

Les principales caractéristiques des protocoles sont présentées ci-dessous et résumées dans le tableau 2.

Caractéristiques	ASTON	UFT	IFTS - Andréasen	
Principe	CS ¹ , M(h, t) ³	CS ¹ , M(h, t) ³	CS ¹ , M(h, t) ³	SH ² , C(h,t) ⁴
Appareil	Colonne	Colonne	Colonne	Pipette d'Andréasen
Hauteur (h) de décantation	1,5 m	0,7 m	1,81 m	0,2 m
Gamme de vitesses mesurées	0,018 - 2,7 cm/s (0,65-97 m/h)	0,01-17,5 cm/s (0,36-630 m/h)	0,0197 - 8 cm/s (0,71-9290 m/h)	0,0014 - 0,41 cm/s (0,05-15 m/h)
Prétraitement	Décantation 3 h dans la colonne	Décantation 2 h dans un cône Imhoff	Par tamisage Taille > 50 µm	Par tamisage Taille < 50 µm
Echantillon	Entre 0,5 et 4 g de MEST	Près de 1g de solides décantables	1 g de MEST > 50 µm	Cv ⁵ = 0,2-0,5 % MEST < 50 µm
Nature de l'eau	Résiduelle	Eau du robinet	Eau du robinet	Eau du robinet pour la dilution

¹ : Couche surnageante ; ² : Suspension Homogène; ³ : Masse déposée en fonction du temps ; ⁴ : Concentration au niveau h en fonction du temps ; ⁵ : Concentration volumique.

Tableau 2 : Protocoles de mesure des courbes de vitesses de chute des solides contenus dans les rejets urbains de temps de pluie

2.1 Les principes de fractionnement

Il existe deux principes de fractionnement utilisés pour obtenir une courbe de vitesses de chute :

- Le principe de la « Suspension Homogène » (SH)
La suspension est homogène au début de la mesure. Les solides sont distribués sur toute la hauteur de sédimentation. Un traitement des données expérimentales permet de tracer la courbe de vitesses de chute.
- Le principe de la « Couche Surnageante » (CS)
Au début de la mesure, les solides sont placés en couche mince à la surface du fluide au sommet de la colonne. Ils décantent alors en fonction de leur vitesse de chute. La courbe de vitesses de chute est tracée directement à partir des données expérimentales.

2.2 Les appareils

Seul le protocole IFTS-Andréasen fait appel à deux appareils pour mesurer les vitesses de chute : une colonne de sédimentation pour les solides dont le diamètre est supérieur à 50 µm, la pipette d'Andréasen pour les particules dont le diamètre est inférieur à 50 µm. Les caractéristiques des appareils sont très variables. Les hauteurs de décantation varient entre 0,7 m pour l'appareil de l'UFT à 1,81 m pour la colonne de l'IFTS. Les diamètres des colonnes sont en revanche identiques (50 mm.). La pipette d'Andréasen possède un diamètre deux fois supérieur (100 mm.).

2.3 Le prétraitement : traitement des suspensions avant le fractionnement

Les protocoles de fractionnement fondés sur le principe de la suspension homogène comme le protocole recommandé par l'EPA (EPA, 1993) ou le protocole développé au Cergrene en 1995 (Saint-Pierre et *al.*, 1995) ne nécessitent pas de prétraitement de l'effluent car le fractionnement est réalisé directement sur la suspension brute. En revanche, dans les trois protocoles sélectionnés fondés sur le principe de la couche surnageante, il faut récupérer des solides pour les placer au sommet des colonnes ce qui nécessite un traitement de l'effluent avant le fractionnement. Dans les protocoles de l'UFT et d'Aston, la méthode de prétraitement est une séparation par décantation. Le protocole IFTS-Andréasen utilise le tamisage humide.

Dans le protocole de l'UFT, la séparation par décantation a lieu pendant 2 heures dans un cône Imhoff dont la hauteur maximale de chute est de 0,35 m. Les solides récupérés sont appelés « solides décantables » selon la norme allemande ATV.

Dans le protocole d'Aston, les solides sédimentent pendant 3 heures dans la colonne de sédimentation (hauteur de chute égale à 1,625 m).

Dans le protocole IFTS-Andréasen, le tamisage humide avec une maille de 50 μm permet de séparer la suspension initiale en deux fractions de taille. Cette méthode est longue et fastidieuse car un grand volume d'effluent (environ 30 l) est nécessaire pour obtenir une masse suffisante de solides de diamètre inférieur à 50 μm pour la mesure avec la pipette d'Andréasen.

2.4 Nature et quantité de solides concernés par la mesure

La colonne d'Aston contient un volume d'effluent de 4,75 l. La masse de solides récupérés après la phase de prétraitement dépend donc de la concentration en MES dans l'effluent à étudier. On en déduit des masses de MES entre 0,475 g et 3,8 g pour des effluents de concentration comprises entre 100 et 800 mg/l de MES. Le protocole de l'UFT recommande 1 g de solides décantables, c'est à dire de solides qui ont sédimenté dans le cône Imhoff. La masse de particules de taille supérieure à 50 μm introduite dans la colonne IFTS est de l'ordre de 1 g. Dans la pipette d'Andréasen, une concentration volumique entre 0,2 et 0,5 % est recommandée.

2.5 La nature de l'eau

Dans les protocoles fondés sur le principe de la couche surnageante, les solides décantent dans une phase liquide. L'eau du robinet laissée quelques heures à température ambiante est utilisée par les protocoles UFT et IFTS-Andréasen. Dans le protocole d'Aston, l'eau résiduelle du prétraitement par décantation est laissée dans la colonne et sert de liquide pour le fractionnement des solides.

2.6 Tracé de la courbe de vitesses de chute

Les courbes de vitesses de chute obtenues avec les protocoles d'Aston et IFTS-Andréasen sont tracées en fonction de la masse des particules dans la suspension brute. En revanche, les profils de vitesses de chute de l'UFT concernent uniquement les solides ayant décanté dans le cône Imhoff et dans la colonne après deux heures de sédimentation. Or, comme les masses de matières en suspension restant dans le cône et dans la colonne ne sont pas déterminées, il est impossible de connaître la proportion de solides perdus par rapport à la masse initiale et donc

la proportion de solides décantables par rapport à la masse initiale. Nous aborderons ce point dans le cadre des études comparatives entre les protocoles présentées dans le paragraphe 3.

2.7 Conclusion

L'étude approfondie des protocoles a mis en évidence des différences significatives qui pourraient expliquer en partie les écarts observés entre les courbes mesurées par les trois protocoles. En particulier, il convient de rappeler les points suivants.

- Chaque protocole a un traitement spécifique de l'effluent avant le fractionnement par classes de vitesses de chute. Ces prétraitements, décantation dans les protocoles d'Aston et de l'UFT et tamisage humide du protocole IFTS-Andréasen, peuvent entraîner des modifications des caractéristiques des solides et donc modifier le résultat du fractionnement.
- Les appareils ont des formes et des tailles différentes. Par exemple, la colonne de l'UFT est la seule colonne composée d'un cône. Les hauteurs de sédimentation sont comprises entre 0,2 et 1,81 m.
- La nature et la quantité de solides introduits sont variables : masse de tous les solides, masse des solides décantables, masse des solides de diamètre supérieur ou inférieur à 50 μm .
- Les courbes de vitesses de chute ne concernent pas les mêmes particules. Les courbes mesurés par l'UFT (Michelbach et Wohrle, 1993) représentent la répartition en masse par classes de vitesses de chute des solides dont la vitesse de chute est supérieure à 0,01 cm/s (0,36 m/h) et ayant décanté dans le cône Imhoff. Les courbes des protocoles d'Aston (Tyack et al., 1996) et IFTS-Andréasen (Chebbo, 1992) donnent la répartition des solides par rapport à la masse totale de MES présentes dans la suspension initiale.

Pour s'assurer globalement de l'influence des protocoles de fractionnement sur le résultat, les protocoles ont été comparés sur les mêmes effluents. Certains de ces protocoles ont dû être adaptés pour mieux analyser les résultats des comparaisons. Ces derniers sont présentés dans le paragraphe suivant.

3. Comparaison des protocoles

3.1 Comparaison des protocoles IFTS-Andréasen et UFT (Chaudrieller et al., 1994)

Les protocoles originaux ont été un peu modifiés. Dans le protocole IFTS-Andréasen, la séparation par tamisage humide a été effectuée avec un tamis de 40 μm . Mais comme dans le protocole original, le profil de vitesses de chute est reconstitué à partir des courbes obtenues avec les deux appareils selon la répartition en masse entre les particules fines (< 40 μm) et les plus grosses (> 40 μm) de la suspension initiale.

Dans le protocole de l'UFT, les solides décantent dans de l'eau déminéralisée. Les masses de MES restant dans le cône Imhoff et dans la colonne après deux heures de décantation ont été déterminées.

Dans cette étude, les échantillons (une suspension et deux dépôts) ont été prélevés dans un bassin de rétention d'une petite station d'épuration (3000 eqH, bassin versant de 61 ha, réseau unitaire). La suspension S a été collectée le 24/02/95 dans le bassin dans lequel fonctionnent des agitateurs pour éviter toute décantation. Malgré les agitateurs, des particules grossières

avec de fortes vitesses de chute sédimentent dans le fond du bassin. Ainsi, la suspension S n'a pas les mêmes caractéristiques que l'effluent qui est entré dans le bassin et a une vitesse de chute médiane plus faible. Les échantillons D1 et D2 correspondent respectivement aux solides qui se sont déposés dans le fond du bassin le 24/02/95 et le 27/04/95 après 4 heures de décantation sans agitation. Les échantillons D1 et D2 ont une vitesse de chute médiane plus forte que l'effluent qui est entré dans le bassin.

Les caractéristiques rurales du bassin versant et le réseau unitaire explique le rapport matières volatiles sur matières en suspension de l'ordre de 60 %. Le tableau 3 rassemble les principaux résultats de la comparaison pour la suspension S et les dépôts D1 et D2.

Paramètres spécifiques	Suspension S		Dépôt D1		Dépôt D2	
	IFTS-A	UFT	IFTS-A	UFT	IFTS-A	UFT
Mcourbe/Mi ¹	100 %	62 %	100 %	88,5 %	100 %	60 %
Perte dans le cône Imhoff ²	-	9,8 %	-	-	-	-
Perte dans la colonne ³	15 %	28,2 %	7 %	11,5 %	11 %	40 %
V ₈₀ (cm/s)	0,059	0,583	0,687	0,798	0,759	0,879
V ₅₀ (cm/s)	0,025	0,268	0,123	0,327	0,1026	0,279
V ₂₀ (cm/s)	0,006	0,081	0,0203	0,0978	-	0,0513
Conc. initiale en MES	315 mg/l		112 g/l		158 g/l	

¹ Rapport entre Mcourbe, masse utilisée pour tracer la courbe et Mi, la masse initiale.

² Rapport entre la masse résiduelle dans le cône et la masse Mi. ³ Rapport entre la masse résiduelle dans la colonne et la masse Mi.

Tableau 3 : Résultats des tests comparatifs entre les protocoles IFTS-Andréasen (IFTS-A) et UFT.

Les vitesses de chute mesurées avec le protocole IFTS-Andréasen sont toujours inférieures à celles mesurées avec le protocole de l'UFT. Ceci peut s'expliquer par le fait que le fractionnement dans le protocole de l'UFT ne concerne que les solides décantables alors que toutes les particules sont prises en compte dans le protocole IFTS-Andréasen.

Les écarts entre les données obtenues avec les deux protocoles sont beaucoup plus importants pour la suspension S que pour les dépôts. Cela est dû au fait que la suspension S contient plus de particules de faibles vitesses de chute. Ces particules représentent environ 10 % de la masse initiale et ne décantent pas dans le cône Imhoff.

Les vitesses de chute des dépôts D1 et D2 mesurées par chacun des protocoles sont proches. Les écarts entre les résultats des deux protocoles sont aussi du même ordre de grandeur. On peut donc en conclure que plus il y a dans l'échantillon des particules fines à faibles vitesses de chute, plus l'écart entre les résultats des deux protocoles est important.

Le tableau 4 fournit les déciles des courbes de vitesses de chute pour l'UFT obtenues en introduisant la masse de solides restés dans la colonne après deux heures de décantation. Les vitesses de chute de ces nouvelles courbes UFT sont évidemment plus faibles que celles du protocole UFT original, particulièrement pour les déciles inférieurs à V₄₀ (entre 4 et 10 fois

plus faibles). Cependant, les écarts entre UFT et IFTS-Andréasen pour la suspension S restent encore très forts. En revanche, pour les dépôts, les courbes se rapprochent.

Déciles	Protocole UFT avec le résidu dans la colonne		
	Suspension S	Dépôt D1	Dépôt D2
V ₈₀ (cm/s)	0,4645	0,7321	0,495
V ₅₀ (cm/s)	0,1137	0,2412	0,05
V _{min} (cm/s)	V ₃₀ = 0,011	V ₂₀ = 0,0205	V ₄₀ = 0,013

Tableau 4 : Résultats des mesures avec l'appareil UFT et une méthode pour tracer la courbe prenant en compte la masse résiduelle dans la colonne.

Sur la figure 1, sont tracées les courbes obtenues avec le protocole IFTS-Andréasen et le protocole UFT (calcul proposé par l'UFT et calcul prenant en compte le résidu) pour le dépôt D2. Dans ce cas particulier, quand on intègre le résidu, les vitesses de chute mesurées par l'UFT sont alors inférieures à celles du protocole IFTS-Andréasen. L'écart maximal se situe au niveau des faibles vitesses. Le décile V₄₀ du protocole UFT avec résidu est 3 fois plus faible que le V₄₀ de la méthode IFTS-Andréasen et environ 10 fois inférieur au V₄₀ du protocole original développé par l'UFT (Michelbach et Wohrle, 1993).

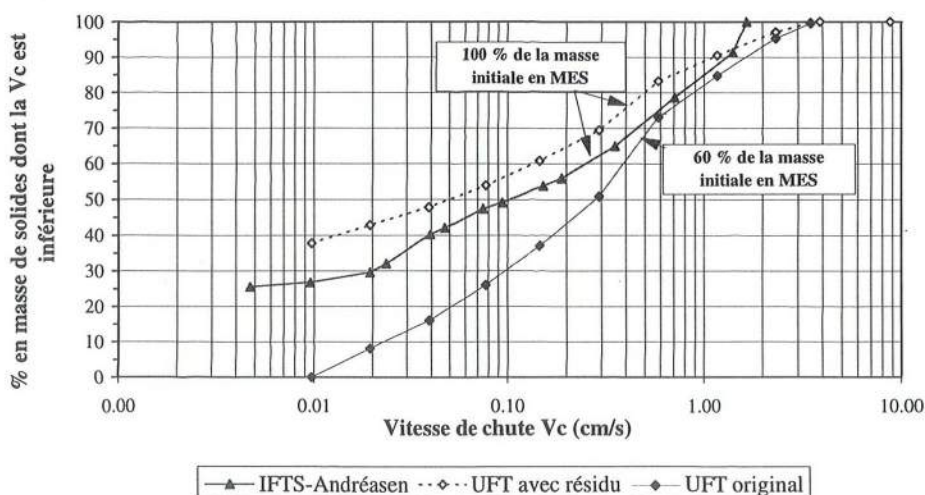


Figure 1 : Courbes de vitesses de chute obtenues sur le même échantillon - Comparaison entre le protocole UFT (original et avec résidu) et le protocole IFTS-Andréasen

Plusieurs suspensions du type S ont été fractionnées avec les deux protocoles. Dans le protocole de l'UFT, la masse de solides restant dans le cône Imhoff varie entre 10 % et 40 % de la masse initiale. Des études futures vont tenter de trouver des relations possibles entre cette perte de masse dans le cône et des caractéristiques de la suspension comme la concentration en MES, la quantité de matière organique, la granulométrie. La masse résiduelle dans la colonne après deux heures de décantation est aussi variable (également entre 10 et 40 % de la masse initiale). La masse résiduelle dans la colonne IFTS est généralement faible, entre 7 et 15 % de la masse introduite dans la colonne. Ce résultat n'est pas étonnant compte

tenu du fait que seules les particules de taille supérieure à 40 μm sont introduites dans la colonne.

Un autre facteur pourrait expliquer les différences entre les résultats des deux protocoles : la séparation par tamisage humide de la suspension en deux fractions de taille réalisée dans le protocole IFTS-Andréasen. Ce traitement des particules avant le fractionnement peut entraîner des modifications des caractéristiques des solides et donc faire varier leurs vitesses de chute. Une étude a montré que suite à ce traitement, une suspension peut avoir des vitesses de chute un peu plus faibles. Mais cette diminution est négligeable en comparaison de l'écart entre les résultats pour la suspension S dû également au fait que seuls les solides dont la vitesse de chute est supérieure à 0,01 cm/s (0,36 m/h) sont pris en compte dans les calculs.

3.2 Comparaison des protocoles Aston/UFT (Hasselt, 1995)

Dans cette étude comparative, le protocole de l'UFT a été un peu modifié, en particulier la méthode de prétraitement. Dans la méthode originale, le prétraitement est réalisée dans un cône Imhoff pendant deux heures. Or, dans notre cas, nous avons rempli la colonne de sédimentation avec l'échantillon à étudier. Après une heure de décantation, les solides décantés sont récupérés. La masse de MES du résidu est déterminée. La colonne est alors remplie d'eau distillée dans laquelle les solides vont chuter. A la fin du test, la masse résiduelle de MES est filtrée, séchée et pesée. La somme des masses de MES résiduelles et des masses de MES dans chaque fraction permet de calculer la masse totale de solides dans l'échantillon initial. Il est également possible de calculer la proportion de solides introduits dans la colonne UFT par rapport à ceux présents initialement.

La courbe Aston est tracée par rapport à la masse initiale introduite au début du prétraitement dans la colonne (M_i) alors que la courbe UFT est obtenue par rapport à la masse introduite dans la colonne au début du fractionnement (M_i - Masse des solides n'ayant pas décanté au cours du prétraitement). Le tableau 5 rassemble les résultats des quatre tests comparatifs.

Paramètres spécifiques	Suspension 1		Suspension 2		Suspension 3		Suspension 4	
	ASTON	UFT _m	ASTON	UFT _m	ASTON	UFT _m	ASTON	UFT _m
Mcourbe/ M_i ¹	100 %	60 %	100 %	42 %	100 %	23 %	100 %	60 %
Perte dans la colonne	21 %	13 %	30 %	21 %	29 %	42 %	37 %	14 %
V_{80} (cm/s)	0,43	0,44	0,19	0,42	0,138	0,252	0,19	0,53
V_{50} (cm/s)	0,21	0,29	0,051	0,2	0,047	0,057	0,044	0,37
V_{\min} (cm/s) ²	$V_{21} =$ 0,0181	$V_{13} =$ 0,01	$V_{30} =$ 0,0181	$V_{21} =$ 0,01	$V_{29} =$ 0,0181	$V_{42} =$ 0,01	$V_{37} =$ 0,0181	$V_{14} =$ 0,01
Concentration initiale en MES	500 mg/l		178 mg/l		265 mg/l		213 mg/l	

¹ Rapport entre Mcourbe, masse utilisée pour tracer la courbe et M_i , la masse initiale.

² V_{\min} : la plus petite vitesse de chute mesurée.

Tableau 5 : Résultats des tests comparatifs entre les protocoles Aston et UFTmodifié (UFT_m).

Les tests ont montré que :

- Les pourcentages de solides en masse qui ont décanté une heure dans la colonne UFT varient entre 23 et 60 % par rapport à la masse totale. Ils semblent dépendre de la concentration en MES dans l'échantillon.

- Le protocole UFT donne des vitesses de chute supérieures à celles mesurées avec le protocole d'Aston. L'écart maximal est relevé sur la suspension 4. En revanche, les résultats sont équivalents pour l'échantillon 1. Or, pour ces deux suspensions 1 et 4, le pourcentage de solides en masse récupérés après la phase de prétraitement et la masse résiduelle dans la colonne sont identiques (respectivement 60 % et 13 %). On ne peut donc pas lier les écarts observés à la perte de solides au cours du prétraitement dans le protocole UFT.
- La masse résiduelle dans la colonne d'Aston est comprise entre 21 et 37 % de la masse initiale. Ces valeurs ne semblent pas être liées à la concentration initiale dans l'échantillon. Dans le protocole de l'UFT, plus la proportion de solides éliminés au cours de la phase de prétraitement est faible, plus la masse résiduelle dans la colonne à la fin du fractionnement est importante.

3.3 Conclusion

Les écarts relevés dans la littérature entre les résultats des différents protocoles peuvent être expliqués en grande partie par les modes opératoires et le traitement des données brutes qui sont très variables d'un protocole à un autre. L'écart le plus significatif est dû au fait que dans le protocole UFT, seules les solides décantables sont concernés par le fractionnement alors que dans les protocoles ASTON et IFTS-Andréasen, la courbe de vitesses de chute est tracée pour tous les solides de la suspension initiale.

L'utilisation des différentes méthodes nous a permis de relever des conditions expérimentales spécifiques à chaque protocole et qui peuvent entraîner des biais dans la mesure. Chaque protocole a des inconvénients et des qualités. Le protocole de l'UFT est le plus simple à mettre en oeuvre et le protocole IFTS-Andréasen le plus lourd. Cependant, les protocoles ASTON et IFTS-Andréasen nécessitent deux opérateurs. La durée moyenne pour obtenir une courbe de vitesses de chute varie entre 6 et 10 heures.

Dans les trois protocoles, il semble que la répétabilité des résultats soit fortement liée à l'opérateur dont le travail doit être très minutieux car toutes les opérations sont manuelles et peuvent entraîner des pertes de solides. L'homogénéité des échantillons est également un facteur très important pour garantir la fiabilité des résultats. Si ces conditions sont respectées, les résultats sont reproductibles.

4. Influence des conditions opératoires

4.1 Méthodologie

Nous avons étudié les trois facteurs suivants.

- Le mode et la durée de conservation des échantillons.
L'objectif était de voir si les caractéristiques d'une suspension varient en fonction du temps de conservation et de la température de stockage (température ambiante autour de 14 degrés, réfrigéré à 4 degrés et congelé à -18 degrés). Cette étude a été effectuée avec un nouvel appareil de fractionnement conçu par le Cergrene en 1995, fondé sur le principe de la suspension homogène (Saint-Pierre et *al.*, 1995).
- La masse de MES introduite dans la colonne.
- La nature de l'eau dans laquelle sédimentent les solides pour les protocoles fondés sur le principe de la couche surnageante.
Pour les deux dernières conditions opératoires, nous avons choisi la colonne de l'UFT (Michelbach et Wohrle, 1993). Mais la masse de solides restant dans la colonne après deux

heures de décantation a été intégrée dans les calculs pour tracer la courbe de vitesses de chute.

4.2 Influence du mode et de la durée de conservation

Un grand volume d'échantillon a été collecté, puis divisé en petits volumes les plus similaires possibles (variation des MES autour de 10 %). Une partie des échantillons est gardée 7 jours au réfrigérateur à 4 degrés alors que les autres sont congelés à -18 degrés ou laissés à température ambiante (entre 14 et 20 degrés). Un premier fractionnement est réalisé quelques heures après le prélèvement. Puis, tous les jours après le prélèvement, trois fractionnements sont effectués, le premier sur l'échantillon gardé à température ambiante, le second sur l'échantillon réfrigéré et le troisième sur l'échantillon congelé.

Un appareil de fractionnement fondé sur le principe de la suspension homogène a été conçu au Cergrene pour obtenir la courbe de vitesses de chute d'une suspension sans prétraitement (Saint-Pierre et al., 1995). L'appareil est composé d'une colonne de sédimentation (diamètre = 70 mm, H = 0,65 m) avec un support fixe et un bac de réception des solides (diamètre = 250 mm, H = 0,25 m) équipé d'un système permettant de récupérer les solides décantables dans de petites coupelles. Le mode opératoire est simple et la durée de la mesure est de 4 heures.

La première étape consiste à verser rapidement la suspension à étudier dans le bac de réception. La colonne reliée à une pompe à vide se remplit immédiatement en moins de 15 s. A des temps prédéterminés, 50 ml de solides décantables sont récupérés dans les petites coupelles. Tous les échantillons des fractions et le résidu dans la colonne sont filtrés, séchés et pesés pour déterminer la masse de MES. A partir des données brutes, on trace la courbe cumulative de la masse déposée en fonction du temps. Un traitement de cette courbe permet d'obtenir un tableau donnant pour chaque vitesse de chute, la proportion en masse de solides dont la vitesse de chute est inférieure à cette valeur et donc de tracer la courbe de vitesses de chute.

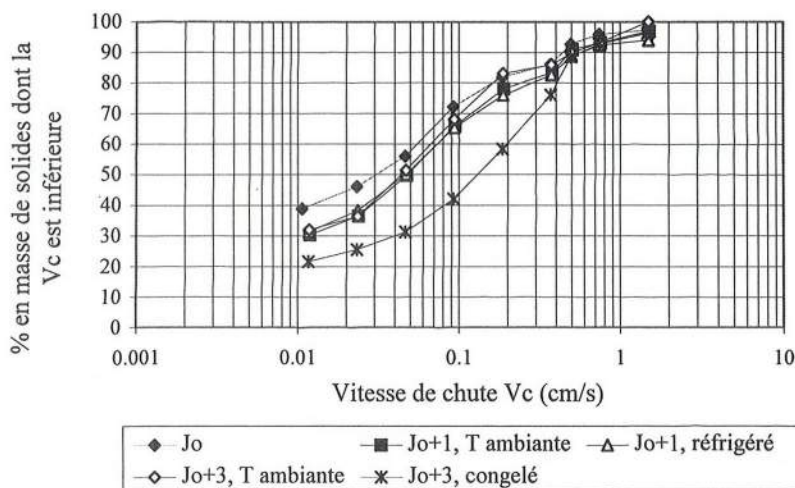


Figure 2 : Courbes de vitesses de chute obtenues sur le même échantillon - Effets de la durée et du mode de conservation - Protocole CERGREN95

La figure 2 montre que les solides ont des vitesses de chute qui augmentent dans les premières 24 heures, quelque soit le mode de conservation. La vitesse de chute médiane, V_{50} du jour du prélèvement est égale à 0,03 cm/s (1,08 m/h). Cette valeur se situe autour de 0,05 cm/s pour l'échantillon gardé 24 heures à 4 degrés ou à température ambiante et est égale à 0,12 cm/s pour l'échantillon congelé pendant 72 heures. Les écarts sont plus forts pour les vitesses de chute plus faibles. Pour les échantillons laissés à température ambiante, les vitesses de chute augmentent au cours des deux premiers jours, puis décroissent. Pour les échantillons conservés au réfrigérateur, les courbes des jours suivants sont équivalentes. Les fractionnements sur les échantillons congelés ont donné des résultats variables mais avec des écarts très importants par rapport à la courbe de référence.

4.3 Influence de la masse de solides introduite dans la colonne

Cette étude a été réalisée en utilisant la colonne de sédimentation de l'UFT (Saint-Pierre et *al.*, 1995). Les solides ont été piégés dans des boîtes installées sur le fond d'un bassin de stockage-décantation. Deux tests ont été effectués pour trois volumes différents de solides, 3ml, 6 ml et 10 ml.

La figure 3 montre que plus la concentration en MES est forte dans la colonne, plus les vitesses de chute mesurées sont grandes. Le résidu dans la colonne varie entre 25 et 40 % de la masse initiale.

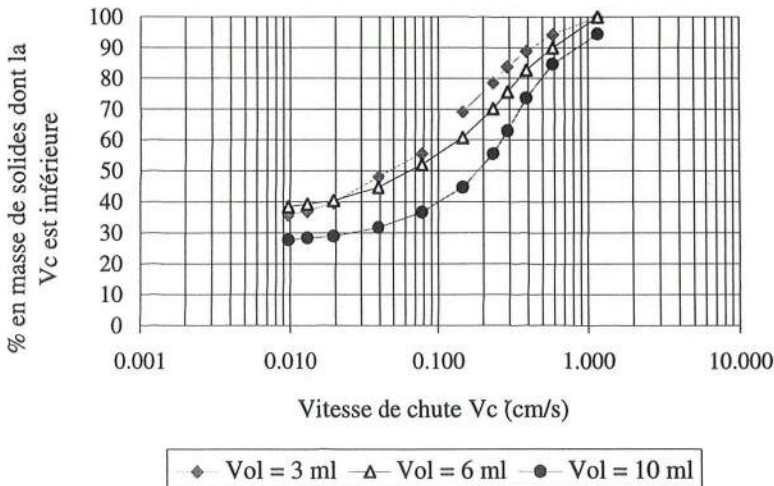


Figure 3 : Courbes de vitesses de chute sur le même échantillon en fonction du volume de solides introduits dans la colonne - Appareil UFT

4.4 Influence de la nature de l'eau

L'appareil de l'UFT et les solides collectés au fond du bassin de rétention sont utilisés pour mener ces tests (Saint-Pierre et *al.*, 1995). Trois types d'eau ont été testés, de l'eau déminéralisée, de l'eau du robinet et le surnageant d'un échantillon de RUTP laissé 12 heures dans un cône Imhoff. Les résultats sont relativement proches pour l'eau déminéralisée et l'eau du robinet. En revanche, quand les solides sédimentent dans le surnageant du cône Imhoff, ils ont des vitesses de chute un peu plus fortes. Mais ces différences sont essentiellement significatives pour l'indicateur V_{90} .

5. Conclusion

Les appareils et les protocoles de mesure des courbes de vitesses de chute des solides dans les rejets urbains de temps de pluie sont différents et les résultats produits par les méthodes disponibles sont très variables. Pour déterminer l'origine de ces différences, nous avons comparé trois protocoles sur des échantillons identiques. Les tests comparatifs ont montré que les vitesses de chute mesurées avec le protocole UFT sont toujours supérieures à celles obtenues avec les protocoles Aston et IFTS-Andréasen. Le fait que les courbes de l'UFT ne concernent pas tous les solides présents dans la suspension initiale peut expliquer cette observation. En effet, les courbes de l'UFT sont tracées pour les solides décantables, c'est à dire les solides ayant décanté dans le cône Imhoff et dans la colonne au bout de deux heures et dont la vitesse de chute est supérieure à 0,01 cm/s.

Nous pouvons donc en conclure que les différences entre les résultats relevés dans la littérature peuvent être attribués aux différents protocoles et appareils associés. La prochaine étape a pour but de réaliser une comparaison entre les trois protocoles sur des échantillons identiques afin de confirmer ces résultats et de mettre en évidence un éventuel écart entre les méthodes d'Aston et IFTS-Andréasen.

Par ailleurs, nous avons commencé à quantifier l'influence de quelques conditions opératoires sur le fractionnement des solides par classes de vitesses de chute.

Selon les résultats de cette étude, nous sommes en mesure de fournir des recommandations pour mesurer dans de bonnes conditions les vitesses de chute des MES. En particulier, il semble que la mesure devrait être réalisée le plus rapidement possible après le prélèvement pour limiter les variations des caractéristiques des solides dues à la conservation. De plus, pour les méthodes fondées sur le principe de la couche surnageante, les particules devraient décanter dans une eau obtenue en éliminant sur un échantillon de RUTP le maximum de MES. Enfin, les solides chutent plus ou moins vite en fonction de la concentration en MES dans la colonne. Nous préconisons de retrouver une concentration dans la colonne proche de celle mesurée sur la suspension initiale. D'autres expérimentations sont en cours pour confirmer ces premières conclusions.

Remerciements

Les auteurs souhaitent remercier le Professeur H. Brombach, S. Michelbach, Dr G. Weib de l'Umwelt- und Fluid- Technik (D) pour les discussions fructueuses que nous avons partagées ainsi que Melle F. Hasselt, Mme M. Lefèvre, M. S. Saint-Pierre et M. M.R. Perdeaux qui ont réalisé les expériences. Nous remercions pour leur support financier, l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, la Direction de l'eau et de l'Assainissement du Conseil Général de Seine-Saint-Denis et la Fondation Smisson.

Références bibliographiques

- Aiguier, E., Chebbo, G., & Saint-Pierre, S. (1995). Protocole de mesure de la pollution attachée à chaque classe de vitesse de chute des solides en suspension dans les effluents de temps de pluie. Rapport bibliographique intermédiaire, CERGRENE pour l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (non publié), 78 p.
- Brombach, H., Michelbach, S. & Wohrle, C. (1993). Feststoffe in der mischwasserkanalisation. *Sonderdruck aus Korrespondenz Abwasser*, 40 (124).
- Chaudieller, D., Lefèvre, M. & Bertrand- Krajewsky, J.-L. (1994). Mesure des vitesses de chute. Rapport intermédiaire, CIRSEE-Lyonnaise des Eaux, Le Pecq (non publié).
- Chebbo, G. (1992). *Solides des rejets pluviaux urbains - Caractérisation et traitabilité*. Thèse de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.
- EPA (1993). Manual : Combined Sewer Overflow Control. Office of research and Development. 112 p.
- Hasselt, F. (1995). Investigation into the settling velocity of sewage particles. Final year project. Dept. of Civil Engineering, Aston University.
- Michelbach, S. & Wohrle, C. (1993). Settleable solids in a combined sewer system, settling characteristics, heavy metals, efficiency of storm water tanks. *Wat. Sci. & Tech.*, 17 (5/6), 407-427.
- Saint-Pierre, S., Chebbo, G. & Lucas-Aiguier, E. (1995). Réflexion sur les protocoles de mesure de la pollution attachée à chaque classe de vitesses de chute des solides en suspension dans les effluents urbains de temps de pluie. Rapport intermédiaire, CERGRENE (ENPC, ENGREF) - Agence de l'Eau Seine-Normandie (non publié), 102 p.
- Tyack, J.N., Hedges, P.D. & Smission, R.P.M. (1996). A study of the relationship between settling velocity grading and the characteristics of the contributing catchment. *Water Science and Technology*, 33(9):128-135.
- Tyack, J.N., Hedges, P.D. & Smission, R.P.M. (1993). A device for determining the settling velocity grading of storm sewage. *International conference on Urban Storm Drainage, Niagara Falls*, 2:1805-1810.

CONCEPTION D'UN RÉSEAU DE MESURE DE LA QUALITÉ DE L'AIR EN MILIEU URBAIN : LE RÉSEAU AIRPARIF EN ILE-DE-FRANCE

Christian RENAUDOT, AIRPARIF

Résumé

AIRPARIF a pour vocation la surveillance de la qualité de l'air en région parisienne à des fins de santé publique. AIRPARIF a essentiellement une mission d'information. Les objectifs d'AIRPARIF sont de passer au stade du constat de la pollution à celui de la prévision.

1. Des structures pluralistes indépendantes surveillent la qualité de l'air

En France, une trentaine de structures pluralistes regroupent l'État, les collectivités locales, les représentants des principaux émetteurs de polluants atmosphériques (à noter que du fait de l'historique seuls les industriels qui exploitent des sources fixes sont présents, il n'y a pas de représentants spécifiques pour les émissions du trafic automobile), et effectuent la surveillance de la qualité de l'air sur un secteur géographique. Cette constitution est un gage d'indépendance. Pour l'Île-de-France, il s'agit d'AIRPARIF.

La dimension régionale est la plupart du temps la plus adaptée pour rendre compte des phénomènes de pollution atmosphérique qui ignorent les frontières administratives.

2. Surveiller la qualité de l'air, pour quoi faire ?

L'amélioration permanente de la qualité du milieu vis à vis des critères de qualité de vie (santé, confort, environnement) est le but de toute politique d'environnement. Les décisions visant à l'amélioration de la situation doivent être élaborées à partir d'éléments objectifs décrivant la situation et les tendances qui y ont conduit.

Dans le cas de l'air, les progrès peuvent être réalisés par une maîtrise accrue des émissions de polluants (trafic, chauffage, industrie).

Cependant, les niveaux des différents polluants dans l'environnement dépendent également fortement de facteurs incontrôlables, météorologie, topographie, ... , qui interviennent sur les émissions de façon complexe. Seule la mesure de certains indicateurs (polluants) permet de rendre compte de l'état de la qualité de l'air.

Un dispositif de surveillance doit donc rendre compte de cette situation vis à vis des cibles potentielles (santé, végétaux, bâtiments). Il doit prendre en compte la densité des pôles d'activités et l'exposition de la population.

Dans le cas de l'Île-de-France, l'objectif de la surveillance est la connaissance de l'exposition des personnes. L'aspect « effet sur la santé » doit donc être privilégié.

- Un dispositif de surveillance doit répondre simultanément à de nombreuses missions. Il est donc par essence hétérogène.
- Il doit permettre le suivi spatio-temporel de la pollution atmosphérique afin de situer la qualité de l'air par rapport à des critères d'exposition ayant valeur réglementaire (directives européennes et décrets nationaux pour le dioxyde de soufre, les poussières, le plomb, l'ozone et le dioxyde d'azote) ou à une valeur sanitaire (objectifs de qualité de l'OMS).
- Il doit dégager les tendances et donc les priorités d'action.
- Il doit contribuer à l'information et la sensibilisation du public. Il peut être utilisé pour détecter ou prévoir les épisodes de forte pollution et donc éventuellement en limiter les effets. Il doit permettre de mieux comprendre les phénomènes de pollution atmosphérique et être un point d'appui à la recherche en ce domaine.

3. Comment surveille-t-on la qualité de l'air ?

On effectue la mesure de la teneur atmosphérique de certains polluants (indicateurs) choisis parmi l'ensemble des composés nocifs (très nombreux et pas tous connus). Ces indicateurs sont mesurables, caractéristiques de certaines sources et ont des effets nuisibles connus. Les progrès de la science de la mesure conditionnent d'ailleurs largement la connaissance que l'on a des effets sur la santé ou l'environnement de nouvelles substances.

Certains indicateurs (dioxyde de soufre, ozone, poussières, oxydes d'azote, monoxyde de carbone...) sont mesurés automatiquement. Dans le cas d'AIRPARIF, les résultats sont enregistrés sur les lieux de mesure chaque quart d'heure et transmis à un ordinateur central toutes les six heures. D'autres indicateurs (plomb, hydrocarbures spécifiques, ...) doivent être prélevés et sont analysés en laboratoire.

Les sites de mesure automatiques sont installés soit pour rendre compte de la répartition géographique de la pollution (cinquante sites pour l'Île-de-France) soit pour représenter les situations les plus exposées à la pollution automobile, problème majeur de l'agglomération parisienne pour la qualité de l'air (neuf sites), soit dans des secteurs particulièrement fréquentés par le public (trois sites).

Un laboratoire mobile permet d'effectuer une surveillance complémentaire là où il n'existe pas de mesure permanente.

4. Une mission essentielle : informer

- AIRPARIF informe quotidiennement le public sur l'état de la qualité de l'air grâce au serveur Minitel 3614 AIRPARIF. Les résultats de mesure y sont traduits en termes compréhensibles pour le public grâce à l'indice de qualité de l'air ATMO valable pour une journée sur l'agglomération. Cet indice a été lancé il y a un an et demi par le Ministère de l'Environnement.
- AIRPARIF informe les services techniques, les autorités ou le public en cas d'épisode de forte pollution dans le cadre de la procédure d'information du public et d'alerte mise en place sur l'Île-de-France. Le niveau 2 de cette procédure à 3 niveaux de gravité a été déclenché 10 fois depuis sa mise en place en avril 1994, le niveau 3 a été déclenché 2 fois.
- AIRPARIF édite des brochures pluriannuelles et trimestrielles d'information et de sensibilisation du public.

5. Les perspectives

Pour pouvoir agir de façon réellement efficace sur les niveaux de pollution, il est nécessaire de limiter les émissions plusieurs heures avant l'apparition des conditions météorologiques défavorables. *Passer du constat à la prévision* est donc un objectif essentiel pour AIRPARIF. Cette prévision techniquement difficile car les mécanismes physico-chimiques de l'atmosphère sont insuffisamment connus devra s'appuyer sur les prévisions météorologiques et sur les données acquises par le dispositif de surveillance de la qualité de l'air.

Il sera nécessaire de renforcer la surveillance sur les problèmes qui apparaissent, les particules dont l'effet sur la santé semble avoir été sous-estimé (problème du diesel), la pollution oxydante (ozone) dans les zones périurbaines.

Une diversification des indicateurs contrôlés doit également être entreprise compte tenu du progrès des connaissances. Alors que deux polluants étaient principalement mesurés il y a trente ans, c'est plus de trente indicateurs (métaux, hydrocarbures, ...) qu'un dispositif moderne devra suivre dans un proche avenir.

Dans un domaine aussi complexe, la crédibilité de l'organisme de surveillance repose largement sur sa technicité et sur la qualité des informations fournies. Un programme d'assurance qualité, encore insuffisamment développé, est actuellement mis en place. D'abord pour définir avec précision la stratégie de surveillance de la qualité de l'air à mettre en oeuvre et donc la couverture nécessaire en matière de surveillance. Puis dans chaque site de mesure définir la qualité minimum des mesures nécessaires.

AIRPARIF est actuellement une PME de vingt personnes qui doit faire face à une importante croissance d'activité. Il importe qu'elle puisse le faire dans de bonnes conditions avec l'assurance de règles de financement qui lui permettent une stratégie de développement équilibrée. Il en va de même pour les autres structures de surveillance.

EXPLOITATION DES DONNÉES

UNE TENTATIVE DE FORMALISATION DU RAPPORT ENTRE ÉMISSIONS POLLUANTES ET CONDITIONS DE CIRCULATION SUR LA VOIRIE RAPIDE PÉRIURBAINE

Jean-Marie BRABANT LATTS, ENPC, 6-8 avenue Blaise Pascal, Cité Descartes
Champs-sur-Marne, 77455 Marne-la-Vallée cedex 2

1. Résumé

Ce texte décrit une modélisation dynamique des émissions polluantes générées par le trafic sur les voies rapides urbaines et péri-urbaines, qui a notamment pour objet la formalisation du rapport entre conditions de circulation et émissions.

2. Contexte

Cette modélisation des émissions polluantes a pour objet l'étude du rapport, sur les réseaux de voies rapides urbaines et péri-urbaines, entre conditions de circulation et émissions, et s'inscrit dans une problématique plus vaste visant à analyser ces réseaux en termes d'effet sur la qualité de l'air.

2.1 Les émissions comme critère d'évaluation du réseau

Le critère « environnemental » d'évaluation retenu est l'effet des réseaux de voies rapides urbaines et péri-urbaines sur l'air. L'effet en lui-même ne constitue pas le sujet de cette recherche ; il est à considérer comme un indicateur ou un critère d'évaluation du caractère « soutenable » du « fonctionnement » du réseau (c'est-à-dire du trafic) ; c'est un moyen (d'analyse) et non une fin (en soi).

En d'autres termes, la situation sera d'autant meilleure que les effets seront faibles, indépendamment de tout critère circulatoire individuel ou collectif, c'est-à-dire même si les conditions de circulation sont mauvaises.

2.2 un objet : les voies rapides périurbaines

Notre objet d'étude est le réseau des voies rapides d'Ile-de-France, d'environ 500 km de long.

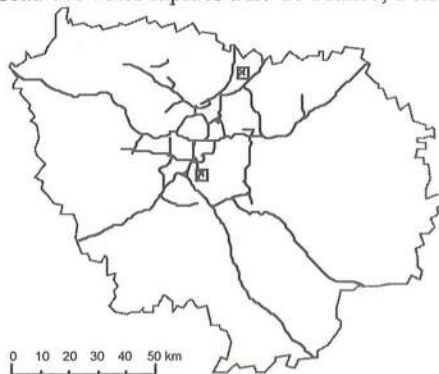


Figure 1 : Le réseau de voies rapides d'Ile-de-France

Afin de souligner la place et l'importance de ce réseau¹, et en conséquence des émissions polluantes correspondantes, précisons qu'en 1989 les déplacements² effectués sur les voies rapides franciliennes représentaient plus de 40 % de la totalité des déplacements effectués sur la région, pour les véhicules particuliers [7] et [8].

Les qualités circulatoires de ce type de réseau (vitesse élevée et fort débit) et leur localisation en zones fortement peuplées provoquent des problèmes tout-à-fait spécifiques. Notamment, ces réseaux, conçus pour satisfaire voire faciliter les déplacements individuels motorisés, induisent partiellement la demande qui les justifie. L'importance de cet effet d'« induction » augmente avec la durée de la période d'observation.

Le trafic qu'ils supportent, et en conséquence les émissions qu'ils génèrent, procèdent donc, sur le long terme, de la structure de l'agglomération (et notamment de la périurbanisation ou de l'étalement urbain), du développement du réseau lui-même, de l'évolution des pratiques de déplacements, ...

2.3 La soutenabilité du trafic en termes de qualité de l'air

Réussir à évaluer dans la longue durée les variations des émissions, c'est-à-dire du trafic de ces réseaux, semble irréalisable. Or, il existe une thèse affirmant l'existence possible d'une sorte d'autorégulation du trafic, où le trafic s'auto-déterminerait sur la longue durée à l'exclusion des facteurs cités (structure de l'agglomération, des déplacements, ...).

2.4 L'autorégulation du trafic

Le mécanisme de cette autorégulation reposerait sur une demande suffisante de déplacements, d'une part, et sur l'opposition entre congestion et déplacements d'autre part.

2.5 Une problématique ...

La congestion limite donc peut-être les déplacements, l'usage de la voirie. Or il est un lieu commun qui consiste à penser que la congestion augmente (*a*-temporellement ?) les émissions. L'évaluation de l'évolution sur le long terme des émissions passe alors par la problématique suivante : quels sont les effets de la congestion sur les émissions ?

2.6 Méthodologie générale

Trouver une réponse à cette question passe par la réalisation d'une suite d'objectifs mineurs. Le principe consiste à « découpler » et identifier les influences respectives sur les émissions des deux aspects complémentaires du trafic : les « mauvaises » conditions de circulation (la congestion) - l'aspect « qualitatif »-, et l'importance du trafic ou des déplacements -l'aspect « quantitatif ».

On commence par étudier les émissions relatives à chaque type de condition de circulation, dimensions temporelle et spatiale exclues. C'est dans ce cadre qu'a été développé le modèle d'émission exposé ci-après. On réintroduit ensuite la dimension spatiale pour appréhender le trafic (c'est-à-dire conditions locales de circulation et quantité de trafic) et émissions sur la totalité du réseau.

¹ L'Ile-de-France s'étend sur environ 12 000 km² (c'est-à-dire 100 km par 100 km), et compte environ 10 millions d'habitants.

² mesurés en véh.km

A l'exclusion des variations périodiques, notamment quotidiennes, on peut supposer que le volume global du trafic varie beaucoup plus lentement que les conditions locales de circulation ; la mise en évidence de l'effet exclusif des conditions de circulation sur la totalité du réseau sur les émissions peut donc se satisfaire de quelques journées d'observation. Néanmoins des périodes d'observation plus ou moins longues peuvent faire apparaître des variations liées à des phénomènes de nature différente.

Il resterait finalement à évaluer la quantité des déplacements sur une longue durée (plusieurs années, voire plusieurs décennies). L'appréhension de cette dimension temporelle s'avère beaucoup plus complexe. On perd le *toutes choses égales par ailleurs* ; le réseau change, ainsi que les pratiques de déplacements.

3. Le choix des émissions sur la pollution

3.1 Définitions

Rappelons que l'évaluation de la pollution atmosphérique a pour objet de localiser et d'évaluer dans l'espace les fortes concentrations, alors qu'un inventaire d'émissions est le recensement de toutes les sources d'émission d'une zone géographique et de leurs caractéristiques (flux, polluants, ...).

3.2 Les émissions sont le seul critère de *soutenabilité* possible en ce qui concerne la qualité de l'air

L'étude des émissions polluantes s'avère non seulement préférable à celle de la pollution, mais dans notre cas la seule pertinente.

En effet, outre que la pollution est infiniment plus complexe que les émissions³, ces dernières permettent l'intégration temporelle et la sommation spatiale de manière juste et évidente (les flux ou débit s'additionnent) ; la pollution l'interdit quasiment⁴ et reste locale et instantanée. Or cette recherche nécessite de pouvoir « jouer » sur les échelles de temps et d'espace.

A ces exigences s'ajoutent d'autres qualités ;

- La pollution intègre de nombreux paramètres hors de nos préoccupations (météorologie, climat, topologie, ...).
- L'évolution temporelle des sources a un caractère périodique que n'a pas la pollution, ce qui rend possible et plus facile l'amendement de l'inventaire au cours du temps (d'une journée ou d'une année sur l'autre par exemple).
- Enfin, la mise en évidence « correcte » (suffisamment juste) de la part de la pollution atmosphérique attribuable au réseau de voies rapides apparaît quasi impossible. D'ailleurs aucun modèle liant trafic automobile et qualité de l'air à l'échelle d'une agglomération n'existe à l'heure actuelle⁵. Remarquons néanmoins que la part de l'automobile dans la pollution urbaine est prépondérante, les principaux types d'émission se limitant aux véhicules à moteur et au chauffage urbain.

³ La pollution est un volume continu tridimensionnel, alors que les émissions sont une distribution de sources discrètes, au pire unidimensionnelles, réparties dans deux dimensions.

⁴ ... bien que cela se fasse et qu'il existe des indices de "qualité de l'air" —forcément discutables— établis par agrégation de plusieurs points de mesures sur plusieurs périodes de mesure.

⁵ Il existe quelques modèles de concentration des polluants aux abords proches de grandes voies de circulation.

4. Nécessité et choix d'un type de modélisation des émissions

4.1 Etat de l'art ; Les 2 grands types de modélisation des émissions automobiles

On distingue trois types d'approche, en matière de modélisation des émissions urbaines d'origine automobile :

- les modélisations des émissions fondées sur le trafic, qu'elles soient dynamiques (ascendantes ou « bottom-up »), ou du type inventaire (descendantes ou « top-down »), et
- les modélisations fondées sur les déplacements tels qu'ils sont établis à partir d'enquêtes (ménages, globales, transport, ...) (notamment [10]).

Ces trois modélisations formalisent chacune un rapport entre émissions automobiles et flux routiers urbains, considérés soient en tant que trafic, soient comme déplacements. La différence fondamentale entre inventaire et modèle dynamique est la taille des pas spatial et temporel retenus (très grands pour le premier, très petits pour le second).

4.1.1 Modèles dynamiques

Dans la modélisation dynamique, le trafic est décomposé finement dans le temps et l'espace, de telles sortes que ses caractéristiques locales et passagères, sont prises en compte. L'évaluation est donc précise, mais tributaire de la période d'observation et de la variabilité du phénomène observé.

L'emploi d'une telle modélisation requiert évidemment l'usage d'ordinateurs et surtout un nombre élevé de mesures de trafic. Très répandus dans les années 80, comme modèles de consommation issus des sciences du trafic, ils furent développées à la suite des chocs pétroliers successifs à partir de modèles de trafic. La complexité des modèles dynamiques limitent leur possibilité d'application à quelques rues, quelques carrefours, voire à un quartier [4] et [9], mais ils ne peuvent guère être étendus au-delà ; l'étude d'une ville, a fortiori d'une agglomération est impossible.

4.1.2 Inventaires d'émission

L'intérêt relativement récent porté à la pollution urbaine a imposé une autre méthode de quantification des émissions -issue des sciences de l'environnement-, plus grossière, beaucoup plus simple -la partie « trafic » étant réduite à la portion congrue- et plus fiable : l'inventaire. Il consiste à « recenser » les sources, c'est-à-dire ici la circulation automobile. Les modèles de type inventaire se distinguent des précédents par l'absence de variable d'entrée : il n'y a que des paramètres, et pas de temps. Ils se fondent sur des données établies sur de longues périodes d'observation. Ces données sont donc plus fiables et les résultats plus sûrs.

Les inventaires permettent l'évaluation des émissions globales générées par le trafic sur des zones très vastes, telle une agglomération (mais aussi un pays, l'Europe, etc.). Citons à titre d'illustration les inventaires CORINAIR (sur l'Europe), POLLEN (national), et, sur l'Ile-de-France, les travaux de l'IFP⁶ et de Christian RENAUDOT ([7]) par exemple, ces trois derniers portant spécifiquement sur le trafic routier. La résolution temporelle de ces quatre inventaires va de l'année (pour les deux premiers) à l'heure pour le troisième (mais les paramètres sont alors estimés et non mesurés). A l'échelle de l'agglomération, qui est l'échelle qui nous intéresse, l'inventaire semble la seule méthode possible. Sur des échelles aussi grandes, la modélisation dynamique se heurte principalement à l'absence d'un nombre suffisant de mesures de trafic offrant une bonne couverture spatiale et temporelle du réseau. Cependant, d'une part les inventaires ne sont pas sensibles aux variations brèves ou locales des phénomènes évalués (l'écoulement de trafic dans notre cas), et d'autre part on dispose en Ile-de-France, notamment avec le système SIRIUS, d'une mesure du trafic en temps réel

⁶ Institut Français du Pétrole

sur l'ensemble des voies rapides (Boulevard Périphérique compris.) ; la modélisation dynamique s'impose donc.

5. Une modélisation dynamique des émissions générées sur la voirie rapide urbaine et périurbaine

Il s'agit de construire un modèle d'émission sensible aux conditions de circulation permettant d'utiliser les mesures de trafic disponibles.

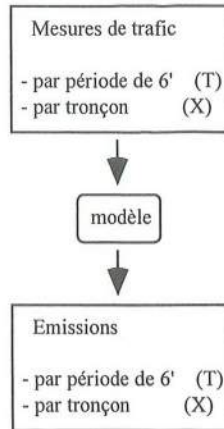


Figure 2 : Les données d'entrée et de sortie du modèle

5.1 La mesure du trafic sur les voies rapides de l'Ile-de-France

Ces dernières années, les voies rapides d'Ile-de-France se sont vues progressivement dotées d'un ensemble conséquent de capteurs fixes enfouis dans la chaussée enregistrant :

- les passages des véhicules (le débit),
- la concentration en véhicules (le « taux d'occupation ») et
- pour certains la vitesse des véhicules⁷.

Ces mesures sont effectuées sur la presque totalité du réseau avec une assez bonne couverture spatiale ; environ 400 stations réparties sur les 500 km de voies découpent le réseau en tronçons de 500 à 4000 mètres de longueur. Ces informations sont agrégées (sommées ou moyennées) par période de 6 minutes⁸ et indéfiniment stockées. En conséquence nous avons travaillé sur ces mesures de périodes 6 minutes⁹.

⁷ vitesse moyenne de temps

⁸ qui peuvent ensuite être agrégées sur des périodes plus longues, multiples de 6 minutes : l'heure, la journée, ...

⁹ Ces mesures ont été gracieusement mises à notre disposition par le SIER (Service Interdépartemental d'Exploitation Routière), organisme en charge de la gestion du réseau de voies rapides d'Ile-de-France, et par la DECR (Direction de l'Exploitation de la Circulation Routière, du service de la voirie de la mairie de Paris) pour le Boulevard Périphérique.

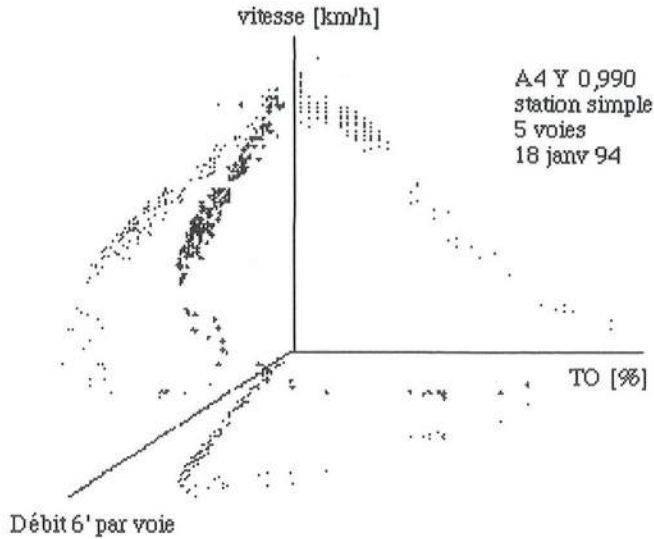


Figure 3 : Représentation d'une journée de mesures 6' réalisées par une station, représentées dans l'espace (Q, TO, V_t) avec projection sur les trois plans.

La première opération à effectuer est bien sûr la validation des mesures, consistant à éliminer les valeurs erronées et à reconstituer les données manquantes.

5.2 Formalisation mathématique du modèle

Le principe consiste à faire correspondre à chaque « point » de mesure de trafic la quantité correspondante de chaque polluant émis. Le réseau est divisé en tronçons, chaque tronçon étant défini par et correspondant à une station, comme montré figure 4.

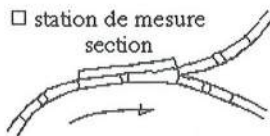


Figure 4 : Définition des tronçons

Ce modèle d'émissions est donc un modèle dynamique discret qui découpe l'espace en tronçon (X) et le temps en intervalle (T) de 6 minutes, et les résultats sont des quantités d'émissions par tronçon et par période de 6 minutes (qui peuvent s'ajouter spatialement et temporellement, comme discuté précédemment).

On pose :

- L_X la longueur du tronçon X ,
- $Q_{6(X,T)}$ le nombre de véhicules comptés par la station X durant la période T ,
- $TO_{(X,T)}$ le taux d'occupation mesuré par la station X durant la période T ,

- $V_{t(x,t)}$ la vitesse moyenne de temps mesurée par la station X durant la période T,
- α_x un paramètre relatif au tronçon considéré.

Dans l'approche adoptée, les émissions par tronçon et par période (notées $E_{(x,t)}$) sont déterminées indépendamment les unes des autres :

$$E_{(x,t)} = f(q, TO, V_{t(x,t)})$$

Elle sont données par le produit :

$$E_{(x,t)} = N_{(x,t)} * Eu_{(x,t)}$$

où $N_{(x,t)}$ est la quantité des déplacements (le nombre de véh.km) effectués sur le tronçon durant la période de 6 minutes considérée, et $Eu_{(x,t)}$ les émissions unitaires (par véhicule, et en masse par km) correspondantes.

Sur chaque tronçon X et pour chaque période de 6 minutes T, on montre que [2] :

$$N_{(x,t)} \# L_x \cdot Q_{6(x,t)}$$

ou, en remplaçant le débit par son expression en TO et v_t :

$$N_{(x,t)} \# \alpha_x \cdot TO_{(x,t)} \cdot v_{t(x,t)}$$

Les émissions unitaires [en masse par km] des principaux polluants¹⁰ (identifiés par l'indice i) sont de la forme¹¹ :

$$Eu^i_{(x,t)} = a_i \frac{1}{V_{(x,t)}^n} + b_i V_{(x,t)} + c_i$$

D'où les émissions de chacun des polluants i :

$$\left\{ \begin{array}{l} E^i_{(x,t)} = \alpha_x \cdot TO_{(x,t)} \cdot [a_i \frac{1}{V_{(x,t)}^{n-1}} + b_i V_{(x,t)}^2 + c_i V_{(x,t)}] \\ \text{et} \\ E^i = \sum_{x,t} E^i_{(x,t)} \end{array} \right.$$

5.3 La détermination des émissions unitaires ($Eu_{(x,t)}$) :

La plus grosse partie du travail de modélisation a porté sur les émissions unitaires. Des « points » restent encore à développer, d'autres en suspens.

Méthode

Depuis quelques années, les émissions d'échappement des véhicules, à l'origine peu connues, sont étudiées de façon systématique en laboratoire. Ces émissions, dites « unitaires », c'est-à-dire par véhicule, sont les émissions recueillies sur des parcours particuliers appelés « cycles de conduite » [6] (figure 5) :

¹⁰ CO, CO₂, HC, NO_x et consommation.

¹¹ d'après des études de l'INRETS et des calculs de l'ADEME.

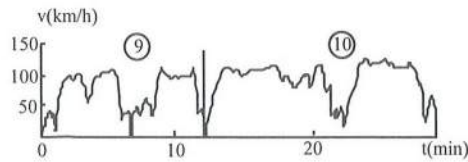


Figure 5 : Exemples de cycles de conduite : les cycles INRETS n° 9 et 10 (représentatifs des conditions de circulation autoroutières)

Les émissions unitaires connues sont donc relatives à des comportements cinématiques, identifiés notamment par leur vitesse moyenne [1].

On montre que la variable « vitesse moyenne » détermine en majeure partie les émissions unitaires (figure 6) :

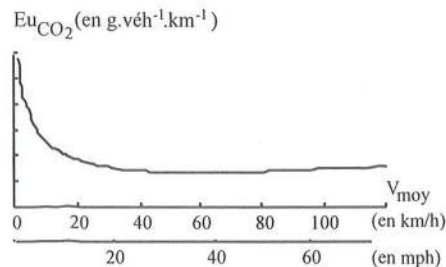


Figure 6 : Émissions unitaires (par véhicule) de CO₂ en [g./km (parcours)], fonction de la vitesse moyenne individuelle (établie sur quelques minutes)

L'influence de la variable cinématique « vitesse moyenne » (notée V_{moy}) sur les émissions unitaires est relativement bien connue, et se déduit simplement de la figure 6 :

$$Eu(V_{\text{moy}}) = a V_{\text{moy}}^{-n} + b V_{\text{moy}} + c$$

Il s'agit donc d'estimer les comportements cinématiques individuels (principalement V_{moy}) à partir des mesures de trafic, puis de les comparer aux caractéristiques cinématiques des cycles de conduite dont les émissions unitaires sont connues.

Ce raisonnement repose :

- sur l'existence théorique d'une « base » des profils cinématiques individuels, exprimée au moyen de variables cinématiques (V_{moy} , $\sigma(\gamma)$, ...). Toute courbe cinématique peut donc s'exprimer à l'aide de ces variables.
- en second lieu sur l'existence d'une relation d'ordre sur les variables cinématiques relativement aux émissions.

Cette relation d'ordre s'appuie sur les travaux réalisés par l'INRETS, l'ADEME et dans le cadre du programme européen CORINAIR, et de considérations physiques et chimiques (entropie et conservation de la matière).

La part cinématique complémentaire de la vitesse moyenne (appelée « entropie » et notée S) exerce néanmoins une influence sur les émissions, qui, pour faible qu'elle soit, n'est pas négligeable (figure 7).

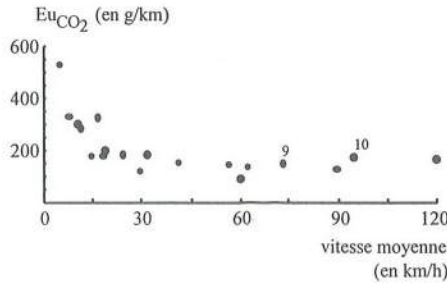


Figure 7 : Représentation des émissions unitaires de CO₂ et de la variable vitesse moyenne de 19 cycles de conduite (dont les cycles autoroutiers INRETS n° 9 et 10)

Cette entropie est corrélée positivement aux émissions unitaires (figure 8) :

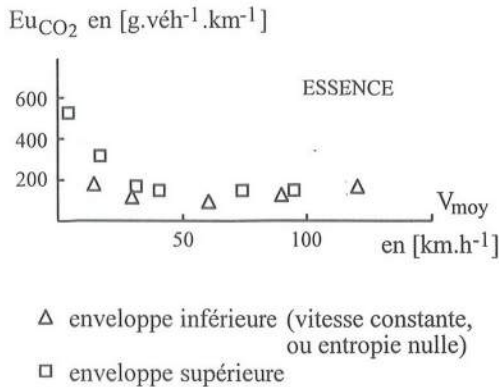


Figure 8 : Représentation des enveloppes supérieures et inférieures des émissions unitaires fonction de la vitesse moyenne

La minoration et la majoration des émissions unitaires correspondant au trafic sur les voies considérées apparaissent donc tout-à-fait possible. Une telle démarche se justifie en partie par notre impossibilité à engager des campagnes de mesure et par l'imprécision relative de la mesure directe des émissions. Néanmoins le recours à des véhicules d'expérimentation permettraient de préciser certains résultats ou certains choix.

5.4 Des approfondissements souhaitables et nécessaires

L'introduction d'une seconde variable cinématique dans la modélisation des émissions unitaires se justifie aussi par la relative dispersion du nuage des points de mesure de trafic que la vitesse ne suffit pas à expliquer.

Il semble aussi nécessaire de travailler sur les comportements individuels (les profils cinématiques). Nous nous sommes dans un premier temps contentés d'assimiler les comportements individuels aux

mesures macroscopiques de trafic. Le trafic mesuré par chaque station est censé être représentatif du trafic sur l'ensemble du tronçon correspondant. Les implications d'une telle simplification sont les suivantes :

- une vitesse identique pour tous les véhicules d'un même tronçon à chaque instant, et
- une variation instantanée de vitesse (ou une accélération infinie) pour chaque véhicule franchissant la séparation de deux tronçons et au moment séparant deux périodes de mesure. Une solution consisterait à définir des distributions statistiques des comportements individuels.

Enfin il serait ultérieurement intéressant de tenir compte, pour l'évaluation des émissions relative à un tronçon et une période, des mesures de trafic relatives aux tronçons et périodes voisines (avant et après dans une logique descriptive, avant seulement dans une logique explicative).

5.5 Application du modèle

L'étude de l'influence des conditions de circulation sur les émissions s'est circonscrite à quelques journées d'observation des mois de mars et d'avril 1995¹², soient environ 3 millions de mesures 6'.

Nous pourrions alors évaluer les variations d'une journée sur l'autre et sur l'ensemble du réseau, de la quantité quotidienne de trafic, des émissions quotidiennes, et de la partition quotidienne des conditions de circulation¹³.

On s'attachera ensuite à traduire la sensibilité des émissions quotidiennes sur l'ensemble du réseau à la répartition des conditions de circulation.

6. Formalisation graphique du comportement du CO₂ (analyse α -temporelle et α -spatiale)

Considérons le cas du CO₂ (dont l'allure des émissions est semblable à celle de la consommation). Les émissions générées par tronçon (de longueur donnée) et par période (figure 10) sont données par le produit (Eu * N) et proportionnelles au produit (Eu * Q). Rappelons la forme de la courbe débit(vitesse moyenne)¹⁴ (figure 9) :

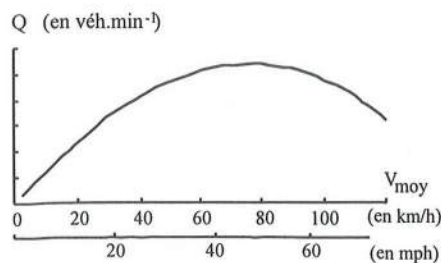


Figure 9 : Courbe débit-vitesse (vitesse moyenne de temps)

¹² sans et avec vacances scolaires, durée d'ensoleillement moyenne, hors début et fin de l'année de travail

¹³ On a défini pour cela des catégories d'écoulement

¹⁴ Le débit fonction de la vitesse a été établi à partir du modèle de Greenshields. On a utilisé la formule : $\frac{TO}{100} = 1 - \frac{V}{150}$ (avec V en km/h)

Les deux courbes précédentes présentent des variations opposées. Le « produit » de ces deux courbes est le suivant :

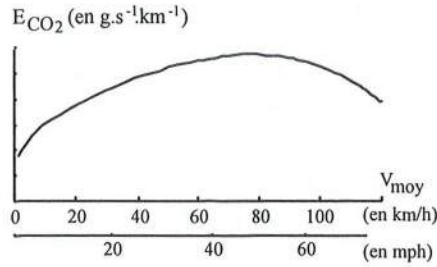


Figure 10 : Flux linéique de CO₂ par unité de temps

Des émissions unitaires et du débit, c'est le second qui impose le sens de variation de la courbe des flux linéiques de CO₂ par unité de temps. Les émissions totales maximales correspondent à peu près aux émissions unitaires minimales.

Hormis l'absence de véhicule sur la chaussée, situation correspondant sur la graphe à une vitesse moyenne très élevée ($V_{moy} > 130$), la saturation complète ($V=0$) apparaît pour les riverains comme la meilleure situation.

Peut-on alors dire qu'un écoulement saturé est « plus propre » qu'un écoulement fluide (ce qui irait à l'encontre du sens commun) ? Non, car l'analyse appelle la prise en compte de la dimension spatiale.

6.1 La spatialité du problème

En effet, le temps nécessaire à l'écoulement d'un ensemble de véhicules donné et pour une distance à parcourir donnée, dépend des conditions de circulation.

Il semble donc nécessaire d'étudier les perturbations dans leur totalité, plutôt que de les circonscrire, plus ou moins artificiellement, aux unités de temps et d'espace.

A titre d'exemple, une saturation stable dans le temps et l'espace (ce qui impose des conditions strictes sur les débits et les vitesses) ne modifie pas sensiblement les émissions de CO₂.

6.2 La temporalité du problème

Ce n'est là encore qu'une conclusion partielle ; La congestion, en réduisant le débit, peut forcer des usagers à quitter le réseau (ou les empêcher d'y accéder), c'est-à-dire diminuer le trafic. Les émissions, tant totales que par unité de temps, pourraient alors être plus faibles.

Cela nécessitera donc l'introduction de la dimension temporelle.

7. Conclusion

Les outils sont désormais en place pour nous permettre de répondre aux questions posées. Il reste néanmoins toute l'exploitation des données, à faire convenablement, c'est-à-dire rigoureusement et le plus exhaustivement possible.

8. Références bibliographiques

- [1] Joumard, R. et al., *Emissions unitaires de polluants de véhicules légers*, rapport INRETS, n° 116, 65 p. + annexes.
- [2] Cohen, S., *Ingénierie du trafic routier*, Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 1990, 246 p.
- [3] Goodwin, P.-B., *Comprendre la congestion*, RTS, n° 24, déc. 89.
- [4] Schattanek, J. et al, *Evaluation de la pollution d'origine automobile dans les grandes agglomérations*, RTS, n° 32, déc. 91, pp. 96-100.
- [5] Alauzet, A. et al, *POLLEN : Modèle d'inventaire des émissions de polluants du trafic routier aux niveaux national et départemental*, Rapport INRETS, n° 93, avril 1989, 66 p.
- [6] Joumard, R., *Séquences cinématiques représentatives du trafic automobile français*, RTS, n° 12, déc. 1986.
- [7] Renaudot, C., *Estimation des émissions de polluants atmosphériques d'origine automobile sur la région parisienne. Profils temporels d'émission*, mémoire de DEA, DEA Sciences et Techniques de l'Environnement, ENPC, 1989, 31 p.
- [8] *Recensement de la circulation dans la région d'Ile-de-France en 1989*, DREIF, SIER, groupe étude et exploitation, unité analyse-évaluation-suivi, 4 p., 2 cartes.
- [9] Takashi OGUCHI, Masaaki TANIGUCHI et Hirohisa MORITA, *A method to calculate vehicle fuel consumption allowing for traffic stream fluctuation*, Actes du 2^d congrès mondial sur les systèmes de transports intelligents, 9-11 novembre 1995, Yokohama, pp. 2111-2116.
- [10] Jean-Pierre ORFEUIL, *Les budgets Énergie Transport : un concept, une pratique, des résultats*. RTS, n° 2, pp. 23-29.

MESURE ET EXPLOITATION DE PARAMÈTRES PHYSIQUES EN MILIEU LACUSTRE

Pierre-Emmanuel BOURNET *CERGRENE ENPC-ENGREF, 6-8 avenue Blaise Pascal,
F 77455 MARNE LA VALLEE cedex 2*

Résumé

L'importance de la mesure en limnologie est manifeste. La connaissance des écosystèmes lacustres ne peut en effet aboutir par la seule voie de la modélisation. L'approche de terrain constitue souvent l'unique moyen de découvrir, puis d'appréhender des mécanismes mal connus.

Seuls les aspects physiques sont abordés ici. Il est en effet reconnu que le fonctionnement physique influe fortement sur le fonctionnement écologique et que son étude peut être entreprise de manière quasi-indépendante du compartiment écologique.

Les campagnes de mesures menées sur le lac du Bourget (Savoie) se sont focalisées sur l'étude de deux mécanismes fortement dépendants de la stratification thermique : les courants de densité associés à l'entrée des affluents dans le lac d'une part, les ondes internes, ou seiches d'autre part. Pour répondre à ces objectifs, plusieurs paramètres ont été mesurés : la température dans la colonne d'eau, la vitesse des courants, la température dans la Leysse, principal affluent du lac du Bourget, et les paramètres météorologiques comme la température de l'air ou la vitesse du vent. Ces données ont été acquises à l'aide de capteurs enregistrant en continu, ce qui permet d'examiner des processus survenant sur de longues périodes.

Les données ont été exploitées en suivant deux approches : l'une basée sur l'analyse directe des mesures, l'autre basée sur la modélisation mathématique.

On montre que la mesure et la modélisation mathématique sont complémentaires : la première fournit les entrées et les orientations de la seconde tandis que la seconde remplit les fonctions d'outil d'aide à la réflexion, d'instrument de prédiction et enfin de moyen de réajustement de la stratégie expérimentale.

1 Introduction

Le développement des activités humaines s'est accompagné d'un accroissement important des rejets urbains et industriels. Faute de structures appropriées de traitement ou de réduction des émissions à la source, les effluents ont souvent été rejetés directement dans le réseau hydrographique.

Les lacs ont particulièrement souffert de cette absence de mesure, les rejets de phosphates favorisant la prolifération d'espèces algales à mode de multiplication rapide et concourant à l'eutrophisation. La prise de conscience de l'importance économique, culturelle et sociale des écosystèmes aquatiques a conduit à mettre en place de vastes programmes de restauration des milieux naturels affectés : lac Biwa, lac Ontario, lac de Tibériade ... (BITEX, 1994; Serruya *et al.*, 1984)

Dans le lac du Bourget (Savoie), la charge excessive en nutriments déversée au début des années 60 a progressivement dégradé la qualité de ses eaux. Des ouvrages d'interception et de dé-

viation des eaux usées ont été construits dès le début des années 80 (Feuvrier & Mistral, 1990). Les apports d'azote minéral et de phosphore total ont ainsi pu être réduits respectivement de 70% et 50%. Pourtant, ces charges sont encore considérées comme supérieures aux charges admissibles pour le lac, et l'amélioration de la qualité de l'eau n'atteint pas encore les objectifs escomptés.

La modification de la charge en nutriments a perturbé les équilibres physico-chimiques et biologiques existants. Un nouveau programme de recherche faisant suite aux travaux de (Vinçon-Leite, 1991) a alors été lancé en 1993 pour analyser et quantifier ces modifications et leurs interactions. Ce programme comporte un volet micro-biologie, un volet physico-chimie et un volet physique. Nous nous focaliserons ici essentiellement sur les processus physiques qui concourent à l'établissement de la structure thermique et hydrodynamique et nous précisons leur rôle dans le transport des masses d'eau et dans le mélange. L'approche de terrain marque une étape essentielle de l'étude car elle constitue le seul moyen d'identifier les mécanismes physiques prépondérants. L'enjeu de la mesure ne se limite donc pas seulement à l'acquisition de données d'entrées pour les modèles, mais se doit aussi de permettre l'identification des processus à modéliser. L'accent est mis plus particulièrement sur deux processus :

- Les **courants de densité** qui constituent les principaux vecteurs des substances polluantes apportées par la Laysse, notamment lors des crues (Vinçon-Leite *et al.*, 1995) ;
- Les **ondes internes** qui engendrent des déplacements importants des couches d'eau et affectent fortement les distributions de nutriments et de biomasses (Lemmin & Mortimer, 1986). Les courants de fond associés à ces mouvements internes peuvent en plus favoriser la dilution ou la remise en suspension des nutriments en transportant les produits de la décomposition bactérienne à l'intérieur de la colonne d'eau (Münlich, 1994).

Dans un premier temps, on définit la stratégie expérimentale mise en place sur le lac du Bourget avant d'aborder l'exploitation des données par analyse directe ou modélisation mathématique.

2 La mesure dans le lac du Bourget

Le protocole de mesure utilisé sur le lac du Bourget a été défini en relation avec les objectifs décrits précédemment à savoir : étudier deux phénomènes particuliers survenant à l'échelle de la semaine sur des distances de l'ordre du kilomètre.

2.1 Caractéristiques du lac

Le lac du Bourget est le plus grand lac situé entièrement en France : longueur 18 km, largeur 3 km, profondeur maximale 145 m, volume approximatif 3.5 km³. Le lac a une forme allongée, orientée approximativement suivant un axe nord-sud. Il peut être considéré comme formé de deux bassins : celui du nord (profondeur 145 m) et celui du sud (profondeur 110 m). Une plate-forme littorale peu profonde s'étend sur le pourtour est du lac. Le talus situé à l'ouest, en revanche, est beaucoup plus pentu. Des montagnes parallèles aux rives le protègent des vents transversaux (hors épisode exceptionnel) de sorte que la plupart des vents sont orientés suivant l'axe principal nord-sud. Le bilan hydrologique du lac est dominé par la Laysse dont le débit

moyen est de l'ordre de $8.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ et dont les crues atteignent $150 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Le débit moyen annuel du Sierroz est de $3.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ avec des pointes à $30 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. A eux deux, la Leysse et le Sierroz contribuent pour plus de 70 % du débit transitant dans le lac.

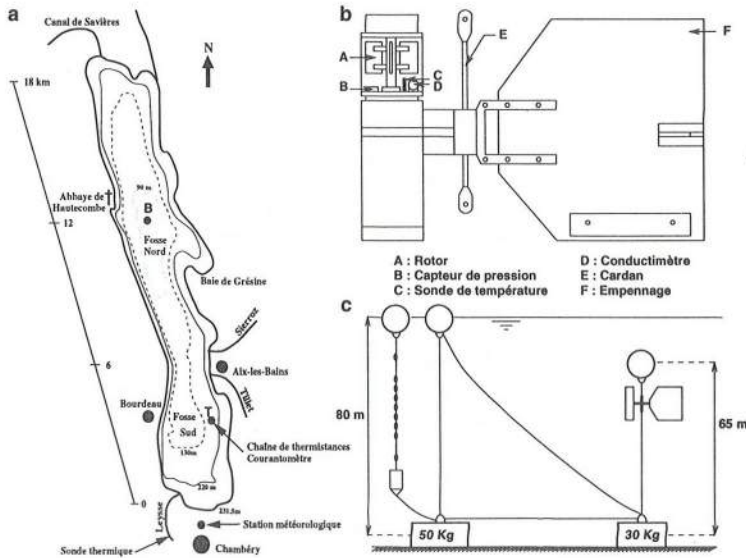


FIG. 1 – (a) Points de mesures dans le lac du Bourget, (b) Schéma du courantomètre, (c) Dispositif d'installation du courantomètre et de la chaîne de thermistances dans le lac.

2.2 Définition des points de mesure

Le choix des points de mesures a été motivé par les objectifs précités. Cependant, des contraintes nous ont conduits à réviser notre démarche. Ces contraintes incluent en particulier les zones de pêches (qui couvrent la majeure partie du lac et où les instruments ne peuvent être implantés en permanence), et les limites de capacité du bateau (qui imposent des restrictions sur le volume et le poids du matériel utilisé).

Depuis 1969 le point B (Fig. 1), ou point central, qui se situe dans la zone de plus grande profondeur, a été suivi par l'INRA (1969-1979), le CEMAGREF (1975-1983), et la cellule technique du lac du Bourget depuis 1984. Il fait encore à l'heure actuelle l'objet de mesures de profils de température, conductivité et oxygène dans le cadre d'un suivi allégé.

Un second point de référence, le point T, a été défini à proximité de la rive est du lac, au sud d'Aix-les-Bains. Ce point a été retenu pour y installer des instruments amarrés en permanence au fond du lac car il se situe en dehors des zones de pêche et sur la trajectoire présumée du panache de la Leysse.

Le suivi de la rivière a été effectué au niveau d'un seul point de mesure. Ce point présente l'avantage d'être localisé à proximité de l'embouchure de la Leysse et très près des locaux de l'Université de Savoie. Nous y avons installé une sonde thermique.

La construction de l'aéroport de Chambéry sur la commune de Voglans a favorisé l'implan-

tation d'un centre Météo France. Nous considérerons que les données fournies par ce centre sont représentatives du climat qui règne sur le lac bien que le relief autour du lac influence certainement les résultats. Nous disposons en particulier des données de vent (module et direction) et de température.

2.3 Matériel utilisé

Les températures dans le lac ont été acquises avec une chaîne de thermistances constituée de 9 capteurs répartis inégalement entre 10 et 50 m (Aanderaa, 1991). Les températures et la pression au fond sont mesurées avec une résolution de 0,03°C et 0,1%. La température dans la Leysse a été mesurée avec une sonde thermique de type Pt100 de résolution 0,1°C connectée à une centrale d'acquisition SAB600. Le courantomètre de type TR7 (Aanderaa) fonctionne sur le principe du rotor à hélice dont le nombre de rotations permet de déterminer la vitesse horizontale du courant. L'empennage, fixé au bloc enregistreur, s'aligne avec le courant, dont la direction est alors donnée par un compas magnétique logé dans le boîtier. Les capteurs météo mesurent la vitesse du vent, sa direction et la température de l'air avec des résolutions respectives de 0,1 m/s, 10°, et 0,1°C et un pas de temps de 6 minutes.

3 Exploitation des données

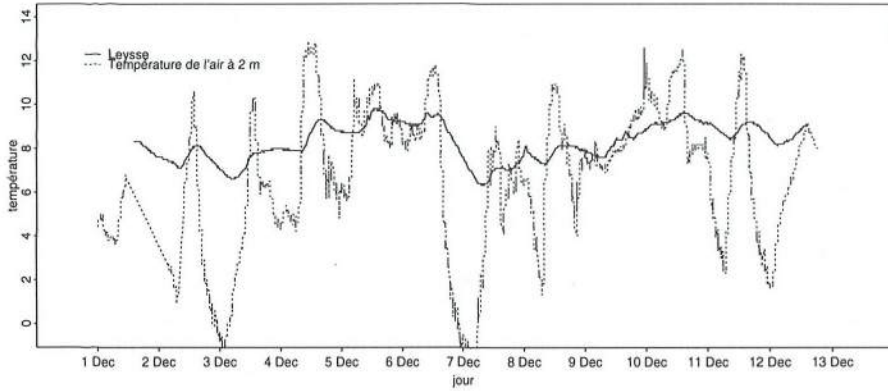
Les données météorologiques sont fournies par Météo France depuis avril 1994. Le suivi de la température de la Leysse est disponible en continu depuis novembre 1994. La chaîne de thermistances fonctionne depuis février 1994. Le courantomètre quant à lui n'a été implanté dans le lac qu'en mai 1995. Ceci représente un volume considérable de données qui permet d'ores et déjà de faire des comparaisons inter-annuelles. Cependant, pour illustrer notre propos, nous ne présentons que les données recueillies durant la première quinzaine de décembre 1994.

3.1 Courants de densité

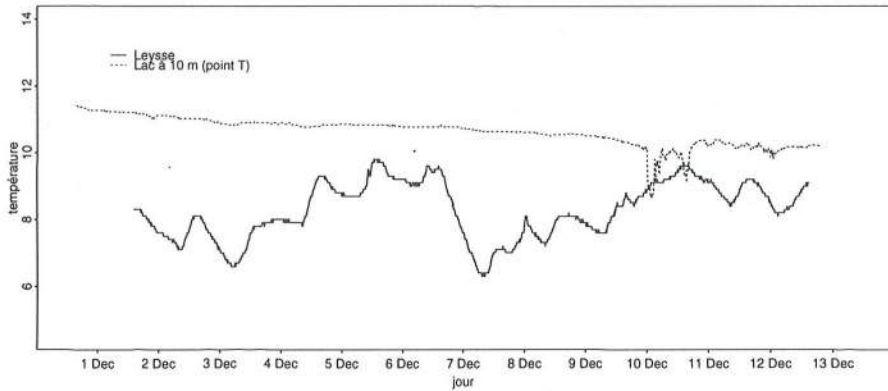
Lorsque la Leysse rencontre les eaux relativement stagnantes du lac du Bourget, elle se trouve confrontée à un milieu de température, et donc de densité légèrement différente de la sienne. Trois configurations peuvent alors exister. Si l'eau de la rivière est plus dense que celle du lac, elle plonge au fond et poursuit sa course dans son chenal morphologique. Si la rivière atteint une profondeur pour laquelle sa densité est égale à celle de l'eau ambiante du lac, le panache se sépare du fond et se propage horizontalement en formant une intrusion. Enfin, il existe des cas où l'eau de la rivière est plus légère que l'eau de la couche de surface du lac. Elle forme alors un courant de surface.

La Fig. 2 compare la température de l'air enregistrée à 2 m ainsi que la température du lac à 10 et 50 m (lignes pointillées) à la température de la Leysse (ligne continue). Durant la période d'acquisition, bien que la température de l'air connaisse des variations diurnes très importantes (plus de 12°C les 6 et 7 décembre), la température de la rivière ne varie que dans une plage comprise entre 6 et 12°C avec une valeur moyenne de 8°C environ et il n'est pas manifeste que la température de la rivière suit la même tendance que celle de l'air. La comparaison de la température de la Leysse avec celle du lac indique que la plupart du temps, la Leysse est plus froide que l'eau du lac à 10 m, mais plus chaude qu'à 51 m. Par conséquent, le courant de densité

Températures de la Leysse et de l'air entre le 30 nov. 1994 et le 12 déc. 94



Températures de la Leysse et du Lac à 10 m entre le 30 nov. 1994 et le 12 déc. 94



Températures de la Leysse et du Lac à 51 m entre le 30 nov. 1994 et le 12 déc. 94

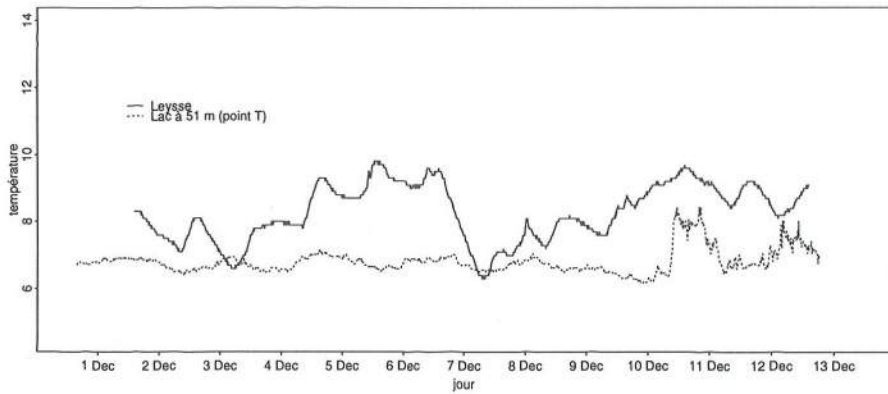


FIG. 2 – Comparaison de la température de la Leysse avec celle de l'air (2 m) et celle du lac au point T (à -10 m et -51 m) entre le 30 novembre et le 12 décembre 1994

oscille probablement entre ces deux profondeurs, atteignant 51 m les 3 et 7 décembre, et 10 m le 10 décembre. Il importe néanmoins de noter que dans une telle analyse, on fait abstraction du mélange de la rivière avec l'eau du lac, et donc de la modification de sa température moyenne. Dans ce cas précis, l'eau de la Leysse rencontre de l'eau de température plus élevée que la sienne lorsqu'elle pénètre dans le lac. De ce fait, sa température moyenne croît lors de sa propagation et le courant de densité se trouve probablement au dessus de l'isotherme 8°C.

Plusieurs modèles ont été mis en oeuvre pour analyser la propagation de la Leysse dans le lac du Bourget (Fig. 3). Le choix de ces modèles a été fixé en fonction des caractéristiques géométriques du courant de densité *i.e.* l'étape de plongée est essentiellement régie par la structure de la stratification thermique et par conséquent peut être considérée comme un processus essentiellement bidimensionnel vertical ; tandis que l'étape de propagation après décollement peut être considérée comme essentiellement bidimensionnelle horizontale. Ces modèles permettent d'accéder à des caractéristiques du courant de densité comme la profondeur aux points de plongée et décollement, ou l'entraînement.

- Le modèle à tube de courant (Fig. 3a) est employé pour décrire la trajectoire de la rivière lors de sa plongée, puis de sa propagation dans un plan horizontal. Il utilise une approche dans laquelle toutes les variables physiques sont moyennées sur la section transversale du panache. Les équations de masse et de quantité de mouvement intégrées sur la section de la rivière sont exprimées dans le repère local tournant (ξ, η) où ξ est la coordonnée suivant la direction du courant, et η , la coordonnée normale à la direction du courant.
- Le modèle 2D vertical (Fukushima & Watanabe, 1990) prédit les positions des points de plongée et de décollement ainsi que l'épaisseur de l'intrusion (Fig. 3b). Il est basé sur la résolution des équations de Navier-Stokes moyennées au sens de la turbulence. La fermeture du système est assurée par l'ajout de deux équations de transport de l'énergie cinétique turbulente k et de la dissipation ε . Les termes de flottabilité appropriés sont ajoutés aux équations de quantité de mouvement, de k et de ε (Bournet *et al.*, 1996a).
- Le modèle 2D horizontal (Fig. 3c) décrit la trajectoire de l'intrusion après décollement. Il considère que l'approximation hydrostatique est valable et résout les équations de Navier-Stokes moyennées suivant la verticale dans la tranche de propagation de la rivière (Bournet *et al.*, 1996c).

Le fonctionnement de ces modèles est subordonné aux données expérimentales qui en constituent les entrées. Les modèles à tube de courant et 2D vertical requièrent la connaissance du débit et de la température de la rivière ainsi que de la stratification dans le lac. Le modèle 2D horizontal quant à lui fonctionne indépendamment des données expérimentales puisqu'il reprend les résultats du modèle 2D vertical.

Notre but n'est pas ici d'explicitier ces modèles. Une description détaillée figure dans la thèse de Bournet (1996). Le modèle à tube de courant montre clairement que le panache suit le fond de manière quasi-rectiligne avant de se détacher à 22 m environ et de virer sur sa droite sous l'effet de la force de Coriolis (Bournet *et al.*, 1996c). Le modèle 2D vertical indique une profondeur au point de plongée de 8,9 m, une profondeur au point de décollement de 30 m (supérieure à celle calculée par le modèle à tube de courant), une épaisseur d'intrusion de 13 m et un débit correspondant de l'ordre du double du débit d'entrée. Enfin, le modèle 2D horizontal rend bien compte de l'accumulation de particules sur la droite du panache déjà observée lors d'une crue antérieure.

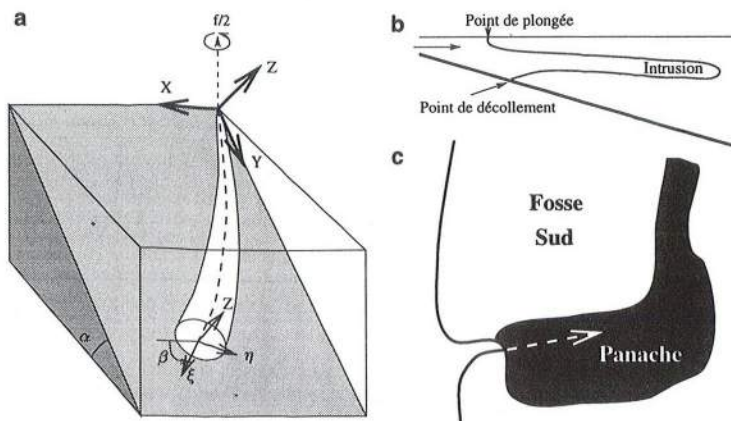


FIG. 3 – (a) *Modèle à tube de courant*, (b) *Modèle 2D vertical*, (c) *Modèle 2D horizontal*.

La position prise par la rivière est conforme à celle prédite par l'analyse des données disponibles. Pourtant, le calage des modèles n'a pas encore été effectué car des données telles que le débit de la Leyse (estimé à $15 \text{ m}^3/\text{s}$ pour les simulations à partir de chroniques antérieures) ou encore la concentration d'un traceur passif (*i.e.* une entité chimique non réactive transportée exclusivement par la rivière) sont manquantes pour l'instant. De plus, les campagnes de mesures entreprises ne permettent pas encore de cerner le panache dans les trois directions de l'espace et nous n'avons pas pu vérifier la trajectoire de la rivière prédite par les modèles.

3.2 Ondes internes

Les données présentées ci-après (Fig. 4) sont les données brutes enregistrées par les appareils d'acquisition décrits au paragraphe 2.3. Ces données n'ont pas été traitées ou filtrées car les signaux qui nous intéressent ont une amplitude bien supérieure aux bruits.

Durant la majeure partie de la campagne, des vents de faible intensité provenant principalement du sud ont soufflé. Un épisode de vent durable est pourtant survenu le 9 décembre avec des pointes atteignant 11 m/s . Alors que jusqu'à cette date, une structure oscillante probablement initiée par des coups de vent successifs au mois de novembre existait dans le lac, à partir du 9 décembre, cette structure disparaît pour laisser place à des oscillations de forte amplitude qui désorganisent la structure thermique de la colonne d'eau. L'uniformité de la température à 10 m indique que le capteur se situe dans la zone mélangée. L'écrêtage des pics de la série enregistrée à 23 m traduit le passage intermittent du capteur dans la couche de mélange. Cet écrêtage n'étant plus visible à 26 m , on peut penser que l'épilimnion s'étend jusqu'à une profondeur d'environ 20 m .

La méthode d'analyse des données expérimentales est explicitée sur la figure 5. Elle met en jeu une technique de traitement du signal d'une part, de la modélisation mathématique d'autre part.

La Fig. 6 présente la répartition spatiale de la puissance (proportionnelle au carré de l'amplitude des oscillations) en fonction de la profondeur obtenue par interpolation linéaire des spectres

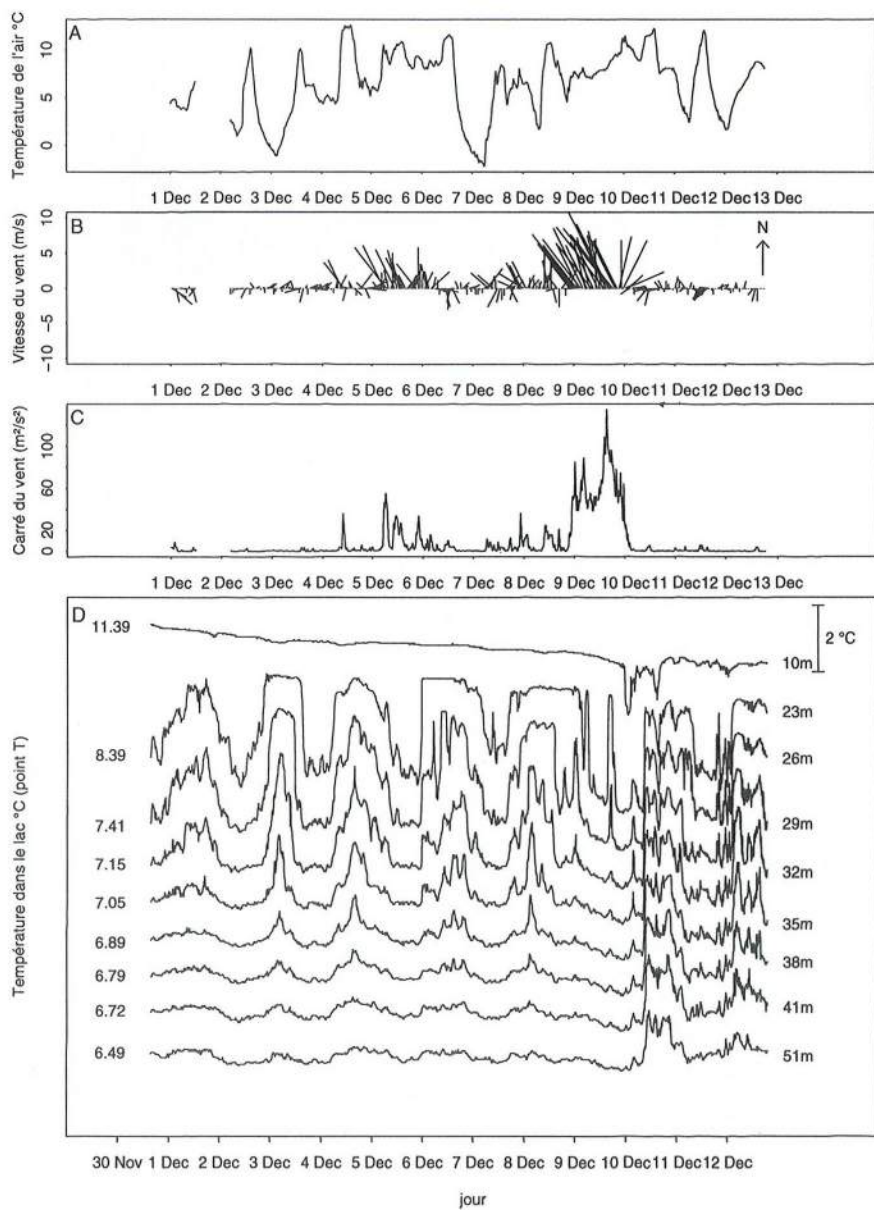


FIG. 4 – Evolution de la température de l'air (A), des vitesses du vent (B et C) et des températures dans le lac (D), décembre 1994.

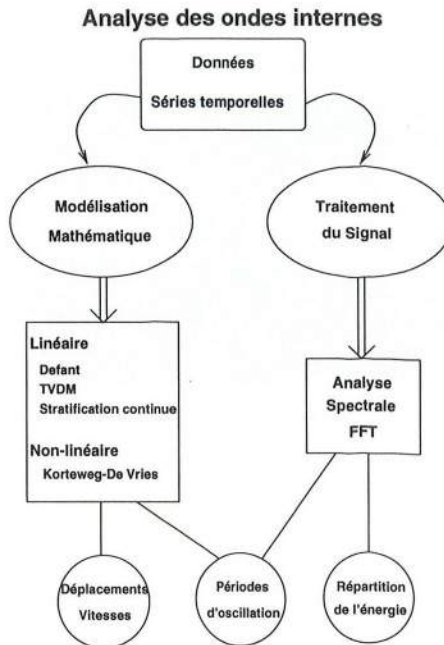


FIG. 5 – Schéma descriptif de la démarche utilisée pour l'analyse des ondes internes.

calculés pour chaque capteur avec une méthode de type FFT (*Fast Fourier Transform*). Le spectre présente un pic marqué au voisinage de 40 h qui témoigne de l'existence d'un premier mode de seiche de bassin. L'énergie est concentrée dans une région de faible épaisseur située entre 20 et 30 m correspondant au métalimnion.

Plusieurs modèles mathématiques ont aussi été utilisés pour décrire les ondes linéaires en terme de période, de déplacement de l'interface de densité et de vitesses horizontales (Bournet *et al.*, 1996b). Les modèles de Defant (Mortimer, 1979) et TVDM (Horn *et al.*, 1986) approximent le lac par un système à deux couches homogènes. Le premier prend en compte la variation de la section transversale tandis que le second ne considère que la variation de profondeur suivant l'axe du lac. Le modèle à stratification continue, en revanche utilise le profil réel de température mais assimile le lac à un parallélogramme rectangle. Les trois modèles donnent des résultats similaires (Tab. 1 et Fig. 7) en accord avec ceux de l'analyse spectrale. L'origine de l'axe horizontal se situe à l'extrémité sud du lac. Les vitesses maximales correspondantes sont calculées pour un déplacement maximal de l'interface de 1 m. La survitesse observée dans l'hypolimnion par la méthode de Defant est attribuée à l'étranglement de l'écoulement à hauteur d'Aix-les-Bains (Fig. 7a) que seule cette méthode intègre dans le calcul. L'ordre de grandeur de ces vitesses est bien supérieure à la vitesse débitante de la rivière (<mm/s), ce qui implique que les mouvements de masse d'eau dans le lac sont essentiellement gouvernés par les seiches. Le modèle à stratification continue (Fig. 7b) offre en plus l'avantage de déterminer le champ de vitesse maximale horizontale, lequel permet d'accéder à un paramètre important du mélange : le nombre de Richardson $Ri = \frac{N^2}{(\frac{\partial u}{\partial z})^2}$ où N est la fréquence de Brünt Väisälä (qui quantifie l'intensité de la stratification) et u , la vitesse longitudinale. Ri exprime le rapport des effets stabilisants de la flottabilité sur les effets destabilisants du cisaillement turbulent. Pour des valeurs de

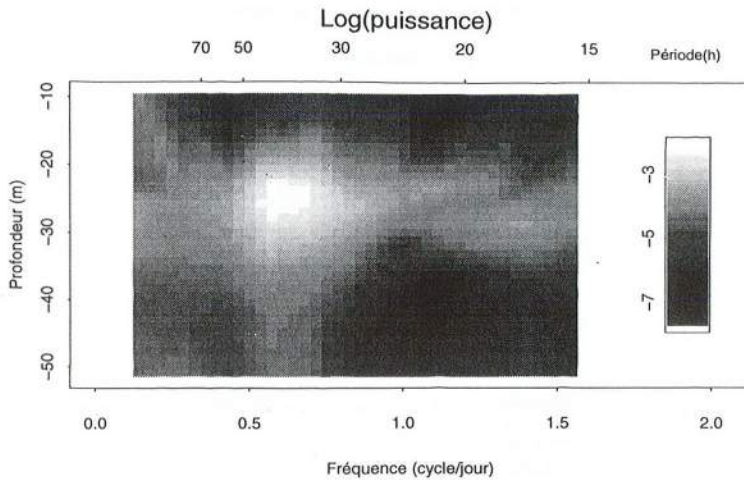


FIG. 6 – Spectre de puissance 30 novembre-7 décembre 1994.

$Ri < .25$, l'écoulement devient instable. Dans le cas présent, moyennant une amplitude d'oscillation de 6 m, nous trouvons des valeurs minimales de Ri de l'ordre de 3, ce qui laisse supposer que le mélange a peu de chance de se produire. On ne peut pourtant pas exclure que le mélange survienne localement où de forts gradients de température produisent un cisaillement important que l'échelle spatiale utilisée dans la résolution numérique ne permet pas de détecter. La caractérisation du mélange revêt une importance particulière car il gouverne les échanges de masses d'eau dans le lac et donc les transferts de nutriments susceptibles de se produire entre l'hypocentre et l'épilimnion (Ostrovsky *et al.*, 1996).

	Période (h)	v_{1max} (cm/s)	v_{2max} (cm/s)
Defant	39,2	6,8	2,6
Horn <i>et al.</i>	36,9	5,6	1,2
Stratification continue	37,2	5,4	1,8

TAB. 1 – Périodes du 1^{er} mode horizontal et vitesses horizontales maximales correspondantes dans l'épi- (v_{1max}) et l'hypolimnion (v_{2max}).

Nous ne disposons malheureusement pas des données du courantomètre durant le mois de décembre 1994 car cet instrument n'a été installé dans le lac qu'en mai 1995. Nous présentons à défaut sur la Fig. 8 une comparaison entre les enregistrements de vitesses d'octobre 1995 et de janvier 1996. En octobre, le lac était stratifié tandis qu'en janvier, il était mélangé. Il est difficile d'extraire une périodicité du champ de vitesse. Les graphes mettent néanmoins en évidence une nette diminution de la vitesse moyenne entre les deux périodes d'enregistrement qui est conforme aux théories d'ondes internes.

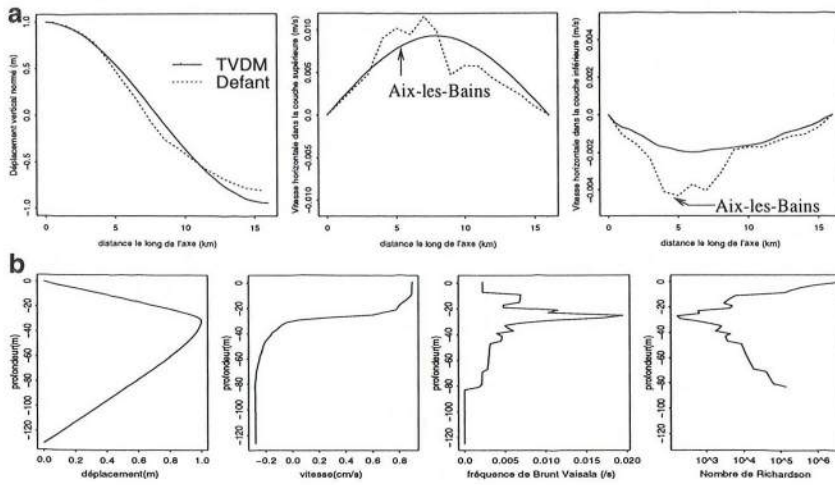


FIG. 7 – (a) Modèles à 2 couches et (b) Modèle à stratification continue.

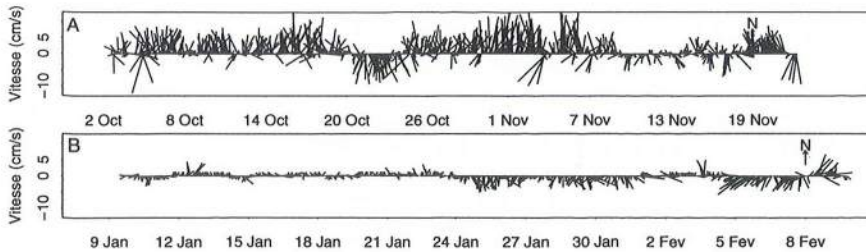


FIG. 8 – Enregistrements de vitesse à 10 m au point T. A : automne 1995, B : hiver 1996.

4 Conclusions

Depuis plusieurs années, le CERGRENE pratique une politique de développement des approches de terrain qui a été illustrée ici à travers l'exemple du lac du Bourget. On a cherché à mettre l'accent sur l'utilisation qui pouvait être faite de la mesure dans une perspective de modélisation.

Le choix des appareils de mesure a été motivé par les processus que nous souhaitons observer et leurs échelles de temps et d'espace (la semaine et le kilomètre). La répartition des capteurs de température sur la chaîne de thermistances s'est avérée bien adaptée pour les périodes où la thermocline est située entre 20 et 40 m. Par contre, en été, lorsque la thermocline est à moins de 15 m, cette répartition n'est pas très adéquate.

Les progrès importants en instrumentation permettent désormais d'étudier des échelles beaucoup plus petites et il est possible d'avoir une approche fine des microstructures de la turbulence et de l'échelle de dissipation. Il existe en effet maintenant des capteurs de température à faible temps de réponse ($\simeq 10$ ms) qui mesurent les fluctuations de température à des échelles inférieures à celle de Batchelor. L'analyse spectrale permet d'accéder à l'échelle de Batchelor, laquelle est utilisée pour estimer la dissipation de l'énergie cinétique turbulente. Il sera aussi possible avec les nouvelles chaînes de thermistances de précision inférieure à $0,005^\circ\text{C}$ d'estimer la cascade de flux d'énergie par le biais du nombre d'onde du champ d'ondes internes. De même les courantomètres à hélice avec un seuil de détection de l'ordre de 2 cm/s sont progressivement remplacés par des vélocimètres acoustiques à effet Doppler qui permettent de dresser des profils de vitesse dans des milieux très calmes comme les lacs. L'un des atouts majeurs de cette technique est son caractère non-intrusif qui garantit une mesure exempte d'erreur liée à la perturbation de l'écoulement par l'appareil. A court terme, ces appareils pourront mesurer le champ de vitesse à des échelles horizontales de l'ordre de la dizaine de mètres et des échelles verticale de l'ordre de la dizaine de centimètres.

Enfin, la miniaturisation de ces instruments permet désormais une implantation aisée sur site à partir d'embarcations légères, ce qui réduit foncièrement les coûts des campagnes qui nécessitaient auparavant des infrastructures lourdes.

Références

- Aanderaa (1991). Operating manual for temperature profile recorder models 7 and 8. Technical report, Aanderaa instruments, Bergen, Norway.
- BITEX (1994). Bitex symposium workshop. In *Short papers 5-9 November 1994*, Uchidehama 1-10, Otsu, Shiga, Japan. BITEX Organizing Committee.
- Bournet, P.E. (1996). *Contribution à l'étude hydrodynamique et thermique du lac du Bourget : Courants de densité et ondes internes*. Thèse de Doctorat, Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts, Paris.
- Bournet, P.E., Dartus, D., Tassin, B. & Vinçon-Leite, B. (1996a). Numerical investigation of plunging density current. *J. Hydr. Eng.*, submitted:submitted.

- Bournet, P.E., Dartus, D., Tassin, B. & Vinçon-Leite, B. (1996b). Ondes internes du lac du Bourget : analyse des observations par des modèles linéaires. *Revue des sciences de l'eau*, 9:247–266.
- Bournet, P.E., Tassin, B., Vinçon-Leite, B. & Dartus, D. (1996c). Inflow dynamics in lakes : Observations and analysis with numerical modeling. *Aquatic Sciences*, submitted.
- Feuvrier, J. & Mistral, R. (1990). Opérations de dépollution du lac du Bourget engagées depuis 1973. *T.S.M.-L'EAU*, 7-8:349–352.
- Fukushima, Y. & Watanabe, M. (1990). Numerical simulation of density underflow by the $k-\epsilon$ turbulence model. *J. Hydrosc. Hydr. Eng.*, 8:31–40.
- Horn, W., Mortimer, C. H. & Schwab, D. J. (1986). Wind-induced internal seiches in lake Zürich observed and modeled. *Limnol. Oceanogr.*, 31:1232–1254.
- Lemmin, U. & Mortimer, C. H. (1986). Test of an extension to internal seiches of Defant's procedure for determination of surface seiche characteristics in real lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 31:1207–1231.
- Mortimer, C. H. (1979). Strategies for coupling data collection and analysis with dynamic modelling of lake motion. In *Hydrodynamics of lakes*, pages 183–231, ?? W. H. Graf and C. H. Mortimer. Elsevier.
- Münnich, M. (1994). The influence of bottom topography on internal seiches in continuously stratified media. In *Fourth international symposium on stratified flows*, L.E.G.I.-I.M.G., Grenoble, France. E. Hopfinger, B. Voisin, G. Chavand, Grenoble, France.
- Ostrovsky, I., Yacobi, Y.Z., Walline, P. & Kalikham, I. (1996). Seiche-induced mixing : Its impact on lake productivity. *Limnol. Oceanogr.*, 41:323–332.
- Serruya, S., Hollan, E. & Bitsh, B. (1984). Steady winter circulations in lakes Constance and Kinneret driven by wind and main tributaries. *Arch. Hydrobiol.*, 70:33–110.
- Vinçon-Leite, B. (1991). *Contribution de la modélisation mathématique à l'étude de la qualité des lacs sub-alpins: Le lac du Bourget (Savoie)*. Thèse de Doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. 247p.
- Vinçon-Leite, B., Tassin, B. & Jaquet, J. M. (1995). Contribution of mathematical modeling to lake ecosystem understanding: Lake Bourget (Savoy, France). *Hydrobiologia*, 300/301:433–442.

EXPLOITATION DE DONNÉES PLUVIOMÉTRIQUES EN ZONE URBAINE : CAS DE LA SEINE-SAINT-DENIS

Christian ROUX, *CERGRENE, ENPC/ENGREF, Cité Descartes*
6-8 avenue Blaise Pascal, 77455 Marne-la-Vallée Cedex

Résumé

Le Département de la Seine-Saint-Denis gère, depuis plus de 20 ans, un réseau de pluviomètres enregistreurs comportant aujourd'hui 24 appareils avec une densité moyenne de 1 poste pour 10 km². Ces mesures sont exploitées en association avec un radar météorologique pour la gestion en temps réel du réseau d'assainissement. Elles sont ensuite employées pour le diagnostic d'événements à la suite de dysfonctionnements tels que des déversements excessifs vers le milieu naturel ou des inondations. Elles font enfin l'objet d'études statistiques visant à rattacher le dimensionnement des ouvrages pluviaux à un risque de défaillance. En raison du peu de connaissance que l'on avait des processus de précipitation, on ne pouvait pas à l'époque relier a priori le besoin de mesure aux objectifs que l'on poursuivait. Mesures et applications se sont donc développées parallèlement en interaction réciproque. On retrace ce cheminement dans l'exposé avant de distinguer deux grands types d'exploitation : l'analyse d'événements particuliers (temps réel, diagnostic) puis plus spécialement le risque pluvial. La statistique des intensités moyennes maximales (courbes IDF) est décrite à l'aide d'une méthode d'analyse régionale. On donne quelques résultats relatifs aux incertitudes d'estimation, à la variabilité géographique du risque, et à ses fluctuations saisonnière et diurne.

1. La mesure des précipitations en hydrologie urbaine

La gestion des eaux pluviales s'appuie sur la connaissance de leur régime d'écoulement en tout point du système de drainage, canalisations, bassins de retenue, ouvrages spéciaux, zones d'expansion ... et exutoires vers le milieu naturel. Les mesures directes de ces régimes (hauteur, vitesse, débit) ne peuvent être exploitées pour l'évaluation de projet en raison des évolutions rapides que connaissent l'occupation des sols et le système d'assainissement : on est en présence de séries de mesures hétérogènes dans le temps.

En raison de leur faible taille et de leur forte imperméabilisation, les bassins versants urbains présentent des temps de réponse de quelques minutes à quelques dizaines de minutes (sauf en présence d'importantes unités de rétention d'eau). Dans ces conditions, une modélisation fine des écoulements requière des mesures de pluie à des pas de temps de quelques minutes.

Pour la même raison, l'anticipation nécessaire à la gestion en temps réel n'est accessible qu'à travers la mesure et la prévision des précipitations. L'analyse du fonctionnement du système d'assainissement pour un événement particulier peut s'appuyer localement sur des mesures directes de l'écoulement, mais à cause de leur coût élevé, les sites de mesure n'existent qu'en nombres limités et servent essentiellement à valider des modèles de simulation pluie-débit.

L'analyse de projet, la gestion des ouvrages et le diagnostic de fonctionnement des systèmes d'assainissement reposent donc sur la mesure, voire la prévision des précipitations à des échelles de temps de l'ordre de quelques dizaines de minutes, puis la modélisation des écoulements qu'elles provoquent.

Le régime d'écoulement en un point donné est défini par les lois de distribution de certaines

grandeurs qui le caractérisent, hauteur, vitesse, débit. Approcher ces régimes à l'aide des mesures de précipitation passe par l'étude de la relation pluie-écoulement en tout point du bassin versant et du système d'assainissement, puis par les relations existant entre statistiques de pluie et statistiques d'écoulement. La première relève de la relation pluie-écoulement à l'échelle de l'événement, la seconde de la relation pluie-écoulement à l'échelle d'une longue série d'événements.

Après avoir décrit le réseau pluviométrique de la Seine-Saint-Denis, nous illustrons ci-après les aspects diagnostic (analyse à l'échelle d'un événement particulier) et dimensionnement (analyse à l'échelle d'une chronique d'événements) tels que l'on peut les appréhender à l'aide d'un réseau dense de pluviomètres. On montre en particulier comment tirer parti du nombre d'appareils pour évaluer la variabilité géographique du risque pluvial puis améliorer la précision des estimations.

2. Historique de la mesure de pluie en Seine-Saint-Denis

A la suite d'une urbanisation accélérée, parfois désordonnée, et du choix technique de l'évacuation rapide des eaux pluviales, certains sites urbains se trouvent confrontés dans les années soixante-dix à de sévères inondations pluviales. Peu d'éléments à cette époque permettent l'analyse de ce type de situation. Certes, près de 3 500 pluviomètres à relevé quotidien sont gérés par la Météorologie nationale, mais ces mesures sont inadaptées à l'étude des événements orageux, violents et de courtes durées ; leur pas de temps est trop élevé et leur *densité spatiale*¹ trop faible (en moyenne 1 poste pour 150 km² en France - 7 postes très inégalement répartis sur le département de la Seine-Saint-Denis). Très peu de pluviographes, de surcroît isolés, n'autorisent alors qu'une vision très partielle des précipitations aux petites échelles de temps.

Afin d'améliorer la connaissance du fonctionnement de son réseau d'assainissement, les services techniques du département de la Seine-Saint-Denis planteront progressivement des appareils de mesures à partir de 1972. On en compte douze au début des années quatre-vingt. Les premiers appareils donnent une résolution en temps de 30 minutes environ, remplacés quelques années plus tard par des enregistreurs plus performants offrant une résolution de quelques minutes. Les premières exploitations concernent le développement et le calage de modèles de simulation du réseau d'assainissement, et le diagnostic d'événements particuliers. Au début des années quatre-vingt, l'existence d'un jeu de données approchant la dizaine d'années ouvre la voie à des analyses statistiques, en particulier l'estimation de lames d'eau approximativement décennales sur la surface du département, et de courbes IDF-surfaces. Cependant, face à la quantité d'information qui s'accumule, il apparaît nécessaire de concevoir une banque de données destinée à en faciliter la critique et l'exploitation. Celle-ci voit le jour en 1983 (Guillon, 1986).

Les études réalisées à l'aide des modèles de simulation mettent en évidence l'intérêt d'une gestion en temps réel du réseau d'assainissement. Pour mener à bien ce projet, les pluviographes sont équipés à partir de 1984 pour la télétransmission, puis remplacés par des pluviomètres enregistreurs numériques. Des recherches menées dans ce sens à partir de 1983 aboutissent à la fin des années 80 à l'exploitation des images du radar météorologique de Trappes (Météo-France). Le besoin d'une couverture homogène du département pour la

¹Surface échantillonnée rapportée au nombre de postes.

comparaison des observations radar avec les mesures au sol, et le souci d'avoir une couverture minimale de chaque unité fonctionnelle du réseau débouche en 1988 sur un réseau de 23 postes. En 1996, 24 appareils télétransmis sont en exploitation.

En conséquence, fin 1995, plus de 300 années-stations de mesures continues au pas de temps de 1 minute sont disponibles dans la base de données. Celles-ci sont critiquées et présentent un taux de panne moyen de 10% en nette régression ces dernières années du fait de l'amélioration des matériels et de l'expérience acquise par le personnel chargé des mesures. Avec cette densité de réseau, de nouvelles applications deviennent accessibles, en particulier l'étude plus fine de la statistique et de l'hétérogénéité spatiale des lames d'eau. L'analyse des corrélogrammes spatiaux a mis en évidence, qu'en contexte orageux, les distances de décorrélation n'excèdent pas quelques kilomètres lorsque l'un des postes est touché par une cellule de précipitations intenses. On montre ainsi que la densité actuelle du réseau n'est pas suffisante, à elle seule, pour bien cerner les événements pluvio-orageux, et que les densités nécessaires sont inaccessibles pour des raisons financières et opérationnelles (rareté des sites). L'exploitation conjointe d'un autre moyen de mesure s'avère donc indispensable si l'on souhaite progresser et, à l'heure actuelle, c'est sur le radar que se portent les meilleurs espoirs. Des progrès restent cependant à accomplir en ce qui concerne la fiabilité des estimations quantitatives.

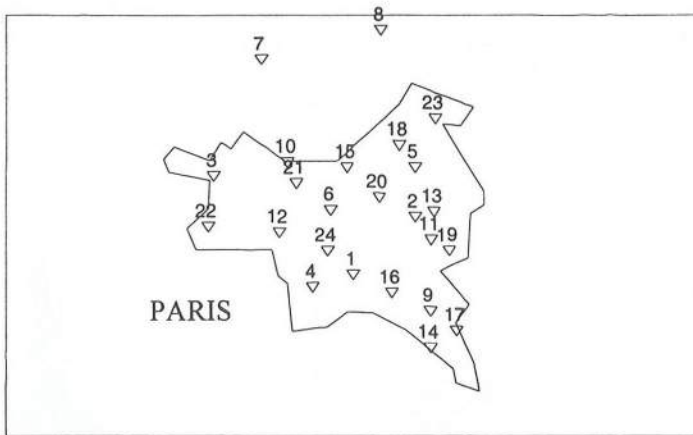


Figure 1: Réseau de pluviomètres enregistreurs de la Seine-Saint-Denis

3. Description fine des événements pluvieux

L'exploitation des données pluviométriques est réalisée dans le but d'estimer les caractéristiques de l'écoulement sur des bassins versants. Il s'agit par exemple de reconstituer la statistique des hauteurs d'eau ou des débits en un point donné, des excédents d'eau à stocker, en fonction des capacités d'évacuation à l'aval, des volumes déversés vers le milieu naturel ... Ces variables hydrologiques peuvent être décrites par des lois de distribution statistiques, donnant

certain nombre (30) de pluies synthétiques types, associées à des scénarios de gestion solidement évalués. Il s'agit, par comparaison entre la situation prévue et les situations types, de déterminer en temps réel le scénario de gestion que l'on retiendra, en pratique celui défini pour la situation type la plus proche au regard des critères de comparaison employés. Le critère de comparaison retenu pour identifier la situation type dépend du contexte hydraulique. Pour la gestion d'un bassin de rétention, la comparaison porte surtout sur le volume et la durée de la pluie, les intensités étant moins importantes. Ces dernières sont par contre fondamentales pour gérer des ouvrages de déversement car elles déterminent les pointes de crues, donc les hauteurs d'eau au dessus des seuils de déversement (Delattre, 1993).

4. Méthodes d'analyse régionales : application à l'étude du risque pluvial

Le risque d'inondation ou la dégradation du milieu naturel dépendent de nombreux facteurs parmi lesquels, l'aléa hydroclimatique occupe une place significative. Dans certains cas, l'analyse statistique des précipitations permet d'accéder facilement à celle de ses conséquences, ce qui permet de relier le dimensionnement du système d'assainissement à divers seuils de risque, que l'on qualifie en terme de *période de retour T*.

Considérons par exemple, le débit de pointe à l'exutoire d'un bassin versant. Celui-ci peut

$$F(x) = \text{Pr } ob[X \leq x] \quad (1)$$

être représenté par une variable aléatoire X dont la loi de distribution est :

La période de retour $T(x)$, associée à une réalisation x , correspond à la durée moyenne

$$T(x) = \frac{1}{\lambda} \cdot \frac{1}{1-F(x)} \quad (2)$$

séparant deux réalisations supérieures ou égale à x . Il en résulte que :

avec : λ le nombre moyen annuel de réalisations de la variable aléatoire X .

Une période de retour $T(x)$ peut être estimée à partir d'une série longue d'observations de la grandeur analysée.

Pour l'estimation de débits de pointe, on se réfère à l'intensité moyenne maximale de la pluie sur la surface du bassin versant et pendant une durée égale à son temps de concentration. Compte tenu de la diversité des formes temporelles et spatiales des pluies présentant une même intensité moyenne maximale, les débits de pointe qui en découlent sont dispersés et n'ont pas tous la même période. On ne peut donc assimiler les périodes de retour de ces deux variables. Cependant, avec un hyétogramme et une répartition spatiale bien choisis, et intégrés dans la définition d'une pluie de projet, on peut en première approche établir une telle relation et estimer directement des quantiles de débits d'après des quantiles d'intensités moyennes maximales.

Une exploitation importante des données pluviométriques consiste donc en l'estimation de statistiques intensités-durées-fréquences (IDF), dont on présente les résultats sous forme de

courbes IDF ou de formules d'ajustements numériques. Ces statistiques concernent les intensités moyennes maximales par événement, considérées sur diverses durées d'observation.

Par la suite, on décrit une méthode d'estimation des statistiques IDF en présence d'un seul poste de mesure et l'on donne quelques rappels sur le modèle de renouvellement. On aborde ensuite cette estimation lorsque l'on dispose d'un réseau de pluviomètres, en discutant du problème de l'hétérogénéité spatiale des processus et de l'effet de leur autocorrélation spatiale. On donne enfin quelques résultats relatifs aux intervalles de confiance.

Les courbes IDF ne présentent cependant qu'une description partielle du risque pluvial : elles font souvent référence à des chroniques de mesures ponctuelles, et non surfaciques, et sont soumises à des fluctuations au cours du temps, diurne et saisonnières notamment. On évoque ces questions sans entrer dans les détails.

4.1 Exploitation avec un seul poste : modèle de renouvellement

L'estimation des statistiques IDF est dans la plupart des cas réalisée localement à l'aide des mesures d'un seul poste. La variable aléatoire étudiée est l'intensité moyenne maximale d'un événement au cours d'une durée Δt . Il s'agit du cumul de pluie maximum que l'on a pu recueillir au cours d'une durée Δt pendant l'événement, rapporté à cette durée Δt . Les unités employées sont souvent le mm/h ou le mm/mn. Les événements sont définis de manière à garantir l'absence d'autocorrélation entre les observations relatives à deux événements consécutifs. Un critère souvent adopté consiste au respect d'une durée minimale sans pluie entre deux événements, ou de durée minimale au cours de laquelle l'intensité moyenne est inférieure à un certain seuil.

En région parisienne, avec comme critère une durée minimale de 2 heures sans pluie et une hauteur minimale d'événement de 2 mm, on se retrouve avec des échantillons comportant en moyenne 90 événements par an.

A partir de là, on détermine un seuil de sélection des observations. Ce seuil est défini soit par rapport à un objectif d'utilisation de la variable (seuil au delà duquel se manifestent certains effets que l'on veut étudier), soit par rapport à des objectifs de modélisation (seuil au delà duquel un modèle particulier peut être adopté). On recherche alors un processus stochastique susceptible de représenter la série des dépassements ainsi constituée. Le modèle retenu s'appuie sur la combinaison de deux lois de distribution : l'une décrivant le nombre annuel de dépassements, K , et l'autre, les valeurs que prennent ces dépassements, X . Les deux variables aléatoires K et X sont supposées indépendantes. On parle de modèle de renouvellement. Le plus simple d'entre eux associe une loi de Poisson (équation (3)) pour décrire la variable

$$Prob[K = k] = \frac{\lambda^k \cdot e^{-\lambda}}{k!} \quad (3)$$

$$Prob[X \leq x] = F(x) = 1 - e^{-\frac{x-x_0}{s}} \quad (4)$$

aléatoire K et une loi exponentielle (équation (4)) pour décrire la variable aléatoire X .

Dans ces expressions, x_0 est le seuil de sélection des données dans l'échantillon. Le paramètre λ représente le nombre annuel moyen de dépassements et le paramètre s , appelé gradex (**gradient de l'exponentielle**), représente la moyenne des excédents (valeur observée à laquelle on retranche la valeur du seuil). Les estimateurs de λ et s sont obtenus par la méthode

$$\hat{\lambda} = \frac{N}{Na} \quad \text{et} \quad \hat{s} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (x_i - x_0) \quad (5)$$

du maximum de vraisemblance.

N : la taille de l'échantillon ;

Na : le nombre d'années de mesures.

Avec ce modèle, l'expression de l'estimateur d'un quantile de période de retour T est :

$$\hat{X}_T = x_0 + \hat{s} \cdot \text{Ln } \hat{\lambda} \cdot T \quad (6)$$

Si les observations sont indépendantes, son intervalle de confiance est asymptotiquement

$$\text{var } \hat{X}_T \equiv \frac{\sigma^2}{N} \cdot \left[\frac{\text{var}N}{N} + (\text{Ln } \hat{\lambda} \cdot T)^2 \right] \quad (7)$$

(pour N grand) (Buishand, 1990).

Nota : le terme $\text{var}(N)/N$ est égal à 1 lorsque le processus d'arrivée suit une loi de Poisson.

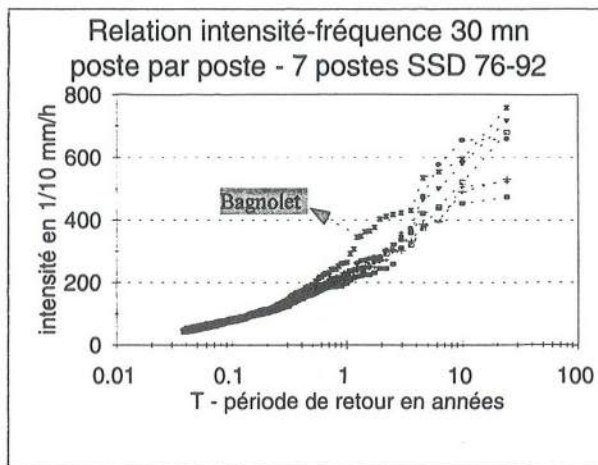


Figure 3 : Séries classées d'intensité moyennes maximales en 30 minutes, par événement. Observations locales sur 7 postes de Seine-Saint-Denis (1976-1992)

Pour diverses valeurs de Δt comprises entre quelques minutes et quelques heures, on construit les échantillons correspondants d'intensités moyennes maximales, puis on estime d'après chacun d'eux les paramètres du modèle stochastique retenu. On peut alors estimer les quantiles correspondant à différentes périodes de retour ainsi que leurs intervalles de confiance.

4.2 Exploitation avec un réseau de pluviomètres

Les réseaux de pluviomètres en zone urbaine sont récents et leurs longévités ne dépassent pas 20-25 ans dans le meilleur des cas en France, ce qui est faible à l'échelle d'un poste pris isolément pour estimer des statistiques de pluies rares ($T >$ quelques années). Dans certaines conditions, cette faiblesse peut être partiellement compensée grâce justement à la multiplicité des postes. La condition principale consiste en la validité de l'hypothèse d'homogénéité régionale des variables aléatoires étudiées. Apprécier le degré d'homogénéité entre des statistiques estimées localement aux différents postes permet non seulement de caractériser la *variabilité géographique* de telle ou telle variable, mais aussi d'accéder lorsque cela est possible aux *techniques d'estimation régionales*.

4.2.1 Variabilité géographique du risque

Le régime des précipitations est une composante essentielle du climat et varie d'une région à l'autre sous l'influence des facteurs qui le déterminent. La comparaison des statistiques IDF ponctuelles de plusieurs dizaines de postes répartis sur toute la France a conduit les auteurs de la circulaire interministérielle 77-284 (Instruction technique relative aux réseaux d'assainissement des agglomérations) à définir trois zones climatiquement homogènes vis-à-vis de ce paramètre. Les comparaisons portaient alors sur des durées de l'ordre de 10 à 15 ans, ce qui laissait une marge appréciable aux incertitudes d'échantillonnage. Ces trois zones représentent donc une première approche qui n'exclut pas l'existence d'hétérogénéités locales dues à l'influence de paramètres d'environnement, tels que le relief, la végétation, la présence de lacs ou de rivières, de villes (effets urbains) ... A l'échelle d'une grande agglomération urbaine, cette possibilité doit être appréciée. On procède donc à des comparaisons postes par postes, de manière à déceler d'éventuelles variations statistiquement significatives. Cependant, pour rejeter l'hypothèse d'homogénéité des processus entre les différents postes, les écarts observés entre leurs paramètres doivent être supérieurs aux incertitudes d'échantillonnage.

En Seine-Saint-Denis, les statistiques IDF postes par postes fluctuent de $\pm 8\%$ autour de la moyenne pour les pluies fréquentes ($T < 3$ mois). Elles fluctuent de $\pm 12-15\%$ autour de la moyenne pour les pluies fortes ($T > 3$ mois), sauf le poste 4, situé juste contre Paris au sud-ouest du département (voir figure 1). Pour celui-ci, aux pas de temps de 30 et 60 minutes et à des périodes de retour de 3 mois à 2 ans, un écart de $+25\%$ est à signaler par rapport à la moyenne. Peut-être doit-on voir là un «effet urbain» de la ville de Paris sur la genèse des orages. Sous hypothèse d'indépendance spatiale des mesures avec celles des autres sites, cet écart est statistiquement significatif au seuil de rejet de 10%, mais on ne peut pas vraiment conclure car les observations conjointes en plusieurs postes sont autocorrélées (voir paragraphe 4.2.2.3).

4.2.2 L'analyse régionale du risque pluvial

4.2.2.1 Principe général

Les techniques d'analyse régionales reposent sur les deux hypothèses que sont l'homogénéité spatiale et la stationnarité du processus aléatoire étudié.

- *Homogénéité* : les lois de distribution mères des différents échantillons locaux, bruts ou après transformation (centrage, réduction), sont identiques.
- *Stationnarité* : les lois de distribution des variables aléatoires étudiées n'évoluent pas au cours du temps : pas de tendance ni de cycle.

Si l'hypothèse d'homogénéité ne peut être rejetée et si l'on admet l'hypothèse de stationnarité, on considère que les observations issues des différents points de mesures appartiennent à une même population. L'estimation de ses caractéristiques est alors réalisée en utilisant conjointement les différents échantillons locaux, ce qui revient à travailler sur un échantillon de taille équivalente supérieure à celle de chacun d'eux pris séparément. Les incertitudes d'échantillonnage sont donc réduites. Dans ces conditions, l'information que procurent 7 postes indépendants avec 17 ans de mesures (l'exemple traité en Seine-Saint-Denis) est équivalente à celle que procurerait 1 poste avec 119 ans de mesures.

Méthode des années-stations : les observations issues des différents postes sont supposées indépendantes ; on peut donc les mélanger en un échantillon régional unique sur lequel on procède aux estimations statistiques tout comme on le ferait à l'aide d'un échantillon local. La taille de l'échantillon régional est égal à la somme des tailles des échantillons locaux. Si l'on a M échantillons locaux de tailles identiques et égales à N , les intervalles de confiance des estimations régionales sont réduits de $1/\sqrt{M}$, par rapport à ce qu'ils seraient avec une estimation locale.

4.2.2.2 La dépendance entre observations conjointes

Les densités de réseaux pluviométriques urbains en France sont de l'ordre 1 poste pour 5 km² à 1 poste pour 20 km². Compte tenu de la taille des cellules de précipitation intenses (surface moyenne de l'ordre de 10 km²), de leur dynamique et de leur multiplicité dans un champ de pluie, il est fréquent que lors d'un même événement plusieurs postes affichent une intensité moyenne maximale supérieure au seuil x_0 de sélection des données. Ces observations conjointes peuvent être dépendantes.

Méthode régionale des moments adimensionnels (Cunnane, 1988) : les observations issues des différents postes ne sont pas nécessairement indépendantes. L'estimation des paramètres de la loi de distribution régionale fait appel à la méthode des moments :

1. on estime les moments empiriques de distribution sur chaque échantillon local : moyenne, coefficient de variation, coefficient de dissymétrie ;
2. on estime ensuite les moments de la distribution régionale en effectuant la moyenne des moments locaux ;
3. on estime les paramètres de la loi régionale à l'aide de la méthode des moments en utilisant les moments régionaux estimés en 2.

L'existence d'une dépendance entre données se traduit par l'apparition d'un biais dans les estimations que procure la première méthode. Cependant, selon (Hosking, 1987), cité dans (Cunnane, 1988), ces biais sont bien moins importants qu'on ne le croyait auparavant. Le second type de méthode par contre ne souffre d'aucun biais supplémentaire du fait de l'existence d'une dépendance.

En conclusion, le seul effet de la dépendance entre données concomitantes consiste en une réduction de la quantité d'information de l'échantillon, donc en une augmentation de la variance d'estimation des paramètres de la loi régionale.

4.2.2.3 Prise en compte de la dépendance

Dans la pratique, et par commodité, cette augmentation peut être exprimée en introduisant la notion de *taille équivalente* N' de l'échantillon. Celle-ci représente la taille de l'échantillon d'observations indépendantes qui procurerait la même variance d'estimation que l'échantillon de données dépendantes. N' est toujours inférieur ou égal à N , car la dépendance réduit la quantité d'information de l'échantillon. Dans ces conditions, on estime les intervalles de confiance en utilisant les mêmes expressions qu'en cas d'indépendance, mais en utilisant comme taille d'échantillon N' au lieu de N .

Des expressions analytiques de N' , exactes ou approchées selon le paramètre estimé, peuvent être développées si l'on admet l'hypothèse d'équicorrélation². Elles font intervenir le corrélogramme croisé des observations concomitantes et éventuellement une loi de distribution (cas de l'estimation d'une variance régionale ou de quantiles régionaux). En développant l'expression de la variance d'une moyenne, estimée d'après un échantillon dans lequel on trouve NBC couples d'observations concomitantes, on aboutit à (Roux, 1996) :

$$N' = \frac{N}{1 + 2 \cdot \frac{NBC}{N} \cdot \bar{R}} \quad (8)$$

avec : N : la taille de l'échantillon régional ;
 NBC : le nombre de couples d'observations concomitantes ;
 \bar{R} : la moyenne des coefficients de corrélation entre les couples d'observations concomitantes.

Si l'on travaille avec le modèle de renouvellement de type loi de Poisson / loi exponentielle, décrit au paragraphe précédent, les paramètres λ et s que l'on doit estimer sont des moyennes et l'on peut donc employer l'expression (8) pour calculer leurs variances d'estimation régionales. L'effet de la dépendance intervient de manière différentes selon que l'on s'intéresse à λ ou à s . Nous décrivons ci-après l'estimation de N_λ' et de N_s' avant d'aborder l'estimation de l'intervalle de confiance d'un quantile régional.

Taille équivalente N_λ' pour l'estimation régionale du paramètre λ

L'expression (7) comporte un terme $var(N)$, dont on peut montrer qu'il est égal à $M^2 \cdot Na^2 \cdot var(\lambda)$, avec Na , le nombre d'années de mesures, et M , le nombre de postes. L'estimation régionale de ce terme consiste en fait en l'estimation régionale du paramètre λ , moyenne du nombre annuel de dépassements.

Les séries de données sont constituées à raison d'une observation par an de la variable

² L'hypothèse d'équicorrélation sous-tend que le degré de corrélation est identique pour l'ensemble des couples d'observations concomitantes. En particulier il ne dépend pas de l'importance de l'événement observé.

aléatoire K donnant le nombre de réalisations supérieures au seuil x_0 . La dépendance entre les différentes séries locales d'observations de K peut être expliquée par les éléments suivants :

- la chronologie des années sèches ou humides, pauvres ou riches en orages, affecte des régions climatiques dans leur ensemble. On constate ainsi que l'essentiel des observations ont été réalisées au cours des années 1982 et 1983, 1988, 1990 et 1992, ceci sur l'ensemble des postes ;
- les observations aux différents postes proviennent souvent des mêmes orages ou séquences de journées orageuses.

On obtient des échantillons de taille $N = Na.M$. Le nombre de couples NBC est égal à $Na.C_M^2 = Na.M(M-1)/2$ car chaque année, les M postes présentent en tout M observations concomitantes, ce qui donne $C_M^2 = M.(M-1)/2$ couples par année. Les moyennes des coefficients de corrélations entre séries locales \bar{R} sont estimées expérimentalement (tableau 1). Les résultats de l'expression (8) appliquée pour l'estimation de N_λ' sont donnés dans le tableau 1 ci-après. A partir de là, le nombre équivalent de postes indépendants est obtenu comme suit : $M_\lambda' = N_\lambda' / Na$.

	Pas de temps en minutes						
	5	10	15	30	60	120	240
R_{λ}	0.39	0.37	0.36	0.48	0.48	0.43	0.39
N_λ' années	36	37	38	31	31	33	36
M_λ'	2.1	2.2	2.2	1.9	1.9	2.0	2.1

Tableau 1 : Taille équivalente des échantillons pour l'estimation régionale du paramètre λ

Taille équivalente N_s' pour l'estimation régionale du paramètre s

On obtient des échantillons de tailles $N=Na.M.\lambda$ (par définition du mode d'échantillonnage). Les nombres de couples NBC (voir illustration sur le tableau 2) et les coefficients moyens de corrélation croisée entre séries locales sont déterminés d'après les échantillons (tableau 3). Les résultats de l'expression (8) appliquée pour l'estimation de N_s' sont donnés dans le tableau 3 ci-après. A partir de là, le nombre équivalent de postes indépendants est obtenu comme suit : $M_s' = N_s' / Nev$, avec Nev , le nombre d'événements au cours desquels les réalisations de l'échantillon régional se sont produites.

N° évt	Numéro du poste							Nb postes touchés	Nb de couples NBC(i)
	1	2	3	4	5	6	7		
1			■		■			2	1
2	■	■		■		■	■	5	10
3			■					1	0
4		■		■		■		3	3
i	■	■			■	■		4	6
Nev	■				■		■	3	3
									NBC= Σ NBC(i)

Tableau 2 : Observations concomitantes d'intensités moyennes maximales en plusieurs postes au cours d'un même événement de pluie. Illustration du calcul de NBC. Cas d'un échantillon régional comprenant 7 postes

	Pas de temps en minutes						
	5	10	15	30	60	120	240
NBC	48	43	45	49	61	78	108
$R_{s_}$	0.32	0.17	0.17	0.39	0.08	0.13	0.26
Ns' nb pics	50	59	58	46	62	55	40
Ns' années	75	89	87	69	93	83	60

Tableau 3 : Tailles équivalentes des échantillons pour l'estimation régionale du paramètre s .

4.2.2.4 Variance d'estimation régionale d'un quantile

L'expression de $var \hat{X}_T$, relative à l'estimation d'un intervalle de confiance d'un quantile dans le modèle de renouvellement Poisson/exponentiel, peut être reprise en considérant cette fois les tailles équivalentes d'échantillon développées ci-dessus.

En partant des travaux de (Buishand, 1990), on aboutit à (Roux, 1996) :

$$\text{var } \hat{X}_T = \frac{\sigma^2}{N_s'} \cdot [\beta \cdot M_{\lambda'} + (\text{Ln } \lambda \cdot T)^2] \quad (9)$$

avec :

- β , le rapport $\text{Var}(K) / \lambda$, utilisé pour tenir compte du fait que dans certains cas, le processus d'arrivée s'écarte un peu d'une loi de Poisson. β est égal à 1 lorsque l'on a une loi de Poisson. Il est parfois légèrement différent de 1 dans la réalité (dans notre cas d'étude par exemple).

Conséquences sur les intervalles de confiance

Ces calculs montrent qu'avec 7 postes (densité de 1 poste pour 30 km² environ) et 17 ans de mesures conjointes, on obtient des échantillons régionaux représentatifs d'environ 30 ans de mesures pour l'estimation du paramètre λ et de 60 à 90 ans de mesures pour l'estimation du paramètre s . Il en découle des intervalles de confiance de quantiles réduits de moitié environ par rapport à ceux que donneraient des estimations en un seul poste de 17 ans (tableau 4).

	Pas de temps en minutes						
	5	10	15	30	60	120	240
1 seul poste	±15-25%	±21-29%	±23-31%	±27-33%	±22-30%	±19-28%	±16-25%
série régionale	±10-12%	±12-13%	±13-15%	±16-19%	±12-14%	±11-14%	±12-14%

Tableau 4 : Gains sur les intervalles de confiance (relatifs) à 90% - fourchettes des résultats obtenus pour T compris entre 2 et 50 ans et des durées Δt comprises entre 5 minutes et 4 heures

Conséquences sur les densités de réseau

Les coefficients de corrélation croisés moyens obtenus respectivement pour estimer λ et s , apparaissant au dénominateur de l'expression (7) présentent une valeur finie entre 0 et 1. Compte tenu du comportement (constaté expérimentalement) du rapport NBC / N lorsque le nombre de postes M augmente, la taille équivalente N' de l'échantillon régional tend dans les deux cas vers une limite finie. En conséquence, pour l'estimation de quantiles d'intensités ponctuelles, l'effet de la densification du réseau de mesure trouve vite ses limites.

4.3 Intensités moyennes maximales sur des surfaces

Ce qui intéresse l'hydrologue en matière d'intensité de pluie concerne en fait la surface d'un bassin versant. Les statistiques IDF ponctuelles ne représentent en tant que telle qu'une approximation que l'on peut éventuellement employer sur de tout petits bassins versants (quelques dizaines à quelques centaines d'hectares au plus).

En présence d'un réseau de pluviomètres, les mesures et les statistiques ponctuelles sont à la

base des estimations d'intensités moyennes sur des surfaces et ne peuvent de ce fait être contournées. Elles bénéficient d'une meilleure description que les lames d'eau en raison d'échantillons de tailles plus grandes et en constituent donc un sérieux point d'appui.

La variabilité spatiale des champs de pluie sur un bassin versant se traduit, à égalité de période de retour, par une diminution des intensités moyennes de précipitation par rapport à ce qu'elles sont ponctuellement. D'un point de vue pratique, ce phénomène peut être décrit par l'intermédiaire d'un coefficient d'abattement probabiliste, compris entre 0 et 1, traduisant le rapport entre quantiles d'intensités moyennes maximales sur une surface et quantiles d'intensités moyennes maximales ponctuelles.

4.4 Répartition du risque au cours du temps

Jusqu'à présent, nous avons parlé de probabilités annuelles d'observer des intensités moyennes maximales, sans nous soucier de leur répartition au cours du temps. Celle-ci peut être étudiée en reprenant l'ensemble des calculs précédents, en les conditionnant au mois et à la tranche horaire dans laquelle les réalisations sont observées (voir figures 4 et 5).

La vulnérabilité des milieux récepteurs aux rejets d'eaux polluées est parfois fortement saisonnalisée en raison de leur régimes hydrauliques et thermiques. Dans ce cas, la gestion des rejets urbains par temps de pluie doit tenir compte de ce cycle et s'appuyer sur une description des précipitations par saison. En Seine-Saint-Denis, ce type d'étude montre que la pluie mensuelle en 1 heure se produit en moyenne deux fois par mois en juin et juillet, un peu plus de une fois par mois en mai, août, septembre et octobre, et une fois tous les deux mois en hiver (novembre à avril). La pluie bimensuelle se produit en moyenne une fois toutes les 3 semaines en juin et juillet, une fois toutes les 7 semaines en mai, août, septembre et octobre et une fois seulement au cours de l'hiver (novembre à avril).

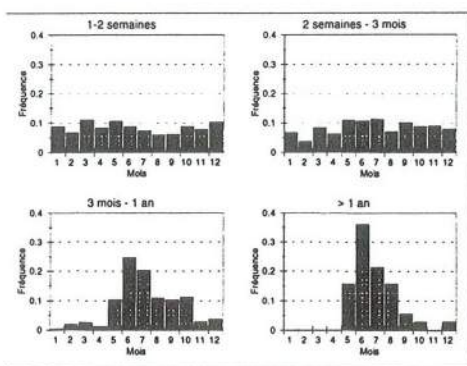


Figure 4 : Fluctuations saisonnières des courbes IDF : fréquence mensuelle des observations en 60 mn selon leur période de retour T .

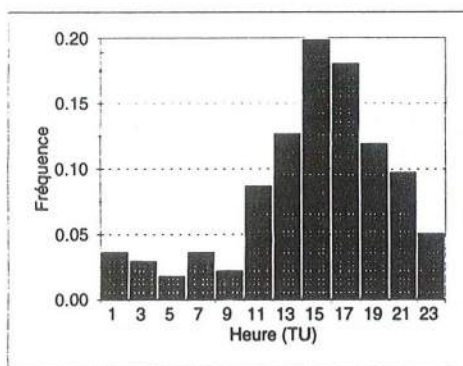


Figure 5 : Fluctuations journalières des courbes IDF : fréquence horaire des observations en 10 mn supérieures à 30 mm/h ($T > 4$ mois).

Certains ouvrages du réseau d'assainissement doivent faire l'objet d'un entretien périodique, pouvant impliquer une réduction de capacité d'écoulement, voire une fermeture complète. Dans ce cas, des déviations doivent être prévues afin de d'assurer la sécurité du chantier et de limiter les risques d'inondation et de pollution. Ces interventions sont essentiellement pratiquées lors des mois hivernaux, car le risque d'y observer de fortes précipitations est alors réduit. Préciser l'évolution de ce risque au cours de l'année permet d'optimiser la programmation de la maintenance des ouvrages et de calculer les capacités nécessaires à leur contournement.

En période estivale, le risque d'orage entraîne des astreintes sur le personnel. Préciser l'existence d'un cycle journalier significatif vis-à-vis de ce risque donne des éléments pour mieux répartir la disponibilité du personnel en fonction des besoins. En Seine-Saint-Denis et en été, la probabilité d'observer une intensité en 10 minutes supérieure à 30 mm/h ($T= 4$ mois), est quatre fois plus forte l'après midi (14 heures à 20 heures locales) que le matin (4 heures à 14 heures locales).

5. Conclusion

L'exploitation des mesures d'un réseau dense de pluviomètres a conduit à l'appréciation de l'homogénéité régionale des statistiques sur le département de la Seine-Saint-Denis. Un poste (Bagnolet, poste 4, voir figure 1) semble présenter une particularité : un écart de +25%, par rapport à la moyenne régionale, des quantiles d'intensité pour des pas de temps de 30 et 60 minutes. Exception faite de cet appareil, les quantiles restent compris dans une fourchette de $\pm 8\%$, pour les pluies fréquentes ($T < 3$ mois) à $\pm 12-15\%$ pour les pluies fortes ($T > 3$ mois). En se référant à des tests statistiques, il est difficile de rejeter l'hypothèse d'homogénéité spatiale des processus. Dans ces conditions, une méthode d'analyse régionale des observations a permis de développer des courbes IDF, avec des intervalles de confiances réduits de moitié environ, par rapport à ceux que l'on obtiendrait sur un seul poste. Cette méthode d'estimation, robuste, a ensuite permis de décrire le cycle saisonnier du risque pluvial, puis de montrer l'importance des fluctuations qu'il connaît au cours de la journée.

Références bibliographiques

- BUISHAND, T.A., 1990, Bias and variance of quantile estimates from a partial duration series, *Journal of Hydrology*, 120, pp. 35-49.
- CUNNANE, C., 1988, Methods and merits of regional flood frequency analysis, *Journal of Hydrology*, 100, pp. 269-290.
- DELATTRE, J.M., 1993, Risk analysis and real time operation of sewer systems, experience from the user's perspective. Proceedings of the 6th international conference on urban storm drainage (Niagara Falls, 12-17 Sept 1993), Vol. II, pp. 1609-1614.
- GUILLOU, A., 1986, Actes du colloque « Eau et informatique », Presses de l'ENPC, pp. 60-66.
- HOSKING, J.R.M., WALLIS, J.R., 1988, The effect of intersite dependence on regional flood frequency analysis, *Water Resources Research*, Vol.24, N°4, pp. 588-600.
- ROUX C., 1996, Analyse des précipitations en hydrologie urbaine - Exemple de la Seine-Saint-Denis, Thèse de Doctorat de l'ENPC, 280 p.

APPORT DES DONNÉES ISSUES DE LA TÉLÉDÉTECTION À LA COMPRÉHENSION DES MÉCANISMES GÉNÉRATEURS D'ÉCOULEMENT : CAS DE BASSINS VERSANTS EXPÉRIMENTAUX PEU ANTHROPISÉS

Pascal VINÉ, *Laboratoire Commun de Télédétection Cemagref - ENGREF*
500 rue Jean-François Breton 34093 MONTPELLIER CEDEX 5

Résumé

La connaissance de la relation pluie/débit est un élément fondamental de la gestion quantitative de la ressource en eau. Or, dans un contexte de données hydrologiques rares ou inexistantes, il est quasiment impossible de définir une telle relation sans s'appuyer sur une approche de type mécaniste. Malheureusement, ces mécanismes, souvent fort complexes, sont encore mal connus. Dans cette communication, nous montrons comment la télédétection permet la mise en oeuvre de démarches spatialisées dont l'objectif est de contribuer à une meilleure compréhension de ces mécanismes. Deux méthodologies concernant l'étude du rôle de la végétation sur les écoulements sont exposées. Elles s'appuient sur des bassins versants expérimentaux situés en région méditerranéenne et sahélienne.

1. Introduction

La connaissance de l'environnement et de ses évolutions font aujourd'hui partie des préoccupations du citoyen. Ainsi, l'eau, tant dans ses aspects quantitatifs (ressources, inondations ...) que qualitatifs, se trouve placée au coeur de nombreux débats scientifiques et de société. Dans ce contexte, le gestionnaire et l'aménageur ont un besoin crucial d'informations sur les systèmes hydrologiques (bassin versant, rivière, nappe...). Parmi celles-ci, la connaissance de la relation qui permet de transformer la pluie en débit est un élément fondamental de la gestion de la ressource en eau.

A l'heure actuelle, les approches opérationnelles de détermination de la relation pluie/débit s'appuient sur des méthodes plutôt statistiques faisant appel à des séries d'observations et favorisant l'émergence de modèles globaux. Si cette démarche « statistique » constitue une voie privilégiée d'investigation pour l'ingénieur, elle nécessite de disposer de chroniques de données souvent importantes. Or, dans un contexte de données hydro-météorologiques rares ou inexistantes (ce qui est souvent le cas), il est quasiment impossible de définir de telles relations sans s'appuyer sur des approches de type mécaniste. Ces dernières sont basées le plus souvent sur des modélisations distribuées, exigeant de nombreux paramètres, souvent indisponibles, et mettant fréquemment en oeuvre des mécanismes fort complexes encore mal connus. Par conséquent, la régionalisation hydrologique se trouve confrontée à deux défis majeurs : (1) mieux connaître les mécanismes et (2) disposer de suffisamment de données.

Dans cet article, nous montrons en quoi la télédétection, source d'information spatialisée, exhaustive, objective et répétitive, peut, non seulement alimenter les modèles hydrologiques, mais également, contribuer à une meilleure connaissance des opérateurs régissant la relation pluie/débit. Nous illustrons ce propos par deux exemples qui décrivent l'aptitude de la télédétection à différencier des capacités d'écoulement de superficies qui se distinguent soit

par leur couverture végétale, soit par leur état de surface. Nous avons choisi d'aborder ces mécanismes car :

- *d'un point de vue hydrologique* : en dehors de la superficie d'un bassin versant, de sa pente et de sa densité de drainage, il n'existe guère de paramètres géomorphologiques quantitatifs réellement explicatifs de son hydrologie. Or la couverture végétale est un facteur essentiel de la réponse d'un bassin à une pluie, et il serait utile de pouvoir introduire une véritable quantification de cette couverture dans les modèles hydrologiques.
- *d'un point de vue télédétection* : A priori; la couverture végétale et les états de surface sont des thèmes qui se prêtent bien à une cartographie par télédétection.

2. Liaison télédétection / hydrologie

2.1. Objets hydrologiques / Objets visuels

L'articulation entre « télédétection » et « hydrologie » pose « le problème de l'adéquation de deux logiques, la conception hydrologique et la description d'une surface » (Puech, 1995).

On peut ainsi schématiser (Fig. 1) cette articulation sous la forme d'une liaison entre :

- *des objets « hydrologiques »* qui caractérisent des mécanismes hydrologiques à des échelles de temps et d'espace définis (écoulement de surface, interception par la végétation, infiltration, ruissellement, humidité de surface, ETR, drains ...), et dont la représentation se fait au sein d'un modèle hydrologique plus ou moins physique ;
- *et des objets « visuels »* observés à partir de données de télédétection (données radiométriques) acquises à une résolution d'espace donnée. Ces objets visuels alimentent le modèle hydrologique soit comme donnée d'entrée, soit comme paramètre.

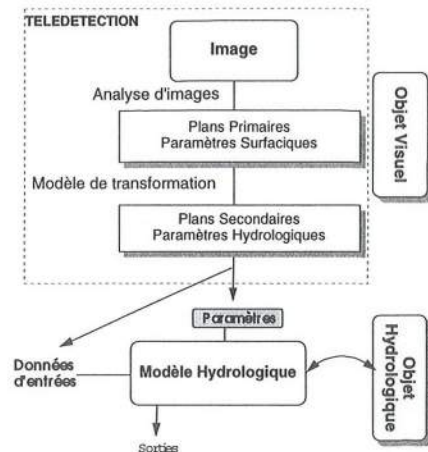


Figure 1 : Liaison Télédétection / Hydrologie

L'information issue des données de télédétection ne peut être utilisée directement par les modèles. Les données sont de type électromagnétique au lieu d'être hydro-météorologiques. Le modèle le plus simple et le plus efficace consisterait en une liaison mathématique directe entre les séries temporelles de données électromagnétiques télédéteçtées, et des séries temporelles d'une variable hydrologique correspondante, mais celui-ci n'existe pas. (Schultz, 1987).

Les analyses classiques de traitement d'images (Fig. 1) fournissent des informations primaires de type : indice de végétation, température de surface, coefficient de rétrodiffusion dans le cas de données radar. Ces informations doivent ensuite être transformées en informations secondaires pertinentes vis à vis de l'objectif thématique. Ceci est d'autant plus important que la liaison télédétection/hydrologie se heurte à d'importants problèmes d'échelles (spatiale et temporelle) (Fig 2). En effet, la télédétection fournit des données à l'échelle du pixel, qui peuvent être agrégées aux échelles du versant ou du bassin versant. De son côté, l'analyse hydrologique concerne différents niveaux d'échelles spatiale (ponctuel, m², versant ou bassin versant) ou temporelle (année, mois, événement), ce qui conduit à favoriser tel ou tel

mécanisme hydrologique. L'analyse impose donc de raisonner en terme de compatibilité des niveaux d'échelles : les possibilités de l'un (objet visuel) doivent en effet être en accord avec les attentes de l'autre (objet hydrologique) (Puech, 1995).

2.2. Démarches ascendante (agrégation) et descendante (désagrégation)

La mise en oeuvre de démarches spatialisées peut se faire au travers de deux approches complémentaires :

- soit par une *démarche ascendante* : Il s'agit de considérer une connaissance locale, qui agrégée, permettra de reconstituer un tout (exemple : du ponctuel au bassin versant). Les modèles mis en oeuvre sont de type distribué (connaissance des fonctions de production locales et de transfert).
- soit par une *démarche descendante* : Il s'agit, à partir d'une connaissance globale, de retrouver les contributions partielles de parties dont le comportement est supposé homogène (exemple : du bassin à des zones homogènes internes au bassin). Les modèles mis en oeuvre sont de type semi-distribué (niveau global, versants ou bassins versants).

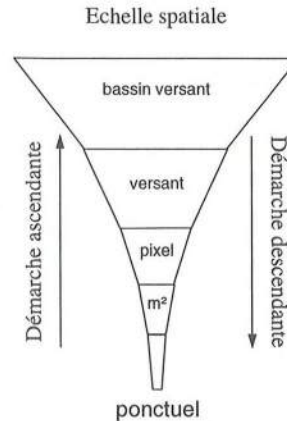


Figure 2 : Illustration de la confrontation démarche ascendante/descendante (d'après Puech, 1995)

La confrontation de ces deux approches facilitera la définition des échelles spatiales et temporelles acceptables pour les couples «objets visuels» / «objets hydrologiques» étudiés. En leur associant des études de terrain (analyse des fonctionnements locaux, études hydrochimiques...), nous devrions pouvoir contribuer à une meilleure connaissance des mécanismes hydrologiques.

2.3. Exemples d'application

Les approches précédentes sont mises en oeuvre sur deux sites. La démarche générale est de type statistique.

2.3.1. Etats de surface et ruissellement

La méthode consiste à définir a priori un modèle hydrologique susceptible d'intégrer une information spatialisée, puis de rechercher les couples objets visuels / objets hydrologiques qui permettent une reconstitution satisfaisante des débits. Le site d'étude est la Mare d'Oursi (Burkina Faso). Elle met en oeuvre une démarche descendante, qui sera ensuite confrontée à une démarche ascendante.

2.3.2. Impact de la reprise végétale après incendie de forêt sur les écoulements

La méthode ne fait plus d'hypothèse sur la liaison objet hydrologique / objet visuel. Il s'agit d'identifier des index caractérisant ces deux ensembles, puis de les confronter. Le site d'étude est la zone incendiée en 1990 du Bassin du Réal Collobrier, Var, France.

3. Sites d'étude

Les bassins retenus sont des bassins expérimentaux ou de recherche pour lesquels nous disposons de chroniques de données importantes.

3.1. Le bassin de la Mare d'Oursi

Le bassin versant de la Mare d'Oursi est situé au nord du Burkina Faso (Fig. 3), en zone climatique sahélienne (pluviométrie 400 mm). Il s'agit d'un bassin endoreïque de 263 km², fermé par un cordon dunaire orienté d'est en ouest, typique de la morphologie sahélienne de la boucle du Niger. La géologie du bassin (roches plutoniques) est dominée par une altération généralisée plus ou moins développée. Il est composé de sept bassins versants (de 0.8 à 105 km²) suivis par l'ORSTOM de 1976 à 1981 (Fig. 3 et tableau 1).

Bassin	Surface (km ²)
Mare Oursi	263
Outardes	16.5
Polaka	9.14
Tchalo	9.28
Taima	105
Jalafanka	0.81
Kolel	1.05
Gountouré	24.6

Tableau 1 : Caractéristiques des bassins de la Mare d'Oursi

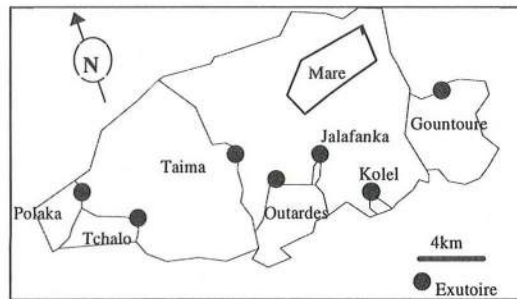


Figure 3 : Site de la mare d'Oursi (Chevallier et al, 1985)

3.2. Le bassin du Réal Collobrier

Le bassin du Réal Collobrier (Fig. 4) est un Bassin Versant Expérimental et Représentatif du Cemagref depuis 1965 composé de 11 sous-bassins versants (Tab. 2). D'une superficie de 80 km², il est implanté sur la façade méditerranéenne en partie ouest du massif des Maures, à une dizaine de kilomètres au nord de la ville d'Hyères. Son altitude varie de 80 à 780 mètres et son territoire est essentiellement forestier. Sa pluviométrie interannuelle est aux alentours de 1000 mm. En août 1990, la sud du bassin versant a été touché par un important feu de forêt.

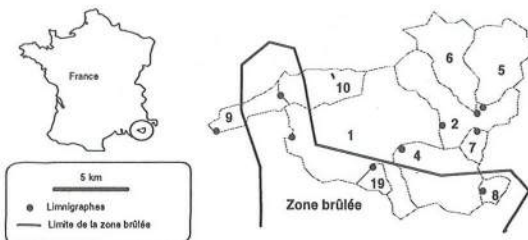


Figure 4 : Zone d'étude

N°	Bassins	Surface (km ²)	Surf. brûlée (km ²)	% de surface brûlée
1	Pont de Fer	70.6	12.9	18
2	Collobrières	39.5	0	0
4	Malière	12.3	4.6	37
5	Valescure	9.4	0	0
6	Maurets	8.4	0	0
7	Vaubarnier	1.5	0	0
8	Rimbaud	1.4	1.3	82
9	Dauids	9.7	3	32
10	Cogolins	5.5	1.3	20
19	Meffrey	1.5	1.4	89

Tab 2 : Quelques caractéristiques des sous bassins versants du Réal Collobrier

4. Etats de surface et ruissellement

4.1. Objet hydrologique et objet visuel

Dans les régions soudano-sahéliennes, les processus générateurs d'écoulement peuvent être assimilés à un mécanisme de refus d'infiltration, lié surtout à la présence d'une pellicule imperméable, et assez comparable à un mécanisme hortonien (Grésillon, 1994). Dans ces régions sahéliennes, l'imperméabilisation des sols sous l'effet mécanique de la pluie est facilitée par la rareté de la végétation. La région d'étude se caractérise donc par l'importance des états de surface sur l'hydrodynamique.

Le concept d'états de surface est un concept clé dans la compréhension des écoulements au Sahel. Il a été formalisé par l'ORSTOM, qui a mis au point une méthode pour les cartographier, et défini pour chacun d'eux une équation hydrodynamique à l'échelle du m² grâce à un simulateur de pluie (Casenave et al, 1989).

Le rôle déterminant des états de surface sur les écoulements et la rareté de la végétation rendent a priori la télédétection intéressante pour cette étude. Le passage d'échelle du m² au pixel (400 m² pour SPOT) apparaît comme raisonnable tant pour la cartographie des états de surface, que pour l'application des équations hydrodynamiques (Puech, 1993).

L'objet visuel est donc ici l'état de surface défini à l'échelle du pixel. Quant à l'objet hydrologique, il fait référence à la perméabilité de ces états de surface.

4.2. Démarche descendante

4.2.1. Principe

La démarche s'appuie sur une modélisation statistique, à base spatiale, de la relation pluie/débit. Le modèle retenu (Puech, 1993) repose sur l'hypothèse que le bassin versant peut être partagé en zones homogènes vis à vis des écoulements, sur la base d'informations de télédétection (Fig. 5). Chacune de ces zones est caractérisée par un coefficient d'écoulement (hypothèse d'invariance spatiale de la fonction de production) et est supposée contribuer au débit total proportionnellement à sa surface (hypothèse d'additivité des écoulements). Une démarche par déconvolution utilisant plusieurs sous-bassins jaugés permet alors de déterminer ces coefficients d'écoulement par optimisation de la fonction objectif : minimum ($\sum (Q_{\text{observé}} - Q_{\text{calculé}})^2$). Ce calcul impose un nombre de bassins versants (équations) strictement supérieur au nombre de zones homogènes (inconnues).

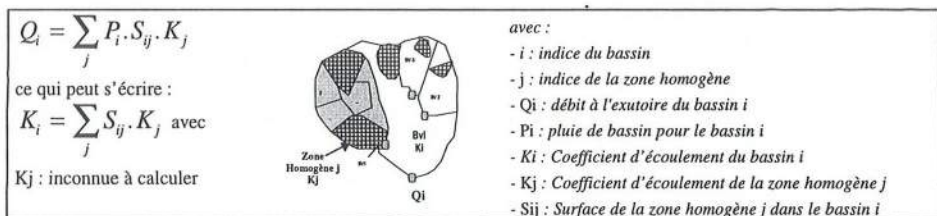
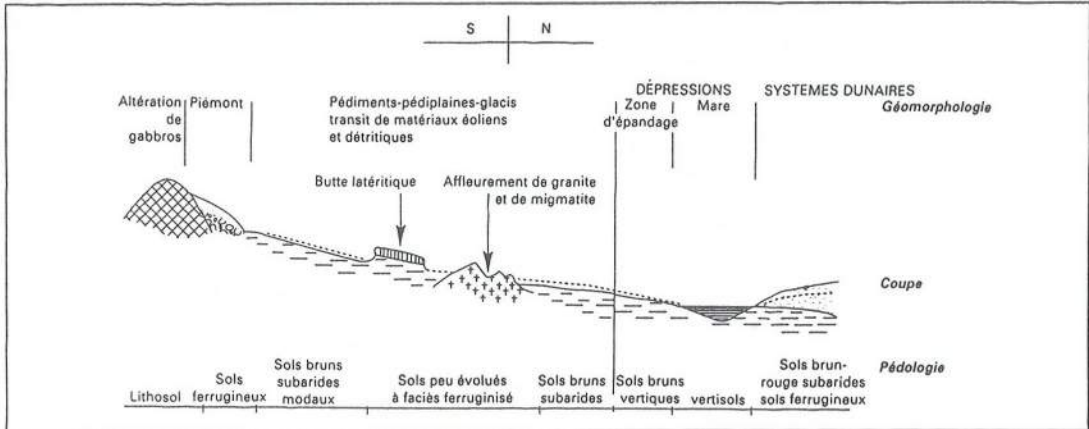


Figure 5 : schéma de principe de la modélisation hydrologique

4.2.2. Résultats

Les proportions des états de surface par bassin sont déduits de la cartographie réalisée par l'ORSTOM en 1984 à partir d'une image LANDSAT MSS. Compte tenu du nombre de bassins jaugés (7 bassins), le partage en 4 zones homogènes (système dunaire, glacis, talwegs et buttes/relief) a été retenu (Fig 6 et Tab 3). L'analyse a été conduite à plusieurs pas de temps (annuel, mensuel, événementiel).



GROUZIS, 1988

Figure 6 : Hydropaysages de la Mare d'Oursi. Répartition des unités de sol le long d'un transect sud-nord (in Claude et al, 1991)

Bassin	Système dunaire	Talwegs dépressions	Buttes et reliefs	Glacis
Outardes	0	25	19	56
Polaka	18	6	16	60
Tchalol	1	8	44	47
Taima	8	16	10	66
Ialafanka	0	0	0	100
Kolel	0	0	100	0
Gountouré	8	5	0	87

Tab. 3 : Répartition des états de surface (en % de surface) (Chevallier, 1985)

Les résultats obtenus lors de cette étude (Viné, 1995a) ont montré que :

- cette démarche descendante permet de retrouver la hiérarchie des coefficients d'écoulement établie par l'ORSTOM à l'aide du simulateur de pluie, et donc d'apporter des éléments de réflexion pertinents dans le cadre de l'analyse des mécanismes générateurs de crues ;
- la télédétection, dans le cadre de cette démarche, est un support à la régionalisation. En effet, les coefficients déterminés sur la Mare d'Oursi ont permis la reconstitution des débits sur des bassins voisins (Bassins de Gagara), pour lesquels existait une cartographie des états de surface comparable à celle d'Oursi.

Néanmoins, cette première étape a également montré les limites du partage en zones homogènes sur la base des seuls états de surface. En effet, lors de l'étude au pas de temps mensuel (tab 4), on a pu constater que les coefficients d'écoulement liés aux zones végétalisées évoluaient significativement au cours de la saison des pluies (Zone talwegs). Ainsi, pour affiner cette première analyse, il convient de prendre en compte, dans la définition des zones homogènes, une *dimension temporelle* liée à la végétation.

An	Mois	Pmm moyenne	Dunes	Talwegs	Buttes	Glacis
77	8	260	0	0	3	43
77	9	68	0	48	22	35
78	7	71	0	0	4	30
78	8	194	0	20	6	32
78	9	28	0	0	0	19
79	5	69	0	0	0	18
79	7	92	0	0	10	32
79	8	78	0	0	11	28
79	9	70	0	43	11	19
80	6	40	0	0	18	35
80	7	139	0	0	19	46
80	8	71	0	1	17	42

Tab 4 : Coefficients d'écoulement mensuel calculés sur la base de 7 bassins pour des pluies > 20 mm

Dans une seconde étape, il est donc prévu de définir de nouveaux partages en zones hydrologiquement homogènes tant d'un point de vue spatial que temporel. Les données utilisées seront des images fournies par les satellites SPOT et LANDSAT. Nous procéderons pour cela à une classification multodate (4 images SPOT de 08/86, 09/86, 12/86 et 05/87; 1 image LANDSAT de 11/88).

4.3. Démarche ascendante et transfert d'échelle

En parallèle à cette démarche descendante, nous nous proposons de mettre en oeuvre sur le bassin versant de la Mare d'Oursi une démarche ascendante. Il s'agit de calculer, pour chaque zone homogène définie lors de la démarche descendante, le coefficient de ruissellement par sommation des informations locales extraites des catalogues publiés par l'ORSTOM. La comparaison de ces coefficients devrait nous permettre d'identifier les zones où le passage du m² au bassin versant est possible, et celles pour lesquelles ce passage n'est pas acceptable. Une analyse en terme de mécanismes hydrologiques pourra alors être conduite.

Les travaux relatifs à ce volet sont en cours, mais d'ores et déjà des premiers éléments de réflexion sont disponibles. Si l'on compare les coefficients calculés par démarche descendante et les informations obtenues par simulateur de pluie (échelle du m²) (Chevallier et al, 1985) pour trois zones : les glacis, dunes et buttes, on constate que :

- pour les zones de glacis et de dunes, il existe une bonne cohérence entre ces informations. Le passage du m² au bassin versant devrait donc être possible.
- pour les zones de buttes et relief, il existe une grande différence entre ces coefficients. Ceux calculés avec le simulateur de pluie peuvent atteindre 90 %. Mais en réalité, les observations de terrain montrent que ces zones présentent de nombreuses fractures dues aux altérations, qui induisent des infiltrations ponctuelles. La part du ruissellement qui atteint alors le réseau hydrographique est moins élevée (Chevallier et al, 1985) et se montre très variable suivant le bassin considéré. Il y a donc difficulté à identifier un comportement « unique » pour cette zone, et le passage du m² au versant s'annonce délicat.

5.3. Extraction de paramètres hydrologiques

Plusieurs pas de temps sont en cours d'analyse (Viné et al, 1995c). Nous pouvons citer les premiers résultats suivantes :

- *Pas de temps annuel* : Cette analyse ne donne aucun résultat tranché. L'agglomération à l'année des données hydrologiques ne permet pas d'identifier des tendances nettes.
- *Pas de temps mensuel* : Il a été abordé à partir du modèle GR2M (modèle conceptuel à 2 paramètres fonctionnant au pas de temps mensuel). Le modèle a été calé pour tous les bassins sur la période avant incendie, puis utilisé après. L'évolution comparée des débits calculés et observés indique une augmentation du débit juste après l'incendie pour les seuls bassins totalement brûlés. L'effet d'augmentation reste néanmoins flou, et ne semble durer que deux années (Viné et al, 1994).
- *Pas de temps événementiel* : Dans les mois qui ont suivi le feu, on a pu constater une augmentation du nombre de crues exceptionnelles pour des pluies normales (Lavabre et al, 1991), ainsi qu'une augmentation des temps de transfert (Distinguin, 1995). Afin de produire une analyse plus fine de l'impact de la reprise végétale sur les crues, nous avons sélectionné, sur la base d'un critère d'accroissement de débit, plus de 1000 événements (période 1972 à 1992) pour l'ensemble des bassins, qu'ils soient non brûlés, partiellement ou totalement brûlés (Taupiac, 1995). L'analyse d'une trentaine de paramètres extraits de chacun de ces événements est en cours.

Un premier résultat montre que le nombre d'événements moyen par année est plus faible après 1990 (période après feu) qu'avant cette date pour le bassin non-brûlé Vaubarnier (ceci pourrait être expliqué par l'effet sécheresse des années 1988 et 1989), alors qu'il est plus fort pour les deux bassins brûlés (Meffrey et Rimbaud). En comparant les deux bassins brûlés au bassin non-brûlé, nous constatons (Tab. 5) que le ratio du nombre moyen d'événements par année entre chaque bassin brûlé et le bassin non brûlé a augmenté de 300 % avant et après feu. Ce même ratio calculé sur la base des deux bassins brûlés reste stable avant et après feu.

Nombre moyen d'événements par année	Ratio	Ratio	Ratio
	Meffrey / Vaubarnier	Rimbaud / Vaubarnier	Rimbaud / Meffrey
Avant feu (1984/85-1987)	0.5	1.0	2.0
Après feu (1990-1992)	1.4	3.0	2.1

Tab. 5 : Comparaison de bassins brûlés (Meffrey et Rimbaud) et non brûlés (Vaubarnier) avant et après feu

Ces premiers résultats (1) confirment que la destruction de la végétation par le feu a un effet sur le comportement hydrologique des bassins, et ce malgré la forte sécheresse de 1988/1989, (2) confortent l'intérêt d'une démarche s'appuyant sur des bassins de référence non brûlés pour tenter de s'affranchir de l'effet sécheresse des années 1988 et 1989.

5.4. Analyse comparée des évolutions des écoulements et de la reprise végétale

Une première mise en relation des deux ensembles précédents laisse penser que la présence de sol nu (100 % dans les premiers mois) joue un rôle important dans les premiers mois (comportement "hortonien") et que par la suite ce sont les strates herbacée et arbustive qui deviennent déterminantes pour la production des débits. Ce type de couvert apparaît bien

renouvelé au bout de deux années, ce qui correspond sensiblement au temps mis par la réponse hydrologique pour revenir à un niveau proche des valeurs observées avant le feu.

Les premiers résultats obtenus sont prometteurs, ils doivent être notamment complétés par une analyse fine des relations qui existent entre la reprise végétale et les paramètres calculés à partir des crues.

Les méthodes mises au point se veulent générales et non liées au site du Réal Collobrier. Elles devraient donc pouvoir être transférées à d'autres sites incendiés. La multiplication des zones d'étude est en effet une source de richesse importante pour permettre une analyse pertinente des mécanismes en jeu.

6. Conclusion

Disposer d'informations est une exigence absolue pour conduire des études et analyses dans le domaine de l'environnement, et plus particulièrement de l'eau. La télédétection fournit des données spatialisées a priori fort utiles. Malheureusement, celles-ci ne sont que peu valorisées dans le domaine de l'hydrologie, principalement en raison de notre faible connaissance des mécanismes hydrologiques.

Malgré cette difficulté, ces nouvelles données restent d'un intérêt capital, car elles fournissent des cartographies qu'il serait très difficile (voire impossible) d'obtenir par ailleurs. Elles permettent donc de bâtir des démarches spatiales originales au travers desquelles on peut espérer :

- *identifier les échelles de vision* (information pixellaire ou agglomérée) compatibles avec les échelles des processus hydrologiques en confrontant des démarches spatialisées ascendante et descendante.
- *mieux comprendre les processus hydrologiques*. La phase précédente permet d'établir une hiérarchie entre les processus hydrologiques. Cette hiérarchie peut ensuite être mise en regard d'études conduites à des échelles locales par les hydrologues. Grâce à de telles analyses multi-échelles, nous devrions voir progresser notre connaissance des mécanismes.
- *in fine contribuer à la régionalisation hydrologique*.

Pour être valides, ces approches cognitives doivent être mises en oeuvre sur des sites largement instrumentés, et présentant de forts contrastes, soit du point de vue des comportements hydrologiques, soit du point de vue de la vision de surface. Le maintien, voire la création de bassins de recherche et de bases de données liées à l'environnement est donc crucial, car aujourd'hui, en hydrologie et donc dans le domaine de l'eau, l'action est plus que jamais liée à la compréhension.

7. Références bibliographiques

- CASENAVE A., VALENTIN C, 1989, Les états de surface de la zone sahéenne. Influence sur l'infiltration, ORSTOM, Paris, Didactiques, 230 p, 196 photos.
- CHEVALLIER P., CLAUDE J., POUYAUD B., BRENARD A., Hydrologie de la Mare d'Oursi (Burkina Faso) (1976-1981), Editions ORSTOM, Collection Travaux et Documents n°190, 251 p.
- CLAUDE J., GROUZIS M., MILLEVILLE P., 1991, Un espace sahéen, la mare d'Oursi, Burkina Faso, Editions de l'ORSTOM, 241 p..CLEMENT B, 1995, Etude par télédétection de la reprise végétale après incendie, Mémoire de fin d'étude de l'ENSA de Rennes, 70 p.

- CLEMENT B., 1995, Mise en oeuvre d'une démarche sub-pixel pour la cartographie par télédétection de la régénération forestière après incendie. Mémoire de DAA de l'ENSA Rennes, 80 pages
- DISTINGUIN M., 1995, Etude de l'influence d'un feu de forêt sur la réponse hydrologique d'un petit bassin versant méditerranéen à travers un modèle conceptuel global, mémoire du DEA National d'Hydrologie, 64p.
- GRESILLON J.M., 1994, Contribution à l'étude de la formation des écoulements de crue sur les petits bassins versants, Approches numériques et expérimentales à différentes échelles, Document présenté pour obtenir le diplôme d'Habilitation à Diriger des Recherches Université Joseph Fourier, Grenoble I, 157 p.
- LAVABRE J., SEMPERE-TORRES D., CERNESSON F., 1991, Etude du comportement hydrologique d'un petit bassin versant méditerranéen après la destruction de l'écosystème forestier par un incendie, *Hydro. Continent.*, Vol 6, N°2, pp 121-132.
- PUECH C., 1993, Détermination des états de surface par télédétection pour caractériser les écoulements des petits bassins versants - application à des bassins en zone méditerranéenne et en zone tropicale sèche, Thèse, Université Joseph FOURIER, Grenoble I, 217 p.
- PUECH C., 1995, Télédétection et modélisation hydrologique : quelle vision, quelle échelle, quels processus ?, *Télédétection et Gestion des ressources en Eau*, Colloque FAO, Montpellier, 29.11 au 1.12.95
- SCHULTZ G.A., 1987, Parameter determination and input estimation in rainfall-runoff modelling based on remote sensing, *IAHS Publ. n° 164*, pp 425-438.
- TAUPIAC J.M., 1995, Etude de l'évolution des écoulements de crue à la suite d'un incendie, mise en relation avec l'occupation du sol, Application aux BV du Réal Collobrier, Mémoire de DEA National d'Hydrologie, 72 p.
- VINE P., BOUGUERZAZ F., PUECH C., 1996, Evaluation de l'intérêt des données SPOT 5 simulées pour la cartographie forestière en milieu méditerranéen, *SFPT, Bulletin 141* (1996-1)
- VINE P., PUECH C., 1994, Suivi, par télédétection, de la régénération forestière après incendie et étude de l'influence de la végétation sur ces écoulements. Premiers résultats. *Etudes de géographie physiques*, N°XXIII, 1994, pp 33-44
- VINE P., 1995a, Apport de la télédétection à l'étude des zones contributives aux écoulements. Cas du site de la Mare d'Oursi (Burkina Faso), Colloque FAO/LCT/ORSTOM "Télédétection et gestion des ressources en eau", Montpellier novembre 1995.
- VINE P., PUECH C., CLEMENT B., BOUGUERZAZ F., 1995b, Remote Sensing and Vegetation Recovery mapping after Forest Fire for hydrological Application, Case of a Mediterranean Basin, *EARSel, Proceedings of the International Workshop on RS and GIS applications to Forest Fire Management*, Alcalá de Henares (Spain).
- VINE P., PUECH C. and TAUPIAC J.M., 1995c, Analysis of the effect of post-forest-fire vegetation recovery on runoff, Case of a Mediterranean Basin. *European Symposium on Satellite Remote Sensing Paris september 1995*

INDICATEURS D'ALTÉRATION DE LA QUALITÉ DES EAUX

Luc PEREIRA-RAMOS, Agence de l'Eau Seine-Normandie
51, rue Salvador Allende 92027 Nanterre Cedex
Tél. : 01.41.20.18.23 - Fax: 01.41.20.16.09.

Résumé

Depuis le XIX^{ème} siècle, époque à laquelle le suivi de la qualité des eaux à des fins sanitaires s'est mis en place, les paramètres permettant de qualifier l'eau n'ont cessé de se multiplier. Ceci s'est effectué dans de multiples directions : les objectifs du suivi se sont diversifiés et donc les informations élémentaires aussi.

Cette multiplication de l'information, encore en cours aujourd'hui, nécessite des regroupements à des niveaux variables qu'on peut appeler indicateurs. Tout dépend du niveau de synthèse attendu de la part du chercheur, du technicien, du gestionnaire, du politique ou du grand public. La notion d'indicateur comporte en elle celle d'intégration ou d'agrégation de données, dont le niveau pivot est longtemps resté celui des grilles de qualité des eaux. Ce niveau est en cours de remplacement par le Système d'Évaluation de la Qualité des cours d'eau. Il comprend des indicateurs d'altération sous forme de modules évolutifs qui dépassent l'aspect d'altérations physico-chimiques de la seule colonne d'eau. Ce système intègre effectivement : les eaux de surface, les eaux souterraines, l'hydrobiologie et le milieu physique des rivières.

Introduction

Les indicateurs d'altération de la qualité de l'eau n'ont d'existence que si l'on est capable de définir ce qu'est la qualité de l'eau, son ou ses altérations possibles. Ensuite seulement il est possible de traduire ceci en indicateur. Mais ceci est beaucoup plus difficile à définir qu'il n'y paraît de prime abord.

En fait ce que l'on mesure de l'eau c'est une partie de sa composition traduite en quantité par volume pour un certain nombre de descripteurs qu'on appelle couramment paramètres. La qualité est une composition affectée à l'eau en regard de sa potentialité à satisfaire des usages ou des fonctions, basée sur un certain nombre de critères. Une altération est un changement qui dénature l'état normal d'un être, d'une chose (Grand Larousse Encyclopédique, 1960). Dans le champ qui nous intéresse, cela provient d'une variation, dans le sens d'une dégradation, de la valeur de certains critères déterminant la qualité. Afin de globaliser et rendre compréhensible pour le plus grand nombre ce type d'information, qui peut rapidement regrouper plusieurs dizaines d'éléments, on a recours à des indices au sens large c'est-à-dire à des informations synthétiques regroupant une savante alchimie de données multiples et variées. Ici, il ne sera pas fait de différence entre classes et indice, bien que cela soit nécessaire aux puristes. Les premières étant discontinues et les seconds continus.

L'objet de cette intervention est de regarder pourquoi et comment on traduit des informations souvent pléthoriques en des synthèses parlantes pour des publics différents avec les risques réductionnistes que cela peut entraîner.

1. Historique des méthodes d'appréciation de la qualité des eaux

Dans le bassin de la Seine, c'est dans la seconde partie du XIX^{ème} Siècle qu'apparaissent les premières mesures de la qualité des eaux de rivière. Dès 1857 E. Belgrand estime que les substances qui altèrent la pureté des eaux de source du bassin de la Seine sont très peu nombreuses. Ces substances sont la tourbe et les sels de chaux (sulfates, carbonates et chlorures). Le paramètre de base est le degré hydrotimétrique. Malheureusement le pourquoi de telles mesures sur les sources du bassin, étendues à plusieurs centaines de sources, n'est pas clairement expliqué. On peut se douter qu'il s'agit là d'un inventaire des ressources du bassin pour l'alimentation en eau potable. Dans un article ultérieur (Belgrand, 1873) il s'intéresse au problème des eaux incrustantes qui causent de graves problèmes de canalisation dans Paris et le titre hydrotimétrique lui permet de sélectionner les sources pour alimenter la capitale en évitant autant que possible les concrétions dans les réseaux d'adduction. Il s'agit donc là d'alimentation en eau potable, mais l'aspect santé publique n'apparaît nullement.

Par contre une commission est nommée par décret en 1874 pour remédier à l'infection de la Seine aux abords de Paris. Le rapport de la commission établi par Belgrand en 1875 décrit l'état de la Seine. On n'y parle pas de qualité de l'eau mais de pureté satisfaisante ou non. Les descripteurs utilisés sont tout d'abord visuels (poissons morts, coloration de l'eau, apparition de bulles de fermentation) ou olfactifs, mais aussi chimiques comme l'azote organique et totale ainsi que l'oxygène dissous (les données d'oxygène dissous sont empruntées au rapport Boudet de 1874 qui a mesuré l'oxygène en de nombreux points de l'amont de Corbeil jusqu'à Rouen). Des mesures de la composition des gaz de fermentation ont même été effectuées. Par ailleurs des mesures de nitrates et d'ammonium ont été réalisées dans Paris (Boussingault 1876).

Au XIX^{ème} Siècle des mesures étaient également faites sur les eaux brutes destinées à la production d'eau potable. Le tableau 1 montre l'apparition de différents paramètres à l'usine d'Ivry-sur-Seine (Naves, 1989; Mission Déléguée de Bassin Seine-Normandie, Agence Financière de Bassin Seine-Normandie, 1976)

Année	Paramètres
1884	NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , NH ₄ ⁺ , résidu sec O ₂
1889	Germes totaux 20°C
1917	<i>E. coli</i>

Tableau 1 : Apparition des paramètres à l'usine de production d'eau potable d'Ivry-sur-Seine.

A cette époque les mesures sont hebdomadaires (Mission Déléguée de Bassin Seine-Normandie, Agence Financière de Bassin Seine-Normandie, 1976) et ce même type de mesure est conduit à la même époque sur la Marne. Les paramètres microbiologiques apparaissent faisant ainsi échos au décret du 30 septembre 1884 et à la circulaire ministérielle du 5 septembre 1885 demandant à ce que l'analyse chimique soit complétée par un examen microscopique (Vial, 1995).

En fait, dès la fin du XIX^{ème} siècle, la problématique de l'analyse de l'eau par rapport aux usages est déjà posée. Le degré hydrotimétrique des adductions d'eau, germes, nitrates et eau brute destinée à la fabrication d'eau potable, matières azotées et fermentescibles, aspect visuel et olfactif pour un usage qu'on pourrait qualifier d'agrément ou du moins de non désagrément. A cela s'ajoute les poissons (Belgrand, 1875) sans vraiment pouvoir déterminer si leur vie ou

leur survie est un objectif en soi, ou s'ils servent de critères de jugement de la qualité de la Seine. Ceci peut être rapproché d'un usage qualifiable de patrimonial ou de respect du fonctionnement du fleuve.

La panoplie des paramètres utilisés pour décrire la qualité des eaux s'est progressivement enrichie durant la première partie du XX^{ème} siècle (DBO₅, DCO, Azote et phosphore notamment) et depuis la seconde moitié de ce siècle les paramètres se sont multipliés très rapidement avec l'arrivée des mesures de métaux et de micropolluants organiques comme le montre la figure 1.

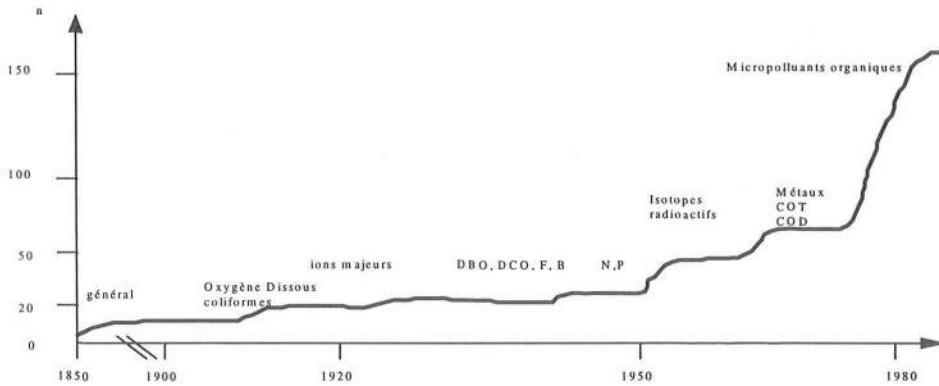


Figure 1. Schéma de l'évolution des descripteurs chimiques de la qualité des eaux pris en compte dans les réseaux de surveillance (d'après Meybeck, et Helmer., 1989).

Cette augmentation du nombre des paramètres est liée à l'évolution des contraintes pesant sur les rivières avec un décalage temporel entre l'émergence de ces nouvelles altérations et la mise en oeuvre de techniques d'analyses adéquates pour leur quantification.

2. De la nécessité de s'y retrouver dans la multitude

En France, il suffit de regarder le nombre de paramètres suivis dans les réseaux de mesures de la qualité des eaux de surface à deux dates différentes pour apprécier pleinement ce phénomène de multiplication des descripteurs de la qualité des eaux.

Les réseaux de mesures ont débuté avec l'inventaire du degré de pollution des eaux superficielles en 1971 qui s'est transmuté en Réseau National de Bassin (RNB) en 1987. En 1971 les stations les plus suivies faisaient l'objet de la recherche de 42 paramètres, actuellement il est courant de dépasser 150 paramètres. Il n'est pas besoin de faire de schéma compliqué pour saisir qu'il n'est pas aisé de transmettre facilement les informations issues d'un tel système encore en voie de complexification et pour comprendre qu'il est nécessaire de créer des plans d'intégration des différents éléments pour que ce volumineux ensemble de

données joue un rôle effectif dans la gestion et la compréhension des systèmes. « L'homme essaie de se faire, de la façon qui lui convient le mieux, une image simplifiée et intelligible du monde ... » disait A. Einstein en 1918 . Cela signifie, en transposant à notre sujet, qu'il faut fournir au technicien, au gestionnaire, au politique ou au grand public une image synthétique des multiples données acquises. A cette fin, différents niveaux d'intégration sont possibles.

2.1. Les paramètres intégrateurs

Il existe à la base un certain nombre de paramètres intégrateurs que l'on appelle également indicateur dans certains cas. S'ils sont réducteurs par essence, ils ont un intérêt pratique évident puisqu'ils permettent de quantifier sommairement une pollution dans des domaines où il est quasiment impossible d'accéder aux informations élémentaires. C'est le cas notamment de la pollution organique pour laquelle il est onirique de penser donner sa composition fine. Dès lors on se contente de la demande chimique ou biologique en oxygène (DCO et DBO₅) qui est un bon estimateur de sa quantité à défaut de qualité. C'est la même difficulté qui a été rencontrée pour les organo-halogénés et qui a conduit à la mise au point des AOX. Dans le domaine de la bactériologie, et ce dès les années 50, on s'est attaché à mettre au point des germes tests qui seraient représentatifs des pathogènes qu'on savait être surtout d'origine fécale. Ces germes devaient faire partie de la flore intestinale et être non pathogènes (J. Vial 1995). Ainsi on disposait de germes indicateurs de contamination fécale qui, s'ils sont retrouvés dans l'eau, laissent supposer la présence d'autres germes pathogènes.

2.2. Les grilles de qualité

Les paramètres intégrateurs ne sont intégrateurs que d'une partie d'un phénomène même s'ils en sont les révélateurs. Le problème reste qu'ils conservent leur aspect de paramètre technique et qu'ils ne comportent à la lecture de leur valeur aucun message de jugement : bon, mauvais... L'objectif des grilles de qualité est, par conséquent, de délivrer un message sur l'interprétation des données brutes et si possible en regroupant des informations. Cette interprétation s'effectue en général en rangeant les données souvent continues par nature en classes discontinues : ce sont les classes de qualité. L'ensemble de l'ordonnancement de paramètres en classes de qualité est regroupé dans une ou plusieurs grilles de qualité. Souvent les grilles de qualité ne décrivent que des états et sont déconnectées des différents usages et fonction du cours d'eau. Il en est ainsi des systèmes Allemands, Hollandais (ABC, 1991), Suédois (Swedish EPA, 1991) et des exploitations de l'Agence Européenne de l'Environnement (AEE, 1994).

En France la grille de qualité date 1971 dépassait déjà cet aspect uniquement descriptif et permettait de recaler la qualité, traduite en terme de classe de qualité (4 à l'époque), en fonction de différents usages de l'eau comme l'eau potable, l'abreuvement des animaux, la vie des poissons... L'utilisation de la grille de 1971 a été un guide irremplaçable pour la mise en place des objectifs de qualité pour lesquels il était possible de déterminer des exigences minimales en fonction des vocations des cours d'eau (Salleron, 1994). Cependant la succession de publication de directives européennes « sectorielles », c'est-à-dire spécifiques à certains usages de l'eau, a fait tomber en désuétude l'aspect multi-usage de la grille. Tant et si bien que la grille de 1971 a souvent été réduite à sa plus simple expression, nommée souvent abusivement « grille de la qualité générale des cours d'eau » et qui en fait ne prend en compte que la pollution due aux matières organiques et oxydables (5 paramètres) à laquelle s'ajoute au gré des besoins les nitrates ou le phosphore. De plus, la grille de 1971 a été un succès et est devenue quasiment mythique parce qu'elle traduisait en 5 couleurs les résultats de mesures de plusieurs dizaines de paramètres sur une durée plus ou moins grande et donc un nombre de

prélèvement plus ou moins grands et que ces couleurs permettaient de savoir quels étaient les usages satisfaits ou non. Avec un tel système il est donc simple de communiquer, de faire comprendre et donc d'agir.

A l'orée des années 1990 le Ministère de l'Environnement a tenté de contrecarrer cette dérive en instaurant des grilles complémentaires concernant notamment les formes de l'azote, du phosphore et la chlorophylle. Mais il s'agit plutôt de grilles de lecture que de grilles de qualité puisque les seuils des différentes classes ne sont pas liés à des effets, ni d'ailleurs à des usages ou des fonctions de l'eau des rivières. Les classes sont plutôt représentatives de la distribution des valeurs observées lors de l'établissement de ces grilles.

2.3. L'évolution en France

Depuis quelques années le monde de la qualité de l'eau a évolué :

- plus grande étendue et finesse des techniques analytiques, notamment pour les micropolluants ;
- meilleure estimation de la pollution classique mais émergence d'autres problèmes tels que l'eutrophisation ;
- volonté de prendre en compte non seulement la physico-chimie de l'eau mais aussi la biologie et le milieu physique.

Ces évolutions vont de pair avec une dérive de l'utilisation des grilles de qualité et la reprise en droit français des directives européennes dans lesquelles chacun puise les paramètres qui lui conviennent. Il s'est donc imposé à tous la nécessité de prendre en compte les évolutions techniques et conceptuelles, le contexte européen, et donc l'harmonisation des outils de qualification des cours d'eau. Une enquête (ABC, 1991) permettant de jeter les bases d'un nouveau Système d'Évaluation de la Qualité (SEQ) des eaux a permis de dégager les besoins des utilisateurs potentiels :

- évaluer l'aptitude d'un cours d'eau à remplir certaines fonctions ;
- identifier les altérations qui réduisent cette aptitude ;
- mesurer l'amplitude de cette réduction.

Il est intéressant de noter que la notion de fonction s'est substituée à celle d'usage puisqu'il est apparu au cours de l'enquête que la fonction biologique, c'est-à-dire l'équilibre de l'écosystème aquatique, était primordial au même titre que l'alimentation en eau potable. Il n'y a donc pas que les usages anthropiques à prendre en compte.

Le nouveau système, qui est en cours de finition concilie ces différents objectifs en fournissant trois sorties possibles :

- l'état des fonctions qui donne l'évaluation de l'aptitude d'un cours d'eau à les remplir (aujourd'hui six fonctions ont été traitées) ;
- l'indice d'altération pour connaître l'importance d'une altération (une altération étant ici un regroupement homogène de paramètres, par exemple les matières organiques et oxydables, l'acidification...) de manière continue en transformant la valeur du paramètre en un indice compris entre 0 et 100 ;
- le degré d'altération qui est une représentation en terme de classes de l'indice.

Sont donc disponibles les états des fonctions et les degrés d'altérations par classes (jusqu'à 5 classes traduites en couleurs) et des indices d'altérations continues qui permettent d'avoir une meilleure précision de l'importance de l'altération au sein même d'une classe et d'en apprécier ensuite l'évolution. La figure 2 permet de visualiser les plans d'agrégations et de synthèses des données.

RELATIONS ALTERATIONS FONCTIONS

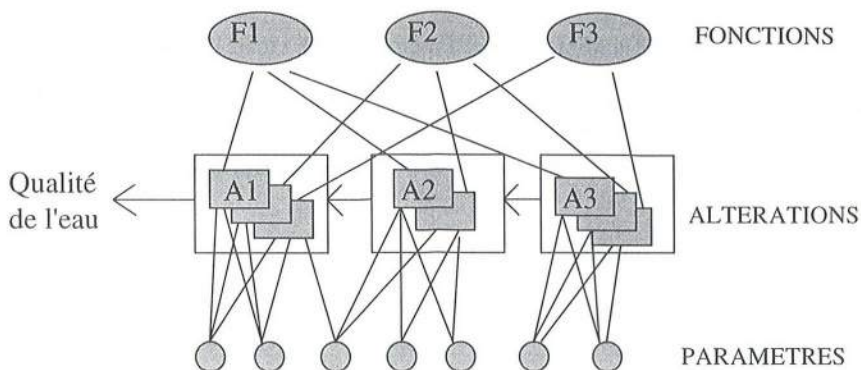


Figure 2. Niveaux d'intégrations des données dans le SEQ-eau.

L'intérêt de ce nouvel outil est de pouvoir s'adresser à de multiples publics comme le suggère le tableau 2. Chaque usager peut y trouver l'élément de base nécessaire à son information ou pouvant l'aider à prendre une décision.

Sorties du SEQ Eau	Publics concernés
évaluation du niveau des altérations	<i>Publics Relais, Techniciens</i>
suivi de l'évolution des altérations par les indices	<i>Décideurs, Techniciens</i>
indicateurs sur l'aptitude de l'eau à remplir les fonctions	<i>Décideurs, Techniciens, Publics Relais</i>
évolution d'une « qualité de synthèse » de l'eau	<i>Publics Relais, Décideurs</i>

Tableau 2 : Exemples de publics pour les différentes sorties du SEQ eau. (Publics Relais : associations, journalistes, enseignants).

3. Glissement vers une indication de la qualité des cours d'eau

Jusqu'à la fin des années 1980, on ne se préoccupait en pratique que de gérer des informations sur la qualité physico-chimique de l'eau et des sédiments. Or, il est devenu évident qu'on ne doit pas s'intéresser qu'à une seule partie du contenu des rivières et on s'oriente désormais vers une appréciation de la qualité des cours d'eau (contenant et contenu) et des équilibres qui la régissent. On aboutit dès lors à une notion de qualité écologique des cours d'eau. La figure

3 montre comment le nouveau SEQ des cours d'eau tente d'intégrer dans son schéma conceptuel les différents éléments. Il est clair que si l'eau et les sédiments constituent la base d'un tel système c'est que de nombreux outils et indices existent déjà et reposent sur un historique de pratique et d'interprétation solide. Il n'en va nullement de même pour le milieu physique pour lequel les descripteurs pertinents n'existent pas ou au mieux sont en cours de définition.

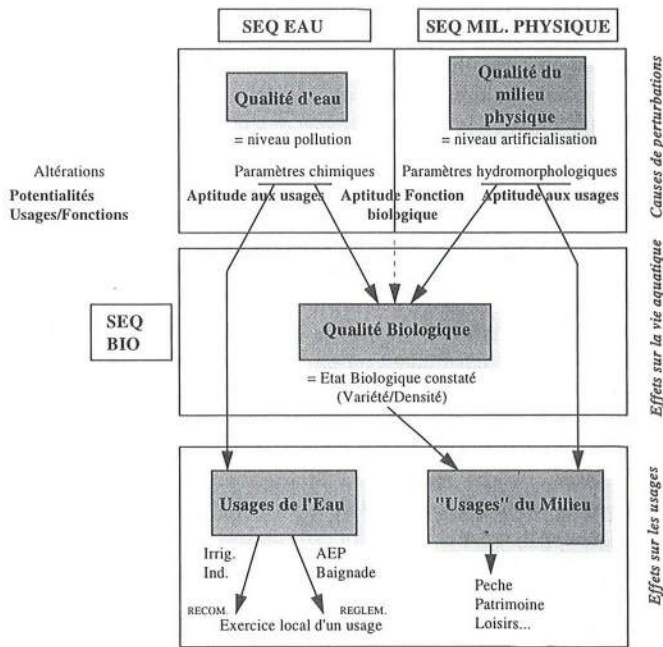


Figure 3 : Articulation des différents « compartiments » des cours d'eau au sein du SEQ eau

Le compartiment biologique est dans une situation intermédiaire. Déjà l'indice biotique (Verneaux, 1967) faisait partie de la grille de 1971. Cet indice reposant sur la diversité et la polluosensibilité des macroinvertébrés benthiques s'est transformé au fil du temps pour devenir l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN). Cet indice désormais couramment utilisé donne deux indications. L'une est une note sur 20 qui informe plutôt sur la capacité biogène du milieu et l'autre, le groupe faunistique indicateur, renseigne sur la qualité de l'eau. Les Agences de l'Eau cherchent actuellement à mettre au point de nouveaux indices qui s'attachent à d'autres niveaux taxinomiques : diatomées, végétaux supérieurs, poissons, afin de parfaire la description qualitative de l'édifice écologique. Il existe évidemment beaucoup de méthodes biologiques publiées (Ministère de l'Environnement, GIP Hydrosystèmes, AGHTM, 1994; Commission des Communautés Européennes, 1992; I.D.E. Environnement, 1994) mais peu sont utilisées ou utilisables en routine.

Par delà l'expérience du chercheur il s'agit bien de développer des méthodes pratiques applicables aux réseaux de mesures et dont les résultats sont porteurs de jugement : c'est ce que l'on appelle des indices. Le problème reste d'arranger les informations issues des différents compartiments eau, milieu physique, biologie en un tout cohérent délivrant une appréciation globale.

4. Conclusion

Les indices sont utilisés depuis longtemps sous forme de paramètres indicateurs, depuis quelques décennies en terme de classes de qualité au sein de grilles. Malgré leur aspect forcément réducteur, ce sont ces indices qui permettent de gérer le quotidien de façon opérationnelle. Évidemment les indicateurs de type interprétatif tels que les grilles de qualité doivent reposer sur des bases sensées ou références. Le problème est que les références sont délicates à obtenir notamment vis-à-vis de la fonction biologique, quand il s'agit de les identifier à des valeurs naturelles ou du moins à des niveaux non influencés par l'homme. Il est très difficile de remonter à ces valeurs (Meybeck et Helmer 1989), mais cela peut éventuellement se faire par traitement statistique dans le cas des métaux par exemple (Vernet et al, 1977; Péreira-Ramos, 1988). Les références peuvent être basées sur des connaissances scientifiques telles que des critères de toxicité sur des organismes cibles. C'est par ailleurs la méthode utilisée par les Agences de l'Eau pour les micropolluants dans le SEQ-eau. Il est également possible d'utiliser des valeurs issues de la réglementation. Dans certains cas, il est en effet difficile de s'écarter des textes réglementaires, mais il est toujours possible d'ajouter des critères complémentaires quand les textes sont lacunaires. Enfin les références sont probablement multiples mais elles doivent être porteuses de sens de manière à ce que les échelons supérieurs de d'édifice et donc leur traduction en indicateurs n'en soient pas dénués non plus.

En définitive le décideur, le public et même les techniciens rêvent d'un indicateur de l'altération des cours d'eau unique et fiable. Mais cela n'existe pas et n'existera sans doute jamais, même s'il est vrai que les indices issus de la biologie sont certainement les plus intégrateurs (physique, chimique et trophique). Un indice n'est jamais suffisant, il n'est qu'un élément premier, une première piste et on doit être en mesure de dérouler le fil des informations passant dans les différents plans d'agrégation afin de déterminer le pourquoi de la valeur prise par l'indice.

Certains estiment que la question primordiale à laquelle doit répondre de bons outils de jugement de la qualité des cours d'eau est la suivante : « est-ce que le poisson pêché est mangeable et possède sa qualité gustative normale »? (Bédiot, 1996). Il est vrai que ce type d'indication est très important et délivre en une seule réponse bien des informations. Le problème est que, outre la difficulté de se procurer une bonne cuisinière de terrain, des tronçons de rivière peuvent être naturellement dépourvus de poisson et donc que cette absence ne peut donc s'interpréter comme une dégradation de la qualité du cours d'eau, de plus certains poissons sont naturellement immangeables. Là sont les limites des indices et indicateurs de toute nature.

Références bibliographiques

- ABC (1991) Base de définition d'un système d'évaluation de la qualité des cours d'eau. Coll; études Inter-Agences, 2 tomes, 90 p + annexes et 30 p.
- Agence Européenne de l'Environnement (1994) European rivers and lakes. Assessment of their environmental state. EEA Environmental Monographs 1, Copenhague, 122 p.
- Bédiot G. (1996) La confection des tableaux de bord : réflexions préliminaires sur l'évaluation de l'efficacité de l'action financière des agences de l'eau. *La Houille Blanche*, sous presse.
- Belgrand E. (1857) Mémoire : 1- sur les observations du 1er mai 1854 au 30 avril 1855; 2- sur la qualité des eaux de sources du bassin. *Annales des Ponts et Chaussées*, Mémoires et Documents, n°168, 257-307.
- Belgrand E. (1873) Conditions à rechercher dans le choix d'une source pour l'alimentation de Paris. *Annales des Ponts et Chaussées*, Mémoires et Documents, n°23, tome 5, 315-326.
- Belgrand E.. (1875) Commission chargée de proposer les mesures à prendre pour remédier à l'infection de la Seine aux abords de Paris. Rapport de la commission. *Annales des Ponts et Chaussées*, Mémoires et Documents, n°53, tome 2, 632-684.
- Boussingault (1876) Dosages des nitrates et de l'ammoniaque dans l'eau de la Seine, prise le 18 mars 1876 au-dessus du pont d'Austerlitz. *C.R. Acad. Sc.*, 82, 658, in Thibert S. (1994) Exportations naturelles et anthropiques des ions majeurs et des éléments nutritifs dans le bassin de la Seine., Thèse de Doctorat de l'Université de Paris VI, 204 p + annexes.
- Commission des Communautés Européennes (1992) River water quality. Ecological assessment and control. Intern. Conf. 16-18 dec. 1991, Bruxelles, Ed P.J.Newman, Piavaux M.A., Sweeting R.A., 751 p.
- Einstein A. (1918) Allocution pour les cérémonies officielles du 60ème anniversaire de Max Planck, in Albert Einstein, créateur et rebelle. B. Hoffmann. 1975, coll. Points Seuil, Paris, 302p.
- Grand Larousse Encyclopédique en 10 volumes (1960) Tome 1.
- I.D.E. Environnement (1994) Étude bibliographique des méthodes biologiques d'évaluation de la qualité des eaux de surface continentales. Collection des études Inter-Agences, n°35.
- Meybeck M. et Helmer R.. (1989) The quality of rivers : from pristine stage to global pollution. *Paleogeogr., Paleoclim., Paleoecol.*, 75, 283-309.
- Ministère de l'Environnement, GIP Hydrosystèmes, AGHTM (1994) Les variables biologiques : des indicateurs de l'état de santé des écosystèmes aquatiques. Séminaire national, 2 et 3 nov. 1994, Paris, 233 p.
- Mission Déléguée de Bassin Seine-Normandie, Agence Financière de Bassin Seine-Normandie. (1976) Les bassins de la Seine et des cours d'eau normands. Tome 2, fascicule 8, 192 p.
- Naves J. (1989) Évolution de la qualité de l'eau en Seine à Ivry-sur-Seine de 1887 à 1986. Mémoire du D.E.A. National d'Hydrologie, Université Pierre et Marie Curie, Paris, 67 p + annexes.
- Péreira-Ramos L. (1988) Étude et exploitation critique de résultats d'analyses de métaux sur sédiments. Agence de Bassin Seine-Normandie, Institut d'Hydrologie et de Climatologie. 59 p + annexes.
- Salleron J.L. (1994) Qualité des cours d'eau : objectifs et constat. Actes des 5èmes journées du D.E.A. Sciences et Techniques de l'Environnement, Gestion Intégrée des Milieux Aquatiques. 19 et 20 mai 1994, Paris, 123-134

- Swedish Environmental Protection Agency (1991) Quality criteria for lakes and watercourses. A system for classification of water chemistry and sediment and organism metal concentrations. Solna, 32 p.
- Verneaux J. et Tuffery G. (1967) Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes - Indices biotiques. *Ann. Sci. Univ. Besançon, Zool.* 3, 79-90.
- Vernet J.P., Rapin F., Favreger R.Y. et Fernex F. (1977) Contamination des sédiments marins de la Côte d'Azur par les métaux lourds. Quelques problèmes méthodologiques. *Rev. Océanogr. Méd.*, tome XLVII, 91-95.
- Vial J. (1995) Les risques sanitaires liés à la microbiologie de l'eau : évolution et modalités d'évaluation. *T.S.M.*, n°3, 172-178.

Liste des auteurs

BERTRAND-KRAJEWSKI Jean-Luc
CTIA
91, rue Paulin
BP 9
33029 Bordeaux Cedex

BOURNET Pierre-Emmanuel
CERGRENE-ENPC
6-8, ave Blaise-Pascal
Cité Descartes, Champs-sur-Marne
77455 Marne-la-Vallée Cedex 2

BRABANT Jean-Marie
LATTES-ENPC
6-8, ave Blaise-Pascal
Cité Descartes, Champs-sur-Marne
77455 Marne-la-Vallée Cedex 2

CHEBBO Ghassan
CERGRENE-ENPC
6-8, ave Blaise-Pascal
Cité Descartes, Champs-sur-Marne
77455 Marne-la-Vallée Cedex 2

ÉTIENNE Janique
CERGRENE-ENPC
6-8, ave Blaise-Pascal
Cité Descartes, Champs-sur-Marne
77455 Marne-la-Vallée Cedex 2

HEDGES Peter
Aston University
Aston Triangle
Birmingham B4 7ET, England

LE COZ Christian
CERGRENE-ENPC
6-8, ave Blaise-Pascal
Cité Descartes, Champs-sur-Marne
77455 Marne-la-Vallée Cedex 2
Tél. : 01 64 15 37 37
Fax : 01 64 15 37 64
E. Mail : le-coz@cergrene.enpc.fr

LUCAS-AIGUIER Emmanuelle
CERGRENE-ENPC
6-8, ave Blaise-Pascal
Cité Descartes, Champs-sur-Marne
77455 Marne-la-Vallée Cedex 2

MOREL À L'HUISSIER Alain
CERGRENE-ENPC
6-8, ave Blaise-Pascal
Cité Descartes, Champs-sur-Marne
77455 Marne-la-Vallée Cedex 2

PEREIRA-RAMOS Luc
Agence de l'eau Seine-Normandie
51, rue Salvador-Allende
92027 Nanterre Cedex
Tél. : 01 41 20 18 23
Fax : 01 41 20 16 09

PERIÀÑEZ Manuel
Fondation d'analyse et de recherches
Paris

PERROS Pascal E.
LISA, Université Paris 12
61, ave du Général-de-Gaulle
94010 Créteil
Tél-Fax : 01 45 17 15 25
E. Mail : perros@univ.paris12.fr

RENAUDOT Christian
AIRPARIF

ROUX Christian
CERGRENE-ENPC
6-8, ave Blaise-Pascal
Cité Descartes, Champs-sur-Marne
77455 Marne-la-Vallée Cedex 2

SEIDL Martin
CERGRENE-ENPC
6-8, ave Blaise-Pascal
Cité Descartes, Champs-sur-Marne
77455 Marne-la-Vallée Cedex 2

ULRICH Erwin
Office national des forêts
Département des recherches techniques
Bd de Constance
77300 Fontainebleau
Tél. : 01 60 74 92 21
Fax : 01 64 22 49 73

VINÉ Pascal
Laboratoire commun de télédétection
CEMAGREF-ENGREF
500, rue Jean-François Breton
34093 Montpellier Cedex 5