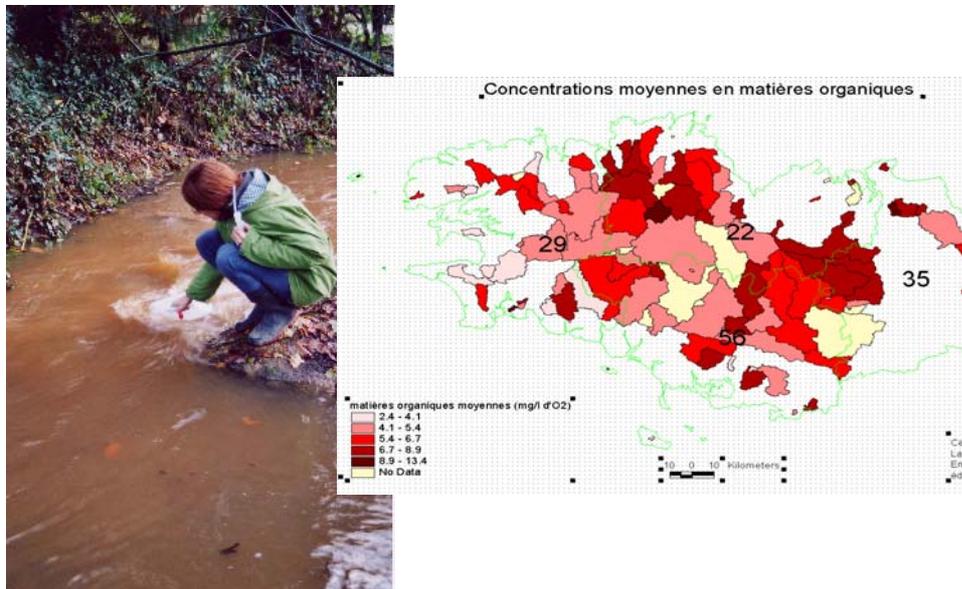


Gérard GRUAU  
François BIRGAND  
Emilie JARDE  
Emilie NOVINCE

# Pollution des Captages d'Eau Brute de Bretagne par les Mat res Organiques



## Rapport de Synthèse

Tableau de Bord de la Pollution  
Causes Possibles  
Recommandations

2004

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

## Rapport de Synthèse

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

*le 30 novembre 2004*



**G. Gruau<sup>1</sup>, F. Birgand<sup>2</sup>, E. Jardé<sup>1,3</sup>, E. Novince<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>CAREN, UMR 6118 Géosciences Rennes, Campus de Beaulieu, 35042 Rennes Cedex

<sup>2</sup>Cemagref, Centre de Rennes, 17 avenue de Cucillé, CS 64427, 35044 Rennes Cedex

<sup>3</sup>G2R, CNRS-Université de Nancy, 54506 Vandoeuvre-les-Nancy Cedex

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

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

# Avertissement

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

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

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

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

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

Les demandes doivent être adressées à:

**GRUAU Gérard**

Géosciences Rennes – UMR 6118 du CNRS

Campus de Beaulieu, Avenue du Général Leclerc

35042 RENNES CEDEX

☎: 02 23 23 60 86 où 02 23 23 60 88

📠: 02 23 23 57 87

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

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

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

## Avant propos

Le rapport ci-après synthétise les résultats obtenus suite aux travaux conduits entre septembre 2003 et novembre 2004 par les équipes du Cemagref (F. Birgand et E. Novince) et du CNRS (G. Gruau et E. Jardé) dans le cadre 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 d'en cerner, si possible, les causes. Le lecteur intéressé par un exposé détaillé des travaux à l'origine de cette synthèse est renvoyé aux différents rapports remis en 2004 à la DRASS Bretagne et à la Région Bretagne (*Novince et al., 2004; Gruau 2004; Gruau et al., 2004, Birgand et al., 2004; Jardé et al., 2004*).

Le rapport ci-après comporte quatre grandes parties. La première rappelle le contexte et détaille les objectifs de la synthèse. La deuxième présente le tableau de bord actuel et passé de la pollution des eaux continentales de Bretagne par les matières organiques, tel qu'établi suite aux études réalisées par le CNRS et le Cemagref. La troisième dresse l'état des connaissances quant aux causes des pollutions constatées. Enfin, la quatrième partie formule quelques recommandations pratiques pour affiner les diagnostics, identifier les zones à risque, gérer les pollutions observées, voire amorcer une reconquête de la qualité des eaux bretonnes vis-à-vis du paramètre "matière organique".

On notera que l'étude présentée ne traite que des captages au "fil de l'eau" et n'aborde donc pas le problème de la pollution organique des eaux de retenue.

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 des travaux présentés.

Les travaux présentés 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 de cette synthèse: 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 Lebreff et M. Gaëtan Doineau, animateurs du bassin versant "Algues Vertes" du Yar, pour leur collaboration sur ce bassin important pour la synthèse présentée.

Cette étude n'aurait pas vu le jour sans la très précieuse aide de Mme Sylviane Lebris et de Mme Monique Thébault pour la gestion des conventions entre le Cemagref et ses partenaires, ainsi que celles de Mme Cecile Dalibart-Raoult et de M. René Quris pour la gestion des conventions entre le CNRS et ses partenaires. L'équipe Cemagref tient à remercier M. José Martinez responsable de l'unité "gestion des effluents d'élevage et des déchets municipaux" et de M. Nicolas Petit, directeur régional du Cemagref, pour l'aide apportée lors de la rédaction des conventions.

# Résumé

A l'échelle de la Bretagne, 64 prises d'eau sur 118 connaissent en 2002 des dépassements du seuil réglementaire maximal autorisé de concentration en matière organique ( $<10 \text{ mg.L}^{-1}$  d'oxydabilité sur eau brute). Si dans le cas des prises d'eau installées en retenue, les dépassements constatés paraissent imputables pour une grande part à l'eutrophisation des masses d'eau du fait des apports de nitrate et de phosphate en provenance des bassins versants (développement autochtone de la matière organique à partir du phytoplancton), il n'en va pas de même des pompages en rivière dits au "fil de l'eau" pour lesquels l'essentiel de la matière organique (MO) est d'origine allochtone, provenant du lessivage des sols des bassins versants (BV) par les eaux de drainage. Plusieurs questions se posent alors. Quelle est la composition et l'origine ultime des MO transitant dans les rivières à l'endroit des prises d'eau? S'agit-il uniquement de substances humiques (origine végétale), ou bien y a-t-il inclus un compartiment animal issu par exemple des effluents d'élevages épandus sur les sols des BV? Quels rôles jouent les facteurs du milieu physique (topographie, occupation du sol,...) et la variabilité hydroclimatique sur les flux et les concentrations de MO à l'exutoire? Enfin, quelle est la tendance évolutive? Est-on en face d'un phénomène récent d'augmentation de la charge en MO des rivières de Bretagne (si oui, quelle cause?), ou bien celles-ci ont-elles de tous temps été caractérisées par de fortes teneurs en MO?

Sous l'impulsion de la DRASS Bretagne et de la Mission Bretagne Eau Pure, deux études ont été réalisées en 2003 et 2004 afin de répondre à cet ensemble de questions et d'explorer d'éventuelles solutions préventives et curatives. La première s'est attachée à recueillir les données existant à l'échelle de la Bretagne afin de dresser un état des lieux aussi précis que possible de la pollution actuelle des rivières bretonnes par les MO, et de l'évolution dans le temps de cette pollution. Une analyse statistique en composante principale des concentrations en MO mesurées dans les rivières de Bretagne et des principales variables susceptibles de contrôler ces concentrations (topographie, teneur en MO des sols, assolement, pression d'épandage,...) a également été réalisée dans le cadre de cette première phase, et ceci afin de procéder à une première identification des causes possibles des pollutions observées. Cette première identification a été complétée par la deuxième étude, étude dans laquelle les techniques de la géochimie organique moléculaire ont été mises en œuvre pour préciser l'origine animale ou végétale des MO véhiculées par les rivières de Bretagne, l'objectif étant ici de déterminer très précisément le rôle éventuellement joué par les épandages d'effluents d'élevage sur la pollution des rivières bretonnes par les MO. L'objectif final poursuivi par ces deux études était de formuler des recommandations pratiques, dont la mise en œuvre puisse être de nature à réduire les pollutions observées ou, à défaut, permette d'en limiter les effets.

Deux types de données ont été utilisés pour dresser le tableau de bord actuel et passé de la pollution des captages en rivière de Bretagne par les MO: i) les contrôles effectués par les DDASS sur les 118 prises d'eau "au fil de l'eau"; ii) les autocontrôles effectués par certains exploitants sur ces mêmes prises d'eau. Comme l'ont montré les études, l'ensemble des données collectées porte sur des MO dissoutes (bien que les eaux analysées soient des eaux brutes non filtrées), la méthode au  $\text{KMnO}_4$  n'oxydant pas les MO particulaires.

Les données issues des contrôles DDASS présentent le gros avantage de couvrir l'ensemble du territoire breton; l'inconvénient est qu'il s'agit de données basses fréquences (12 échantillons par an au mieux) et donc peu aptes à quantifier de manière précise la pollution des rivières bretonnes par les MO, la teneur en MO des eaux de rivière variant très fortement et très rapidement dans le temps; de plus, la fréquence n'était que de 6 échantillons avant 2002. Les données d'autocontrôle permettent de palier ces deux derniers inconvénients, puisque fournissant des séries hautes fréquences (1 mesure par jour) et longues durées (depuis 1979, pour la plus longue); l'inconvénient majeur est que seules six séries de ce type ont pu être mises à jour (BV de l'Elorn (29); BV de Kervidy-Naizin (56); BV du Yar, du Min Ran et du léguer (22); BV du haut-Couesnon (35)). L'image fournie par ces séries est donc forcément tronquée, eu égard à la situation de l'ensemble de la Bretagne.

Concernant la pollution actuelle des rivières bretonnes par les MO, trois images ressortent du tableau de bord ainsi établi. La première est celle d'une forte variabilité spatiale des niveaux moyens de pollution, ceux-ci variant de  $2.4$  à  $13.4 \text{ mg.L}^{-1}$  d'oxydabilité suivant les prises d'eau. 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  $10 \text{ mg.L}^{-1}$  d'oxydabilité. Enfin, la troisième image est celle d'une distribution spatiale peut-être non totalement aléatoire de la pollution, les prises d'eau les plus "polluées" semblant se concentrer dans la partie nord, nord-est de la Région (Côtes d'Armor, notamment).

Concernant les évolutions temporelles, plusieurs échelles de variabilité sont observées. La plus courte période se produit à l'échelle de la crue, les pollutions étant maximales pendant les épisodes de crue (concentrations multipliées par un facteur 10, voire plus, par rapport aux inter-crués), notamment les crues d'automne et d'hiver. La deuxième échelle est saisonnière, les concentrations en MO étant globalement plus élevées en automne et en hiver, qu'au printemps et en été. La troisième est d'ampleur pluriannuelle, et est marquée par l'occurrence de maxima de pollutions, en phase à l'échelle de toute la Bretagne, tous les 5-7 ans environ. Enfin, les quelques séries longs termes disponibles montrent une échelle de variation étalées sur 25 ans et marquée par une augmentation continue de la teneur en MO des rivières caractérisées par un fort taux actuel de pollution. Ces mêmes quelques séries montrent que la dégradation de la qualité "organique" des eaux des rivières bretonnes actuellement fortement polluées par les MO est un phénomène toujours en cours, l'augmentation actuelle de la teneur en oxydabilité des eaux de ces rivières étant en base annuelle d'environ  $0.2 \text{ mg.L}^{-1}$  par an. Point important: une des séries long terme recueillies (BV de l'Elorn) montre une tendance à la diminution des concentrations en MO.

Le croisement de ces données avec les facteurs propres au milieu breton (climat, topographie, pédogéologie...) et les activités agricoles sur les BV permet de révéler le rôle très important joué par le climat et la topographie dans l'établissement de certaines des variabilités spatiales et temporelles observées. Ainsi, les maxima de pollution observés tous les 5-7 ans sont clairement d'origine climatique, traduisant la remontée des nappes vers les horizons organiques du sol lors d'années particulièrement pluvieuses. Les maxima de concentration observés en période de crue sont quant à eux le fruit d'une interaction entre le climat (épisodes pluvieux) et la nature peu perméable des BV bretons, laquelle favorise les écoulements de l'eau dans les horizons organiques du sol en période fortement humide. De ce point de vue, on peut dire que le contexte breton est par nature un contexte à risque fort du point de vue de l'exportation de MO des sols vers les eaux de surface. Ce risque sera d'autant plus grand que les fonds de vallée seront plats et larges, deux caractéristiques favorables au déclenchement de phénomènes de ruissellement sur sols saturés lors d'épisodes de pluie. Les résultats obtenus par les études réalisées à ce jour montrent que la variabilité morphologique et climatique de la Bretagne est susceptible de créer à elle seule des variations spatiales et temporelles de la concentration en MO des rivières bretonnes d'un facteur d'au moins 2 et 1.25, respectivement. Le rôle de la topographie à proximité immédiate du réseau hydrographique (bande de 100 m) est confirmée par l'analyse en composante principale des données DDASS, la variable "topographie" étant de loin celle expliquant la plus grande part de la variance totale observée au niveau des prises d'eau (24.6%).

Le climat pourrait être également à l'origine des évolutions à la hausse constatées depuis 25 ans au travers de l'augmentation de 40% des précipitations en Bretagne sur la période et/ou de la hausse de 1.5°C de la température moyenne annuelle sur la même durée. Relier directement la dégradation de la qualité "organique" des eaux des rivières de Bretagne du point de vue des MO à ces deux éléments du climat se heurte toutefois au fait que la dégradation n'a pas le caractère uniforme auquel on s'attendrait si un facteur global comme le climat devait être pris comme la cause principale des dégradations observées.

Concernant le rôle des autres facteurs, et notamment celui des activités agricoles, l'analyse statistique n'a pas mis à jour de relation directe et globale entre la teneur en MO des eaux à l'endroit des captages et des éléments comme la teneur en MO des sols des BV, les assolements, les pressions d'épandages,... laissant plus de 50% de la variance observée dans les eaux inexplicée. Une des raisons de cet échec résulte probablement d'une inadéquation entre les types de données qu'il nous a été possible de récolter auprès des différents partenaires contactés et celles dont il faudrait pouvoir disposer pour procéder à une analyse rigoureuse des relations entre qualité "organique" des eaux et activités sur les BV. En effet, les différents services impliqués dans la collecte et l'analyse de données agricoles nous ont fourni des données moyennées à l'échelle de la commune, voire de l'exploitation agricole. Or, il est clair que seules les zones plates de fonds de vallées sont contributives à la charge en MO des rivières bretonnes, d'où la nécessité impérieuse de disposer d'informations sur les pratiques agricoles à l'échelle de la parcelle, échelle véritablement "mécanistique" du problème traité.

Les analyses moléculaires conduites dans le cadre de la deuxième étude ont néanmoins permis de mettre en évidence l'impact des épandages de déjections animales. 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. 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.*

La complexité du problème traité et les zones d'ombre persistantes sur les causes profondes des pollutions observées sont évidemment un frein à la définition d'actions concrètes de reconquête de la qualité de l'eau sur le plan des MO. Des études complémentaires, intégrant la collecte et/ou l'acquisition des données "milieu" appropriées au problème traité doivent impérativement être lancées pour rendre ce but atteignable. De même, il nous semble impératif de poursuivre l'effort de caractérisation chimique des MO impliquées dans les pollutions, seul moyen véritable de remonter aux causes. Ceci étant, des recommandations, étayées par les résultats obtenus suite aux deux études conduites par le Cemagref et le CNRS peuvent néanmoins être formulées sur au moins trois plans. Le premier concerne la nécessité de cartographier les territoires à risques à l'échelle de la Bretagne (les zones de fonds de vallée), et de limiter autant que faire se peut les pratiques à risques au sein de ces territoires (épandages d'effluents d'élevage; arasement des haies et des talus filtrant,...). Sur un autre plan, la variabilité temporelle de la pollution, d'une certaine manière prédictible puisque sous la dépendance du climat, laisse entrevoir des éléments de gestion de celle-ci, là où des problèmes de santé publique sont possibles: mise en place de procédure d'alerte en cas d'annonce de crue avec arrêt éventuel des pompages pendant le passage de l'onde crue, nécessairement très polluée en MO. Enfin, les résultats présentés et les zones d'ombre qu'ils projettent militent pour la mise en place d'un réseau de BV ou de sous BV représentatifs du contexte breton, au sein duquel les pratiques agricoles seraient renseignées aux échelles spatiales imposées par la dynamique des transferts de MO des sols vers les eaux. Sans la mise en place d'un tel réseau aux allures d'observatoire de l'impact des activités humaines sur la qualité de l'eau, les points non expliqués ici le resteront, comme sera difficile toute évaluation de l'impact de décisions qui pourraient être prises en matière d'aménagement ou de changements de pratiques visant à réduire la pollution "organique" des rivières de Bretagne.

# Abstract

At the scale of Brittany, 64 of the 118 water masses used for drinkable water production had in 2002 organic matter concentrations higher than the maximum values imposed by the French regulation ( $<10 \text{ mg.L}^{-1}$  of  $\text{O}_2$ ). In the case of lakes and reservoirs, a large part of this organic matter is of internal origin, being due to phytoplanktonic growth occurring in response to the addition to the waters of large amounts of nitrate and phosphorus from surrounding agricultural lands. In the case of rivers, however, organic matter is dominantly allochthonous in origin, arising from the dissolution and transport of soil organic compounds by drainage waters. In this latter case, several questions are raised: i) what is the composition and ultimate origin of the organic matter which causes water pollution? What is the role played by the pedo-geology of the catchment and the climatic variability on the processes of organic matter transfer from soils to rivers? What are the evolutionary trends? In other words, are the organic matter concentration peaks observed in Brittany rivers ancient or recent phenomena? What prediction can we make regarding the future organic matter concentration of these rivers?

In view of the threat sets by the rise in organic matter concentration of the rivers used in Brittany for drinkable water supply, two research programs were launched in 2003 by national and local authorities. The first was aimed at i) collecting existing water quality data at the scale of Brittany to determine the current and past status of Brittany rivers regarding to their pollution by organic matter and ii) compare the water quality data with natural and anthropic factors (topography, climate, land use...) thought to control the organic matter concentrations of Brittany rivers. The second study was aimed at testing the ability of molecular tools to determine the ultimate sources of organic matter in river waters, with a special interest on testing whether these tools could help in distinguishing organic matter coming from anthropogenic sources, like animal manure, from organic matter coming from natural sources, such as riparian vegetation debris or soil humic substances. The common objective of these studies was to provide policy makers with practical solutions able to restore and/or to protect the quality of Brittany rivers with respect to their organic matter content.

Two types of water quality data were used to establish the current and past "organic" status of Brittany rivers: i) results from the "control" analyses performed by local authorities on the 118 rivers used for drinkable water production; ii) results from the "autocontrol" measurements made directly by the companies in charge of the production of drinkable water. The "control" dataset has the great advantage to cover the entire Brittany region; however, it suffers from the great disadvantage that control analyses are scarce, with a maximum frequency of one measurement per month; this severely limits the representativity of average values one can calculate from this dataset as organic matter concentrations vary widely and very rapidly in Brittany rivers. The "autocontrol" dataset is much more valuable in this respect as the time frequency of measurement can be as high as 1 measurement/day. Its problem, however, is that only six such time-series could be recovered at the scale of Brittany. Thus, the picture the "autocontrol" dataset gives of the intensity of the pollution of Brittany rivers by organic matter is necessarily truncated, and probably not representative of the situation of Brittany as a whole.

Regarding the current situation of Brittany rivers, three pictures emerge from available data. The first is that Brittany rivers are extremely heterogeneous with respect to the pollution of their waters by organic matter: average oxidability concentrations range from  $2.4$  to  $13.4 \text{ mg.L}^{-1}$  depending on the river. The second picture is that Brittany rivers taken altogether are quite heavily polluted by organic matter with 30 of the 118 analysed rivers having average oxidability concentrations close to, or higher than the regulation limit. Finally, the third emerging image is that Brittany rivers appear more polluted in the north and north-eastern parts of the region than in its central and southern areas.

As regards temporal evolutions, several time-scales of variability are observed. The shortest time-scale of variability occurs at the scale of storm events (daily variability), storm waters having oxidability concentrations higher by a factor of ten or more than inter-storm waters. The second time-scale variability is seasonal and is manifested by the fact that Brittany rivers have oxidability concentrations that are globally higher in autumn and winter than in spring and summer. A third temporal variability occurs at the scale of 5-7 years; this third temporal variability is marked by the occurrence of pollution peaks every 5 or 7 years that are in phase at the scale of the entire Brittany region. Finally, the few available long-term time series show divergent long-term evolution depending on the rivers. Two exhibit continuous increase of their oxidability concentration since as back as 1979 for the longest available time series; the growth rate is about  $0.2 \text{ mg.L}^{-1}$  per year. One river shows an opposite evolution with a continuous decrease of its oxidability concentration with time (decrease rate of  $0.1 \text{ mg.L}^{-1}$  per year).

A comparison of the water quality data with the pedoclimatological context of Brittany catchments reveals the important role played by these two factors on the establishment of the temporal and spatial variability of OM concentrations of Brittany rivers. In particular, the pollution peaks occurring every 5-7 years are shown to be clearly of climatic origin, being the consequence of a general water table rise (towards the organic-rich upper soil horizons) during particularly wet years. On the other hand, the pollution peaks occurring during storm events are shown to be due to the combined effect of a wet climate and of a low-permeability of the catchment soils, the latter characteristic favouring the displacement of water pathways into the upper, organic-rich soil horizons during rainfall events. As a whole, the results presented in this report show that the climatic and topographic variability of Brittany, alone, might be responsible for spatial and temporal variations in the OM concentrations of Brittany rivers by a factor of 2 and 1.25, respectively.

The statistical analysis of the water quality data along with agriculture activities on the catchments failed to reveal the role of specific land management practices, such as the application of large amount of animal manure on soils which is a specific feature of Brittany. This may be due, in part, to a methodological bias as the data on manure application were compiled at the scale of the entire river catchments, and not at the scale of the zones which contribute effectively to the transfer of OM from soils

to river waters. However, molecular analyses of samples representative of the three main types of manure (pig, poultry, and cattle) that are spread on Brittany agricultural lands revealed that some lipidic could be used to trace the fate of these organic matter sources in soils and surface waters. In particular, systematic variations in  $C_{27}/C_{29}$  sterol-stanol ratios were found in pig slurry on the one hand, and in poultry and cattle manures on the other hand. One of these compounds (the coprostanol) could be identified as a specific tracer of pig slurries. The ability of this compound to trace pig slurry in the environment was confirmed by the analyses of soil samples that receive large amount of pig slurry and which showed large positive peaks of this compound. Molecular analyses of dissolved and particulate OM samples from Brittany rivers reveal large positive peaks of coprostanol in rivers draining catchments in which pig breeding is the dominant breeding activity. Thus, the molecular results show that the Brittany "manure compartment" is likely leaking, at least in part, from Brittany soils towards Brittany rivers. Moreover, it can be concluded from the obtained molecular results that *should the application of manure on catchment soils be at the origin of the OM concentration increases encountered in some Brittany rivers, this is the application of cattle and poultry manure that would likely be the cause of these increases, rather than that of pig slurry.* This result, with potentially important implications regarding agricultural land management will need, however, to be confirmed by future researches, due to the fact that the sterol and stanol compounds used here as tracer molecules are only a very small part of the total OM pool of the investigated rivers.

The complex interplays of natural and anthropic factors in establishing the OM signal of Brittany rivers and the still poor knowledge with have of the exact role of each of these factors on the observed variabilities and trends are clearly major obstacle in the definition of practical solutions that could restore and/or to protect the quality of Brittany rivers with respect to their organic matter content. More research work is needed to reach that goal. However, several recommendations can be nevertheless put forward. One of these is to create urgently a Brittany network of catchments aimed at monitoring the impact of agricultural practices on the OM concentration of Brittany river waters. Without such a network, most of the yet unresolved questions about the cause of the organic pollution of Brittany rivers will still remained unresolved for long. Moreover, this network will be essential to evaluate the impacts of all future decisions that will be necessarily taken in the future to restore or protect the "organic" quality of Brittany rivers, given the threat sets by this pollution.

## 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

# Table des Matières

<b>Avant propos.....</b>	<b>4</b>
<b>Résumé.....</b>	<b>6</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>8</b>
<b>1. Introduction.....</b>	<b>16</b>
1.1. Contexte et objectifs de la synthèse.....	17
1.2. Rappels réglementaires.....	18
1.3. Rappels concernant les nuisances engendrées par la présence de matière organique dans les eaux brutes destinées à la production d'eau potable.....	19
<b>2. Tableau de bord de la pollution.....</b>	<b>21</b>
2.1. Type et origine des données.....	22
2.2. La question de la nature particulaire ou dissoute des MO dosées par l'oxydabilité sur eau brute .....	24
2.3. Cartographie actuelle de la pollution à l'échelle de la Bretagne.....	26
2.4. Variabilité temporelle et trajectoires d'évolution.....	28
<b>3. Etat des connaissances quant aux causes possibles.....</b>	<b>33</b>
3.1. Méthodologie.....	34
3.2. Causes naturelles.....	36
3.2.1. Le rôle la topographie.....	36
3.2.2. Le rôle de la pédogéologie.....	39
3.2.3. Le rôle de la teneur en MO des sols.....	41
3.2.3. Le rôle du climat.....	43
3.3. Causes anthropiques: le rôle des pratiques agricoles.....	49
3.3.1. Le rôle des épandages. D'effluents d'élevage.....	49
3.3.1.a. Rappels concernant le gisement breton de MO d'origine animale.....	51
3.3.1.b. Caractérisation moléculaire des principales sources de déjection animale et recherche des marqueurs types dans les sols et les eaux de Bretagne.....	53
3.3.1.c. Résultats issus de l'analyse statistique.....	61
3.3.2. Le rôle des autres pratiques agricoles.....	62
3.4. Synthèse. La pollution des rivières de Bretagne par les MO: Un effet combiné du climat et des pratiques agricoles sur un milieu physique à risque ?.....	63
<b>3. Recommandations.....</b>	<b>65</b>
4.1. A propos des réseaux de mesure et des bases de données.....	66
4.2. A propos de la gestion des pollutions aux niveaux des captages.....	73
4.3. A propos des actions concrètes à entreprendre sur le terrain: perspective pour la rédaction des plans de gestion.....	74
4.3.1. Inventorier les zones à risques.....	75
4.3.2. Identifier les pratiques à risques et les bannir des zones à risque.....	76
4.3.3. Quelles solutions curatives? Quels plans de gestion?.....	77
<b>4. Conclusion.....</b>	<b>79</b>
<b>5. Bibliographie.....</b>	<b>84</b>

<b>6. Annexe 1: A propos du risque SPC en Bretagne.....</b>	<b>87</b>
A1.1. Utilisation du chlore comme désinfectant des eaux destinées à la consommation humaine.....	88
A1.2. Les sous-produits de la chloration.....	88
A1.3. Les voies d'exposition.....	89
A1.4. Toxicité.....	90
A1.5. Formation des SPC.....	92
A1.5.a. Teneur en matière organique.....	92
A1.5.b. Composition de la matière organique.....	93
A1.6. Composition des matières organiques en solution dans les rivières bretonnes et potentiel de formation de SPC.....	96
A1.7. Conclusion.....	98
A1.8. Bibliographie.....	98
<b>7. Annexe 2: Présentation du Groupe d'Etude sur la Pollution des Eaux par les Matières     Organiques.....</b>	<b>103</b>
A2.1. Objectifs.....	104
A2.2. Composition (en 2004).....	104
A2.3. Dispositifs de recherche et de suivi.....	105
A2.4. Projets 2005.....	107
A2.5. Travaux produits par le groupe en 2003-2004.....	107

## Liste des Figures

<b>Figure 1.</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). .....	25
<b>Figure 2.</b> Diagramme montrant une corrélation linéaire entre la teneur en COD mesurée sur une eau filtrée et la teneur en oxydabilité mesurée sur le même échantillon non filtré (eau brute).....	25
<b>Figure 3.</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 " au fil de l'eau" de Bretagne sur la période 2002-2003.....	27
<b>Figure 4.</b> Histogramme des teneurs moyennes en MO (oxydabilité) calculées pour la période 2002-2003 aux exutoires des six BV inclus dans le réseau haute fréquence de Bretagne.....	26
<b>Figure 5.</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.....	29
<b>Figure 6.</b> Evolution long terme des concentrations moyennes annuelles en oxydabilité établie à partir des données hautes fréquences d'autocontrôle collectées lors de l'étude Cemagref .....	31
<b>Figure 7.</b> Effet de la topographie du BV sur la concentration en MO de la rivière à l'exutoire.....	37
<b>Figure 8.</b> Diagramme montrant une corrélation linéaire négative entre la teneur en COD à l'exutoire et la pente sur le BV (sous BV du Léguer (22)).....	38
<b>Figure 9.</b> Vues montrant la présence d'un horizon argileux imperméable sous l'horizon organique du sol dans des BV bretons.....	39
<b>Figure 10.</b> Evolution de la médiane des teneurs en MO des sols bretons entre 1980 et 1995.....	41
<b>Figure 11.</b> Diagramme illustrant l'absence de relation entre la teneur moyenne en MO des sols des BV bretons et la teneur moyenne en MO des eaux à leurs exutoires.....	42
<b>Figure 12.</b> Diagramme illustrant la faible variation de la fréquence de dépassement du seuil réglementaire des rivières bretonnes malgré des variations importantes de pluviosité.....	44
<b>Figure 13.</b> Diagramme illustrant l'existence d'un synchronisme entre les oscillations de concentration moyenne annuelle en MO dans les BV bretons et les variations de pluviométrie en Bretagne.....	45
<b>Figure 14.</b> Diagramme illustrant l'existence d'oscillations synchrones des concentrations moyennes annuelles en MO dans les BV bretons (Léguer (22) et Yar (22)) et le BV anglais de Brooken Scar.....	46
<b>Figure 15.</b> Diagramme quantifiant les oscillations pluri-annuelles de teneur moyenne en MO liées aux oscillations du climat breton.....	47
<b>Figure 16.</b> Evolution des températures moyennes en Bretagne depuis 1955.....	48
<b>Figure 17.</b> Répartition par origine des MO produites par l'agriculture.....	51

<b>Figure 18.</b> Chromatogrammes des stérols d'échantillons représentatifs des trois grands types de déjections animales épandues en Bretagne.....	53
<b>Figure 19.</b> Diagrammes montrant l'utilisation possible des rapports C27stérols/C29Stérols et coprostanol/stérols comme discriminant des MO d'origine animales et humaines.....	54
<b>Figure 20.</b> Distribution des stérols et des stanols dans les sols du dispositif SOLEPUR prélevés en 1996...	55
<b>Figure 21.</b> Variation des concentrations relatives de coprostanol dans la fraction particulaire des rivières bretonnes.....	56
<b>Figure 22.</b> Spectre moléculaire témoignant de la présence de coprostanol au sein de la fraction organique dissoute des eaux de l'Elorn (29).....	57
<b>Figure 23.</b> Comparaison des rapports C29/C27 et 5 $\beta$ /C27 trouvés dans les eaux des rivières de Bretagne et les valeurs prises par ces rapports dans les différents types de déjections animales analysés dans l'étude CNRS.....	58
<b>Figure 24</b> Comparaison entre le rapport coprostanol/cholestanone des fractions particulières des rivières de Bretagne et le nombre de porcs sur le BV.....	57
<b>Figure 25.</b> Comparaison entre le rapport coprostanol/cholestanone des fractions particulières des rivières de Bretagne et le niveau actuel de pollution par les MO.....	59
<b>Figure 26.</b> Diagramme montrant l'évolution du nombre de mesures effectuées par année hydrologique au sein des BV du réseau haute fréquence breton mis à jour par ce travail.....	68
<b>Figure 27.</b> Carte montrant la distribution spatiale des sols hydromorphes sur le BV de Kervidy-Niaizin.....	69
<b>Figure 28.</b> Carte du parcellaire tel qu'établit sur l'ensemble du BV de Kervidy-Naizin (56) et sur les seules zones contribuant au flux de MO .....	70
<b>Figure 29.</b> Carte du BV de Kervidy-Naizin (56) montrant la distribution des haies au sein du BV.....	76
<b>Figure A1.1.</b> Corrélation linéaire positive entre le taux de formation potentiel de THM à 7 jours d'eaux de surface et leur teneur en matière organique.....	93
<b>Figure A1.2.</b> Corrélations linéaires positives entre la quantité de chloroforme produite et la perte d'absorbance UV lors de la chloration d'eaux riches en matière organique.....	94
<b>Figure A1.3.</b> Relation entre potentiel de formation de THM et d'AHA et absorbance spécifique de la matière organique.....	95
<b>Figure A1.4.</b> Absorbances spécifiques UV en fonction de la teneur en matière organique mesurées dans les eaux bretonnes au cours de l'année hydrologique 2002-2003.....	96
<b>Figure A1.5.</b> Potentiels de formation en THM et AHA établis pour les eaux bretonnes.....	97

## Liste des Tableaux

<b>Tableau 1.</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 A1.1.</b> Tableau récapitulatif des risques sanitaires engendrés par une exposition aux SPC.....	91

# **Chapitre 1**

## **Introduction**

*Contexte et Objectifs de la Synthèse*

*Rappels Réglementaires*

*Rappels sur les Nuisances*

## 1.1. Contexte et objectifs de la synthèse

Vingt-neuf bassins versants (BV) Bretagne Eau Pure sur 45 sont actuellement concernés par des dépassements de la concentration réglementaire en matière organique (MO) de leurs eaux. Par ailleurs, selon la DRASS, sur l'ensemble de la Bretagne, 64 prises d'eau superficielles sur 118 sont concernées par une non conformité observée au moins une année de 1998 à 2002 inclus, pour le paramètre oxydabilité, et nécessitent donc la mise en place d'un plan de gestion sur ce paramètre.

Un premier groupe de travail a été mis en place en 2002 sur le BV de la Haute-Rance dans le but d'évaluer les causes de ces dépassements, avec la retenue de Rophemel comme site d'étude. Après de nouvelles sollicitations émanant de coordonnateurs de BV, cette initiative a été reprise par la mission Bretagne Eau Pure afin d'étendre la réflexion à l'ensemble des BV concernés, en concentrant les études sur les retenues au fil de l'eau étant entendu que les causes des dépassements rencontrés dans les retenues sont en grande partie connue (eutrophisation des retenues en réponse aux apports de nitrate et de phosphore en provenance du BV). Depuis mars 2003, cette mission réunit un groupe constitué de représentants du CAREN (INRA, Université de Rennes 1, CNRS), du CEMAGREF, de l'association CŒUR, de BV Bretagne Eau Pure, de la Générale des Eaux et de l'Etat (DRASS).

Après plusieurs réunions et une synthèse bibliographique et devant la complexité du problème, deux études ont été lancées en 2003. La première, conduite par le Cemagref, s'est attachée à collecter et à analyser l'ensemble des données disponibles sur les prises d'eau et les BV bretons (qualité de l'eau, milieu naturel, occupation du sol, pression organique) afin de dresser un état des lieux aussi précis que possible de la pollution des eaux continentales bretonnes par les MO et de tenter d'en cerner les causes par analyse statistique croisée des données qualité d'eau et des données relatives aux milieux physiques et aux usages du sol (voir *Novince et al., 2004; Birgand et al., 2004*). La deuxième étude, réalisée par le CNRS, a consisté d'une part à collecter et à analyser des séries de données MO à l'échelle de BV et de sous BV représentatifs du contexte breton afin de mieux comprendre les mécanismes impliqués dans les transferts des MO des sols vers les eaux de surface (*Gruau et al., 2004a*) et, d'autre part à déterminer les signatures moléculaires des MO présentes dans les eaux des rivières bretonnes afin d'en déterminer l'origine. Cette deuxième partie de l'étude s'est accompagnée d'un travail sur la MO des déjections animales épandues en Bretagne, travail qui a consisté à acquérir les signatures moléculaires des différents types de déjection de manière à pouvoir les comparer à celles des MO des eaux (*Jardé et al., 2004a*).

Les résultats issus des études réalisées par le Cemagref et le CNRS ont été confrontés aux objectifs assignés à chaque étude et discutés dans le détail dans une série de rapports remis en 2004 à la Région Bretagne et à la DRASS de Bretagne (*Novince et al., 2004; Gruau 2004; Gruau et al., 2004a, Birgand et al., 2004; Jardé et al., 2004a*). Restait à en effectuer la synthèse conformément aux conventions passées entre le CNRS, le Cemagref, la DRASS de Bretagne et la Région Bretagne.

Les objectifs techniques de cette synthèse sont les suivants:

- *Dresser le tableau de bord de la pollution des eaux continentales bretonnes* en rassemblant les données collectées par le Cemagref et celles nouvellement acquises par le CNRS, en répondant spécifiquement aux questions suivantes. La pollution se répartit-elle de manière homogène sur le territoire breton? De quelle époque date la dégradation? Quelles sont les tendances évolutives sur le long terme? La dégradation est-elle stabilisée ou bien est-elle en cours?
- *Synthétiser l'état actuel des connaissances quant aux causes des dégradations observées* en tentant de faire la part entre les causes naturelles (changement climatique, par exemple) et les causes anthropiques; identifier, ce faisant, les zones d'ombres persistantes et le type d'études qu'il faudrait lancer pour les éliminer.
- *Lister les recommandations que ce tableau de bord de la pollution et cet état des connaissances sur les causes permettent de formuler* soit pour réduire les pollutions observées, soit pour en prévenir de nouvelles, soit encore pour en limiter les effets au niveau des installations de traitement.
- *Définir les réseaux de mesure* (et les types de mesure) qu'il faudrait mettre en place pour quantifier aussi précisément que possible l'impact d'actions concrètes de reconquête de la qualité de l'eau qui pourraient être décidées sur les BV concernés par des dépassements.

## 1.2. 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 ( $\text{KMnO}_4$ ) 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 maximale imposée par la réglementation est de 1 échantillon/mois.

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  $\text{KMnO}_4$ ;

< 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.

### **1.3. Rappels concernant les nuisances engendrées par la présence de MO dans les eaux brutes utilisées pour la fabrication d'eau potable**

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 aussi Annexe 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.

Parmi toutes ces nuisances, il est clair que celle liée à la formation de THM et d'AHA pendant les opérations de potabilisation est la plus problématique dans la mesure où ces composés sont toxiques pour l'homme. Comme l'a rappelé la synthèse bibliographique effectuée par le CNRS (*voir Gruau, 2004, et Annexe 1*), les études toxicologiques effectuées chez l'animal montrent que l'exposition aux THM et AHA augmente le risque survenance de tumeurs du foie, du rein, du côlon et du rectum, et peut s'avérer toxique pour le fœtus. Les données épidémiologiques disponibles chez l'homme montrent un risque de survenance de cancers de la vessie ainsi que d'une diminution du poids fœtal chez les populations exposées. En outre, l'étude de la bibliographie a montré que les noyaux aromatiques étaient les principaux précurseurs organiques de SPC. Ainsi, à dose de chlore équivalente rajouté, plus une eau contient des matières organiques riches en noyaux aromatiques, plus sa tendance à former des THM et des AHA est forte. Or il s'avère, comme l'a montré *Gruau (2004)*, que la MO des eaux des rivières bretonnes est très riche en noyaux aromatiques, conférant à celles-ci un fort risque potentiel de formation des THM et des AHA lors de leur chloration.

En résumé, la MO pose un réel problème de santé publique justifiant les dispositions réglementaires prises par l'Administration et, au-delà, les mesures que doivent mettre en oeuvre les producteurs d'eau mais aussi en amont les gestionnaires des territoires pour limiter au maximum la teneur en MO des eaux brutes destinées à l'alimentation humaine.

# **Chapitre 2**

## **Tableau de Bord de la Pollution**

*Variabilité Spatiale*

*Variabilité Temporelle et Trajectoires*

*d'Evolution*

## Rappels des questions posées par les partenaires en 2003

Quelle est la répartition spatiale de la pollution? La Bretagne est-elle un territoire homogène ou hétérogène vis-à-vis de la pollution de ses eaux de rivière par les MO?

Quels sont précisément les gradients de concentration rencontrés au sein des BV bretons?

Les dépassements sont-ils le fruit de MO dissoutes ou de MO particulaires?

De quand date la dégradation?

Quelles sont les trajectoires évolutives?

Va t'on vers une dégradation accrue dans le futur?

### 1.1. Type et origine des données

Trois sources de données peuvent être utilisées pour dresser le tableau de bord de la pollution des rivières bretonnes par les MO:

- *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. La fréquence des mesures est d'environ 15 mesures par an depuis 2002. Avant 2002, la fréquence n'était que de 6 mesures. Ce faible nombre de mesures engendre nécessairement des écarts importants entre les concentrations moyennes et/ou les concentrations médianes calculées et leurs équivalents réels, eut égard à la très forte variabilité temporelle des concentrations d'oxydabilité en rivière (*Gruau et al., 2004; voir plus loin*). Ceci étant, une fréquence de 15 mesures par an reste une fréquence faible. Les calculs effectués dans le cadre de l'étude CNRS ont montré que des erreurs supérieures à 50 % sur les concentrations moyennes annuelles pouvaient être envisagées avec une telle fréquence (*Gruau et al., 2004a et b*). Cette base de données, la seule couvrant une grande partie du territoire breton, ne permet donc pas de porter un regard rétrospectif fiable de la situation des eaux bretonnes avant 2002. Tout au plus permet-elle de dresser une cartographie actuelle de la pollution à l'échelle régionale, le problème de la nécessairement forte erreur sur le calcul des concentrations moyennes et des valeurs médianes restant posé.
- *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 BV différents ont été 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 au sein d'un même bassin et entre BV à un instant T donné. En

outre les 5 BV disposant de la haute fréquence de mesures nécessaire (Léguer (22), Min Ran (22), Yar (22), Haut-Couesnon (35) et Elorn (29)) recourent quelques uns des principaux gradients bretons (climat, pédogéologie,...). Enfin, ce groupe de 5 BV 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, ce réseau de 5 BV représente un outil unique et extrêmement précieux pour aborder l'historique de la pollution des rivières bretonnes et définir les trajectoires long terme.

- *Les compléments d'analyse effectués par le CNRS depuis 2003.* Ces compléments ne permettent pas de combler les lacunes liées à la faible fréquence des mesures DDASS. Leur intérêt réside dans le fait qu'il s'agit de mesure de COD sur eau filtrée et qu'à chaque mesure est associée une analyse d'oxydabilité sur eau brute. Ce jeu de données permet donc d'aborder la question de la nature dissoute ou particulaire des MO dosées par la méthode à l'oxydabilité au permanganate et de calibrer les deux méthodes entre elles. En outre, les mesures de COD ont toutes été effectuées dans le même laboratoire (CAREN) avec la même méthode (oxydation thermique) et par le même opérateur ce qui n'est pas le cas des données d'oxydabilité. La comparaison entre données COD et données d'oxydabilité peut donc avoir valeur de test pour vérifier l'homogénéité des données d'oxydabilité.

### **A propos de l'homogénéité des données d'oxydabilité compilées**

La collecte de données provenant de plusieurs origines et leur confrontation au sein d'une même base soulève inévitablement la question de l'homogénéité des données et des biais qui pourraient être liés à des différences de méthodologie ou d'opérateur. Cette question est d'autant plus importante dans le cas des séries long terme que des changements de méthodologie ont eu lieu, la méthode évoluant d'une méthode à froid en milieu basique à une méthode à chaud en milieu acide. Cette préoccupation a été au cœur de l'étude menée par le Cemagref (*Birgand et al., 2004*). L'homogénéité des résultats a été vérifiée d'une part en vérifiant la cohérence entre données de contrôle et résultats d'autocontrôle. Dans 95% des cas, l'accord a été trouvé à 10% près. Seul les résultats du Haut-Couesnon avant 1999 ont montré un désaccord important (facteur 2), sans que la raison de ce désaccord puisse être clairement élucidée. Concernant les changements de méthodes, seules les séries du Léguer (22) et du Yar (22) sont concernées. Cependant, dans l'une et l'autre de ces séries, la date des changements est connue et une période de recouvrement avec analyse des mêmes échantillons par les deux méthodes existe, permettant d'homogénéiser l'ensemble des séries à la méthode à chaud en milieu acide qui est la méthode actuellement en vigueur. Enfin, et comme nous le montrons plus loin (**figure 2**) des corrélations linéaires de même pente ont été trouvées entre les teneurs en COD (même laboratoire) et les teneurs d'oxydabilité (plusieurs laboratoires) d'échantillons provenant de différents BV bretons. Cette homogénéité des données d'oxydabilité par rapport aux données de COD valide en quelque sorte l'homogénéité des données d'oxydabilité entre elles.

## 2.2. La question de la nature particulaire ou dissoute des MO dosées par l'oxydabilité sur eau brute

Le paramètre "teneur en oxydabilité sur eau brute" (paramètre sur lequel repose la réglementation) portant, par définition, sur des eaux brutes, il était raisonnable de penser au début des études entreprises que cette grandeur quantifiait un signal mixte de MO, constitué d'un mélange entre des molécules dissoutes et des particules organiques (débris végétaux, particules argilo-humiques,...). En fait, il n'en est rien, tout simplement parce 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 l'étude CNRS qui a 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 1 et 2**, 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 1**).

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.

### Réponse

Les mesures d'oxydabilité issues des contrôles DDASS ou des autocontrôles effectués par les exploitants de prises d'eau dosent des MO essentiellement dissoutes, et ce malgré le fait que les analyses portent sur des eaux brutes.

Le niveau de contamination des eaux bretonnes tel qu'établi par ces mesures est donc un niveau minimum. Le niveau réel est plus élevé, d'une grandeur correspondant au compartiment particulaire, compartiment dont la taille demeure à l'heure actuelle globalement inconnue en Bretagne.

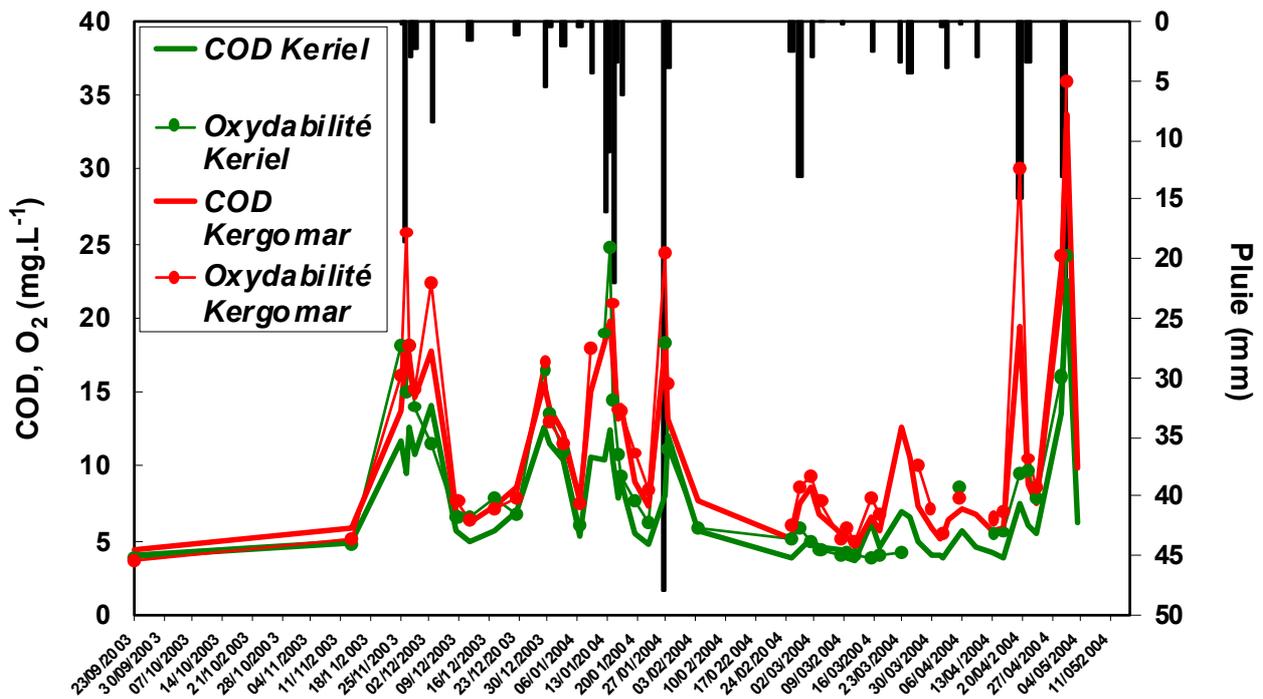


Figure 1. Séries temporelles des concentrations en COD sur eau filtrée et en oxydabilité sur eau brute aux stations de pompage de Kériel (BV du Léguer) et Kergomar (BV du Min Ran). Année hydrologique 2003-2004. Source des données: Jardé et al., 2004a.

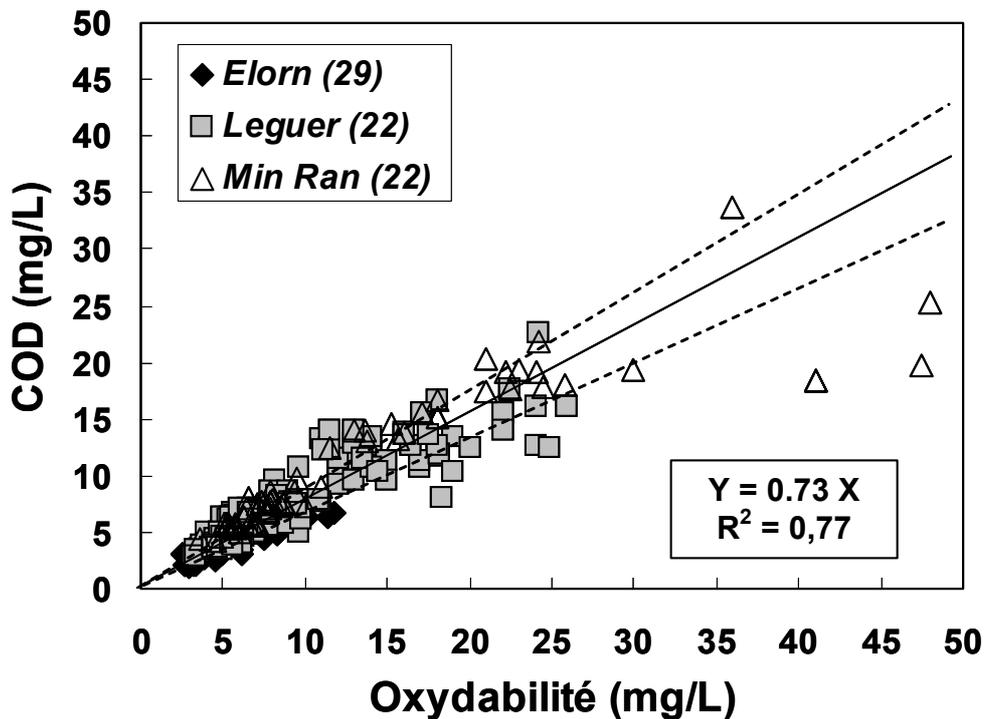


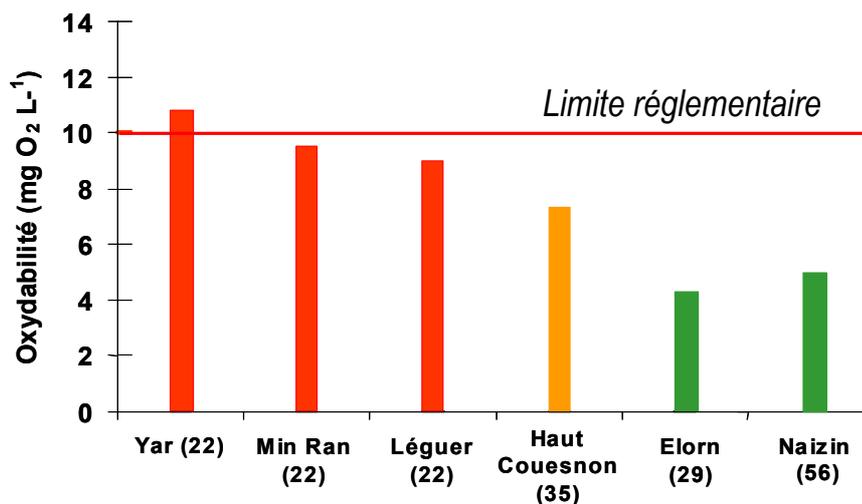
Figure 2. Diagramme illustrant la présence d'une corrélation linéaire entre teneur en COD sur eau filtrée et teneur en oxydabilité sur eau brute. Les échantillons comprennent des échantillons prélevés en crue et des échantillons prélevés hors période de crue. Le maintien d'une corrélation linéaire de 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.

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

La **figure 3** 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.

Trois images ressortent de la carte produite (*voir aussi Birgand et al., 2004*). La première est celle d'une forte variabilité spatiale des niveaux moyens de concentration: de 2.4 à 13.4 mg.L<sup>-1</sup>; 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 4**). 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 4.** 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. Ces résultats sont comparables d'un point de vue temporel à ceux présentés dans la **figure 3**. 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).

## Concentrations moyennes en matières organiques

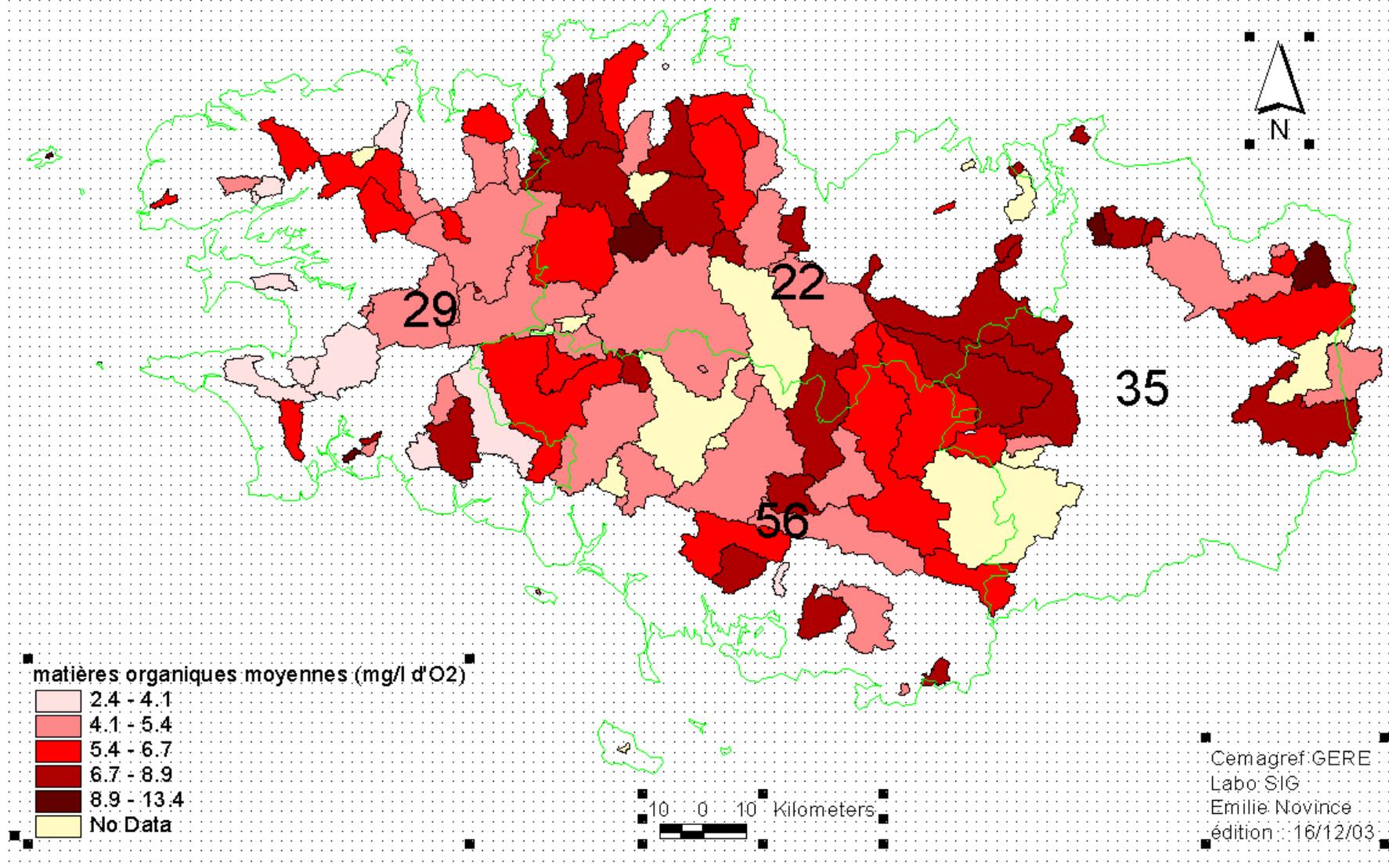


Figure 3. Carte de la pollution en MO des eaux des rivières bretonnes telle qu'établie à partir des moyennes des concentrations en MO (oxydabilité) mesurées au droit des prises d'eau dites " au fil de l'eau" de Bretagne sur la période 2002-2003 (30 mesures par point). D'après *Birgand et al. (2004)*.

## Réponse

La pollution des eaux des rivières de Bretagne par les MO n'est pas un phénomène uniforme à l'échelle de la région. Des gradients de concentration importants sont observés, les eaux les plus polluées semblant se concentrer dans la frange nord/nord-est de la région (Côtes d'Armor, notamment).

Là où les eaux sont polluées, les niveaux de pollution peuvent être localement très élevés, la limite réglementaire étant atteinte, voire dépassée, non pas ponctuellement, *mais au niveau des moyennes annuelles*.

Des incertitudes pèsent sur la carte exacte de répartition de la pollution du fait du nombre trop réduit des contrôles effectués par les DDASS et des incertitudes importantes que ce nombre réduit engendre sur les moyennes et les médianes annuelles.

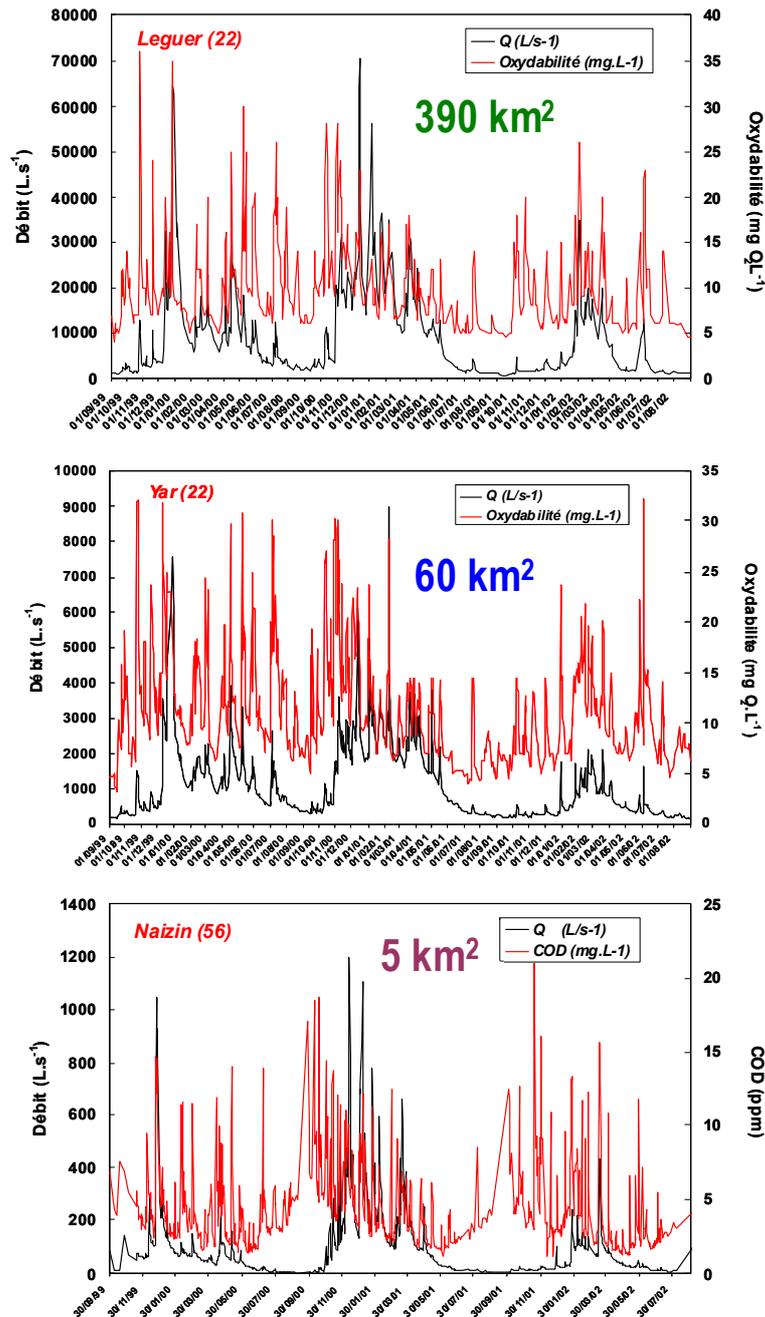
### 2.4. Variabilité temporelle et trajectoires d'évolution

Les concentrations en MO des rivières bretonnes varient très fortement dans le temps. Trois fréquences de variation ont pu être mises en évidence suite à l'analyse des séries temporelles haute fréquence collectées lors de l'étude réalisée par le Cemagref.

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 5**).

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 événementiel. 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 événements 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. 1997, 1998, 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). Cette variabilité montre également que les contrôles réglementaires devraient s'accompagner d'une requête sur les niveaux de débits. Décrire précisément le niveau de pollution d'une ressource "rivière" du point de vue des MO requiert très clairement d'effectuer une péréquation entre fréquence des mesures et fréquence de variation des débits.



**Figure 5:** 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)*.

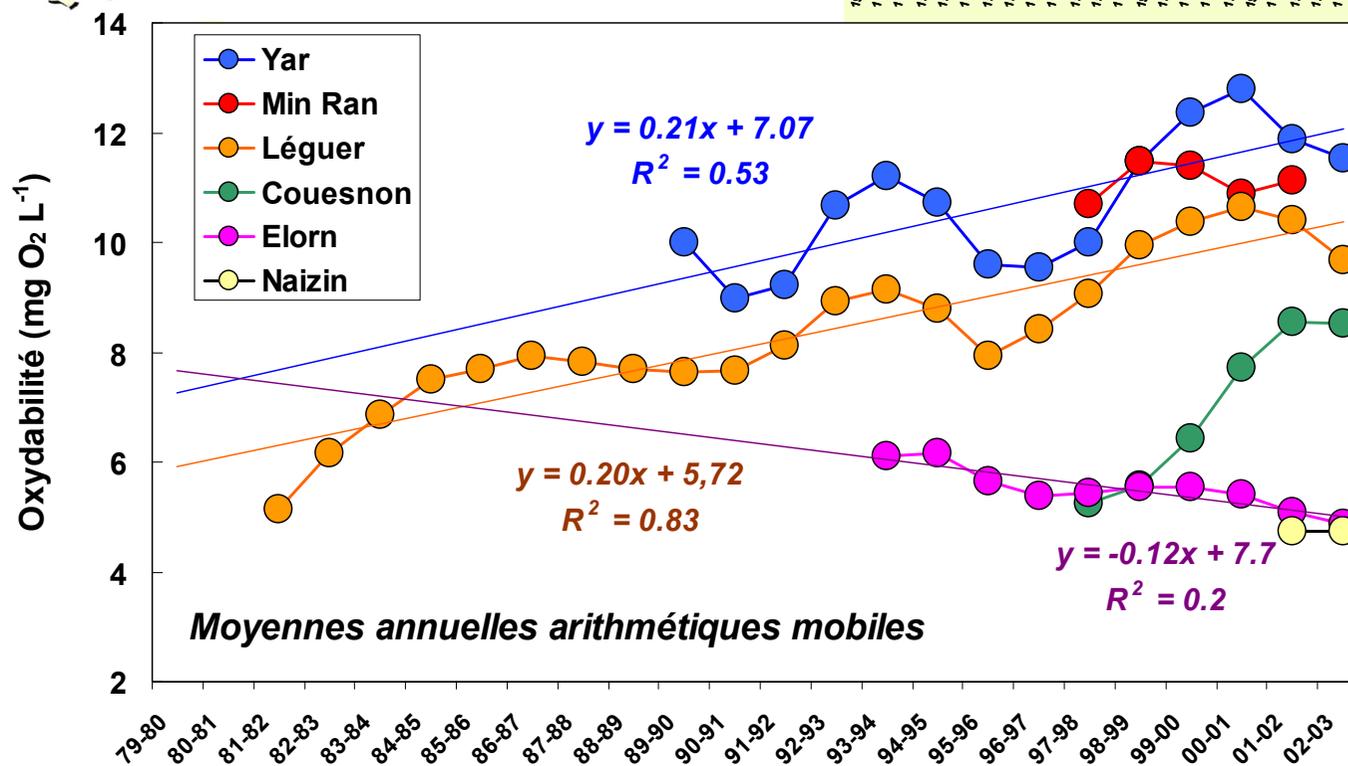
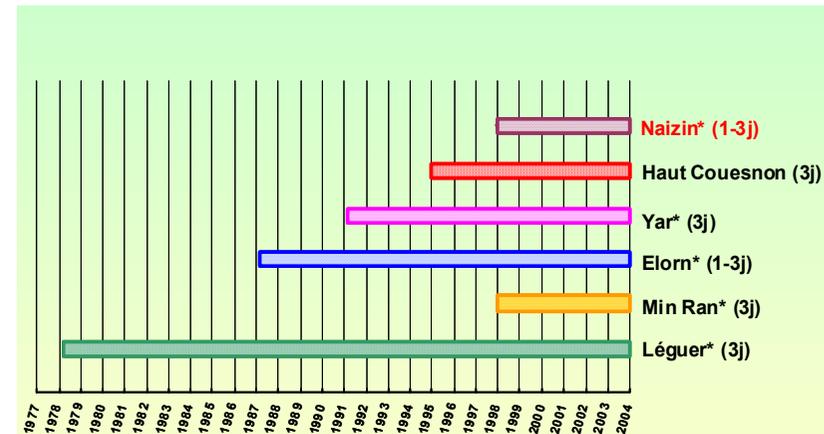
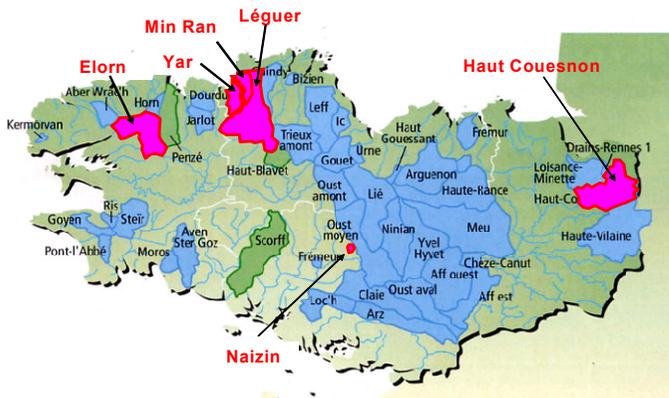
La dernière fréquence temporelle mise en évidence par l'analyse des séries haute fréquence est une fréquence pluri-annuelle (**figure 6**). Elle se produit suivant un pas de temps de 5-7 ans, environ, et se traduit par l'émergence d'ondulations au sein des tendances long terme définies par l'évolution 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 6**).

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 6**). Point intéressant: si l'on extrapole linéairement les évolutions du Léguer (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, période pendant laquelle on ne dispose pas de mesures sur ces deux rivières, 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



**Figure 6.** 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).

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.

## Réponse

Les teneurs en MO des rivières bretonnes varient très fortement dans le temps, les teneurs les plus élevées étant observées lors des épisodes de crue. La variabilité courte période qui s'ensuit impose de disposer d'une très haute fréquence de mesure si l'on veut pouvoir déterminer le niveau réel de pollution d'une rivière donnée et effectuer des comparaisons dans le temps au sein d'une même rivière, ou dans l'espace entre rivières différentes.

Des ondulations pluri-annuelles des niveaux de concentration en phase à l'échelle de la Bretagne sont observées avec une fréquence de retour de 5-7 ans.

Les quelques séries long terme existantes montrent que l'accroissement de la teneur en MO des rivières bretonnes subissant des pollutions *est probablement un phénomène récent qui pourrait s'être initié aux alentours des années 1980-85*. Ces mêmes séries montrent également que si des rivières ont vu leur concentration en MO fortement augmenter depuis cette date d'autres ont vu leur concentration diminuer.

Dans le cas des rivières ayant connu une dégradation de la qualité de leur eau du point de vue des MO, il semble que la dégradation soit un processus encore en cours actuellement.

# **Chapitre 3**

## **Etat des Connaissances quant aux Causes Possibles**

*Rôle du lieu physique*

*Rôle du climat*

*Rôle des pratiques agricoles*

## Questions formulées à partir du Tableau de Bord

Quels ont les facteurs responsables de la variabilité spatiale actuelle de la pollution organique des rivières de Bretagne?

Comment expliquer que les eaux nord armoricaines soient plus polluées que les eaux de la zone centre Bretagne du point de vue des MO?

Comment expliquer les ondulations pluri-annuelles de concentration au sein d'une même rivière?

Quelles sont les causes des trajectoires divergentes dans le temps?

Les facteurs responsables des augmentations sont-ils des facteurs naturels ou anthropiques?

L'intensification agricole de la Bretagne depuis 30 ans est-elle à l'origine des augmentations enregistrées?

### 3.1. Méthodologie

En préambule à cette deuxième partie consacrée aux causes des pollutions constatées il est important de rappeler que la MO présente dans les eaux de surface (rivières, lacs, étangs,...) peut être d'origine allochtone ou autochtone.

*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 (eaux usées, boues de station d'épuration, hydrocarbures).

*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.

Dans les retenues situées en région d'agriculture intensive comme la Bretagne, l'essentiel de la MO est d'origine autochtone, notamment en été lorsque les développements d'algues engendrés par les apports de nitrate et de phosphore en provenance du bassin versant sont maximum. A l'inverse, le compartiment MO des rivières et ruisseaux est dominé par les apports de MO allochtone en provenance des sols du BV, notamment en période hivernale lorsque les flux d'eau et de MO sont les plus importants. Les résultats discutés et présentés ici ne portant que sur des eaux de rivière, ils concernent donc une MO d'origine allochtone, *les causes des pollutions constatées étant à rechercher dans un accroissement des apports de MO en provenance des sols des BV.*

L'examen de la littérature internationale montre que de nombreux facteurs influent sur l'exportation de MO des sols vers les eaux (*Hope et al., 1994, 1997; Cronan et al., 1999; Kalbitz et al., 2000, Chantigny 2002*). Ces facteurs peuvent être classés en trois catégories:

- Les facteurs liés aux caractéristiques du milieu physique et au climat. On trouve dans cette catégorie la pédogéologie, la topographie, la hauteur et la distribution des précipitations dans l'année (on rappellera que l'eau est le vecteur de transport des MO des sols vers les eaux),...
- Les facteurs liés à la teneur en MO des sols et à la plus ou moins grande capacité des MO du sol à être solubilisés. On trouve dans cette deuxième catégorie des facteurs comme le type de couvert végétal, le pH du sol, le type de MO, la composition de la solution du sol....
- Enfin, les facteurs anthropiques liés aux usages du sol, au premier rang desquels on trouve les activités agricoles. Celles-ci peuvent affecter les transferts de MO des sols vers les eaux de surface de trois manières: 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 donc 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 organique 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 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.

Tous ces facteurs peuvent être à priori impliqués dans l'établissement des variations spatiales de concentration en MO observée au sein des rivières bretonnes. Dans le cas des variations temporelles, seuls les facteurs dynamiques (climat, pratiques agricoles et leurs effets, aménagements de l'espace) peuvent être suspectés.

Compte tenu du nombre élevé de facteurs pouvant influencer sur la teneur en MO des eaux drainant un BV, il est clair que l'analyse des causes à l'origine des pollutions rencontrées dans les rivières de Bretagne pose des problèmes d'ordre méthodologique. Dans les études réalisées par le CNRS et le Cemagref, trois méthodes ont été utilisées en parallèle.

- *Une analyse statistique en composante principale (ACP) des corrélations* entre les teneurs en MO des eaux et les variables exprimant les facteurs du milieu et les activités agricoles susceptibles d'influer sur ces teneurs a été effectuée (*Birgand et al., 2004*). 35 variables relatives au milieu physique (moyenne des pentes locales; moyennes des pentes locales dans la bande des 100m de part et d'autre du réseau hydrographique; teneur en Mo des sols; densité du réseau hydrographique,...) et 38 variables relatives aux pratiques agricoles ont été testées. La base de

données sur l'eau testée a été la seule disponible à l'heure actuelle, à savoir la base de données DDASS. Dans cette approche, les variables agricoles entrées sont des valeurs moyennes calculées à partir des données recueillies sur l'ensemble des BV. Il n'a pas été possible de procéder à une spatialisation des données à l'échelle des seules zones des BV qui contribuent effectivement au flux de MO exportés vers les rivières. Nous verrons plus loin les problèmes d'interprétation que cette impossibilité pose.

- *Une acquisition de données à l'échelle de sous BV présentant un gradient de topographie.* Il s'agissait là de quantifier la variabilité attendue de la concentration en MO des rivières par le simple jeu des variations de topographie sur les BV (Gruau et al. 2004a).
- *Une caractérisation moléculaire comparée des MO trouvées dans les rivières bretonnes et des MO issues des effluents d'élevage.* Il s'agissait là de tester de manière très directe l'hypothèse que les activités d'épandages sur les BV puissent être directement la cause des dépassements de teneur en MO observés dans les rivières à l'aval (Jardé et al., 2004a et b).

## 3.2. Les causes naturelles

Dans ce qui suit, nous nous interrogeons sur le rôle joué par les facteurs naturels que sont la topographie, la pédogéologie et le climat dans l'établissement des variations spatiales de concentration en MO observées au sein des rivières bretonnes. Nous nous interrogeons également sur le fait de savoir si la variabilité inter-annuelle du climat et les changements climatiques en cours pourraient être à l'origine des trajectoires à la hausse sur le long terme observées dans certaines rivières bretonnes.

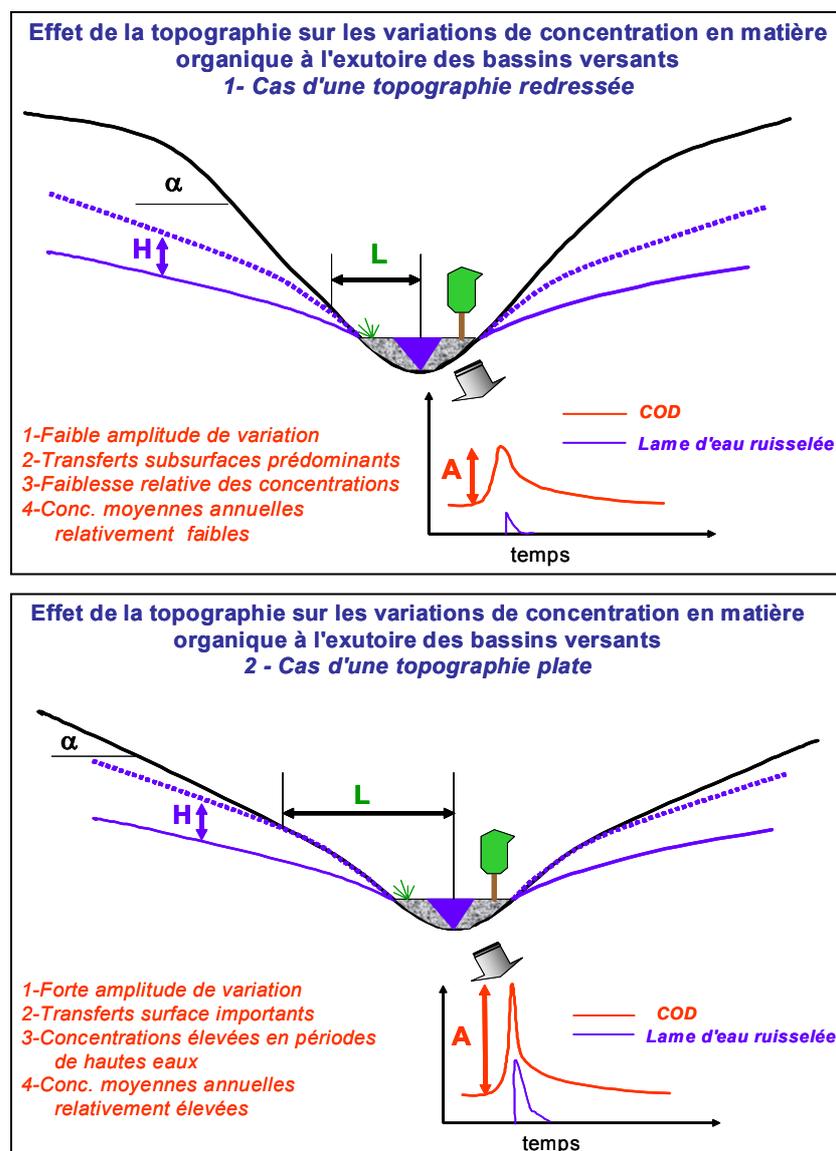
### 3.2.1. Le rôle de la topographie

La topographie (notamment la topographie des fonds de vallée) et la perméabilité des sols sont deux des variables du milieu physique les plus susceptibles de contrôler l'exportation de MO des sols vers les rivières. Dit de manière très simple, plus un BV est caractérisé par des fonds de vallées plats et larges et imperméables, plus il aura tendance à exporter des MO vers son exutoire. La raison à cela est que, comme nous l'avons déjà souligné, les MO sont concentrées dans les premiers centimètres du sol (Boyer et al. 1996; Kalbitz et al., 2000; Gruau et al., 2004a). Exporter des MO des sols vers les eaux de rivière suppose donc que les eaux de drainage circulent dans les horizons les plus superficiels des sols, ce qui se fera d'autant plus facilement que le BV est plat et que ses sols sont peu perméables.

Le contrôle de la topographie sur la teneur en MO des eaux de la rivière à l'exutoire d'un BV est illustré schématiquement dans la **figure 7** (voir aussi Boyer et al., 1996, 1997, 2000 ; Gruau et al., 2004a). On voit très clairement à partir de la **figure 7** que la teneur en MO d'une rivière sera d'autant plus importante, à perméabilité de sol équivalent, que les fonds de vallée au sein du BV sont plats et larges. On voit également à partir de cette figure que toute la surface d'un BV ne contribue pas à l'exportation de MO.

Les zones plates des fonds de vallée, à l'aval du point d'inflexion séparant les domaines convexes (versants et plateaux) des domaines concaves (fonds de vallée) sont les zones sources des MO trouvées dans les rivières. Les versants convexes et bien drainés ne sont généralement pas contributifs, sauf imperméabilisation.

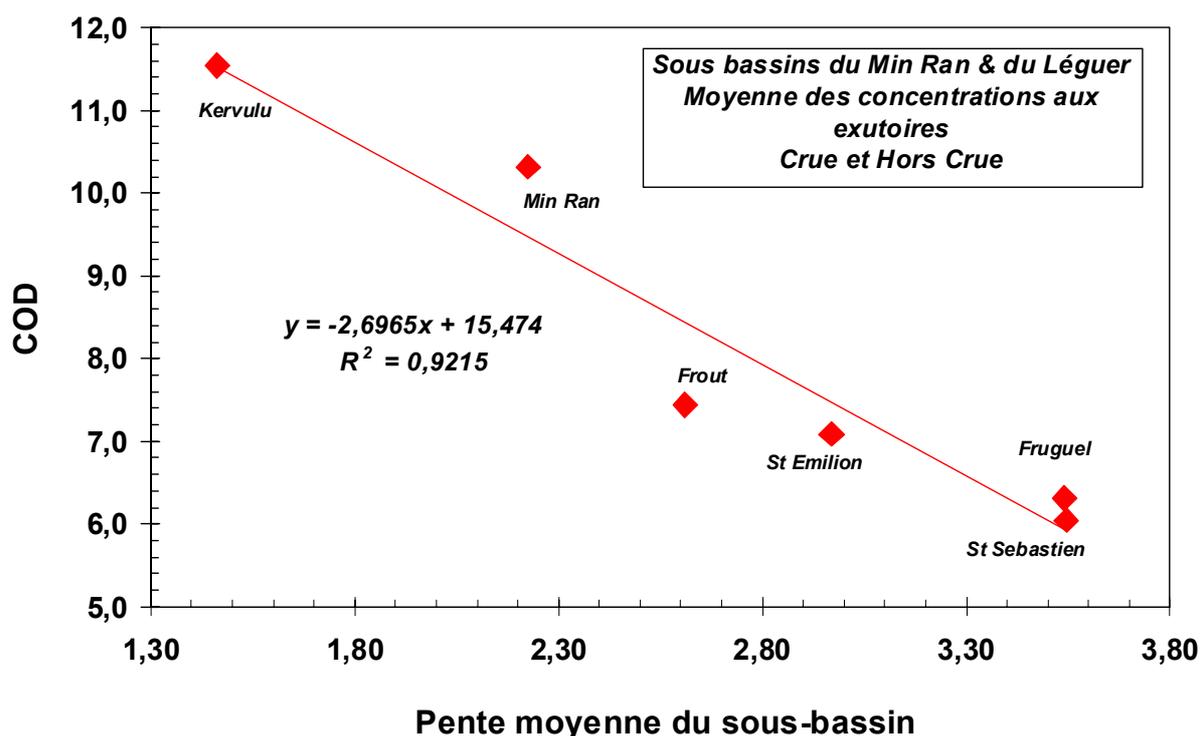
La Bretagne étant une région plate à substrat peu perméable (schiste et granite), c'est donc une région naturellement à risque du point de vue de l'entraînement des "MO" du sol vers les eaux de rivière. Cette capacité sera d'autant plus activée que la connectivité de ces zones sera accrue et que tous les obstacles naturels susceptibles de filtrer l'eau avant son arrivée dans la rivière (talus, haie, ripisylve) auront été supprimés (nous reviendrons sur ce point dans la partie recommandations).



**Figure 7:** Effet de la topographie du BV sur la concentration en MO de la rivière à l'exutoire. Pour une même hauteur d'eau de pluie tombée, la fraction d'eau interagissant avec l'horizon organique superficiel du sol est d'autant plus importante que la topographie est plate, d'où une eau de rivière plus concentrée en MO dans les BV à la topographie plate que dans ceux à la topographie redressée.

L'analyse statistique en composante principale des données issues des contrôles DDASS a permis une approche quantitative du rôle de la topographie sur la teneur en MO des rivières bretonnes. Ce paramètre est apparu comme la variable la plus significative, expliquant 25 % de la variance totale observée (Birgand et al., 2004). De même, une étude de détail effectuée aux exutoires de sous BV situés dans le BV du Léguer (22) a montré une corrélation linéaire inverse entre la concentration moyenne en MO à l'exutoire et la pente moyenne par sous BV (**figure 8**). On peut déduire de cette étude que le milieu physique breton a, du fait des variations de pente qui le caractérise, la capacité de faire varier, *indépendamment de toute autre cause*, les teneurs en MO de ses rivières d'un facteur 2, au moins.

Pour conclure sur le rôle de la topographie, on insistera sur le rôle clé joué par la topographie à proximité du réseau hydrographique dans la distribution spatiale des zones contributives de MO au sein des BV. Il est clair que se 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.*



**Figure 8 :** Diagramme montrant une corrélation linéaire négative entre la teneur en COD à l'exutoires et la pente sur le BV (sous BV du Léguer (22)). Les pentes sont en degré. Source des données: Jardé et al., (2004a).

## Réponse

La pente à proximité du réseau hydrographique joue un rôle clé dans la capacité d'un BV à exporter des MO. Plus un BV possède des fonds de vallée plats sur une grande largeur, plus sa capacité à exporter des MO est forte, toutes choses égales par ailleurs.

Les études effectuées en Bretagne montre que le **facteur "topographie" peut faire varier la teneur des rivières bretonnes d'un facteur 2, au moins**. En outre, cette variable est, de toutes les variables traitées jusqu'à présent, celle qui est ressortie le plus explicitement comme étant un des éléments expliquant les variations spatiales de concentration en MO observées dans les rivières bretonnes.

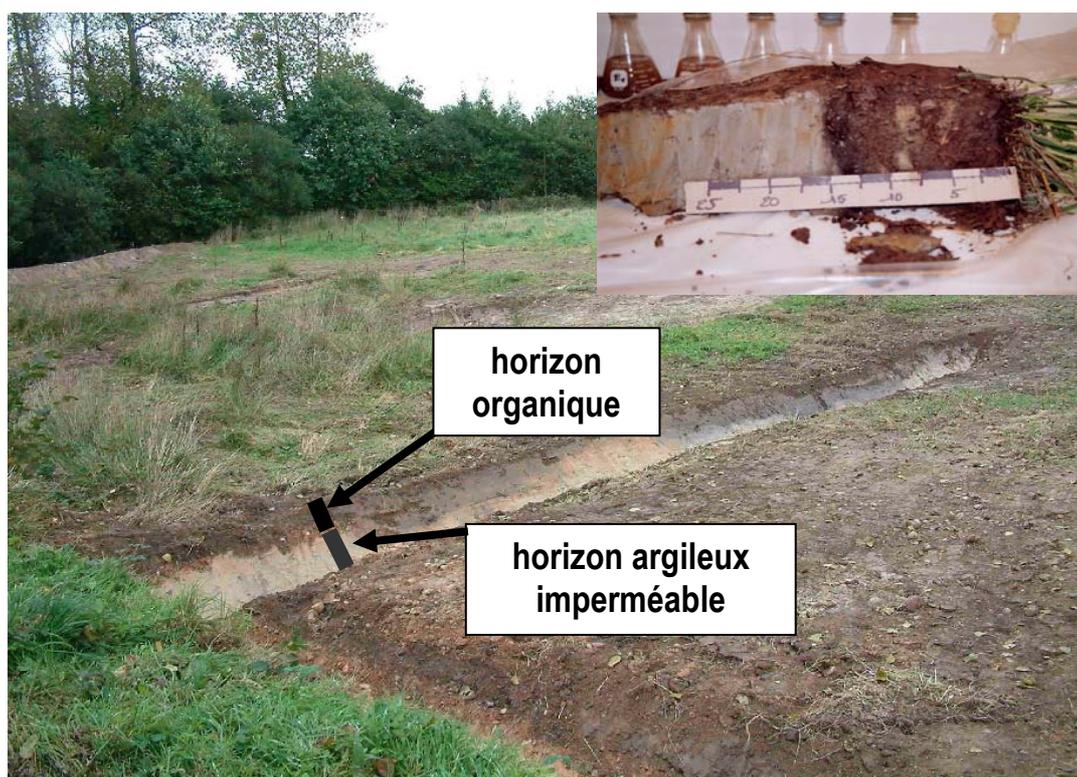
Toutes les parties d'un BV ne sont pas également capables d'exporter des MO vers les rivières. Les parties principalement contributrices sont les zones plates de fond de vallée, là où la nappe interagit directement avec les horizons organiques superficiels du sol. Les zones de plateau et de versant ne sont généralement pas contributrices, sauf à être rendues imperméables. Dans ces zones, les eaux sont drainées verticalement et les MO sont retenues par adsorption sur la phase solide des sols

### 3.2.2. Le rôle de la pédogéologie

Comme mentionné plus haut, la perméabilité des sols constitue un autre facteur "naturel" dont on attend à ce qu'il contrôle la teneur en MO des eaux de drainage. Une réduction rapide de la perméabilité avec la profondeur aura en effet pour conséquence de "forcer" les circulations de l'eau dans les horizons organiques du sol contribuant par là à enrichir les eaux de drainage en MO. Sachant que la perméabilité des sols est une grandeur qui varie dans l'espace, la question est alors posée de savoir si les différences spatiales de pollutions observées aujourd'hui au sein des rivières bretonnes ne pourraient pas découler, pour partie, de différences dans la perméabilité des sols des BV. Bien évidemment, la perméabilité n'étant pas un paramètre dynamique, ce facteur n'est pas en mesure d'expliquer les tendances à la dégradation constatées en Bretagne depuis 30 ans. Cependant, une faible perméabilité est un facteur de risque indéniable, qui pourrait amplifier l'effet des facteurs dynamiques à l'origine des dégradations observées.

La difficulté ici est qu'il n'existe pas de cartographie de la perméabilité des sols qui puisse être superposée à la carte de pollution des rivières bretonnes par les MO. De fait, on ne dispose pas dans le cas de la perméabilité de l'équivalent "Modèle Numérique de Terrain" utilisé pour extraire et calculer les topographies. On est obligé de s'en remettre pour l'instant à des observations ponctuelles, visuelles le plus souvent. Ceci étant les travaux effectués par le CNRS sur les sous BV du Léguer ont montré que le sous BV le plus contributeur (Kervulu) était caractérisé par la présence d'un horizon argileux imperméable (horizon dit "elluvial albique"), situé à 40 cm environ sous la surface du sol (voir **figure 9**). Ce type

d'horizon est fréquent en Bretagne et constitue une véritable interface imperméable capable de "forcer" les écoulements de l'eau dans les horizons organiques du sol, notamment lors des événements pluvieux intenses de l'automne-hiver, avec comme résultat probable en enrichissement de la teneur en MO des rivières drainant les BV sur lequel ce type d'interface existe. Reste, encore une fois, qu'il n'existe pas à l'heure actuelle de cartographie exhaustive de la distribution spatiale de ce type d'horizon au sein des BV bretons.



**Figure 9.** Vues montrant la présence d'un horizon argileux imperméable sous l'horizon organique du sol dans des BV bretons. La vue générale concerne le sous BV du Kervulu dans le BV du léguer (22). La vue de détail sur colonne de sol transportée au laboratoire concerne un échantillon prélevé sur le BV de Kervidy-Naizin (56). La règle graduée donne l'échelle en centimètre. L'existence d'une telle interface sous l'horizon organique du sol est un élément susceptible de favoriser le transfert de MO vers la rivière en forçant l'eau de pluie à circuler dans l'horizon organique du sol.

Pour conclure sur le rôle de la perméabilité des horizons situés sous l'horizon organique du sol, on rappellera que ce paramètre varie peu ou pas dans le temps. Il ne peut donc jouer en lui-même que sur un plan spatial, en créant des hétérogénéités spatiales de situation opposant des BV où cet horizon est bien développé à des BV où il n'est pas ou peu existant. Cependant, il peut agir sur la dimension temporelle en amplifiant l'effet d'autres facteurs (climatiques, notamment), ou par le biais, par exemple, d'aménagements qui mettraient en communication directe avec la rivière des zones où cet horizon est présent, zones qui n'étaient pas jusque là communicantes entre elles et avec la rivière.

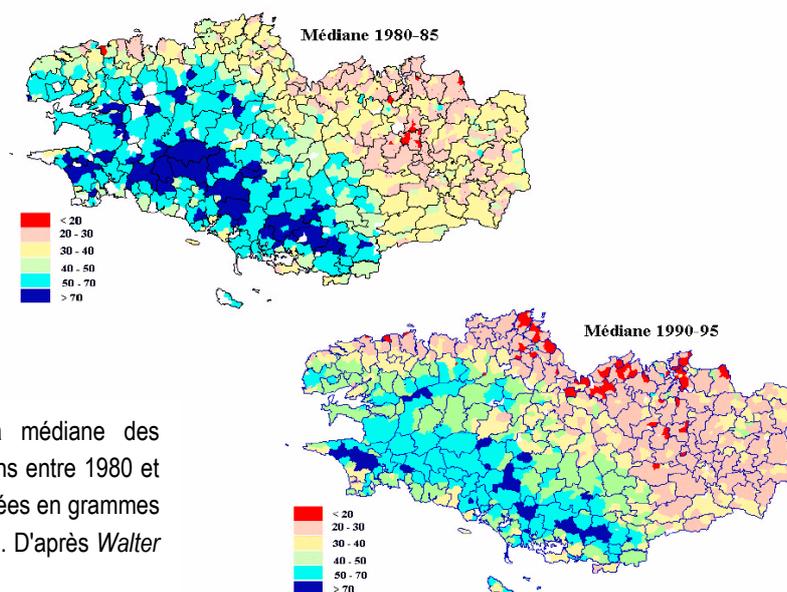
## Réponse

On note la présence au sein de certains BV bretons d'un horizon argileux imperméable situé très près de la surface du sol juste en dessous de l'horizon contenant la MO. La présence de cet horizon, dont la conséquence est de dévier les circulations de l'eau dans les horizons organiques du sol, constitue indéniablement un facteur de risque susceptible de générer, là où il est présent, des eaux de rivière particulièrement riches en MO.

L'absence de cartographie exhaustive de la perméabilité des sols bretons empêche de quantifier la part prise par ce facteur dans la genèse des différences spatiales de concentrations en MO observées aujourd'hui dans les rivières de Bretagne

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

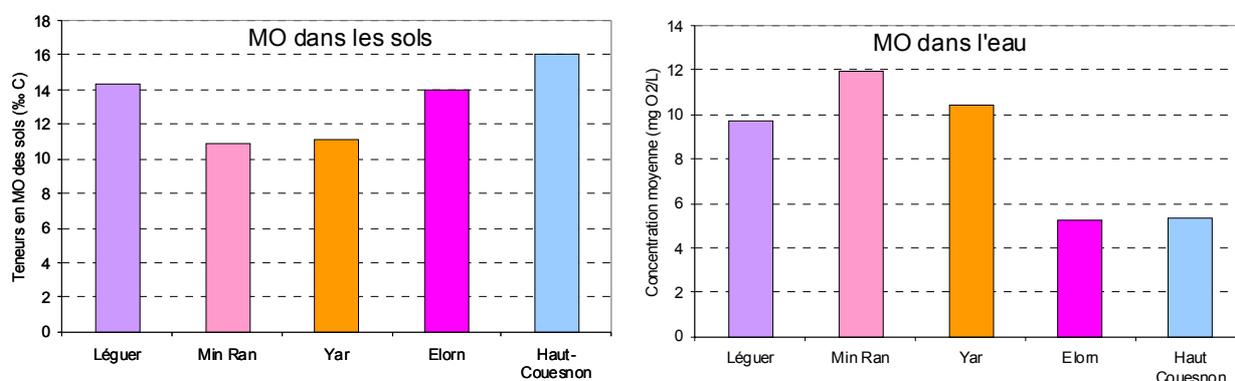
La teneur en MO des sols est citée par de nombreux auteurs comme un des facteurs de contrôle principaux de la teneur en MO des eaux de rivière (*Hope et al., 1994; 1997; Aitkenhead and McDowell, 2000; Kalbitz et al., 2000; Worrall et al., 2003*). L'hypothèse que les variations de teneurs en MO des sols 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; figure 10*). Existe-t-il un lien de cause à effet entre les diminutions constatées au niveau des sols et les augmentations constatées dans les rivières?



**Figure 10.** 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*.

Les études réalisées par le Cemagref et le CNRS ont testé l'hypothèse d'un contrôle de la teneur en MO des sols de trois manières i) en superposant les cartes de variabilité sol-eau entre elles; ii) en comparant les flux de MO exportés par les eaux et les pertes constatées au niveau du sol; iii) en intégrant la variable teneur en MO des sols dans l'analyse statistique en composantes principales (Birgand *et al.*, 2004).

Comme le montre la **figure 11**, aucune corrélation 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).



**Figure 11.** Diagramme illustrant l'absence de relation entre la teneur moyenne en MO des sols des BV bretons et la teneur moyenne en MO des eaux à leurs exutoires. D'après Birgand *et al.*, 2004.

Les analyses statistiques effectuées 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".

## Réponse

La teneur en MO des sols bretons n'est pas constante dans le temps et dans l'espace. Des variations spatiales d'ampleur régionale sont observées. On note par ailleurs une tendance générale à la baisse des teneurs depuis 30 ans.

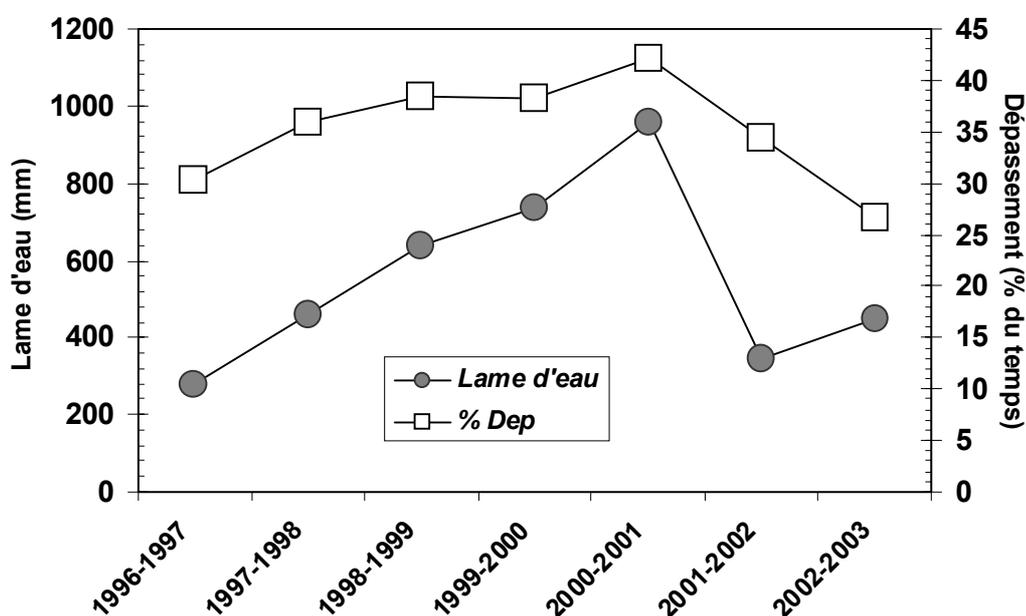
Aucune corrélation claire n'est mise en évidence entre la variabilité des stocks globaux de MO au niveau du sol et les variations de concentration en MO mesurée dans les rivières bretonnes. Ceci ne veut pas dire qu'il n'existe pas de lien entre la pollution organique des eaux brutes de Bretagne et la MO des sols. Ceci veut simplement dire que le lien ne se fait pas au travers de différences au niveau des stocks globaux de MO, mais plus vraisemblablement aux travers de changements dans la composition des MO du sol et/ou de changements dans les conditions permettant la solubilisation de ces MO et leur entraînement vers les eaux

### 3.2.4. Le rôle du climat

Le climat est, après la topographie, la deuxième variable de contrôle "naturelle" dont le rôle a pu être en partie quantifié suite aux études conduites par le Cemagref et le CNRS. Contrairement à la topographie qui engendre des variabilités spatiales de concentration, les variabilités engendrées par le climat sont principalement d'ordre temporel.

Comme nous l'avons déjà indiqué, le climat crée des variations courtes périodes des concentrations de MO dans les rivières bretonnes, en phase avec les épisodes de crue (**figure 5**). Les variations engendrées sont de très fortes amplitudes, 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 constant 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 5** page 29). 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.*

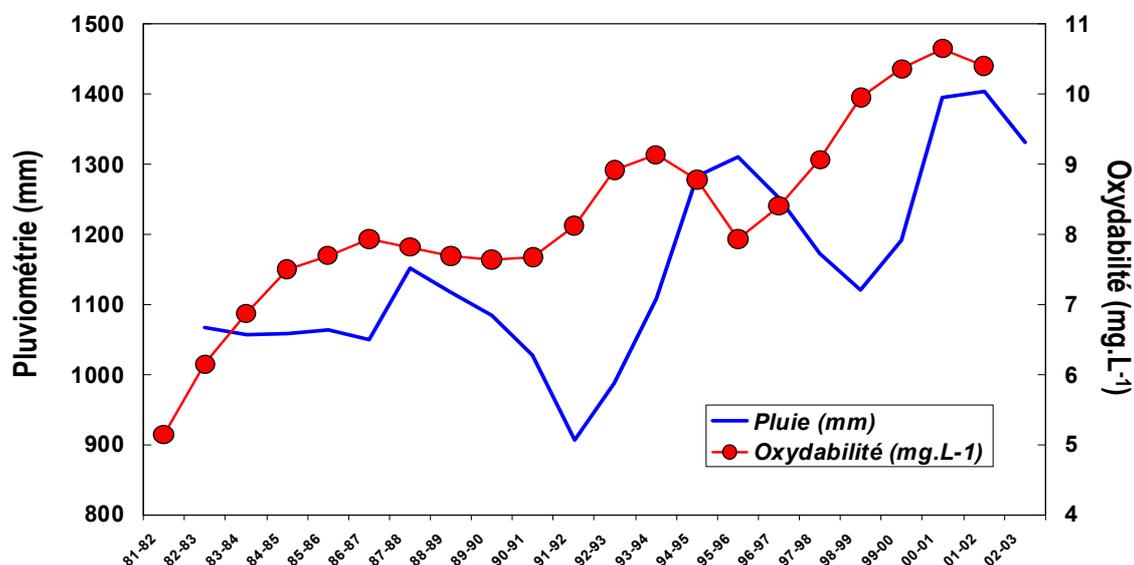
Le fait que les crues soient le moment des maxima de concentration en MO dans les rivières fait que la fréquence des dépassements du seuil réglementaire sera plus élevée les années humides que les années sèches. Ceci étant, la relation est loin d'être linéaire. L'examen du cas du Léguer montre qu'entre l'année hydrologique 2000-2001 (très humide) et l'année hydrologique 2001-2002 (très sèche), la fréquence des dépassements de la limite réglementaire n'a diminué que d'un facteur 1.2 alors que la lame d'eau écoulée était elle divisée par 2.8 pendant la même période. 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, les crues de plus fortes intensité ne faisant qu'augmenter l'écart entre la valeur du pic et ce seuil.



**Figure 12.** 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*.

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 (**figure 6**). On peut en effet mettre en évidence un synchronisme relatif entre ces oscillations et les variations de pluviométrie enregistrées en Bretagne - et au-delà en Europe de l'Ouest toute entière - lors des vingt-cinq dernières années. Ce synchronisme relatif climat-teneur en MO est illustré par la **figure 13** qui compare l'évolution de la teneur moyenne en MO des eaux du Léguer et l'évolution des précipitations enregistrées à la station de Rostronen (référence "Bretagne" de Météo France) sur la même période. On voit très clairement sur cette figure que les précipitations ont augmenté en Bretagne depuis vingt-cinq ans (de l'ordre de 40%). On voit

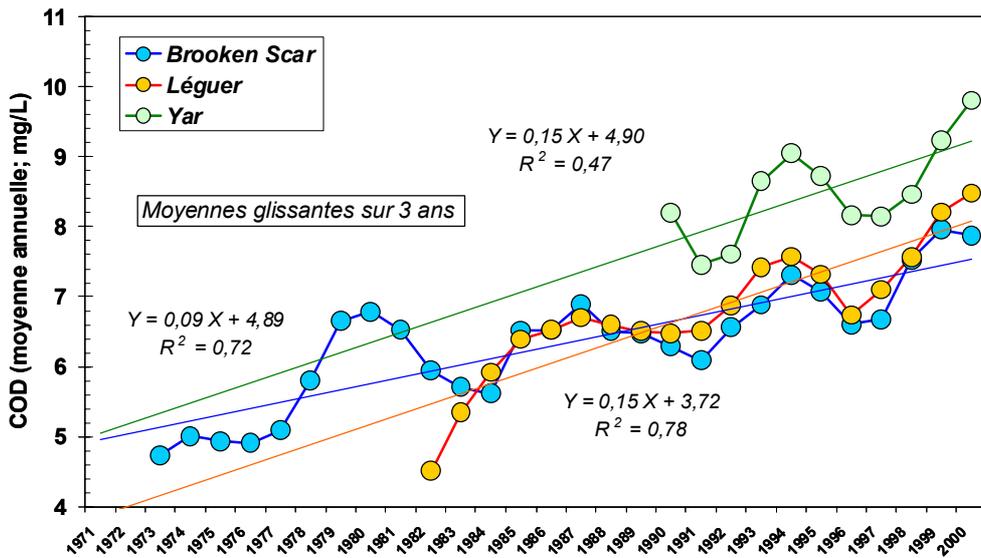
aussi très clairement que cette augmentation ne s'est pas faite de manière régulière, mais sous la forme de trois cycles, centrés pour les maxima sur les années 1986-1987, 1994-1995, et 2000-2001.



**Figure 13.** 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., non publié.*

Cette hypothèse d'une origine climatique des oscillations définies par les tendances long terme est confortée par le fait qu'elle est observée avec la même période et le même phasage temporel des maxima et des minima dans les trois rivières bretonnes pour lesquelles les séries temporelles sont suffisamment longues (Yar (22), Leguer (22) et Elorn (29)). Elle est aussi confortée par le fait que les mêmes oscillations s'observent 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 14**; *Worrall et al., 2003*). 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),.... Ce contrôle du climat procède évidemment du contrôle exercé par les hauteurs de nappe sur l'intensité des transferts de MO entre les sols et les rivières. Lors de la partie humide des cycles, les nappes sont globalement plus hautes que lors des parties sèches. Il est donc normal qu'à des années humides correspondent des teneurs en MO élevées et à des années sèches des teneurs en MO relativement plus faibles.



**Figure 14.** 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.*

L'effet "oscillant" du climat sur les concentrations moyennes annuelles peut être quantifié pour les rivières pour lesquelles le recul est suffisant. Trois rivières peuvent être traités ici: le Yar (22), le Léguer (22) et l'Elorn (29). Les résultats sont illustrés par la figure 15 dans laquelle on a calculé le rapport entre la valeur moyenne d'une année corrigée de la tendance long terme (à la hausse pour le Léguer (22) et le Yar (22); à la baisse pour l'Elorn (29)), et la valeur moyenne brute. On note la même amplitude de variation pour les BV du Yar (22) et du Léguer (22), le facteur de variation étant de 1.2. Pour l'Elorn (29), l'amplitude des variations pluri-annuelles est plus faible: 1.1. Ainsi, on met en évidence une amplification de l'effet "climat" dans les BV où les eaux sont très polluées par les MO et où les tendances long terme sont à la hausse.

Ainsi, on voit que lors d'années très humides comme l'année 2000-2001 les concentrations en MO des eaux du Léguer (22) et du Yar (22) seront en moyenne 1.2 fois plus élevées que lors d'années plus sèches comme l'année 1996-1997. Cette variabilité sera ramenée à 1.1 sur le BV de l'Elorn (29). Il s'agit là d'un effet climatique quantifié, effet qui se superpose aux effets événementiels et saisonniers engendrés par les variabilités de distribution des précipitations.

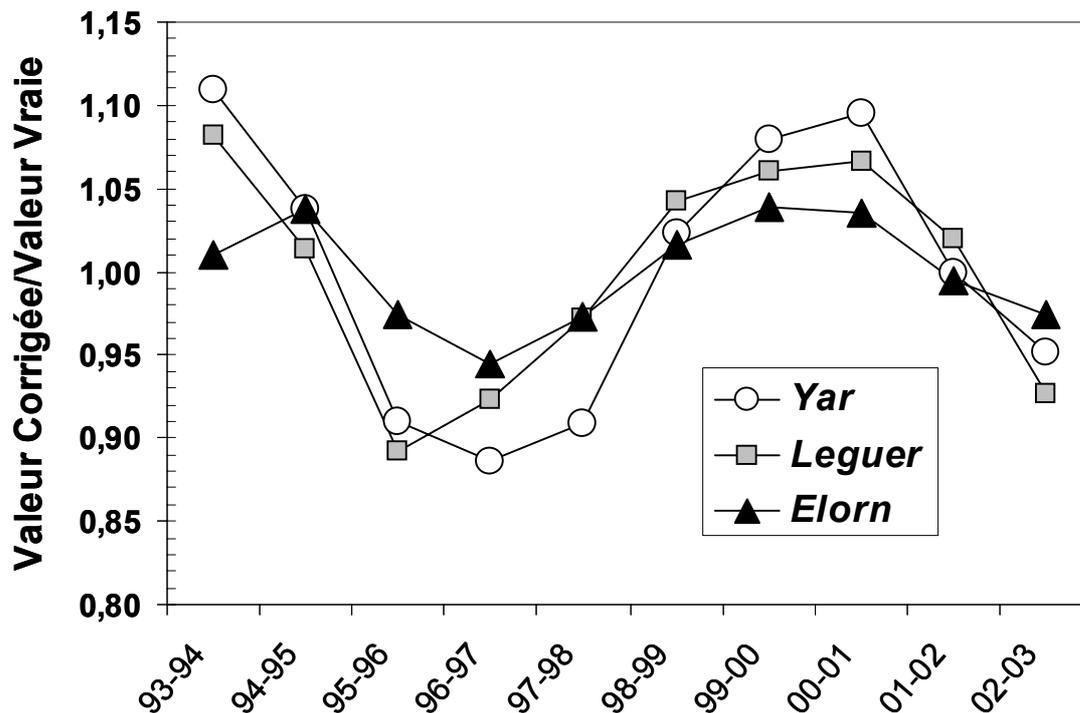


Figure 15. Diagramme quantifiant les oscillations pluri-annuelles de teneur moyenne en MO des rivières de Bretagne liées aux oscillations long terme du climat ouest-européen. Source des données: *Birgand et al, 2004*

Restent les tendances longs termes et le fait de savoir si les variations du climat pourrait également être la cause des tendances à la hausse observées dans des rivières comme le Léguer (22) ou le Yar (22). On touche là aux problèmes des changements climatiques en cours sur la planète et à leurs effets éventuels sur le lessivage des MO du sol. Deux changements majeurs sont intervenus en Bretagne depuis vingt-cinq ans qui pourraient avoir accéléré le lessivage des MO des sols bretons. Le premier, déjà mentionné (voir **figure 13**), est une augmentation des cumuls de précipitation de près de 40%, ce qui pourrait avoir conduit à une augmentation de l'humidité moyenne des sols et de la hauteur moyenne des nappes, deux processus pouvant accroître les transfert de MO des sols vers les eaux de surface. Le deuxième changement concerne l'augmentation des températures moyennes. Comme le reste de la planète, la Bretagne subit un réchauffement depuis le début du 20<sup>ème</sup> siècle. A l'échelle de la terre globale, ce réchauffement a été de 1°C environ. En Bretagne, il a été plus élevé et s'est traduit par une augmentation de 1.5°C des température moyenne annuelle (voir **figure 16**). Surtout, cette augmentation s'est concentrée sur la période allant de 1980 à nos jours, c'est-à-dire précisément sur la période durant laquelle des rivières actuellement très polluées comme le Léguer (22) et le Yar (22) voyaient leur niveau de concentration en MO commencer à croître.

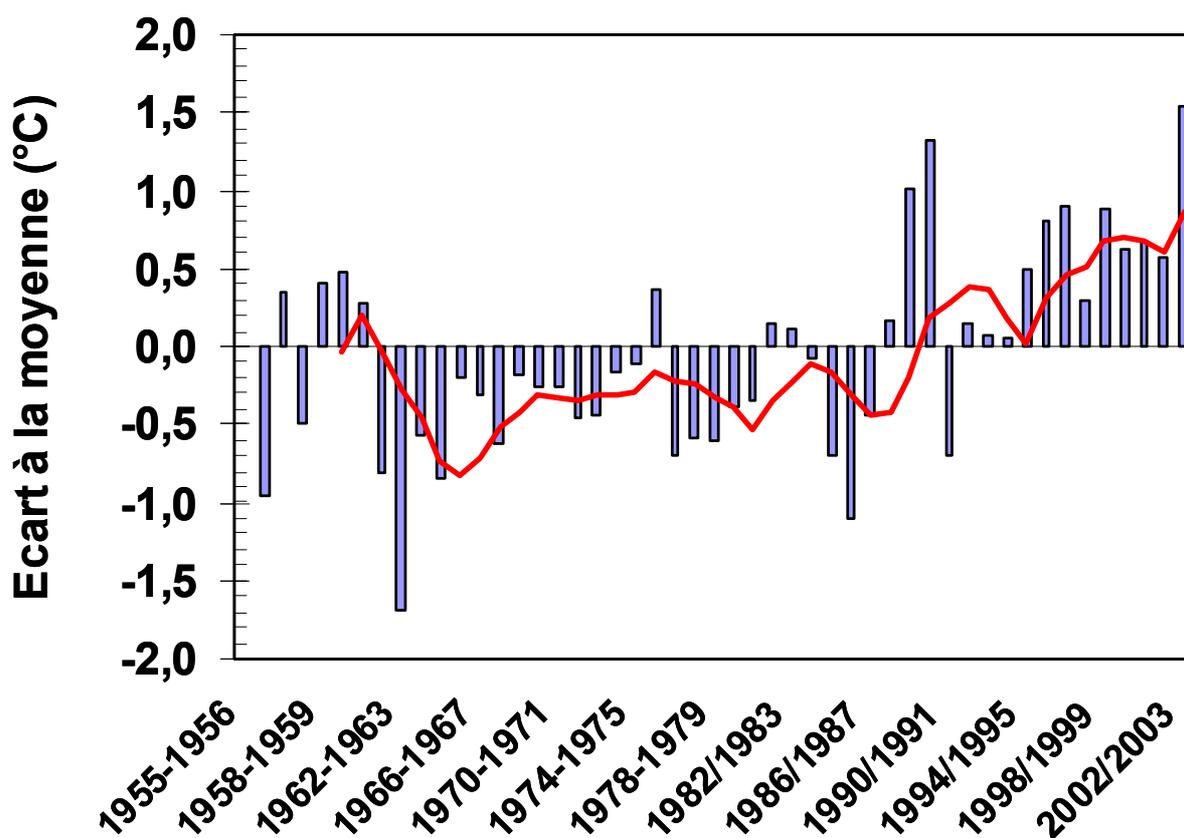


Figure 16. Evolution des températures moyennes en Bretagne depuis 1955.  
Source des données: Météo France.

Comme l'ont suggéré plusieurs auteurs (*Freeman et al., 2001; Worrall et al., 2003*) l'élévation de la température atmosphérique peut conduire à un lessivage accéléré des MO des sols vers les eaux de surface, notamment en favorisant la biosynthèse d'enzymes de dégradation de la MO par certaines communauté bactérienne. Ceci étant, et que ce soit dans le cas de l'augmentation des températures ou de l'intensification des précipitations, on est face avec ce type d'hypothèse au problème de la diminution dans le temps des concentrations de l'Elorn (29). Les forçages climatiques (notamment les forçages thermiques) sont des forçages qui s'appliquent à l'ensemble de la Bretagne et on ne voit pas pourquoi l'Elorn (29) échapperait à la tendance générale. Cette divergence nous incline à penser que si les changements climatiques sont en cause, ils n'interviennent pas seuls mais en interactions avec d'autres processus capables d'inverser localement les effets du climat. Nous reviendrons sur cette question plus loin après l'évaluation que nous faisons ci-dessous du rôle des activités agricoles.

## Réponse

Le climat est un facteur de contrôle important de la pollution des rivières bretonnes par les MO. Son intervention se fait principalement au travers du contrôle qu'il exerce sur la distribution et l'intensité des précipitations, et donc sur le lessivage plus ou moins intense des MO du sol que les eaux de drainage sont susceptibles de générer.

Les variations engendrées par la variabilité du signal précipitation sont principalement d'ordre temporel. Trois fréquences de variation directement liées à l'hydroclimat ont pu être identifiées formellement, la fréquence événementielle étant la plus importante puisque c'est celle qui occasionne les plus fortes variations temporelles de la pollution des eaux par les MO. Très clairement, ce sont les crues d'automne et d'hiver qui occasionnent les dépassements les plus importants de la limite réglementaire. Du fait de l'amplitude et de la rapidité de variation de la teneur en MO des rivières bretonnes, il est illusoire d'espérer décrire avec précision l'état de pollution de ces rivières autrement que par une haute fréquence de mesures intégrant cette variabilité.

Le climat pourrait également être à l'origine des évolutions à la hausse constatées depuis 30 ans au travers de l'augmentation de 40% des précipitations reçues annuellement par la Bretagne sur la période et/ou de la hausse de 1.5°C de la température moyenne annuelle sur la même durée. Relier directement la dégradation de la qualité "organique" des rivières bretonnes à ces deux éléments du climat se heurte toutefois aux hétérogénéités de situation rencontrées et notamment à la baisse des concentrations enregistrée sur l'Elorn (29).

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

Comme déjà indiqué, les 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 épandue 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.

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

Les travaux conduits par le CNRS et le Cemagref concernant un rôle possible des épandages d'effluents d'élevage ont porté dans trois directions. D'une part, une analyse bibliographique visant à quantifier le gisement agricole breton de MO épandue a été effectuée. D'autre part, une caractérisation moléculaire des différents types de MO d'origine animale produits et épandues en Bretagne a été réalisée, avec recherche des molécules caractéristiques de cette source de MO dans des échantillons de sol et d'eau. Enfin, la variable "effluents d'élevage" a été introduite dans l'analyse statistique en composante principale. Nous présentons ci-dessous un rappel des principaux résultats obtenus dans chacune de ces trois directions, le lecteur étant renvoyé à *Birgand et al. (2004)* et *Jardé et al. (2004a et b)* pour une présentation détaillée.

#### 3.3.1.a. Rappels concernant le gisement breton de MO d'origine animale

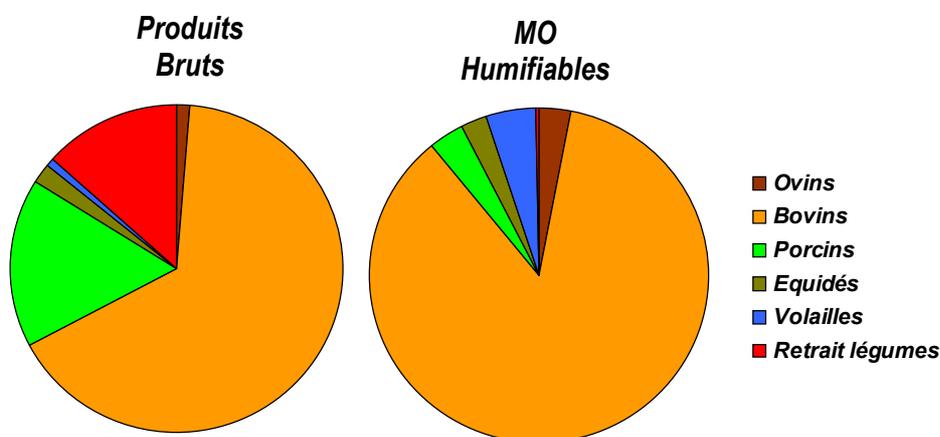
L'étude bibliographique a mis en exergue le manque de connaissance sur la taille réelle du gisement de déjection organique produit en Bretagne, et plus encore sur les quantités et les types d'effluents d'élevage épandus par BV ou sous BV. En fait, une seule étude exhaustive, portant uniquement sur la taille globale et les origines du gisement a pu être mise à ce jour. Il s'agit de l'étude publiée par *Bailly en 1996*, étude dont les résultats ont été repris récemment dans le rapport réalisé par le Conseil Scientifique Régional de l'Environnement de Bretagne, intitulé "*Gestion des sols et apports de déchets organiques en Bretagne*".

Les chiffres compilés par *Bailly (1996)* sont présentés dans leurs grandes lignes dans le **Tableau 1** et illustrés par la **figure 17**. Le **tableau 1** 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; voir **figure 17**).

	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 1.** 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).



**Figure 17.** Répartition par origine des MO produites par l'agriculture. La filière bovine domine largement avec une proportion allant de 66 à 86% du total suivant que l'on considère l'ensemble de la MO ou la seule MO capable de générer de l'humus stable (d'après Bailly, 1996).

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.

### **3.3.1.b. Caractérisation moléculaire des principales sources de déjection animale et recherche des marqueurs types dans les sols et les eaux de Bretagne**

L'étude s'est déroulée en trois temps.

*Analyse des déjections animales.* Il s'agissait de rechercher des molécules spécifiques au pôle "déjection animale", molécules dont la présence dans les eaux permettraient ensuite de révéler un impact éventuel des épandages sur le compartiment organique de celles-ci. Des échantillons de lisier de porc, de lisier et de fumier de bovin, de fumier et de fiente de volaille ont été analysés. Sans entrer dans le détail, des signatures particulières ont été révélées au niveau du groupe des stérols et des stanols (composés à 27 et 29 atomes de carbone), les déjections porcines se distinguant des déjections bovines et des fientes de volaille par la présence abondante d'un composé de la famille des stanols: le coprostanol (**figure 18**). Deux rapports (rapport  $C_{27}$ stérol/ $C_{29}$ stérol et rapport coprostanol/stérol) ont été identifiés comme constituant des biomarqueurs susceptibles de distinguer une MO d'origine humaine d'une MO d'origine animale, d'une part, et une MO d'origine porcine d'une MO d'origine bovin/volaille, d'autre part (*Jardé et al., 2004a et b*) (**figure 19**).

*Vérification de la persistance des biomarqueurs une fois les MO épandues sur le sol.* Pour qu'un biomarqueur soit un instrument de traçage, il faut qu'il soit persistant dans l'environnement. Une étape était donc de mettre en évidence des biomarqueurs "déjections", une autre tout aussi importante était de vérifier que ces biomarqueurs n'allaient pas être détruits une fois la MO épandue sur le sol. Pour vérifier cette persistance, des échantillons de sols provenant du dispositif SOLEPUR mis en place par le Cemagref ont été analysés. Ces échantillons comprennent des échantillons de parcelles ayant reçu entre 1993 et 1995 des doses massives de lisier de porc (100 fois la quantité reçue annuellement par une parcelle moyenne bretonne) et des échantillons de sols témoins n'ayant pas subi d'épandage. Comme le montre la **figure 20** une distinction nette est observée entre les sols amendés et les sols témoins les premiers présentant des spectres moléculaires caractéristiques d'une MO porcine, marquée par un pic important de coprostanol. Le fait que les échantillons aient été analysés un an après la fin des épandages démontre la persistance dans le temps du biomarqueur "coprostanol". Par ailleurs, on note une diffusion en profondeur de ce composé témoignant de sa relative mobilité au sein de la colonne de sol.

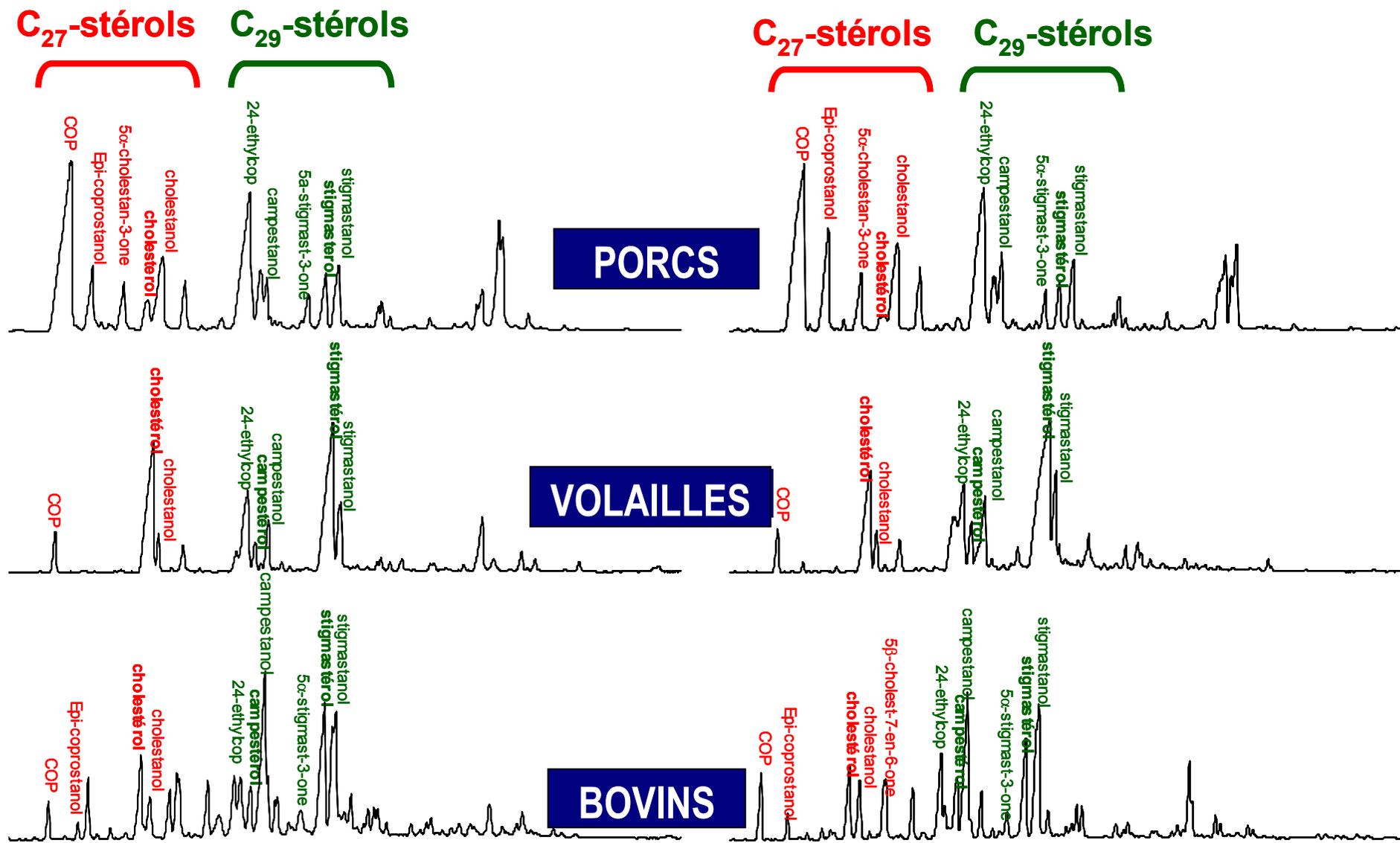


Figure 18. Chromatogrammes des stérols d'échantillons représentatifs des trois grands types de déjections animales épandues en Bretagne. (d'après Jardé et al, 2004).

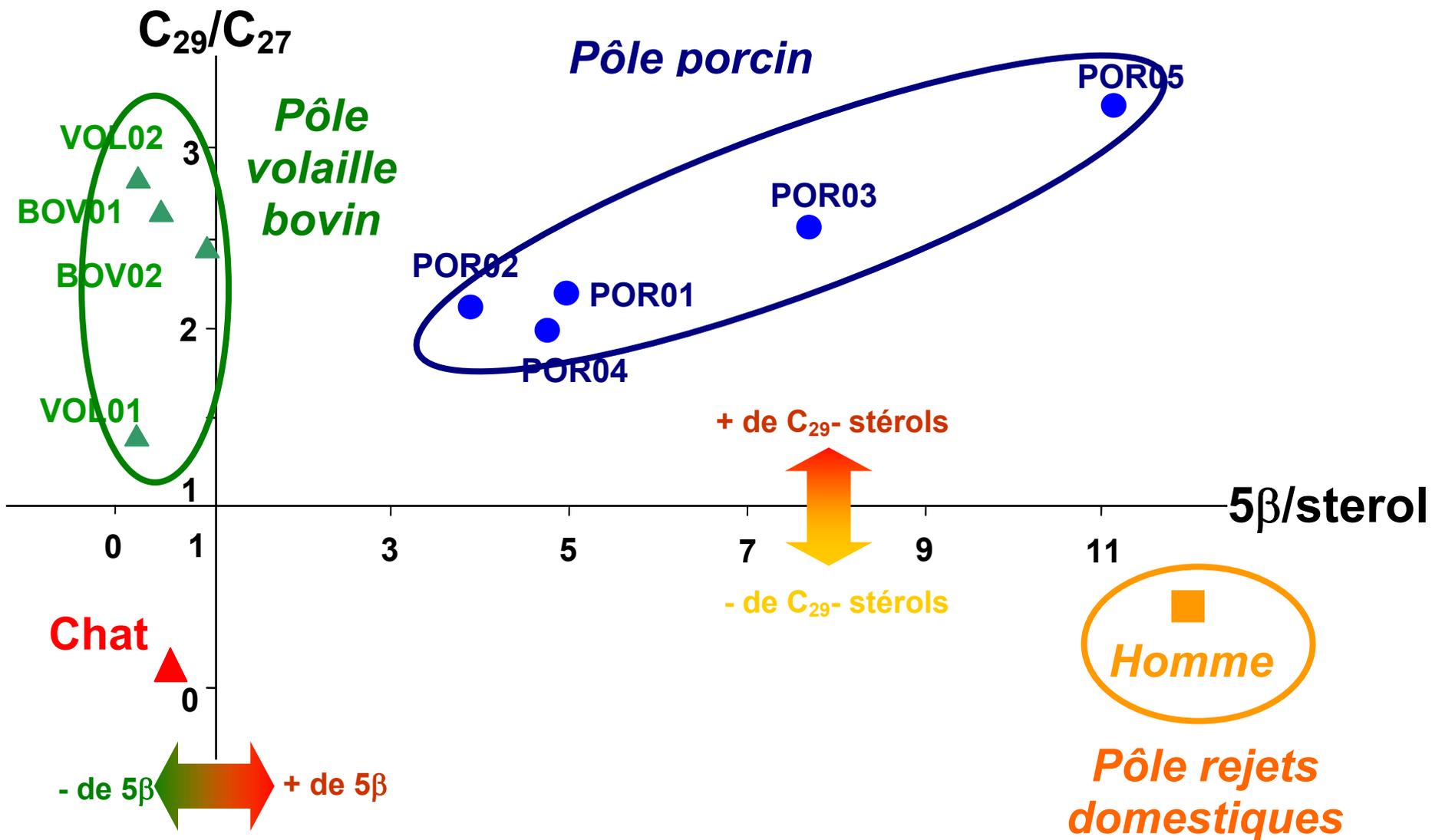
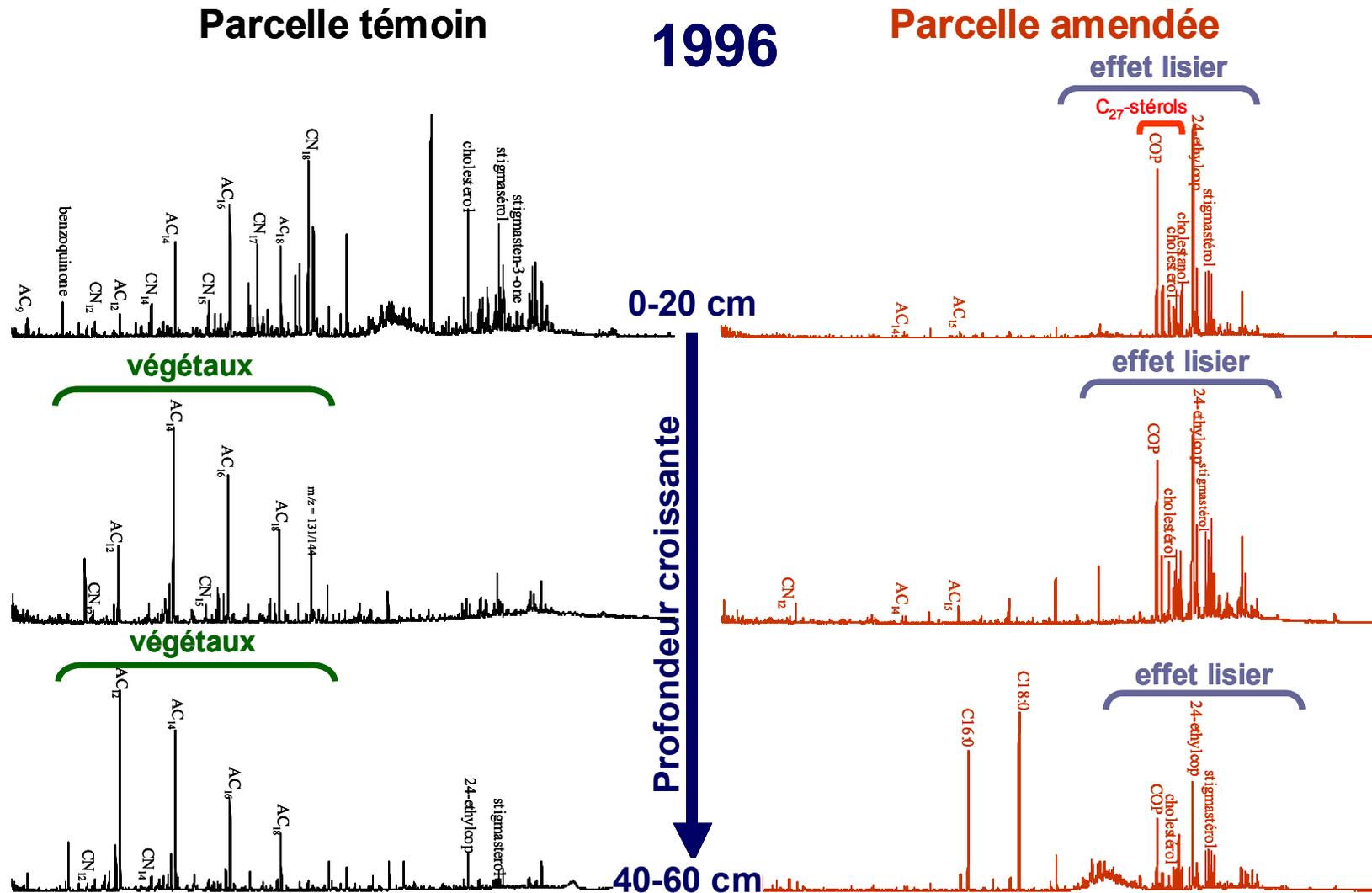


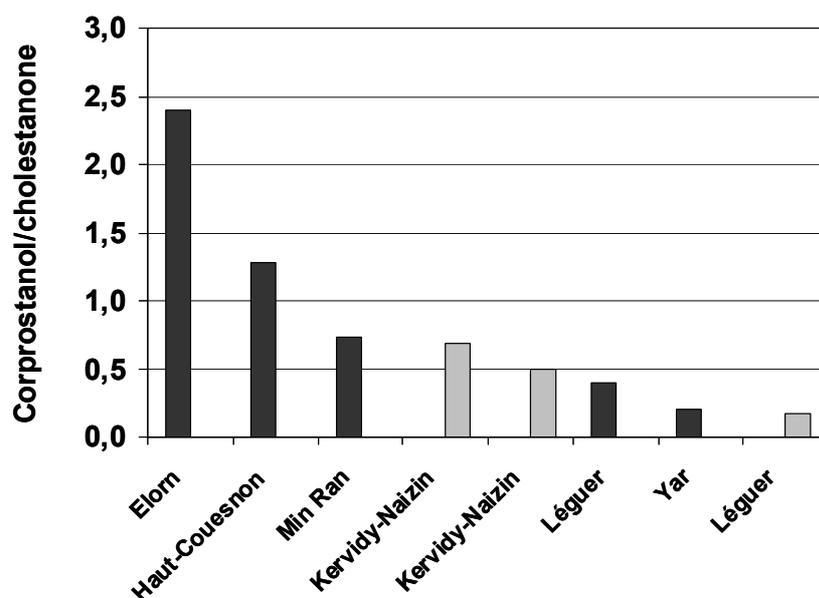
Figure 19. Diagrammes montrant l'utilisation possible des rapports  $C_{27}$ stérols/ $C_{29}$ Stérols et coprostanol/stérols comme discriminant des MO d'origine animales et humaines. (d'après Jardé et al, 2004).



**Figure 20.** Distribution des stérols et des stanols dans les sols du dispositif SOLEPUR prélevés en 1996. La présence d'un pic important de coprostanol dans les sols ayant reçu des épandages de lisier de porc confirme le potentiel d'utilisation de ce composé comme traceur de la MO d'origine porcine dans l'environnement (d'après Jardé *et al*, 2004).

*Recherche des biomarqueurs dans les eaux.* Le biomarqueur "coprostanol" a été recherché dans les eaux des 6 BV bretons disposant de séries de mesure haute fréquence de la teneur en MO de leurs eaux. Outre le fait de disposer de séries de mesure haute fréquence permettant le calcul de concentrations moyennes et de médianes fiables, ces 6 BV ont été choisis car i) ils balayent le gradient actuel de pollution des rivières bretonnes par les MO, depuis des rivières aux eaux peu ou pas polluées (cas de l'Elorn (29) et du Kervidy-Naizin (56)) jusqu'à des rivières aux eaux intensément polluées (cas du Léguer(22) et du Yar (22)); ii) ces rivières opposent des cas où la pollution a fortement augmenté depuis 20 ans (cas du Léguer (22)) à des cas où celle-ci a au contraire diminué (cas de l'Elorn (29)). Dans ces rivières le coprostanol a été recherché à la fois dans la phase particulaire et dans la fraction dissoute des eaux.

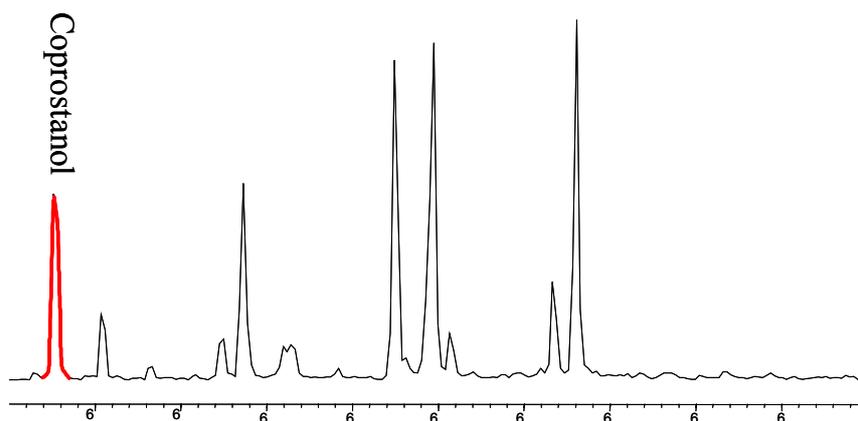
Concernant la phase particulaire, du coprostanol a été détecté dans toutes les rivières en période de crue. Ceci étant, ce composé est apparu être beaucoup plus abondant dans certaines rivières que dans d'autres. La hiérarchie établie est présentée dans la **figure 21** où l'on voit que les plus fortes concentrations ont été trouvées dans l'Elorn (29), les plus faibles étant observées dans le Yar (22) et le Léguer (22).



**Figure 21.** Variation des concentrations relatives de coprostanol dans la fraction particulaire des rivières bretonnes. Les échantillons en noir correspondent à des prélèvements synchrones effectués en avril 2004. Les échantillons en grisés ont été prélevés à d'autres dates, en novembre et décembre 2003 pour les échantillons issus du BV de Kervidy-Naizin; en janvier 2004 pour le Léguer. Source des données: *Jardé et al. (2004)*.

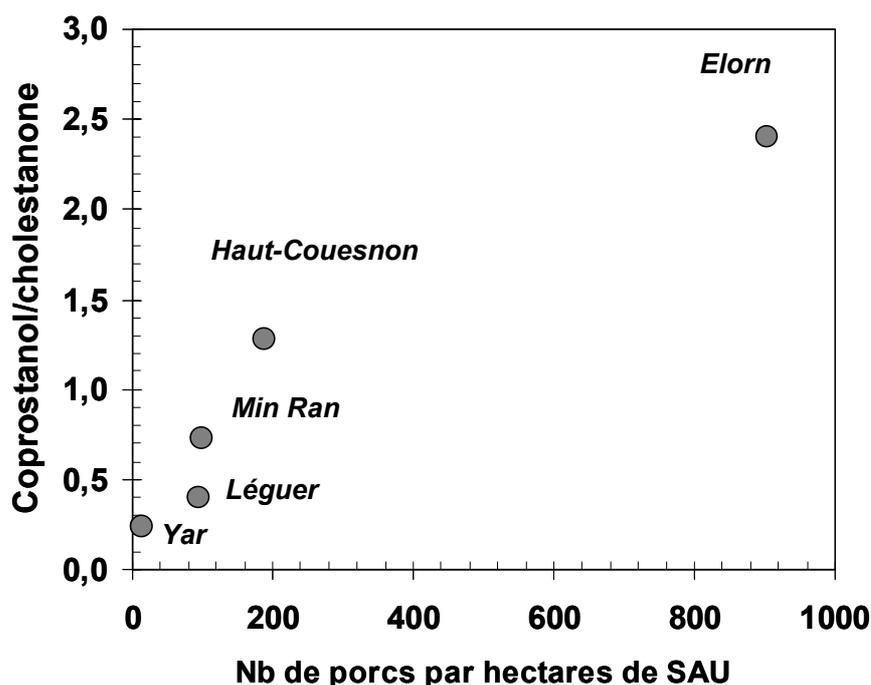
Concernant la phase dissoute, les plus fortes abondances relatives de coprostanol ont également été trouvées dans l'Elorn (29), en période de crue (**figure 22**). Du coprostanol a également été détecté dans les autres rivières, mais en quantité beaucoup plus faible, les plus faibles concentrations étant observées dans le Yar (22) et dans certains affluents du Léguer (22).

## Échantillon DE02-BV Elorn- m/z=215



**Figure 22.** Spectre moléculaire témoignant de la présence de coprostanol au sein de la fraction organique dissoute des eaux de l'Elorn (29). D'après *Jardé et al. (2004)*.

On a vu précédemment que les valeurs prises par les rapports  $C_{29}/C_{27}$  et  $5\beta(\text{coprostanol})/C_{27}$  pouvaient être utilisées pour tracer la MO issue des lisiers de porc. On voit très clairement à partir de la **figure 23** que les teneurs élevées en coprostanol détectées dans l'Elorn (29) s'accompagnent des rapports  $C_{29}/C_{27}$  et  $5\beta(\text{coprostanol})/C_{27}$  caractéristiques des déjections porcines alors que les valeurs plus faibles trouvées dans une rivière comme le Yar (22) sont associées à un changement de composition de la MO vers le pôle bovin-volaille. Cette migration compositionnelle de la MO est cohérente avec ce que l'on sait des types d'élevage pratiqués sur les BV: forte densité d'élevages porcins sur le BV de l'Elorn (29); prépondérance des élevages bovins et volailles sur les BV du Yar (22) et du Léguer (22) (**figure 24**).



**Figure 24.** 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)*.

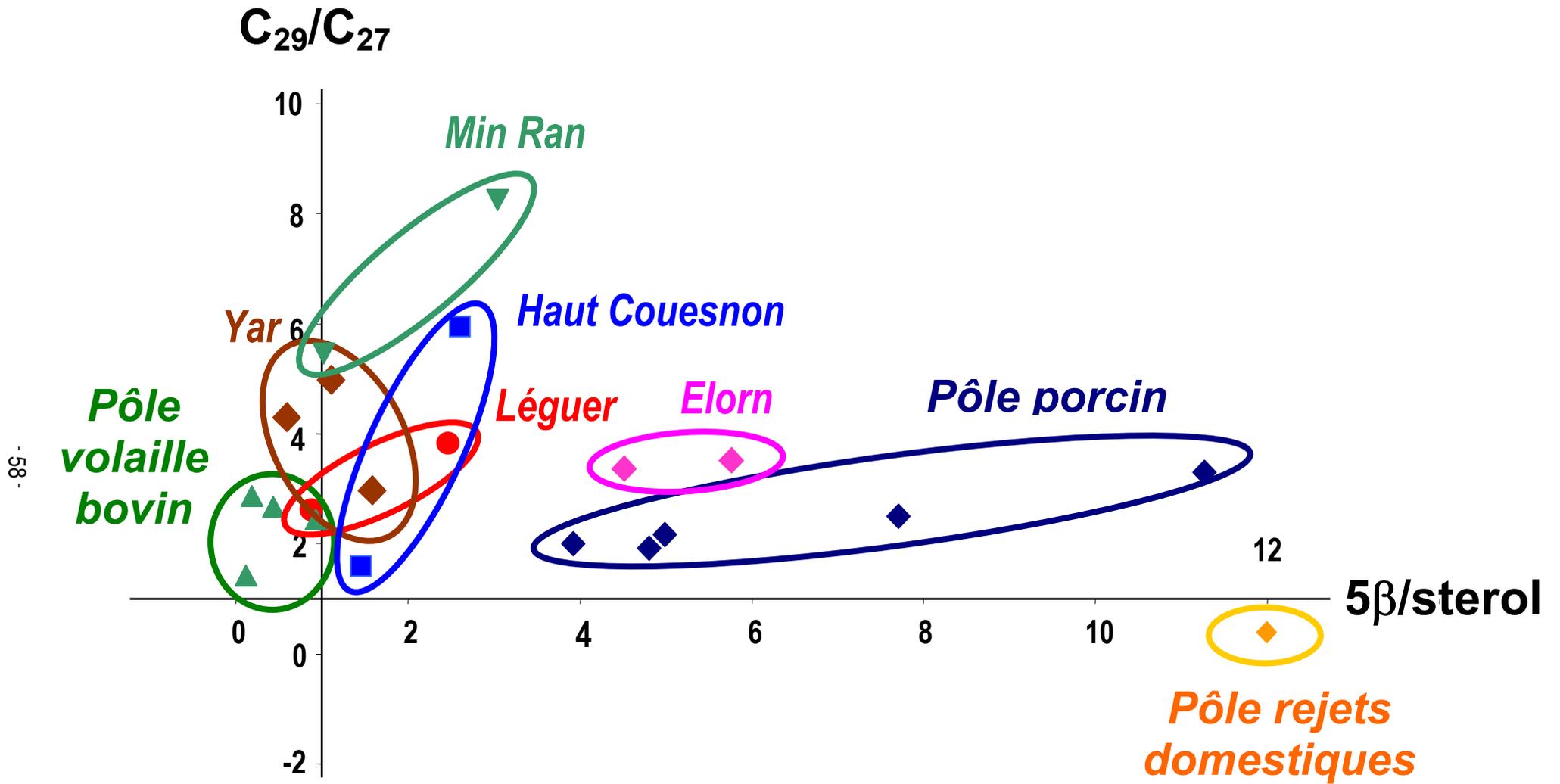
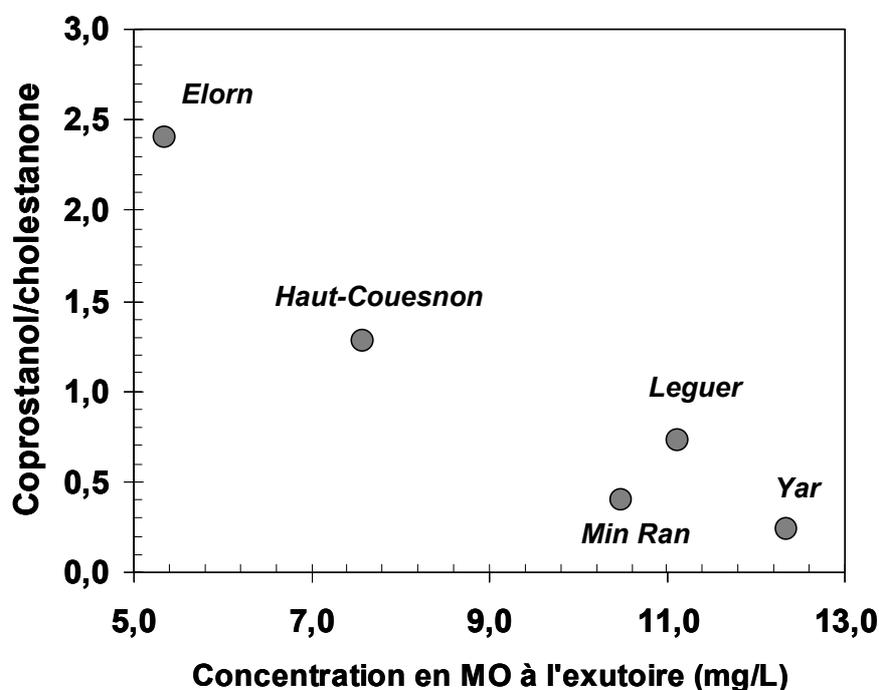


Figure 23. Comparaison des rapports  $C_{29}/C_{27}$  et  $5\beta/C_{27}$  trouvés dans les eaux des rivières de Bretagne et les valeurs prises par ces rapports dans les différents types de déjections animales analysés dans l'étude CNRS. D'après *Jardé et al. (2004)*.

Comme l'ont souligné *Jardé et al. (2004a)*, les résultats moléculaires obtenus sur les eaux bretonnes apportent un début de réponse à la question de l'impact des activités d'élevage sur le compartiment MO des rivières de Bretagne, en démontrant qu'une partie des MO épandues sur les sols de Bretagne paraît effectivement "fuir" en direction des rivières. Les corrélations observées entre le type d'élevage sur les BV et les signatures moléculaires des MO dans les rivières aux exutoires sont les témoins de ces "fuites". Cependant, et comme souligné par *Jardé et al. (2004a)*, les biomarqueurs identifiés ne constituent qu'une infime partie de la MO présente dans les rivières. *Il serait donc abusif, sur la base de ces résultats, de conclure que les activités d'élevage sont quantitativement responsables de la pollution des rivières bretonnes par les MO.* D'autres études devront être effectuées pour établir précisément le lien quantitatif existant entre pollution des eaux et activités.

Pour conclure cette partie, on notera que la rivière dont la teneur en MO des eaux diminue dans le temps et dont les eaux sont aujourd'hui parmi les moins polluées de Bretagne est l'Elorn (29) dont le BV est caractérisé par l'une des plus fortes densités d'élevages porcins de Bretagne alors que celles dont les teneurs augmentent et dont les niveaux actuels de pollutions sont très élevés (*Yar*(22) et *Léguer*(22)) ont des BV dominés par les élevages "bovins" et "porcins" (**figure 25**). Ainsi, et sans attendre le résultat des futures études, on peut d'ores et déjà conclure, comme l'ont fait *Jardé et al. (2004a)*, 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 de déjections sur les BV, ce qui n'est pas complètement prouvé.*



**Figure 25.** Comparaison entre le rapport coprostanol/cholestanone des fractions particulières des rivières de Bretagne et le niveau actuel de pollution par les MO. Les rivières présentant les plus fortes concentrations en coprostanol (biomarqueurs des lisiers de porc) sont celles présentant les niveaux de pollutions par les MO les plus faibles D'après *Jardé et al. (2004)*.

### 3.3.1.c. Résultats issus de l'analyse statistique

L'analyse statistique effectuée par le Cemagref s'est heurtée à deux difficultés majeures. D'une part, et comme nous l'avons indiqué plus haut, 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, et comme nous l'avons aussi déjà indiqué plus haut, 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)*.

## Réponse

L'agriculture bretonne est grosse productrice de MO d'origine animale dont la plus grande partie est épandue sur les sols de la région. La quantité de MO d'origine animale produite chaque année en Bretagne est estimée à 4.7 millions de tonnes, les filières les plus productrices étant par ordre décroissant les filières bovines (66%), porcine et volaille (18% chacune).

Les analyses moléculaires pratiquées sur les déjections animales ont montré que les composés de la famille des stérols et des stanols pouvaient être utilisées pour séparer les déjections animales des rejets domestiques, d'une part, et les MO issues de la filière porcine de celles issues des filières bovines et volaille, d'autre part. Un composé – le coprostanol – paraît notamment être l'indicateur d'une MO d'origine porcine. Cette potentialité a été confirmée par les travaux réalisés sur les sols, lesquels ont montré que les biomarqueurs mis à jour étaient persistant au niveau du sol.

La recherche des biomarqueurs dans les eaux de BV présentant des taux de pollution très différents par les MO et des trajectoires d'évolution contrastées dans le temps a révélé des concentrations élevées de biomarqueurs "lisier de porc" dans ceux des BV présentant aujourd'hui des eaux peu ou pas polluées par les MO. Il s'agit là de la démonstration qu'une partie des MO épandues sur les sols bretons se retrouve, in fine, dans les eaux de rivière. Ce résultat ne veut cependant pas dire que la totalité de la pollution organique observée aujourd'hui au niveau des eaux continentales bretonnes provient directement des épandages de déjections animales sur les BV. Les biomarqueurs analysés ne constituent qu'une part infime du compartiment organique des eaux et d'autres études devront être réalisées pour déterminer la part exacte des épandages dans cette pollution.

Au vu des résultats, il semblerait que ce soit plutôt les activités d'élevage "bovin" et "volaille" qui pourraient être 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 sur les BV. Le programme de résorption engagé depuis quelques années en Bretagne a obligatoirement une influence sur les apports de MO au sol, notamment sur les BV à dominante porcine.

### 3.3.2. Le rôle des autres pratiques agricoles

Comme mentionné plus haut, l'agriculture peut intervenir sur les transferts de MO des sols vers les eaux de beaucoup d'autres façons que par ses seules activités d'épandages. Ainsi, le retournement régulier de prairies permanentes pourrait augmenter la teneur en MO soluble des parcelles concernées et par ce biais enrichir les eaux de surface et composés organiques types acides humiques (voir *Chantigny, 2002*). 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.

Cette inadéquation entre les données "agricoles" rentrées dans l'analyse statistique et celles qu'il aurait fallu pouvoir entrer pour tenir compte de la réalité physique du problème traité explique peut-être pourquoi l'analyse statistique en composante principale effectuée par le Cemagref n'a pas réussi à révéler le rôle joué par ces autres pratiques agricoles sur la pollution des eaux continentales bretonnes par les MO (*Birgand et al., 2004*). Cet échec relatif vaut aussi pour les six rivières disposant de séries long termes pour lesquels seules des données moyennées sur l'ensemble des BV ont pu être analysées. Comme conclu par *Birgand et al. (2004)*: "*L'observation des assolements et de leurs évolutions dans le temps ne permet pas d'extraire l'impact d'une culture, d'un groupe de culture ou d'un type de pratiques culturales ayant un effet particulier sur les teneurs en MO des eaux*".

## Réponse

L'évaluation de l'impact des activités agricoles comme l'assolement, le drainage, l'arasement des haies,... s'est heurté à l'inadéquation des bases de données existantes avec la question traitée. La nécessaire restriction des informations aux seules zones contributives de MO limite considérablement les résultats des approches effectuées jusqu'ici, approches dans lesquelles des données à l'échelle des BV tout entier ont été traitées, soit par faute de temps, soit parce qu'il s'est avéré impossible d'extraire les informations requises à partir des bases de données existantes.

L'inadéquation des données agricoles rentrées dans les analyses statistiques effectuées jusqu'ici avec la réalité physique des transferts de MO des sols vers les rivières (i.e. restriction des zones sources à des domaines particuliers des BV) laisse la question du rôle des pratiques agricoles sur la pollution des rivières bretonnes par les MO largement sans réponse.

### 3.4. Synthèse. La pollution des rivières de Bretagne par les MO: un effet combiné du climat et des pratiques agricoles sur un milieu physique à risque ?

Si l'on essaye de synthétiser les résultats obtenus après 1 an d'études effectuées conjointement par le CNRS et le Cemagref, on peut dégager trois points:

Le premier est que le territoire de *la Bretagne est un territoire à risque du point de vue des transferts de MO des sols vers les rivières* (et donc de la pollution de ces dernières par les MO) du fait d'une topographie relativement plane, d'un substrat et de sols relativement peu perméables à l'eau, et d'un climat relativement humide entraînant une remontée des nappes vers les horizons de surface des sols, là où se trouvent précisément les sources de MO. Ce risque est particulièrement sévère dans les BV où les fonds de vallée sont plats et larges, les zones planes de fonds de vallée étant les principales zones contributives de MO à l'échelle des BV. On rappellera aussi que le facteur topographique est apparu comme un des facteurs explicatifs essentiels de la variabilité spatiale constatée des pollutions, les variabilités de topographie du milieu breton pouvant faire varier la teneur en MO d'une eau de rivière d'un facteur 2, au moins, toutes choses égales par ailleurs.

Le deuxième est que *la variabilité du climat et les changements climatiques en cours ont un fort pouvoir de contrôle sur la variabilité temporelle des pollutions observées en Bretagne*. Ainsi, les pollutions des rivières bretonnes par les MO s'observent principalement pendant les épisodes de crue, et notamment pendant les crues d'automnes et d'hiver, lesquelles constituent les moments de l'année où les pollutions

sont maximales. A contrario, les inter-crués d'hiver et les étiages estivaux sont des moments de moindre pollution des eaux de rivière. Cette variabilité temporelle s'explique très bien par le fonctionnement hydrologique des BV bretons. Concernant les changements climatiques, deux phénomènes semblent en cours en Bretagne: une augmentation de la température de l'atmosphère (+1.5°C depuis 1955) et une augmentation des précipitations (+40% depuis 1980). Ces deux évolutions ont la capacité d'accroître les transferts de MO des sols vers les eaux et constituent des moteurs possibles des dégradations constatées dans certaines rivières bretonnes depuis 20 ans.

Le troisième, et dernier point, est que *les épandages massifs d'effluents d'élevages caractéristiques de l'agriculture bretonne ont un impact sur la qualité "organique" des rivières de cette région*. L'impact est manifeste sur un plan qualitatif, des biomarqueurs caractéristiques des déjections animales étant trouvés dans les eaux. L'impact est plus difficile à mettre en évidence sur le plan quantitatif, les biomarqueurs trouvés ne représentant qu'une quantité infime de la MO des eaux.

## **Conclusion**

Pour conclure, on voit donc qu'il n'existe probablement pas une cause unique à la pollution des eaux des rivières bretonnes par les MO mais plutôt un ensemble de causes, certaines amplifiant probablement les effets d'autres.

Ainsi, il y a toutes les chances pour que des épandages de grande quantité d'effluents d'élevage dans les fonds de vallée d'un BV relativement plat et au sols peu perméables se traduisent par un accroissement de la teneur en MO de la rivière alors que les mêmes épandages sur un BV à la topographie plus redressée et aux sols plus perméables auront des effets moindres sur la qualité des eaux.

Des changements climatiques comme une augmentation de la hauteur des précipitations joueront ici typiquement le rôle d'amplificateur. Enfin, il est possible que certains facteurs aient des effets antagonistes.

# **Chapitre 4**

# **Recommandations**

## **Recommandations**

Pour une meilleure connaissance du phénomène et un suivi de son évolution dans le temps  
Pour gérer les pollutions actuelles au niveau des installations de traitement  
Pour enrayer les dégradations en cours et tenter de revenir à une eau de bonne qualité

Les résultats obtenus suites aux études conduites par le Cemagref et le CNRS ont permis de dresser un état des lieux de la pollution actuelle des eaux des rivières de Bretagne par les MO et de l'évolution dans le temps de cette pollution, et ont révélé le rôle joué par les caractéristiques naturelles du milieu breton ainsi que celui, réel, ou potentiel, des activités agricoles. Malgré tous les efforts déployés, il n'a pas été possible de quantifier dans le détail la part attribuable à chacun de ces groupes de facteurs. Une des raisons de cet échec relatif tient à la complexité du problème traité et notamment au nombre très important de variables impliqués dans le contrôle des transferts de MO des sols vers les eaux. Une autre est à relier à l'absence de données décrivant certaines activités agricoles "polluantes" (quantité d'effluents organiques épandues, par exemple) ou à l'incapacité de certaines variables à décrire les activités agricoles dans les zones réellement contributives de MO au sein des BV. Malgré cela, la somme de connaissances acquises en un an d'étude est considérable et laisse entrevoir des directions d'actions concrètes à entreprendre pour i) mieux comprendre le phénomène, ii) le gérer au niveau des installations de traitement, iii) le contrôler, voire le réduire dans le temps. Les difficultés d'ordre méthodologique et pratique rencontrées au cours de l'étude (accès aux données; hétérogénéité des données...) nous conduisent également à formuler des recommandations quant aux réseaux de mesure et aux bases de données qu'il faudrait interfacer, voire dans certains cas créer, pour analyser et comprendre complètement le rôle des activités agricoles dans les pollutions observées et suivre l'effet des politiques qui pourraient être mis en place pour tenter d'en enrayer les causes et les effets.

### **4.1. A propos des réseaux de mesure et des bases de données**

Mettre en place des politiques de reconquête de la qualité des eaux vis-à-vis d'un polluant, où anticiper sur d'éventuelles dégradations à venir requiert l'existence d'un réseau de mesures intégrant le suivi du polluant considéré. Ce réseau de mesure doit être adapté à la variabilité spatiale et temporelle du polluant. Cette adaptation est cruciale car d'elle dépendra la capacité des acteurs à poser un diagnostic fiable de la situation, à repérer les zones à risque (zones sources du polluant) et les zones vulnérables (captages d'eau potable) au sein des territoires affectés, et enfin, à quantifier les effets des actions de reconquête mises en place.

De ce point de vue, il est clair qu'un réseau hétérogène de seulement 6 rivières comme celui mis à jour dans le cadre de ce travail n'est pas à la hauteur de l'enjeu et de la complexité du problème posé par

la pollution des eaux continentales de Bretagne par les MO. En outre, la décision de suivre les MO dans ces rivières a été le fruit d'initiatives locales, émanant d'exploitants soucieux du bon fonctionnement de leurs installations. Il ne s'agit en aucun cas d'un choix édicté après évaluation du fait que les BV drainés recoupaient les grands gradients régionaux et étaient, de ce fait, représentatifs de la diversité des situations rencontrées en Bretagne. L'image donnée par ces 6 rivières et leurs BV de la situation bretonne est donc forcément tronquée, ce qui ne facilite ni la compréhension des mécanismes à l'origine des pollutions observées ni la prédiction, pourtant nécessaire, de l'évolution future de la qualité globale des rivières de Bretagne du point de vue des MO.

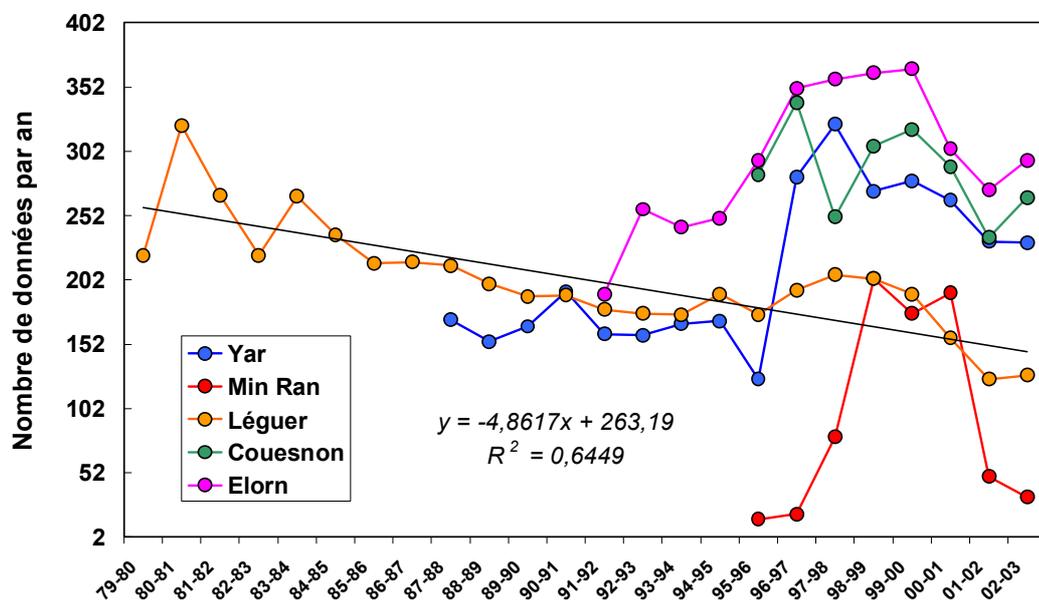
Remédier à cette situation passe forcément par une augmentation du nombre des rivières bretonnes disposant de suivis hautes fréquences du paramètre MO. Ceci est nécessaire non seulement pour affiner la compréhension du phénomène mais aussi, et peut-être surtout, parce que des changements globaux (climat) et locaux (évolution des pratiques agricoles) sont en cours, qui vont nécessairement modifier la dynamique des transferts de MO au sein des BV et donc avoir, tout aussi nécessairement, des conséquences sur la teneur en MO des rivières aux exutoires. Face aux changements annoncés, il serait pour le moins imprévoyant que la Bretagne ne se dote pas des outils de mesure permettant d'en déterminer le sens, sachant l'extrême vulnérabilité de ses ressources en eau eu égard à leur pollution par les MO.

Il ne nous appartient pas ici de déterminer ni le nombre ni la localisation géographique des BV aux exutoires desquels des suivis haute fréquence de la teneur en MO des eaux de drainage devraient être effectués. Tout au plus souhaitons-nous insister sur le fait que mesurer la concentration en MO à l'exutoire d'un nombre important de BV au pas de temps journalier suppose la mobilisation dans la durée de moyens humains et matériels importants. Sur ce plan, on sait qu'il est souvent difficile de maintenir, isolément, un effort de mesure intensif dans la durée (voir **figure 26**). C'est pourquoi, il nous semble que l'effort de mesures à entreprendre ne peut s'envisager qu'en mobilisant plusieurs acteurs. Il nous semble qu'un partenariat renforcé entre exploitants publiques ou privés de prise d'eau (forcément intéressés à connaître la teneur en MO des eaux brutes pompées), collectivités territoriales (intéressées, elles, à mesurer les résultats des politiques de protection ou de restauration de la qualité de l'eau qu'elles pourraient être amener à prendre et à soutenir financièrement), services de l'Etat en charge de la qualité de l'eau, et laboratoires de recherche (capables de gérer les questions scientifiques posées par le problème et d'apporter les réponses demandées par les gestionnaires) est la voie à suivre. Ces différents partenaires, dont les compétences et les moyens se complètent pourraient, à notre avis, être chargés de définir le dispositif à mettre en place et d'en assurer ensuite le suivi. Le *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 (voir Annexe 2) fournit un cadre pour la mise en place d'un tel partenariat.

## Préconisation

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.

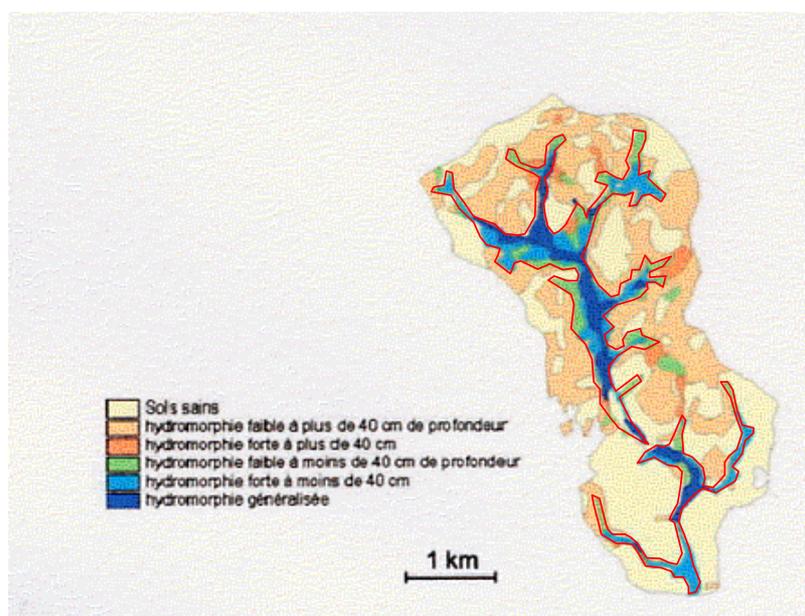


**Figure 26.** Diagramme montrant l'évolution du nombre de mesures effectuées par année hydrologique au sein des BV du réseau haute fréquence breton mis à jour par ce travail. Le cas du Léguer est particulièrement symptomatique de la difficulté qu'il peut y avoir à maintenir un effort analytique dans la durée. En 25 ans la fréquence de mesure est passée de 250 mesures/an à 150 mesures/an.

Le deuxième correctif qu'il nous paraît urgent d'apporter concerne les données relatives aux caractéristiques du milieu physique et aux activités humaines, notamment agricoles, sur les BV. Comme nous l'avons souligné tout au long de cette synthèse, il est à l'heure actuelle très difficile, voire impossible d'accéder à des données "milieu" qui aient le degré de pertinence et de précision requis pour permettre une véritable analyse statistique croisée entre facteurs de causalité et pollution de l'eau. En fait, et comme souvent dans le domaine de la pollution des eaux, la partie "eau" du problème est relativement bien documentée (même si dans le cas des MO: il y a encore beaucoup à faire!) alors que 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) est,

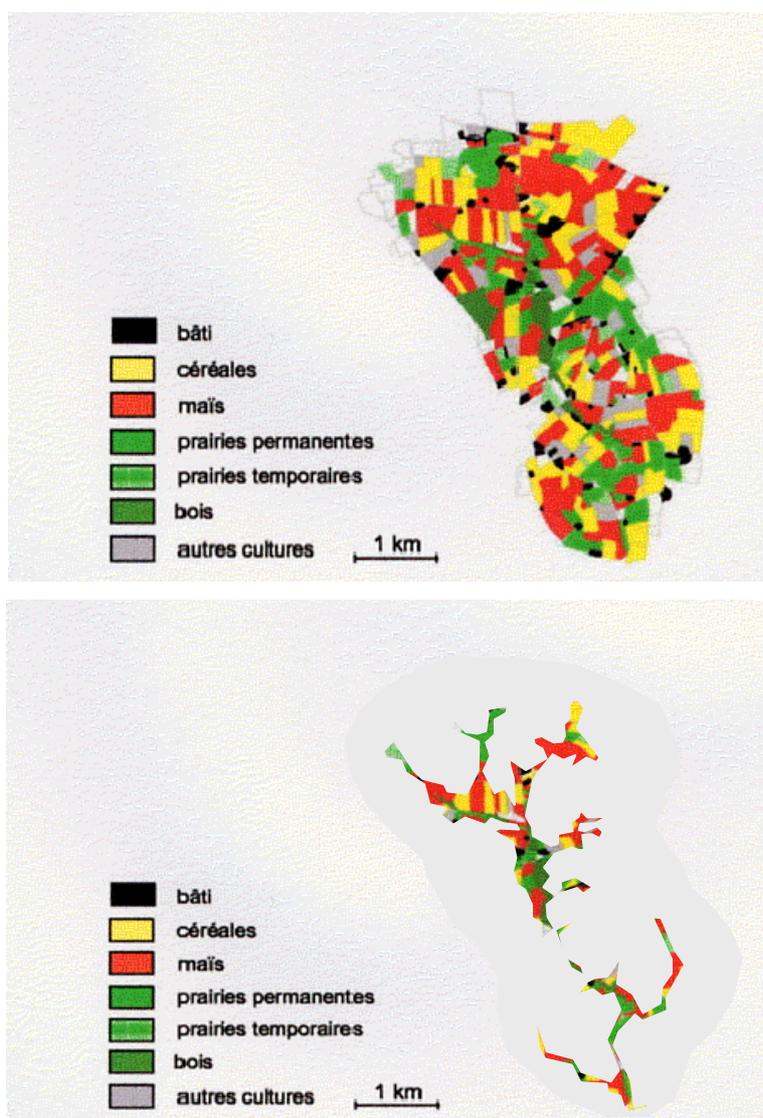
elle, très mal documentée, voire pour certains facteurs pas documentée du tout. Comment peut-on espérer comprendre les causes d'une pollution diffuse aussi complexe que la pollution par les MO, et par là déterminer les types de mesure à prendre pour la contrôler, si l'on ne peut mettre en face des données qualité d'eau le niveau d'information requis sur les caractéristiques des territoires où se génèrent les pollutions?

Pour illustrer le type d'informations dont il faudrait pouvoir disposer pour analyser correctement la relation existant, par exemple, entre pratiques agricoles et teneur en MO des eaux, nous prendrons ici l'exemple du BV de Kervidy-Naizin dans le Morbihan (56). Ce BV, de taille modeste (12 km<sup>2</sup>), a été intensément étudié depuis plus de 30 ans (*Durand et al., 1996, Gascuel et al., 1999; Molénat, 1999, Cann, 1999, Cheverry, 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 27.** Carte montrant la distribution spatiale des sols hydromorphes sur le BV de Kervidy-Naizin (56). La limite de l'hydromorphie à moins de 40 cm (zone surlignée en rouge) peut être considérée comme l'extension maximale de la zone contribuant au transfert de MO sachant que la teneur en MO des sols de ce BV est très faible sous la zone des 40 cm. D'après *Viaud (2004)*.

En fait, ce dont il faudrait pouvoir disposer c'est 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 28** 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 28** que l'on peut espérer extraire le rôle des pratiques agricoles sur la pollution des eaux par les MO.



**Figure 28.** 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. 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, l'information à la parcelle est soit inexistante (cas 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 çà 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 réseau "eau" censé fournir un tableau de bord explicatif et un suivi dans le temps de la pollution des eaux bretonnes par les MO 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**

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.

Un réseau de suivi comprenant un nombre relativement faible de BV mais très bien renseignés du point de vue des variables "milieu" et "pratiques agricoles" vaut sans doute beaucoup mieux qu'un réseau comprenant un grand nombre de BV, peu ou mal renseignés du point de vue de ces deux groupes de variables.

## 4.2. A propos de la gestion de la pollution au niveau des captages

Même s'il est toujours préférable de combattre les pollutions à leur source plutôt que de s'en remettre aux procédés de traitement pour en éliminer les effets, il reste que la pollution des captages en rivière de Bretagne par les MO est un fait déclaré qu'il convient de gérer. Se pose alors la question de savoir si les résultats obtenus dans le cadre des études présentées ici fournissent des éléments de gestion permettant de minorer la teneur en MO des eaux brutes pompées et de contribuer ainsi au bon fonctionnement des unités de traitement.

Un premier élément découle du fait que la pollution organique en rivière est, de par son origine même (lessivage des MO du sol par les eaux de drainage), un phénomène très fortement variable dans le temps, avec des maximums lors des épisodes de crue et des minimums lors des inter-crués et des débits d'étiages. Comme nous l'avons montré, cette caractéristique est une constante à l'échelle régionale, et vaut aussi bien pour les petits cours d'eau que pour les grandes rivières. Ainsi, le niveau de pollution d'une ressource revêt-il un certain caractère de prédictibilité dans le temps, la variable de prédiction utilisable par le gestionnaire étant clairement la donnée météorologique. A partir des résultats que nous avons obtenus, il est évident qu'une montée du débit de l'eau suite à un épisode pluvieux sera systématiquement synonyme, dans le contexte breton, d'une augmentation de la teneur en MO de l'eau brute pompée avec, dans beaucoup de cas, un dépassement quasi assuré du seuil réglementaire avec, en corollaire, les difficultés de traitement que l'on sait. Ainsi, la prévision météorologique peut constituer un système d'alerte, apte à prévoir une dégradation importante de la qualité de l'eau brute pompée.

Le deuxième élément de gestion découle en droite ligne du précédent. De fait, on peut se demander s'il ne serait pas judicieux d'installer sur les usines concernées par des dépassements, là où cela est techniquement faisable, des réservoirs tampons, permettant un stockage de l'eau pendant les inter-crués, de telle sorte que les pompages d'eau brutes puissent être interrompues lors de la survenance des crués, ces périodes étant fatalement synonymes de l'arrivée d'une eau brute fortement polluée en MO. Dans le contexte hydroclimatique breton caractérisé par des temps de transfert de l'eau courts, une crue dure rarement plus de 24 h. Cette brièveté des crués fait que les volumes d'eau "moins polluée" à stocker pour compenser l'interruption du pompage pendant les crués devraient être suffisamment faibles pour rendre un tel projet techniquement réalisable.

Le dernier élément concerne la nature des MO polluantes. Comme nous l'avons souligné en introduction, le fait que les analyses d'oxydabilité portent sur des eaux brutes pouvait laisser penser, lorsque l'étude a débuté, qu'une part non négligeable des MO dosées était des MO particulières. Cette idée avait deux avantages. D'une part, sachant qu'il est relativement aisé d'éliminer quantitativement des particules lors du traitement, elle permettait de s'en remettre au traitement pour "gérer" le problème. D'autre part, sachant que les précurseurs des THM et des AHA à l'origine d'une partie des problèmes sanitaires engendrés par la présence de MO dans les eaux brutes sont les MO aromatiques solubles, cette idée permettait aussi de tabler sur ces eaux bretonnes, certes riches en MO, mais à faible risque potentiels

du point de vue de la formation des THM et des AHA car comprenant une part importante de MO particulaire. Il est clair que les études réalisées depuis un an par le Cemagref et le CNRS battent cette idée en brèche, les dosages couplés de COD et d'oxydabilité effectués par ces équipes ayant démontré que l'essentiel du signal "oxydabilité" n'était pas constitué de MO particulaire, mais de MO dissoute. En outre, ces mêmes résultats ont établi que les MO véhiculées par les rivières bretonnes étaient particulièrement riches en noyaux aromatiques (voir Annexe 1). Ainsi, nous avons montré, à partir de données de la littérature, que les taux potentiels de formation de SPC des eaux bretonnes avaient toutes les chances d'être très élevés entre 50 et 100  $\mu\text{g}$  de SPC par mg de carbone sont calculées. Ces résultats nous ont conduit à classer les eaux bretonnes comme des eaux à très fort risque potentiel du point de vue de la formation des SPC, et à recommander le lancement de travaux spécifiquement dédiés à l'étude du risque SPC en Bretagne, travaux qui n'existent pas à l'heure actuelle (*Gruau, 2004*).

## **Préconisation**

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.

### **4.3. A propos des actions concrètes à entreprendre sur le terrain: perspective pour la rédaction des plans de gestion**

Les résultats présentés plus haut ont clairement établi que les eaux des rivières bretonnes avaient vu leur qualité se dégrader sur le plan des MO et que cette dégradation était relativement récente, datant du début des années 1980. Nous avons montré que les changements climatiques en cours étaient probablement impliqués dans cette dégradation, des dégradations similaires étant observées ailleurs dans le monde, dans des contextes anthropiques parfois très différents de la Bretagne. Nous avons aussi montré que les apports d'effluents d'élevage au sol avaient un impact compositionnel sur la MO des rivières de Bretagne. Enfin, nous avons établi le rôle de la topographie comme facteur créateur d'hétérogénéité spatiale dans la capacité d'un BV à exporter des MO. Cependant et comme déjà souligné, nous n'avons pas été capable de hiérarchiser ces différents facteurs. De même, le rôle de l'agriculture reste énigmatique sur un plan quantitatif (les épandages modifient la composition de la MO, mais les molécules concernées ne constituent qu'une infime proportion de la MO présentes dans les rivières).

Toutes ces incertitudes sont bien évidemment un obstacle à la définition d'actions concrètes de terrain. On peut néanmoins formuler des recommandations d'action dans au moins trois directions.

#### **4.3.1. Inventorier les zones à risque**

Même si les causes des augmentations constatées demeurent encore à élucider, la connaissance acquise concernant les contrôles exercés par le milieu physique sur les transferts de MO à l'échelle des BV permet de définir des zones que l'on qualifiera de zones à risque MO naturellement "fort" et des zones à risque MO naturellement "faible". Seront des zones à risque MO naturellement "fort" toutes les zones plates de fond de vallée, bordières du réseau hydrographique, ainsi que toutes les zones de versant développées sur sols peu perméables, et qui se trouveront dans la continuité directe de zones plates de fond de vallée. Seront à l'inverse des zones à risque MO naturellement "faible" toutes les zones de versants et de plateau développés sur sols épais et bien drainés.

Comment cartographier ces zones à risques? Concernant les zones plates de fonds de vallée, il pourra être fait appel à un Modèle Numérique de Terrain (MNT). La technique consistera alors à calculer la surface de part et d'autre du réseau hydrographique dont la pente moyenne sera inférieure à une valeur limite. La précision de la surface produite dépendra évidemment de la résolution verticale et latérale du MNT utilisé. La méthode pourra également inclure l'analyse de photos aériennes; l'analyse se fera là sous un angle "végétation", les zones plates étant par essence des zones humides, et donc des zones propices au développement d'une végétation spécifique, de type hydrophile. La limitation sera dans ce cas liée à la mise en culture de ces zones et à l'artificialisation de la végétation qui les parcourt. Des images satellitaires traitées pour extraire la teneur en eau du sol pourront également être utilisées en appoint du MNT et/ou des photos aériennes. Enfin, la méthode la plus précise, mais aussi la plus difficile à mettre en évidence car nécessitant une intervention humaine, consistera à cartographier la profondeur d'apparition de l'hydromorphie à la manière de ce qui a été fait sur le BV de Kervidy-Naizin (56)

Un inventaire des zones à risques bâti en utilisant une ou plusieurs des techniques précitées devrait à notre avis figurer dans les plans gestions, un tel zonage étant d'une certaine manière assimilable à un périmètre de protection de la ressource vis-à-vis du risque MO.

### **Préconisation**

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.

### 4.3.2. Identifier les pratiques à risques et les bannir des zones à risque

Quelles sont les activités ou pratiques que l'on peut à coup sur suspecter de favoriser le transport des MO des sols vers les eaux de surface et donc d'accroître la vulnérabilité de celles-ci eut égard au risque MO? Concernant les activités "agricoles" à risque, la seule que l'on puisse à l'heure actuelle pointer du doigt est l'épandage d'effluents d'élevage. Il nous paraît tomber sous le sens de préconiser un bannissement de ces pratiques des zones classées à risque naturellement "fort" ou, pour le moins, d'en limiter fortement l'usage au sein de ces zones.

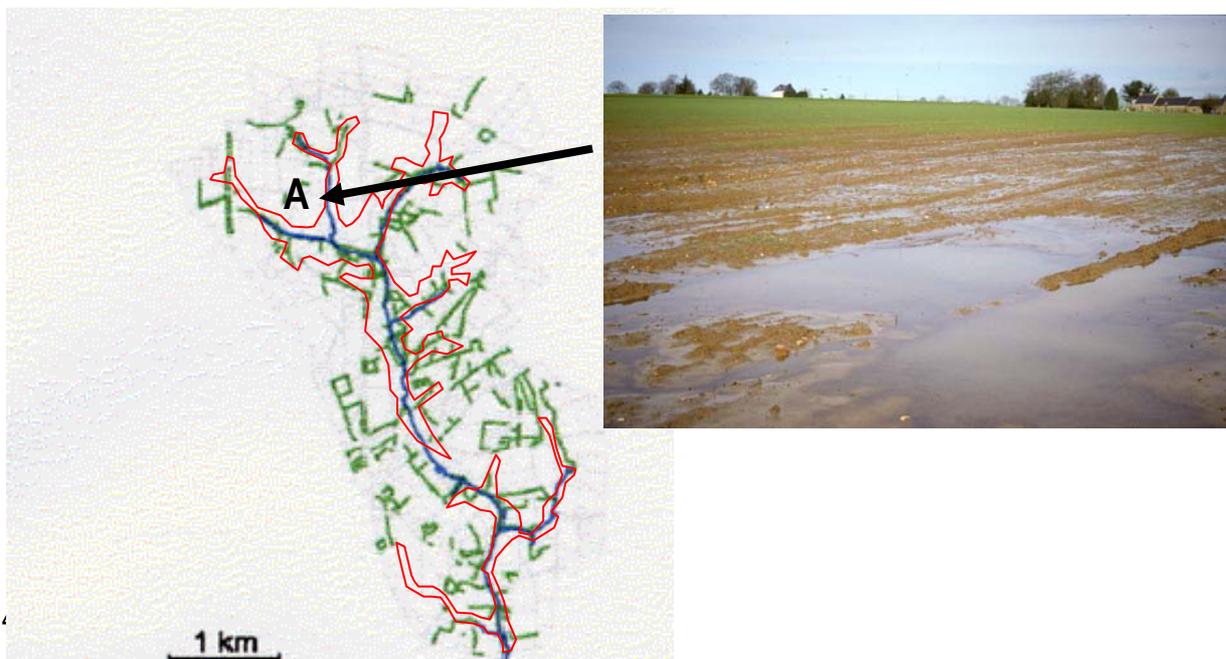
#### **Préconisation**

Limiter les épandages d'effluents d'élevage aux zones de plateau et aux versants bien drainés.

Concernant les pratiques, il est clair que tomberont dans la catégorie des "pratiques à risque" tous les aménagements de l'espace dont le résultat, voulu ou fortuit, aboutira à favoriser les circulations de l'eau dans les horizons organique du sol et/ou la connexion de zones naturellement hydromorphes au réseau hydrographique (voir **figure 29**). Sur ce plan, il n'est pas impossible que l'arasement des talus et des haies dans les fonds de vallée de certains BV ait été l'un des moteurs de la dégradation de la qualité organique de leurs eaux, notamment en accroissant l'intensité des dépassements lors des épisodes de crue. On sait en effet qu'éliminer les barrières physiques à l'écoulement de l'eau que sont les haies et les talus augmentent la part du ruissellement pendant la crue. Or la lame ruisselante est précisément la composante de la crue la plus concentrée en MO car celle circulant dans les horizons les plus organiques des sols. Augmenter la part de cette composante dans les écoulements ne peut avoir d'autre effet que d'augmenter l'intensité des pics de concentration de MO lors des crues.

#### **Préconisation**

Interdire toute suppression de talus et de haie dans les zones à risque



**Figure 29.** Carte du BV de Kervidy-Naizin (56) montrant la distribution des haies au sein du BV. Il est clair qu'une zone comme la zone A, dépourvue de haie en bordure du ruisseau et naturellement hydromorphe comme le montrant la photo conjuguent toutes les caractéristiques d'une zone à très fort risque "MO".

#### 4.3.3. Quelles solutions curatives? Quels plans de gestion?

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,
- et un plan de gestion de la ressource en eau doit être mis en place dans le bassin versant 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 bassin versant* comportant une phase *d'inventaire des sources potentielles de contamination* et une phase *d'évaluation* visant à tester *l'efficacité de toutes les mesures ayant un impact sur le paramètre en défaut*. Finalement, *un délai de retour à la conformité doit être estimé*.

Les résultats présentés ici comportent, nous semble-t-il, des éléments de nature à aider les concepteurs de plan de gestion à dresser l'inventaire des zones à risque et à quantifier ce que l'on pourrait appeler la *vulnérabilité intrinsèque* de leur ressource. Concernant les mesures à prendre en cas de

dépassement, nous n'avons évidemment pas les éléments en main pour préconiser une solution plutôt qu'une autre, l'identification et la hiérarchisation des causes de la pollution restant encore largement à établir. Il nous semble néanmoins que toutes les actions visant à réduire les transferts rapides de l'eau et à reconstituer les barrières filtrantes que sont les talus et les haies, notamment en bord de rivière, devraient normalement s'accompagner d'une diminution des concentrations pendant les pics de crue. Une autre quasi certitude est que les mesures envisagées, quelles qu'elles soient, devront nécessairement porter sur une fraction finalement assez réduite des territoires des BV, à savoir les "fameuses" zones plates de fond de vallée. Le fait que les zones concernées soient d'extension limitée (<10% de la surface totale du BV dans le cas d'un BV type de celui de Kervidy-Naizin) ouvre à notre avis la place pour de l'expérimentation (reconstitution de haies et de talus en bas de pente et en bord de rivière, même en l'absence de données déterminant précisément l'impact de la présence de telles structures sur la teneur en MO des rivières), expérimentation qui ne serait évidemment pas possible si les actions devaient porter sur l'ensemble des BV.

# **Chapitre 5**

## **Conclusion**

Sous l'impulsion de la DRASS Bretagne et de la Mission Bretagne Eau Pure, deux études ont été réalisées en 2003 et 2004 afin de déterminer les causes des pollutions des captages d'eau brute de Bretagne par les matières organiques et d'explorer d'éventuelles solutions curatives. La première s'est attachée à recueillir les données existantes à l'échelle de la Bretagne afin de dresser un état des lieux aussi précis que possible de la pollution actuelle des rivières bretonnes par les MO, et de l'évolution dans le temps de cette pollution. Une analyse statistique en composantes principales des concentrations en MO mesurées dans les rivières de Bretagne et des principales variables susceptibles de contrôler ces concentrations (topographie, teneur en MO des sols, assolement, pression d'épandage,...) a également été réalisée dans le cadre de cette première phase, et ceci afin de procéder à une première identification des causes possibles des pollutions observées. Cette première identification a été complétée par la deuxième étude, étude dans laquelle les techniques de la géochimie organique moléculaire ont été mises en œuvre pour préciser l'origine animale ou végétale des MO véhiculées par les rivières de Bretagne, l'objectif étant ici de déterminer très précisément le rôle éventuellement joué par les épandages d'effluents d'élevage sur la pollution des rivières bretonnes par les MO. L'objectif final poursuivi par ces deux études était de formuler des recommandations pratiques, dont la mise en œuvre puisse être de nature à réduire les pollutions observées ou, à défaut, permette d'en limiter les effets.

Deux types de données ont pu être utilisés pour dresser le tableau de bord actuel et passé de la pollution des captages en rivière de Bretagne par les MO: i) les contrôles effectués par les DDASS sur les 118 prises d'eau "au fil de l'eau"; ii) les autocontrôles effectués par certains exploitants sur ces mêmes prises d'eau. Les données issues des contrôles DDASS présentent le gros avantage de couvrir l'ensemble du territoire breton; l'inconvénient est qu'il s'agit de données basse fréquence (12 échantillons par an, au mieux) et donc peu aptes à quantifier de manière précise la pollution des rivières bretonnes par les MO, la teneur en MO des eaux de rivière variant très fortement et très rapidement dans le temps. Les données d'autocontrôle permettent de palier ces deux derniers inconvénients, puisque fournissant des séries haute fréquence (1 mesure par jour) et longue durée (depuis 1979, pour la plus longue); l'inconvénient majeur est que seules six séries de ce type ont pu être mises à jour (Elorn (29); Kervidy-Naizin (56); Yar, Min Ran et léguer (22); Haut-Couesnon (35)). L'image fournie par ces séries est donc forcément tronquée, eu égard à la situation de l'ensemble de la Bretagne.

Concernant la pollution actuelle des rivières bretonnes par les MO, trois images ressortent du tableau de bord établi. La première est celle d'une forte variabilité spatiale des niveaux moyens de pollution, ceux-ci variant de 2.4 à 13.4 mg.L<sup>-1</sup> d'oxydabilité suivant les prises d'eau. 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 image est celle d'une distribution spatiale peut-être non totalement aléatoire de la pollution, les prises d'eau les plus "polluées" semblant se concentrer dans la partie nord, nord-est de la Région (Côtes d'Armor, notamment).

Concernant les évolutions temporelles, plusieurs échelles de variabilité ont été mises à jour. La plus courte en période se produit à l'échelle de la crue, les pollutions étant maximales pendant les épisodes de crue (concentrations multipliées par un facteur 10, voire plus, par rapport aux inter-crues), notamment lors des crues d'automne et d'hiver. La deuxième échelle est saisonnière, les concentrations en MO étant globalement plus élevées en automne et en hiver, qu'au printemps et en été. La troisième est d'ampleur pluriannuelle, et est marquée par l'occurrence de maxima de pollution, en phase à l'échelle de toute la Bretagne, tous les 5-7 ans environ. Enfin, les quelques séries longs termes disponibles montrent une échelle de variation étalées sur 25 ans et marquée par une augmentation continue de la teneur en MO des rivières caractérisées par un fort taux actuel de pollution. Ces mêmes séries montrent que la dégradation de la qualité "organique" des eaux des rivières actuellement fortement polluées par les MO est un phénomène toujours en marche, l'augmentation actuelle de la teneur en oxydabilité des eaux de ces rivières étant en base annuelle d'environ 0.2 mg.L-1 par an. Point important, une des séries long terme recueillies (Elorn (29)) montre une tendance à la diminution dans le temps des concentrations en MO mesurées à la prise d'eau.

Le croisement de ces données avec les facteurs propres au milieu breton (climat, topographie, pédogéologie,..) et les activités agricoles sur les BV permet de révéler le rôle très important joué par le climat et la topographie dans l'établissement de certaines des variabilités spatiales et temporelles observées. Ainsi, les maxima de pollution observés tous les 5-7 ans sont clairement d'origine climatique, traduisant la remontée des nappes vers les horizons organiques du sol lors d'années particulièrement pluvieuses. Les maxima de concentration observés en période de crue sont quant à eux le fruit d'une interaction entre le climat (épisodes pluvieux) et la nature peu perméable des BV bretons, laquelle nature favorise les écoulements de l'eau dans les horizons organiques du sol en période fortement humide. De ce point de vue, on peut dire que le contexte breton est par nature un contexte à risque du point de vue de l'exportation de MO des sols vers les eaux de surface. Ce risque sera d'autant plus grand que les fonds de vallée seront plats et larges, deux caractéristiques favorables au déclenchement de phénomènes de ruissellement sur sols saturés lors d'épisodes de pluie. Les résultats obtenus par les études réalisées à ce jour montrent que la variabilité morphologique des BV bretons et la variabilité du climat dont bénéficie la Bretagne sont susceptibles, à eux seuls, de créer des variations spatiales et temporelles de la concentration en MO des rivières bretonnes d'un facteur au moins 2 et 1.25, respectivement. Le rôle de la topographie est confirmée par l'analyse en composante principale des données DDASS, la variable "topographie" étant de loin celle expliquant la plus grande part de la variance totale observée au niveau des prises d'eau (24.6%).

Le climat pourrait être également à l'origine des évolutions à la hausse constatées depuis 25 ans au travers de l'augmentation de 40% des précipitations en Bretagne sur la période et/ou de la hausse de 1.5°C de la température moyenne annuelle sur la même durée. Relier directement la dégradation de la qualité des eaux des rivières de Bretagne du point de vue des MO à ces deux éléments du climat n'est cependant pas chose aisée, dans la mesure où la dégradation n'a pas le caractère uniforme auquel on s'attendrait si un facteur global comme le climat devait être pris comme la cause des dégradations

observées, sauf à penser au déclenchement de rétroactions locales négatives engendrées par des interactions entre le climat et certains facteurs locaux non identifiés.

Concernant le rôle des autres facteurs, et notamment celui des activités agricoles, l'analyse statistique n'a pas mis à jour de relation directe et globale entre la teneur en MO des eaux à l'endroit des captages et des éléments comme la teneur en MO des sols des BV, les assolements, les pressions d'épandages,... laissant plus de 50% de la variance observée dans les eaux inexplicables. Une des raisons de cet échec dans l'analyse résulte probablement d'une inadéquation entre les types de données qu'il nous a été possible de récolter auprès des différents partenaires contactés et celles dont il faudrait pouvoir disposer pour procéder à une analyse rigoureuse des relations entre qualité "organique" des eaux et activités sur les BV. En effet, les différents services impliqués dans la collecte et l'analyse de données agricoles nous ont fourni des données moyennées à l'échelle de la commune, voire de l'exploitation. Or, il est clair que seules les zones plates de fonds de vallées sont contributives à la charge en MO des rivières bretonnes, d'où la nécessité impérieuse de disposer d'informations sur les pratiques agricoles à l'échelle de la parcelle, l'échelle véritablement "mécanistique" du problème traité, pour une analyse statistique rigoureuse des relations entre qualité des eaux et pratiques agricoles.

Les analyses moléculaires conduites dans le cadre de la deuxième étude ont néanmoins permis de mettre en évidence l'impact des épandages de déjection animale. 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. 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 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.

La complexité du problème traité et les zones d'ombre persistantes sur les causes profondes des pollutions observées sont évidemment un frein à la définition d'actions concrètes de reconquête de la qualité de l'eau sur le plan des MO. Des études complémentaires, intégrant la collecte et/ou l'acquisition des données "milieu" appropriées au problème traité doivent impérativement être lancées pour rendre ce but atteignable. De même, il nous semble impératif de poursuivre l'effort de caractérisation chimique des MO impliquées dans les pollutions, seul moyen véritable de remonter aux causes. Ceci étant, des recommandations étayées par les résultats obtenus suites aux deux études conduites par le Cemagref et le CNRS peuvent néanmoins être formulées sur aux moins trois plans. Le premier concerne la nécessité de cartographier les territoires à risques à l'échelle de la Bretagne (les zones de fonds de vallée), et de limiter autant que faire se peut les pratiques à risque au sein de ces territoires (épandages d'effluents

d'élevage; drainage; arasement des haies et des talus filtrant,...). Sur un autre plan, la variabilité temporelle de la pollution, d'une certaine manière prédictible puisque sous la dépendance du climat, laisse entrevoir des éléments de gestion de la pollution, là ou des problèmes de santé publique sont possibles: mise en place de procédure d'alerte en cas d'annonce de crue avec arrêt éventuel des pompages pendant le passage de l'onde crue, nécessairement très polluée en MO. Enfin, les résultats présentés et les zones d'ombre qu'ils projettent militent pour la mise en place d'un réseau de BV ou de sous BV, représentatifs du contexte breton, au sein duquel les pratiques agricoles seraient renseignées aux échelles spatiales imposées par la dynamique des transferts de MO des sols vers les eaux. Sans la mise en place d'un tel réseau assimilable à un observatoire régional de l'impact des activités humaines sur la qualité de l'eau, les points non expliqués à l'issue des études effectuées le resteront pour longtemps, comme sera difficile toute évaluation de l'impact des décisions qui pourraient être prise en matière d'aménagement ou de changements de pratiques dans une optique de réduire la pollution organique des rivières de Bretagne. Cet observatoire pourrait évidemment intégrer le suivi d'autres paramètres comme le paramètre nitrate, pour lequel le même besoin en renseignement sur les activités au niveau des BV existe.

# **Chapitre 6**

# **Bibliographie**

- 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.
- Birgand F., Novince E., Gruau G., Bioteau T. (2004) Facteurs expliquant la présence de Matière Organique dans les Eaux Superficielles en Bretagne: Analyse des données existantes. *Rapport DRASS et Région Bretagne*, 76p.
- 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 mixing 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.
- Cheverry C. (1999) Agriculture intensive et qualité des eaux, INRA Edition, Versailles, 298p.
- Conseil Scientifique Régional de l'Environnement (2003) Gestion des sols et apports des déchets organiques en Bretagne. Janvier 2003, 51 p. Disponible sur internet: <http://www.bretagne-environnement.org>.
- 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.
- Durand P., Juan Torres, J.L. (1996) Solute transfer in agricultural catchments - the interest and limits of mixing models. *J. Hydrol.* 181: 1-22.
- 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.
- Gruau G. (2004) Les sous-produits chlorés dans les eaux destinées à l'alimentation humaine. *Rapport DRASS et Région Bretagne*, 33p.
- 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- Rapport DRASS et Région Bretagne, 81 p.
- Gruau G., Jardé E., Novince E., Birgand F., Panaget T., Le Roy S. (2004b). Pollution des eaux continentales bretonnes par les matières organiques. Facteurs de contrôle, indicateurs et évolution dans le temps. Colloque Interrégional Savoirs et Savoir-Faire sur les Bassins Versants, J.R. Lucas & L. Ligneau, Editeurs, Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne, p 53.

- 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.
- Jardé E., Gruau G., Mansuy-Huault L., Faure P., Petitjean P. (2004) Pollution des captages d'eau brute de Bretagne par les matières organiques. Variabilité spatio-temporelle des compositions. Traçage des sources par analyse moléculaire. *Rapport DRASS et Région Bretagne*, 100p.
- Jardé E., Gruau G., E. Novince E. Birgand F., Panaget T., Le Roy S. (2004b). Outils moléculaires pour le traçage des matières organiques dans les eaux. Colloque Interrégional Savoirs et Savoir-Faire sur les Bassins Versants, J.R. Lucas & L. Ligneau, Editeurs, Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne, p 55.
- Jardine, P.M., Wilson, G.V., McCarthy, J.F., Luxmoore, R.J., Taylor, D.L., Zelazny (1990) Hydrogeochemical processes controlling the transport of dissolved organic carbon through a forested hillslope. *J. Contamin. Hydrol.* 6:3-19.
- Kalbitz, K. (2001) Properties of organic matter in soil solution in a German fen areas as dependent on land use and depth. *Geoderma* 104 (2001) 203-214.
- Kalbitz, K., Kaizer, K., (2003) Ecological aspect of dissolved organic matter in soils. *Geoderma*, 113: 177-411.
- Koprivnjak J.-F., Blanchette J.G., Bourbonnière R.A., Clair T.A., Heyes A., Lum K.E., McRea R., Moore T.R. (1995) The underestimation of concentrations of dissolved organic carbon in freshwaters. *Water Res.* 29(1) : 91-94.
- Leleux A., Arousseau P., Roudaut A. (1988) Synthèse cartographique régionale à partir des données d'analyses de terre. *Science du Sol*, 1988/1, 26(1): 29-40.
- Maurice P.A., Cabaniss S.E., Drummond J., Ito E. (2002) Hydrogeochemical controls on the variation in chemical characteristics of natural organic matter at a small freshwater wetland. *Chem. Geol.* 187:59-77.
- 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.
- Mulholland P.J. (1997) Dissolved organic matter concentration and flux in streams. *J. North Am. Benthol. Soc.*, 16: 131-141.
- Nadri I (2001) Caractérisation de la matière organique le long du transect de Kerolland (Naizin, France): étude de la variabilité latérale et verticale. Mémoire de DEA, Université Henri Poincaré, Nancy I, 45p.

- Novince, E., Birgand, F., Gruau, G. (2004) Projet d'étude sur l'analyse des données disponibles sur les bassins versants bretons: recherche des facteurs expliquant la présence de matières organiques dans les eaux superficielles. *Rapport DRASS et Région Bretagne* – 2004, 44 p.
- 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.
- Viaud, V. (2004) Organisation spatiale des paysages et des flux d'eau et nutriments: approche empirique et modélisation. Thèse de l'Ecole Supérieure Agronomique de Rennes. 283p.
- 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.
- Zsolnay A., Görlitz, H. (1994) water extractable organic matter in arable soils: effects of drought and long-term fertilization. *Soil Biol. Biochem.* 26 (9)1257-1261.

# Annexe 1

## A propos du risque SPC en Bretagne

Cette annexe présente des extraits du rapport:

*"Formation des produits sous-chlorés dans les eaux destinées à l'alimentation humaines: facteurs de formation, impacts sur la santé, évaluation des risques dans le cas de la Bretagne"* remis en 2004 à la DRASS de Bretagne et à la Région Bretagne.

## A1.1. Utilisation du chlore comme désinfectant des eaux destinées à la consommation humaine

Depuis plus d'un siècle et demi, le chlore est utilisé pour désinfecter l'eau destinée à la consommation humaine. Le chlore en tant que désinfectant a les principaux avantages suivants [1]:

- une bonne efficacité pour tuer ou inactiver les bactéries, les virus et les kystes ;
- un pouvoir rémanent;
- un effet bactériostatique;
- une grande facilité d'utilisation;
- un coût raisonnable.

Cependant, la chloration de l'eau potable n'est pas sans présenter des inconvénients. Ce procédé peut induire une odeur et un goût désagréable, sources de plaintes de la part des consommateurs. Surtout, l'utilisation du chlore génère la formation de sous-produits - les sous-produits de la chloration ou SPC -, dont on suppose qu'ils pourraient être à l'origine de certains cancers et/ou de certains troubles du développement *in utero* (cf. § 4.3.).

## A1.2. Les sous-produits de la chloration

Les sous-produits de la chloration (SPC) dans l'eau potable sont générés lors de la réaction chimique du chlore avec la matière organique dissoute et, éventuellement, avec les ions bromures. Il existe de nombreux groupes chimiques au sein des SPC [2, 3] dont les plus connus sont les suivants:

- Trihalométhanes (THM): chloroforme ( $\text{Cl}_3\text{CH}$ ), bromodichlorométhane ( $\text{BrCl}_2\text{CH}$ ), dibromochlorométhane ( $\text{ClBr}_2\text{CH}$ ), bromoforme ( $\text{Br}_3\text{CH}$ ) ;
- Halocétates ou acides haloacétiques (AHA): monochloroacétate (ou acide monochloroacétique:  $\text{CH}_2\text{ClCOOH}$ ), dichloroacétate (ou acide dichloroacétique:  $\text{CHCl}_2\text{COOH}$ ), trichloroacétate (ou acide trichloroacétique  $\text{CCl}_3\text{COOH}$ ), bromochloroacétate (ou acide bromochloroacétique:  $\text{CHClBrCOOH}$ ), dibromoacétate (ou acide dibromoacétique:  $\text{CHBr}_2\text{COOH}$ ), bromodichloroacétate (ou acide bromodichloroacétique:  $\text{CCl}_2\text{BrCOOH}$ ) ;
- Haloacétonitriles;
- Haloaldéhydes;
- Haloacétones;

- Halohydroxyfuranones.

La mise en évidence de la formation de ces substances lors du procédé de désinfection de l'eau par le chlore date du début des années 1970 pour les THM [4], et de la fin des années 1980 en ce qui concerne les AHA [5,6].

### A1.3. Les voies d'exposition

Les campagnes de mesure effectuées dans le monde, notamment au Canada et aux États-Unis, montrent que les THM sont les SPC présentant généralement les niveaux de concentration les plus importants dans l'eau chlorée [6]. Les AHA, découverts plus récemment, peuvent cependant être occasionnellement détectés à des niveaux de concentration proches de ceux des THM [6,7]. Les THM et AHA sont diagnostic de la présence potentielle des autres composés de la famille des SPC et leurs concentrations sont utilisées comme indicateur du potentiel toxique d'une eau chlorée [8].

Il existe trois voies d'exposition aux THM: (i) l'inhalation, (ii) l'absorption cutanée et (iii) l'ingestion. Les indicateurs d'exposition les plus communément utilisés dans les études épidémiologiques publiées sont les concentrations en SPC dans le sang et dans l'air expiré.

Trois études ont comparé les différentes voies d'exposition entre elles, en ciblant les THM comme famille de SPC recherchée dans l'eau et dans le sang/air des sujets exposés. L'étude de Backer et al. [10] montre qu'une douche de 10 minutes prise avec une eau contenant 35 µg/L de THM aboutit à une concentration sanguine en THM identique à celle occasionnée par l'ingestion d'un litre de la même eau. L'importance potentielle de la voie cutanée est confirmée par l'étude de Weisel et al [11], laquelle a montré une corrélation positive entre la teneur en THM de l'air expiré par des sujets ayant pris une douche et celle de l'eau de douche (en moyenne 33 µg/L).

L'étude de Gordon et al [12], centrée en particulier sur l'étude du facteur température sur l'intensité de la contamination en chloroforme par voie cutanée révèle que, à concentration égale de l'eau, la contamination par voie cutanée en ce composé augmente avec la température de l'eau du bain ou de la douche. Selon cette étude, les concentrations de chloroforme dans l'air expiré après un bain sont multipliées par 30 lorsque la température de l'eau passe de 32 °C à 40 °C.

Ces études, même si elles ne concernent qu'un nombre limité de sujets (30 pour les études de Backer et al [10] et de Weisel et al [11]; 10 pour l'étude de Gordon et al [12]) montrent clairement que l'évaluation du risque d'exposition aux SPC au travers des doses reçues impose de prendre en compte l'ensemble des voies d'exposition, et non de considérer le seul risque lié à l'ingestion de l'eau de boisson.

## A1.4. Toxicité

Les premières études toxicologiques chez l'animal datent du milieu des années 1970 pour les THM, et du début des années 1990 pour les AHA [2,13,14]. Les deux effets évalués sont le développement du cancer et la survenance de troubles du développement *in utero* (cf. **Tableau 1**).

La toxicité des THM a été étudiée chez le rat et la souris. Le cancer du foie a été le cancer le plus fréquemment observé [2]. On a également constaté l'apparition de tumeurs du rein et, pour les THM bromés uniquement, de cancers du côlon. La toxicité des AHA a également été étudiée chez le rat et la souris. On a observé l'apparition de tumeurs du foie [14] ainsi que de cancers du poumon [2].

Les effets potentiellement toxiques des SPC sur le développement et la reproduction ont été étudiés chez le rat et le chien (début des années 1990). Les THM se sont révélés foetotoxiques, avec comme effet principal une diminution du poids du fœtus. Aucun effet tératogène des THM n'a toutefois été mis en évidence [15]. Concernant les AHA, la même diminution du poids corporel du fœtus que celle constatée avec les THM a été mise en évidence. Des dégénérescences de l'épithélium testiculaire du fœtus ainsi que des malformations cardiaques ont également été mises en évidence dans les études portant sur les AHA [4,15].

L'extrapolation de ces résultats à l'homme est difficile pour deux raisons: (i) les doses administrées dans les expériences chez l'animal sont très élevées (jusqu'à 150 mg/kg), et en tous cas très supérieures aux doses auxquelles un être humain, même le plus exposé soit-il, peut être soumis; (ii) les effets chez l'animal, notamment en matière de cancers, se sont révélés être dépendant du mode d'administration. Ainsi, on a observé une prépondérance de cancers du foie lorsque les THM étaient administrés mélangés à de l'huile de maïs, alors que les tumeurs observées devenaient des tumeurs du rein lorsque les THM étaient injectés dissous dans de l'eau [14]. Par ailleurs, il n'existe pas alors actuelle d'études ayant associés différentes familles de SPC (THM + AHA, par exemple). On ne sait donc rien des éventuels effets que de telles combinaisons peuvent avoir sur la santé humaine, alors que le propre de l'exposition humaine est précisément de ne pas être concernée par un type de SPC en particulier, mais par l'ensemble des SPC.

Depuis 20 ans, plusieurs travaux de recherche en épidémiologie ont porté sur les associations possibles entre exposition au SPC et risque de cancer [16-19; **Tableau 1**]. Les cancers les plus souvent cités comme pouvant être favorisés par une exposition au SPC sont les cancers du côlon, du rectum et de la vessie. Cependant, les résultats sont souvent peu concluants, voire contradictoires. C'est le cas surtout pour les cancers du côlon et du rectum. Ainsi, alors que Marret et King [17] concluent à l'existence d'une association positive entre exposition aux THM et survenance d'un cancer du côlon, Hildesheim et al. [18] dissocient totalement les deux facteurs. En fait, seules les études portant sur l'association entre SPC et cancer de la vessie ont livré des résultats convergeant, encore que la relation de cause à effet soit loin d'être toujours statistiquement prouvée. On citera sur ce plan l'étude de Marret et King, [17], étude dans laquelle les auteurs font état d'un risque relatif de 1,6 pour une exposition à une concentration en THM

estimée à 50 µg/L ou plus pendant au moins 35 ans. Ces mêmes auteurs estiment de 14% à 16% des cancers de la vessie au Canada pourraient être attribuables aux SPC. Au total, cinq études font état d'une relation significativement positive sur le plan statistique entre exposition aux SPC et risque de cancer de la vessie [2].

Pathologie	Souris*	Rat*	Homme**
<b>Cancer de la vessie</b>			++
<b>Cancer du foie</b>	+++ (THM + AHA)	+++ (THM + AHA)	-
<b>Cancer du rein</b>	+++ (THM)	+++ (THM)	-
<b>Cancer du colon</b>	+++ (Br-THM)	+++ (Br-THM)	+ (?)
<b>Cancer du rectum</b>			+ (?)
<b>Cancer du poumon</b>	+++ (AHA)	+++ (AHA)	-
<b>Mortinatalité</b>			+ (?)
<b>Diminution poids foetal</b>		+++ (THM + AHA)	+++
<b>Malformations foetales</b>		+++ (AHA)	+ (?)

\* Etudes toxicologiques; \*\*études épidémiologiques

Les abréviations THM, AHA, BrTHM indiquent le type de SPC testé dans les études toxicologiques

+++ Risque statistiquement bien établi

++ Risque ayant une très forte probabilité

+ (?) Risque possible mais ayant livré des résultats contradictoires suivant les études

- pas de risque mentionné

**Tableau A1.1.** Tableau récapitulatif des risques sanitaires engendrés par une exposition aux SPC.

Les études épidémiologiques portant sur l'impact des SPC sur le développement *in utero* ont également livrés des résultats souvent contradictoires et peu significatifs sur le plan statistiques. Une seule étude [19] fait état d'une possibilité d'accroissement du risque de fausse couche. Deux études [20, 21] rapportent des observations discordantes concernant un accroissement du taux de mortinatalité du fait d'une exposition au THM. Plusieurs études [19,20,22] suggèrent l'existence d'un risque d'accouchement prématuré. Des risques de malformations congénitales ont également été suggérés (malformations du tube neural et des fissures labio-palatines, malformations cardiaques) [16], sans que les résultats soient toujours complètement probants sur le plan statistique. En fait, le seul risque statistiquement démontré et recueillant un consensus concerne pour l'instant un risque accru d'avoir un enfant de faible poids à la naissance.

## A1.5. Formation des SPC

Les modalités de formations des SPC et les facteurs contrôlant la teneur en SPC des eaux traitées ont faits l'objet de très nombreuses études [28-37]: les principaux facteurs inclus:

- La teneur en matière organique dissoute de l'eau avant chloration
- La composition de la matière organique et notamment son aromaticité
- La dose de chlore rajouté
- Le temps de réaction
- La température
- Le pH
- La teneur en brome pour les SPC bromés

Les deux facteurs principaux sont la teneur en matière organique dissoute et la composition de cette matière organique

### A1.5.a. Teneur en matière organique

La matière organique en solution étant le précurseur des SPC, il n'est pas surprenant que la quantité de SPC formés augmente avec l'accroissement de la teneur en matière organique. En fait, à même qualité de matière organique, il existe généralement une assez bonne corrélation linéaire positive entre la quantité de SPC formé et la teneur matière organique. Cette relation de proportionnalité est illustrée par la **Figure 1**, figure dans laquelle les potentiels de formation de THM à 7 jours (THMPF7) mesurés dans des eaux américaines et coréenne sont reportés en fonction des teneurs en carbone organique dissous déterminées dans ces mêmes eaux [36].

L'existence de corrélations linéaires entre quantité de THM produits et teneur initiale des eaux en carbone organique dissous (COD) peut permettre une approche statistique de la quantité de SPC susceptible d'être produite dans une eau par simple multiplication de la pente de la corrélation (égale au taux de THM produits par mg de COD) par la concentration en COD mesurée dans l'eau avant ajout de chlore. Dans le cas des eaux américaines et coréennes reportées dans la **Figure 1**, les taux de formation potentiel de THM par mg de COD sont respectivement de  $73 \pm 17$   $\mu\text{g}/\text{mg COD}$  pour les eaux américaines et de  $44 \pm 20$   $\mu\text{g}/\text{mg COD}$  pour les eaux coréennes.

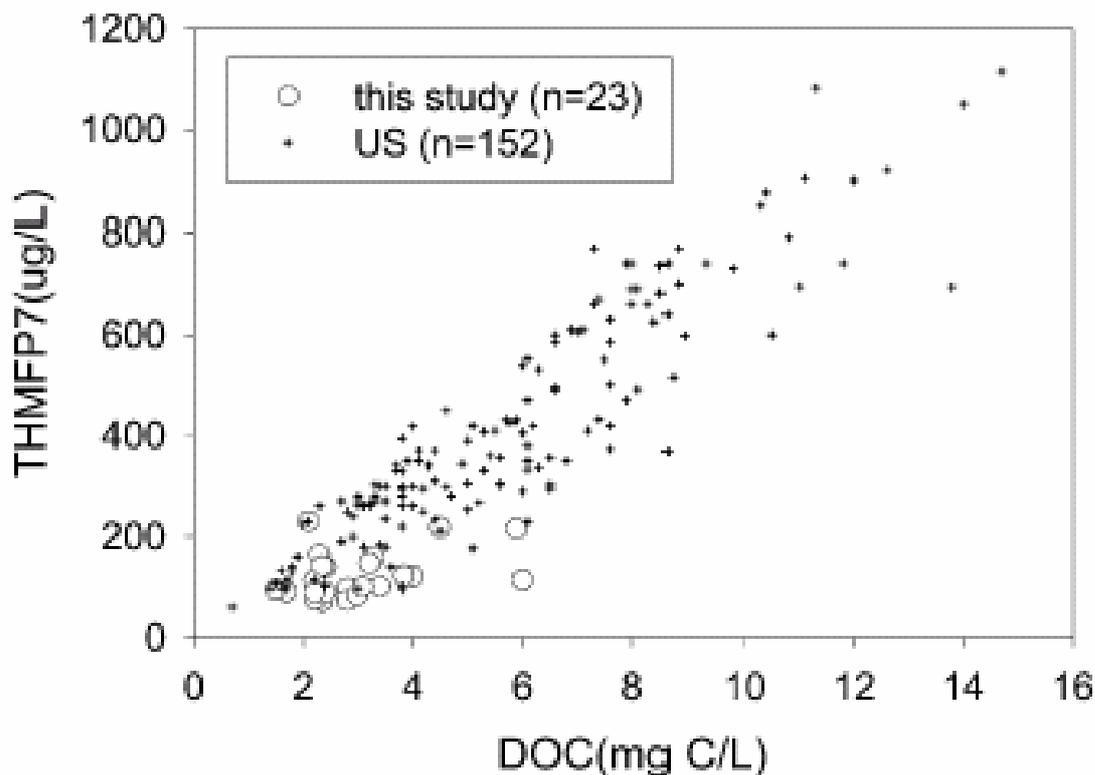
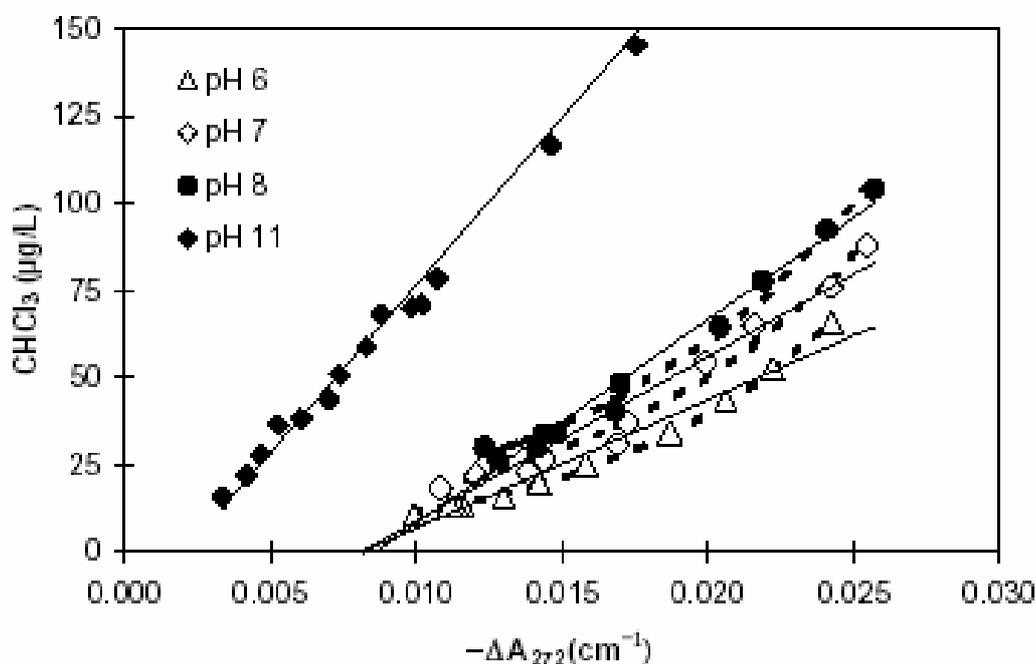


Fig. A1.1. Corrélation linéaire positive entre le taux de formation potentiel de THM à 7 jours d'eaux de surface et leur teneur en matière organique. Les croix correspondent à des eaux nord-américaines; les cercles évidés correspondent à des eaux coréennes. D'après [35].

#### A1.5.b. Composition de la matière organique

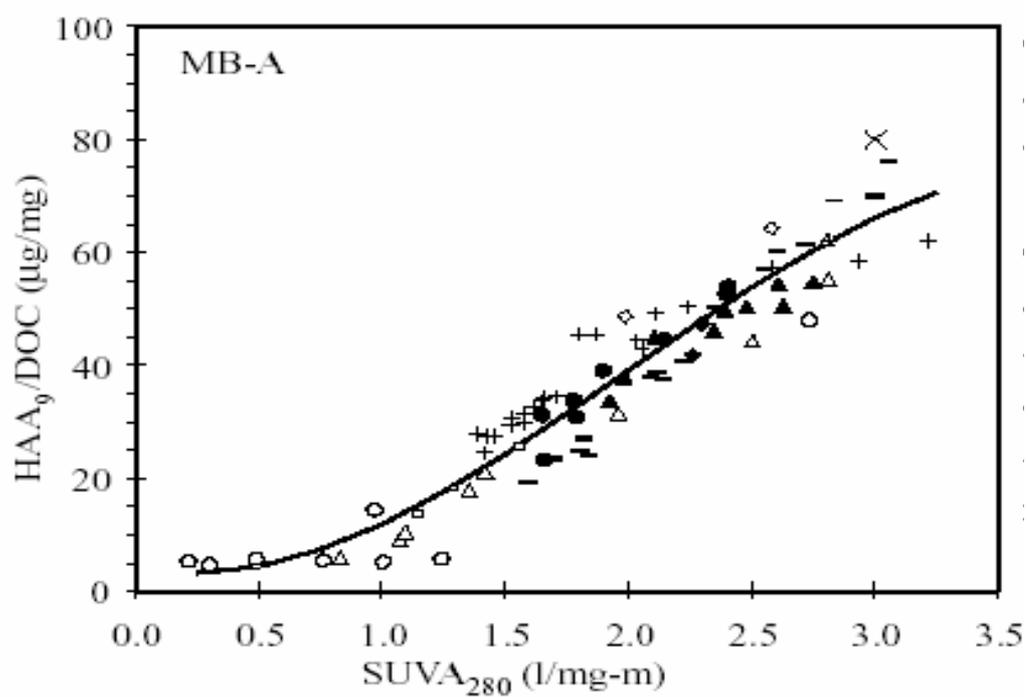
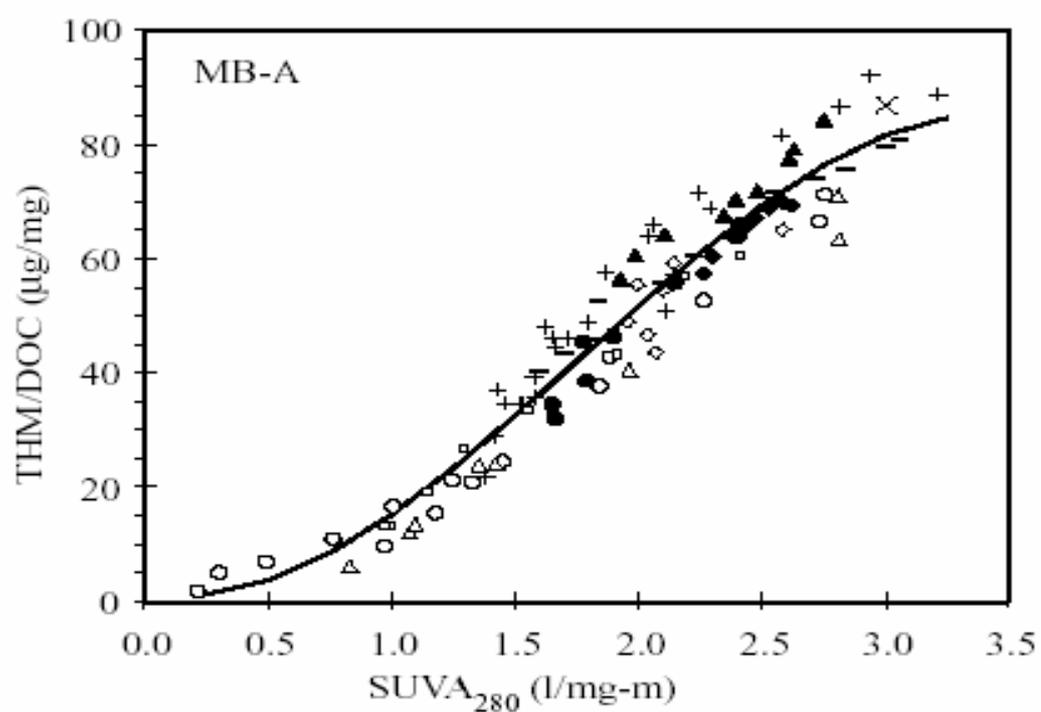
La composition de la matière organique est le deuxième facteur entrant en jeu dans la production de SPC. En fait, dès la mise en évidence de ces composés, on s'est aperçu que leur occurrence était d'autant plus forte que la matière organique était riche en noyaux aromatiques. Cette propriété est telle que des auteurs ont proposé d'utiliser le rapport entre l'absorbance UV à 254 nanomètres (ou 272, ou 280 nanomètres) d'une eau et sa teneur totale en carbone organique dissous comme moyen de déterminer, *a priori*, la quantité de SPC susceptible d'être formée pendant la chloration. Ce rôle clé des noyaux aromatiques dans la formation des SPC est confirmé par l'observation que la formation des THM et autres AHA s'accompagne d'une diminution de l'absorbance UV des eaux [35] après réaction, preuve s'il en est que ce sont bien les noyaux aromatiques qui réagissent avec le chlore pour former les SPC (cf. **Figure 2**).

Les noyaux aromatiques étant particulièrement abondant dans les substances humiques (acides humiques et fulviques), on doit s'attendre à ce que les eaux ruisselant sur les sols, ou drainant les sols soient particulièrement sujettes à la formation de SPC. Yamada et al. [31] ont isolé les substances humiques et fulviques d'eau de rivière du Japon et ont déterminé le potentiel de formation de THM de ces deux classes de matière organique. Les taux trouvés sont respectivement de  $55 \pm 20 \mu\text{g}/\text{mg C}$  pour les acides humiques et de  $36 \pm 6 \mu\text{g}/\text{mg C}$  pour les acides fulviques.



**Fig. A1.2.** Corrélations linéaires positives entre la quantité de chloroforme produite et la perte d'absorbance UV lors de la chloration d'eaux riches en matière organique. De telles corrélations s'expliquent par le fait que ce sont les noyaux aromatiques qui interviennent principalement dans la formation des SPC. Plus la quantité de SPC formés est forte, plus la quantité de noyaux aromatiques résiduels est faible.

L'absorbance spécifique (i.e. l'absorbance UV divisée par la teneur en carbone organique dissous) permet de déterminer l'aromaticité de la matière organique contenue dans une eau. Cette grandeur peut donc être utilisée en théorie comme moyen de mesure du potentiel de formation en SPC d'une eau. Une étude récente publiée par Kitis et al. [32] fournit les abaques nécessaires (cf. **Figure 3**). Cette étude montre que les potentiels de formations en THM et AHA augmentent très fortement avec l'absorbance spécifique de la matière organique (confirmant une fois de plus le rôle précurseur des noyaux aromatiques), les taux passant de 5 à 80 µg de THM par mg de C et de 5 à 70 µg de AHA par mg de C, pour des absorbances spécifiques allant de 0.5 à 3.5.



**Fig.A1.3.** Relation entre potentiel de formation de THM et d'AHA et absorbance spécifique de la matière organique.  
D'après [32].

## A1.6. Composition des matières organiques en solution dans les rivières bretonnes et potentiel de formation de SPC

Parallèlement aux mesures des concentrations en COD, des mesures de l'absorbance UV à 280 nm ont été effectuées lors de l'année hydrologique 2003-2004, toujours en réponse aux initiatives prises par la DRASS Bretagne et la Région Bretagne. Ces mesures ont porté sur les cinq bassins versants pour lesquels des séries rétrospectives haute fréquence des concentrations en COD et/ou oxydabilité existent. Les résultats (cf. **Figure 14**) montrent que les matières organiques dissoutes véhiculées par les eaux bretonnes sont riches en noyaux aromatiques avec des absorbances spécifiques allant de 1.9 à 3.0.

A partir de ces résultats et en utilisant les abaques établies par Kitis et al. [32] (cf. § 4.2.) on peut calculer le potentiel spécifique (i.e. en  $\mu\text{g}$  pour 1 mg de COD) de formation de THM et d'AHA des eaux bretonnes. Les résultats sont présentés dans la **Figure 15**. Les potentiels calculés sont très élevés, compris entre 60 et 100 pour les THM et entre 40 et 80 pour les AHA.

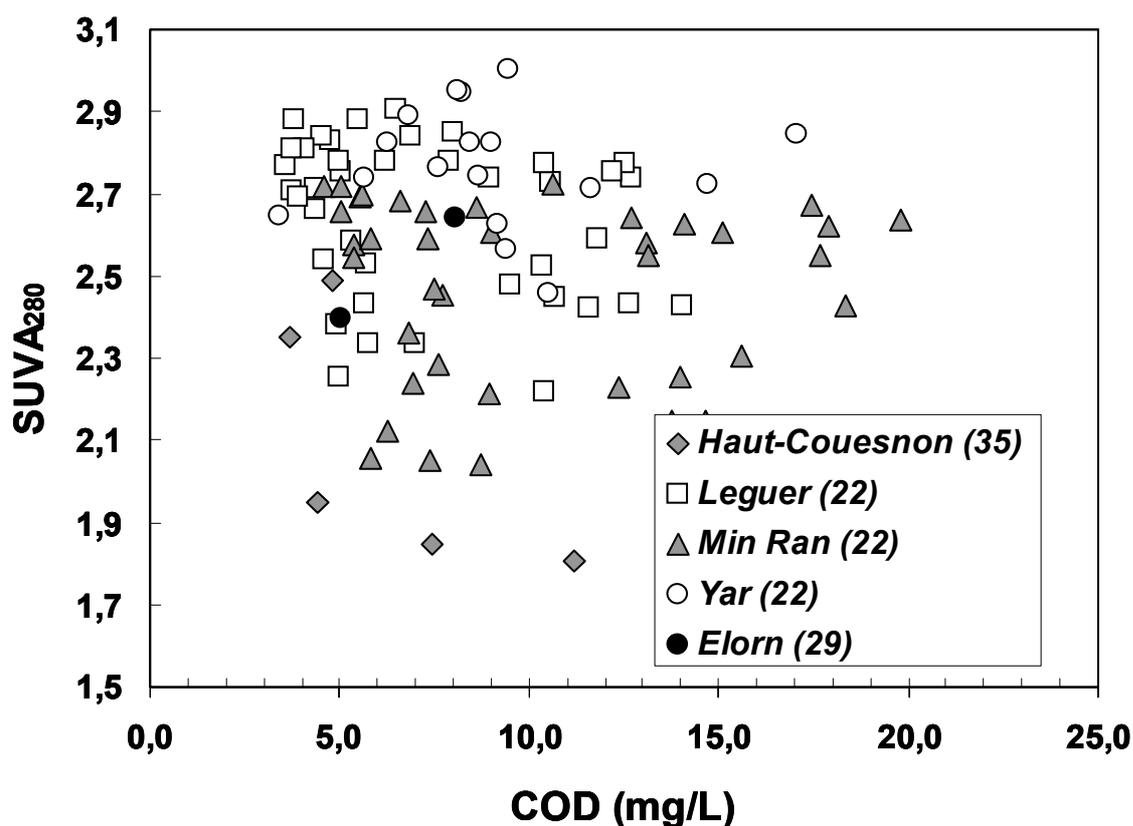


Fig A1.4. Absorbances spécifiques UV en fonction de la teneur en matière organique mesurées dans les eaux bretonnes au cours de l'année hydrologique 2002-2003. D'après Gruau et al. (données non publiées).

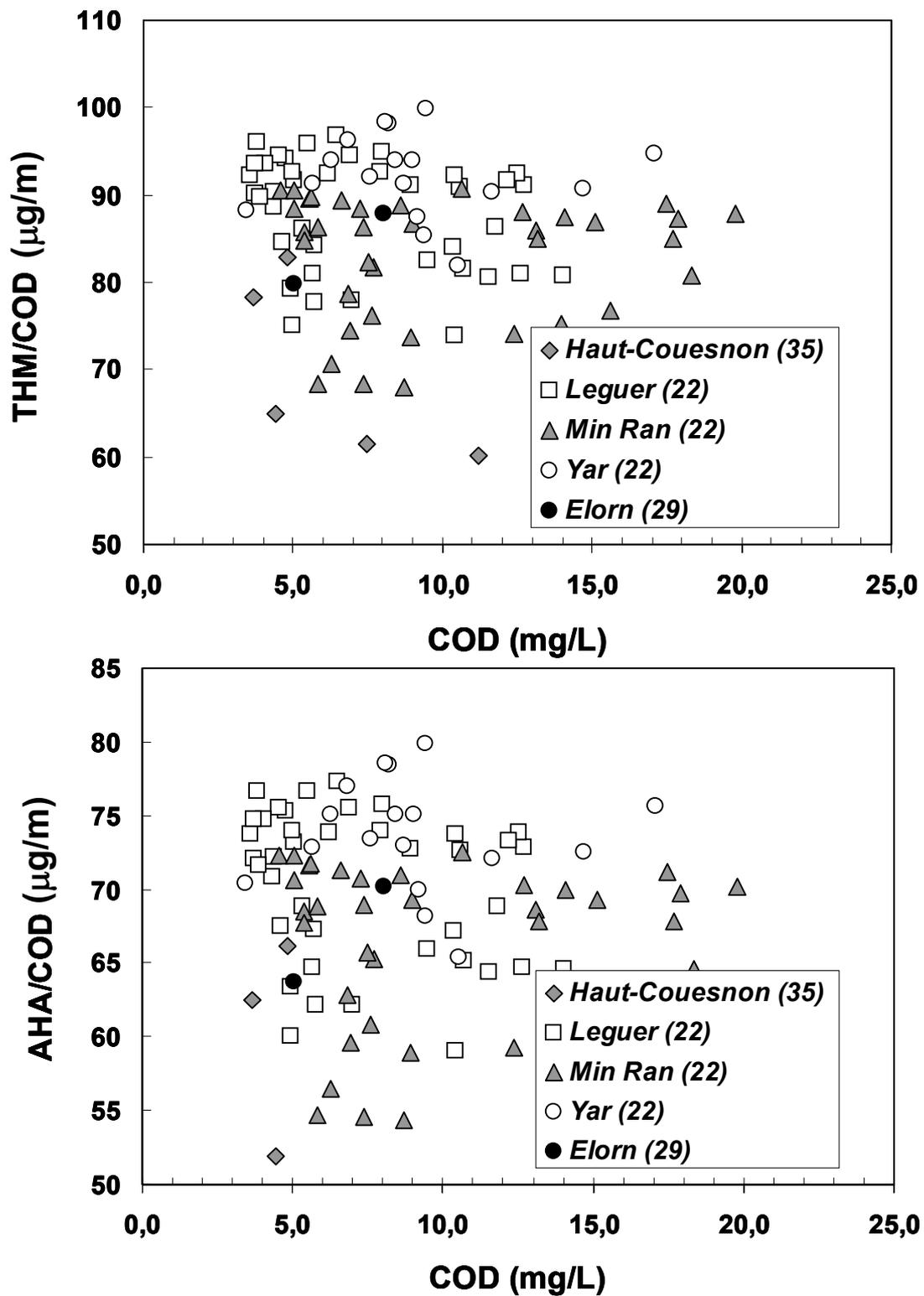


Fig. A1.5. Potentiels de formation en THM et AHA établis pour les eaux bretonnes calculés à partir de l'absorbance spécifique de ces matières organiques et en utilisant les abaques de Kitis et al. [32].

### A.1.7. Conclusion

La chloration des eaux destinées à la consommation humaine peut conduire à la formation de sous-produits chlorés potentiellement toxiques, principalement des trihalométhanes (THM) et des acides haloacétiques (AHA), lorsque celles-ci contiennent des matières organiques. Les études toxicologiques effectuées chez l'animal montrent que l'exposition à ces composés conduit à la survenance de tumeurs du foie, du rein, du côlon et du rectum, et peut être foetotoxique. Les données épidémiologiques disponibles chez l'homme indiquent un risque de cancer de la vessie ainsi qu'un risque de diminution du poids fœtal chez les sujets exposés.

L'étude de la bibliographie a montré que les noyaux aromatiques étaient les précurseurs principaux de SPC. Ainsi, à dose de chlore équivalente, plus une eau contient de noyaux aromatiques, plus elle aura tendance à former de SPC à teneur équivalente de carbone organique total. Des températures et des pH élevés sont également des facteurs favorables à la formation de SPC.

L'examen des données disponibles sur la Bretagne montre que cette région connaît une situation très dégradée de la qualité de ses eaux du point de vue des matières organiques, avec des niveaux de concentration records en carbone organique dissous (jusqu'à 12 mg/L en moyenne annuelle; jusqu'à 25-30 mg/L en valeurs maximales). Le croisement de ces résultats avec des données d'absorbance UV démontre que les matières organiques dissoutes véhiculées par les eaux bretonnes sont riches en noyaux aromatiques et donc propices à la formation de SPC. A partir des données d'absorbance UV de carbone organique dissous disponibles sur ces eaux et de résultats tirés de la littérature, des taux potentiels de formation de 50 à 100 µg de SPC par mg de carbone sont calculées. Ces résultats nous conduisent à classer les eaux bretonnes comme des eaux à très fort risque du point de vue de la formation des SPC. Ce classement impose à notre avis de lancer des travaux spécifiquement dédiés à l'étude du risque SPC en Bretagne, travaux qui n'existent pas à l'heure actuelle.

### A1.8. Bibliographie

- [1] **Montiel A.** - A quoi sert le chlore ? Les paramètres influençant son action - *Faut-il maintenir une désinfection résiduelle dans les réseaux de distribution d'eau? Congrès de l'Association Générale des Hygiénistes et Techniciens Municipaux* - Lyon, 13 juin 1991 - Lyon, AGHTM, 1992 - p 7-21.
- [2] **Mills CJ, Bull RJ, Cantor KP & al** - Risques pour la santé liés à la consommation de sous-produits de la chloration dans l'eau potable : rapport d'atelier – Santé Canada, 1998.
- [3] **Pan Pesticides Database.** <http://www.pesticideinfo.org/Index.html>
- [4] **Rook JJ** - Formation of Haloforms during Chlorination of Natural Waters - *Water treatment and examination* - 1974, n° 23 - p 234-243.

- [5] **Krasner SW** - Formation and Control of disinfection By-Products in Drinking Water - *Singer PC, American Water Works Association Dedicated to Safe Drinking Water*, 1999 - Chapter 2, Chemistry of Disinfection By-Products Formation - p 27-52.
- [6] **Krasner SW, McGuire MJ, Jacangelo JG & al** - The Occurrence of Disinfection By-products in US Drinking Water - *Journal of the American Water Works Association* – volume 81,n° 8, 1989 - p 41-53.
- [7] **Chen WJ, Weisel CP** - Halogenated Disinfection By-Products concentrations in a distribution system - *Journal of the American Water Works Association* - volume 90, n°4, 1998 - p151-163.
- [8] **Levallois P.** - Qualité de l'eau potable et trihalométhanes - *Bulletin d'Information en Santé Environnementale* - 1997, volume 8, n°6 - p 1-4.
- [9] **National Toxicology Program** - NTP 1998 Annual Plan/Carcinogenesis, Water Disinfection Byproducts - [en ligne, visité le 30/01/01] - <http://ntp-server.niehs.nih.gov/htdocs/98AP/8Carc.html>
- [10] **Backer LC, Ashley DL, Bonin MA & al** - Household exposures to drinking water disinfection by-products : whole blood trihalomethane levels - *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* - volume 10, 2000 - p321-326.
- [11] **Weisel CP, Kim H, Haltmeier P & al** - Exposures Estimates to Disinfection By-products of Chlorinated Drinking Water - *Environment Health Perspectives* - volume 107, 1999 - p 103-110.
- [12] **Gordon SM, Wallace LA, Callahan PJ & al** - Effect of Water Temperature on Dermal Exposure to Chloroform - *Environment Health Perspectives* - volume 106, 1998 - p 337-345.
- [13] **National Toxicology Program** - NTP 1998 Annual Plan/Carcinogenesis, Water Disinfection Byproducts - [en ligne, visité le 30/01/01] - <http://ntp-server.niehs.nih.gov/htdocs/98AP/8Carc.html>
- [14] **Boorman GA, Dellarco V, Dunnick JK** – Drinking Water Disinfection Byproducts : Review and Approach to Toxicity Evaluation – *Environmental Health Perspectives* – volume 107, supplement 1, 1999 – p207-217.
- [15] **Nieuwenhuijsen MJ, Toledano MB, Eaton NE** – Chlorination disinfection byproducts in water and their association with adverse reproductive outcomes : a review – *Occupational Environmental Medicine* – volume 57, 2000 – p73-85.
- [16] **Morris RD, Audet AM, Angelillo IF & al** - Chlorination, Chlorination By-products, and Cancer : A Meta-analysis - *American Journal of Public Health* - volume 82,1992 - p 955-963.
- [17] **Marret LD and King WK** - Great Lakes Bassin Cancer Risk Assessment : a case-control study of Cancers of the Bladder, Colon and Rectum - *Report prepared for the Bureau of Chronic Disease Epidemiology, Health Canada* – 1995.
- [18] **Hildesheim ME, Cantor KP, Lynch CF & al** - Drinking water source and chlorination byproducts in Iowa : II. Risk of colon and rectal cancers - *Epidemiology* - volume 9, 1998 - p 29-35

- [19] **Savitz DA, Andrews KW, Pastore LM** - Drinking Water and Pregnancy Outcome in Central North Carolina : Source, Amount, and Trihalomethane Levels - *Environment Health Perspectives* - volume 103, 1995 - p 592-596.
- [20] **Bove FJ, Fulcomer MC, Klotz JB & al** - Public Drinking Water Contamination and Birth Outcomes - *American Journal of Epidemiology* - volume 141, n°9, 1995 - p 850-861.
- [21] **Aschengrau A, Zierler S, Cohen A** - Quality of community drinking water and the occurrence of late adverse pregnancy outcomes – *Archives of Environmental Health* - volume 48, 1993 - p 105-113.
- [22] **Kramer MD, Lynch CF, Isacson P & al** - The association of waterborne chloroform with intrauterine growth retardation - *Epidemiology* - volume 3, 1992 - p 407-413.
- [23] **OMS** - Directives de qualité pour l'eau de boisson, Critères d'hygiène et documentation à l'appui - 2<sup>ème</sup> édition, volume 2, 1994 - p 913-949.
- [24] **OMS** - Directives de qualité pour l'eau de boisson, Recommandations - 2<sup>ème</sup> édition, volume 1, 1994 - p 117-126.
- [25] **Conseil Européen** - Directive 98/83/CE, 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine - Journal officiel JO L330, 05/12/98 - p 32-52.
- [26] **United States Environment Protection Agency** - Rules and Regulations, *Federal Register* - 1998.
- [27] **Ministère de l'environnement du Québec** - Règlement sur la qualité de l'eau potable - <http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/potable/>
- [28] **Oliver BG, Shindler DB** – Trihalomethanes from the Chlorination of Aquatic Algae 6 *Environmental Science and Technology* – volume 14, n°12, p 1502-1505.
- [29] **Korshin GV, Li CW, Benjamin MM** – The decrease of UV Absorbance as an indicator of TOX formation - - *Water Research* – volume 31, n°4, 1997 – p 946-949.
- [30] **Garcia-villanova RJ, Garcia C, Alfonso Gomez J** – Formation, Evolution and Modeling of Trihalomethanes in the Drinking Water of a Town : II. In the Distribution system – *Water Research* – volume 31, n°6, 1997 – p 1405-1413.
- [31] **Yamada E, Ozaki T, Kimura M** – Determination and behavior of Humic Substances as Precursors of Trihalomethane in Environmental Water – *Analytical Sciences* – volume 14, 1998 – p 327-332.
- [32] **Kitis M, Karanfil T, Kilduff JE** – The Reactivity of Dissolved Organic Matter for Disinfection By-Product Formation – *Turkish Journal of Engeneering Environmental Sciences* – volume 28, 2004 – p 167-179.
- [33] **Krasner SW** - Formation and Control of disinfection By-Products in Drinking Water - *Singer PC, American Water Works Association Dedicated to Safe Drinking Water*, 1999 - Chapter 2, Chemistry of Disinfection By-Products Formation - p 27-52.
- [34] **Rodriguez MJ, Sérodes JB** - Spatial and Temporal Evolution of Trihalomethanes in three Water Distribution Systems - *Water Research* – volume 35, n°6, 2000 – p 1572-1586.

- [35] **Stuart ME, Goody DC, Kinniburgh DG, Klinck BA** – Trihalomethane formation potential: a tool for detecting non-specific organic groundwater contamination – *Urban Water* – volume 3, 2001 – p 173-184.
- [36] **Korshin GV, Wu WW, Benjamin MM, Hemingway O** – Correlations between differential absorbance and the formation of individual DPBs – *Water Research* – volume 36, 2002 – p 3273-3282.
- [37] **Yoon J., Choi Y, Cho S, Lee D** – Low trihalomethane formation in Korean drinking water – *The Science of the Total Environment* – volume n° 302, 2003 – p 157 -156.
- [38] **Drugeon S** - Impacts sanitaires des sous-produits de la chloration dans l'eau de consommation, Étude des variations journalières et horaires des trihalométhanes dans le réseau d'eau potable de Québec - *Mémoire d'ingénieur de l'ENGEES*, 2001, 67 p.
- [39] **Amy G, Chadik P, Chowdhury Z** – Developing models for predicting trihalomethane formation potential and kinetics. *Journal of American Water Works Association* – volume 79, n°7, 1998 - p 89-97.
- [40] **Elshorbagy WE, Abu-Qdais H, Elsheamy MK** - Simulation of THM species in water distribution systems - *Water Research* - volume 34, n°13, 2000 - p 3431-3439.]
- [41] **Rodriguez MJ, Sérodes J, Morin M** - Estimation of water utility compliance with trihalomethane regulations using a modelling approach - *Journal of Water Supply : Research and Technology* - volume 49-2, 2000 - p 57-73.
- [42] **Milot J, Rodriguez MJ, Sérodes J** - Modeling the susceptibility of drinking water utilities to form high concentrations of trihalomethanes - *Journal of Environmental Management* - volume 60, 2000 - p 155-171.
- [43] **Chowdhury ZK, Amy GL** - Formation and Control of disinfection By-Products in Drinking Water - *Singer PC, American Water Works Association Dedicated to Safe Drinking Water*, 1999 - Chapter 3, Modeling Disinfection By-Product Formation - p 53-64.
- [44] **Gruau G, Jardé E, Novince E, Birgand F** - 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- *Rapport DRASS et Région Bretagne* – 2004, 81 p.
- [45] **Koprivnjak JF, Blanchette JG, Bourbonnière RA, Clair TA, Heyes A, Lum KE, McRea R, Moore TR** - The underestimation of concentrations of dissolved organic carbon in freshwaters. *Water Research* volume, n° 29- p 91-94.
- [46] **Novince E, Birgand F, Gruau G** - Projet d'étude sur l'analyse des données disponibles sur les bassins versants bretons: recherche des facteurs expliquant la présence de matières organiques dans les eaux superficielles. *Rapport DRASS et Région Bretagne* – 2004, 44 p.

- [47] **Novince E, Birgand F, Gruau G, Bioteau T** – Facteurs expliquant la présence de Matière Organique dans les Eaux Superficielles en Bretagne: Analyse des données existantes. *Rapport DRASS et Région Bretagne* – 2004, 76 p.

## **Annexe 2**

# Présentation et Objectifs du Groupe d'Etude sur la Pollution des eaux par les Matières Organiques

## A2.1. Objectifs

Le Groupe d'Etude sur la Pollution des eaux par les Matières Organiques est un groupe informel rassemblant des scientifiques, des responsables et gestionnaires de la qualité de l'eau, et des industriels. L'objectif du groupe est de mieux comprendre les mécanismes de pollution des eaux superficielles de Bretagne par les matières organiques afin de définir les actions à entreprendre pour éliminer cette pollution ou, à défaut, en limiter les effets.

La mise en place de ce groupe est motivée par un double constat, à savoir:

- Une dégradation marquée de la qualité des eaux bretonnes sur le plan des matières organiques, avec des dépassements de la limite réglementaire des 10 mg/L d'oxydabilité dans plus de 50% des prises d'eau;
- Une connaissance encore très imparfaite de la nature des matières organiques impliquées dans cette pollution, de leur origine naturelle ou anthropique, de la localisation des zones sources dans les paysages, des mécanismes impliqués dans les transferts sol-rivière.

Le Groupe d'Etude sur la Pollution des eaux par les Matières Organiques se donne trois objectifs:

- Réaliser, où faire réaliser, toutes les études et recherches nécessaires à l'amélioration de la compréhension des mécanismes impliqués dans la pollution des eaux superficielles de Bretagne par les matières organiques, préalable indispensable à la définition et à la mise en place de politiques concrètes de reconquête de la qualité de l'eau vis-à-vis de ce paramètre.
- Définir et mettre en place les protocoles de mesure nécessaires à l'analyse des pollutions existantes et à l'évaluation des actions de reconquête entreprises;
- Mettre en place un réseau de surveillance, d'ampleur régionale, normalisé et cohérent du point de vue des protocoles et des paramètres mesurés, et sur lequel les différents responsables pourront s'appuyer pour jauger de la qualité des eaux bretonnes du point de vue des matières organiques à un instant donné, et suivre l'évolution de cette qualité dans le temps, notamment en réponse à des modifications dans les paysages ou dans les usages des terres.

Le groupe actuel prolonge le groupe de travail mis en place en 2003 conjointement par la DRASS Bretagne et la Mission Bretagne Eau, lequel a livré une première série d'études en 2004 (voir plus loin).

Sur le plan scientifique, le groupe s'appuie sur les équipes pluridisciplinaires du CNRS, de l'INRA, de l'Université de Rennes I et du Cemagref, rassemblées au sein du Centre Armoricaïn de Recherche en Environnement et sur tous les experts extérieurs susceptibles de faire avancer la recherche dans le domaine concerné.

## A2.2. Composition (en 2004)

Mission Bretagne Eau Pure (Animation): Sylvie Le Roy

DRASS Bretagne: Thierry Panaget

Animateurs de Bassin Versants: Leguer-Min Ran: Samuel Jouon  
Yar: Bénédicte Le Bref  
Haut-Couesnon: David Clause  
Chèze-Casnut: Daniel Helle  
Elorn : Jérôme Vassal

INRA-CAREN: Christian Walter  
CNRS-CAREN: Gérard Gruau  
Université de Rennes 1- CAREN: Luc Brient  
Cemagref: François Birgand  
Générale des Eaux: André Croq, Bernard Culotto

### **A2.3. Dispositifs de recherche et de suivi**

Pour effectuer ses travaux, le Groupe d'Etude sur la Pollution des eaux par les Matières Organiques dispose de deux dispositifs de terrain, dont nous détaillons les caractéristiques ci-dessous.

#### **Le bassin versant de recherche de kervidy-Naizin**

Le bassin versant de Kervidy-Naizin, situé dans le Morbihan 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>); (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 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; 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).

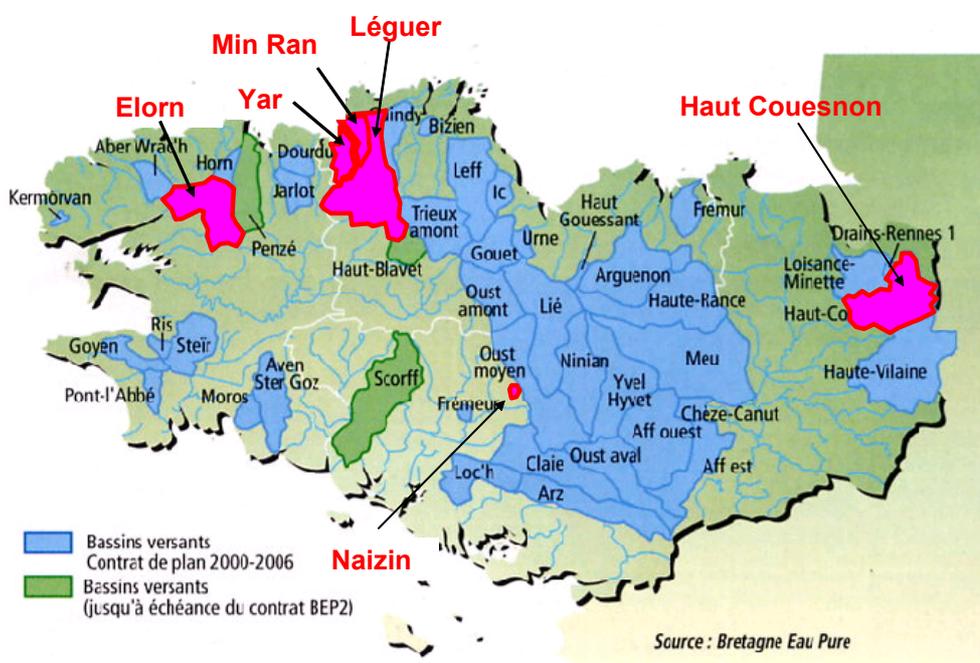
Les données MO actuellement disponibles sur le bassin versant de Kervidy-Naizin regroupent des données de concentration en carbone organique dissous (COD) à l'exutoire, dans les nappes et l'eau de pluie, ainsi que des concentrations en carbone organique (CO) des horizons de sol. A l'exutoire, les suivis 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. 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.

## Le réseau régional de bassins versants

Ce réseau 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 sont collectés régulièrement (1 donnée tous les uns à trois jours).

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. D'un point de vue temporel, les séries sont assez hétérogènes, 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.



Carte montrant la position géographique des bassins versants rassemblés au sein du dispositif régional de suivis des MO

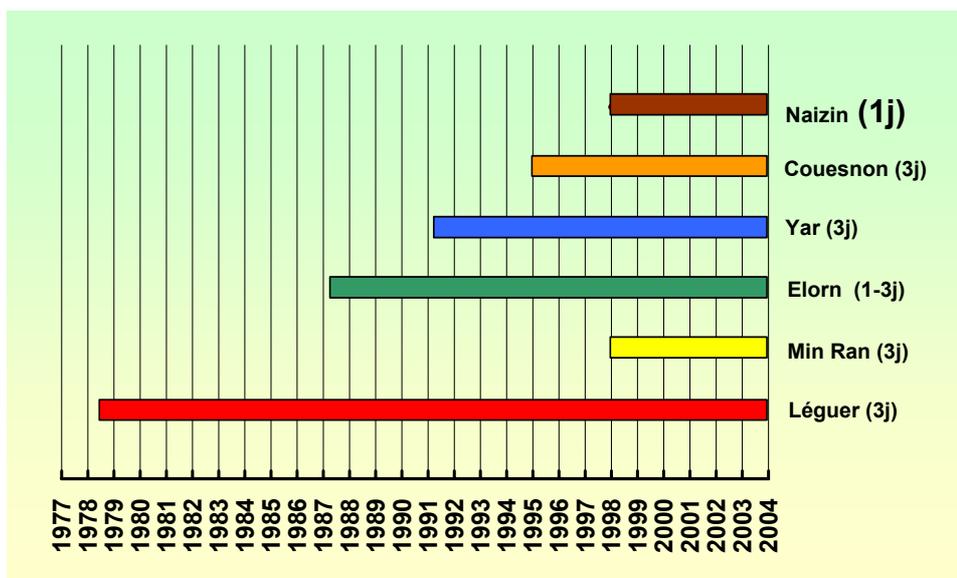


Figure illustrant la longueur des séries temporelles existantes à l'échelle de la Bretagne. Les données portent toutes sur des teneurs d'oxydabilité, sauf pour le BV de Kervidy-Naizin pour les grandeurs mesurées sont les teneurs en COD.

## A2.4. Projets 2005

- 1- Pérenniser le réseau régional de surveillance en impliquant les collecteurs de données dans la démarche scientifique, et en créant une structure de centralisation et d'exploitation des données acquises sur le terrain;
- 2- Normaliser les protocoles de suivis en intercalibrant, entres autres, des analyses de COD et d'oxydabilité;
- 3- Développer une approche par sous bassins versants en croisant les données matières organiques avec des données spatialisés d'occupation du sol et de caractéristiques physiques des milieux dans l'objectif d'identifier et de hiérarchiser les différents facteurs impliqués dans le contrôle de la teneur en matière organique des eaux de surface de Bretagne;
- 4- Continuer les travaux engagés sur la mise au point de traceurs de l'origine des matières organiques transportés par les eaux de surface de Bretagne.

## A2. 5. Travaux produits par le groupe en 2003-2004.

Gruau G, Jardé E, Novince E, Birgand F - 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- *Rapport DRASS et Région Bretagne* – 2004, 81 p.

- Novince E, Birgand F, Gruau G - Projet d'étude sur l'analyse des données disponibles sur les bassins versants bretons: recherche des facteurs expliquant la présence de matières organiques dans les eaux superficielles. *Rapport DRASS et Région Bretagne* – 2004, 44 p.
- Novince E, Birgand F, Gruau G, Bioteau T – Facteurs expliquant la présence de Matière Organique dans les Eaux Superficielles en Bretagne: Analyse des données existantes. *Rapport DRASS et Région Bretagne* – 2004, 76p.
- Gruau G – Les sous-produits chlorés dans les eaux destinées à l'alimentation humaine. *Rapport DRASS et Région Bretagne* – 2004, 33p.
- Gruau G., Jardé E., Novince E., Birgand F., Panaget T., Le Roy S. (2004). Pollution des eaux continentales bretonnes par les matières organiques. Facteurs de contrôle, indicateurs et évolution dans le temps. Colloque Interrégional *Savoirs et Savoir-Faire sur les Bassins Versants*, J.R. Lucas & L. Ligneau, Editeurs, *Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne*, p 53.
- Jardé E., Gruau G., E. Novince E. Birgand F., Panaget T., Le Roy S. (2004). Outils moléculaires pour le traçage des matières organiques dans les eaux. Colloque Interrégional *Savoirs et Savoir-Faire sur les Bassins Versants*, J.R. Lucas & L. Ligneau, Editeurs, *Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne*, p 55.
- Jardé E, Gruau G, Mansuy-Huault L, Faure P, Petitjean - Pollution des captages d'eau brute de Bretagne par les matières organiques. Variabilité spatio-temporelle des compositions. Traçage des sources par analyse moléculaire. *Rapport DRASS et Région Bretagne* -2004, 100p.
- Gruau G, Jardé E, Novince E, Birgand F – Guide pratique pour l'instrumentation et le suivi des matières organiques à l'échelle du bassin versant - *Rapport DRASS et Région Bretagne* – 2004, en préparation.

### **Autres travaux émanant de membres du groupe sur le thème**

- P. Petitjean, O. Hénin, G. Gruau (2004) Dosage du carbone organique dissous dans les eaux douces naturelles. Intérêt, principe, mise en œuvre et conditions opératoires *Cahiers Techniques de Géosciences Rennes*. N°3, 48p.