

**Gérard GRUAU**  
**Patrice PETITJEAN**

# **Pollution des Captages d'Eau Brute de Bretagne par les Matières Organiques**



**Guide Pratique**  
**pour Localiser les Zones Sources dans les**  
**Bassins Versants et Suivre l'Evolution des**  
**Pollutions dans le Temps**

*Version abrégée*

**2005**



*Liberté • Égalité • Fraternité*

**RÉPUBLIQUE FRANÇAISE**

*PREFECTURE DE LA  
REGION BRETAGNE*



Ensemble, soyons source de progrès!



# **Pollution des Captages d'Eau Brute de Bretagne par les Matières Organiques**

## **Guide Pratique pour Localiser les Zones Sources Dans les Bassins Versants et Suivre l'Evolution des Pollutions dans le Temps**

*Document remis à la Région Bretagne et à la DRASS de Bretagne*

*le 28 février 2005*

**Gérard Gruau & Patrice Petitjean**

CAREN, UMR 6118 Géosciences Rennes, Campus de Beaulieu, 35042 Rennes Cedex

Contact/infos: [gerard.gruau@univ-rennes1.fr](mailto:gerard.gruau@univ-rennes1.fr)

[www.geosciences.univ-rennes1.fr/ch/gruau/MO/GEPMO.htm](http://www.geosciences.univ-rennes1.fr/ch/gruau/MO/GEPMO.htm)

# Avertissement

Les travaux présentés ci-après ne concernent que les captages en rivière dits "au fil de l'eau" dans lesquels les matières organiques proviennent majoritairement des sols des bassins versants.

Ils ne concernent pas les captages en retenue pour lesquels une grande partie de la matière organique est formée directement au sein des masses d'eau, du fait des développements d'algues engendrés par les apports de nitrate et de phosphore en provenance des bassins versants.

Les dynamiques et les mécanismes de contrôle de ces deux types de matière organique sont très différents comme le sont les solutions préventives et curatives à mettre en place pour en limiter la présence.

Par ailleurs, le lecteur voudra bien considérer que les concentrations d'oxydabilité rassemblées dans ce document se rapportent à des matières organiques dissoutes, et ce malgré le fait que les échantillons analysés soient des eaux brutes. Comme nous le montrons, ceci provient du fait que la méthode au  $\text{KMnO}_4$  est une méthode d'oxydation trop "douce" pour pouvoir oxyder les matières organiques particulières. En toute rigueur, le terme "matière organique" utilisé dans ce mémoire devrait donc être systématiquement suivi du qualificatif "dissoute". Ceci n'a pas été fait afin de ne pas alourdir le texte.

*Le contenu de ce rapport et plus globalement les objectifs du Groupe d'Etude sur la Pollution des Eaux par les Matières Organiques peuvent faire l'objet d'une présentation orale.*

Les demandes doivent être adressées à:

**GRUAU Gérard**

Géosciences Rennes – UMR 6118 du CNRS  
Campus de Beaulieu, Avenue du Général Leclerc  
35042 RENNES CEDEX

☎ : 02 23 23 60 86 où 02 23 23 60 88

✉ : 02 23 23 57 87

courriel: [gruau@univ-rennes1.fr](mailto:gruau@univ-rennes1.fr)

*Ce document est téléchargeable à l'adresse internet:*

[www.geosciences.univ-rennes1.fr/ch/gruau/MO/GEPMO.htm](http://www.geosciences.univ-rennes1.fr/ch/gruau/MO/GEPMO.htm)

Ce guide émane directement des initiatives prises par la DRASS Bretagne et la Mission Bretagne Eau Pure afin de mieux comprendre les mécanismes à l'origine de la pollution des captages d'eau brutes en rivière de Bretagne par les matières organiques et de définir, si possible, des actions concrètes de reconquête de la qualité de ces captages vis-à-vis de ce paramètre. Il procède de la demande formulée par les différents acteurs de disposer de protocoles "type" permettant de poser un diagnostic de la pollution des eaux de rivière par les matières organiques et de suivre l'évolution dans le temps des pollutions constatées. Il vise aussi à répondre aux interrogations posées par ces mêmes acteurs quant à la nécessité de mesurer d'autres paramètres chimiques et/ou quant au type de données "milieu" à mettre en face des données "matière organique" sur l'eau pour pouvoir interpréter celles-ci et mettre en place les actions de prévention et de reconquête adéquates.

Sur un plan très concret, il s'agit de déterminer comment équiper un bassin versant pour (a) mesurer le plus précisément possible et à moindre coût la concentration en matière organique de ses eaux et détecter les éventuelles dépassements de limites réglementaires; (b) déterminer les zones du bassin versant contribuant le plus à la charge en matière organique de la rivière à l'exutoire (zones à risque); (c) faire la part des causes naturelles et anthropiques dans les dépassements constatés; (d) déterminer l'effet des éventuelles mesures de reconquête de la qualité de l'eau prise à l'échelle du bassin. Le document ci-après vise également à définir des protocoles harmonisés applicables à l'ensemble des bassins versants bretons.

Bien que le but principal soit de formuler des recommandations pratiques pour une bonne instrumentation des bassins versants soumis à des dépassements de la limite réglementaire "matière organique", il nous est apparu que ces recommandations ne pouvaient pas être formulées, et surtout comprises (et donc peut-être plus facilement adoptées) sans une présentation préalable des bases scientifiques sur lesquelles elles reposent. Nous avons également jugé utile de rappeler en préambule la situation passée, actuelle et future des eaux des rivières bretonnes eu égard à leur pollution par les matières organiques. Le panorama esquissé démontre une tendance marquée à la dégradation de la qualité des eaux bretonnes du point de vue des matières organiques, fournissant par là des arguments pour intensifier les suivis effectués sur ce paramètre et accroître l'effort de recherche sur les causes de cette dégradation. Ces bases et la situation bretonne sont présentés et discutés dans la première partie du document intitulé "Rappel du Contexte". Certains des aspects parmi les plus importants sont présentés sous forme de planches synthétiques, directement insérées dans le texte et construite pour être lues indépendamment du texte. Cette première partie est suivie de la partie "guide" sensu stricto, partie dans laquelle nous abordons de manière la plus concrète possible toutes les questions que pose le suivi des matières organiques dans les bassins versants. Cette deuxième partie comprend elle aussi des planches de synthèse bâties sous la forme question-réponse (**Attention: cette version abrégée ne contient que la partie guide sensu-stricto**).

On notera que les protocoles présentés dans ce guide ne concernent que les eaux de rivières, eaux pour lesquelles la pollution par les matières organiques provient pour l'essentiel de matières organiques

allochtones issues du lessivage des sols des bassins versants. Ils ne concernent pas les eaux des retenues, eaux pour lesquelles une part importante de la pollution est le fruit de matières organiques autochtones, liées du développement massif de phytoplancton au sein des retenues du fait d'apports externes d'azote et de phosphore, et pour lesquelles des protocoles de diagnostic et de suivi différents de ceux applicables aux eaux courantes sont nécessaires (prise en compte de la variabilité au sein de la colonne d'eau; différence dans les pas de temps du fait la relative inertie hydrochimique des retenues par rapport aux cours d'eau,...)

Nous tenons à remercier M. Thierry Panaget de la DRASS Bretagne et Mme Sylvie Le Roy de la Mission Bretagne Eau Pure, tous deux à l'origine de ce guide. Les travaux présentés dans ce guide ont été financés pour une grande part par la DRASS Bretagne et le Conseil Régional de Bretagne. A cet égard nos remerciements vont à M. Daniel Marchand de la DRASS Bretagne et à Mme Martine Chrétien du Conseil Régional de Bretagne.

Nous tenons également à remercier toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à l'obtention des résultats à l'origine des recommandations formulées: Mme Anne Jaffrézic et M. Christian Walter de l'ENSA de Rennes, M. Pascal Peu et M. Thierry Bioteau du Cemagref de Rennes, M. Didier Cébron et M. Rémy Ferron de la SRSA-DRAF Bretagne, M. David Causeur et M. Emmanuel Périnel de l'INSFA Rennes, M. André Crocq, M. Bruno Fleury et M. Lionel Sohier de la Compagnie Générale des Eaux, M. Olivier Kerverdo de la SAUR région Ouest, M. Eric Ravenet du Conseil Général des Côtes d'Armor, M. Yves Quété, Mme Odile Hénin, M. Patrice Petitjean, Mme Laurence Hubert-Moy et M. Samuel Corgne du Centre Armoricaïn de Recherches en Environnement, Mme Laurence Mansuy-Huault et M. Pierre Faure de l'UMR CNRS G2R de Nancy.

Nous tenons à remercions l'ensemble des animateurs de bassins versants BEP, particulièrement M. Samuel Jouon et Mme Marina Deschamps du bassin versant du Léguer, ainsi que M. David Clause, animateur du bassin versant du Haut-Couesnon, pour leur précieuse collaboration. Nous remercions également M. Jérôme Vassal, animateur du bassin versant BEP de L'Elorn, ainsi que M. Thierry Patriz de la communauté urbaine de Brest, pour toutes les données fournies et les réponses qu'ils ont bien voulu apporter aux nombreuses questions que nous leur avons posées.

Nous tenons à remercier Mme Bénédicte Lebef, Mme Gwenaëlle Briant et M. Gaëtan Doineau, animateurs du bassin versant "Algues Vertes" du Yar, pour leur collaboration sur ce bassin important pour l'établissement des recommandations présentées.

Ce travail est le fruit d'une collaboration étroite entre le CAREN-CNRS (Gérard Gruau) et le Cemagref (Emilie Novince, François Birgand).

Ce guide est une production du *Groupe d'Etude sur la Pollution des Eaux par les Matières Organiques* mis en place à l'initiative de la DRASS Bretagne et de la Mission Bretagne Eau Pure afin de mieux comprendre les mécanismes de pollution des eaux continentales bretonnes par les matières organiques et en cerner si possible les causes.

# Table des Matières

1. Introduction: rappel les objectifs.....	7
2. Quels paramètres convient-il de mesurer? Concentrations ou flux? Concentrations moyennes pondérées ou concentrations moyennes arithmétiques?.....	11
3. A quel pas de temps effectuer les mesures?.....	16
3.1. Cas des suivis visant à déterminer précisément le degré de pollution d'une prise d'eau ou à déterminer l'impact d'actions censées reconquérir la qualité de cette prise d'eau.....	17
3.2. Cas des suivis visant à localiser les zones sources dans les BV.....	21
4. A quelle échelle spatiale convient-il d'instrumenter un BV?.....	24
5. A propos des méthodes d'analyse et des précautions opératoires.....	28
5.1. Oxydabilité, COT et COD.....	28
5.2. Matériel de prélèvement et recommandations concernant le stockage des échantillons.....	32
6. De la nécessité de mesurer d'autres paramètres en même temps que les teneurs en MO.....	33
6.1. Outils de caractérisation et de détermination de l'origine des MO.....	33
6.2. Utilité du dosage des anions.....	36
6.3. A propos des données d'occupation du sol et les pratiques agricoles.....	37
7. A propos du dosage des matières organiques particulières.....	42
8. Conclusion – Protocoles Types.....	43
9. Bibliographie.....	45

## 1. Introduction. Rappel des objectifs

L'objectif de ce guide est de fournir aux gestionnaires de la qualité de l'eau un guide pratique permettant d'identifier les processus et facteurs en cause dans la pollution des rivières par les matières organiques (MO), d'en localiser les sources dans les paysages, et d'en suivre l'évolution en réponse aux actions de reconquête de la qualité d'eau qui pourraient être décidées. Avant d'entrer dans le vif du sujet, plusieurs rappels s'imposent. Le premier est que la pollution organique des rivières en réponse au lessivage des MO des sols n'est pas un phénomène homogène à l'échelle de la Bretagne (**figure 1**; voir aussi *Gruau et al., 2004*, et *Birgand et al., 2004*). Cette variabilité spatiale n'est pas une surprise en soit si l'on prend en compte le fait que la plupart de facteurs de contrôle du transfert des MO des sols vers les rivières varient eux-mêmes dans l'espace. C'est clairement le cas de facteurs du milieu physique comme la topographie et la pédogéologie (*Gruau et al., 2004*). C'est évidemment aussi le cas des facteurs liés aux pratiques agricoles (assolement, pression organique,...). Face à cette variabilité spatiale, deux questions se posent très clairement: i) quelle est l'**échelle spatiale élémentaire de variation** de la capacité des sols à exporter plus ou moins de MO? Vaut-il mieux instrumenter à l'échelle de grands BV ou plutôt à celle de petits sous BV? Si oui, quelle doit être la superficie de ces sous BV? ii) Comment décrire quantitativement la **capacité exportatrice** des unités élémentaires d'un paysage? En mesurant quel paramètre? Des flux? Des concentrations? Ce premier ensemble de questions constitue le corps des deux premiers chapitres de ce guide.

Suit immédiatement la question de la **fréquence des mesures**. Comme le montre la **figure 2**, la teneur en MO des rivières bretonnes varie très fortement dans le temps, en phase avec les épisodes de crue. Sachant qu'un épisode de crue dure rarement plus de quelques heures, ceci veut dire que la pollution par les MO des captages en rivière varie aussi rapidement et aussi fortement que les débits. Autant dire, qu'une analyse de la teneur en MO d'une rivière prise isolément n'a aucune chance de mesurer le degré réel de pollution de cette rivière par les MO. Autant dire aussi qu'il n'est pas pensable d'espérer décrire l'évolution dans le temps de la pollution en MO d'une rivière à l'aide de seulement quelques mesures par an. La très forte variabilité temporelle de la teneur en MO des rivières constitue l'une des principales difficultés inhérentes au diagnostic et au suivi des pollutions MO en rivière, avec la question récurrente du pas de temps à adopter pour une quantification et suivi rigoureux de l'évolution de la pollution dans le temps. A ce stade on rappellera deux résultats issus des études conduites en 2003 et 2004 sur la pollution des rivières bretonnes par les MO (*Birgand et al., 2004*; *Gruau et al., 2004*). Le premier est que là où des augmentations de concentration dans le temps sont observées, celles-ci concernent aussi bien les maxima en crue que les minima hors-crue. Ceci démontre que les dégradations concernent l'ensemble de la ressource et nécessite donc une *description moyennée* de celle-ci; d'où la nécessité de disposer de concentrations moyennes annuelles fiables; d'où la question à nouveau posée de la fréquence des mesures.

# Concentrations moyennes en matières organiques

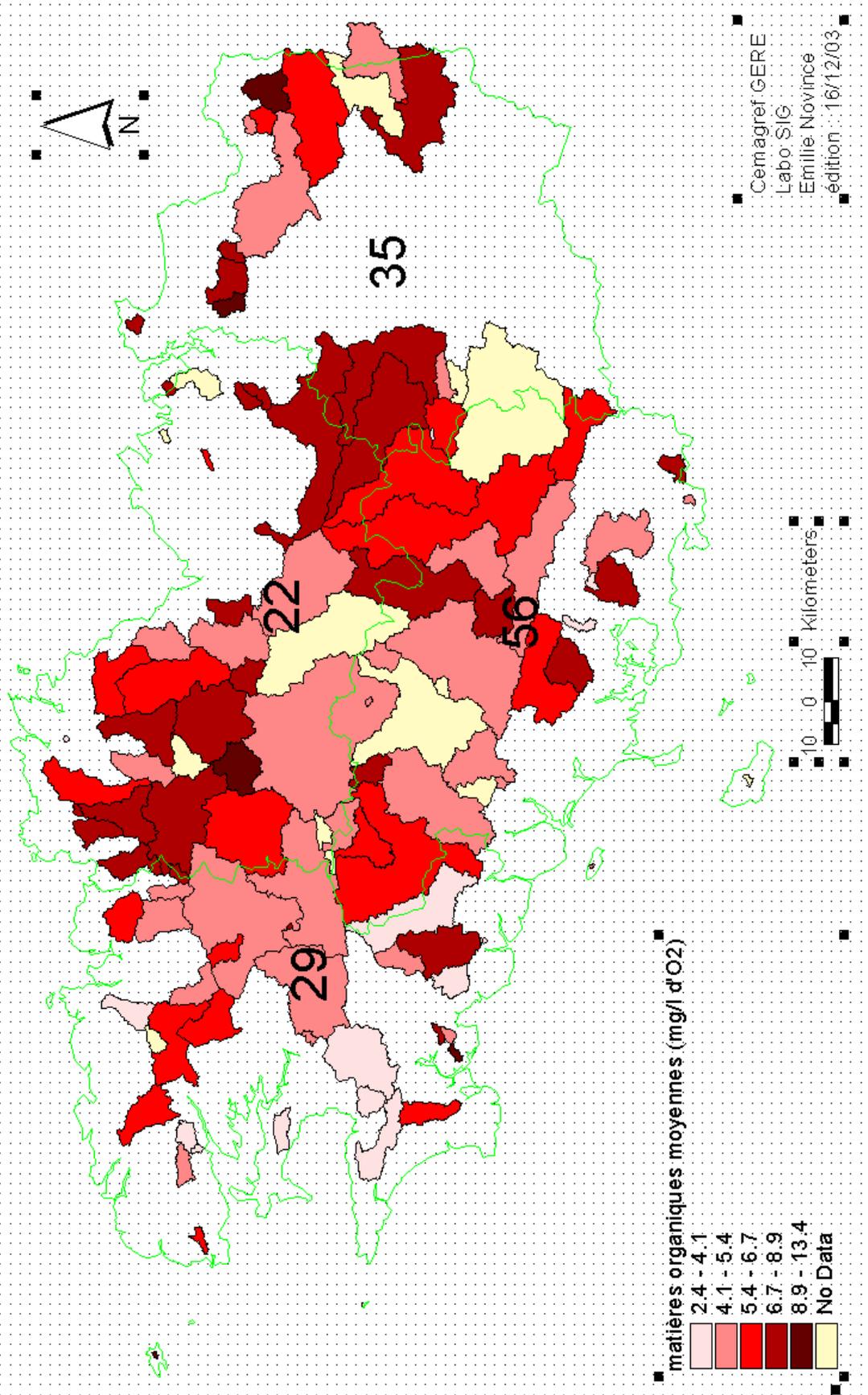
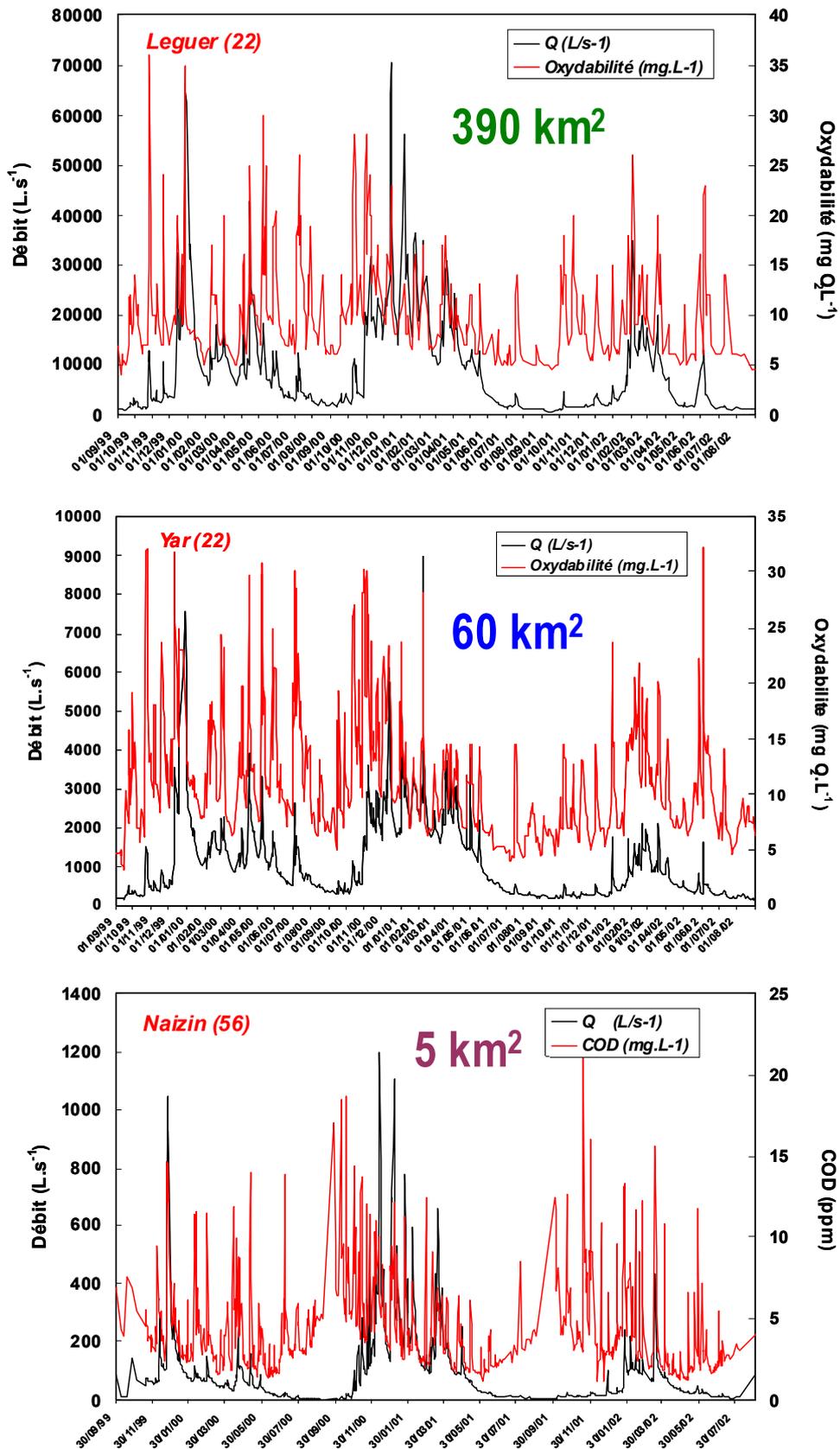
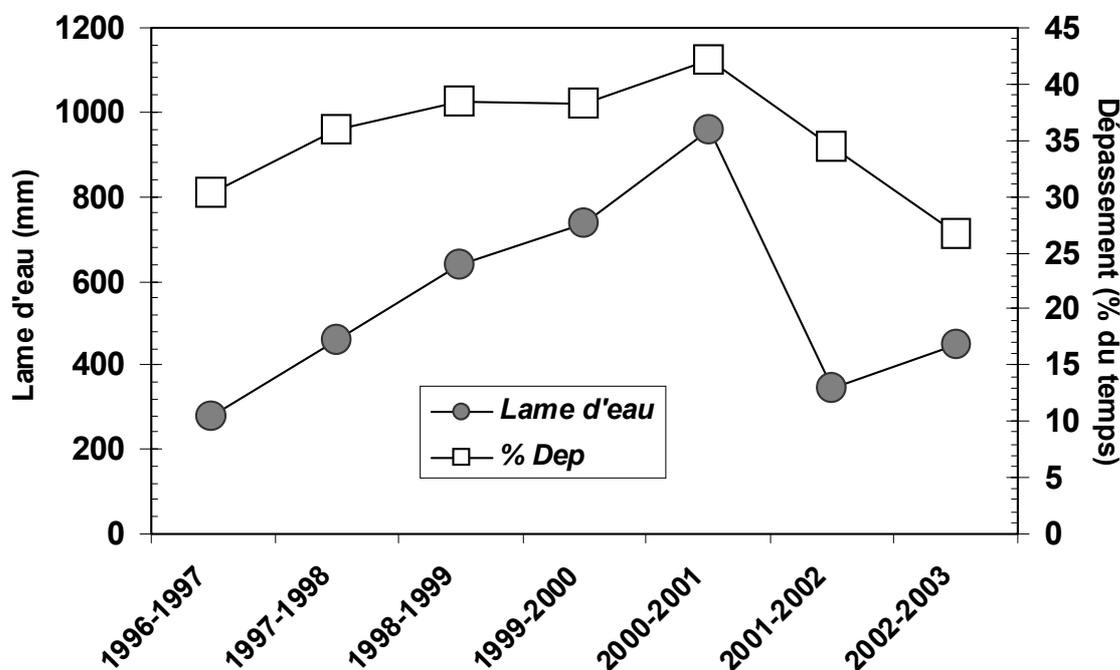


Figure 1. Carte de la pollution en MO des eaux des rivières de Bretagne sur la période 2002-2003. Cette carte a été établie à partir des moyennes des concentrations en MO (oxydabilité) mesurées par les DDASS au droit des prises d'eau dites " au fil de l'eau" (30 mesures par point environ sur la période considérée). D'après *Birgand et al. (2004)*.



**Figure 2.** Diagrammes illustrant la forte variabilité temporelle de la teneur en MO des rivières bretonnes et l'absence de contrôle de la taille du BV sur cette variabilité. Les données MO présentées sont des données haute fréquence (typiquement 1 donnée par jour) On notera le phasage entre les variations de teneur en MO (en rouge) et les variations des débits (en noir). D'après *Guau et al. (2004)* et *Birgand et al. (2004)*

Le deuxième résultat concerne la fréquence des dépassements de la limite réglementaire des 10 mg/L d'O<sub>2</sub> et le fait que cette limite est dépassée avec à peu près la même fréquence que les années soient caractérisées par des hivers très humides pendant lesquels les crues sont intenses ou par des hivers globalement moins pluvieux pendant lesquels les débits en crue sont modérés (**figure 3**). Comme souligné par *Gruau et al. (2004)* cette relative inertie de la fréquence des dépassements découle du fait qu'en Bretagne, ce n'est pas tant la fréquence des crues qui varie d'une année à l'autre que leur intensité. Or, même une crue de faible intensité occasionnera des dépassements de la limite réglementaire "MO", les crues de plus fortes intensité ne faisant qu'augmenter l'écart entre la valeur du pic et ce seuil. Cette caractéristique implique que la stratégie de mesure pour quantifier et contrôler le niveau de pollution d'une rivière doit inclure un nombre important de mesures quelque soit les conditions hydroclimatiques, posant une fois de plus la question du nombre exact de mesures à réaliser.



**Figure 3.** Diagramme illustrant la faible variation de la fréquence de dépassement du seuil réglementaire des rivières bretonnes malgré des variations importantes de pluviosité. Le cas présenté est celui du Léguer (22). D'après *Birgand et al., 2004*.

Les recommandations concernant les échelles spatiales et les fréquences d'analyse sont complétées par une présentation des **méthodes d'analyse** et une discussion de leurs avantages et inconvénients respectifs. Les **matériels nécessaires aux prélèvements** et les **règles à respecter en matière de conditionnement et de stockage d'échantillons** sont également rappelés. Nous nous interrogeons également sur l'intérêt de coupler les analyses de MO avec **d'autres paramètres** comme les teneurs en nitrate, chlorure ou sulfate. La pertinence d'outil comme **l'absorbance UV et la géochimie organique moléculaire** pour préciser la nature et l'origine des MO polluantes est également discutée. Enfin, des recommandations sont formulées quant aux **données à acquérir sur le milieu physique et les activités**

**agricoles** pour une interprétation optimale des données MO sur les eaux et surtout pour permettre la définition et la mise en place d'actions efficaces de reconquête de la qualité de l'eau vis-à-vis des MO.

Ce guide rassemble, sous forme de planches synthétiques, certains aspects particulièrement importants du suivi des MO dans les rivières. Par ailleurs, le lecteur retrouvera à la fin de chaque chapitre un encart rappelant nos préconisations en matière de suivi MO.

Comme indiqué en introduction, les recommandations formulées sont dans la mesure du possible justifiées et validées à l'aide d'exemples concrets tirés du contexte breton.

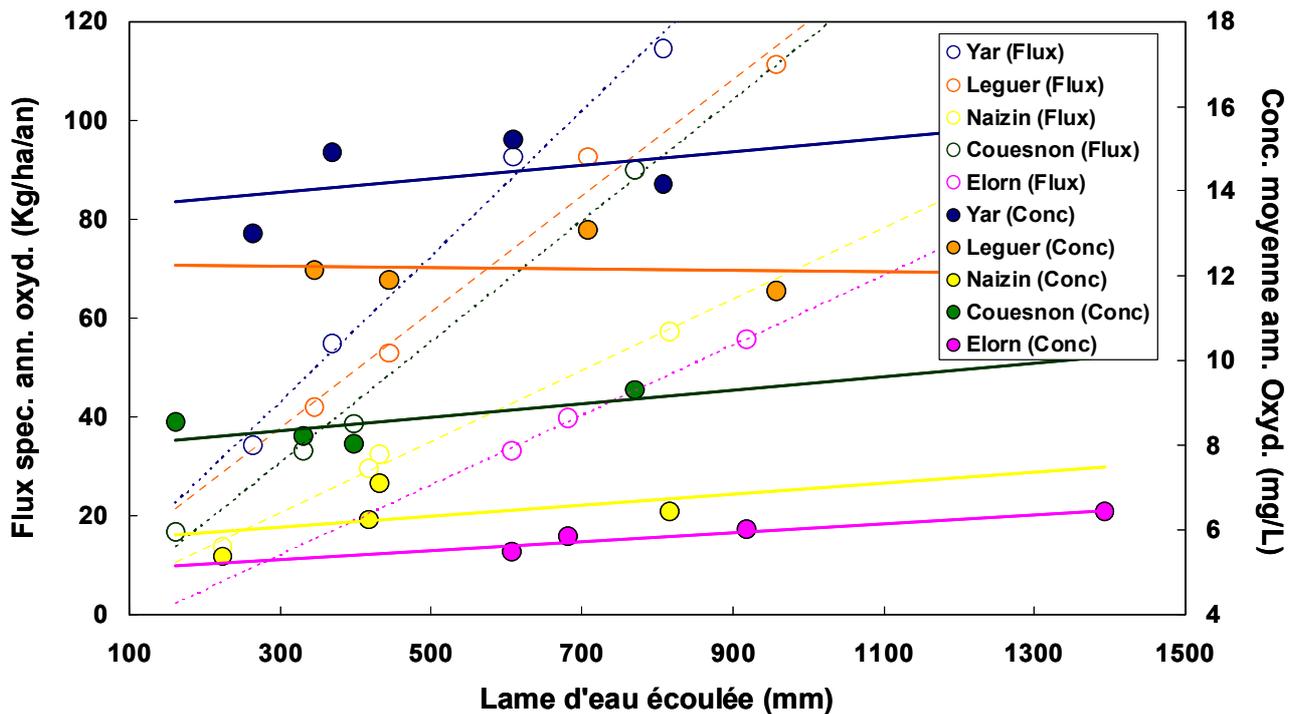
Enfin le lecteur trouvera en fin de partie des protocoles "types" adaptés aux situations rencontrées en Bretagne.

## **2. Quels paramètres convient-il de mesurer? Concentrations ou flux? Concentrations pondérées ou concentrations arithmétiques?**

Les MO véhiculés par les rivières étant issues des BV amonts on peut légitimement se poser la question de savoir lequel des indicateurs "flux" ou "concentration" est le plus apte à décrire le niveau de pollution d'une rivière, à suivre l'évolution de cette pollution dans le temps, ou à la comparer à celle enregistrée par une autre rivière ailleurs en Bretagne. Répondre à cette question n'est pas anodin en terme d'instrumentation et de mesure sachant que pour calculer un flux il faut disposer de mesures de débit, d'où un effort et des coûts instrumentaux beaucoup plus élevés que dans le cas où seule la mesure des concentrations serait requise.

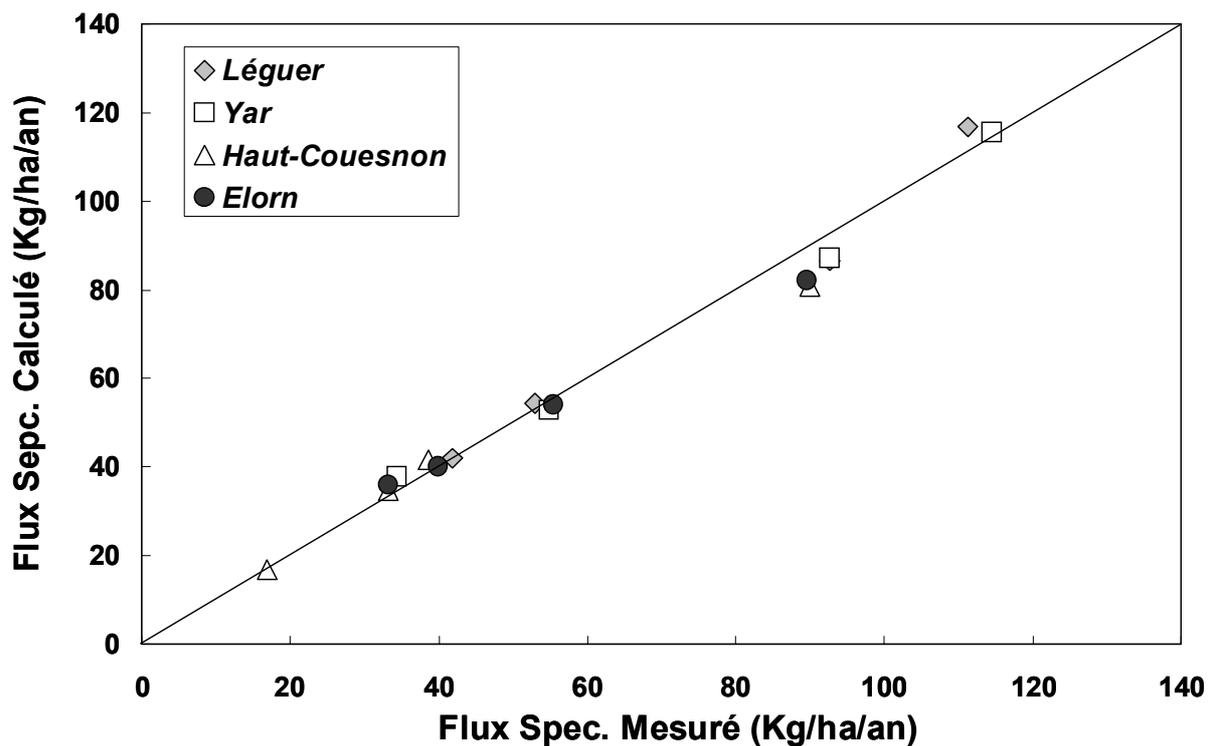
On peut utiliser ici les données issues des séries haute fréquence collectées par *Birgand et al. (2004)* et utilisées par ces auteurs pour dresser la tableau de bord de la pollution des rivières bretonnes par les MO. En effet, dans 5 des 6 BV, des données de débits sont acquises en même temps que les données MO, permettant de comparer l'évolution dans le temps, et entre rivières, des paramètres "concentration moyenne annuelle" et "flux annuel". Cette comparaison est présentée dans la **figure 4** dans laquelle les flux annuels et les concentrations moyennes annuelles ont été reportés en fonction de la lame d'eau écoulée pour quatre années hydrologiques consécutives: 1999-2000; 2000-2001; 2001-2002; 2002-2003. Ces quatre années hydrologiques ont été choisies car elles recourent des situations hydroclimatiques très contrastées allant d'années très humides comme l'années 2000-2001 à des années très sèches comme l'année 2001-2002. Comme le montre la **figure 4**, les flux varient très fortement d'une année sur l'autre (d'un facteur 3 à 5, suivant les rivières) définissant des corrélations linéaires positives avec les lames d'eau écoulées. A l'inverse, les concentrations moyennes annuelles ne varient que d'un facteur 1.2 au sein d'une même rivière sur la même période, ne montrant pas de corrélations significatives avec les lames d'eau écoulées. En outre, chaque rivière affiche une concentration moyenne discrète, différente des autres. A partir de la **figure 4**, il est évident i) que la variabilité de l'hydroclimat exerce un poids considérable sur les flux de MO, ceux-ci étant proportionnels aux flux d'eau écoulés et ii) que les concentrations moyennes

annuelles paraissent à l'inverse robustes à la variabilité court terme du climat, et semblent donc de ce fait plus aptes à décrire la *capacité intrinsèque* (i.e. indépendante du climat) d'un BV à exporter des MO, ou d'une rivière à être polluée par les MO en provenance de son BV. Dit autrement, la **figure 4** montre clairement que compiler des valeurs de flux annuels de MO n'est pas forcément de nature à révéler des changements dans la capacité d'une rivière à être polluée par les MO; en fait, cela risque de revenir tout simplement à décrire la variabilité inter-annuelle de l'hydroclimat.



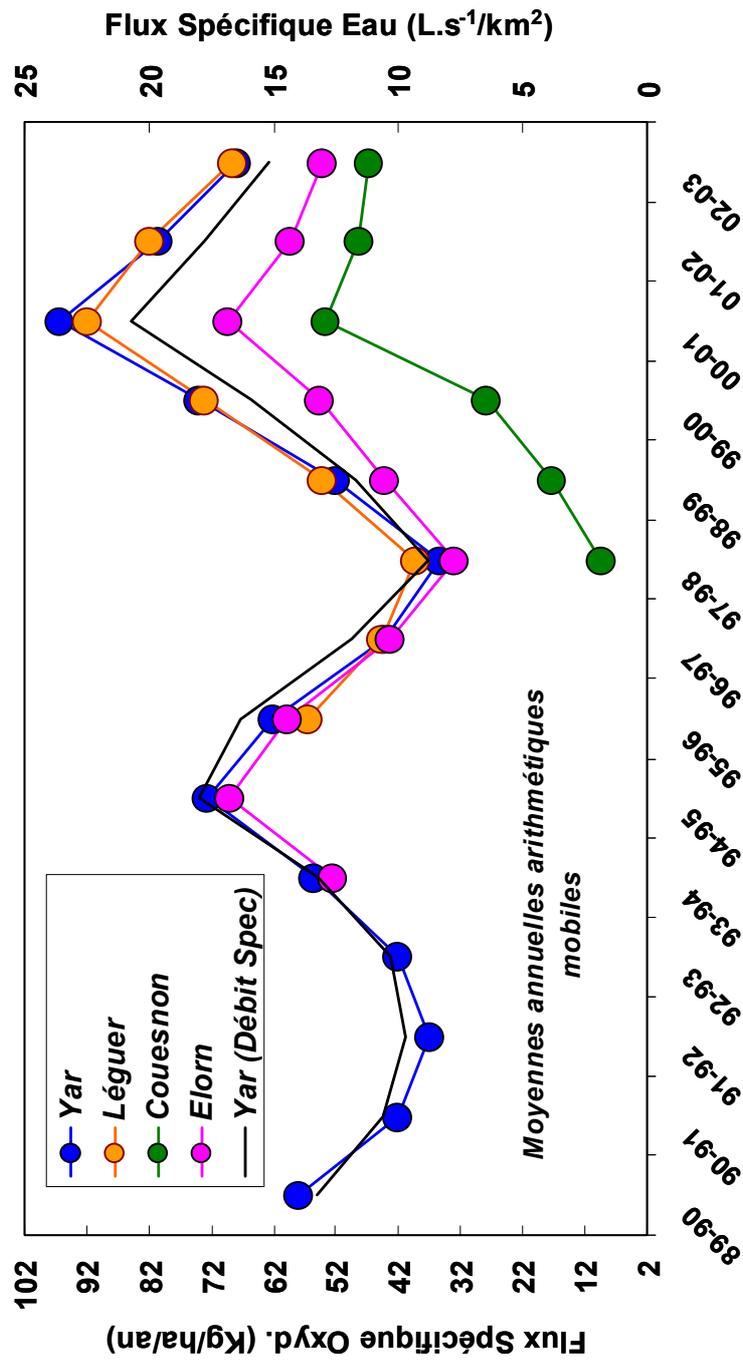
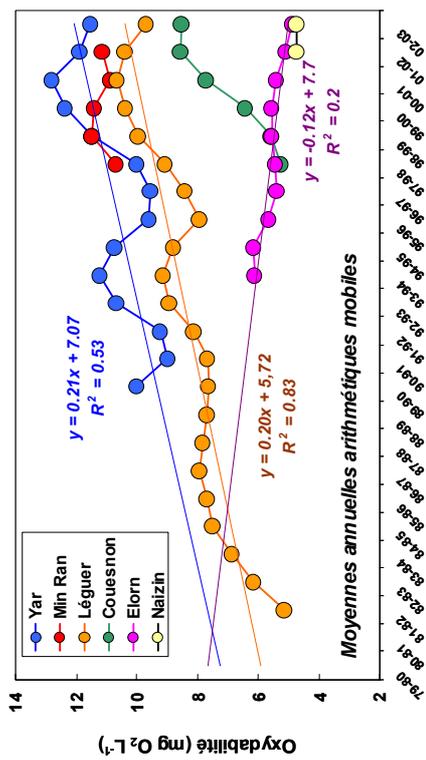
**Figure 4.** Diagramme comparant la variabilité du flux annuel et de la concentration moyenne annuelle à la lame d'eau écoulée pour 5 des 6 rivières de Bretagne disposant de séries haute fréquence de la teneur en MO. Le fait que les flux et les lames d'eau définissent des corrélations linéaires traduit la relative constance des concentrations moyennes annuelles au sein d'une même rivière sur le court terme. D'après *Birgand et al., 2004*.

L'idée émergente d'utiliser les concentrations comme descripteur de la capacité d'un BV à exporter des MO à son exutoire plutôt que les flux est confirmée par la **figure 5** où sont comparés les flux calculés en multipliant la moyenne des concentrations moyennes annuelles en MO des 5 rivières établie sur la période 1999-2003 par les lames d'eau écoulées chaque année hydrologique et les flux annuels effectivement mesurés dans ces mêmes 5 rivières sur la même période. On voit clairement qu'une corrélation linéaire de pente 1 est obtenue, traduisant une identité quasi parfaite entre flux mesurés et flux calculés.



**Figure 5.** Diagramme illustrant la bonne concordance entre les flux spécifiques calculés en multipliant le flux d'eau annuel par la moyenne des concentrations inter-annuelles dans les rivières bretonnes et les flux spécifiques de MO effectivement mesurés. D'après *Birgand et al. (2004)*.

Une troisième et dernière illustration de l'intérêt de privilégier les concentrations plutôt que les flux est donnée par la **figure 6** dans laquelle nous comparons l'évolution dans le temps des flux et des concentrations aux exutoires des 6 BV bretons disposant de séries temporelles haute fréquence. L'encart supérieur gauche rappelle les différences de trajectoires dans le temps révélées par les concentrations moyennes annuelles (augmentation pour le Léguer et pour le Yar; diminution pour l'Elorn; voir *Gruau et al., 2004*). La figure montre que les différences inter-bassins disparaissent lorsque les concentrations moyennes annuelles sont remplacées par les flux. Une fois de plus, l'effet d'écrasement de la variabilité du climat est total, comme le montre la superposition dans le temps des courbes "flux de MO" et "débit de l'eau". Nous n'insisterons jamais assez sur le fait qu'examiner la contamination d'une rivière par les MO sous l'angle du flux revient ni plus ni moins à "regarder le temps qu'il fait". Cela ne fournit pas l'information que le gestionnaire se doit d'acquérir, à savoir établir le degré de pollution intrinsèque (i.e. indépendant des variations de débit) d'une rivière donnée et la tendance évolutive sur laquelle cette rivière se trouve en réponse aux activités humaines sur le bassin. Cette tendance ne peut s'obtenir qu'en "gommant" au maximum l'effet du climat.



**Figure 6.** Figures comparant l'image fournie par l'évolution dans le temps des concentrations moyennes annuelles et des flux dans les rivières bretonnes disposant de la haute fréquence de mesure. La figure en bas à droite montre l'effet "gomman" de la variabilité de l'hydroclimat sur les différences inter-bassin et sur les tendances long terme.

## Préconisation

La concentration est "La" variable de détermination de la capacité des sols d'un BV à exporter des MO vers son exutoire ou de la sensibilité d'une rivière à être polluée par les MO en provenance de son BV. Elle peut être utilisée pour comparer des rivières entre elles du point de vue de leur pollution par les MO ou pour suivre l'évolution dans le temps de la pollution d'une rivière par les MO.

A l'inverse, le flux n'est pas un bon descripteur, répercutant trop intégralement et trop fortement la variabilité du climat. Les tendances temporelles ou les variations spatiales de pollution des rivières par les MO sont "écrasées" par les variations du climat lorsque l'indicateur "flux" est utilisé.

*La conclusion pratique est qu'il n'est pas nécessaire de mesurer les débits de l'eau pour établir un bilan MO dans une rivière ou un ensemble de rivières. Un suivi des concentrations suffit.*

Reste une dernière interrogation: peut-on se passer du débit pour calculer des concentrations moyennes sachant la très forte variabilité de la concentration en MO avec le débit (voir **figure 2**)? L'augmentation très forte des concentrations avec le débit implique en effet qu'une concentration moyenne obtenue en faisant la moyenne arithmétique des concentrations (même poids aux faibles débits qu'aux forts débits) sera nécessairement plus faible que la concentration moyenne "vraie" intégrant le poids relatif plus élevé des forts débits. D'où la question de savoir si l'on ne risque pas de générer des variabilités aléatoires non réelles en calculant des moyennes arithmétiques?

Là aussi on peut utiliser le jeu de données issue des rivières disposant de la haute fréquence des mesures de concentration en MO et des débits de l'eau pour évaluer ce problème. Dans 4 des rivières possédant cette haute fréquence on peut en effet comparer les résultats obtenus par la méthode des moyennes arithmétiques à ceux obtenus en pondérant les concentrations de la variation des débits (voir **tableau 1**). Cette comparaison montre que les concentrations moyennes annuelles arithmétiques sont effectivement logiquement plus faibles que les concentrations pondérées des débits, mais que le rapport est pratiquement constant d'une rivière à l'autre et assez constant dans le temps au sein d'une même rivière s'établissant en moyenne à  $1.20 \pm 0.03$ . Ce résultat implique que l'absence de mesure du débit n'est pas de nature à générer des différences artificielles de concentration entre rivières ou au sein d'une même rivière. Les différences obtenues en effectuant la moyenne arithmétique des concentrations mesurées seront le reflet de réelles différences. Tout juste devra t-on se rappeler que les concentrations moyennes ainsi calculées seront inférieures aux concentrations moyennes réelles d'un facteur 0.8, environ.

	Nb Années	MoyPond/MoyAritm	Ecart Type
<b>Léguer</b>	12	1,18	0,02
<b>Haut-Couesnon</b>	12	1,18	0,09
<b>Yar</b>	16	1,24	0,12
<b>Elorn</b>	7	1,21	0,04
<b>Moyenne</b>	-	1,20	0,03

**Tableau 1.** Tableau comparant les concentrations moyennes annuelles obtenues en faisant la moyenne arithmétique des concentrations journalières aux concentrations moyennes vraies obtenues en intégrant la variabilité des concentrations moyennes journalières avec les débits (concentrations moyennes pondérées). Les chiffres de la première colonne indiquent le nombre d'années de suivi sur lequel est basé la statistique de chaque rivière.

## Préconisation

Malgré la forte variabilité des teneurs en MO avec le débit des rivières, il n'est pas nécessaire de mesurer les débits de l'eau pour calculer des concentrations moyennes annuelles à des fins de comparer les taux de pollution de rivières entre elles ou l'évolution du taux de pollution d'une rivière au fil du temps. On peut se satisfaire du calcul de moyennes arithmétiques, le rapport entre moyenne pondérée et moyenne arithmétique semblant constant dans le contexte breton et égal à 1.20.

*Cette constance renforce la conclusion pratique déjà énoncée à savoir qu'il n'est pas nécessaire de disposer de mesures de débit pour établir un bilan MO dans une rivière ou un ensemble de rivières. Un suivi des concentrations suffit.*

### 3. A quel pas de temps effectuer les mesures?

Nous en venons maintenant à la question critique du pas de temps à adopter pour déterminer le niveau de pollution d'une rivière par les MO et suivre l'évolution de cette pollution dans le temps. Ici, il faut distinguer la démarche par laquelle un opérateur voudra localiser les zones sources de la pollution au sein du BV de la démarche par laquelle le même opérateur voudra connaître avec précision l'état actuel de sa ressource du point de vue des MO et sur quelle tendance évolutive celle-ci se situe, notamment dans l'hypothèse ou des actions concrètes de reconquête de la qualité de l'eau seraient entreprises. En d'autres termes, et dans le cas où les teneurs en MO s'orienteraient par exemple à la baisse suite à des mesures prises sur le BV, comment garantir que les baisses constatées sont le résultat des actions entreprises et

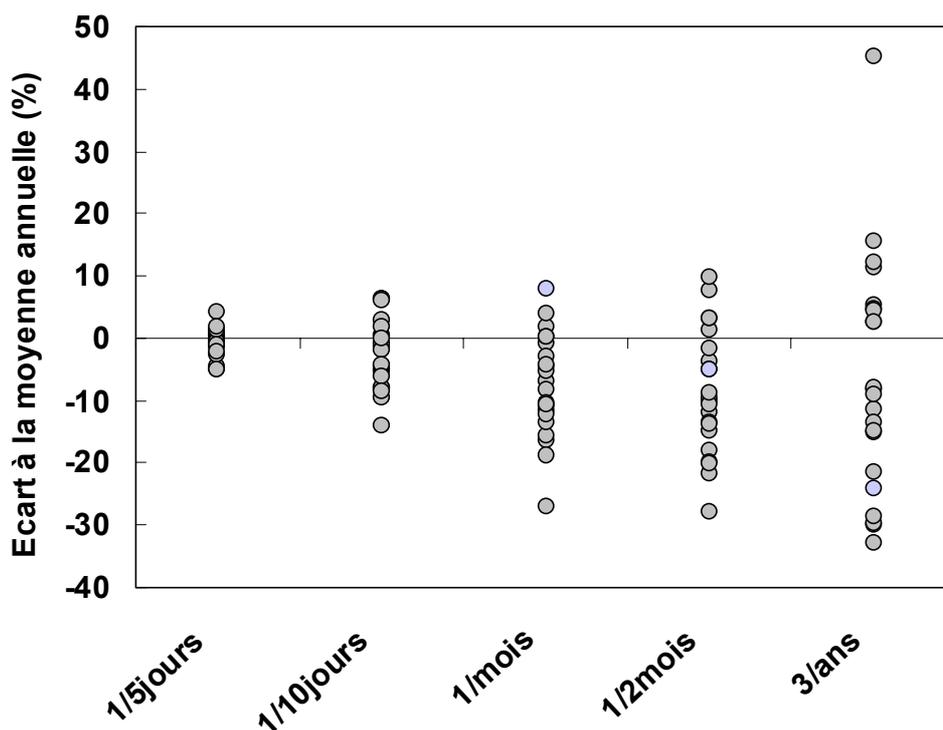
non le fait d'une imprécision dans le calcul des concentrations moyennes?

Ces deux démarches sont fondamentalement différentes du point de vue de leurs requêtes en terme de mesure. En effet, la démarche visant à localiser les zones sources de la pollution dans le BV ne demande pas de connaître avec précision ce que nous avons appelé plus haut la capacité exportatrice intrinsèque d'un BV ou d'un sous BV; ici, ce qui importera le plus, c'est d'instrumenter le BV à la bonne échelle spatiale pour pouvoir établir à un instant "T" les différences de capacité exportatrice entre les unités fonctionnelles élémentaires contribuant à l'exportation de MO à l'exutoire du BV (par exemple entre des prairies permanentes et des parcelle cultivées). Evidemment, la requête sera fondamentalement différente si l'objectif est de déterminer précisément le degré de pollution d'une rivière et l'évolution de ce degré de pollution dans le temps (en réponse par exemples à des actions concrètes sur le BV). Dans ce cas, en effet, il faudra pouvoir décrire i) la variabilité temporelle du signal MO de la rivière étudiée en n'omettant en particulier pas les épisodes de crue, moment des maxima de pollution; ii) éliminer tant que faire se peut la variabilité naturelle de l'hydroclimat en calculant des moyennes annuelles représentatives et/ou en définissant précisément les tendances évolutives. Ces deux objectifs nécessitent évidemment une plus haute fréquence de mesure. Quelle doit être cette fréquence? C'est là tout l'enjeu de cette deuxième partie.

### **3.1. Cas des suivis visant à déterminer précisément le degré de pollution d'une prise d'eau ou à déterminer l'impact d'actions censées reconquérir la qualité de cette prise d'eau**

L'enjeu ici est donc d'être suffisamment précis pour accéder à l'impact de la variabilité du climat sur les concentrations moyennes annuelles, de manière à pouvoir le retrancher des tendances et accéder ainsi au rôle des activités humaines. On peut utiliser une fois de plus les rivières bretonnes disposant de la haute fréquence de mesures comme base de référence pour établir quantitativement le poids de la fréquence des mesures sur le calcul des concentrations moyennes annuelles et la définition des tendances sur le moyen et le long terme. L'exercice consiste ici à dégrader les séries temporelles en enlevant des mesures et à comparer les concentrations moyennes résultantes aux concentrations moyennes obtenues avec la haute fréquence (typiquement 1 mesure tous les 1 à 3 jours, suivant les rivières). Nous présentons ici les résultats obtenus pour la série du Léguer, i.e. la série temporelle la plus longue dont nous disposons en Bretagne. La fréquence de suivi est ici d'une mesure de concentration d'oxydabilité tous les 2 jours, environ. Dans les calculs, cette fréquence a été dégradée à une mesure tous les 5, 10, 30, 60 et 120 jours. La dégradation a été faite aléatoirement, sans chercher à éliminer de préférence les épisodes de crue aux inter crues, ou inversement. Pour chaque année, la concentration moyenne arithmétique obtenue pour chaque taux de dégradation a été comparée à la concentration moyenne "vraie" obtenue grâce à la haute fréquence de mesures. Les résultats sont présentés dans la **figure 7**. On constate que l'écart entre la moyenne calculée et la moyenne "vraie" augmente rapidement quand la fréquence des mesures diminue, les écarts pouvant atteindre 15% lorsque celle-ci passe de 1 échantillon tous les 2 jours à 1 échantillon

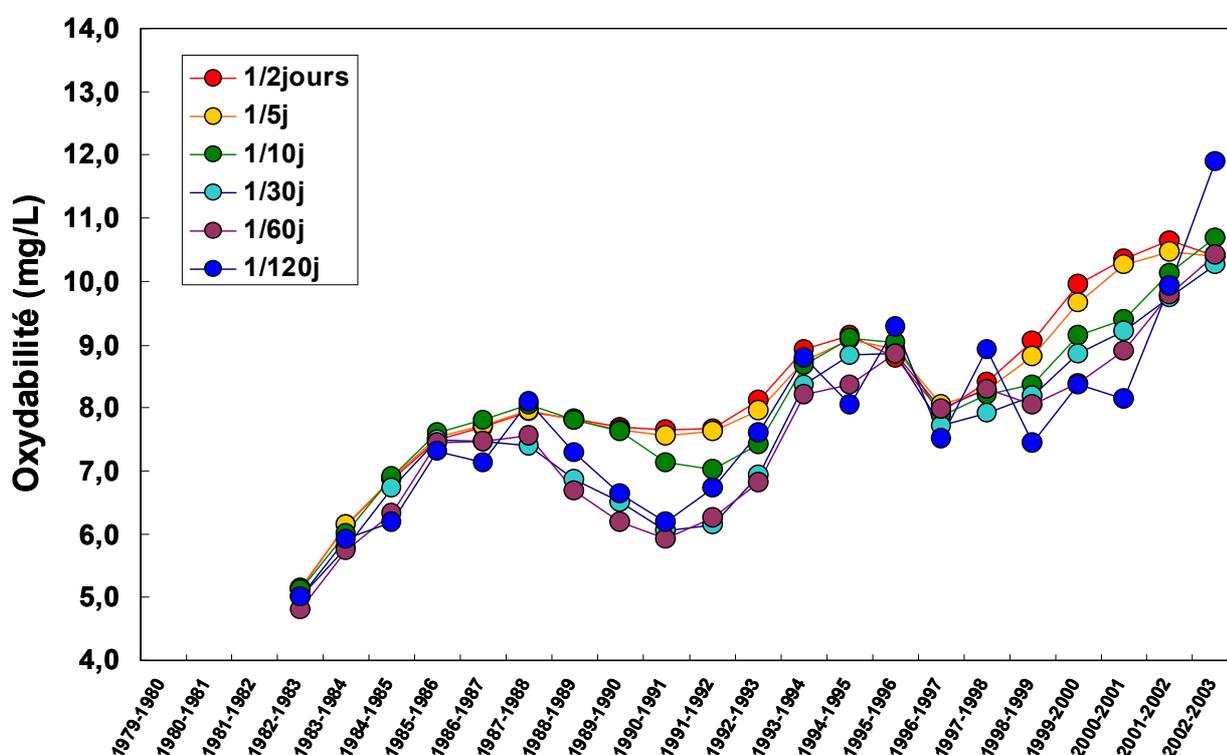
tous les 10 jours, et 30% lorsqu'elle passe de 1 échantillon tous les 2 jours à 1 échantillon tous les 30 jours, ou moins. En outre, on remarque que les écarts vont pratiquement toujours dans le sens d'une diminution des concentrations moyennes calculées. Ceci est dû au fait que les concentrations les plus élevées s'observent pendant les épisodes de crue et au fait que ces épisodes étant relativement rares dans le temps ils ont tendance à être systématiquement éliminés du calcul lorsque la fréquence des mesures diminue.



**Figure 7.** Figure illustrant l'impact de la fréquence des mesures sur le calcul de la concentration moyenne annuelle en MO d'une prise d'eau bretonne en rivière. La série traitée est la série du Léguer (prise d'eau de Kériel) qui débute en 1979. Les concentrations mesurées sont des concentrations d'oxydabilité. Source des données: *Birgand et al. (2004)*.

On peut pousser l'analyse en examinant l'impact de la fréquence sur les tendances long terme et la fréquence des dépassements de la limite réglementaire des 10 mg/L d'oxydabilité. Comme on peut l'observer sur la **figure 6**, la série du Léguer montre une croissance des concentrations moyennes annuelles en oxydabilité depuis 1979, de +0.2 mg/L par an en moyenne (voir aussi *Gruau et al., 2004*). Cette croissance n'est pas continue mais se produit sous la forme de cycles dont *Gruau et al. (2004)* ont démontré qu'ils étaient d'origine climatique. Que devient la tendance si l'on diminue la fréquence des analyses? Jusqu'où peut-on diminuer cette fréquence tout en gardant le taux moyen de +0.2 mg/L d'oxydabilité en plus par an défini par la haute fréquence de mesure? Quelle est la fréquence minimale permettant de mettre en évidence la cyclicité climatique?

La réponse à ces questions est obtenue en se référant à la **figure 8** et au **tableau 2**. On voit très clairement que la limite se situe aux alentours de 1 échantillon tous les 5 ou 10 jours suivant l'échelle de temps considérée. Ainsi, sur le long terme (i.e. 25 ans), les moyennes annuelles calculées avec une fréquence de 1 échantillon tous les 10 jours conduisent à un taux de croissance identique à la haute fréquence (**tableau 2**); de plus, les courbes sont relativement bien superposées en terme de valeurs absolues et d'amplitude de variation. Cependant, si l'on restreint l'analyse aux 10 dernières années, on voit dans ce cas qu'une fréquence supérieure ou égale à 1 échantillon tous les 5 jours s'impose. Au-delà, l'écart entre le taux de croissance calculé et le taux de croissance "vrai" devient très important: >15%. Clairement, un tel écart entre taux "calculé" et taux "vrai" peut être pénalisant pour évaluer rapidement l'impact de mesures qui pourraient être décidées pour reconquérir la qualité d'une eau de rivière sur le paramètre MO, et effectuer les ajustements nécessaires en cas d'inadaptation des mesures prises aux objectifs poursuivis.



**Figure 8.** Figure comparant l'image fournie par l'évolution dans le temps des concentrations moyennes annuelles en oxydabilité en fonction de la fréquence d'échantillonnage. Les moyennes présentées sont des moyennes arithmétiques mobiles calculées sur trois ans. La série traitée est la série du Léguer à la station de pompage de Kériel. Source des données: *Birgand et al. (2004)*; voir aussi *Guau et al. (2004)*.

Pour en rester sur cette question de la fréquence de mesure, on notera que la fréquence de 1 échantillon tous les 10 jours constitue également la limite au-delà de laquelle le taux mesuré de dépassement de la limite réglementaire des 10 mg/L s'éloigne très fortement du taux réel (**figure 9**). Sachant que l'utilité de cette limite est de prévenir les risques sanitaires engendrés par des teneurs trop fortes en MO dans les eaux brutes et d'optimiser le fonctionnement des unités de traitement, il est clair que

l'intérêt de chacun est que le taux mesuré de dépassement reflète au plus juste le taux réel. Clairement, cette nécessité impose de resserrer la fréquence des mesures très en deçà de la fréquence de 12 échantillons par an imposée par la réglementation.

Fréquence Echantillon.	Moyenne mobile sur 3 ans depuis 1979			Moyenne mobile sur 3 ans depuis 1993		
	Pente	R <sup>2</sup>	Ecart Pente (%)	Pente	R <sup>2</sup>	Ecart Pente (%)
1/2 jours	0.178	0.81		0.378	0.81	
1/5 jours	0.177	0.81	-0.6	0.349	0.77	-7.7
1/10 jours	0.173	0.76	-2.8	0.323	0.67	-14.5
1/30 jours	0.178	0.71	0.0	0.294	0.65	-22.3
1/60 jours	0.206	0.78	15.7	0.264	0.55	-30.1
1/120 jours	0.262	0.68	47.2	0.343	0.33	-9.2

Tableau 2. Tableau comparant l'évolution de la pente de la régression dans le temps de la série de Kériel suivant i) la fréquence des mesures et ii) la durée considérée. Les écarts sont calculés par rapport à la fréquence réelle des mesures (1 mesure tous les 2 jours). Source des données: *Birgand et al. (2004)*; voir aussi *Gruau et al. (2004)*.

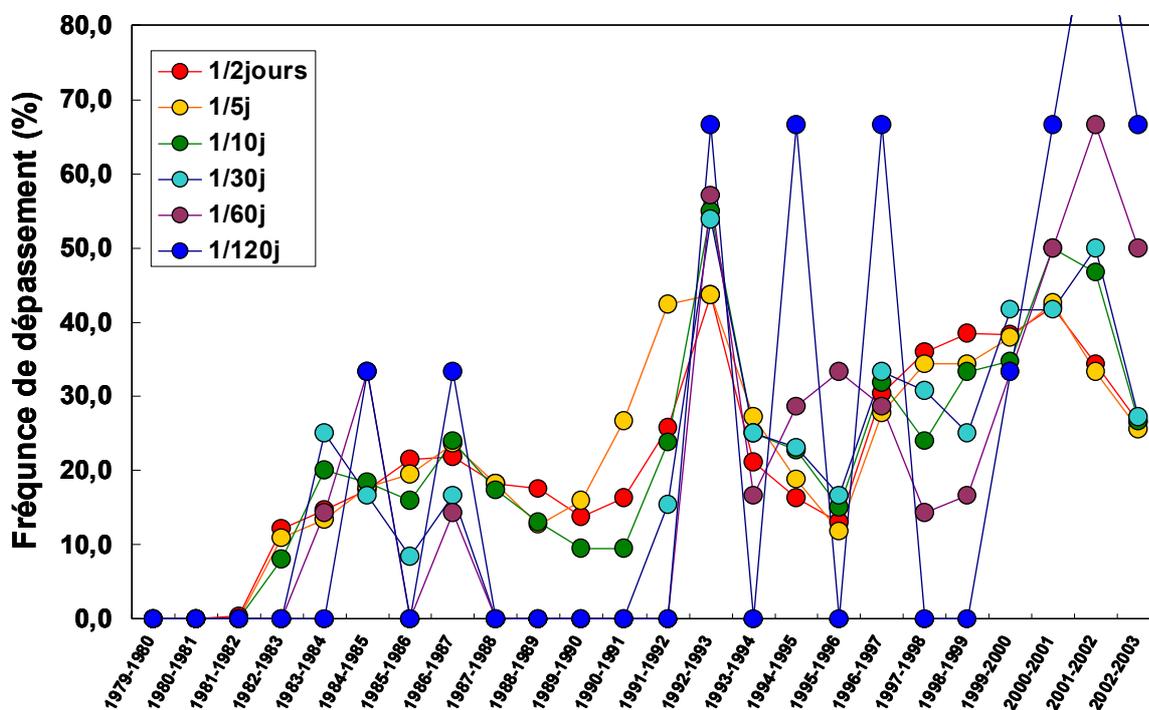


Figure 9. Figure montrant l'évolution de la fréquence des dépassements de la limite réglementaire des 10 mg/L d'oxydabilité sur eau brute suivant la fréquence des mesures. Une mesure tous les 10 jours semble être la fréquence limite pour que le taux calculé de dépassement s'approche du taux réel. Nota: la série haute fréquence de Kériel utilisée pour l'analyse à été dégradée à date fixe sans considération de débit.

Source des données: *Birgand et al. (2004)*; voir aussi *Gruau et al. (2004)*.

## Préconisation

Déterminer le degré de pollution d'une prise d'eau en rivière par les MO ou l'évolution de cette pollution dans le temps impose de disposer d'une relativement haute fréquence de mesure du fait de la forte variabilité dans le temps des concentrations.

L'examen des données existant en Bretagne montre que cette fréquence doit être *d'au moins une mesure tous les 10 jours* pour une description fiable des tendances long terme ( $\approx 25$  ans) et *d'au moins une mesure tous les 5 jours* pour une description fiable des tendances court terme ( $<10$  ans). De telles fréquences, même si elles induisent des écarts de 10% environ entre "concentration moyenne calculée" et "concentration moyenne vraie", paraissent aptes à décrire l'effet du climat sur les variations inter-annuelles de concentrations et donc aptes à retrancher cet effet pour déterminer l'effet des autres facteurs, comme les activités agricoles, par exemple.

Cette fréquence minimale d'une mesure tous les 5/10 jours est également la fréquence minimale nécessaire pour décrire correctement le degré de pollution d'une rivière par les MO. Au-delà de cette valeur seuil, la fréquence calculée des dépassements de la limite réglementaire des 10 mg/L d'oxydabilité sur eau brute pourra être très éloignée de la fréquence réelle, empêchant à la législation – basée sur un seuil de fréquence de dépassement (voir première partie) - de jouer son rôle de garde fou sanitaire.

### 3.2. Cas des suivis visant à localiser les zones sources dans les BV

Comme explicité en introduction à ce chapitre la requête est ici très différente puisqu'il s'agit avant tout de repérer les zones grosses contributrices de MO dans les BV, c'est-à-dire les zones vers lesquelles les actions de protection de la ressource en eau vis-à-vis des pollutions par les MO devront être dirigées en priorité. Là aussi, on peut se référer aux travaux conduits en Bretagne par le *Groupe d'Etude sur la Pollution des Eaux par les Matières Organiques* pour définir la stratégie à déployer en matière de fréquence d'analyse.

Les travaux auxquels on peut se référer concernent des suivis effectués pendant l'année hydrologique 2003-2004 à l'exutoire de 6 sous BV situés dans le BV du Léguer, suivis dont l'objet était précisément de définir si ces 6 sous BV contribuaient de manière égale, ou non, au flux de MO transitant à la prise d'eau de Kériel, à l'aval de ces sous BV. Pour ce faire, 10 campagnes ont été réalisées, dont trois en période de crue (pluviométrie  $\geq 10$  mm). Les campagnes ont été étalées sur une année hydrologique complète de manière à recouper la variabilité saisonnière de la teneur en MO des rivières. Des crues et des inter crues ont été suivis de manière à prendre en compte les changements de géométrie de la circulation de l'eau

entre épisodes pluvieux et périodes sèches, ainsi que les éventuelles modifications que ces changements pourraient entraîner dans la hiérarchie des sous BV à exporter des MO. En outre, des suivis de crue sont apparus essentiels sachant que ce sont pendant les crues qu'à lieu le maximum d'exportation de MO et que ce sont donc pendant les crues que des dépassements de la limite réglementaire "MO" risquent le plus de survenir. Enfin, chaque campagne se devait d'être circonscrite à une seule et même journée, de manière à ce que les différents sous BV se trouvent dans la même situation hydroclimatique au moment des prélèvements.

Les résultats obtenus sont présentés dans les **tableaux 3** (données brutes et moyennes par sous BV) et **4** (hiérarchisation des sous BV entre eux suivants le nombre et le type de données utilisés pour le calcul des concentrations moyennes). Ceux-ci montrent i) que les concentrations en MO sont logiquement plus fortes pendant les épisodes de crue que pendant les inter crues; ii) que les concentrations moyennes par sous BV, et l'ordre que ces concentrations instituent entre sous BV, restent globalement inchangées que l'on intègre dans le calcul un épisode de crue et son inter crue, deux épisodes de crue et leurs inter crues, ou trois épisodes de crue et leurs inter crues (**tableau 4**); iii) que l'ordre des sous BV est plus changeant lorsque que la proportion des crues incluses dans le calcul diminue.

Ainsi, on voit que la hiérarchisation de BV entre eux du point de vue de leur capacité à exporter des MO ne nécessite que très peu de données, *à partir du moment où les prélèvements sont effectués de manière synchrone et intègre au moins un épisode de crue > 10 mm de pluie*. Considérant les résultats présentés dans les **tableaux 3** et **4**, notre préconisation sera d'intégrer deux événements de crue  $\geq 10$  mm de pluie et leurs inter crues en ciblant de préférence une crue d'automne et une crue d'hiver, c'est-à-dire les moments de l'année où les flux d'eau et de MO sont les plus importants et où la hiérarchisation effectuée a donc le plus de chance d'être près de la hiérarchisation "vraie" des BV entre eux.

Pour conclure complètement sur ce point on indiquera qu'une des rivières répertoriées dans les **tableaux 3** et **4** (BV du Min Ran) a fait l'objet, pendant la même période, de mesures haute fréquence de sa teneur en COD (60 mesures). La concentration moyenne obtenue en intégrant les 60 points a été de 9.3 mg/L de COD, chiffre à comparer à la concentration moyenne de 12.7-12.8 mg/L obtenue en combinant 1 à 3 épisodes crue-inter crue (**tableau 3**). L'écart de 20% entre les deux approches démontre bien que l'analyse de seulement quelques échantillons dans le temps n'est pas de nature à déterminer *précisément* le degré de pollution d'une rivière par les MO (cette analyse est par contre apte à hiérarchiser des rivières entre elles, moyennant de suivre les recommandations énoncées plus haut). Cet écart de 20% démontre aussi que, si après avoir hiérarchiser des rivières entre elles, des actions de reconquête de la qualité de l'eau venaient à être mises en place sur les BV des rivières les plus polluées, la stratégie à mettre en œuvre pour en quantifier les effets devra nécessairement se différencier de celle mise en œuvre pour effectuer la hiérarchisation. On se retrouvera en effet alors devant la nécessité décrite dans le chapitre précédent de resserrer la fréquence d'analyse à 1 échantillon tous 10-5 jours et de conserver cette fréquence sur plusieurs années consécutives.

Date	Pluvio (mm)	Kervulu	Min Ran	StEthurien	Frouf	Fruguel	StEmilion
23/09/2003	0,0	4,2	4,4	3,5	3,1	5,2	6,6
13/11/2003	0,0	7,2	5,8	6,3	6,2	4,9	6,3
02/12/2003	8,5	20,2	19,4	13,3	12,7	10,8	10,4
06/01/2004	0,5	9,7	7,6	6,8	6,0	4,4	5,2
12/01/2004	16,0	25,4	18,3	16,1	16,1	15,5	10,7
03/02/2004	0,0	7,9	7,7	6,9	5,7	3,6	5,2
09/03/2004	0,0	5,7	5,4	4,7	4,4	2,9	5,5
01/04/2004	0,5	5,8	5,4	4,7	4,1	2,9	4,6
19/04/2004	15,0	19,4	19,4	11,2	9,5	8,2	6,8
03/05/2004		10,0	9,8	7,3	6,6	4,8	9,8
Moyenne ensemble (10 points)		11,5	10,3	8,1	7,4	6,3	7,1
Moyenne crue (3 points)		21,7	19,0	13,5	12,8	11,5	9,3
Moyenne crue/inter-crue (automne; hiver; printemps); 6 points		14,6	12,7	9,7	9,1	7,8	7,3
Moyen crue/inter-crue (automne; hiver); 4 points		15,6	12,8	10,6	10,3	8,9	8,1
Moyen crue/inter-crue (hiver; printemps); 4 points		15,1	12,7	9,7	8,9	7,7	6,8
Moyenne inter-crue; 7 points		7,2	6,6	5,7	5,1	4,1	6,2

**Tableau 3.** Synthèse des teneurs en MO (COD) mesurées à l'exutoire des sous BV du Léguer et des concentrations moyennes calculées par sous BV suivant les combinaisons utilisées. Sources des données: *Gruau et al. (non publié)*.

	Kervulu	Min Ran	StEthurien	Frouf	Fruguel	StEmilion
Moyenne ensemble (10 points)	1	2	3	4	6	5
Moyenne crue (3 points)	1	2	3	4	5	6
Moyenne crue/inter-crue (automne; hiver; printemps); 6 points	1	2	3	4	5	6
Moyen crue/inter-crue (automne; hiver); 4 points	1	2	3	4	5	6
Moyen crue/inter-crue (hiver; printemps); 4 points	1	2	3	4	5	6
Moyenne inter-crue; 7 points	1	2	4	5	6	3

**Tableau 4.** Classement des rivières drainant les sous BV du Léguer, du point de vue de leur capacité à exporter des MO (1= plus gros exportateur). L'ordre est constant quelque soit le nombre de couples crue-hors crue intégrés dans la moyenne. Il diffère légèrement lorsque le nombre d'épisodes "basse concentration" intégrés dans le calcul augmente (en gris).

## Préconisation

Hiérarchiser des rivières entre elles du point de vue de leur pollution par les MO et localiser les zones sources dans les BV peut se faire en acquérant un nombre restreint de données (4). L'essentiel est que les prélèvements soient synchrones entre rivières et qu'ils intègrent des couples crue – inter crue, *les crues devant excéder 10 mm de pluie*. En outre on privilégiera les crues d'automne et d'hiver sachant que ce sont les moments de l'année où les débits d'eau et les flux de MO sont les plus importants et donc les moments où les différences mises à jour ont le plus de chance de correspondre à des différences réelles dans la capacité exportatrice des sols des BV.

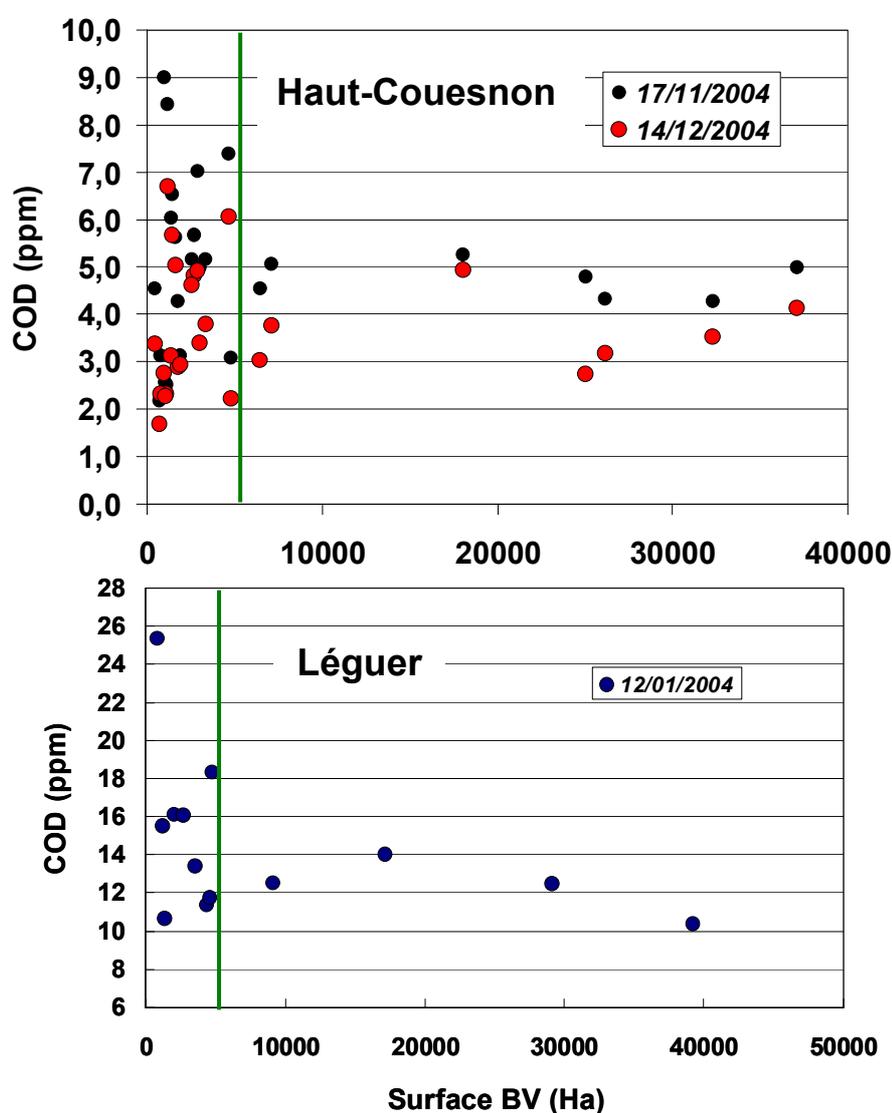
*Le petit nombre de données nécessaires pour cette phase exploratoire de localisation des zones sources n'empêchera pas de devoir rebasculer sur de la haute fréquence de mesures lorsque l'on voudra déterminer l'impact d'action concrètes que l'on pourrait avoir été amené à prendre sur les BV.*

## 4. A quelle échelle spatiale convient-il d'instrumenter un BV?

Après avoir traité la question de la fréquence temporelle des mesures nous en venons maintenant à la question toute aussi critique pour l'opérateur de l'échelle spatiale d'instrumentation d'un BV. Si l'on se place du point de vue de la recherche des causes de la pollution des rivières par les MO, et considérant le fait que les MO polluantes sont en majorité des MO allochtones provenant des sols des BV, il est clair que l'opérateur sera amené à rapprocher son réseau de mesures de l'interface eau-sol, c'est-à-dire à l'installer plutôt à l'exutoire des têtes de BV, là où s'acquiert la composition chimique des eaux de surface, plutôt qu'à l'exutoire des grands BV, là où sont implantées les prises d'eau. En d'autres termes, déterminer l'origine d'une pollution d'une prise d'eau en rivière par les MO et tenter d'y remédier impose de dissocier les mesures relatives au suivi de la qualité sanitaire et réglementaire de l'eau brute de celles relatives à la recherche des causes et à la mise en place de mesures curatives et/ou préventives. Autant les premières se feront souvent en un point et en un seul du BV (à la prise d'eau), autant les secondes se feront obligatoirement en plusieurs points du BV, eu égard à l'hétérogénéité spatiale attendue de celui-ci quant à la capacité de ses sols à exporter des MO (hétérogénéité spatiale liée au fait que la plupart des facteurs de contrôle de la teneur en MO des eaux du sol varient eux mêmes très fortement dans l'espace; cas des facteurs topographiques et pédologiques; cas aussi des facteurs liés à l'occupation du sol et aux pratiques agricoles). Toute là question ici est de savoir jusqu'à quelle échelle spatiale descendre sachant que plus celle-ci sera petite plus le nombre de points de mesure sera important, accroissant d'autant les coûts en personnel et en analyse.

Pour déterminer cette échelle spatiale on peut se référer aux travaux actuellement en cours en

Bretagne concernant l'identification du rôle des activités agricoles sur les teneurs en MO des rivières, travaux dans lesquels une détermination de la variabilité de la teneur en MO des rivières en fonction de la taille de l'aire drainée a été effectuée. Cette détermination a été conduite dans le BV du Haut-Couesnon à deux dates (une en novembre 2004; une autre en décembre de la même année) et dans le BV du Léguer à une seule date (janvier 2004). Les résultats sont présentés graphiquement dans la **figure 10** et en carte pour le Haut-Couesnon dans la **figure 11**. Comme le montre la **figure 10**, il existe une échelle d'homogénéisation à partir de laquelle la teneur en MO d'une rivière n'évolue plus. Pour le Haut-Couesnon comme pour le Léguer, cette échelle se situe aux environs de 5000 ha. Sous cette échelle, à l'inverse, la teneur en MO des rivières se différencie très fortement, certains tributaires étant très pollués alors que d'autres le sont très peu.



**Figure 10.** Figure montrant l'évolution de la teneur en MO (COD) du Couesnon, du Léguer et de leurs affluents en fonction de la taille de l'aire drainée. Dans les deux cas, une échelle d'homogénéisation apparaît vers 5000 Ha (trait vertical), renvoyant l'échelle spatiale d'expression des facteurs de contrôle de la pollution de ces rivières par les MO à des territoires eux-mêmes  $\leq 5000$  Ha.

La **figure 10** est riche d'enseignements. D'une part elle confirme bien que les MO des rivières sont pour l'essentiel issues des sols des BV, le transport dans le réseau (croissant avec l'augmentation de la taille de l'aire drainée) n'augmentant pas la teneur en MO. D'autre part, l'hétérogénéité qu'elle révèle sous la limite des 5000 ha montre que c'est à cette échelle que se différencient et s'expriment les facteurs de contrôle de la teneur en MO des rivières. En d'autres termes, la plus ou moins grande capacité d'un BV à exporter des MO est très clairement sous la dépendance de facteurs dont l'échelle de variabilité se situe elle aussi sous la limite des 5000 ha. Identifier ces facteurs et prendre des mesures pour en contrer les effets impose donc d'instrumenter un BV à une échelle  $\leq 5000$  ha.

A partir de ces résultats la préconisation que nous pouvons faire concernant l'échelle d'instrumentation d'un BV soumis à une pollution de sa prise d'eau par les MO est donc d'effectuer dans un premier temps une ou deux campagnes de mesure dans le cadre d'un dispositif de type "BV emboîtés" (croissance des aires drainées) de manière à déterminer l'échelle d'homogénéisation de la teneur en MO. Cette étape est importante car rien ne dit que la limite des 5000 ha soit une constance à l'échelle de la Bretagne. Une fois l'échelle d'homogénéisation déterminée, on procédera alors, dans un deuxième temps, à des campagnes de mesures à cette échelle, à la fréquence précédemment définie.

Un exemple de découpage de l'espace auquel une telle approche finit par aboutir est présenté dans la **figure 11** pour le BV du Haut-Couesnon. Dans la carte présentée, ont été isolés les sous BV amont au sein desquels s'opère la différenciation des sols à exporter plus ou moins de MO. Il est clair que c'est sur cet ensemble de sous BV qui, dans le cas du Haut-Couesnon, représente en gros 30% de la surface totale drainée en amont de la prise d'eau concernée par des dépassements de la limite réglementaire MO que doivent s'effectuer les suivis visant à comprendre pourquoi certaines parties de l'espace sont grosses exportatrices (cas des sous BV 10 et 20) alors que d'autres exportent très peu (cas des sous BV 15 et 12). L'effort analytique à consentir est obtenu en multipliant le nombre de sous BV retenus (11) par le nombre de couples "crue – inter crues" requis pour la phase de hiérarchisation (4; voir plus haut), soit un total de 44 analyses.

## **Préconisation**

Les suivis effectués en Bretagne indiquent que la taille de l'aire drainée à laquelle s'expriment et se différencient les facteurs de contrôle de la pollution des eaux de rivières par les MO est  $\leq 5000$  ha. C'est donc à cette échelle (typiquement l'échelle du sous BV amont) que devra être implanté le réseau de points de suivis visant à localiser les zones sources de la pollution au sein des BV et les territoires au sein desquels les actions de reconquête de la qualité de l'eau devront être conduites en priorité.

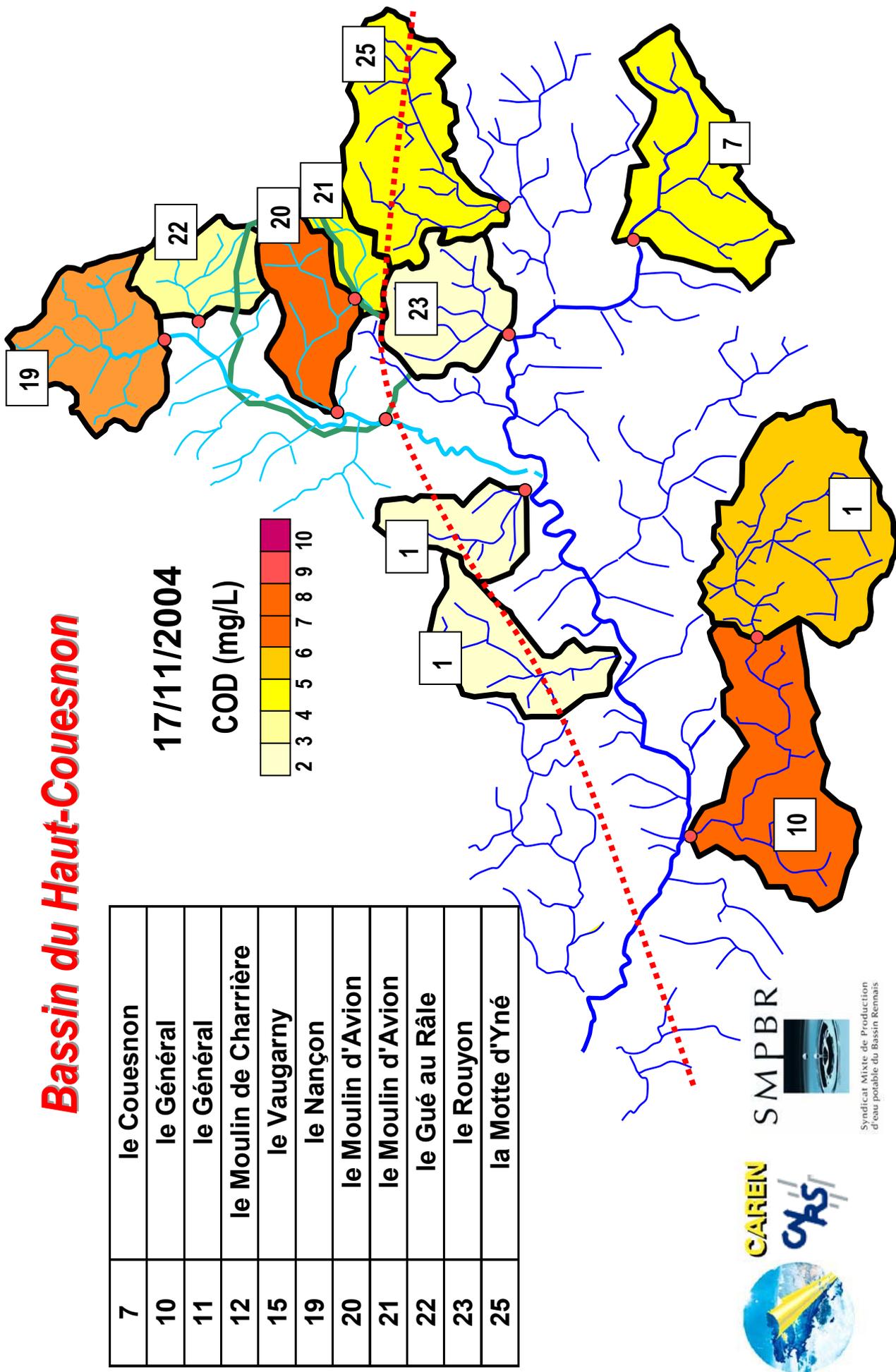
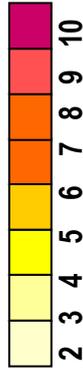
*Cette mise en place devra néanmoins être précédée d'une ou deux campagnes effectuées à taille d'aire drainée croissante de manière à vérifier que la limite des 5000 ha vaut bien pour le BV cible de l'étude diagnostic.*

# Bassin du Haut-Couesnon

7	le Couesnon
10	le Général
11	le Général
12	le Moulin de Charrière
15	le Vaugarny
19	le Nançon
20	le Moulin d'Avion
21	le Moulin d'Avion
22	le Gué au Râle
23	le Rouyon
25	la Motte d'Yné

17/11/2004

COD (mg/L)



Syndicat Mixte de Production d'eau potable du Bassin Rennais

Figure 11. Carte de localisation des sous BV amont du BV du Haut-Couesnon au sein desquels s'expriment les facteurs de contrôle conduisant à des eaux de rivière plus ou moins polluées par les MO

## 5. A propos des méthodes d'analyse et des précautions opératoires.

### 5.1. Oxydabilité, COT, COD

La limite réglementaire des 10 mg/L d'oxydabilité sur eau brute reposant sur une concentration d'oxydabilité déterminée par la méthode au  $\text{KMnO}_4$  à chaud en milieu acide, c'est évidemment ce paramètre qui est mesurée au niveau des prises d'eau. Concernant cette mesure il convient de rappeler ici que bien que portant sur des eaux brutes, cette méthode normée dose quasi exclusivement des MO dissoutes. Ceci vient de ce que les méthodes de dosage des MO par oxydation chimique (cas de la méthode au  $\text{KMnO}_4$ ) sont des méthodes trop "douces" pour oxyder les MO particulaires. Ce fait, mentionné de longue date dans la littérature (e.g. *Koprivnjak et al., 1995*), a été confirmé dans le cas des eaux bretonnes par les études conduites par le Groupe d'Etude sur la Pollution des Eaux par les Matières Organiques, études qui ont comparé, sur les mêmes échantillons, les teneurs en COD sur eau filtrée et les concentrations d'oxydabilité sur eau brute, et ce aussi bien en période de crue (période où l'on attend une fraction particulaire importante dans les eaux de rivière) qu'en période d'inter-crue (prépondérance de la fraction dissoute). Comme le montre les **figures 12 et 13**, des corrélations linéaires de pente environ 0.7 (oxydabilité = 0.7 x COD) sont obtenues dans tous les cas (i.e. en crue et hors crue), avec le même synchronisme et la même amplitude de variations des concentrations en COD et en oxydabilité lors des épisodes de crue (**figure 13**).

Il est clair qu'une corrélation linéaire entre oxydabilité et COD ne serait pas maintenue en période de crue si les mesures d'oxydabilité incluaient un compartiment particulaire. (voir aussi *Jardé et al., 2004a*). Une conclusion similaire – à savoir que les données d'oxydabilité sur eau brute ne renseignent que sur la fraction dissoute des MO - a été obtenue par *Birgand et al. (2004)* en comparant les hydrogrammes et les chimiogrammes de plusieurs BV bretons.

Cette incapacité des méthodes par oxydation chimique à oxyder les MO particulaires est encore mieux démontrée lorsque l'on compare entre elles des mesures de COD sur eau filtrée obtenues par oxydation thermique à des mesures de COT sur eau brute obtenues par oxydation chimique. Dans ce cas, les dosages exprimant tous une teneur en carbone organique, ils sont immédiatement comparables entre eux, ce qui n'est pas le cas de la confrontation COD-oxydabilité. Comme le montre la **planche 1** une telle comparaison a été effectuée pour des eaux du Léguer. Comme dans le cas de l'oxydabilité, une corrélation linéaire entre COT et COD est conservée lors des crues, de *même pente* que pendant les crues. En outre la pente n'est pas égale à 1 mais de 0.9, environ. *Ceci veut dire que les méthodes par oxydation chimique sont non seulement incapables d'oxyder les MO particulaires mais aussi une partie des MO dissoutes.*

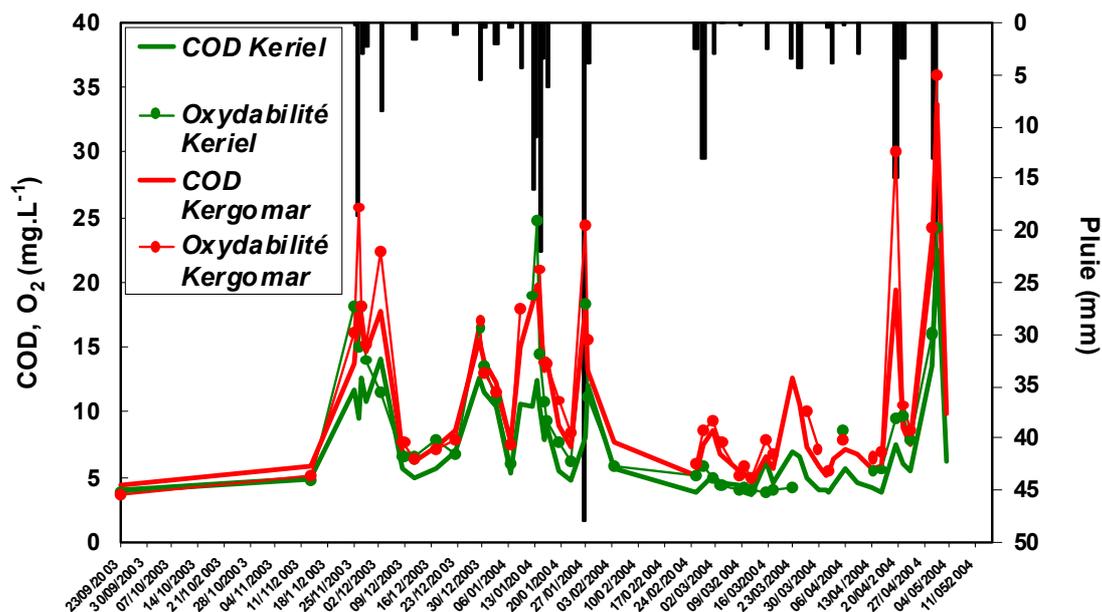


Figure 12. Séries temporelles des concentrations en COD sur eau filtrée et en oxydabilité sur eau brute aux stations de pompage de Kériel (BV du Léguer) et Kergomar (BV du Min Ran). Année hydrologique 2003-2004. Source des données: Jardé et al. (2004a).

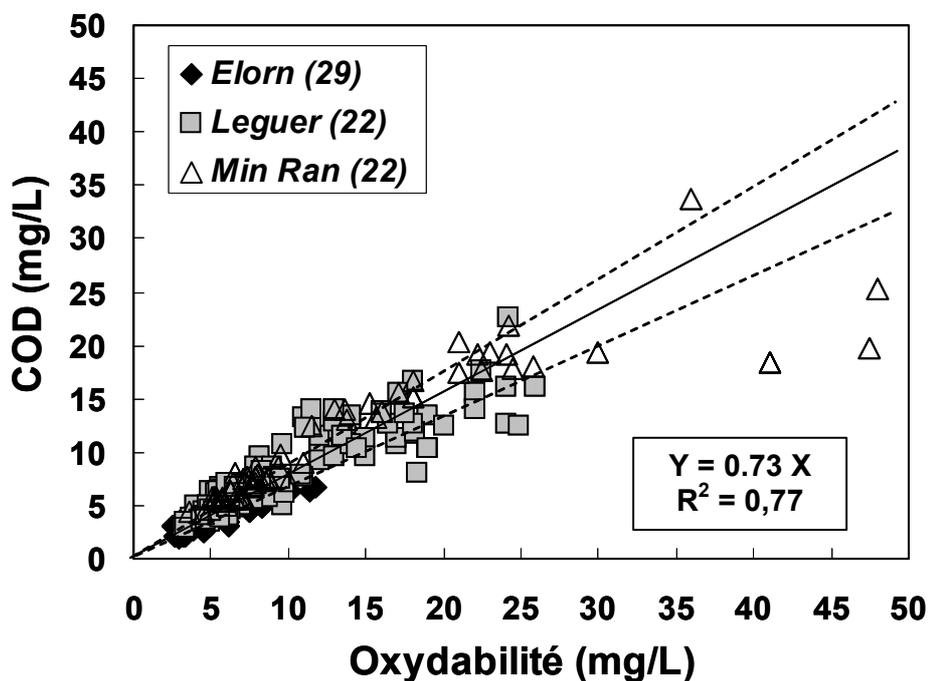


Figure 13. Diagramme illustrant la présence d'une corrélation linéaire entre teneur en COD sur eau filtrée et teneur en oxydabilité sur eau brute. Les échantillons comprennent des échantillons prélevés en crue et des échantillons prélevés hors période de crue. Le maintien d'une corrélation linéaire de même pente quelque soit le niveau de concentration suggère que les données d'oxydabilité sur eau brute dosent un compartiment organique constitué essentiellement de MO dissoute. Seuls les trois points situés dans le coin inférieur droit du diagramme sont susceptibles de comporter des concentrations d'oxydabilité intégrant une fraction particulaire significative. Sources des données: Jardé et al. (2004a).

Face à cette situation, il nous semble opportun de recommander l'usage des méthodes par oxydation thermique en lieu et place des méthodes par oxydation chimique. Comme la méthode par oxydabilité sur eau brute ne dose dans les faits que des MO dissoutes (ce qui revient soit dit en passant à faire de la norme "eau brute" une norme en réalité "eau filtrée") et que ce sont les MO dissoutes qui posent problème lors du traitement, il nous semble aussi opportun de recommander l'analyse d'eau filtrée en lieu et place d'eau brute. En d'autres termes nous recommandons d'utiliser le paramètre "COD par la méthode d'oxydation thermique" comme paramètre de suivi de la pollution des eaux de rivière par les MO. Cette recommandation nous paraît d'autant plus justifiée que ce paramètre est le paramètre de suivi le plus utilisé dans le monde, et que des situations "bretonnes" pourront être comparées à d'autres situations ailleurs dans le monde si ce paramètre est aussi le paramètre de suivi utilisé en Bretagne.

Pour conclure, on recommandera aux gestionnaires des prises d'eau contraint d'utiliser la méthode normée au  $\text{KMnO}_4$  d'effectuer sur quelques échantillons des mesures conjointes de COD de manière à établir le coefficient de proportionnalité de leur prise d'eau entre ces deux paramètres et être ainsi capable de transformer les teneurs en oxydabilité de leur prise d'eau en teneur de COD. Une cinquantaine d'échantillon balayant des épisodes de crue et des inter-crues est un nombre minimal pour une bonne statistique.

### **Préconisation**

Les méthodes par oxydation chimique n'oxydent qu'imparfaitement les MO, même dissoutes. Ainsi, des résultats d'oxydabilité et de COT sur eau brute ne quantifient-ils, au mieux, que des MO dissoutes. *Face à ce constat, Nous recommandons d'utiliser la méthode au "COD par oxydation thermique sur eau filtrée" comme méthode de diagnostic et de suivi de la pollution des rivières par les MO, celle-ci étant la méthode internationale de référence pour le dosage des MO dissoutes.*

## Planche N° 1 - Le dosage du Carbone Organique dans les eaux Gare à la méthode d'analyse mise en oeuvre!

Deux techniques d'oxydation sont communément utilisées pour le dosage du carbone organique présent dans les eaux naturelles. Dans l'une, le carbone organique est oxydé à très haute température (850°C) par de l'oxygène en présence d'un catalyseur métallique (*Petitjean et al., 2004*). Dans l'autre, l'oxydation se fait par ajout dans l'échantillon d'un oxydant chimique puissant (persulfate de sodium, par exemple) à température modérément élevée (95°C). Dans l'une et l'autre méthode, la concentration en carbone organique est déterminée par dosage du CO<sub>2</sub> produit. Les résultats sont exprimés en mg par litre de carbone organique dissous (COD), si l'échantillon a été filtré, ou en mg par litre de carbone organique total (COT) s'il s'agit d'une eau brute. Ces deux méthodes ne sont pas équivalentes du point de vue de leur capacité à oxyder tout le carbone organique présent dans une eau et donc à donner des résultats justes. En effet, autant la méthode par oxydation thermique conduit à une oxydation complète du carbone, autant celle par oxydation chimique peut ne pas oxyder certaines macro-molécules organiques, avec comme résultat un sous dosage du carbone organique présent dans l'échantillon. Des travaux publiés par *Koprivnjak et al. (1995)* montrent que l'écart entre valeur mesurée et valeur vraie peut atteindre dans certains cas 25 %. Dans le cas des eaux bretonnes, des échantillons d'eau provenant du bassin versant du Léguer analysés alternativement par chacune des deux méthodes ont montré que la méthode par oxydation chimique sous-dosait systématiquement le carbone organique présent dans les échantillons de 10% en moyenne (voir figure).

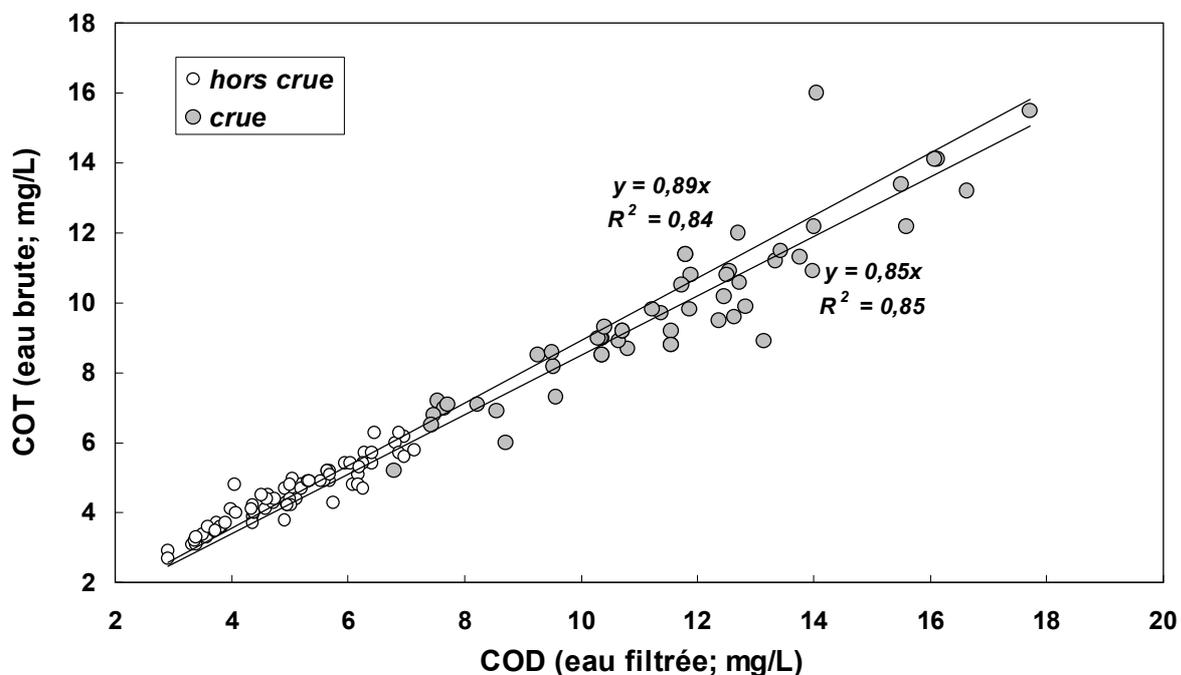


Figure illustrant le sous-dosage systématique des teneurs en carbone organique par les méthodes par oxydation chimique (cas des analyses COT présentées). L'écart peut aller jusqu'à 20%. Les données COT proviennent du LDA 22. Les analyses COD ont été effectuées au laboratoire de Géochimie de l'UMR Géosciences Rennes.

**Recommandation.** Face à ce problème, on recommandera de privilégier la méthode par oxydation thermique. A défaut de pouvoir utiliser cette méthode, le commanditaire d'une analyse veillera à demander au laboratoire prestataire de lui fournir des données quantitatives quant au biais induits par la méthode chimique mise en œuvre par ce dernier. Une telle quantification est possible en injectant dans la chaîne d'analyse des échantillons standard contenant des quantités connues de carbone organique, ou en envoyant des doubles des échantillons analysés à un laboratoire équipé d'un analyseur thermique.

**Nota.** L'oxydabilité au permanganate étant obtenue par une méthode d'oxydation chimique à température modérée, il est probable que cette méthode conduise aux mêmes sous-dosages que ceux évoqués plus haut. Ils ne peuvent toutefois pas être mis en évidence en comparant des données d'oxydabilité et des données de carbone organique, les grandeurs dosées étant différente (oxygène consommée dans l'une; CO<sub>2</sub> produit dans l'autre)

## 5.1. Matériel de prélèvement et précautions opératoires

Le matériel de prélèvement nécessaire au dosage du COD est présenté dans la **figure 14**. Il se compose d'une seringue pour prélever l'échantillon d'eau, d'un filtre adaptable sur la seringue de porosité 0.22 microns et d'un flacon plastique de 30 ml pour recevoir l'échantillon filtré et le stocké en attendant d'être analysé.

Les recommandations opératoires sont les suivantes:

- 1) Décontaminer les flacons à l'eau distillée légèrement acidifiée (0.1M) à chaud avant usage;
- 2) Jeter le premier ml de filtrat; cette opération est nécessaire car les filtres étant en acétate de cellulose, ils larguent naturellement du carbone organique susceptible de contaminer les échantillons;
- 3) Ne pas hésiter à changer de filtre lorsque celui colmate (cas des eaux prélevées en crue);
- 4) Remplir le flacon de 30 ml à ras bord de manière à éviter la présence d'oxygène dans le flacon, favorable à la minéralisation de la MO;
- 5) Stocker les échantillons dans le noir à 4°C.



**Figure 14.** Les trois accessoires requis pour la préparation d'un échantillon d'eau en vue d'une analyse COD.

---

**Nota 1:** les filtres se jettent après usage. Les flacons et seringues se recyclent par lavage à l'eau acidulée.

**Nota 2:** le volume de 30 ml permet de doubler l'analyse COD et d'effectuer sur le même échantillons un dosage des nitrates, des sulfates et des chlorures ainsi qu'une détermination de l'absorbance UV.

Dans la mesure du possible, les analyses sont réalisées dans un délai d'une semaine après prélèvement. Cependant, des tests de conservation d'échantillons réalisés au laboratoire montre que les concentrations en COD ne s'écartent pas plus de 5% de la valeur vraie, même après un mois de stockage au réfrigérateur (*Petitjean et al., 2004*).

La méthode "COD par oxydation thermique" est une méthode très reproductible. L'analyse répétée d'échantillons montre que l'incertitude sur la mesure du COD est meilleure que  $\pm 2.5\%$  (voir **tableau 5**). Les blancs de COD sont  $<0.5\%$ .

	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>Moyenne</b>	<b>RSD%</b>
<b>Leguer 1</b>	19,4	19,8	19,1	19,4	1,8
<b>Leguer 2</b>	10,4	10,3	10,3	10,3	0,3
<b>Leguer 3</b>	13,9	13,9	14,3	14,1	1,5

**Tableau 5:** Concentrations en CO (en mg.L-1) obtenues lors de l'analyse de trois prises d'essai différentes de trois échantillons du Léguer à l'UMR CNRS Géosciences Rennes. La colonne de droite montre que la répétabilité des mesures est meilleure que 2%.

Les personnes intéressées par plus de détails sur la méthode sont invitées à consulter le mémoire publié par *petitjean et al. (2004)*. Ce document est téléchargeable à l'adresse internet [www.geosciences.univ-rennes1.fr](http://www.geosciences.univ-rennes1.fr), rubrique publication. De même, les personnes désireuses d'avoir plus de renseignements sur les matériels de prélèvements (noms de fournisseurs; références exactes des matériels; coût,...) sont invitées à rentrer en contact avec M. Patrice Petitjean, Ingénieur d'Etude CNRS en charge des analyses COD au sein de l'UMR Géosciences Rennes (Tel: 02 23 23 60 87; Courriel: [patrice.petitjean@univ-rennes1.fr](mailto:patrice.petitjean@univ-rennes1.fr)).

## **6. De la nécessité de mesurer d'autres paramètres en même temps que les teneurs en MO**

### **6.1. Outils de caractérisation et de détermination de l'origine des MO**

Déterminer l'origine d'une pollution par les MO d'une rivière ne peut pas se faire uniquement en déterminant la concentration en carbone organique ou en oxydabilité de l'eau. Il faut associer à ces indicateurs de quantité des indicateurs de qualité capables de déterminer la nature exacte des molécules organiques impliquées dans les pollutions et donc d'en préciser les causes.

Rentrer dans le détail de tous les outils existants ou en cours de développement dans le domaine serait long et fastidieux. Nous renvoyons le lecteur intéressé à la revue publiée en 2003 par *Leenheer et Croué*.

Nous rappellerons simplement que des outils aussi simples à mettre en œuvre que l'absorbance UV à 254 ou 280 nm peuvent fournir des informations très précieuses sur la nature des MO, notamment leur capacité à former des sous-produits toxiques lors de la chloration des eaux (voir **planche 2**; voir aussi *Gruau, 2004*). Nous rappellerons également que des techniques moléculaires basées sur la détermination de biomarqueurs spécifiques des sources potentielles et la recherche de ces biomarqueurs dans les eaux ont donné des résultats prometteurs dans le cas des eaux bretonnes (voir **planche 3**; voir aussi *Jardé et al., 2004b*)

## Préconisation

Il est fondamental de compléter la détermination des teneurs en MO par des analyses visant à déterminer la nature des molécules présentes au sein du compartiment. Il se peut que ce soit la seule façon de remonter aux sources et donc indispensable pour définir des politiques concrètes et efficaces de reconquête de la qualité de l'eau.

Il existe de nombreuses méthodes de caractérisation allant de méthodes aussi simple de mise en œuvre et de moindre coût comme l'absorbance UV à des techniques plus complexes mais aussi plus riches de renseignements comme la technique des biomarqueurs moléculaires.

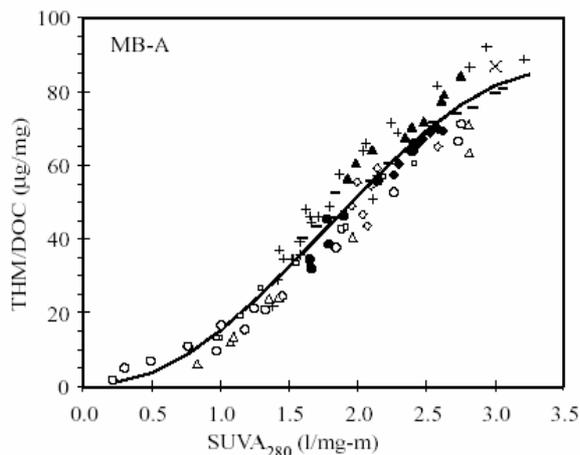
Les personnes désireuses de mettre l'une ou l'autre de ces techniques en œuvre sont invitées à se reporter à la littérature ou à contacter des laboratoires d'analyse et de recherche pour évaluer lesquelles seraient les plus aptes à répondre aux questions auxquelles elles font face.

## 6.2. Utilité du dosage des anions

Nous avons vu dans les chapitres précédents que la dynamique du transfert des MO dans les BV était un processus spatialisé, très connecté à la dynamique du transfert de l'eau. Ce lien suggère qu'il peut être important de suivre d'autres paramètres chimiques que les seules MO, sachant que ces autres paramètres pourront éventuellement nous renseigner sur les trajets de l'eau dans les BV et donc sur la source des MO que cette eau transporte. Au premier rang de ces paramètres, on trouve les anions: nitrate, chlorure et sulfate. Ainsi, et sans entrer dans le détail, si une zone humide devient contributive au signal MO d'une rivière, il y a fort à parier que l'augmentation de teneur en MO liée à cette contribution s'accompagnera d'une diminution de la teneur en nitrate, les zones humides étant connues pour être des systèmes dénitrifiants.

## Planche N° 2. Les UV comme moyen d'évaluer le risque de formation de sous-produits chlorés lors du traitement d'eaux riches en MO

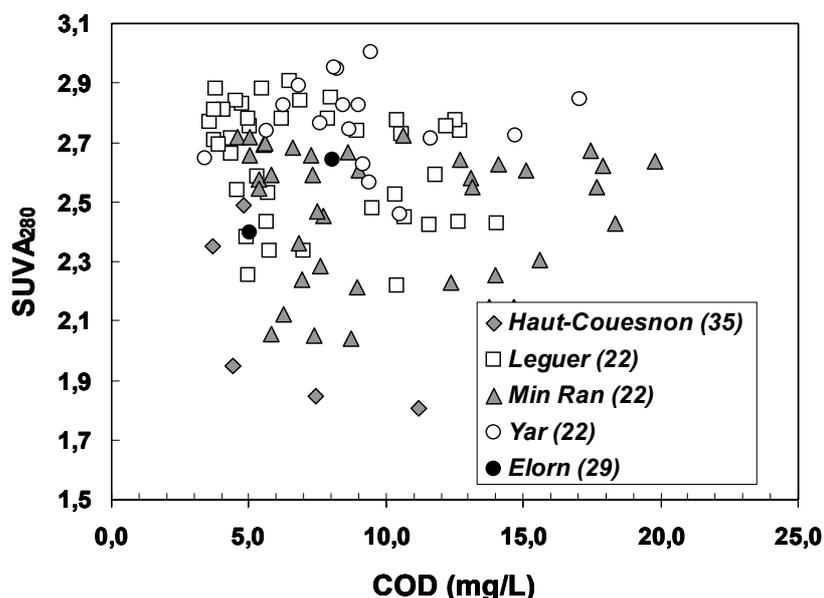
Des études réalisées au plan international ont montré que plus une MO était riche en noyaux aromatiques (i.e. en carbones aromatiques plus le risque de former des sous produits toxiques lors de la chloration (trihalométhanes; acides haloacétiques) était important. Les carbones aromatiques absorbant la lumière à une longueur d'onde de 280 nm, la proportion de carbone aromatique au sein d'une MO peut être obtenu en divisant l'absorbance à 280 nm (proportionnelle à la concentration en C aromatique de l'échantillon) par la teneur en C organique total de l'échantillon. L'absorbance relative ainsi obtenue peut être comparée aux abaques ci-dessous déterminant la quantité de trihalométhane (THM) formée par mg de COD en fonction de la proportion de C aromatique déterminé par l'absorbance à 280 nm.



Relation entre potentiel de formation de THM par mg de C et la proportion de C aromatique comme déterminé par l'absorbance à 280 nm. D'après Kitis et al. (2004).

Mesurer l'absorbance à 280 nm d'une eau de rivière en même temps que sa teneur en COD permet donc de déterminer le potentiel de formation de THM de la MO contenu dans cette eau. Ce paramètre peut permettre, dans une région où les rivières sont fortement polluées par les MO mais où des différences de potentiels de formation en THM existe de localiser les zones à forts risques THM, régions vers lesquelles il conviendra d'orienter en priorité les actions de reconquête de la qualité de l'eau.

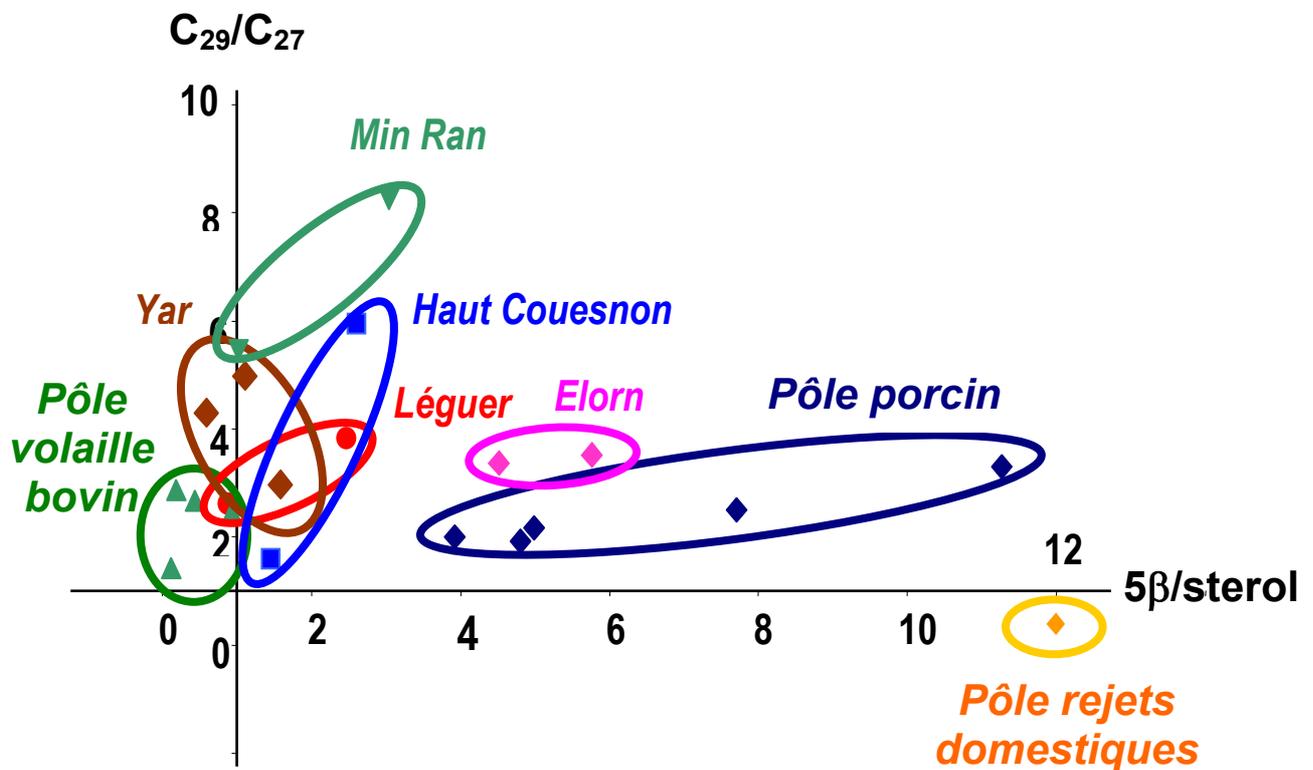
La figure ci-dessous présente des résultats d'absorbance UV à 280 nm obtenus sur des eaux de rivière bretonnes. La figure montre que toutes les eaux ne sont pas équivalentes du point de vue de leur potentiel de formation de THM, les plus forts potentiels étant trouvés pour les eaux du Yar et les plus faibles pour certains sous BV du Haut-Couesnon (voir aussi Gruau, 2004).



## Planche N° 3. L'outil moléculaire comme outil de traçage de la nature et de l'origine de la MO en solution dans les rivières.

Les outils de la géochimie organique moléculaire peuvent fournir des outils de traçage de l'origine de la matière organique en solution dans les rivières. La méthode est basée sur la recherche de molécules spécifiques aux différentes sources susceptibles de fournir des MO aux rivières comme par exemple les débris végétaux, les rejets domestiques et industriels, les effluents d'élevage.... Recherche des biomarqueurs dans les eaux. Une fois identifier et valider dans leur capacité à ne pas être modifier pendant le transport, les biomarqueurs peuvent alors rechercher dans les eaux;

Cette technique a été utilisée par *Jardé et al. (2004b)* pour déterminer l'impact des épandages d'effluents d'élevage sur la teneur en MO des eaux des rivières bretonnes. Une molécule caractéristique des déjections porcines (le coprostanol) a ainsi été retrouvée dans les rivières drainant les BV les plus "chargés" en élevages porcins (BV de l'Elorn, 29). Mieux, une relation systématique a été mise à jour entre la présence de certains composés organiques dans les eaux de rivière et les types d'élevage sur les BV. Par ailleurs, il est apparu que le BV dont la MO comportait une signature "lisier de porc" marquée était celui dont la teneur en MO diminuait dans le temps, les rivières aujourd'hui très polluées et présentant des concentrations à la hausse dans le temps (Yar (22); Léguer (22)) montrant des signatures proches, voire confondues avec celles de déjections bovines et/ou de fientes de volaille (voir figure ci-dessous).



Comparaison des rapports  $C_{29}/C_{27}$  et  $5\beta(\text{coprostanol})/C_{27}$  trouvés dans les eaux des rivières de Bretagne et les valeurs prises par ces rapports dans les différents types de déjections animales épandus sur les sols bretons. D'après *Jardé et al. (2004b)*.

La géochimie moléculaire appliquée aux eaux de surface pâtie de n'être encore qu'une technique expérimentale et assez complexe et coûteuse. Cela semble néanmoins être l'une des techniques d'avenir dans la recherche des causes de la pollution de eaux de rivières par les MO, notamment lorsque cette pollution est diffuse et que les causes peuvent être multiples, ce qui est précisément le cas des agrohydro-systèmes.

De cette relation, il vient que les apports d'eau superficielle en provenance des zones humides auront la double caractéristique d'être marqués par des teneurs en COD élevées et des teneurs en nitrate faibles. Les teneurs en nitrate seront d'autant plus faibles que des phénomènes de ruissellement d'eau de pluie (eau par essence pauvre en nitrate) sur zones saturées accompagneront ces apports. Cette caractéristique est bien illustrée dans la **figure 15** où nous avons reporté l'évolution des teneurs en nitrate à l'exutoire du BV de Naizin pendant trois années pendant lesquelles la teneur en COD a également été analysée (même point de prélèvement; même jour). Cette figure illustre une autre caractéristique intéressante, à savoir l'existence de pics positifs de sulfate lors de chaque événement de pluie, avec des amplitudes particulièrement importantes lors de la reprise des écoulements à l'automne. L'examen des relations entre teneurs en COD et teneurs en sulfate révèle l'existence de corrélations positives entre ces deux traceurs en période de crue semblant indiquer soit un lien dans leur cycle à ce moment, soit plus vraisemblablement que les sources de ces deux solutés sont spatialement connectées à cet instant du cycle hydrologique.

### **Préconisation**

Il est vivement recommandé d'accompagner la mesure des teneurs en MO de dosage des concentrations en sulfate, nitrate et chlorure. Des changements dans les concentrations de ces trois anions en phase avec des changements dans la teneur en MO peuvent aider à déterminer l'origine spatiale de la MO dans les BV.

Cette recommandation peut d'autant plus être faite que le coût d'un dosage anion est faible et que la quantité d'eau nécessaire étant faible, celle-ci pourra être prélevée dans les 30 ml filtrés pour le dosage du COD

### **6.3. A propos des données d'occupation du sol et sur les pratiques agricoles**

La dernière recommandation qu'il nous paraît important de formuler concerne les données agricoles et les données "milieu" qu'il faut pouvoir mettre en face des données MO pour interpréter celles-ci. En fait, et comme souvent dans le domaine de la pollution des eaux, la partie "eau" du problème est relativement facile à documenter (même si dans le cas des MO, la tâche est assez complexe) ce qui conduit souvent à négliger la partie amont concernant la pédologie, les propriétés hydrodynamiques des sols, leur teneur en MO, les activités humaines sur le BV,... (autant de facteurs à l'origine des pollutions, ou en facilitant le déclenchement). Comment peut-on espérer comprendre les causes d'une pollution diffuse aussi complexe que la pollution par les MO, et par là déterminer les types de mesure à prendre pour la contrôler, si l'on ne peut mettre en face des données qualité d'eau le niveau d'information requis sur les caractéristiques des territoires où se génèrent les pollutions?

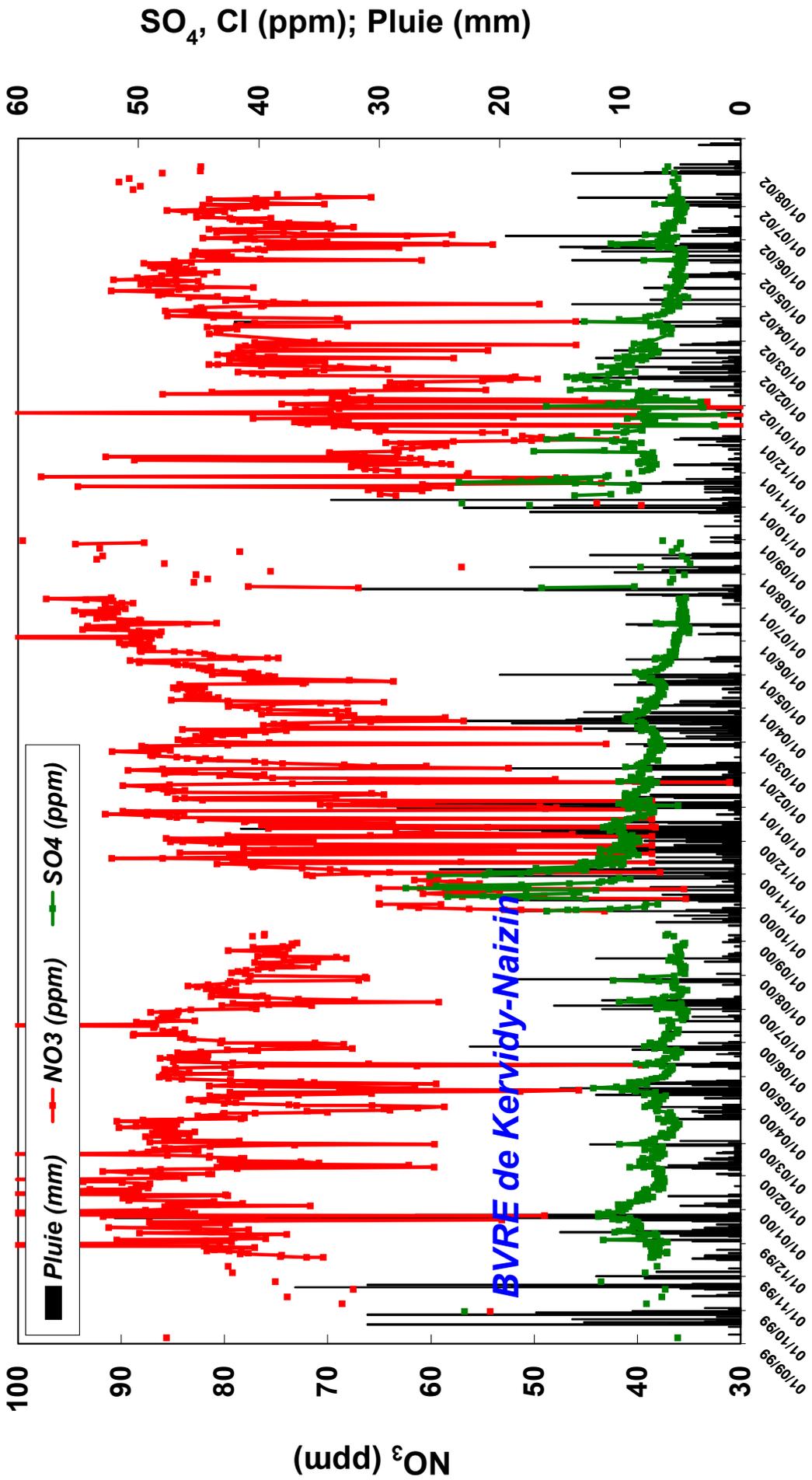
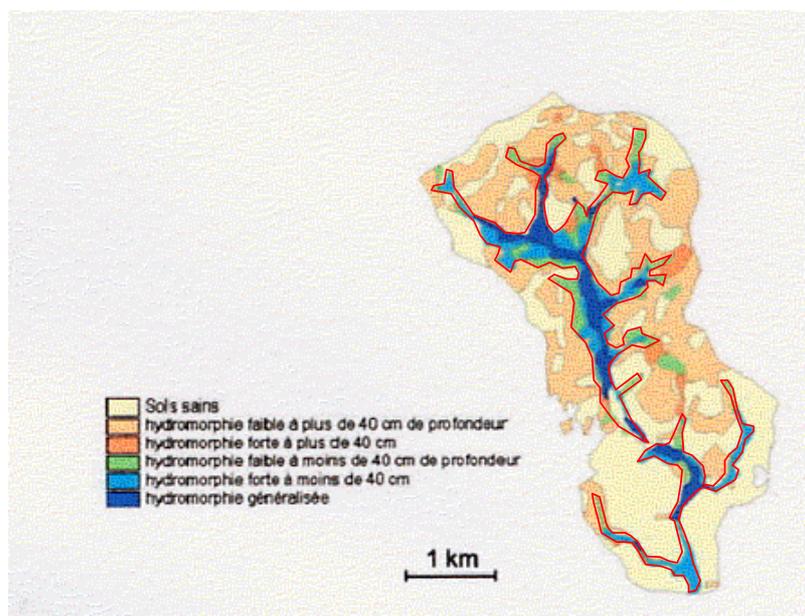


Figure 15. Séries temporelles montrant l'évolution de la pluviométrie et des teneurs en nitrate et sulfate à l'exutoire du BV de Kervidy-Naizin entre septembre 1999 et août 2002. (Fréquence des analyses: 1 mesure par jour)

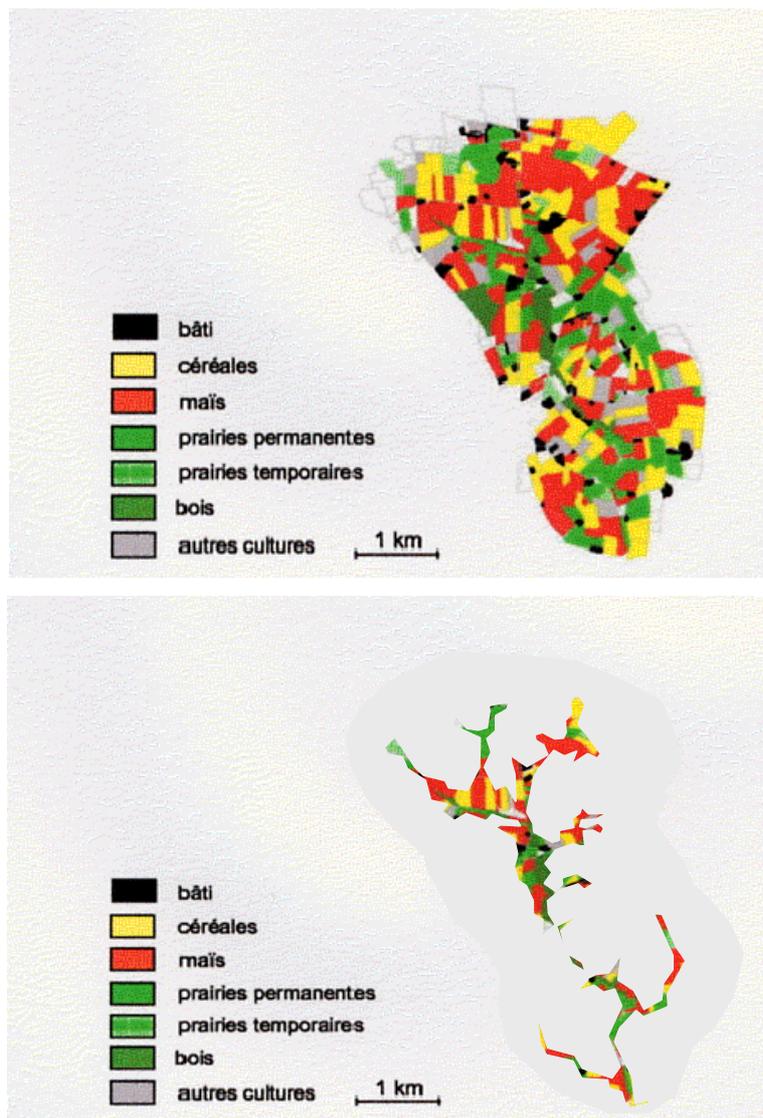
Pour illustrer le type d'informations dont il faudrait pouvoir disposer pour analyser correctement la relation existant, par exemple, entre pratiques agricoles et teneur en MO des eaux, nous prendrons ici l'exemple du BV de Kervidy-Naizin dans le Morbihan (56). Ce BV, de taille modeste (12 km<sup>2</sup>), a été intensément étudié depuis plus de 30 ans (*Durand et Torres, 1996, Gascuel et al., 1998; Cann, 1999, Cheverry, 1998, Molénat, 1999; Molénat et al., 2002*). Les caractéristiques du milieu physique ainsi que les activités agricoles (en particulier le type d'assolement) y sont relativement bien documentés, et ce sur de très faibles distances. Point critique, on connaît sur ce BV la répartition spatiale de l'hydromorphie des sols, c'est-à-dire que l'on peut cartographier la surface du BV au sein de laquelle la nappe atteint les horizons organiques du sol lors des épisodes pluvieux hivernaux. Autrement dit, on peut cartographier les zones du BV qui sont susceptibles de contribuer *effectivement* au flux de MO à l'exutoire. C'est ce qui a été fait dans la **figure 16**. On voit très clairement, à partir de cette figure, que la zone contribuant au flux de MO est une surface discontinue qui ne représente qu'une faible proportion de la surface totale du BV (10% environ). On perçoit alors clairement l'inadaptation, voire l'inutilité de comparer la teneur en MO à l'exutoire de ce BV (et des autres BV bretons) avec les pratiques agricoles moyennées à l'échelle de l'ensemble BV ou de la commune.



**Figure 16.** Carte montrant la distribution spatiale des sols hydromorphes sur le BV de Kervidy-Naizin (56). La limite de l'hydromorphie à moins de 40 cm (zone surlignée en rouge) peut être considérée comme l'extension maximale de la zone contribuant au transfert de MO sachant que la teneur en MO des sols de ce BV est très faible sous la zone des 40 cm. D'après *Viaud (2004)*.

En fait, il faudrait pouvoir disposer de descripteurs des activités agricoles pratiquées au sein de la seule zone contributive. Qu'est-ce que cela suppose? La réponse est très claire. Cela suppose de disposer d'informations à la *parcelle*. Cette nécessité est illustrée par la **figure 17** dans laquelle les

zones à priori non contributives du BV de Kervidy-Naizin (56) ont été masquées et comparées au parcellaire établi pour ce BV. On voit très clairement que l'échelle de la zone contributive est typiquement celle de la parcelle, voire même infra parcellaire. N'émergent plus, une fois le masque "zone non contributive" placé sur le BV, que les quelques parcelles de la zone contributive. C'est évidemment sur ces parcelles, et seulement sur celles-là, qu'il faudrait pouvoir calculer des variables agricoles. Ce n'est qu'en traitant une information spatialisée du type de celle présentée dans la **figure 17** que l'on peut espérer extraire le rôle des pratiques agricoles sur la pollution des eaux par les MO.



**Figure 17.** Carte du parcellaire tel qu'établi sur l'ensemble du BV de Kervidy-Naizin (56) et sur les seules zones contribuant au flux de MO, définies à partir de la carte de répartition des sols hydromorphes (**figure 16**). Très clairement, ce sont les activités pratiquées sur les parcelles au sein de ces zones qui auront un impact sur la qualité de l'eau à l'exutoire et non celles pratiquées en moyenne sur l'ensemble du BV.

Quelle est la situation dans la plupart des BV bretons? Comme l'a montré l'étude réalisée par le Cemagref (*Birgand et al., 2004*), l'information à la parcelle est soit inexistante (cas par exemple des quantités et types d'effluents d'élevage effectivement épandus sur les BV), soit inaccessible car confidentielle (cas des données remontant via les DDAF). Les seules informations facilement accessibles sont des moyennes à l'échelle communale (cas des données issues du Recensement Général Agricole (RGA)). Ce manque de données sur les pratiques agricoles à la parcelle, ou leur inaccessibilité lorsqu'elles existent, sont clairement des verrous majeurs lorsque l'on veut comprendre et établir le rôle des pratiques agricoles sur la pollution des rivières bretonnes par les MO. Comment apporter les correctifs nécessaires si l'on est incapable d'identifier quelles sont les pratiques à risque et, parmi ces pratiques, quelles sont celles qui contribuent le plus aux pollutions observées?

Les lacunes concernant les BV vont bien au-delà des seules pratiques agricoles. Certaines caractéristiques physico-chimiques des sols, comme par exemple la perméabilité des horizons immédiatement sous-jacent à l'horizon organique supérieur du sol, ou plus simplement le stock de MO présent au sein de la zone contributive, ne sont pas mieux renseignés que les pratiques agricoles. Des moyennes peuvent être trouvées, ça et là, mais il s'agit souvent de moyennes communales, en aucun cas de moyennes attribuables aux seules zones contributives. Tout ceci pour dire que la mise en place d'un dispositif visant à localiser les zones sources de MO dans les BV et à comprendre les mécanismes impliqués dans les transferts ne peut se concevoir sans la mise en place, en parallèle, de bases de données rassemblant les variables susceptibles de contrôler les pollutions observées. Pour être opérationnelle vis-à-vis des MO, ces bases de données devront avoir la parcelle comme échelle spatiale d'entrée, cette échelle étant la seule qui permette d'accéder à l'information sur les zones contributives. Si un minimum d'effort n'est pas déployé en direction des caractéristiques du milieu et des pratiques agricoles, il est fort à parier que le rôle quantitatif de l'agriculture sur la pollution des eaux bretonnes par les MO restera encore longtemps largement inconnu.

## **Préconisation**

Il est vivement recommandé d'accompagner l'effort d'analyse sur la MO des eaux par un effort dirigé vers la collecte des informations pertinentes concernant le milieu physique et les pratiques agricoles. Ces informations devront être spatialisées aux zones des BV dont sont issues les MO (zones de fonds de vallée principalement). Un préalable à cette spatialisation est évidemment la cartographie des zones potentiellement contributrices de MO au sein des BV

## 7. A propos du dosage des matières organiques particulaires

Pour conclure ce guide il nous est apparu intéressant d'aborder le problème du dosage des MO particulaires. Comme nous l'avons vu plus, la méthode de l'oxydabilité au  $\text{KMnO}_4$  ne dose que les MO dissoutes. Autant dire que les dépassements de la limite réglementaire subis par les rivières bretonnes concernent des MO dissoutes, lesquelles sont d'ailleurs celles posant de réelles difficultés de potabilisation car les plus difficiles à éliminer (pour éliminer des MO particulaires, un simple passe sur un filtre à sable suffit). C'est d'ailleurs cette considération qui nous a conduit à recommander l'utilisation de l'indicateur "COD par la méthode d'oxydation thermique" dans le suivi de la pollution diffuse des rivières par les MO. Reste que les rivières bretonnes véhiculent un compartiment MO particulaire dont la taille est pour l'instant globalement inconnue et qu'il pourrait être intéressant de quantifier.

Plusieurs raisons militent en faveur d'une telle quantification:

- 1) Les MO particulaires participent au transfert de carbone organique des sols vers les eaux de surface. Elles sont donc un des éléments du bilan carboné au même titre que les MO dissoutes.
- 2) Les MO particulaires peuvent être des vecteurs de polluants dans l'environnement (pesticides, métaux lourds,...) dont certains peuvent être libérés lors de la dégradation de la MO particulaire dans les fonds de rivières, les retenues, les estuaires,...
- 3) Les MO particulaires sont un marqueur de l'érosion des sols ou des berges et peuvent donc être utiles pour quantifier cette érosion.
- 4) Les MO particulaires peuvent devenir le composant organique principale des rivières, notamment en périodes d'étiages estivales lorsque la productivité interne au cours d'eau devient importante.

Reste que quantifier la concentration en MO particulaire est une tâche extrêmement ardue. D'une part et comme nous l'avons vu, la plupart des méthodes en opération dans les laboratoires d'analyse sont inaptes au dosage de ce compartiment. Seule la méthode par oxydation thermique paraît apte à le doser. Problème: les appareils en service dans les laboratoires sont pour la plupart "formatés" pour le dosage d'eau filtrée et de ce fait incapables de "brûler" des particules. D'autre part, il faut considérer que la concentration en particule d'une eau varie encore plus fortement dans le temps que celle des MO dissoutes, posant avec encore plus d'acuité le problème de la fréquence des mesures (l'essentiel du flux annuel de particules transitant dans une rivière peut très bien s'écouler lors d'une seule crue, totalement imprévisible). Enfin, les particules sont par essence des fragments de matière de taille diverse distribués aléatoirement dans un volume d'eau. Pour être représentatif vis-à-vis d'un signal "MO particulaire", un échantillon se doit d'être gros (plusieurs litres), ce qui n'est pas le moindre frein à l'analyse de ce compartiment.

## Préconisation

Nous recommandons aux gestionnaires de la qualité de l'eau de focaliser leur attention sur la pollution des eaux de rivière par les MO dissoutes, les problèmes sanitaires afférents à cette pollution étant connus et les moyens d'en investiguer les causes étant pour l'essentiel soit disponibles, soit en voie de l'être à brève échéance.

En l'état actuel des techniques, un suivi extensif des MO particulières à l'échelle des sous BV ou à haute fréquence temporelle est très difficilement envisageable. Seule des analyses ponctuelles paraissent faisables, moyennant une réflexion amont sur les objectifs poursuivis et une recherche des laboratoires possédant les outils et les savoirs faire requis.

## 8. Conclusion – Protocoles types

La carte présentée au début de ce guide a rappelé l'acuité de la pollution des captages bretons d'eau brute en rivière par les MO et le nombre très important de facteurs susceptibles d'être impliqués dans ces pollutions. Les études conduites depuis 2 ans par le *Groupe d'Etude sur la Pollution des Eaux par les Matières Organiques* ont montré que l'intensification agricole qu'a connue la Bretagne au cours des 30 dernières pouvait avoir sa part dans cette dégradation. Cependant, les facteurs sont là aussi nombreux et dire si ce sont plutôt les épandages de déjection animale sur les BV, ou les changements dans les assolements, ou encore des pratiques d'aménagement telles que le drainage ou l'arasement des haies qui sont impliqués dans la pollution des rivières par les MO demeure largement une question sans réponse. Répondre à cette question passe par une meilleure analyse du problème notamment en adaptant l'échelle spatiale et la fréquence des mesures à la réalité des mécanismes impliqués dans le transfert des MO des sols vers les eaux. C'est dans cette perspective qu'a été réalisé ce guide.

Dans ce guide, nous nous sommes attaché à mettre les protocoles en phase avec les objectifs propres à ce qui nous semble être les deux phases d'une expertise environnementale traitant d'une pollution diffuse des eaux par des molécules provenant des sols des BV, à savoir i) localiser les zones source de la pollution dans les BV et en détecter les causes et ii) suivre l'effet de mesures concrètes de reconquête de la qualité de l'eau qui pourrait être décidées sur les BV afin de les valider ou, au contraire y apporter les correctifs nécessaires.

Nous ne reprendrons pas ici le détail des recommandations que l'expérience acquise sur le thème par le *Groupe d'Etude sur la Pollution des Eaux par les Matières Organiques* mis en place à l'initiative de la DRASS de Bretagne et de la Mission Bretagne Eau Pure nous a permis de formuler. Nous renvoyons le lecteur au **tableau 6** ci-après dans lequel nous avons rassemblé, en les synthétisant, les protocoles types que nous recommandons.

		Variables MO Analysées											
		Taille de l'aire drainée	Fréquence temporelle	Durée	COD	COT	Oxydabilité (Eau Brute)	Autres paramètres MO	Débit	Nitrate	Sulfate	Chlorure	Quantité d'échantillon pour 1 analyse (Cod+Anions+UV)
<b>Protocole sous BV</b>	<b>Phase 1</b> Définition échelle homogénéisation	Variable (BV emboîtés)	1 analyse par point	1 ou 2 campagne crue (automne ou hiver)	Oui	Non	Non	Non	possible mais non indispensable	Non	Non	Non	30 ml
	<b>Phase 2</b> Localisation zones sources	< aire homogénéisation	4 analyses/an (2 crues et deux inter-crues automne/hiver)	Octobre - Mars	Oui	Non	Non	UV, Moléculaire (?)	possible mais non indispensable	Oui	Oui	Oui	30 ml
	<b>Phase 3</b> Suivi actions	Aval des sous BV lieu des actions	1 échantillon/5 jours	Pluri-annuel	Oui	Non	Non	Non	souhaitable mais non indispensable	Non	Non	Non	30 ml
<b>Protocole BV (Prise d'eau)</b>	<b>Suivi actions</b> Evolution temporelle	Aval des sous BV lieu des actions	1 échantillon/5 jours	Pluri-annuel	Oui	Non	Non	Oui	Souhaité	Souhaité	Souhaité	Souhaité	30 ml

**Tableau 6.** Récapitulatif des protocoles à mettre en œuvre pour le suivi de la pollution des rivières par les MO et la localisation des zones sources dans les BV.

## 9. Bibliographie

*Nota: Les mémoires produits par le Groupe d'Etude sur la Pollution des Eaux par les Matières Organiques (références Gruau et al., 2004; Gruau, 2004; Birgand et al., 2004; Jardé et al., 2004a & b) sont téléchargeables à l'adresse internet: [www.geosciences.univ-rennes1.fr/ch/gruau/gruau.htm](http://www.geosciences.univ-rennes1.fr/ch/gruau/gruau.htm)*

*On trouvera également à cette adresse une bibliographie complète sur la pollution des eaux par les matières organiques ainsi qu'un cours en ligne sur ce même thème.*

Birgand F., Novince E., Gruau G., Bioteau T. (2004) Facteurs expliquant la présence de matière organique dans les eaux superficielles de Bretagne: Analyse des données existantes. Rapport final, DRASS de Bretagne et Région Bretagne, Rennes, 73 p.

Cann C., Bordenave P., Saint-Cast P., Benoist J.-C. (1999) Transfert et flux de nutriments – Importance des transports de surface et de faible profondeur. Dans "Pollutions diffuses: du bassin versant au littoral", Editions Ifremer, Plouzané, 125-140.

Cheverry C. (199) Agriculture intensive et qualité des eaux, INRA Edition, Versailles, 298p.

Durand P., Juan Torres, J.L. (1996) Solute transfer in agricultural catchments - the interest and limits of mixing models. *J. Hydrol.* 181: 1-22.

Gruau G. (2004) Les sous-produits chlorés dans les eaux destinées à l'alimentation humaine. DRASS de Bretagne et Région Bretagne, Rennes, 47p.

Gruau G., Birgand F., Jardé E., Novince E. (2004) Pollution des captages d'eau brute de Bretagne par les matières organiques. Rapport de Synthèse. DRASS de Bretagne et Région Bretagne, Rennes, 108p.

Jardé E., Gruau G. (2004a) Pollution des eaux continentales de Bretagne. Caractérisation moléculaire des sources. DRASS de Bretagne et Région Bretagne, Rennes, 42 p.

Jardé E., Gruau G., Mansuy-Huault L., Faure P., Petitjean P. (2004b) Pollution des captages d'eau brute de Bretagne par les matières organiques. Evaluation du rôle des épandages d'effluents d'élevage par traçage moléculaire. DRASS de Bretagne et Région Bretagne, Rennes, 100p.

Gascuel-Odoux C., Mérot P., Crave A., Gineste P., Taha A., Zhang Z. (1998) Les zones contributives de fonds de vallée: localisation, structure et fonctionnement. Dans Agriculture intensive et qualité des eaux, INRA Edition, Versailles, 139-141.

Kitis M., Karanfil T., Kilduff J.E. (2004) The Reactivity of Dissolved Organic Matter for Disinfection By-Product Formation. *Turkish Journal of Engineering Environmental Sciences*, 28:167-179.

Koprivnjak J.-F., Blanchette J.G., Bourbonnière R.A., Clair T.A., Heyes A., Lum K.E., McRea R., Moore T.R. (1995) The underestimation of concentrations of dissolved organic carbon in freshwaters. *Water Res.* 29(1) : 91-94.

- Leenheer, J.L. Croue, J-P. (2003) Dissolved Organic Matter: Recent Discoveries and Research Challenges. *Environ. Sci. Technol.*, 37:19A-26A.
- Molénat J. (1999) Rôle de la nappe sur les transferts d'eau et de nitrate dans un bassin versant agricole: Etude expérimentale et modélisation. Thèse de l'Université de Rennes I, 249 p.
- Molénat J., Durand P., Gascuel-Oudoux C., Davy P., Gruau G. (2002) Mechanisms of nitrate transfer from soil to stream in an agricultural watershed of French Brittany. *Wat. Air Soil Pollut.* 133 (1/4):161-183.
- Petitjean P., Hénin O., Gruau G. (2004) Dosage du carbone organique dissous dans les eaux douces naturelles. Intérêt, principe, mise en œuvre et conditions opératoires Cahiers Techniques de Géosciences Rennes, N°3, 48p. Disponible sur internet: <http://www.geosciences.univ-rennes1.fr>.
- Viaud, V. (2004) Organisation spatiale des paysages et des flux d'eau et nutriments: approche empirique et modélisation. Thèse de l'Ecole Supérieure Agronomique de Rennes. 283p.