



Direction des Rivages Normands

Disparition des *Escherichia coli* dans les rivières normandes.

réalisation : Pascal Beaudeau (chef de projet)
Nicolas Tousset
Amélie Lefèvre

visa du Directeur : Luc Bertin

devis ET 95 / 205 (travaux 1995)
commande 95.97.931

devis ET 95 / 346 (survol des sites et clichés)
commande 95.97.943

devis ET 96 / 071 (travaux 1996 et 1997)
commande 96.97.943



Disparition des *Escherichia coli* dans les rivières normandes.

Sommaire :

1. DEVENIR DES ENTEROBACTERIES REJETEES DANS LES EAUX DE SURFACE.....	6
1.1 LA DILUTION	6
1.2 LA PREDATION	7
1.3 LES CHOCS OSMOTIQUES.....	8
1.4 LES MATIERES ORGANIQUES (MO).....	8
1.5 LA LUMIERE.....	9
1.6 LA SEDIMENTATION ET LE ROLE DES MATIERES EN SUSPENSION (MES).....	11
1.7 LE CONCEPT FLOU DE « MORTALITE BACTERIENNE ».....	12
1.8 FORMALISATION DE LA CINETIQUE DE DISPARITION.....	13
1.9 CONCLUSION.....	15
2. PRINCIPES GENERAUX ET PROTOCOLE DE L'ETUDE.....	17
2.1 CHOIX DU GERME TEMOIN DE CONTAMINATION FECALE	17
2.2 PRINCIPE DE L'ECHANTILLONNAGE.....	17
2.2.1 Notion de site idéal	18
2.2.2 Echantillonnage des concentrations bactériennes.....	19
2.2.3 Echantillonnage des contaminations latérales, correction des coefficients de disparition.....	20
2.3 ANALYSE STATISTIQUE.....	21
2.3.1 Traitement du biais dû aux contaminations latérales incontrôlées.....	21
2.3.2 Pondération des coefficients de disparition mesurés en fonction de la confiance associée.....	22
2.3.3 Validation du modèle.....	22
2.4 CHOIX DES COVARIABLES.....	23
2.4.1 Inactivation par la lumière.....	23
2.4.2 Facteurs biotiques (prédation.....)	24
2.4.3 Sédimentation.....	25
2.4.4 Action combinée de différents facteurs.....	26
2.4.5 Tableau des covariables.....	26
3. PRESENTATION DES RIVIERES.....	29
3.1 GEOGRAPHIE ET GEOLOGIE DES RIVIERES RETENUES.....	30
3.1.1 La Béthune.....	30
3.1.2 L'Yères.....	30
3.1.3 La Touques.....	30
3.1.4 La Risle.....	31
3.1.5 La Morelle.....	31
3.1.6 Conclusion.....	31
3.2 QUALITE DES EAUX DES RIVIERES.....	32
3.3 PRESENTATION DES SECTEURS ETUDIES.....	33
4. METHODES : ASPECTS TECHNIQUES.....	36
4.1 TRAÇAGES : REALISATION ET EXPLOITATION.....	36
4.1.1 Mesure des temps de transit.....	36
4.1.2 Mesure des débits.....	37
4.2 L'ECHANTILLONNAGE.....	38
4.2.1 Mode d'échantillonnage.....	38
4.2.2 Localisation des points de prélèvements et calendrier.....	38
4.3 METROLOGIE.....	41
4.3.1 Analyses bactériologiques.....	41
4.3.2 Analyses des traceurs.....	42
4.3.3 Autres analyses physico-chimiques.....	42
4.4 LOGICIELS.....	43

5. ESTIMATION DE L'IRRADIATION IN SITU DES BACTERIES A PARTIR DES MESURES DE LUMIERE EN PLEIN CHAMP.....	44
5.1 MODELISATION DE L'ABATTEMENT DU RAYONNEMENT PAR L'OMBRAGE.....	44
5.2 MODELISATION DE L'ABATTEMENT DU RAYONNEMENT AU SEIN DE LA MASSE D'EAU.....	45
5.2.1 Extinction de la lumière en fonction de la turbidité.....	46
5.2.2 Mesure des gabarits des rivières.....	47
5.2.3 Calcul des puissances rayonnées efficaces.....	48
5.3 RESULTATS.....	49
6. CONTRIBUTION DES ALEAS DE MESURE A LA VARIANCE DE K, IMPACT SUR L'ANALYSE STATISTIQUE.....	51
6.1 SOURCES DES ALEAS METROLOGIQUES DE K.....	51
6.2 ALEAS SUR LES MESURES DE CONCENTRATIONS BACTERIENNES.....	52
6.3 EXPRESSION DE LA VARIANCE DE K ATTRIBUABLE A LA METROLOGIE ET IMPACT STATISTIQUE.....	53
6.4 NOTE : PART DE VARIANCE LIEE AU PRELEVEMENT, PART LIEE A L'ANALYSE ET DESIGN DE L'ECHANTILLONNAGE.....	55
7. RESULTATS : DISPERSION DES COEFFICIENTS DE DISPARITION, RECHERCHE DES DETERMINANTS.....	57
7.1 VALIDATION DES DONNEES ET CALCULS LIMINAIRES.....	57
7.1.1 Validation des données.....	57
7.1.2 Distribution des coefficients de disparition.....	59
7.1.3 Corrélations parmi les covariables.....	60
7.2 LE MODELE LINEAIRE ET SA VALIDATION.....	61
7.2.1 Le modèle linéaire.....	61
7.2.2 Validation du modèle linéaire.....	66
7.2.2.1 Approche statistique.....	66
7.2.2.1.1 Distribution des résidus du modèle.....	66
7.2.2.1.2 Monotonie de la relation entre les valeurs de K observées et leurs estimées.....	68
7.2.2.2 Robustesse.....	69
7.2.3 Variante en métrique logarithmique.....	71
7.3 ABAQUES ET PRECAUTIONS D'EMPLOI.....	73
8. DISCUSSION.....	76
8.1 ROLE DE LA LUMIERE ET DE LA PREDATION : DISCUSSION CRITIQUE.....	76
8.1.1 Corrélations et causalité : généralités.....	76
8.1.2 Reproductibilité comparée de 2 modèles alternatifs.....	76
8.1.3 Fondement de la prédation des bactéries fécales par le benthos.....	77
8.1.4 La lumière facteur de confusion.....	79
8.1.5 Comparaison avec les données de la littérature.....	80
8.1.6 Des protocoles expérimentaux polarisés.....	81
8.2 PERSPECTIVES : INFLUENCE DE LA DYNAMIQUE SEDIMENTAIRE.....	82
8.3 LIMITES D'INFLUENCE DES REJETS EN RIVIERES.....	84
9. CONCLUSION GENERALE, RESUME.....	86
10. REFERENCES.....	89

annexes :

- annexe 1 : cartes détaillées**
- annexe 2 : les données**
- annexe 3 : tableaux complets des corrélations**
- annexe 4 : abaques $K = f(Q, TE, MESn)$**

GLOSSAIRE en dernière page

ERRATUM

Rapport AESN / LEA, janvier 98 :

« Disparition des *E.coli* dans les rivières normandes »

p 24 : « On montre que la surface spécifique est approximativement proportionnelle à $Q^{-0,5}$ » et note de bas de page.

Corrigé:

La prédation benthique est proportionnelle à la surface spécifique, rapport entre la surface élémentaire du lit et le volume d'eau en contact avec cette surface. La surface spécifique est d'autre part égale à l'inverse du périmètre mouillé.

La fonction puissance du débit $Q^{-0,50}$, ajustée **empiriquement** sur les données disponibles, explique à elle seule plus du tiers de la variance du coefficient K de disparition. Cette variable est étroitement liée au gabarit de la rivière : par exemple, la corrélation entre la largeur moyenne des tronçons de rivière et la racine carrée du débit vaut $R^2 = 0,89$ ($N = 14$). $Q^{-0,50}$ est donc une indicatrice fidèle de la surface spécifique, plus facilement accessible à la mesure que le périmètre mouillé.

Introduction.

L'assainissement des côtes normandes représente un enjeu sanitaire et économique important (tourisme, conchyliculture). La situation a connu une amélioration sensible mais reste délicate au niveau des plages du Calvados et de certains gisements de coquillages [3].

La pollution fécale mesurée par le dénombrement de bactéries témoins présente une dynamique originale par rapport aux autres pollutions. Une petite quantité d'eau d'égout peut contaminer une masse considérable d'eau de mer ; la pollution disparaît cependant spontanément et rapidement. Dans le droit fil de cette particularité, l'assainissement côtier s'est attaché à supprimer dans un premier temps les rejets les plus proches des secteurs à protéger.

L'assainissement des rejets côtiers a cependant mis à jour le rôle des rivières dans la contamination des rivages. En effet, corrélativement à la résorption des pollutions produites sur place, la part relative de pollution littorale importée de l'amont par le réseau hydrographique s'est accrue. L'hygiéniste se trouve maintenant confronté à des lacunes dans le corpus de référence quant à la dynamique des populations microbiologiques provenant de l'amont. La cinétique de disparition à appliquer à un flux émis par une station d'épuration au cours de son cheminement ne peut s'appuyer sur des expériences convaincantes, dans le sens où celles-ci émanent de milieux différents (mer ou cours d'eau anthropisés de grand gabarit). Il est dans ces conditions difficile de justifier le choix des limites amont des « zones sensibles » aux pollutions microbiologiques à l'intérieur des bassins versants côtiers. Le problème est d'autant plus sensible que le classement en « zone sensible » recèle des conséquences financières importantes pour les collectivités concernées.

Cette étude s'inscrit dans cette problématique et veut contribuer à combler les lacunes sur la dynamique de disparition bactérienne dans les rivières côtières normandes : mise au point d'un protocole *in situ*, constitution d'une collection de résultats, qualification et quantification des facteurs biotiques et abiotiques de disparition.

Le **premier chapitre** analyse rapidement la bibliographie relative aux mécanismes de la disparition des bactéries fécales dans les eaux de surface. Certains thèmes récurrents comme la valeur sanitaire des germes témoins de contamination fécale (GTFC) et des méthodes d'analyse fondées sur leur mise en culture y sont abordés. Ces sujets s'inscrivent cependant hors du champ de ce travail. Le choix de *Escherichia coli* (*E.coli*) et de la méthode des cultures sur microplaques, consacrés par l'usage et la réglementation, ne sont pas remis en cause.

Le **chapitre 2** décrit les principes sous-jacents aux manipulations de terrain et à l'analyse statistique des résultats. L'hydrodynamique spécifique des rivières nous a conduit à écarter les protocoles reposant sur le suivi d'une population bactérienne enfermée en chambre de dialyse au profit d'un protocole *in situ* (écologique).

Le **chapitre 3** dépeint les 5 rivières et les secteurs étudiés.

Le **chapitre 4** détaille la métrologie.

Le **chapitre 5** est consacré à la quantification du rayonnement solaire subi par les bactéries sur la base de mesures de terrain.

Le **chapitre 6** formalise au plan statistique le problème de la fiabilité des données et montre l'impact de ses fluctuations sur les options de calcul du modèle linéaire liant les coefficients de disparition aux indicateurs de stress.

Les lectures des chapitres techniques 4 à 6 n'est pas nécessaire à la compréhension générale des résultats.

Les résultats des calculs sont détaillés en **chapitre 7**, ainsi que les épreuves croisées de validation. Des abaques sont proposées pour l'estimation des coefficients de disparition et les conditions d'applications sont précisées.

La discussion qui suit en **chapitre 8** compare les résultats à ceux de la littérature et propose des éléments d'explication à certaines divergences.

Nous tenons enfin à ne pas retenir cette introduction sans mentionner le rôle de Pascal Magoarou (Direction des rivages normands de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie), pour la confiance qu'il nous accorda dans la conduite de ce projet, de Paul Ferlin (SEMA de la DIREN de Haute Normandie) pour sa contribution au choix des sites et Jean-François Lhuissier (laboratoire de mécanique de l'Université du Havre) et Alix Péron (Centre départemental de Seine-Maritime de Météo-France) qui nous ont fourni les bases pratiques et théoriques des mesures de lumière. Les données hydrologiques à caractère général ont été fournies par les SEMA de Haute et de Basse Normandie. Les 4 premiers chapitres reprennent et complètent le mémoire d'ingénieur sanitaire d'Amélie Lefèvre (1995) dont l'objectif était de mettre au point le protocole d'échantillonnage et de l'éprouver par une première confrontation au terrain. En 1996, Nicolas Tousset organisa et réalisa l'essentiel du travail de terrain et l'archivage des données. Il contribua aussi à la mise au point des indicateurs de disparition bactérienne. Pascal Beaudeau a assuré la conception et la direction du travail, les calculs et la rédaction.

1. Devenir des entérobactéries rejetées dans les eaux de surface.

Dans les années 1970, le pouvoir autoépurateur des eaux de surface et plus particulièrement de l'eau de mer était largement reconnu et considéré comme important [17, 25]. Ainsi, les études d'impact prévoyaient une mortalité rapide des bactéries fécales lorsqu'elles passaient du milieu producteur (l'intestin) au milieu récepteur. Un paramètre mesurant la vitesse de disparition des bactéries a alors été défini sur la base d'une cinétique de disparition d'ordre 1 : le T90. Il correspond au temps nécessaire à la disparition de 90% des germes et c'est le plus couramment utilisé. Nous lui préférons par la suite le coefficient de disparition K (h^{-1}) qui en est l'inverse et qui possède des propriétés statistiques plus intéressantes.

Plusieurs études ont ensuite reconsidéré le point de vue initial et démontré les grandes variabilités de K en fonction des régions, de la période de l'année, etc..[33].

Si le pouvoir autoépurateur du milieu est moins important qu'on l'avait tout d'abord cru, il n'en reste pas moins un fait reconnu par les scientifiques, même si la diversité des processus engagés n'en rend pas le contenu univoque. La plupart des études menées tentent de mieux identifier les facteurs impliqués dans la disparition des entérobactéries. Les principaux paramètres cités sont : la dilution, la sédimentation, la prédation, les chocs osmotiques et l'ensoleillement. Les matières en suspension et les matières organiques sont des paramètres qui interagissent fortement avec certains de ces facteurs. Nous passerons en revue les connaissances acquises sur le sujet, en tentant de préciser le rapport entre la nature du milieu et la dominance d'un facteur de disparition. Nous relaterons enfin succinctement les interrogations qui subsistent sur les concepts de mortalité bactérienne.

1.1 La dilution

En milieu ouvert et soumis à une hydrologie dispersive (courants, marées, clapot...), la dilution est considérée comme le facteur prépondérant dans l'abattement de la concentration des entérobactéries dans le milieu récepteur. Une étude réalisée dans la baie de Morlaix [33] a démontré que la diminution de la contamination du milieu récepteur par la dilution était 500 fois plus efficace que la mortalité bactérienne. Cependant, une autre étude a mis en évidence que ce phénomène n'expliquait pas la totalité des pertes bactériennes [27]. Des modèles hydrodynamiques ont ainsi supporté le choix de l'emplacement des émissaires en Côte d'Azur, afin que les concentrations en germes susceptibles d'atteindre les plages soient

acceptables [38]. La mise à profit de la dispersion est envisageable en milieu ouvert, il n'en va pas de même en rivière.

1.2 La prédation

La disparition des entérobactéries liée à des agents biotiques est également un facteur fréquemment évoqué [21, 28, 29, 30, 40]. Ces agents sont, soit des protozoaires bactériophages, soit des bactéries ou des virus qui lysent les entérobactéries. Les protozoaires sont des organismes unicellulaires de taille comprise entre 2 μm à 20 μm . Ils sont souvent parasites des plantes ou des animaux selon l'espèce. Les protozoaires responsables de la mortalité bactérienne appartiennent aux phylums *Sarcomastigophora* et *Ciliophora*. Les bactéries prédatrices les plus souvent mentionnées appartiennent au genre *Bdellovibrio*. Elles sont fréquemment rencontrées dans l'environnement. Deux autres types ont été récemment décrits : *Vampirococcus* et *Daptobacter* [29]. Les virus responsables de la lyse bactérienne sont des bactériophages. Dans les eaux douces les bactériophages spécifiques d'*E. coli* sont ceux qui ont été les plus étudiés. Ces agents, à cause des faibles probabilités de rencontre avec les bactéries, joueraient un rôle mineur dans le pouvoir autoépurateur de l'eau.

Une étude sur les eaux de la Seine (France) et du littoral belge conclut sur le rôle prépondérant des protozoaires sur la disparition des *E. coli* [29]. Le niveau de prédation suit un cycle saisonnier et dépend de la température. La surmortalité des *E. coli*, observée en été, serait due à une augmentation de l'activité bactéricivore des protozoaires avec la chaleur.

Il a également été démontré que la mortalité des *E. coli*, en présence de prédateurs (protozoaires et bactéries prédatrices telles que *Polyangium*) et lorsque l'échantillon est éclairé, est supérieure à la mortalité en présence de prédateurs seulement ou soumis à un éclairage uniquement [27], indépendamment de la croissance de la population des prédateurs. L'auteur suppose que la lumière accroît la vulnérabilité des *E. coli*.

Les résultats obtenus sur les eaux de fleuve ou de mer sont difficilement extrapolables aux petites rivières. Les connaissances manquent sur les espèces prédatrices dans ces rivières et leur importance dans l'auto-épuration. Concernant les rivières normandes, une zoogée se développerait sur le substrat rocheux lors des périodes chaudes. Cette biomasse pourrait participer à la capacité autoépuration intrinsèque des rivières (Ferlin, communication personnelle).

1.3 Les chocs osmotiques

Le choc hyperosmotique, subi par les entérobactéries rejetées en mer, est réputé néfaste pour leur survie. Certains auteurs ont, en effet, constaté une surmortalité des coliformes et streptocoques fécaux lorsque l'effluent de station d'épuration est dilué dans de l'eau de mer à la place de l'eau douce [17].

Cette mortalité serait apparente et correspondrait en fait à des altérations structurales et métaboliques des entérobactéries qui les empêchent de cultiver sur les milieux de culture classiques [18, 22]. Par exemple, l'activité de la bêta-galactosidase, sur laquelle est fondée la détection des coliformes sur milieu spécifique au lactose, disparaît en quelques jours en eau salée [18].

Gauthier souligne que les bactéries fécales sont soumises à de fortes pressions osmotiques dans l'intestin [18]. Les entérobactéries seraient donc préadaptées à la vie en milieu hypertonique et possèdent les appareils génétiques et enzymatiques adéquats. Leur faculté d'adaptation serait dépendant de leur phase de croissance au moment de leur émission (phase exponentielle défavorable). Ce serait en fait, le choc hypo-osmotique qui endommagerait le plus les bactéries fécales [14].

L'aptitude des entérobactéries à résister aux chocs osmotiques dépend essentiellement de leur histoire écologique depuis l'émission jusqu'à l'arrivée en mer. C'est pourquoi la résistance des entérobactéries dépend, non seulement de leur état physiologique dans les fèces mais également des caractéristiques des milieux récepteurs successifs [18] : osmolarité mais aussi teneurs en matières organiques qui semblent jouer un rôle déterminant dans la régulation osmotique des entérobactéries [22].

Des expérimentations menées dans l'estuaire du Saint Laurent tendent à montrer qu'une salinité à 2 ‰ constituerait les conditions les moins défavorables à la survie des bactéries provenant d'eaux usées [32].

1.4 Les matières organiques (MO)

Les MO ont un rôle protecteur vis-à-vis des entérobactéries. Leur présence augmente le temps de survie des bactéries dans l'eau de mer [10]. En effet, elles constituent d'importantes sources de carbone, de soufre, de phosphore [14]. Cependant, leur effet protecteur ne se limite pas au seul aspect trophique. Elles sont directement impliquées dans les processus d'osmorégulation [17, 22]. Leur présence ne favorise cependant pas toujours la survie des entérobactéries. Certains auteurs ont démontré qu'un ajout de 10 à 100 ppm de glucose à l'eau de mer, favorisait la croissance des bactéries autochtones au détriment d'*E. coli* [22]. De

plus, l'absence ou la faible concentration en MO (oligotrophie), améliorerait la résistance d'*E. coli* et *Salmonella typhimurium* à d'autres stress [18].

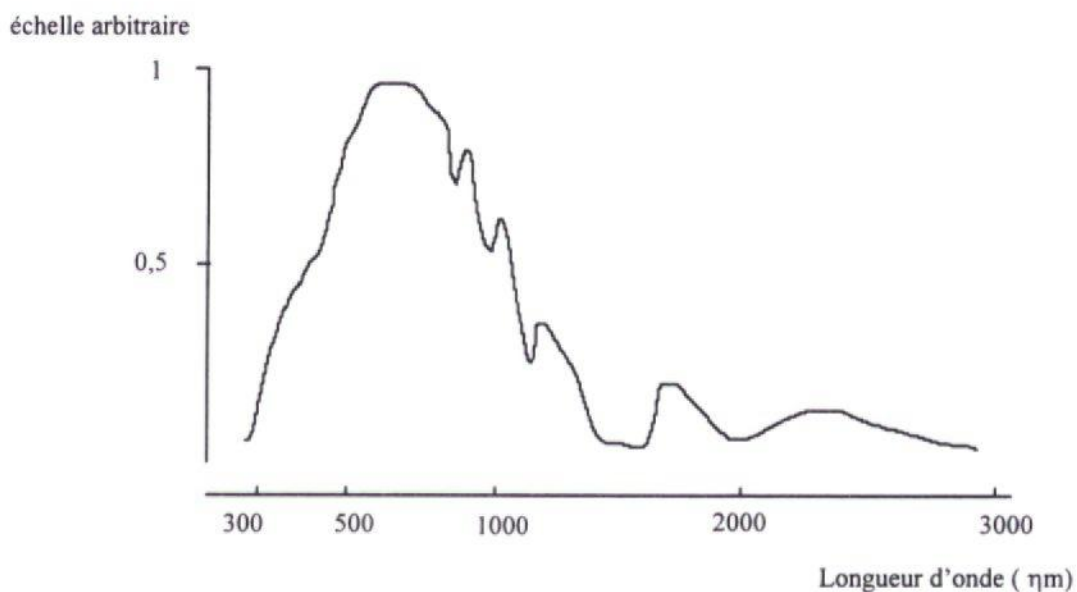
Enfin, l'absorption de rayonnements lumineux par certaines MO dissoutes en limiterait l'action bactéricide [35].

La disparité des résultats que l'on peut observer dans la littérature est liée à la grande diversité de substances que recouvre le terme « matières organiques ». Une caractérisation plus systématique de ces dernières permettrait de connaître l'impact sur les bactéries en fonction de leur qualité.

1.5 La lumière

Les rayonnements lumineux sont connus depuis longtemps pour leur pouvoir bactéricide [17, 25] et pris en compte dans les études d'impact en mer [4]. Le spectre émis par le soleil couvre toutes les longueurs d'ondes. Cependant, l'énergie émise n'est pas distribuée uniformément selon la fréquence (figure 1.1).

Figure 1.1 : Distribution de l'énergie du rayonnement solaire en fonction de la longueur d'onde (Documentation Kipp & Zonen). On remarque la faible part des U.V. dans l'énergie totale.



Les ultraviolets, considérés comme les plus efficaces, sont utilisés comme méthode de traitement de finition des effluents de station d'épuration [9]. La longueur d'onde la plus

germicide : 260 nm (ODA, 1969 cité par [9]), est obtenue par les lampes à vapeur de mercure. Cette longueur d'onde correspond au maximum d'absorption de l'ADN.

Il a également été démontré que la lumière du soleil était capable d'induire des lésions létales ou sublétales à *E.coli* [17, 25]. D'après certaines expériences, la lumière visible serait prépondérante dans l'effet bactéricide [17]. Un effet germicide des rayonnements indirects (obtenus lors de couvertures nuageuses) a même été observé [17]. Les *E.coli* ou les streptocoques soumis à cette luminosité ambiante présentaient une mortalité plus importante que les mêmes germes placés à l'obscurité. La disparité des conditions expérimentales rendent les différentes études difficilement comparables. Aucune étude de la mortalité bactérienne en fonction des différentes longueurs d'ondes du spectre solaire n'a été trouvée dans la bibliographie. Aussi n'est-il pas possible à l'heure actuelle de quantifier le pouvoir bactéricide comme fonction de la longueur d'onde (à énergie constante).

La biologie moléculaire apporte son éclairage sur les effets des radiations solaires. L'action bactéricide des ultraviolets est en partie attribuée aux lésions qu'ils produisent à l'ADN [20]. Un pontage entre deux thymines consécutives empêche la réplication du matériel génétique [9]. Des études plus récentes ont élargi la gamme des longueurs d'ondes efficaces et celle des cibles cellulaires affectées. Ainsi, des lésions au niveau de la membrane provoquées par des radiations solaires [22], des inhibitions de la chaîne respiratoire et des processus de biosynthèse induites par la lumière visible [8, 22] ont été observées. La présence d'oxygène est nécessaire à la formation d'espèces oxygénées réactives phototoxiques pour la cellule et la salinité de l'eau de mer potentialiserait cet effet [20]. Comme pour la mortalité, il n'est pas évident d'imputer des lésions particulières à une longueur d'onde donnée. En effet, les lampes à large spectre utilisées pour éclairer les échantillons sont choisies parce que leur spectre se rapproche de celui de la lumière solaire.

L'action germicide de la lumière ne semble pas aussi drastique qu'on l'avait tout d'abord imaginée. L'apparition de nouvelles techniques de comptage bactérien a mis en évidence que les lésions décrites n'entraînent pas nécessairement la mort de la bactérie mais accélèrent l'évolution vers la dormance [8]. A l'obscurité le caractère cultivable est préservé pendant les 3 jours qu'a duré l'expérimentation de Barcina et al. Au contraire, la lumière provoque une perte de cultivabilité correspondant à un abattement apparent de 3 unités logarithmiques, tandis que la perte complète de l'activité métabolique correspond à un abattement (réel) d'une seule unité logarithmique. La plupart des dommages occasionnés par les rayonnements lumineux seraient en fait réversibles [22].

Les notions de dormance et de mortalité bactérienne, qui relativisent celle d'autoépuration, sont développées en section 1.7.

1.6 La sédimentation et le rôle des matières en suspension (MES)

Cultivées en milieu liquide, les bactéries sédimentent spontanément avec une vitesse qui dépend principalement de leur faculté à s'agréger. En milieu naturel, les MES se déposent en entraînant avec elles les bactéries adsorbées [11, 31, 41]. Bien que ce phénomène soit considéré comme lent en mer ou en estuaire [35], il en résulte d'importantes concentrations en germes fécaux en surface des sédiments. Cette concentration peut atteindre plus de 100 fois celle des sédiments plus profonds [35]. La fixation des bactéries sur les MES varie énormément avec la qualité de celles-ci et notamment la surface disponible par quantité de masse. Brisou [11] a montré que certaines qualités d'argile constituent un support particulièrement efficace, puisqu'on compte à l'analyse jusqu'à 100 fois plus de bactéries après débusquement enzymatique des bactéries adhérant aux particules qu'en l'absence de traitement préalable. Dans les sédiments, la survie des bactéries est favorisée par la présence d'éléments nutritifs et osmoprotecteurs [18, 25]. Pommepey propose des T90 de survie dans les sédiments de quelques jours pour *E. coli*, et de quelques semaines pour les streptocoques fécaux [31]. En rivière le stockage temporaire des bactéries fécales dans les sédiments est un fait [41], mais son importance reste difficilement quantifiable. Elle dépend en effet de la charge sédimentaire de la rivière et de sa morphologie (zones de calme), de la qualité des sédiments (capacité de fixation, capacité à favoriser la survie bactérienne après dépôt) et de la conjoncture hydrologique (délai entre le dépôt et la crue capable de reprendre les sédiments). Il n'existe ainsi pas de corrélation directe entre le taux de contamination des sédiments et celui de l'eau [13]. Les estuaires normands présentent des caractères hydrodynamiques favorables à la contamination secondaire des eaux par reprise, à l'approche des vives eaux, des sédiments contaminés déposés pendant la morte eau précédente comme cela est observé en Bretagne. On notera que cette contamination bimensuelle correspond aux possibilités d'accès aux parcs ou aux gisements de coquillages.

Les MES constituent par ailleurs l'un des principaux agents favorisant la survie des bactéries dans la masse d'eau. Elles limitent tout d'abord la pénétration des rayons lumineux bactéricides prolongeant ainsi les temps de survie [25]. Des T90 en fonction de la turbidité et de la profondeur sont proposés [33]. La différence notable du pouvoir germicide de la mer Méditerranée et de l'Atlantique s'expliquerait en grande partie par des charges solides en suspension différentes [33].

Les MES jouent finalement un rôle complexe, voire contradictoire, vis-à-vis de la survie bactérienne. Elles produisent une disparition par co-sédimentation mais offrent une protection aux bactéries contre les agressions du milieu. La remise en suspension des sédiments représente enfin une source de contamination secondaire de l'eau, modérée par la disparition subsistant dans ce compartiment.

1.7 Le concept flou de « mortalité bactérienne ».

L'importance de la « disparition » des entérobactéries évoquée dans les sections précédentes dépend largement des techniques de comptage bactérien utilisées. En effet, les premières études se fondaient sur la croissance des bactéries en milieu de culture spécifique. Ces méthodes, utilisées encore aujourd'hui dans le dénombrement de routine des indicateurs fécaux, reposent sur le postulat de Postgate, pour qui « un organisme peut être appelé mort lorsqu'il ne peut plus se multiplier dans les conditions optimales de croissance » [29]. Or, ce concept de mortalité bactérienne a évolué grâce à la mise au point de nouvelles techniques de dénombrement [18]. Ces méthodes ont mis en évidence la présence de bactéries stressées, incapables de croître sur milieu de culture traditionnel [33]. Des milieux de cultures moins sélectifs ont permis le dénombrement de ces germes. Ainsi, différents degrés de stress ont été mis en évidence [8]. D'autres techniques de comptage dénombrent les bactéries incapables de croître, mais morphologiquement intactes et métaboliquement actives [29, 33]. Colwell et al. ont qualifié ces germes de « viables non cultivables » (VNC) [29]. Ces nouvelles techniques ont démontré que les techniques traditionnelles ne détectaient parfois qu'un pour-cent des germes présents dans le milieu [29]. A l'heure actuelle, certains auteurs proposent de considérer la mortalité bactérienne uniquement lorsqu'il y a perte de l'intégrité génétique. Dans ces conditions, seules la prédation et la lyse bactérienne peuvent être considérées comme facteurs bactéricides [29].

La prise en compte de l'évolution du concept de mortalité bactérienne est fondamentale dans le domaine de la santé publique. L'existence de bactéries non détectables par les analyses de routine soulève certaines interrogations. Des bactéries non cultivables sont-elles capables de recouvrer au cours du transit intestinal un métabolisme suffisant à leur implantation sur la muqueuse entérique ?

Certains concluent à la conservation du pouvoir pathogène chez les *Escherichia coli*, *Vibrio cholerae*, *Salmonella enteritidis* et *Shigella sonnei* et *flexneri*, à l'état VNC [18, 22]. Après un séjour dans l'eau de mer, la perte des *pili* et *fimbriae* (favorisant l'implantation sur la muqueuse digestive) modifie la virulence des souches pathogènes d'*E. coli*, mais les

plasmides codants pour ces structures sont préservés [18]. La conservation du pouvoir pathogène est parfois contestée, du fait de conditions expérimentales douteuses. Certains auteurs font par exemple remarquer que la pathogénicité, démontrée par injection de bactéries stressées à un animal, peut être due à une seule bactérie non stressée immiscée dans la suspension injectée [34].

1.8 Formalisation de la cinétique de disparition.

Les considérations qui suivent sont développées en partie 2.4.

Le coefficient de disparition est une expression du paramètre unique de la cinétique de décroissance d'ordre 1 (exponentielle décroissante). Ce modèle peut être justifié par la connaissance des phénomènes sous-jacents. Ces mécanismes peuvent être d'ordre moléculaire : chauffage entraînant la coagulation des protéines et servant à l'appertisation, effet des UV sur le matériel génétique [9].

Dans la nature, ni l'expérience, ni la théorie ne légitiment clairement l'adoption d'une loi exponentielle décroissante pour modéliser la disparition des GTCF. On peut évoquer à ce propos le fait que la décroissance des populations de bactéries fécales enfermées dans des chambres de dialyse est mieux ajustée par une fonction à paliers, de type logistique [2, 19], qu'une droite (dans un graphe « temps / log des concentrations »). On peut cependant se demander si cette observation, qui remet en cause la représentativité de la cinétique d'ordre 1, n'est pas dépendante de la miniaturisation du milieu ou existe vraiment dans la nature.

La connaissance de la physiologie et de l'écologie des GTCF dans les eaux de surface conduit aussi à nuancer le crédit du modèle « cinétique d'ordre 1 ». Ce modèle semble s'accorder de l'effet de la lumière [7, 28, 40], et constitue une simplification des modèles de relation trophique fondés sur la probabilité de rencontre entre la bactérie fécale et son prédateur (cf. infra). Certains facteurs n'engendrent cependant pas une disparition exponentielle. La décantation relève d'une cinétique d'ordre 0 : le nombre de bactéries se déposant par unité de temps reste constante et proportionnelle à la vitesse de sédimentation.

Dans le cas où le modèle veut décrire la décroissance réellement observée en milieu naturel, la cinétique d'ordre 1 prend donc une tournure de cote mal taillée dans laquelle doivent rentrer des facteurs divers, physiques, chimiques ou biologiques. A ce niveau, la cinétique d'ordre 1 relève moins d'une approche phénoménologique que d'une convenance statistique visant à produire une variable (K) dont les propriétés satisfont à la mesure d'associations avec des variables d'environnement. Le coefficient de disparition K est le plus souvent modélisé comme fonction linéaire de diverses variables indicatrices des facteurs de disparition considérés.

Etudiant le devenir des bactéries allochtones en mer, des auteurs varient K en fonction de la turbidité et de la profondeur [6, 33]. La température et la salinité sont adjointes aux variables explicatives dans la mesure où ces variables prennent des valeurs contrastées au cours de l'expérience (estuaires, investigations sur plusieurs saisons [32]). La prédation est généralement prise en compte, non pas à travers des mesures directes de densité ou d'activité des prédateurs, mais de façon contournée. On teste par exemple l'effet d'une filtration adaptée à la rétention des prédateurs [30]. On emploie aussi des indicateurs indirects comme la température qui régit le niveau du métabolisme des microbes prédateurs [28...]. On citera pour mémoire certains travaux anciens qui introduisent des variables telles que les concentrations des formes azotées dont le sens n'apparaît pas clairement [26].

Dans certains travaux [10, 12], les auteurs proposent des valeurs de K fonctions de la concentration en GTCF. Cette variable est très liée à la distance au point de rejet du fait de la dispersion. Elle fait implicitement appel à des facteurs dont l'effet évolue dans le temps et l'espace : le choc osmotique pourrait dominer dans un premier temps ; la densité des prédateurs pourrait dépendre de la concentration des germes et des matières organiques... Ce schéma s'oppose à une formulation confondue et statique (indépendante du temps) de l'ensemble des facteurs.

Les modèles statistiques utilisés sont le plus souvent des régressions linéaires multiples, opérées après d'éventuelles transformations des variables. Dans les études de laboratoire, les plans expérimentaux sont parfois conformés aux techniques d'analyse de la variance [40], qui présentent des avantages évidents sur les techniques de régression : absence d'*a priori* sur les fonctions liant les facteurs aux coefficients de disparition, formalisation des interactions entre facteurs.

Certains auteurs entreprennent l'analyse fine des phénomènes physiques et utilisent des modèles déterministes. Des modèles numériques fournissent directement des prévisions de concentration bactérienne dans les eaux de surface par simulation de la circulation des eaux, de la convection, de la dispersion et de la disparition des bactéries. La cinétique de disparition peut rester d'ordre 1 et K prendre une valeur constante fixée arbitrairement ou issue d'une expérimentation locale [4, 5]. La démarche peut cependant dépasser la greffe d'une équation élémentaire représentant la disparition sur un modèle hydrodynamique préexistant. L'information spécifique de la dynamique bactérienne prend de l'importance dans le cas où sont formalisés des phénomènes complexes tels que la dynamique sédimentaire et les interactions avec les bactéries [37] ou les relations trophiques [29]. Ce

dernier modèle évacue la notion de paramètre global de disparition (K) au profit d'un paramétrage complexe.

Les approches statistique ou analytique de la disparition bactérienne possèdent chacun des avantages et des inconvénients. Les modèles analytiques gagnent en crédibilité théorique. Il existe cependant un écueil d'ordre expérimental. Les difficultés météorologiques de la bactériologie de terrain limitent de fait la puissance de l'échantillonnage et la qualité de l'ajustement d'un paramétrage souvent pléthorique. D'un autre côté, la description confondue de facteurs hétérogènes ne possédant pas forcément une cinétique d'ordre 1, peut dévaloriser l'approche statistique et conférer aux associations entre K et les variables de disparition une valeur locale.

Il peut exister une position médiane entre les 2 approches, statistique et analytique, à condition que les variables candidates dans l'explication de K possèdent un sens précis clairement rattachable à des phénomènes physiques ou biologiques. C'est cette voie que nous avons empruntée et que nous décrivons dans le chapitre suivant.

1.9 Conclusion.

Plusieurs facteurs sont impliqués dans la disparition des entérobactéries dans l'environnement. Au terme de la recherche bibliographique, la diversité des facteurs mis en avant selon le site dépendrait intimement des caractères physiques du milieu.

caractère physique du milieu hydrologique	facteur dominant d'épuration bactérienne
milieu ouvert dispersif (mer)	dilution
milieu déposant	sédimentation
eau claire et insolation	lumière
milieu opaque ou peu éclairé	prédation

tableau 1.1 : Facteurs dominants d'épuration bactérienne dans les eaux de surface selon les caractéristiques du milieu (étude bibliographique).

Il apparaît cependant évident que, sur un site donné, ces facteurs jouent conjointement, peut-être en synergie, et que leur hiérarchie varie selon l'heure, la saison et la situation hydrologique.

La disparition correspond par ailleurs majoritairement à une impossibilité de dénombrer des bactéries pourtant présentes et le calcul du T90 reste largement tributaire des techniques analytiques mises en oeuvre.

Cependant, ces méconnaissances ne doivent pas entraver l'évaluation du pouvoir épurateur des rivières sur la base des concepts courants, si contestés soient-ils par les milieux de la recherche.

La réglementation européenne a confirmé l'usage d'*E.coli* et des techniques classiques d'analyses pour la qualification sanitaire des plages et des coquillages. Le présent travail cherche à rassembler une collection de valeurs de K utile à la définition de zone sensible à la pollution fécale en Normandie et à préciser les facteurs de variation. Sans rentrer dans un débat spécialisé situé hors de notre champ d'activité, il nous a toutefois paru intéressant d'en relater la teneur pour comprendre la portée et les limites de cette démarche.

2. Principes généraux et protocole de l'étude.

Ce chapitre décrit les principes du protocole expérimental et de la modélisation.

Cette étude vise à mieux connaître les mécanismes impliqués dans la disparition des GTCF dans les petites rivières. Toutes les mesures ont été pratiquées *in situ* plutôt que dans des milieux artificiels reconstitués afin de préserver l'expression des facteurs hydrologiques et écologiques spécifiques à ce milieu. Dans le même esprit, l'analyse des résultats s'est bornée à une approche statistique, fondée sur la recherche d'associations entre K et des variables explicatives.

2.1 Choix du germe témoin de contamination fécale

Le germe témoin de contamination fécale *E.coli* a été retenu dans l'étude parce qu'il répond aux exigences communes des GTCF (sensibilité / spécificité / résistance), parce qu'il est facilement identifiable et dénombrable, parce que son dénombrement constitue une mesure quantitative de la pollution fécale et enfin parce qu'il est consacré par la réglementation et l'usage. Ce germe est spécifique de la pollution fécale des animaux à sang chaud et sa recherche ne présente pas de difficulté majeure. Ce paramètre entraîne le plus souvent la disqualification des plages et constitue le seul critère retenu pour la appréciation sanitaire des zones conchylicoles. La résistance d'*E.coli* aux facteurs de stress est statistiquement inférieure à celle des streptocoques fécaux, ce qui permet de réduire la durée des expériences dans l'étude de sa disparition.

Les streptocoques fécaux ne constituent pas un groupe homogène : cette appellation regroupe le genre *Enterococcus* et des espèces du genre *Streptococcus*. Aussi, l'interprétation des dénombrements en milieu naturel est soumise à d'importantes perturbations, en période de ruissellement notamment. Leur organisation en chaînette rend par ailleurs les résultats analytiques très sensibles aux conditions opératoires (agitation...). Les résultats obtenus sont globalement moins reproductibles que pour les *E.coli*. C'est pourquoi ce germe a été écarté du champ d'étude.

2.2 Principe de l'échantillonnage.

La finalité de ce travail est d'établir un modèle cinétique de disparition des bactéries fécales introduites dans les rivières afin d'évaluer la capacité autoépuratrice de ces dernières. Cette étude sera réalisée en **milieu naturel** vis-à-vis de **souches sauvages**, non cultivées,

communément rejetées dans les cours d'eau. Le principe général de l'étude repose sur le suivi de la densité en bactéries fécales au sein d'une masse d'eau de rivière en transit. Dans les systèmes aquatiques circulants, la notion de flux bactérien est préférée à la notion de concentration bactérienne pour s'affranchir des problèmes de variations de débit, notamment de la dilution par les affluents ou au soutien de la nappe.

La mesure de $K = \frac{\Delta \log F}{\Delta t}$ impose :

- la mesure de **flux bactériens** (F) qui, elle-même, nécessite la mesure des concentrations bactériennes et celle des **débites** des cours d'eau étudiés ;
- la mesure du **temps de transit** (Δt) d'une masse d'eau entre deux points de prélèvement.

La mesure du débit et du temps de transit est effectuée par **traçage**.

La mesure de K suppose la conservation de l'intégrité de la masse d'eau contaminée et l'absence de pollutions secondaires. Cet impératif conduit à la notion de **site d'étude idéal**. Les tronçons de rivières choisis devront donc s'approcher au plus près de ce site idéal.

2.2.1 Notion de site idéal

Le choix des sites d'études est dicté par deux impératifs. Premièrement, les rivières doivent se distinguer les unes des autres par leur type morphodynamique (débit, pente, berges...) et par la qualité de leurs eaux. Deuxièmement, et cela conduit à la notion de site idéal, elles doivent présenter des caractéristiques permettant l'évaluation des coefficients de disparition avec un minimum de biais et d'aléas, à savoir :

- en amont, une source ponctuelle de pollution fécale, abondante et régulière (rejet de station d'épuration) ;
- un réseau hydrographique le plus simple possible (absence de bras mort, minimum de division...) afin de garantir le maintien de l'intégrité des masses d'eau contaminées ;
- un temps de transit entre l'amont et l'aval compatible avec les objectifs de précision sur le calcul de K (plusieurs heures) ;
- absence des pollutions latérales sur le secteur d'étude, du moins une importance réduite (en nombre et en flux bactérien total).

Ceci peut se schématiser par la figure 2.1.

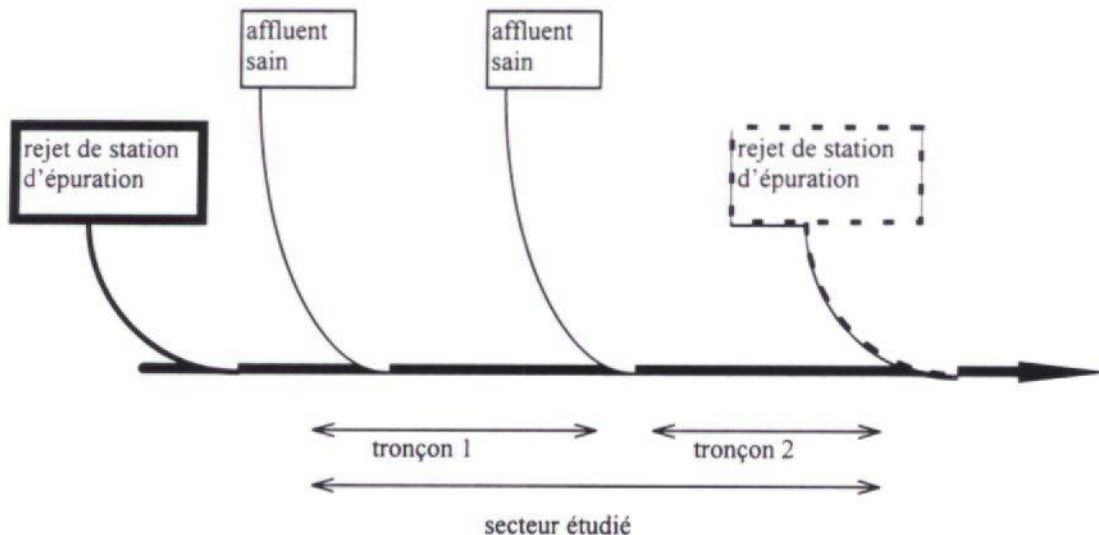


figure 2.1 : schéma du site idéal

Cinq sites ont été sélectionnés avec le concours de la DIREN de Haute-Normandie et la Direction des Rivages Normands de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie. Chaque secteur est divisé en plusieurs tronçons selon les possibilités d'accès. Aucun des sites ne correspond exactement à la notion de site idéal et il s'est agi d'évaluer leurs défauts et si possible de les mitiger.

2.2.2 Echantillonnage des concentrations bactériennes.

La représentativité des mesures des concentrations se heurte à 2 problèmes. D'une part, le premier point de prélèvement doit être positionné suffisamment loin de l'émissaire pour que l'homogénéité des teneurs en germes soit réalisée sur la section (y, z) de la rivière. Il faut d'autre part adapter l'échantillonnage aux irrégularités des flux émis par la station d'épuration.

Le régime des rivières s'est montré assez dispersif pour que le mélange du rejet se fasse rapidement. Les prélèvements ont été pratiqués sur un seul point de la section de la rivière, sans que soient notées de variations suspectes des concentrations. Dans le seul cas de la Risle, il a fallu repousser le premier point de prélèvement à 5 km du rejet.

L'expérience montre que les stations d'épuration urbaines injectent des flux bactériologiques qui peuvent varier d'une unité logarithmique d'une heure sur l'autre. Supposons qu'un pic de pollution se produise dans la masse d'eau qui précède dans son parcours la masse échantillonnée. La dispersion vers l'amont va provoquer la contamination secondaire de la masse d'eau suivie expérimentalement. Le biais va prendre de l'ampleur d'amont en aval du

tronçon et l'intercontamination des masses d'eau peut masquer l'épuration naturelle que l'on cherche à mesurer. Ce problème a été géré par la multiplication des prélèvements (4 prélèvements par échantillon, à raison d'un toutes les minutes) et la constitution de 2 échantillons pour le calcul de chaque flux. On peut ainsi noter les irrégularités majeures du flux, et le cas échéant, invalider les mesures. La dispersivité longitudinale de la rivière atténue cependant progressivement les hétérogénéité d'amont en aval, qui ne s'est manifestée sensiblement qu'au niveau des tronçons en tête de secteur. A partir de 1996, l'échantillonnage a été renforcé sur ces points (3 échantillons moyens).

Cette stratégie d'échantillonnage a aussi permis d'établir la variabilité des résultats analytiques liés à l'hétérogénéité du milieu (chapitre 6).

2.2.3 Echantillonnage des contaminations latérales, correction des coefficients de disparition.

Chaque secteur comprend 2 ou 4 tronçons soit respectivement 3 ou 5 points de mesures des flux bactériens principaux. Le graphe ($\log F$, t) permet donc de vérifier la régularité de la disparition bactérienne, i.e. le bon alignement des 3 ou 5 points. Une attention particulière est portée aux augmentations suspectes du flux qui peuvent signer des contaminations latérales (décrochement brutal des points au-dessus de la droite de régression attendue).

Un repérage soigné du terrain et des analyses répétées ont permis d'identifier les sources ponctuelles de contamination latérale de la masse d'eau suivie. A chaque expérience les flux rejetés par ces sources ont été mesurés (concentrations et débits).

Les 2 mesures de « flux principaux » et de « flux latéraux » ont été combinées afin d'obtenir des flux principaux corrigés.

L'algorithme correctif des flux principaux F optimiser le coefficient de corrélation de la droite de régression ajustant les mesures de flux principaux corrigés, reportées dans l'espace $\log F / t$. Le processus est itératif. La valeur initiale de K_0 correspond à la pente de la droite ajustée sur les flux bruts principaux. K_0 (dans les étapes suivantes K_i) est appliqué aux flux latéraux pour estimer leur influence sur le point de mesure de F situé immédiatement en aval. Le temps de transit appliqué aux pollutions latérales est estimé en appliquant la vitesse moyenne mesurée par traçage sur le tronçon à la distance séparant le point de rejet du point aval. Après correction de cette influence, on obtient des flux principaux corrigés, qui supportent un nouveau calcul de K_{i+1} . Quand la procédure a convergé, on substitue les flux corrigés F_{cor} aux flux bruts F dans les calculs des coefficients de disparition par secteur :

$$K = \frac{\Delta \log F_{cor}}{\Delta t}$$

L'algorithme de correction repose sur l'hypothèse d'homogénéité de la vitesse du courant et du coefficient de disparition sur l'ensemble du réseau hydrographique considéré. Ces hypothèses se heurtent aux conclusions de l'étude, mais l'impact de cette approximation reste modéré (v et K varient peu d'amont en aval d'un tronçon) et cela ne remet pas en cause l'utilité de l'algorithme correctif.

2.3 Analyse statistique.

On ajuste par régression linéaire multiple les coefficients de disparition obtenus expérimentalement aux variables afférentes aux facteurs de disparition (détaillées en section 2.4). Le critère d'ajustement est celui des moindres carrés. La procédure employée est une procédure pas à pas. A chaque pas, la variable la plus significative est introduite à condition que la probabilité de nullité du paramètre introduit soit inférieure à un seuil α fixé par l'utilisateur (ici 5 %) ; puis toutes les variables retenues sont à nouveau testées afin de vérifier que l'introduction de la nouvelle variable n'entraîne pas le rejet d'une variable introduite au cours des étapes précédentes.

L'algorithme, codé dans tous les progiciels statistiques, ne pose pas de problèmes de mise en oeuvre. La difficulté réside plus dans la sélection des données valides, dans le choix de certaines options de calcul et dans le test du modèle *a posteriori*.

2.3.1 Traitement du biais dû aux contaminations latérales incontrôlées.

On a précisé en section 1.2.3 la procédure qui permet de corriger les flux bactériens des pollutions indésirables survenant sur les tronçons de rivière. L'existence de pollutions résiduelles non identifiées conduit cependant à une sous-estimation systématique de la disparition bactérienne. Le bilan critique opéré au bout d'un an d'étude a permis d'identifier et d'abandonner les sections où le biais est trop fort ou trop fréquent. Le biais résiduel est pris en compte en amont et en aval du calcul du modèle linéaire.

En amont du calcul, les coefficients de disparition à valeur négative sont éliminés. Cette attitude peut être critiquable au plan théorique dans la mesure où cela revient à tronquer une distribution de valeurs qui ont pu être obtenues par hasard.

En aval des calculs, les individus qui s'écartent anormalement du modèle ajusté sont repérés, soustraits des données et le modèle est recalculé.

2.3.2 Pondération des coefficients de disparition mesurés en fonction de la confiance associée.

Dans le calcul de régression linéaire multiple, l'estimation des coefficients de régression repose sur le critère des moindres carrés (entre les K observées et leurs estimées). Par défaut, la procédure de calcul affecte à chaque « individu » du tableau de données (ici chaque mesure expérimentale de K) un même poids. Quand on ne peut pas attribuer le même degré de confiance à chaque individu, il s'agit de pondérer les individus de telle sorte que les mesures fiables soient prépondérantes dans l'ajustement du modèle.

Le chapitre 6 formalise la notion de fiabilité des estimations de K et propose sur cette base un système de pondération des données. On peut en proposer le résumé suivant.

Par définition, K est la pente du graphe liant les points (x_1, y_1) et (x_2, y_2) où y est le flux bactérien (ordonnée exprimée en métrique logarithmique) et x le temps de transit (abscisse). L'expérience montre que les mesures de flux sont affectées d'une incertitude équivalente entre les différentes rivières. Dans ces conditions, la fiabilité de la valeur de la pente dépend uniquement de la distance x_1x_2 . Intuitivement, plus x_1 s'écarte de x_2 , plus on est à même de préciser la valeur de la pente. L'intervalle de confiance des mesures de K est de taille variable mais s'exprime facilement en fonction du temps de transit.

On montre finalement que le système de pondération « juste » se situe entre l'équipondération des individus entrant dans l'analyse et leur pondération par le temps de transit, qui ramène à un même niveau l'incertitude sur les mesures de K . Si la variance attribuable aux aléas de la mesure domine largement la variance explicable par les facteurs de disparition, il vaut mieux pondérer les mesures de K par le temps de transit associé. Dans le cas contraire, il apparaît préférable d'affecter un même poids à chaque mesure.

2.3.3 Validation du modèle.

La validation statistique du modèle linéaire repose sur les hypothèses de Normalité des résidus rK de K et d'homogénéité de la variance de rK quelsoit le niveau de K . Le test de Kolmogorov-Smirnov a été mis en oeuvre pour vérifier si les résidus de K se placent dans le cadre gaussien. Le test de Fisher permet d'apprécier l'homogénéité de la variance de rK par domaine de valeur de K . Si les 2 hypothèses sont satisfaites, on peut légitimement tester les paramètres du modèle linéaire (test F de Fisher de nullité de R^2 et test T de Student de nullité

des paramètres). Cette approche a été complétée par une étude de sensibilité des résultats 1) aux individus atypiques et 2) aux options de pondération spécifiées dans la section précédente (1.3.2.). Les individus atypiques comprennent des individus sortant des limites de confiance de K ($P < 10^{-3}$) et susceptibles de structurer le modèle linéaire, mais aussi les données obtenues sur la Risles et la Morelle qui présentent des particularités de taille et de milieu (le secteur de la Risles est estuarien).

2.4 Choix des covariables.

Cette section explique le choix des variables candidates dans la régression de K. La liste complète est donnée en fin de section (tableau 2.1).

2.4.1 Inactivation par la lumière.

La grande majorité des auteurs qui travaillent sur le rôle de la lumière dans la disparition bactérienne s'accordent sur l'emploi d'une cinétique de disparition d'ordre 1 :

$$\frac{dN(t)}{dt} = -k_{lum} N(t)$$

Ils quantifient cependant plus rarement la relation entre le coefficient de disparition k_{lum} et la puissance de la lumière. A l'instar de la relation entre la dose d'UV et K utilisée pour le réglage de la désinfection de l'eau [9], on peut estimer en première approche que l'abattement (en unités logarithmiques) est proportionnel à l'énergie lumineuse cumulée reçue par la bactérie, ou encore que K est proportionnel à la puissance moyenne. Les auteurs anglo-saxons admettent généralement cette relation [7, 28, 40].

Lors de chaque expérience conduite par le LEA, l'énergie lumineuse a été mesurée en plein champs. L'énergie reçue par les bactéries est estimée en deux étapes. L'abattement par la végétation rivulaire est d'abord estimé, puis l'extinction dans l'eau de la rivière, essentiellement due à la turbidité. Un important corpus de mesures a appuyé le calcul de la puissance lumineuse « efficace ».

On essaiera aussi sur les variables exprimant la dose d'irradiation lumineuse la transformation de type puissance $y = x^\alpha$ avec $\alpha \neq 0,3$, utilisée dans des études de microcosmes en mer [10, 21].

2.4.2 Facteurs biotiques (prédation...).

Les systèmes d'équations qui formalisent les dynamiques conjointes des populations de proies N et de prédateurs P recèlent une grande diversité dans le degré de sophistication. Les bactéries allochtones ne se reproduisent pas dans les eaux de surface, ce qui constitue une première source de simplification. En première approche, la dynamique de la population d'*E.coli* peut donc être décrite par l'équation :

$$\frac{dN(t)}{dt} = -\pi N(t).P(t)$$

Elle indique que la probabilité de rencontre entre la proie et le prédateur dépend à la fois de la densité des prédateurs et des proies. Certains auteurs choisissent de compliquer le modèle. Des équations supplémentaires peuvent par exemple décrire les relations trophiques des détritivores impliqués dans la disparition des bactéries en fonction de la disponibilité des différentes formes de la matière organique. De tels systèmes d'équations conduisent à des dynamiques complexes. On peut au contraire simplifier le modèle en faisant abstraction du détail de la dynamique de la population prédatrice et considérer le terme $k_{pred} = \pi.P(t)$ comme une simple fonction de la température régissant l'activité biologique des êtres non auto-régulés thermiquement. Plusieurs relations $k_{pred} = f(TE)$ sont utilisées. Les relations exponentielles préconisées par des auteurs américains [7, 28] $k_{pred} = k_{0ref} \cdot \exp(TE - TE_{ref})$ sur des gammes de températures sensiblement différentes des nôtres (15 à 30 °C) ont été testées pour mémoire. On considèrera avec plus d'attention les relations linéaires ou gaussiennes ($k_{pred} = k_{0ref} \cdot \exp\left(-\frac{(a - TE)^2}{b^2}\right)$), notamment celles ajustées dans les eaux douces de la région [29].

L'observation du développement d'un mucilage qui peut recouvrir en été les supports solides dans le lit des rivières nous a aussi conduit à examiner le rôle du benthos (flore et faune fixées sur le fond) dans l'élimination des *E.coli*, par analogie avec des lits bactériens utilisés dans le traitement biologique de la pollution organique. La probabilité de rencontre entre la proie et son prédateur est dans ce cas homogène à la surface spécifique de la rivière, c'est-à-dire la surface moyenne de lit en contact avec une unité de volume par unité de temps. On montre que la surface spécifique est approximativement proportionnelle à $Q^{-0.5}$ ¹. Ainsi le pouvoir

¹ X étant une dimension arbitraire de la rivière (par exemple largeur ou profondeur), le débit est proportionnel à X^2 tandis que la surface de lit parcourue par unité de temps est proportionnel à X. La surface spécifique est donc

d'épuration biologique d'une rivière (rapporté à une unité de volume) est indépendant du débit si la flore impliquée est en pleine eau, mais dépendant s'il réside dans la flore fixée. Comme précédemment, le niveau général de l'activité biologique du benthos peut se réduire à une fonction de la température. On peut formaliser l'effet de la prédation par le benthos par une relation synthétique impliquant le débit et la température comme :

$$k_{pred} = c.Q^{-0,5} \cdot \exp\left(-\frac{(a - TE)^2}{b^2}\right)$$

2.4.3 Sédimentation.

La sédimentation est un phénomène observable en laboratoire. En l'espace d'une nuit, une suspension bactérienne au repos produit un culot visible au fond d'une éprouvette. On a affaire à une vitesse de sédimentation s constante, c'est-à-dire à une cinétique d'ordre 0, utilisée de longue date pour le dimensionnement des décanteurs :

$$\frac{dN(t)}{dt} = -s$$

En rivière, le problème est singulièrement compliqué. Les données de la littérature montrent l'adhésion des bactéries aux particules et la formation de floc est un préalable obligé au dépôt conjoint des particules et des bactéries (co-sédimentation). Une bactérie isolée s'enfonce à une vitesse de 0,1 m / jour alors que les vitesses observées en eau calme atteignent 1 m / jour [7, 40].

Les méthodes statistiques utilisées ne peuvent décrire correctement la sédimentation, *a fortiori* l'hétérogénéité physique du milieu et la présence de turbulences. La prise en compte des phénomènes physiques dans les modèles statistiques se fait de manière contournée. Wilkinson et al. [41] considèrent par exemple que la rivière qu'ils étudient est à l'équilibre sédimentaire pour un débit moyen. En deçà de ce débit elle dépose et au-delà elle érode. L'écart au débit moyen indique donc le sens et l'intensité des échanges solides entre le sédiment et l'eau. La recherche des périodes de récession hydrologique prévue par le protocole de notre étude nous place dans le cas de rivières déposantes. On peut étendre l'idée de Wilkinson à d'autres

proportionnelle à $\frac{X}{X^2} = X^{-1} \# Q^{-0,5}$ En toute rigueur, le rapport de proportionnalité suppose que la forme de la section soit constante.

paramètres comme les MES et considérer que l'écart à la teneur moyenne en MES est un indice de sédimentation, dans la mesure où les apports extérieurs de MES sont constants. On peut aussi tester la différence de charge solide observée entre le point amont et le point aval en faisant l'hypothèse que cette différence représente la tendance sédimentaire sur le tronçon.

2.4.4 Action combinée de différents facteurs.

La plupart des auteurs [7, 28, 41] retiennent la cinétique d'ordre 1 :

$$\frac{dN(t)}{dt} = -K \cdot N(t)$$

... et expriment le coefficient K comme la somme de coefficients relatifs à chacun des facteurs de disparition :

$$K = k_{lum} + k_{pred} + k_{sed}$$

Comme on l'a dit, cette formalisation s'accorde naturellement avec l'effet supposé de la lumière, constitue une approche simplifiée de la prédation mais ne peut prétendre représenter correctement la sédimentation. De plus, cette écriture ne prévoit pas de termes d'interactions entre les facteurs. Celles-ci apparaîtraient pourtant entre la lumière et la prédation quand les auteurs emploient des protocoles et des méthodes *ad hoc* (microcosmes, plan d'expérience contrôlé et analyse de variance) [38]. Dans l'hypothèse d'une disparition due aux prédateurs benthiques, il est concevable que cette prédation soit favorisée par la sédimentation, c'est à dire qu'il existe une interaction entre k_{pred} et k_{sed} .

2.4.5 Tableau des covariables.

L'écriture précédente conduit naturellement à exprimer K comme une combinaison linéaire de variables exogènes indicatrices des 3 facteurs de disparition. Le choix de ces variables du tableau 2.1 peut s'appuyer sur un contenu physique précis de sa relation avec K (puissance lumineuse, pression de la prédation) ou bien ne posséder aucun arrière plan physique (variables binaires indicatrices des rivières). La plupart des variables candidates se placent dans une situation intermédiaire où leur rôle n'est pas spécifié en terme d'équation (variables du débit, variables physico-chimiques). Pour elles, l'interprétation d'une éventuelle association avec K se fera *a posteriori*.

Certaines de ces variables ne relèvent pas d'un facteur unique de disparition et la classification proposée dans le tableau 2.1 souffre forcément d'arbitraire. Par exemple, l'emprise de la végétation pourrait agir sur la sédimentation (le floc déposé sur les plantes aquatiques en témoigne), sur le facteur biotique (augmentation de la surface spécifique) et pourrait aussi émettre des substances bactéricides (les iris ont cette réputation). Quant aux teneurs en matière organique, elles modèreraient le stress induit par la lumière [10] mais favoriseraient le développement de la population de prédateurs en tant que ressource trophique [29].

L'étendue du domaine de variation des variables de débit ou de la charge suspendue provient plus de différences des niveaux moyens entre rivière que de variations intra-rivières. Pour ces variables, on considère non seulement la forme brute mais aussi la forme normalisée qui évacue l'effet inter-rivières et ne conserve que les variations autour de la moyenne relative au tronçon considéré.

code	description	formulation / unité
Variables qualitatives « effet rivière »		
MOR YER BET TOU RIS	Morelle Yères Béthune Touques Risle	0 / 1
Variables dérivées du débit		
Q logQ Qn	débit moyen sur la section	m ³ .s ⁻¹ transformée logarithmique valeur normalisée (1)
Variables liées à la sédimentation		
SED VEG	importance des zones mortes importance de la végétation aquatique (macrophytes)	note semi-quantitative (cf. texte)
V Vn	vitesse moyenne du courant sur la section	m.s ⁻¹ valeur normalisée (1)
TU TUn dTU dTUn	turbidité moyenne sur la section variation de turbidité sur la section par unité de temps	NTU idem, valeur normalisée (1) NTU.h ⁻¹ (2) idem, valeur normalisée (1)
MES MESn dMES dMESn	matières en suspension (teneur moyenne sur la section) variation de MES sur la section par unité de temps	mg.l ⁻¹ idem, valeur normalisée (1) mg.l ⁻¹ .h ⁻¹ (2) idem, valeur normalisée (1)
Prédation et activité biologique		
COT COTn dCOT dCOTn	carbone organique total (teneur moyenne sur la section) variation de COT sur la section par unité de temps	mg.l ⁻¹ idem, valeur normalisée (1) mg.l ⁻¹ .h ⁻¹ (2) idem, valeur normalisée (1)
TE dTE	température moyenne sur la section variation de température sur la section par unité de temps	°C °C.h ⁻¹ (2)
Q ^{-0,5} PRED1 PRED2 PRED _{jour} PRED _{nuît}	surface spécifique variables d'activité du benthos = Q ^{-0,5} . TE = Q ^{-0,5} . exp(-((TE - 25)/20) ²) = PRED2 si jour, = 0 sinon = PRED2 si nuit, = 0 sinon	m ^{-1,5} .s ^{0,5} TE en °C...
Densité des bactéries fécales		
EC	concentration moyenne en E.coli	log(E.coli / 100 ml)
Rayonnement lumineux		
PB PS PE PE ^α	puissance brute puissance à la surface de l'eau (correction de l'ombre) puissance efficace (au niveau de la bactérie) transformée puissance (α # 0,3)	W.m ⁻²

tableau 2.1 : les variables testées pour expliquer la disparition des bactéries fécales.

(1) valeurs rapportées à la moyenne sur l'ensemble des expériences pratiquées sur le tronçon considéré :

$$Xn(t) = \frac{X(t)}{X_{tronç}}$$

Les variables étant centrées dans les calculs de corrélation, cela revient à considérer l'écart relatif par rapport à la valeur moyenne sur la section.

(2) les variations observées sur la section sont obtenues par différence entre les valeurs amont et aval. Cette différence est rapportée à l'unité de temps dans le but de s'affranchir de l'effet « temps de transit » et d'homogénéiser l'expression des variables, d'une part entre elles, d'autre part avec K.

3. Présentation des rivières.

Le réseau hydrographique de surface de la Normandie orientale est globalement pauvre (figure 3.1), la vidange de la Nappe de la Craie revenant en partie au réseau karstique souterrain. Il présente deux grands types d'écoulement : un fleuve, la Seine, et des rivières de différentes tailles. Une partie de ces dernières se jettent en mer et induisent un risque de pollution directe sur le littoral normand.

Cinq cours d'eau ont été retenus en fonction de leur diversité typologique et de leur degré de conformité avec le site d'étude idéal précédemment défini. Ce chapitre décrit la morphologie, l'hydrologie et la qualité des eaux de ces rivières, puis donne les caractéristiques des secteurs pendant la période d'étude.

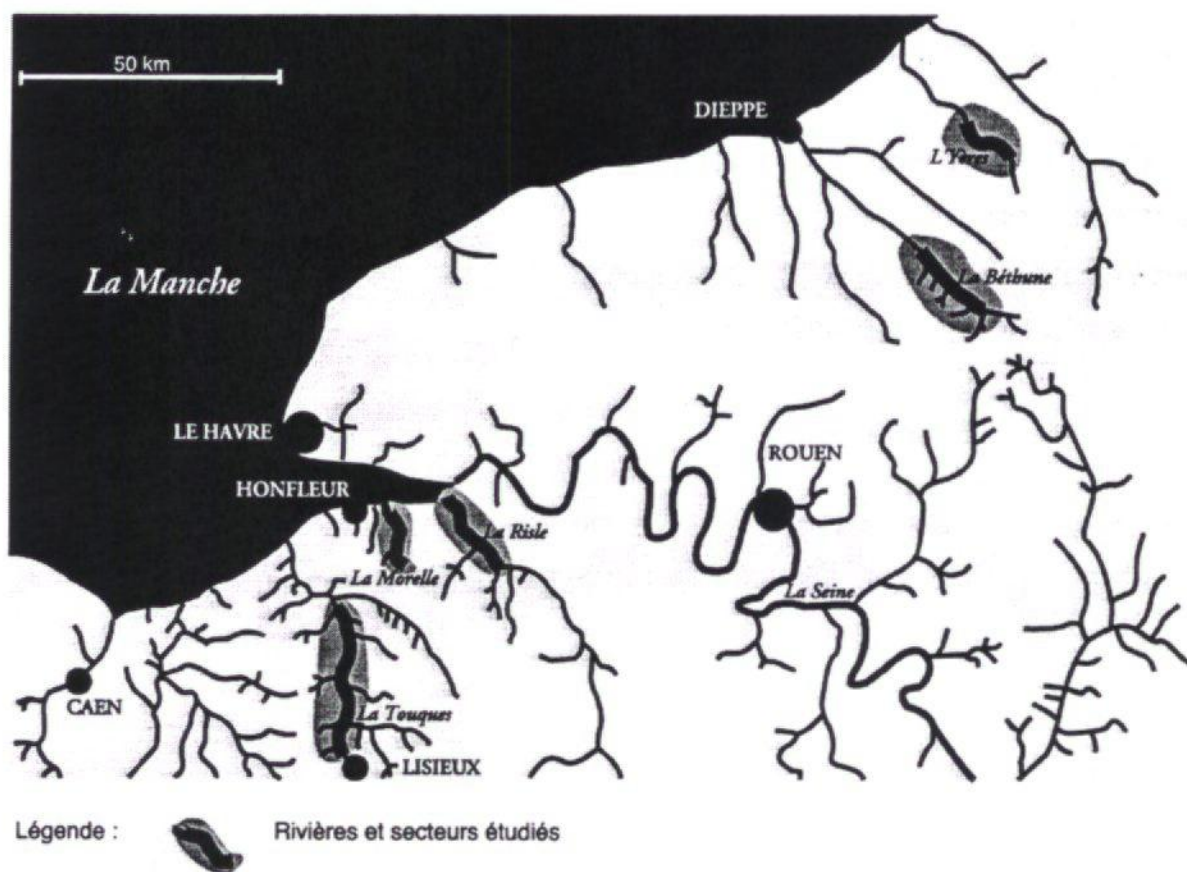


figure 3.1 : plan de situation.

3.1 Géographie et géologie des rivières retenues.

3.1.1 La Béthune

La Béthune prend sa source à Mont-Bernard (Seine-Maritime) et après 50 km rejoint l'Eaulne et la Varenne à Arques-la-Bataille pour constituer l'Arques. Son parcours suit une

direction sud-est, nord-ouest à travers le pays de Bray. Elle s'inscrit dans une structure géologique essentiellement calcaire (crétacé supérieur) où viennent se mêler quelques sables du crétacé inférieur dans sa partie amont. Son lit repose sur des alluvions du quaternaire à structure argilo-limoneuse. L'activité humaine de son bassin versant est essentiellement agricole (72%), et plus particulièrement tournée vers la production bovine. La taille du bassin versant à St Aubin-le-Cauf est de 292 km². Le débit interannuel moyen, mesuré en ce point, est de 2,69 m³/s et le débit minimum d'étiage mensuel de 0,44 m³/s ($Q_{\text{moyen.annuel}}/Q_{\text{minimum.étiage}} = 6,11$).

3.1.2 L'Yères

Elle prend sa source à Aubermesnil aux Erables (Seine Maritime) et se jette dans la Manche à Criel sur Mer après un parcours d'environ 40 km dans le petit Caux, plateau de calcaire à silex du crétacé supérieur. Son cours suit une direction sud-ouest nord-est. A Touffreville, son bassin versant représente 265 km² d'une région majoritairement agricole (surface des terres agricoles > 75% de terres totales avec une part importante des herbages). Le débit interannuel moyen mesuré à Touffreville (sur 24 ans) est de 2,88 m³/s pour un débit minimum d'étiage de 0,85 m³/s, soit un rapport $Q_{\text{moyen annuel}} / Q_{\text{minimum d'étiage}} = 3,39$.

3.1.3 La Touques

Elle traverse le pays d'Auge (département du Calvados) selon un axe Nord-Sud, pour se jeter en Manche à Trouville-sur-mer après un parcours de 84 km. Sa vallée est creusée dans différentes formations géologiques. Elle rencontre d'abord des structures de l'oxfordien inférieur et du quaternaire indifférenciées (mélange de marnes limoneuses et d'argiles à silex). Puis, elle traverse l'aquifère de la craie du cénoomanien, avant de retrouver les couvertures imperméables de l'oxfordien inférieur et du quaternaire. A Lisieux, le débit interannuel moyen (sur 13 ans) est de 5,66 m³/s pour un bassin versant de 645 km². Le débit mensuel d'étiage est 3,4 m³/s ($Q_{\text{moyen annuel}} / Q_{\text{minimum d'étiage}} = 1,65$).

3.1.4 La Risle

La Risle traverse le département de l'Eure selon un axe Nord-Sud pour se jeter sur la rive gauche de la Seine au niveau de Bléville-sur-mer. Sa vallée est creusée entre les plateaux du Roumois et du Lieuvin. Son principal affluent est la Charentonne qu'elle reçoit en rive

gauche à Nessandre. La Risle et la Nessandre présentent un bassin versant de 1330 km², principalement constitué de terres agricoles, en majorité destinées à la production laitière et aux grandes cultures. Son lit s'inscrit dans un terrain crayeux du crétacé supérieur tout au long de son cours. A Pont-Authou, elle présente un débit moyen interannuel de 11,9 m³/s et un débit mensuel minimum de 7,2 m³/s (Qmoyen annuel / Qminimum d'étiage = 1,65). Notons la présence d'usines consommatrices de grandes quantités d'eau à Pont-Audemer (papeterie, fabrique de cirage).

3.1.5 La Morelle

Elle prend sa source aux Monts-St-Helier et suit la limite entre les départements de l'Eure et du Calvados pour rejoindre la baie de Seine à hauteur de Honfleur. Son bassin versant représente à Fiquefleur 24 km² de terres essentiellement agricoles (herbages majoritaires). En ce point, le débit moyen interannuel (sur 2 ans) est de 0,315 m³/s et le débit minimum d'étiage de 0,230 m³/s (Qmoyen annuel / Qminimum d'étiage = 1,37).

3.1.6 Conclusion.

	Morelle	Yères	Béthune	Touques	Risle
départements traversés	14 - 27	76	76	50 - 14	50 - 27
commune de référence (exutoire du bassin versant)	Fiquefleur	Touffre -ville	St Aubin-le-Cauf	Lisieux	Pont-Authou
taille du bassin versant (km ²)	24	265	292	645	1330
Q moyen interannuel (m ³ s ⁻¹) (a)	0,32	2,88	2,69	5,66	11,9
Q spécifique moyen (ls ⁻¹ km ⁻²)	13,3	10,9	9,2	8,8	8,9
Q min. d'étiage mensuel (b)	0,23	0,85	0,44	3,40	7,2
a / b	1,37	3,39	6,11	1,65	1,65

tableau 3.1 : caractéristique des systèmes hydrologiques étudiés (source DIREN).

Si les écoulements spécifiques varient assez peu (9 à 13 l.s⁻¹.km⁻²) en regard des incertitudes sur les limites des bassins d'alimentation, il n'en va pas de même en ce qui concerne le soutien du débit d'étiage par les nappes. Les rivières du Nord de la Seine-Maritime sont moins soutenues, en particulier la Béthune pour laquelle les formations superficielles argileuses limite les échanges avec la nappe alluviale. Ce trait augure d'une probabilité

accrue de ruissellements lors des événements pluvieux d'une réactivité forte des débits aux précipitations. Dans tous les cas les bassins sont peu urbanisés et les sols sont principalement dédiés à l'élevage.

3.2 Qualité des eaux des rivières

La présentation comparative de la qualité de l'eau des différentes rivières se limite aux paramètres susceptibles d'influencer la survie des bactéries. Nous ne disposons pas d'information concernant la Morelle. Les données présentées ci-dessous sont issues de résultats fournis par les DIREN de Haute et Basse Normandie.

Bien que le nombre de mesures soit limité, l'exposé des résultats des analyses physico-chimiques permet les constatations suivantes :

- la qualité générale, appréciée par le taux de saturation en oxygène, est relativement constante d'une rivière à l'autre, et satisfaisante pour l'ensemble des rivières (% saturation toujours > 90 %). Les rivières de plus fort débit (Touques et Risle) semblent présenter une oxygénation plus constante (écart types réduits) que les rivières de plus petit calibre.
- la pollution organique (estimée à partir de la DBO_5), permet de regrouper la Béthune et la Touques ($3 < DBO_5 < 4$). L'Yères se distingue par une faible pollution organique qui apparaît relativement constante au cours du temps. Par opposition, la Risle présente une dispersion importante des mesures de DBO_5 (écart type > 50 % de la valeur moyenne). En assurant l'oxygénation de l'eau, le mouvement causé par la marée semble juguler le danger potentiel que représente une moyenne de DBO_5 supérieure à 5 mg/l.

		Yères	Béthune	Touques	Risle
Sites		Touffreville-sur-Eu	Mesnières en Bray	Ouilly-le-Viconte	Pont-Audemer
N		20 sur 3 ans	20 sur 3 ans	47 sur 7 ans	21 sur 3 ans
MES (mg/l)	moyenne	24,8	24,8	21,4	49,5
	écart type	25,9	31,6	24,3	27,1
O ₂ (% / sat)	moyenne	94,8	99,7	93	91,9
	écart type	11,3	13,6	6,9	5,2
DBO ₅ (mg/l)	moyenne	2,2	3,3	3,8	5,7
	écart type	0,6	2,1	1,5	3,2

tableau 3.2 : qualité des rivières étudiés (source DIREN).

- les matières en suspension se distinguent par une grande variabilité quelle que soit la rivière. La Risle présente une concentration moyenne environ deux fois supérieure à celle des autres sites d'étude.

En conclusion, la combinaison des critères morphologiques et de la qualité des eaux des rivières retenues, aboutit à une assez bonne diversité de sites. Cette diversité augmente encore avec les caractéristiques propres des tronçons sélectionnés pour l'étude.

3.3 Présentation des secteurs étudiés.

Les stations d'épurations choisies comme sources de contamination ont été sélectionnées pour leur rendement déficient et en particulier leur capacité d'épuration bactérienne réduite (renseignements fournis par les SATESE des départements concernés). Les caractéristiques physico-chimiques sont synthétisées en tableau 3.3 (résultats colligés pendant l'étude).

	Morelle	Yères	Béthune	Touques	Risle(2)
STEP amont	Beuzevil...	Foucarmo	Neufchâtel	Lisieux	Pont-Audem.
longueur secteur (km)	3,8	10,3	7,6	18,0 (3)	8,0 (4)
vitesse d'écoulement (m/s)	0,21	0,30	0,18	0,41	0,52
pente	1:130	1:360	1:550	1:700	1:10.000
débit (l/s)	220	780	1.400	5.400	18.000
profondeur max / section (m)	0,2 à 0,5	0,2 à 0,6	0,8 à 1,7	1,1 à 2,5	1,7 à 2,6
largeur (m)	1,6 à 3,2	4 à 8	5 à 11	11 à 16	15 à 22
Remarque	estuaire				
Turbidité (NTU)	4,1	4,0	3,1	7,5	19,6
MES (mg/l)	10,9	9,2	4,3	14,5	44,3
COT (mg/l)	1,3	1,0	2,6	2,2	3,8
O2 % / saturation (1)	100,5	91,6	106,7	89,7	108,9
[E.coli] / 100 ml	10.000	3.000	8.000	4.000	4.000

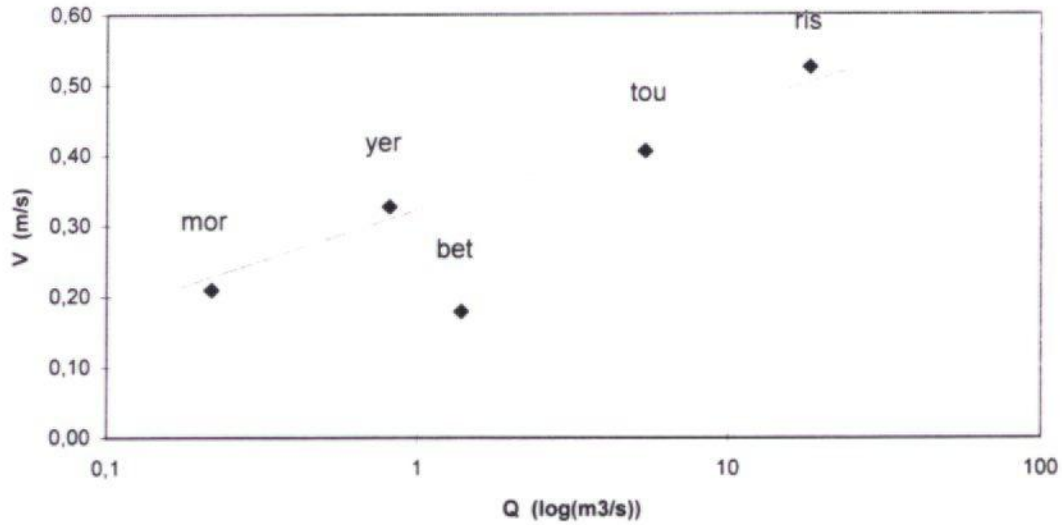
tableau 3.3 : caractéristiques hydrologiques des secteurs étudiés. Moyennes calculées sur les données validées (N = 78) sauf

- (1) mesures effectuées en été 95, abandonnées ensuite
- (2) mesures pratiquées en écoulement naturel (hors influence tidale)
- (3) 15,6 km en 1996
- (4) 7,0 km en 1996

Les vitesses d'écoulement observées sont liées aux valeurs des débits et non aux pentes. Cela indique certainement la présence de zones de ralentissement (méandres) sur le cours des petites rivières à pentes plus prononcées (Béthune, Yères et Morelle). La Béthune, lente par rapport à son débit, s'écarte de la relation générale « débit / vitesse de courant » (figure 3.2). Il reste à savoir si cette originalité est attribuable à la spécificité pédo-géologique de la boutonnière du Pays de Bray.

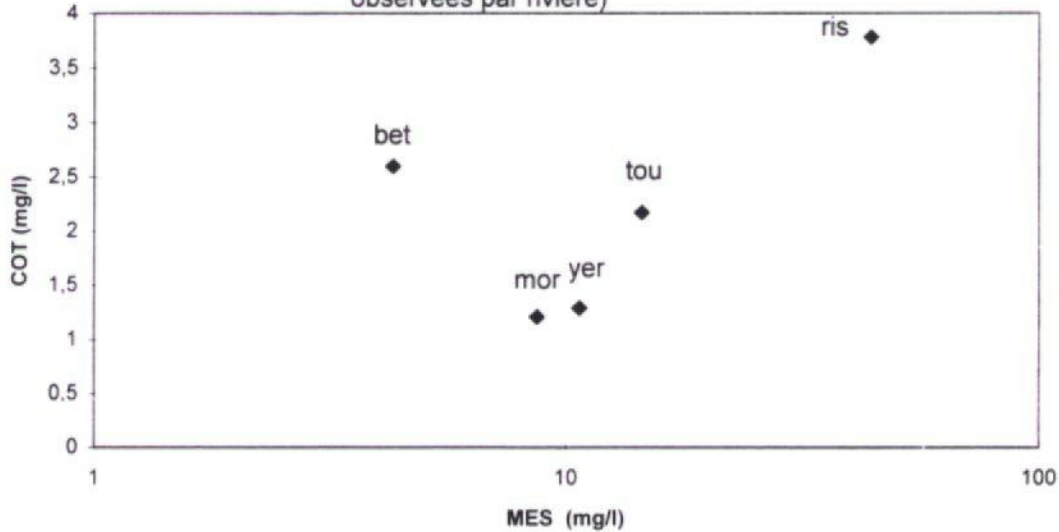
La Risle est soumise au cycle tidal et on observe l'inversement du courant jusqu'à Pont-Audemer. Ce phénomène ajoute à la charge solide déjà élevée qui provient de l'amont. Le COT semble lié aux MES (figure 3.3) si on fait abstraction de la Béthune. Celle-ci montre un faciès de pollution original, marqué par une pollution organique élevée par rapport matières en suspension (rapport COT/MES = 0,60 *versus* 0,09 à 0,015 pour les autres rivières).

figure 3.2 : vitesse du courant en fonction du débit (moyennes observées par rivière)



Il est à noter que les moyennes présentées dans cette section ne sont pas représentatives de la situation moyenne interannuelle (sélection intentionnelle de périodes de récession, d'été et de printemps ; hydraulicité faible des années 1995 et 1996) et ne peuvent être comparées aux données concernant les rivières produites en section 3.2.

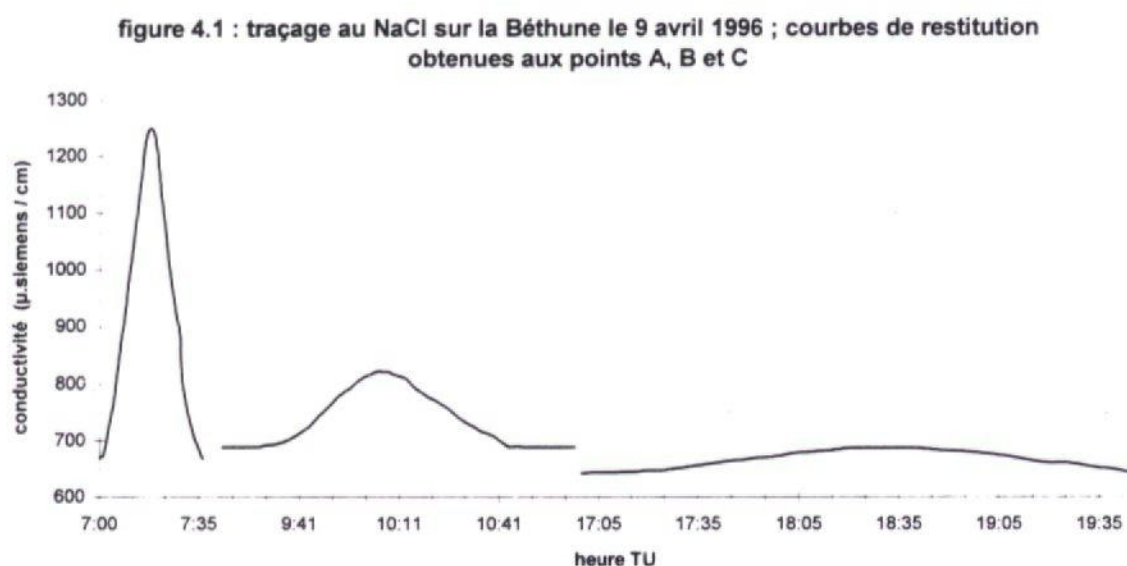
figure 3.3 : charge organique en fonction de la charge solide (moyennes observées par rivière)



4. Méthodes : aspects techniques

4.1 Traçages : réalisation et exploitation.

Les traçages servent à l'évaluation des temps de transit entre deux points de prélèvement. En choisissant un marqueur chimique conservatif et un mode d'injection ponctuelle, les traceurs permettent aussi de réaliser une estimation du débit par application du principe de conservation de la masse. Ce mode d'injection donne enfin un aperçu des capacités dispersives de la rivière (une série de courbes de restitution est donnée en figure 4.1).



Deux traceurs différents sont utilisés en fonction du débit : le NaCl pour les petits débits ($< 5 \text{ m}^3/\text{s}$) et le LiCl pour les débits plus importants ($> 5 \text{ m}^3/\text{s}$). Le lithium est utilisé car il possède un seuil de détection très faible (de l'ordre du microgramme par litre). L'injection d'une faible quantité de cet élément suffit donc pour un traçage en rivière à débit important, contrairement au NaCl qui nécessite la préparation d'une masse considérable de saumure. L'intérêt du NaCl réside dans sa mesure sur le terrain et en temps réel par le biais de la conductivité.

4.1.1 Mesure des temps de transit.

Pour des traçages réalisés au NaCl, le temps de transit est évalué grâce à un suivi de la conductivité de l'eau en aval de l'injection. Le temps observé entre les pics de conductivité relevés en 2 points distincts (temps modal de restitution), qui représente le temps de transit le

plus probable, est retenu comme temps de transit pour les *E.coli*. L'échantillonnage des flux bactériens en temps réel est donc possible pour l'option « NaCl ».

Lorsque le LiCl est utilisé, le même principe est appliqué. La concentration en lithium est cependant mesurée en différé au laboratoire.

4.1.2 Mesure des débits.

La mesure des débits nécessite de connaître les concentrations en traceur pendant la totalité du temps de passage. La conductivité peut être traduite en concentration de NaCl selon la formule de Dienert [36].

L'application de la loi de conservation de la masse M de traceur :

$$M = \int Q \cdot C_{trac}(t) dt$$

...permet alors le calcul du débit Q après discrétisation de la restitution selon le pas de temps d'échantillonnage Δt_i et en supposant Q invariant pendant la restitution :

$$Q \# \frac{M}{\sum_i (C_i - C_0) \cdot \Delta t_i}$$

C_0 est le niveau de fond de la concentration de la molécule utilisée comme traceur. La précision sur le débit est de l'ordre de 20 %. L'imprécision est due à la discrétisation de l'échantillonnage quand il s'agit d'une mesure au lithium. Quand il s'agit d'une mesure au sel, elle provient de la fluctuation du bruit de fond et, sur le dernier point de prélèvement, à l'arrêt de l'enregistrement de conductivité avant le terme de la restitution. La précision reste élevée en comparaison de celle des concentrations² et influence peu celle obtenue finalement sur les flux.

² Les écarts-types du tableau 6.2 indiquent une imprécision atteignant 130 % sur une mesure unique (1 prélèvement, 1 analyse), compte tenu de la variabilité « NPP » de l'analyse et de l'hétérogénéité du milieu. Sur les flux principaux où l'échantillonnage est renforcé, l'imprécision sur les concentrations est réduite à 60 %.

4.2 L'échantillonnage.

4.2.1 Mode d'échantillonnage.

Pour chaque rivière, l'échantillonnage a été calé sur les temps de transit obtenus lors du traçage. Lors d'un traçage au NaCl, les prélèvements sont alors effectués 15 minutes après le passage du pic de traceur. Un deuxième échantillonnage est réalisé de nuit sur la base des temps de transits obtenus de jour. Si le lithium est utilisé comme traceur, les prélèvements sont différés d'une journée par rapport au traçage en raison des délais d'analyse du laboratoire.

Dans le pire des cas, 48 heures séparent les prélèvements bactériens des traçages. Pour des conditions météorologiques stables, les débits et les temps de transit peuvent être estimés constants durant l'expérimentation.

Pour une mesure de flux, 8 prélèvements espacés d'une minute sont réalisés. Chaque prélèvement consiste en une prise ponctuelle de 500 ml d'eau de rivière. Pour limiter les variations de la concentration en *E.coli*, liées à l'échantillonnage, les dénombrements de germes sont réalisés sur deux échantillons moyens issus chacun de 4 échantillons ponctuels.

moyenne géométrique

8 (12)* prélèvements =====> 2 (3)* échantillons moyens =====> dénombrement =====> calcul de flux
des 2 résultats

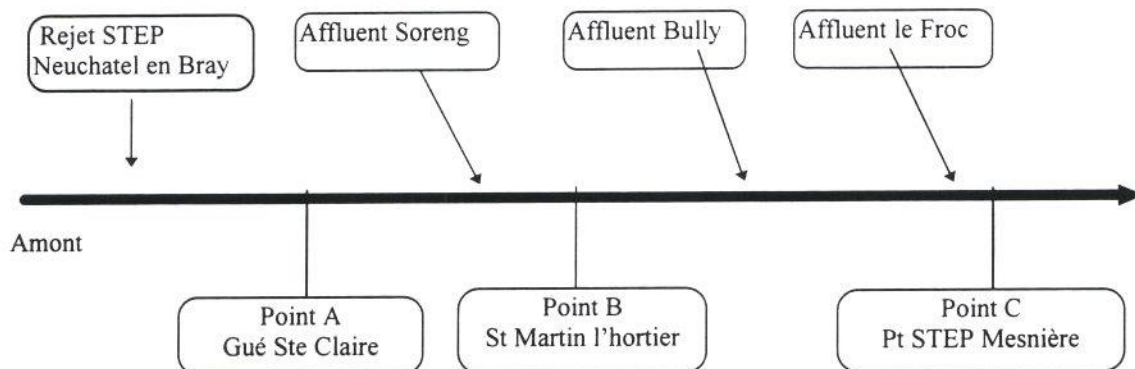
* pour le point situé en tête de secteur

L'estimation des flux émis par les affluents contaminés est pratiquée sur la base d'une seule analyse bactériologique, sauf quand le flux en question représente plus du dixième du flux principal. Il y a alors 2 analyses pratiquées sur 2 prélèvements séparés d'une minute.

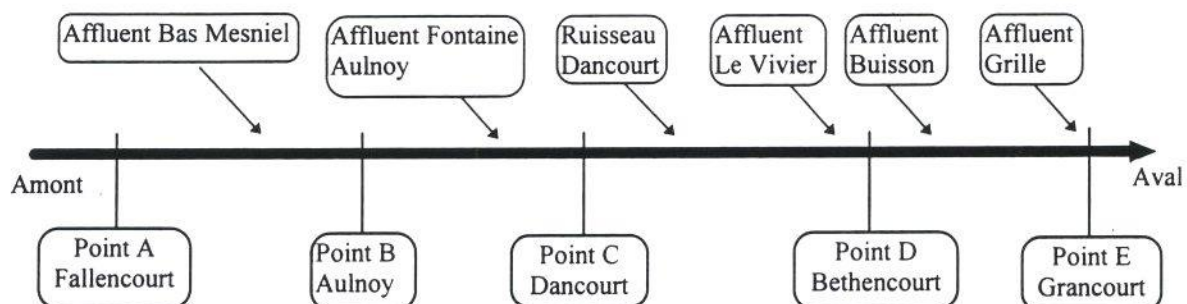
4.2.2 Localisation des points de prélèvements et calendrier.

Une cartographie précise des différents points de prélèvements est exposée en Annexe 1 qui complète la figure 3.1. Pour chaque rivière, une représentation schématique du site d'étude, où figurent les points de prélèvements et les affluents bactériologiquement surveillés, est proposée ici. Le tableau 4.1 présente ensuite le calendrier d'expérimentation.

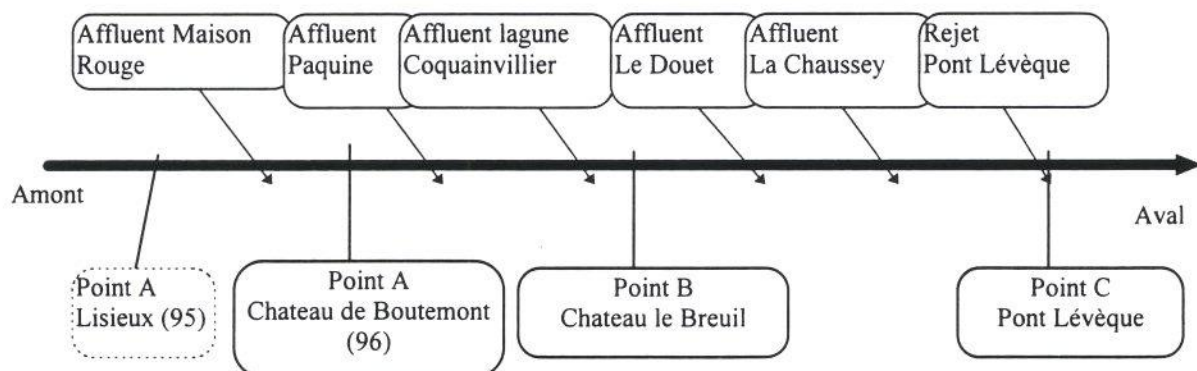
La Béthune :



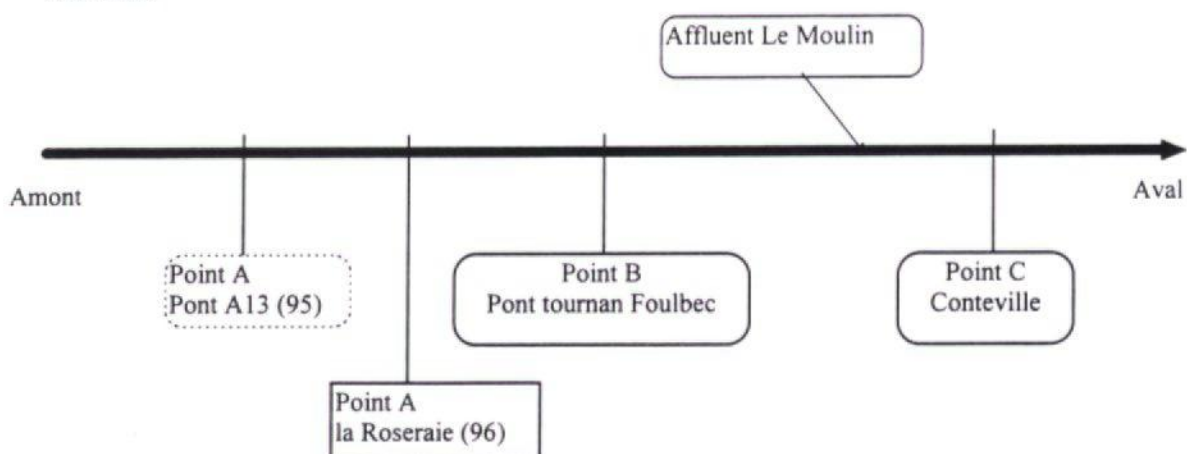
L'Yères :



La Touques :



La Risle



La Morelle : la partie aval échantillonnée en 1995 puis abandonnée en 1996 n'est pas spécifiée

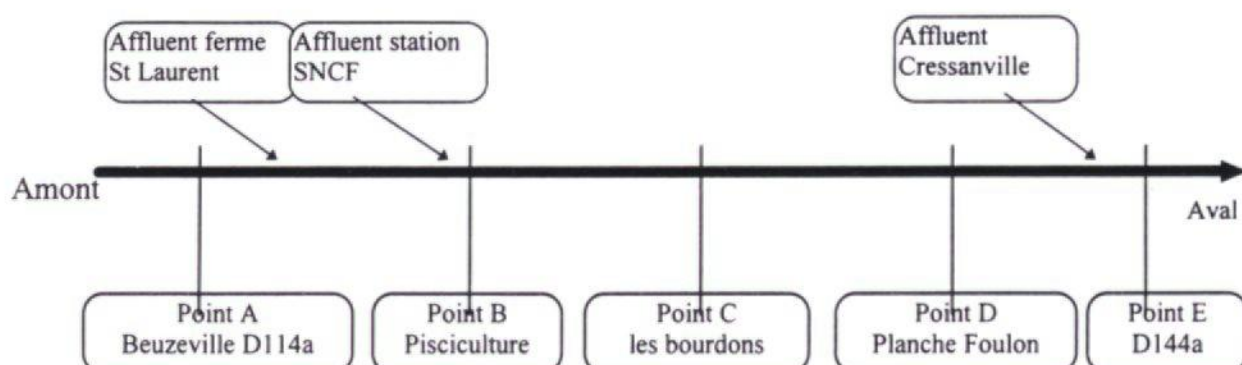


figure 4.2 : positionnement des points de prélèvement et des affluents contrôlés.

	1995	1996	total opérations	total K valides
mars		TTYT	4	7
avril		BBMMMMYYRR	10	21
mai		BBBRRTT	7	10
juin	BRR	BBBBMMRRYY	13	19
juillet	MMTT		4	8
août	YY		2	7
novembre	BRRY		4	6
total			44	78

tableau 4.1 : calendrier des opérations de terrain.
Chaque opération est figurée par l'initiale de la rivière.

L'effort d'échantillonnage n'est réparti ni au hasard ni systématiquement dans l'année. Outre les contraintes hydrologiques (récession) et météorologiques (pas de ruissellements), les règles qui ont prévalu dans l'échantillonnage sont les suivantes :

- équi-représentation du jour et de la nuit
- intensification de l'effort sur la période de variation de l'activité biologique (avril à juin inclus) pour une meilleure discrimination des variables concernées

La période hivernale a été peu explorée à cause de son faible rendement (conjoncture météorologique défavorable, K faibles et difficilement mesurables).

L'adaptabilité du personnel de terrain (50 nuits), la coordination entre les différents métiers (microbiologistes, chimistes et préleveurs) et la réactivité de l'équipe (gestion des aléas de terrain, retour critique sur les données) conditionnent très largement la qualité des données. La réalisation pratique de l'échantillonnage n'aurait pu se faire sans la coexistence des différents métiers au sein d'une même structure.

4.3 Métrologie.

4.3.1 Analyses bactériologiques.

La densité en *E.coli* est mesurée par la méthode des microplaques (NF T90 433 AFNOR, décembre 92). Les microplaques à 96 puits MU/EC - Diagnostic Pasteur™ code 53782- sontensemencées au plus tard 24 h après prélèvement le protocole « rivière » qui réalise un compromis entre la couverture de la gamme de concentrations attendue et l'aléa sur la

mesure (24 puits par dilution, rapport de dilutions successives de 10). Après une incubation de 48 h à 44°C, la lecture des résultats est réalisée en éclairage Ultra-Violet. La concentration retenue (Nombre le Plus Probable) maximise la vraisemblance de l'échantillon sous l'hypothèse d'une distribution de Poisson des bactéries dans les cupules.

4.3.2 Analyses des traceurs.

Le lithium est dosé par spectrométrie d'absorption atomique de flamme (Spectromètre Varian™, modèle SpectrAA 300).

La concentration en NaCl est issue de mesures de conductivité sachant que le rapport est linéaire dans la gamme des concentrations rencontrées ($\delta\text{conductivité}/\delta[\text{NaCl}] = \text{cste}$) [36]. Ces mesures sont réalisées à l'aide du conductimètre WTW™ LF 196. Cet appareil présente une précision > 99,5% et permet de suivre des variations de plus ou moins 1 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Le sel utilisé destiné ordinairement aux épandages routiers a été analysé pour corriger l'effet des impuretés (l'humidité et les matières insolubles représentent plus du dixième de la masse). La relation

$$\delta\text{conductivité} / \delta[\text{sel}] = 1,9 (\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1})_{20^\circ\text{C}} / (\text{mg}\cdot\text{l}^{-1})$$

a été vérifiée expérimentalement sur le sel utilisé.

4.3.3 Autres analyses physico-chimiques.

Les mesures suivantes sont réalisées :

- *In situ* :

- Température de l'eau (mesure combinée à la conductivité)
- Energie solaire reçue. Elle est quantifiée au moyen d'un pyranomètre intégrateur mesurant les radiations directes et diffuses (cellule type CM3, radiation indicator type CC20 Kipp & Zonen™). Celui-ci, pour raisons pratiques, est placé sur le toit d'une camionnette blanche à 2,50 mètres du sol. A chaque point d'étude, la camionnette est placée à l'horizontale et dans un lieu le plus dégagé possible. L'estimation de la puissance lumineuse irradiant les bactéries *in situ* fait l'objet du chapitre 5.

- Turbidité. La mesure est réalisée grâce au turbidimètre portatif Hach™ 2100 P.

- Débitmétrie des affluents. Il s'agit d'une mesure au moulinet Silex International™ 2.100. La norme NF 10-301 est simplifiée dans le sens d'une réduction du nombre de points de mesure. Quand le débit est de l'ordre de 1 à 3 l/s on procède à une

estimation au seuil. Le degré d'exigence sur la précision du débit est faible, car le facteur limitant la précision flux reste la mesure bactériologique.

- Au laboratoire :

- Matières En Suspension (norme NF T90-105) à partir de 500 ml d'échantillons sur préfiltre Millipore™.

- Carbone Organique Total. Mesure réalisée par spectrophotométrie infrarouge selon la méthode guide AFNOR T90-108 juin 1985.

- Oxygène dissous selon la méthode de Winkler (norme ISO 5813-1993). Les mesures d'oxygène dissout restant proches de la saturation au cours des expériences de 1996, le paramètre, peu discriminant, a été abandonné en 1996.

4.4 Logiciels.

Le progiciel statistique utilisé est SPSS/PC+™. Deux programmes ont été écrits spécifiquement pour l'étude et codés en langage C, l'un pour le calcul des flux corrigés, l'autre pour les calculs de puissance lumineuse efficace. La préparation des données et les graphiques sont réalisés sous Excel™, sauf le graphe 3D (Mathematica™).

5. Estimation de l'irradiation in situ des bactéries à partir des mesures de lumière en plein champ.

5.1 Modélisation de l'abattement du rayonnement par l'ombrage.

La puissance lumineuse est mesurée et enregistrée en plein champ pendant chaque expérience. Chaque tronçon a été cartographié en fonction de la végétation rivulaire selon un codage semi-quantitatif possédant 4 échelons (tableau 5.1).

date		01/04	01/05	01/06
code	signification			
1	rives vierges ou très clairsemées	0	0	0
2	végétation peu dense, strate buissonnante dominante	8	22	35
3	haie serrée sur une rive ou haie claire sur les 2 rives	39	58	74
4	tunnel de végétation	57	77	95

tableau 5.1 : Abattement moyen calculé (%) de la puissance rayonnée en fonction de la végétation rivulaire et de la saison.

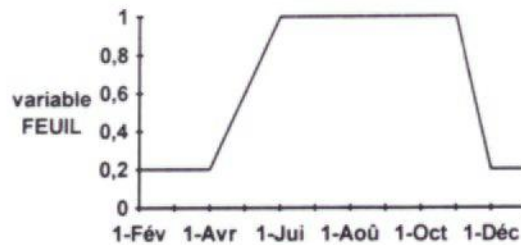
On observe une distribution contrastée de la couverture végétale selon les secteurs (tableau 5.2).

code	1	2	3	4
Morelle	0	19	39	42
Yères	20	52	27	2
Béthune	13	67	17	3
Touques	24	49	22	5
Risle	78	22	0	0
TOTAL	30	42	20	7

tableau 5.2 : répartition (%) de la végétation rivulaire par secteur.

Il s'agit ensuite d'affecter à chaque niveau de végétation une valeur d'abattement de la puissance lumineuse incidente (variable ABAT) qui soit fonction de l'état d'avancement de la végétation et de la hauteur du soleil pour tenir compte de l'importance des ombres portées. L'état d'avancement de la végétation est indiqué par une fonction du rang du jour dans l'année (figure 5.1).

figure 5.1 : importance de la couverture végétale notée de 0 à 1



La formulation du modèle et son ajustement ont été pratiqués sur la base 650 mesures appariées de puissance rayonnée effectuées en avril et en juin 1996, d'une part en plein champ, d'autre part sous ombrage à la surface de l'eau.

Les codes de couverture de végétation interviennent dans les calculs sous forme de variables binaires 0/1 (CODE1 = 1 si code = 1, et 0 sinon ; CODE2 = 1 si code = 2, et 0 sinon ; ...).

Les variables ABAT et FEUIL sont transformées pour linéariser la relation :

$$\left\{ \begin{array}{l} ABAT = 0 \\ \log(ABAT + 1) = 0,436 \cdot \log(FEUIL + 1) + 0,123 \cdot CODE3 + 0,166 \cdot CODE4 + \varepsilon \\ \text{avec } \varepsilon \rightarrow N(0 ; 0,058) \\ R^2 = 0,97 \end{array} \right. \begin{array}{l} \text{si } CODE1 = 1 \\ \text{sinon} \end{array} \quad (\text{équation 5.1})$$

On note que ni la variable CODE2, ni la hauteur du soleil³ n'interviennent dans le modèle.

Le tableau 5.1 donne des exemples de calcul d'abattement de la lumière mesurée en plein champ en fonction de la végétation rivulaire et de la date.

5.2 Modélisation de l'abattement du rayonnement au sein de la masse d'eau.

Dans cette étape, nous supposons que les bactéries sont équi-réparties dans la section de la rivière (absence de gradient de concentration) et qu'une bactérie donnée ne stationne pas à un niveau de profondeur privilégié mais explore toutes les lames d'eau pendant le parcours d'un tronçon (absence de stratification). La pertinence de cette hypothèse dépend de la turbulence de l'écoulement. Elle permet d'assimiler le parcours des bactéries à un parcours moyen et

³ Certains secteurs de rivière se distinguent par un encaissement particulier du lit mineur. L'emprise de l'ombre portée par les berges dépend du profil de la section et de la position du soleil par rapport à la verticale et à l'axe d'écoulement. Un terme a été introduit dans le calcul de ABAT pour corriger cet effet qui représente un abattement supplémentaire de 10 % en moyenne mais devient très sensible quand le soleil s'approche de l'horizon.

l'énergie lumineuse reçue par les bactéries à l'énergie moyenne au sein de la masse d'eau. On calcule dans un premier temps l'extinction en fonction de la profondeur, puis on intègre cette fonction dans la section (y, z). La fonction f(x) obtenue est finalement intégrée sur le parcours.

5.2.1 Extinction de la lumière en fonction de la turbidité.

Supposons qu'une bactérie reste à une profondeur fixée au sein de la masse d'eau. La puissance rayonnée disponible pour son inactivation dépend de la puissance rayonnée à la surface de l'eau P_0 , de la profondeur z et de la turbidité Tu selon la formule :

(équation 5.2)

$$P(z, Tu) = (1 - \rho) \cdot P_0 \cdot \exp\left(-\frac{\chi \cdot Tu \cdot z}{\cos r}\right)$$

- Le coefficient de réflexion ρ est constant et égal à 0,04.
- L'angle r est l'angle de réfraction exprimé en radian par rapport à la verticale dépend de l'angle d'incidence i de la lumière par rapport à la verticale :

(équation 5.3)

$$n \cdot \sin r = \sin i$$

où n est le coefficient de réfraction égal à 1,5 dans le cas de l'eau.

L'angle i s'exprime en fonction de la latitude φ , de la déclinaison du soleil δ et de l'angle horaire ω :

(équation 5.4)

$$i = \frac{\pi}{2} - (\sin \varphi \cdot \sin \delta - \cos \varphi \cdot \cos \delta \cdot \cos \omega)$$

avec

$$\delta = 0,4 \cdot \sin \frac{2\pi(j - 82)}{365}$$

$$\omega = \pi \frac{h_{sv} - 12}{12}$$

où j est l'indice du jour dans l'année civile et h_{sv} l'heure solaire vraie qui, localement, est approximativement égale au temps universel [23].

• Le coefficient d'extinction χ a été ajusté expérimentalement en mesurant l'extinction sur l'ensemble des échantillons disponibles par spectrophotométrie d'absorption ($\lambda = 580$ à 650 nm). Le tableau 5.3 détaille les résultats par rivière. Les valeurs des coefficients d'extinction sont calculées à partir des mesures de turbidité et de densité optique $\chi = 0,0230 DO / Tu$ (⁴). Un éventuel effet « rivière » peut provenir de qualités de turbidité différentes. Il a été testé et s'est avéré non significatif même pour la Risle.

	nombre N d'observations et de données aberrantes n		turbidité Tu (NTU)		coefficient d'extinction χ (NTU ⁻¹ .m ⁻¹)	
	N	n	m	s	m	s
Béthune	55	12	3,12	1,84	0,347	0,161
Morelle	90	4	4,43	4,18	0,291	0,150
Risle	44	0	26,07	17,58	0,300	0,079
Touques	36	0	7,36	1,94	0,328	0,103
Yères	81	10	4,81	2,61	0,368	0,162
TOTAL	306	26			0,325	0,144

tableau 5.3 : Turbidité des rivières et mesure expérimentale du coefficient d'extinction. 26 observations (8 %), conduisant à des valeurs aberrantes des coefficients d'extinction ($\chi < 0,1$ ou $\chi > 1$), ont été soustraites du calcul.

5.2.2 Mesure des gabarits des rivières.

Pour appliquer la formule d'extinction de la lumière et calculer la puissance rayonnante applicable à une bactérie dans son parcours d'une section de rivière, il s'agit de connaître la distribution des profondeurs en tout point intermédiaire. La diversité des gabarits a nécessité la mise en oeuvre de moyens de reconnaissance au cas par cas. La Touques et la Risle ont été explorées en bateau, tandis que les autres rivières ont été repérées à pieds. Dans chaque cas, un nombre limité de sections (y_i, z_i) a été mesurée.

Seule la Risle est navigable et possède un gabarit régulier. Les autres rivières présentent une alternance de passages rapides et peu profonds et de biefs lents et profonds. Un échantillonnage a été pratiqué qu'on a voulu représentatif des différents faciès. Cinq (Risle) à onze (Yères) profils en largeur ont été réalisés sur chaque rivière en fonction de la diversité

⁴ On a en effet : $DO = \log(I_0/I) \approx \chi \cdot Tu \cdot e / 2,30$ (équation 5.2 avec $r \approx 0$ et $\rho = 0$) où e est l'épaisseur de la cuve de verre servant à la mesure de DO ($e = 0,01m$).

des faciès. Chaque profil comporte entre 8 et 20 sondages au fil à plomb selon la largeur et la régularité des fonds. Le fil à plomb a servi pour les sondages. On a aussi estimé une fréquence des séjours par faciès et par secteur, sur la base d'un repérage visuel et de mesures ponctuelles de vitesse. Enfin on a relevé la hauteur d'eau en un point de référence lors de chaque expérience pour corriger le gabarit de la rivière en fonction de la conjoncture hydrologique. L'ensemble de ces informations permettent d'estimer à tout moment du transit une distribution statistique des profondeurs.

5.2.3 Calcul des puissances rayonnées efficaces.

Un programme informatique a été écrit qui calcule les puissances lumineuses à la surface de l'eau (PS) et la puissance efficace moyenne au niveau de la bactérie (PE) en fonction des puissances brutes rayonnées en plein champ (PB). Les données qui servent aux calculs (ombrage, turbidité et profondeur ; cf. supra) sont issues de mesures ponctuelles, ce qui oblige à nombreuses interpolations entre les points de mesures. Le calcul repose en outre sur une hypothèse forte de mélange parfait du milieu : la profondeur z_2 d'une bactérie au pK x_2 est indépendante de sa position z_1 au point x_1 . Cette hypothèse permet d'assimiler le cheminement de l'ensemble des bactéries à un cheminement moyen au cours duquel chaque point de la section est exploré avec la même probabilité. La justification de cette hypothèse est intimement subordonnée à la turbulence de l'écoulement qui assure le mélange permanent des lames d'eau.

L'algorithme de calcul se décompose comme suit.

Dans un premier temps le programme discrétise le temps de parcours du tronçon considéré en 1/100 d'heures ; à chaque temps t_i on affecte un pK x_i sur la base d'une vitesse constante sur le tronçon. Le programme va ensuite chercher la puissance rayonnée en plein champ PB_i et les informations nécessaires aux calculs (tableau 5.4), qu'elles soient conjoncturelles ou structurelles (concernant la rivière mais indépendantes du temps).

	calcul de PS_i	calcul de PE_i
données structurelles	- code végétation	- profil de la section
données conjoncturelle	- date (état de la végétation)	- hauteur d'eau - turbidité

tableau 5.4 : Données nécessaires au calcul des puissances lumineuses au niveau de la surface (effet de l'ombrage de la végétation rivulaire) et au niveau des bactéries (effet de la turbidité) sur la section i de rivière.

Le calcul de PS_i tient compte de la composante aléatoire du modèle d'abattement par la végétation (équation 5.1). ABAT est une valeur simulée par tirage au sort de la valeur du

résidu selon sa loi de probabilité estimée. Cela permet d'appréhender la sensibilité globale de PS à la variabilité de l'ombrage (elle est de l'ordre de quelques pour cent).

Le calcul de l'abattement moyen dans la masse d'eau procède des approximations suivantes :

- la turbidité Tu_i est une interpolation linéaire entre les valeurs mesurées à l'amont et à l'aval du tronçon. On considère qu'elle est homogène sur l'ensemble de la section.
- on tire au sort le type de section (écoulement lent / écoulement rapide) selon une probabilité proportionnelle au temps de séjour dans chaque type de faciès.
- on discrétise la section en lames d'eau indicées par j rectangles d'épaisseur δz ($0 < j < 100$) de profondeur moyenne z_j et de largeur moyenne y_j (pour alléger les notations on omet l'indice i du temps). Pour chaque indice j , on peut calculer une probabilité de présence d'une

bactérie $p_j = \frac{y_j}{\sum_j y_j}$ et une puissance PE_j fonction de z_j , de Tu et de l'angle i (équations 5.2

et 5.3). PE s'obtient comme une moyenne pondérée des PE_j par les poids p_j .

Le calcul fait l'impasse sur le cas où la lumière est diffuse du fait de la nébulosité. Il s'agirait alors d'intégrer l'équation 2 sur i entre 0 à $\pi/2$ (numériquement car il n'y a pas de solution analytique). Dans la mesure où l'erreur commise porte sur des puissances lumineuses atténuées, la correction représente un enjeu faible pour un surcroît de calcul important.

5.3 Résultats.

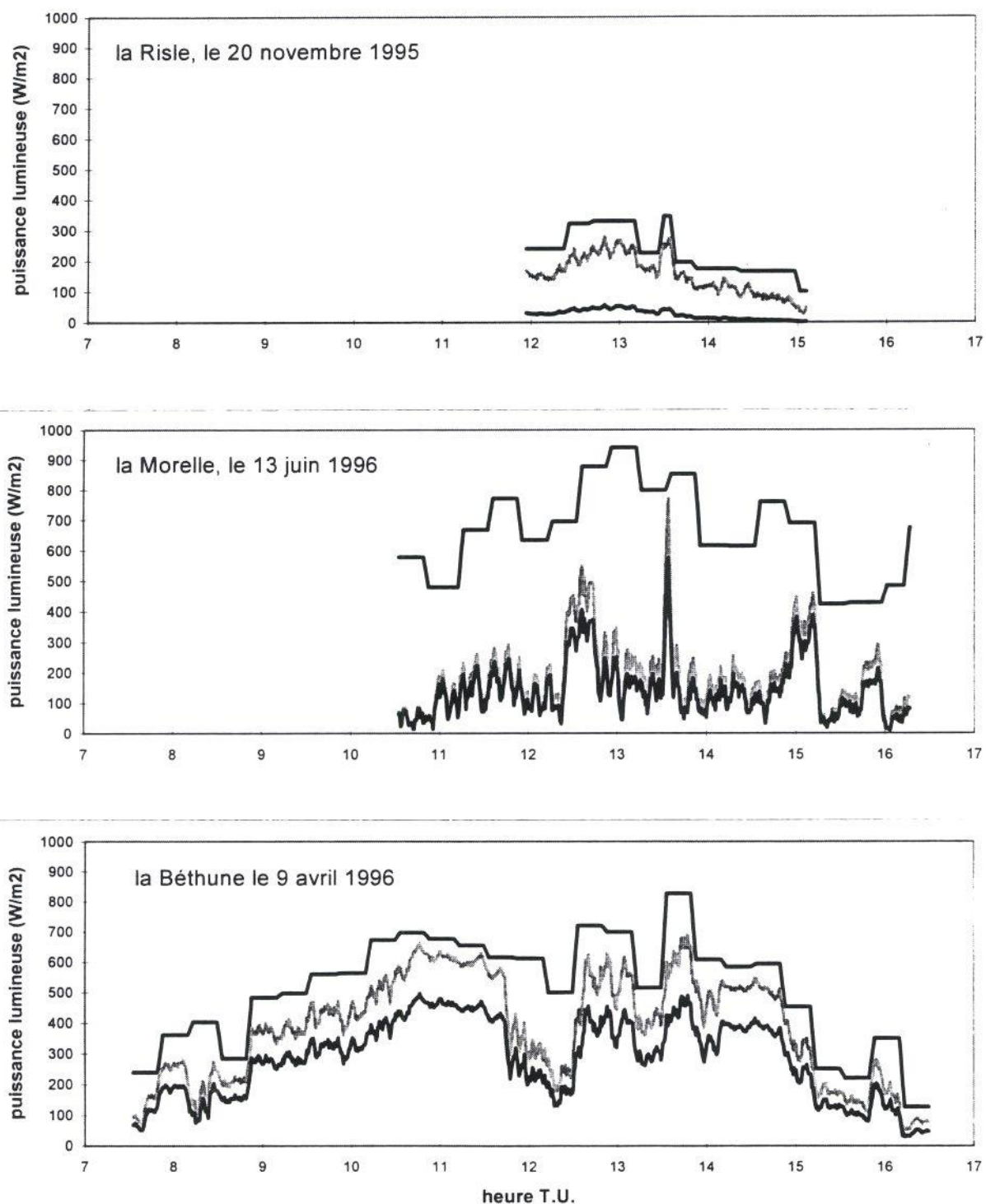
La figure 5.2 donne 3 exemples des puissances lumineuses PB, PS et PE reçues au cours d'un transit. Dans le cas de la Béthune, les abattements liés à l'eau et à la turbidité sont équilibrés. Dans le cas de la Morelle l'ombrage limite principalement la pénétration de la lumière. Au contraire, dans le cas de la Risle, c'est la turbidité qui assure l'abattement.

	végétation rivulaire 1 - PS / PB	profondeur & turbidité de l'eau	total 1 - PE / PS	total 1 - PE / PB
Morelle	64		19	71
Yères	34		45	74
Béthune	40		36	62
Touques	37		68	80
Risle	28		91	94
Moyenne	41		52	69

tableau 5.5 : Abattement moyen (%) de la lumière solaire par secteur selon son origine.

Le tableau 5.5, calculé sur l'ensemble des expériences diurnes, montre des différences sensibles d'abattements globaux. La turbidité et la profondeur de la Risle protègent les bactéries de l'effet de la lumière, tandis que cet effet peut s'exercer dans la Béthune. La répartition de l'abattement par source est aussi très discriminante.

figure 5.2 : Exemples de chroniques d'irradiation par la lumière solaire (de haut en bas : mesure de la puissance lumineuse en plein champ, estimation à la surface de l'eau et au niveau des bactéries)



6. Contribution des aléas de mesure à la variance de K, impact sur l'analyse statistique.

La variance de la variable K se décompose en 2 parts, l'une attribuable aux aléas de mesure, l'autre attribuable aux facteurs environnementaux. Comme ces 2 sources de variances sont indépendantes, les variances associées s'additionnent :

$$\text{var}(K) = \text{var_mes}(K) + \text{var_env}(K)$$

Le terme $\text{var_mes}(K)$ est la variance résiduelle de K quand on fixe les conditions de mesure (lieu et temps). S'agissant essentiellement de mesures bactériologiques, le processus métrologique est soumis à un aléa important. Nous allons montrer ici que le terme $\text{var_mes}(K)$ varie largement en fonction des conditions expérimentales et en proposer une estimation en précisant les hypothèses sous-jacentes. Nous verrons enfin l'impact de ces variations sur les options de la régression linéaire de K sur les variables environnementales.

6.1 Sources des aléas métrologiques de K.

L'aléa relatif à la mesure de $K = \frac{\Delta \log F_{cor}}{\Delta t}$ provient des aléas liés d'une part au calcul du flux, d'autre part à la mesure du temps de transit.

Les temps de transit sont mesurés par traçage, le passage du maximum de concentration du traceur faisant référence. L'incertitude associée à l'identification du temps modal est de 1 à 3 %, d'amont en aval d'un secteur (figure 4.1). Dans ces conditions, on considère que le temps de transit n'est pas une donnée aléatoire en regard des mesures bactériologiques mais une constante (hypothèse H1) :

$$\text{var_mes}(K) = \text{var_mes}\left(\frac{\Delta \log F_{cor}}{\Delta t}\right) \approx \frac{\text{var_mes}(\Delta \log F_{cor})}{(\Delta t)^2}$$

Or :

$$\Delta \log F_{cor} = \log(Q_1 \cdot C_1) - \log(Q_2 \cdot C_2) = \log \frac{Q_1}{Q_2} + \log C_1 - \log C_2$$

On pratique à ce stade des approximations complémentaires qui consistent à dire que le rapport entre débit à l'amont de la section et le débit aval varie peu en regard des termes de concentration (H2)⁵ et que les erreurs de mesures faites sur C1 et C2 sont indépendantes et possèdent les mêmes propriétés statistiques (H3).

$$\text{var_mes}(\Delta \log F_{cor}) \approx \text{var_mes}(\log C_1 - \log C_2) \approx 2 \text{var_mes}(\log C)$$

(H2)

(H3)

6.2 Aléas sur les mesures de concentrations bactériennes.

Nous allons montrer expérimentalement que logC possède une variance constante sur l'ensemble des points de prélèvement et proposer une estimation de cette variance.

Malgré les précautions d'échantillonnage prises pour minimiser l'hétérogénéité du milieu (éloignement des rejets ou des confluences), une part subsiste qui dépend de la rivière et des conditions de prélèvement. Chaque calcul de flux bactérien est fondé sur 2 ou 3 analyses bactériologiques. Cette répétition permet d'estimer la variance des mesures de concentrations bactériennes qui couvre donc le facteur analyse et l'hétérogénéité du milieu où est effectué le prélèvement. On assimile cette hétérogénéité à une hétérogénéité instantanée en dépit d'une répartition de l'échantillonnage sur 11 à 15 minutes. Le tableau 6.1 donne les estimations par rivière⁶ de la variance de logC qu'on calcule comme suit :

Pour chaque mesure de flux F_i , on calcule la somme des carrés des écarts à la moyenne des numérations bactériennes (SCE_i) et le degré de liberté (ddl_i), égal à 1 si on dispose de 2 analyses ou égal à 2 si on dispose de 3 analyses. La variance de logC pour une rivière est donnée par :

$$s^2(\log C) = \frac{\sum_{i \in I} SCE_i}{\sum_{i \in I} ddl_i}$$

...où I est l'ensemble des indices des flux bactériens disponibles pour la rivière.

⁵ Le rapport Q_1 / Q_2 est essentiellement structurel et indépendant de la conjoncture météorologique à l'échelle des bassins versants étudiés. Cette hypothèse est d'ailleurs couramment utilisée pour estimer par interpolation le débit en un point situé entre 2 stations de jaugeage.

⁶ Il aurait été judicieux de comparer la variabilité des mesures de concentrations bactériennes par point de prélèvement pour repérer des différences qui peuvent exister au sein d'une même rivière. Le nombre des données ne le permet pas et on a procédé à une comparaison par rivière.

	N	ddl	s ²
Risle	42	24	130
Touques	28	16	395
Touques après correction	27	15	171
Béthune	49	28	199
Yères	60	33	294
Yères après correction	59	32	158
Morelle	66	36	233
TOTAL sans correction	245	137	242
TOTAL avec correction	243	135	183

Tableau 6.1 : Variance des mesures instantannées de concentration en E.coli ($10^4 \cdot \log(\text{nb.}/100\text{ml})$).
Les corrections ont consisté en l'élimination des points aberrants ($P < 10^{-3}$),
les valeurs retenues in fine sont en gras.

Deux analyses sont éliminées des calculs car elles conduisent à des valeurs improbables ($P < 10^{-3}$) sans doute attribuables à une erreur de manipulation au prélèvement ou à l'analyse, ou à une variation brutale du flux polluant (les 2 cas surviennent sur des points amont). Après corrections, le test de Fisher ne montre pas de différence significative entre la variance la plus forte (Morelle) et la plus faible (Risle), ce qui légitime l'estimation d'une variance commune. On considère donc que $\text{var_mes}(\log C)$ n'est pas fonction de la rivière (H4).

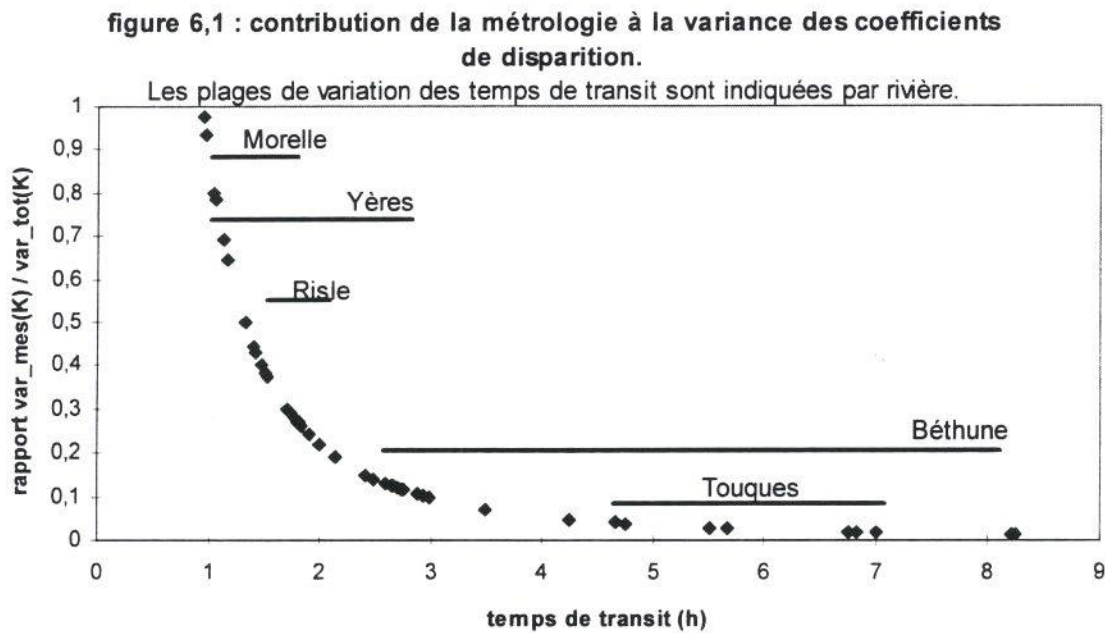
6.3 Expression de la variance de K attribuable à la métrologie et impact statistique.

La concentration intervenant dans le calcul des flux est une moyenne réalisée sur 2 analyses et sa variance est obtenue en divisant par 2 la variance totale indiquée en tableau 6.1. Comme une mesure de K fait intervenir 2 mesures de flux, on a finalement, sous les hypothèses H1 à H4 :

$$\text{var_mes}(K) \approx \frac{0,0183}{(\Delta t)^2} \quad \text{où } t \text{ est exprimé en h et } K \text{ en } h^{-1}$$

La dépendance entre le temps de transit et l'incertitude qui pèse sur la mesure de K possède un impact sur le calcul du critère des moindres carrés servant à l'estimation des coefficients du modèle linéaire. Si on affecte aux individus K_i le même poids, les individus pour lesquels

les mesures sont les moins fiables vont peser autant que les autres sur l'ajustement. En revanche, la pondération des individus K_i par le temps de transit associé Δt_i rend égale la contribution de l'aléa métrologique de chaque individu à l'inertie du nuage de points. Le vecteur des paramètres ajusté devient dans ces conditions indépendant des conditions météorologiques.



L'option de pondérer K_i par Δt_i a donc été retenue pour l'ajustement du modèle linéaire. Ce choix n'est pas neutre en pratique. En moyenne (sur l'ensemble des mesures valides), la variance des coefficients de disparition vaut $\text{var_tot}(K) = 0,0121$ pour un temps de transit moyen de 3,6 h. Pour ce point moyen, la métrologie pèse donc pour 12 % de la variance de K . Derrière cette moyenne se cache une grande disparité (figure 6.1). Pour l'ensemble Touques + Béthune, l'aléa métrologique contribue au pire pour 25 % dans la variance de K . Discriminer ou non les individus selon l'incertitude associée à leur mesure ne devrait pas bouleverser les conclusions relatives à ces 2 rivières. La situation des autres rivières est très différente : dans le cas limite où le temps de transit se réduit à une heure, la variance liée aux incertitudes est du même ordre de grandeur que $\text{var_tot}(K)$. Pour l'ensemble des K_i estimés sur la Morelle (le temps de transit moyen est de 1,5 h), la contribution des aléas de mesure reste importante au sein de la variance totale (60 %). Il est alors nécessaire de pondérer les valeurs de K par le temps de transit, sauf à obtenir un ajustement du modèle linéaire plus lié aux aléas métrologiques qu'à l'action des facteurs de disparition sur K .

6.4 Note : part de variance liée au prélèvement, part liée à l'analyse et design de l'échantillonnage.

Cette note est consacrée au design de l'échantillonnage des flux en E.coli (nombre d'échantillons moyens analysés et nombre de prélèvements ponctuels constitutifs de l'échantillon moyen) sur la base d'une évaluation économique.

La variance de $\log(C)$ possède deux sources indépendantes, l'analyse et l'échantillonnage. On peut réduire cette variance en constituant des échantillons moyens et en multipliant les analyses. Si $N_{prél}$ est le nombre de prélèvements par échantillon moyen et si on réalise N_{ana} analyses à raison d'une analyse par échantillon moyen, alors :

$$\text{var}_{mes}(\log C) = \frac{\text{var}_{ana} + \frac{\text{var}_{prél}}{N_{prél}}}{N_{ana}}$$

où var_{ana} et $\text{var}_{prél}$ sont les variances de la numération pratiquée sur un échantillon ponctuel.

En première approche, la technique NPP induit un aléa Poissonien qui est uniquement fonction des conditions d'analyse, à savoir le rapport r de dilution entre deux dilutions successives et le nombre n de puits par dilution.

$$\text{var}(ana) = cste \cdot \frac{\log r}{n} \quad \text{avec } cste = 0,34$$

[42], voir aussi : MAUGRAS M. Les techniques de dosage en virologie. in « Cours de microbiologie de l'Institut Pasteur ».

Pour des conditions fixées d'analyses (ici $r = 10$ et $n = 24$), ce terme est constant $\text{var}(ana) = 0,0140$.

La variabilité liée à l'hétérogénéité du milieu $\text{var}_{prél}$ peut être estimée par différence sur la base des résultats précédents (tableau 6.1). Le tableau 6.2 montre que la part de variance de la numération liée à la mesure se partage en parts égales entre la numération proprement dite (45 %) et l'hétérogénéité du milieu (55 %).

	variance de logC ($10^4 \cdot \log(\text{nb./100ml})$)	
	calcul	valeur
échantillon moyen 4 prélèvements		
variance totale	mesure x	183
échantillon ponctuel, analyse unique		
var_ana (technique NPP)	théorie y	140
var_prel	$4 \cdot (x - y)$	172
var_mes	$y + 4 \cdot (x - y)$	312

tableau 6.2 : estimation de la variance instantanée de la concentration en E.coli sur la base d'un échantillon ponctuel et d'une numération NPP (microplaque avec 24 puits par dilution et rapport de 10 entre 2 dilutions successives) et décomposition par sources (analyse / hétérogénéité du milieu).

L'équation 6.1 peut-être assortie d'un critère de coût fonction de N_{prel} et de N_{ana} et des tarifs pratiqués par le laboratoire (déplacement, heure de préleveur, analyse...). Compte tenu de la structure des coûts du LEA, on montre que le design de l'échantillonnage s'approche de l'optimum économique.

7. Résultats : dispersion des coefficients de disparition, recherche des déterminants.

7.1 Validation des données et calculs liminaires.

7.1.1 Validation des données.

La validation des données dédiées à l'élaboration d'un modèle numérique revêt une importance particulière quand il s'agit de mesures bactériologiques. En effet les erreurs de manipulation en bactériologie conduisent à des valeurs très excentrées par rapport au nuage de points formé par les données valides. De plus les manipulations de terrain génèrent un risque de pollutions ponctuelles indésirables dont l'effet sur le résultat peut être catastrophique. Dans les deux cas, on s'expose à l'éventualité d'un modèle fictif dû à quelques points aberrants.

La procédure d'invalidation des mesures comporte 3 étapes fixées *a priori*.

- Au terme de la première campagne de mesures menée en 1995, un bilan intermédiaire a mis en évidence des tronçons de rivière problématiques. Les investigations de terrain et mesures des flux latéraux n'ont pas toujours pu parvenir à une prise en compte satisfaisante des sources de contamination le long du parcours. La partie aval de la Morelle, percluse de pollutions diffuses, est abandonnée. La translation vers l'aval du premier point de mesure sur la Risle (figure 4.2 et annexe 1) découle quant à lui du mauvais mélange des eaux dû à la trop grande proximité du rejet de la station d'épuration.
- Une deuxième sélection a été opérée préalablement aux calculs. Elle a consisté en l'élimination des tronçons où les flux bactériens augmentent même après la prise en compte des apports latéraux identifiés ($K_{cor} < 0$).

Comme le montre le tableau 7.1, ce défaut touche principalement l'Yères, la Risle et les tronçons les plus éloignés de l'émissaire (tronçons 4 de l'Yères et de la Morelle). Ces derniers cas s'expliquent par l'augmentation du poids relatif des perturbations d'amont en aval au fur et à mesure que le flux principal décroît. La pression de l'élevage le long (et souvent dans le lit) de l'Yères est particulièrement sensible et se traduit par l'occurrence d'accidents. L'éviction des valeurs négatives de K relève d'un certain arbitraire puisqu'elles peuvent relever d'un aléa ordinaire sur les mesures. Certaines valeurs négatives de K obtenues sur la Risle sont probablement imputables à l'effet pervers de la règle car l'espérance de K est réduite sur cette rivière (cf. *infra*). Parmi l'ensemble des valeurs négatives de K, une majorité présente cependant des valeurs absolues élevées qui ne peuvent pas être attribuées aux aléas de l'échantillonnage ou de l'analyse. Le caractère arbitraire de la

sélection est donc de fait limité. Au total, moins d'un tiers des mesures sont invalidées avant tout calcul.

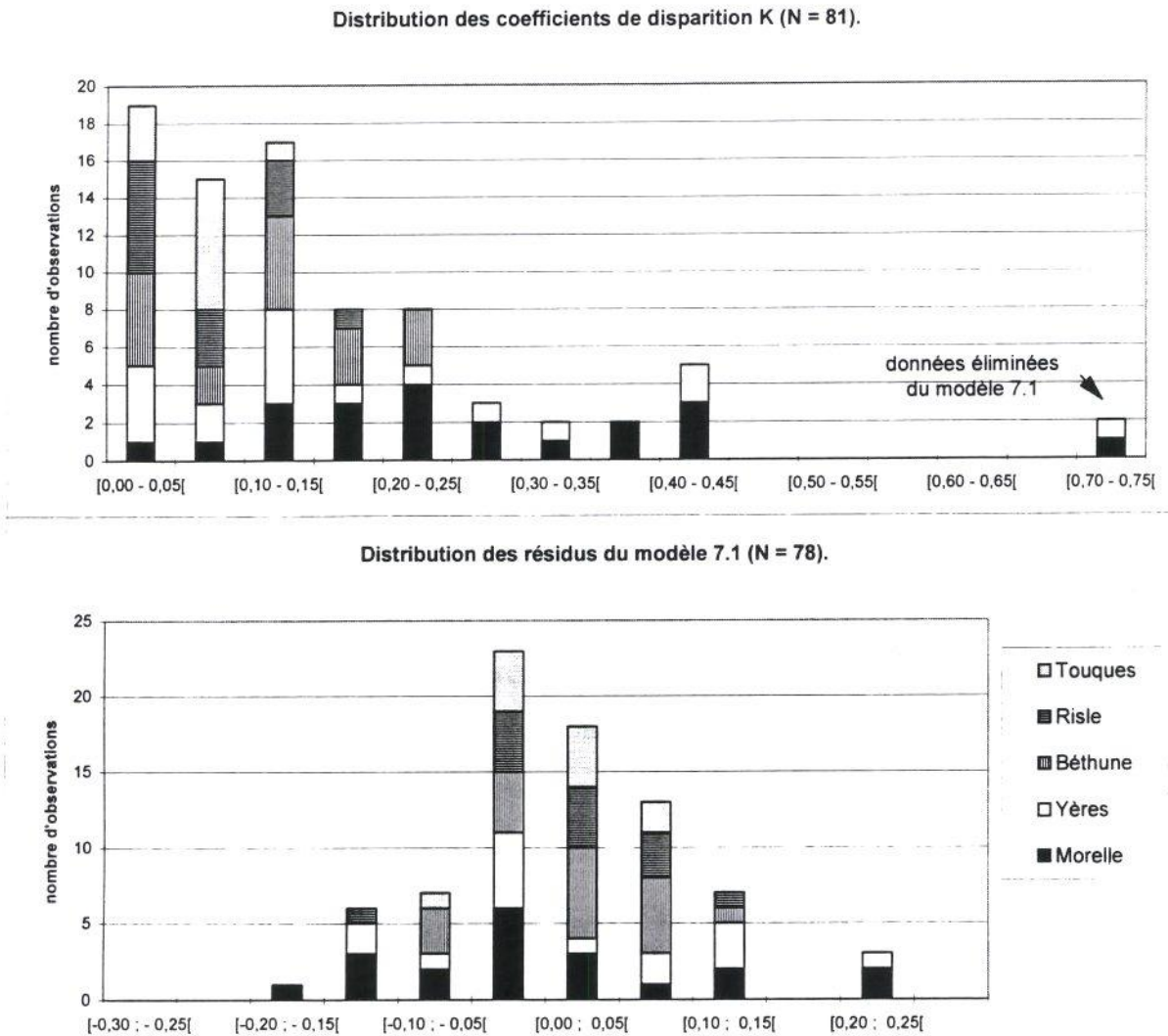
	tronçon 1	tronçon 2	tronçon 3	tronçon 4	TOTAL
	amont		aval		
Morelle	8 / 8	8 / 8	3 / 6	2 / 6	21 / 28 (75 %)
Yères	5 / 9	5 / 9	7 / 9	1 / 7	18 / 34 (53 %)
Béthune	11 / 11	7 / 11			18 / 22 (82 %)
Touques	5 / 6	6 / 6			11 / 12 (92 %)
Risle	7 / 11	6 / 11			13 / 22 (59 %)
TOTAL	36 / 45	32 / 45	10 / 15	3 / 13	81 / 118
	(80 %)	(71 %)	(67 %)	(23 %)	(67 %)

tableau 7.1 : sélection *a priori* des mesures : nombre de mesures validées / nombre de mesures totales.

- La validation des données est complétée par l'analyse de la distribution des variables, notamment du résidu rK de modélisation de K. La vraisemblance des valeurs individuelles vis-à-vis du modèle statistique permet de repérer les données les plus improbables et de retirer celles situées au delà d'un seuil fixé à l'avance (4 écart-types). Trois individus sont soustraits au calcul à l'issue de cet examen. La figure 7.1 montre que 2 valeurs de K s'écartent très sensiblement des autres valeurs. Ces valeurs obtenues sur la Morelle le 29 avril 1996 (mab05)⁷ et sur l'Yères le 27 novembre 1995 (yab03) correspondent aussi à des valeurs hautement improbables des résidus du modèle linéaire (distance au centre de gravité supérieure à 5 écart-types). La troisième aberration porte sur la variable COTn. L'individu ycd03 s'écarte de 7,8 écarts-types de sa moyenne (tronçon cd de l'Yères, le 27 novembre 1995). Les teneurs en COT aval et amont sont cohérentes entre elles et indiquent donc clairement une pollution organique et non un problème métrologique. Soixante-dix-huit valeurs sont retenues au terme des étapes de validation.

⁷ L'annexe 2 permet d'identifier les dates et la situation géographique des mesures valides. Chaque mesure possède un code sur 5 caractères, noté en première colonne du tableau (initiale de la rivière en premier caractère, tronçon sur les 2 suivants, numéro de l'opération sur les 2 derniers caractères).

figure 7.1 : distribution des coefficients de disparition K et de leurs résidus de modélisation.



7.1.2 Distribution des coefficients de disparition.

Le facteur « rivière » agit à la fois en moyenne et en dispersion (tableau 7.2 et figure 7.1). La pondération des données diminue la variance totale de 30 % mais ne change pas sensiblement les estimations des moments.

La valeur centrale et la dispersion des coefficients de disparition tendent à diminuer avec l'importance de la rivière. Cette distribution suggère que les gammes de valeurs prises par les facteurs quantitatifs de disparition diffèrent elles-mêmes sensiblement d'une rivière à l'autre.

	équipondération			pondération par le temps de transit	
	N	moyenne	écart-type	moyenne	écart-type
Morelle	20	0,237	0,116	0,245	0,114
Yères	16	0,138	0,110	0,138	0,103
Béthune	18	0,114	0,075	0,097	0,072
Touques	11	0,061	0,030	0,060	0,027
Risle	13	0,068	0,046	0,067	0,044
TOTAL	78	0,136	0,110	0,108	0,093

tableau 7.2 : valeurs des coefficients de disparition K (h⁻¹) calculés sur les données validées.

7.1.3 Corrélations parmi les covariables.

On commente ici succinctement les corrélations existant au sein des variables introduites dans la régression comme variables explicatives. L'annexe 3 donne le tableau complet des corrélations calculées, d'une part sur la totalité des données validées, d'autre part sur un jeu restreint de données où la Risle ne figure pas.

La Risle émerge en ce qui concerne la charge solide et organique : $R(\text{RIS}/\text{MES}) = 0,82$; $R(\text{RIS}/\text{TU}) = 0,75$; $R(\text{RIS}/\text{COT}) = 0,49$. Quand on soustrait la Risle aux calculs, les corrélations élevées obtenues sur les variables TU / MES / COT se distribuent entre la Touques ($R(\text{TU}) = 0,77$; $R(\text{MES}) = 0,64$), la Béthune ($R(\text{COT}) = 0,69$ mais $R(\text{MES}) = -0,67$) et l'Yères $R(\text{COT}) = -0,67$. La Béthune (faible charge solide mais forte charge organique) s'oppose donc à la Touques chargée en suspensions, et à l'Yères exempte de pollution organique.

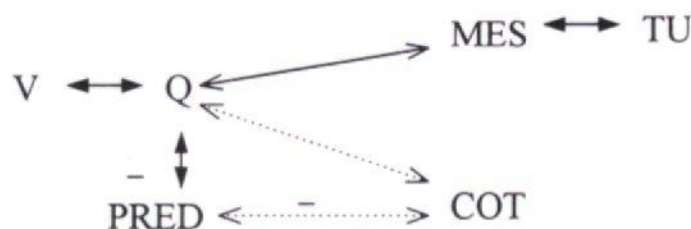


figure 7.2 : corrélations au sein des covariables. En l'absence de mention, les corrélations sont positives et l'épaisseur du trait figure la force de l'association : en gras > 0,8 ; en pointillé < 0,6.

Les variables hydrologiques et les variables de pollution particulaire et organique entretiennent des relations que schématise la figure 7.2. V et Q sont très corrélées (autour de

R # 0,8 selon le jeu de données), ainsi que MES et TU (R # 0,9). Dans le lien entre les couples (V, Q) d'une part, (MES, TU) d'autre part, le débit joue un rôle privilégié. Les relations varient cependant sensiblement selon le jeu de données utilisé. Les fortes corrélations obtenues sur le total des données (R # 0,9 entre Q et MES, et entre Q et TU) diminuent quand on exclut la Risle. La turbidité reste mieux liée au débit (R = 0,7) que les matières en suspension (R = 0,5). COT n'est pas corrélé au couple (MES, TU), mais au débit (R = 0,3 à 0,5). C'est aussi une variable antagoniste des variables indicatrices de l'activité épuratoire de la rivière : $R(\text{PRED}) = -0,5$ (définition en section 2.4.2) mais cela semble relever d'un effet de confusion car Q et PRED sont très liées par construction.

Les différentes variables de l'irradiation lumineuse (PB, PS, PE) sont liées ou très liées entre elles selon qu'on inclut les données obtenues sur la Risle (R # 0,7) ou non (R # 0,9). Ces 3 variables sont d'autre part liées à la variation dTE de température de la masse d'eau au cours de son transit (R # 0,7). Cette observation s'accorde du fait que le réchauffement de la rivière provient directement ou indirectement (advection, conduction) de l'énergie rayonnée. Les 3 mesures de puissance irradiée restent cependant au même niveau de corrélation vis-à-vis de dTE.

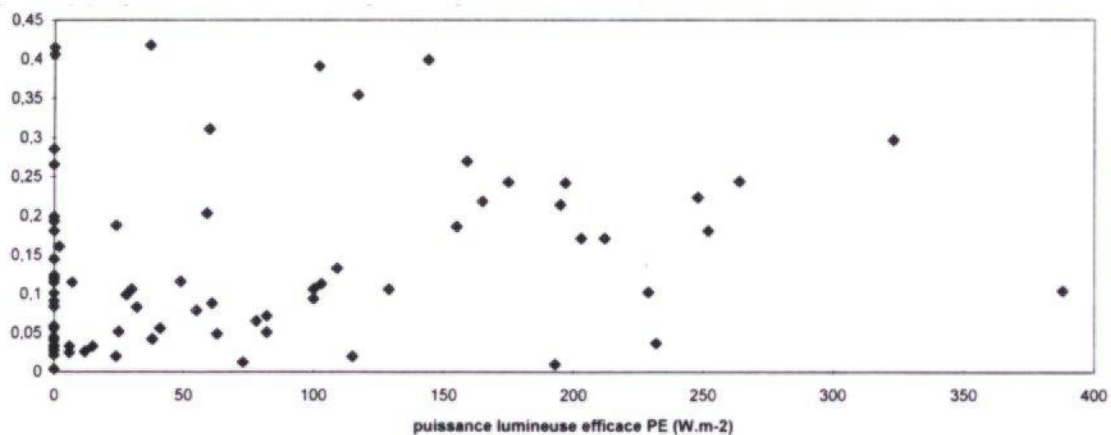
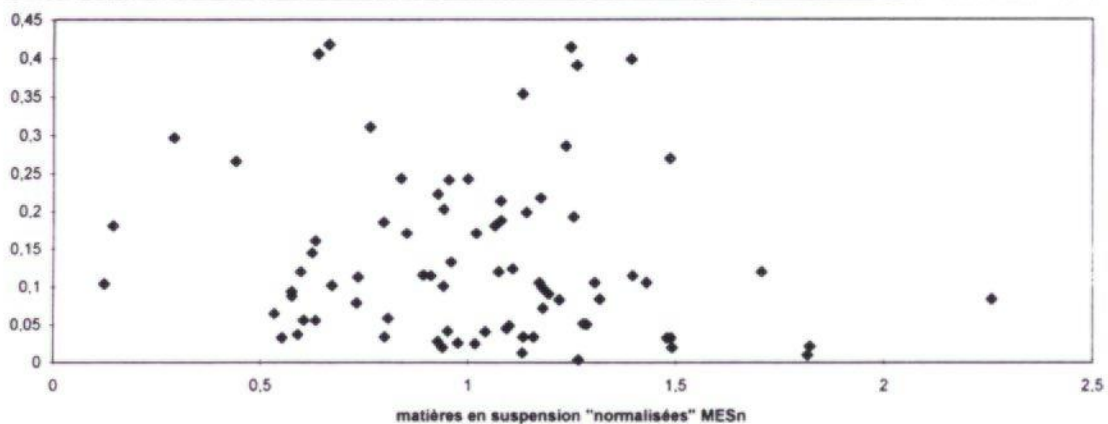
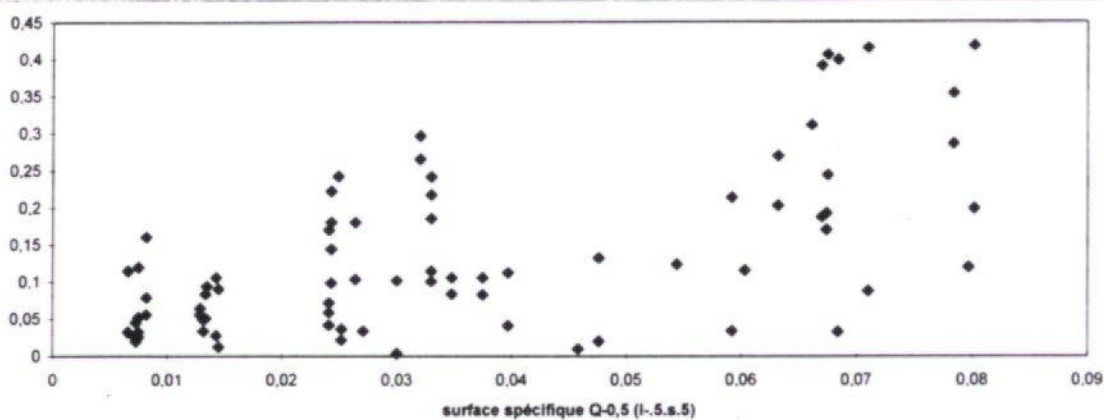
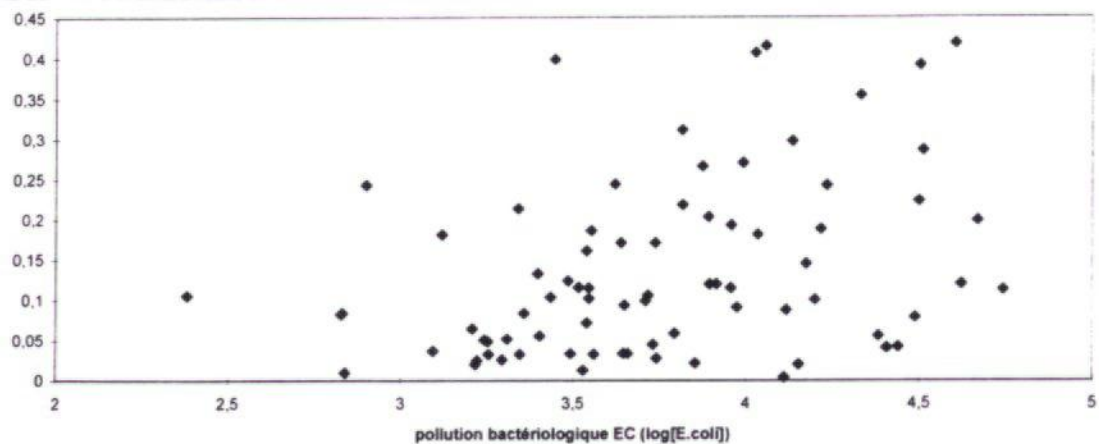
Le calcul de la matrice des corrélations permet de repérer les corrélations les plus fortes qui peuvent créer des effets de confusion et perturber la sélection des variables pertinentes dans la régression de K. On portera ainsi une attention particulière aux variables hydrosédimentaires très liées entre elles ainsi qu'au groupe des variables binaires indicatrices des rivières.

7.2 Le modèle linéaire et sa validation.

7.2.1 Le modèle linéaire.

La figure 7.3 produit quelques représentations graphiques de nuages de points K / covariables.

figure 7.3 : coefficient de disparition K (h-1) en fonction de diverses variables (N = 78)



L'équation de régression obtenue met en avant les variables indicatrices de la prédation par la faune fixée. On préfère à la formulation...

($N = 78$, $R^2 = 0,43$)

$$K = 0,07 + 4,7.PRED2 - 0,05.MESn + \varepsilon$$

$$[0,02 ; 0,12] \quad [3,4 ; 6,0] \quad [0,01 ; 0,09] \quad \text{IC (95 \%)}$$

...celle qui module l'action de ce facteur suivant l'alternance du jour et de la nuit, et qui résulte du dédoublement de la variable PRED2 :

$$\begin{cases} PRED_{\text{jour}} = PRED2 & \text{pour une mesure de jour,} & PRED_{\text{jour}} = 0 & \text{pour une mesure de nuit} \\ PRED_{\text{nuit}} = PRED2 & \text{pour une mesure de nuit,} & PRED_{\text{nuit}} = 0 & \text{pour une mesure de jour} \end{cases}$$

(équation 7.1)

($N = 78$, $R^2 = 0,45$)

$$K = 0,07 + 5,4.PRED_{\text{jour}} + 4,0.PRED_{\text{nuit}} - 0,05.MESn + \varepsilon$$

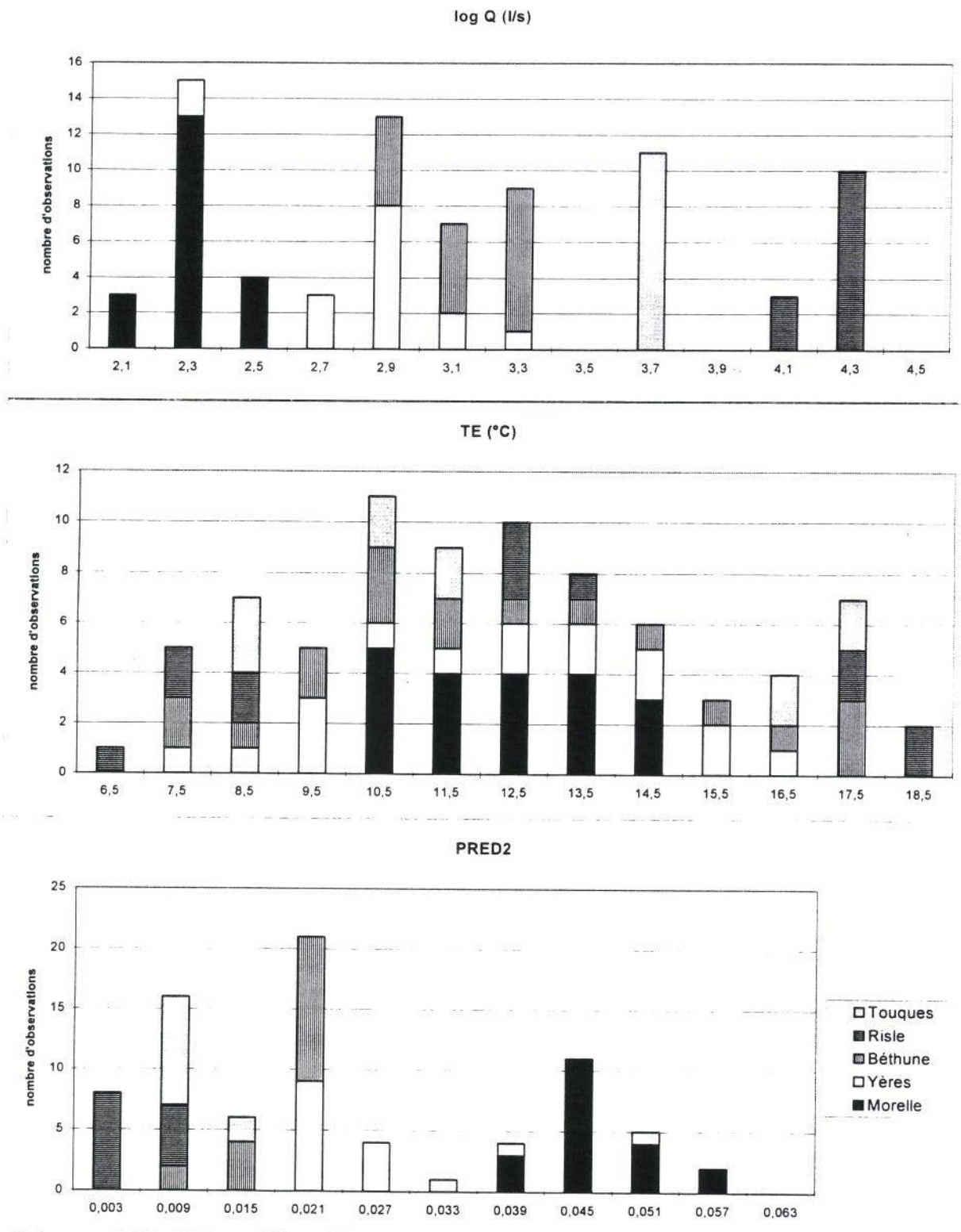
$$[0,02 ; 0,12] \quad [3,9 ; 6,9] \quad [2,5 ; 5,5] \quad [0,01 ; 0,09] \quad \text{IC (95 \%)}$$

Par commodité de figuration, la variable PRED2 est conservée pour le tracé de représentations graphiques concernant PRED. La distribution des variables impliquées dans la construction de PRED2 est donnée en figure 7.4 tandis que la figure 7.5 précise la forme de la fonction $K = f(TE, Q)$ dans le domaine de variation de TE et de Q. Le tracé de courbes isohypses montre que la déclivité s'accroît dans un domaine assez restreint du domaine de variation de Q et de TE, circonscrit par la courbe de niveau ($Ke = 0,2 \text{ h}^{-1}$ où Ke est la prévision de K fournie par le modèle) passant par les points (100 ls^{-1} , 5°C) et (600 ls^{-1} , 25°C). La figure 7.6 donne la distribution des observées et des résidus en fonction des valeurs de Ke.

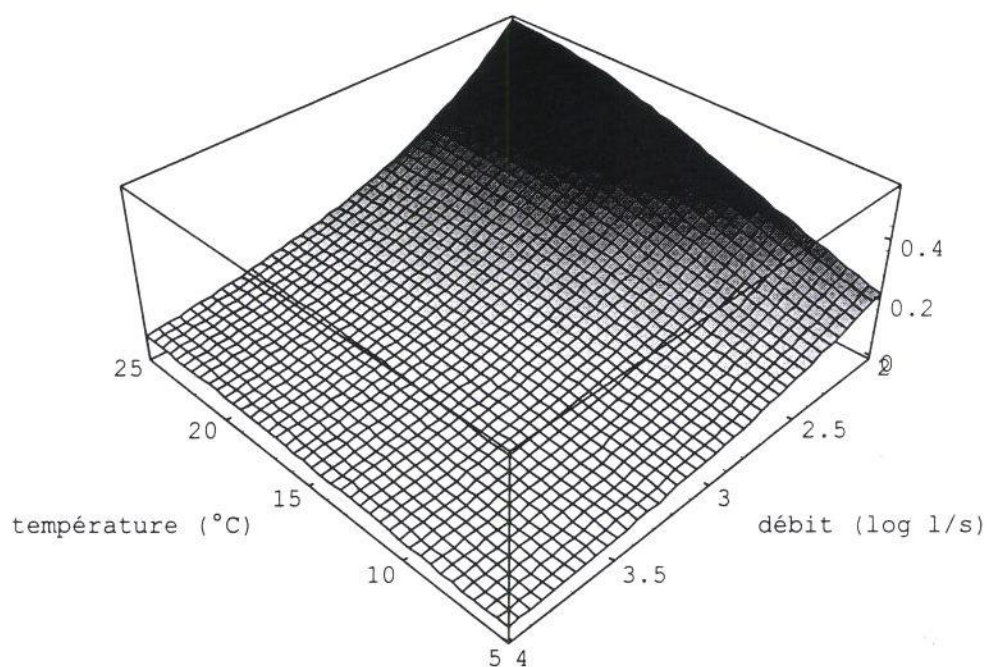
L'algorithme de construction du modèle (équation 7.1) retient *in fine* un nombre très restreint de variables significatives : PRED qui ressort de façon hautement significative et MESn qui intervient marginalement. Certaines variantes du modèle (cf. section 7.3.2) admettent en outre la concentration bactérienne. Parmi les nombreuses autres variables testées, ni le niveau en pollution organique (COT et variables apparentées), ni le développement de la végétation aquatique (variable semi-quantitative VEG) ne sont intégrés. Le défaut de

relation entre K et la puissance lumineuse, en dépit d'un effort métrologique spécifique, constitue le résultat le plus surprenant. Ce point est largement discuté en chapitre 8.

figure 7.4 : distribution de la variable $PRED2 = Q^{-0,5} \cdot \exp\left(-\frac{(Te - 25)^2}{20^2}\right)$ et de ses composants (N = 78).



coefficient de disparition K (h-1)



coefficient de disparition K (h-1)

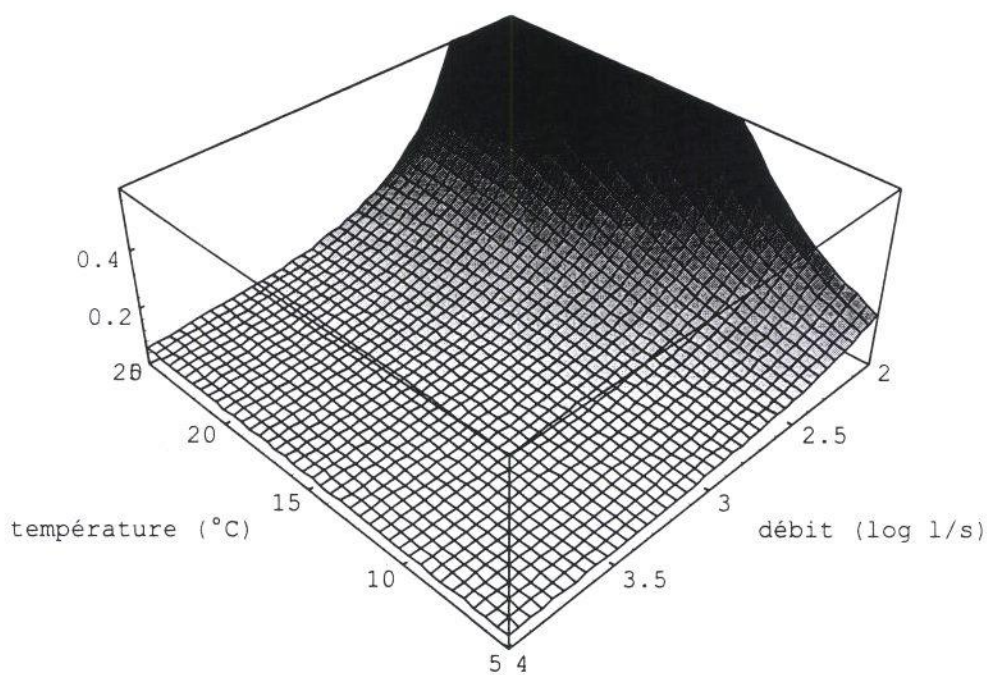
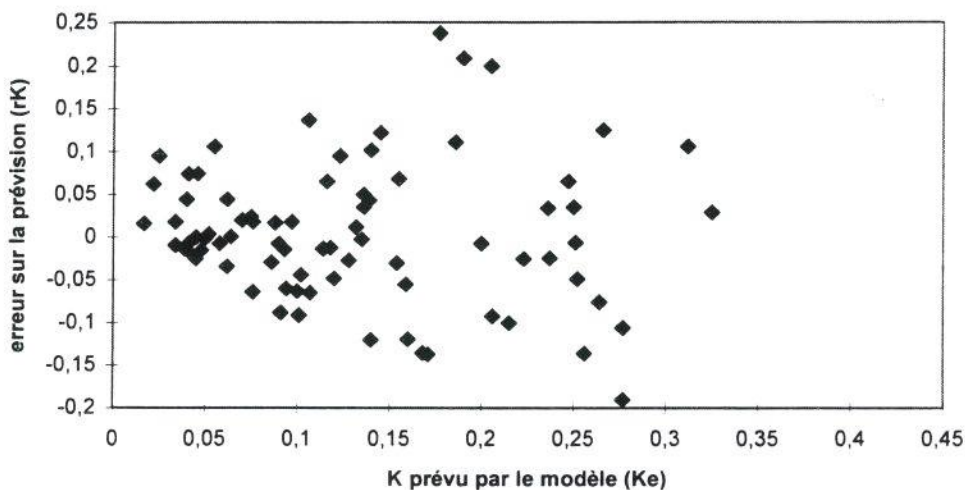
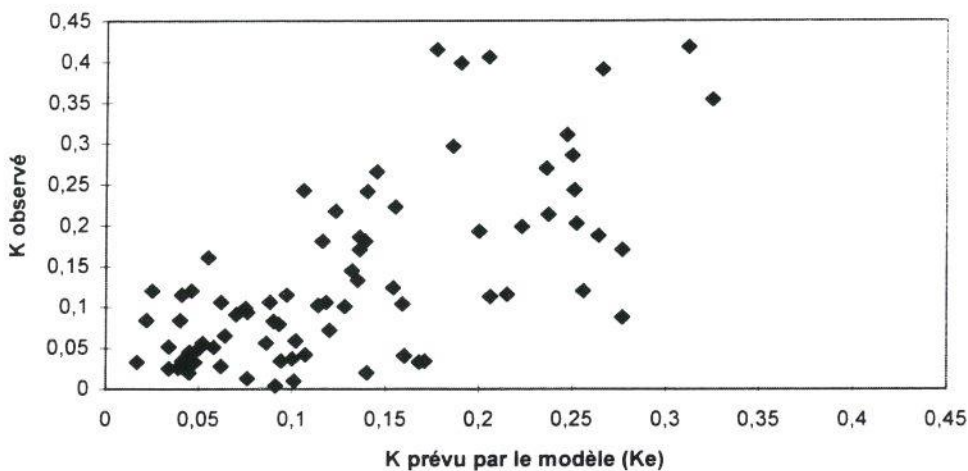


figure 7.5 : prédiction K_e du coefficient de disparition K en fonction du débit et de la température selon l'expression simplifiée (MESn = 1) du modèle 7.1 : $K = 0,02 + Q^{-0,5} \cdot \exp\left(-\frac{(25 - Te)^2}{20^2}\right)$ en haut, et du modèle 7.2 : $\log(K) = -1,41 + 43 \cdot \log\left(1 + Q^{-0,5} \cdot \exp\left(-\frac{(25 - TE)^2}{20^2}\right)\right)$ en bas.

figure 7.6 : coefficients de disparition observés, prévus et résidus (N = 78)



7.2.2 Validation du modèle linéaire.

Plusieurs approches sont envisageables pour la validation : approche statistique, essai de robustesse vis-à-vis des données extrêmes et des options de calcul, et enfin interprétabilité des résultats vis-à-vis du corpus des connaissances. Ce dernier point fera l'objet de la discussion.

7.2.2.1 Approche statistique.

7.2.2.1.1 Distribution des résidus du modèle.

Il s'agit de vérifier que les qualités statistiques du résidu de modélisation rK légitiment l'emploi des tests qui commandent l'adjonction de nouvelles variables au groupe des variables explicatives et du test d'ajustement global.

Ces hypothèses portent globalement sur la loi de distribution du vecteur des résidus ε qui doit suivre une loi gaussienne d'espérance nulle et de variance constante ($E(\varepsilon) = \mathbf{0}$; $var(\varepsilon) = \sigma I$). La puissance des données autorise un test partiel de ces hypothèses sur le vecteur des résidus observés rK (réalisation de ε).

On vérifie dans un premier temps que la distribution de rK ne diffère pas significativement d'une gaussienne même pour un seuil de rejet de 10 % (test de Kolmogorov-Smirnov). On peut aussi éprouver la constance de distribution du résidu rK selon le niveau de l'espérance Ke de K . A cause du nombre restreint des observations, on s'est limité à diviser le domaine de variation de Ke en trois classes équireprésentées et à tester les distributions des rK pour chacune des classes (tableau 7.3). Cette analyse segmentée met en évidence une croissance de la variance avec le niveau de Ke (tableau 7.3 et figure 7.4). Le test de Fisher pratiqué entre le premier et le dernier tiers du domaine de variation de Ke montre que le phénomène est très significatif : $F = 10,1$; $p \ll 10^{-6}$. On ne peut donc conclure au plan strictement statistique sur la validité du modèle ajusté.

domaine de Ke	N	moyenne Ke	moyenne rK	écart-type rK	variance rK
$Ke \leq 0,078$	26	0,054	6.10^{-3}	37.10^{-3}	$1,4.10^{-3}$
$0,078 < Ke \leq 0,147$	26	0,114	-11.10^{-3}	63.10^{-3}	$4,0.10^{-3}$
$Ke > 0,147$	26	0,220	15.10^{-3}	119.10^{-3}	$14,2.10^{-3}$
TOTAL	78	0,108	0	69.10^{-3}	$4,8.10^{-3}$

tableau 7.3 : évolution de la variance du résidu rK du modèle d'équation 7.1 en fonction du niveau du coefficient de disparition attendu Ke . Les données sont pondérées par le temps de transit.

On ne peut pas non plus, dans ces conditions, mettre en oeuvre un test classique pour tester la linéarité de la relation. L'inégalité de Bienaymé-Chebychev appliquée au résidu sur chaque tiers du domaine de variation de Ke (au sein des-quels on suppose que la variance est constante) montre cependant que l'espérance du résidu y est nulle ($p < 10^{-2}$). Le manque de puissance de ce test limite cependant la portée du résultat.

L'hétérosédasticité de rK se retrouve au niveau de la distribution du résidu par rivière (tableau 7.4), parce que la distribution de PRED diffère très sensiblement selon la rivière (figure 7.4). La comparaison avec le tableau 7.2 montre que le processus de modélisation

réduit correctement les différences de niveau moyen entre rivières et absorbe 14 % de la variance intra-rivière de K.

	N	moyenne	écart-type
Morelle	20	0,005	0,116
Yères	16	0,001	0,093
Béthune	18	-0,007	0,059
Touques	11	-0,002	0,031
Risle	13	0,023	0,049
TOTAL	78	0,000	0,069

tableau 7.4 : valeurs des résidus rK (h⁻¹)
des coefficients de disparition après modélisation (équation 7.1).

On notera enfin, sans pouvoir apprécier l'impact sur l'hypothèse d'indépendance mutuelle des ε_i , que la structure d'échantillonnage produit des mesures de K plus ou moins liées. Par exemple la mesure de K faite sur un tronçon possède une mesure de flux en commun avec l'estimation de K opérée sur les tronçons adjacents. L'organisation spatio-temporelle des manipulations de terrain, dictée par des impératifs économiques, est aussi susceptible de générer des effets de confusion⁸.

Confronté au problème de l'hétérosédasticité du résidu, on peut recourir à des tests non paramétriques pour vérifier si la relation entre K et Ke est monotone (test des rangs) ou rechercher un changement de métrique qui puisse stabiliser la variance du résidu (cf. section 7.2.3).

7.2.2.1.2 Monotonie de la relation entre les valeurs de K observées et leurs estimées.

L'hétérosédasticité de rK empêche l'épreuve statistique du modèle par des tests classiques dont la mise en oeuvre suppose le cadre gaussien et l'homogénéité de la variance résiduelle

⁸ Dans ce travail, l'effet jour / nuit est appréhendé par le dédoublement de la variable PRED2. Il peut paraître plus opportun de quantifier cet effet en mettant à profit la structure particulière de l'échantillonnage.

L'appariement des données jour / nuit prédispose en effet à une analyse de $\Delta K = K_{\text{jour}} - K_{\text{nuit}}$ en fonction des covariables adaptées (PE, ΔPRED2 ...). La tentative se heurte d'abord à un problème de données car le nombre de couples valides se réduit à 23. De plus, l'organisation de l'échantillonnage, qui paraissait *a priori* favorable, induit une relation artificielle et paradoxale entre la température et l'effet jour / nuit. Les 2/3 des couples de mesures valides correspondent à $\Delta\text{TE} = \text{TE}_{\text{jour}} - \text{TE}_{\text{nuit}}$ négatif parce que la donnée de jour est obtenue le matin et la donnée de nuit en début de nuit. L'effet qualitatif de la nuit est donc indissociable de celui de la température. La relation $\Delta K = -27.\Delta\text{PRED2} + \varepsilon$ ajustée sur les 23 couples de données indique simplement le sens des variations de température (d'une part du fait de de l'échantillonnage $\Delta\text{TE} < 0 \Rightarrow \Delta\text{PRED2} < 0$, d'autre part $\Delta K > 0$).

selon le niveau de K_e . On peut alors valider le modèle, qui conserve une valeur descriptive évidente, en recourant à des tests libres d'hypothèses sur les distributions. Le test non paramétrique des rangs de Spearman confirme la dépendance monotone très significative existant entre K et K_e . Pour N assez grand, R étant le coefficient de corrélation des rangs, $u = R \cdot (N-1)^{0.5}$ suit une loi Normale centrée réduite⁹ ; on obtient ici :

$$\text{pour } N = 78 \quad R = 0,625 \quad \text{et } u = 5,48 \quad (p < 10^{-7})$$

Le caractère hautement significatif du coefficient de corrélation est conservé même dans le cadre de tests non paramétriques, moins puissants que les tests classiques. Cela prouve le lien entre K et son estimée K_e (covariation monotone) et corrobore la pertinence du modèle linéaire.

7.2.2.2 Robustesse.

On examine ici si la formulation du modèle résiste à des variations opérées sur le jeu de données ou sur les options de calcul. Les résultats des différents essais sont fournis en tableau 7.5. L'option de pondération porte peu à conséquence, que ce soit sur la sélection des variables ou sur la valeur des paramètres. Bien qu'atypique, le secteur « Risle » rentre correctement dans le modèle qui, d'ailleurs, n'inclut pas des variables particulières émanant de son originalité estuarienne (valeurs brutes de Q , MES , TU , V). Il n'apparaît pas utile de se priver de ces données qui élargissent le domaine de validité des conclusions. A l'opposé de la Risle, la Morelle se singularise par des valeurs fortes de $PRED2$. Ce site ne conditionne cependant pas non plus la structure du modèle (nature des variables significatives) mais influence la qualité globale de l'ajustement ($R^2 = 0,33$ versus $0,45$) et la valeur de certains coefficients ($PREDn$ et l'intercept).

On peut compléter cette démarche en mesurant l'impact du retrait des individus correspondant aux valeurs extrêmes (sur les résidus $rK = K - K_e$, ou sur les covariables du modèle). Deux individus du tableau d'entrée sont à la limite du vraisemblable ($p \neq 0,001$) : $mbc03$ à cause de la valeur prise par le résidu rK (+ 3,1 s) et $ycd07$ à cause de la valeur de $MESn$ (+ 3,3 s). Si on excepte ces 2 individus, toutes les observations sont comprises dans un intervalle $[-2,5s ; +2,5s]$. Le calage du modèle après retrait de ces 2 individus du tableau de données n'aboutit à aucun changement notable et confirme au contraire la place de $MESn$.

⁹ voir par exemple Lebart I., Morineau A., Fénelon J.P. (1979) Traitement des données statistiques, Dunod ed., 510 p.

Le tableau 7.5 permet aussi de constater que la pondération ou non des données n'altère pas fondamentalement les résultats concernant les variables majeures. La concentration en E.coli se substitue ou s'ajoute à MESn dans 2 variantes.

	référence	RIS-	MOR-	$(K_i p(K_i) < 10^{-3}) -$	$\forall i, w_i = 1$
N	78	65	58	76	78
R ²	0,45	0,47	0,33	0,52	0,44
cste	0,069 (2,7)	0,065 (2,2)	0,095 (3,5)	-0,062 (-0,9)	-0,112 (-1,5)
PREDj	5,35 (7,4)	5,65 (6,9)	5,21 (4,6)	5,47 (7,6)	4,60 (6,4)
PREDn	4,00 (5,4)	4,25 (5,1)	2,32 (2,1)	3,55 (4,6)	2,81 (3,8)
MESn	-0,050 (-2,3)	-0,054 (-2,3)	-0,057 (-2,5)	-0,055 (-2,5)	
EC				0,038 (2,1)	0,042 (2,0)

tableau 7.5 : Etude de sensibilité du modèle linéaire. La valeur du T de student est entre parenthèses. Le sens des variables et les unités sont précisés en tableau 2.1. Les colonnes 2 à 4 correspondent à la suppression de catégories de données particulières : rivières aux gabarits extrêmes (RIS- et MOR-), valeurs dont la probabilité est inférieure à 1/1000 ($(K_i | p(K_i) < 10^{-3}) -$). En dernière colonne, les individus sont équipondérés ($\forall i, w_i = 1$). Sous réserve des hypothèses usuelles portant sur la distribution des variables, on observe la correspondance suivante entre les valeurs de T et la probabilité p du risque de première espèce (N # 70) :

T	p
2,0	$5 \cdot 10^{-2}$
2,7	$1 \cdot 10^{-2}$
3,5	$1 \cdot 10^{-3}$
4,1	$1 \cdot 10^{-4}$
5,1	$1 \cdot 10^{-6}$
6,3	$1 \cdot 10^{-9}$

Au total, les variables exprimant le facteur biotique ressortent de façon systématique et hautement significative. Sur 5 essais, la forme normalisée MESn est intégrée 4 fois. Le niveau de pollution EC n'intervient que 2 fois mais entrerait systématiquement dans le modèle si on prenait un seuil moins exigeant $p(\alpha) = 0,10$ pour l'intégration des variables exogènes.

7.2.3 Variante en métrique logarithmique.

Comme le montre l'analyse du tableau 7.3, la dispersion du résidu rK du modèle d'équation 7.1 augmente en proportion du niveau de la prédiction Ke :

$$s(rK) = 0,095 + 0,49.Ke \quad (N = 3 ; R^2 = 0,997)$$

La linéarité de la relation entre le niveau de la prévision et l'écart-type du résidu suggère d'appliquer une transformation logarithmique de K avant le calcul du modèle linéaire. Certains auteurs recourent systématiquement à ce type de transformation sur K [10, 21]. On peut d'autre part faire l'hypothèse que certaines variables comme MESn modulent l'activité épuratoire du benthos (PRED2) de façon multiplicative. La transformation logarithmique conjointe de K et PRED2 permet de linéariser ce type d'interaction. Qualitativement, le modèle obtenu est très ressemblant avec les résultats afférents aux variables brutes :

(équation 7.2)

$$N = 79, R^2 = 0,38$$

$$\log K = -1,12 + 43.LPRED_{\text{jour}} + 33.LPRED_{\text{nuit}} - 0,29.MESn + \varepsilon$$

$[-0,90 ; -1,34] \quad [39 ; 58] \quad [17 ; 48] \quad [10 ; 47] \quad \mathbf{IC(95\%)}$

avec $LPRED_{\text{jour}} = \log(PRED2 + 1)$ pour une mesure diurne et $LPRED_{\text{jour}} = 0$ pour une mesure nocturne etc...

La transformation logarithmique a pour effet de déplacer les points mal ajustés (outliers) vers le domaine des valeurs basses de K (bab04 : $p < 5.10^{-4}$). Les 2 valeurs exceptionnellement élevées de K ($K = 0,7$) sont en revanche correctement prises en compte et réintégrées au jeu des données actives.

L'association est sensiblement affaiblie mais la distribution des résidus satisfait aux conditions d'emploi des tests classiques (tableau 7.6).

domaine de Ke	N	m (r_logK)	s (r_logK)	s ² (r_logK)
$Ke \leq 0,063$	26	8.10^{-3}	0,29	0,084
$0,063 < Ke \leq 0,128$	27	-8.10^{-3}	0,32	0,100
$Ke > 0,128$	26	4.10^{-3}	0,30	0,088
TOTAL	79	0	0,30	0,091

tableau 7.6 : évolution de la variance du résidu r_logK du modèle d'équation 7.2 en fonction du niveau du coefficient de disparition attendu Ke. Les données sont pondérées par le temps de transit.

Le tracé de Ke en fonction de Q et de TE (figure 7.5) montre que le modèle 7.2 prévoit des valeurs de K beaucoup plus fortes que 7.1 quand la température de l'eau dépasse 15°C et quand le débit avoisine 100 ls⁻¹. La variable MESn est très significative dans le modèle 7.2. Le

coefficient de disparition K, qui est une fonction exponentielle de MESn ($K = cste \times PRED \times \exp(MESn)$), réagit très fortement aux valeurs élevées de cette variable. Cette écriture montre aussi que le caractère déposant du flux interfère positivement avec la prédation du benthos (effet multiplicatif).

A l'instar du modèle 7.1, le modèle 7.2 résiste correctement aux tests de robustesse réalisés comme précédemment en évinçant des sous-ensembles particuliers de données ou en variant les options de calcul (tableau 7.7). Le modèle inclut toujours le même sous-ensemble de variables candidates.

	référence	RIS-	MOR-	$\forall i, w_i = 1$
N	79	66	58	79
R ²	0,38	0,40	0,24	0,40
cste	-1,12 (-10,0)	-1,12 (-9,0)	-1,11 (-8,1)	-1,04 (-9,0)
LPREDj	43,2 (5,9)	45,1 (5,6)	45,2 (3,2)	39,3 (6,3)
LPREDn	32,7 (4,3)	34,0 (4,1)	30,1 (2,0)	27,1 (4,3)
MESn	-0,29 (-3,1)	-0,31 (-3,1)	-0,31 (-2,8)	-0,30 (-3,1)

tableau 7.7 : Etude de sensibilité du modèle linéaire 7.2. La valeur du T de student est entre parenthèses. Le sens des variables et les unités sont précisés en tableau 2.1. Les colonnes 2 et 3 correspondent à la suppression de catégories de données relatives aux rivières de gabarit extrême (RIS- et MOR-). En dernière colonne, les individus sont équipondérés ($\forall i, w_i = 1$).

Il reste difficile de trancher entre le modèle 7.1 et le modèle 7.2 qui présentent chacun des particularités intéressantes (tableau 7.8).

	métrique d'origine (équation 7.1)	métrique logarithmique (équation 7.2)
qualités statistiques		
ajustement	R ² = 0,45	R ² = 0,38
respect des conditions de test	hétérosédasticité	OK
outliers	les 2 points ce valeur max. de K (K = 0,7 ; $p < 10^{-5}$)	1 point aux valeurs faibles de K ($p = 5.10^{-4}$)
interprétation	- adéquation avec les connaissances <i>a priori</i> sur la prédation mais - prédiction de valeurs négatives de K dans certaines conditions (cf. <i>infra</i>)	- interprétation plus délicate - grande sensibilité aux variables exogènes

tableau 7.8 : comparaison des modèles linéaires.

Un choix exclusif ne s'impose pas dans la mesure où le fond d'information reste le même. La section suivante propose une approche pragmatique reposant sur la concordance des prédictions fournies par les 2 modèles.

7.3 Abaques et précautions d'emploi.

Les modèles d'équations 7.1 et 7.2 servent au calcul d'une abaque (tableau 7.9) qui donne l'estimation du coefficient de disparition en fonction du débit, de la température de l'eau et de la concentration en MES (écart relatif à la moyenne observé en récession). Cette dernière variable est d'un usage moins aisé que le débit et la température. Il s'agit en effet de disposer d'un historique qui permette l'estimation de la valeur moyenne des concentrations en MES en phase de récession. Au cas où on ne dispose pas de ces informations, on peut utiliser par défaut le sous-tableau central ($MES_n = 1$).

Les modèles 7.1 et 7.2 diffèrent par leur sensibilité aux variables exogènes. Le changement de métrique entraîne une amplification de l'effet jour / nuit et de l'effet MES_n . Les prédictions fournies par les 2 modèles restent comparables dans des conditions moyennes de débit et de température. Ce domaine, précisé en tableau 7.9, correspond au domaine de fiabilité des prédictions. On observe 2 secteurs où les prévisions divergent. Le premier correspond aux plus fortes valeurs de K : température élevée et débit de l'ordre de 100 ls^{-1} . Dans ce domaine, plus la rivière est déposante et plus l'écart se creuse entre les prédictions des modèles 7.1 et 7.2. Dans le cas extrême ($MES_n = 0,5$; $Q = 100 \text{ ls}^{-1}$; $TE = 17^\circ\text{C}$), le modèle 7.2 propose une valeur de K_e 2 fois plus élevée que celle du modèle 7.1. A l'opposé (débit et charge solide élevé, température basse), on constate aussi que les prédictions de 7.2 dépassent celles de 7.1, ce modèle pouvant produire des valeurs de K_e négatives. L'écart absolu reste modeste mais l'écart relatif est très important.

Il va de soi que des précautions d'emploi des abaques s'imposent :

- il est préférable de respecter le domaine de fiabilité de K_e et de renoncer aux extrapolations proposées pour mémoire en tableau 7.9 ($Q = 100 \text{ ls}^{-1}$).
- la variance non expliquée par le modèle représente la moitié de la variance totale. On peut tenir compte de l'aléa en simulant la loi de rK .
- **les conditions de validité du modèle correspondent aux conditions d'échantillonnage de l'étude.** La gamme de débit va de 200 à 20.000 l/s, les niveaux de pollution organique et particulaire sont faibles ou moyens, et le régime est en phase de récession. Ce modèle nous paraît adapté aux problèmes de protection des eaux de baignades des plages normandes

soumises à l'influence de rivières. Il ne peut être appliqué à la protection des zones conchylicoles, dont les pollutions microbiologiques se produisent surtout pendant les crues hivernales.

tableau 7.9 : coefficients de disparition simulés

moyenne des modèles 7.1 et 7.2

MESn = MES / MESref, MESref étant la teneur moyenne en MES en période de récession

les conditions d'emploi sont données dans le texte

les cases grisées correspondent aux discordances des prévisions 7.1 et 7.2 (écart relatif > 20%)

fond noir : Ke(7.2) < Ke(7.1)

fond gris : Ke(7.2) > Ke(7.1)

charge solide très faible : MESn = 0,5

jour	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	1,180	0,870	0,626	0,449	0,326
200	0,531	0,433	0,345	0,273	0,215
500	0,267	0,234	0,200	0,170	0,143
1000	0,185	0,166	0,147	0,129	0,112
2000	0,138	0,127	0,115	0,104	0,093
5000	0,103	0,096	0,090	0,083	0,076
10000	0,086	0,082	0,077	0,073	0,068
20000	0,075	0,072	0,069	0,066	0,063

nuit	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,601	0,482	0,378	0,293	0,228
200	0,333	0,285	0,239	0,197	0,163
500	0,194	0,174	0,153	0,133	0,116
1000	0,143	0,131	0,119	0,106	0,095
2000	0,112	0,105	0,097	0,089	0,081
5000	0,088	0,083	0,079	0,074	0,069
10000	0,076	0,073	0,070	0,067	0,063
20000	0,068	0,066	0,064	0,062	0,059

charge solide très faible : MESn = 0,75

jour	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	1,032	0,766	0,554	0,400	0,291
200	0,471	0,386	0,309	0,244	0,192
500	0,239	0,209	0,178	0,150	0,126
1000	0,164	0,147	0,130	0,113	0,097
2000	0,121	0,111	0,100	0,089	0,079
5000	0,088	0,082	0,076	0,070	0,063
10000	0,073	0,069	0,064	0,060	0,056
20000	0,062	0,060	0,057	0,054	0,051

nuit	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,531	0,428	0,336	0,261	0,203
200	0,297	0,254	0,213	0,175	0,144
500	0,172	0,154	0,135	0,117	0,100
1000	0,126	0,115	0,103	0,091	0,081
2000	0,097	0,090	0,083	0,075	0,068
5000	0,074	0,070	0,066	0,061	0,057
10000	0,063	0,060	0,057	0,054	0,051
20000	0,056	0,054	0,052	0,049	0,047

charge solide très faible : MESn = 1

jour	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,905	0,676	0,493	0,357	0,261
200	0,420	0,345	0,276	0,218	0,171
500	0,214	0,186	0,159	0,133	0,110
1000	0,146	0,130	0,114	0,098	0,083
2000	0,106	0,096	0,086	0,076	0,066
5000	0,075	0,069	0,063	0,057	0,051
10000	0,060	0,056	0,052	0,048	0,044
20000	0,050	0,048	0,045	0,042	0,039

nuit	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,471	0,381	0,300	0,233	0,181
200	0,265	0,227	0,190	0,156	0,126
500	0,153	0,136	0,118	0,101	0,086
1000	0,110	0,100	0,089	0,078	0,068
2000	0,083	0,077	0,069	0,062	0,055
5000	0,061	0,058	0,053	0,049	0,045
10000	0,051	0,048	0,045	0,042	0,040
20000	0,044	0,042	0,040	0,038	0,036

charge solide très faible : MESn = 1,5

jour	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,705	0,533	0,393	0,288	0,210
200	0,337	0,278	0,223	0,175	0,135
500	0,171	0,148	0,125	0,102	0,082
1000	0,114	0,100	0,086	0,072	0,059
2000	0,079	0,070	0,061	0,052	0,043
5000	0,051	0,046	0,040	0,035	0,029
10000	0,037	0,034	0,030	0,026	0,023
20000	0,028	0,026	0,023	0,021	0,018

nuit	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,374	0,304	0,240	0,186	0,143
200	0,212	0,181	0,150	0,121	0,096
500	0,119	0,104	0,089	0,074	0,060
1000	0,082	0,073	0,063	0,053	0,044
2000	0,058	0,052	0,046	0,039	0,033
5000	0,038	0,035	0,031	0,027	0,023
10000	0,029	0,027	0,024	0,021	0,018
20000	0,022	0,021	0,019	0,017	0,015

charge solide très faible : MESn = 2

jour	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,557	0,426	0,318	0,234	0,170
200	0,273	0,226	0,180	0,140	0,106
500	0,137	0,117	0,096	0,076	0,058
1000	0,086	0,074	0,061	0,049	0,036
2000	0,055	0,047	0,039	0,030	0,022
5000	0,029	0,025	0,019	0,014	0,009
10000	0,017	0,014	0,010	0,006	0,003
20000	0,008	0,006	0,004	0,001	-0,001

nuit	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,301	0,245	0,193	0,149	0,111
200	0,170	0,144	0,118	0,093	0,070
500	0,090	0,078	0,064	0,051	0,038
1000	0,057	0,049	0,040	0,031	0,023
2000	0,036	0,030	0,024	0,018	0,012
5000	0,018	0,014	0,011	0,007	0,003
10000	0,009	0,007	0,004	0,001	-0,001
20000	0,003	0,001	-0,001	-0,002	-0,004

8. Discussion.

L'idée qu'on se faisait de la disparition des bactéries fécales dans les cours d'eau à la conception de l'échantillonnage - idée largement inspirée par la littérature disponible - a très sensiblement évolué au fil du travail. Nous revenons dans une première partie sur l'interprétation des corrélations obtenues. Nous abordons ensuite les perspectives ouvertes par ces résultats.

8.1 Rôle de la lumière et de la prédation : discussion critique.

8.1.1 Corrélations et causalité : généralités.

L'interprétation de corrélations en terme de causalité réclame certaines précautions. Une association entre deux variables peut en effet provenir du lien de chacune d'entre elles avec une tierce variable. Si cette dernière n'est pas contrôlée, *a fortiori* mesurée, l'interprétation de l'association peut être erronée : c'est ce qu'on appelle un effet de confusion. Bien qu'on ne puisse complètement se prémunir contre une interprétation erronée, on peut confronter une corrélation à une série de critères qui permet d'en orienter l'interprétation :

- critère 1 : force de l'association, i.e. la probabilité d'occurrence de la corrélation sous l'hypothèse nulle.
- critère 2 : reproductibilité de la corrélation dans le temps et l'espace
- critère 3 : adéquation de la corrélation avec le corpus des connaissances, convergence avec un modèle théorique reconnu
- critère 4 : degré de contrôle des cofacteurs dans le protocole expérimental.

8.1.2 Reproductibilité comparée de 2 modèles alternatifs.

Deux modèles sont commentés au regard des critères définis dans la section précédente. Le premier (équation 8.1) est celui qui est retenu au terme de l'analyse statistique. Le deuxième (équation 8.2) est obtenu quand on exclut les variables représentatives de la fonction épuratoire du benthos ($Q^{-0.5}$, PRED) de l'ensemble des variables candidates sur lequel s'opère la sélection des variables explicatives. En dessous de chaque paramètre ajusté est indiquée la probabilité qu'il soit nul.

équation 8.1 ($N = 78$, données pondérées, $R^2 = 0,45$)

$$K = 0,07 + 5,4.PRED_{\text{jour}} + 4,0.PRED_{\text{nuit}} - 0,05.MESn + \varepsilon$$

$p < 0,01$ $p < 10^{-9}$ $p < 10^{-6}$ $p < 0,05$

équation 8.2 ($N = 78$, données pondérées, $R^2 = 0,48$)

$$K = -0,10 + 0,149.MOR + 0,070.YER + 3,0.10^{-4}.PE + 0,043.EC + \varepsilon$$

NS $p < 10^{-9}$ $p < 0,01$ $p < 0,005$ $p < 0,01$

On distinguera dans ces équations les variables majeures, hautement significatives, des variables mineures, qui précisent l'équation. Dans le modèle retenu (8.1), il est clair que les variables $PRED_{\text{jour}}$ et $PRED_{\text{nuit}}$ sont les variables majeures du problème. L'exclusion volontaire de ces variables (et des variables exprimant l'activité spécifique du benthos) conduit à la sélection d'indicatrices des rivières, dont l'intervention peut être hautement significative (Morelle). Les modèles sont équivalents au niveau des performances statistiques, compte tenu du fait que 8.2 comporte une variable supplémentaire. Cette ambivalence provient en partie de la corrélation entre les indicatrices de rivière et les variables d'activité spécifique du benthos (R s'élève à 0,8 entre MOR et PRED2).

Ce n'est pas le critère de performance statistique (critère 1) qui départage 8.1 et 8.2 mais les autres critères.

La diversité des sites englobés par l'étude (5 rivières, 10 tronçons) et la robustesse des résultats à l'éviction de la Risle ou de la Morelle constituent en soi une forme de généralisation. Du fait qu'il se rattache à un cadre théorique, le modèle 8.1 est indépendant des sites étudiés et peut être mis à l'épreuve de nouvelles données. Ce n'est pas le cas du modèle 8.2 qui se limite à pointer la particularité de certaines rivières sans spécifier en quoi elle consiste, et qui ne peut donc être tester ailleurs.

Le modèle 8.2 surclasse donc le modèle 8.1 au sens du critère 2 de reproductibilité.

8.1.3 Fondement de la prédation des bactéries fécales par le benthos.

La formation des variables de prédation par le benthos est étayée par des considérations théoriques développées dans la section 2.4.2. On veut ici éprouver ce fondement en réalisant quelques variations sur la construction et le paramétrage des variables PRED.

L'examen du tableau 8.1 montre que plus les variables exprimant le rôle épurateur du benthos intègrent d'information *a priori* sur son fonctionnement (modulation par la température, rythme nyctéméral), plus la corrélation avec K s'accroît.

variable	R ² (N = 78)
Q	0,093
log Q	0,288
Q ^{-0,5}	0,361
TE	NS
PRED1	0,379
PRED2	0,383
PRED2 _{jour} + PRED2 _{nuite}	0,415

tableau 8.1 : Corrélation (R²) entre le coefficient de disparition K et les variables formées à partir du débit et de la température.

$PRED1 = Q^{0,5} \cdot (TE - T_{ref})$ et la fonction $PRED2 = Q^{-0,5} \cdot \exp\left(-\frac{(a - TE)^2}{b^2}\right)$ utilisée par le PIREN-Seine, avec $a = 25$ et $b = 20$, donnent des résultats équivalents. Les 2 formulations sont indifférentes en pratique car la gamme de variation des températures observées (7 à 18°C) correspond à un secteur quasi linéaire de la « gaussienne » (-1 à -0,3σ). D'autres formulations ont été éprouvées [28 in 16, 7] mais ne se sont pas avérées pertinentes. A performances égales, on préfère la formulation PRED2 à la fonction linéaire PRED1 à cause du référentiel biologique (fonction « gaussienne » d'activation du métabolisme par la température) et régionale (paramétrage utilisé par la communauté scientifique du programme Seine-Aval).

Pour tester la pertinence du paramétrage (a, b, c) de $QTE2 = Q^{-c} \cdot \exp\left(-\frac{(a - Te)^2}{b^2}\right)$, on a mis en oeuvre un screening de l'espace autour des valeurs préconisées par Seine-Aval :

$$20 < a < 30 \quad ; \quad 15 < b < 25 \quad ; \quad 0,3 < c < 0,7$$

qui produit *in fine* une valeur optimale de R² dans le domaine

$$23 < a_{opt} < 25 \quad ; \quad 20 < b_{opt} < 22 \quad ; \quad 0,5 < c_{opt} < 0,6$$

La surface d'erreur est très plane dans ce domaine et la valeur de R² n'y varie pratiquement pas (Δ_{max} de l'ordre de 0,001). Le paramétrage originel de la variable, issu de considérations théoriques et d'expériences indépendantes de la nôtre, s'avère donc quasi-optimal. Cette

adéquation entre le paramétrage optimisé expérimentalement et le paramétrage théorique conforte le modèle « lit bactérien ».

8.1.4 La lumière facteur de confusion.

On n'a pas mis en évidence d'effet propre de la lumière, ceci en dépit d'un effort métrologique important (estimation de la lumière efficace à partir des mesures brutes). Le changement de métrique préconisé par certains auteurs [10, 21] n'ont produit aucun résultat. Pour illustrer l'importance du contrôle des cofacteurs dans l'interprétation des corrélations (critère 4), on étudie l'émergence des variables mineures, notamment PE, dans les modèles alternatifs 8.1 et 8.2. Les variables mineures dépendent étroitement du choix des variables majeures (PRED *versus* indicatrices des rivières). Cela découle des interrelations complexes existant entre les variables du problème (figure 8.1).

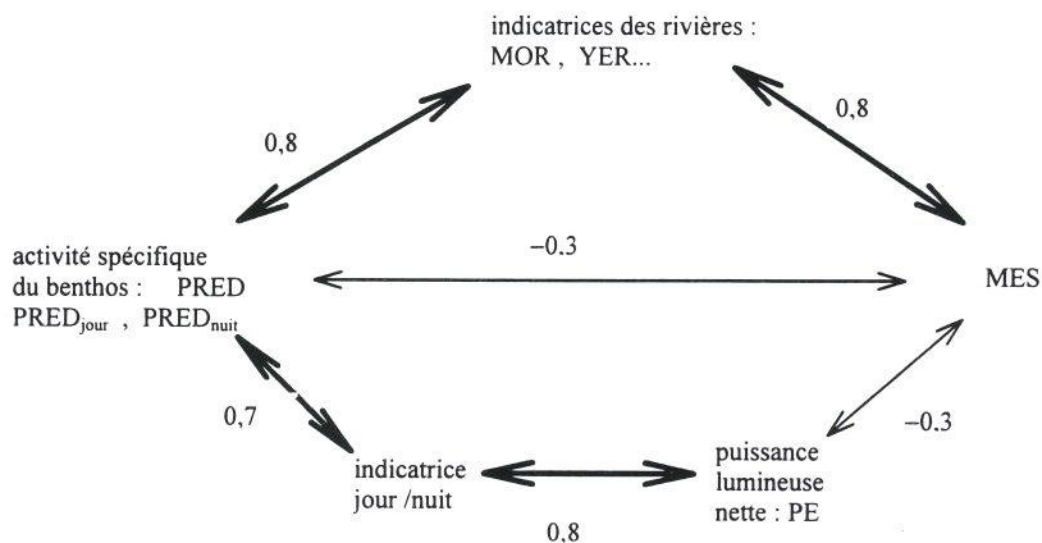


figure 8.1 : Corrélations entre les variables des modèles alternatifs 8.1 et 8.2. Les corrélations indiquées sont des maximales (résultats complets en annexe 3).

Les variables d'insolation sont peu liées aux indicatrices des rivières, tandis qu'elles sont liées aux variables d'activité du benthos ($PRED_{\text{jour}}$ et $PRED_{\text{nuit}}$) *via* la distinction jour / nuit. Dans ces conditions, le choix circonspect des variables majeures et leur contrôle deviennent un préalable indispensable à l'étude des corrélations (partielles) existant entre le coefficient de disparition et les variables mineures. Ainsi le fait de retenir l'activité spécifique du benthos comme variable majeure s'accompagne de l'exclusion de PE du jeu des variables significantes, en dépit d'une participation très significative dans le modèle 8.2 ($p < 0,005$).

Son rôle dans le modèle alternatif 8.2 relève d'un effet de confusion typique : la lumière du jour stimule la prédation mais ne possède pas d'effet physique propre mesurable. Il nous semble devoir ainsi rester très prudent sur l'interprétation des variables mineures, très dépendantes du repérage des descripteurs majeurs de l'épuration.

8.1.5 Comparaison avec les données de la littérature.

Des auteurs ont mis en évidence le rôle de la prédation dans la disparition bactérienne [27, 30, 39, 40]. La thèse de Menon porte sur la Seine [29], les travaux de Servais et al. sur des grandes rivières [40], tandis que Mezrioui et al. évoquent le problème au sujet des lagunes [31] et Mc Cambridge au sujet des estuaires [27].

Le rôle du benthos qui semble prééminent dans le cas de petites rivières (100 à 10.000 ls⁻¹), n'apparaît cependant pas dans la littérature. Il paraît vraisemblable que le calibre des rivières étudiées par ces auteurs (10 à 1.000 m³s⁻¹) soit incompatible avec la mise en évidence du rôle prédateur du benthos qui reste marginal au delà de 10m³s⁻¹. Seul le compartiment pélagique assurerait une disparition significative des bactéries fécales dans les rivières de grand gabarit. L'activation de la prédation par la lumière est évoquée par plusieurs auteurs [17, 27, 40]. Fujioka [17] remarque que l'effet de la lumière s'exprime sensiblement par temps couvert, alors que l'énergie radiative est faible (20 % de l'énergie dispensée par temps clair). Cet effet qualitatif de la lumière pourrait correspondre à une stimulation nyctémérale de la prédation. Deux autres travaux [27, 40] concluent aussi à une interaction significative entre l'éclairement et la prédation. Mc Cambridge [27] l'interprète comme un accroissement de la vulnérabilité des proies plutôt qu'une émulation des prédateurs.

Le renforcement du coefficient de disparition par le niveau de la pollution fécale apparaît dans notre travail à la limite du significatif (3 % < p < 10 % , selon les essais). L'interprétation de cet effet éventuel peut faire appel à l'adaptation physiologique des bactéries au stress et/ou à la dynamique de la population prédatrice. Selon le premier point de vue, les fortes concentrations en bactéries fécales, dues à la proximité de l'émissaire, correspondent à des bactéries non encore aguerries aux conditions hostiles. Cet effet est souvent cité dans le cas des rejets en mer (choc osmotique) et parfois quantifié [12] mais peu d'auteurs envisagent son expression en eau douce (choc hypoosmotique) [14]. On peut aussi revenir sur l'équation exprimant la prédation $\frac{dN(t)}{dt} = -\pi N(t).P(t)$ et estimer que le terme $k_{pred} = \pi.P(t)$ n'est pas uniformément distribué dans l'espace étudié mais que la densité des prédateurs diminue avec celle des bactéries fécales, c'est-à-dire avec l'éloignement du rejet. Cet argument n'apparaît pas dans la littérature consultée. Par

exemple, le modèle Piren-Seine établit une dépendance entre la taille de la population des prédateurs et les teneurs des matières organiques mais ne fait pas intervenir la concentration des bactéries fécales [29].

8.1.6 Des protocoles expérimentaux polarisés.

L'effet physique de la lumière, son émulation ou sa modération par d'autres facteurs physiques (charge particulaire, matière organique, salinité...) ont fait l'objet de nombreux travaux. L'histoire a largement pesé dans cette orientation, dans la mesure où la thématique concernait à l'origine le milieu marin, pour lequel les travaux concluent de façon convergente sur l'effet réel, direct et physique de la lumière [20...].

Les protocoles fondés sur l'utilisation de microcosmes présupposent souvent l'effet prééminent du facteur lumière et, en mer, du choc osmotique [6, 10, 14, 17, 24, 30]. Ils explorent donc des situations variées du point de vue de ces facteurs et corrélativement prévoient le contrôle des effets d'autres facteurs tels que la concentration initiale des bactéries, leur état physiologique (culture de souches pures) et la prédation (stérilisation du milieu de dilution et de l'effluent). Dans ces conditions, seules les variables « libres » choisies à la conception de l'étude peuvent ressortir à son terme. Menon [29] insiste sur la limite d'une démarche expérimentale biaisée : « ...il semble bien que beaucoup d'études en cours sur le devenir des bactéries fécales en milieu naturel, qui privilégient le rôle des facteurs abiotiques, soient basées sur des approches expérimentales fondamentalement erronées ». Dans la mesure où le milieu de dilution n'est pas débarrassé de la faune prédatrice [30], les microcosmes peuvent (efficacement ?) mimer le fonctionnement épuratoire lié à la part pélagique de la prédation dans le milieu naturel. Cela paraît difficilement concevable dès lors que la prédation est assurée par le benthos.

Si on s'intéresse plus spécifiquement aux rivières, on constate que les auteurs se limitent à une rivière unique pendant une période limitée [29, 39]. L'épuration par le benthos varie peu dans ces conditions et les variables Q, TE explorent un domaine de variation trop réduit pour qu'une variable d'activité spécifique du benthos telle que PRED puisse rentrer comme variable explicative dans l'équation de K (covariations inobservables). A cause de son rapport étroit avec le débit, la mise en évidence de la prédation benthique nécessite une étude multicentrique.

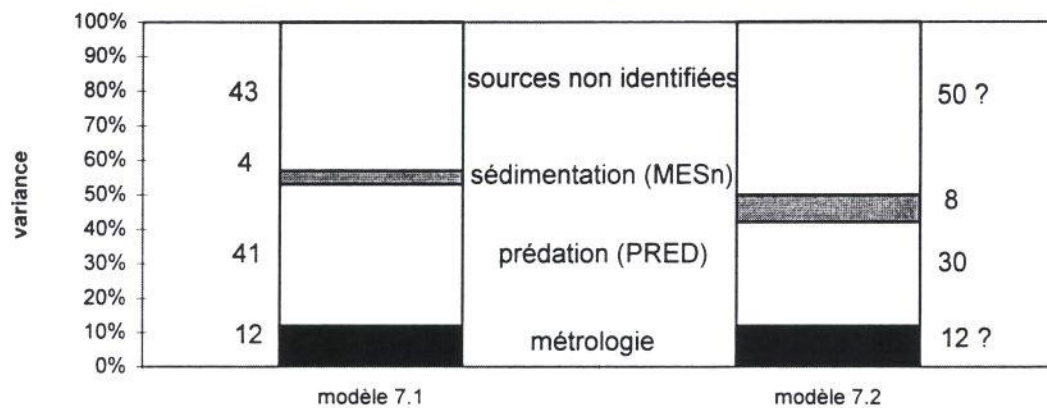
On notera enfin que contrairement à Menon [29] qui conditionne l'étude des facteurs biotiques à l'emploi de méthodes non conventionnelles de numération des bactéries, nous n'avons pour notre part pas remarqué que la dormance des bactéries induite par la lumière (bactéries non cultivables mais viables) masquait l'effet de la prédation.

8.2 Perspectives : influence de la dynamique sédimentaire.

La conception de notre travail a été très orientée sur la quantification de l'effet physique de la lumière. Cette voie semble infructueuse au terme des essais. Les principaux facteurs agissant sont biotiques. Ils pourraient être précisés par une meilleure prise en compte de la matière organique (biodisponibilité) ou des particularités écologiques des prédateurs (approche naturaliste de caractérisation des espèces prédatrices). Il nous semble cependant que ce sont les phénomènes sédimentaires qui méritent une attention particulière dans les développements futurs.

Dans des conditions printanières ou estivales de récession hydrologique, l'épuration biologique semble dominer les autres facteurs dans la disparition des bactéries allochtones dans les rivières. Les variables relatives à ce facteur expliquent 40 % de la variance de K (figure 8.2).

figure 8.2 : décomposition de la variance du coefficient de disparition selon la source (l'influence de la métrologie dans le modèle 7.2 n'est pas quantifiée).



Dans les modèles 7.1 ou 7.2, les facteurs abiotiques pèsent peu en comparaison des facteurs biotiques (4 % à 8 % par le biais de la variable MESn). En tenant compte du reliquat de variance irréductible inhérent à la métrologie (chapitre 6), 43 % de la variance initiale reste inexpliqués.

MESn représente l'écart de la charge solide en suspension par rapport à son niveau moyen en phase hydrologique de récession (par choix, toutes nos données sont obtenues dans ces conditions). Le coefficient négatif associé à MESn dans les équations 7.1 et 7.2 désigne un effet protecteur des matières en suspension sur la survie des bactéries allochtones dans les eaux de surface. Cet effet est reconnu depuis longtemps ; les MES protégeraient notamment

les bactéries de la lumière. On peut en l'occurrence rejeter cette interprétation dans la mesure où l'irradiation nette des bactéries (PE), qui intègre l'effet protecteur des suspensions, n'est pas significatif. De plus, si les MES agissaient en atténuant la lumière, elles agiraient en valeur absolue (MES) et non pas en valeur normalisée (MESn). La corrélation K / MESn exprimerait un phénomène hydro-sédimentaire évoqué par Wilkinson [41] : un niveau bas de MESn indiquerait le caractère déposant de la rivière et une soustraction des bactéries au flux aval par sédimentation. Le modèle 7.2 reprend le contenu du modèle 7.1 et y ajoute une synergie entre les 2 facteurs de disparition : la prédation benthique serait alimentée par la co-sédimentation.

Le protocole d'échantillonnage ainsi que l'approche statistique mise en oeuvre dans ce travail restent cependant mal adaptés à la prise en compte des phénomènes hydrosédimentaires (cf. 2.4.3) et les résultats présagent mal de leur importance réelle. Dans cette optique, il faudrait recourir à la modélisation physique fine des mouvements hydrosédimentaires et bactériologiques. Le sujet n'a suscité qu'un nombre restreint de travaux en dépit de son importance, peut-être parce que le sujet réclame une réelle pluridisciplinarité. Salomon et Pommepuy [37] montrent par exemple le rôle déterminant de la remise en suspension dans les pollutions secondaires enregistrées dans les estuaires externes macrotidaux lors des périodes de vive eau. Des travaux sont en cours dans le cadre du projet Seine-Aval.

Comme pour les autres milieux naturels, nous apparaît prioritaire de progresser sur les rapports tripartites qu'entretiennent la dynamique de circulation de l'eau, celle des transferts de sédiment et des bactéries. Le caractère appliqué de cette thématique est indéniable. La filière de contamination des coquillages sauvages ou cultivés est en effet soumise très directement aux contaminations portées par les sédiments. Les crues et la contamination secondaire des eaux côtières sont en effet des phénomènes à dominance hivernale (tout comme la consommation des coquillages filtreurs).

Certains aspects paraissent cependant délicats dans ce projet :

- adhésion des bactéries aux particules. L'adhésion représente non seulement un problème de modélisation mais aussi d'analyse bactériologique [11].
- dynamique des particules fines. A cause de leur taille réduite, les particules en suspension porteuses de bactéries sédimentent à une vitesse réduite (1,2 m / jour selon [41], 1,4 selon [7] ou Seine-Aval)¹⁰. Les phénomènes de floculation paraissent importants dans cette

¹⁰ A titre indicatif, l'ordre de grandeur des vitesses de décantation est de 0,12 m / jour pour une bactérie isolée (1 μm) et de 12 m / jour pour de l'argile (10 μm) - source Degremont, 1978. Mémento technique de l'eau.

dynamique (Meyer, communication personnelle). La transcription mathématique de la reprise de vases cohésives par le courant apparaît aussi comme un problème ouvert.

- survie des bactéries dans les vases. Là encore, des problèmes de métrologie et d'échantillonnage se posent : d'une part les concentrations des bactéries fécales décroissent très rapidement en fonction de la profondeur (une unité logarithmique sur le premier centimètre [33]), d'autre part la lenteur de la cinétique de disparition des bactéries dans les sédiments [31] la rend difficilement quantifiable.

Dans le projet de modélisation physique de la disparition des bactéries fécales en rivière, une difficulté d'ordre statistique s'ajoute à la méconnaissance même de certains processus. Il est en effet tentant de multiplier les équations du modèle pour ne pas omettre de phénomènes importants et cela d'autant plus que leur hiérarchie est *a priori* mal établie. Les modèles utilisés par Menon (MONET et MONECOLI, [29]) pour formaliser la prédation illustrent cette tendance. Ils consistent en un système d'équations différentielles régissant les rapports trophiques des populations bactériennes et protozoaires. Ils comportent un nombre important de paramètres (une vingtaine) fixés *a priori* à partir d'expériences indépendantes, et 9 à 12 variables d'état relatives à la matière organique (7), aux bactéries (2 à 3) et aux prédateurs (0 à 2). Ce paramétrage rend difficile l'appréciation de l'efficacité de la représentation, selon l'auteur même. En l'état actuel des connaissances, nous avons préféré opter pour des techniques qui favorisent l'obtention d'un modèle « contrôlable », c'est-à-dire parcimonieux et linéaire. Quatre paramètres sont ajustés sur la base de 78 mesures de K, dont 2 pour la prédation et 1 pour la sédimentation. Le passage à une modélisation physique visera en premier lieu à consolider la description des phénomènes hydro-sédimentaires mais devra aussi éviter l'écueil que représente l'inflation du paramétrage.

8.3 Limites d'influence des rejets en rivières.

Les coefficients de disparition des *E.coli* en rivières servent à prévoir l'effet des rejets d'eau sanitaire usée par le calcul des concentrations au niveau de secteurs sensibles positionnés en aval. Pour cela, il faut aussi connaître le temps de transit entre les 2 points. Notre expérience nous indique qu'aucune estimation produite à partir de mesures ponctuelles de vitesse n'est fiable. Les extrapolations conduisent à des surestimations grossières des vitesses moyennes car les lieux de mesures au moulinet sont choisis parmi les plus accessibles, et correspondent à des lieux aménagés où le courant est plus rapide. Le traçage reste un outil indispensable à la connaissance des vitesses moyennes de courant. Il semble cependant se dégager des

nombreux traçages effectués pendant l'étude une relation entre le débit et la vitesse moyenne de courant. Cette relation pourrait fournir une estimation *a priori* des vitesses moyennes dans la mesure où les débits sont connus avec un niveau de précision suffisant vis-à-vis de notre objectif) :

$$V = 0,144 + 0,154.\log Q + \varepsilon \quad (N = 60 ; R^2 = 0,86)$$

ou encore

$$V = -0,092 + 0,148.\log Q - 0,057\cos(2\pi.(i - 171)/365) + \varepsilon \quad (N = 60 ; R^2 = 0,90)$$

où le terme cosinus, qui atteint son maximum au solstice d'été (i est l'indice du jour de l'année), indique la pousse de la végétation immergée et le ralentissement induit. Tous les paramètres de ces relations sont hautement significatifs ($p < 10^{-4}$). Ces relations sont ajustées sur 4 rivières typiques de la géologie de la craie (figure 3.2), à l'exclusion de la Béthune, qui circule sur un substrat différent. Le caractère reproductible (ou fortuit) de la relation reste à établir.

Au cas où cette relation serait généralisable à une catégorie assez large de sites, il y aurait alors un avantage pratique à substituer aux notions conjointes de coefficients de disparition (h^{-1}) et de vitesses de courant ($km.h^{-1}$), un paramètre unique d'abattement kilométrique de la pollution bactériologique, formulé comme une fonction du débit et de la température.

9. Conclusion générale, résumé.

Parmi les nombreuses études sur la disparition des bactéries allochtones dans les eaux de surface, la plupart se rapporte au milieu marin, d'autres aux lagunes ou aux rivières. Il n'existe cependant pas de références sur les rivières de gabarit modeste. Ce travail contribue au comblement de cette lacune.

Dans la littérature consacrée à la survie des bactéries fécales dans l'environnement, des divergences apparaissent tant au niveau des protocoles expérimentaux (études *in situ* versus études en microcosmes) que des résultats (nature des facteurs impliqués, disparition réelle ou disparition apparente liée à une perte de cultivabilité). Dans ce contexte, notre étude a privilégié des options neutres et pragmatiques. Le germe (*Escherichia coli*) et les méthodes d'analyses retenues sont ceux qui servent à la qualification sanitaire des eaux et des coquillages. On a renoncé aux protocoles qui mettent en oeuvre des microcosmes et qui polarisent les résultats sur l'action exclusive des facteurs indépendants de l'hydrodynamique. Toutes les mesures réalisées dans l'étude ont été opérées sur des échantillons prélevés en rivière.

Les dix tronçons étudiés sont répartis sur cinq rivières normandes (Morelle, Yères, Béthune, Touques, Risle). Ils présentent une gamme de débits allant de 200 à 20.000 l/s et une pollution organique faible à modérée. Le secteur sur la Risle se distingue par son caractère typiquement estuarien.

Outre la représentativité de la diversité régionale, la sélection des sites a visé la simplicité des situations hydrologiques, avec une source polluante importante en tête de secteur et des apports latéraux minimaux le long de son parcours. Le principe d'échantillonnage repose sur le suivi d'une masse d'eau par traçage et la mesure des flux bactériens à différents niveaux de son parcours. Pour chaque flux calculé, 2 ou 3 analyses sont effectuées sur des échantillons moyens constitués à partir de 4 prélèvements. La courbe de restitution du traceur sert au calcul du débit. La difficulté métrologique réside dans le contrôle des contaminations qui surviennent sur le parcours. Toutes les expériences ont été menées en phase de récession hydrologique et par temps sec pour éviter les ruissellements et les pollutions associées. Les apports latéraux qui subsistent sont contrôlés et les flux principaux sont corrigés de l'influence des affluents pollués.

Parmi les facteurs de disparition supposés, le facteur « lumière » est le plus souvent cité dans la littérature consacrée à la disparition des germes fécaux dans les eaux de surface.

L'estimation de la puissance lumineuse reçue par les bactéries au sein de la masse d'eau a été l'objet d'un soin particulier. Chaque expérience de jour a été doublée par un suivi de nuit. La puissance lumineuse rayonnée par le soleil est mesurée sur le terrain et l'abatement dû à l'ombrage de la végétation rivulaire et à la turbidité de l'eau a été modélisé.

Le modèle de disparition adopté est une exponentielle décroissante (cinétique d'ordre 1) dont le sens et la valeur sont discutés dans le rapport. Sous cette hypothèse, la disparition est quantifiée par un paramètre unique : le coefficient K de disparition, ou le T90, qui est l'inverse de K.

Une collection de 78 valeurs validées du coefficient K de disparition a été constituée. La moyenne s'établit à $0,14 \text{ h}^{-1}$ ($T90 = 7 \text{ h}$) et les valeurs sont comprises entre 0 et $0,4 \text{ h}^{-1}$ ($T90 = 2,5 \text{ h}$). Deux valeurs atteignent $0,7 \text{ h}^{-1}$ ($T90 = 1,5 \text{ h}$).

Les coefficients K de disparition ont été ajustés par régression linéaire multiple aux variables exprimant les facteurs de disparition. Les qualités statistiques du modèle ont été testées, ainsi que sa robustesse vis-à-vis des valeurs extrêmes et des options de calcul.

L'analyse statistique a mis en évidence le rôle épuratoire majeur de la prédation par la biocoenose benthique. La variable PRED indicatrice de ce facteur résulte du produit de la surface spécifique Ss par une fonction de la température de l'eau ($PRED = Ss \cdot f(TE)$). La surface spécifique Ss correspond à la surface du lit en contact avec une unité de masse d'eau pendant une unité de temps. C'est une fonction décroissante du débit ($Ss = k \cdot Q^{-0,5}$). Le rôle du benthos s'atténue très sensiblement quand le débit augmente et il ne participe que marginalement à la disparition au-delà de $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. On reprend pour f(t) la fonction utilisée localement pour exprimer l'intensité de l'activité biologique des être non régulés thermiquement ($f(TE) = \exp\left(-\frac{TE - 25}{20}\right)^2$). Le facteur biotique de disparition PRED semble

s'exercer plus fortement le jour que la nuit, à température égale.

Le fait que la littérature ne mentionne pas le rôle du benthos dans la disparition des bactéries allochtones s'explique par l'inadaptation des protocoles (microcosmes) ou des sites (débits importants).

Au terme de l'étude, l'action physique de la lumière n'apparaît pas parmi les déterminants significatifs de la disparition des bactéries. La corrélation entre K et la puissance efficace PE de la lumière estimée au niveau des bactéries relève d'un effet de confusion dû au lien entre PE et la température.

40 % de la variance de K se rattachent au facteur biotique tandis que 10 % sont inhérents à la métrologie. Parmi les 50 % restant, moins de 5 % sont attribuables à des indicateurs émanant

de facteurs abiotiques. La variable signifiante est l'écart à la teneur moyenne en MES observée sur le site. Elle exprimerait l'aptitude de la rivière à déposer les particules en suspension et les bactéries associées (co-sédimentation). Cette corrélation est confirmée par un changement de métrique (transformation logarithmique de K et de PRED) qui indiquerait en outre une interaction positive entre le caractère déposant du cours d'eau et la prédation benthique. Elle constitue cependant une représentation très appauvrie du rapport entre la charge solide et les bactéries fécales. Les options prises dans ce travail ne se prêtent du reste pas à une approche correcte de la co-sédimentation : d'une part l'échantillonnage exclut les crues et les conditions hivernales, d'autre part la sédimentation ne suit pas une cinétique d'ordre 1 mais d'ordre 0 et K n'est donc pas un descripteur adapté.

Cependant, les échanges des bactéries entre les différents compartiments (eau, phase suspendue, sédiment) deviennent probablement prépondérants pour expliquer les concentrations observées en période de crue ou de décrue et en hiver, alors que l'action du facteur biotique est justement réduite. Aussi nous paraît-il important d'envisager une modélisation physique de la dynamique hydrosédimentaire pour aller plus avant dans la compréhension de la dynamique des populations de microbes allochtones dans les rivières.

Du point de vue de l'hygiéniste, cette étude devrait aider au dessin des zones d'influence estivale des pollutions provenant de l'intérieur des terres, c'est-à-dire à la protection sanitaire des plages et de la pêche touristique des bivalves. Les conclusions sont par contre inapplicables aux pollutions hivernales ou liées aux crues qui demeurent le risque majeur des zones conchylicoles normandes.

10. Références.

- [1] AGENCE DE L'EAU ARTOIS-PICARDIE (1991)
Etude de la disparition des germes entériques dans les eaux de rivières du bassin Artois-Picardie. Rapport d'étude de l'Institut Pasteur Lille, 37 p.
- [2] AGENCE DE L'EAU SEINE-NORMANDIE (1997)
Comparaison des cinétiques de disparition des *Escherichia coli* issus d'effluents et d'une culture de la souche K12. Rapport d'étude du Laboratoire d'Etudes et d'analyses de la Ville du Havre, 23 p.
- [3] AGENCE DE L'EAU SEINE-NORMANDIE (1996)
Normandie : pour une politique globale d'amélioration de la qualité des eaux littorales et marines. Actes de la journée d'information du 7 mai 1996, le Havre, 93 p.
- [4] AGENCE DE L'EAU SEINE-NORMANDIE (1992)
Détermination des T90 sur la cote de Nacre (Calvados). Rapport d'étude CREOCEAN, 47 p.
- [5] AGENCE DE L'EAU SEINE-NORMANDIE (1992)
Modélisation numérique de l'advection dispersion des germes fécaux sur la côte de Nacre. Rapport d'étude CREOCEAN, 36 p.
- [6] ALKAN U., ELLIOTT D.J., EVISON L.M. (1995)
Survival of enteric bacteria in relation to simulated solar radiation and other environmental factors in marine waters. *Wat. Res.* Vol 29 , N°9 , pp. 2071-2081.
- [7] AUER M.T. & NIEHAUS S.L. (1993)
Modeling fecal coliform bacteria. Field and laboratory determination of loss kinetics. *Wat. Res.* Vol 27 , N°4 , pp. 693-701.
- [8] BARCINA I., GONZALES J., IRIBERI J., EGEA L. (1989)
Effect of visible light on progressive dormancy of *Escherichia coli* cells during the survival process in natural fresh water, *Appl. Environ. Microbiol.* vol 55, n° 14, 246, 251.
- [9] BARON J., CORRE S., DEBIS P., DUFAUT J.C., PATRIS T. & PRINGENT J.P. (1994)
Désinfection par ultra-violets des effluents issus d'une station d'épuration : étude pilote dans la région brestoise, *T.S.M.*, n°5, 263-267.
- [10] BONNEFONT J.L., MARTIN Y.P., GUIENNET B. (1990)
Etude expérimentale de la croissance des bactéries fécales en milieu marin
Quantification, facteurs impliqués. *Wat. Res.* Vol 24, N°3, pp. 267-273.
- [11] BRISOU J.F. et MOREAU R. (1988)
Stratégie d'étude microbiologique des eaux et des sédiments souterrains, 4° colloque d'hydrologie en pays calcaire, annales scientifiques de l'université de Besançon, Géologie, Mémoire Hors Série, n° 6 - 1988.

- [12] CNEXO / COB (1984)
Capacité d'acceptation du milieu marin - Bactériologie - Rade de Brest. Rapport interne, 64 p.
- [13] DOYLE J., TUNNICLIFF B., KRAMER R., KUEHL R. & BRICKLER S. (1992)
Instability of fecal coliform population in waters and bottom sediments at recreational beaches in Arizona, Wat. Res. vol 26, n°7, 979-988.
- [14] DUPRAY E., DERRIEN A. (1995)
Influence du passage de *salmonella* spp et *E.coli* en eau usées sur leur survie ultérieure en eau de mer. Wat. Res. Vol 29, N°4, pp.1005-1011.
- [15] EVISON L.M. (1989)
Comparative studies on the survival of indicator organisms and pathogens in fresh and sea water. Wat. Scien. Technol., 20 : 309-315.
- [16] EVRARD O. (1995)
Analyse et modélisation de la qualité bactériologique de la Marne. Mémoire de DEA de l'Université de Paris 12, 42 p.
- [17] FUJIOKA R.S., HASHIMOTO H.H., SIWAK E.B., YOUNG R.H.F. (1981)
Effect of sunlight on survival of indicator bacteria in seawater. Appl. Environ. Microbiol. Vol 41, N°3, pp690-696.
- [18] GAUTHIER M., MUNRO P., FLATAU G., CLEMENT R., BREITTMAYER A. (1993)
Nouvelles perspectives sur l'adaptation des entérobactéries en milieu marin, Mar. Life, 3, 19p
- [19] GONZALEZ J.M. (1995).
Modelling enteric bacteria survival in aquatic systems. Hydrobiologica 316 : 109-116.
- [20] GOURMELON M. (1995)
Etude de la lumière visible comme facteur limitant de la survie de *E.coli* en milieu marin.
Thèse de doctorat de l'Université de Rennes I, 144p.
- [21] GUILLAUD J.F., POMMEPUY M., DUPRAY E., SALOMON J.C. & THOUVENIN (1993)
Urban wastewater discharge and bacteriological quality of receiving coastal waters : processes and modelling. Wat. Sci. Tech., vol 27, n° 12 : 223-226.
- [22] HERNANDEZ J., DELATTRE J. (1986)
Indicateurs fécaux et stress en milieu marin, rapport Ministère de l'environnement / Institut Pasteur Lille, 32p.
- [23] JAN J. (1983)
Rayonnement solaire, Aspect géométriques et astronomiques, Cours et Manuel, n°2, ministère des transports, direction de la météorologie, 46 p.
- [24] JOUENNE T., BERTIN L., CHARRIERE G., JUNTER G.A. (1991)
Electrochemical assessment of *Escherichia coli* survival in natural water. Wat. Res. Vol 25, N°7, pp.829-833.

- [25] KAPUSCINSKI R. & MITCHELL R. (1981)
Solar radiation induces sublethal injury in *Escherichia coli* in seawater, *Appl. Environ. Microbiol.* vol 41, n°3, 670-675.
- [26] MAHLOCH J.L. (1974)
Comparative analysis of modeling techniques for coliform organisms in streams. *Applied Microbiology*, vol 27, n° 2 : 340-345.
- [27] Mc CAMBRIDGE J. & Mc MEEKIN T. (1981)
Effect of solar radiation and predacious microorganisms on survival of fecal and other bacteria, *Appl. Environ. Microbiol.*, vol 41, n°5, 1083-1087.
- [28] MANCINI J.L. (1978)
Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions. *Water pollution control board Journal* : 2477 - 2484.
- [29] MENON P. (1993)
Mortalité des bactéries allochtones rejetées dans les milieux aquatiques, Thèse de doctorat, spécialité science de la terre, Université Paris VI, 140 p.
- [30] MEZRIOUI N., BALEUX B., TROUSSELIER M. (1995)
A microcosm study of *Escherichia coli* and *Salmonella typhimurium* in brackish water. *Wat. Res.* vol.29, N° 2, pp. 459-465.
- [31] NESTOR J. et BRISOU J. (1986)
Incidence sanitaire de l'absorption des entérovirus sur les sédiments marins et fluviaux, *Rev. Epidém. et santé Pub.* 34, 181-190.
- [32] PAINCAUD J., THERRIAULT J.C. & LEGENDRE L. (1995)
Assessment of salinity-related mortality of freshwater bacteria in the Saint-Laurent estuary. *Appl. Environ. Microbiol.* Vol. 61, 1 : 205-208.
- [33] POMMEPUY M., CORMIER M., AUDIC J.M., LE GUYADER F. et GUILLAUD J.F. (1989)
Le devenir de la charge bactériologique des sédiments dragués in « actes du séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux activités de dragage, Nantes »
- [34] POMMEPUY M. et GUILLAUD J.F. (1992)
Devenir des bactéries entériques rejetées en mer, *T.S.M. l'eau*, n°1 : 49-53.
- [35] POMMEPUY M., BUTIN M., DERRIEN A., GOURMELON M., COLWELL R.R. & CORMIER M. (1996)
Maintenance of enteropathogenicity by viable but non cultivable *E. coli* exposed to seawater and sunlight. *Appl. Environ. Microbiol.*, vol. 62, 12 : 4621-4626.
- [36] RODIER (1996)
L'analyse de l'eau, 8° ed., Dunod ed., Paris : p 475.
- [37] SALOMON J.C. & POMMEPUY M. (1990)
Mathematical model of bacteriological contamination of the estuary of Morlaix (France) *Wat. Res* Vol 24, 8 : 983-994.


- [38] SAUNIER B. (1993)
Mesure de l'impact et hiérarchisation des sources de contamination microbiologiques en zone littorale. TSM, 3 : 1-19.
- [39] SERVAIS P., BILLEN G & VIVES-REGO J. (1985)
Rate of bacterial mortality in aquatic environments. Appl. Environ. Microbiol. vol 49 : 1448-1454.
- [40] SOLIC M., KRSTULOVIC N. (1994)
Presence and survival of *Staphylococcus aureus* in the coastal area of Split. Marine Pollution Bulletin, vol 28, n°11 : 696-700.
- [41] WILKINSON J., JENKINS A., WYER M. & KAY D. (1995)
Modelling faecal coliform dynamicx in stream and rivers. Wat. Ress Vol 29, 3 : 847-855.
- [42] WOODWARD R.L. (1957)
How probable is the most probable number ? Am. Wat. Works Ass., 49 : 1060-1068.

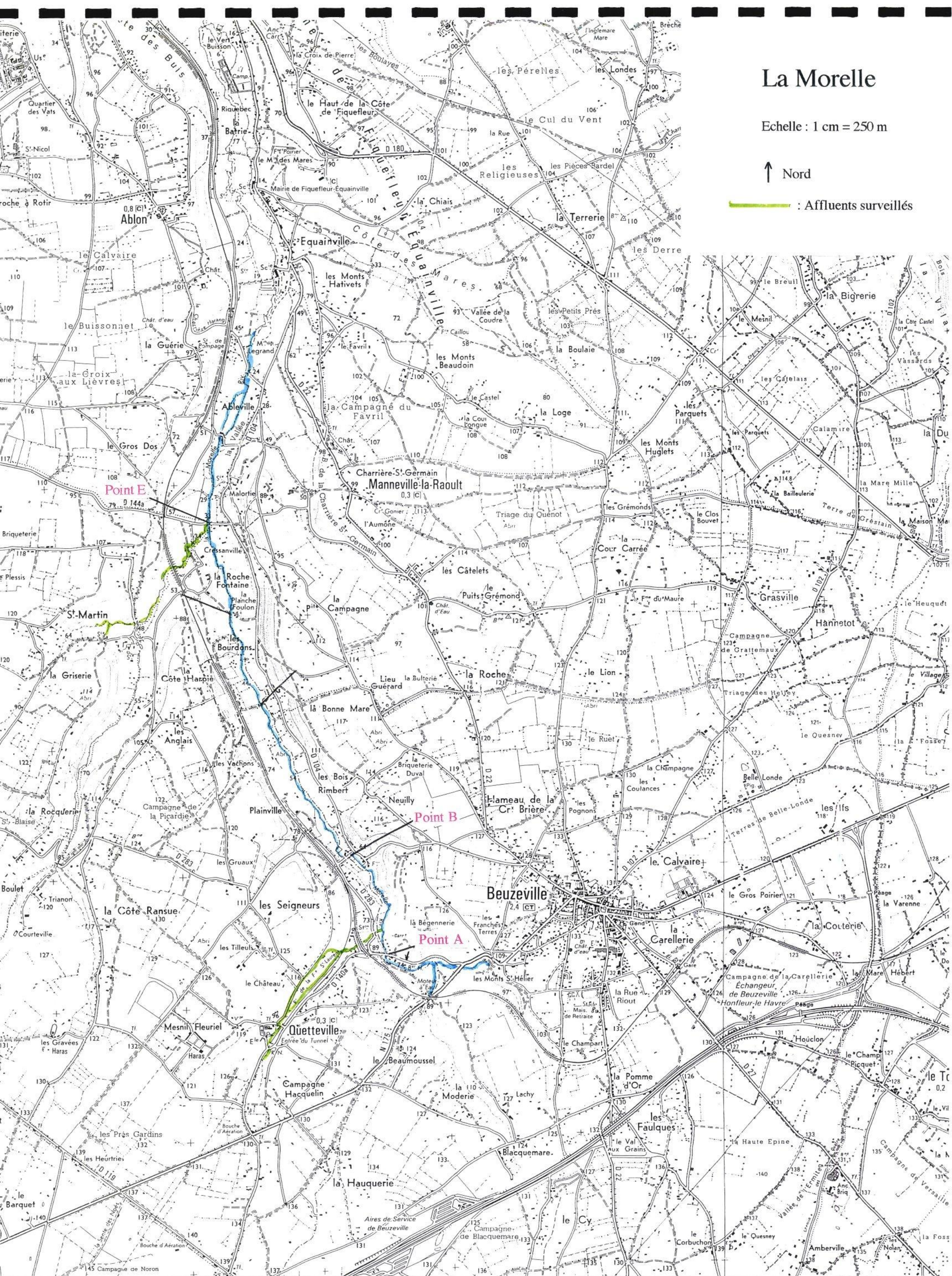
ANNEXE 1
Cartes détaillées.

La Morelle

Echelle : 1 cm = 250 m

↑ Nord

 : Affluents surveillés

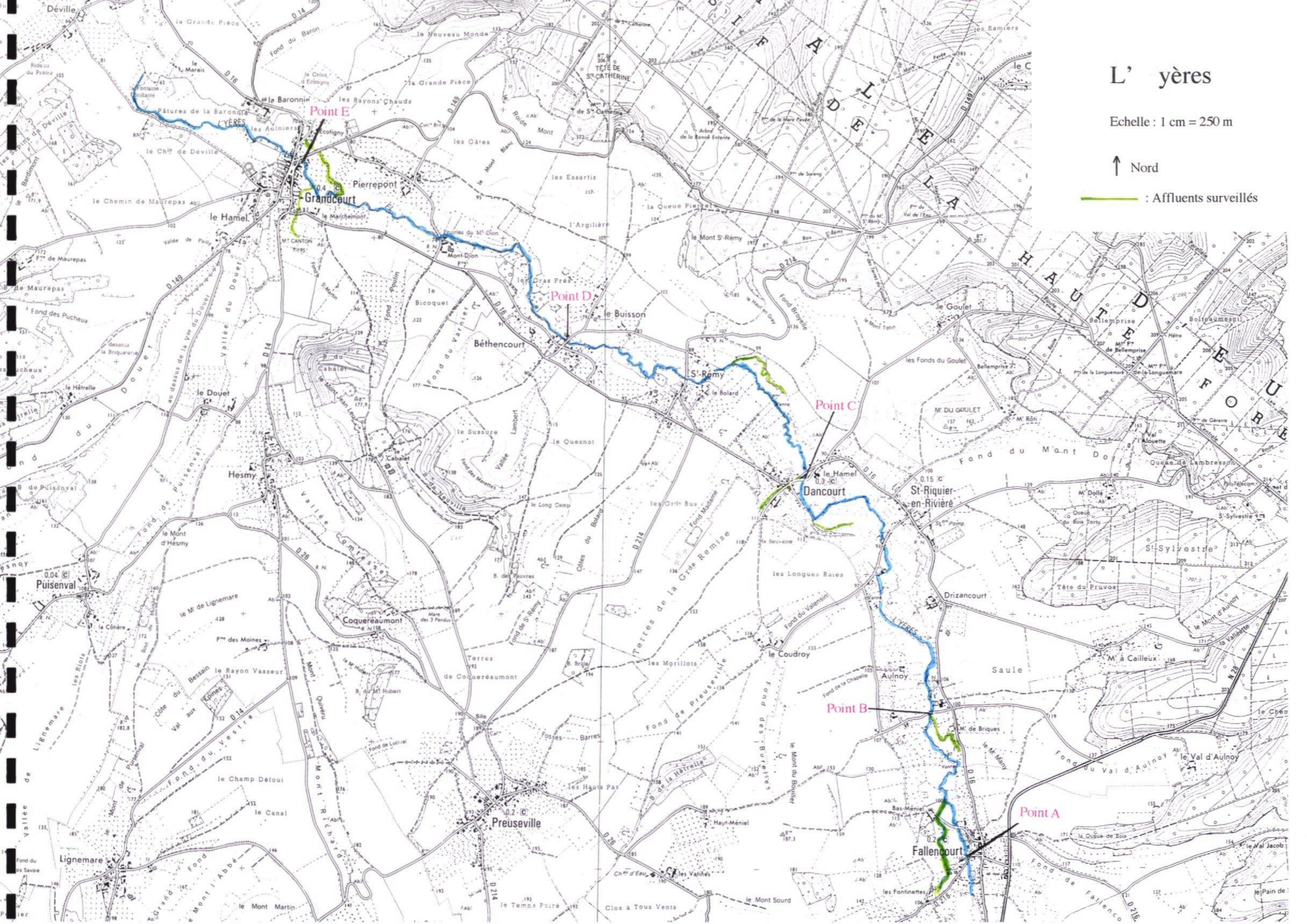


L'Yères

Echelle : 1 cm = 250 m

↑ Nord

— : Affluents surveillés

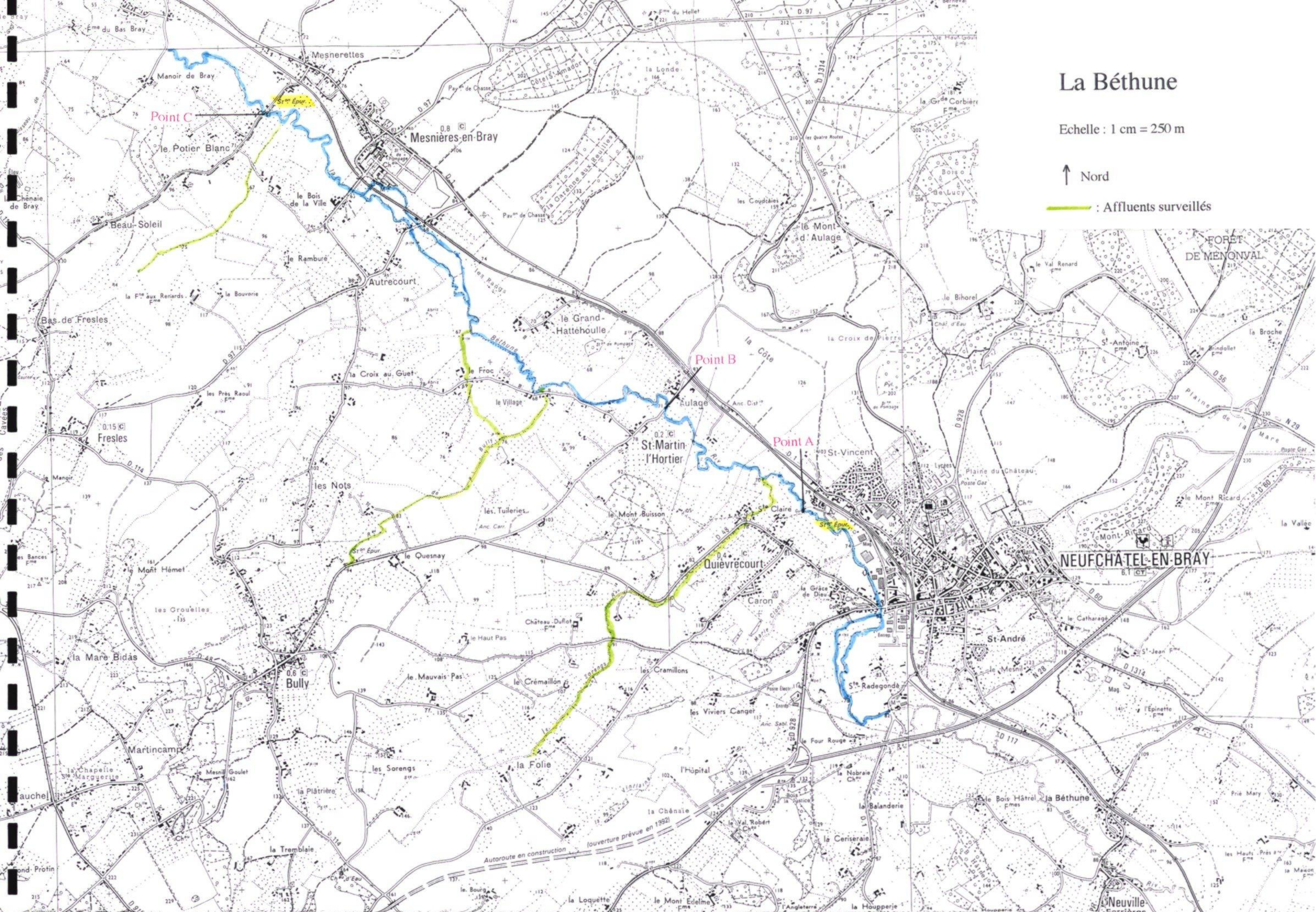


La Béthune

Echelle : 1 cm = 250 m

↑ Nord

— : Affluents surveillés

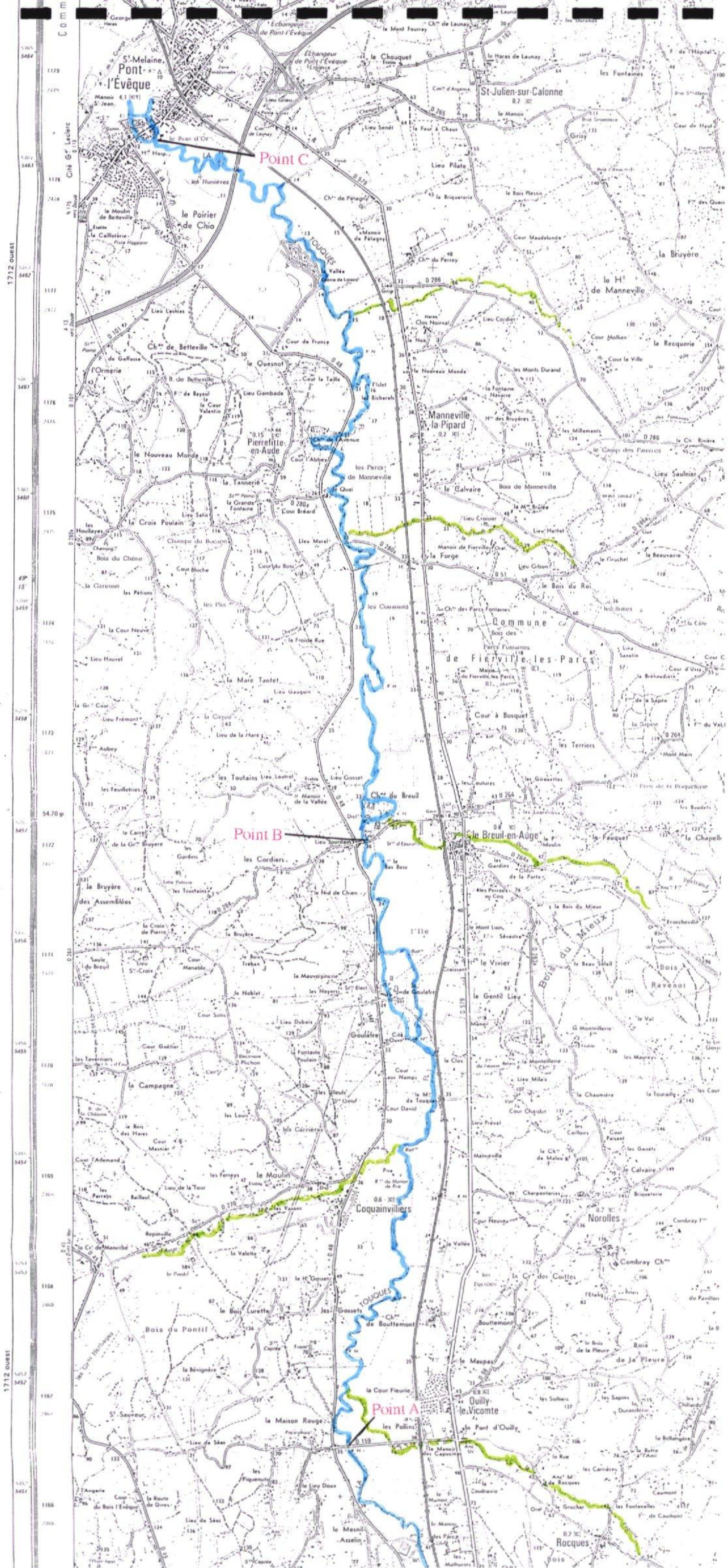


La Touques

Echelle : 1 cm = 175 m



 : Affluents surveillés

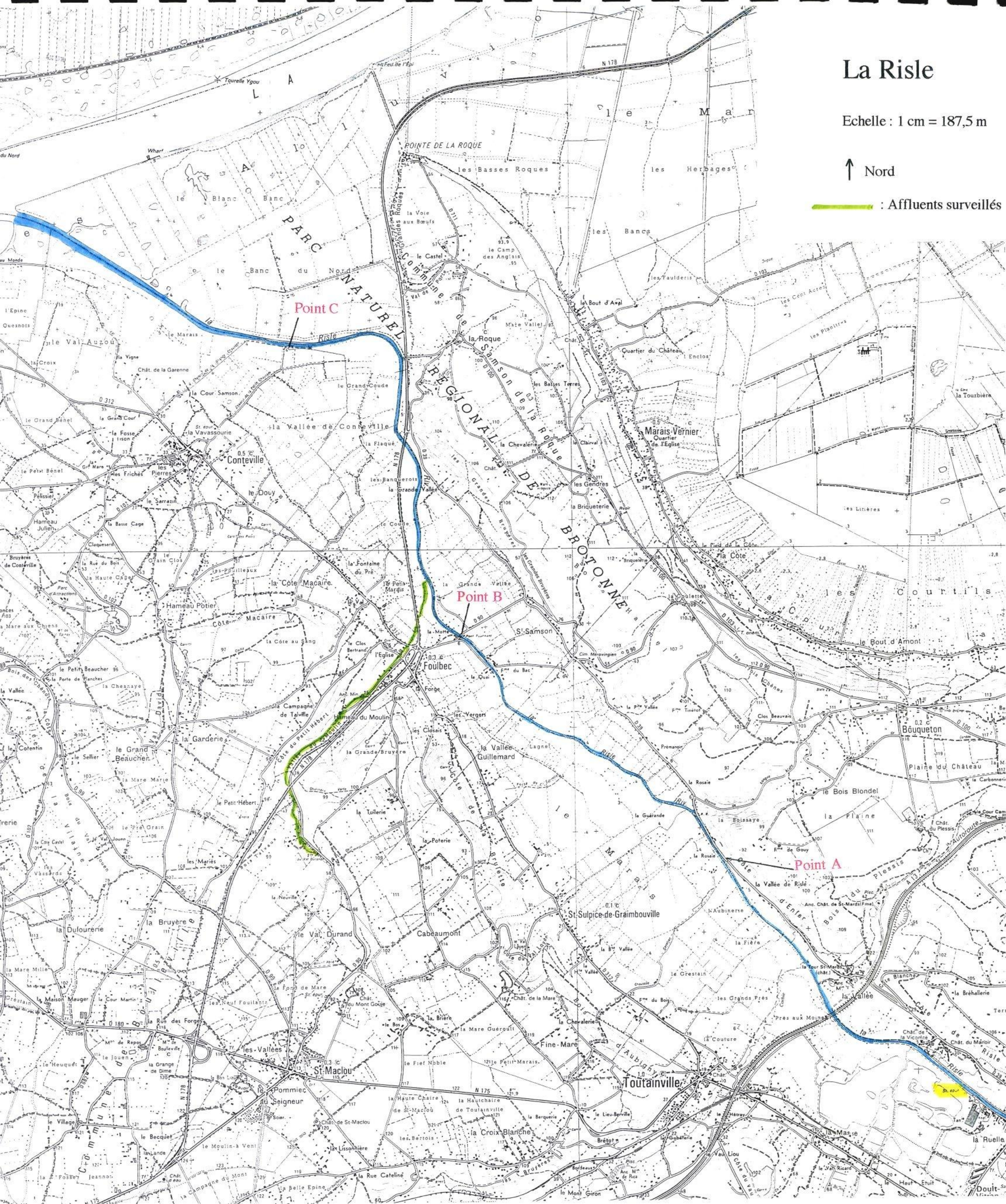


La Risle

Echelle : 1 cm = 187,5 m

↑ Nord

 : Affluents surveillés



ANNEXE 2

Les données.

nomenclature : chaque mesure de K (ou de T90) possède un code sur 5 caractères indiqué en première colonne du tableau :

1 initiale de la rivière

2 - 3 tronçon sur lequel porte la mesure

4 - 5 numéro de l'opération (ordre chronologique)

ANNEXE 3
Tableau de corrélations.

ANNEXE 3a : tableau des corrélations N = 78

ensemble des données sauf données aberrantes

sous les hypothèses habituelles $R_{lim}(5\%) = 0,22$ $R_{lim}(1\%) = 0,28$ $R_{lim}(0,1\%) = 0,36$

les corrélations NS ne sont pas reportées

	K	MOR	YER	BET	TOU	RIS	EC	NUIT	PB	PS	PE	TE	DTE	TEB	Q	Qn	IQ	Q0.5	PRED1
K	1	0,55			-0,31						0,30			0,24					
MOR	0,55	1		-0,28			0,26												
YER			1	-0,32	-0,26		-0,44							0,34					
BET		-0,28	-0,32	1	-0,45	-0,25	0,25												
TOU	-0,31		-0,26	-0,45	1														
RIS				-0,25		1													
ICONC		0,26	-0,44	0,25			1			-0,26									
NUIT								1	-0,79	-0,78	-0,66								
PB								-0,79	1	0,94	0,81								
PS							-0,26	-0,78	0,94	1	0,80								
PE	0,30							-0,66	0,81	0,80	1								
TE												1							
DTE	0,24												1						
TEB			0,34				-0,27	-0,77	0,71	0,72	0,71			1					
Q	-0,31	-0,26	-0,26	-0,36		0,92									1				
Qn							0,32					0,27		0,27		1			
IQ	-0,54	-0,63	-0,32		0,50	0,60											1		
Q0.5	0,60	0,81			-0,47	-0,38											-0,94		-0,88
PRED1	0,62	0,81			-0,44	-0,37											-0,88	0,94	1
PRED2	0,62	0,82			-0,45	-0,37											-0,91	0,97	1,00
V	-0,33	-0,26		-0,68	0,52	0,59					-0,26						0,79	0,76	-0,58
Vn																			
TU	-0,25			-0,38		0,75					-0,30						0,83	0,61	-0,41
TUn																			
dTU				-0,25		0,63											0,56	0,29	
dTUn						0,30													
MES				-0,47		0,82											0,87	0,59	-0,35
MESn							-0,25				-0,32								-0,33
dMES						0,45					-0,28								
dMESn		0,29															0,34	-0,38	
COT	-0,30	-0,34	-0,53	0,33		0,49								-0,25			0,51	0,54	-0,52
COTn																			
dCOT						0,42											0,33		
dCOTn						0,29													
COST												0,76		0,77					
SED	0,26	0,48	-0,27	0,25		-0,86	0,26												0,30
VEG	0,30			0,25		-0,28						0,60							0,51
	K	MOR	YER	BET	TOU	RIS	ICONC	NUIT	PB	PS	PE	TE	DTE	TEB	Q	Qn	IQ	Q0.5	PRED1

PRED2	V	Vn	TU	TUn	dTU	dTUn	MES	MESn	dMES	dMESn	COT	COTn	dCOT	dCOTn	COST	SED	VEG	
0.62	-0.33		-0.25													0.26	0.30	K
0.82	-0.26									0.29	-0.30					0.48		MOR
	-0.68		-0.38		-0.25		-0.47				-0.53					-0.27		YER
-0.45	0.52										0.33					0.25	0.25	BET
-0.37	0.59		0.75		0.63	0.30	0.82		0.45		0.49		0.42	0.29		-0.86	-0.28	TOU
								-0.25								0.26		RIS
																		ICONC
	-0.26		-0.30				-0.32	-0.28										NUIT
											-0.25				0.76		0.60	PB
																		PS
																		PE
																		TE
-0.59	0.79		0.83		0.56		0.87		0.34		0.51		0.33		0.77		0.61	DTE
		0.59		-0.34				-0.38		-0.25						-0.79	-0.34	TEB
-0.91	0.76		0.61		0.29		0.59				0.54							Q
0.97	-0.58		-0.41				-0.35				-0.52							Qn
1.00	-0.56		-0.38				-0.33				-0.51							IQ
1	-0.57		-0.39				-0.34				-0.52					0.30	0.51	Q0.5
-0.57	1	0.32	0.65		0.34		0.69						0.28		0.25	0.51	0.45	PRED1
	0.32	1		-0.26												0.25	0.51	PRED2
-0.39	0.65		1	0.39	0.42		0.93								-0.31	-0.60	-0.43	V
		-0.26	0.39	1			0.26	0.61										Vn
	0.34		0.42		1	0.81	0.54		0.63	0.42	0.38		0.44	0.35				TU
					0.81	1			0.55	0.63			0.40	0.41				TUn
-0.34	0.69		0.93	0.26	0.54		1	0.31	0.26		0.24							dTU
				0.61			0.31	1										dTUn
					0.63	0.55	0.26		1	0.73	0.25		0.53	0.47				MES
					0.42	0.63			0.73	1			0.33	0.35				MESn
-0.52					0.38		0.24		0.25				0.56	0.37				dMES
											1		0.42					dMESn
	0.28				0.44	0.40			0.53	0.33	0.65	0.65	0.56	0.84	-0.31			COT
					0.35	0.41			0.47	0.35	1	0.42	1	0.84	1			COTn
0.25		-0.31																dCOT
0.51	-0.60		-0.65		-0.51		-0.69		-0.31				-0.31			1		dCOTn
0.40	-0.43	-0.27					-0.27						-0.36					COST
															0.88	0.34	1	SED
PRED2	V	Vn	TU	TUn	dTU	dTUn	MES	MESn	dMES	dMESn	COT	COTn	dCOT	dCOTn	COST	SED	VEG	VEG

ANNEXE 3b : tableau des corrélations N = 65

ensemble des données sauf Risles et données aberrantes

sous les hypothèses habituelles $R_{lim}(5\%) = 0,24$ $R_{lim}(1\%) = 0,31$ $R_{lim}(0,1\%) = 0,37$

les corrélations NS ne sont pas reportées

	K	MOR	YER	BET	TOU	RIS	EC	NUIT	PB	PS	PE	TE	DTE	TEB	Q	Qn	IQ	Q0.5	PRED1	
K	1	0,54			-0,36	#####			0,28		0,28		0,25		-0,44		-0,57	0,60	0,62	
MOR	0,54	1		-0,32	-0,25	#####	0,26								-0,40		-0,70	0,83	0,83	
YER			1	-0,38	-0,29	#####	-0,46						0,34		-0,33		-0,29			
BET		-0,32	-0,38	1	-0,52	#####	0,26								-0,36					
TOU	-0,36	-0,25	-0,29	-0,52	1	#####					-0,25				0,97		0,79	-0,60	-0,57	
RIS	#####	#####	#####	#####	#####	1	#####	#####	#####	#####	#####	#####	#####	#####	#####	#####	#####	#####	#####	#####
ICONC		0,26	-0,46	0,26		#####	1			-0,31			-0,28				0,33			
NUIT						#####		1	-0,82	-0,82	-0,72		-0,79							
PB	0,28					#####		-0,82	1	0,94	0,87		0,74							
PS						#####	-0,31	-0,82	0,94	1	0,91		0,77							
PE	0,28				-0,25	#####		-0,72	0,87	0,91	1		0,73							
TE						#####						1		1			0,30			
DTE	0,25		0,34			#####	-0,28	-0,79	0,74	0,77	0,73		1	1						
TEB						#####							1	1	1					
Q	-0,44	-0,40	-0,33	-0,36	0,97	#####									1		0,90	-0,75	-0,70	
Qn						#####	0,33					0,30		0,30		1				
IQ	-0,57	-0,70	-0,29		0,79	#####											0,90	1	-0,96	
Q0.5	0,60	0,83			-0,60	#####									0,90		-0,75	-0,96	-0,89	
PRED1	0,62	0,83			-0,57	#####									-0,70		-0,89	1	0,93	
PRED2	0,62	0,84			-0,58	#####									-0,72		-0,92	0,93	1	
V	-0,30			-0,70	0,83	#####									0,81		0,65	-0,49	-0,46	
Vn						#####										0,63				
TU	-0,32			-0,53	0,77	#####	-0,29				-0,34				0,70		0,50	-0,35	-0,32	
TUn						#####	-0,26										-0,42			
dTU						#####												0,26	0,27	
dTUn		0,26				#####											-0,25	0,28	0,26	
MES				-0,67	0,64	#####	-0,35				-0,33				0,52		0,27			
MESn						#####	-0,27				-0,29						-0,44			
dMES	0,33	0,45				#####											-0,28	-0,36	0,44	
dMESn		0,35				#####											-0,30	-0,28	0,33	
COT	-0,35	-0,41	-0,67	0,69		#####	0,31							-0,34	0,25		0,45	-0,52	-0,50	
COTn			-0,31			#####														
dCOT						#####														
dCOTn						#####														
COST						#####						0,75		0,76					0,32	
SED	0,26	0,74	-0,80			#####	0,47											0,37	0,41	
VEG	0,28					#####						0,66		0,67					0,39	

ANNEXE 4
Abaques $K = f(Q, TE, MESn)$.

annexe 4.a : coefficients de disparition simulés

modèle de référence (équation 7.1)

MESn = MES / MESref, MESref étant la teneur moyenne en MES en période de récession
 les conditions d'emploi sont données dans le texte

charge solide très faible : MESn = 0,5

jour	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,53	0,48	0,42	0,36	0,30
200	0,39	0,35	0,31	0,27	0,22
500	0,26	0,24	0,21	0,19	0,16
1000	0,20	0,18	0,16	0,14	0,13
2000	0,15	0,14	0,13	0,12	0,10
5000	0,11	0,11	0,10	0,09	0,08
10000	0,09	0,09	0,08	0,08	0,07
20000	0,08	0,08	0,07	0,07	0,06

nuit	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,39	0,36	0,31	0,27	0,23
200	0,29	0,27	0,24	0,20	0,17
500	0,20	0,18	0,17	0,15	0,13
1000	0,16	0,14	0,13	0,12	0,10
2000	0,12	0,12	0,11	0,10	0,09
5000	0,09	0,09	0,08	0,08	0,07
10000	0,08	0,08	0,07	0,07	0,06
20000	0,07	0,07	0,06	0,06	0,06

charge solide très faible : MESn = 0,75

jour	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,52	0,46	0,40	0,34	0,28
200	0,37	0,34	0,29	0,25	0,21
500	0,25	0,22	0,20	0,17	0,14
1000	0,18	0,17	0,15	0,13	0,11
2000	0,14	0,13	0,11	0,10	0,09
5000	0,10	0,09	0,08	0,07	0,07
10000	0,08	0,07	0,07	0,06	0,06
20000	0,07	0,06	0,06	0,05	0,05

nuit	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,38	0,34	0,30	0,26	0,21
200	0,28	0,25	0,22	0,19	0,16
500	0,19	0,17	0,15	0,13	0,11
1000	0,14	0,13	0,12	0,10	0,09
2000	0,11	0,10	0,09	0,08	0,07
5000	0,08	0,07	0,07	0,06	0,06
10000	0,07	0,06	0,06	0,05	0,05
20000	0,06	0,05	0,05	0,05	0,04

charge solide très faible : MESn = 1

jour	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,50	0,45	0,39	0,33	0,27
200	0,36	0,32	0,28	0,24	0,20
500	0,23	0,21	0,18	0,16	0,13
1000	0,17	0,15	0,13	0,11	0,10
2000	0,12	0,11	0,10	0,09	0,07
5000	0,08	0,08	0,07	0,06	0,05
10000	0,06	0,06	0,05	0,05	0,04
20000	0,05	0,05	0,04	0,04	0,03

nuit	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,36	0,33	0,28	0,24	0,20
200	0,26	0,24	0,21	0,17	0,14
500	0,17	0,15	0,14	0,12	0,10
1000	0,13	0,11	0,10	0,09	0,07
2000	0,09	0,09	0,08	0,07	0,06
5000	0,07	0,06	0,05	0,05	0,04
10000	0,05	0,05	0,04	0,04	0,03
20000	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03

charge solide très faible : MESn = 1,5

jour	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,47	0,42	0,36	0,30	0,24
200	0,33	0,29	0,25	0,21	0,17
500	0,20	0,18	0,15	0,13	0,10
1000	0,14	0,12	0,10	0,08	0,07
2000	0,09	0,08	0,07	0,06	0,04
5000	0,05	0,05	0,04	0,03	0,02
10000	0,03	0,03	0,02	0,02	0,01
20000	0,02	0,02	0,01	0,01	0,00

nuit	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,33	0,30	0,25	0,21	0,17
200	0,23	0,21	0,18	0,14	0,11
500	0,14	0,13	0,11	0,09	0,07
1000	0,10	0,08	0,07	0,06	0,04
2000	0,06	0,06	0,05	0,04	0,03
5000	0,04	0,03	0,02	0,02	0,01
10000	0,02	0,02	0,01	0,01	0,00
20000	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00

charge solide très faible : MESn = 2

jour	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,44	0,39	0,33	0,27	0,21
200	0,30	0,26	0,22	0,18	0,14
500	0,17	0,15	0,12	0,10	0,07
1000	0,11	0,09	0,07	0,06	0,04
2000	0,06	0,05	0,04	0,03	0,01
5000	0,03	0,02	0,01	0,00	-0,01
10000	0,01	0,00	-0,01	-0,01	-0,02
20000	-0,01	-0,01	-0,02	-0,02	-0,03

nuit	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,31	0,27	0,22	0,18	0,14
200	0,20	0,18	0,15	0,12	0,09
500	0,11	0,10	0,08	0,06	0,04
1000	0,07	0,05	0,04	0,03	0,01
2000	0,03	0,03	0,02	0,01	0,00
5000	0,01	0,00	-0,01	-0,01	-0,02
10000	-0,01	-0,01	-0,02	-0,02	-0,03
20000	-0,02	-0,02	-0,02	-0,03	-0,03

annexe 4.b : coefficients de disparition simulés

métrique logarithmique (équation 7.2)

MESn = MES / MESref, MESref étant la teneur moyenne en MES en période de récession

les conditions d'emploi sont données dans le texte

charge solide très faible : MESn = 0,5

jour	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	1,83	1,26	0,83	0,54	0,35
200	0,67	0,51	0,38	0,28	0,21
500	0,27	0,23	0,19	0,15	0,13
1000	0,17	0,15	0,13	0,11	0,10
2000	0,12	0,11	0,10	0,09	0,08
5000	0,09	0,09	0,08	0,08	0,07
10000	0,08	0,08	0,07	0,07	0,07
20000	0,07	0,07	0,07	0,06	0,06

nuit	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,81	0,61	0,44	0,32	0,23
200	0,37	0,31	0,24	0,19	0,15
500	0,19	0,16	0,14	0,12	0,10
1000	0,13	0,12	0,11	0,10	0,09
2000	0,10	0,09	0,09	0,08	0,08
5000	0,08	0,08	0,07	0,07	0,07
10000	0,07	0,07	0,07	0,07	0,06
20000	0,07	0,06	0,06	0,06	0,06

charge solide très faible : MESn = 0,75

jour	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	1,55	1,07	0,70	0,46	0,30
200	0,57	0,44	0,32	0,24	0,17
500	0,23	0,19	0,16	0,13	0,11
1000	0,14	0,13	0,11	0,10	0,08
2000	0,10	0,09	0,09	0,08	0,07
5000	0,08	0,07	0,07	0,06	0,06
10000	0,07	0,06	0,06	0,06	0,06
20000	0,06	0,06	0,06	0,05	0,05

nuit	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,68	0,51	0,37	0,27	0,19
200	0,32	0,26	0,21	0,16	0,13
500	0,16	0,14	0,12	0,10	0,09
1000	0,11	0,10	0,09	0,08	0,07
2000	0,09	0,08	0,07	0,07	0,06
5000	0,07	0,07	0,06	0,06	0,06
10000	0,06	0,06	0,06	0,06	0,05
20000	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05

charge solide très faible : MESn = 1

jour	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	1,31	0,90	0,60	0,39	0,25
200	0,48	0,37	0,27	0,20	0,15
500	0,19	0,16	0,13	0,11	0,09
1000	0,12	0,11	0,09	0,08	0,07
2000	0,09	0,08	0,07	0,07	0,06
5000	0,07	0,06	0,06	0,05	0,05
10000	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05
20000	0,05	0,05	0,05	0,05	0,04

nuit	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,58	0,44	0,32	0,23	0,16
200	0,27	0,22	0,17	0,14	0,11
500	0,13	0,12	0,10	0,09	0,07
1000	0,09	0,09	0,08	0,07	0,06
2000	0,07	0,07	0,06	0,06	0,05
5000	0,06	0,06	0,05	0,05	0,05
10000	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
20000	0,05	0,05	0,05	0,04	0,04

charge solide très faible : MESn = 1,5

jour	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,94	0,65	0,43	0,28	0,18
200	0,34	0,26	0,20	0,14	0,11
500	0,14	0,12	0,10	0,08	0,06
1000	0,09	0,08	0,07	0,06	0,05
2000	0,06	0,06	0,05	0,05	0,04
5000	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04
10000	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03
20000	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03

nuit	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,41	0,31	0,23	0,16	0,12
200	0,19	0,16	0,12	0,10	0,08
500	0,10	0,08	0,07	0,06	0,05
1000	0,07	0,06	0,05	0,05	0,04
2000	0,05	0,05	0,05	0,04	0,04
5000	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03
10000	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03
20000	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03

charge solide très faible : MESn = 2

jour	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,67	0,46	0,31	0,20	0,13
200	0,25	0,19	0,14	0,10	0,08
500	0,10	0,08	0,07	0,06	0,05
1000	0,06	0,06	0,05	0,04	0,04
2000	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03
5000	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
10000	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02
20000	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02

nuit	température de l'eau (°C)				
	débit (l/s)	17	14,5	12	9,5
100	0,30	0,22	0,16	0,12	0,08
200	0,14	0,11	0,09	0,07	0,06
500	0,07	0,06	0,05	0,04	0,04
1000	0,05	0,04	0,04	0,04	0,03
2000	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03
5000	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02
10000	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02
20000	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02

Glossaire

code	description	formulation / unité
Variables qualitatives « effet rivière »		
MOR YER BET TOU RIS	Morelle Yères Béthune Touques Risle	0 / 1
Variables dérivées du débit		
Q logQ Qn	débit moyen sur la section	m ³ .s ⁻¹ transformée logarithmique valeur normalisée (1)
Variables liées à la sédimentation		
SED VEG	importance des zones mortes importance de la végétation aquatique (macrophytes)	note semi-quantitative (cf. texte)
V Vn	vitesse moyenne du courant sur la section	m.s ⁻¹ valeur normalisée (1)
TU TU _n dTU dTU _n	turbidité moyenne sur la section variation de turbidité sur la section par unité de temps	NTU idem, valeur normalisée (1) NTU.h ⁻¹ (2) idem, valeur normalisée (1)
MES MES _n dMES dMES _n	matières en suspension (teneur moyenne sur la section) variation de MES sur la section par unité de temps	mg.l ⁻¹ idem, valeur normalisée (1) mg.l ⁻¹ .h ⁻¹ (2) idem, valeur normalisée (1)
Prédation et activité biologique		
COT COT _n dCOT dCOT _n	carbone organique total (teneur moyenne sur la section) variation de COT sur la section par unité de temps	mg.l ⁻¹ idem, valeur normalisée (1) mg.l ⁻¹ .h ⁻¹ (2) idem, valeur normalisée (1)
TE dTE	température moyenne sur la section variation de température sur la section par unité de temps	°C °C.h ⁻¹ (2)
Q ^{-0,5} PRED1 PRED2 PRED _{jour} PRED _{nuît}	surface spécifique variables d'activité du benthos	m ^{-1,5} .s ^{0,5} TE en °C... = Q ^{-0,5} . TE = Q ^{-0,5} . exp(-(TE - 25)/20) ² = PRED2 si jour, = 0 sinon = PRED2 si nuit, = 0 sinon
Densité des bactéries fécales		
EC	concentration moyenne en E.coli	log(E.coli / 100 ml)
Rayonnement lumineux		
PB PS PE PE ^α	puissance brute puissance à la surface de l'eau (correction de l'ombre) puissance efficace (au niveau de la bactérie) transformée puissance (α # 0,3)	W.m ⁻²

Les variables testées pour expliquer la disparition des bactéries fécales.

(1) valeurs rapportées à la moyenne sur l'ensemble des expériences pratiquées sur le tronçon considéré :

$$Xn(t) = \frac{X(t)}{X_{tronc}}$$

Les variables étant centrées dans les calculs de corrélation, cela revient à considérer l'écart relatif par rapport à la valeur moyenne sur la section.

(2) les variations observées sur la section sont obtenues par différence entre les valeurs amont et aval. Cette différence est rapportée à l'unité de temps dans le but de s'affranchir de l'effet « temps de transit » et d'homogénéiser l'expression des variables, d'une part entre elles, d'autre part avec K.

Une amélioration de la connaissance est nécessaire sur le devenir des germes rejetés dans les petites rivières.

Les facteurs environnementaux responsables de la disparition des bactéries d'origine fécale dans les milieux ouverts (eaux douces et marines) ont fait l'objet de nombreux travaux et sont actuellement assez bien connus. La connaissance concernant les rivières de faible gabarit (débit inférieur à $20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) présente quand à elle des lacunes qu'il a paru intéressant de combler, notamment dans le contexte d'une éventuelle révision de la zone sensible à la pollution microbiologique, définie sur l'ensemble du littoral normand, en application de la Directive 91/271/CEE sur les eaux urbaines résiduaires.

Objectif : expliquer et quantifier la disparition bactérienne.

Cette étude, basée sur la mesure *in situ* de la disparition des *Escherichia coli* rejetés par les stations d'épuration dans les cours d'eau côtiers, avait pour objectif de qualifier et de quantifier les facteurs environnementaux (biotiques et abiotiques) responsables du phénomène d'auto-épuration observé ; ceci dans le but de préciser l'impact des réseaux hydrographiques sur la qualité microbiologique des eaux côtières.

Les valeurs de T90 obtenues sont inférieures à celles observées en microcosmes.

80 valeurs de T90 (temps au bout duquel 90 % des germes ont disparus) ont été obtenues sur 10 tronçons d'étude, répartis sur 5 rivières côtières normandes :

- la Morelle,
- l'Yère,
- la Béthune,
- la Touques,
- la Risle.

Ces valeurs, validées au moyen des outils de la statistique, présentent une médiane de 10 heures et un minimum de 1,3 heures, ce qui correspond à des valeurs nettement plus faibles que celles obtenues lors d'expérimentation en microcosmes.

Le rôle majeur de la prédation explique ce phénomène.

Cette différence s'explique par le rôle majeur des prédateurs benthiques, dont l'activité est directement liée, en rivière, aux paramètres "débit" et "température". En effet, l'activité de prédation croît de manière inverse au débit (elle devient très importante en dessous de 300 ls^{-1}), la température agissant comme un élément stimulateur de l'activité générale de l'organisme (en particulier au delà de 15°C).

Les MES favoriseraient la survie des germes.

La présence de matières en suspension constitue, en outre, un facteur antagoniste à cette disparition.

L'action de la lumière n'est pas significative.

En revanche, contrairement à ce qui a été montré dans d'autres milieux (notamment en mer), la disparition apparente des germes dans les cours d'eau de faible gabarit n'est pas significativement liée à l'intensité de l'éclairement solaire.

Deux modèles de disparition d'*E. coli* sont proposés, pour les rivières normandes et les petits cours d'eau des régions tempérées.

A l'issue de ce travail, deux modèles, sont proposés et comparés. Ils expriment le coefficient de disparition des germes, en fonction du débit des cours d'eau, de leur température et de leur teneur en MES. Ces modèles, qui constituent de véritables outils d'aide à la décision, permettent de prévoir les abattements en *E. coli* survenant dans les petites rivières en été, ceci de manière à orienter les choix d'assainissement sur les bassins versants littoraux, dans l'objectif de protéger les zones de baignade en mer.

ETUDE COMMANDEE PAR
AESN
REALISEE PAR
Laboratoire d'Etudes et
d'Analyses de la ville du Havre
CONTACT AESN
E. JESTIN
DSRN 02-31-81-90-00

Ils s'appliquent aux petites rivières normandes, ainsi qu'à l'ensemble des cours d'eau de faible gabarit des pays tempérés, en dehors des périodes de crue.



Disparition des *Escherichia coli* dans les rivières normandes.

Rapport de Synthèse.

réalisation : Pascal Beaudeau (chef de projet)
Nicolas Tousset
Amélie Lefèvre
direction : Luc Bertin

devis ET 95 / 205 (travaux 1995)
commande 95.97.931
devis ET 95 / 346 (survol des sites et clichés)
commande 95.97.943
devis ET 96 / 071 (travaux 1996 et 1997)
commande 96.97.943

juin 1998

DATE: 13/07/2000
12.04.00/6827

Disparition des *Escherichia coli* dans les rivières normandes.

Résumé : Les facteurs environnementaux impliqués dans la disparition des bactéries fécales dans les milieux ouverts (eaux marines ou eaux douces) ont été l'objet de nombreux travaux. Cette étude vise à combler les lacunes concernant les rivières de faible gabarit (débit $< 20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Un protocole original a été mis au point pour la mesure *in situ* de la disparition du flux d'*Escherichia coli* déversé par des stations d'épuration, afin de permettre l'expression des facteurs de disparition liés à la spécificité hydrodynamique et écologique de ce milieu. Les 80 valeurs validées de T90, obtenues sur 5 rivières normandes, possèdent une valeur médiane de 10 h et une valeur minimale de 1.3 h, soit des valeurs nettement plus faibles que celles obtenues lors d'expérimentation en microcosmes. La prédation exercée par les microprédateurs benthiques explique cette différence car son effet croît en fonction inverse du débit et devient très important en deçà de 300 ls^{-1} . La température stimule la prédation, notamment au delà de 15°C . La disparition apparente n'est en revanche pas significativement liée à l'intensité de l'éclairement solaire. La présence de matières en suspension constitue un facteur antagoniste de la disparition. Deux modèles exprimant le coefficient de disparition en fonction du débit, de la température et des teneurs en MES sont comparés. Ils s'appliquent aux cours d'eau de faible gabarit des pays tempérés, en dehors des périodes de crue.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION.....	4
LES SITES ETUDIES.....	5
PROTOCOLE.....	7
ACQUISITION DES DONNEES.....	7
Traçages.....	8
Echantillonnage.....	9
Prise en compte des contaminations latérales.....	10
Mesure de la puissance lumineuse.....	12
MODELISATION DE L' ACTION DES FACTEURS DE DISPARITION.....	12
Choix des covariables.....	13
Analyse statistique.....	15
RESULTATS.....	17
DISTRIBUTION DES COEFFICIENTS DE DISPARITION.....	17
LE MODELE OBTENU DANS LA METRIQUE D'ORIGINE.....	18
VALIDATION.....	22
LE MODELE OBTENU EN METRIQUE LOGARITHMIQUE.....	24
CONCLUSION.....	25
DISCUSSION.....	26
UNE CINETIQUE DE DISPARITION RAPIDE.....	26
LA PREDATION BENTHIQUE DES BACTERIES ALLOCHTONES : UN FACTEUR PEU REFERENCE.....	27
LA LUMIERE : UN COFACTEUR DE LA PREDATION ?.....	28
PERSPECTIVES.....	28
REFERENCES.....	30

Remerciements : Nous remercions Paul Ferlin (SEMA de la DIREN de Haute Normandie) pour sa contribution au choix des sites, Jean-François Lhuissier (laboratoire de mécanique de l'Université du Havre) et Alix Péron (Centre départemental de Seine-Maritime de Météo-France) pour leur aide dans la métrologie de la lumière.

Ce rapport de synthèse résume le rapport d'étude détaillé (92 p + annexes) disponible auprès de la Direction des Rivages Normands de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (Honfleur).

Introduction.

La pollution bactériologique d'origine fécale des eaux naturelles constitue un risque sanitaire à travers la production d'eau potable, la consommation de coquillages filtreurs et la baignade. Elle disparaît cependant spontanément et il est important de quantifier sa cinétique de disparition pour prévoir le niveau d'assainissement nécessaire à la protection des zones sensibles. On modélise usuellement la dynamique d'une population $N(t)$ de bactéries allochtones par une cinétique d'ordre 1 : $\frac{dN(t)}{dt} = -kN(t)$ avec $k > 0$, i.e. une décroissance exponentielle de N en fonction du temps t . L'intérêt de ce modèle tient dans sa simplicité, sa parcimonie et une efficacité réelle dans des situations que nous précisons. L'unique paramètre k de cette cinétique est appelé coefficient de disparition. Nous retiendrons pour l'expression des résultats la forme la plus couramment utilisée $K = k/2.3$ qui correspond à l'utilisation de logarithmes décimaux pour les comptages des bactéries : $\log N(t) - \log N(t_0) = -K(t - t_0)$. Le coefficient K (h^{-1}) est donc l'inverse du temps T_{90} nécessaire à la réduction de la population d'un facteur 10. La valeur de K varie en fonction de la nature du germe et de son état physiologique, mais dépend aussi de facteurs environnementaux. L'étude de ses déterminants environnementaux a fait l'objet de nombreux travaux concernant principalement les eaux côtières [1, 6, 7, 8, 9, 11, 12, 14, 20, 23] et certaines grandes rivières [3, 5, 13, 17, 22, 25] mais il n'existe pas de travaux spécifiques aux petites rivières.

Cette étude vise à mieux connaître la distribution des valeurs de K rencontrées dans les rivières de gabarit modeste (largeur de 2 à 20 m, débit de 0,1 à 20 m^3s^{-1}) et à mettre en lumière les principaux déterminants environnementaux de la disparition dans ce type de milieu.

Escherichia coli a été choisi pour ses qualités de germe témoin de contamination fécale consacré par la réglementation et par l'usage. L'utilisation de pilotes de laboratoire ou de microcosmes placés dans la rivière a été proscrite, afin de conserver l'expression combinée des facteurs hydrologiques et écologiques propres aux cours d'eau de petit calibre. Cette approche expérimentale *in situ* a nécessité le développement d'outils originaux, tant pour la mesure des coefficients de disparition que pour l'évaluation des facteurs environnementaux impliqués dans l'abattement des contaminations fécales. Nous proposons ici une description détaillée de ces méthodes. Quarante-quatre campagnes de mesures menées sur 5 rivières en

1995 et 1996 ont permis d'acquérir 80 valeurs validées de K . Ces données ont permis d'ajuster un modèle statistique liant les variations du coefficient K à des variables indicatrices des principaux facteurs de disparition agissant en rivière.

Les sites étudiés.

Le réseau hydrographique de surface de la Normandie orientale est globalement pauvre (figure 1), la vidange de la Nappe de la Craie revenant en partie au réseau karstique souterrain. Cinq cours d'eau ont été retenus en fonction de leur diversité typologique et de leur degré de conformité avec le site d'étude idéal défini dans la section « Protocole ».

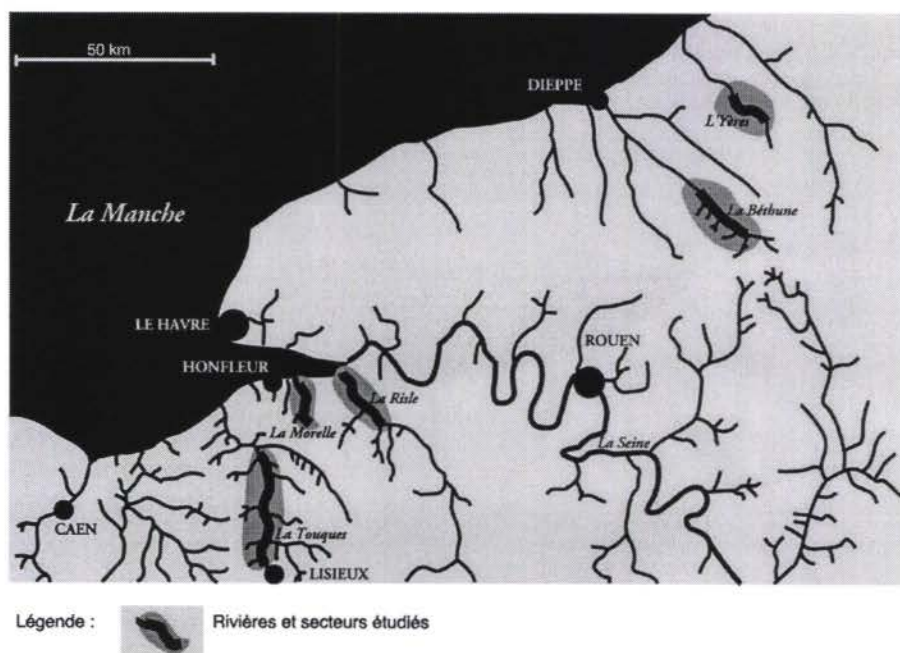


Figure 1 : Plan de situation (Normandie, France).

Si les écoulements spécifiques varient assez peu (9 à 13 l.s⁻¹.km⁻²) en regard des incertitudes sur les limites des bassins d'alimentation, il n'en va pas de même en ce qui concerne le soutien du débit d'étiage par les nappes. La Morelle, la Touques et la Risle ont des étiages peu marqués avec un rapport r du débit moyen interannuel sur le débit mensuel d'étiage de l'ordre de 1.6. Les rivières du Nord de la zone d'étude sont moins soutenues ($r(\text{Yères}) = 3.4$ et $r(\text{Béthune}) = 6.1$), car les formations superficielles argileuses limitent les échanges avec la nappe alluviale.

Le tableau 1 montre la variété des gabarits des cours d'eau au niveau des secteurs d'étude. Les débits s'échelonnent entre 200 (Morelle) et 20 000 l.s⁻¹ (Risle). Les vitesses de courant sont liées au débit et non à la pente moyenne, car l'écoulement des petits cours d'eau est entravé par de nombreux méandres et autres zones de ralentissement. Le secteur de la Risle se distingue par son caractère estuarien. Toutes les mesures réalisées sur ce secteur sont pratiquées autour de la marée basse dans des conditions d'écoulement « naturel ».

Tableau 1 : Caractéristiques hydrologiques des secteurs étudiés.
Moyennes calculées sur les données validées (N = 80).

	Morelle	Yères	Béthune	Touques	Risle (1)
station d'épuration amont	Beuzeville	Foucarmont	Neufchâtel	Lisieux	Pont-
longueur secteur (km)	3.8	10.3	7.6	18.0	8.0
vitesse d'écoulement	0.21	0.30	0.18	0.41	0.52
pente	1:130	1:360	1:550	1:700	1:10 000
débit (l.s ⁻¹)	220	780	1 400	5 400	18 000
profondeur maximale (m)	0.2 à 0.5	0.2 à 0.6	0.8 à 1.7	1.1 à 2.5	1.7 à 2.6
largeur (m)	1.6 à 3.2	4 à 8	5 à 11	11 à 16	15 à 22
Turbidité (NTU)	4.1	4.0	3.1	7.5	19.6
MES (mg.l ⁻¹)	10.9	9.2	4.3	14.5	44.3
COT (mg.l ⁻¹)	1.3	1.0	2.6	2.2	3.8
O2 (% saturation)	100.5	91.6	106.7	89.7	108.9
[<i>E.coli</i>] (/ 100 ml)	10 000	3 000	8 000	4 000	4 000

(1) mesures pratiquées en écoulement naturel (hors influence tidale)

Les bassins versants des 5 rivières étudiées sont peu urbanisés et les sols sont principalement dédiés à l'élevage. Le niveau d'oxygénation dépasse toujours 90 % du niveau de saturation. La Morelle et l'Yères sont pratiquement exemptes de pollution organique, tandis que la Béthune et la Touques sont modérément polluées (tableau 1). En assurant l'oxygénation de l'eau, le mouvement causé par la marée semble juguler le danger potentiel que représente les teneurs en matière organique élevées rencontrées dans la Risle.

Le choix de secteurs présentant une importante source de pollution urbaine en amont (rejet de station d'épuration) conduit à des concentrations moyennes élevées en germes fécaux (3 000 < [*E.coli*] < 10 000 bactéries/100 ml).

Protocole.

Le principe de l'étude repose sur le suivi d'une masse d'eau en transit dans la rivière et sur la mesure des flux bactériens en différents points du parcours. La mise en oeuvre de ce principe suppose que le site réponde à certaines exigences :

- existence en amont une source ponctuelle de pollution fécale, régulière et abondante, *e.g.* le rejet d'une station d'épuration urbaine. En utilisant ce type de rejet, on s'affranchit des problèmes liés à l'état physiologique des cultures bactériennes produites en laboratoire. On prend notamment en compte la résistance acquise par la population résiduelle des bactéries lors de son passage en station d'épuration [8].
- l'absence de pollution fécale latérale sur le parcours étudié. La dilution de la masse d'eau par des affluents sains ne perturbent en revanche pas les mesures.
- un réseau hydrographique simple, dépourvu en particulier de bras morts, de divisions et de pertes, afin d'assurer la conservation de la masse d'eau suivie.
- un parcours assez long pour que le temps de transit soit compatible avec une disparition significative et mesurable des *E.coli*.

Les 5 sites sélectionnés ne se conforment pas exactement à ce schéma idéal et le protocole d'échantillonnage prévoit le contrôle des écarts à cette configuration théorique (cf. *infra*). Le risque principal concerne la contamination de la masse d'eau étudiée pendant son transit par des sources identifiées (affluents contaminés, rejets d'eau usée) ou non (émissaire caché, pollution diffuse). Dans l'optique de réduire l'importance de ce problème, il a non seulement fallu sélectionner des sites adéquats mais respecter aussi des conditions hydrologiques favorables. Pour éviter les sources temporaires de contamination générées par les ruissellements ou la reprises de sédiments contaminés déposés dans le lit de la rivière, toutes les expériences sont réalisées en phase de récession hydrologique et en l'absence de précipitation.

Acquisition des données.

La mesure du coefficient de disparition $K = \frac{\Delta \log F}{\Delta t}$ impose :

- la mesure de flux bactériens ($F = C.Q$) qui, elle-même, nécessite la mesure des concentrations bactériennes (C) et celle des débits (Q) des cours d'eau étudiés ;

- la mesure du temps de transit (Δt) d'une masse d'eau entre deux points de mesure de flux.

Traçages.

La mesure du débit et du temps de transit est effectuée par traçage chimique. Deux traceurs sont utilisés en fonction du débit : le chlorure de sodium NaCl pour les petits débits ($< 3 \text{ m}^3/\text{s}$) et le lithium (LiCl) pour les débits plus importants ($> 3 \text{ m}^3/\text{s}$). Les concentrations qui résultent des doses employées ne sont pas toxiques pour la faune ni pour *E.coli*. Le lithium possède un seuil de détection très faible, de l'ordre du microgramme par litre. L'injection d'une faible quantité de cet élément (1 kg LiCl) suffit donc pour un traçage en rivière à débit important. En revanche, l'utilisation du NaCl nécessite la préparation d'une masse considérable de saumure correspondant à 100, voire 300 kg Na Cl dans le cas de la Béthune.

Les teneurs NaCl sont estimées par conductimétrie *in situ*. L'échantillonnage des flux bactériens en temps réel est donc possible pour l'option « NaCl ». Lorsque le LiCl est utilisé, la concentration en lithium est mesurée en différé au laboratoire et les prélèvements bactériologiques sont décalés d'une journée par rapport au traçage.

Le temps de référence pour le passage du traceur correspond au mode de sa concentration. On néglige donc l'effet de la dispersion en assimilant le temps de transit de la masse d'eau au temps de restitution modale.

La mesure des débits nécessite la saisie de la totalité de la restitution du traceur et, le cas échéant, la conversion de la conductivité en concentration de NaCl. L'application de la loi de conservation de la masse M de traceur $M = \int Q(t).C_{trac}(t)dt$ permet le calcul du débit Q , supposé constant pendant la restitution, par discrétisation de la courbe de restitution selon le pas de temps d'échantillonnage Δt_i : $Q \# \frac{M}{\sum_i (C_i - C_0). \Delta t_i}$ où C_0 est le niveau de fond de la

concentration de la molécule utilisée comme traceur. La précision, inférieure à 20 %, reste élevée en comparaison de celle obtenues sur les concentrations bactériennes et participe peu à l'incertitude sur l'estimation finale du flux.

Le lithium est dosé par spectrométrie d'absorption atomique de flamme (Spectromètre Varian™, modèle SpectrAA 300).

La concentration en NaCl est déduite de mesures de conductivité selon la formule de Dienert sachant que le rapport des 2 paramètres est linéaire dans la gamme des concentrations rencontrées [21]. Les mesures sont réalisées à l'aide du conductimètre WTW™ LF 196. Cet appareil présente une précision de $\pm 1 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Echantillonnage.

Les points de prélèvement sont suffisamment éloignés des rejets ou des confluences pour que soit assurée une bonne homogénéité des concentrations bactériennes dans la section de rivière.

La multiplication des prélèvements et des analyses permet (i) de contrôler la stationnarité du flux d'*E.coli* rejeté en tête de secteur par la station d'épuration et (ii) d'améliorer la précision sur les flux. Le design retenu pour l'échantillonnage résulte d'un compromis entre le coût et le gain obtenu sur la variance des flux bactériens attribuable au processus métrologique. Pour une mesure de flux, 8 prélèvements espacés d'une minute sont réalisés sauf en ce qui concerne le point le plus à l'amont, où le nombre de prélèvements s'élève à 12. Chaque prélèvement consiste en une prise ponctuelle de 500 ml d'eau de rivière. Les échantillons sont transportés et stockés à 4°C. Deux échantillons moyens (3 au point amont) sont constitués sur la base de 4 échantillons ponctuels consécutifs pour un échantillon moyen. Les analyses sont pratiquées 2 à 24 h après le prélèvement. Des vérifications menées par ailleurs ont permis d'établir l'absence de dérive des numérations au cours de ce délai. La densité en *E.coli* est mesurée par la méthode des microplaques selon le projet de norme ISO 9308.3. La cohérence des 2 ou 3 résultats analytiques atteste la stationnarité du flux généré par la source polluante. Dans le cas adverse, où les valeurs diffèrent significativement, l'expérience est invalidée. Les concentrations bactériennes utilisées pour le calcul des flux sont les moyennes géométriques des résultats analytiques.

Les secteurs situés sur la Touques et la Risle sont divisés en 2 tronçons connexes (4 sur la Morelle, l'Yères et la Béthune), sur lesquels sont calculés les coefficients de disparition.

Chaque expérience de jour est reproduite la nuit suivante. L'échantillonnage nocturne est calé sur les temps de transit obtenus dans la journée.

Il n'est pas possible de trouver de secteurs entièrement exempts de sources parasites de pollution fécale. Un repérage soigné du terrain et des analyses répétées permettent cependant d'identifier les sources ponctuelles résiduelles qui polluent la masse d'eau suivie. Lors de chaque expérience, les flux « latéraux » rejetés par ces sources font l'objet de mesures synchronisées sur le passage de la masse d'eau suivie, afin de corriger le flux principal de leur influence (cf. section suivante).

Des mesures physico-chimiques sont associées aux mesures bactériologiques. La température, la conductivité et la turbidité (turbidimètre portatif Hach™ 2100 P) sont mesurées sur le terrain. Deux autres mesures sont réalisées en différé au laboratoire : les Matières En Suspension (EN 872:1996) et le Carbone Organique Total (EN 1484:1997).

Le débit des affluents est mesuré au moyen du moulinet Silex International™ 2.100 selon la recommandation ISO/R 748. Quand le débit est de l'ordre de 1 à 3 l/s on procède à une estimation au seuil.

Prise en compte des contaminations latérales.

Un algorithme itératif a été programmé pour corriger les valeurs de K de l'influence des pollutions latérales identifiées et mesurées.

La valeur initiale de $K_0 = \frac{\log F_1 - \log F_2}{t_2 - t_1}$ correspond à la pente du segment de droite joignant

les points $(\log F_1, t_1)$ et $(\log F_2, t_2)$. F_1 et F_2 sont les flux en *E.coli* mesurés de part et d'autre du tronçon considéré aux temps respectifs t_1 et t_2 . K_0 (à l'étape i : K_i) est appliqué aux flux latéraux connus f_j pour estimer les flux résiduels correspondants au point de mesure situé en aval (f_{2ij}). La vitesse de transit utilisée pour cette estimation est la vitesse moyenne de traceur sur le tronçon. Par soustraction, on obtient un flux principal aval corrigé à l'étape i $F_{2i} = F_2 - \sum_j f_{2ij}$ qui permet le recalcul de K_{i+1} . A condition de régler correctement le pas du

gradient, la procédure itérative converge rapidement vers la valeur corrigée du coefficient de disparition.

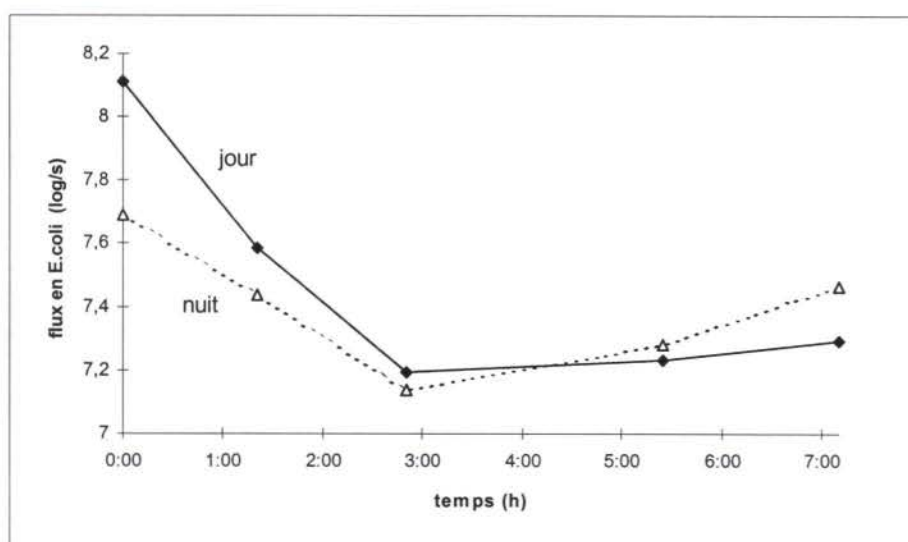


Figure 2 : Exemple d'évolution des flux en *E.coli* en rivière (suivi temporel lagrangien).

Expériences des 6 et 7 juillet 1995 sur la Morelle. Le secteur étudié est divisé en 4 tronçons. Le coefficient de disparition est proportionnel à la pente des segments de droite. La remontée des courbes sur la deuxième moitié du secteur indique des pollutions parasites non identifiées. Les 2 derniers points de mesure ont été exclus des données. Concernant les 2 premiers tronçons, on note que la disparition est plus importante de jour que de nuit.

Si les contaminations latérales ont été correctement prises en compte, les points $(\log F_i, t_i)$ mesurés successivement le long d'un segment de rivière sont quasi-alignés (figure 2), la valeur de K variant peu entre 2 tronçons adjacents. *A contrario*, une contamination latérale non identifiée (source diffuse, émissaire immergé) produit, sur les points situés à l'aval de la pollution, un décalage vers le haut par rapport aux positions attendues.

Le bilan critique opéré au bout d'un an d'étude a permis d'identifier et d'abandonner les tronçons où le biais est trop fort ou trop fréquent.

Des pollutions sporadiques peuvent enfin engendrer une sous-estimation ponctuelle de la disparition sans atteindre une fréquence qui justifie l'abandon du tronçon. Les données biaisées font l'objet de mesures palliatives. Les coefficients de disparition à valeur négative sont éliminés avant tout calcul statistique. En aval de la modélisation de K , les individus qui s'écartent anormalement du modèle ajusté sont repérés, soustraits des données et le modèle est recalculé.

Mesure de la puissance lumineuse.

L'estimation de la puissance lumineuse irradiant les bactéries a fait l'objet d'un soin particulier. Cette estimation comporte 3 étapes décrites de façon détaillées dans le rapport d'étude :

- La puissance lumineuse brute est enregistrée en plein champ au moyen d'un pyranomètre intégrateur (cellule type CM3, radiation indicator type CC20 Kipp & Zonen™).
- On estime ensuite l'abattement de la puissance lumineuse par la végétation rivulaire.
- Pour cela, l'emprise de la végétation rivulaire est codifiée sur les secteurs d'étude selon un code semi-quantitatif à 4 modalités. Un modèle donnant la valeur de l'abattement en fonction du code et de l'état d'avancement de la végétation a ensuite été établi et ajusté sur la base de 650 couples de mesures plein champ / surface de l'eau. A l'issue de cette étape, on possède une estimation de la puissance lumineuse à la surface de la masse d'eau suivie en tout point de son parcours.
- On estime enfin la puissance lumineuse moyenne disponible en pleine eau au niveau des bactéries.

La valeur d'extinction de la lumière s'exprime en fonction de la profondeur, de l'angle d'incidence du rayonnement et du coefficient d'extinction. La proportionnalité entre le coefficient d'extinction et la turbidité a été établie expérimentalement à partir de 306 mesures couplées pratiquées sur l'ensemble des échantillons collectés sur les sites d'étude. L'angle d'incidence se déduit de l'heure solaire et du jour de l'année. Sur la base d'un relevé topographique du lit de la rivière, et de données conjonctuelles (hauteur d'eau et turbidité), on estime la puissance efficace moyenne *PE* de la lumière irradiant les bactéries de la masse d'eau sur le tronçon de rivière parcouru. La pertinence de cette estimation suppose un écoulement turbulent qui assure le mélange vertical des eaux. Cette situation a été vérifiée sur les secteurs étudiés.

Modélisation de l'action des facteurs de disparition.

L'emploi d'un modèle linéaire peut répondre à une démarche heuristique de recherche d'associations entre variables quantitatives mal connues ou au contraire émaner d'un modèle *a priori* de relations entre ces variables. Il existe en l'occurrence un cadre théorique, plus ou

moins éprouvé, qui permet de proposer une formulation des variables répondant aux contraintes de linéarité du modèle. Ce point est développé en première partie de cette section.

La deuxième section est consacrée aux options de la régression linéaire et à la validation des modèles obtenus.

Choix des covariables.

Plusieurs facteurs environnementaux sont impliqués dans la disparition des bactéries fécales dans les eaux douces de surface : lumière, sédimentation, prédation, etc. Cette section rappelle les modèles les plus couramment utilisés pour décrire leur action.

Inactivation par la lumière.

La grande majorité des auteurs qui travaillent sur le rôle de la lumière dans la disparition des bactéries allochtones s'accordent sur l'emploi d'une cinétique d'ordre 1 : $\frac{dN(t)}{dt} = -k_{lum} N(t)$. Certains admettent en outre que l'abattement (en unités logarithmiques) est proportionnel à l'énergie lumineuse cumulée reçue par la population bactérienne, *i.e.* que k_{lum} est proportionnel à la puissance lumineuse reçue PE [2, 16, 23]. D'autres auteurs [6, 12, 20] utilisent une fonction puissance pour décrire l'effet de la lumière : $k_{lum} = a.PE^b$ avec $b \neq 0.3$. Pour linéariser la relation, les variables K_{lum} et PE sont alors transformées par la fonction logarithmique.

Facteurs biotiques.

Dans les modèles proies / prédateurs de Lotka-Volterra [24], le terme concernant la prédation exprime la probabilité de rencontre entre la proie et le prédateur comme le produit des densités des prédateurs P et des proies N , ou de façon équivalente, comme le produit des effectifs contenus dans un volume élémentaire homogène : $\frac{dN(t)}{dt} = -\pi N(t).P(t)$. Cette équation peut être complétée par des équations relatives à la dynamique de la population prédatrice, exprimant notamment sa croissance en fonction des ressources trophiques telles que la matière organique [18] ou les bactéries allochtones elles-mêmes [5, 13, 18]. De tels

systèmes d'équations peuvent conduire à des dynamiques complexes. On peut au contraire faire abstraction du détail de la dynamique de la population prédatrice et considérer le terme $k_{pred} = \pi.P(t)$ comme une simple fonction de la température TE régissant l'activité biologique des êtres non auto-régulés thermiquement. On retrouve alors une cinétique de disparition d'ordre 1. Plusieurs relations $k_{pred} = f(TE)$ sont utilisées [2, 3, 16, 17]. On considérera avec une attention particulière la relation « gaussienne » $k_{pred} = k_{25^{\circ}C} \cdot \exp\left(-\frac{(25-TE)^2}{20^2}\right)$ (TE en $^{\circ}C$) utilisée dans les eaux douces de la région [18].

Par analogie avec des lits bactériens utilisés dans le traitement biologique de la pollution organique, nous avons aussi examiné le rôle du benthos (flore bactérienne et faune fixées ou positionnée sur le fond) dans l'élimination des *E.coli*. La probabilité de rencontre entre la proie et son prédateur est dans ce cas proportionnelle à la surface spécifique SS de la rivière, qui se définit comme le rapport entre la surface de lit et le volume d'eau en contact avec cette surface. On montre que SS est l'inverse du périmètre mouillé WP (*wetted perimeter*) et dans le cas du benthos : $k_{pred} = SS \cdot f(TE) = \frac{f(TE)}{WP}$.

Ainsi le pouvoir d'épuration biologique d'une rivière est indépendant de son calibre si la flore impliquée se trouve en pleine eau, mais dépendant s'il réside dans le benthos.

Sédimentation.

La sédimentation de bactéries isolées dans une eau stagnante obéit à une cinétique d'ordre 0 : $\frac{dN(t)}{dt} = -s$ où s est la vitesse de sédimentation. En rivière, de nombreux phénomènes interfèrent avec la sédimentation. Les données de la littérature montrent que l'adhésion des bactéries aux particules et la formation de floc est un préalable obligé au dépôt conjoint des particules et des bactéries (co-sédimentation) [2, 25].

Même si la cinétique d'ordre 1 ne modélise pas correctement la sédimentation des bactéries dans les eaux de surface, certains auteurs conservent cependant ce modèle - adapté à la description des autres facteurs de disparition - et introduisent parmi les covariables de K des indicateurs indirects de sédimentation. Considérant par exemple qu'une rivière est à

l'équilibre sédimentaire pour un débit moyen, Wilkinson et al. [25] estime que l'écart au débit moyen indique le sens et l'intensité des échanges solides entre le sédiment et l'eau.

Action combinée de différents facteurs.

Dans l'approche plurifactorielle de la disparition, la majorité des auteurs [2, 16, 25] retient la cinétique d'ordre 1 : $\frac{dN(t)}{dt} = -k \cdot N(t)$ et exprime le coefficient k comme la somme de coefficients relatifs à chacun des facteurs de disparition : $k = k_{lum} + k_{pred} + k_{sed}$.

Les synergies entre facteurs de disparition mises en évidence par certains auteurs [10, 15, 23] peuvent être modélisées soit par l'ajout de termes d'interaction, soit par transformation logarithmique des co-variables, l'addition des variables transformées équivalant alors au produit des variables brutes.

Analyse statistique.

Les coefficients de disparition sont ajustés par régression linéaire multiple aux variables afférentes aux facteurs de disparition. Le critère d'ajustement est celui des moindres carrés. La procédure employée pour la sélection des variables significantes est une procédure pas à pas (*stepwise*). Le progiciel statistique utilisé est SPSS/PC+™.

Pondération des coefficients de disparition selon la confiance associée à la mesure.

Par définition, l'estimée de K entre les points de mesure 1 et 2 est la pente de la droite reliant les points $(\log F_1, t_1)$ et $(\log F_2, t_2)$, où F_i est le flux d'*E.coli* au temps t_i . L'expérience montre que les mesures de flux sont affectées d'une incertitude sensiblement équivalente entre les différentes rivières. Dans ces conditions, la fiabilité de la valeur de la pente (*i.e.* de K) dépend uniquement du temps de transit $t_2 - t_1$. On montre que la variance de K revenant au processus de mesure s'exprime comme l'inverse du carré du temps de transit.

Lors du calcul du critère des moindres carrés servant à l'estimation des coefficients du modèle linéaire, si on affecte aux individus K_i le même poids, les individus pour lesquels les mesures sont les moins fiables vont peser autant que les autres sur l'ajustement. En revanche, la

pondération des individus K_i par le temps de transit associé Δt_i rend égale la contribution de l'aléa métrologique de chaque individu à l'inertie du nuage de points. Le vecteur des paramètres ajusté ne dépend plus des conditions métrologiques fluctuantes.

La pondération K_i par Δt_i a donc été retenue pour l'ajustement du modèle linéaire. Cependant, si la part de variance explicable par les variables indépendantes représentant les facteurs de disparition domine la part de variance attribuable aux aléas de la mesure, il n'est pas judicieux d'adopter ce système de pondération qui minore l'information apportée par les mesures de K associées à des temps de transit courts. Le calcul montre que la variance d'origine métrologique représente en moyenne 12 % de la variance totale avec d'énormes variations et des maxima atteignant 80 % pour les expériences les plus courtes (1.5 h sur la Morelle).

L'équipondération des données est testée parallèlement à la procédure de référence afin d'évaluer la robustesse du modèle aux conditions de calcul.

Validation du modèle.

La validité statistique du modèle linéaire repose sur le respect des hypothèses concernant la distribution des résidus rK de K . Le test de Kolmogorov-Smirnov a été mis en oeuvre pour vérifier si les résidus rK suivent une distribution gaussienne. Le test de Fisher permet d'apprécier l'homogénéité de la variance de rK selon le niveau de la valeur attendue Ke . Si les 2 hypothèses sont satisfaites, on peut tester les paramètres du modèle linéaire au moyen de tests classiques (T de Student) et la procédure de sélection des covariables du modèle, qui repose sur ce test, est légitimée *a posteriori*.

L'approche statistique a été complétée par une étude de sensibilité des résultats 1) aux individus atypiques et 2) aux options alternatives de pondération (cf. *infra*). Les individus atypiques comprennent des individus sortant des limites de confiance de K ($P < 10^{-3}$) et susceptibles de structurer le modèle linéaire, mais aussi les données obtenues sur la Risle et la Morelle, qui présentent des particularités de taille et/ou une spécificité hydrodynamique et écologique (Risle estuarienne).

Résultats.

L'exposé des résultats s'appuie essentiellement sur une analyse statistique destinée (i) à constituer un ensemble fiable de valeurs de K , et (ii) à dégager et à hiérarchiser les facteurs environnementaux expliquant les variations du niveau de K .

Distribution des coefficients de disparition.

Quarante-quatre campagnes ont été menées entre juin 1995 et juin 1996, à l'exclusion de l'hiver (décembre à février). Chacune comprend un traçage, un échantillonnage de jour et un échantillonnage de nuit. Le découpage des secteurs de rivière en 2 à 4 tronçons donne accès à un total de 118 valeurs de K .

Les valeurs négatives de K indiquent une croissance du flux bactérien due à la contamination de la masse d'eau pendant son parcours. Au nombre de 37 (33 %), elles surviennent principalement sur les tronçons situés le plus à l'aval des systèmes étudiés car l'effet des pollutions latérales devient relativement plus sensible, du fait de la diminution du flux principal. Elles sont soustraites du tableau de calcul statistique. Une donnée supplémentaire est éliminée à cause d'une pollution organique. Quarante-vingt mesures de K subsistent au terme de cette procédure, dont la distribution est donnée en figure 3 et en tableau 2. Le temps de réduction d'un facteur 10 des populations d'*E.coli* (T90) prend une valeur médiane de 10 h et les valeurs minimales, observées sur l'Yères et la Morelle, approchent 1.3 h.

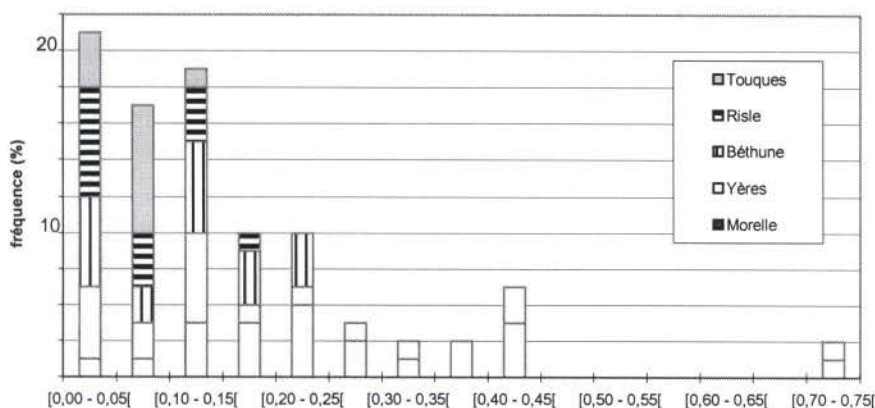


Figure 3 : Histogramme de fréquence des valeurs des coefficients K de disparition observées (N = 80).

Les 2 valeurs fortes de K sont exclues pour l'ajustement du modèle d'équation 1.

Tableau 2 : Distribution des indicateurs intervenant dans les modèles d'équations 1 et 2.

	<i>K</i> (h ⁻¹)	<i>Q</i> (ls ⁻¹)	<i>TE</i> (°C)	<i>MESn</i>	<i>[E.coli]</i> (/100ml)
minimum	0.004	160	6.9	0.12	2.4 10 ²
perc. 5 %	0.020	160	7.1	0.36	6.9 10 ²
médiane	0.106	1 050	11.9	1.02	5.2 10 ³
perc. 95 %	0.415	19 000	15.5	1.70	4.0 10 ⁴
maximum	0.744	23 000	18.3	2.26	5.5 10 ⁴

La dernière étape de validation des données consiste à repérer les points mal ajustés par les modèles (*outliers*) et de procéder à leur élimination en deçà d'un seuil de probabilité fixé ($p < 10^{-5}$). Les résultats qui dépendent du modèle adopté, sont donnés dans les sections correspondantes.

Le modèle obtenu dans la métrique d'origine.

L'ensemble des facteurs de disparition ou de survie cités par la littérature (prédation, sédimentation, lumière, matière organique, etc.) ont été testés en tant que facteurs explicatifs des variations de *K*. Les variables significatives sont introduites dans le modèle linéaire après des transformations qui reposent sur les considérations théoriques développées dans la section « Choix des covariables ». Cette section détaille la formulation retenue pour les variables en établissant le lien avec les facteurs de disparition sous-jacents. Le modèle linéaire est décrit dans un deuxième temps.

Les seules covariables significatives sont le débit, la température et la teneur des matières en suspension (tableau 3).

Tableau 3 : Les principales variables étudiées.

variable brute	débit Q	température TE	concentration MES	irradiation solaire
formulation retenue	$f(Q) = Q^{-0.5}$	$f(TE) = \exp\left(-\frac{(25 - TE)^2}{20^2}\right)$ (a)	$MES_n = \frac{[MES]}{[MES]}$ (b)	puissance lumineuse efficace PE (c)
	$PREDb = f(Q) \cdot f(TE)$			
facteur de disparition exprimé	contact eau/lit	prédation pélagique prédation benthique	sédimentation	inactivation par la lumière
probabilité	***	NS	*	NS

(a) TE exprimé en °C

(b) [MES] est la concentration moyenne observée pendant l'étude sur le point de prélèvement considéré.

(c) estimation de la puissance lumineuse moyenne au niveau des bactéries.

* : $p < 0.05$ à $p < 0.005$ *** : $p < 10^{-5}$ à $p < 10^{-9}$ selon le modèle

La fonction puissance du débit $Q^{0.50}$, ajustée empiriquement, explique à elle seule plus du tiers de la variance de K . Cette variable est étroitement liée au gabarit de la rivière : par exemple, la corrélation entre la largeur moyenne des tronçons de rivière et la racine carrée du débit vaut $R^2 = 0.89$ ($N = 14$). $Q^{0.50}$ est donc une indicatrice fidèle de la surface spécifique, plus facilement accessible à la mesure que le périmètre mouillé.

L'adhésion des particules en suspension aux sédiments et la capture des bactéries par les prédateurs benthiques sont deux phénomènes dont l'intensité dépend directement de la surface d'échange entre la masse d'eau et le lit de la rivière. Pour savoir si la corrélation entre $Q^{0.50}$ et K émane d'un phénomène purement physique ou possède au contraire une composante biologique, on a testé la variable $PREDb = Q^{-0.50} \cdot \exp\left(-\frac{(25 - TE)^2}{20^2}\right)$ (TE exprimée en °C), qui résulte du produit de la variable précédente par un terme d'activation de la prédation en fonction de la température [18]. La variable obtenue représente alors l'intensité de la prédation benthique. La corrélation entre $PREDb$ et K est hautement significative ($p < 10^{-9}$) et dépasse celle obtenue sans le terme de température (tableau 4). Un algorithme de recherche a été mis en oeuvre pour déterminer le paramétrage de $PREDb$ qui optimise la corrélation avec K . Il a permis d'une part de vérifier que le paramétrage du terme de température préconisé par la littérature [18] est optimal, d'autre part de fixer la valeur de l'exposant du débit. On a testé l'existence d'une corrélation entre le terme de température, pris comme variable à part entière, et K , qui indiquerait une prédation de pleine eau, indépendante de la surface spécifique. Dans

la mesure où on n'observe pas de corrélation significative, on peut supposer que la prédation dans les petites rivières est essentiellement benthique.

Tableau 4 : Part de variance (%) de K (ou IK) expliquée par les modèles selon les covariables retenues.

	modèle 1 (N = 78)	modèle 2 (N = 79)
modèle complet	45.4	37.6
substitution de $PREDbd + PREDbn$ par ...		
... $PREDB$	42.8	35.9
... $Q^{0.50}$	41.0	29.5
substitution de $MESn$ par...		
... Qn	44.8	35.1
... -	41.5	27.9

Les variables sont définies dans le texte. $Q^{0.50}$ est une variable empirique indiquant l'intensité du contact entre l'eau et le lit de la rivière. L'incorporation d'information d'ordre biologique à cette variable, comme la stimulation du métabolisme des protozoaires par la température ($PREDB$) ou la lumière du jour ($PREDbd + PREDbn$), accroît la corrélation avec K . La variable $PREDB$ peut être interprétée comme une indicatrice de la prédation par les protozoaires benthiques.

Le niveau de la prédation semble inférieur pendant la nuit que pendant le jour, ainsi que le montre l'effet du dédoublement de la variable $PREDB$ sur la corrélation avec K (tableau 4) :

$$\begin{cases} PREDBd = PREDB & \text{pour une mesure de jour,} & PREDBd = 0 & \text{pour une mesure de nuit} \\ PREDBn = PREDB & \text{pour une mesure de nuit,} & PREDBn = 0 & \text{pour une mesure de jour} \end{cases}$$

La variable $MESn$, rapport entre les teneurs en MES observées sur le tronçon au moment de l'expérience et la moyenne calculée sur la totalité de l'étude, contribue aussi modérément (tableau 4) mais significativement ($p < 0.05$) aux variations de K . C'est une variable normalisée qui permet la comparaison entre rivières indépendamment du niveau moyen de la charge solide de l'eau de chaque rivière. $MESn$ est une variable antagoniste de K . Son interprétation reste délicate dans le sens où elle dépend à la fois de l'écoulement et de la nature des suspensions. La corrélation ($R^2 = 0.19$) entre $MESn$ et Qn , débit normalisé, *i.e.* rapporté au débit moyen observé pendant l'étude, montre l'existence d'un lien entre la charge solide en suspension et le caractère déposant de l'écoulement. L'effet de $MESn$ sur K ne se réduit cependant pas à une action hydrodynamique car la substitution de Qn à $MESn$ appauvrit la corrélation avec K (tableau 4). Une fois contrôlé l'effet du débit, on observe une

augmentation significative de la charge solide pendant le printemps. Cette surcharge saisonnière, attribuable à la poussée planctonique ou à l'augmentation des débris végétaux, est donc constituée de particules peu sédimentables. Ainsi quelque soit le phénomène sous-jacent, hydrodynamique ou biologique, l'augmentation de la charge solide s'oppose finalement à la co-sédimentation des bactéries. Dans les conditions d'expérience où les apports extérieurs de *MES* varient peu (absence de ruissellement), *MES_n* est un indicateur global de sédimentation des bactéries, intégrant l'agitation de l'eau et l'aptitude des particules à jouer le rôle de vecteur.

Certaines variantes du modèle (tableau 6) admettent la concentration bactérienne comme variable explicative. Cette corrélation positive entre *K* et [*E.coli*] suggère que l'activité des prédateurs benthiques pourrait être stimulée par la densité des proies et/ou qu'il existe une corrélation spatiale entre la densité des prédateurs sur le lit de la rivière et le gradient moyen de la pollution fécale le long du secteur.

Parmi les nombreuses autres variables testées, ni le niveau en pollution organique, ni la puissance lumineuse (en dépit d'un effort métrologique spécifique), ne sont intégrées au modèle.

Nous proposons finalement le modèle d'équation 1 :

(équation 1)

($N = 78$, $R^2 = 0.45$)

$$K = 0.07 + 5.4 \text{ PREDbd} + 4.0 \text{ PREDbn} - 0.05 \text{ MES}_n + rK$$

$[0.02 ; 0.12]$ $[3.9 ; 6.9]$ $[2.5 ; 5.5]$ $[0.01 ; 0.09]$ **IC (95 %)**

rK symbolise le résidu de modélisation, *i.e.* l'erreur sur la prévision. L'ajustement du modèle met en évidence 2 points aberrants, qui correspondent aux valeurs maximales de *K* (figure 3) et sont éliminés dans la formulation finale du modèle.

Les distributions observées des différents indicateurs intervenant dans les modèles sont présentées en tableau 2. La figure 4 montre que les valeurs de la variable *PREDb* évoluent modérément quand le débit reste supérieur à 300 ls^{-1} et les températures inférieures à 15°C puis s'élèvent rapidement vers les faibles débits et les températures élevées.

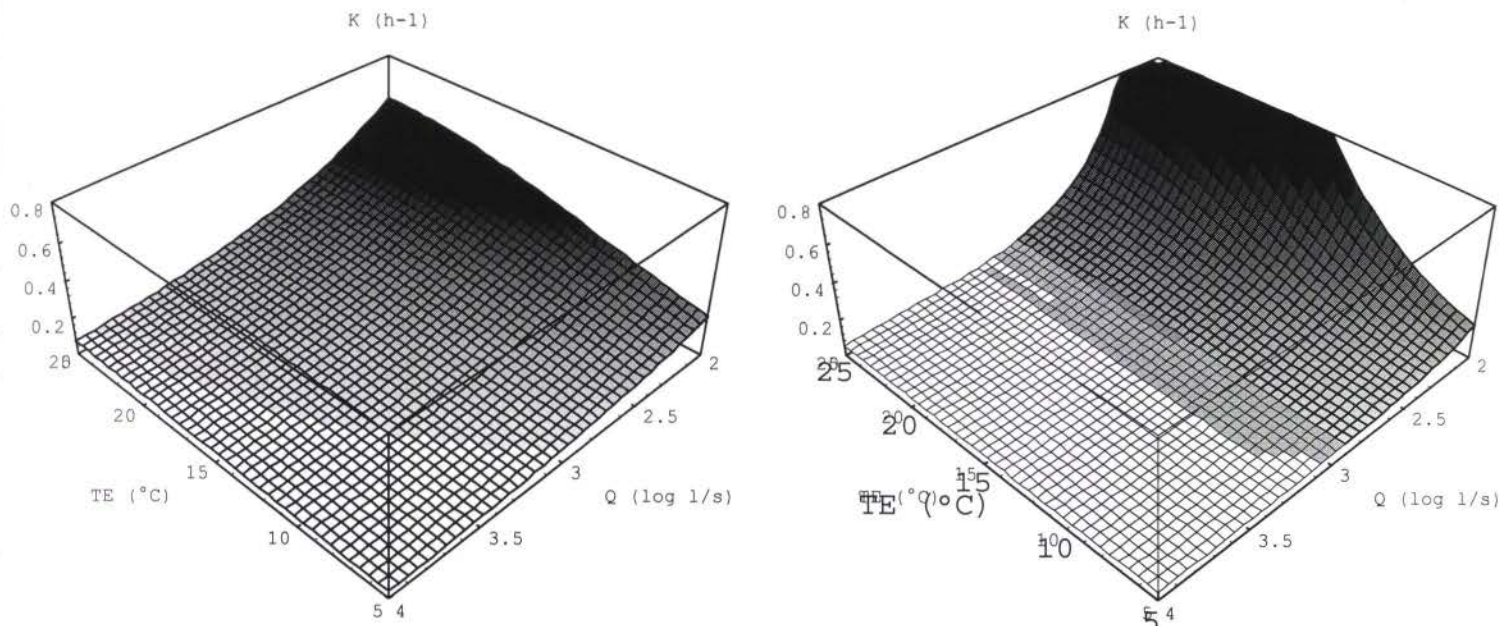


Figure 4 : Prédiction des coefficients de disparition K fournies par les modèles 1 et 2 pour $MESn = 1$ et de jour.

Le coefficient de disparition attribuable à la prédation benthique s'exprime comme une fonction du débit Q et de la température TE , représentés ici dans le domaine de variation observé. K s'accroît rapidement dans une conjonction de faible débit et de température élevée. L'effet est nettement accentué par le passage en métrique logarithmique (modèle 2).

Validation.

La figure 5 représente la distribution conjointe des valeurs observées de K et des prédictions Ke du modèle 1. Le test de Kolmogorov-Smirnov montre que la distribution du résidu de modélisation rK ne diffère pas significativement d'une gaussienne même pour un seuil de rejet de 10 %. Pour éprouver la constance de distribution du résidu rK selon le niveau de l'espérance Ke de K , on a divisé le domaine de variation de Ke en trois classes équireprésentées (tableau 5). On note une augmentation très significative de la variance en fonction de Ke : entre le dernier et le premier tiers du domaine de Ke , le rapport des variances de rK vaut $F = 10,1$ ($p \ll 10^{-6}$). L'hétérosédasticité empêche donc de conclure sur la validité du modèle au moyen des tests classiques. Les intervalles de confiance des paramètres de l'équation 1 sont fournis à titre indicatif. Le test non paramétrique des rangs de Spearman confirme cependant la dépendance monotone très significative ($p < 10^{-7}$) existant entre K et Ke . Le modèle 1 ne se réduit donc pas un artéfact produit par quelques points appartenant au domaine des valeurs fortes de Ke .

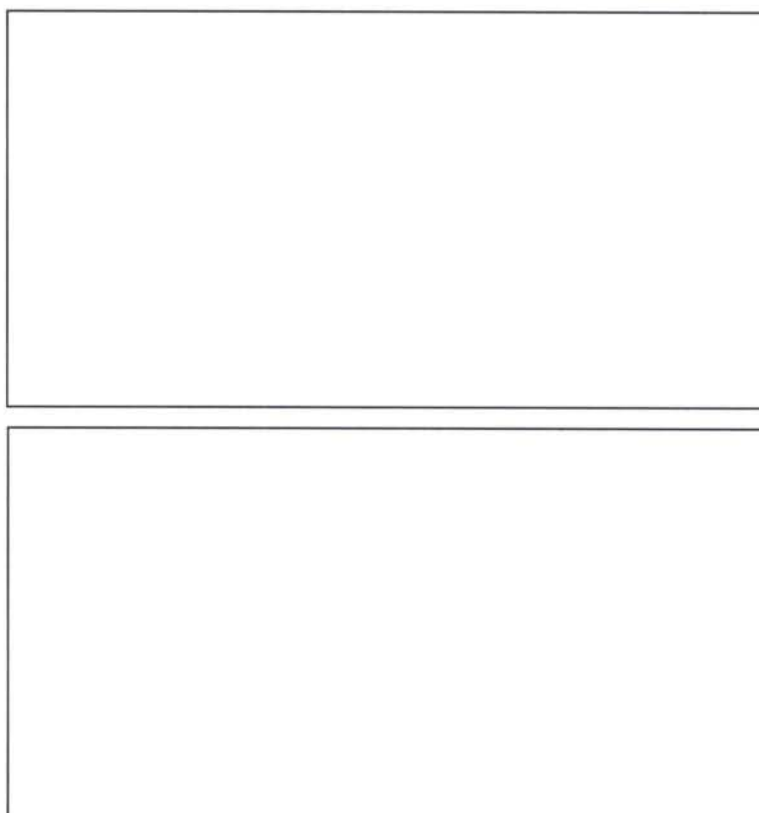


Figure 5 : Valeurs de K observées vs prévisions des modèles d'équations 1 ($N = 78$) et 2 ($N = 79$).

La transformation logarithmique de K (équation 2) supprime l'hétérosédasticité observée sur le résidu du modèle 1.

Tableau 5 : Evolution de la variance du résidu rK du modèle d'équation 1 en fonction du niveau du coefficient de disparition attendu Ke .

domaine de Ke	N	variance rK
$Ke \leq 0.078$	26	$1.4 \cdot 10^{-3}$
$0.078 < Ke \leq 0.147$	26	$4.0 \cdot 10^{-3}$
$Ke > 0.147$	26	$14.2 \cdot 10^{-3}$

Les résultats du tableau 6 montrent que le modèle résiste à toutes les variations opérées sur le système de pondération ou sur le jeu de données servant à son ajustement. Les variables majeures sont conservées, ainsi que la force des associations. Même non validé au plan statistique, le modèle 1 conserve une valeur descriptive certaine.

Tableau 6 : Etude de sensibilité du modèle linéaire exprimant K (h-1) en fonction des co-variables.

	pondération des données		suppression de données		
	$\forall i, w_i = \Delta t_i$	$\forall i, w_i = 1$	Risle	Morelle	$K_i p(K_i) < 10^{-3}$
N	78	78	65	58	76
R ²	0.45	0.44	0.47	0.33	0.52
variables	coefficients associés et valeurs du T de Student (entre parenthèses)				
cste	0.069 (2.7)	-0.112 (-1.5)	0.065 (2.2)	0.095 (3.5)	-0.062 (-0.9)
PREDd	5.35 (7.4)	4.60 (6.4)	5.65 (6.9)	5.21 (4.6)	5.47 (7.6)
PREDn	4.00 (5.4)	2.81 (3.8)	4.25 (5.1)	2.32 (2.1)	3.55 (4.6)
MESn	-0.050 (-2.3)		-0.054 (-2.3)	-0.057 (-2.5)	-0.055 (-2.5)
[E.coli] (log(/100ml))		0.042 (2.0)			0.038 (2.1)

Chaque colonne correspond à un modèle. La colonne 2 correspond au modèle de référence (équation 1). En colonne 3, les individus sont équipondérés ($\forall i, w_i = 1$). Les colonnes 4 à 6 correspondent à la suppression de catégories de données particulières : rivières aux gabarits extrêmes (Risle estuarienne et Morelle), valeurs dont la probabilité est inférieure à 1/1000. Les unités sont données dans le texte.

Le modèle obtenu en métrique logarithmique.

L'écart-type du résidu rK est approximativement proportionnel au niveau des prévisions Ke fournies par le modèle 1. Cette proportionnalité suggère d'appliquer à K une transformation logarithmique avant le calcul du modèle linéaire.

Le modèle obtenu reprend les variables du modèle 1 après une éventuelle transformation :

(équation 2)

$$N = 79, R^2 = 0.38$$

$$\log K = -1.12 + 43 \text{ IPREdbd} + 33 \text{ IPREdbn} - 0.29 \text{ MESn} + rIK$$

$[-0.90 ; -1.34]$ $[39 ; 58]$ $[17 ; 48]$ $[0.10 ; 0.47]$ **IC(95%)**

avec $\text{IPREdbd} = \log(\text{PREDb} + 1)$ pour une mesure diurne et $\text{IPREdbd} = 0$ pour une mesure nocturne. IPREdbn résulte d'une transformation symétrique.

La transformation logarithmique a pour effet de déplacer les points mal ajustés (*outliers*) vers le domaine des valeurs basses de K . Un nouvel outlier apparaît tandis que les 2 valeurs exceptionnellement élevées de K ($K \geq 0,7 \text{ h}^{-1}$) sont réintégrées au jeu des données actives.

Le coefficient global de corrélation est affaibli par rapport au modèle 1, mais la distribution des résidus r/K satisfait aux conditions d'emploi des tests classiques (tableau 7 et figure 5).

Tableau 7 : Evolution de la variance du résidu $r_{\log K}$ du modèle d'équation 2 en fonction du niveau du coefficient de disparition attendu Ke .

domaine de Ke	N	variance rK
$Ke \leq 0.063$	26	0.084
$0.063 < Ke \leq 0.128$	27	0.100
$Ke > 0.128$	26	0.088

Le modèle 2 prévoit un gradient de K beaucoup plus fort que le modèle 1 dans le domaine $TE > 15^\circ\text{C}$ et $Q < 300 \text{ ls}^{-1}$ (figure 4). Dans le modèle 2, les variables de prédation restent très significatives ($p < 10^{-4}$) tandis que la position de la variable $MESn$ se renforce sensiblement ($p < 0.005$). K réagit très fortement aux valeurs élevées de $MESn$, conformément à la relation exponentielle qui lie les 2 variables : $K = a.PREDB^b \cdot \exp(-MESn)$. Cette réécriture de l'équation 2, sous forme de produit des 2 variables significatives, évoque aussi l'existence d'une synergie entre $PREDB$ et $MESn$: la sédimentation des bactéries alimenterait la prédation par le benthos.

A l'instar du modèle 1, le modèle 2 se montre robuste et inclut toujours le même sous-ensemble de variables candidates quelles que soient les variations opérées sur les données ou les options de pondération.

Conclusion.

Les coefficients de disparition observés en rivière sont très variables et peuvent atteindre des valeurs très élevées dans les rivières de petit gabarit. La variable majeure à fin de prédiction est le débit qui donne une bonne indication de la surface spécifique et de la probabilité de capture des bactéries par les protozoaires benthiques.

L'inclusion de la température, de la distinction jour/nuit et des MES accroît modestement les performances du modèle 1 (tableau 4). Les gains sur la variance de K s'échelonnent entre de 2 à 4 % pour chacune des variables. La répétabilité de ces corrélations et leur interprétabilité corroborent cependant la pertinence des variables. L'apport de ces variables persiste en effet quelles que soient les variations opérées sur le modèle 1 (tableau 6). Le changement de métrique renforce d'autre part très sensiblement le rôle de la température et des MES (tableau 4). Enfin, le paramétrage de la fonction de la température utilisée pour simuler l'activation du métabolisme des protozoaires correspond exactement à la corrélation optimale entre $PRED_b$ et K . Il a paru utile dans ces conditions de conserver un ensemble de variables significatives commun aux 2 modèles pour en faciliter la comparaison.

Il reste difficile de trancher entre les modèles 1 et 2 qui sont proches mais présentent chacun des particularités intéressantes. Le modèle 1 s'accorde mieux des modèles théoriques usuels de prédation [24]. Le statisticien préférera le modèle 2 qui satisfait aux conditions d'application des tests classiques. De plus, le modèle 2 prévoit correctement les valeurs de K les plus fortes. Sa sensibilité à MES_n demeure un point délicat, parce que l'interprétation de cette variable (indicateur indirect de la sédimentation) prête à discussion, et parce que son utilisation à des fins de prévision impose la possession d'un historique des teneurs en MES (variable normalisée).

Discussion.

Une cinétique de disparition rapide.

La comparaison des valeurs de K obtenues au cours de cette étude avec celles proposées dans la littérature nécessitent certaines précautions. Les valeurs maximales de K mesurées sur *E.coli* en eau douce varient entre 0.03 et 0.06 [2, 3, 5, 13, 17, 19] mais sortent parfois très nettement de cet intervalle : 0.001 [7] à 0.25 [9]. Elles demeurent généralement très inférieures à celles que nous avons mesurées.

Cette différence provient d'abord à notre sens de la spécificité écologique des rivières de petit gabarit, qui favorise l'expression de la prédation à un niveau inégalé dans les autres milieux. Les techniques analytiques employées dans ce travail, fondées sur la cultivabilité des germes, peuvent aussi conduire à une surestimation sensible de la disparition des bactéries [4, 7, 11,

12, 14, 17]. La perte de cultivabilité des *E.coli*, souvent invoquée en milieu marin, reste controversée en ce qui concerne l'eau douce, admise par certains auteurs [4] mais contestée par d'autres [7]. De plus, la dépendance entre le résultat et la technique de numération (comptage de colonies après culture vs comptage direct) concerne uniquement les facteurs abiotiques, tels que la lumière, qui provoquent des états stressés intermédiaires entre la cultivabilité et la mort. Or, les seuls facteurs de disparition que nous avons mis en évidence entraînent la destruction directe de la cellule (prédation) ou un changement de matrice (sédimentation). Le rôle de la lumière ne ressort pas au terme de ce travail. L'influence des choix métrologique se limite donc, de fait, à des facteurs de disparition non identifiés, correspondant à une fraction de la variance résiduelle de *K*. Les méthodes analytiques conditionnent donc probablement modérément les conclusions.

La prédation benthique des bactéries allochtones : un facteur peu référencé.

Si le rôle de la prédation dans la disparition des bactéries allochtones au sein des eaux de surface est reconnu par de nombreux auteurs [15, 17, 19, 22, 25], le rôle spécifique du benthos n'est pas évoqué. Les protozoaires pédonculés (*stalked*) du genre *Vorticella* contribueraient cependant pour moitié à la prédation des bactéries allochtones en Seine à l'aval de Paris [17]. L'absence de références explicites au benthos peut avoir 2 sources, l'une liée au choix des sites, l'autre au choix du protocole expérimental.

Le calibre important des rivières étudiées [15, 17, 25] détermine une prédation dominée par le compartiment pélagique, le rôle du benthos s'affaiblissant très sensiblement quand le débit dépasse $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. De plus, les auteurs limitent leur étude à un secteur de rivière unique [3, 17, 22] le long duquel la surface spécifique varie peu. Ce choix est défavorable à l'émergence du rôle du benthos. A cause de son rapport étroit avec le débit, la mise en évidence de ce facteur nécessite au contraire une étude multicentrique, impliquant des rivières d'importance variable.

Les protocoles expérimentaux à base de microcosmes, d'un usage quasi-généralisé, sont enfin fondamentalement inadaptés à l'étude de la disparition bactérienne dans les rivières de petit calibre. Les populations bactériennes confinées sont en effet soustraites à la prédation par le benthos qui apparaît au terme de cette étude comme le principal facteur de réduction de la population d'*E.coli* dans les petits cours d'eau. Le confinement en milieu miniaturisé pourrait

plus généralement biaiser l'étude des déterminants de la disparition bactérienne et conduire à une surévaluation de l'effet des facteurs physiques [17].

La lumière : un cofacteur de la prédation ?

La lumière est un facteur de stress des bactéries allochtones des eaux de surface reconnu par de nombreux auteurs [4, 10, 14, 15, 23]. Les valeurs maximales de K associées à l'effet physique de ce facteur prennent cependant en eau douce des valeurs faibles ($K = 0.036$ [2]) à très faible ($K = 0.001$ [7]). La salinité potentialiserait l'effet de la lumière [7, 11], ce qui expliquerait le rôle beaucoup plus important de la lumière sur la disparition bactérienne en mer.

Pour certains auteurs [10, 15, 23], la lumière agirait en stimulant la prédation. Mc Cambridge précise l'interprétation en diagnostiquant un accroissement de la vulnérabilité des proies [15]. Fujioka [10] remarque que l'effet de la lumière s'exprime sensiblement par temps couvert, alors que l'énergie radiative est très faible. Nous n'avons pour notre part pas remarqué d'effet de la lumière mesurable et indépendant de la prédation, en dépit d'un protocole expérimental tourné vers cet objectif. Ce constat négatif est cependant conditionné par le contrôle de la prédation, car une corrélation brute existe entre la dose de lumière reçue PE et le coefficient de disparition K ($R^2 = 0.09$; $p < 0.05$) qui résulte d'un effet confondant dû au mauvais contrôle des variables majeures et à des interrelations entre les variables explicatives.

Un effet purement qualitatif de la lumière est par ailleurs mis en évidence, qu'on a interprété comme le rythme nyctéméral de la prédation. Dans les eaux douces courantes, la lumière semble agir qualitativement et indirectement en stimulant la prédation. L'existence d'un effet physique de la lumière, provoquant la perte de la cultivabilité des bactéries, ne peut être écarté, mais son rôle reste marginal en comparaison du facteur biotique et il n'est pas mesurable *in situ*.

Perspectives.

La variance de K peut être décomposée par sources (tableau 8). Dans des conditions qui ont prévalu pour la réalisation des mesures (printemps-été et récession hydrologique), l'épuration biologique domine les autres facteurs dans la disparition des bactéries allochtones dans les rivières. Les variables relatives à ce facteur expliquent 40 % de la variance de K . La variable

MESn contribue marginalement aux variations de *K*. Il ne faut pas en conclure que la dynamique sédimentaire interfère peu avec celle de la population des bactéries allochtones. D'une part, on s'est volontairement placé dans des conditions hydrologiques de récession pour lesquelles ces interférences sont minimales : charge solide en suspension réduite, absence de reprise sédimentaire. D'autre part, le modèle statistique mis en oeuvre ne peut satisfaire à la description correcte de la sédimentation. La corrélation entre *K* et *MESn* est un indicateur faible et indirect de la co-sédimentation et on peut supposer que la part de variance de *K* qui reste inexpliquée au terme de ce travail est en partie tributaire des phénomènes hydro-sédimentaires mal cernés. Ceux-ci devraient *a fortiori* déterminer largement les concentrations en *E.coli* dans la masse d'eau au cours des crues et pendant l'hiver, alors que le niveau de la prédation est justement minimal.

Tableau 8 : Décomposition de la variance du coefficient de disparition selon la source (%).

sources	contribution à... (%)	
	...var(<i>K</i>) (modèle 1)	...var(<i>logK</i>) (modèle 2)
météorologie	12	12
prédation	41	30
co-sédimentation	4	8
autres	43	50
	100	100

La source météorologique recouvre l'analyse bactériologique et le prélèvement. La répétition des analyses pour chaque mesure de flux bactérien permet son estimation.

Les modèles proposés ici peuvent aider à prévoir les abattements des concentrations en *E.coli* survenant en été dans les petites rivières, et orienter les décisions d'assainissement visant à la protection des zones de baignade. Leur apport est limité dans l'optique de protéger des secteurs conchylicoles dont les plus graves problèmes se posent en hiver. Des modèles physiques dynamiques décrivant les mouvements conjoints de l'eau, des sédiments et des bactéries fécales doivent être mis en oeuvre à cette fin.

Références.

- [1] Alkan U., Elliott D.J. and Evison L.M.(1995) Survival of enteric bacteria in relation to simulated solar radiation and other environmental factors in marine waters. *Wat. Res.* **29**(9), 2071-2081.
- [2] Auer M.T. and Niehaus S.L.(1993) Modeling fecal coliform bacteria. Field and laboratory determination of loss kinetics. *Wat. Res.* **27**(4), 693-701.
- [3] Barcina I., Arana I., Iriberti J. and Egea L. (1986) Influence of light and natural microbiota of the Butron river on *Escherichia coli* survival. *A. van Leeuwenhoek* **52**, 555-566.
- [4] Barcina I., Gonzales J., Iriberti J. *et al.* (1989) Effect of visible light on progressive dormancy of *Escherichia coli* cells during the survival process in natural fresh water. *Appl. Environ. Microbiol.* **55**(14), 246-251.
- [5] Barcina I., Ayo B. Muela A. *et al.* (1991) Predation rates of flagellate ciliated protozoa on bacterioplankton in a river. *FESM Microb. Ecol.* **85**, 141-150.
- [6] Bonnefont J.L, Martin Y.P. and Guiennet B. (1990) Etude expérimentale de la croissance des bactéries fécales en milieu marin. Quantification, facteurs impliqués. *Wat. Res.* **24**(3), 267-273.
- [7] Davies, C.M. and L.M. Evison. (1991) Sunlight and the survival of enteric bacteria in natural waters. *J. Appl. Bacteriol.* **70**, 265-274.
- [8] Dupray E. and Derrien A. (1995) Influence of the previous stay of *Escherichia coli* and *Salmonella spp.* in waste water on their survival in seawater. *Wat. Res.* **29**(4) : 1005-1011.
- [9] Evison L.M. (1989) Comparative studies on the survival of indicator organisms and pathogens in fresh and sea water. *Wat. Scien. Technol.* **20**, 309-315.
- [10] Fujioka R.S., Hashimoto H.H., Siwak E.B *et al.* (1981) Effect of sunlight on survival of indicator bacteria in seawater. *Appl. Environ. Microbiol.* **41**(3), 690-696.
- [11] Gourmelon M., Cillard J. and Pommepuy M. (1994) Visible light damage on *Escherichia coli* in seawater : oxidative stress hypothesis. *J. Appl. Bacteriol.*, **3**(11), 324-329.
- [12] Guillaud J.F., Derrien A., Gourmelon M.*et al.* (1997) T90 as a tool for engineers : interest and limits. *Wat. Sci. Tech.* **35**(11-12), 277-281.
- [13] Iriberti J., Ayo B., Unanue M. *et al.* (1993) Channelling of bacterioplankton production towards phagotrophic flagellates and ciliates under differential conditions in a river. *Microb. Ecol.* **26**, 111-124.
- [14] Kapuscinski and Mitchell R. (1981) Solar radiation induces sublethal injury in *Escherichia coli* in seawater, *Appl. Environ. Microbiol.* **41**(3), 670-675.

- [15] Mc Cambridge J. and Mc Meekin T. (1981) Effect of solar radiation and predacious microorganisms on survival of fecal and other bacteria, *Appl. Environ. Microbiol.* **41**(5), 1083-1087.
- [16] Mancini J.L. (1978) Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions. *Water pollution control board Journal*, 2477 - 2484.
- [17] Menon P. (1993) Mortalité des bactéries allochtones rejetées dans les milieux aquatiques, Thèse de doctorat, spécialité science de la terre, Université Paris VI, 140 p.
- [18] Menon P., Becquevort S., Billen G. *et al.* (1996) Kinetics of flagellate grazing in the presence of two types of bacterial prey. *Microb. Ecol.* **31**, 89-101.
- [19] Mezrioui N., Baleux B. and Trousselier M. (1995) A microcosm study of *Escherichia coli* and *Salmonella typhimurium* in brackish water. *Wat. Res.* **29**(2), 459-465.
- [20] Pommepuy M., Guillaud J.F., Dupray E. *et al.* (1992) Enteric bacteria survival factors. *Water Sci. Technol.* **12**, 93-103.
- [21] Rodier J. (1996) *L'analyse de l'eau*. 8° ed., Dunod ed., Paris : p 475.
- [22] Servais P., Billen G. and Vives-Rego J. (1985) Rate of bacterial mortality in aquatic environments. *Appl. Environ. Microbiol.* **49**, 1448-1454.
- [23] Solic M., Krstulovic N. (1994) Presence and survival of *Staphylococcus aureus* in the coastal area of Split. *Marine Pollution Bulletin* **28**(11) : 696-700.
- [24] Wangersky P.J. (1978) Lotka-Volterra population models. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **9** : 189-218.
- [25] Wilkinson J., Jenkins A. Wyer M. *et al.* (1995) Modelling faecal coliform dynamic in stream and rivers. *Wat. Res.* **29**(3), 847-855.