



Ministère de la santé et de
la protection sociale
20, rue d'Isly
35042 RENNES Cedex

Mission Bretagne Eau Pure
43 square de la Mettrie –
CS 70616
35706 Rennes cedex 7

Conseil Régional de
Bretagne
283, Avenue du Général
Patton CS 21101
35511 Rennes cedex 7

Facteurs expliquant la présence de Matière Organique dans les Eaux Superficielles en Bretagne : Analyse des données existantes

Rapport Final



co-auteurs : François Birgand¹ – Emilie Novince¹

collaborateurs : Gérard Gruau² – Thierry Bioteau¹

¹ Cemagref Groupement de Rennes
17, avenue de Cucillé. CS 64427
35044 - RENNES Cedex
Tél. 02 23 48 21 21. Fax. 02 23 48 21 15

² CAREN, UMR 6118, Géosciences Rennes,
Campus de Beaulieu
35042 - RENNES Cedex.

Résumé

La matière organique dans les eaux de surface destinées à la potabilisation pose des problèmes de santé publique. L'objectif de cette étude était de retirer le plus d'information possible sur la matière organique dans les eaux bretonnes à partir des données existantes, et en particulier de tenter d'extraire des facteurs explicatifs de la présence de MO dans les eaux de surface. La plupart des résultats obtenus proviennent de l'étude de cinq BV témoins.

Il semble que la matière organique détectée par l'indice au permanganate soit plutôt sous forme dissoute dans les BV bretons. L'effet d'entraînement observé de la MO dissoute dans les eaux pendant les crues pourrait être expliqué par la saturation et le lessivage d'un volume de sol croissant correspondant à l'horizon organique du sol (40 premiers cm) lors de la montée de la nappe.

Les concentrations en MO varient du simple au double entre BV. Des augmentations fortes et inscrites sur de longues périodes (15-20 ans) sont observables sur 4 BV, une diminution significative est observée sur l'Elorn. Une partie des évolutions cycliques pluriannuelles des concentrations semble être associée au climat.

Les zones ripariennes jouent sans doute un rôle majeur sur les teneurs en MO des eaux de surface alors que les pratiques effectuées sur les sols cultivés (zones de plateau en général) ne semble avoir qu'une influence plus masquée. Les zones relativement plates et larges au bord des cours d'eau semblent contribuer de façon très sensible et significative aux teneurs en MO dans les eaux de surface. Des changements de pratiques dans ces zones pourraient avoir des répercussions importantes à la hausse ou à la baisse des concentrations en MO des eaux.

L'analyse conduite sur les cinq BV témoins et aussi à l'échelle de la Bretagne n'a pas mis au jour de relation directe et globale entre les pratiques agricoles sur les sols cultivés, et en particulier les quantités de MO épandues provenant des effluents d'élevage, avec les concentrations retrouvées dans les eaux de surface.

Abstract

Presence of Organic Matter in surface water used for drinking water supply represents a public health concern. The objectives of this study were to extract from existing data as much information as possible on organic matter in Brittany (Western France) surface waters and extract factors that could explain its presence. Most results were obtained from five reference catchments data sets. Organic matter detected using the KMnO_4 oxidising method seems to be in the dissolved form in Breton catchments. The observed concentration effect of organic matter during hydrological events could be explained from the increasing saturating and leaching conditions of an increased volume of the top (organic) soil horizon (40 cm deep) that accompany water table rises.

Average organic matter concentrations may be very different and double from one catchment to another. Long term and strong increases could be detected on four data sets, while a smaller but yet significant decrease was observed on the fifth. Some of the inter annual variations may be associated with climatic fluctuations.

Riparian zones have been identified as probably playing a major role in the presence and level of concentration of organic matter in surface waters. On the opposite, agricultural practices on cultivated soils seem to have only a remote effect. Relatively flat and wide areas near streams seem to contribute on a very sensitive and quantitative manner to organic matter in streams. Land use and practices changes in riparian zones could have rapid, sensitive and lasting consequences on OM concentrations in water.

Data processing from the reference catchments on a regional scale has not been able to show a direct nor global relationship between agricultural practices on cultivated lands, particularly amounts of animal waste effluents spread on soils (of one of the largest animal breeding area in Europe), and organic matter concentrations in surface waters.

Remerciements

Nous tenons d'abord à remercier, la DRASS Bretagne et le Conseil Régional qui ont soutenu et financé les études menées sur la Matière Organique dans les eaux bretonnes, particulièrement Mme Martine Chrétien du Conseil Régional de Bretagne et M. Thierry Panaget de la DRASS Bretagne.

Nous tenons à remercier Mlle Sylvie Le Roy coordinatrice de la Mission Bretagne Eau Pure, qui a mis en place le groupe de travail matières organiques auquel nous avons participé.

Nous remercions l'ensemble des animateurs de bassins versants BEP, et en particulier M. Samuel Jouon et son équipe d'animateurs du bassin versant du Léguer et David Clauss animateur du bassin versant du Haut-Couesnon, pour leur précieuse collaboration. Nous remercions particulièrement 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 et les réponses à nos nombreuses questions.

Nous tenons à remercier Mme Bénédicte Lebreff et M. Gaëtan Doineau, animateurs de bassin versant "Algues Vertes" du Yar, pour leur collaboration sur ce bassin important pour notre analyse.

Une grande partie des résultats rapportés ici n'aurait pas été possible sans l'excellente collaboration et les données gracieusement fournies par M. André Crocq, M. Bruno Fleury et M. Lionel Sohier de la Compagnie Générale des Eaux et nous voulons exprimer ici nos vifs remerciements.

Nous voulons remercier M. Christian Walter de l'ENSA de Rennes (UMR-INRA S.A.S), pour sa collaboration et ses données sur les teneurs en matière organique dans les sols bretons, M. Didier Cébron et M. Rémy Ferron, de la SRSA-DRAF Bretagne, pour leur aide sur les données agricoles, M. David Causeur et M. Emmanuel Périnel, de l'INSFA Rennes, pour leur aide précieuse sur les analyses statistiques, ainsi que M. Thierry Bioteau, responsable du laboratoire de SIG au Cemagref de Rennes, pour son savoir-faire et son expertise dans la gestion globale des données. La palme de la collaboration revient de loin à M. Gérard Gruau, directeur de recherche au CNRS sans la précieuse aide de qui notre travail n'aurait pas été aussi fouillé et plaisant.

Nous saluons aussi la collaboration de M. Olivier Kerverdo de la SAUR région Ouest, de M. Eric Ravenet du conseil général des Côtes d'Armor, de Mme Laurence Hubert-Moy et M. Samuel Corgne du COSTEL (UMR CNRS 6554), Université de Rennes, ainsi que celle de M. Yves Quete, du laboratoire Géosciences (CNRS UMR 6118), Université Rennes 1.

Cette étude n'aurait pas vu le jour sans la très précieuse aide de Mme Sylviane Lebris et de Mme Monique Thébaud pour la gestion des conventions entre le Cemagref et ses partenaires, ainsi que celle celles de 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, qui a largement amélioré le texte des conventions.

Abréviations employées dans le texte

ACP : Analyse en Composante Principale

AGRESTE : Statistiques et Etudes sur l'Agriculture, la Forêt, les Industries Agroalimentaires, l'occupation du Territoire, les Equipements et l'Environnement en zone rurale

BEP : Bretagne Eau Pure

BV : Bassin(s) Versant(s)

Cemagref : Centre d'Etude du Machinisme Agricole de Génie Rural et de Eaux et Forêts

CNRS : Centre National de la Recherche Scientifique

COD : Carbone Organique Dissout

COT : Carbone Organique Total

DDASS : Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales

DIREN : DIrection Régionale de l'ENvironnement

DRAF : Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt

DRASS : Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales

ENSA : Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie

ENSP : Ecole Nationale de la Santé Publique

INRA : Institut National de la Recherche Agronomique

INSFA : Institut National Supérieur de Formation Agro-alimentaire

MES : Matières En Suspension

MNT : Modèle Numérique de Terrain

MO : Matière(s) Organique(s)

RGA : Recensement Général Agricole

SAU : Surface Agricole Utilisée

SIG : Système d'Information Géographique

UMR : Union Mixte de Recherche

Sommaire

<u>1. INTRODUCTION</u>	<u>1</u>
1.1 CONTEXTE ET ORIGINE DE L'ETUDE	1
1.2 OBJECTIFS DEFINIS PAR LA DRASS LORS DE LA REDACTION DU PROJET D'ETUDE	1
1.3 OBJECTIFS RETENUS POUR LE CEMAGREF	2
<u>2. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE</u>	<u>2</u>
2.1 LA MATIERE ORGANIQUE : REEL PROBLEME DE SANTE PUBLIQUE	2
2.2 ORIGINES ET FORMES DES MATIERES ORGANIQUES DANS LES EAUX SUPERFICIELLES	3
2.2.1 ORIGINES DES MATIERES ORGANIQUES DANS LES EAUX SUPERFICIELLES	3
2.2.2 FORMES DES MATIERES ORGANIQUES DANS LES EAUX SUPERFICIELLES	4
BILAN DE LA SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE	5
<u>3. INVENTAIRE ET COLLECTE DES DONNEES RELATIVES A LA MATIERE ORGANIQUE DANS L'EAU</u>	<u>6</u>
BILAN DE L'INVENTAIRE ET DE LA COLLECTE DES DONNEES RELATIVES A LA MATIERE ORGANIQUE DANS LES EAUX DE SURFACE	8
<u>4. ETUDE DES VARIATIONS ANNUELLES DE CONCENTRATION: FORMES ET FONCTIONNEMENT DE LA MO DANS LES BASSINS VERSANTS</u>	<u>9</u>
4.1 LA MO RELIEE POSITIVEMENT AUX DEBITS...	9
4.2 ... ET SOUS FORME DISSOUTE	11
4.3 HYPOTHESES D'UN SCHEMA DE FONCTIONNEMENT DE LA MO DANS LES VERSANTS	13
BILAN DE L'ETUDE DES VARIATIONS ANNUELLES DE CONCENTRATION SUR LES FORMES ET LE FONCTIONNEMENT DE LA MO DANS LES BASSINS VERSANTS	16
<u>5. ETUDE DES VARIATIONS ANNUELLES DE CONCENTRATION: VARIATIONS INTER BASSINS VERSANTS</u>	<u>17</u>
5.1 CONCENTRATIONS MINIMALES COMMUNES ET VALEURS EN CRUE DIFFERENTES	17
5.2 CONCENTRATIONS MOYENNES ET EVOLUTION DANS LE TEMPS	17
5.2.1 REGLEMENTATION RAREMENT RESPECTEE	18
5.2.2 TENDANCE GLOBALE A L'AUGMENTATION ET A LA DIMINUTION DES CONCENTRATIONS EN MO	18
5.2.3 DES CONCENTRATIONS MOYENNES QUI PEUVENT VARIER DU SIMPLE AU DOUBLE ENTRE BV	20
5.2.4 EVOLUTIONS DES CONCENTRATIONS SYNCHRONISEES ENTRE BV	20
5.2.5 FACTEURS GLOBAUX EXPLICATIFS DES DIFFERENCES OBSERVEES ENTRE BASSINS ?	21
BILAN DE L'ETUDE DES VARIATIONS DE CONCENTRATIONS ENTRE BASSINS VERSANTS	23

6. EVOLUTIONS SINGULIERES DE LA MO DANS LES BASSINS VERSANTS 25

6.1	TROIS PERIODES DISTINCTES POUR LE LEGUER	25
6.2	L'AUGMENTATION BRUTALE DES CONCENTRATIONS EN 1996 SUR LE LEGUER POURRAIT AVOIR UNE ORIGINE ANTHROPIQUE	26
6.3	LES CHANGEMENTS DE METHODES ANALYTIQUES PEUVENT-ILS APPORTER UN BIAIS DANS L'ANALYSE DES DONNEES?	28
6.4	CHANGEMENTS SENSIBLES, RAPIDES ET PERSISTANT DES FLUX DE MO DANS LES BASSINS VERSANTS TEMOINS	30
	BILAN DE L'ETUDE DES SINGULARITES DU FONCTIONNEMENT DE LA MO DANS LES BASSINS VERSANTS	33

7. ANALYSE DES FACTEURS EXPLICATIFS DES TENEURS EN MO SUR LES BASSINS VERSANTS TEMOINS 34

7.1	LES TENEURS EN MO DES SOLS CULTIVES BAISSENT GLOBALEMENT EN BRETAGNE. UNE PARTIE DE CETTE MO POURRAIT-ELLE SE RETROUVER DANS LES EAUX DE SURFACE ?	34
7.2	ESSAIS DE CORRELATION ENTRE LES PRATIQUES CULTURALES ET LES TENEURS EN MO DANS L'EAU DES BASSINS TEMOINS	35
7.3	RELATION DIRECTE ENTRE DEJECTIONS ANIMALES ET MO DANS L'EAU ?	39
	BILAN DE L'ANALYSE DE FACTEURS EXPLICATIFS DANS LES BASSINS VERSANTS TEMOINS	43

8. ANALYSE DES FACTEURS EXPLICATIFS DES TENEURS EN MO GLOBALEMENT SUR TOUTE LA BRETAGNE 45

8.1	CHOIX DES DONNEES POUR L'ANALYSE A L'ECHELLE DE LA BRETAGNE	45
8.1.1	CHOIX DES DONNEES PERTINENTES DE CONCENTRATIONS EN MO	45
8.1.2	DONNEES GEOGRAPHIQUES ET GEOMORPHOLOGIQUES	45
8.1.3	TENEURS EN MO DES SOLS	47
8.1.4	DONNEES RELATIVES A L'AGRICULTURE	47
8.2	RESULTATS DE L'ANALYSE EN COMPOSANTE PRINCIPALE (ACP) SUR LES DONNEES RELATIVES A LA MO EN BRETAGNE	48
8.3	RESULTATS DE LA REGRESSION MULTIPLE PAS A PAS SUR LES DONNEES RELATIVES A LA MO EN BRETAGNE	50
	BILAN DE L'ANALYSE DE FACTEURS EXPLICATIFS A L'ECHELLE DE LA BRETAGNE	52

9. CONCLUSION GENERALE SUR LES APPORTS DE L'ETUDE DES DONNEES EXISTANTES RELATIVES AUX CONCENTRATIONS EN MATIERE ORGANIQUE DANS LES EAUX SUPERFICIELLES BRETONNES 54

9.1	ENSEIGNEMENTS SUR LA MO DANS LES EAUX BRETONNES	54
9.1.1	LA MATIERE ORGANIQUE EST PLUTOT SOUS FORME DISSOUTE	54
9.1.2	DES EVOLUTIONS DE TENEURS EN MO CONTRASTEES	54
9.1.3	LES VARIATIONS CLIMATIQUES ONT SANS DOUTE UNE INFLUENCE SUR LES TENEURS EN MO, MAIS JOUENT UN ROLE COMPLEXE	55
9.1.4	LES ZONES RIPARIENNES JOUENT SANS DOUTE UN ROLE MAJEUR SUR LES TENEURS EN MO DES EAUX DE SURFACE	55

9.1.5	RELATION TRES INDIRECTE ENTRE LES SOLS CULTIVES ET TENEURS EN MO DES EAUX DE SURFACE	56
9.1.6	REFLEXIONS SUR LA METHODE DE L'INDICE PERMANGANATE	57
9.2	PERSPECTIVES POUR LA REDACTION DES PLANS DE GESTION	57
<u>10.</u>	<u>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</u>	<u>58</u>

1. Introduction

1.1 Contexte et origine de l'étude

Le code de la santé publique, section relative aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exception des eaux minérales – articles L 1321-1 à L 1321-66 (Livre 3, titre 2), réglemente la qualité des eaux brutes destinées à la potabilisation. Ainsi, pour les eaux brutes superficielles, la teneur maximale en matières organiques évaluée par le paramètre « oxydabilité au permanganate de potassium à chaud en milieu acide » est fixée à 10 mg O₂/l. Cette valeur réglementaire doit être respectée au moins 95 % du temps.

En Bretagne, un nombre important de prises d'eau superficielle destinée à un usage alimentaire ne respectent pas cette limite réglementaire. Dans ce cas, la réglementation prévoit que l'utilisation de ces eaux 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. 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.

La littérature scientifique internationale ne propose pas de solutions correctives applicables pour la matière organique dans l'eau, comme elle peut le faire pour les nitrates par exemple. Les plans de gestion ne peuvent pas non plus s'inspirer de l'expérience locale dans le domaine puisqu'aucune étude globale, d'après nos recherches, n'a été conduite avant 2003. C'est donc l'absence de données et de connaissances globales sur la présence de matières organiques dans les eaux, et en particulier sur les solutions correctives, qui a motivé la genèse de l'étude.

Les solutions correctives, devant s'appuyer sur la connaissance du fonctionnement et de l'origine de la matière organique dans les bassins versants bretons, deux études parallèles, effectuées au Cemagref (responsable F. Birgand) et au CNRS (responsable G. Gruau) de Rennes ont été soutenues et financées par la DRASS et le conseil régional de Bretagne, en coordination avec la mission Bretagne Eau Pure.

1.2 Objectifs définis par la DRASS lors de la rédaction du projet d'étude

Les objectifs techniques des deux études ont été les suivants :

- Comprendre les mécanismes qui conduisent à la présence de matières organiques dans les eaux superficielles, notamment ceux qui provoquent des dépassements de la valeur réglementaire
- Cerner si possible les solutions de correction applicables sur les bassins versants concernés par des teneurs importantes en matières organiques

Deux approches complémentaires ont été proposées par le Cemagref et le CNRS pour tenter de répondre aux objectifs définis par la DRASS. Le Cemagref a proposé de collecter et d'analyser les données disponibles nécessaires à la conduite de l'étude sur la matière

organique (MO) et d'en extraire un maximum d'informations, tandis que le CNRS a proposé de répondre aux objectifs en collectant de nouvelles données sur des bassins versants ciblés. Sont rapportés ici les résultats des analyses du Cemagref faites par Emilie Novince, chargée d'étude recrutée sur ce projet particulier, encadrée par François Birgand, ingénieur de recherche au Cemagref. Une partie importante du travail rapporté ici a nécessité d'importantes compétences en traitement géographique des données. Ce travail a été largement encadré par Thierry Bioteau, responsable du laboratoire SIG du Cemagref de Rennes. L'ensemble des travaux ayant été effectué en étroite collaboration avec le CNRS, G. Gruau fait partie des collaborateurs de ce rapport.

1.3 Objectifs retenus pour le Cemagref

- 1) Inventorier l'ensemble des données disponibles permettant de répondre au deuxième objectif
- 2) Comprendre les mécanismes qui conduisent à la présence de MO dans les eaux superficielles en corrélant les données de MO disponibles avec des indicateurs du milieu. En particulier :
 - a. Déterminer les paramètres qui favorisent l'exportation de MO vers le cours d'eau
 - b. Déterminer les sources de production de MO
- 3) Cerner, si possible, des solutions de correction applicables sur les BV concernés par des teneurs importantes en matières organiques

Avant de rapporter les approches suivies pour répondre aux objectifs, il est important de bien définir à quoi correspond la matière organique dans les eaux brutes bretonnes.

2. Synthèse bibliographique

2.1 La matière organique : réel problème de santé publique

La matière organique est un terme générique qui ne correspond pas à un constituant particulier mais comprend plutôt une multitude de molécules d'origine organique. La matière organique des eaux superficielles englobe les cellules vivantes ou mortes, animales ou végétales et toutes les molécules résultant de la décomposition de ces cellules. Il faut y ajouter les molécules organiques de synthèse dont font partie les produits phytosanitaires et les métabolites associés. C'est la fraction microscopique de cette matière organique qui est problématique pour les producteurs d'eau potable, les grosses particules organiques étant relativement facilement filtrées ou décantées lors du traitement dans les stations.

La matière organique, présente naturellement dans les eaux mais dont les teneurs pourraient varier suivant les activités anthropiques (voir ci-dessous), pose des problèmes réels pour le traitement et la mise à disposition d'eau potable. La matière organique est problématique pour plusieurs raisons :

- diminution du volume utile des retenues pour l'alimentation en eau potable par sédimentation biogène (des diminutions pouvant aller jusqu'à 50 % ont été enregistrées) ;
- modification du transfert de micro-polluants : les matières organiques pouvant adsorber 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 matières organiques peuvent être associées à la présence d'espèces planctoniques dont certaines produisent des toxines ;
- la présence de fortes teneurs en matières organiques implique un dispositif plus conséquent et donc plus coûteux en structures et en réactifs lors du traitement, ce qui génère des quantités importantes de boues ;
- dans les eaux distribuées, les matières organiques favorisent la formation de trihalométhanes (T.H.M.) de toxicité reconnue ;
- la matière organique est souvent à l'origine de colorations ou de mauvais goûts rebutants pour le consommateur ;
- enfin, les matières organiques servent de nutriment ou de support aux microorganismes présents dans les réseaux de distribution.

La matière organique pose donc un réel problème de santé publique, ce qui justifie les précautions réglementaires et les dispositions que doivent prendre les producteurs d'eau, mais aussi en amont, les gestionnaires des territoires.

2.2 Origines et formes des matières organiques dans les eaux superficielles

2.2.1 Origines des matières organiques dans les eaux superficielles

On peut regrouper les sources de matières organiques en grands ensembles suivant qu'elles soient d'origine diffuse ou ponctuelle ou qu'elles soient d'origine principalement animale ou végétale ou bien encore qu'elles soient endogènes ou exogènes au milieu aquatique.

La partie importante de la matière organique de l'eau générée dans le milieu aquatique est dite endogène par opposition à celle qui vient des versants qui est dite exogène. Participent à la matière organique endogène les cellules et organismes vivants (macro- et micro- algues, autres microorganismes aquatiques) ainsi que les molécules issues directement de leurs métabolismes, mais aussi la matière organique « morte » provenant de la dégradation des végétaux par les organismes aquatiques vivants.

Les quantités de matière organique endogène produites dans les retenues d'eau eutrophes peuvent être extrêmement importantes. Les conditions de concentrations en nutriments (notamment en phosphates) dans les eaux bretonnes sont bien souvent non limitantes pour la production primaire des retenues et il est probable qu'une partie importante de la matière organique des retenues ait une origine endogène en Bretagne. Plus de 75% de l'eau potable en Bretagne est produite à partir de l'eau des retenues (T. Panaget, Comm. Pers.). L'origine et les causes de la présence de matière organique dans ces retenues est donc extrêmement importante et doit être explorée à terme.

Néanmoins, une majorité des 118 prises d'eau bretonnes sont « au fil de l'eau » et un nombre important d'entre elles sont hors norme pour la matière organique au moins. Dans l'optique de la rédaction des plans de gestion, **c'est la matière organique des eaux pompées au fil de l'eau qui a été étudiée** en priorité dans les présentes études.

La part endogène de la matière organique au fil de l'eau est vraisemblablement moins importante que celle des retenues et la part exogène y est sans doute prépondérante. La matière organique exogène provient des versants, de manière diffuse ou ponctuelle. Les sources diffuses sont associées aux sols. Ceux-ci stockant une quantité très importante de

matière organique, les formes de MO présentes dans les sols peuvent se retrouver dans les eaux. On y distingue particulièrement quatre groupes (source: ITAB) :

- La matière organique vivante, végétale et animale, qui englobe la totalité de la biomasse en activité. La biomasse végétale et microbienne étant supérieure à la biomasse animale. Elle est essentiellement représentée par les champignons, puis les bactéries et les actinomycètes. Ces micro-organismes sont les décomposeurs capables de dégrader les molécules organiques.
- Les débris d'origine végétale (résidus végétaux, exsudats) et d'origine animale (déjections et cadavres) qui sont regroupés sous le terme de matière organique fraîche. La nature de cette MO fraîche est directement liée aux activités de surface et en premier lieu au couvert végétal (forêt, prairie, cultures). Elle est donc en majorité composée de MO végétale (cellulose, lignines, pectines, algines, etc.)
- Des composés organiques intermédiaires, encore appelés produits transitoires ou matière organique transitoire, qui sont les matières organiques en cours d'évolution entre la MO fraîche et les composés finaux: les matières humiques (humus).
- Les composés organiques stabilisés: les matières humiques, avec une fraction extractible par les solvants alcalins (acides fulviques et acides humiques) et une fraction non extractible par ces solvants (l'humine).

Une autre source de MO des versants peut potentiellement avoir un origine anthropique correspond à la partie de la matière organique apportée sur les sols sous la forme d'amendements organiques de type fumier et lisier. Une partie de cette matière organique est incorporée dans les sols et se décompose suivant ce qui est présenté ci-dessus. Une autre partie peut potentiellement être transportée, par ruissellement de surface et après percolation dans les sols, et rejoindre de façon diffuse le milieu aquatique. L'importance de cette source de matière organique dans les eaux de surface est très mal connue pour ne pas dire totalement inconnue, ce qui est problématique dans une région d'élevage intensif dont les sols reçoivent des quantités importantes d'amendement organique

Les sources ponctuelles de matière organique sont principalement d'origine animale et humaine. Il s'agit en effet de rejets de stations d'épuration, d'abattoirs, de trop plein de stabulations, etc. Ces sources peuvent être très importantes notamment à l'aval de grandes agglomérations, entraînant des baisses sensibles des concentrations en oxygène dissous et les problèmes écologiques associés. Néanmoins, les prises d'eau pour l'AEP ne sont jamais situées à l'aval de ces agglomérations pour des raisons évidentes. La multiplicité des sources ponctuelles en milieu rural peut néanmoins influencer de façon sensible les teneurs en MO des eaux superficielles.

Il faut rappeler ici que la grande majorité des prises d'eau pour l'AEP ont été placées de façon à éviter les sources ponctuelles de MO. La matière organique susceptible d'être rencontrée dans l'eau destinée à la potabilisation est donc principalement d'origine diffuse. C'est en cela que son origine est difficile à cibler et peut-être aussi pour cela que les solutions compensatoires ne sont pas évidentes, si toutefois elles existent.

2.2.2 Formes des matières organiques dans les eaux superficielles

A la multiplicité des sources, correspond une multiplicité des formes que prend la matière organique dans les eaux brutes. Pour des raisons analytiques, on distingue les formes dissoutes et particulières :

Les formes et les dimensions de la MO (Zéziola, 2001) :

- Solubles et colloïdales : carbone organique dissous (COD)
 - Les acides humiques et fulviques
 - Les pesticides
 - La cellulose
 - Les hydrocarbures
 - Les acides aminés, lipides et sucres (hydrate de carbone);
 - Les sécrétions animales ou végétales, autolyse des organismes aquatiques, virus.

- Particulaire : carbone organique particulaire (COP)
 - Les micro-organismes tels que les algues (phytoplancton), le zooplancton, les champignons et les bactéries;
 - Les substances humiques fixées aux argiles (complexe argilo-humique);
 - Les débris divers issus de la fragmentation (feuilles mortes à l'automne, résidus de fauche sur les rives).

Bilan de la synthèse bibliographique

La matière organique dans les eaux superficielles englobe une importante variété de molécules d'origine organique. Ce sont les molécules de petite taille qui posent un problème pour le traitement des eaux brutes destinées à la consommation humaine.

Cette matière organique se trouve naturellement dans l'eau lorsqu'elle résulte du lessivage des sols (source exogène au milieu aquatique) ou qu'elle dérive de la biomasse aquatique (source endogène). Les activités humaines peuvent avoir une influence directe sur les sources exogènes, notamment sur le stock lessivable/transportable des sols ainsi que sur les conditions de lessivage et de transport de ce stock, mais aussi en émettant ponctuellement de la matière organique. Les activités anthropiques pourraient bien aussi augmenter indirectement les sources endogènes de matière organique en stimulant la production primaire par réduction des facteurs limitant de croissance associés aux concentrations en nutriment.

La présence de matière organique dans l'eau résulte donc de processus naturels qui pourraient être plus ou moins modifiés par des facteurs naturels et anthropiques. Néanmoins, la mise en place des plans de gestion sous-entend que ce sont ces activités qui sont sources de problème et qu'il convient donc de repérer les plus sensibles pour pouvoir les faire évoluer. L'importance des activités humaines dans la production de la matière organique reste pourtant à être clairement définie. Le défi du travail présenté ici est donc de séparer les facteurs du milieu des facteurs anthropiques, et si possible de différencier entre les sources exogènes et endogènes, afin de donner des éléments objectifs pour la rédaction des plans de gestion.

Dans cette optique, ce sont les données sur les matières organiques des eaux pompées au fil de l'eau qui ont été analysées laissant les données relatives aux eaux des retenues pour une étude future.

3. Inventaire et collecte des données relatives à la Matière Organique dans l'eau

Le premier travail du Cemagref a consisté à faire un inventaire des données disponibles sur le paramètre matière organique dans l'eau en Bretagne. Ce travail a représenté plus de la moitié des dix mois consacrés à cette étude. L'inventaire et la collecte ont porté sur les données de débits et de concentrations en paramètres pertinents dans l'eau, et aussi sur les données du milieu susceptibles d'expliquer les teneurs en MO de l'eau. La collecte des données du milieu fera l'objet d'un développement particulier ultérieurement, ne sont relatés ici que l'inventaire et la collecte des données de débits et de concentrations dans l'eau.

Ce sont les données disponibles à haute fréquence et collectées sur de longues périodes qui portent potentiellement le plus d'information sur le fonctionnement et l'évolution de la MO dans les eaux bretonnes. En conséquence, ces types de données ont été recherchés en priorité lors de l'inventaire, en sachant qu'une base de données (de faible fréquence) sur toutes les prises d'eau en Bretagne était disponible auprès de la DRASS.

Le paramètre matière organique est surtout mesuré dans les eaux brutes destinées à la potabilisation. Il ne fait pas partie, peut-être à tort d'ailleurs, des paramètres « classiquement » analysés par les services de l'état compétents. En conséquence, les données de MO :

- 1) ne sont pas répertoriées de façon globale dans des bases de données environnementales centralisées, sauf seulement dans la base de données DRASS,
- 2) sont rarement associées à des données de débits, qui permettent pourtant une analyse beaucoup plus fine du fonctionnement de la MO dans les bassins versants.

En conséquence, tous les organismes susceptibles de posséder des données ont été systématiquement contactés. Ainsi, tous les animateurs de bassin versant BEP qui avaient déjà répondu présent à un premier appel pour participer à cette étude ont été contactés (29 bassins versants BEP concernés par les teneurs en matières organiques supérieures à la norme indiquée, hormis les bassins versants du Morbihan qui n'ont pas souhaité intégrer le projet matière organique). Il leur a été soumis un "tableau inventaire" qu'ils ont rempli en indiquant les données dont ils disposaient et qu'ils étaient en mesure de fournir au Cemagref (Annexe 1).

Cette démarche a paru efficace au premier abord puisqu'elle a permis d'obtenir de nombreuses données sur les bassins versants du Léguer et de l'Elorn, par exemple. Néanmoins,

- cette démarche a pris du temps car les animateurs de bassin versant BEP ne disposaient pas toujours au syndicat des données souhaitées et devaient faire la démarche au cas par cas auprès des stations de captage pour les récupérer.
- tous les bassins versants ne disposaient pas, de données abondantes concernant les paramètres relatifs à la matière organique tels que l'oxydabilité au permanganate de potassium ou le carbone organique total (Annexe3).

Par conséquent, les centres régionaux de distribution d'eau potable ont été directement contactés, à savoir la Compagnie Générale des Eaux, la SAUR et la Lyonnaise des eaux ainsi que les fournisseurs d'eau fonctionnant en régie. Malheureusement, rares sont les usines de

traitement d'eau qui réalisent des mesures fréquentes pour le paramètre oxydabilité au KMnO_4 ; elles sont même rarement plus fréquentes que celles effectuées dans le cadre du contrôle sanitaire par les DDASS.

Les données de débits qui enrichissent considérablement l'information sur la MO, ont été obtenues lorsque cela était possible auprès des syndicats d'eau via les animateurs BEP ou directement à partir de la "banque HYDRO" de la DIREN via Internet. Les stations de mesure des débits n'étant pas situées au niveau des prises d'eau, les débits ont été extrapolés auprès de ces dernières en appliquant la règle des débits spécifiques.

Au total, seuls cinq jeux de données collectées à fréquence suffisamment élevée et sur des périodes relativement longues, ont pu être retenus pour une analyse qui a été dénommée approche locale (Figure 1, Annexe3). Quatre bassins versants correspondent à des BV BEP :

- Le Léguer (station de Kériel)
- Le Min Ran (sous-bassin du Léguer, pas de données de débits)
- L'Elorn
- Le Haut Couesnon

A ceux-ci s'ajoute un BV « Algue Verte » des Côtes d'Amor :

- Le Yar

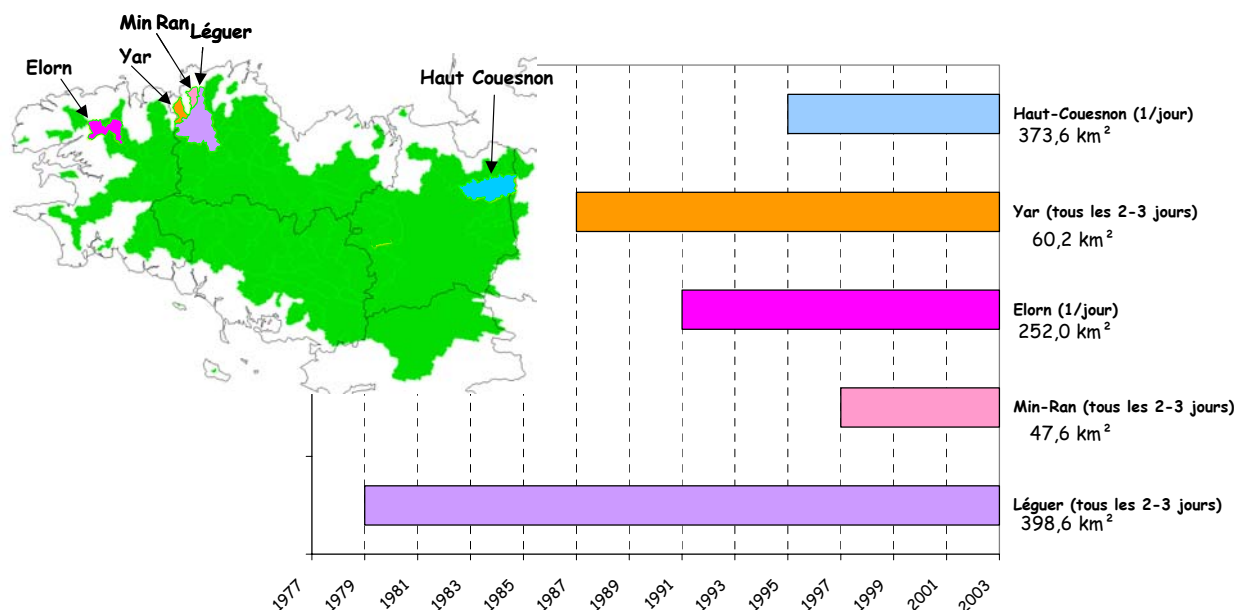


Figure 1 : Périodes et fréquences d'acquisition pour les cinq bassins versants retenus pour l'analyse locale (carte, source labo SIG, Cemagref Rennes)

Les cinq jeux de données retenus possèdent une résolution intéressante des données de MO (au minimum tous les 2-3 jours) ce qui avec l'analyse concurrente des débits est un préalable à la proposition d'un schéma de fonctionnement de la MO dans les versants. En revanche, à part pour le Léguer, l'historique des données est relativement restreint et ne

remonte pas aux périodes antérieures à l'intensification reconnue de l'agriculture en Bretagne (Figure 1).

Si ces cinq jeux de données permettent potentiellement une analyse relativement fine du fonctionnement de la MO sur les cinq BV concernés, ils ne permettent pas une étude globale sur toute la Bretagne. Pour répondre à cet objectif, l'impératif était de trouver un jeu de données homogènes et comparables entre elles où l'on puisse mettre en relation les données de MO avec les données du milieu. Seules les données DRASS recensées systématiquement sur les 118 prises d'eau permettent une comparaison entre bassins versants, et cela de façon pertinente sur une très courte période (2002-2003). Elles serviront de base pour une analyse globale des relations entre la MO de l'eau et les facteurs du milieu.

Bilan de l'inventaire et de la collecte des données relatives à la matière organique dans les eaux de surface

Ce sont les données disponibles à haute fréquence et collectées sur de longues périodes qui portent potentiellement le plus d'information sur le fonctionnement et l'évolution de la MO dans les eaux bretonnes.

L'inventaire et la collecte, lorsqu'elle était possible, de telles données a pris l'équivalent de près de six mois sur les dix qu'a compté cette étude. C'est l'absence de centralisation de ce type de données sur ce paramètre et l'absence d'information globale sur la provenance et la localisation possible des données sur le paramètre MO en Bretagne qui expliquent en partie le temps et l'énergie consacrés à la seule recherche des données.

Seuls cinq jeux de données, obtenus principalement auprès des fournisseurs d'eau potable, ont satisfait à l'exigence de fréquence élevée (pas de temps de 1 à 3 jours) et sur des périodes relativement longues. Il s'agit de l'Elorn, du Yar, du Min Ran, du Léguer et du Haut Couesnon.

Les données de contrôles effectués par les DDASS et centralisées par la DRASS ne sont pas assez fréquentes pour permettre une étude fine du fonctionnement de la MO dans les bassins versants, mais ont servi de base à une étude globale à l'échelle de la Bretagne de l'impact des facteurs du milieu sur la MO.

4. Etude des variations annuelles de concentration: formes et fonctionnement de la MO dans les bassins versants

4.1 La MO reliée positivement aux débits...

L'analyse de l'évolution des concentrations en fonction des débits est une source importante d'information. Il apparaît que (Figure 2, Figure 3):

- une concentration minimale ou de « base » existe sur chaque bassin versant,
- les concentrations en MO varient positivement et fortement avec les débits, les plus fortes concentrations étant observées pendant les pics de crue
- A chaque augmentation des débits correspond une augmentation des teneurs en MO. Néanmoins, il n'y a pas de proportionnalité entre les débits et les concentrations.

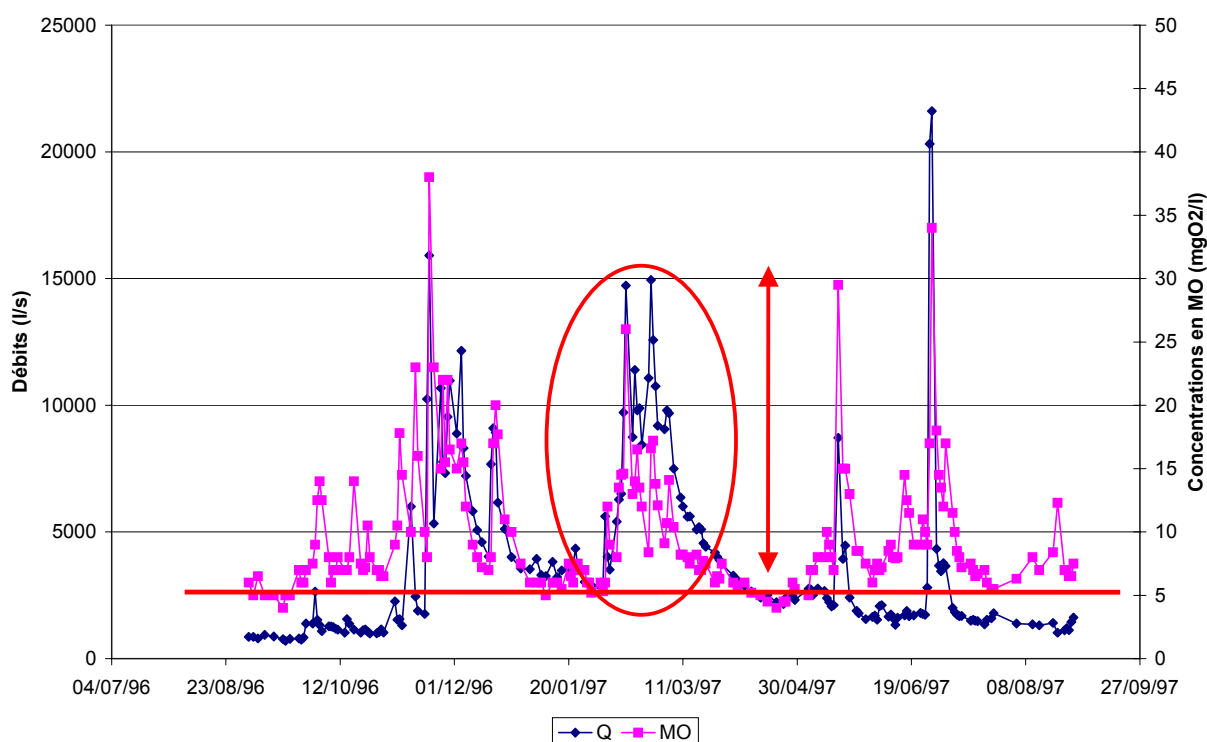
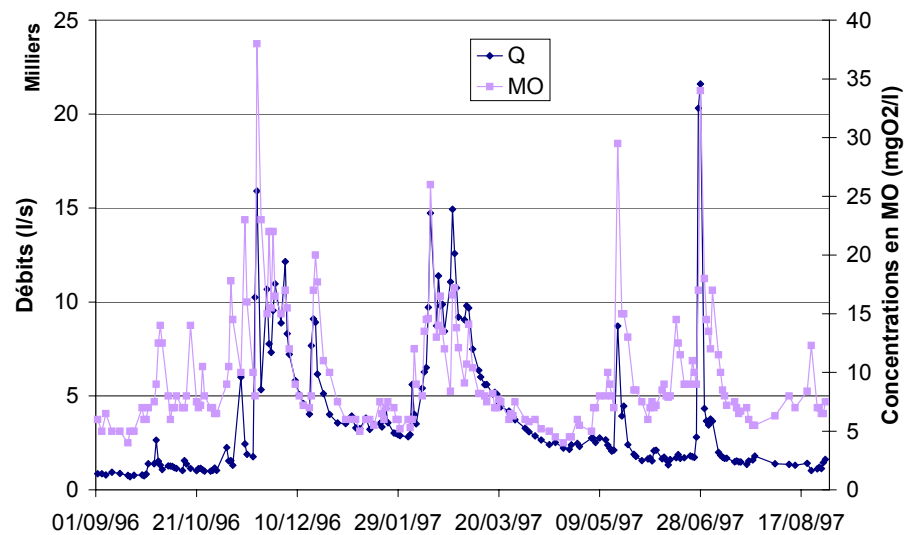


Figure 2 : Evolution des concentrations en MO (oxydabilité) en fonction des débits à la station de Kériel dans le bassin versant du Léguer

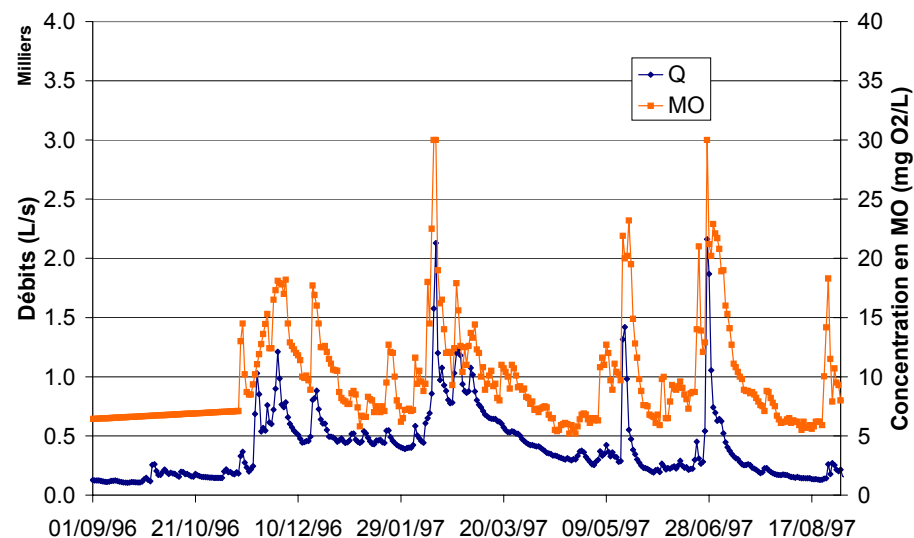
L'effet « d'entraînement » des concentrations en MO avec les débits rappelle la signature d'autres constituants ou nutriments comme les Matières En Suspension (MES) qui sont souvent associés avec le ruissellement de surface, la resuspension des sédiments du radier ou de l'érosion des berges lors des crues (le mot crue étant ici employé dans le sens d'augmentation soudaine de débits suivie d'une récession plus lente, le tout le plus souvent associé à une pluie).

Figure 3 : Evolution des débits et des concentrations en matière organique dans quatre bassins versants témoins

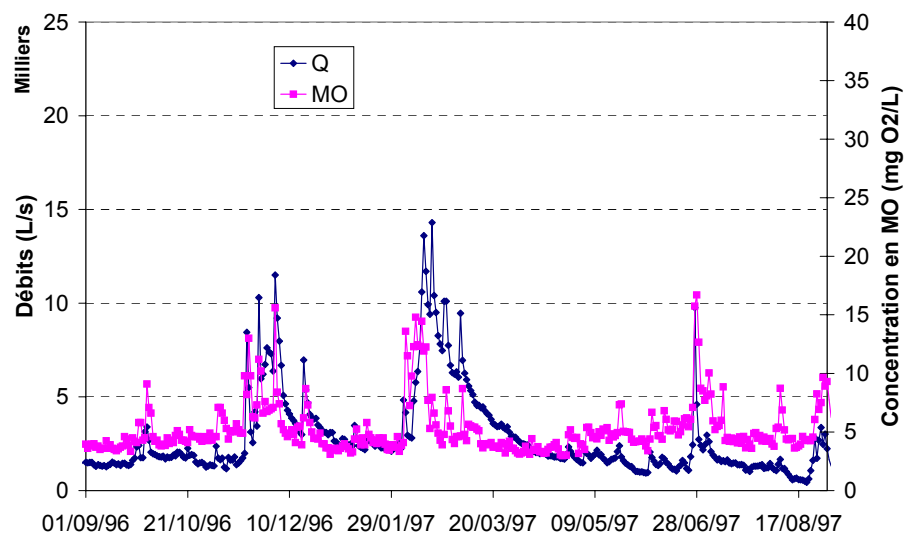
Léguer (Kériel)



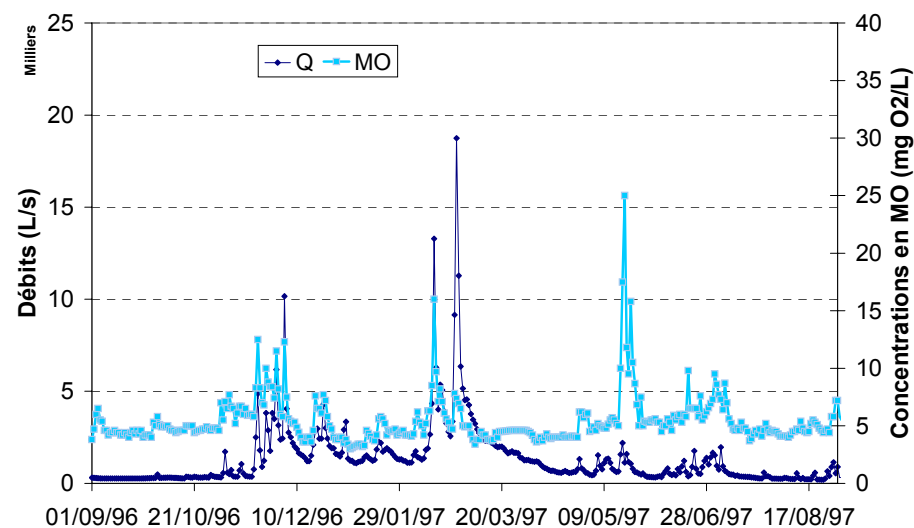
Yar



Elorn



Haut Couesnon



L'analyse fine de l'évolution des concentrations pendant les crues révèle qu'en réalité l'effet d'entraînement de la MO pendant les crues ne correspond pas aux chimiogrammes classiques des MES ou autres nutriments sous forme particulaire pendant ces mêmes périodes. En effet ceux-ci sont le plus souvent caractérisés par une montée le plus souvent synchrone, ou même parfois en avance, avec les pics de débits, et surtout par une récession plus rapide que les hydrogrammes (Figure 4).

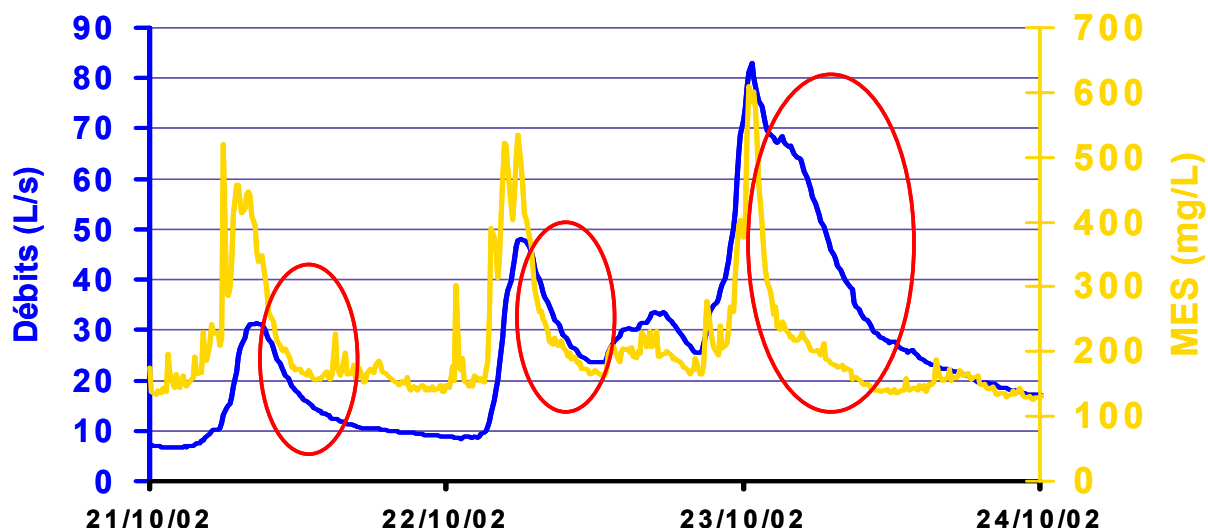


Figure 4: Hydrogrammes et chimiogrammes de MES classiques avec récession plus rapide du chimiogramme par rapport à l'hydrogramme en fin de crue (cercles)
(Données Cemagref -INRA, Novince, 2002)

Or, on observe sur les quatre bassins versants témoins à toutes les périodes de l'année, une synchronisation des chimiogrammes et des hydrogrammes, et donc pas de décalage dans la récession des courbes, pendant les périodes d'écoulements automnaux et hivernaux. Pendant les périodes proches de l'étiage, on observe même un décalage des chimiogrammes après les pics de crue (Figure 5). La signature des chimiogrammes de MO est donc très différente de ceux associés aux particules en suspension.

4.2 ... et sous forme dissoute

Les concentrations hors crue sur les quatre bassins versants sont relativement stables et élevées (même pour des très faibles débits) par rapport à celles des pics de crue et sont à l'évidence, de nature dissoute puisque le particulaire est quasiment absent hors des crues (Figure 3).

Les observations faites dans la partie précédente sur les concentrations pendant les crues, renforcées de celles de concentrations significatives et persistantes en période de faibles à très faibles débits, nous ont conduit à supposer une forme plutôt dissoute de la MO détectée par la méthode d'oxydabilité au permanganate de potassium. Il faut rappeler ici que quasiment les seules données disponibles sur la MO en Bretagne correspondent à l'oxydabilité au permanganate de potassium, méthode qui, semble-t-il n'oxyde pas ou peu les formes oxydables particulières (suggestion très vague dans la norme NF EN ISO 8467). Tous les résultats présentés ici possèdent potentiellement de ce fait un biais. Il nous est notamment

impossible de conclure à partir de ces données sur la réalité de transport sous forme particulaire de matière organique qui participerait à l'envasement des retenues. Néanmoins, ce sont bien les formes dissoutes de la MO qui présentent un réel problème pour la fourniture en eau potable et il semble bien qu'elles soient détectées par la méthode d'oxydabilité au permanganate de potassium.

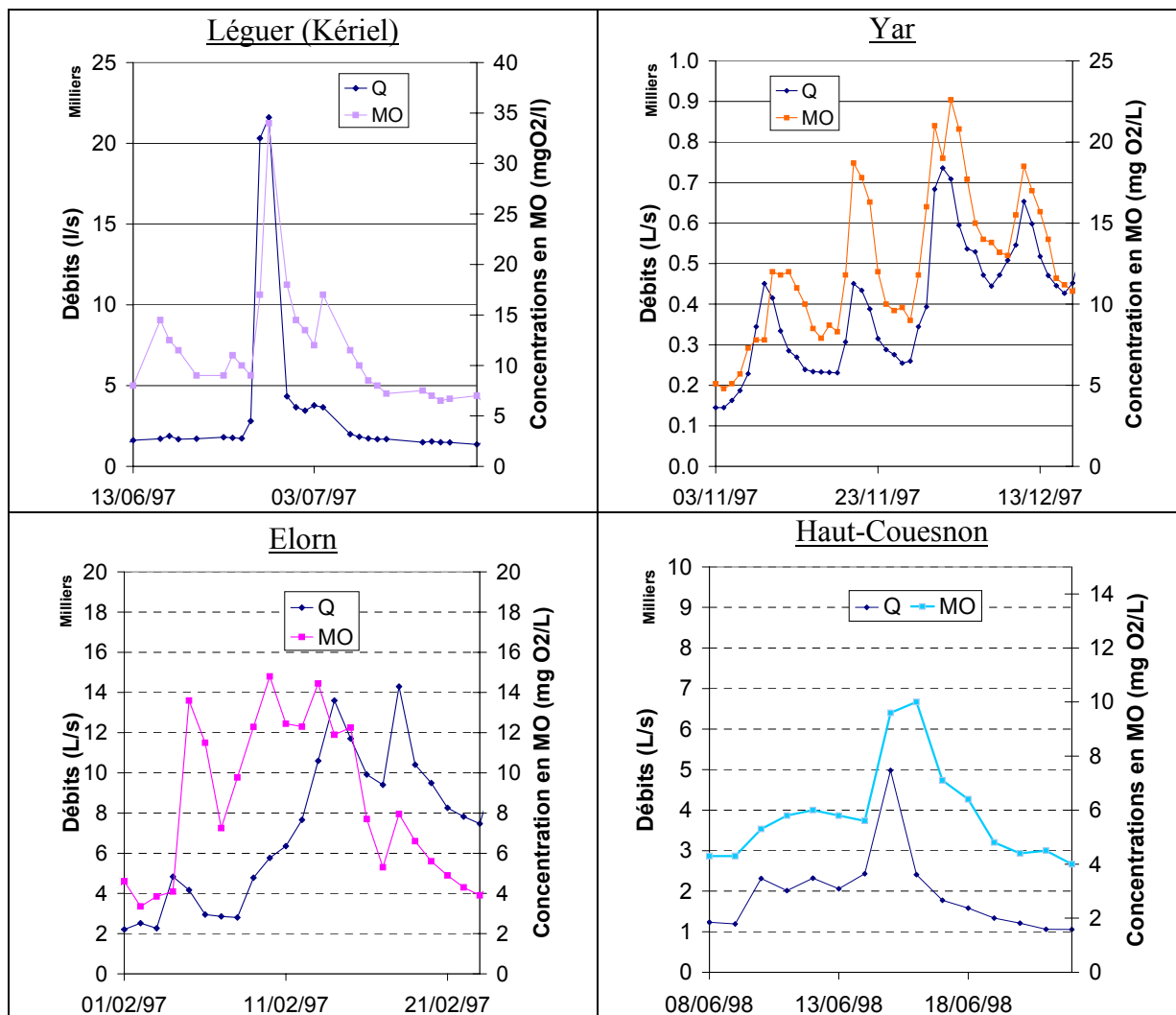


Figure 5 : Exemples de synchronisation ou de décalage après le pic de crue des chimiogrammes de MO et des hydrogrammes en automne (Yar), en hiver (Elorn) et en été (Léguer, Haut-Couesnon)

La MO détectée ici semble donc bien être plutôt sous forme dissoute. Cette suggestion est en fait largement corroborée par les observations faites de façon concurrente par le CNRS (Gruau et al. 2004). Ceci permet de poursuivre le raisonnement avec une certaine assurance quant au fonctionnement de la MO dans les bassins versants.

L'ion nitrate se trouvant aussi sous forme dissoute dans les eaux et son fonctionnement ayant fait l'objet de nombreuses études durant les trente dernières années, il nous a semblé opportun de comparer les fonctionnements de ces deux constituants dissous pour appliquer si possible les connaissances acquises du deuxième au premier. Les données du Léguer à la station de Kériel montrent une inversion des chimiogrammes de MO et de

nitrate (Figure 6) ce qui suggère un comportement très différent de ces deux formes pourtant également dissoutes. Néanmoins les résultats acquis sur les nitrates peuvent s'avérer très utiles.

En Bretagne, comme dans la majorité des bassins versants, il y a un “effet de dilution” des concentrations en nitrate pour la majorité des crues. Cela reflète, entre autres:

- Une dilution par le ruissellement de surface non chargé en nitrate
- Le fait que la source en nitrate corresponde, à l'échelle de l'événement hydrologique, à un stock relativement épuisable dans la zone racinaire des sols cultivés, pendant les périodes hivernales (Arlot, 1999).

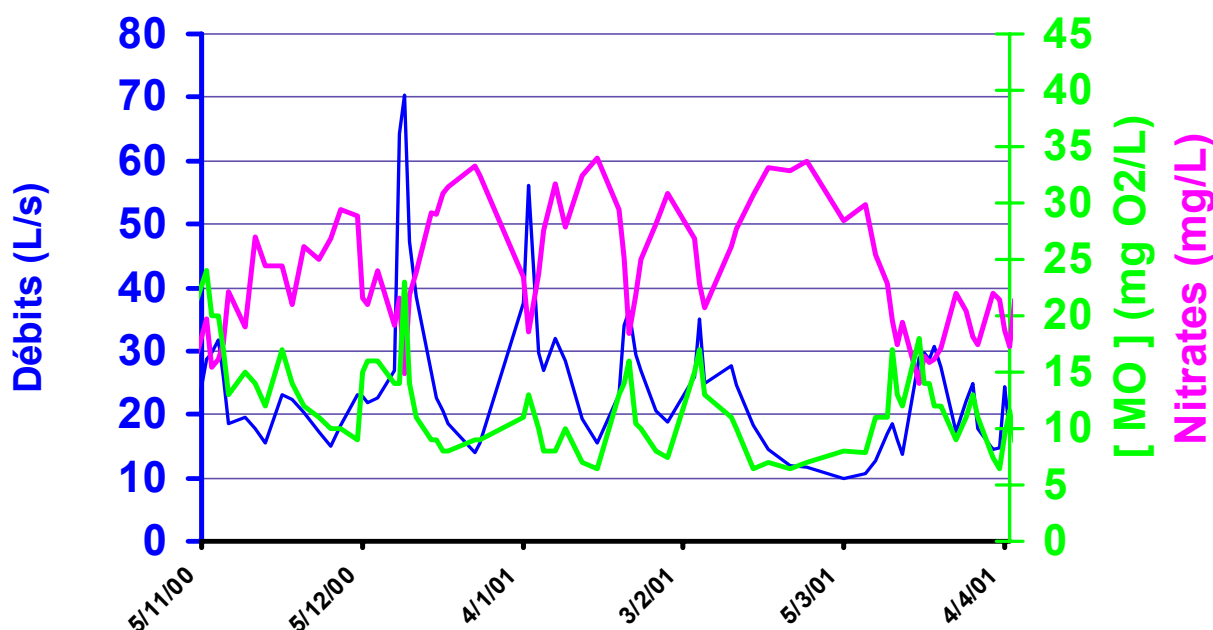


Figure 6 : Inversion des chimiogrammes de MO et de nitrates à la station de Kériel dans le bassin versant du Léguer

Le comportement de la MO suggère à l'opposé que:

- une partie de “l'effet d'entraînement” vienne sans doute du ruissellement de surface
- Le stock et le relargage de la MO soient vraisemblablement très différents de celui des nitrates. Le stock, au cours de l'événement hydrologique, est vraisemblablement renouvelable jusqu'à un certain point.

4.3 Hypothèses d'un schéma de fonctionnement de la MO dans les versants

Le défi consiste à proposer un schéma de fonctionnement de matières dissoutes dont les concentrations augmentent avec l'augmentation des débits. Rappelons d'abord que la MO sous forme dissoute correspond aux chaînes carbonées issues de la minéralisation incomplète de la MO des sols, des zones humides, des ruisseaux, etc. Ces chaînes carbonées correspondent :

- à des molécules réfractaires à la minéralisation (autour de 30% d'un pool initial de MO susceptible d'être minéralisé ; Webster and Benfield, 1986)
- à des molécules non réfractaires correspondant à des stades intermédiaires de la chaîne de minéralisation, correspondant à une :
 - Minéralisation incomplète interrompue en milieu anaérobie
 - Minéralisation incomplète interrompue à cause de l'entraînement

Pour le raisonnement, imaginons deux sols strictement identiques dont la seule différence est la teneur en eau (Figure 7). Ces sols représentent des sols situés en haut et bas de versants souvent plutôt relativement secs, et, humides ou saturés, respectivement. Dans un premier temps, imaginons que les deux sols sont aérés. Dans ce cas, la minéralisation de la MO du sol est favorisée dans le sol plus humide par rapport au sol sec (moins de stress hydrique des microorganismes) et le pool de MO potentiellement lixiviable est donc plus important (plus de molécules réfractaires produites et/ou plus de minéralisation incomplète) pour les sols aérés plus humides (pools représentés par les histogrammes verts sur la Figure 7). Dans un deuxième temps, on sature le sol humide (Figure 7B).

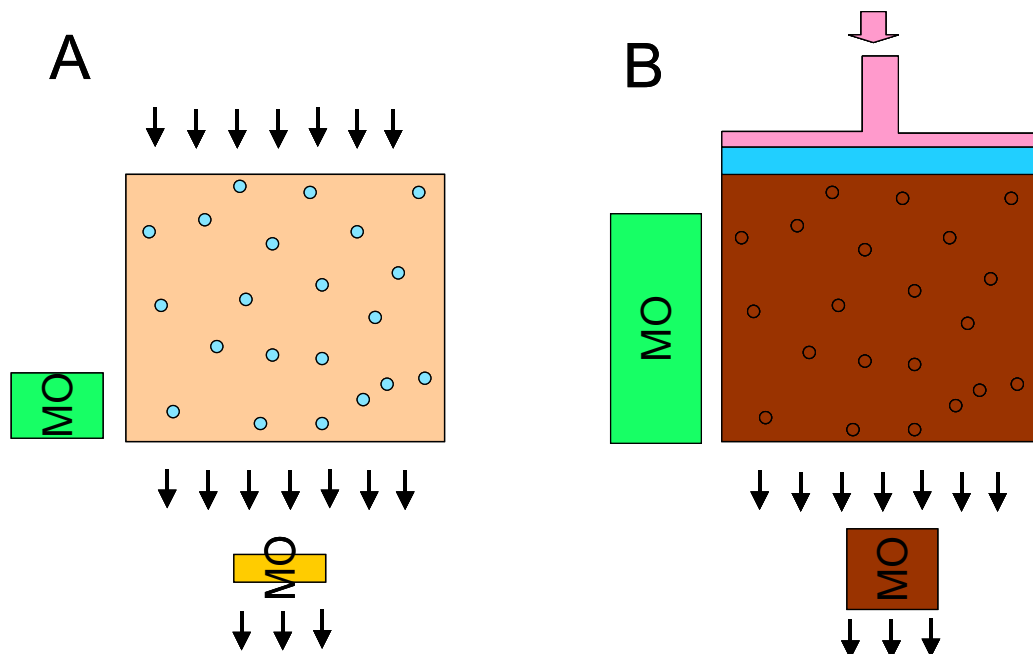


Figure 7 : Profils de sol sec (A) et humide (B) et représentation des pools de MO lessivables (vert) et lessivés (marron) correspondant à des percolations différentes de l'eau à travers le sol

Imaginons ensuite une eau de pluie qui tombe avec une intensité modérée sur un sol sec (Figure 7A). S'il n'y a pas de restriction particulière, une partie de la pluie percole verticalement à travers le sol pour se retrouver dans les horizons inférieurs et ce jusqu'à la nappe qui peut se situer à plusieurs mètres en dessous. Le temps de transport de cette eau peut être très rapide, et en tous les cas plus rapide que pour un même sol présentant les mêmes caractéristiques hydrodynamiques mais qui est déjà saturé. En effet, les vitesses de l'eau dans les pores sont beaucoup plus faibles lorsque le sol est saturé, pour une quantité d'eau infiltrée équivalente. Le temps de contact avec les horizons riches en matière organique de l'eau qui percole à travers un sol sec est donc intrinsèquement plus court que pour une eau qui traverse un sol déjà saturé. Les échanges entre l'eau liée du sol avec l'eau de percolation étant

corrélés au temps de contact, les échanges sont donc plus faibles dans un sol sec que dans un sol saturé.

Pour ces deux raisons complémentaires, les concentrations en MO de l'eau qui traverse un sol sec de haut de versant devraient donc être plus faibles que celles de l'eau qui traverse le même sol déjà saturé de bas de versant.

Si le sol de bas de versant reste saturé, la minéralisation se fera en milieu principalement anaérobie et la minéralisation sera ralentie même si elle sera à bien des égards plus complète (Webster and Benfield, 1986). En revanche, si ce sol redevient aéré de temps à autre, la minéralisation sera à nouveau activée.

Le raisonnement sur des sols secs et humides, aérés ou saturés, permet d'entrevoir ce qui, d'après nos hypothèses, pourrait bien avoir lieu dans les versants bretons (Figure 8). Au stade « a » de la Figure 8, le niveau de la nappe affleure, près du cours d'eau, au bas de l'horizon du sol chargé en MO. La nappe étant beaucoup plus profonde en haut du versant, la teneur en eau du sol est plus faible qu'en bas de versant. Pour les raisons évoquées plus haut, le pool de MO lessivable est potentiellement plus important en bas de versant plutôt que sur les plateaux.

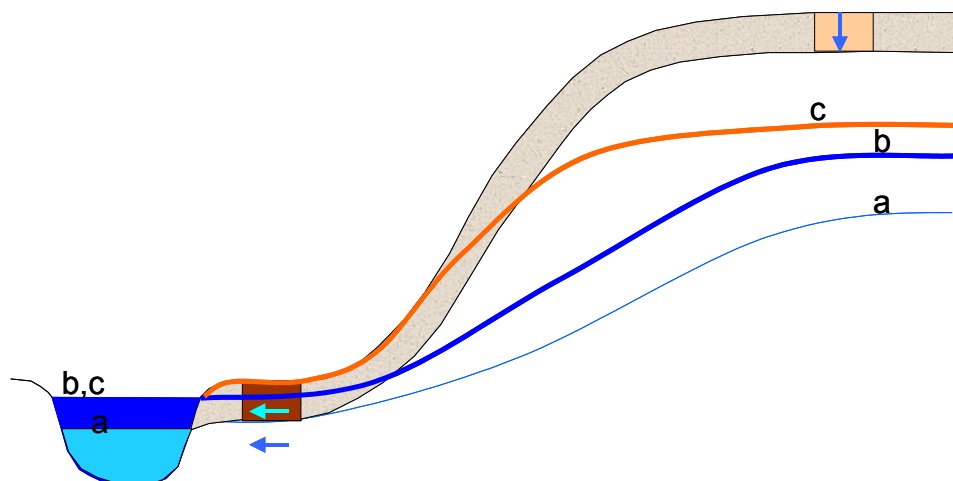


Figure 8 : Saturation d'une zone grandissante de l'horizon de sol chargé en MO (zone beige) en fonction de la montée de la nappe

Lorsque la nappe remonte (stade « b » de la Figure 8), une partie au moins de l'horizon de bas de versant devient saturé et entraîne donc de la MO en plus forte concentration que lors des débits de base alimentés par une nappe plus basse. La MO est entraînée en bas de versant plutôt dans une direction horizontale alors qu'elle est entraînée de façon plutôt verticale à travers les horizons du plateau.

Lorsque la nappe monte encore (stade c de la Figure 8), le stock de MO lessivable des horizons du bas de versant peut diminuer sous l'effet du lessivage continu sans réaération du profil (pas nécessairement vrai car la minéralisation anaérobie peut être significative même si elle est plus lente). Avec la montée de la nappe, ce sont de nouvelles zones du versant qui se retrouvent saturées, en provenance desquelles l'eau drainée peut contenir de fortes concentrations en MO. Ce sont ces nouvelles zones contributrices qui permettent de maintenir le niveau des concentrations pendant les pics et la récession de crue.

Ce fonctionnement en crue pourrait expliquer la raison du « non-épuisement » apparent du stock de MO même pendant les plus fortes périodes de crue (1995, 2001),

comportement opposé à celui des nitrates. Les niveaux de concentration en période de basses eaux sont explicables en partie par les concentrations des eaux issues du lessivage vertical des sols du plateau, mais aussi vraisemblablement liées à la recharge en MO lors du passage à travers la zone rivulaire et hyporhéique (sous le cours d'eau), souvent théâtres de forte productivité primaire.

Ce fonctionnement est en outre renforcé par la nature des sols qui, pour des raisons naturelles (e.g. entraînement) et anthropiques (végétation rivulaire), tendent à posséder des teneurs en MO plus importantes en bas qu'en haut de versant, ce qui renforce encore le pool lessivable de MO en bas de versant vis à vis du plateau.

Ce fonctionnement permet d'expliquer la relation d'entraînement de la MO pendant les augmentations de débit pour des substances dissoutes ainsi que les concentrations de « base » hors des périodes de crue.

Bilan de l'étude des variations annuelles de concentration sur les formes et le fonctionnement de la MO dans les bassins versants

Les concentrations en MO varient fortement et positivement avec les crues, les pics de concentrations en MO étant associés aux pics de crue. En dehors des périodes de crue, les concentrations ne baissent pas en dessous d'un minimum. L'effet d'entraînement de la MO lors des crues ne semble pas correspondre au transport classique de substances particulières dans les bassins versants.

L'analyse fine des chimiogrammes et hydrogrammes, suggère que la MO détectée par la méthode d'oxydabilité au permanganate soit plutôt sous forme dissoute que particulière. Cette suggestion a été renforcée lors de l'étude du CNRS (Gruau et al., 2004).

L'indice permanganate pour la détermination de la MO dans l'eau n'oxyde qu'imparfaitement les matières oxydables (NF EN ISO 8467) et il semble que le signal enregistré dans les données disponibles ne corresponde sans doute qu'à la partie dissoute de la MO. C'est néanmoins cette fraction qui pose problème pour la fourniture en eau potable et qui fait ici l'objet de l'étude.

L'effet d'entraînement de la MO dissoute dans les eaux pendant les crues pourrait être expliqué par la saturation et le lessivage d'un volume de sol croissant correspondant à l'horizon organique du sol (40 premiers cm) lors de la montée de la nappe. Les concentrations minimales pendant les périodes de faibles débits correspondent sans doute aux concentrations en MO de la nappe, renforcées lors de la traversée des zones ripariennes et hyporhéiques.

5. Etude des variations annuelles de concentration: variations inter bassins versants

5.1 Concentrations minimales communes et valeurs en crue différentes

L'analyse des chimiogrammes et hydrogrammes des quatre bassins versants témoins révèlent des différences de fonctionnement (Figure 3). Il s'avère tout d'abord que les concentrations minimales pendant les périodes de faibles débits sont relativement similaires entre les BV et se situent autour de 5 mg/L pour l'année 1996-97, par exemple.

Les chimiogrammes de l'Elorn et du Haut Couesnon sont plutôt caractérisés par de longues périodes autour de la valeur minimale, entrecoupées de pics de concentration correspondant aux crues les plus fortes (Figure 3). A l'inverse, les chimiogrammes du Léguer et du Yar sont caractérisés par de très fortes variations qui suivent les variations de débit, aussi faibles soit-elles, entrecoupées de périodes courtes sans augmentation de débits pour lesquelles on trouve la concentration minimale.

On peut dire que les BV du Léguer et du Yar sont très sensibles à de petites variations de débits et que la MO est donc facilement entraînée même pour les faibles crues d'été, alors que la MO n'est entraînée pour les BV de l'Elorn et du Haut Couesnon que lorsque les débits sont assez forts.

Les pics de concentrations sont aussi sensiblement plus forts sur le Léguer et sur le Yar que sur les deux autres BV, même pendant les pics de crue les plus importants. Ceci renforce l'hypothèse d'une MO plus facilement entraînable sur les deux premiers BV mais révèle aussi sans doute un stock de MO lessivable plus important qui permet de soutenir des fortes concentrations même pendant les pics de crues importantes.

Les différences de fonctionnement entre les bassins versants révèlent des différences d'entraînement et de stock de MO entraînaibles. En suivant le schéma de fonctionnement proposé précédemment, une partie de la différence pourrait venir de la différence de morphologie des bassins. Les pentes proches du cours d'eau et relativement faibles pourraient favoriser la remontée de nappe dans les horizons riches en MO et/ou favoriser des zones ripariennes très productives en MO. A l'inverse, les bassins versants à pentes relativement fortes près des cours d'eau ou dont le fonctionnement hydrologique ne permet pas l'engorgement d'un volume important de l'horizon riche en MO du sol, pourraient exporter des quantités moindres en MO. La différence pourrait aussi s'expliquer par des différences de stock en MO, indépendantes de la morphologie des BV.

5.2 Concentrations moyennes et évolution dans le temps

Si les concentrations minimales semblent très similaires entre les quatre BV témoins, les chimiogrammes sont pourtant très différents. Pour pouvoir comparer effectivement les bassins versants entre eux et évaluer les variations à long terme des concentrations, plusieurs méthodes ont été utilisées.

La comparaison des fonctions de répartition des concentrations dans les BV a été choisie comme première approche. Celles-ci sont obtenues en ordonnant dans un ordre croissant toutes les concentrations pour une année donnée puis en associant à chaque valeur sa probabilité d'apparition (l'unité divisée par le nombre total de données pour l'année considérée). La fonction de répartition est obtenue lorsque l'on cumule les probabilités (Figure 10).

5.2.1 Réglementation rarement respectée

Cette méthode permet de bien visualiser les valeurs de MO observées sur une année donnée, et en particulier de mettre en évidence les fréquences pour lesquelles les concentrations sont supérieures au seuil de 10 mg O₂/L (Figure 9 et Figure 10). Ainsi les concentrations en MO excèdent relativement peu le seuil des 10 mg O₂/L plus de 5% du temps sur le BV de l'Elorn, pour la plupart des années (Figure 9). Cette même constatation est vraie aussi pour le Haut-Couesnon de 1995 à 1998, après quoi la situation se détériore puisque le seuil des 10 mg O₂/L est franchi jusqu'à 30% du temps en 2000-2001. Pour seulement trois années, la condition de 5% de dépassement est respectée sur le Léguer, de 1979 à 1982. Sur le Yar, les concentrations ont toujours excédé le seuil des 10mg O₂/L 5% du temps, pour toutes les années pour lesquelles les données sont disponibles. La limite réglementaire n'est, sur les cinq BV témoins que très rarement respectée, sauf parfois sur l'Elorn.

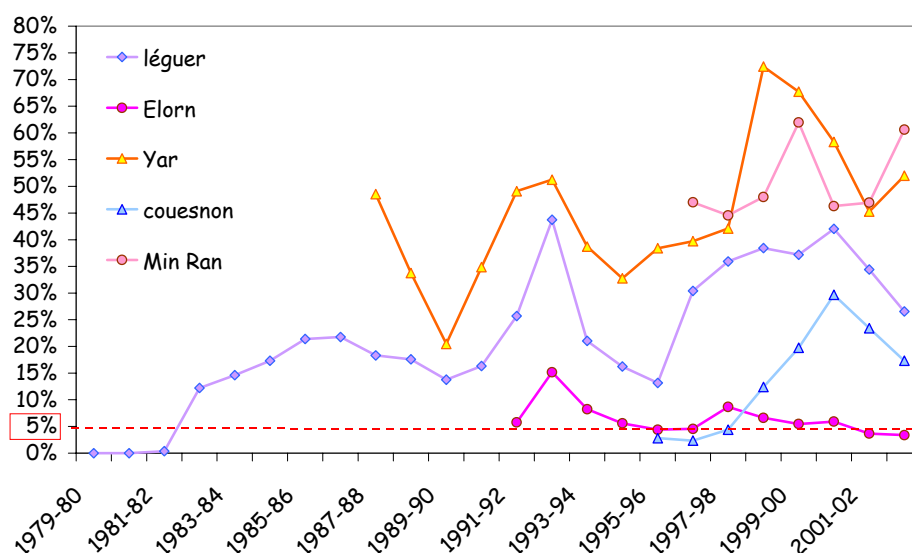
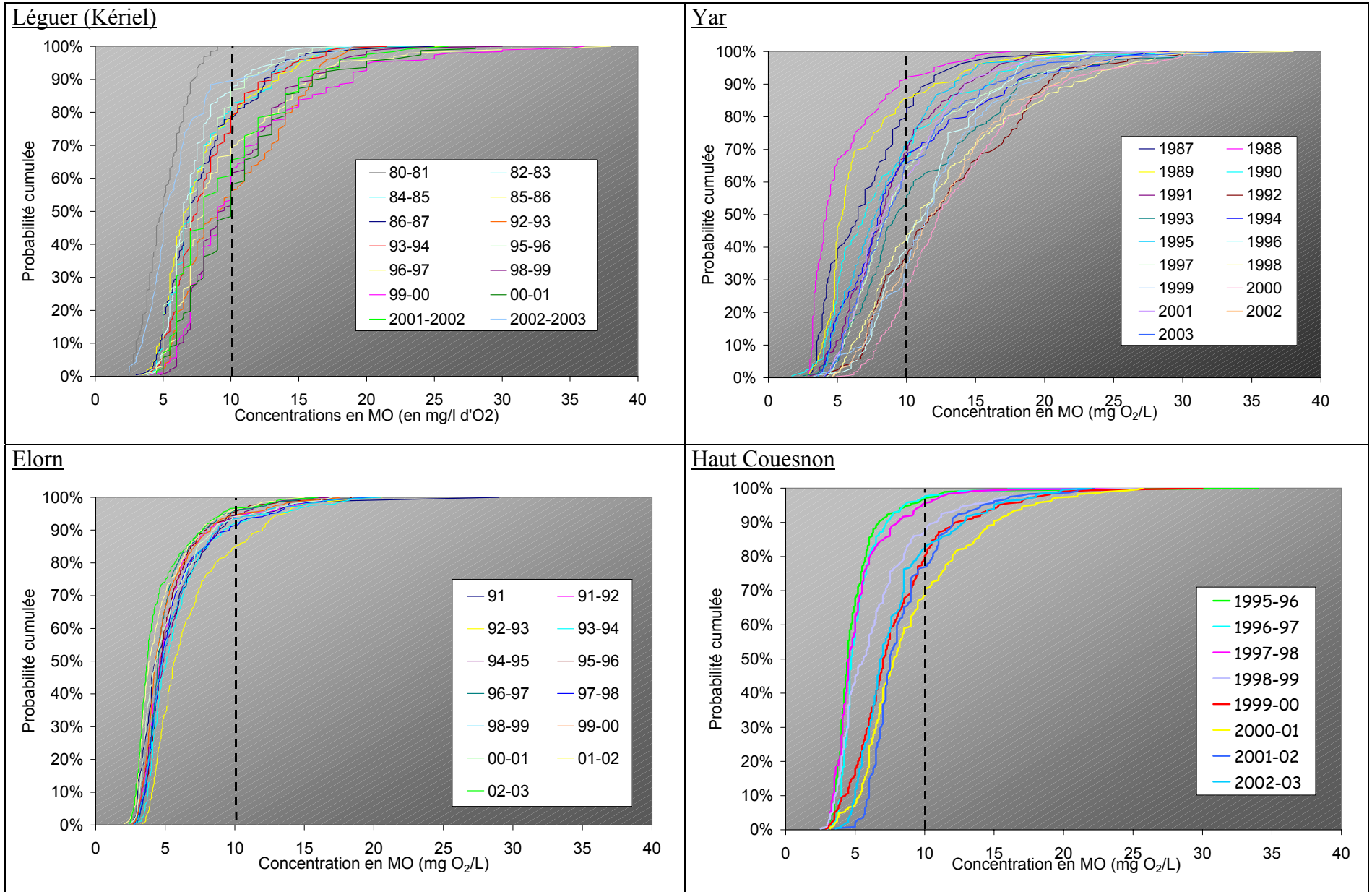


Figure 9 : Fréquences de dépassement du seuil de 10 mg O₂/L des concentrations en MO sur les cinq bassins versants témoins

5.2.2 Tendence globale à l'augmentation et à la diminution des concentrations en MO

La Figure 10 montre une dispersion croissante des fonctions de répartition avec, dans l'ordre des plus regroupées au plus dispersées, l'Elorn, le Haut-Couesnon, le Léguer et le Yar. Ceci suggère que pour l'Elorn il y ait peu d'évolution des concentrations en MO sur plusieurs années. Pour les trois autres bassins, les fonctions de répartition pouvant être très différentes les unes des autres, ceci suggère une évolution globale des concentrations d'une année à l'autre. Un déplacement vers la droite des courbes sur la Figure 10 correspond à une augmentation globale des concentrations pour une année. Il apparaît dans ce cas que les concentrations ont globalement eu, sur l'ensemble des années disponibles sur chaque bassin, tendance à augmenter pour le Yar, le Léguer et le Haut-Couesnon alors que l'inverse est vrai pour l'Elorn. En outre et de façon concurrente, les plus fortes valeurs sont de plus en plus présentes au cours du temps pour le Léguer et le Yar, cette tendance n'étant pas aussi nette pour les autres bassins.

Figure 10 : Fonctions de répartition des concentrations en MO représentées par année hydrologique sur les quatre bassins témoins



Les fonctions de répartition ont l'avantage de donner une vision globale des concentrations mais ne sont pas très pratiques à manipuler. La moyenne arithmétique des concentrations sur chaque année hydrologique a été choisie comme deuxième indicateur représentatif. Les fonctions de répartition, sur l'Elorn incluse, sont relativement séparées et la médiane aurait donc pu être choisie comme indicateur. Au final, c'est la moyenne arithmétique qui a été choisie car elle donnait une plus grande importance pour les valeurs extrêmes correspondant aux crues, et que ce paramètre a donc tendance à « dilater » les différences entre années, donc à les rendre plus lisibles, par rapport à l'indicateur médiane.

5.2.3 Des concentrations moyennes qui peuvent varier du simple au double entre BV

Les différences observées sur les fonctions de répartition des concentrations sont confirmées par les concentrations moyennes. Les moyennes observées sur le Yar sont quasiment deux fois supérieures à celles observées sur l'Elorn (Figure 11) et l'on peut hiérarchiser les bassins en fonction des concentrations observées, de façon croissante Elorn < Haut-Couesnon < Léguer < Yar / Min Ran. Même si les faibles concentrations sont relativement égales d'un BV à l'autre, les moyennes montrent de très fortes variations entre seulement cinq bassins témoins.

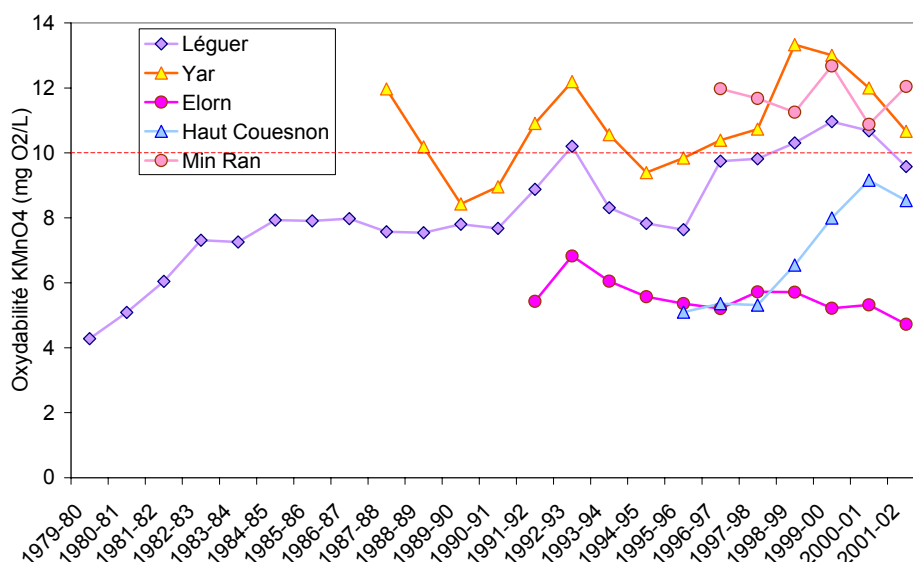


Figure 11 : Evolution des moyennes arithmétiques des concentrations en MO pour les cinq BV témoins

5.2.4 Evolutions des concentrations synchronisées entre BV

Pour évaluer les évolutions inter annuelles, une moyenne glissante sur trois ans des concentrations moyennes annuelles a été effectuée (Figure 12). Cette méthode « gomme » les aléas possibles sur une année particulière et fait ainsi ressortir les tendances sur des périodes pluriannuelles. Cette analyse confirme une augmentation globale des concentrations en MO sur le Léguer, le Yar et le Haut-Couesnon et une diminution globale des concentrations sur l'Elorn.

En calculant les tendances à la hausse ou à la baisse on peut en déduire l'écart à la tendance pour chaque valeur de moyenne glissante (Figure 13). Il apparaît clairement que les écarts à la tendance sont synchronisés au moins pour les trois BV pour lesquels ce calcul était pertinent (données sur période suffisamment longue) et ce pour des tendances à la hausse ou à la baisse. Ceci suggère que les variations inter annuelles entre bassins versants suivent, au

moins en partie, des variations indépendantes de chaque BV. La première hypothèse d'un facteur pouvant expliquer les variations synchrones sur plusieurs bassins complètement indépendants a porté sur le facteur climat.

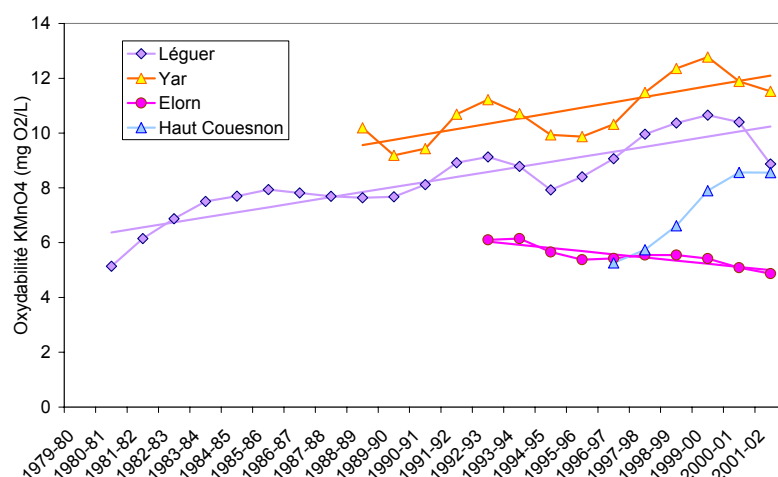


Figure 12 : Evolution des moyennes glissantes sur trois ans des moyennes annuelles sur quatre BV témoins (Gruau, Comm. Pers.)

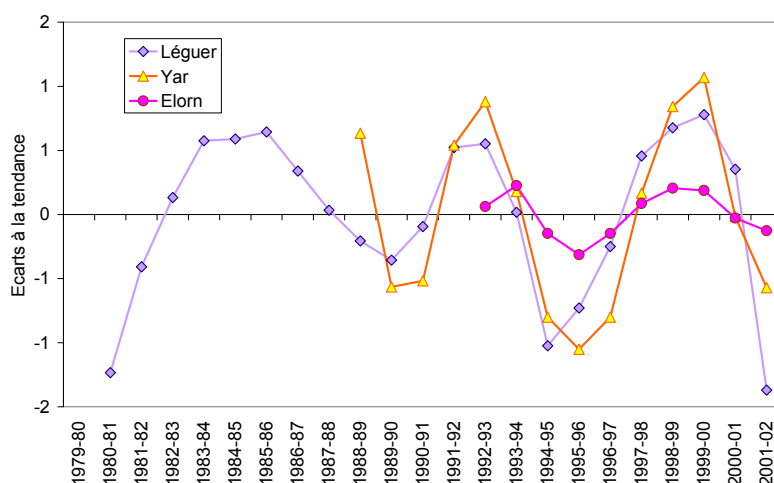


Figure 13 : Ecart relatif à la tendance pour les moyennes glissantes des concentrations sur trois bassins versants témoins

5.2.5 Facteurs globaux explicatifs des différences observées entre bassins ?

De l'analyse précédente, ressort le facteur « climat » comme pouvant potentiellement jouer un rôle sur les variations inter annuelles de concentrations. Ce même facteur pourrait a priori expliquer une partie des différences entre BV. Il semble relativement logique que sur le long terme, et qu'à fonctionnement hydrologique et sols équivalents, les BV relativement plus « arrosés » devraient avoir des concentrations plus faibles en MO du fait de la dilution imposée par les volumes écoulés plus importants. Nous avons donc étudié la relation qui existe entre les précipitations et les concentrations moyennes observées.

En comparant les débits spécifiques des bassins versants témoins, on retrouve tout d'abord une synchronisation entre les différents BV, ce qui suggère que les facteurs

climatiques jouent de façon globale et simultanée à l'échelle d'une année sur toute la Bretagne (Figure 14). C'est l'évolution globale des précipitations qui est montrée ici, et sans doute pas d'autres facteurs comme les températures ou les périodes d'ensoleillement.

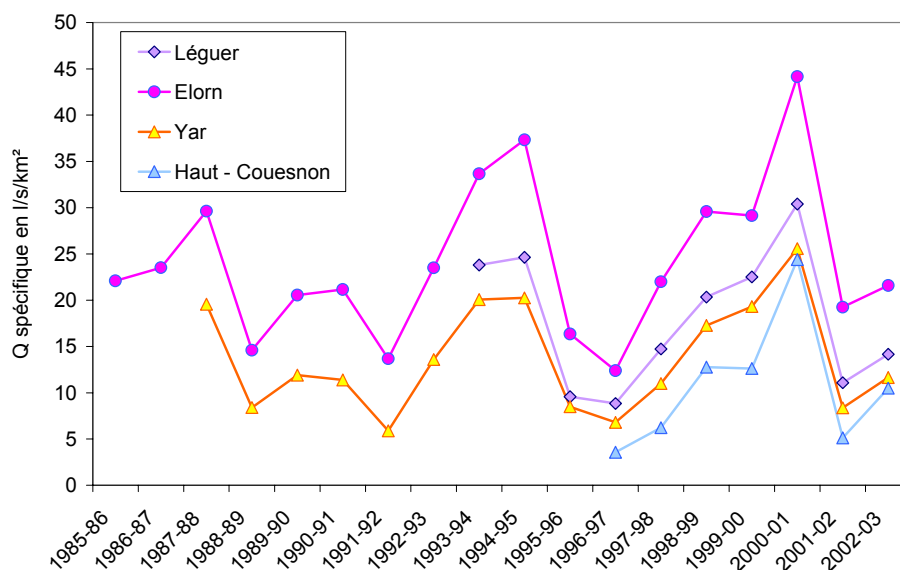


Figure 14 : Débits spécifiques annuels pour quatre bassins versants témoins

On peut aussi observer quasiment le même ordre que celui obtenu pour les concentrations moyennes annuelles. Le BV ayant le débit spécifique le plus important est l'Elorn, qui possède les concentrations moyennes les plus faibles. A contrario, le Yar qui possède les concentrations les plus fortes a un débit spécifique relativement faible. Seul le Haut-Couesnon s'inscrit en faux par rapport à cette analyse. Il semble néanmoins que les valeurs de faibles débits soient particulièrement basses et nous suspectons (les proportionnalités avec les débits des autres bassins ne sont pas cohérentes pour les faibles débits, données non montrées ici) que ces valeurs soient sous-estimées par rapport à la réalité, ce qui expliquerait en partie pourquoi le Haut-Couesnon s'écarterait de l'hypothèse avancée.

L'hypothèse d'une « dilution » relative de la MO lessivée par des volumes écoulés plus importants qui sont la conséquence de plus fortes précipitations n'est pas contredite par la Figure 14. Si cette hypothèse est bonne pour une comparaison entre plusieurs bassins, elle devrait se vérifier aussi sur un bassin donné entre plusieurs années de pluviosité différente. Pour cela, on a corrélié les écarts à la tendance décrits plus haut aux débits spécifiques pour chaque année sur les trois bassins pour lesquelles cette analyse pouvait être faite. A contrario, il ne semble pas y avoir de corrélation simple entre les débits spécifiques et les écarts à la tendance (Figure 15).

Plusieurs raisons pourraient expliquer l'absence de corrélation. Les débits spécifiques moyens sont calculés globalement sur une année. Cette moyenne pourrait ne pas être pertinente comme indicateur pour la régression, les débits les plus forts pourraient peut-être être plus pertinents. Les écarts à la tendance sont calculés sur des moyennes glissantes regroupant trois années de données. Ces écarts ne correspondent donc pas exactement aux débits spécifiques calculés pour une année particulière.

Néanmoins, il semble qu'il existe une sorte d'évolution conjuguée entre les courbes même si elles sont caractérisées par un décalage qui empêche de conclure à une corrélation (Figure 15) claire et directe année par année. Nous pensons que les précipitations, et le climat au sens large, jouent un rôle essentiel dans l'exportation de la MO mais qu'elles exercent une influence sur plusieurs années et il n'est donc pas anormal que l'analyse comparée de données

de concentrations et de précipitation année par année ne permette pas d'exprimer simplement cette relation précipitations/concentrations. L'influence du climat semble en revanche être comparable d'un BV à un autre puisque les variations pluriannuelles se superposent.

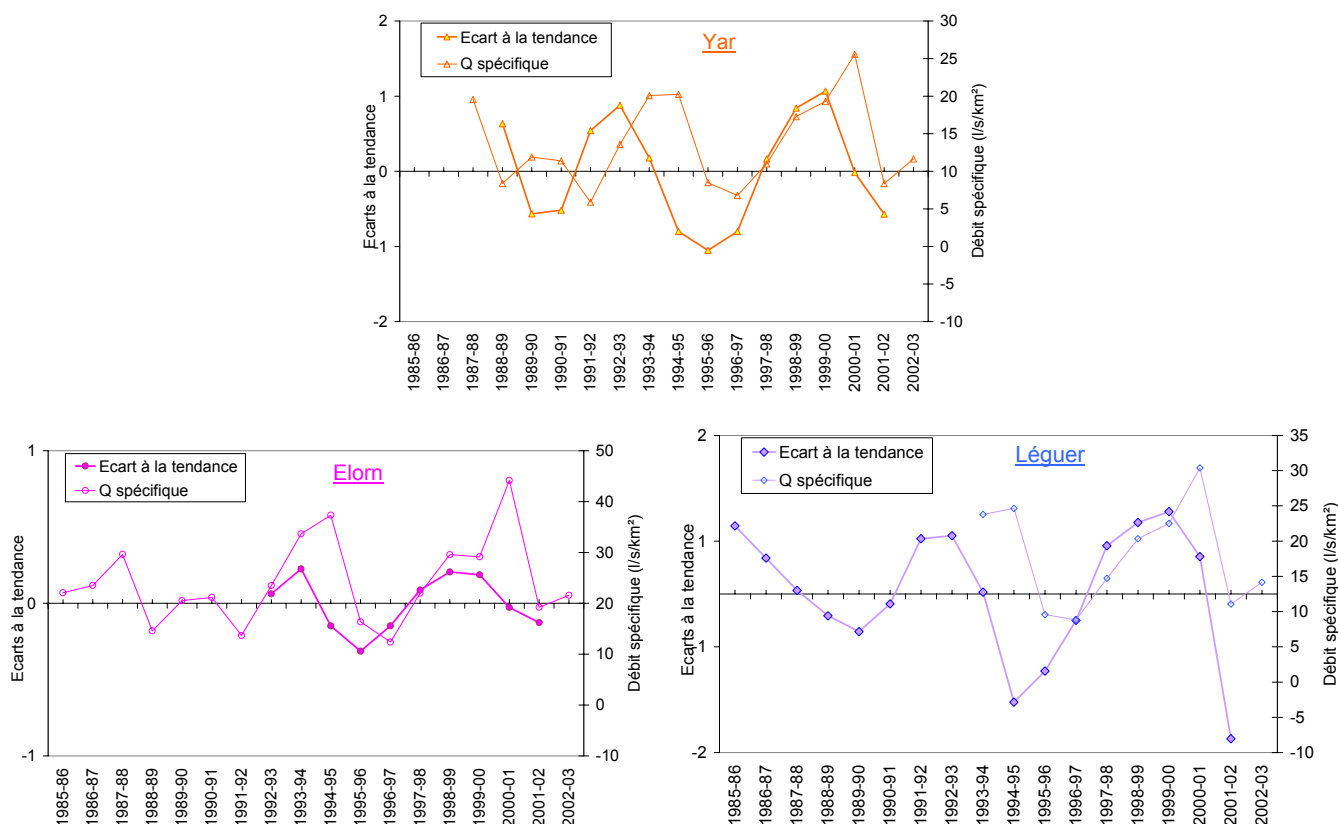


Figure 15 : Comparaison des écarts des moyennes glissantes sur trois ans à la tendance avec les débits spécifiques sur trois bassins témoins

Bilan de l'étude des variations de concentrations entre bassins versants

L'analyse des chimiogrammes révèle des concentrations minimales très similaires sur quatre des bassins versants témoins. Ceci suggère un fonctionnement relativement similaire de la MO pour les périodes hors crue. De très grandes différences existent en revanche pendant les périodes de crue, qui révèlent des différences très importantes de sensibilité aux crues. Les concentrations augmentent sensiblement pour toutes les crues, aussi faibles soient-elles, sur le Yar et sur le Léguer, alors que seules les crues importantes génèrent des augmentations de concentrations sur l'Elorn et le Haut-Couesnon. Ces différences pourraient être expliquées par des différences de fonctionnement hydrologique associés aux pentes près des cours d'eau et/ou des différences de stock de MO lessivable.

L'analyse des fonctions de répartition annuelles des concentrations montre que la norme limite réglementaire de 10 mg O₂/L 5% du temps, n'est quasiment jamais respectée pour tous les BV témoins sauf pour les années 1979-83 sur le Léguer, et relativement récemment sur l'Elorn. Ce faible échantillon de BV montre combien le respect des normes concernant la MO est problématique et montre aussi la nécessité des plans de gestion.

Même si les concentrations minimales sur les BV témoins sont très similaires, les concentrations moyennes annuelles sont très différentes, pouvant varier du simple au double

d'un BV à l'autre. On peut hiérarchiser les bassins en fonction des concentrations observées, de façon croissante Elorn < Haut-Couesnon < Léguer < Yar / Min Ran.

Les évolutions des concentrations moyennes annuelles révèlent des augmentations fortes et globales sur le Yar, le Léguer et le Haut-Couesnon. A contrario, une diminution sensible des concentrations semble exister sur l'Elorn. On ne peut conclure à une augmentation globale des teneurs en MO dans les eaux bretonnes à partir de ce faible échantillon mais on peut dire en revanche que les augmentations, lorsqu'elles existent, sont fortes et inscrites sur de longues périodes (15-20 ans). La diminution constatée sur l'Elorn est moins forte mais significative néanmoins.

Les écarts des concentrations annuelles à la tendance globale semblent synchrones, au moins sur les trois bassins sur lesquels l'analyse a été possible. Ceci suggère que les variations inter annuelles entre bassins versants suivent, au moins en partie, des variations indépendantes de chaque BV. L'hypothèse de l'impact du climat a été testée.

L'hypothèse d'une dilution des MO par des volumes d'eau écoulés relativement plus forts a semblé, un temps, intéressante puisque que les débits spécifiques sur l'Elorn, le Léguer et sur le Yar montrent une hiérarchisation opposée à celle des concentrations en MO. Néanmoins, l'hypothèse de dilution testée, non plus entre différents bassins mais à l'intérieur de chaque bassin pour des années de pluviosité différentes, n'a pas pu être confirmée.

Nous pensons que les précipitations, et le climat au sens large, jouent un rôle essentiel dans l'exportation de la MO mais qu'elles exercent une influence sur plusieurs années et il n'est donc pas anormal que l'analyse comparée de données de concentrations et de précipitation année par année ne permette pas d'exprimer simplement cette relation précipitations/concentrations. L'influence du climat semble en revanche être comparable d'un BV à un autre puisque les variations pluriannuelles se superposent

L'analyse des données dans cette partie a donc mis en évidence des facteurs vraisemblablement morphologiques qui pourraient expliquer en partie les différences de fonctionnement lors des crues, et par voie de conséquence des différences entre concentrations moyennes annuelles, et des facteurs climatiques qui expliquent des variations synchrones des écarts à la tendance globale.

Ces facteurs non anthropiques n'expliquent pas néanmoins les tendances à la hausse des concentrations sur le Yar, le Léguer et le Haut-Couesnon, et à la baisse sur l'Elorn.

6. Evolutions singulières de la MO dans les bassins versants

L'analyse comparée des concentrations en MO dans les BV témoins a permis de mettre en évidence des facteurs globaux explicatifs de la présence de MO dans les eaux de surface. Dans cette partie sont rapportées des analyses visant à repérer des singularités du fonctionnement des MO dans chaque BV

6.1 Trois périodes distinctes pour le Léguer

Le bassin versant du Léguer a fait l'objet d'études approfondies puisque les données sont disponibles depuis 1979 et qu'elles sont parvenues au Cemagref très tôt pendant la période d'étude. Sur les 23 ans de données, trois phases ont pu être identifiées.

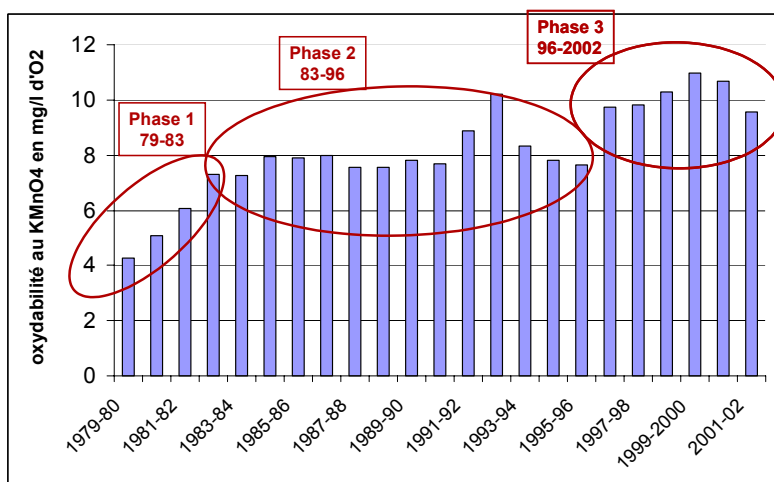


Figure 16 : Identification de trois phases pour les concentrations en MO moyennes annuelles pour le bassin versant du Léguer

Une première phase de 1979 à 1983 correspond à une augmentation constante des concentrations moyennes annuelles de 4 mg O₂/L à 7 mg O₂/L, suivie d'une deuxième phase de 1983 à 1996 caractérisée par une relative constance des concentrations moyennes autour de 8 mg O₂/L (sauf pour l'année 1992-93), elle-même suivie d'une phase plus récente à partir de 1996 caractérisée par des concentrations relativement constantes mais supérieures d'au moins 2 mg O₂/L à celles de la phase précédente (Figure 16). Ces augmentations correspondent à une augmentation globale des concentrations sur chaque phase (Figure 17) et pas seulement à une augmentation des valeurs extrêmes.

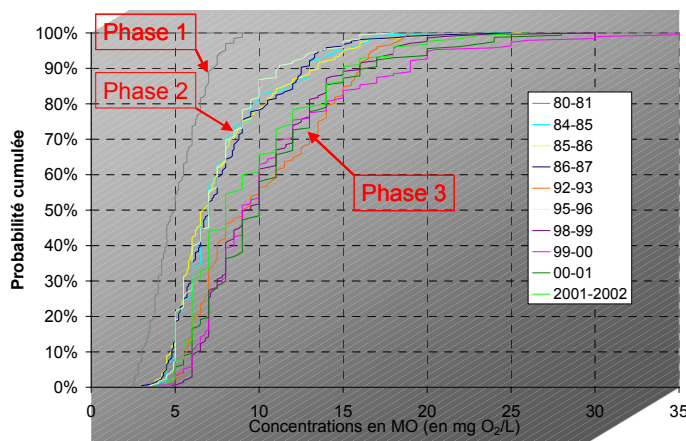


Figure 17 : Fonctions de répartition des concentrations en MO pour les trois phases identifiées sur le BV du Léguer

6.2 L'augmentation brutale des concentrations en 1996 sur le Léguer pourrait avoir une origine anthropique

L'augmentation des concentrations au début des années 1980 et la brusque augmentation des concentrations en MO en 1996 nous ont paru être des singularités intéressantes à explorer. Aucune piste évidente n'a pu être trouvée pour expliquer l'augmentation régulière au début des années 1980. L'hypothèse de changements de méthode analytique pour la détermination des MO a été explorée et est relatée par la suite.

Une piste de recherche a été explorée pour expliquer l'augmentation brutale des concentrations en 1996. Il semble en effet qu'en octobre 1996, un barrage de grande taille (110 mètres de largeur et haut de 15 m créant une retenue d'eau de 12 hectares contenant 400.000 m³ d'eau) a été détruit en amont de la station de Kériel sur le BV du Léguer. Il s'agit du barrage à Kernansquillec dans la commune de Plounévez-Moëdec, situé immédiatement en aval de Belle-île-en-Terre (Photo 1).



Photo 1 : Le barrage de Kernansquillec, vallée du Léguer

La destruction de ce barrage fut un projet pilote au niveau national, un livret a même été publié pour l'occasion par le Ministère de l'écologie et du développement durable et intitulé "La renaissance d'une vallée" (Ministère de l'Ecologie et du développement durable, 1998). En effet, ce projet de destruction était le support pour imaginer et expérimenter grandeur nature des techniques d'ingénieries écologiques inédites en France par une méthode douce.

Les travaux ont duré environ six mois durant lesquels plusieurs étapes ont été respectées. Dans un premier temps, avant la destruction, il y a eu dévasement de la retenue : 100.000 m³ de sédiments ont été extraits selon un procédé par aspiro-drainage dans l'ancien lit du Léguer sur les 200.000 m³ de sédiments que contenait la retenue au total. Les sédiments ont été acheminés par un réseau de canalisations vers trois lagunes de décantation aménagées 400 m à l'aval. A l'aval du barrage, 4 seuils de décantation jalonnent le Léguer sur environ 1 km. La vidange fut lente: 5 mois afin de conserver les sédiments en place. Elle s'est terminée

le 30 septembre 1996. Puis, au rythme moyen de 6 cm par jour, la cuvette a libéré ses 400.000 m³ d'eau. En octobre 1996, le barrage fut détruit. Aussitôt, le site fut réhabilité. Les berges furent terrassées (Photo 2) mécaniquement puis ensemencées (la pose d'une membrane géotextile biodégradable protégeant le substrat) et la végétation a reconquis les nouvelles berges (Photo 3).



Photo 2 : Stabilisation des berges, vallée du Léguer



Photo 3 : La rivière retrouve son lit

La destruction du barrage s'est clairement accompagnée d'une augmentation globale et rapide des concentrations entre l'avant et l'après barrage (Figure 18). En effet, avant 1996 une crue de 80 m³/s pouvait entraîner des teneurs en MO de 15 mg O₂/l, alors qu'après 1996, une crue plus petite de 15 m³/s entraîne une eau chargée à plus de 25 mg O₂/l (Figure 18). L'effet d'entraînement a donc significativement évolué vers une plus grande sensibilité aux crues. Plusieurs hypothèses peuvent être invoquées pour expliquer le changement observé. La première est que le stock de MO lessivable est vraisemblablement supérieur et plus facilement exportable puisqu'il se situe près du cours d'eau. Une autre hypothèse est qu'il y a eu une « augmentation de fond » des concentrations que la présence du barrage masquait et que l'effet tampon du barrage a brusquement disparu. Il est vraisemblable qu'au moins une combinaison des deux phénomènes explique les variations observées.

Evolution des débits et des concentrations en MO, station de Kériel, 1995-96

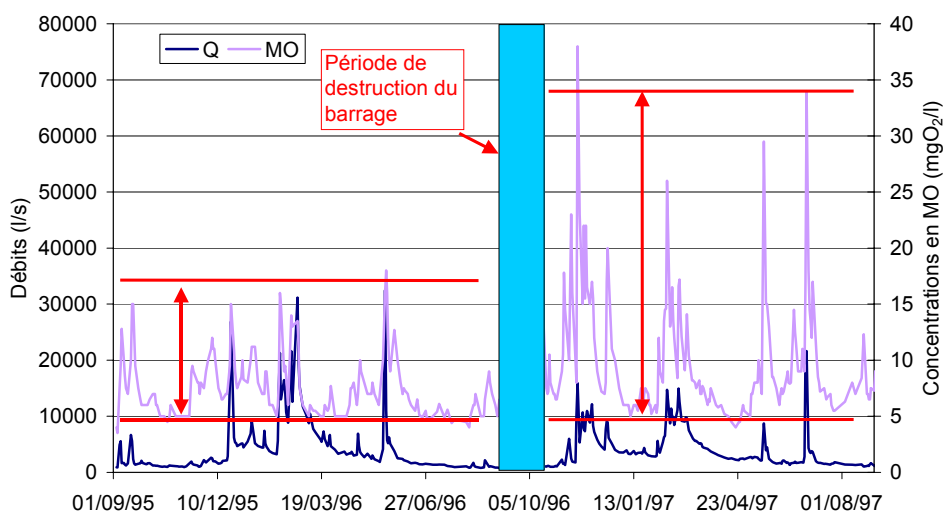


Figure 18 : Augmentation des valeurs de concentrations à l'exutoire du BV du Léguer après la destruction d'un barrage en amont de la station de Kériel

Il semble donc bien que la destruction du barrage a eu une incidence certaine sur l'augmentation des teneurs en MO, et d'après la relative stabilité des concentrations moyennes de la phase 3, il semble bien que cette incidence soit durable. Néanmoins, cette cause anthropique n'avait pas été évoquée lors de l'extraction des tendances pluriannuelles à la hausse dans les parties précédentes. Les variations autour de la tendance pour le Léguer semblaient bien correspondre à celles observées sur les autres BV. Une cause climatique avait alors été invoquée. Il semble donc que l'on puisse dire que l'évolution brutale et rapide des concentrations entre l'avant et l'après octobre 1996 corresponde à la destruction du barrage. Les fortes concentrations observées les années suivantes semblent s'inscrire dans une évolution globale des concentrations à l'échelle de la Bretagne. La persistance de « l'effet barrage » n'est pas certaine mais n'est certes pas à exclure non plus.

6.3 Les changements de méthodes analytiques peuvent-ils apporter un biais dans l'analyse des données?

Les effets liés aux changements de méthodes d'analyse survenus dans certains bassins ont été rigoureusement évalués (Annexe 5). Dans deux des cinq bassins (Min Ran, Elorn), toutes les données ont été acquises avec la norme actuellement en vigueur (en milieu acide à chaud) et aucune correction n'a donc été nécessaire pour tenir compte des éventuels biais liés à un changement de méthode. Dans le cas du bassin du Léguer, un changement de méthode s'est opéré en 1990 (passage milieu basique – milieu acide). Ce changement n'a cependant pas eu d'effet sur les mesures, comme le montre la constance des données avant et après le changement de méthodes (Figure 19).

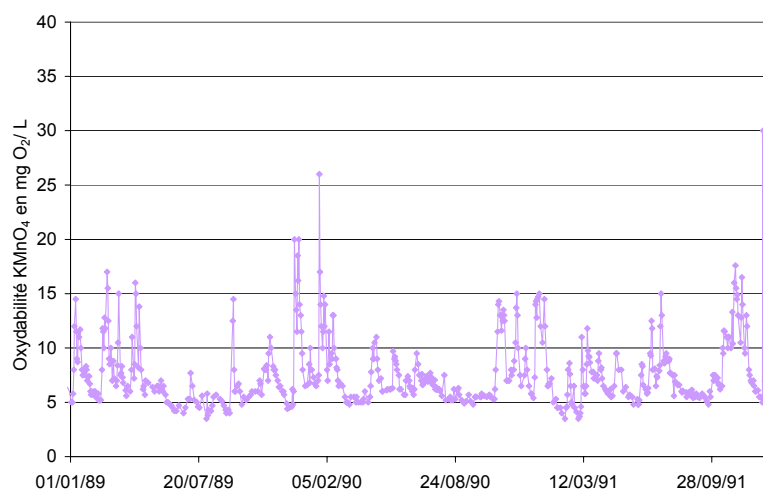


Figure 19 : Concentrations en MO à la station de Kériel (BV de Léguer) autour de la période de changement de méthodes analytiques

A l'inverse, le changement de méthode effectué en 1989 sur le Yar s'est traduit par des valeurs plus élevées d'un facteur 2 sur ce bassin, imposant de multiplier les données antérieures à 1989 par 2 pour garantir la cohérence interne de la série du Yar ainsi que la cohérence de cette série avec celles issues des 4 autres bassins (Figure 20).

De même, des changements analytiques ont été effectués pour les analyses du Haut-Couesnon en 1998 (Figure 21), sans que l'on puisse les identifier. Pour autant ces variations ont été prises en compte pour harmoniser les jeux de données avant et après 1998.

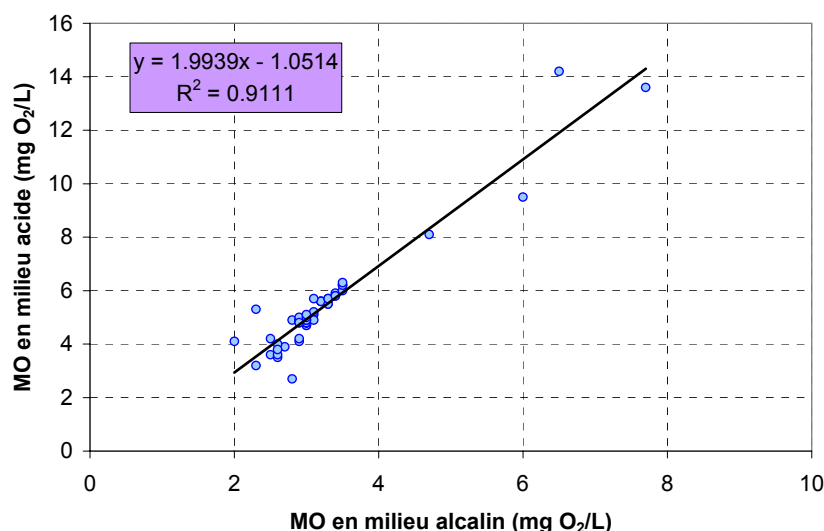


Figure 20 : Corrélation entre les teneurs en MO obtenues par oxydabilité au permanganate de potassium en milieu alcalin et en milieu acide sur des échantillons prélevés à l'exutoire du Yar

Quoiqu'il en soit, les dates de changement de méthodes sont connues dans les bassins ou des changements ont eu lieu et ces dates ont été mis en perspective avec les éventuelles variations temporelles observées afin de détecter tout effet dû à des changements de méthodes analytiques.

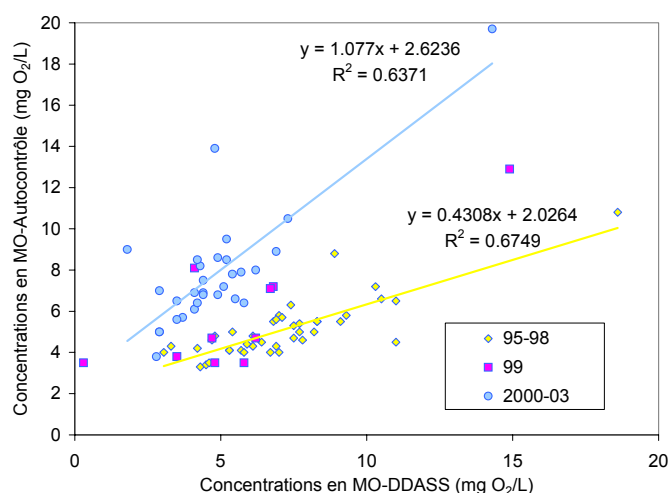


Figure 21 : Corrélation entre les teneurs en MO obtenues par la DDASS et par autocontrôle sur le bassin du Haut-Couesnon

6.4 Changements sensibles, rapides et persistant des flux de MO dans les bassins versants témoins

Des singularités frappantes ont pu être observées sur les données du Léguer seulement. L'objectif d'analyse globale de la MO en Bretagne n'a pas laissé le temps d'analyser suffisamment les autres jeux de données avec autant de précision. L'analyse des flux de MO a été choisie comme méthode pour détecter de possibles singularités. Les flux instantanés ont été calculés à partir des données de débits journaliers et de concentrations. Les données de MO disponibles sur des pas de temps de 1 à 3 jours ont été transformées en données journalières par interpolation linéaires entre deux valeurs consécutives. Les flux ont pu ainsi être cumulés et mis en relation avec les volumes d'eau écoulés (Figure 22).

Il est tout d'abord remarquable de constater que sur plusieurs années (représentées par des couleurs différentes sur la Figure 22), il y a une relation quasiment linéaire entre les flux de MO et le volume écoulé ou la lame drainante. Ceci suggère un stock lessivable quasiment infini puisque quelque soit le volume écoulé, il y a quasiment autant d'exportation de MO, ce qui signifie aussi que les effets de dilution sont très faibles d'une année sur l'autre.

On peut affiner cette analyse en calculant les écarts à la tendance des flux en fonction du volume écoulé entre 1996 et 2003 (Figure 23). On peut ainsi observer que pour toutes les années et pour tous les BV, il existe un pic local qui correspond à la reprise des écoulements en milieu ou fin d'automne. Cela montre que l'eau de la reprise des écoulements est relativement plus chargée en MO que pour le reste de l'année. Ce pic local est suivi la plupart du temps d'une récession des courbes, qui trahit un affaiblissement global pendant l'année du stock lessivé. D'autres pics peuvent exister dans la récession des courbes, ce qui suggère qu'il existe des mécanismes rapides qui permettent des augmentations globales de concentration pendant l'année. Il semble aussi qu'il y ait une décroissance globale des courbes à partir de l'automne 2000 pour le Yar, le Léguer et l'Elorn, qui correspond à une baisse globale des concentrations en MO sur ces trois dernières années et sur ces bassins. Cette tendance à la baisse n'est pas observée sur le Haut-Couesnon.

Des ruptures de pentes sur les courbes de flux peuvent être détectées (Figure 22). Sur le Léguer la rupture de pente à la hausse se situe en 1996 et correspond sans doute à la destruction du barrage mentionnée plus haut. Néanmoins, la tendance reste très linéaire après cette date, ce qui suggère que l'effet du barrage soit persistant dans le temps. On a vu aussi précédemment que cette évolution s'inscrivait dans une tendance globale sur la Bretagne. La persistance de l'effet barrage n'est donc peut-être qu'apparente.

Deux ruptures de pente à la hausse ont pu être détectées sur le Yar, en 1994 et en 1996. Aucun événement particulier n'a été trouvé pour expliquer ces variations pourtant apparemment bien réelles. Sur le Haut-Couesnon, une rupture de pente franche est détectable en 1999. Suivant les observations précédentes sur les augmentations de concentrations liées aux analyses d'eau, il est vraisemblable que cette rupture y soit associée. Sur l'Elorn, une rupture de pente à la baisse peut être observée en 1995. Là encore aucun événement particulier n'a pu être identifié sur ce bassin.

Cette analyse montre que des facteurs vraisemblablement anthropiques peuvent faire varier de façon sensible, rapide et persistante les exportations et les concentrations de MO dans les BV témoins.

Figure 22 : Evolution pluriannuelle des flux cumulés de MO en fonction du volume d'eau écoulé, avec les tendance et les singularités observées

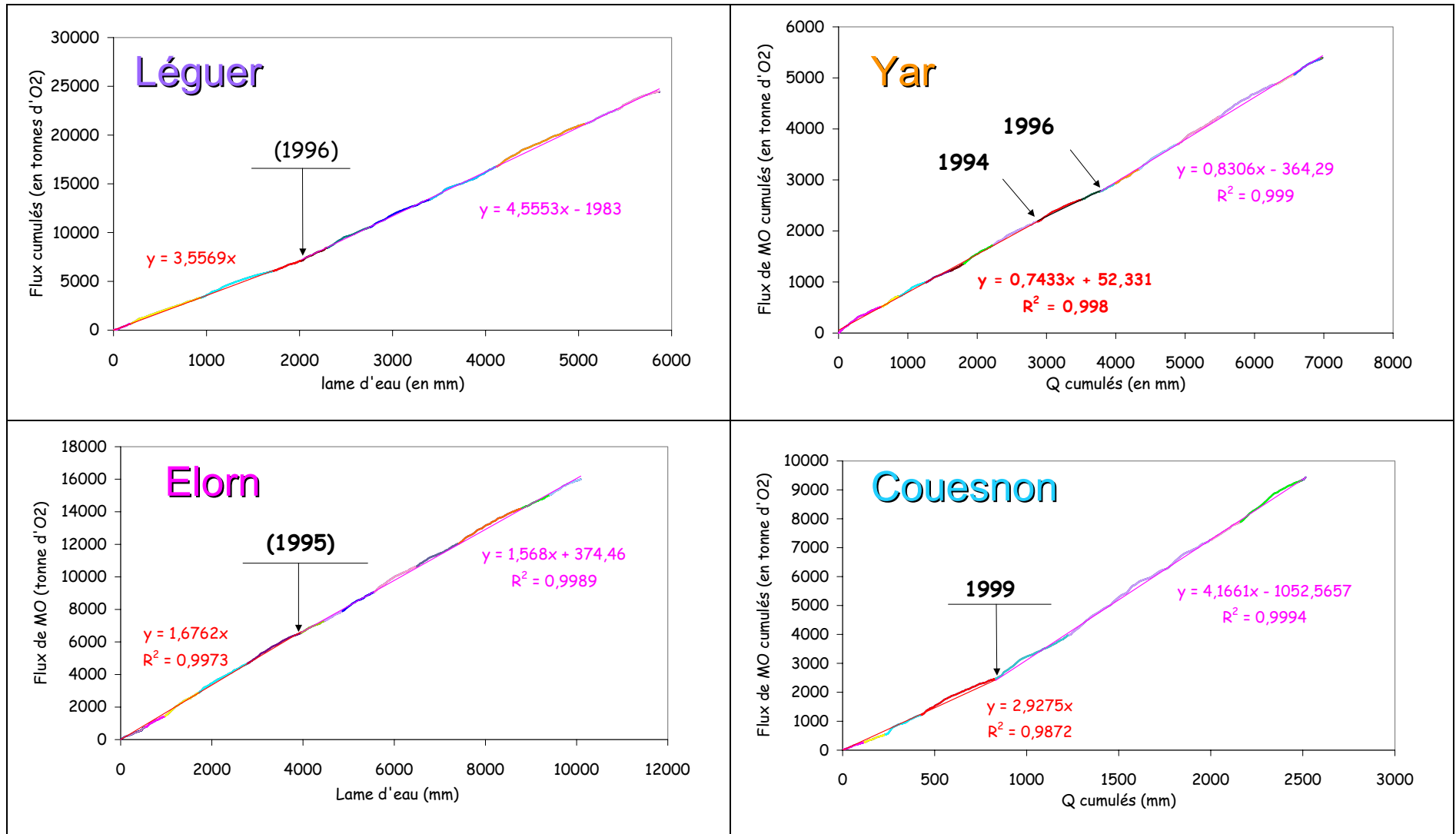
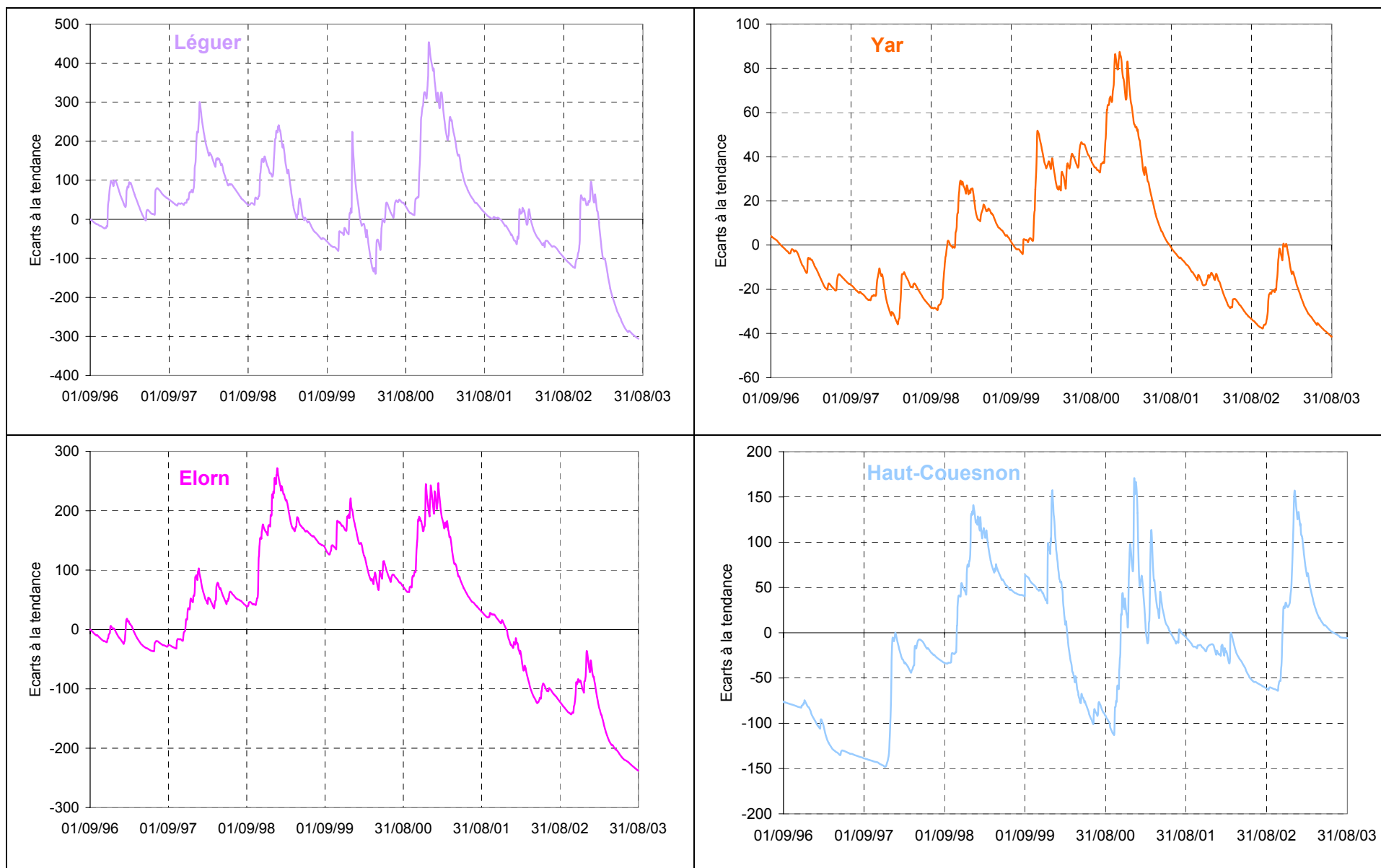


Figure 23 : Ecart à la tendance des flux de MO en fonction des volumes écoulés sur quatre bassins versants témoins



Bilan de l'étude des singularités du fonctionnement de la MO dans les bassins versants

Des facteurs globaux non anthropiques avaient été mis en évidence dans la partie 5. L'étude des singularités de fonctionnement sur chaque bassin versant montre qu'il existe aussi des facteurs singuliers à chaque BV, qui pourraient être à l'origine des augmentations ou des diminutions de concentrations. Une augmentation brutale des concentrations en MO sur le bassin du Légier en 1996 a pu être corrélée à la destruction d'un barrage en amont de la prise d'eau. D'autres singularités ont été mises en évidence par l'analyse de l'évolution des flux en fonction du volume d'eau écoulé.

La description des exportations de la MO pendant une année hydrologique a pu être améliorée grâce à cette méthode. Les exportations sont typiquement caractérisées par des valeurs relativement fortes de concentration pendant la reprise automnale des écoulements, suivies par une baisse constante en forme de récession pendant le reste de l'année. Il existe néanmoins des exceptions à cette règle. Il n'est pas rare d'observer des reprises de fortes concentrations après la période automnale, qui traduisent des possibilités d'exportations rapides et sensibles de MO dans un BV.

Des singularités à la hausse et à la baisse des exportations de MO ont pu être détectées sur tous les BV à des périodes différentes, ce qui exclut une origine globale et suggère plutôt des origines internes aux BV. A deux des singularités, des explications plausibles ont été trouvées correspondant à des facteurs anthropiques sur le Légier et des problèmes analytiques sur le Haut-Couesnon.

La vérification des données d'autocontrôle des producteurs d'eau a confirmé les limites de la méthode de l'indice au permanganate pour l'estimation des concentrations en MO dans les eaux. Il est vraisemblable que cette méthode devra à terme être remplacée par des méthodes plus robustes, comme les analyses de COT par oxydation thermique.

Ces résultats montrent que des facteurs vraisemblablement anthropiques peuvent faire varier de façon sensible, rapide et persistante les exportations et les concentrations de MO dans les BV témoins. Ces facteurs s'ajoutent donc aux facteurs globaux mis en évidence dans la partie 5.

7. Analyse des facteurs explicatifs des teneurs en MO sur les bassins versants témoins

Les résultats de la partie précédente suggèrent que des facteurs anthropiques jouent de façon sensible, rapide et persistante sur les teneurs en MO des eaux de surface. Une des hypothèses de départ de ce travail pouvait se résumer ainsi : les élevages bretons produisent beaucoup de MO qui se retrouve en partie sur les sols après épandage. Une partie de cette matière organique pourrait se retrouver dans les eaux de surface à court et long terme. De même, il nous a semblé que les pratiques culturales pourraient jouer un rôle sur les teneurs en MO. Ce sont donc les activités agricoles qui ont été analysées en particulier, en parallèle avec d'autres facteurs explicatifs comme les teneurs en MO des sols.

7.1 Les teneurs en MO des sols cultivés baissent globalement en Bretagne. Une partie de cette MO pourrait-elle se retrouver dans les eaux de surface ?

Selon une étude menée par C. Walter (Conseil Scientifique de l'Environnement Bretagne, 2003) "une simple comparaison des teneurs sur la période 1980-1990 indique un appauvrissement des sols en matière organique, avec une baisse comprise entre 0,5 et 1,5 % en fonction des sites. Cette diminution est d'autant plus forte que le taux initial était important".

Plusieurs causes à cet appauvrissement ont été évoquées (Bretagne Environnement 3). "Une partie viendrait de la diminution des surfaces de prairies au profit des surfaces cultivées comme le maïs destiné au fourrage. En effet, ces dernières restituent moins de matière organique au sol puisque la récolte laisse peu de résidus. Au contraire, dans les prairies, où la fauche est limitée, les graminées et autres plantes une fois mortes, sont décomposées sur place. Ensuite, la modification de la nature des apports organiques (plus de lisier et moins de fumier) est une seconde raison de cet appauvrissement. Et enfin, l'approfondissement des labours, qui dilue la matière organique en profondeur, jouerait également un rôle".

"Outre cette évolution temporelle du taux de matière organique, il existe aussi des disparités régionales. Les sols bretons sont plus riches au sud-ouest de la Bretagne qu'au nord-est. Les scientifiques proposent plusieurs hypothèses pour expliquer de telles variations : la nature de la roche présente sous le sol, les écarts de température et de pluviométrie entre les différentes zones de Bretagne, le dépôt de limons éoliens, et enfin l'historique des productions agricoles (les zones où les prairies ont été maintenues plus longtemps possèdent un taux de matière organique plus élevé, alors que les zones cultivées en maïs voient leur taux de matière organique décroître)" (Bretagne Environnement 3).

La matière organique disparue des sols a pu se retrouver dans deux grands ensembles a priori : l'atmosphère si l'on considère que cette matière organique a été minéralisée en CO₂, ou, les eaux de surface ou souterraines, si la MO du sol incomplètement minéralisée a plutôt été lessivée. Il est vraisemblable que les deux phénomènes ont coexisté, ce qui suggère qu'une partie au moins s'est retrouvée dans l'eau.

Si l'on compare les concentrations moyennes en MO dans l'eau (en 1996-97) sur les cinq BV témoins avec les teneurs en MO des sols acquises au cours de la période 1990-95 (Annexe 6), il semble qu'aux fortes valeurs de MO dans l'eau correspondent des faibles valeurs de MO dans les sols, et inversement (Figure 24).

Ce résultat peut paraître assez paradoxal car nous avons préalablement montré que la MO était facilement entraînée sur les BV du Yar et du Léguer, et de plus le stock de MO paraissait illimité. L'inverse semblait aussi être vrai pour l'Elorn. Or ici, les teneurs en MO des sols montrent des stocks plus importants pour l'Elorn que pour le Yar ou que pour le Léguer.

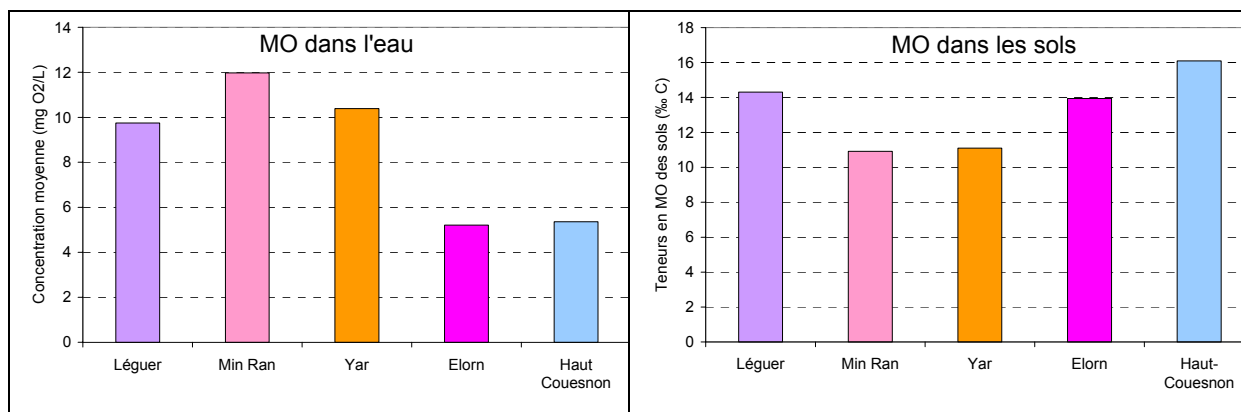


Figure 24 : Teneurs en MO dans l'eau (moyennes annuelles en 1996-97) et dans les sols pour la période 1990-95, valeurs obtenues suivant la méthode décrite en Annexe 6

De plus, nous avons vu que les concentrations sur l'Elorn tendaient à baisser tandis qu'elles augmentent sur le Yar et le Léguer. La MO de l'Elorn provient donc vraisemblablement d'un stock qui s'épuise alors que pour les deux autres bassins, ce stock n'est pas encore épuisé. Les teneurs en MO des sols sur l'Elorn suggèrent des stocks de MO dans les sols relativement importants, en tous cas plus forts que sur le Yar et le Léguer.

La relation entre teneurs en MO du sol et concentrations en MO dans les eaux n'est donc ni directe ni simple. Plusieurs hypothèses peuvent être évoquées : La MO mesurée dans l'eau provient de la minéralisation ancienne des sols et il y a donc un découplage dans le temps entre les teneurs en MO observées à un instant donné, et dans les eaux et dans le sol.

Les quantités de MO exportées sur un BV semblent représenter $1/1000^{\text{ème}}$ des quantités présentes dans les sols (G. Gruau, Comm. Pers.). Le stock de MO lessivable est donc très important et les différences de teneurs dans les sols ne reflètent donc pas nécessairement des différences de stock.

Nous avons vu précédemment que la zone vraisemblablement la plus contributive se trouve en bas de versant, près des cours d'eau. Or, les teneurs en MO des sols observées ici correspondent aux sols cultivés, vraisemblablement préférentiellement situé sur les plateaux et relativement peu dans les zones inondables de bord de cours d'eau. Ce sont les teneurs en MO de ces sols qui seraient sans doute plus pertinentes pour la comparaison car ce sont les stocks de MO de ces zones qui sont sans doute à la source d'une partie importante de la MO des eaux de surface. Cette hypothèse expliquerait le découplage entre teneurs en MO des sols cultivés et concentrations dans l'eau. Néanmoins, cette hypothèse n'est basée que sur un échantillon faible de données et il convient d'être prudent sur les conclusions. Pour confirmer ou infirmer ces suggestions, nous avons tenté de corréler les pratiques culturales sur les BV avec les teneurs en MO de l'eau, en gardant néanmoins à l'esprit que la plupart de la SAU se trouve sur les plateaux.

7.2 Essais de corrélation entre les pratiques culturales et les teneurs en MO dans l'eau des bassins témoins

Les pratiques culturales ont fortement évolué sur les trente dernières années en Bretagne. Le retournement fréquent des sols pourrait notamment augmenter la minéralisation de la MO, qui elle-même pourrait de ce fait être exportée plus facilement vers les eaux de surface. Le développement qui suit s'est donc attaché à estimer les évolutions des pratiques culturales sur les cinq BV témoins.

Tout d'abord, plusieurs constats :

- Les prairies temporaires sont les cultures qui occupent la surface principale de la SAU sur les cinq BV témoins (Figure 25).

- Elles pourraient être une source potentielle forte en MO car elles accumulent beaucoup de MO pendant les quelques années où elles sont en place (ce sont des surfaces fortement végétalisées et de composition organique stable d'où minéralisation lente avant retournement) et leur retournement régulier (tous les 1 à 7 ans) favorise la minéralisation de la MO nouvellement stockée.

- Les prairies peuvent se situer en bordure de cours d'eau d'où des transferts de matières (solides et dissoutes) rapides vers les cours d'eau.

Afin de comparer les surfaces occupées par chaque culture dans la SAU et leur évolution dans le temps, on a calculé les proportions de surface de chaque culture dans la SAU. Les résultats de ces calculs sont représentés par des camemberts (Figure 25). Les données sont issues des RGA des 3 années 1979, 1988 et 2000. Les paramètres retenus sont :

- les surfaces toujours en herbes
- les surfaces en blé
- les surfaces en orge
- les surfaces en maïs grain
- les surfaces en maïs fourrager
- les surfaces en prairies temporaires
- les surfaces en cultures de légumes

■	"%SHERB_HA"
■	"%BLÉ_HA"
■	%ORGE_HA
■	"%MAISG_HA"
■	"%MAISF_HA"
■	"%PTEMP_HA"
■	"%LEG_HA"

Ces 6 paramètres sont censés représenter l'ensemble de la SAU. Toutefois, si l'on additionne les surfaces en hectares de ces 6 cultures on obtient un résultat inférieur à la surfaces en SAU indiquée par le RGA (Tableau 1). Cette observation ne remet pas en question le raisonnement néanmoins.

Tableau 1 : Surfaces en SAU sur les cinq BV témoins

BV	Surface totale du BV /Ha	"SAU_HA"			Total surface en cultures connues			Surface occupée par autres cultures		
		1979	1988	2000	1979	1988	2000	1979	1988	2000
Léguer	39862	26179	24341	24883	23668	22850	22720	2511	1491	2163
Mn Ran	4760	3164	3030	2921	2752	2761	2635	412	269	286
Yar	6020	3817	3518	3402	3427	3109	3061	390	409	341
Elam	25200	16468	16116	15668	12325	12685	12815	4143	3431	2853
Couesnon	37362.6	30431	29359	27488	27001	28500	26482	3430	859	1006

Les surfaces couvertes par la SAU sur les cinq BV témoins a globalement tendance à baisser entre 1979 et 2000 sauf pour le Léguer pour lequel la SAU reste stable entre 1988 et 2000 (Annexe 7). La SAU représente le même pourcentage de la surface sur tous les BV (autour de 65% en 1979) sauf pour le Couesnon qui se distingue avec une SAU qui occupe 81% du BV la même année. La baisse du pourcentage de SAU s'étend, de l'ordre de 3 à 8 points. La baisse maximale est observée sur le Couesnon dont la proportion de surface en SAU passe à 73,6% de la surface totale du BV.

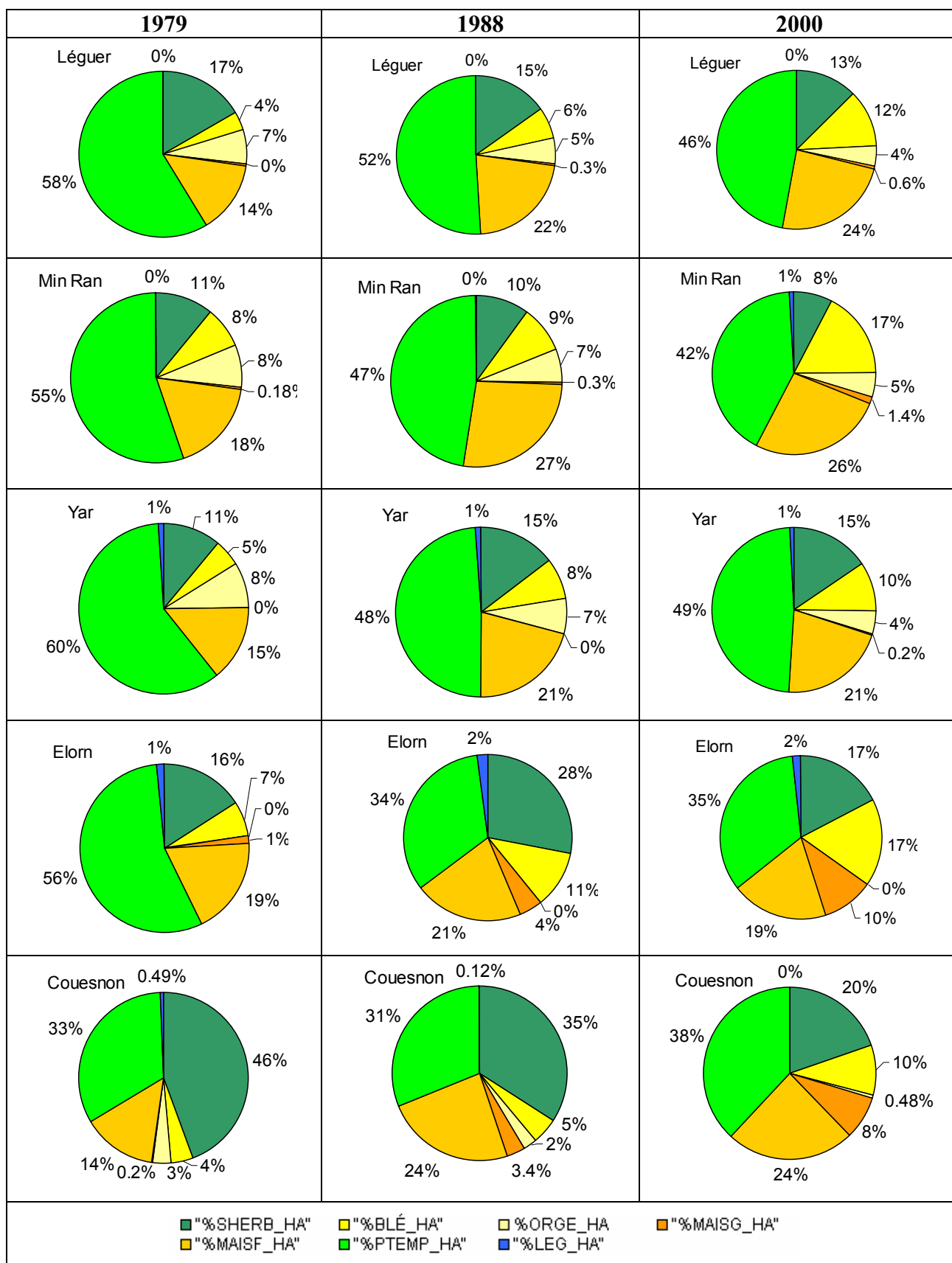


Figure 25 : Evolution des cultures sur cinq bassins versants témoins entre 1979, 1988 et 2000 (Données des RGA)

Sur tous les bassins, il y a réduction de la surface en herbe (prairies permanentes + temporaires) au profit des surfaces cultivées en céréales et en maïs (Figure 25). Les surfaces toujours en herbe régressent légèrement sur tous les bassins entre 1979 et 2000 (Tableau 2).

Les prairies temporaires, objet particulier de l'étude ici, couvrent des surfaces dont le pourcentage diminue avec le temps. Elles couvrent 58% de la SAU en 1979 mais n'en couvrent plus que 46% en 2000 au Léguer par exemple. Cette observation est vraie pour tous les autres BV témoins excepté le Couesnon qui avait en 1979 un pourcentage beaucoup plus faible de surface en prairie temporaire que les autres (33% de la SAU) mais qui augmente avec le temps (38% en 2000).

Le Couesnon se distingue encore des autres BV en ce qui concerne la surface occupée par les prairies permanentes et du maïs. En 1979, elle occupe 46% de la SAU (les 4 autres ont entre 11 et 17%) pour baisser progressivement de moitié et occuper 20% de la SAU en 2000. Le Couesnon, contrairement aux autres BV témoins, avait donc une SAU principalement occupée par des prairies permanentes qui ont été peu à peu remplacées par des prairies temporaires. Pour les 4 autres BV la surface en prairie permanente baisse aussi mais moins fortement pour atteindre une proportion de SAU entre 8 et 17 %. Enfin, de façon générale, si l'on fait la somme des surfaces en prairies permanentes et temporaires, les surfaces totales en herbe tendent à baisser entre 1979 et 2000 (Tableau 2).

Tableau 2 : Surface totale en herbe en pourcentage de la SAU (calculée sur la base du RGA)

BV	% Surface totale en herbe		
	1979	1988	2000
Léguer	75	67	59
Min Ran	66	57	50
Yar	71	63	64
Elorn	72	62	52
Couesnon	79	66	58

Cette baisse se fait en faveur des cultures fourragères, surtout le maïs fourrager entre 1979 et 1988 et plutôt en faveur du blé entre 1988 et 2000 avec sur certains BV (Léguer, Min Ran et Couesnon) des surfaces multipliées par deux. On notera que les BV les plus chargés en MO (Léguer, Min Ran et Yar) ont des cultures en orge et pas de cultures en maïs grain alors que l'inverse semble vrai pour les deux autres. Les surfaces en orges tendent à baisser entre 79 et 2000 alors que les surfaces en maïs grain augmentent dans le même temps.

Si les hypothèses sur le relargage potentiel de MO associé aux prairies temporaires est juste, la régression globale des surfaces couvertes par ces prairies temporaires devrait être accompagnée par une régression globale des concentrations en MO dans l'eau. Or on sait que c'est le contraire qui se produit sur 4 des 5 BV témoins. Si le retournement des sols pris globalement est un bon indicateur de minéralisation accrue de la MO des sols, alors peut-être que le pourcentage cumulé des cultures demandant un labour est un indicateur intéressant. Cet indicateur est le complémentaire des surfaces toujours en herbe et l'on sait qu'elles ont globalement baissé sur tous les BV. Là encore, la baisse des concentrations sur l'Elorn tend à montrer que ce n'est pas un indicateur particulièrement pertinent. La même chose pourrait être dite à propos de l'augmentation globale des surfaces cultivées en céréales et en maïs.

L'observation des assolements et de leurs évolutions dans le temps à partir des trois RGA disponibles n'a pas permis d'extraire de façon claire 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. Il est possible que l'information prise globalement sur chaque bassin ainsi qu'au pas de temps imposé par les RGA ne soit pas suffisamment pertinent pour mettre en évidence l'impact d'une culture, d'un groupe de culture ou d'un type de pratiques culturales.

L'impact potentiel de la charge organique, associée aux déjections animales, apportée sur les sols est étudié dans la partie suivante.

7.3 Relation directe entre déjections animales et MO dans l'eau ?

La Bretagne est la première région agricole de France et également première dans le domaine de l'industrie agroalimentaire. Plus de la moitié des porcs produits en France le sont dans la région (55 % de la production nationale en 1994). La densité porcine pour 100 ha de S.A.U. est évaluée en 1993 à 390 pour la Bretagne et 550 pour le Finistère. L'élevage bovin a été durant longtemps la base de l'agriculture bretonne. Malgré une baisse de ce cheptel, la Bretagne reste la première région française pour la densité de bovidés (133 bovins pour 100 ha de S.A.U.). Les premiers poulaillers intensifs sont apparus en Bretagne dans les années 1950. Depuis cette date, ce secteur a connu des périodes de fort développement alternant avec des années de crise. La Bretagne constitue un pôle prédominant de l'aviculture française (plus de 40% de l'activité totale avicole de la France) et européenne (première région avicole). La densité moyenne bretonne est évaluée à environ 6 000 volailles pour 100 ha de S.A.U. (Troadec *et al.*, 1997).

Une partie non négligeable des déjections animales font désormais l'objet de traitements avant d'être épandues sur les sols agricoles. Malgré les traitements, une quantité très importante de MO est épandue sur les sols bretons (Bailly et al., 1996 ; Annexe 8) et il est quasiment certain qu'une partie d'entre elle se retrouve dans les eaux de surface. Le pourcentage en est pourtant totalement inconnu. L'hypothèse de l'analyse présentée ici est que si la contribution de la MO provenant des élevages était forte et relativement directe, on devrait pouvoir associer les différences de concentrations en MO de l'eau avec des différences de charge organique liées aux épandages. De même en utilisant la même hypothèse, on devrait pouvoir associer des évolutions de concentration dans les eaux à des évolutions de quantité de déjection animales.

Les données sur les quantités et la nature exactes des lisiers et fumiers effectivement épandus sur les sols ne sont malheureusement pas disponibles. Ce sont pourtant ces données qui seraient les plus pertinentes pour l'analyse. A défaut, d'autres chiffres qui y sont globalement corrélés ont été utilisés, à savoir les effectifs des cheptels sur les BV et les charges d'azote organique produites sur chaque bassin (Figure 26 et Figure 27).

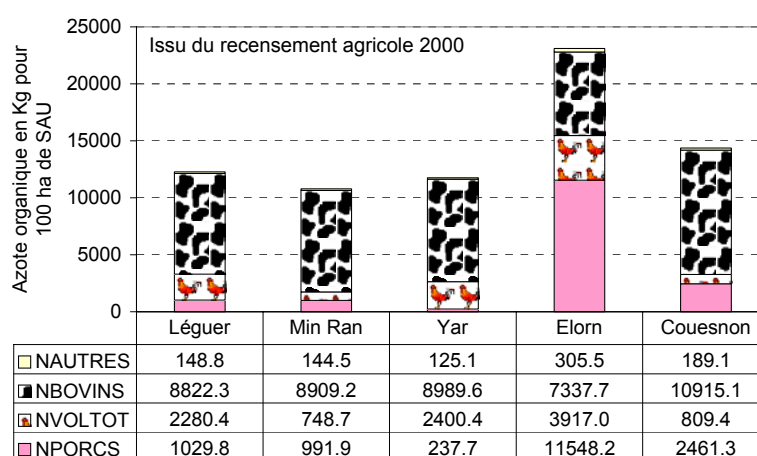
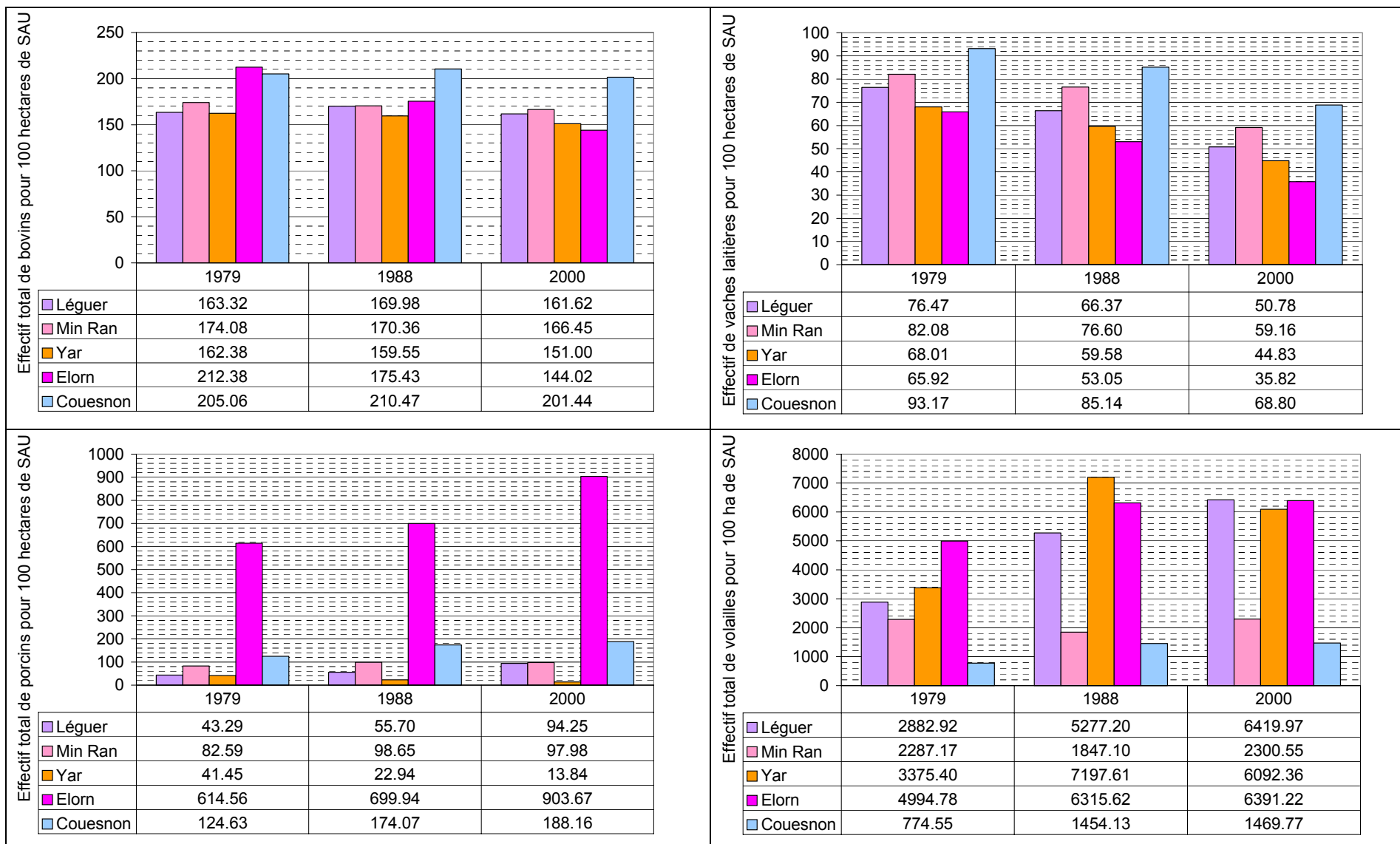


Figure 26 : Quantités estimées d'azote organique produites sur les cinq bassins versants témoins avec répartition en quatre groupes

Figure 27 : Evolution des effectifs d'animaux d'élevage dans les cinq bassins versants témoins



Les quantités d'azote organique ont été calculées (Cébron et Ferron, DRAF Bretagne) pour chaque bassin à partir des données du RGA 2000 sur la base des données des sièges d'exploitations qui se trouvent géographiquement à l'intérieur des BV. Ces données sont estimées par calcul des effectifs recensés et ne reflètent donc pas nécessairement les charges d'azote organique effectivement épandues sur les sols. Néanmoins, il existe sans doute une corrélation entre les quantités d'azote estimées et celles réellement épandues, et à de grandes différences entre les différents bassins sur les valeurs estimées correspondent sans doute des différences significatives sur les quantités réellement épandues.

Il apparaît clairement sur la Figure 26 qu'il y a de grandes différences de charges azotées produites entre les BV témoins. Les quantités totales rapportées à la SAU sont, sur l'Elorn, autour de deux fois supérieures à celles produites sur le Léguer, le Yar et sur le Min Ran, et 1,6 fois supérieures à celles estimées sur le Haut-Couesnon. L'Elorn produit donc, et de loin, les plus fortes charges en azote de tous les BV témoins, et les sols du BV reçoivent donc très certainement des quantités supérieures en MO issues des effluents d'élevage, même si des traitements peuvent modifier les proportions.

C'est le Haut-Couesnon qui produit proportionnellement le plus d'azote organique issu des bovins, suivi du Yar, du Min Ran, du Léguer et enfin de l'Elorn. L'ordre est changé lorsqu'il s'agit d'azote de volaille : l'Elorn se situant avant le Yar, puis le Léguer, puis le Couesnon et enfin le Min Ran. L'azote organique des lisiers de volailles est relativement transportable et il se peut qu'il n'y ait qu'une faible corrélation entre ce qui est produit et ce qui est épandu.

Aucune des hiérarchies présentées ci-dessus ne correspond à la hiérarchie des teneurs moyennes annuelles des concentrations pour les années 1999-2001, présentées dans les parties précédentes (Figure 11). On est donc tenté de croire qu'il n'existe pas de lien direct entre la MO produite/épandue sur les sols d'un BV et celle mesurée dans l'eau. Comparer les hiérarchies sous-entend que l'on fait l'hypothèse d'un régime pseudo permanent entre les MO produites et les concentrations dans l'eau. Or on sait que ni les concentrations dans l'eau ni les quantités produites n'ont été stables dans le temps (Figure 27). La comparaison des évolutions est potentiellement plus révélatrice.

L'évolution des charges azotées n'était pas disponible et c'est l'évolution des cheptels, basée sur les RGA de 1979, 1988 et 2000, qui a été analysée à la place. Ce sont les ateliers bovins qui produisent les plus forts tonnages de déjection à l'échelle de la Bretagne (Bailly et al., 1996) et sur les BV étudiés ici (sauf l'Elorn en 2000) et ils sont en décroissance sur tous les BV témoins depuis 1979. L'élevage hors-sol (porcins et volailles) augmente et s'intensifie très sensiblement (Figure 27 et Tableau 3).

Tableau 3 : Evolution des surfaces en herbe et des ateliers d'élevage sur les BV témoins entre les RGA

	Evolution de la surface en herbe totale			Total bovin		
	79-00	79-88	88-00	79-00	79-88	88-00
Léguer	-23.75%	-14.89%	-10.41%	-1.04%	4.08%	-4.92%
Min Ran	-28.63%	-13.68%	-17.31%	-4.39%	-2.14%	-2.30%
Yar	-20.35%	-18.67%	-2.07%	-7.01%	-1.74%	-5.36%
Elorn	-25.51%	-12.06%	-15.29%	-32.19%	-17.40%	-17.91%
Couesnon	-27.15%	-11.25%	-17.92%	-1.77%	2.64%	-4.29%
	Total Porcins			Total volailles		
	79-00	79-88	88-00	79-00	79-88	88-00
Léguer	117.72%	28.68%	69.20%	122.69%	83.05%	21.65%
Min Ran	18.64%	19.45%	-0.68%	0.58%	-19.24%	24.55%
Yar	-66.60%	-44.65%	-39.65%	80.49%	113.24%	-15.36%
Elorn	47.04%	13.89%	29.11%	27.96%	26.44%	1.20%
Couesnon	50.98%	39.67%	8.10%	89.76%	87.74%	1.08%

La baisse sur tous les bassins du nombre de bovins, qui génèrent le plus de d'azote organique (en 2000 mais cette tendance est sans doute vraie pour les autres années) et vraisemblablement le plus de MO réellement épandue sur les sols, devrait, si la relation était directe, s'accompagner (sauf pour l'Elorn) par des baisses de concentrations dans les eaux. C'est l'inverse que l'on observe. Pour l'Elorn, il est vraisemblable que, du fait de la très forte augmentation du nombre de porcins, la charge organique réellement épandue sur les sols a augmenté. Si la relation entre MO épandue et MO retrouvée dans les eaux était directe, on devrait observer une augmentation des concentrations en MO dans les eaux. Là encore c'est l'inverse qui est observé.

La relation entre MO produite et MO retrouvée dans l'eau n'est donc pas simple. Il est possible que notre analyse soit biaisée par le fait que la relation entre MO produite et MO effectivement épandue ne soit, elle aussi, complexe. Nous pensons néanmoins que la corrélation existe et que les augmentations de cheptel sur l'Elorn sont forcément accompagnées d'une augmentation des quantités effectivement épandues. En revanche, il est possible que la nature des lisiers et fumiers épandus ait changé entre 1979 et 2000 et que les phénomènes de minéralisation dans les sols aient changé en conséquence.

Les lisiers de porc sont soupçonnés de favoriser la minéralisation de la MO existante des sols (Conseil Scientifique de l'Environnement Bretagne, 2003). La minéralisation de la MO des sols de l'Elorn devrait donc avoir augmenté depuis 1979, mais la baisse des concentrations dans l'eau suggère que le résultat de la minéralisation soit, soit sous forme gazeuse, soit ne se retrouve pas dans les eaux de surface et est piégé quelque part dans le paysage. La première hypothèse semble plus logique.

La zone riparienne a été soupçonnée d'être à la source d'une quantité importante de MO dans les eaux de surface. Si la MO de cette zone est « épuisée », l'arrivée de molécules ou de bactéries favorisant la minéralisation tendra à épuiser encore plus les stocks de MO minéralisable. Les concentrations en MO dans les eaux devraient donc baisser (Elorn ?). Si au contraire, les zones ripariennes contiennent encore beaucoup de MO, l'arrivée de molécules ou de bactéries favorisant la minéralisation tendra à « relarguer », au moins de façon transitoire, plus de MO et l'on devrait observer des augmentations de concentrations en MO dans les eaux de surface (Yar, Léguer ?). Cette hypothèse devrait être regardée de près, en particulier en évaluant les stocks et leur évolution de la MO dans les sols de la zone riparienne.

Bilan de l'analyse de facteurs explicatifs dans les bassins versants témoins

L'objet de cette partie était de mettre en relation les concentrations en MO dans les eaux de surface avec certains facteurs agricoles et teneurs en MO des sols.

Il ne semble pas exister de relation directe entre les teneurs en MO dans les sols des BV témoins et les concentrations mesurées dans les eaux, ni avec l'évolution de ces concentrations. Les valeurs des teneurs en MO utilisées correspondent en grande majorité aux sols cultivés situés préférentiellement sur les plateaux et moins dans la zone riparienne. Les plus fortes teneurs en MO des sols s'observent sur le Haut-Couesnon, puis sur l'Elorn et le Léguer, puis enfin sur le Yar. Or nous avons préalablement montré que la MO était facilement entraînée sur les BV du Yar et du Léguer et que cela correspondait vraisemblablement aussi à des stocks de MO qui paraissaient "illimités". L'inverse semblait aussi être vrai pour l'Elorn. Les MO des eaux de surface ne semblent donc pas directement provenir de stocks de MO situés sur les sols cultivés. La relation est au mieux indirecte.

La Bretagne compte parmi les zones d'élevage les plus intensives en Europe. Des quantités très importantes de MO sont épandues sur les sols bretons (Bailly et al., 1996 ; Annexe 8) et il est quasiment certain qu'une partie se retrouve dans les eaux de surface. Le pourcentage en est pourtant totalement inconnu.

L'hypothèse de travail était que si la contribution de la MO provenant des élevages était forte et relativement directe, on devrait pouvoir associer les différences de concentrations en MO de l'eau avec des différences de charge organique liées aux épandages. De même en utilisant la même hypothèse, on devrait pouvoir associer des évolutions de concentration dans les eaux à des évolutions de quantité de déjections animales. Associées aux ateliers d'élevage, les pratiques culturales ont, elles aussi, évolué, et l'on a tenté de corréler ces évolutions culturales avec les concentrations en MO de l'eau.

La baisse des surfaces toujours en herbe et la hausse significative des surfaces en céréales et maïs ont forcément été accompagnées par des labours plus fréquents et donc vraisemblablement une minéralisation accrue des sols. Les prairies temporaires qui stockent des quantités importantes de MO dans les sols avant d'être retournées sont des contributeurs potentiels importants en MO lessivable. Les évolutions des pratiques culturales se révèlent relativement similaires pour tous les BV témoins et n'ont donc pas pu être mises en relation avec les différences de concentration entre bassins, ni en relation avec la hausse des concentrations sur le Yar, le Léguer et le Haut-Couesnon et une baisse sur l'Elorn.

L'observation des assolements et de leurs évolutions dans le temps à partir des données des RGA n'a pas permis d'extraire l'impact d'une culture, d'un groupe de cultures ou d'un type de pratiques culturales ayant un effet particulier sur les teneurs en MO des eaux.

Ce sont les données sur les quantités et la nature exactes des lisiers et fumiers effectivement épandus sur les sols qui sont les plus pertinentes pour l'analyse de l'impact des effluents d'élevage sur les concentrations en MO dans l'eau. Non disponibles, ces données ont été approchées en utilisant les effectifs des cheptels et les charges d'azote organique estimées produites sur chaque bassin.

Ni les hiérarchies observées sur les charges azotées organiques totales, ni sur les charges azotées estimées produites par chaque atelier en 2000, n'ont pu être corrélées à la hiérarchie observée entre BV sur les concentrations en MO dans l'eau.

C'est l'atelier élevage bovin qui produit le plus d'azote organique sur tous les BV témoins, sauf l'Elorn, en 2000. L'évolution à la baisse du cheptel bovin sur tous les BV depuis 1979 suggère que la charge azotée organique a vraisemblablement baissé sur tous les BV (sauf

l'Elorn) depuis 1979, même malgré les augmentations de cheptels porcins ou de volaille. Cette baisse ne peut pas être corrélée à l'augmentation des concentrations sur la plupart des BV témoins. Sur le seul BV où il y a eu une augmentation (quasi certaine) des charges organiques effectivement épandues, on observe une baisse des concentrations en MO dans l'eau.

Ces résultats suggèrent, avec l'analyse ainsi conduite, que nous n'avons pas pu mettre en évidence de relation directe entre les quantités épandues sur les sols agricoles et les concentrations retrouvées dans les eaux de surface. Il est vraisemblable que la nature des lisiers et des fumiers joue beaucoup sur les charges effectivement épandues et sur les processus de minéralisation existant par la suite dans les sols. Les zones ripariennes étant les zones vraisemblablement les plus sensibles pour l'exportation de MO, il nous semble important que soit étudié assez rapidement l'impact, s'il existe, des effluents d'élevage sur la MO des zones ripariennes.

8. Analyse des facteurs explicatifs des teneurs en MO globalement sur toute la Bretagne

Les résultats obtenus dans la partie précédente ne sont représentatifs que des cinq BV témoins. Si pas ou peu de corrélation a pu être établie entre les facteurs du milieu choisis et les teneurs en MO des eaux, ceci pourrait être le résultat de particularités qui ne représentent pas nécessairement des tendances globales à l'échelle de la Bretagne. Dans cette partie, nous présentons les résultats d'essais de corrélation entre les données de concentrations en MO et des facteurs choisis du milieu, pour un nombre important de BV en Bretagne.

8.1 Choix des données pour l'analyse à l'échelle de la Bretagne

8.1.1 Choix des données pertinentes de concentrations en MO

Les résultats présentés auparavant étaient basés sur l'analyse de bassins versants témoins puisque les données disponibles étaient relativement riches. Pour le reste de la Bretagne, les données n'étaient pas suffisantes pour pouvoir tenter des analyses aussi poussées. La fréquence de seulement 6 données annuelles avant 2002 sur chaque prise d'eau collectées par les DDASS a été jugée trop faible pour pouvoir retirer un indicateur pertinent de comparaison. Depuis 2002, les fréquences d'analyses ont augmenté et environ 30 valeurs ont été collectées entre 2002 et 2003 sur chaque prise d'eau. Il nous a semblé que ce nombre pouvait être suffisant pour tenter une analyse qui vise à relier les teneurs observées aux prises d'eau avec des facteurs du milieu des bassins versants amont.

Même si un nombre d'analyses supérieur avait été sans doute plus représentatif, la médiane de ces 30 valeurs environ a été choisie comme représentative des concentrations en MO au niveau de chaque prise d'eau et ce sont ces médianes qui ont été gardées dans notre analyse de données.

On a tenté de mettre en relation ces données de concentrations réputées représentatives avec des données issues du recensement agricole, des données de teneurs en MO des sols et des données géographiques et géomorphologiques.

8.1.2 Données géographiques et géomorphologiques

Les limites de bassins versants en amont des 118 prises d'eau ont été définies lors d'une convention entre la DRASS, la DIREN et le Cemagref (Figure 28). Une des données de base pour un travail est le Modèle Numérique de Terrain (MNT) prêté dans le cadre de la convention. Il a aussi été utilisé pour extraire les données géographiques et géomorphologiques pertinentes.

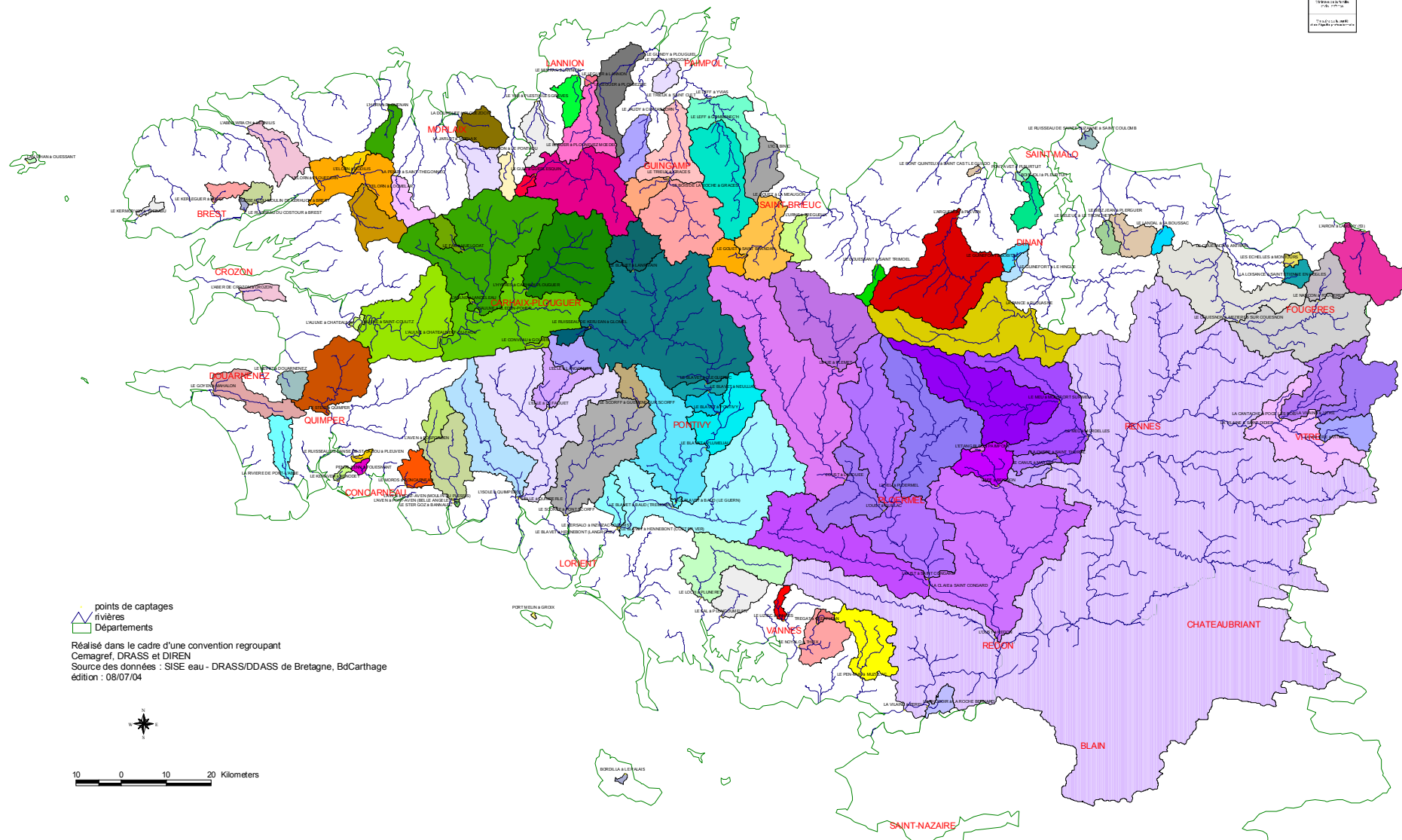
Il est apparu au cours de cette étude que la géomorphologie proche des cours d'eau ainsi que le climat pourraient avoir un rôle important pour expliquer les teneurs en MO des eaux de surface.

Le temps imparti pour cette étude n'a pas permis de rassembler pour chaque bassin versant des indicateurs climatiques. A défaut, la position géographique (du barycentre de chaque BV) a été choisie comme un indicateur puisque celui-ci peut être corrélé à des variations climatiques.

Nous avons vu que les pentes du terrain près des cours d'eau pourraient jouer un rôle très important pour expliquer les concentrations en MO dans l'eau. La pente du terrain peut être approchée en tout point grâce au MNT qui divise un territoire en carrés de 50 m de côté, et qui associe, entre autres, à chaque carré ou pixel une valeur d'altitude, à partir de laquelle on peut calculer des valeurs de pente. Nous avons ainsi calculé la pente moyenne de différentes

Figure 28 : Contours des BV hydrographiques à l'amont des prises d'eau superficielle destinée à la potabilisation en Bretagne

Contours des bassins versants hydrographiques à l'amont des prises d'eau superficielle destinée à la potabilisation en Bretagne



zones plus ou moins larges autour des cours d'eau pour chaque bassin versant. Cette pente moyenne correspond à la moyenne des valeurs de pentes des pixels qui correspondent à ces zones. Ainsi, nous avons calculé la pente moyenne de la zone située à 50, 100, 150 et 200 mètres autour des cours d'eau. Par soustraction, nous avons aussi pu calculer les pentes sur les zones situées au-delà de 200 mètres du cours d'eau. Nous avons considéré que ces zones correspondent aux zones de plateau. En plus des moyennes des pentes sur chaque zone, nous avons calculé les pentes minimales, maximales les écarts type et les surfaces couvertes par les différentes zones (détails dans tableau de l'Annexe 9).

Nous avons aussi calculé la densité de drainage sur chaque bassin. Il ne s'agit pas de la densité de drains enterrés, variable qui aurait été intéressante d'ailleurs mais qui n'est pas disponible de façon systématique sur tous les BV, mais correspond au rapport entre la longueur du réseau hydrographique avec la surface d'un BV. Cette variable donne une certaine information sur la capacité d'un BV à évacuer les eaux de pluie. C'est une variable particulièrement intéressante pour les BV relativement plats.

Au total, 35 variables géographiques ont été retenues pour l'analyse (Annexe 9).

8.1.3 Teneurs en MO des sols

Les teneurs en MO des sols ont été recalculées pour chaque BV en utilisant la méthode précisée dans l'Annexe 6. En plus des valeurs médianes, ont été retenus certains indicateurs statistiques comme la moyenne des teneurs et les écarts type ainsi que les premiers et derniers déciles et quartiles.

Au total 8 variables relatives aux teneurs en MO des sols ont été retenues (Annexe 9).

8.1.4 Données relatives à l'agriculture

La grande majorité des tonnages de MO apportés sur les sols proviennent de l'agriculture en Bretagne (Bailly et al., 1996 ; Annexe 8). L'effort d'inventaire et de mise en forme des données "anthropiques" a donc été porté sur les activités agricoles. Les données relatives aux industries et aux stations d'épuration n'ont pas été collectées et donc pas incluses dans l'analyse des corrélations.

Les estimations sur l'azote organique produit sur chaque bassin et déjà décrites dans la partie précédente, ont été calculées pour chaque BV. Les données ont été compilées par MM. Cébron et Ferron de la DRAF en fonction de la localisation des sièges d'exploitations agricoles.

L'ensemble des autres données relatives à l'agriculture provient du Recensement Général Agricole effectué en 2000. Les données ont été achetées auprès de l'AGRESTE et ont été mises en forme par croisement sur SIG entre les limites de communes et les limites de BV. Le pourcentage de la surface de chaque commune incluse dans les limites de tel ou tel BV a ainsi été obtenu. Sur chaque commune les valeurs du RGA ont été extraites au prorata des pourcentages précités et ont été compilées ainsi pour obtenir des valeurs par BV. C'est à partir de cette méthode qu'ont été extraites les variables agricoles utilisées dans la partie précédente.

Les variables retenues sont relatives à la SAU, aux cultures et aux ateliers d'élevage. Ce sont les mêmes variables que celles calculées pour la partie précédente. Le détail des données est précisé dans l'Annexe 9. Au total, ce sont 34 variables plus 5 relatives aux rejets d'azote organique qui ont été retenus pour l'analyse des corrélations.

Certaines variables ont été enlevées de la matrice globale car elles ne présentaient qu'un intérêt très limité. Au final, l'analyse des corrélations a été effectuée à partir de 73 variables explicatives.

La brièveté du développement sur les variables retenues pour une analyse statistique sur la Bretagne ne reflète pas la quantité de travail qu'a représenté le formatage des données.

8.2 Résultats de l'Analyse en Composante Principale (ACP) sur les données relatives à la MO en Bretagne

Les analyses de corrélation effectuées dans la partie précédente étaient sujettes à une certaine subjectivité même si tous les efforts avaient été faits pour rester objectif. Dans le cas de la mise en corrélation d'un grand nombre de données, des outils de statistique s'imposent ne serait-ce que pour la faisabilité de l'analyse.

Parmi les 118 prises d'eau, 42 d'entre elles se situent en aval d'une autre prise d'eau. Les valeurs de concentration en MO ne sont donc pas indépendantes entre elles. Pour assurer l'indépendance de l'analyse, ce sont les 76 prises d'eau restantes et qui correspondent à des BV n'ayant aucune station amont. Certaines données correspondent à des échantillons d'eaux prélevés dans des retenues.

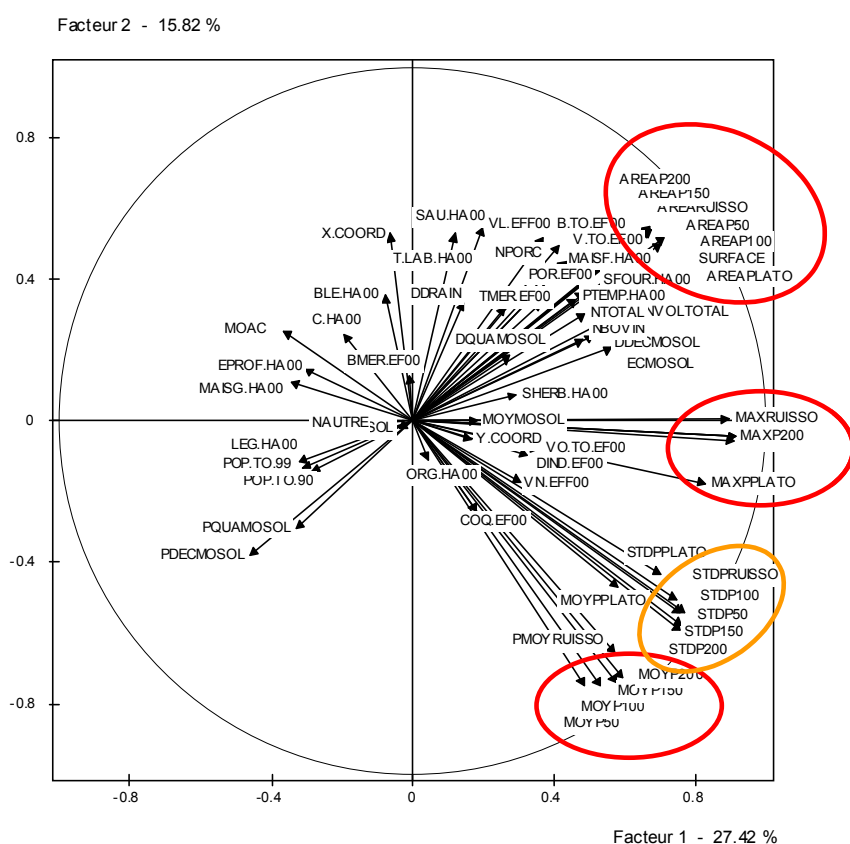


Figure 29 : Cercle des corrélations - représentation des variables explicatives dans le plan des deux premiers axes de l'ACP

L'ACP est un outil statistique qui permet d'avoir une vision synthétique d'un échantillon. Projeté sur de nouveaux axes, l'échantillon défini dans le repère des variables initiales est regardé sous l'angle de vue qui représente la plus grande dispersion de l'échantillon. L'ACP revient à représenter un nuage de points selon un repère (vecteurs des deux premières valeurs propres) qui permet de disperser au maximum le nuage.

Les deux premiers facteurs de l'ACP ne représentent que 43,24 % de la variabilité totale, ce qui est relativement faible. Les corrélations apparentes entre différentes variables sont donc à prendre avec beaucoup de précaution. La plupart des variables sont représentées relativement au centre du cercle, ce qui implique qu'elles ne sont pas bien représentées dans

Les pentes maximales du ruisseau, des zones étendue à 50, 100, 150 et 200m, ainsi que celles des plateaux sont relativement liées au premier axe.



La représentation des bassins versants dans le plan des deux premiers facteurs de l'ACP montre une forte dispersion (Figure 30). Pas ou peu de conclusions ne peuvent être tirées de cette analyse, même s'il semble que l'on puisse peut-être faire une différence entre les BV d'Ille-et-Vilaine avec ceux du Finistère.

- 49 -

variables qui expliquent le mieux les concentrations en MO dans l'eau. Il s'agit de régression multiple pas à pas.

8.3 Résultats de la régression multiple pas à pas sur les données relatives à la MO en Bretagne

La méthode de la régression multiple pas à pas consiste à trouver dans l'ordre décroissant, les facteurs qui expliquent le mieux la variance de la variable que l'on cherche à expliquer. Dans la pratique, une régression linéaire simple est effectuée une première fois entre la variable à expliquer et les variables explicatives. La variable qui est la mieux corrélée est extraite des variables explicatives. On cherche dans une étape suivante, la variable qui explique au mieux la variance restante, et ainsi de suite. Toutes les variables dont la corrélation est significative sont "gardées".

La régression peut néanmoins être très influencée par des individus très différents de l'échantillon global. Deux "individus" ont semblé très différents et ont été enlevés des 76 BV pour l'analyse.

Les données de MO manquaient sur quelques bassins. Des corrélations entre les concentrations en MO et les concentrations en d'autres nutriments (Annexe 9) ont été établies et ont servi de base pour estimer les valeurs de MO manquantes.

Les résultats de l'analyse sont présentés dans le Tableau 4. Sont considérées comme significatives, toutes les variables incluses dans le modèle de régression dont le niveau de significativité était inférieur à 5%. Sept variables ont été retenues comme significatives. Il s'agit dans l'ordre d'importance, de la pente moyenne de la zone étendue jusqu'à 100 mètres autour des cours d'eau, l'azote organique rejeté par les volailles, la population humaine en 1999 sur les BV, du pourcentage de la surface des BV cultivée en légumes frais, de l'effectif des dindes et dindons, de la pente maximale sur les plateaux et enfin des teneurs en MO des sols.

Tableau 4 : Facteurs retenus comme significatifs pour la régression multiple pas à pas

CODE	Définition	Variance expliquée	Coefficient de corrélation
<i>MoyP100</i>	Pente moyenne de la zone étendue jusqu'à 100 m des cours d'eau (en °)	24.6%	-0.4308
<i>NVOLTOTAL</i>	Azote organique rejeté par les volailles (en kg pour 100 Ha de SAU)	7.5%	-0.2954
<i>Pop_to_99</i>	Population humaine en 1999 (effectif par km²)	7.4%	-0.5412
<i>Lég_ha00</i>	Légumes frais (% de la surface par BV)	4.6%	-0.6468
<i>Dind_ef00</i>	Dindes et dindons (effectif par km²)	3.6%	+0.1961
<i>MaxPplato</i>	Pente maximale sur les plateaux (en °)	3.2%	-0.0816
<i>MEDMOSOL</i>	Teneur médiane en carbone organique du sol sur le BV (‰)	3.2%	-0.9337
Variance totale expliquée		54.1%	Constante 14.4800306

La variance totale des concentrations médianes en MO expliquée par la régression est relativement faible puisqu'elle ne s'élève qu'à 54,1% de la variance totale (Tableau 4). La pente moyenne sur la zone qui s'étend 100 m autour des cours d'eau est, de loin, la variable la plus significative dans la régression puisqu'elle explique 24,6% de la variance totale. Le coefficient de corrélation négatif associé indique qu'aux pentes fortes correspondent des faibles teneurs en MO dans les eaux. Ou encore, plus la zone qui s'étend à 100 m autour des cours d'eau est plate, plus les teneurs en MO dans l'eau sont fortes. Ceci semble confirmer le

schéma de fonctionnement proposé après analyse des chroniques de concentrations et de débits sur les quatre BV témoins (Figure 8).

Le deuxième facteur qui explique le plus la variance restante après la première régression correspond forcément à un facteur très différent du premier. Ainsi tous les facteurs corrélés à la pente moyenne à 100 m ne peuvent plus tellement expliquer la variance restante. Le deuxième et le troisième facteur retenus sont significatifs de façon équivalente puisqu'ils expliquent 7,5% et 7,4% de la variance totale, respectivement. La régression suggère que plus il y a d'azote organique de volaille produit sur un BV, plus les concentrations en MO dans l'eau sont faibles. La même observation est vraie pour les densités de population humaine sur les BV.

Nous n'avons pas trouvé d'explication particulièrement rationnelle à ces observations. Les lisiers de volailles produits sur les BV sont relativement transportables et il pourrait exister un découplage entre les quantités produites et les quantités épandues sur un même BV. Cela n'explique pas pour autant les résultats observés. La seule piste qui nous semble intéressante à explorer ressemble à celle proposée dans la partie précédente, à savoir que les déjections animales pourraient avoir un effet sur la minéralisation de la MO des zones ripariennes. C'est la seule hypothèse que nous ayons trouvée qui puisse lier les faibles concentrations en MO dans l'eau avec les fortes charges de MO provenant des effluents d'élevage. À défaut d'explication il convient de souligner que la régression multiple renforce ce qui avait pu être observé sur l'Elorn dans la partie précédente.

Les plus fortes densités humaines sur les BV sont associées à des plus faibles teneurs en MO dans les eaux. Les BV plus fortement peuplés ont peut-être des stations d'épuration plus efficaces que les BV moins peuplés. Cette explication est plausible mais reste peu convaincante. L'apparition de ce facteur dans la régression suggère néanmoins que les sources ponctuelles de MO pourraient jouer un rôle important non étudié ici.

Les quatre facteurs restant expliquent de manière significative une partie de la variance totale. Pourtant, les résultats paraissent surprenants. Les pourcentages de surfaces cultivées en légumes sont reliés négativement à la MO dans les eaux et expliquent 4,6% de la variance totale. Les productions légumières sont réputées être productrices de MO. Nous n'avons pas trouvé d'explication pratique à cette observation.

Le signe positif du coefficient de corrélation suggère que le nombre de dindes et dindons est corrélé positivement avec les teneurs en MO de l'eau. Ceci semble pour le moins assez contradictoire avec la corrélation négative pour les quantités d'azote organique de volailles produites sur les BV... Le facteur le plus pertinent par la suite est la pente maximale observée sur les plateaux. Cette variable est un indicateur de terrain assez accidenté. Néanmoins, cette variable correspond foncièrement à un accident du paysage (pente maximale) et ne représente pas une tendance sur les plateaux. Là encore, nous n'avons pas trouvé d'explication rationnelle.

La dernière variable qui participe significativement à la régression sont les teneurs en MO des sols. Le signe négatif du coefficient de corrélation suggère une relation inverse entre les teneurs en MO du sol et celles observées dans les eaux. Cette observation renforce celle qui avait été faite sur les cinq BV témoins, même si cette conclusion doit être prise avec précaution au vu de l'ordre dans lequel ce facteur n'arrive dans la régression et aussi du faible pourcentage de la variance totale expliqué. Les résultats quelque peu surprenant pour les quatre derniers facteurs montrent sans doute les limites de l'outil statistique et des variables choisies pour la corrélation.

Aucun facteur lié aux pratiques agricoles ne ressort dans cette analyse. De même les effectifs d'animaux des ateliers d'élevage qui produisent le plus de MO n'apparaissent pas dans la corrélation. Ceci révèle peut-être de très larges ressemblances entre BV bretons où les pratiques culturales et les ateliers d'élevage sont finalement très similaires d'un BV à l'autre. Les résultats de l'ACP ont montré en effet que les BV ne se distinguaient pas tellement par les pratiques culturales qui y sont pratiquées. Néanmoins, la régression multiple pas à pas permet de gommer les facteurs représentant le plus de variance, comme les facteurs morphologiques ici. Aucun des facteurs de charge globale en azote organique totale par exemple, pourtant très différente sur les cinq BV témoins, ne ressort de la régression multiple.

L'autre explication qui tendrait à confirmer les hypothèses émises jusqu'ici, c'est qu'il n'y a pas de relation directe et simple entre les charges organiques apportées sur les sols agricoles et les teneurs en MO dans les eaux de surface.

La taille des BV choisis pour l'analyse étant relativement petite (aucune station en amont des BV), nous avons fait l'hypothèse que les données du milieu et celles relatives à l'agriculture étaient relativement homogènes et représentatives. Cette hypothèse n'est peut-être pas juste et il est possible que les valeurs relatives à l'agriculture et au sol ne soient pas tellement représentatives ni pertinentes à l'échelle de ces BV. L'étude à l'échelle de plus petits BV encore plus homogènes qui pourraient représenter des BV d'ordre 1 (sensu Strahler, 1957) pourrait donc être plus pertinente.

Enfin, il est aussi possible que la variable à expliquer n'ait pas été suffisamment représentative ou pertinente des concentrations observées sur les BV. Les concentrations maximales lors des premières crues lors de la reprise des écoulements auraient peut-être été un indicateur plus pertinent. La plupart des indicateurs choisis ici représentent des valeurs situées au "centre" des valeurs disponibles pour une variable (concentration médiane, teneurs médiane en MO des sols, etc.). Dans les analyses statistiques, on a donc comparé des valeurs, qui du fait de "l'effet moyenne", ne sont pas très différentes d'un BV à un autre. Ceci peut donc expliquer en partie pourquoi la variance expliquée par la régression reste faible. Une autre remarque dérive de celle-ci, qui est que les variables choisies ne sont pas suffisamment pertinentes et d'autres variables non envisagées ou collectées non pas été testées pour cette analyse. Enfin il est vraisemblable aussi que la MO dans les eaux de surface soit un processus complexe difficilement descriptible à l'aide d'indicateurs globaux à l'échelle d'une région.

Bilan de l'analyse de facteurs explicatifs à l'échelle de la Bretagne

L'objet de cette partie était de mettre en relation les concentrations en MO dans les eaux de surface avec certains facteurs agricoles et teneurs en MO des sols, et cela à l'échelle de la Bretagne.

L'indicateur (médiane) des concentrations en MO des eaux de surface, variable à expliquer, a été obtenu de façon homogène sur toutes les prises d'eau à partir de trente valeurs mesurées en 2002 et 2003. Certaines données manquantes ont été dérivées d'une régression reliant les concentrations en MO de l'eau avec celles d'autres nutriments. Les variables explicatives testées dans les analyses statistiques incluent des données de type géographique et géomorphologique, des données sur les teneurs en MO des sols, ainsi que des données agricoles.

Les données géographiques obtenues par traitement SIG ont concerné les formes des versants ainsi que les densités de drainage. Ce sont surtout les pentes des zones autour des cours d'eau ainsi que sur les plateaux qui ont été testées pour l'analyse. Les teneurs en MO du sol ont été extraites à partir de données communales, pour tous les BV en amont des prises d'eau.

L'ensemble des données relatives à l'agriculture provient du Recensement Général Agricole effectué en 2000. Les données ont été achetées auprès de l'AGRESTE et ont été mises en forme par croisement sur SIG entre les limites de communes et les limites de BV. Les données sur les quantités d'azote organique estimées produites sur les BV, ont été compilées sur chaque BV à partir de la localisation des sièges d'exploitations agricoles.

Au total, les teneurs en MO des eaux ont été mises en relation avec 73 variables explicatives. Deux types d'analyses statistiques ont été faites : une Analyse en Composante Principale (ACP) sur toutes les variables et une régression multiple pas à pas.

L'ACP a révélé des différences surtout morphologiques entre les différents BV mais pas tellement de différence en ce qui concerne les pratiques agricoles ou même les teneurs en MO des sols. La forte dispersion des points (bassins versants) représentée dans le plan des deux premiers facteurs (qui n'expliquent que 43,24% de la variance totale) de l'ACP suggère que pas ou peu de conclusions ne peuvent être tirées de cette analyse. Il semble que l'on puisse peut-être faire une différence entre les BV d'Ille-et-Vilaine avec ceux du Finistère.

La régression multiple pas à pas consiste à trouver dans l'ordre décroissant, les facteurs qui expliquent le mieux la variance de la variable que l'on cherche à expliquer. Sont considérées comme significatives, toutes les variables qui, incluses dans le modèle de régression, représentent au moins 3% de la variance totale.

Sept variables ont été retenues comme significatives. Il s'agit dans l'ordre d'importance, de la pente moyenne de la zone étendue jusqu'à 100 mètres autour des cours d'eau, de l'azote organique rejeté par les volailles, la population humaine en 1999 sur les BV, du pourcentage de la surface des BV cultivée en légumes frais, de l'effectif des dindes et dindons, de la pente maximale sur les plateaux et enfin des teneurs en MO des sols.

La variance totale des concentrations médianes en MO expliquée par la régression est relativement faible puisqu'elle ne s'élève qu'à 54,1% de la variance totale, malgré le nombre élevé de variables retenues comme significatives. La pente moyenne sur la zone qui s'étend 100 m autour des cours d'eau est, de loin, la variable la plus significative dans la régression puisqu'elle explique 24,6% de la variance totale. Les autres variables sont beaucoup moins significatives, n'expliquant que de 3 à 7% de la variance totale.

La régression semble renforcer certains résultats obtenus dans les parties précédentes. A de faibles pentes près des cours d'eau (100 m autour) semblent correspondre des fortes teneurs en MO dans l'eau. Le schéma de fonctionnement proposé est donc au moins partiellement confirmé. Il semble exister une relation inverse entre les charges en azote organiques liées à certains élevages hors sol et les teneurs en MO dans l'eau. L'impact de ces effluents sur la zone proche des cours d'eau doit être étudié de près par la suite. L'apparition du facteur population humaine dans la régression suggère que les sources ponctuelles de MO pourraient jouer un rôle important non étudié ici. Aucun facteur lié aux pratiques agricoles ne ressort dans la régression.

L'analyse statistique effectuée n'a pas fait émerger de facteurs liés aux activités agricoles. Ce résultat peut suggérer une absence de causalité entre activités agricoles et teneurs en MO des eaux de surface comme il peut suggérer une inadéquation entre les variables introduites dans l'analyse statistique présentée ici et les variables décrivant effectivement l'impact de l'agriculture sur les MO, ou encore une non prise en compte de la spatialisation des zones contributives de MO par les données agricoles communales. Des travaux supplémentaires devront être entrepris pour savoir laquelle de ces trois hypothèses correspond à la réalité.

9. Conclusion générale sur les apports de l'étude des données existantes relatives aux concentrations en matière organique dans les eaux superficielles bretonnes

9.1 Enseignements sur la MO dans les eaux bretonnes

L'objectif de cette étude était de retirer le plus d'information possible sur la matière organique dans les eaux bretonnes à partir des données existantes. En particulier, il s'agissait d'extraire une information sur les mécanismes qui conduisent à la présence de matières organiques dans les eaux superficielles, notamment ceux qui provoquent des dépassements de la valeur réglementaire, et cerner si possible les solutions de correction applicables sur les bassins versants concernés par des teneurs importantes en matières organiques.

Pour répondre à l'exigence de rédaction des plans de gestion, ce sont les données sur les matières organiques des eaux pompées au fil de l'eau qui ont été analysées laissant les données relatives aux eaux des retenues pour une étude future.

La collecte des données existantes ou disponibles a représenté l'équivalent de plus de la moitié des 10 mois d'étude. Cinq jeux de données, obtenus principalement auprès des fournisseurs d'eau potable, ont satisfait à l'exigence de fréquence élevée (pas de temps de 1 à 3 jours) et sur des périodes relativement longues. Il s'agit de l'Elorn (Finistère), du Yar, du Min Ran (sous bassin du Léguer), du Léguer (station de Kériel, tous trois des Côtes d'Armor) et du Haut-Couesnon (Ille-et-Vilaine). C'est à partir de ces jeux de données que la plupart des enseignements ont été tirés.

9.1.1 La matière organique est plutôt sous forme dissoute

Il semble que la matière organique détectée par l'indice au permanganate soit plutôt sous forme dissoute dans les BV bretons. C'est l'analyse fine des chimiogrammes et hydrogrammes, avec l'observation des concentrations minimum hors crue qui le suggère. Il existe en revanche un effet d'entraînement de la MO lors des crues. Les concentrations en MO varient ainsi fortement et positivement avec les crues, les pics de concentrations en MO étant associés aux pics de crue. L'effet d'entraînement implique un fonctionnement différent de celui des nitrates.

Un schéma de fonctionnement a été proposé. L'effet d'entraînement de la MO dissoute dans les eaux pendant les crues pourrait être expliqué par la saturation et le lessivage d'un volume croissant de sol situé plutôt en bas des versants, correspondant à l'horizon organique du sol (40 premiers cm) lors de la montée de la nappe. Les concentrations minimales pendant les périodes de faibles débits correspondent sans doute aux concentrations en MO de la nappe, renforcées lors de la traversée des zones ripariennes et hyporhéiques.

9.1.2 Des évolutions de teneurs en MO contrastées

L'analyse des fonctions de répartition annuelles des concentrations montre que la nouvelle norme limite réglementaire de 10 mg O₂/L 5% du temps, n'est quasiment jamais respectée pour tous les BV témoins sauf pour les années 1979-83 sur le Léguer, et relativement récemment sur l'Elorn. Ce faible échantillon de BV montre combien la MO est problématique et montre aussi la nécessité des plans de gestion.

Même si les concentrations minimales sur les BV témoins sont très similaires, les concentrations moyennes annuelles sont très différentes, pouvant varier du simple au double d'un BV à l'autre. On peut hiérarchiser les bassins en fonction des concentrations observées, de façon croissante Elorn < Haut-Couesnon < Léguer < Yar / Min Ran.

Les évolutions des concentrations moyennes annuelles révèlent des augmentations fortes et globales sur le Yar, le Léguer et le Haut-Couesnon. A contrario, une diminution sensible des concentrations semble exister sur l'Elorn. On ne peut conclure à une augmentation globale des teneurs en MO dans les eaux bretonnes à partir de ce faible échantillon mais on peut dire en revanche que les augmentations, lorsqu'elles existent, sont fortes et inscrites sur de longues périodes (15-20 ans). La diminution constatée sur l'Elorn est moins forte mais significative néanmoins.

9.1.3 Les variations climatiques ont sans doute une influence sur les teneurs en MO, mais jouent un rôle complexe

Les écarts des concentrations annuelles à la tendance globale sur chaque bassin semblent synchrones, au moins sur les trois bassins sur lesquels l'analyse a été possible. Ceci suggère que les variations inter annuelles entre bassins versants suivent, au moins en partie, des variations indépendantes de chaque BV.

L'hypothèse d'une dilution des MO par des volumes d'eau écoulés relativement plus forts a semblé, un temps, intéressante puisque que les débits spécifiques sur l'Elorn, le Léguer et sur le Yar montrent une hiérarchisation opposée à celle des concentrations en MO. Néanmoins, l'hypothèse de dilution testée, non plus entre différents bassins mais à l'intérieur de chaque bassin pour des années de pluviosité différentes, n'a pas pu être confirmée.

Nous pensons que les précipitations, et le climat au sens large, jouent un rôle essentiel dans l'exportation de la MO mais qu'elles exercent une influence sur plusieurs années et il n'est donc pas anormal que l'analyse comparée de données de concentrations et de précipitation année par année ne permette pas d'exprimer simplement cette relation précipitations/concentrations. L'influence du climat semble en revanche être comparable d'un BV à un autre puisque les variations pluriannuelles se superposent

9.1.4 Les zones ripariennes jouent sans doute un rôle majeur sur les teneurs en MO des eaux de surface

Les zones ripariennes, sont les zones plus ou moins larges qui se situent à l'interface entre les versants et les cours d'eau. Plusieurs résultats d'analyses convergent et mettent en évidence la très grande importance de ces zones pour les teneurs en MO de l'eau.

L'analyse des hydro- et chimiogrammes révèlent des différences très importantes de sensibilité aux crues. Les concentrations augmentent sensiblement pour toutes les crues, aussi faibles soient-elles, sur le Yar et sur le Léguer, alors que seules les crues importantes génèrent des augmentations de concentrations sur l'Elorn et le Haut-Couesnon. Le lessivage significatif de la MO sur le Yar et sur le Léguer pendant les crues d'étiage qui génèrent des volumes d'eau faibles, correspond sans doute à de la MO proche des cours d'eau comme dans la zone riparienne, celles-ci étant plus larges et plus plates sur le Yar et le Léguer que sur l'Elorn et le Haut-Couesnon.

Les données de teneurs en MO dans les eaux superficielles ont été mises en relation avec les facteurs du milieu à l'échelle de la Bretagne. La régression multiple pas à pas a mis en évidence l'impact de la zone riparienne. La pente moyenne sur la zone qui s'étend 100 m autour des cours d'eau explique 24,6% de la variance totale. Les autres variables sont beaucoup moins significatives, n'expliquant que de 3 à 7% de la variance totale. Aux pentes fortes correspondent des faibles teneurs en MO dans les eaux, ou en d'autres termes, la régression suggère que plus la zone qui s'étend à 100 m autour des cours d'eau est plate, plus les teneurs en MO dans l'eau sont fortes.

Une augmentation brutale des concentrations en MO sur le bassin du Léguer en 1996 a pu être corrélée à la destruction d'un barrage en amont de la prise d'eau. Des précautions

pour éviter la remise en suspension de sédiments avaient été prises pendant la destruction, accompagnées par une végétalisation rapide des rives pour éviter les problèmes d'érosion. L'augmentation des concentrations a été persistante dans le temps et cet exemple montre bien que des modifications de pratiques ou d'occupation du sol dans ces zones ripariennes, pourraient avoir des répercussions sensibles, rapides et persistantes.

Tous ces résultats convergent et semblent bien mettre en évidence la très grande sensibilité des zones ripariennes en relation avec les teneurs en MO dans les eaux de surface.

9.1.5 Relation très indirecte entre les sols cultivés et teneurs en MO des eaux de surface

Il ne semble pas exister de relation directe entre les teneurs en MO dans les sols des BV témoins et les concentrations mesurées dans les eaux, ni avec l'évolution de ces concentrations. Les valeurs des teneurs en MO utilisées correspondent en grande majorité aux sols cultivés situés préférentiellement sur les plateaux et moins dans la zone riparienne. Les plus fortes teneurs en MO des sols s'observent sur le Haut-Couesnon, puis sur l'Elorn et le Léguer, puis enfin sur le Yar. Or nous avons montré que la MO était facilement entraînée sur les BV du Yar et du Léguer et que cela correspondait vraisemblablement aussi à des stocks de MO qui paraissaient "illimités". L'inverse semblait aussi être vrai pour l'Elorn. Les MO des eaux de surface ne semblent donc pas directement provenir de stocks de MO situés sur les sols cultivés. La relation est au mieux indirecte.

L'observation des assolements et de leurs évolutions dans le temps n'a pas permis d'extraire l'impact d'une culture, d'un groupe de cultures ou d'un type de pratiques culturales ayant un effet particulier sur les teneurs en MO des eaux.

La Bretagne compte parmi les zones d'élevage les plus intensives en Europe. Des quantités très importantes de MO sont épandues sur les sols bretons et il est quasiment certain qu'une partie se retrouve dans les eaux de surface. Le pourcentage en est pourtant totalement inconnu.

L'hypothèse de travail était que si la contribution de la MO provenant des élevages était forte et relativement directe, on devrait pouvoir associer les différences de concentrations en MO de l'eau avec des différences de charge organique liées aux épandages. De même en utilisant la même hypothèse, on devrait pouvoir associer des évolutions de concentration dans les eaux à des évolutions de quantités de déjections animales. Ces hypothèses ont été testées sur les cinq BV témoins et aussi à l'échelle de la Bretagne.

C'est l'atelier élevage bovin qui produit le plus d'azote organique sur tous les BV témoins, sauf l'Elorn, en 2000. L'évolution à la baisse du cheptel bovin sur tous les BV depuis 1979 suggère que la charge azotée organique a vraisemblablement baissé sur tous les BV (sauf l'Elorn) depuis 1979, même malgré les augmentations de cheptels porcins ou de volaille. Cette baisse ne peut pas être corrélée à l'augmentation des concentrations sur la plupart des BV témoins. Sur le seul BV où il y a eu une augmentation (quasi certaine) des charges organiques effectivement épandues, on observe une baisse des concentrations en MO dans l'eau. A l'échelle de la Bretagne, aucun facteur lié aux pratiques agricoles ne ressort dans la régression de l'analyse statistique, ce qui renforce les observations faites sur les cinq BV témoins.

Ces résultats suggèrent, avec les analyses ainsi conduites, qu'il n'existe qu'une relation très indirecte entre les quantités épandues sur les sols agricoles et les concentrations retrouvées dans les eaux de surface. L'absence de mise en évidence de liens pourraient aussi résulter du fait cette relation est peut-être masquée par la prédominance de l'influence de la zone riparienne. Il est vraisemblable aussi que la nature des lisiers et des fumiers joue beaucoup sur les charges effectivement épandues et sur les processus de minéralisation

existant par la suite dans les sols. Les données explicatives des sols et des pratiques culturales choisies n'ont peut-être pas été suffisamment pertinentes pour mettre en évidence l'impact de certaines pratiques. Il nous semble néanmoins que l'on puisse conclure qu'il n'existe pas de relation directe et forte et globale à l'échelle de la Bretagne entre les pratiques culturales et les teneurs en MO dans l'eau.

9.1.6 Réflexions sur la méthode de l'indice permanganate

L'indice permanganate pour l'estimation des teneurs en MO dans les eaux est un indicateur utilisé depuis de nombreuses décennies. La méthode a évolué au cours du temps, effectuée un temps en milieu alcalin ou acide, à chaud ou à froid. Des problèmes de correspondance existent entre les différentes méthodes et des ajustements doivent être faits. Les chroniques de données sur de longues durées sont relativement rares et il semble désormais que tous les utilisateurs utilisent la dernière norme (milieu acide à chaud, NF EN ISO 8467).

Il semble que cette méthode pour la détermination de la MO dans l'eau n'oxyde qu'imparfaitement les matières oxydables et le signal enregistré dans les données disponibles ne corresponde sans doute qu'à la partie dissoute de la MO. Néanmoins, une partie du particulaire est sans doute oxydé aussi, et il est vraisemblable que pour les mêmes teneurs en MO dissoute on puisse trouver plusieurs valeurs d'indice au permanganate, à cause de différences de MO sous forme particulaire.

La vérification des données d'autocontrôle des producteurs d'eau a confirmé les limites de la méthode de l'indice au permanganate pour l'estimation des concentrations en MO dans les eaux. Les résultats de la méthode pourtant normée pourraient varier sensiblement en fonction de l'opérateur.

Dans l'optique de compréhension du fonctionnement de la MO dans les BV et pour éviter les grandes imprécisions associées à cette méthode, il nous semble qu'il serait bon, dans un avenir proche, que la norme et les questionnaires de stations évoluent vers des techniques de laboratoire plus justes, répétables et robustes comme les analyses en COD et COT par oxydation thermique.

Ces remarques sur la méthode au permanganate reflètent notre sentiment sur une évolution à suivre rapidement mais ne remettent absolument pas en cause nos résultats comme il a déjà été précisé plus haut.

9.2 Perspectives pour la rédaction des plans de gestion

Des singularités à la hausse et à la baisse des exportations de MO ont pu être détectées sur tous les BV à des périodes différentes, ce qui exclut une origine globale et suggère plutôt des origines internes aux BV. A deux des singularités, des explications plausibles ont été trouvées correspondant à des facteurs anthropiques sur le Léguer et des problèmes analytiques sur le Haut-Couesnon. Pour les autres, aucune explication n'a pu être trouvée. Ces singularités sont pourtant sensibles, rapides et persistantes.

Nous avons montré que les pratiques sur les sols cultivés avaient des impacts très indirects sur les teneurs en MO dans les eaux. Les singularités observées correspondent sans doute à des changements anthropiques sur des zones relativement sensibles à l'exportation des MO, qui pourraient correspondre aux zones ripariennes par exemple.

Il semble exister des relations inverses entre les charges en azote organique liées à certains élevages hors sol et les teneurs en MO dans l'eau. Cette observation est pour le moins déconcertante et la seule hypothèse plausible que l'on ait pu émettre, est que ces

charges organiques pourraient jouer de façon sensible si elles étaient appliquées sur les zones ripariennes.

Il nous semble donc essentiel, que pour la gestion des plans de gestion, une description très précise des pratiques et de l'occupation des sols soit faite dans cette zone particulièrement sensible. Il reste très certainement de l'information à extraire des données existantes. Nous avons la faiblesse de penser néanmoins que nous avons retiré la majorité des informations globales sur la Bretagne. Les nouvelles et importantes informations proviendront très certainement des études au cas par cas, car il est probable que des facteurs singuliers à chaque BV expliquent une partie importante de la MO observée dans les eaux.

10. Références bibliographiques

Arlot, M.-P.. 1999. Nitrates dans les eaux. Drainage acteur, drainage témoin ? Thèse de doctorat de l'université Paris 6. 446 pp. + Annexes.

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

Bretagne Environnement 1: Réseau d'Information sur l'Environnement en Bretagne. <http://www.bretagne-environnement.org>

Bretagne Environnement 2: « le sol des zones humides » <http://www.bretagne-environnement.org/sols/rubrique407/article1034845326>

Bretagne Environnement 3: « les sols » <http://www.bretagne-environnement.org/sols/rubrique400/article1036076744>

Conseil Scientifique régional de l'environnement - Bretagne. 2003. Gestion des sols et apports de déchets organiques en Bretagne. 51pp.

Gruau G., Jardé E., Novince E., Birgand F., Panaget T. et Le Roy S. 2004. Transfert des matières organiques dans les bassins versants bretons. Dynamique du processus, facteurs de contrôle et évolution dans le temps. Colloque BV Futur. Vannes, 22 Avril 2004.

Ministère de l'écologie et du développement durable. 1998. La renaissance d'une vallée. Démantèlement du barrage de Kermansquillec et réhabilitation du site. livret d'information au grand public, 23 pages.

NF EN ISO 8467. 1995. Qualité de l'eau - Détermination de l'indice permanganate. Norme européenne. 13 pp.

Novince, E. 2002. Mesure des flux d'eau et de matières en suspensions dans le cadre d'une étude sur le colmatage des frayères à salmonidés dans deux bassins versants bas-normands. Rapport de DEA de Géographie. Université de Caen. 80 pp.

Strahler, A. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. Trans. Am. Geophys. Union. 38: 913-920.

Troadec P., Le Goff R. (coordonnateurs) et al., 1997. État des lieux et des milieux de la rade de Brest et de son bassin versant. Phase préliminaire du Contrat de Baie de la rade de Brest. Édition Communauté Urbaine de Brest, 335 pages, 88 cartes. <http://www.cub-brest.fr/contrat-baie/fr/etatpdf.html>

Webster, J. R. and E. F. Benfield. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17: 567-594.

Annexe 1

La fiche inventaire proposée aux animateurs de BV BEP

Annexe 1 :

Type de données	Station	Période	Disponibilité	Commentaire
	<i>Nom de la station concernée par le paramètre</i>	<i>Période durant laquelle les données sont disponibles pour chaque paramètre</i>	<i>Origine de l'information</i>	<i>Tout type de remarque pouvant préciser l'information Noter la fréquence des données + le format disponible (informatique ou papier)</i>
Mesures				
Oxydabilité KMnO_4 à chaud (mg/l d'O ₂) Suivi BEP				
Oxydabilité KMnO_4 à chaud (mg/l d'O ₂) DDASS			DDASS	
Oxydabilité KMnO_4 à chaud (mg/l d'O ₂) autocontrôle				
COT				
COD				
NO ₃				
PO ₄				
DCO				
DBO ₅				
pH				
Ammonium				
Conductivité				
MES				
Pluviométrie				
Températures				
ETP				
Débit			DIREN	
Milieu				
Carte IGN				
Carte bassin versant <i>Localisation des stations de mesure</i>				
Principale formations géologiques				
Pédologie				
Occupation du sol	RGA communal 1979, 98 et 2000		Agreste	
Topographie Pente	MNT		Cemagref (35)	

La fiche inventaire

Stations	Nom	Code	Crée en	Coordonnées Lambert 2 E	
Captages				X: Y:	
<u>Hydrométries</u>				X: Y:	
Pression Polluante Agricole					
Azote organique					
Phosphore organique					
Pression Polluante Urbaine et Industrielle					
<i>!Localisation sur carte des stations d'épuration et recensement des habitations raccordées ou non aux réseau collectif</i>					
Assainissement collectif					
Assainissement individuel					
Rejets d'usines dans le cours d'eau					
Rapports <i>Tous types de documents permettant de faire connaissance avec le BV (historique), rapports d'études, publications, livrets d'information, etc.</i>					
❖					
❖					
❖					
❖					

Classification des données pertinentes

Annexe 2 :

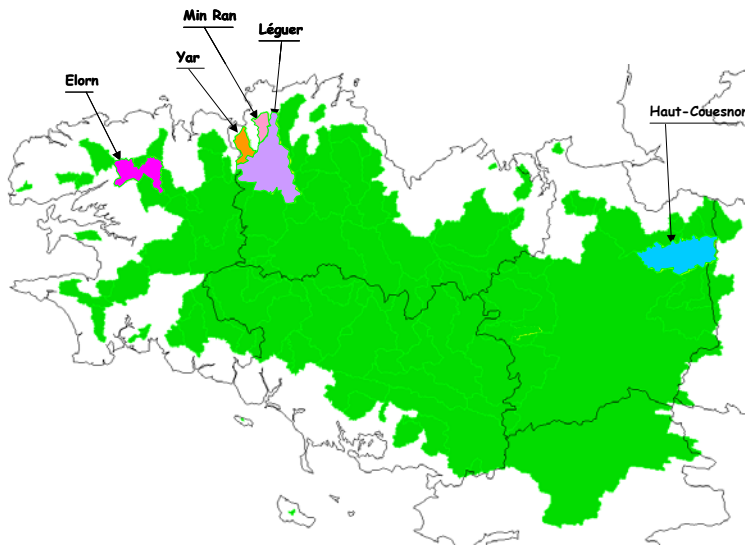
Type de données	Détails	Extraction	Disponible auprès de	Facilité d'obtention	Pertinence pour la préétude	Evolution dans le temps
Topographie	Modèle Numérique de Terrain (MNT)	Aucune	Cemagref	Très facile car sous forme numérique	Forte	-
Topographie	Pentes/indices topographiques	A partir du MNT	Cemagref	Relativement facile	Assez forte	-
Occupation du sol	Occupation du sol avec une maille de 250m de côté. Corine Land Cover	Aucune	P. Aurousseau	Facile car sous forme numérique	Faible	Correspond à une image dans le temps : 1990
Occupation du sol	Obtenue lors de la mise en place des bassins BEP par des bureaux d'étude	A partir de carte papier	Coordination BEP ?	Difficile car nécessite la numérisation des cartes papier	Assez forte	Correspond à une image dans le temps : date ?
Occupation du sol	Carte des zones humides	A partir du MNT	Cemagref	Difficile car demande beaucoup de traitement – Difficile à vérifier sur le terrain car fourni une carte de ZH potentielles	Assez forte	-
Occupation du sol	Carte des zones ripariennes boisées	?	?	Sans doute difficile	Assez forte	-
Occupation du sol	photos aériennes orthonormées	A partir de photos aériennes orthonormées	Labo Costel	Très difficile et sans doute pas disponible sur les bassins d'intérêt	Très forte	Peut-être plusieurs images
Pression polluante agricole	RGA communal 1988	Aucune	P. Aurousseau, INRA	Très facile car sous forme numérique	Très forte	Correspond à une image dans le temps : 1988
Pression polluante agricole	RGA Cantonal 2000	Aucune	P. Aurousseau, INRA	Très facile car sous forme numérique	Assez forte	Correspond à une image dans le temps : 2000
Pression polluante urbaine et industrielle	Urbaine et industrielle	?	?	?	?	?
Sols	Carte communale du	Aucune	C. Walter – P. Aurousseau,	Très facile	Très forte	1980-1985-1990-1995

Classification des données pertinentes

Type de données	Détails	Extraction	Disponible auprès de	Facilité d'obtention	Pertinence pour la préétude	Evolution dans le temps
	contenu en MO des sols		ENSAR,INRA			
Sols	Carte des textures des sols	?	C. Walter – P. Aurousseau, ENSAR,INRA	Très difficile et sans doute pas disponible sur tous les bassins d'intérêt	Assez forte	-
Données climatiques	Pluviométrie	?	P. Aurousseau, INRA	Assez facile ?	Assez forte	Moyenne sur une période définie
Données de MO dans l'eau	Données BEP	Sous excel	S. Le Roy et animateurs BEP	Facile mais importance variable suivant les bv	Essentielle s	Variable suivant les bv
Données de MO dans l'eau	Données DDASS-DRASS-DIREN-Conseils Généraux	Sous excel	M. Marchand, T. Panaget DRASS	Facile	Essentielle s	?

Caractéristiques des cinq bassins versants témoins

Annexe3 :

Léguer : 398,62 km²Min Ran : 47,6 km²Yar : 60,2 km²Elorn : 252 km²Couesnon : 373,626 km²Le Yar

Situé à l'ouest des Côtes d'Armor, à la limite du Finistère, le Yar prend sa source dans les monts du Mené. D'une superficie de 60,2 km², le bassin versant du Yar est caractérisé par une forme allongée et un dénivelé important, avec un point culminant à 257 mètres dans les monts du Mené, jusqu'au niveau de la mer à son exutoire. Le réseau hydrographique du BV est long de 5,53 km. Les sous-bassins avals possèdent un relief marqué, ce qui entraîne une accélération des transferts de l'eau et des nutriments associés. Le bocage est relativement bien préservé malgré de fortes disparités entre les sous-bassins versants. La partie amont du bassin versant (sauf extrême sud) est marquée par une densité de linéaire boisée plus forte. L'agriculture, peu intensive, est orientée majoritairement vers l'élevage bovin (80% des exploitations). Pourtant, selon le diagnostic du bassin versant effectué pour le Conseil Général des Côtes d'Armor, c'est l'agriculture qui est responsable à 99% des apports azotés dans le Yar (concentrations de nitrates comprises entre 30 et 40 mg/l). Les concentrations en MO observées par la DDASS sont elles aussi assez élevées, en moyenne de 7,93 mg/l d'O₂ sur 2002-03, ce qui classe les eaux du Yar dans la catégorie passable à mauvaise selon la moyenne estimée sur 2002-03 à partir des données de la DDASS.

Le Léguer

Le Léguer est un fleuve côtier situé à l'ouest des Côtes d'Armor qui draine un bassin versant de 480 km². Il est formé à partir de deux sources principales : le Guic et le Guer. La prise d'eau de Kériel, située à 2,5 kilomètres en amont de la ville de Lannion, draine un bassin versant de 400 km², avec une longueur de rivière de 30 km. À mi-parcours du Léguer, entre la source et la prise d'eau, le barrage de Kermansquillec fermait la vallée sur une largeur de 110 mètres et une hauteur de 15 m créant une retenue d'eau de 12 hectares et 400.000 m³ d'eau. Il a été détruit en 1996 pour différentes raisons environnementales (envasement, eutrophisation, obstacle aux poissons, etc.).

Les paramètres relatifs à la matière organique classent les eaux du Léguer dans la catégorie passable à mauvaise depuis 1996 (teneurs moyennes de 8,67 mg/l d'O₂ sur 2002-03).

Caractéristiques des cinq bassins versants témoins

Le Min-Ran

Le Min-Ran est un affluent du Léguer qui le rejoint en aval de la prise d'eau de Kériel et en amont de la ville de Iannion. C'est un petit BV de 47,6 km². Le réseau hydrographique a une longueur qui atteint à peine 3 km. La teneur moyenne en MO de 9,6 mg/l d'O₂ sur 2002-03 mesuré à la prise d'eau de Kergomar classe les eaux du Min-Ran dans la catégorie mauvaise.

L'Elorn

L'Elorn est le fleuve côtier le plus au nord et le plus oriental du Finistère. Il prend sa source dans les Monts d'Arrée à environ 350 mètres d'altitude au pied du Tuchenn Kador, et se jette dans la rade de Brest par l'intermédiaire d'un estuaire long de 14 km. Le bassin versant couvre une superficie totale, calculée depuis l'exutoire (prise d'eau de Pont-Ar-Bled) de 252 km² et le cours d'eau est long de 22,6 km. La prise d'eau de Pont-Ar-Bled est située à 23 km de Brest, en amont de Landernau ce qui la met à l'abri de tout risque d'intrusion d'eau marine. En amont du bassin versant, le barrage du Drennec, situé à 31 km en amont de l'usine sur les communes de Sizun et de Commana. Il a été réalisé en 1979 et mis en eau en 1982 pour satisfaire les besoins agricoles et piscicoles et assurer de bonnes conditions de soutien d'étiage. La retenue constitue un plan d'eau de 110 ha dont la capacité représente un volume de 8 700 000 m³ et permet des prélèvements de 70 000 m³ maximum par jour.

Les paramètres relatifs à la matière organique sont les principaux responsables d'une note globale de qualité moyenne à mauvaise (teneurs moyenne de 6,6 mg/l d'O₂ sur 2002, calculé à partir des données DDASS).

Le Haut Couesnon

Le Couesnon prend sa source en Mayenne et parcourt une centaine de kilomètres avant de se jeter dans la Manche au niveau de la Baie du Mont St-Michel. Les limites du haut bassin versant en amont de Mézière sur Couesnon (usine de traitement de la Roche) recouvre une superficie totale de 373 km² et le réseau hydrographique est long de 43,5 km. La majorité des communes sont situées en Ille et Vilaine (excepté 3). Le Couesnon reçoit, en amont de Mézière, les apports d'un affluent majeur, le Nançon qui constitue un sous BV de 71,5 km². On recense 8 captages en eaux souterraines et 2 au fil de l'eau sur le BV dont 9 sont entourées d'un périmètre de protection, ce qui représente une surface totale protégée de 1418 ha dont 310 ha de protection autour de la prise d'eau de la Roche à Mézière sur Couesnon. Le paramètre relatif à la matière organique donne une note passable à la qualité du cours d'eau pour ce paramètre (5,9 mg/l d'O₂ calculée à partir des données DDASS sur 2002-03). Les teneurs en nitrates sont assez élevées, les moyennes annuelles sont comprises entre 33 et 42,5 mg/l entre 1998 et 2002, avec une forte tendance à la baisse depuis 2001.

Annexe 4

Résultats de l'inventaire des données oxydabilité au KMnO4 sur les bassins versant BEP ayant répondu aux questionnaires

Annexe 4 :

Dépt	bassin versant	Nom Station	Nom Usine	type de Données	début Données	fin données	pas de temps	Source des données
22	Arguenon	Barrage VILLE HATTE	?	KMnO4	01/01/1997	07/02/2002	97: journalier, puis de - en -, 02: 2/an	SAUR
29	Penzé	Coz Pors	USINE AEP BODINERY	KMnO4	Néant	Néant	Néant	SAUR
29	Pont Labbé	BARRAGE DE MOULIN NEUF	AEP BRINGALL	KMnO4	01/01/2000	07/11/2003	journalier	SAUR
22	Haut Blavet	SMKU PONT ST ANTOINE	Kerné Uhel à Lanrivain	KMnO4	20/02/97	26/11/02	très peu fréquent	SAUR
22	LE LIE	PONT QUERRA	Pont Querra à Plémet	KMnO4	11/03/1998	07/11/2002	très peu fréquent	SAUR
35	Frémur	PONT AVET	PONT AVET	KMnO4	06/01/1997	26/11/2002	1/semaine	SAUR
22	Haute rance	Retenue Rophemel	Villejean	KMnO4	1998 - -	2000 2001 2002	Décembre seult journalière 3 mois	CGE
35	Chèze	Retenue Chèze	Villejean	KMnO4	1995	2003	journalière	CGE
35	Haut-Couesnon	Mézière sur couesnon	les Gallets	KMnO4	1995	2004	journalière	CGE
29	Elorn	Pont Ar Bled	?	KMnO4	1991	2003	quasi journalières	CGE

Résultats de l'inventaire des données oxydabilité au KMnO4 sur les bassins versant BEP ayant répondu aux questionnaires

<i>Déptt</i>	<i>bassin versant</i>	<i>Nom Station</i>	<i>Nom Usine</i>	<i>type de Données</i>	<i>début Données</i>	<i>fin données</i>	<i>pas de temps</i>	<i>Source des données</i>
29	Elorn	Goasmoal	?	KMnO4	2002	2002	quasi journalières	CGE
35	Haute-Vilaine	Pont-Billon	?	KMnO4	néant	néant	néant	CGE
35	Haute-Vilaine	Plessis-Beuscher	?	KMnO4	néant	néant	néant	CGE
35	Haute-Vilaine	La Valière Moulin de la Haie	?	KMnO4	néant	néant	néant	CGE
35	Haute-Vilaine	La Valière Ferronière	?	KMnO4	néant	néant	néant	CGE
35	Haute-Vilaine	Cantache (en projet)	?	KMnO4	1996	2001	2-3/an	CGE
22	Yar (pas BEP)	Yar	Yar	KMnO4	1987-2000	2003	quasi journalières	CGE - Morlaix
22	Gouët	Gouët	Quintin	KMnO4	néant	néant	néant	Lyonnaise
22	Gouët (pas BEP)	Barrage du Gouët	?	pas de pb KMnO4	néant	néant	néant	?
29	Horn	Horn	?	KMnO4	1991	2003	1 tous les 2 mois	SEO (Lyonnaise)
22	Trioux	?	?	KMnO4	néant	néant	néant	Lyonnaise

Résultats de l'inventaire des données oxydabilité au KMnO4 sur les bassins versant BEP ayant répondu aux questionnaires

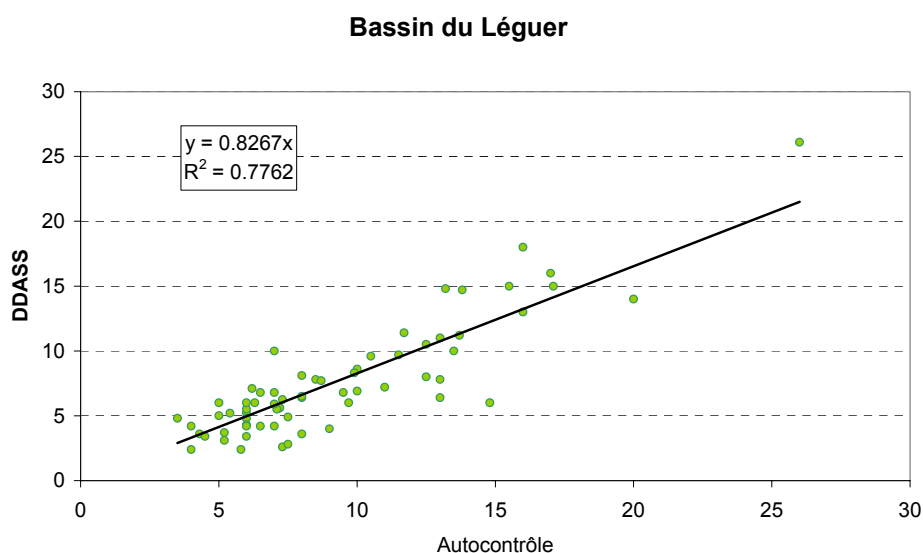
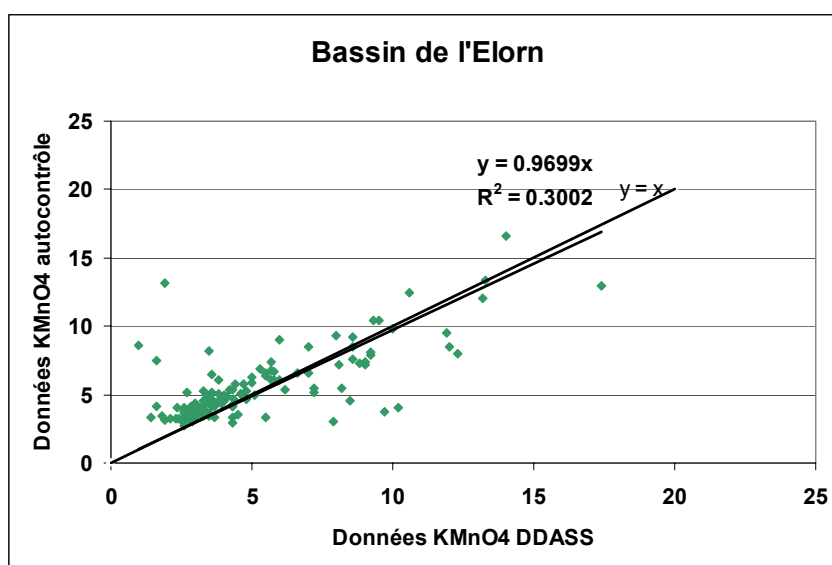
Dépt	bassin versant	Nom Station	Nom Usine	type de Données	début Données	fin données	pas de temps	Source des données
29	Aber Wrac'h	Retenue de Banniguel	?	KMnO4	néant	néant	néant	Lyonnaise
22	Léguer	Kériel	Pradic Glaz	KMnO4	1979	2002	quasi journalières	Régie
22	Léguer	Kergomar	?	KMnO4	1997	2001	tous les 2-3 jours	Régie
22	Léguer	Lestreuz	pont Couennec	KMnO4	néant	néant	néant	?
22	Léguer	Traou Long	?	KMnO4	néant	néant	néant	?
22	Haut-Gouessant	?	?	KMnO4	néant	néant	néant	Régie
22	Jaudy-Guindy-Bizien	Pont-Scoul sur Guindy	?	KMnO4	2001 (pas entier)	2003 (pas entier)	2003 (pas entier)	Régie

Annexe 5

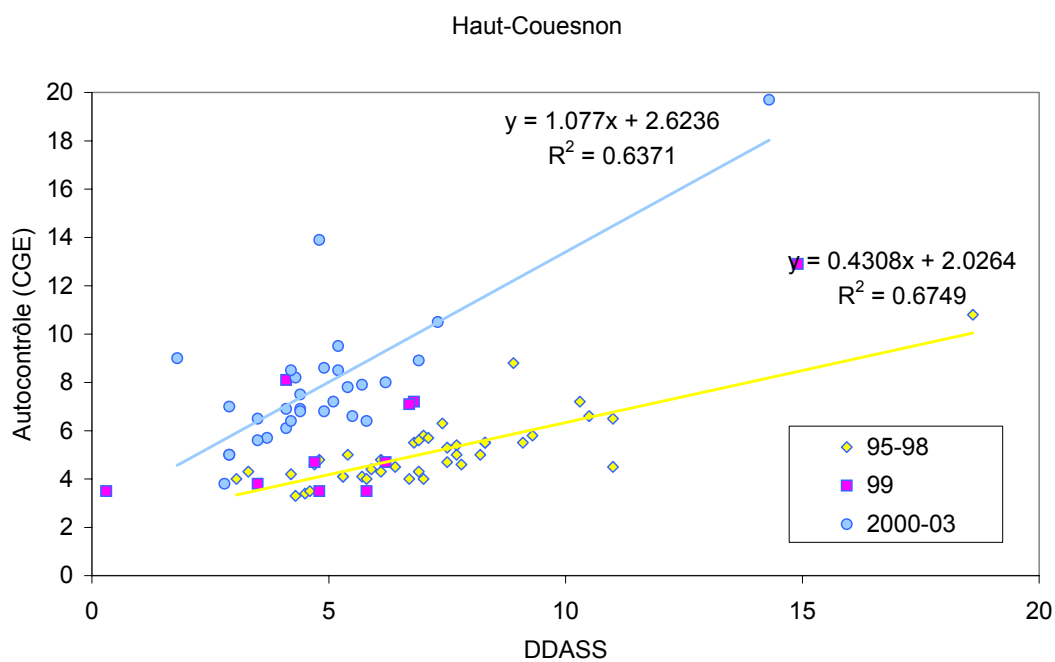
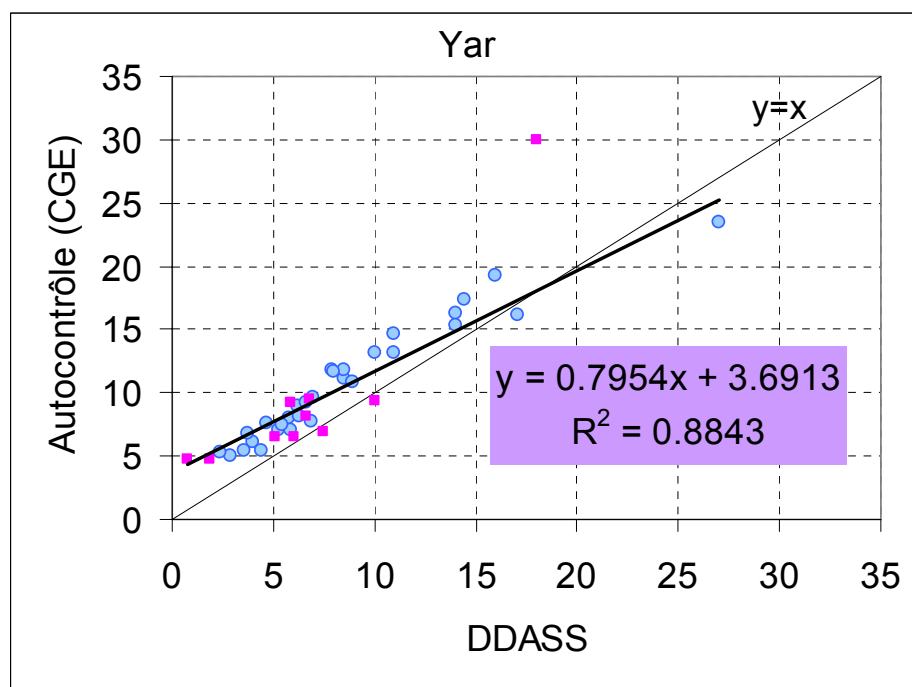
Résultats de la vérification de la validité des données d'autocontrôle avec les données des DDASS

Annexe 5 :

Les données d'autocontrôle qui ont servi de base pour l'étude fine de la MO dans les BV témoins, ont été corrélées avec les données DDASS, qui ont servi de références. Toutes les valeurs sont exprimées en mg O₂/L. En général il y a une corrélation nette entre les données d'autocontrôle et les données DDASS même si les R² ne sont pas toujours très élevés. Les données d'autocontrôle ont tendance à surestimer les teneurs en MO par rapport à celles de DDASS, ce qui met les fournisseur d'eau plutôt du « bon côté ». Un problème de corrélation a été mis à jour sur le bassin du Haut-Couesnon et ceci est discuté dans le texte.



Résultats de la vérification de la validité des données d'autocontrôle avec les données des DDASS



Annexe 6

Méthode pour dériver des teneurs en MO des sols à l'échelle des BV en amont des prises d'eau

Annexe 6 :

Objectif : obtenir un indicateur des teneurs en MO dans les sols pour chaque BV en amont des prises d'eau. L'indicateur choisi est la médiane des teneurs en MO des sols.

Les données initiales sont disponibles (C. Walter) à l'échelle communale sur la Bretagne. Un croisement sur SIG a été effectué entre les limites de communes et celles des BV. Pour les grands BV, certaines communes sont totalement incluses dans les limites de BV. Pour la plupart, en revanche, seule une partie de la surface des communes se situe dans le BV.

Pour plus de clarté sur la méthode, un exemple est explicité ci-après. Une commune a 45% de sa surface incluse dans un BV donné. Pour obtenir la médiane des teneurs en MO sur le BV, une méthode aurait été de choisir de façon aléatoire 45% des données disponibles sur la commune en question, d'appliquer la même méthode sur toutes les communes, de façon à obtenir la population totale des teneurs en MO disponibles, population à partir de laquelle la médiane aurait été extraite.

L'échantillonnage d'un pourcentage équivalent à la surface des données d'une commune a paru en fait trop compliqué pour n'apporter qu'une valeur ajoutée pour le moins aléatoire. Ce sont la totalité des données disponibles sur une commune qui ont été ajoutées à la population totale des teneurs sur un BV pour dériver la médiane, et cela dans deux cas :

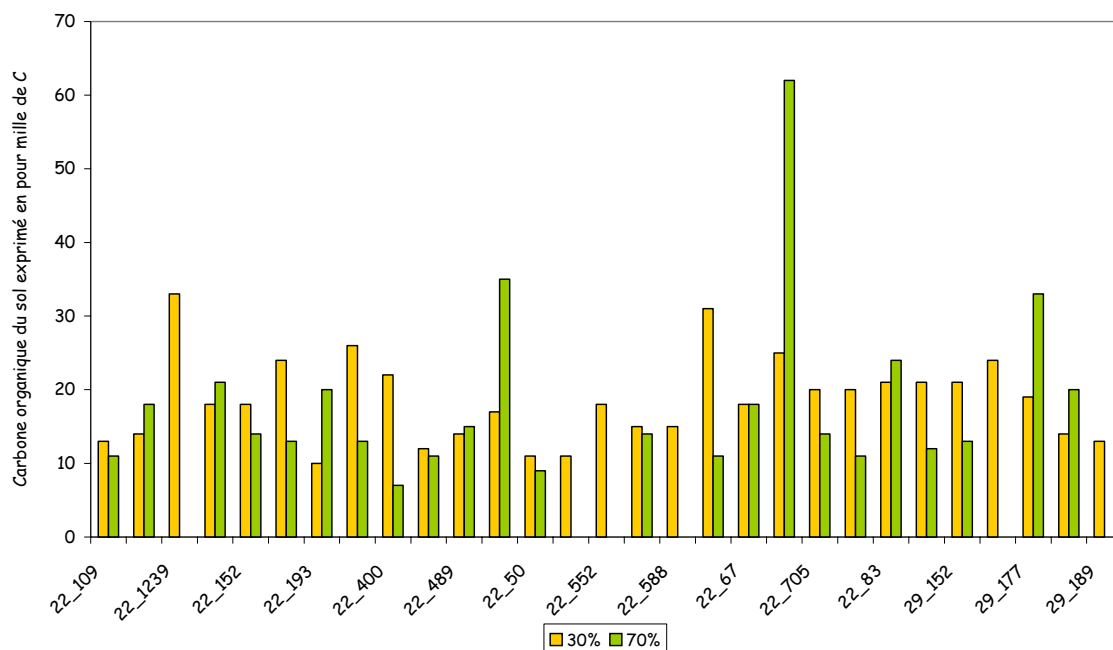
- quand les communes étaient incluses à au moins 30% dans les BV
- quand les communes étaient incluses à au moins 70% dans les BV.

En d'autres termes, les teneurs d'une commune, très fortes ou très faibles, bien qu'elles n'aient que moins d'un tiers (dans le cas des 30%) de sa surface dans le BV, la totalité des teneurs de la commune a été intégrée dans le calcul de la médiane des teneurs en MO pour le BV concerné. Les résultats obtenus ne sont donc pas rigoureusement ceux obtenus si la provenance exacte des échantillons de sol avait été disponible.

Deux valeurs de médiane ont été obtenues suivant les deux critères de 30 et 70% (Figure ci-dessous).

Annexe 6

Méthode pour dériver des teneurs en MO des sols à l'échelle des BV en amont des prises d'eau



D'importantes différences existent sur les valeurs de médiane ce qui suggère des différences importantes des teneurs en MO dans les sols.

Nous avons fait le choix de prendre les communes intégrées à au moins 70% de leur surface dans le BV car la commune est alors beaucoup plus représentée.

Or, certains BV ne sont pas représentés car le BV est trop petit pour s'étaler sur 70% d'une commune (Figure ci-dessus). Dans ce cas, ce sont les médianes obtenues avec le critère 30% qui ont été utilisées.

Evolution des surface en SAU sur les cinq BV témoins

Annexe 7

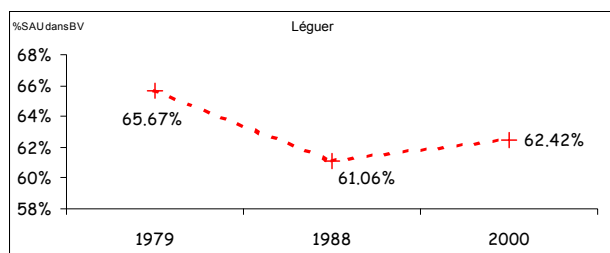


Figure 31 : Evolution de la part de la SAU dans le bassin versant du Léguer

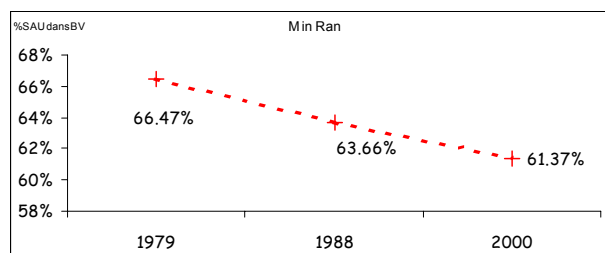


Figure 32 : Evolution de la part de la SAU dans le bassin versant du Min Ran

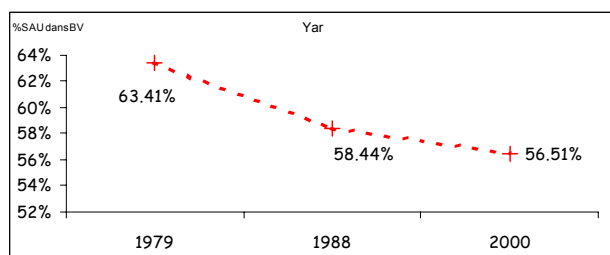


Figure 33 : Evolution de la part de la SAU dans le bassin versant du Yar

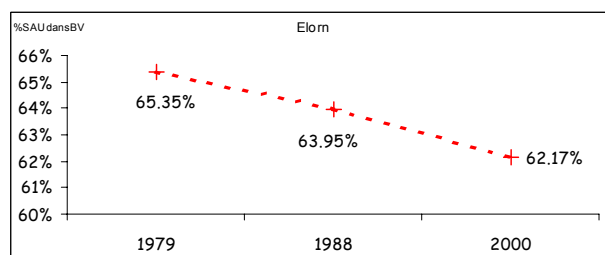


Figure 34 : Evolution de la part de la SAU dans le bassin versant de l'Elorn

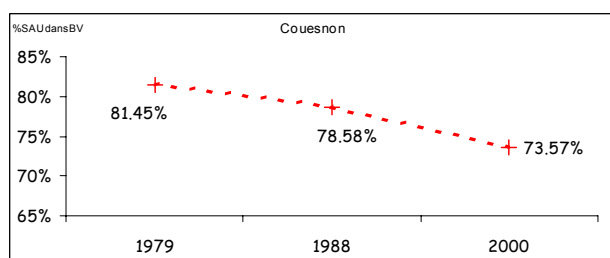


Figure 35 : Evolution de la part de la SAU dans le bassin versant du Couesnon

CROISSANCE EN %	SAU		
BV	79-00	79-88	88-00
Léguer	-4.95%	-7.02%	2.23%
Min Ran	-7.68%	-4.24%	-3.60%
Yar	-10.87%	-7.83%	-3.30%
Elorn	-4.86%	-2.14%	-2.78%
Couesnon	-9.67%	-3.52%	-6.37%

Tableau 5: Régression de l'occupation de la SAU dans les BV, exprimé en %

Gisement breton de déchets organiques

Tableau 6 : Estimation et répartition par origine du gisement breton de déchets organiques (en Tonnes), données 1996 (d'après Bailly, 1996)

	Produit Brut		Matière Organique		Humus	
	Tonne	%	Tonne	%	Tonne	%
Total "Agriculture"	35498438	93	4700213	82	909160	76
Total "Collectivités"	1519608	4	636065	11	287604	24
Total "Industrie"	1132794	3	423879	7	1758	0
Total Bretagne	38150840		5760157		1198522	

Gisement breton de déchets organiques

Tableau 7 : Répartition détaillée du gisement breton de déchets organiques (en Tonnes), données 1996 (d'après Bailly, 1996).

Origine-Type	Gisement Organique "Agriculture"					
	Roduit brut (T)	Matière Sèche (T)	Matière Organique (T)	Humus (T)	C (T)	C _{Humus} (T)
Ovins	304598	91380	70057	27414	45120	17686
Total Bovins	20622802	4248525	3086467	782508	1366302	346242
Porcins	11530678	1020919	783373	30535	433968	16870
Equidés	218198	117827	89460	23565	40975	10810
Lapins	208598	7300	37965	365		
Volailles	2511134	841365	632891	42068	407286	27141
Résidus-retrait légumes	102430	18021		2705		
Total	35488438	6345337	4700213	909160	2293651	418749
Pression Epandage [Apport au sol annuel [T par Km ² de Superficie]]	1326	237	176	34	86	16
Pression Epandage [Apport annuel au sol [T par Km ² de SAU]]	2086	373	276	53	135	25

Origine-Type	Gisement Organique "Collectivités"					
	Roduit brut (T)	Matière Sèche (T)	Matière Organique (T)	Humus (T)	C (T)	C _{Humus} (T)
Matière Ferment O.M.	240273	156176	136386	14417	40606	4282
Papiers cartons	217416	133711				
Déchets Verts Men	135145	63519		9527		
Déchets Verts Coll	77274	36318		5448		
Boues de STEP	646373	32319	38717	6464	18761	3132
Graisses de STEP	13007			0		
Mat de vidange	102430	2108		421		
Eaux grasses	40120					
Algues "épaves"	150000	19800	112501	2970	1049	
Total collectivités	1519808	443951	636065	6464	60416	7425
Pression Epandage [Apport au sol annuel [T par Km ² de Superficie]]	57	17	24	0,2	2	0,3
Pression Epandage [Apport annuel au sol [T par Km ² de SAU]]	89	26	37	4	4	0,4

Origine-Type	Gisement Organique "Industrie"					
	Roduit brut (T)	Matière Sèche (T)	Matière Organique (T)	Humus (T)	C (T)	C _{Humus} (T)
Bois	396925	158770	388987		79386	
Agro. Alim. Végétale	87353	23053		880	11527	
Agro. Alim. Animale	648516	59470	34892	878	4962	125
Total Industrie	1132794	241293	423879	1758	95875	125
Pression Epandage [Apport au sol annuel [T par Km ² de Superficie]]	42	9	16	0,1	4	0,00
Pression Epandage [Apport annuel au sol [T par Km ² de SAU]]	67	14	25	0,1	6	0,01

Annexe 9

Tableau des données collectées et retenues pour l'analyse statistique globale sur la Bretagne

Annexe 9

CODE	Définition	Mesure	Année	Source des data	Catégorie
<i>Shape</i>	format SIG			Cemagref Rennes	Descriptif du BV
<i>GridCode</i>				Cemagref Rennes	
<i>Count</i>	nombre de pixel dans le BV	pixels de 50 m de côté		Cemagref Rennes	
<i>Surface</i>	superficie du BV	m ²		Cemagref Rennes	
<i>Code_insta</i>	Code de la prise d'eau			Cemagref Rennes	
<i>departt</i>	numéro du département			Cemagref Rennes	
<i>deprtt_cod</i>	identifiant			Cemagref Rennes	
<i>code_size</i>	Code INSEE			Cemagref Rennes	
<i>nominstall</i>	nom de la prise d'eau selon la DRASS			Cemagref Rennes	
<i>communes</i>	commune où est située la prise d'eau			Cemagref Rennes	
<i>nomressour</i>	Nom du cours d'eau principale du BV			Cemagref Rennes	
<i>nom_et_com</i>	Appellation du BV selon T. Bioteau (Cemagref)			Cemagref Rennes	
<i>cod_commun</i>	?			Cemagref Rennes	
<i>zone_hydro</i>	?			Cemagref Rennes	
<i>COT</i>	Carbone organique total médiane	mg/l	2002-03	DRASS	Physico-chimie (au point de captage)
<i>MOAC</i>	oxKMnO4 médiane => paramètre à identifier	mgO2/l	2002-03	DRASS	
<i>PO4</i>	Phosphore médiane	mg/l	2002-03	DRASS	
<i>NO3</i>	nitrate médiane	mg/l	2002-03	DRASS	
<i>NH4</i>	Amonium médiane	mg/l	2002-03	DRASS	
<i>NTK</i>	Azote kjeldahl médiane	mg/l	2002-03	DRASS	
<i>MES</i>	Matières en suspensions médiane	mg/l	2002-03	DRASS	
<i>PT</i>	Phophore totale médiane	mg/l	2002-03	DRASS	
<i>Pop_to_90</i>	Pop_total_1990	Effectif par Km ²	2000	Agreste	RGA
<i>Pop_to_99</i>	Pop_total_1999	Effectif par Km ²	2000	Agreste	
<i>S_to_00</i>	Superficie totale	Superficie (ha)	2000	Agreste	
<i>Eprof_00</i>	Exploitations professionnelles	Effectif par Km ²	2000	Agreste	
<i>Eprof_ha00</i>	Exploitations professionnelles	% par Bv	2000	Agreste	
<i>Eautr_00</i>	Autres exploitations	Effectif par Km ²	2000	Agreste	
<i>Eautr_ha00</i>	Autres exploitations	% par Bv	2000	Agreste	
<i>E35_ha00</i>	Exploitations de 35 ha et plus	% par Bv	2000	Agreste	
<i>SAU_ha00</i>	Superficie agricole utilisée	% par Bv	2000	Agreste	
<i>T_lab_ha00</i>	Terres labourables	% par Bv	2000	Agreste	
<i>C_ha00</i>	Céréales	% par Bv	2000	Agreste	
<i>Sfour_ha00</i>	Superficie fourragère principale	% par Bv	2000	Agreste	
<i>Sherb_ha00</i>	Superficie toujours en herbe	% par Bv	2000	Agreste	
<i>Blé_ha00</i>	Blé tendre	% par Bv	2000	Agreste	

Annexe 9

Tableau des données collectées et retenues pour l'analyse statistique globale sur la Bretagne

CODE	Définition	Mesure	Année	Source des data	Catégorie
<i>Org_ha00</i>	Orge et escourgeon	% par Bv	2000	Agreste	
<i>MaisG_ha00</i>	Maïs-grain et maïs semence	% par Bv	2000	Agreste	
<i>MaisF_ha00</i>	Maïs fourrage et ensilage	% par Bv	2000	Agreste	
<i>Ptemp_ha00</i>	Prairies temporaires	% par Bv	2000	Agreste	
<i>Lég_ha00</i>	Légumes frais	% par Bv	2000	Agreste	
<i>B_to_ef00</i>	Total bovins	Effectif par Km²	2000	Agreste	
<i>V_to_ef00</i>	Total vaches	Effectif par Km²	2000	Agreste	
<i>Vo_to_ef00</i>	Total volailles	Effectif par Km²	2000	Agreste	
<i>VL_ef00</i>	Vaches laitières	Effectif par Km²	2000	Agreste	
<i>VN_ef00</i>	Vaches nourrices	Effectif par Km²	2000	Agreste	
<i>Tmer_ef00</i>	Truies mères	Effectif par Km²	2000	Agreste	
<i>Por_ef00</i>	Porcs à l'engraissement, verrats	Effectif par Km²	2000	Agreste	
<i>Coq_ef00</i>	Poulets de chair et coqs	Effectif par Km²	2000	Agreste	
<i>Dind_ef00</i>	Dindes et dindons	Effectif par Km²	2000	Agreste	
<i>Bmer_ef00</i>	Brebis mères	Effectif par Km²	2000	Agreste	
<i>Lapin_ef00</i>	Lapines mères	Effectif par Km²	2000	Agreste	
<i>œuf_ef00</i>	Poules pondeuses d'oeufs de consommation	Effectif par Km²	2000	Agreste	
<i>Tract_ha00</i>	Tracteurs	% par Bv	2000	Agreste	
<i>Sdrai_ha00</i>	Superficie drainée par drains enterrés	% par Bv	2000	Agreste	
<i>Sirr_ha00</i>	Superficie irrigable	% par Bv	2000	Agreste	
<i>Arearuisso</i>	Surface du ruisseau	sur largeur de 50 m		MNT	Calculs sur pentes
<i>Maxruisso</i>	Pente maxi	sur largeur de 50 m		MNT	
<i>MinRuisso</i>	pente minimum	sur largeur de 50 m		MNT	
<i>PmoyRuisso</i>	Pente moyenne	sur largeur de 50 m		MNT	
<i>stdPruisso</i>	Ecart type à la pente	sur largeur de 50 m		MNT	
<i>AreaP50</i>	Surface de la zone de pente de	50 mètres		MNT	
<i>MinP50</i>	pente minimum	50 mètres		MNT	
<i>MaxP50</i>	Pente maxi	50 mètres		MNT	
<i>MoyP50</i>	Pente moyenne	50 mètres		MNT	
<i>StdP50</i>	Ecart type à la pente	50 mètres		MNT	
<i>AreaP100</i>	Surface de la zone de pente de	100 mètres		MNT	
<i>minP100</i>	pente minimum	100 mètres		MNT	
<i>MaxP100</i>	Pente maxi	100 mètres		MNT	
<i>MoyP100</i>	Pente moyenne	100 mètres		MNT	
<i>StdP100</i>	Ecart type à la pente	100 mètres		MNT	
<i>AreaP150</i>	Surface de la zone de pente de	150 mètres		MNT	
<i>MinP150</i>	pente minimum	150 mètres		MNT	
<i>MaxP150</i>	Pente maxi	150 mètres		MNT	
<i>MoyP150</i>	Pente moyenne	150 mètres		MNT	
<i>StdP150</i>	Ecart type à la pente	150 mètres		MNT	

Annexe 9

Tableau des données collectées et retenues pour l'analyse statistique globale sur la Bretagne

CODE	Définition	Mesure	Année	Source des data	Catégorie
<i>AreaP200</i>	Surface de la zone de pente de	200 mètres		MNT	
<i>MinP200</i>	pente minimum	200 mètres		MNT	
<i>MaxP200</i>	Pente maxi	200 mètres		MNT	
<i>MoyP200</i>	Pente moyenne	200 mètres		MNT	
<i>StdP200</i>	Ecart type à la pente	200 mètres		MNT	
<i>AreaPlato</i>	Surface de la zone de pente du plateau	de 200 m et au-delà		MNT	
<i>MinPplato</i>	pente minimum	de 200 m et au-delà		MNT	
<i>MaxPplato</i>	Pente maxi	de 200 m et au-delà		MNT	
<i>MoyPplato</i>	Pente moyenne	de 200 m et au-delà		MNT	
<i>StdPplato</i>	Ecart type à la pente	de 200 m et au-delà		MNT	
<i>Long_hydr</i>	Longueur du réseau hydro dans le BV	en mètres		BDCartage	Densité de drainage
<i>DensDrain</i>	Longueur du réseau hydro / surface du BV	en mètres x100/ m²		BDCartage	
<i>effMOsol</i>	Communes qui sont intégrées à au moins 30% de leur superficie dans le BV et dont les données de MO sol ont été utilisées dans cette matrice	effectif par BV	90-95	C. Walter	Teneurs en MO des sols
<i>moymosol</i>	Teneur en carbone organique du sol moyenne sur le BV	‰ parBV	90-95	C. Walter	
<i>ecmosol</i>	Ecart type	‰ parBV	90-95	C. Walter	
<i>MEDMOSOL</i>	Teneur en carbone organique du sol médiane sur le BV	‰ parBV	90-95	C. Walter	
<i>DDECMOSOL</i>	Dernier décile	‰ parBV	90-95	C. Walter	
<i>DQUAMOSOL</i>	Dernier quartile	‰ parBV	90-95	C. Walter	
<i>PQUAMOSOL</i>	Premier quartile	‰ parBV	90-95	C. Walter	
<i>PDECMOSOL</i>	Premier décile	‰ parBV	90-95	C. Walter	
<i>X_COORD</i>	Coordonnée Lambert II étendue en X				Position Géographique
<i>Y_COORD</i>	Coordonnée Lambert II étendue en Y				
<i>NAUTRE</i>	Azote organique rejeté par d'autres animaux	en Kg pour 100 ha de SAU	2000	RGA_DRAF	Rejet d'Azote animal
<i>NBOVIN</i>	Azote organique rejeté par les bovins	en Kg pour 100 ha de SAU	2000	RGA_DRAF	
<i>NPORC</i>	Azote organique rejeté par les porcs	en Kg pour 100 ha de SAU	2000	RGA_DRAF	
<i>NVOLTOTAL</i>	Azote organique rejeté par les volailles	en Kg pour 100 ha de SAU	2000	RGA_DRAF	
<i>NTOTAL</i>	Azote organique total rejeté sur le BV	en Kg pour 100 ha de SAU	2000	RGA_DRAF	