

**Gérard GRUAU**  
**Patrice PETITJEAN**  
**Odile HENIN**

# **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

**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 & Odile Henin**

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

## Avant propos

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.

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 remercier 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.

# Résumé

Ce guide a pour objectif de fournir aux gestionnaires de la qualité de l'eau les procédures à mettre en œuvre pour identifier les mécanismes et facteurs en cause dans la pollution des rivières par les matières organiques (MO), d'en localiser les sources dans les bassins versants (BV), et de suivre l'évolution des pollutions en réponse aux actions de reconquête de la qualité d'eau qui pourraient être décidées. Il procède de la dégradation constatée de la qualité des captages d'eau brute en rivière sur le plan des MO et des interrogations posées quant aux causes de cette dégradation. Pour énoncer ses recommandations, ce guide s'appuie sur l'expérience acquise dans le cadre des rivières bretonnes, rivières pour lesquelles cette dégradation est très marquée. Les recommandations formulées sont néanmoins d'applicabilité générale, notamment aux rivières drainant les régions sur socle, régions dans lesquelles la dynamique des écoulements de l'eau est comparable à celle enregistrée en Bretagne.

Ce guide comprend trois parties. Après avoir rappelé la réglementation concernant la teneur en MO des captages d'eau brute en rivière et les risques sanitaires qu'engendrent la présence de MO dans ces captages, nous procédons à une analyse bibliographique poussée de l'ensemble des facteurs et mécanismes impliqués dans le transfert des MO des sols vers les eaux de rivière. Sont notamment passés en revue les effets des caractéristiques physiques des BV (morphologie, perméabilité des sols), de l'hydroclimat et de sa variabilité (distribution et intensité des précipitations), ainsi que le rôle des activités agricoles. Cette première partie est suivie d'un rappel de la situation actuelle et passée des rivières bretonnes eu égard à leur pollution par les MO, ainsi que d'un survol de l'état actuel des connaissances quant aux causes possibles de cette pollution. Enfin, dans la troisième partie nous discutons des réseaux et des types de mesure à mettre en œuvre pour localiser les sources de pollutions au sein des BV et suivre l'évolution des pollutions dans le temps.

Les aspects pratiques concrètement abordés dans ce guide concernent:

- le type de variable qu'il convient de mesurer pour décrire la pollution d'une rivière par les MO (Flux? Concentration moyenne pondérée des débits? Concentration moyenne arithmétique?);
- la fréquence d'analyse;
- l'échelle spatiale à laquelle il convient d'implanter un réseau de mesure pour localiser les zones sources de MO au sein d'un BV;
- les modalités de prélèvement et les précautions à prendre pour stocker et conserver les échantillons;
- les méthodes d'analyse qu'il convient de choisir en priorité;
- les paramètres chimiques qu'il convient d'ajouter à la mesure des concentrations en MO pour aider à la pose des diagnostics et à la définition de mesures préventives/curatives.

Brièvement, nous montrons que le paramètre "concentration en MO" est plus apte que le paramètre "flux de MO" à décrire la capacité intrinsèque d'un BV à exporter des MO. Nous montrons également qu'une concentration moyenne arithmétique peut suffire pour décrire cette capacité, signifiant qu'il n'est pas obligatoire de coupler systématiquement des mesures de débit aux mesures de concentration en MO. Concernant la fréquence des mesures, nous montrons que celle-ci devra être différente suivant qu'il s'agit de hiérarchiser entre eux des BV du point de vue de leur capacité à exporter des MO ou qu'il s'agit de suivre l'évolution dans le temps de la pollution d'une rivière par les MO, suite par exemple à des mesures correctives qui pourraient être prises sur son BV. Dans le premier cas, le nombre de mesures par point pourra être restreint ( $\leq$  à 4 mesures), moyennant d'intégrer au moins un épisode de crue  $\geq$  10 mm de pluie. Dans le deuxième cas, la fréquence devra être obligatoirement resserrée dans le temps, avec un minimum de une mesure tous les 5 jours. De plus ces suivis haute fréquence devront nécessairement intégrer la durée, et ce afin d'éliminer le rôle du climat sur les tendances évolutives enregistrées.

Concernant l'échelle d'implantation des réseaux de mesure, nous montrons que celle-ci est de l'ordre d'entités paysagères de superficie  $< 5000$  ha, correspondant typiquement aux sous BV situés à l'amont des grands BV à l'exutoire desquels sont installés les captages. Concernant les méthodes d'analyse, nous montrons, à l'aide d'exemples, que la méthode la plus fiable et la plus reproductible est la méthode au "COD sur eau filtrée par oxydation thermique". Les méthodes par oxydation chimique (notamment la méthode au  $\text{KMnO}_4$ ) sont rejetées car n'étant pas capables d'oxyder l'ensemble du compartiment "MO" d'une eau. Nous démontrons l'utilité d'ajouter à la mesure des concentrations en MO des mesures d'absorbances UV ou des analyses visant à caractériser les MO d'un point de vue moléculaire. Enfin, nous démontrons l'utilité de coupler systématiquement les analyses de MO avec des dosages des teneurs en anions, nitrate et sulfate, notamment.

Ce guide s'achève par un tableau de synthèse rassemblant l'ensemble des recommandations que nous formulons.

## Liste des sigles et abréviations

AHA: Acide Haloacétique

BEP: Bretagne Eau Pure

BV: Bassin Versant

CAREN: Centre Armoricaïn de Recherches en ENvironnement

Cemagref: Centre d'étude du machinisme agricole de génie rural et des eaux et forêts.

CNRS: Centre National de la Recherche Scientifique

ENSA: Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie

CO: Carbone Organique

COD: Carbone Organique Dissous

COP: Carbone Organique Particulaire

COT: Carbone Organique Total

DDASS: Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales

DIREN: Direction Régionale de l'Environnement

DRASS: Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales

INRA: Institut National de la Recherche Agronomique

MO: Matière Organique

MNT: Modèle Numérique de Terrain

RGA: Recensement Général Agricole

SAU: Surface Agricole Utile

SIG: Système d'Information Géographique

SPC: Sous-produit de la chloration

THM: Trihalométhane

UMR: Unité Mixte de Recherche

µg: microgramme ( $10^{-6}$  grammes)

# Table des Matières

<b>Avant propos.....</b>	<b>4</b>
<b>Résumé.....</b>	<b>6</b>
<b>1. Rappel du Contexte.....</b>	<b>15</b>
1. Rappels réglementaires.....	16
2. Rappels concernant la nature et l'origine des MO susceptibles d'être rencontrées dans les eaux de surface.....	19
3. Rappels concernant les facteurs et processus susceptibles de contrôler la teneur en MO des eaux de rivières.....	21
3.1. Contrôles sur la production de MO dissoutes au niveau du sol.....	22
3.1.1. Rôle des propriétés de la phase solide du sol .....	22
3.1.2. Rôle de la composition de la solution du sol.....	27
3.1.3. Rôle des facteurs environnementaux.....	29
3.1.4; Synthèse.....	30
3.2. Contrôles sur les transferts de MO dissoutes des sols vers les eaux.....	32
3.2.1. Rôle de la topographie et de la pédogéologie.....	32
3.2.2. Rôle de l'hydroclimat.....	35
3.3. Les activités humaines.....	38
3.3.1. Changements dans l'usage des terres.....	38
3.3.2. Pratiques culturales.....	39
3.3.2.a. Type et rotations culturales.....	39
3.3.2.b. Chaulage.....	39
3.3.2.c. Fertilisation minérale azotée.....	40
3.3.2.d. Fertilisation organique.....	41
3.3.2.e. Labour/retournement de prairie.....	43
3.3.2.f. Drainage.....	45
3.4. Synthèse quant aux facteurs de contrôle du flux de MOD des sols vers les eaux de rivières...	45
4. Spécificités de la Bretagne.....	47
<b>2. Etat des lieux et évolution dans le temps de la pollution des eaux des rivières bretonnes par les matières organiques.....</b>	<b>50</b>
1. Cartographie actuelle de la pollution à l'échelle de la Bretagne.....	51
2. Variabilité temporelle et trajectoires d'évolution.....	53
3. Cause de la Pollution. Origine et Signification des Trajectoires Long Terme.....	56
3.1. Le rôle de la topographie et de la pédogéologie.....	56
3.2. Le rôle de la teneur en matière organique du sol.....	58
3.3. Le rôle du climat.....	60
3.4. Les causes anthropique: le rôle des pratiques agricoles.....	61
3.4.1. Le rôle des épandages d'effluents d'élevage.....	61
3.4.2. Le rôle des autres activités agricoles.....	64
<b>3. Guide pratique pour le suivi dans le temps de la pollution des rivières de Bretagne par les MO et la localisation des zones sources dans les BV .....</b>	<b>65</b>
1. Introduction: rappel les objectifs.....	66
2. Quels paramètres convient-il de mesurer? Concentrations ou flux? Concentrations moyennes pondérées ou concentrations moyennes arithmétiques?.....	68
3. A quel pas de temps effectuer les mesures?.....	73



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.....	74
3.2. Cas des suivis visant à localiser les zones sources dans les BV.....	78
4. A quelle échelle spatiale convient-il d'instrumenter un BV?.....	81
5. A propos des méthodes d'analyse et des précautions opératoires.....	85
5.1. Oxydabilité, COT et COD.....	85
5.2. Matériel de prélèvement et recommandations concernant le stockage des échantillons.....	89
6. De la nécessité de mesurer d'autres paramètres en même temps que les teneurs en MO.....	90
6.1. Outils de caractérisation et de détermination de l'origine des MO.....	90
6.2. Utilité du dosage des anions.....	93
6.3. A propos des données d'occupation du sol et les pratiques agricoles.....	94
7. A propos du dosage des matières organiques particulières.....	99
<b>4. Conclusion – Protocoles types.....</b>	<b>101</b>
<b>5. Bibliographie.....</b>	<b>105</b>
<b>6. Annexe - Dispositif breton de recherche et de suivi sur le transfert des matières organiques dans les bassins versants.....</b>	<b>111</b>

## Liste des Figures

<b>Figure 1.</b> Schéma illustrant les équilibres entre production et dissipation de MO dissoutes au sein de la solution du sol et les différents processus mis en œuvre dans ces équilibres. ....	23
<b>Figure 2.</b> Figure montrant l'existence d'une corrélation positive entre le flux de MO à l'exutoire de BV anglais et stock moyen de MO au niveau du sol.....	24
<b>Figure 3.</b> Diagramme illustrant la diminution rapide la teneur en carbone organique (%) des avec la profondeur.....	25
<b>Figure 4.</b> Diagramme illustrant la diminution rapide avec la profondeur des teneurs et des flux carbone organique dissous au sein de sols forestiers.....	26
<b>Figure 5.</b> Diagramme illustrant la différenciation spatiale des paysages du point de vue de leur capacité à exporter des MOD vers les rivières. ....	32
<b>Figure 6.</b> Diagramme montrant une corrélation linéaire négative entre la teneur en COD à l'exutoire de sous BV du Léguer et la pente moyenne sur les sous BV.....	33
<b>Figure 7.</b> Schémas illustrant l'impact des conditions hydroclimatiques sur la géométrie des circulations de l'eau le long d'une toposéquence typique d'un bassin versant sur socle.....	36
<b>Figure 8.</b> Chronique des concentrations en MOD (exprimées en COD) et des débits à l'exutoire du BV de Kervidy-Naizin, Morbihan.....	37
<b>Figure 9.</b> Variation des quantités de CO extractibles en réponse aux apports d'ammonitrate.....	40
<b>Figure 10.</b> Augmentation de la teneur en Acides Gras Volatiles (AGV) d'un sol ayant reçu un épandage de MO d'origine animale.....	42
<b>Figure 11.</b> Mise en évidence d'un pic positif de CO extractible suite au retournement d'une prairie temporaire.....	43
<b>Figure 12.</b> Carte de répartition de la teneur en matière organique des sols français.....	47
<b>Figure 13.</b> Evolution de la médiane des teneurs en MO des sols bretons entre 1980 et 1995.....	48
<b>Figure 14.</b> Carte de la pollution en MO des eaux des rivières bretonnes telle qu'établie à partir des moyennes des concentrations en MO (oxydabilité) mesurées au droit des prises d'eau dites "au fil de l'eau" de Bretagne sur la période 2002-2003.....	52
<b>Figure 15.</b> Histogramme des teneurs moyennes en MO (oxydabilité) calculées pour la période 2002-2003 dans les rivières aux exutoires des six BV inclus dans le réseau haute fréquence de Bretagne....	53
<b>Figure 16.</b> 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.....	54

<b>Figure 17.</b> Evolution long terme des concentrations moyennes annuelles en oxydabilité établie à partir des données haute fréquence d'autocontrôle collectées lors de l'étude Cemagref .....	57
<b>Figure 18.</b> Diagramme illustrant l'existence d'un relatif synchronisme entre les oscillations de concentration moyenne annuelle en MO dans les BV bretons et les variations de pluviométrie en Bretagne.....	60
<b>Figure 19.</b> Diagramme illustrant l'existence d'oscillations synchrones des concentrations moyennes annuelles en MO dans les rivières bretonnes (Léguer (22) et Yar (22)) et la rivières drainant le BV anglais de Brooken Scar.....	60
<b>Figure 20.</b> Comparaison entre le rapport coprostanol/cholestanone.....	62
<b>Figure 21.</b> Evolution dans le temps de la distribution des teneurs d'oxydabilité au droit de quatre prises d'eau en rivière de Bretagne montrant une augmentation aussi bien des minima que des maxima.....	67
<b>Figure 22.</b> Diagramme illustrant la faible variation de la fréquence de dépassement du seuil réglementaire des rivières bretonnes malgré des variations importantes de pluviosité.....	66
<b>Figure 23.</b> 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.....	69
<b>Figure 24.</b> Diagramme illustrant la bonne concordance entre les flux spécifiques calculés à partir des concentrations moyennes annuelles de MO dans les rivières bretonnes et les flux spécifiques de MO effectivement mesurés.....	70
<b>Figure 25.</b> 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.....	71
<b>Figure 26.</b> 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.....	75
<b>Figure 27.</b> Figures comparant l'image fournie par l'évolution dans le temps des concentrations moyennes annuelles en oxydabilité en fonction de la fréquence d'échantillonnage.....	76
<b>Figure 28.</b> 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.....	77
<b>Figure 29.</b> 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.....	82
<b>Figure 30.</b> 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....	84
<b>Figure 31.</b> 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).....	86
<b>Figure 32.</b> Diagramme illustrant la présence d'une corrélation linéaire entre teneur en COD sur eau filtrée et teneur en oxydabilité sur eau brute.....	86

<b>Figure 33.</b> Les trois accessoires requis pour la préparation d'un échantillon d'eau en vue d'une analyse COD.....	89
<b>Figure 34.</b> 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.....	95
<b>Figure 35.</b> Carte montrant la distribution spatiale des sols hydromorphes sur le BV de Kervidy-Niaizin .....	96
<b>Figure 36.</b> 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, telles que définies à partir de la carte de répartition des sols hydromorphes.....	97
<b>Figure A.1.</b> Carte topographique et localisation des principaux équipements hydrologiques au sein du BVRE de Kervidy-Naizin (56).....	111
<b>Figure A.2.</b> Figure montrant l'évolution depuis 1978 des concentrations en nitrate aux exutoires de Stimoës et de Kervidy du BVRE de Kervidy-Naizin.....	111
<b>Figure A.3.</b> Carte montrant la disposition géographique des bassins versants rassemblés au sein du dispositif régional de suivis des MO.....	114
<b>Figure A.4.</b> Figure illustrant la longueur des séries temporelles existantes à l'échelle de la Bretagne.....	115

## Liste des Tableaux

<b>Tableau 1</b> Fréquence des contrôles imposés par la réglementation française sur les eaux brutes destinées à la potabilisation suivant les débits journaliers d'exploitation.....	16
<b>Tableau 2.</b> Potentiel d'exportation en MO des principaux biomes terrestres.....	22
<b>Tableau 3.</b> Synthèse des travaux publiés sur l'effet des pratiques agricoles sur la teneur en COD de la solution du sol et les flux de COD à l'interface sol-eau.....	41
<b>Tableau 4.</b> Estimation de la masse (en tonne) et répartition par origine (en % du total) du gisement breton de produits organiques, en données 1996.....	50
<b>Tableau 5.</b> Comparaison des concentrations maximales (crues) et minimales (hors crue) d'oxydabilité mesurées au droit de quatre prises d'eau en rivière de Bretagne.....	67
<b>Tableau 6.</b> 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.....	74
<b>Tableau 7.</b> Tableau comparant l'évolution de la pente de la régression dans le temps de la série de Kériel.....	78
<b>Tableau 8.</b> 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.....	81
<b>Tableau 9.</b> Classement des sous BV du Léguer du point de vue de leur capacité à exporter des MO.....	81
<b>Tableau 10.</b> 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.....	91
<b>Tableau 11.</b> Récapitulatif des recommandations formulées par le Groupe d'Etude sur la Pollution des Eaux par les Matières Organiques pour comprendre, gérer et réduire la pollution par les matières organiques des captages d'eau brute en rivière.....	106
<b>Tableau 12.</b> Tableau 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.....	105
<b>Tableau A.1.</b> Tableau résumant les principales séries de données acquises sur le BVRE de Kervidy-Naizin.....	114
<b>Tableau A.2.</b> Liste des sous BV bretons faisant l'objet d'un suivi MO en 2005.....	118

## Liste des Planches

<b>Planche 1.</b> Risques liés aux interactions entre chlore et matières organiques.....	18
<b>Planche 2.</b> Carbone organique, carbone inorganique,...Quelques définitions.....	20
<b>Planche 3.</b> Principaux facteurs de contrôle de la teneur en matière organique des eaux du sol.....	31
<b>Planche 4.</b> Localisation des sources de MO dans les paysages.....	34
<b>Planche 5.</b> Impact des épandages de lisier de porc sur la distribution des stérols et des stanols dans les sols.....	44
<b>Planche 6.</b> Synthèse quant au rôle des caractéristiques du sol, des facteurs environnementaux et des activités agricoles sur la teneur en MO de la solution du sol et sur les flux de MO sol-rivière.....	46
<b>Planche 7.</b> Le dosage du Carbone Organique dans les eaux. Gare à la méthode d'analyse mise en oeuvre!.....	88
<b>Planche 8.</b> Les UV comme moyen d'évaluer le risque de formation de sous-produits chlorés lors du traitement d'eaux riches en MO.....	92
<b>Planche 9.</b> L'outil moléculaire comme outil de traçage de la nature et de l'origine de la MO en solution dans les rivières.....	93
<b>Planche 10.</b> L'Observatoire de Recherche en Environnement AGRHYS.....	113

# **Chapitre 1**

## Rappel du Contexte

## 1. Rappels réglementaires

En France, le code de la santé publique, section relative aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exception des eaux minérales – articles R 1321-1 à D 1321-66 (Livre 3, Titre 2), réglemente la qualité des eaux brutes destinées à la consommation humaine. Ainsi, pour les eaux brutes superficielles, la teneur maximale en matières organiques (MO) évaluée par le paramètre "oxydabilité au permanganate de potassium (KMnO<sub>4</sub>) à chaud en milieu acide" est fixée à **10 mg.L<sup>-1</sup> d'O<sub>2</sub>**. Cette valeur réglementaire doit être respectée au moins 95 % du temps, c'est-à-dire que 95%, au moins, des échantillons prélevés à des fins de contrôle doivent livrer des concentrations d'oxydabilité <10 mg.L<sup>-1</sup> d'O<sub>2</sub>. Les contrôles réglementaires sont réalisés par les Directions Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS). La fréquence des contrôles dépend de la nature superficielle (RS) ou profonde (RP) de la ressource ainsi que des débits journaliers d'eau. La fréquence des contrôles dépend de la nature superficielle (RS) ou profonde (RP) de la ressource ainsi que des débits journaliers d'eau (voir **tableau 1**). La fréquence maximale imposée par la réglementation est de 1 échantillon/mois.

Débit journalier (m <sup>3</sup> /jour)	Fréquences annuelles	
	RP	RS
Inférieur à 10	0,2 (*)	0,5 (*)
De 10 à 100	0,2 (*)	1
De 100 à 399	0,5 (*)	2
De 400 à 999	0,5 (*)	2
De 1 000 à 1 999	0,5 (*)	2
De 2 000 à 5 999	1	3
De 6 000 à 9 999	2	6
De 10 000 à 19 999	2	6
De 20 000 à 29 999	4	12
De 30 000 à 59 999	4	12
De 60 000 à 99 999	4	12
Supérieur ou égal à 100 000	4	12

(\*) 0,2 et 0,5 correspondent respectivement à une analyse tous les 5 ans et tous les 2 ans.

**Tableau 1.** Fréquence des contrôles imposés par la réglementation française sur les eaux brutes destinées à la potabilisation suivant les débits journaliers d'exploitation.

A la valeur réglementaire des 10 mg.L<sup>-1</sup> d'O<sub>2</sub> sur eaux brutes, s'ajoutent des valeurs de référence sur eaux distribuées, témoignant du bon fonctionnement des installations de traitement. Ces valeurs de référence sont:

< **5 mg.L<sup>-1</sup>** si la concentration en MO est exprimée en concentration d'oxydabilité au KMnO<sub>4</sub>;

< **2 mg.L<sup>-1</sup>** si la concentration en MO est exprimée en concentration de Carbone Organique Total (COT).



S'ajoute au non dépassement de ces valeurs de référence, l'absence de variations brusques et importantes des concentrations dans le temps.

On notera que la limite réglementaire "eau brute" des 10 mg.L<sup>-1</sup> d'O<sub>2</sub> est spécifique à la France, l'Union Européenne n'ayant édicté à ce jour qu'une réglementation sur eaux distribuées: < 5 mg.L<sup>-1</sup> d'O<sub>2</sub> au KMnO<sub>4</sub> (Directive 98/83/CE du 3 novembre 1998). On notera aussi qu'il existe des normes propres à certains composés organiques susceptibles d'être intégrés au compartiment organique global d'une eau, comme les pesticides, les THM, les HAP, etc... Lorsque les valeurs maximales autorisées sont dépassées dans plus de 5% du temps, la réglementation prévoit que l'utilisation des eaux concernées peut toutefois être exceptionnellement autorisée sous certaines conditions:

- des solutions curatives doivent être mises en œuvre pour assurer la distribution d'eau de manière à respecter les limites de potabilité au robinet du consommateur;
- un plan de gestion de la ressource en eau doit être mis en place dans le bassin versant (BV) d'alimentation de la prise d'eau.

Ce plan de gestion peut être défini comme un audit de la reconquête de la qualité de l'eau dans le BV. Après avoir fait l'inventaire des sources potentielles de contamination, l'efficacité de toutes les mesures ayant un impact sur le paramètre en défaut doit être évaluée et un délai de retour à la conformité doit être estimé en conséquence.

On rappellera ici les principales raisons qui ont conduit le législateur à édicter une limite réglementaire à ne pas dépasser quant à la teneur en MO des eaux brutes destinées à la fabrication d'eau potable:

- diminution du volume utile des retenues par sédimentation biogène (des diminutions pouvant aller jusqu'à 50 % ont été enregistrées en Bretagne au cours des trente dernières années);
- modification du transfert de micro-polluants: les MO peuvent absorber d'autres molécules organiques comme les pesticides et inhiber leur dégradation. Elles peuvent également former des complexes solubles ou insolubles avec certains éléments métalliques;
- les MO peuvent être associées à la présence d'espèces planctoniques dont certaines produisent des toxines;
- la présence de fortes teneurs en MO demande l'installation de dispositifs de traitement plus complexes et donc plus coûteux en structures et en réactifs, sans compter les quantités de boues générées;
- dans les eaux distribuées, les MO favorisent la formation de sous-produits chlorés (SPC) à la toxicité reconnue (Trihalométhanes où THM, Halocétates où AHA, Halocétronyles,...); (*Gruau, 2004, et références citées* ; voir **planche 1**)
- elles sont souvent à l'origine de colorations et/ou de mauvais goûts rebutants pour le consommateur;
- enfin, les MO servent de nutriment ou de support aux microorganismes présents dans les réseaux de distribution.

## Planche N°1 - Risques liés aux interactions entre chlore et matière organique

Des sous produits chlorés (SPC), potentiellement toxiques pour l'homme, peuvent être générés dans l'eau potable par réaction du chlore avec les matières organiques et, éventuellement, avec les ions bromures. Les SPC les plus connus sont:

- **Trihalométhanes (THM)**: chloroforme, bromodichlorométhane, chlorodibromométhane, bromoforme);
- **Halocétates ou acides haloactétiques (AHA)**: monochloroacétate, dichloroacétate,...
- **Halocétronitriles**;
- **Haloaldéhydes**;
- .../...

### Impacts sur la santé humaine:

Des études toxicologiques conduites chez la souris et le rat (*Mills et al. 1998; Boorman et al., 1999*) ont montré que l'injection massive (jusqu'à 150 mg/kg) de THM et d'AHA pouvaient conduire à des cancers du foie (THM et AHA), du rein (THM bromés uniquement), du colon (THM) et du poumon (AHA). D'autres études conduites sur le rat et le chien ont révélé une foetotoxicité des THM et des AHA, avec diminution du poids corporel, dégénérescence de l'épithélium testiculaire et apparition de malformations cardiaques (*Nieuwenhuijsen et al., 2000*).

Des études épidémiologiques conduite chez l'homme par *Morris et al. (1992)* ont montré l'existence d'un risque accru de cancer de la vessie pour une exposition estimée au THM de 50 µg/L pendant 35 ans (15% des cancers de la vessie survenant au Canada pourrait être lié à une exposition au THM). Des risques accrus (non statistiquement prouvés) de cancer du côlon et du rectum ont également été suggérés. D'un point de vue fœtal, les études publiées à ce jour ont livré des résultats contradictoires sur le plan de la mortalité, des retards de développement ou des malformations. Seul un accroissement du risque d'avoir un fœtus de faible poids à la naissance semble avéré (*Kramer et al., 1992*).

### Voies d'exposition:

Il existe trois voies d'exposition aux SPC: l'inhalation, l'adsorption cutanée et l'injection. De très bonnes corrélations ont été trouvées entre la teneur en SPC du sang ou de l'air expirée, et celle des eaux domestiques. Une étude de 1998 (*Gordon et al., 1998*) a montré que l'absorption cutanée lors de la douche ou du bain constituait une voie d'exposition importante, notamment lorsque la température de l'eau était élevée (>30°C).

### Contexte réglementaire:

L'OMS fixe 460 µg/L comme valeur guide pour l'ensemble des THM et 150 µg/L pour l'ensemble des AHA présents dans les eaux domestiques;

La limite réglementaire européenne est de 100 µg/L pour l'ensemble des THM;

La limite réglementaire française est de 150 µg/L pour l'ensemble des THM depuis le 25/12/2003 et sera de 150 µg/L à compter du 25/12/2008;

La norme américaine est de 80 µg/L pour l'ensemble des THM et de 60 µg/L et l'ensemble des AHA;

La norme canadienne est de 80 µg/L pour l'ensemble des THM;

Les contrôles s'effectuent généralement aux points de conformité, leur fréquence oscillant de 1 à 12 échantillons/an suivant les pays et les volumes d'eau concernés.

### Facteurs favorisant la formation des SPC:

*Teneur en matière organique et composition de la matière organique.* Ce sont, avec les doses de chlore utilisé dans le traitement les deux facteurs de contrôle principaux. Plus la teneur en matière organique d'une eau est forte et plus cette matière organique est riche en noyau aromatique (encomposés humiques), plus la formation de SPC est favorisée. Bien que le taux potentiel de formation de THM varie suivant l'aromaticité de la matière organique, la température, la dose de chlore, des taux moyens de 50 à 70 µg de THM produit par mg de C organique sont des valeurs guides que l'on déduit de la littérature (e.g. *Yoon et al. 2003*). De ce point de vue, les eaux bretonnes, avec des teneurs en carbone organique dissous atteignant fréquemment 10 mg/L rentrent clairement dans la catégorie des eaux sensibles au regard du risque SPC.

*Dose de chlore, Température, pH.* A teneur en matière organique égale et qualité de matière organique identique, la quantité de THM formés augmente avec la Température (fortement), le pH (fortement) la quantité de chlore ajoutée (*Rodriguez et Sérodes, 2001*).

*Amonium.* La présence d'amonium dans l'eau inhibe la formation de SPC

### Prévention du risque:

Le risque SPC peut être réduit en 1) limitant la teneur en matière organique des eaux avant chloration; 2) éliminant les SPC formés après chloration (charbon actif); 3) utilisant des procédés de désinfection autres que la chloration comme l'ozonation, les UV ou les chloramines.

## 2. Rappels concernant la nature et l'origine des MO susceptibles d'être rencontrées dans les eaux de surface

Dans les eaux de surface, la MO est principalement d'origine photosynthétique. Elle peut être soit allochtone, soit autochtone (voir **planche 2**).

**Allochtone.** Il s'agit de la MO issue de la dégradation des végétaux supérieurs qui est apportée aux environnements aquatiques par les eaux de nappe et les eaux de ruissellement. Ce compartiment comprend également les apports de MO anthropique provenant des déjections animales (fumier, lisier), des résidus urbains et/ou industriels (boues de station d'épuration, hydrocarbures) ou encore de l'utilisation de produits phytosanitaires.

**Autochtone.** Il s'agit de la MO produite au sein des environnements aquatiques proprement dits, soit du fait du développement et de l'activité des organismes photoautotrophes (phytoplancton, macrophytes,...), soit du fait de la dégradation de ces mêmes organismes par les organismes brouteurs et les bactéries.

A ces variations d'origine, se superposent des variations dans la forme physique des MO. Trois formes principales sont distinguées:

**Matière Organique Dissoute (MOD) ou Carbone Organique Dissous (COD).** Il s'agit de l'ensemble des molécules organiques résiduelles, dissoutes ou colloïdales, contenues dans les eaux après filtration (seuils de coupure à 0.45  $\mu\text{m}$  ou 0.22  $\mu\text{m}$  suivant les auteurs); les MOD ou le COD représentent souvent plus de 90% du Carbone Organique Total (COT) des milieux aquatiques; leur origine peut être très diverse (allochtone et/ou autochtone) et varier dans le temps au sein d'une même retenue ou d'un même cours d'eau; en période de recharge hivernale, 50% du COD peut être constitué par des substances humiques.

**Matière Organique Colloïdale (MOC).** Ce compartiment recouvre l'ensemble des molécules organiques dont le poids moléculaire varie entre 1000 et 100 000 Dalton (1 Dalton = 1 g par mole). Ces molécules peuvent éventuellement être séparées de la phase dissoute en ultrafiltrant les eaux préalablement filtrées 0.45  $\mu\text{m}$  ou 0.22  $\mu\text{m}$ . Les MOC sont souvent intimement associées à des colloïdes minéraux (hydroxyde de fer, argiles).

**Matière Organique Particulaire (MOP).** Cette dernière catégorie recoupe l'ensemble des composés organiques dont la taille est supérieure aux seuils de coupure standards à 0.45  $\mu\text{m}$  ou 0.22  $\mu\text{m}$ . Il s'agit le plus souvent d'organismes tels que des algues, ou de débris végétaux divers (tissus cellulaires); leur origine peut être allochtone (débris végétaux provenant du bassin versant) ou autochtone (algues; fragments de macrophytes).

Les MO dissoutes et colloïdales constituent un ensemble complexe de molécules de nature (chaînes aliphatiques, composés aromatiques, composés polaires) et aux propriétés variables (hydrophobe/hydrophyle; acide/base;...). Trois classes de composés sont généralement distinguées (voir **planche 2**):

## Planche N°2. Carbone organique, carbone inorganique; carbone organique dissous, carbone organique particulaire,... Quelques définitions

**CID ou Carbone Inorganique Dissous (DIC en anglais).** Ensemble des formes inorganiques du carbone ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{CO}_3$ ,  $\text{HCO}_3^-$ , ...) présentes en solution dans les eaux.

**COD ou Carbone Organique Dissous (DOC en anglais).** Carbone lié aux molécules organiques dont la taille est inférieure au seuil de coupure du filtre utilisé par l'opérateur pour séparer le filtrat de la phase particulaire. Les seuils de coupure les plus souvent utilisés sont  $0.22 \mu\text{m}$  et  $0.45 \mu\text{m}$ . Comme le montre la figure 1, ces seuils de coupures n'ont pas été choisis au hasard, puisque permettant de retenir les plus petits organismes vivants que sont les bactéries et les micro-algues. Le compartiment "dissous" ainsi isolé reste cependant un compartiment complexe rassemblant des composés aux propriétés physico-chimiques très différentes, notamment en matière de granulométrie (voir figure). C'est pour cette raison que les anglo-saxons parlent "d'operationally defined compartment" lorsqu'ils réfèrent au compartiment COD des eaux.

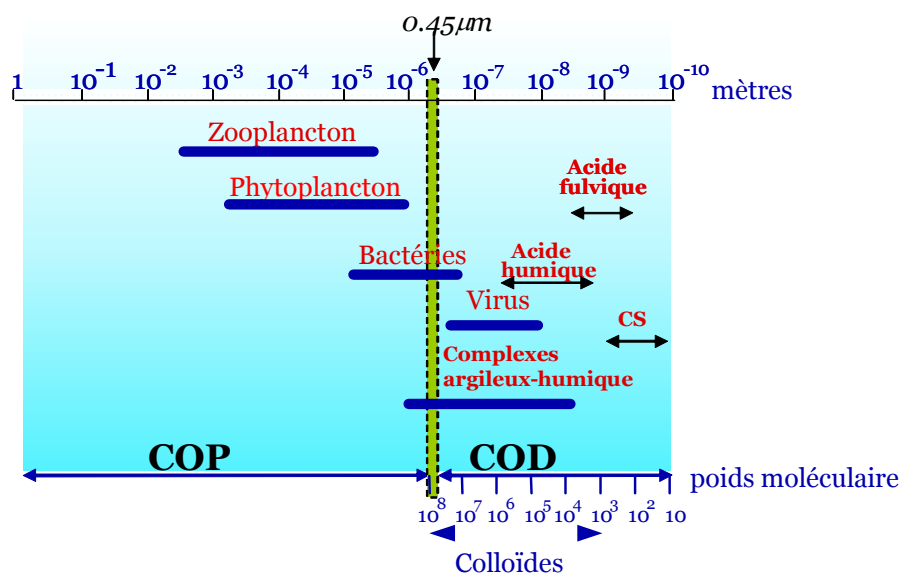


Figure illustrant la granulométrie des principaux constituants de la matière organique contenue dans les eaux naturelles. Le terme CS se rapporte aux composés simples comme les carbohydrates, les glucides et les lipides.

**COP ou Carbone Organique Particulaire (POC en anglais).** Carbone lié aux molécules ayant une taille supérieure au seuil de coupure du filtre utilisé pour séparer le filtrat de la phase particulaire (le plus souvent  $> 0.22 \mu\text{m}$  et  $0.45 \mu\text{m}$ ).

**COT ou Carbone Organique Total (TOC en anglais).** Ensemble du carbone organique présent dans une eau.  $\text{COT} = \text{COD} + \text{COP}$ .

**CT ou Carbone Total (TC en anglais).** Ensemble du carbone (organique et inorganique) contenu dans une eau.  $\text{CT} = \text{CID} + \text{COD}$  si l'analyse porte sur une eau filtrée;  $\text{CT} = \text{COD} + \text{COP} + \text{CID}$  si l'analyse porte sur une eau brute, non filtrée.

**MOD ou Matière Organique Dissoute (DOM en anglais).** Ensemble de la matière organique dissoute contenue dans une eau. D'un point de vue opérationnel, le terme de MOD suppose le dosage de l'ensemble des constituants de la matière organique (et non pas uniquement du carbone comme dans le cas du COD), à savoir par ordre d'abondance décroissante H, N, O et S. Suivant les cas, la teneur en MOD est d'un facteur 1.7 à 2.0 supérieure à la teneur en COD. Comme dans le cas du COD, le compartiment MOD rassemble les molécules dont la taille est inférieure au seuil de coupure utilisé par l'opérateur.

**MOP ou Matière Organique Particulaire (POM en anglais).** Ensemble des matières organiques dont la taille est supérieure au seuil de coupure du filtre utilisé pour séparer le filtrat de la phase particulaire. La somme  $\text{MOP} + \text{MOD}$  définit le compartiment MOT, ou matière organique totale.

**Les composés simples ou non humiques.** Ceux-ci incluent la lignine, les glucides, les composés azotés (acides aminés, protéines,...), les lipides, les stérols,....

**Les composés humiques.** Ce sont des biopolymères naturels de haut poids moléculaires (>500 Da), relativement réfractaires, élaborés par les microorganismes du sol et des eaux (bactéries champignons). Ces substances sont principalement représentées dans les eaux par les acides humiques (soluble à pH >2) et fulviques (solubles sur toute la gamme de pH), les humines (troisième constituant du compartiment acide humique) étant quasi insolubles dans l'eau.

**Les polluants organiques.** Les principales molécules rencontrées sont les hydrocarbures aromatiques polycycliques ou HAP, provenant de la combustion des combustibles fossiles, les biphényles polychlorures (PCB) ainsi que les pesticide, insecticides et herbicides comme l'atrazine et l'isoproturon utilisés dans la culture intensive du maïs.

### **3. Rappels concernant les facteurs et processus susceptibles de contrôler la teneur en MO des eaux de rivières.**

Nous présentons dans cette partie une analyse succincte de l'état actuel des connaissances concernant les processus et facteurs impliqués dans le contrôle de la teneur en MO des eaux de rivière. Cette analyse s'appuie sur les résultats d'études publiées dans des revues scientifiques internationales, notamment des études de synthèse (*Hope et al., 1994; 1997; Kalbitz et al., 2000; Michalzik et al., 2001; Chantigny, 2003*). Elle s'appuie aussi sur des données extraites du contexte breton, celles-ci étant utilisées plus loin pour (i) dresser un panorama de la situation actuelle et passée des rivières de Bretagne eu égard à leur pollution par les MO (**chapitre 2**), ii) identifier le ou les indicateurs les mieux à même de quantifier la pollution d'une eau de rivière par les MO (**chapite 3**) et iii) décider les échelles spatiales et temporelles auxquelles il faut instrumenter un BV pour poser un diagnostic MO (**chapitre 3**).

Les données relatives au contexte breton proviennent d'un réseau de sites associant trois grands types de dispositifs:

- un BV de recherche dédié à l'étude des mécanismes hydrologiques et biogéochimiques impliqués dans le transfert des MO des sols vers les eaux de rivière, dans le contexte pédo-hydroclimatique de la Bretagne (BV de Kervidy-Naizin).
- un réseau de 6 BV distribués à l'échelle de la Bretagne et aux exutoires desquels des mesures haute fréquence de la teneur en MO sont effectuées depuis plusieurs années.
- un ensemble de sous BV, intégrés au réseau régional de 6 BV, aux exutoires desquels des mesures ponctuelles de la teneur en MO sont disponibles.

Chaque dispositif est présenté plus en détail dans l'**annexe 1**.

### 3.1. Contrôles sur la production de MO dissoutes au niveau du sol

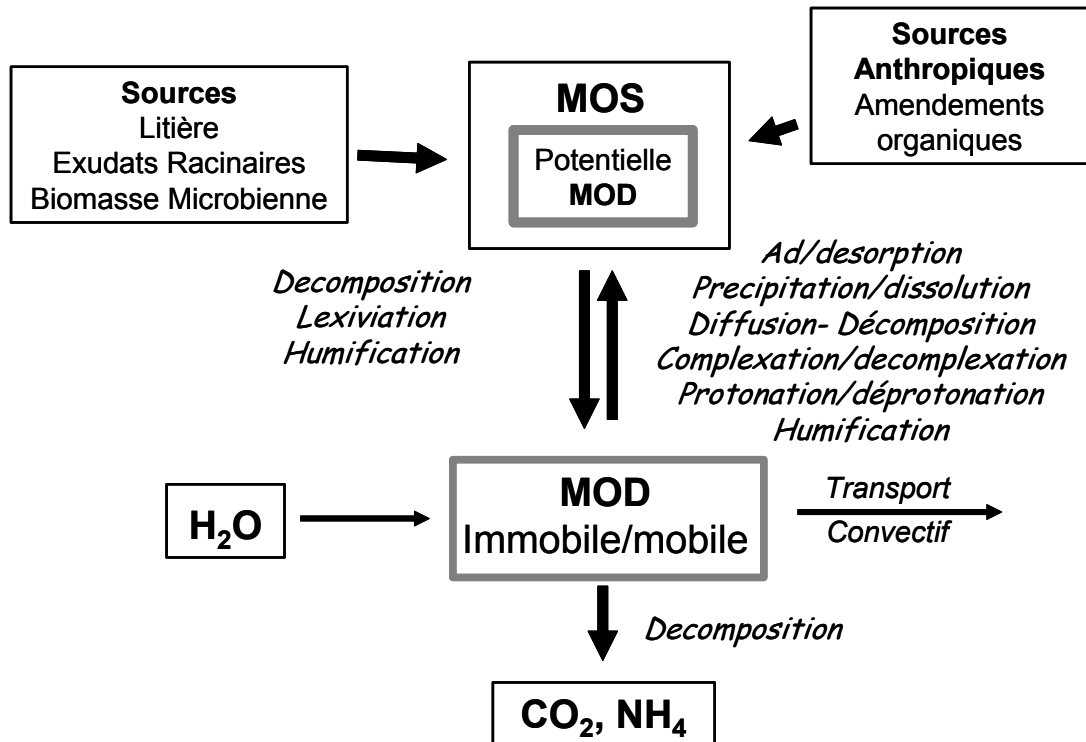
Le transfert de MO des sols vers les rivières combine des **processus de mobilisation** par lesquels des MO sont transférées de la phase solide vers la solution du sol, à des **processus de transport** par lesquels la fraction de MO rendue mobile est transférée de la solution du sol vers les eaux de surface. Dépendant de la composition de la fraction organique du sol, de son état hydrique, de son état de surface, de la topographie des bassins, les MO transférées pourront être soit de nature particulaire (débris végétaux, micro-organismes,...) soit de nature dissoute, soit mixte, rassemblant une fraction dissoute et une fraction particulaire. Cependant, et comme nous le montrerons par la suite, les méthodes conventionnelles de dosage des MO dans les eaux de surface ne donnent généralement accès qu'au compartiment organique dissous (cas notamment de la méthode au  $\text{KMnO}_4$ ), quand bien même les analyses portent sur des eaux brutes. Nous limiterons donc notre synthèse au seul transfert des MO dissoutes (MOD), cette limitation étant d'autant plus justifiée que ce sont les MOD qui nuisent le plus au bon fonctionnement des unités de production d'eau potable.

Comme le montre la **figure 1**, la teneur en MOD de la solution du sol est le résultat d'un équilibre complexe entre des **processus de production** par lesquels des MOD sont formées à partir des sources naturelles (litière, biomasse microbienne,...) et anthropiques (amendements organiques, principalement) de MO solide du sol (MOS), et de **processus de dissipation** par lesquels les MOD sont soit temporairement ré-affectées au compartiment solide du sol (par adsorption, par exemple); soit définitivement extraites de la solution par minéralisation (retour de  $\text{CO}_2$  vers l'atmosphère).

#### 3.1.1. Rôle des propriétés de la phase solide du sol

Le premier des facteurs contrôlant la teneur en MO de la solution d'un sol est la taille du **stock de MOS** avec lequel l'eau est en équilibre. On peut énoncer ici le principe très simple et globalement vérifié comme quoi "plus un sol est riche en MO, plus la teneur en MOD de sa solution est élevée, toutes conditions égales par ailleurs". De manière très globale, la teneur en MOS des sols dépend du **type de végétation** présent à leur surface, ce facteur étant lui-même sous la dépendance d'autres facteurs de contrôle, au premier rang desquels on trouve le **climat** et l'**usage du sol** (voir **planche 3**). Toujours de manière très globale, on peut classer les différents types de sol du point de vue de leur stock de MO en fonction des grands types de biome auxquels ils appartiennent. Par ordre de stock décroissant, le classement est le suivant: tourbière/marais>forêt>prairie>cultures>savanne/steppe>désert. *Aitkenhead et McDowell (2000)* ont fourni une base quantitative à ce classement. D'après la synthèse publiée par ces auteurs, le potentiel d'exportation en MOD (mesuré ici par le flux de COD exporté par unité de surface de biome) serait par

exemple 2 fois plus élevés pour une tourbière que pour une forêt de conifère des régions froides, la différence atteignant un facteur de 25 pour les biomes extrêmes (mangrove et steppe froide).

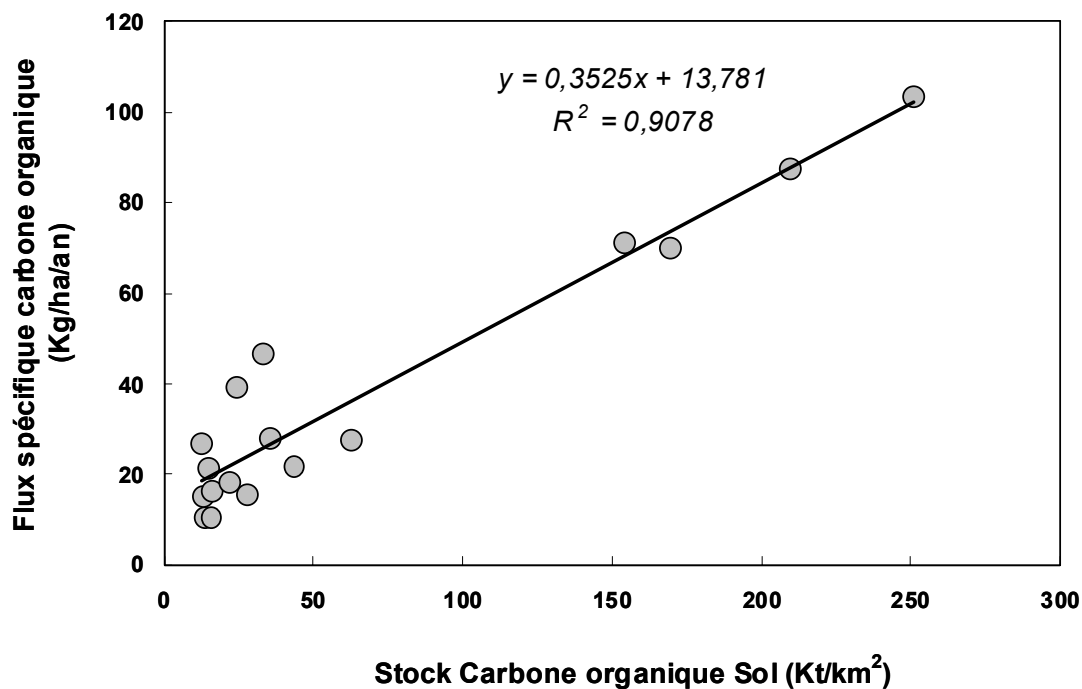


**Figure 1.** Schéma illustrant les équilibres entre production et dissipation de MOD au sein de la solution du sol et les différents processus mis en œuvre dans ces équilibres. Les auteurs s'accordent pour considérer que seule une petite fraction des MO trouvées en solution dans le sol provient directement des sources naturelles et anthropiques de MO apportées au sol; l'essentiel provient d'un compartiment intermédiaire, lié au compartiment humique du sol (MOS).  
D'après Kalbitz *et al.* (2000).

De la même façon, Hope *et al.* (1997) rapporte une corrélation positive linéaire entre les flux de COD exportés par des rivières d'Angleterre et d'Ecosse et la teneur en MO des sols des bassins versants (cf **figure 2**). Comme nous le verrons plus loin, il faut toutefois se garder d'extrapoler la corrélation trouvée par ces auteurs à l'ensemble des bassins versants (BV) terrestres, ne serait-ce qu'en se rappelant que les flux de MOD ou de COD varient très fortement avec les flux d'eau et que la pente de la corrélation observée dans la **figure 2** risque de n'avoir de valeur que pour une situation hydroclimatique donnée.

Biome	Flux COD	F
Steppe froide	3,9	0,1
Savanne Tropicale	10,9	0,3
Taïga	7,0	0,2
Steppe sibérienne	12,9	0,3
Forêt feuillus "chaude"	14,1	0,4
Forêt mixte "chaude"	17,1	0,4
Forêt feuillus "froide"	19,3	0,5
Forêt conifère "chaude"	36,8	0,9
Forêt conifère "froide"	42,3	1,1
Forêt mixte "froide"	52,6	1,3
Lande	56,5	1,4
Forêt tropicale	63,4	1,6
Tourbière/prairie boréale	63,5	1,6
Tourbière	85,7	2,2
Mangrove	99,1	2,5

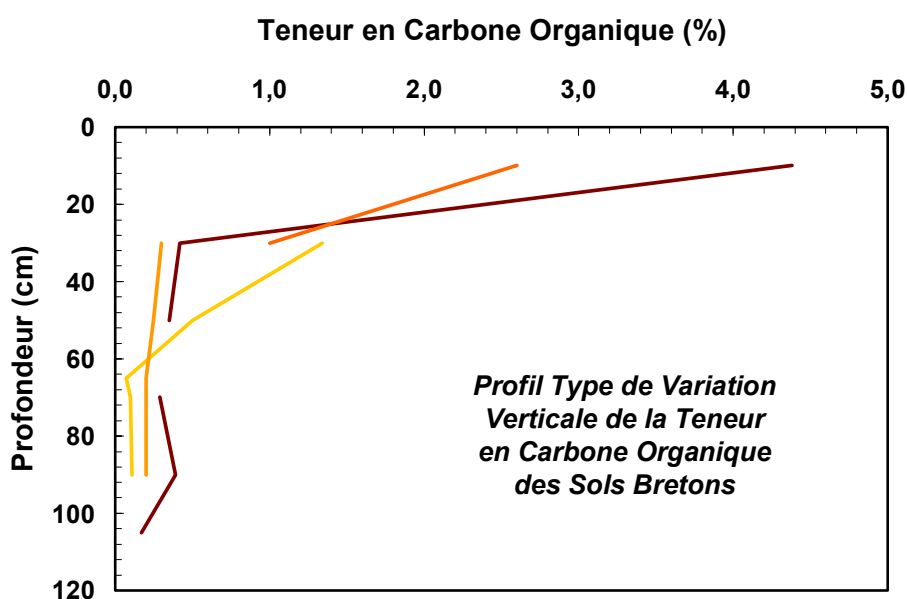
**Tableau 2.** Potentiel d'exportation en MO des principaux biomes terrestres. Les flux sont exprimés en Kg/Ha/an. F correspond à la valeur du flux du biome considéré, divisée par la moyenne des flux des 14 biomes compilés. Source des données: Aitkenhead et McDowell (2000).



**Figure 2.** Figure montrant l'existence d'une corrélation positive entre le flux de MO à l'exutoire de BV anglais et stock moyen de MO au niveau du sol. Source des données: Hope et al. (1997).



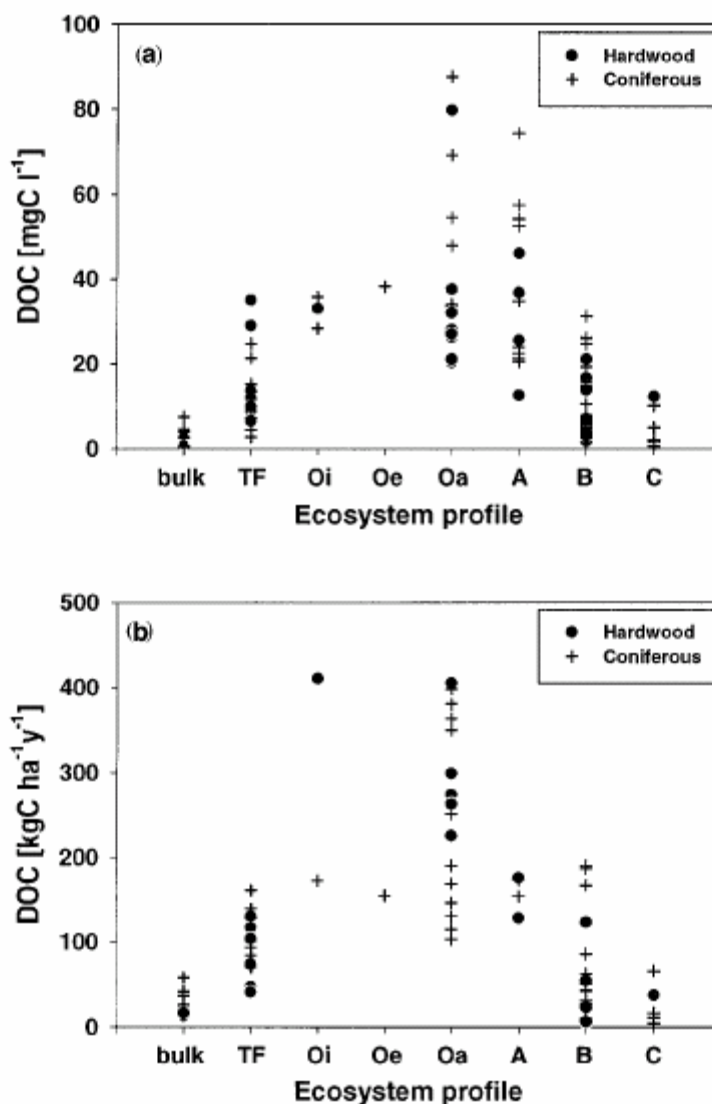
Une des caractéristiques principales du stock de MO des sols est de décroître très rapidement avec la profondeur. Cette diminution rapide du stock de MO avec la profondeur s'explique par le fait que (i) les apports de MO au sol, tant naturels qu'anthropiques (litière; biomasse microbienne, exudats racinaires, amendements organiques,...) se font par la surface, et exclusivement par la surface, et aussi (ii) par le fait que l'hydrophobicité des MO conduit à une adsorption rapide et forte de celles-ci sur les argiles et les oxydes métalliques des sols, limitant par là leur transports vers les horizons profonds des sols et des nappes. Comme le montre la **figure 3**, la décroissance peut être très rapide, la teneur en CO du sol pouvant passer de >4% à la surface à moins de 0.5% sous 50 cm de profondeur.



**Figure 3.** Diagramme illustrant la diminution rapide la teneur en carbone organique (%) des avec la profondeur. Les sols analysés se situent dans le BV de Kervidy-Naizin, Morbihan (*Gruau et al. 2004a*).

Le teneur en MO de la solution du sol étant le fruit d'un équilibre solide-solution, le même fort gradient vertical est rencontré au niveau de la solution du sol. C'est notamment le cas des sols forestiers pour lesquels la teneur en MO de la solution du sol est souvent supérieure à 50 mg/L dans les horizons organiques du sol (Horizon O), alors qu'elle est <10 mg/L dans l'horizon C (*Michalzik et al., 2001*).

Ainsi, les réservoirs source de MO à l'échelle des BV doivent être vus comme correspondant à une très fine pellicule de surface. Nous verrons plus loin que cette localisation particulière du réservoir source explique pour une grande part les dynamiques observées dans les rivières. Nous verrons aussi qu'elle fournit un guide précieux pour localiser l'origine spatiale d'une pollution organique au sein d'un BV.



**Figure 4.** Diagramme illustrant la diminution rapide avec la profondeur des teneurs et des flux carbone organique dissous au sein de sols forestiers. D'après *Michalzik et al. (2001)*.

La taille du stock de MOS n'est pas le seul élément relatif aux phases solides du sol à contrôler la solubilité de la MO à l'interface eau-sol. La composition des MOS entre également en ligne de compte. Ainsi, des auteurs ont montré que la dégradation des feuilles de d'arbres était 5 fois plus productrices de COD que celle des aiguilles de pins. Plus globalement, le rapport C/N et C/P des MOS semble être un facteur important de régulation de la production de MOD même si les relations entre ces différents paramètres sont loin d'être univoques. De fait, il semblerait qu'une MOS à fort rapport C/N soit plus apte à produire des MOD qu'une MOS à faible rapport C/N (e.g. *Kalbitz and Knappe, 1997*). Un autre facteur directement relié aux caractéristiques physiques des MOS est l'accessibilité de celles-ci par la communauté des décomposeurs.

Le dernier groupe de facteurs concerne la nature et la taille de la biomasse du sol. La biomasse du sol exerce un contrôle direct sur la teneur en MOD des eaux du sol dans la mesure où une partie de ces MOD dérive directement du métabolisme de la microflore et de la microfaune du sol, voire est composée de débris cellulaires issus de ces mêmes microflores et microfaunes. Le contrôle peut également être indirect et refléter des différences dans la capacité des communautés à dégrader les MOS du sol. Ainsi, *Moller et al. (1999)* ont suggéré que les champignons étaient les micro-organismes du sol les plus actifs dans la production de MOD.

En conclusion, le compartiment MOS du sol, précurseur des MOD, est le plus souvent concentré dans les premiers décimètres du sol. La taille de ce compartiment dépend du type de couvert végétal et de sa productivité. Les variabilités spatiales de couvert végétal enregistrées à la surface de la Terre et le fait que les MOS soient concentrées dans les premiers décimètres du sol créent une forte variabilité latérale et verticale de la teneur en MOD des eaux du sol: en général, les teneurs en MOD sont maximales dans les parties supérieures des nappes affleurant dans les bas-fonds humides et très faibles, ou nulle, dans les parties profondes des nappes situées sous les versants bien drainés. En général également, la teneur en MOD diminue exponentiellement avec la profondeur suivant en cela la teneur en MOS du sol. La composition des MOS contrôle également la taille du compartiment MOD. A concentration égale, il semble qu'une MOS ayant un rapport C/N élevé soit plus apte à produire des MOD qu'une MOS à faible rapport C/N. Enfin, la taille et la composition de la microfaune/flore du sol entre également en ligne de compte avec un rôle accru des champignons sur les bactéries.

### 3.1.2. Rôle de la composition de la solution du sol

Trois caractéristiques de la solution du sol exercent un fort contrôle sur la capacité de celle-ci à dissoudre et mobiliser des MO. Il s'agit du pH, de la teneur en cations majeurs Ca, Na, K, Al et traces, et de la teneur en anions.

**Effet du pH.** Dans la mesure où les MO sont des poly-électrolytes possédant de nombreux groupes fonctionnels à leur surface (hydroxyles, carboxyliques, ...), leur concentration en solution dépend fortement du pH. La plupart des études effectuées en laboratoire (e.g. *Tipping et Wood, 1990; Gu et al, 1994; 1995; Avena et Koopal, 1998; You et al., 1999*) montrent que la solubilité des MO augmentent très fortement quand le pH augmente. Ainsi, *Tipping et Wood (1990)* ont calculé qu'une augmentation de 0.5 unité pH conduisait à un accroissement de 50% de la quantité de MO mobilisable. De la même manière, des expériences d'incubation à pH variable effectuées par *Malgorzata (2003)* sur des sols bretons ont montré qu'une augmentation du pH de 5 à 7 (gamme de variation observée dans les sols hydromorphes) conduisait à multiplier la teneur en MO de la solution du sol par 5.

Des augmentations de la teneur en MOD de la solution du sol ont également été observées lors d'expériences en laboratoire en réaction, non pas à une augmentation du pH, mais à une diminution de

celui-ci. Deux hypothèses ont été émises pour expliquer un tel comportement: i) "lessivage" des cations métalliques liant entre elles les MOS du sol et les rendant de ce fait plus hydrosolubles (i.e. *Zech et al., 1994*); ii) Augmentation de la part des champignons sur les bactéries dans la respiration. Les premiers étant connus pour produire plus de MO solubles que les secondes, une telle augmentation conduirait donc à enrichir la solution du sol en MO (i.e. *Moller et al., 1999*). Des effets antagonistes du pH ont également été observés au cours d'études de terrain, certains auteurs concluant à une diminution des concentrations et des flux de MOD en réponse à une diminution du pH (e.g. *Schindler et al., 1992; 1997*) d'autres concluant à l'effet inverse (*Zech et al., 1994*). Il semble néanmoins, au vue de la littérature actuelle que l'effet dominant du pH soit celui d'une augmentation de la quantité de MO solubilisée lorsque le pH de la solution du sol augmente.

**Effet de la teneur en cations.** Les cations interviennent sur la solubilité des MO par la capacité qu'ils ont de former des ponts métalliques entre molécules organiques chargées négativement. Ce mécanisme, en entraînant la floculation des MO, peut conduire à une diminution de la teneur en MO de la solution du sol. Les études en laboratoires ont montré que Al et Fe étaient deux des cations parmi les plus efficaces à coaguler les MO et donc à en diminuer la solubilité dans l'eau, alors que Na laissait la concentration de MO soluble quasi inchangée. En général, la coagulation s'accompagne d'un tri chimique des MO en solution, les molécules les plus grosses, plus densément pourvues en groupements fonctionnels, coagulant plus que les molécules plus petites et moins riches en groupements fonctionnels.

**Effet de la teneur en anions.** Les anions affectent la solubilité des MOS en se substituant à celles-ci aux niveaux des sites d'adsorption de la phase solide du sol. Rangés par capacité de substitution croissante, l'ordre des anions usuels est le suivant:  $Cl < SO_4 < PO_4$ . Le caractère fortement "désorbant" de l'ion  $PO_4$  a été établi expérimentalement comme étant de plus d'un ordre de grandeur supérieur à celui des deux autres anions (*Gu et al., 1994*). Cette capacité de l'ion  $PO_4$  a entré en compétition avec la MO lors de l'adsorption de celle-ci sur la phase solide du sol a été abondamment confirmée depuis (e.g. *Kaiser and Zech, 1997; Beck et al., 1999*). Des expériences associant l'ion  $SO_4$  et l'ion  $NO_3$  ont montré que le premier conduisaient à plus de désorption de MO que le second sans (*Vance et David, 1992*).

En résumé, la composition de la solution du sol joue un rôle déterminant sur la quantité de MO mobilisable en solution. L'examen de la littérature laisse à penser qu'une augmentation du pH couplée à une augmentation de la teneur en ion  $PO_4$  et à une diminution de la concentration en cations aboutira à solubiliser plus de MO alors qu'une modification de ces paramètres dans le sens contraire conduira à plus de MOD.

### 3.1.3. Rôle des facteurs environnementaux

Trois facteurs environnementaux interviennent dans le contrôle de la teneur en MOD des eaux du sol. Il s'agit de la température, de l'humidité du sol et du flux d'eau incident (précipitations).

**Effet de la température.** La température a très tôt été regardée comme l'un des principaux facteurs de contrôle de la teneur en MOD des eaux du sol, même si les liens exacts entre ces deux variables sont encore loin d'être totalement compris. *Lietchy et al. (1995)* ont rapporté une augmentation de 15% de la teneur en COD dans des sols forestiers différant de 2.1°C en température. De même, *Tipping et al. (1999)* ont noté une augmentation d'un facteur 2 du flux de COD exporté à la base de colonnes de sol tourbeux soumis à un différentiel de température de 4°C. Cependant, les résultats ne sont pas toujours aussi univoques dans l'établissement d'un lien entre température et teneur en MOD. Ainsi, *Tipping et al. (1999)* n'ont pas noté de différences lorsque les sols soumis à un différentiel de température de 4°C étaient des sols bruns limoneux. De même, dans les zones de tourbières et de marais les teneurs en MOD sont souvent du même ordre (i.e. très élevées) quelque soit le climat. De plus, les liens peuvent être inversés. Ainsi, dans les sols bien drainés, des corrélations inverses entre température et teneur en MOD de la solution du sol ont été rapportées (*Cronan et al., 1990*).

**Effet de l'humidité du sol.** Comme mis en exergue par *Kalbitz et al. (2000)*: "one of the most consistent findings in both field and laboratory studies is that DOC concentration increase following rewetting after dry periods". Pourquoi la teneur en MOD du sol est-elle plus élevée après ré-humectation suite à un épisode de sécheresse que lors de la phase de saturation précédente? Trois hypothèses ont été proposées pour expliquer ce phénomène observé de manière récurrente à la fois dans les expériences de laboratoire et lors des suivis de terrain: i) le surplus de MOD résulte d'une moindre "métabolisation" des MOD en période de sécheresse; ii) le surplus de MOD résulte d'un turn-over accéléré de la biomasse microbienne produisant de grandes quantités de métabolites solubles; iii) le surplus de MOD résulte de la dissolution de MO rendues accessibles à l'eau du fait de la déstructuration physique du sol suite à sa dessiccation. D'après certains auteurs, la forte proportion de bases hydrophiles trouvée lors des épisodes de ré-humectation irait dans le sens d'une origine du surplus de MOD à partir de la biomasse microbienne du sol (*Christ and David, 1996*). D'après d'autres auteurs, l'intensité du "flush" serait d'autant plus forte que l'intensité de la sécheresse est forte et que la température est élevée (*Tipping et al., 1999*).

Cependant, et comme pour les autres facteurs, des contre-exemples existent. Ainsi, *Guggenberger et Zech (1994)* ont mis en avant l'absence de corrélation entre humidité du sol et production de MOD. D'autres auteurs ont même été jusqu'à montrer qu'une augmentation de l'humidité du sol stimulait la production de MOD (*Fakengren-Grerup and Tyler, 1993*), c'est-à-dire exactement l'opposé du mécanisme précédemment cité. En fait, les deux comportements ne doivent pas être opposés dans la mesure où ils activent des mécanismes très différents et mobilisent probablement aussi des "pools" de MO d'origine et de nature très différentes. Ainsi, autant le surplus de MOD produit après une période de sécheresse a des chances de provenir d'un accroissement de la taille de la biomasse microbienne du sol, autant celui formé après saturation du sol risque d'être constitué plutôt de résidus végétaux sachant que la décomposition de la MO est connue pour être moins efficace lorsque que le milieu bascule en anaérobie (*Mulholland et al., 1990*).

En résumé, on s'attend à trouver des augmentations de la teneur en MOD des sols dans deux cas de figures: i) après un épisode prolongé de sécheresse; ii) suite à l'installation de conditions anaérobiques en réponse à un ennoisement prolongé du sol.

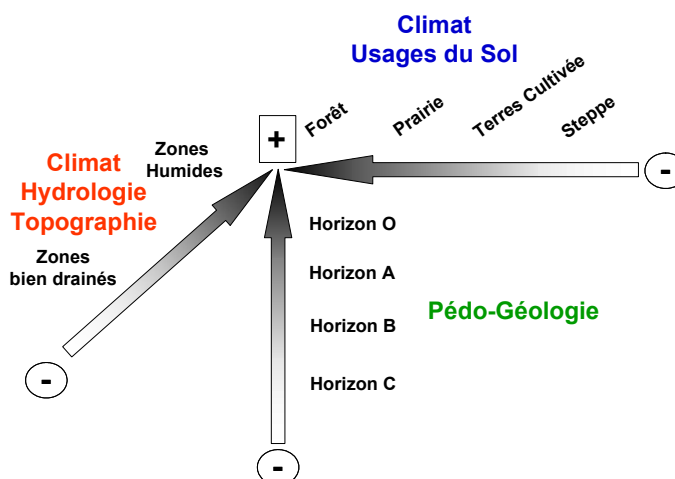
### 3.1.4. Synthèse

La synthèse ci-dessus a démontré le nombre élevé de facteurs susceptibles de contrôler la teneur en MOD des eaux du sol. Dans nombre de cas, des résultats contradictoires sur le sens du rôle de tel ou tel facteur peuvent être trouvés dans la littérature, rendant extrêmement difficile tout exercice consistant à hiérarchiser l'impact des différents facteurs à cette dernière. Les contradictions observées sont probablement le fruit d'interactions entre mécanismes faisant par exemple qu'un mécanisme, non actif en règle général, sera activé par la réalisation de conditions propres à certaines expériences ou certaines situations de terrain, conduisant à des résultats inverses de ceux trouvés dans des expériences pourtant comparables en de très nombreux points. Ce type de contradiction est le propre des variables contrôlées par un grand nombre de mécanismes eux-mêmes sous la dépendance d'un grand nombre de facteurs. La production de MOD au niveau du sol relève typiquement de cette catégorie de variables.

Malgré ces incertitudes, quelques facteurs au rôle plus ou moins univoque émergent. Les deux premiers univoques sont la *taille du stock de MO* et la *réalisation de conditions d'anaérobiose* favorables au ralentissement de la minéralisation. L'*assèchement* des sols semble également être un facteur de stimulation de la production de MOD. Suivent la *qualité du substrat*, la *concentration en anions et en cations* de la solution du sol et le *pH*. Enfin, plus controversé semble être le rôle de la température, la difficulté ici étant que ce facteur influence sur l'ensemble des mécanismes biotiques et abiotiques impliqués à la fois dans la production et la dissipation des MOD. Comprendre l'action de la température sur la teneur en MOD des eaux du sol sera très clairement un des enjeux de la recherche dans les années à venir, étant entendu que l'augmentation de la teneur en gaz à effet de serre de l'atmosphère est censée augmenter la température à la surface de la Terre de 2 à 6°C en moyenne, suivant les modèles.

## Planche N°3 – Les principaux facteurs naturels de contrôle de la teneur en MO des sols et des eaux du sol.

La teneur en MO des sols et des eaux du sol est sous la dépendance de nombreux facteurs naturels, à l'origine de variabilités spatiales et temporelles. Le jeu des facteurs impliqués est bien représenté par un système à trois axes dans lequel un axe représente les gradients induits par les variations du climat et des usages du sol (impact sur les sources de MO), un autre représente les gradients d'humidité rencontrés dans les sols et les freins que ces gradients engendrent sur la minéralisation, le dernier représentant le gradient pédo-géologique de diminution de la teneur en MO des sols et des eaux avec la profondeur. Chaque axe est orienté, le signe + indiquant la direction vers laquelle la teneur en MO du sol s'accroît (ainsi, le maximum de concentration est attendu pour l'horizon O d'un sol de forêt humide). La teneur en MO d'un horizon de sol situé dans n'importe quel contexte s'obtient en déplaçant les axes de manière à recouper le contexte du sol considéré. Ainsi, l'horizon A d'une prairie humide sera plus riche en MO que l'horizon A d'un sol sous steppe.



L'avantage de cette représentation est qu'elle permet immédiatement de saisir une des spécificités importantes de la teneur en MO des sols et des eaux du sol, à savoir l'existence d'échelles spatiales emboîtées de variation. Ainsi, on s'attend à ce que des sols de bas fonds hydromorphes dans lesquels l'hydromorphie retarde la dégradation de la MO montrent des teneurs en MO généralement plus élevées que des sols de versants bien drainés dans lesquels la présence d'oxygène moléculaire favorise la minéralisation de la MO. Cette variabilité spatiale de la teneur en MO des sols à l'échelle de la toposéquence se répercute au niveau de la teneur en MO des eaux du sol, les eaux des bas-fonds humides ayant des teneurs en MO (DOC) beaucoup plus élevées que les eaux des versants bien drainés (voir **planche N°4**).

Plus en détail, les facteurs naturels de contrôle de la teneur en MOD des eaux du sol sont par ordre d'importance décroissante:  
**La taille du stock de MO solide (MOS) du sol.** Comme indiqué ci-dessus, ce paramètre dépend de l'environnement climatique du sol considéré et de son usage; une des caractéristiques essentielles du stock de MO des sols est de décroître très rapidement et très fortement avec la profondeur.

**La qualité de la MO.** Ce facteur contrôle la quantité de MO capable, in fine, de passer en solution. Ainsi des auteurs ont montré que la dégradation des feuilles produisait à poids égal de départ 5 fois plus de MOD que la dégradation d'aiguilles de résineux.

**L'humidité du sol.** Ce facteur joue dans deux directions. D'une part la saturation en eau des sols et l'installation de l'anaérobiose est un facteur de ralentissement de la dégradation de la MO du sol; en maintenant un stock de MOS élevé, ce type de conditions favorise donc la production de grandes quantités de MOD (cf. la forte teneur en MOD des eaux de marais et tourbières); inversement, l'assèchement des horizons organiques du sol accompagné d'une augmentation de la température sont deux conditions favorables à la production de grandes quantités de MOD lors de la réhumidification desdits horizons (cf. les pics de MOD dans les eaux de rivières lors de la reprises des écoulements en automne).

**La taille et la composition de la communauté des décomposeurs.** Ce facteurs intervient de deux manières: directement, dans la mesure où les métabolites produit par la microflore/faune et les débris de cellules sont une source de MOD; indirectement dans la mesure où certaines communauté sont plus productrices de MOD que d'autres (cas des champignons)

**La teneur en cations métalliques de la solution du sol.** En établissant des ponts métalliques entre molécules, les cations métalliques sont des agents de diminution de la teneur en MOD des eaux du sol (floculation des MOD).

**La teneur en anions de la solution du sol.** Parce qu'ils entrent en compétition avec les MOD lors de leur adsorption sur la phase solide du sol, la teneur en anion de la solution du sol contrôle la teneur en MOD de celle-ci. Le  $PO_4$  et le  $SO_4$  seraient les principaux compétiteurs des MOD à l'adsorption.

**Le pH de la solution du sol.** Une augmentation de pH est de nature à accroître la teneur en MOD de la solution du sol, même si le cas inverse peut exister

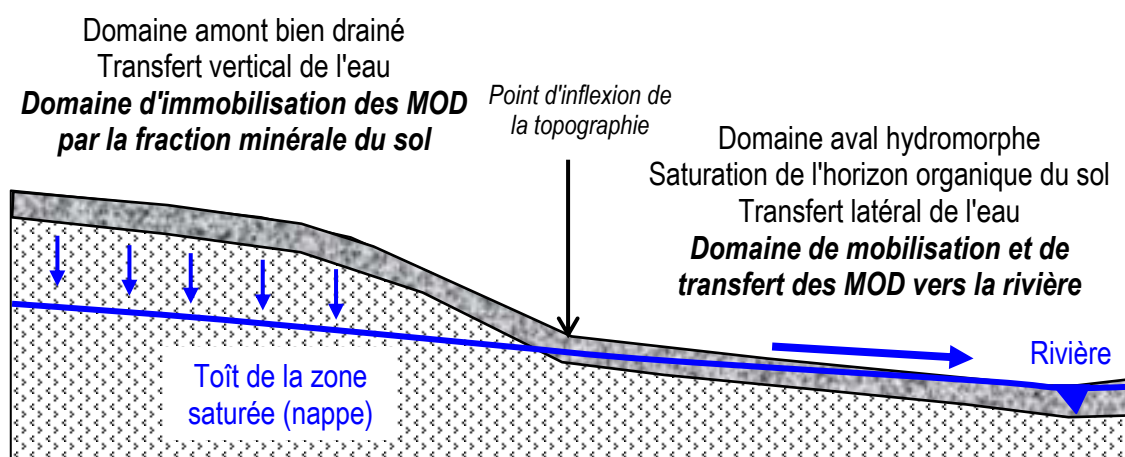
**La température.** Rôle probablement important mais objet de controverses (voir *Kalbitz et al., 2000*)

A ces facteurs naturels s'ajoutent des facteurs anthropiques liés aux usages du sol, notamment agricoles (voir **planche N°5**)

## 3.2. Contrôle sur les transferts de MO dissoutes des sols vers les rivières

### 3.2.1. Rôle de la topographie et de la pédogéologie

Le transfert des MO mises en solution au niveau du sol vers les rivières implique qu'il n'y ait ni minéralisation ni adsorption des MOD pendant le transport. Ceci implique que le transport entre le sol et la rivière se fasse, d'une part, dans un continuum de saturation – condition nécessaire pour éviter la minéralisation – et, d'autre part, en perpétuelle interaction avec l'horizon organique du sol – condition nécessaire pour que les MOD ne s'adsorbent sur les phases minérales du sol. Ces deux conditions, indispensables pour qu'un transfert net ait lieu, sont à l'origine de différences spatiales dans la capacité des sols à être des sources de MOD pour les rivières. Schématiquement, seront exclus les sols bien drainés de versants dans lesquels les transferts sont verticaux – adsorption des MOD formées en surface par les horizons minéraux profonds des sols – et dans lesquels les transferts se font en condition de non-saturation – capacité pour l'oxygène de l'air d'atteindre les MOD et donc d'être utilisée par les microorganismes pour les minéraliser. Seront par contre des zones sources, les sols hydromorphes situés en bas de versants, de part et d'autres du réseau hydrographique et dans lesquels la saturation en eau permet le transfert latéral des MOD dans l'horizon organique tout en freinant leur minéralisation du fait de la raréfaction de l'oxygène (**Figure 5**).



**Figure 5.** Diagramme illustrant la différenciation spatiale des paysages du point de vue de leur capacité à exporter des MOD vers les rivières. La convergence des flux d'eau vers les bas-fonds topographiques contribue à rapprocher les écoulements horizontaux de l'eau des horizons organiques du sol à l'aval du point d'inflexion topographique, localisant les sources de MOD aux bas-fonds topographiques.



Cette différenciation spatiale des paysages dans leur capacité à exporter des MOD des sols vers les rivières aura comme limite de partage de l'espace la ligne d'inflexion topographique séparant les domaines de versant "convexes" des domaines de bas-fond "concaves". Plus cette ligne sera éloignée du réseau hydrographique – autrement dit plus un paysage ou un bassin sera caractérisé par des fonds de vallée plats et larges –, plus le flux de MOD vers la rivière sera important et plus celle-ci affichera des teneurs en MOD élevées (voir Boyer et al. 1996; Kalbitz et al., 2000; Gruau et al., 2004a). L'exportation de MOD du sol vers la rivière se fera soit par écoulement de sub-surface, soit par ruissellement sur les bas-fonds saturés.

La topographie des BV et la perméabilité des sols des BV jouent donc un rôle régulateur majeur sur la teneur en MOD des rivières. Dit de manière très simple, *plus un BV est caractérisé par des fonds de vallées plats et larges et imperméables, plus la teneur en MOD de la rivière à son exutoire aura des chances d'être élevée, toutes conditions égales par ailleurs*. D'un point de vue hydrogéochimique, ce contrôle exprime le fait que la part de la lame d'eau écoulee dans la rivière interagissant avec l'horizon organique du sol (la plus riche en MOD) sera d'autant plus élevée que le bassin est plat et que ses sols sont peu perméables.

Ainsi, une étude de détail effectuée aux exutoires de sous BV internes au BV du Léguer (22) a montré une corrélation linéaire inverse entre la concentration moyenne en MO à l'exutoire et la pente moyenne des différents sous BV (figure 6).

Pour conclure sur le rôle de la topographie et de la pédogéologie, on insistera sur le fait que ce sont les zones plates de fond de vallée qui seront les plus contributives de MO à l'échelle d'un BV. C'est évidemment sur ces zones que devront se concentrer les actions de protection de la ressource en eau vis-à-vis du risque MO (voir planche 4).

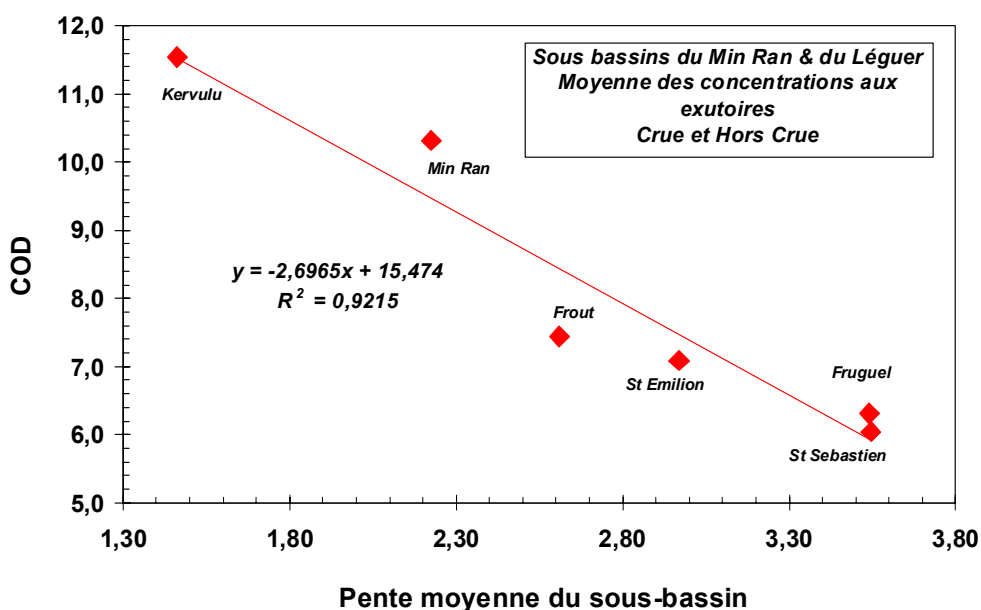


Figure 6. Diagramme montrant une corrélation linéaire négative entre la teneur en COD à l'exutoire de sous BV du Léguer et la moyenne des pentes locales sur les sous BV.

## Planche N°4 – Localisation des sources de MO dans les paysages.

Toutes les parties d'un bassin versant n'ont pas la capacité de contribuer au flux de MOD transitant par les rivières. En règle générale, seules les zones de bas fonds (zones humides), à l'aval du point d'inflexion de la topographie, séparant les domaines amont des BV où la nappe reste toujours très en dessous des horizons organiques du sol des domaines aval où la nappe sature ces mêmes horizons, contribuent au flux de MOD transitant dans les rivières. Cette différenciation spatiale des bassins versants vis-à-vis de l'exportation des MOD est directement à mettre en relation au fait que les MO sont stockés dans les couches les plus superficielles du sols et que seules les zones de fonds de vallées voient ces horizons interagir avec les nappes.

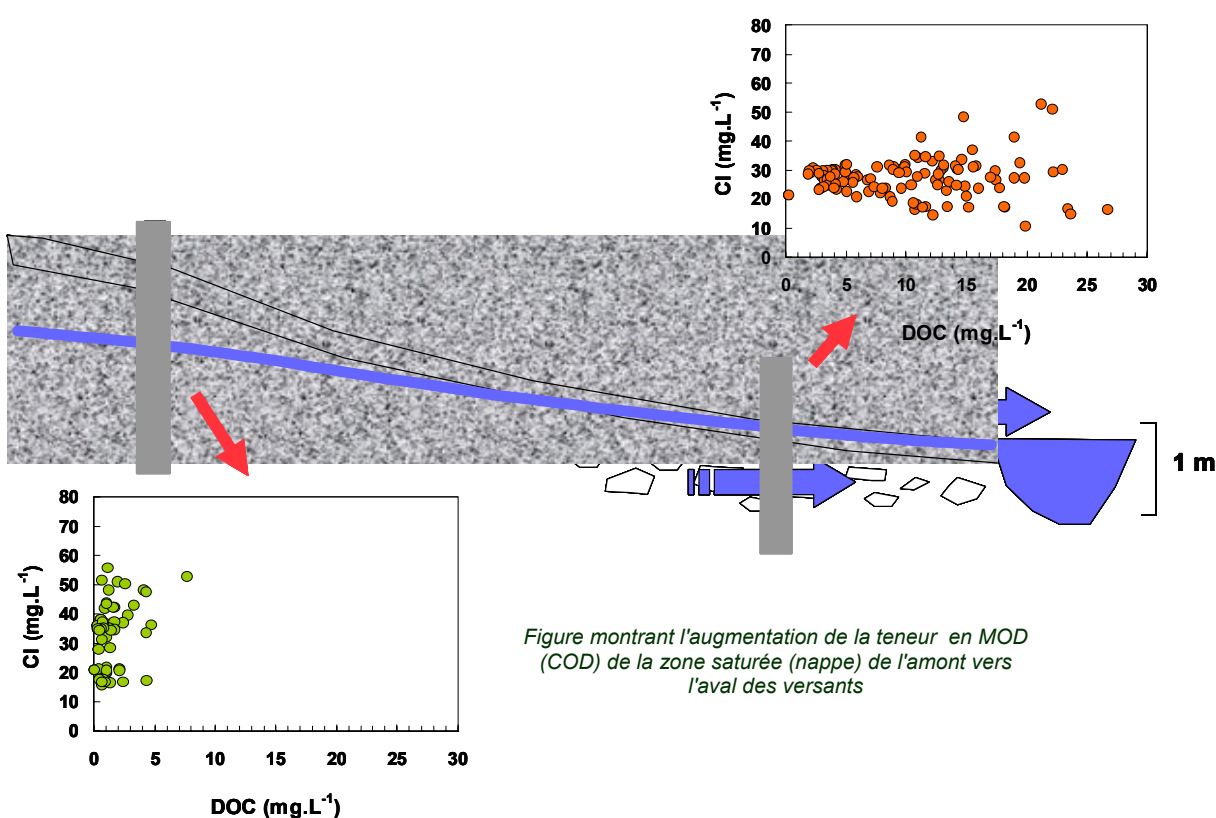
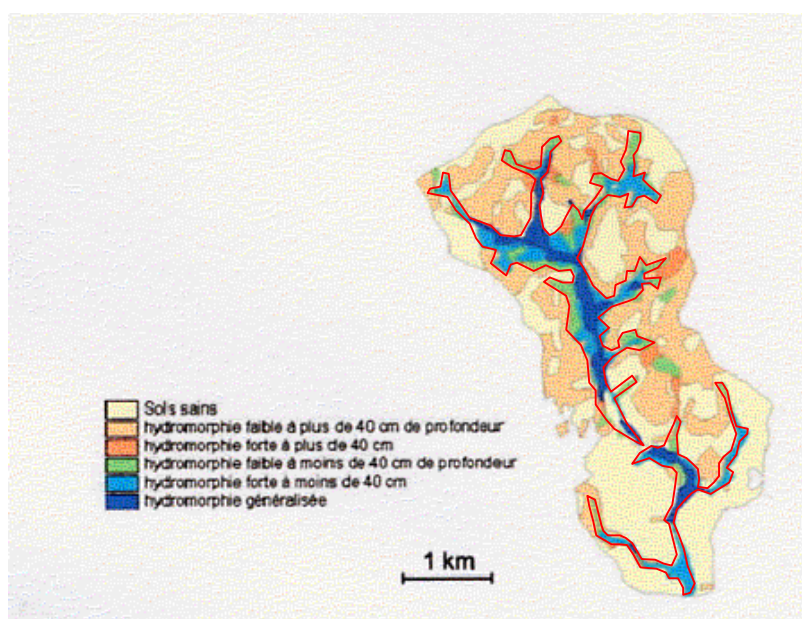


Figure montrant l'augmentation de la teneur en MOD (COD) de la zone saturée (nappe) de l'amont vers l'aval des versants

Reconnaître et cartographier à l'échelle du paysage les zones dans lesquelles les nappes interagissent avec les horizons organiques du sol est un des éléments essentiel de toute politique visant à protéger les rivières des pollutions diffuses (notamment agricoles) par les MO. Cette cartographie peut utiliser l'hydromorphie du sol comme critère d'extension spatiale de ces zones (en bleu et vert dans la carte ci-contre issue du BV de Kervidy-Naizin dans le Morbihan). Ce faisant, on se rend vite compte que les zones contributrices de MOD n'occupent qu'une part réduite de la surface de la plupart des bassins.



### 3.2.2. Rôle de l'hydroclimat

Autant la topographie et la pédologie sont à l'origine de variations dans la localisation spatiale des MOD véhiculées par les rivières, autant l'hydroclimat et sa variabilité sont à l'origine de variations temporelles de la concentration en MOD des cours d'eau.

Dans des systèmes de BV sur socle comme les BV bretons, la dynamique du transfert de l'eau et des MOD des sols vers les rivières est contrôlée par la dynamique de systèmes de nappe peu profond, à fort battement vertical, et dont l'extension spatiale est sous le double contrôle de l'hydroclimat et de la morphologie des bassins. Compte tenu de la dynamique du climat et de ses répercussions sur la géométrie des nappes et sur la localisation des écoulements de l'eau, deux fréquences de variation des concentrations en MOD des rivières drainant les zones de socle sont attendues (**figure 7**):

- (a) Une fréquence saisonnière opposant des périodes automne-hiver pendant lesquelles la hauteur de nappe élevée dans les bas-fonds aboutit au transfert latéral de MOD vers les rivières à des périodes printemps-été pendant lesquelles l'enfoncement de la nappe (y compris dans les bas-fonds) limite le lessivage des matières organiques du sol (et donc conduit à des concentrations en MOD plus faible dans la rivière).
- (b) Une fréquence événementielle opposant les périodes hors crue aux périodes de crue, les écoulements de l'eau étant lors de ces dernières déviés vers les premiers centimètres les plus organiques du sol (remontée de nappe, ruissellement, ...) conduisant de ce fait à un maximum de transfert de MOD vers la rivière.

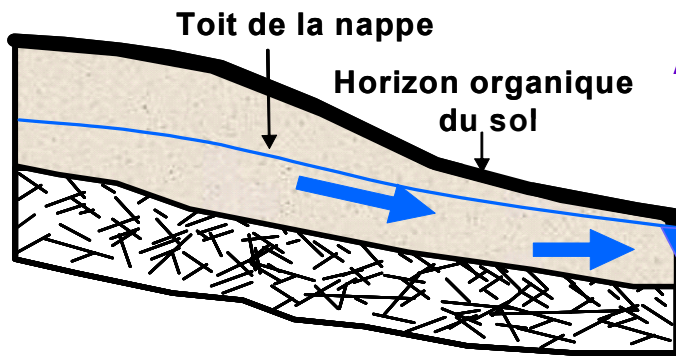
Les données obtenues à l'exutoire du BV de recherche de Kervidy-Naizin situé dans le Morbihan entre 1999 et 2002 illustrent la superposition de ces deux fréquences de variation. En particulier, la **figure 8** montre que les épisodes de crues marqués par des augmentations rapides du débit de l'eau sont systématiquement accompagnés par des pics positifs de la concentration en MOD (COD) dans l'eau de la rivière.

Il est remarquable de constater que les maxima de concentrations sont trouvés en automne, après les épisodes d'assèchement estivaux subits par les sols des bas-fonds de ce bassin. Ces pics de MOD lors de la reprise des écoulements renvoie au rôle joué par ces épisodes sur la production estivale d'un stock de MOD potentiellement lessivable.

En résumé et pour conclure cette partie, on voit que les résultats obtenus sur le BV de Kervidy-Naizin sont en accord avec les hypothèses de fonctionnement émises dans le cas des BV sur socle. La superposition attendue d'une variabilité haute fréquence (crue-inter crue) et d'une variabilité basse fréquence (hiver-été) des concentrations est observée. On démontre également le rôle important joué par les zones humides et les réactions biogéochimiques qui s'y produisent sur les transferts de MOD sol-rivière. In fine, on met en évidence le rôle important de l'hydroclimatologie sur la dynamique des transferts de MOD. Très clairement, la variabilité hydroclimatique est un facteur de très forte variation de la teneur en

MOD des rivières, tant du point de vue de la distribution des maxima de concentration au cours d'un cycle hydrologique que du point de vue de l'amplitude des variations de concentration des écoulements de base au sein s'un même cycle.

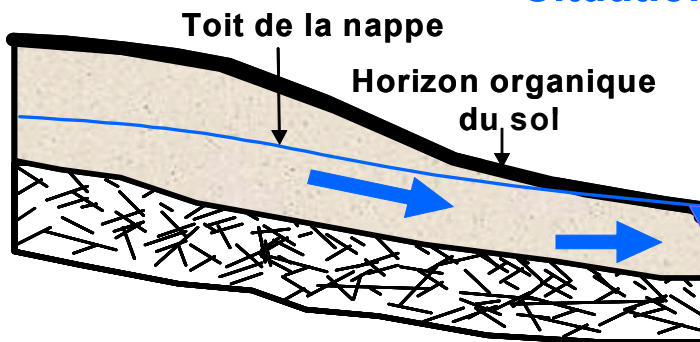
### Situation d'étiage estivale



*Écoulement souterrain profond uniquement. Distance nappe horizon organique du sol importante*

**Concentrations relativement faible en COD dans la rivière**

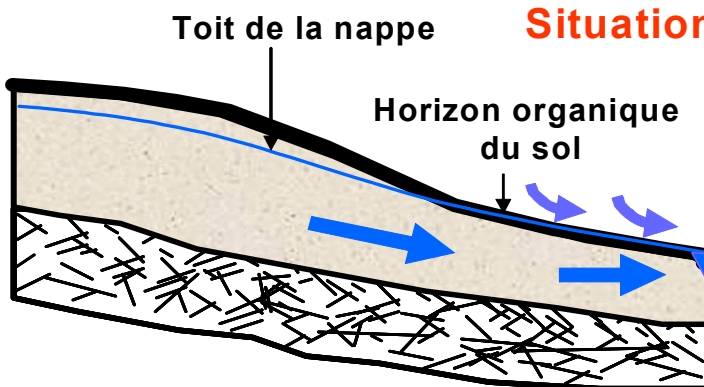
### Situation d'inter-cru hivernal



*Remontée du toit de la nappe vers les horizons organiques du sol. Écoulement souterrain dominant. Effet filtre du sol vis-à-vis des matières organiques*

**Concentrations modérés en COD dans la rivière**

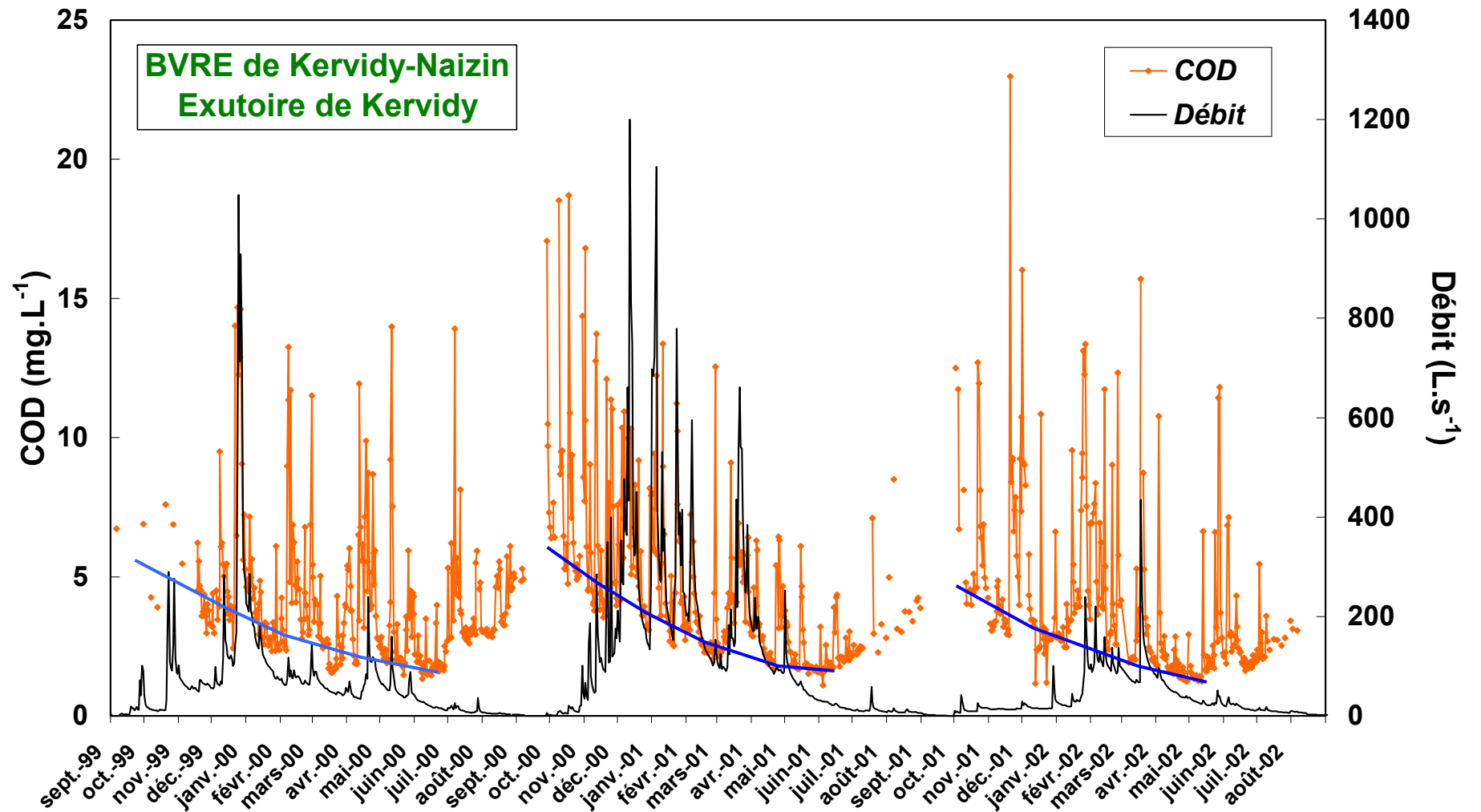
### Situation de crue hivernale



*Développement de phénomènes de ruissellement sur horizons organiques saturés du sol. Déviation généralisée des circulations de l'eau dans les horizons organiques du sol.*

**Concentrations élevées en COD dans la rivière**

Figure 7. Schémas illustrant l'impact des conditions hydroclimatiques sur la géométrie des circulations de l'eau le long d'une toposéquence typique d'un bassin versant sur socle et la plus ou moins grande capacité qu'auront les écoulements à mobiliser les MO du sol et à les transférer vers la rivière suivant l'état d'humidité du bassin versant.



**Figure 8.** Chronique des concentrations en MOD (exprimées en COD) et des débits à l'exutoire du BV de Kervidy-Naizin, Morbihan. Les courbes en bleu soulignent la diminution progressive des concentrations des écoulements de base au cours d'un cycle hydrologique. Par ailleurs, chaque début de cycle est marqué par des concentrations très fortes, y compris sur des débits très faibles. Ces fortes concentrations font suite à des épisodes d'assèchement estival des sols et traduisent la formation d'un stock estival de MOD potentiellement lessivables.

### 3.3. Rôles des activités humaines

Tout en gardant présent à l'esprit le fait que les rejets domestiques et industrielles peuvent générer des pollutions en MO des eaux de rivières nous nous focaliserons ici sur les activités agricoles, celles-ci étant les principales activités humaines susceptibles d'augmenter, de manière diffuse et permanente la charge en MO des rivières de Bretagne.

Les pratiques agricoles peuvent affecter les transferts de MO des sols vers les eaux de surface de trois manières: i) *en augmentant la taille du stock de MO au niveau du sol*; on pense ici à des apports d'amendements organiques ou à l'implantation de culture conduisant à un fort retour de carbone organique au sol; ii), *en modifiant les équilibres biogéochimiques ou microbiologique à l'interface eau-sol* dans des directions soit d'un stockage accru des MO au niveau de la phase solide, soit au contraire d'un destockage accéléré vers la solution sol; on pense ici à des activités comme le chaulage qui, en augmentant le pH du sol, peuvent favoriser la désorption des MO adsorbées à la surface des argiles et des oxydes métalliques du sol; enfin iii) *en modifiant la géométrie des circulations de l'eau*; on pense dans ce cas à des aménagements de l'espace comme des arasements de haie ou de talus ou à des pratiques aboutissement à un tassement du sol et à une circulation accrue de l'eau dans les horizons les plus superficiels et donc les plus organiques du sol.

Nous passons en revue ci-dessous ce que nous apprend la littérature internationale sur ces trois plans. Les variables renseignées sont soit la concentration en COD des eaux du sol, soit la quantité de CO extractible à l'eau, soit encore les flux de COD à l'échelle de l'horizon de sol ou du BV. Une synthèse des principaux résultats est présentée dans le **tableau 3**. Dans toutes les études de terrain, l'effet d'une pratique est établi en comparant un sol ou une parcelle siège de la pratique testée à un sol (ou une parcelle) témoin sur lequel la pratique testée n'est pas usitée.

#### 3.3.1. Changements dans l'usage des terres

La mise en culture de sols forestiers peut avoir des effets divergents sur la teneur en COD de l'eau du sol. Certaines études ont montré une augmentation de la teneur en COD sur le cours terme ( $\approx 2$  et 10 ans) mais d'une diminution sur le long terme ( $\approx 25$  ans) (*Delprat et al., 1997; Qualls et al., 2000*). D'autres, au contraire, ont conclu à une diminution des teneurs (e.g. *Meyer and Tate, 1983*). Enfin, un troisième groupe d'études n'a constaté aucun effet significatif (e.g. *Mc Dowell and Likens, 1988*). Dans les études montrant des augmentations sur le court et le moyen terme, les "flush" de COD suivant la déforestation sont généralement ont été attribués à l'effet combiné d'une activation de l'activité des micro-organismes du sol et d'une augmentation du drainage; les diminutions constatées sur le long terme sont elles interprétées comme résultant de la somme de deux processus: i) stabilisation progressive de la MO du sol: ii) diminution des flux de MO arrivant au sol (*Delprat et al., 1997; Qualls et al., 2000*).

L'effet de la mise en culture *définitive* de prairie (à distinguer de l'effet d'un retournement régulier de prairie temporaire; voir plus loin) a également été étudié. La majorité des études publiées va dans le sens d'une diminution de la teneur en COD de l'eau du sol, le taux de diminution augmentant au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la date de mise en culture (e.g. *Gregorich et al., 2000; Haynes, 2000*). Ces évolutions sont interprétées comme le résultat d'une diminution du stock global de MO du sol. Une seule étude (*Quideau and Bockheim, 1996*) va dans le sens d'une augmentation de la teneur en COD de l'eau du sol.

### **3.3.2. Pratiques culturales**

#### **3.3.2.a. Type et rotation des cultures**

Dans la mesure où la quantité de CO retournée au sol varie suivant les types de culture, on peut s'attendre à ce que la teneur en COD de l'eau du sol varie suivant le type de cultures effectuées à la surface du sol et les rotations culturales dont le sol est le siège. Il n'existe malheureusement que très peu de données quantitatives publiées sur ces deux facteurs. Les rares études disponibles montrent que la culture de légumineuse ou leur insertion dans les rotations tendraient à augmenter les flux de COD à la parcelle de 2 à 44 kg de COD par ha (*Mazzarino et al., 1993; Campbell et al., 1999*). Un résultat similaire a été obtenu par *Chantigny et al. (1997)* qui a rapporté une quantité de CO extractible à l'eau de 9 à 15 mg/kg plus élevée sous légumineuses que sous graminées. Il reste néanmoins que les données disponibles sont très peu nombreuses et que l'impact des types de cultures et des rotations culturales sur la teneur et les flux de COD est un domaine qui demeure largement inexploré.

#### **3.3.2.b. Chaulage**

Beaucoup d'études ont analysé l'effet du chaulage sur la teneur en COD de la solution des sols forestiers. Dans la majorité des études, le chaulage s'accompagne d'une très forte augmentation de la teneur en COD de la solution du sol et/ou des flux de COD exportés (e.g. *Grieve, 1990; Andersson, 1999; Andersson et al., 2000*). Concernant les sols agricoles, seules deux études ont été publiées. Les résultats sont contradictoires, l'une montrant une augmentation des flux et des concentrations (*Karlik, 1995*); l'autre montrant une diminution de ces mêmes flux et concentrations (*Simard et al., 1988*).

Les augmentations de teneurs et de flux en réponse au chaulage sont interprétées comme résultant principalement d'une désorption des MO du sol du fait de l'augmentation du pH de la solution. Les diminutions, quant à elles, résulteraient d'une floculation des MO du fait de l'augmentation de la Force Ionique de la solution du sol et du pontage des MOD entre elles par les ions  $Ca^{2+}$ .

Même si les résultats expérimentaux vont plus dans le sens d'une augmentation de la teneur en MOD des eaux du sol après chaulage, l'effet global reste difficile à prédire dans les conditions du terrain du fait d'effets antagonistes (par exemple, le chaulage stimule l'activité des micro-organismes du sol ce qui pourrait avoir pour effet de consommer une grande partie du COD produit du fait de l'augmentation du pH) et du fait aussi que le chaulage régule à la fois la mobilisation et la précipitation des MOD.

### 3.3.2.c. Fertilisation azotée minérale

Des résultats contradictoires ont été publiés sur l'effet de l'apport d'engrais minéraux azotés sur la teneur en COD de la solution des sols agricoles. Certaines études font d'état d'aucun effet (e.g. *Rochette and Gregorich, 1998*); d'autres rapportent tantôt des diminutions (e.g. *Chantigny et al., 1999*), tantôt des augmentations (*Mc Tiernan et al, 2001*). D'après *Chantigny et al. (1999)*, l'apport d'ammonitrate conduirait bien à une diminution de la quantité de CO extractible à l'eau du fait d'une augmentation de la consommation des MO solubles par les microorganismes du sol (**figure 9**), mais il s'agirait d'un effet éphémère, le sol retournant très rapidement à son état précédent l'apport.

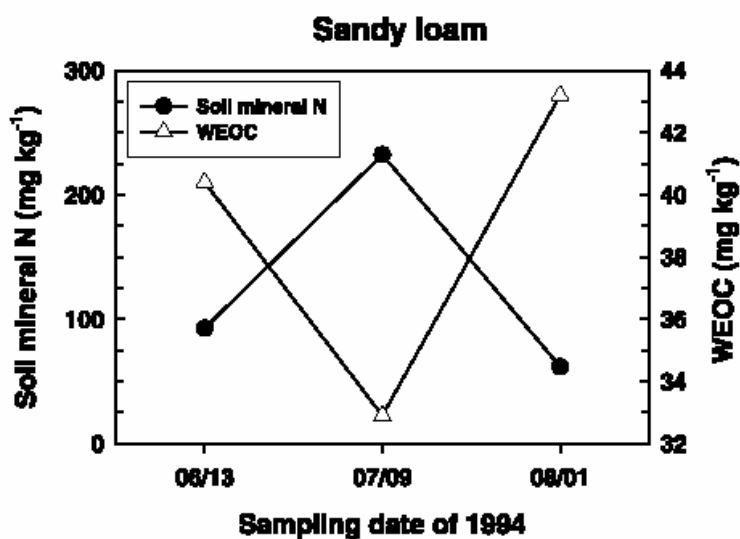


Figure 9. Variation des quantités de CO extractibles en réponse aux apports d'ammonitrate (d'après *Chantigny et al., 1999*).

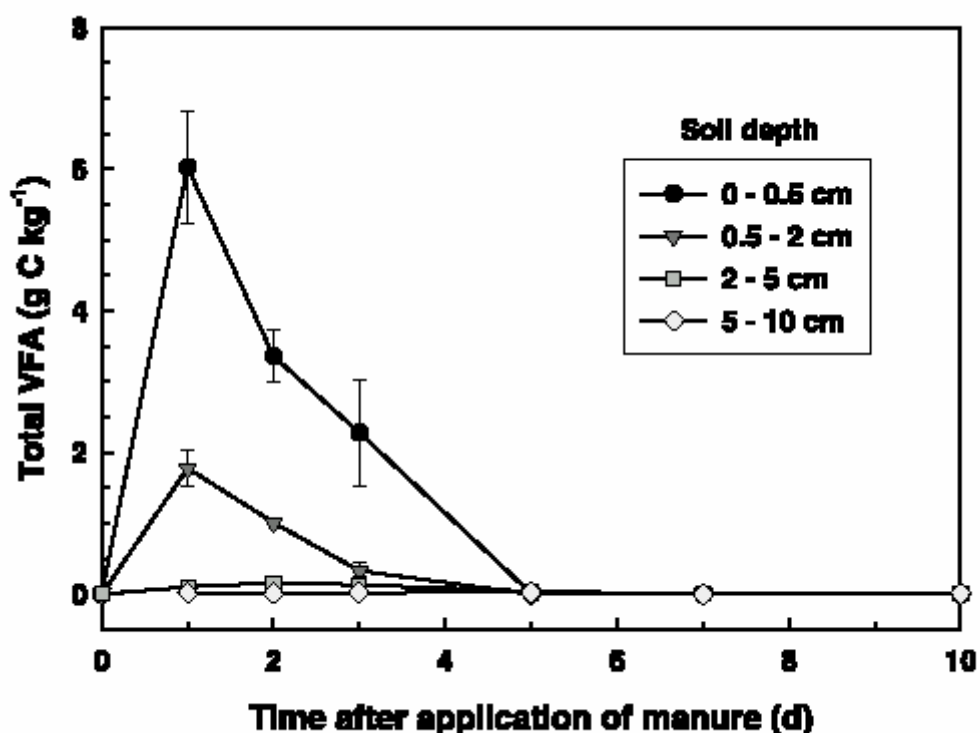


Pratique	Variation de la teneur en COD de la solution du sol ou de la quantité de CO extractible à l'eau		Variation de la quantité de COD exporté	Commentaire	Source
Mise en culture de sol forestier	COD	+36 mg/L		Après 3 ans	Delprat et al., 1997
Mise en culture de sol forestier	COD	-7 mg/L		Après 26 ans	Delprat et al., 1997
Mise en culture de sol forestier	COD	pas d'effet		Après 3-10 ans	Meyer et Tate, 1983
Mise en culture de prairie	COD	+8.2 mg/L		Après 50 ans de monoculture de maïs	Suideau et Bockheim, 1996
Mise en culture de prairie	COextract	- 20 à -44 mg/kg	<b>-39 à -62 kg/ha</b>	Après 1-9ans	Haynes, 2000
Mise en culture de prairie	COextract	-56 mg/kg	<b>-136 kg/ha</b>	Après 40 ans	Saviozzi et al., 1994
Type/rotation culturale	COextract	+6 à +37 mg/kg	<b>+6 à +37 kg/kg</b>	Légumineuses après graminées	Chantigny, 2000; Mazzarino et al., 1993
Chaulage (Forêt)	COextract	+485 à +847 mg/kg	<b>+17 à +30 Kg/ha</b>	60 heures après chaulage	Erich et Trusty, 1997
Chaulage (Forêt)	COD	+317 à +483 mg/kg		23 ans après chaulage	Andersson et al., 2000
Chaulage (Forêt)	COextract	pas d'effet	<b>pas d'effet</b>	Trois semaines après chaulage	Cronan et al., 1992
Chaulage (Forêt)	COD		<b>+2.5 mg/L</b>	Ruisseau; 5 ans après chaulage	Grieve, 1990
Chaulage (Terre arable)	COD		<b>+6,4 kg/ha</b>	Ruisseau; 15 ans après chaulage	Karlik, 1995
Fertilization azotée minérale (prairie)	COD		<b>+63 kg/ha</b>	345 kg N/ha/an - sol non-drainé	McTiernan et al., 2001
Fertilization azotée minérale (prairie)	COD		<b>+20 kg/ha</b>	345 kg N/ha/an - sol drainé	McTiernan et al., 2001
Fertilization azotée minérale (Terre arable)	COD	+0 à +3 mg/L		200 kg N/ha	Clay et al., 1995
Fertilization azotée minérale (Terre arable)	COextract	-3 à -9 mg/kg	<b>-3.3 à -9.4 kg/ha</b>	180 kg N/ha/an	Chantigny et al., 1999
Fertilization organique (Terre arable)	COextract	+0.1 à +3.3 mg/kg		50 m <sup>3</sup> /ha d'urine	Shand et al. 2000
Fertilization organique (Terre arable)	COextract	+0 à 6 mg/kg	<b>+11 à +44 kg/ha</b>	50 à 200 kg de N organique/an	Zsolnay and Görlitz, 1994
Fertilization organique (Terre arable)	COextract	+37 à +135 mg/kg	<b>+45 à +161 kg/ha</b>	100 Mg/ha de fumier de bovin	Rochette et Gregoroich, 1998
Retournement de prairie	COextract	+2 à +32 mg/kg	<b>+1 à +19 kg/ha</b>	Profondeur de labour 5-25 cm	Chantigny, 2003
Drainage (prairie)	COD		<b>-33 kg/ha</b>		Mc Tiernan et al., 2001

Tableau 3. Synthèse des travaux publiés sur l'effet des pratiques agricoles sur la teneur en COD de la solution du sol et les flux de COD à l'interface sol-eau.

### 3.3.2.d. Fertilisation organique

Les effets de l'apport d'amendements organiques sur la teneur en CO des sols et de leurs solutions ont été abondamment étudiés (*i.e.* Zsolnay et Görlitz, 1994; Jensen *et al.*, 1997; Rochette et Gregorich, 1998; Chantigny *et al.*, 2002). Toutes les études convergent vers une augmentation de la teneur en COD, et ce quelque soit la composition des apports (résidus végétaux, déjections animales, boues de station d'épuration). Comme le montre la **figure 10**, l'augmentation peut être là aussi un phénomène éphémère, la teneur en COD retournant rapidement à la valeur d'avant épandage (Chantigny, 2003). Cependant, des études ont montré que l'augmentation pouvait être un processus permanent. Ainsi, Zsolnay et Görlitz (1994) ont montré que des parcelles expérimentales soumises à des apports de déjection animale sur le long terme montraient des teneurs en CO extractibles à l'eau positivement corrélées au flux de déjection épandu à la parcelle, et ce y compris les années où les parcelles ne recevaient pas de déjection. Les corrélations positives trouvées par ces auteurs entre teneurs en CO extractible et pression organique au sol correspondent à un surplus de CO extractible de +0.015 mg/kg de sol/kg d'azote organique ajouté en moyenne par an.

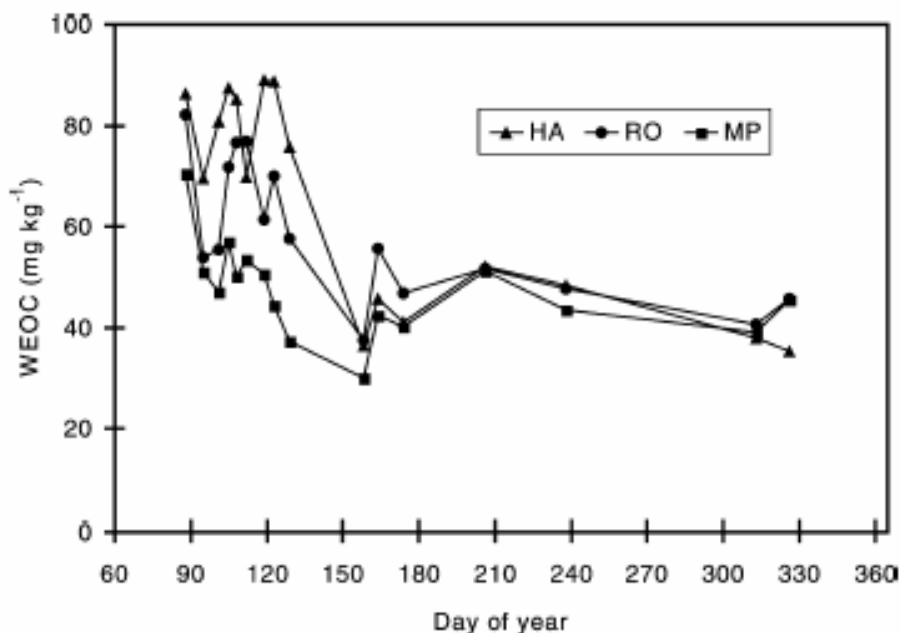


**Figure 10.** Augmentation de la teneur en Acides Gras Volatiles (AGV) d'un sol ayant reçu un épandage de MO d'origine animale. Le fait que la teneur diminue très rapidement dénote le caractère facilement biodégradable des AGV apportés par la MO animale. D'après Chantigny (2003).

L'apport d'amendement organique n'a pas comme seul effet d'augmenter la quantité de CO extractible du sol amendé. Il conduit également à un changement graduel de la composition de la MO du sol. Ainsi, *Ohno et Crannell* (1996) ont montré que le poids moléculaire moyen de la MO soluble des débris de culture retournés au sol était de 710 à 850, alors qu'il variait de 2000 à 28000 Da pour la MO soluble des déjection animales. Un exemple de modification de la composition de la MO du sol en réponse à des apports d'amendements organiques d'origine animale a également été rapporté par *Jardé et al.* (2004) qui ont comparé la distribution des stérols et des stanols dans des parcelles recevant des apports de lisiers de porc et des parcelles témoins sans apports. Les résultats obtenus montrent un changement complet dans la distribution de ces composés dans les parcelles amendés, y compris dans les horizons profonds du sol (voir **planche 5**).

### 3.3.2.e. Labour/Retournement de prairie

L'effet du retournement d'une prairie temporaire a été étudié par *Lapierre et al.* (cité dans *Chantigny, 2003*). Une prairie expérimentale a été retournée en automne et la quantité de CO extractible à l'eau mesurée le printemps suivant. Comme le montre la **figure 11**, un pic positif de CO extractible a été observé pendant une durée d'environ 2 mois, la teneur en CO extractible revenant ensuite à la valeur d'avant retournement. Le flux supplémentaire de CO extractible a correspondu dans cette expérimentation à 1 à 19 kg de CO par ha.



**Figure 11.** Mise en évidence d'un pic positif de CO extractible suite au retournement d'une prairie temporaire. Le pic est d'autant plus intense que la profondeur de labour est faible (M-P=5cm; RO=0-15cm; Ha=0-25cm). D'après *Lapierre et al.* (non publié)

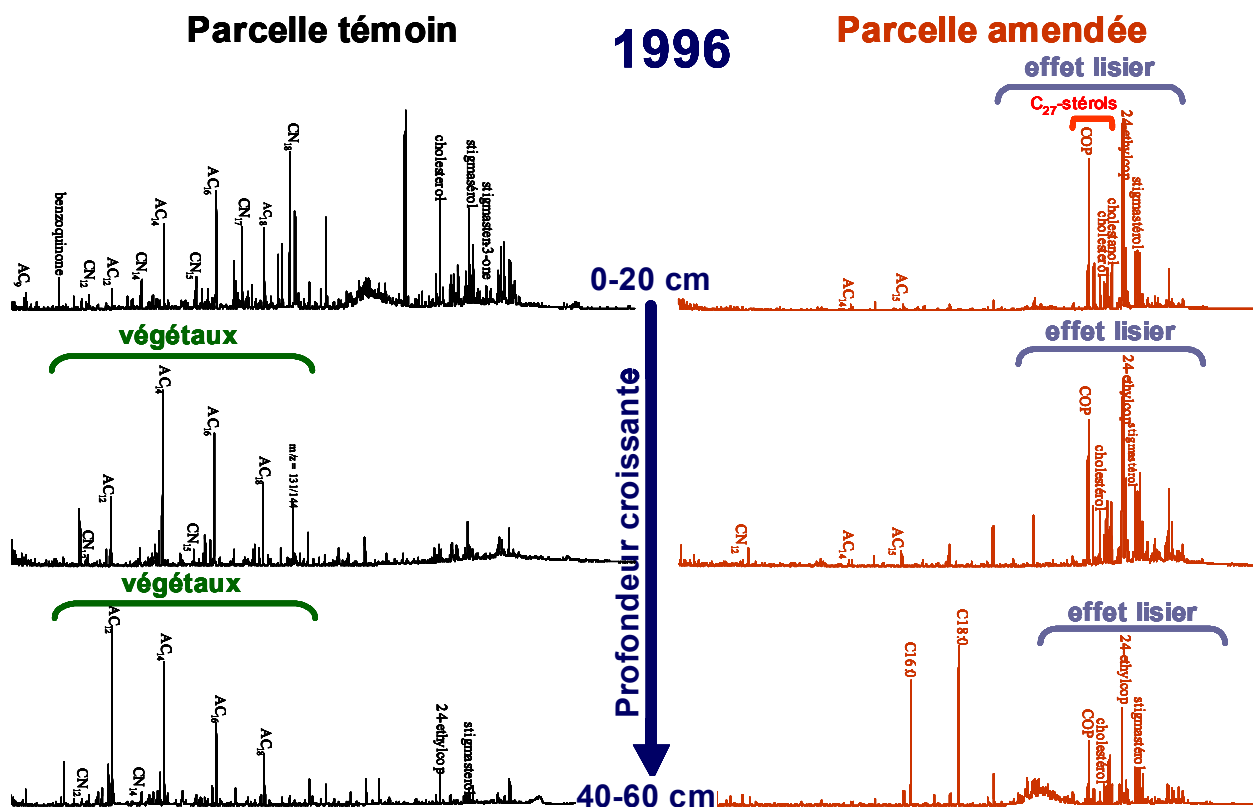
## Planche N°5 – Impact des épandages de lisier de porc sur la distribution des stérols et des stanols dans les sols

Jardé *et al.* (2004) ont déterminé les spectres moléculaires des MO des sols du dispositif SOLEPUR mis en place par le Cemagref. Ce dispositif, développé pour étudier les capacités épuratrices d'un sol soumis à des fortes doses de lisier vis-à-vis des nitrates a reçu des apports de grande quantité de lisier de porc de 1990 à 1995, inclus. Pendant cette période, 4931 m<sup>3</sup>/ha de lisier ont été épandus sur la parcelle d'étude, représentant une charge de 1000 m<sup>3</sup>/ha/an (Martinez, 1997; Martinez & Peu, 2000). Ce dispositif fournit donc un outil idéal pour examiner l'impact d'apport de lisier de porc sur la MO des sols.

L'analyse des composés lipidiques du groupe des stérols et des stanols dans trois horizons des parcelles de sols amendés et des parcelles témoin a montré des différences majeures au niveau de ces composés. En effet, les distributions dans les sols des parcelles amendées montrent la présence de grande quantité de coprostanol (5 $\beta$ -cholestan-3 $\beta$ -ol) – et ce même dans les horizons les plus profonds (40-60 cm) -, composé qui n'est pas détecté dans les parcelles témoins (voir figure ci-dessous).

Le rapport de l'abondance relative du coprostanol sur l'abondance relative du cholestérol (5 $\beta$ /C27) ainsi que le rapport de l'abondance relative de la somme des stérols en C29 sur l'abondance relative de la somme des stérols en C27 (C29/C27) a montré que les sols des parcelles amendées montraient sur le plan de ces composés des signatures caractéristiques de celles trouvées dans des échantillons de lisier de porc. L'enrichissement en coprostanol de la MO des sols amendés est donc caractéristique d'un changement de composition de la MO du sol en réponse à l'apport de MO porcine à sa surface. Le fait que ce composé se retrouve dans l'horizon > 60 cm démontre que le changement de composition ne concerne pas que la MO des parties superficielles du sol mais l'ensemble du profil du sol.

Le lecteur intéressé par plus d'information sur ces résultats est renvoyé à Jardé *et al.* (2004).



### 3.3.2.f. Drainage

La dernière pratique agricole dont l'effet sur la teneur en MOD de la solution du sol et les flux de MOD des sols vers les rivières a été étudié est le drainage. L'étude sur cases lysimétriques publiée par *McTiernan et al. (2001)* a conclu à une diminution de la quantité de COD exporté de 33 kg/ha du fait d'un drainage amélioré.

### 3.4. Synthèse quant aux facteurs de contrôle du flux de MOD des sols vers les eaux de rivières

La revue bibliographique effectuée ci-dessous montre que le transfert de MOD des sols vers les rivières est un processus complexe, sous le contrôle d'un grand nombre de facteurs physiques, chimiques et biologiques. La topographie, la pédogéologie et le climat contrôlent la dynamique du transfert des MO de la solution du sol vers les rivières. Ces trois facteurs déterminent également la localisation spatiale des sources de MO dans les paysages, celles-ci étant principalement localisées dans les zones plates de fond de vallée, là où les nappes affleurent dans les horizons organiques du sol et où les transferts de l'eau et des solutés se font latéralement en condition saturée. L'extension de ces zones est fluctuante dans le temps, puisque sous la dépendance des conditions hydroclimatiques.

Concernant la production de MOD au sein du sol, la revue effectuée a mis en exergue le nombre très élevés de facteurs de contrôle, aux effets parfois antagonistes. Ce nombre très élevé rend extrêmement difficile l'exercice pourtant nécessaire consistant à hiérarchiser les facteurs entre eux et à en déterminer quantitativement les effets sur la production de MOD. C'est sans doute ce qui explique les résultats contradictoires produits par nombre d'études. Cette limite présente à l'esprit, cinq facteurs "naturels" paraissent stimuler la production de MOD (voir **planche 6**): une teneur en MOS élevée; un pH élevé; une teneur élevée en anions; la saturation en eau de l'horizon O du sol; l'alternance de cycles secs et humides. Inversement, un pH acide et une forte proportion d'oxydes métalliques au sein de la phase solide du sol semblent être des freins à la production de MOD.

Concernant les pratiques agricoles, le rôle de nombre d'entre elles fait encore débat. Quelques certitudes semblent néanmoins se dégager de la littérature. Il semble en particulier acquis que des apports importants d'amendements organiques au sol soient de nature à accroître la teneur en MOD de la solution du sol (et d'en changer la composition). Le chaulage semble également être une pratique allant dans le sens de transfert accru de MO du sol vers la solution du sol. Beaucoup moins évidents semblent être le rôle des rotations culturales et de la fertilisation minérale azotée (voir **planche 6**). Comme conclu par *Chantigny (2003)* ... " More field work would be required on agricultural soils"....

## Planche N°6 – Synthèse quant au rôle des caractéristiques du sol, des facteurs environnementaux et des activités agricoles sur la teneur en MO de la solution du sol et sur les flux de MO sol-rivière.

Le tableau ci-dessous résume les principaux facteurs de contrôle de la teneur en MOD des eaux du sol et, par voie de conséquence, des flux de MOD transférés des sols vers les eaux de rivière. Le sens des flèches indique l'effet positif (↑), négatif (↓) ou nul (→) du facteur sur la teneur et/ou les flux. Les flèches de sens opposés (↑↓) dénotent soit un facteur aux effets antagonistes dépendant des autres conditions du milieu, soit l'obtention de résultats contradictoires lors des études conduites pour déterminer les effets. Du facteur en question sur la teneur en MOD des eaux du sol. Le sens des effets produits par les différents facteurs listés et les quelques valeurs quantitatives données sont tirés d'une revue de l'ensemble des travaux publiés sur le thème (Labo=expérience en laboratoire; Terrain=suivis à l'échelle du profil de sol, de la parcelle, ou du bassin versant). Les références bibliographiques ayant servies à construire ce tableau sont données dans le texte.

	Conc (Labo) Qualitatif	Conc (Terrain) Qualitatif	Flux (Terrain) Qualitatif	Flux (Terrain) Estimation quantitative
<b>Propriétés de la phase solide</b>				
Quantité de litière		↑	↑	
Teneur en MOS	↑	↑	↑	
Rapport C/N	↑	→	→	
Activité microfaune	↑	↑	→	
Composition biomasse (champ.)	↑	↑	→	
Teneur en oxydes métalliques	↓	↓	↓	
Teneur en argile	↓			
<b>Propriétés de la solution</b>				
pH	↑	↑↓	↑↓	
Force Ionique	↓			
Sulfate	↑			
Phosphate	↑			
Nitrate	?			
Cations	↓			
<b>Facteurs environnementaux</b>				
Température	↑	↑	→	+8%/°C
Saturation en eau	↑	↑	↑	
Cycles Sec-humide	↑	↑	↑	
<b>Pratiques agricoles</b>				
Mise Culture Prairie		↓	↓	-39 to -62 kg/ha/an
Type/rotation culture		↑↓	↑↓	
Chaulage		↑	↑	+6.4 kg/ha/an
Fertilisation minérale azotée		↑↓	↑↓	-
Fertilisation organique	↑	↑	↑	+11 à +44 kg/ha/an
Retournement de prairie temp.			↑	+1 à +19 kg/ha/an
Drainage			↓	- 33 kg/ha

### 3.5. Rappels concernant les spécificités de la Bretagne

La Bretagne conjugue plusieurs caractéristiques naturelles pouvant expliquer les fortes teneurs en MO enregistrées dans les eaux de surface de cette région (*voir chapitre 2*).

Un *milieu physique peu perméable et un climat humide*, propice à la saturation en eau des horizons organiques des sols. Cette caractéristique, manifestée par l'abondance des zones humides à l'échelle régionale, favorise le transfert des composés humiques des sols vers les eaux de surface lors des forts débits d'hiver et/ou lors des épisodes de crue.

Des sols naturellement *riches en matière organique*. Comme tous les massifs anciens français (**figure 12**) la Bretagne bénéficie de sols naturellement riches en MO du fait i) de sols peu perméables favorables à la saturation en eau des horizons organiques du sol et donc au ralentissement de la minéralisation et ii) une mise en culture plus tardive que les zones de plaine.

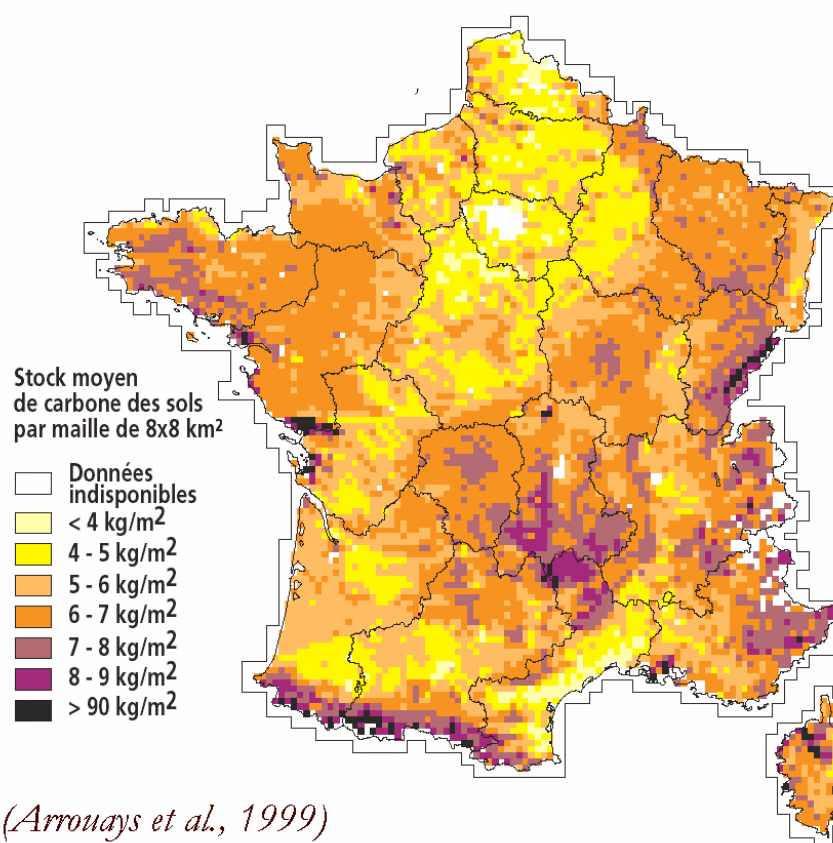
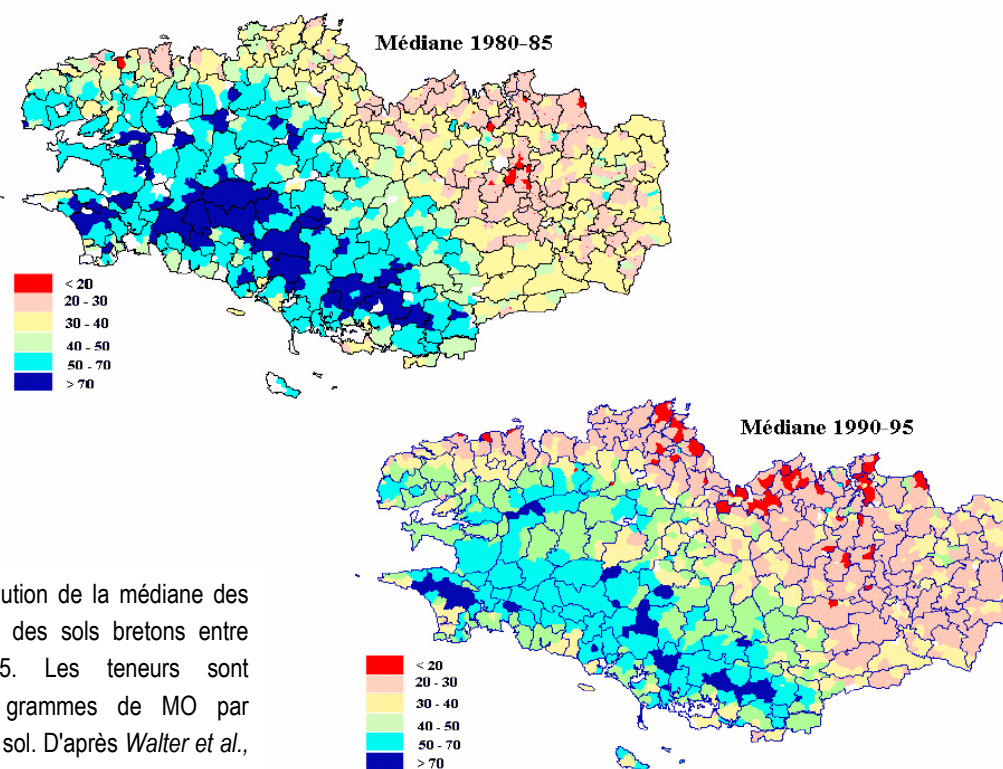


Figure 12. Carte de répartition de la teneur en matière organique des sols français.

Néanmoins, la Bretagne n'est pas un territoire homogène du point de vue de la teneur en MO de ses sols. Comme le montre la **figure 13**, on note l'existence d'un gradient sud-ouest – nord-est avec des sols globalement plus riches en MO dans le Morbihan et le sud du finistère. Ce n'est pas non plus une Région stable du point de vue de la teneur en MO de ses sols. Comme dans les autres régions vouées à

agriculture, on note une tendance généralisée à la diminution de la teneur en MO des sols bretons dans le temps (**figure 13**), dont les causes peuvent être multiples (dilution sous l'effet du labour; diminution de la quantité de MO retournée au sol ; minéralisation accrue en réponse au apports d'engrais azoté,...).



**Figure 13.** Evolution de la médiane des teneurs en MO des sols bretons entre 1980 et 1995. Les teneurs sont exprimées en grammes de MO par kilogrammes de sol. D'après *Walter et al., 1997*.

*Une agriculture intensive grosse productrice de déjections animales épandues sur les sols.* Un recensement du gisement breton de déchets organiques a été effectué par *Bailly (1996)*. Les chiffres issus de ce recensement sont présentés dans leurs grandes lignes dans le **tableau 4**. Ce tableau montre l'ampleur du gisement breton de déchets organiques (38 MT de déchets "brut" produits annuellement), avec au sein de celui-ci le poids prépondérant du secteur agricole (de 76 à 93% du total, suivant les modes de calcul). Concernant ce dernier, 99% de la MO produite était constitué en 1996 de déjections animales, la filière la plus productrice étant la filière bovine (entre 66% et 86% du total suivant que l'on exprime les quantités produits en poids de MO ou uniquement en poids de MO humifiable), suivie, à part égale, des filières porcines et avicoles (18% chacune, en poids de MO produite).

La pression organique qu'exerce l'épandage des déjections animales sur les sols bretons est considérable. Partant des chiffres de *Bailly (1996)*, les flux calculés d'apport aux sols bretons sont de 850 à 1350 kg de CO par hectare et par an, suivant que l'on répartit les déjections sur l'ensemble de la Bretagne



ou sur la seule SAU. Comme l'ont montré *Gruau et al. (2004a)*, ces flux d'entrée sont supérieurs, d'un facteur 10 à 100, aux flux spécifiques de COD exportés annuellement par les rivières bretonnes.

	Produit Brut		Matière Organique		Humus	
	Tonne	%	Tonne	%	Tonne	%
<b>Total "Agriculture"</b>	35500000	<b>93</b>	4700000	<b>82</b>	909000	<b>76</b>
<b>Total "Collectivités"</b>	1520000	4	636000	11	288000	24
<b>Total "Industrie"</b>	1133000	3	423900	7	1800	0
<b>Total Bretagne</b>	38153000	100	5759900	100	1198800	100

**Tableau 4.** Estimation de la masse (en tonne) et répartition par origine (en % du total) du gisement breton de produits organiques, en données 1996. La part de l'agriculture varie de 93 à 76% suivant que l'on considère les produits bruts ou seulement la fraction stable de la MO (humus) (*d'après Bailly, 1996*).

Une autre façon d'évaluer la pression organique potentiellement considérable exercée par les épandages d'effluent d'élevage en Bretagne est de se rappeler que les flux d'azote organique au sol atteignent fréquemment 200 Kg de N/ha dans cette région. D'après l'étude publiée par *Zsolnay et Görlitz (1994)* un tel flux pourrait se traduire par un accroissement de CO extractible +3 mg/kg, soit un accroissement potentiel du flux annuel de COD de 45 kg/ha (à comparer avec les flux spécifiques annuels de CO de 10 à 110 kg/ha calculés pour les rivières bretonnes)..

# **Chapitre 2**

Etat des Lieux de la Pollution des Rivières  
Bretonnes par les Matières Organiques

Deux sources de données principales ont été utilisées pour dresser l'état des lieux présenté ci-après de la pollution des rivières bretonnes par les MO (voir aussi *Birgand et al., 2004; Gruau et al., 2004b*):

- *Les analyses issues des contrôles effectués par les DDASS sur les 118 prises d'eau bretonnes dites "au fil de l'eau".* Il s'agit systématiquement de mesures d'oxydabilité sur eau brute. Seules les données postérieures à 2002 sont utilisables, même si la faible fréquence des mesures (15/an) engendrant de grandes incertitudes (supérieures à 50 %) sur les moyennes et les médianes (*Gruau et al., 2004b*). Avant 2002, la fréquence n'était que de 6 données par an, rendant caduc tout espoir d'établir un quelconque tableau un temps soit peu exact de la situation avant cette date. L'avantage de la base de données DDASS est qu'elle couvre un large territoire et permet donc de déterminer la variabilité spatiale de la pollution.
- *Les analyses d'autocontrôle effectuées par les exploitants des prises d'eau.* Il s'agit là aussi de données d'oxydabilité sur eau brutes. Cette base est moins fournie que la précédente d'un point de vue spatial dans la mesure où seulement 5 séries temporelles correspondant à 5 rivières différentes ont pu être mises à jour et collectées. Par contre elle a le gros avantage de porter sur des données hautes fréquences avec des pas de temps généralement inférieurs à 3 jours. Avec ce type de pas de temps l'erreur sur les concentrations moyennes annuelles est <10% autorisant des comparaisons dans le temps pour une même rivière, et entre rivières pour une même gamme de temps (*Gruau et al., 2004b; voir plus loin*). En outre les 5 rivières disposant de la haute fréquence de mesures nécessaire (Léguer (22), Min Ran (22), Yar (22), Haut-Couesnon (35) et Elorn (29)) drainent des BV recoupant quelques uns des principaux gradients bretons (climat, pédogéologie,...). Enfin, cette base de données permet de porter un regard rétrospectif fiable sur l'évolution de la pollution depuis 25 ans (la série la plus ancienne démarre en 1979). En cela, elle représente un outil unique et extrêmement précieux pour aborder l'historique de la pollution des rivières bretonnes et définir les trajectoires long terme.

## **1. Cartographie actuelle de la pollution à l'échelle de la Bretagne**

La **figure 14** présente la carte de la pollution des eaux de rivière de Bretagne par les MO telle qu'établie à partir des données DDASS. Cette carte a été construite en calculant la moyenne des concentrations en oxydabilité mesurées au droit de chacune des 118 prises d'eau bretonnes dites "au fil de l'eau" entre janvier 2002 et décembre 2003 (30 mesures par prise d'eau). A partir de la variabilité trouvée, une grille croissante de classe de valeur a été définie, avec attribution d'un code couleur spécifique à chaque classe de valeurs. Finalement, les BV à l'amont des prises d'eau ont été colorés à la couleur de la classe d'appartenance de leur prise d'eau.

## Concentrations moyennes en matières organiques

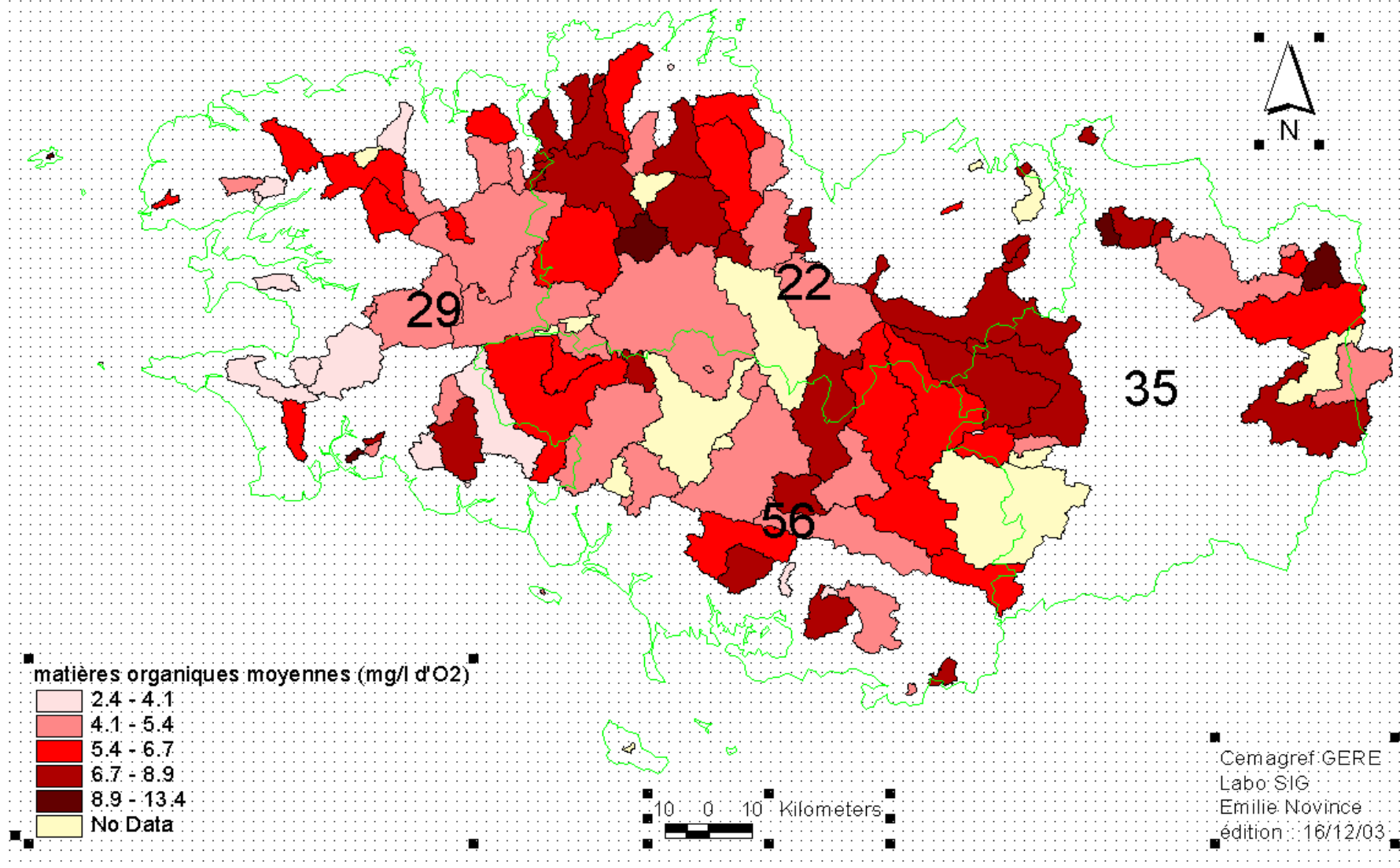


Figure 14. Carte de la pollution en MO des eaux des rivières bretonnes telle qu'établie à partir des moyennes des concentrations en MO (oxydabilité) mesurées au droit des prises d'eau dites " au fil de l'eau" de Bretagne sur la période 2002-2003 (30 mesures par point). D'après *Birgand et al. (2004)*.

Trois images ressortent de la carte produite (voir aussi Birgand et al., 2004; Gruau et al., 2004b). La première est celle d'une forte variabilité spatiale des niveaux moyens de concentration en oxydabilité: de 2.4 à 13.4 mg d'O<sub>2</sub> par L; la deuxième est celle d'une qualité d'eau relativement dégradée au plan régional du point de vue des MO, avec plus de 30 prises d'eau sur 118 frôlant ou dépassant *en valeur moyenne* la limite réglementaire des 10 mg.L<sup>-1</sup> d'oxydabilité; enfin, la troisième est celle d'une distribution spatiale possiblement non aléatoire de la pollution, les prises d'eau les plus "polluées" semblant se concentrer dans la frange nord de la Région.

La prédominance apparente de la pollution dans la frange nord de Bretagne est confirmée par l'analyse des données haute fréquence d'autocontrôle (figure 15). Ces données, qui permettent de calculer des concentrations moyennes annuelles très précises pour les prises d'eau concernées montrent en effet que les concentrations moyennes les plus fortes sont trouvées pour les prises d'eau situées dans les Côtes d'Armor (Léguer (22), Min Ran (22), Yar (22)). La variabilité observée entre prise d'eau est là encore forte (facteur 2.5), quoique moindre que dans le cas des données DDASS (facteur 6).

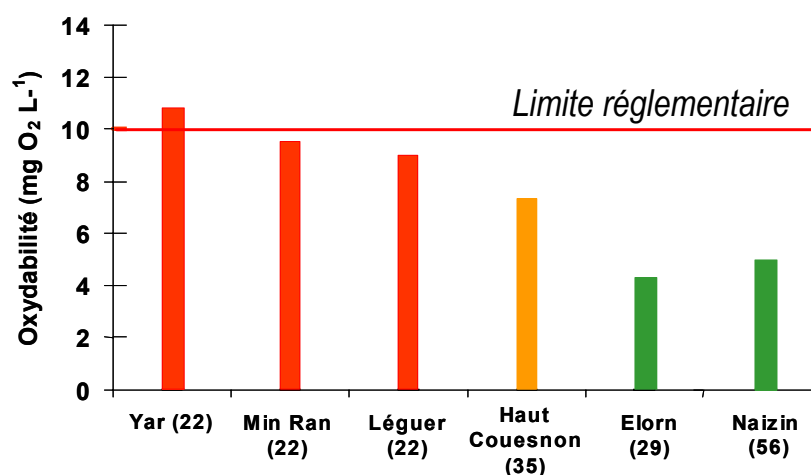
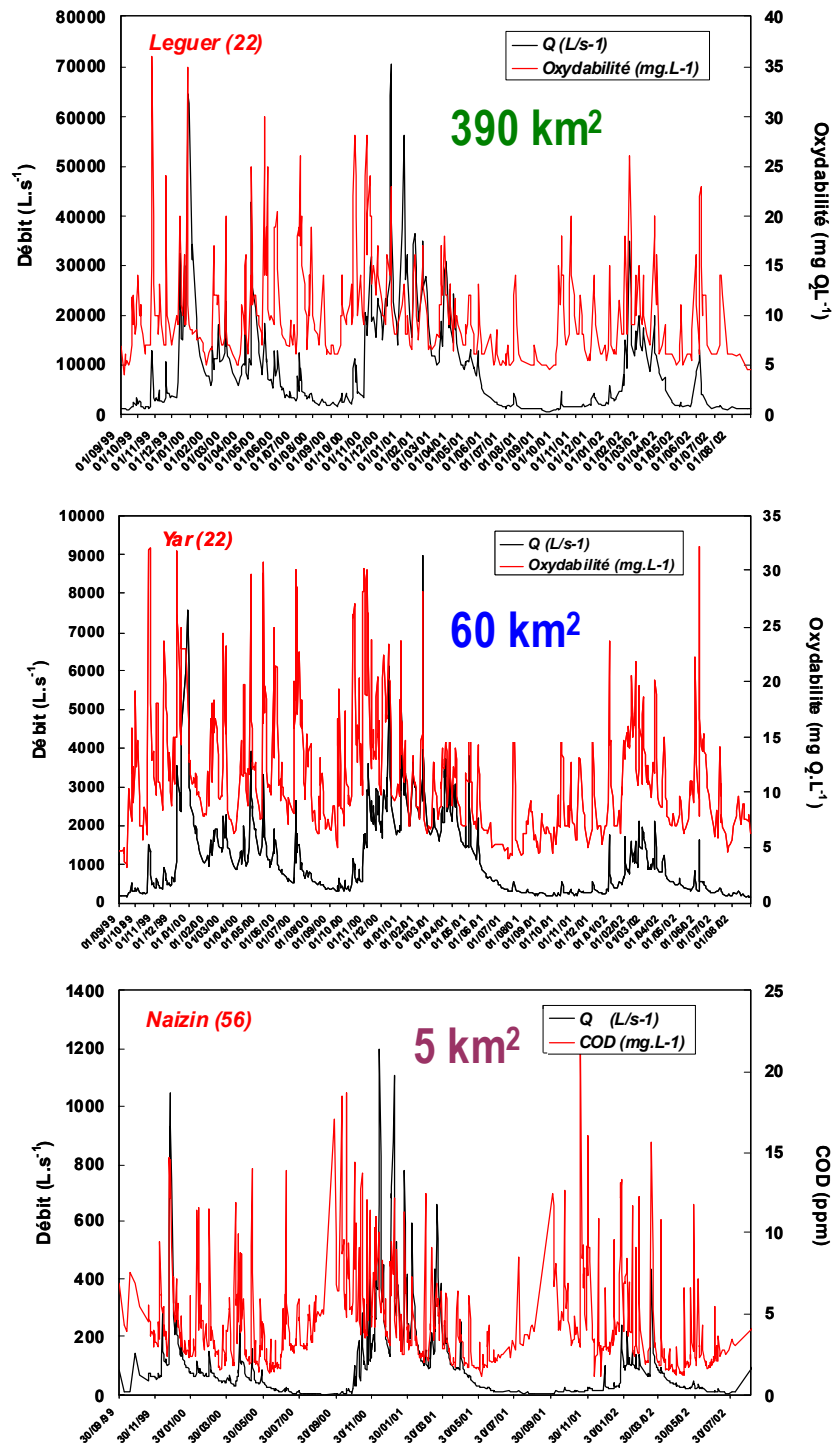


Figure 15. Histogramme des teneurs moyennes en MO (oxydabilité) calculées pour la période 2002-2003 dans les rivières aux exutoires des six BV inclus dans le réseau haute fréquence de Bretagne.

## 2. Variabilité temporelle et trajectoires d'évolution

Les concentrations en MO des rivières bretonnes varient très fortement dans le temps. Trois fréquences de variation sont mises en évidence. Les deux premières correspondent aux oppositions entre épisodes de crues (fortes concentrations) et périodes d'inter crues (faibles concentrations), et aux oppositions hiver-été, les concentrations étant globalement plus élevées en hiver qu'en été. La superposition de ces deux fréquences crée une très forte variabilité temporelle du signal "MO" dans les rivières bretonnes, et donc à l'endroit des prises d'eau dites "au fil de l'eau". Un point important à noter est que cette variabilité est présente quelle que soit la taille des BV considérés (figure 16).



**Figure 16.** 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 *Gruau et al. (2004a)* et *Birgand et al. (2004)*.

Cette forte variabilité dans le temps des concentrations en MO des rivières bretonnes est directement à mettre en relation au fait i) que les MO sont situées dans les horizons les plus superficiels des sols (premier 50 cm en général; voir *Gruau et al., 2004a*) et ii) que des BV sur socle comme les BV bretons sont caractérisés par des nappes très réactives à fort battement vertical, saisonnier et évènementiel. Ainsi, en hiver, les écoulements de l'eau sont globalement plus près des horizons organiques du sol qu'en été, d'où des concentrations en MO globalement plus fortes dans les rivières. Ainsi aussi, les écoulements de l'eau étant déviés vers les couches les plus superficielles du sol lors des évènements de pluie par remontée des nappes (jusqu'à déclencher parfois des phénomènes locaux de ruissellement sur zones saturées), il est normal que les concentrations en MO soient alors plus élevées en crue que pendant les inter-crués, sachant qu'une déviation généralisée des écoulements vers les horizons pédologiques de surface riches en MO enrichira forcément les eaux de drainage en MO (*voir aussi Boyer et al. 1996, 1997, 2000*).

Cette variabilité très courte période des concentrations en MO dans les rivières bretonnes requiert une haute fréquence de mesures si l'on veut pouvoir calculer des concentrations moyennes qui soient représentatives de la réalité (typiquement une mesure tous les jours). Nous reviendrons sur ce point dans la partie "guide" de ce document, lorsque nous discuterons de la fréquence des mesures à mettre en place pour effectuer le suivi des MO en rivière.

La dernière fréquence temporelle mise en évidence par l'analyse des séries haute fréquence est une fréquence pluri-annuelle (**figure 16**). Elle se produit suivant un pas de temps de 5-7 ans, environ, et se traduit par l'émergence d'ondulations au sein des tendances long terme définies par l'évolution des concentrations moyennes annuelles. Cette fréquence est remarquable dans la mesure où elle se produit en phase entre les différents BV, et ce, quelque soit la tendance long terme (à la hausse ou à la baisse) et/ou le niveau de concentration par ailleurs observés dans chacun des BV. Seules les amplitudes varient d'un BV à l'autre.

Les quelques séries long terme, haute fréquence, d'autocontrôle existant en Bretagne offrent deux autres intérêts majeurs:

- elles montrent sur quelle(s) tendance(s) évolutive(s) se situent les rivières bretonnes du point de vue de la pollution de leurs eaux par les MO.
- elles permettent d'émettre des hypothèses quant à l'époque à partir de laquelle l'eau des rivières bretonnes aujourd'hui très polluées par les MO a commencé à se dégrader (**figure 17**).

Concernant les tendances évolutives long terme, on constate une différence de trajectoire entre les quatre rivières pour lesquelles le recul est suffisant, avec trois montrant des concentrations moyennes en MO à la hausse sur le long terme (Yar et Léguer (22); Couesnon (35)) et une pour laquelle les concentrations moyennes en MO évoluent non pas à la hausse mais à la baisse (Elorn (29)). Les taux moyens d'augmentation pour les rivières présentant des concentrations à la hausse et des séries suffisamment longues pour que des taux moyens d'augmentation puissent être calculés (BV du Yar et du Léguer (22)) sont identiques, de l'ordre de 0.2 mg.L<sup>-1</sup> d'oxydabilité en plus par an. On voit ainsi qu'entre

1979 et l'actuel la concentration moyenne en MO des eaux du Léguer (22) a été multipliée par 2 en moyenne annuelle, passant de 5.0 mg. L<sup>-1</sup> en 1979 à près de 10 mg. L<sup>-1</sup> actuellement. Comme l'ont montré et discuté dans le détail *Birgand et al. (2004)*, l'augmentation long terme enregistrée par le Léguer (22) concerne aussi bien les pics de crue (aucun dépassement de la valeur réglementaire n'était enregistrée avant 1981, y compris lors des crues) que les périodes d'étiage (passage de 2.0 mg. L<sup>-1</sup> en moyenne en 1979 à 5.0 mg. L<sup>-1</sup> en moyenne, aujourd'hui). Le fait que les augmentations de concentration concernent aussi bien les périodes d'étiage que les périodes de crue va clairement dans le sens d'augmentations liées à l'apport de MO de nature essentiellement dissoute.

Concernant l'Elorn (29), rivière pour laquelle les concentrations diminuent dans le temps, le taux de diminution est de 0.1 mg.L<sup>-1</sup> d'oxydabilité par an (**figure 17**). Point intéressant: si l'on extrapole linéairement les évolutions du Leguer (22), du Yar (22) et de l'Elorn (29), celles-ci convergent toutes vers une valeur commune d'environ de 5 mg. L<sup>-1</sup>, la période de convergence se situant entre 1980 et 1985. Evidemment, rien ne dit que les tendances définies par l'Elorn (29) et le Yar (22) entre 1980 et 1990 étaient linéaires et de même pente que celles observées entre 1990 et l'actuel. Ceci étant, l'hypothèse est clairement posée que la période 1980-1985 ait pu constituer une période charnière pour l'évolution de la teneur en MO des rivières bretonnes, correspondant au début de l'augmentation des teneurs dans celles des rivières aujourd'hui très "polluées". Pour conclure cette partie "tableau de bord", on notera que dans le cas des rivières présentant actuellement des eaux très dégradées du point de vue des MO comme le Yar (22) et le Léguer (22), la dégradation semble être un phénomène encore en cours actuellement.

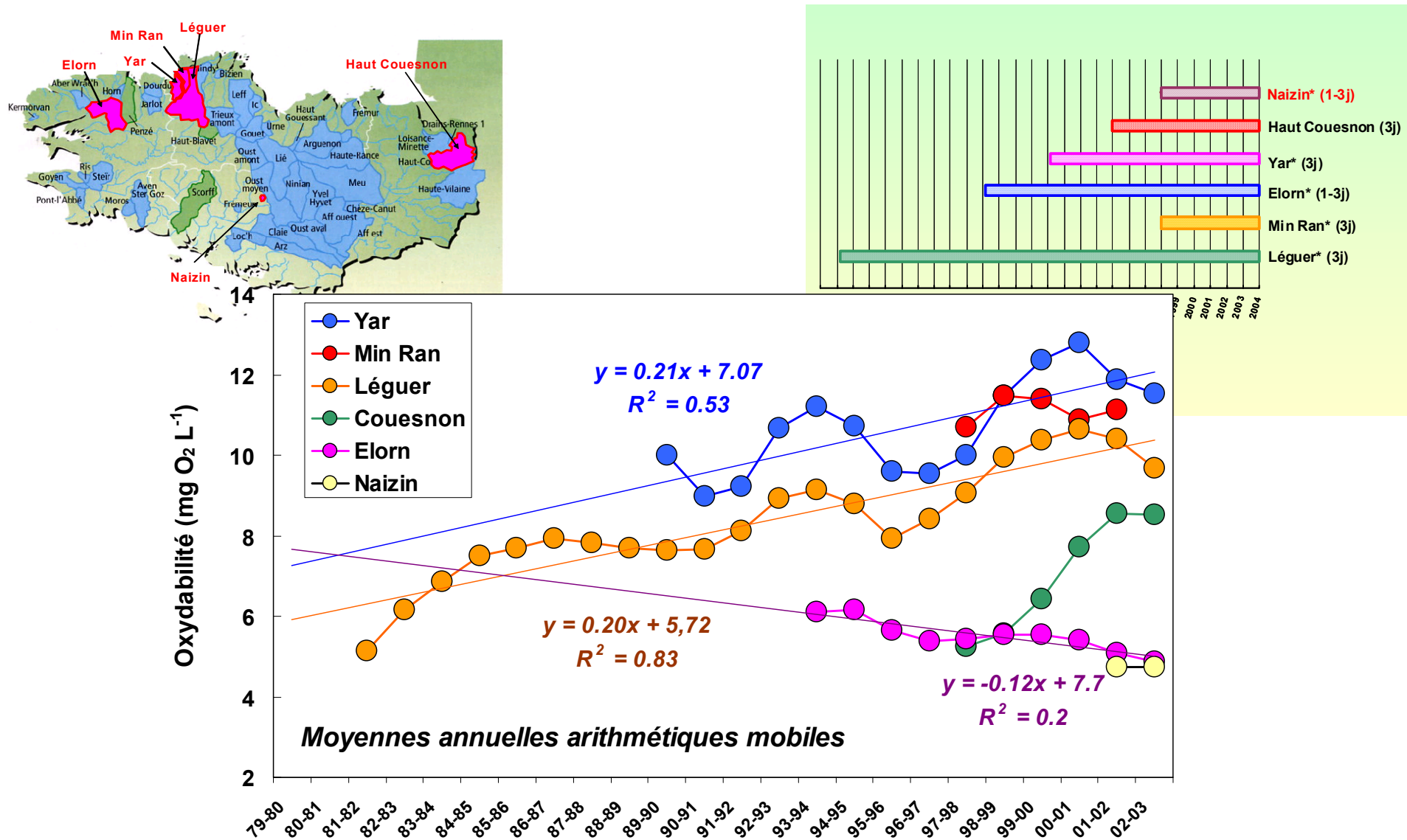
### **3. Cause de la Pollution. Origine et Signification des Trajectoires Long Terme**

Les causes de la pollution des rivières bretonnes par les MO et l'origine et la signification des trajectoires long terme de la teneur en MO de ces mes rivières ont été discutés en détail dans plusieurs rapports récents (*Birgand et al., 2004; Jardé et al., 2004; Gruau et al. 2004b*). Seuls quelques grands traits sont rappelés ici, sachant que certains des mécanismes et facteurs à l'origine de ces pollutions et évolutions restent à élucider.

#### **3.1. Le rôle de la topographie et de la pédogéologie**

Comme indiqué plus haut, la morphologie relativement plate de la Bretagne et la faible perméabilité des sols de cette région sont deux facteurs favorables aux transferts des MO des sols vers les rivières, ces deux facteurs concourant à augmenter la proportion des écoulements de surface, donc des écoulements interagissant avec les horizons organiques des sols. De ce point de vue, on ne rappellera jamais assez que la Bretagne est une région naturellement sensible au risque MO et qu'il n'est pas très surprenant que les rivières de cette région connaissent des dépassements de la limite réglementaire "MO".





**Figure 17.** Evolution long terme des concentrations moyennes annuelles en oxydabilité établie à partir des données haute fréquence d'autocontrôle collectées lors de l'étude Cemagref . La carte situe la position des BV drainés par les rivières considérées. Le graphique en haut à gauche donne la longueur des séries temporelles et la fréquence des mesures. Les données du Kervidy-Naizin (56) ne proviennent pas d'un autocontrôle mais des suivis effectués sur ce BV de recherche par les équipes du CAREN (fréquence: 1 mesure par jour).

D'après Birgand et al. (2004).

Les paramètres "topographie" et "pédogéologie" variant dans l'espace, il était naturel de s'attendre à ce que les variabilités existant en Bretagne au niveau de ces deux paramètres soient à l'origine d'une partie des variations de pollution actuellement enregistrées par les rivières. C'est effectivement ce qui est ressorti des analyses statistiques effectuées. Ainsi, l'analyse statistique en composante principale des données issues des contrôles DDASS a montré que la variable "topographie" expliquait 25 % de la variance totale des teneur moyenne en MO observée (*Birgand et al., 2004*). De même, une étude de détail effectuée à l'exutoires de sous BV du Légue (22) a montré un facteur 2 de variation induit semble t-il par la seule variation du duo topographie-perméabilité (*Gruau et al. 2004b*).

Reste néanmoins que 75% de la variance des données DRASS n'est pas imputable à la topographie ou à la pédogéologie. Reste également que la topographie et la pédologie ne varient pas dans le temps et que ces deux facteurs ne peuvent donc pas être à l'origine des dégradations temporelles constatées pour des rivières comme le Légue (22) et le Yar (22). En fait, ces deux facteurs doivent plus être vus comme des facteurs d'aggravation de la pollution plutôt que comme des facteurs de causalité à proprement parlé. Ce sont également des facteurs de localisation des zones à risques, les zones plates et imperméables de fond de vallée étant les sources principales de MO à l'échelle des BV (*voir chapitre 1*).

### **3.2. Le rôle de la teneur en matière organique du sol**

La teneur en MO des sols est citée par de nombreux auteurs comme étant l'un des facteurs de contrôle principaux de la teneur en MO des eaux de rivière (*Hope et al., 1994; 1997; Aitkenhead and McDowell, 2000; Kalbitz et al., 2000; Worrall et al., 2003*). L'hypothèse que les variations de teneurs en MO des sols des BV bretons puissent être à l'origine des variations spatiales de MO observées dans les rivières de cette région mérite donc d'être évaluée. Cette hypothèse mérite d'autant plus d'être évaluée qu'elle pourrait aussi expliquer la tendance à la dégradation observée sachant que les sols bretons ont, comme la plupart des sols cultivés de par le monde, tendance à voir leur teneur en MO diminuer dans le temps (*Walter et al., 1997; voir figure 13*). Cependant, aucune corrélation directe n'a été trouvée entre la teneur en MO actuelle des sols bretons et celles des rivières les drainant. Mieux, il est ressorti des analyses que des rivières aux eaux très polluées comme le Yar (22) et le Min Ran (22) drainaient des BV dont la teneur en MO des sols était parmi la plus faible de tous les sols bretons. En outre, l'analyse statistique sur les 118 prises d'eau n'a pas fait ressortir la variable "teneur en MO des sols" comme variable explicative des variations spatiales de teneur en MO affichées par les rivières de Bretagne (*voir Birgand et al., 2004*).

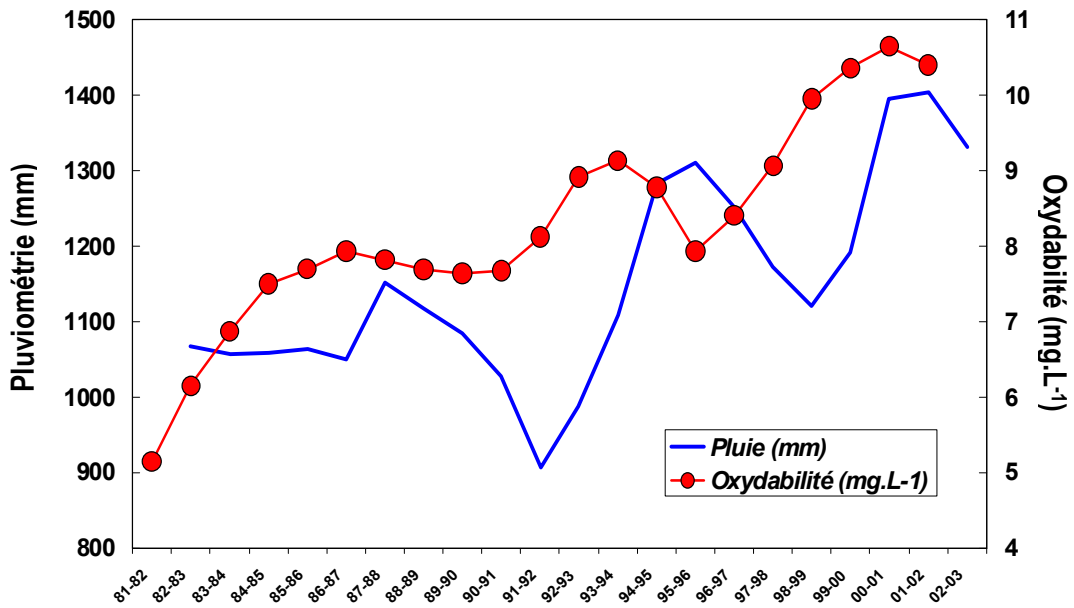
Ces différentes analyses ne constituent cependant pas un argument définitif pour rejeter l'hypothèse d'un contrôle de la teneur en MO des sols sur celle des eaux. Il faut en effet considérer que toutes les MO des sols ne sont pas mobilisables. Plus que la teneur moyenne globale des sols en MO, c'est la teneur moyenne en MO "solubilisables" qu'il faudrait pouvoir comparer avec la teneur en MO des eaux. D'autre part, il faut se rappeler que toutes les zones des BV ne contribuent pas au flux de MO dans les rivières. En fait ce sont les zones plates de fond de vallée qui sont les principales zones contributrices. En toute

rigueur, c'est donc la teneur moyenne en MO des sols de ces zones qu'il faudrait pouvoir mettre en face de la teneur moyenne des eaux. Les études effectuées jusqu'à présent n'ont pas permis d'accéder à cette "spatialisation" de l'information "teneur en MO des sols".

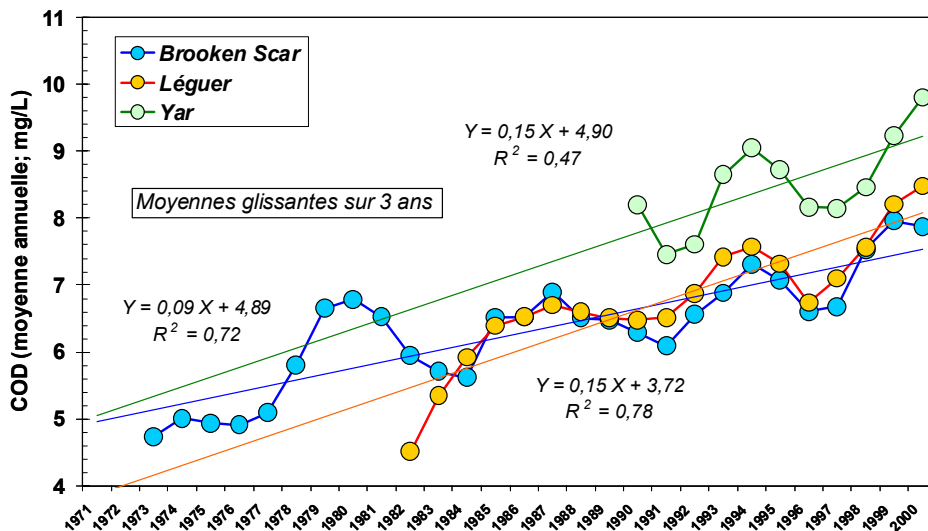
### 3.3. Le rôle du climat

Le climat est, après la topographie et la perméabilité des sols, la deuxième variable de contrôle "naturelle" de la teneur en MO des rivières. Contrairement à la topographie qui engendre des variabilités spatiales de concentration, les variabilités engendrées par le climat sont principalement d'ordre temporel. Les premières de ces variabilités sont de très fortes amplitudes et correspondent aux épisodes de crue. , les concentrations pendant les crues étant multipliées, par rapport aux inter-crues, par des facteurs pouvant aller de 7 à 18 suivants les épisodes de crue et les rivières. Comme déjà indiqué également, se greffe sur cette variabilité événementielle haute fréquence une variabilité saisonnière marquée par des concentrations globalement plus élevées en automne et en hiver qu'au printemps et en été (*Gruau et al., 2004a et b*). Ces dynamiques temporelles impliquent que, pour une rivière donnée, le niveau de pollution de ses eaux par les MO ne sera jamais une constante dans le temps, mais oscillera entre des moments de forte pollution (les moments les plus critiques étant les crues d'automne et d'hiver) et des moments de plus faible pollution, les étiages estivaux constituant typiquement les moments de plus faible pollution (voir aussi **figure 16** page 54). Ces dynamiques impliquent aussi que la stratégie de mesure pour quantifier et contrôler le niveau de pollution d'une rivière ne peut pas être quelconque. En particulier, effectuer des contrôles à date fixe suivant un calendrier pré-établi n'a pas de sens vis-à-vis des MO. *Les prélèvements et les contrôles devront nécessairement inclure des épisodes de crues et d'inter-crues avec une fréquence de répartition calquée sur la variabilité de l'hydroclimat (voir plus loin).*

La variabilité du climat n'engendre pas que des variations à la journée et à l'échelle des saisons de la teneur en MO des rivières bretonnes. On trouve également la signature du climat dans les oscillations pluriannuelles définies par les moyennes annuelles de concentration. Il existe en effet un synchronisme relatif entre ces oscillations et la variabilité des hauteurs de précipitation enregistrées en Bretagne - et au-delà en Europe de l'Ouest toute entière - lors des vingt-cinq dernières années (**figure 18**). Cette hypothèse d'une origine climatique des oscillations définies par les tendances long terme s'est trouvée confortée par la mise en évidence que des oscillations centrées sur les mêmes dates s'observaient dans une rivière du nord de l'Angleterre (BV de Brooken Scar), pour laquelle une série de données MO haute fréquence, longue durée, similaire à celles disponibles sur les rivières bretonnes existe (**figure 19**; *Worrall et al., 2003*; *Gruau et al., 2004b*). Seul le climat a cette capacité d'uniformiser spatialement la dynamique temporelle dans des rivières aux BV par ailleurs très différents du point de vue occupation du sol, nature du substrat, teneur en MO des sols (le BV de Brooken Scar comprend de nombreuses zones de tourbière ce qui n'est pas le cas des BV bretons),....



**Figure 18.** Diagramme illustrant l'existence d'un relatif synchronisme entre les oscillations de concentration moyenne annuelle en MO dans les BV bretons (ici le cas du Léguer (22)) et les variations de pluviométrie en Bretagne.  
 Source des données: *Birgand et al, 2004; Gruau et al., 2004b.*



**Figure 19.** Diagramme illustrant l'existence d'oscillations synchrones des concentrations moyennes annuelles en MO dans les rivières bretonnes (Léguer (22) et Yar (22)) et la rivières drainant le BV anglais de Brooken Scar. On notera que les taux de croissance des teneurs sont très comparables pendant la période des 10 dernières années ou les trois BV peuvent être comparés. Source des données: *Birgand et al, 2004; Gruau et al., non publié; Worrall et al., 2003.*

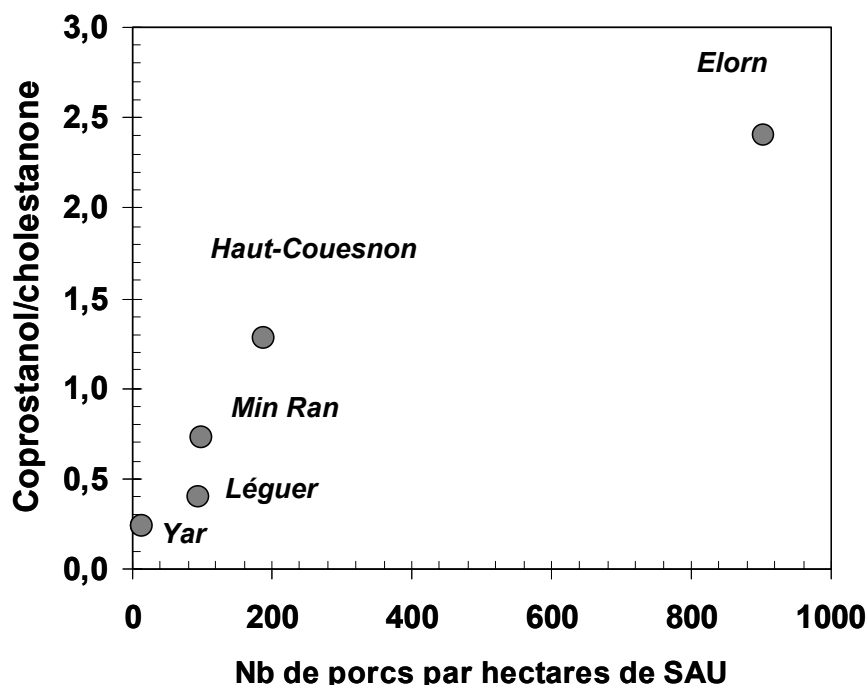
### 3.4. Les causes anthropique: le rôle des pratiques agricoles

Comme déjà indiqué, activités agricoles peuvent modifier les transferts de MO des sols vers les eaux de rivières de trois façons: i) *en modifiant la géométrie des circulations de l'eau*; on pense dans ce cas à des aménagements de l'espace comme des arasements de haie ou de talus ou à des pratiques aboutissant à un tassement du sol et à une circulation accrue de l'eau dans les horizons les plus superficiels et les plus organiques du sol; ii) *en augmentant la taille du stock de MO au niveau du sol*; on pense ici à des apports d'amendements organiques ou à l'implantation de culture conduisant à un fort retour de carbone au sol; enfin c), *en modifiant les équilibres biogéochimiques ou microbiologique à l'interface eau-sol* dans des directions soit d'un stockage accru des MO aux niveau de la phase solide, soit au contraire d'un destockage accéléré vers la solution. La Bretagne étant l'une des premières régions agricoles de France (55% de la production porcine française se fait en Bretagne) et d'Europe, il est donc légitime de s'interroger sur le rôle des activités agricoles dans la pollution des rivières de Bretagne par les MO. Cette hypothèse mérite d'autant plus d'être considérée que i) l'intensification de l'agriculture bretonne, et notamment de l'élevage, est un phénomène récent (les productions porcines et avicoles ont par exemple été multipliées par 5 et 7, respectivement, entre 1970 et 1978), comme semble l'être la pollution des eaux par les MO (cf. la série longue durée du Léguer (22)); et ii) qu'une grande partie de l'agriculture bretonne étant tournée vers les élevages hors-sol, celle-ci est grosse productrice de MO d'origine animale dont la majeure partie est épanchée sur les sols bretons. D'où la question de savoir si l'agriculture, au travers en particulier de ses activités d'épandage d'effluents d'élevage, pourrait être à l'origine de la pollution des rivières de Bretagne par les MO.

#### 3.4.1. Le rôle des épandages d'effluents d'élevage

Comme indiqué plus haut, des quantités massives d'effluents d'élevage sont épanchées sur les sols bretons et la question est posée de savoir si ces épandages pourraient être à l'origine de l'augmentation de la teneur en MO des rivières bretonnes. Des analyses moléculaires effectuées en 2004 sur certaines rivières ont montré un impact des activités d'épandages sur la MO de ces rivières (Jardé et al., 2004). Une molécule caractéristique des déjections porcines (le coprostanol) a en effet 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 (**figure 20**). 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 montrant des signatures proches, voire confondues avec celles de déjections bovines et/ou de fientes de volaille. *La conclusion logique que l'on est amené à tirer de ces résultats est que ce sont plutôt les activités d'élevage "bovin" et "volaille" qui seraient à l'origine des augmentations de MO dans le temps, si tant est que l'on*

doive relier ces augmentations aux épandages d'effluents d'élevage pratiqués sur les BV, ce qui n'est pas encore prouvé (voir Jardé et al., 2004 pour une discussion plus approfondie de ces résultats).



**Figure 20.** Comparaison entre le rapport coprostanol/cholestanone des fractions particulaires des rivières de Bretagne et le nombre de porcs sur le BV. D'après Jardé et al. (2004).

Le rôle des effluents d'élevage et des assolements sur la teneur en MO des rivières bretonnes ont également été analysés en confrontant, à l'aide d'outils statistiques, les données DDASS sur la qualité des eaux et les données relatives aux pratiques sur les BV (Birgand et al., 2004). Cette approche s'est toutefois heurtée à deux problèmes très importants. D'une part, il n'existe pas de chiffres relativement aux quantités et aux types de déjections organiques épandues sur les sols bretons. Ces deux données doivent être extrapolées par le calcul à partir d'autres données, comme la quantité d'azote organique produite sur les BV, par exemple, avec le risque qu'un écart important existe entre les quantités de MO produites ainsi calculées et les quantités de MO effectivement épandues sur les BV. D'autre part, il faudrait pouvoir disposer des quantités épandues non pas sur la totalité des BV mais sur les seules zones qui contribuent effectivement à l'exportation de MO des sols vers les eaux, à savoir principalement les zones plates de fond de vallée. Or cette donnée, pourtant essentielle pour détecter l'impact des pratiques agricoles sur la pollution des eaux par les MO, n'existe pas à l'heure actuelle. Ces deux limitations majeures - auxquelles il convient de rajouter celle liée à l'erreur sur les moyennes des concentrations en MO rentrées - limitent considérablement la portée des résultats issus de l'étude statistique conduite par le Cemagref quant à l'impact des activités d'épandages sur la pollution des eaux continentales de Bretagne par les MO. Le lecteur intéressé par les résultats de cette étude est renvoyé au rapport produit par Birgand et al (2004).

### 3.4.2. Le rôle des autres activités agricoles

Comme montré dans le chapitre 2, l'agriculture peut intervenir sur les transferts de MO des sols vers les eaux par d'autres façons que les activités d'épandages (voir **Tableau 3** page 41). Ainsi, le retournement régulier de prairies temporaires a en théorie la capacité d'augmenter la teneur en MO soluble des parcelles concernées et par ce biais la capacité d'enrichir les eaux de surface en composés organiques type acides humiques (voir *Chantigny, 2003*). Des pratiques comme le chaulage, en augmentant le pH des sols, peuvent également augmenter la teneur en MO de la solution du sol et, par voie de conséquence, accroître les transferts de MO des sols vers les eaux. Enfin, des aménagements de l'espace comme le drainage des zones humides, l'arasement des talus et des haies peuvent conduire au mêmes effets, soit en favorisant les circulations de l'eau dans les horizons organiques des sols (cas du drainage), soit en éliminant les barrière naturelles filtrantes de MO et/ou en connectant entre eux et avec la rivière des domaines saturés en surface (cas de l'arasement des haies et talus de bas de versants).

Analyser quantitativement les effets de ces différentes pratiques - toutes réunies en Bretagne – sur la teneur en MO des rivières bretonnes est un exercice extrêmement difficile pour les mêmes raisons qu'énoncées précédemment pour les épandages, à savoir qu'il faudrait pouvoir disposer d'une information restreinte aux seules zones contributives, information à laquelle nous n'avons pas eu accès soit faute de temps soit plus généralement du fait de l'absence des bases de données appropriées. Seules des données globales, à l'échelle de l'ensemble des BV ont pu être récupérées et traitées jusqu'à présent en Bretagne.

# **Chapitre 3**

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



## 1. Introduction. Rappel des objectifs

Nous en venons maintenant à l'objet principal de ce document qui est de fournir aux gestionnaires de la qualité de l'eau un guide pratique permettant de localiser les sources de MO dans les paysages, d'identifier les processus et facteurs en cause, et de suivre l'évolution des pollutions en réponse aux mesures qui pourraient être prises suite à cette identification. 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 est, comme l'ont montré les chapitres précédents, un phénomène extrêmement variable spatialement. Toutes les rivières de Bretagne ne sont pas identiquement polluées par les MO (**figure 14**). Cette variabilité spatiale n'est pas une surprise en soit si l'on prend en compte la 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. C'est évidemment aussi le cas des facteurs liés aux pratiques agricoles (assolement, pression organique,...). Face à cette variabilité spatiale, deux questions se posent: 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** de ces unités élémentaires du paysage? En mesurant quel paramètre? Des flux? Des concentrations? Ce premier ensemble de questions constitue le corps des deux premiers chapitres de cette partie "guide".

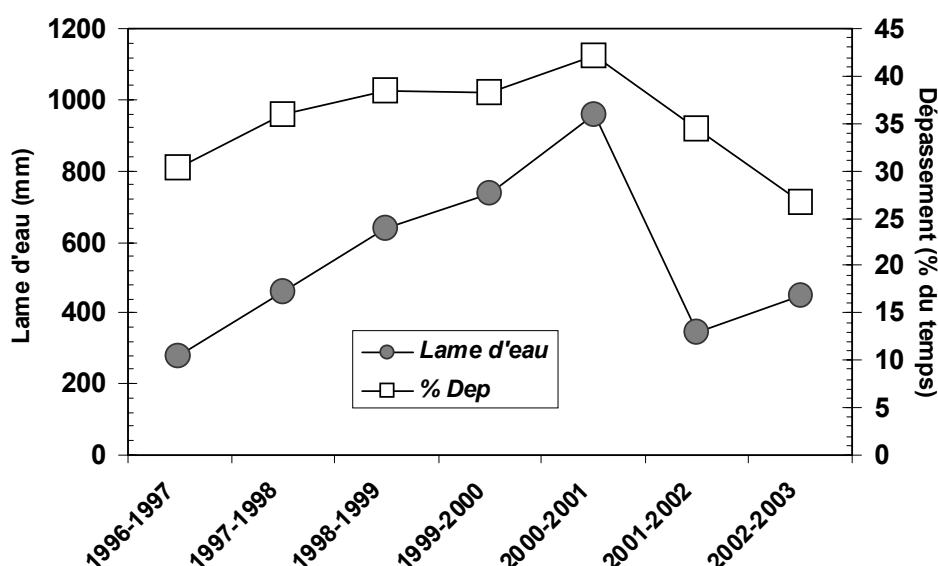
Suit immédiatement la question de la **fréquence des mesures**. Comme nous l'avons vu plus haut la teneur en MO des rivières bretonnes varie très fortement dans le temps, en phase avec les épisodes de crue. Sachant qu'un épisode de crue dure rarement plus de quelques heures, ceci veut dire que la pollution par les MO des captages en rivière varie aussi vite et aussi fortement que les débits (voir **tableau 5**; voir aussi **figure 16**). 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 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 de la pollution des rivières par les MO, avec la question récurrente du choix du pas de temps à adopter pour la mesure de ces pollutions.

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 (**figure 21**). 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. 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

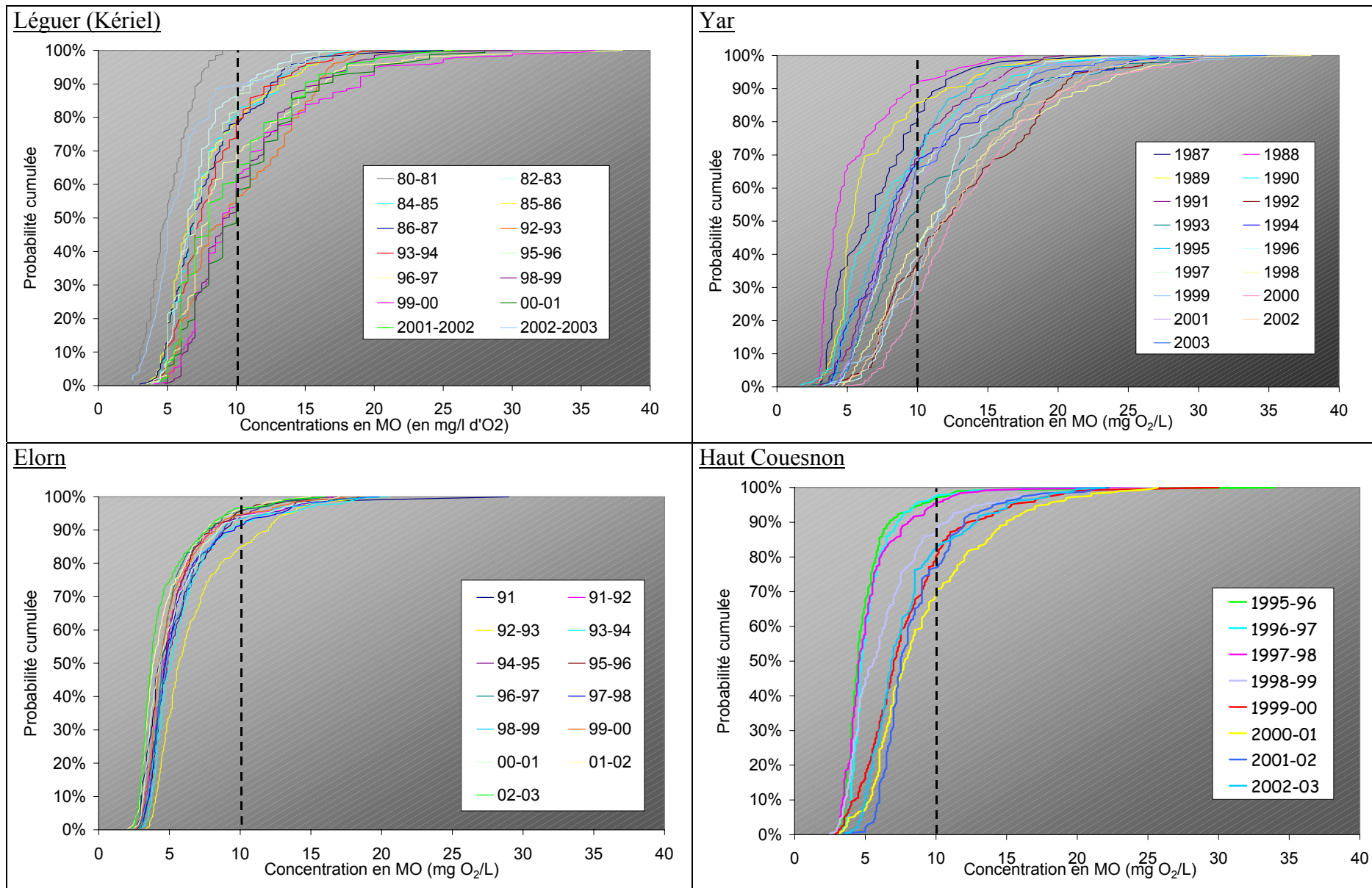
hivers globalement moins pluvieux pendant lesquels les débits en crue sont modérés (**figure 22**). Comme souligné par *Gruau et al. (2004)* cette relative inertie de la fréquence des dépassements découle du fait, qu'en Bretagne, ce n'est pas tant la fréquence des crues qui varient d'une année à l'autre 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 posant une fois de plus la question du nombre exact de mesures à réaliser.

Année-Hydro	Pluvio	Haut-Couesnon (35)		Elorn (29)		Léguer (22)		Yar (22)	
		Conc Min	Conc Max	Conc Min	Conc Max	Conc Min	Conc Max	Conc Min	Conc Max
95-96	1008,5	3,0	34,0	2,8	18,4	3,5	18,0	3,6	34,0
96-97	934,2	3,0	25,0	3,0	16,7	4,0	38,0	5,2	30,0
97-98	1134,6	3,0	25,8	2,8	19,9	4,5	26,5	4,2	30,0
98-99	1408,8	2,5	25,6	2,8	20,6	4,8	30,0	3,8	38,0
99-00	1288,5	2,9	30,0	2,6	17,5	4,0	36,0	3,3	32,0
00-01	1749,8	3,2	25,7	2,4	17,0	5,0	28,0	4,0	30,3
01-02	1166,9	3,5	22,2	2,1	15,0	4,5	35,7	4,5	32,2
02-03	1079,4	3,6	22,0	2,2	16,0	2,5	35,7	4,2	34,8

**Tableau 5.** Comparaison des concentrations maximales (crues) et minimales (hors crue) d'oxydabilité mesurées au droit de quatre prises d'eau en rivière de Bretagne. Les rapports maxima/minima vont de 11 à 5.5 suivant les prises d'eau et les années. Les donnés pluviométriques proviennent de la station Météo de Rostronen, en centre Bretagne.



**Figure 22.** 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*.



**Figure 21.** Evolution dans le temps de la distribution des teneurs d'oxydabilité au droit de quatre prises d'eau en rivière de Bretagne montrant une augmentation aussi bien des minima que des maxima. 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.

Comme dans les deux parties précédentes, cette partie contient, rassemblés 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.

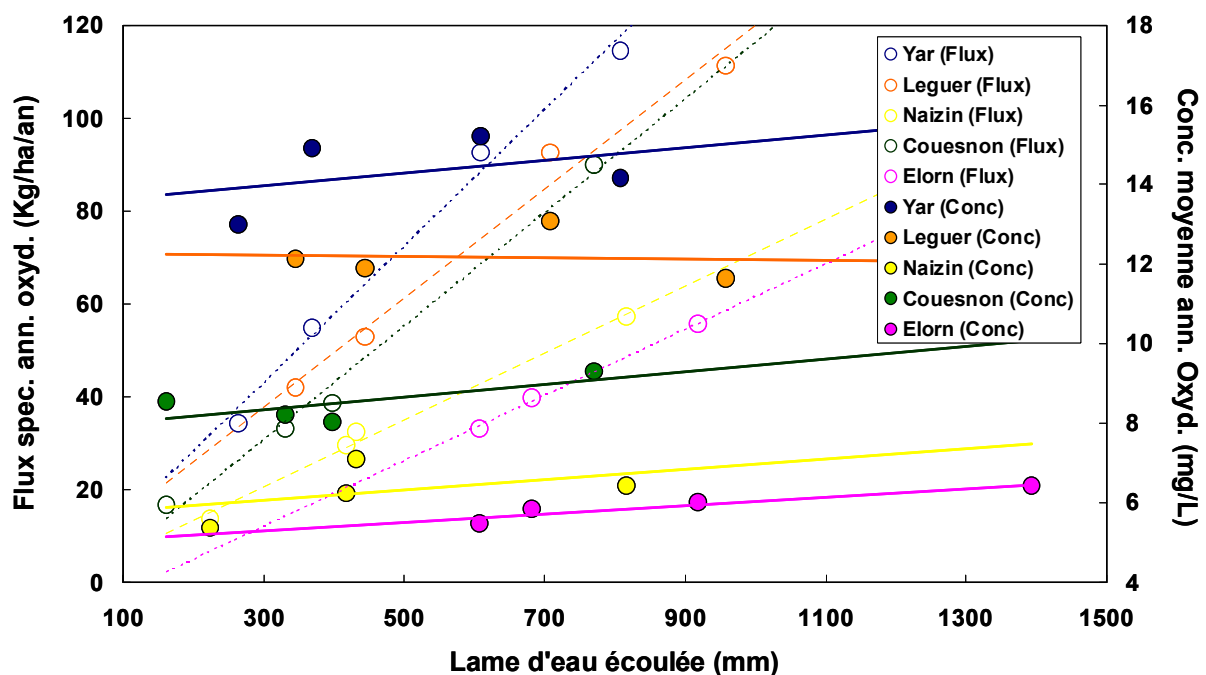
Enfin le lecteur trouvera en fin de partie des protocoles "types" adaptés aux situations rencontrées en Bretagne.

## **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. 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.

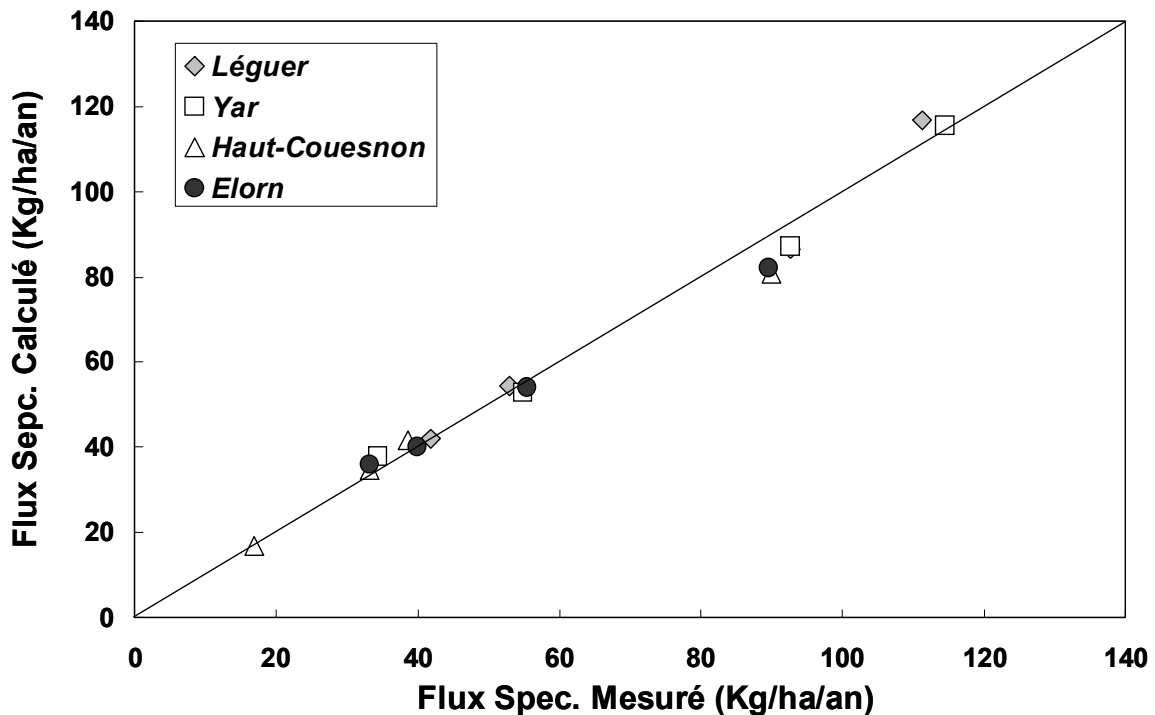
On peut utiliser ici les données issues des séries haute fréquence collectées par *Birgand et al. (2004)* et utilisées par ces auteurs pour dresser la tableau de bord de la pollution des rivières bretonnes par les MO (voir plus haut). En effet, dans 5 des 6 BV, des données de débits sont acquises en 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". Une comparaison est présentée dans la **figure 23** dans laquelle les flux annuels et les concentrations moyennes annuelles calculées au droit des 5 prises d'eau considérée pour la période 1999-2003 ont été reportés en fonction de la lame d'eau écoulée. 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, les flux varient très fortement d'une année sur l'autre (d'un facteur 3 à un facteur 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 23**, 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 issues de son BV. Dit autrement, la **figure 23** 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.



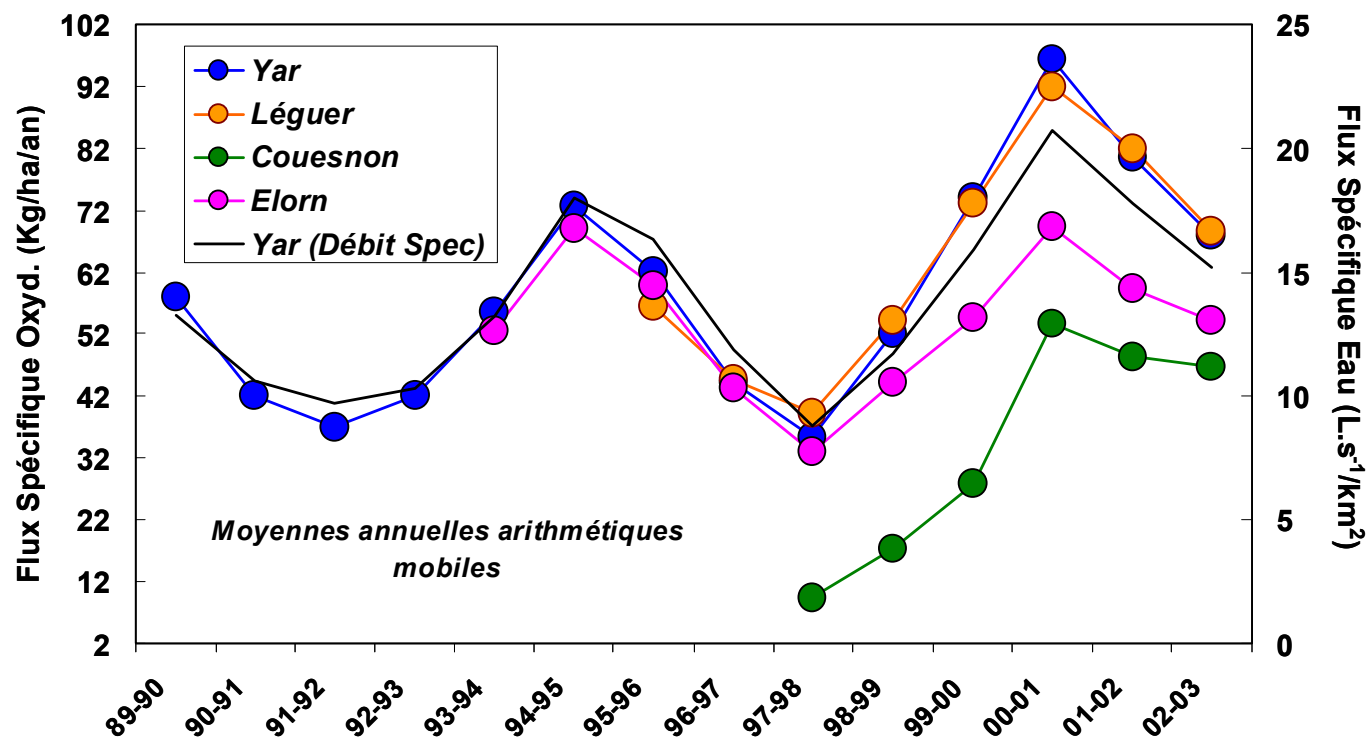
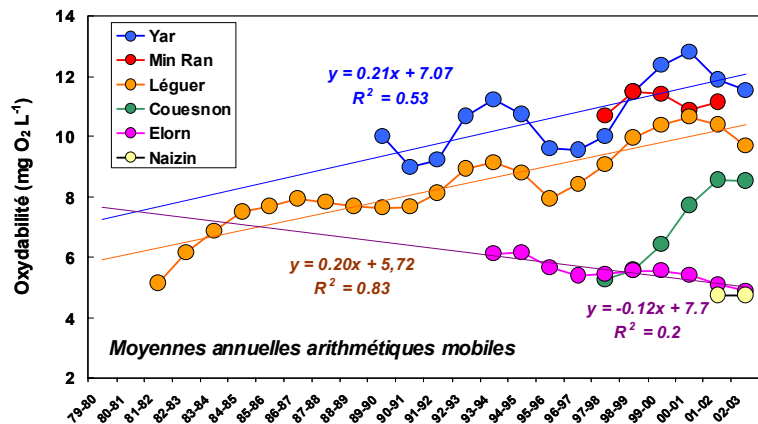
**Figure 23.** Diagramme comparant la variabilité du flux annuel et de la concentration moyenne annuelle à la lame d'eau écoulée pour 5 des 6 rivières de Bretagne disposant de séries haute fréquence de la teneur en MO. Le fait que les flux et les lames d'eau définissent des corrélations linéaires traduit 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 24** 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 24.** 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 25** 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). 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 25.** Figures comparant 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 "gommant" 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 ou d'une rivière à être polluée par des MO en provenance de son BV. Elle peut être utilisée pour hiérarchiser des rivières entre elles ou suivre l'évolution dans le temps de la qualité d'une rivière quant à sa pollution 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 16**)? 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 6**). 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 6.** 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. 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?

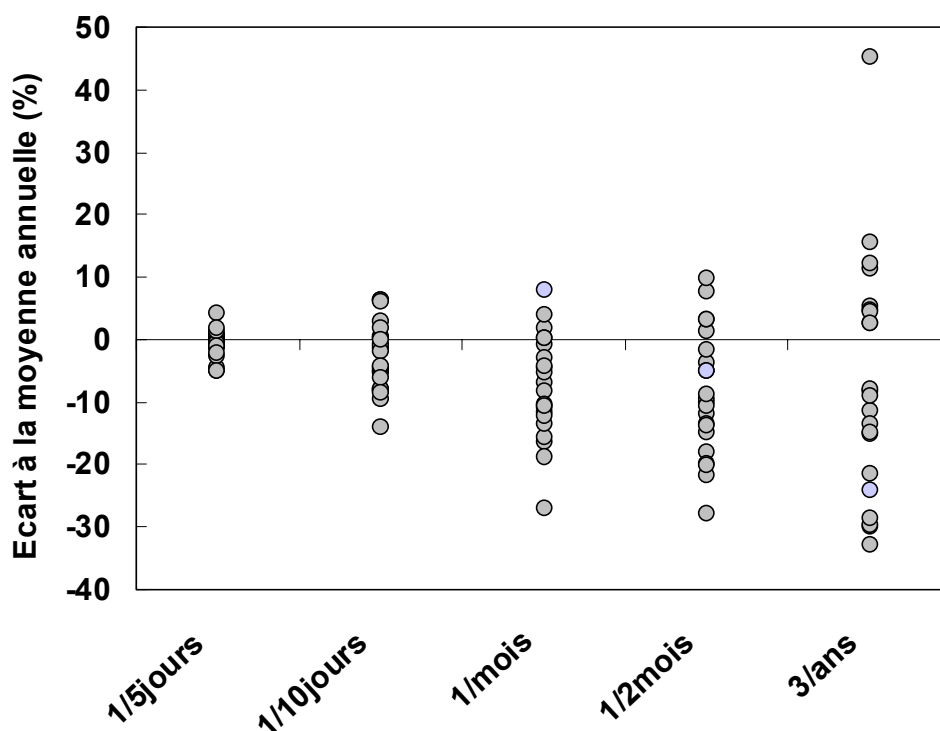
Nous en venons maintenant à la question critique du pas de temps à adopter pour déterminer le niveau de pollution d'une rivière par les MO et suivre l'évolution de cette pollution dans le temps. Ici, il faut distinguer la démarche par laquelle un opérateur voudra localiser les zones sources de la pollution 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 26**. 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.

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.

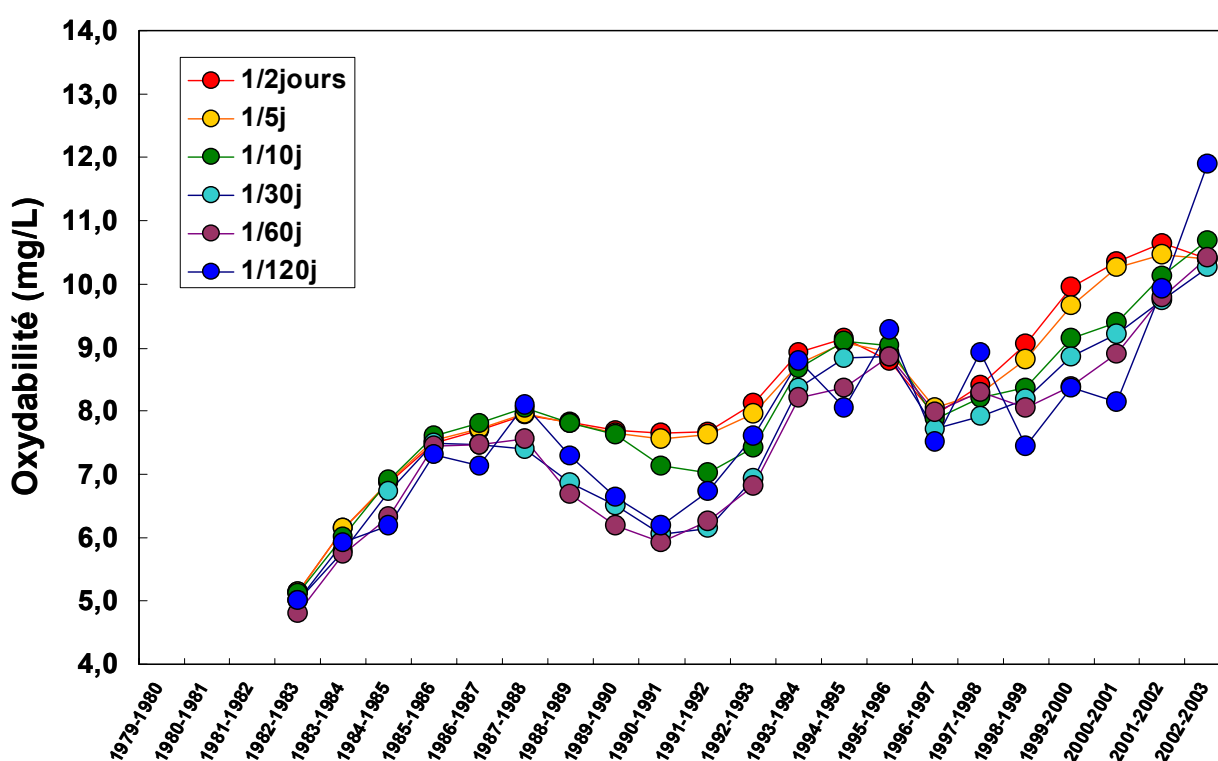


**Figure 26.** Figure illustrant l'impact de la fréquence des mesures sur le calcul de la concentration moyenne annuelle en MO d'une prise d'eau bretonne en rivière. La série traitée est la série du Léguer (prise d'eau de Kériel) qui débute en 1979. Les concentrations mesurées sont des concentrations 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 nous l'avons exposé dans la deuxième partie de ce mémoire la série du Léguer montre une croissance des concentrations moyennes annuelles en oxydabilité depuis 1979, de +0.2 mg/L par an en moyenne. Dans cet même partie, nous avons démontré que cet accroissement n'était pas continue mais se produisait sous la forme de cycles dont l'origine était clairement climatique (**figures 18 et 19**). 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 27** et au **tableau 7**. 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 celui défini par la haute fréquence (**tableau 5**); 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 27.** 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 *Gruau et al. (2004)*.

Pour en rester sur cette question de la fréquence des mesures, 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 28**). 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	0.8049	
1/5 jours	0.177	0.81	-0.6	0.349	0.7717	-7.7
1/10 jours	0.173	0.76	-2.8	0.323	0.6702	-14.5
1/30 jours	0.178	0.71	0.0	0.294	0.6515	-22.3
1/60 jours	0.206	0.78	15.7	0.264	0.5544	-30.1
1/120 jours	0.262	0.68	47.2	0.343	0.33	-9.2

Tableau 7. 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)*.

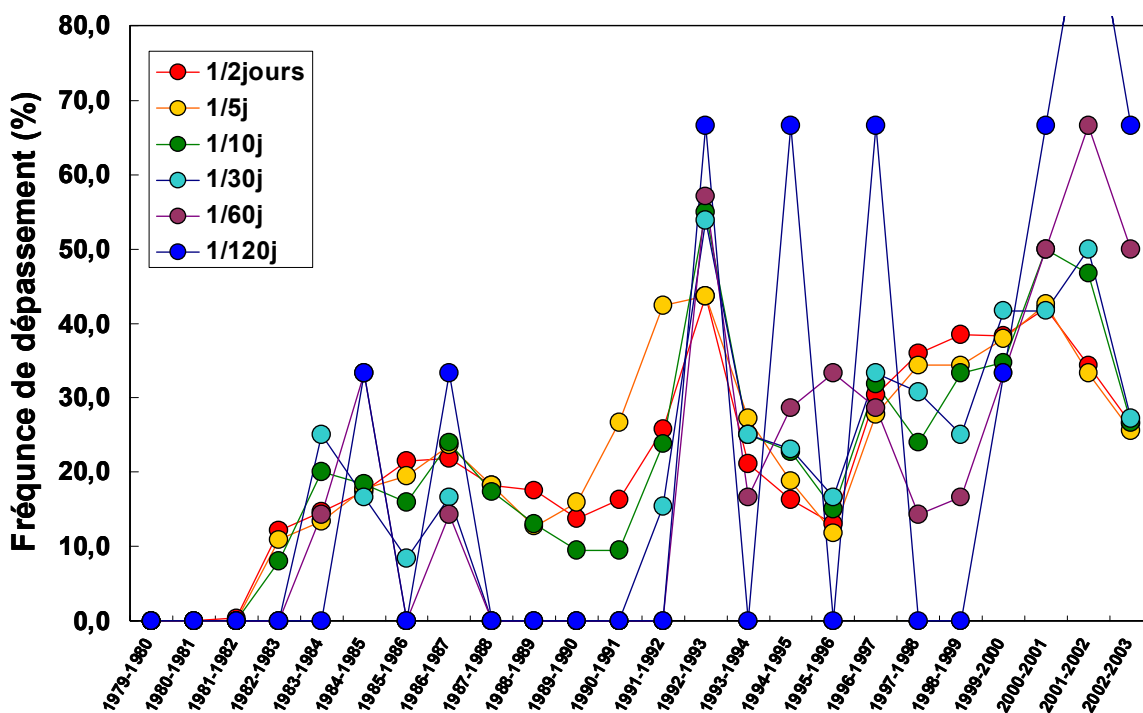


Figure 28. Figure montrant l'évolution de la fréquence des dépassements de la limite réglementaire des 10 mg/L d'oxydabilité sur eau brute suivant la fréquence des mesures. Une mesure tous les 10 jours semble être la fréquence limite pour que le taux calculé de dépassement s'approche du taux réel. Nota: 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 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 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 8** (données brutes et moyennes par sous BV) et **9** (hiérarchisation des sous BV entre eux en fonction du nombre et du 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 9**); 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*. Au vue des résultats présentés dans les **tableaux 8** et **9**, 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 8** et **9** (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 7**). 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 hiérarchisé 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 8.** Synthèse des teneurs en MO (COD) mesurées à l'exutoire des sous BV du Léguer et des concentrations moyennes calculées par rivières, suivant les combinaisons utilisées.

	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 9.** 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

Hierarchiser 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.

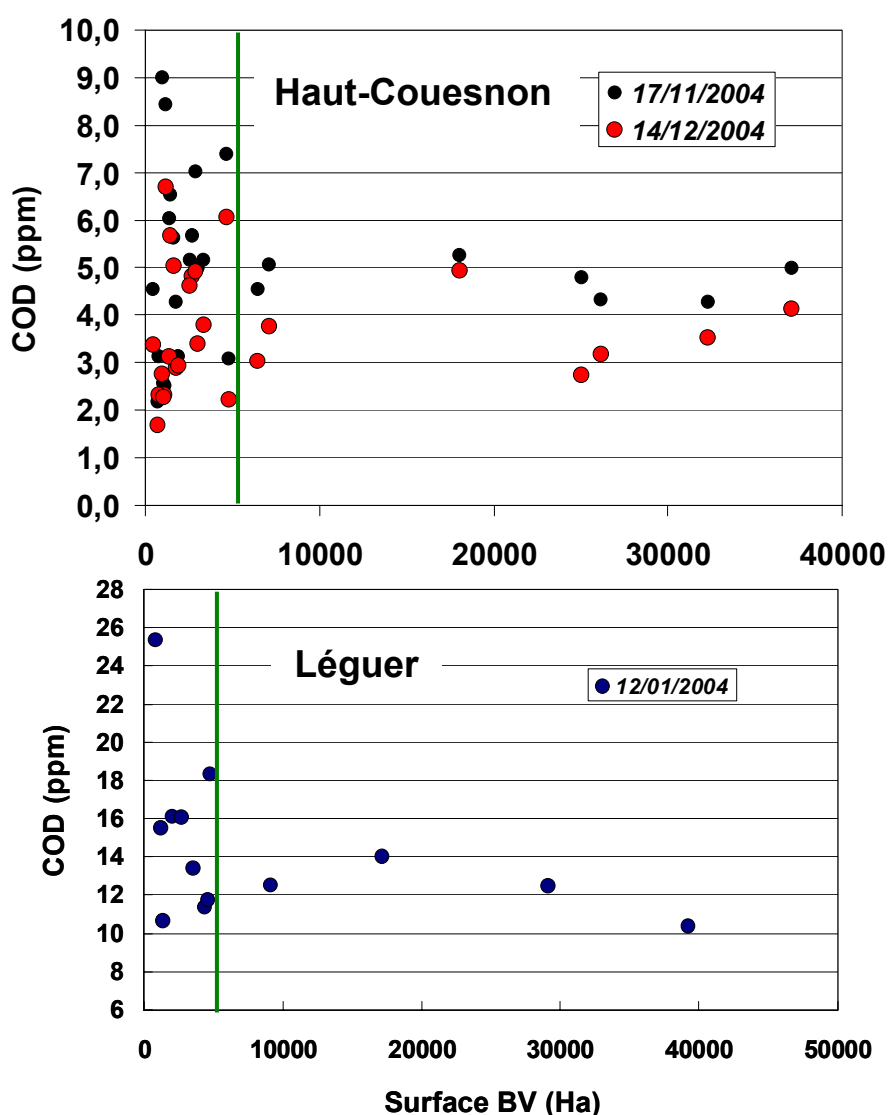
*Le petit nombre de données nécessaires pour cette phase exploratoire de localisation des zones sources n'empêchera pas de devoir rebasculer sur de la haute fréquence de mesures lorsque l'on voudra déterminer l'impact d'action concrètes que l'on pourrait avoir été amené à prendre sur les BV.*

## 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 29** et en carte pour le Haut-Couesnon dans la **figure 30**. Comme le montre la **figure 29**, 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 29.** 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 29** 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 contrer ceux contribuant à enrichir les eaux de rivières en MO impose donc d'instrumenter un BV à l'échelle du sous BV  $\leq 5000$  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 30** 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 "cruie – inter crués" 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.

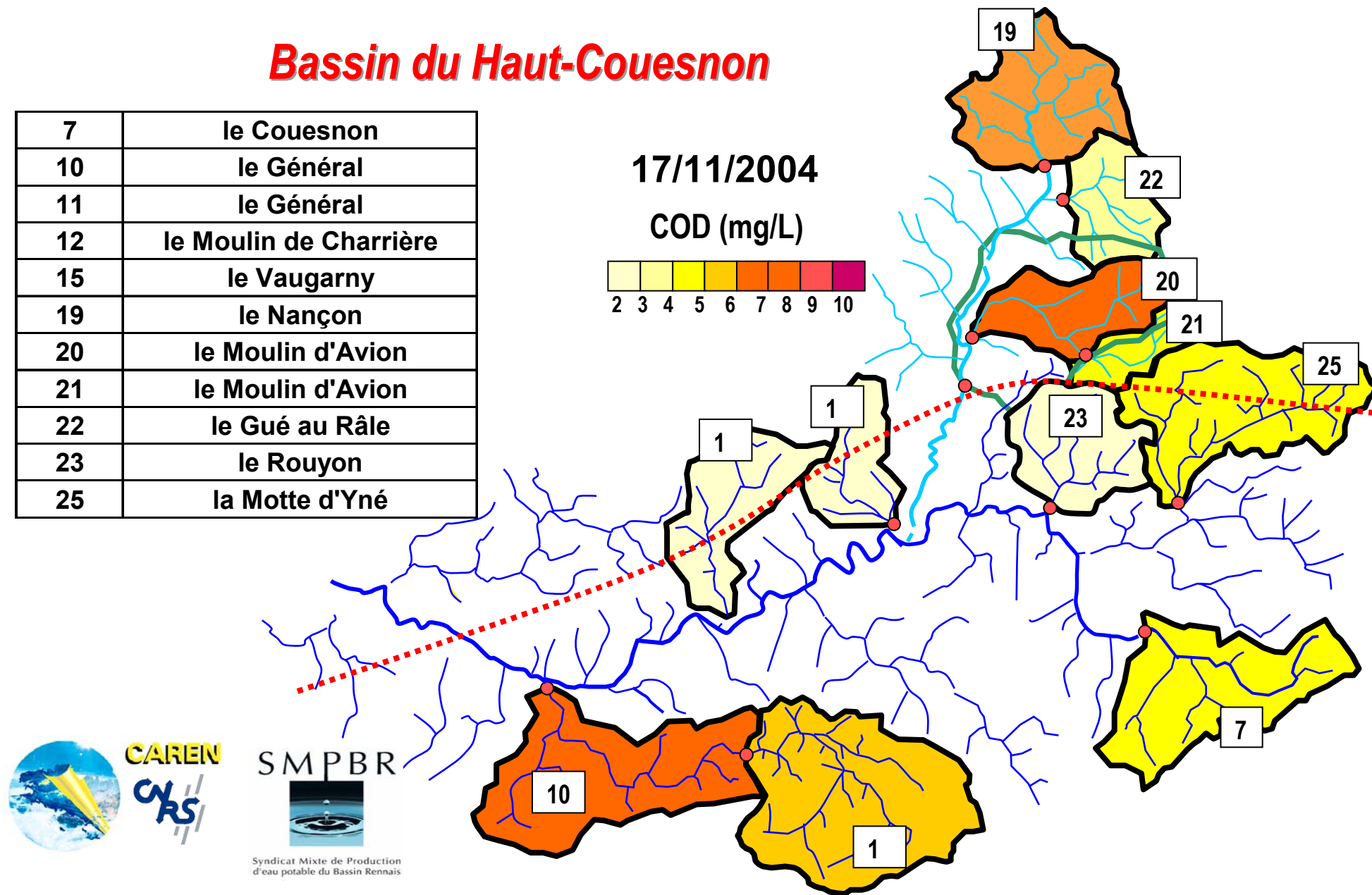
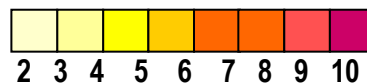
*Cette mise en place devra néanmoins être précédée d'une ou deux campagnes effectuées à taille d'aire drainée croissante de manière à vérifier que la limite des 5000 ha vaut bien pour le BV cible de l'étude diagnostic.*

# 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)



**CAREN**  
C/S

SMPBR



Syndicat Mixte de Production  
d'eau potable du Bassin Rennais

Figure 30. 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 31 et 32**, 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 31**).

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 *Gruau, 2004b* et *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 7** 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.*

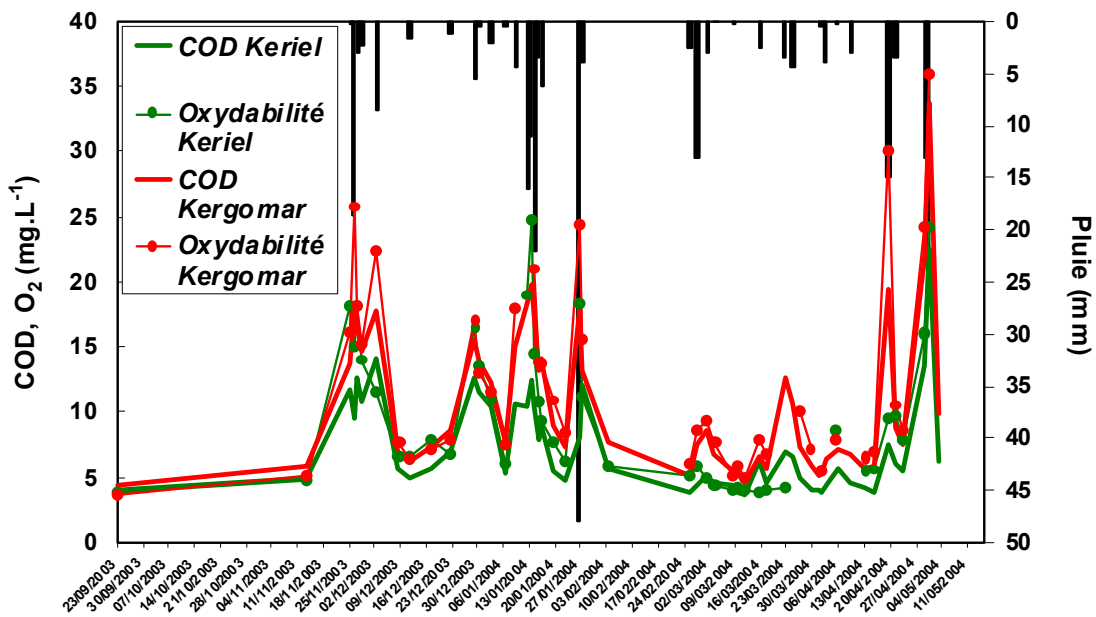


Figure 31. Séries temporelles des concentrations en COD sur eau filtrée et en oxydabilité sur eau brute aux stations de pompage de Kériel (BV du Léguer) et Kergomar (BV du Min Ran). Année hydrologique 2003-2004. Source des données: Jardé et al. (2004a).

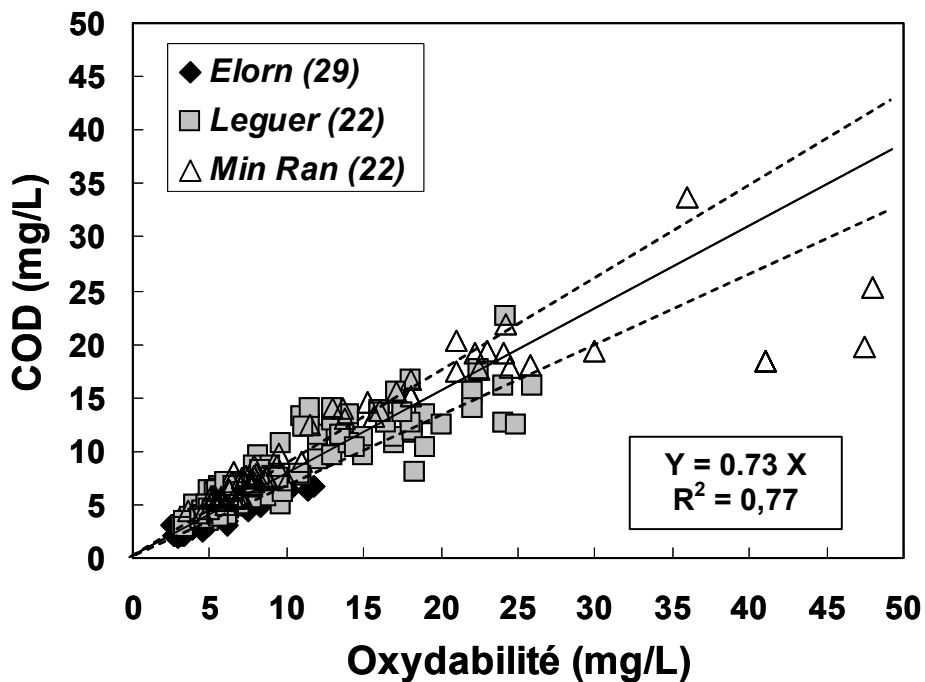


Figure 32. Diagramme illustrant la présence d'une corrélation linéaire entre teneur en COD sur eau filtrée et teneur en oxydabilité sur eau brute. Les échantillons comprennent des échantillons prélevés en crue et des échantillons prélevés hors période de crue. Le maintien d'une corrélation linéaire de 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° 7. 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).

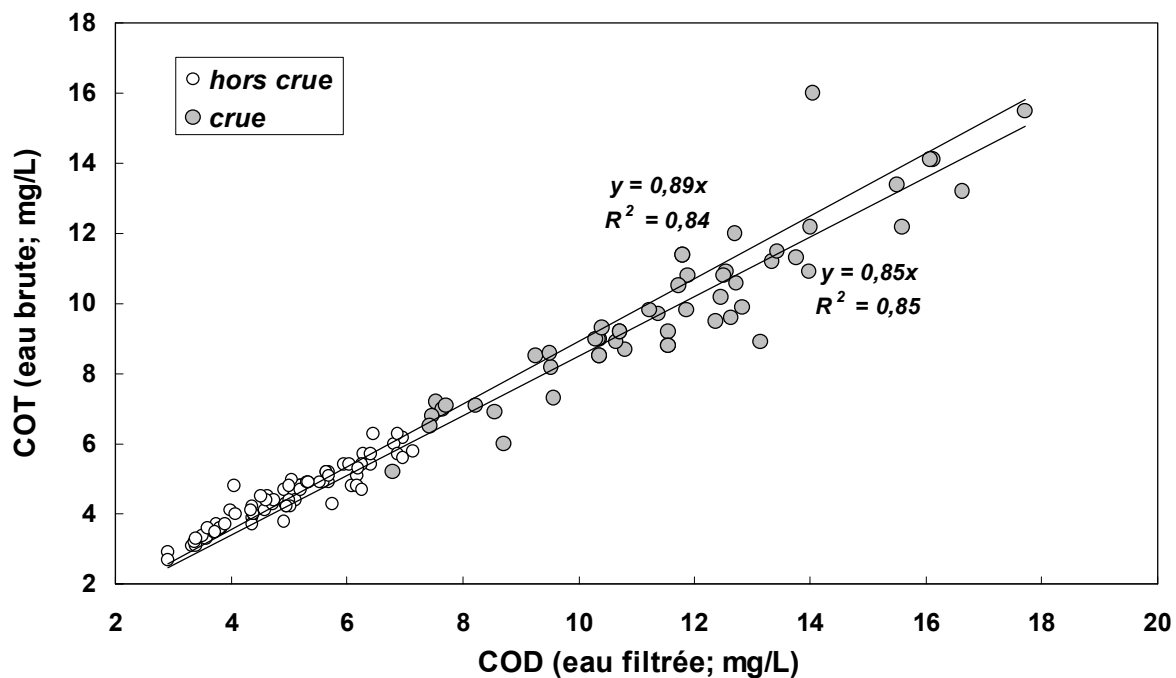


Figure illustrant le sous-dosage systématique des teneurs en carbone organique par les méthodes par oxydation chimique (cas des analyses COT présentées). L'écart peut aller jusqu'à 20%. Les données COT proviennent du LDA 22. Les analyses COD ont été effectuées au laboratoire de Géochimie de l'UMR Géosciences 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 oeuvre 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 33**. 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 33.** 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'écarte 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 1). 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 10:** 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 8**; voir *Gratau, 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 9**; 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.

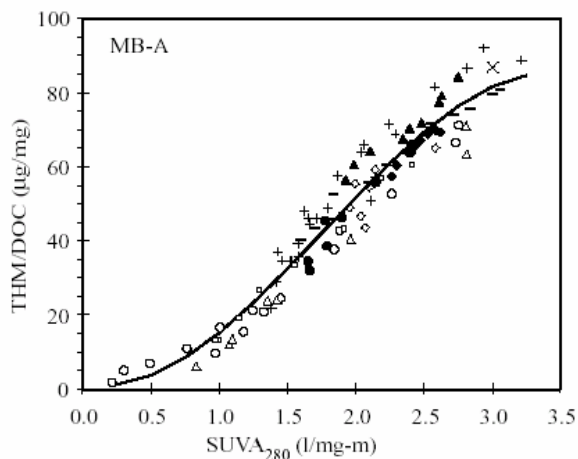
Les personnes désireuses de mettre l'une ou l'autre de ces techniques en œuvre sont invitées à se reporter à la littérature ou à contacter des laboratoires d'analyse et de recherche pour évaluer lesquelles seraient les plus aptes à répondre aux questions auxquelles elles font face.

## 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. 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

## Planche N° 8. Les UV comme moyen d'évaluer le risque de formation de sous-produits chlorés lors du traitement d'eaux riches en MO

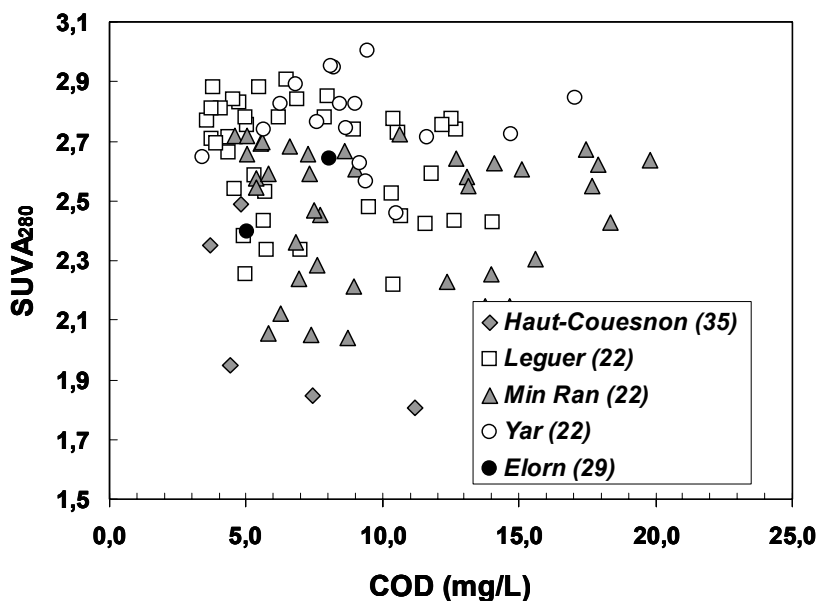
Des études réalisées au plan international ont montré que plus une MO était riche en noyaux aromatiques (i.e. en carbones aromatiques plus le risque de former des sous produits toxiques lors de la chloration (trihalométhanes; acides haloacétiques) était important. Les carbones aromatiques absorbant la 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.

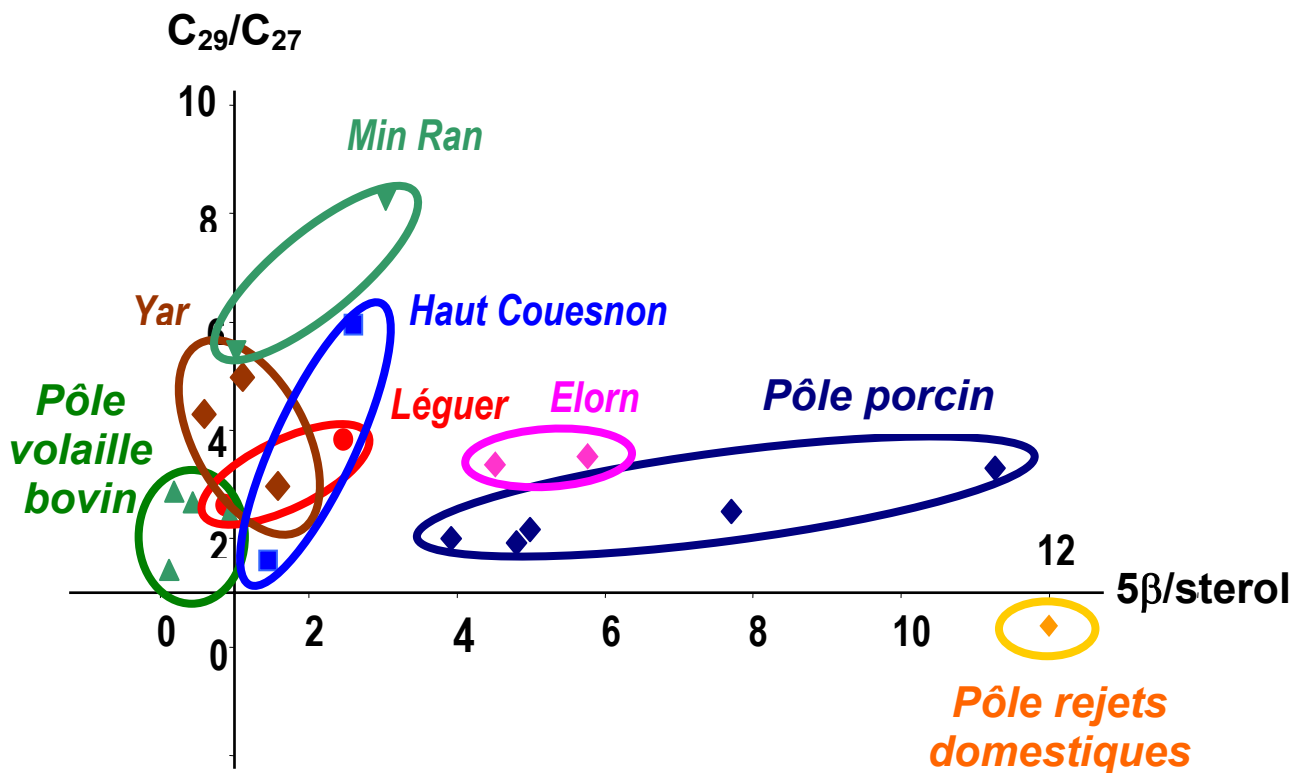
La figure ci-dessous présente des résultats d'absorbance UV à 280 nm obtenus sur des eaux de rivière bretonnes. La figure montre que toutes les eaux ne sont pas équivalentes du point de vue de leur potentiel de formation de THM, les plus forts potentiels étant trouvés pour les eaux du Yar et les plus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



## Planche N° 9. 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. (2004a)*.

La géochimie moléculaire appliquée aux eaux de surface souffre de l'inconvénient 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.

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. Ces apports d'eau superficielles seront également caractérisés par des teneurs faible en chlorure, les eaux de pluie ayant des teneurs en chlorure beaucoup plus faibles que les eaux de nappes, généralement fortement contaminées par des chlorures d'origine agricole. Ces différentes caractéristiques sont illustrées dans la **figure 34** ou nous avons reporté l'évolution des teneurs en nitrate et en chlorure à l'exutoire du BV de Naizin pendant trois années pendant lesquelles la teneur en MO (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 en phase avec les pics de MO (COD), avec des amplitudes particulièrement importantes lors de la reprise des écoulements à l'automne. L'examen des relations entre teneurs en MO (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. Des teneurs en sulfates élevées contemporaines de teneurs en MO élevées seront ainsi indicatrices d'une MO provenant des sols des BV, permettant par exemple de différencier les MO d'origine diffuse de celles provenant de rejets ponctuels d'eaux résiduaires.

### **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?

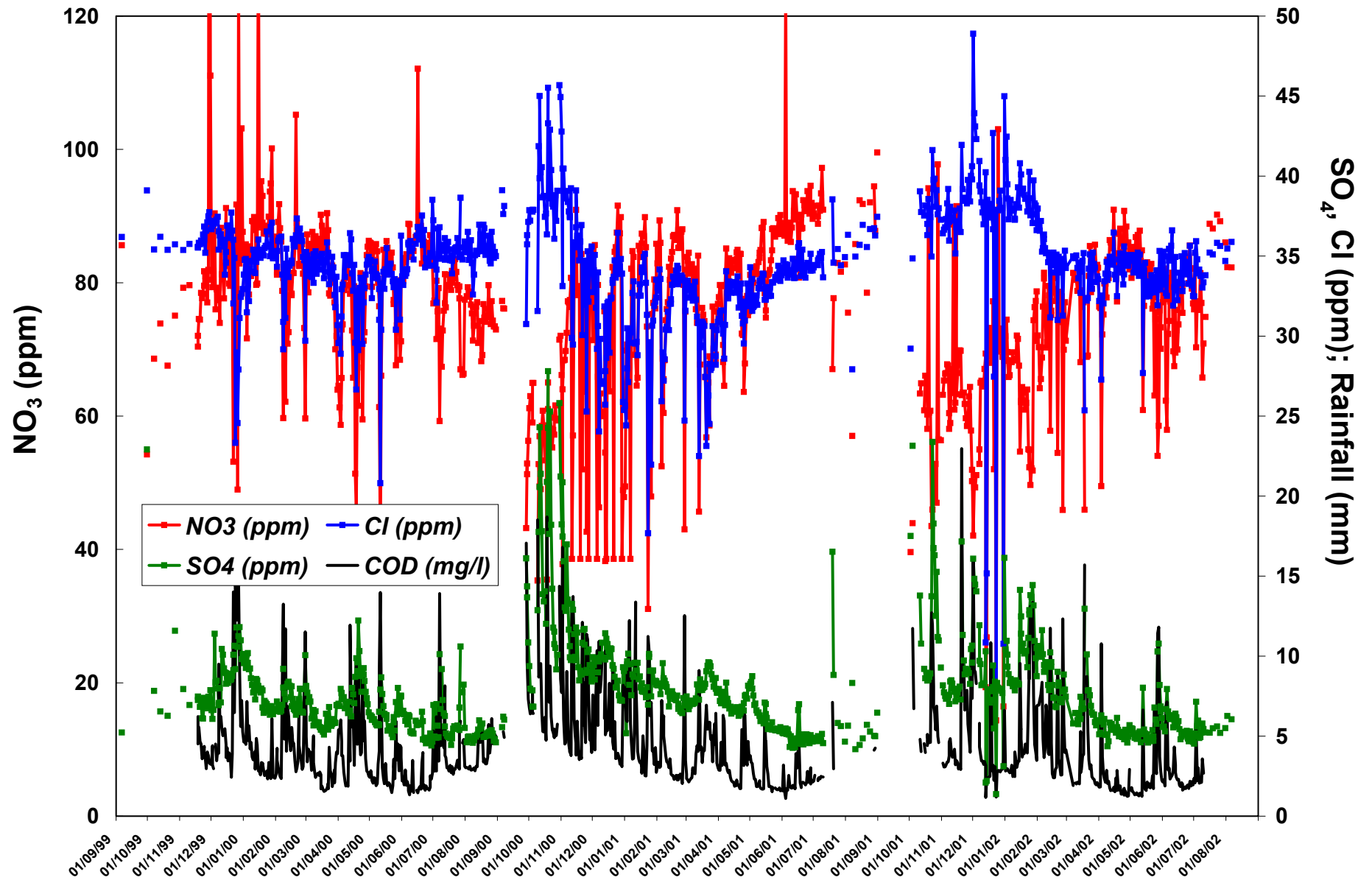
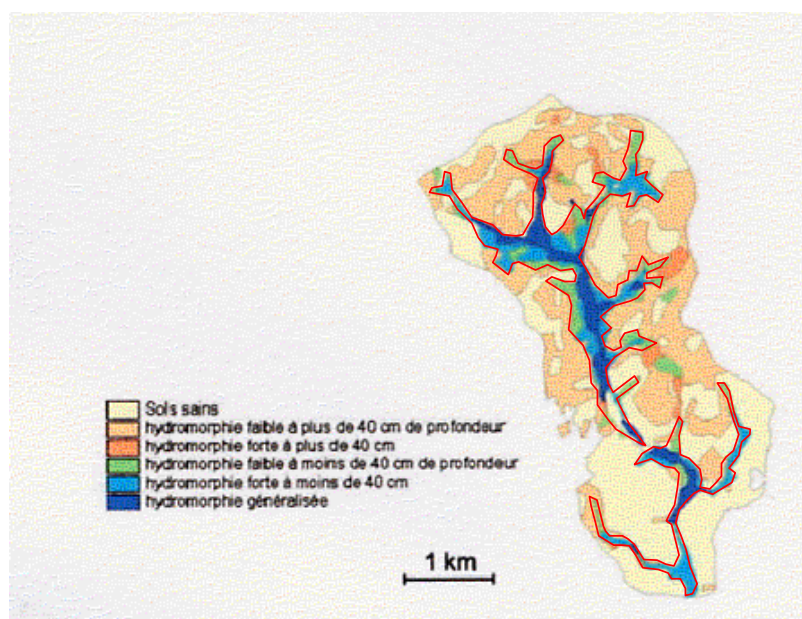


Figure 34. Séries temporelles montrant l'évolution de des teneurs en MO (CO), nitrate, chlorure et sulfate à l'exutoire du BV de Kervidy-Naizin entre septembre 1999 et août 2002. (Fréquence des analyses: 1 mesure par jour)

Pour illustrer le type d'informations dont il faudrait pouvoir disposer pour analyser correctement la relation existante, 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 27**. 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.

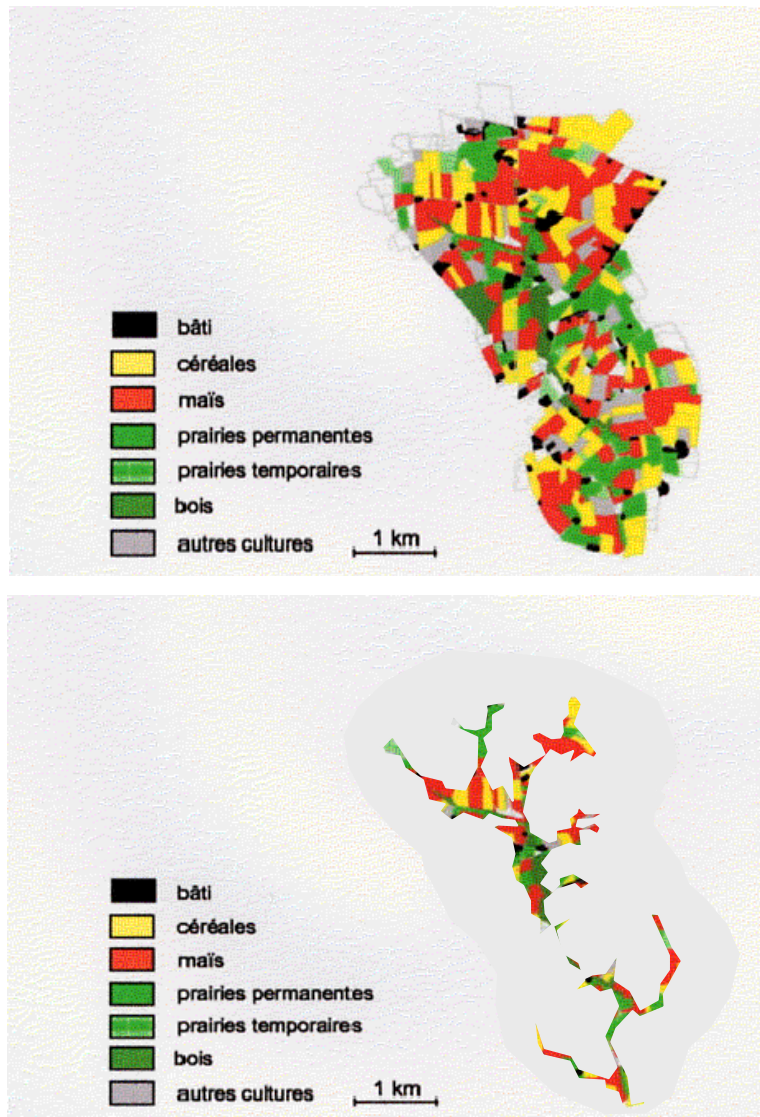


**Figure 35.** Carte montrant la distribution spatiale des sols hydromorphes sur le BV de Kervidy-Naizin (56). La limite de l'hydromorphie à moins de 40 cm (zone surlignée en rouge) peut être considérée comme l'extension maximale de la zone contributive au transfert de MO, sachant que la teneur en MO 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 36** 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 36** que l'on peut espérer extraire le rôle des pratiques agricoles sur la pollution des eaux par les MO.



**Figure 36.** 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 35**). 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 passage 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'étiage estival lorsque la productivité interne au cours d'eau devient importante et que les macrophytes se développent.

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.

# **Chapitre 4**

Conclusion

Protocoles Types

Les synthèses présentées en introduction à ce guide ont 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. Celles-ci sont résumées dans le **tableau 12** (voir aussi *Gruau et al., 2004*). Le lecteur est renvoyé au **tableau 13** ci-après pour une synthèse des protocoles types définis dans ce guide.

Augmenter le nombre des rivières bretonnes disposant de suivis haute fréquence du paramètre MO.
Favoriser la mise en place d'un partenariat entre exploitants, collectivités territoriales, services de l'état, et laboratoires de recherche pour répartir les efforts et assurer la nécessaire pérennité du dispositif, eut égard aux changements globaux et locaux en cours où annoncés, qui ne manqueront pas d'avoir des conséquences sur le niveau futur de pollution des rivières bretonnes par les MO.
Rendre accessible les bases de données existantes sur les pratiques agricoles à la parcelle. Acquérir les données, lorsqu'elles font défaut, en n'omettant pas les variables du milieu physique pertinentes pour le problème traité (perméabilité des sols; teneur en MO des sols). Rendre accessibles les données contenues dans les cahiers de fertilisation et les plans d'épandage
Utiliser la donnée météorologique comme variable de prédiction du niveau de pollution d'une ressource.
Créer des réservoirs tampons de manière à stopper les pompages pendant les épisodes de crue.
Lancer des études sur le risque SPC en Bretagne.
Faire procéder à un inventaire des zones à risque "MO" naturellement fort dans les BV bretons à partir des données topographiques, des photos aériennes et des relevés pédologiques. Considérer ces zones comme le périmètre de protection de la ressource vis-à-vis des MO.
Limiter les épandages d'effluents d'élevage aux zones de plateau et aux versants bien drainés.
Interdire toute suppression de talus et de haie dans les zones à risque

**Tableau 11.** Récapitulatif des recommandations formulées par le Groupe d'Etude sur la Pollution des Eaux par les Matières Organiques pour comprendre, gérer et réduire la pollution par les matières organiques des captages d'eau brute en rivière (voir aussi *Gruau et al., 2004*).

				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)
Protocole sous BV	<b>Phase 1 Définition échelle homogénéisation</b>	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 Localisation zones sources</b>	< aire homogénéisation	4 analyses/an (2 crues et deux inter-crués automne/hiver)	Octobre - Mars	Oui	Non	Non	UV, Moléculaire (?)	possible mais non indispensable	Oui	Oui	Oui	30 ml
	<b>Phase 3 Suivi actions</b>	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 Evolution temporelle</b>	Aval des sous BV lieu des actions	1 échantillon/5 jours	Pluri-annuel	Oui	Non	Non	Oui	Souhaité	Souhaité	Souhaité	Souhaité	30 ml

**Tableau 12.** 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.



# **Chapitre 5**

## Bibliographie

*Nota: Les mémoires produits par le Groupe d'Etude sur la Pollution des Eaux par les Matières Organiques (références Gruau et al., 2004a & b; 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)*

Aitkenhead, J.A., McDowell, W.H. (2000) Soil C:N ratio as a prediction of annual riverine DOC flux at local and global scales. *Global Biogeochem. Cycles* 14(1): 127-138.

Andersson S. (1999) Influence of liming substances and temperature on microbial activity and leaching of soil organic matter in coniferous forest ecosystems. *Acta Univ. Agric. Suec. Sil.* 116, 68p.

Andersson S., Nilson S.I., Saetre P. (2000) Leaching of dissolved organic carbon (DOC) and dissolved organic nitrogen (DON) in mor humus as effected by temperature and pH. *Soil Biol. Biochem.* 32:1-10.

Avena M. J. and Koopal L.K. (1998) Desorption of humic acids from an iron oxide surface. *Environ. Sci. Technol.* 32, p. 2572-2577.

Bailly (1996) Inventaire du gisement breton de déchets organiques. ADEME-Chambre régionale d'agriculture Bretagne. Mémoire de DAA, ENSA Rennes, 46p.

Beck, M.A., Robarge W.P., Buol S.W. (1999) Phosphorus retention and release of anions and organic carbon by two Andisols. *Eur. J. Soil Sci.* 50: 157-164.

Boorman G.A., Dellarco V., Dunnick J.K. (1999) Drinking Water Disinfection Byproducts : Review and Approach to Toxicity Evaluation – Environmental Health Perspectives, 107(1): 207-217.

Boyer E.W., Hornberger G.M., Bencala K.E., McKnight, D.M. (1996) Overview of a simple model describing variation of dissolved organic carbon in upland catchment. *Ecol. Model.* 86: 183-188.

Boyer E.W., Hornberger G.M., Bencala K.E., McKnight, D.M. (1997) Response characteristics of DOC flushing in an alpine catchment. *Hydrol. Processes* 11: 1635-1647.

Boyer E.W., Hornberger G.M., Bencala K.E., McKnight, D.M. (2000) Effects of asynchronous snowmelt on flushing of dissolved organic carbon: a mixibg model approach. *Hydrol. Processes* 14: 3291-3308.

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.

Campbell C.A., Lafond G.P., Biederbeck V.O., Wen G., Schoneau J., Hahn D. (1999) Seasonal trends in selected soil biochemical attributes: effects of crop rotation in the semiarid prairie. *Can. J. Soil Sci.* 79, 73-84.

Chantigny M.H., Angers D.A., Prévost D., Simard R.R., Chalifour F.-P. (1997) Soil aggregation and fungal and bacterial biomass under annual and perennial cropping systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 262-267.

- Chantigny M.H., Angers D.A., Prévost D., Simard R.R., Chalifour F.-P. (1999) Dynamics of soluble organic C and C mineralization in cultivated soils with varying N fertilization. *Soil Biol. Biochem.* 32:1561-1570.
- Chantigny M.H., Angers D.A., Rochette P. (2002) fate of carbon and nitrogen from animal manure and crop residues in wet and cold soils . *Soil Biol. Biochem.* 34:509-517.
- Chantigny M. (2003) Dissolved and water-extractable organic mater in soil: a review on the influence of land use and management pratices. *Geoderma*, 113: 357-380.
- Cheverry C. (1998) *Agriculture intensive et qualité des eaux*, INRA Edition, Versailles, 298p.
- Cronan C.S. (1990). Patterns of oragnic acid transport from forested watersheds to aquatic ecosystems. E.M. Perdue and E.T. Gjessing (eds). *Life Sciences Research Report 48*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, pp 245-260.
- Cronan C.S., Piampiano, J.T., Patterson, H.H. (1999) Influence of Land Use and Hydrology on Exports of Carbon and Nitrogen in a Maine River Basin. *J. Environ. Qual.* 28:953-961.
- Delprat L., Chassin P., Linères M., Jambert C. (1997) Characterization of dissolved organic carbon in cleared forest soil converted to maize cultivation. *Eur J. Agron.* 7: 2001-210.
- Dia A., Gruau G., Olivié-Lauquet G., Riou C., Molénat J., Curmi P. (2000) The distribution of rare earth elements in groundwaters : assessing the role of source-rock composition, redox changes and colloidal particles. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 64 (24), p.4131-4151.
- Durand P., Juan Torres, J.L. (1996) Solute transfer in agricultural catchments - the interest and limits of mixing models. *J. Hydrol.* 181: 1-22.
- Fakengren-Gerup U., Tyler G. (1993) The importance of soil acidity, moisture, exchangeable vation pools and organic matter solubility to the cation composition of beech forest (*Fagus sylvatica* L.) soil solution. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenjd.* 156: 365-370.
- 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.
- Gordon S.M., Wallace L.A., Callahan P.J. (1998) Effect of Water Temperature on Dermal Exposure to Chloroform - *Environment Health Perspectives* , 106: 337-345.
- Gregorich E.G., Liang B.C., Drury C.F., Mackenzie A.F., McGill W.B. (2000). Elucidation of the source and turnover of water soluble and microbial biomass carbon in agricultural soils. *Soil Biol. Biochem.* 32, 581-587.
- Grieve I.C. (1990) Seasonal, hydrological, and managment factors controlling dissolved organic carbon concentrations in the loch fleet catchmants, South-West Scotland. *Hydrol. Process.* 4: 231-239.
- 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., Jardé E., Novince E., Birgand F. (2004a) Pollution des eaux continentales de Bretagne par les matières organiques. Flux, Concentrations Moyennes et Dynamique des Transferts dans les Bassins Versants. Réflexions sur les Indicateurs. DRASS de Bretagne et Région Bretagne, Rennes, 84p.
- 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.
- Gu B., Schmitt J., Chen Z., Liang L., McCarty J.F. (1994) Adsorption and desorption of different organic matter fractions on iron oxide : mechanisms and models. *Environ. Sci. Technol.* 28:38-46.
- Gu B., Schmitt J., Chen Z., Liang L., McCarty J.F. (1995) Adsorption and desorption of different organic matter fractions on iron oxide. *Geochim. Cosmochim. Acta* 59: 219-229.
- Guggenberger G., Zech W. (1994) Composition and dynamics of dissolved organic carbohydrates and lignin-degradation products in two coniferous forests, N.E. Bavaria, Germany. *Soil Biol. Biochem.* 26: 19-27.
- Haynes R.J. (2000) Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. *Soil Biol. Biochem.* 32, 211-219.
- Hope D., Billett M.F., Cresser M.S. (1994) A review of the export of carbon in river water: fluxes and processes. *Environm. Pollut.* 84: 301-324.
- Hope D., Billett M.F., Milne R, Brown T.A.W. (1997) Export of organic carbon in british rivers. *Hydrol. Proces.* 11: 325-344.
- Kramer M.D., Lynch C.F., Isacson P. (1992) The association of waterborne chloroform with intrauterine growth retardation - *Epidemiology* 3: 407-413.
- Jardé E., Gruau G., Mansuy-Huault L., Faure P., Petitjean P. (2004) 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.
- Jensen L.S., Mueller T., Magid J., Nielsen N.E. (1997) temporal variations of C and N mineralization, microbial biomass and extractable organic pools in soil after oilseed rape straw incorporation in the field. *Soil Biol. Biochem.* 29: 1043-1055.
- Kaizer K., Zech W. (1996). Nitrate, sulfate, and biphosphate retention in acid forest soils affected by natural dissolved organic carbon. *J. Environ. Qual.* 25: 1325-1331.
- Kalbitz K. Knappe S. (1997) Influence of soil properties on the release of dissolved organic matter (DOM) from the topsoil. *Z. Pflanzenaehr. Bodenkd.* 160: 475-483.
- Kalbitz K., Solinger S., Park J.H., Michalzik B., Matzner E. (2000) Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. *Soil Science*, 165(4): 277-304.
- Karlik B. (1995) Liming effect on dissolved organic matter leaching. *Water Air Soil Pollut.* 85: 949-954.

- Kramer M.D., Lynch C.F., Isacson P. (1992) The association of waterborne chloroform with intrauterine growth retardation – *Epidemiology*, 3:407-413.
- Liechty H.O., Kuuseoks E., Mroz G.D. (1995) Dissolved organic carbon in northern hardwood stands with differing acidic inputs and temperature regimes. *J. Environ. Qual.* 24:927-933.
- Malgorzata G. (2003) Effet du Potentiel Redox et du pH sur les Transferts de Matière Organique à l'Interface Sol-Solution. Mémoire de DEA de L4université de Rennes 1, 25 p.
- Mazzarino M.J., Szott L., Jimenez M. (1993) Dynamics of soil total C and N, microbial biomass, and water-soluble C in tropical agroecosystems. *Soil Biol. Biochem.* 25:205-214.
- McDowell W.H., Likens G.E. (1988). Origin, composition, and flux of dissolved organic carbon in the Hubbard Brook Valley. *Ecol. Monogr.* 58, 177-195.
- McTiernan K.B., Jarvis S.C., Scholefield D., Hayes M.H.B. (2001) Dissolved organic carbon losses from grazed grasslands: In: Rees R.M., Ball B.C., Campbell C.D., Watson C.A. (eds). *Sustainable management of Soil Organic Matter*. CAB International, CABI Publishing, New York, pp. 264-273.
- Meyer J.L., Tate C.M. (1983) The effects of watershed disturbance on dissolved organic carbon dynamics of a stream. *Ecology* 64, 33-44.
- Michalzik B.K., Kalbitz K., Park J.H., Solinger S., Matzner E. (2001) Fluxes and concentration of dissolved organic matter – a synthesis for temperate forests. *Biogeochemistry*,
- Mills C.J., Bull R.J., Cantor K.P. (1998) Risques pour la santé liés à la consommation de sous-produits de la chloration dans l'eau potable : rapport d'atelier – Santé Canada, 1998.
- 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-Oudou 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.
- Moller J., Miller M., Kjoller A. (1999) Fungal-bacterial interaction on beech leaves: influence on decomposition and dissolved organic carbon quality. *Soil Biol. Biochem.* 31: 367-374.
- Morris R.D., Audet A.M., Angelillo I.F. (1992) Chlorination, Chlorination By-products, and Cancer : A Meta-analysis. *American Journal of Public Health*, 82: 955-963.
- Mulholland P.J. (1997) Dissolved organic matter concentration and flux in streams. *J. North Am. Benthol. Soc.*, 16: 131-141.
- Mulholland P.J., Dahm C.N., David M.B., Di-Toro D.M., Fisher T.R., Kögel-Knabner I., Meybeck M.H., Meyer J.L., Sedell J.R. (1990) What are the temporal and spatial variations of organic acids at the ecosystem level? In: *Organic acid in the Aquatic Ecosystems*. E.M. Perdue and E.T. Gjessing (eds). Life Sciences Research Report 48. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 315-329.

- Nieuwenhuijsen M.J., Toledano M.B., Eaton N.E. (2000) Chlorination disinfection byproducts in water and their association with adverse reproductive outcomes: a review. *Occupational Environmental Medicine* 57: 73-85.
- Ohno T., Crannell B.S. (1996) Green and animal manure-derived dissolved organic matter effects on phosphorus sorption. *J. Environ. Qual.* 25:1137-1143.
- Olivié-Lauquet G., Gruau G., Dia A., Riou C., Jaffrezic A., Hénin O. (2001) Release of trace elements in wetlands : role of seasonal variability. *Wat. Res.* 35 (4): 943-952.
- Qualls R.G., Haines B.L., Swank W.T., Tyler S.W. (2000) soluble organic and inorganic nutrient fluxes in clearcut and mature deciduous forests. *Soil Sci. Ma. J.* 64: 1068-1077.
- Quideau S.A., Bockheim J.G. (1996) vegetation and cropping effects on pedogenic processes in a sandy prairie soil. *J. Environ. Qual.* 26, 1167-1175.
- Rochette P., Gregorich E.G. (1998) Dynamics of soil microbial biomass C, soluble organic C and CO<sub>2</sub> evolution after three years of manure application. *Can. J. Soil Sci.* 78:283-290.
- Rodriguez M.J., Sérodes J.B. (2000) Spatial and Temporal Evolution of Trihalomethanes in three Water Distribution Systems. *Water Research*, 35(6): 1572-1586.
- Schindler D.W., Bayley S.E., Curtis P.J., Parker B.R., Stainton M.P., Kelly C.A. (1992) Natural and man-caused factors affecting the abundance and cycling of dissolved organic substances in precambrian shield lakes. *Hydrobiologia* 229: 1-21.
- Schindler D.W., Curtis P.J., Bayley S.E., Parker B.R., Beaty K.G., Stainton M.P. (1997) Climate-induced changes in the dissolved organic budget of boreal lakes. *Biogeochemistry* 36: 9-28.
- Simard R.R., Evans L.J., Bates, T.E. (1988) the effects of addition of CaCO<sub>3</sub> and P on the soil solution chemistry of a podzolic soil. *Can J. Soil Sci.* 68: 41-52.
- Tipping E., Woof C. (1991) Humic substances in acid organic soils: modeling their release to the soil solution in terms of humic charge. *J. Soil Sci.* 41: 573-586.
- Tipping, E., Marker A.F.H., Butterwick C., Collett G.D., Cranwell P.A., Ingram J.K.G., Leach D.V., Lishman J.P., Pinder A.C., Rigg E., Simon B.M. (1997) Organic carbon in the Humber rivers. *Sci. Tot. Environ.* 194/195: 345-355.
- Tipping E., Woof C., Rigg E., Harrison A.F., Inneson P., Taylor K., Benham D., Poskitt J., Rowland A.P., Bol R., Harkness D.D. (1999) Climatic influences on the leaching of dissolved organic matter from upland UK moorland soils, investigated by a field manipulation experiment. *Environ. Int.* 25: 83-95.
- Vance G.F., David M.B. (1992) Dissolved organic carbon and sulfate sorption by spodosol mineral horizons. *Soil Sci.* 154: 136-144.

- Walter, C., Schwartz, C., Claudot, B., Bouedo, T., Arousseau, P. (1997) Synthèse nationale des analyses de terre réalisées entre 1990 et 1994. II - Descriptions statistique et cartographique de la variabilité des horizons de surface des sols cultivés. *Etud. Gest. Sols* 4(3): 205-220.
- Worrall F., Burt T., Shedden R. (2003) Long term records of riverine dissolved organic matter. *Biogeochim.* 64: 165-178.
- Yoon J., Choi Y., Cho S., Lee D. (2003) Low trihalomethane formation in Korean drinking water. *The Science of the Total Environment* , 302: 157 -156.
- You S.-J., Yin Y., Allen H.E. (1999) Partitioning of organic matter in soils: Effects of pH and water/soil ratio. *Sci. Total Environ.* 227: 155-160.
- Zech W., Guggenberger G., Schulten H.-R. (1994) Budget and chemistry of dissolved organic carbon in forest soils: effects of anthropogenic soil acidification. *Sci. Tot. Environ.* 152: 49-62.
- Zsolnay A., Görlitz H. (1994) Water-extractable organic matter in arable soils: effects of drought and long-term fertilization. *Soil Biol. Biochem.* 26:1257-1261.

## **Annexe**

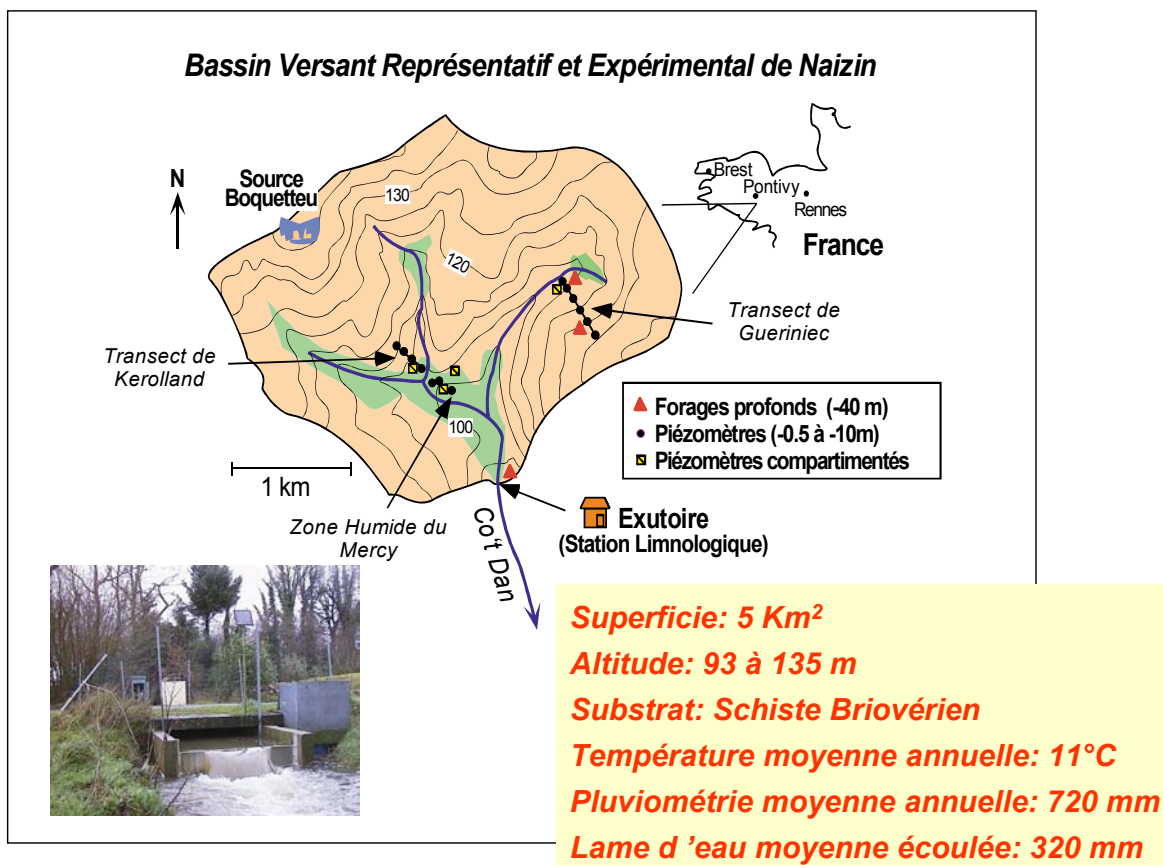
Dispositif breton de recherche et de suivi sur  
le transfert des matières organiques dans les  
bassins versants



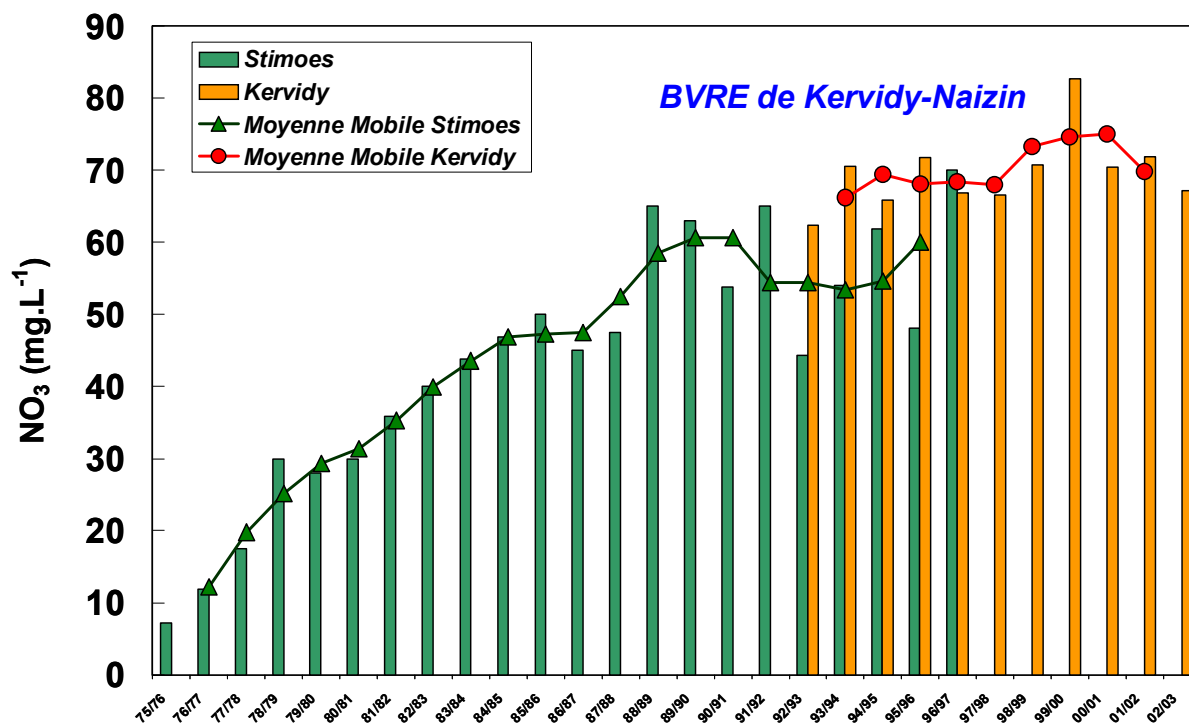
## A.1. Le bassin versant de recherche de Kervidy-Naizin (56)

Le BV de Kervidy-Naizin, situé dans le Morbihan (**figure A1**), est un bassin versant représentatif et expérimental (BVRE) géré par les équipes CNRS et INRA du CAREN. Depuis 1999, ce BV fait l'objet de suivis MO hautes fréquences (mesure des concentrations au pas de temps hebdomadaire à journalier), tant au niveau des eaux du sol que des eaux de la rivière à l'exutoire. Ce BV a été choisi pour effectuer de tels suivis car (i) il est le siège d'une activité agricole parmi les plus intensives de Bretagne, marquée par des épandages massifs de lisier de porc conduisant à des teneurs très élevées en nitrate aussi bien dans les eaux du sol que dans l'eau de la rivière (entre 70 et 200 mg.L<sup>-1</sup>) (**figure A2**); (ii) les nombreuses études pédologiques, hydrologiques et biogéochimiques dont il a fait l'objet par les équipes de l'INRA, du CNRS, du Cemagref et du BRGM (*Durand & Juan Torres, 1996; Cheverry, 1998; Molénat, 1999; Dia et al., 2000; Olivié-Lauquet et al., 2001; Cann, 2002; Molénat et al., 2002*) font que nous disposons de modèles de fonctionnement – notamment hydrologiques – bien contraints intégrant la variabilité spatio-temporelle des différents forçages (climat, activités agricoles,...); enfin (iii) ce site, qui fait partie du réseau national d'ORE (Observatoire de Recherche en Environnement) mis en place conjointement en 2003 par le CNRS, l'INRA et le Cemagref, bénéficie d'un suivi continu des débits, hauteurs d'eau ainsi que de la chimie de la nappe et de la rivière (incluant le COD) permettant d'intégrer toutes données nouvelles dans le jeu complet des paramètres nécessaires aux modélisations spatialisées des transferts hydrologiques et hydrochimiques (**tableau A1**); en outre, il rassemble tout un ensemble d'équipements (piézomètres, pluviomètres, stations de jaugeage) permettant le prélèvement de l'eau de la rivière et des eaux du sol à différentes profondeurs (50cm à 40m) et en différents points du bassin (zones humides, versants cultivés).

Les données MO actuellement disponibles sur le BV de Kervidy-Naizin regroupent des données de concentration en carbone organique dissous (COD) à l'exutoire, dans les nappes et l'eau de pluie, ainsi que des concentrations en carbone organique (CO) des horizons de sol. A l'exutoire, les suivis ont débuté en septembre 1999 à raison d'un échantillon tous les jours, sauf lors de l'année hydrologique 2002-2003 où le pas de temps a été étendu à 1 échantillon tous les 3 jours. Concernant les eaux du sol, les suivis sont denses dans les zones humides bordant le réseau hydrographique: 1 échantillon par semaine entre 1999 et 2003; ils sont plus lâche sous les versant cultivés: 1 échantillon tous les trois/quatre mois. Comme le montre la Figure 1, le réseau de piézomètres installés sur le site de Kervidy-Naizin permet d'acquérir des images 3D de la distribution des MO dans les eaux du sol, permettant en retour de déterminer la réponse des concentrations en MO aux fluctuations de hauteurs d'eau. Concernant les eaux de pluie, nous disposons de suivis hebdomadaires entre 1999 et 2003. Enfin, des données de concentrations des MO du sol ont été acquises le long d'un transect amont aval, depuis la surface du sol surface jusque vers environ 1m – 1,5 m de profondeur.



**Figure A.1.** Carte topographique et localisation des principaux équipements hydrologiques au sein du BVRE de Kervidy-Naizin (56). Les zones en vert représentent les zones d'extension maximale des zones humides de fond de vallée.



**Figure A.2.** Figure montrant l'évolution depuis 1978 des concentrations en nitrate aux exutoires de Stimoès et de Kervidy du BVRE de Kervidy-Naizin. Source des données: Cann (2001); ORE Agrhys (2004).

Nom et localisation du dispositif	Bassin Versant de Kervidy-Naizin (Morbihan)
Organismes Gestionnaires	INRA-CNRS
Objectif initial	1) Observation sur le long terme de la qualité des eaux de rivière d'un bassin à agriculture très intensive 2) Etude et modélisation numérique: <ul style="list-style-type: none"> <li>- du transfert de polluants agricoles (nitrate, pesticides) à l'échelle du BV,</li> <li>- de la distribution spatiale des sols,</li> <li>- du fonctionnement biogéochimique des zones humides de bas fond,</li> <li>- de la dynamique chimique et hydrologique des nappes peu profonde,</li> <li>- du rôle des éléments singuliers du paysage (haies, fossés, talus) sur les flux d'eau et de solutés,</li> <li>- du rôle des facteurs bioclimatiques sur les transferts de matière.</li> </ul>
Ancienneté et pérennité	1991
Surface totale	5 km <sup>2</sup>
Données Collectées	Dispositif d'observation long terme: station limnimétrique et météo – réseau piézométrique. <b>Entre 1991 et 1996:</b> Suivi des nitrates, des sulfates et des chlorures dans l'eau de la rivière (1 donnée tous les 15 jours). <b>Depuis 1997:</b> Suivi chimique multi-éléments (nitrates, sulfates, chlorures, métaux, cations majeurs, carbone organique dissous) de l'eau la nappe (12 piezomètres; 1 donnée tous les 15 jours entre 1997 et 1999; une donnée tous les 3 mois depuis 1999). Idem pour l'eau de la rivière à l'exutoire (1 point tous les 15 jours); suivi des hauteurs d'eau en continu dans la nappe depuis 1997. <b>Depuis 1999:</b> Suivi haute fréquence (1 donnée par jour) des concentrations en anions (nitrates, sulfates, chlorures), cations majeurs (Si, Ca, K, ...) et traces (Cu, Zn, U, Th, Pb, Cd, ...) et carbone organique dissous à l'exutoire; Suivi haute fréquence (1 donnée par semaine) des concentrations en anions (nitrates, sulfates, chlorures), cations majeurs (Si, Ca, K, ...) et traces (Cu, Zn, U, Th, Pb, Cd, ...) et carbone organique dissous dans l'eau du sol des zones humides; idem pour l'eau de pluie.
Partenaires	CEMAGREF, BRGM

**Tableau A.1:** Tableau résumant les principales séries de données acquises sur le BVRE de Kervidy-Naizin.

Les échantillons d'eau sont tous filtrés préalablement au dosage du COD. Tous les résultats obtenus jusqu'à présent sur le BVRE de Kervidy-Naizin concernent donc uniquement le transfert des MO dissoutes. Le seuil de coupure utilisé est de 0.2 microns. Les filtres sont en acétate de cellulose. Les dosages sont effectués au Laboratoire de Géochimie de l'UMR CNRS 6118 *Géosciences Rennes* suivant le protocole décrit dans Petitjean et al. (2004). L'analyseur de carbone utilisé est un analyseur TOC Shimadzu™ 5050 A, fonctionnant sur le principe d'une oxydation thermique des matières organiques (850°C) et d'un dosage du CO<sub>2</sub> produit par spectroscopie infra-rouge. Tous les échantillons sont filtrés sur site, et conservés à l'abri de la lumière et à 4°C avant analyse. Dans la mesure du possible, les analyses sont réalisées dans un délai d'une semaine après prélèvement. Des tests de conservation d'échantillons réalisés au laboratoire montre que les concentrations en COD ne s'écarte pas plus de 5% de la valeur vraie, même après un mois de stockage au réfrigérateur (*Petitjean et al., 2004*). Par ailleurs, l'analyse répétée d'échantillons montre que l'incertitude sur la mesure du COD est meilleure que  $\pm 2.5\%$ . Les blancs de COD sont  $<0.5\%$ .

## **Planche N° 10. L'OBSERVATOIRE de RECHERCHE en ENVIRONNEMENT AGRHYS**

Le Ministère de la Recherche, en lien avec les grands organismes (CNRS, INRA, Cemagref, ...) a mis sur pied un dispositif d'Observatoires de Recherche en Environnement (acronyme ORE) dédié à l'étude et à la prédiction de l'évolution des écosystèmes terrestres en réponse aux différents forçages naturels et anthropiques.

L'ORE Agrhys implanté en Bretagne fait parti des dispositifs qui ont été labellisés suite à un appel d'offres national paru en 2003. Cet ORE, dont la question de recherche porte sur la détermination des temps de réponse des agro-hydrosystème aux deux variables que sont le climat et les activités agricoles est piloté conjointement par les équipes de l'INRA et du CNRS rassemblées au sein du Centre Armoricaïn de Recherches en Environnement (CAREN). Les dispositifs de recherche sont des bassins versants agricoles (bassin versant de Kervidy-Naizin, 56; bassins versants de Kerbernez, 29), instrumentés à la fois pour le suivi de la quantité et de la qualité des eaux souterraines et de la quantité et de la qualité des eaux de drainage aux exutoires.

### **Problématique**

On constate depuis quelques décennies – les premiers signaux d'alerte mesurés dans les eaux datant de l'année 1976, exceptionnellement sèche – un changement des caractéristiques chimiques et biochimiques des agro-hydrosystèmes, marqué en particulier par une augmentation régulière des teneurs moyennes annuelles en nitrates des eaux superficielles. Un cortège d'autres déséquilibres des hydrosystèmes est apparu depuis, avec des augmentations de teneurs d'autres molécules ou éléments (phosphore, métaux lourds, biocides), des pollutions organiques et microbiologique, une augmentation de l'eutrophisation continentale et littorale.

Une des questions fondamentales relatives à la compréhension des processus d'exportation chimique à l'échelle du bassin versant est liée à la détermination des sources des éléments. Les différents compartiments hydrologiques - sol, zone de battement de la nappe et zone saturée - possèdent des caractéristiques tant physiques que chimiques différentes. Les temps de résidence de l'eau sont également fortement variables d'un compartiment à l'autre. La contribution de ces différents compartiments aux écoulements sera donc un des facteurs qui va influencer les flux d'éléments à l'exutoire d'un bassin versant. Il est donc nécessaire d'associer sur un même bassin versant une bonne connaissance des entrées - y compris les intrants agronomiques -, du fonctionnement hydrologique et des variations chimiques associées.

Le suivi sur une série de cycles hydrologiques incluant l'effet de la variabilité hydroclimatique, et une quantification des paramètres clés des sources et des temps de transfert sont un premier pas pour mieux contraindre la relation entre les processus de stockage et de transfert des solutés (nitrates, pesticides, matières organiques,...) et le contexte hydro-climatique et agronomique. Franchir ce pas est l'objectif central de l'ORE Agrhys.

### **Grandeurs mesurées**

#### **Les variables physiques**

Il s'agit des variables météorologiques (pluie, ETP), hydrologiques (débits à l'exutoire) pour le calcul des flux, hydrogéologiques (niveau de nappe) et humidité du sol pour le calcul des stocks des différents compartiments.

#### **Les variables chimiques**

Il s'agit des variables permettant de faire les bilans, ou utilisées comme traceurs : anions, cations, COD, silice dans les différents compartiments (rivière, pluie, nappe et zone non saturée).

Il s'agit également de traceurs spécifiques soit anthropiques diffus, soit introduits pour l'expérimentation : strontium, deuterium, oxygène 18, tritium.

#### **Les variables agronomiques**

Il s'agit des grandeurs caractérisant l'occupation des sols, les intrants et les exportations. Ces grandeurs sont spatialisées et obtenues par enquête et mesures.

### **Responsable Scientifique: Philippe Merot**

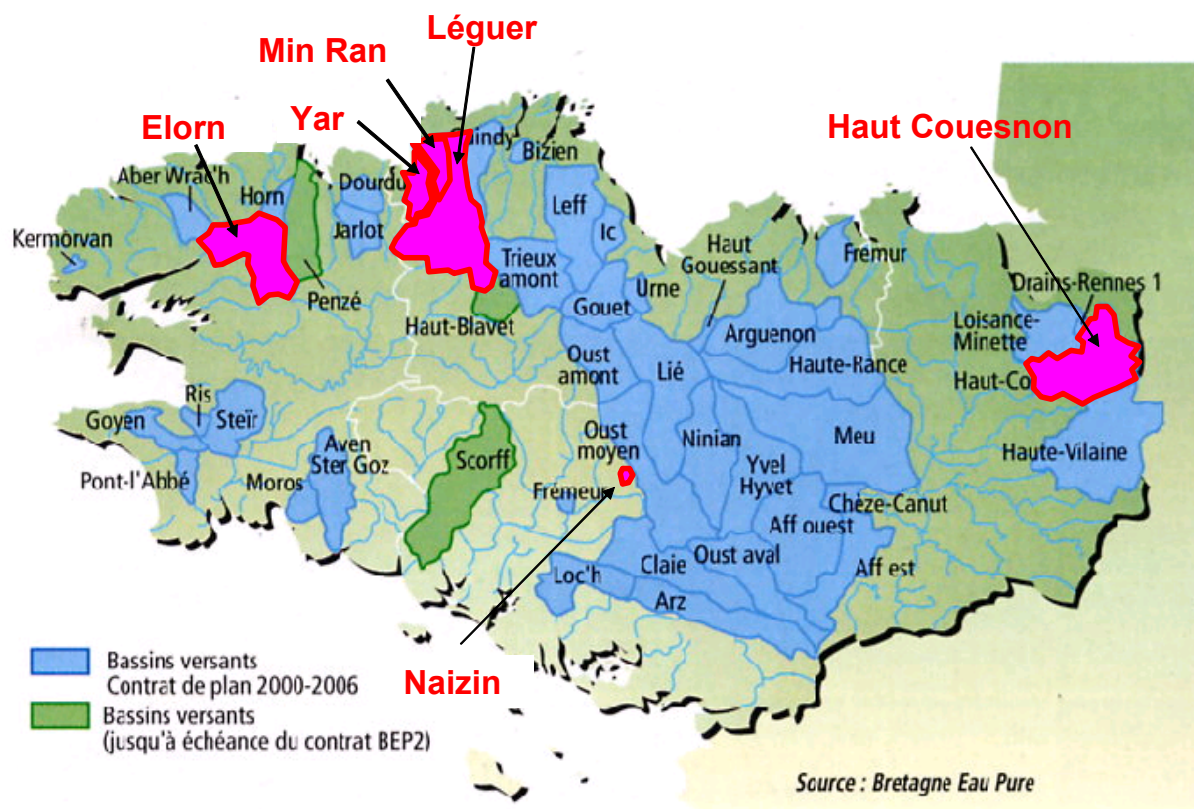
Courriel: pmerot@roazhon.inra.fr

Tel: 02 23 48 54 36

Fax : 02 23 48 54 30

## 2. Le réseau de bassins versants d'échelle régionale

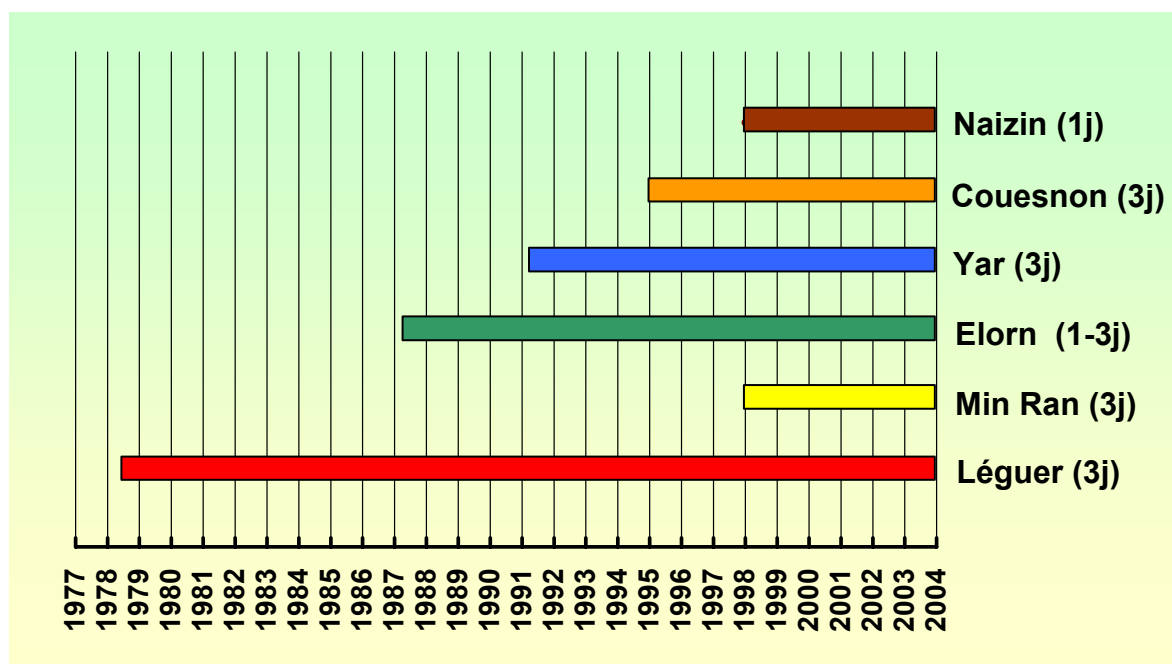
Le réseau régional (**figure A3**) comprend les bassins versants de l'Elorn (29), du Yar(22), du Min Ran (22), du Léguer (22), de Kervidy-Naizin (56), et du Haut Couesnon (35). De tous les bassins versants bretons suivis pour la qualité de l'eau, ces six BV sont les seuls pour lesquels des données hautes fréquences des teneurs en MO des eaux à leur exutoires existent (1 donnée tous les uns à trois jours).



**Figure A.3.** Carte montrant la disposition géographique des bassins versants rassemblés au sein du dispositif régional de suivis des MO.

Les données MO actuellement disponibles sur ces BV portent sur des concentrations d'oxydabilité au  $\text{KMnO}_4$  sur eau brute (autocontrôles effectués par les exploitants des usines de traitement), sauf dans le cas du BV de Kervidy-Naizin où les données concernent des mesures de COD sur eau filtrée. Trois bassins (BV de l'Elorn, du Min Ran et du Léguer) bénéficie de façon ponctuelle d'un double suivi (COD et oxydabilité) permettant de comparer ces deux grandeurs entre elles, et de transformer les données d'oxydabilité en données de COD et réciproquement (voir plus loin). D'un point de vue temporel, les séries sont assez hétérogènes (**figure A4**), la plus étendue dans le temps remontant à 1979 (BV du Léguer) et la moins étendue à 1999 (BV de Kervidy-Naizin). Dans 5 des 6 bassins, il

existe, au point de prélèvement ou à proximité, des mesures des débits de l'eau, permettant le calcul de flux et MO et de concentrations moyennes annuelles en MO pondérées des débits.



**Figure A4.** Figure illustrant la longueur des séries temporelles existantes à l'échelle de la Bretagne. Les données portent toutes sur des teneurs d'oxydabilité, sauf pour le BV de Kervidy-Naizin pour les grandeurs mesurées sont les teneurs en COD.

### 3. Le réseau de sous-bassins versants

Ce dernier réseau comporte une quarantaine de sous BV d'une superficie <5000 Ha (**tableau A2**). Il a été mis en place en 2005 pour répondre spécifiquement à la question du rôle des pratiques agricoles sur la pollution des rivières bretonnes. Sont acquises à l'exutoire de ces sous BV les concentrations en COD, anions ainsi que des mesures de l'absorbance UV. Sont parallèlement acquises les données d'occupation du sol à l'échelle des zones contributives. Sont également compilées les pressions polluantes organiques.

<b>Nom Bassin</b>	<b>Nom Sous Bassin Rivière</b>	<b>N° Point</b>	<b>Superficie (Hectare)</b>
Min Ran	Kervulu	LE 05319	926
Léguer	St Emilion Amont	EO6	1429
Léguer	St Sebastien	LE 01320	4422
Léguer	Fruguel	LE 06004	1270
Léguer	Frouit	LE 08014	2798
Léguer	St Ethurien	LE 03011	2771
Yar	Yar	YA 01011	13616
Yar	Yar	YA 04008	2468
Yar	Yar	YA 06107	211
Yar	Yar	YA 06016	1606
Yar	Yar	YA 06004	1053
Yar	Yar	YA 02004	2468
Elorn	Quillivaron amont	12	2200
Elorn	Quillivaron aval	13	3787
Elorn	Penguilly	16	1797
Elorn	Reau de Loc-Eguiner	17	1245
Elorn	Justiciou	23	1400
Elorn	Forestic	24	697
Naizin	Kervidy	-	500
Haut-Couesnon	le Couesnon	7	1752
Haut-Couesnon	le Général	10	4704
Haut-Couesnon	le Général	11	2575
Haut-Couesnon	le Moulin de Charrière	12	1113
Haut-Couesnon	le Vaugarny	15	745
Haut-Couesnon	le Nançon	19	1427
Scorff	Ruisseau Penlan	3	877
Scorff	Ruisseau Kernec	4	717
Scorff	Ruisseau Kerlégan	5	1011
Scorff	Trioulin	9	1991
Scorff	Ruisseau Kerduel	13	848
Scorff	Chapelain	14	3010
Scorff	Colin	14c	232
Scorff	Moulin de Quélen	18	514
Scorff	Ruisseau Moulin Pont-Houarn	20	1000
Scorff	Ruisseau Saint- Vincent	21	1212
Scorff	Ruisseau de Manerbec	22	463
Scorff	Ruisseau de Pont-Er-Len	23	1245
Scorff	Ruisseau de Pont-Er-Bellec	24	1125
Scorff	Ruisseau du Moulin Restraudan	28 b	418

**Tableau A.2:** Liste des sous BV bretons faisant l'objet d'un suivi MO en 2005.