

**AGENCE DE L'EAU
RHIN-MEUSE**

PROBLEMATIQUE
DE LA QUALITE DES EAUX
ET DES MILIEUX AQUATIQUES
APPLICATION AU CARBONE
ORGANIQUE DISSOUS

Approche bibliographique sommaire

JANVIER 1995

SOMMAIRE



1 - HISTORIQUE DE LA PRISE EN COMPTE DES PROBLEMES	2
1 - PREMIERE MOITIE DU XX° SIECLE	2
2 - SECONDE MOITIE DU XX° SIECLE	3
2.1) Conséquences législatives, réglementaires et juridiques3
2.2) Conséquences scientifiques3
II - LE CARBONE : ETAT DES CONNAISSANCES	5
1 - QUELQUES DEFINITIONS CONCERNANT LE CARBONE	5
1.1) La carbone "minéral".5
1.2) Le Carbone "organique"6
2 - CARACTERISTIQUES SOMMAIRE DES PROCESSUS DU CYCLE DU C.O.D. DANS LES HYDROSYSTEMES	7
2.1) Les importations7
2.2) Les productions7
2.3) Les exportations8
2.4) Les consommations et pertes..8
3 - COMPORTEMENT CONSTATE DU COD DANS DIFFERENTS HYDROSYSTEMES	9
3.1) Les eaux de surface..9
3.2) Les eaux souterraines..13
BIBLIOGRAPHIE	14

PROBLEMATIQUE DE LA QUALITE DES EAUX ET DES MILIEUX AQUATIQUES

APPLICATION AU CARBONE ORGANIQUE DISSOUS

Approche bibliographique sommaire

I - HISTORIQUE DE LA PRISE EN COMPTE DES PROBLEMES

1 - PREMIERE MOITIE DU XX^e SIECLE : l'eau est classée dans les choses communes

Bien que l'importance des apports d'un fleuve par son bassin versant soit connue depuis toujours (cf : limons déposés par les crues du Nil), la plupart des aménagements de cours d'eau ont longtemps consisté à isoler son cours principal, peut-être par les seuls nécessités de lutter contre les inondations ou améliorer les fonctions d'usages de l'époque (prélèvements, rejets, transport).

En effet, la ressource en eau étant abondante en France, peu de problèmes se posaient et la satisfaction des accès à l'eau et des divers usages était uniquement régie par la loi sur l'eau du 13 avril 1893 basée sur :

- ☞ Le droit de propriété des riverains.
- ☞ Le classement de l'eau dans les choses communes.
- ☞ Les rares servitudes édictées par l'**Administration**, notamment en matière d'assainissement.

Parallèlement, les scientifiques et notamment les biologistes [2], ont fait preuve d'une certaine négligence en considérant pendant trop longtemps les écosystèmes des plaines d'inondation comme marginaux, voire atypiques. Certes il existait des recherches sur ces écosystèmes, certaines fort anciennes, mais il s'agissait dans la plupart des cas de travaux épars, ponctuels, d'analyses isolées portant ici sur une forêt inondable, là sur un lac de la plaine d'inondation.

2 - SECONDE MOITIE DU XX SIECLE : l'eau devient lentement patrimoine commun

L'après guerre et les années 50 virent s'amorcer lentement une modification de la "demande en eau" de la part des usagers. Face à ces nouvelles sollicitations [2] de nombreux problèmes majeurs de dégradation sont apparus puis se succédèrent en général dans l'ordre suivant : pollution fécale, pollution organique, sels dissous, métaux, eutrophisation, micropolluants organiques et enfin acidification [50].

2.1) Conséquences législatives, réglementaires et juridiques

Ces événements se traduisirent par des adaptations successives de la législation ainsi que par divers textes réglementaires et juridiques avec les principales étapes suivantes [40] :

- ↗ Loi du 19 Décembre 1964 relative au régime, à la répartition et à la lutte contre la pollution des eaux (Décret d'application du 23 Février 1973 ; arrêté du 13 Mai 1975 précisant le champ d'application, abrogé par le décret du 20 Novembre 1979 ; circulaire du 14 Janvier 1977 précisant les modalités techniques d'application).
- ↗ Arrêté du 10 Août 1961 (modifié par arrêtés du 28 Février 1962, du 7 Septembre 1967 et 22 Mai 1973) et décrets du 3 janvier puis 7 Mars 1991 relatifs aux eaux destinées à la consommation humaine.
- ↗ Loi du 16 Décembre 1964 du Code de la Santé Publique instituant les périmètres de protection de **captages**.
- ↗ Circulaires du 17 Mars 1978 et du 16 Juin 1978 relatives à la politique de qualité des cours d'eau, canaux et étangs instituant des cartes départementales d'objectifs de qualité, avec des seuils en fonction des usages.
- ↗ Loi sur la pêche de Juin 1984 faisant de la protection de la vie et des milieux aquatiques une préoccupation d'intérêt **général**.
- ↗ Loi du 3 Janvier ~~1993~~ **décrétant** que l'eau fait partie du patrimoine commun et que sa protection est d'intérêt général (décrets d'application du 29 Mars 93 et suivants, circulaire du 20 Août 1993).

2.2) Conséquences scientifiques

Ces adaptations successives des règles officielles de gestion des hydrosystèmes découlent d'une amélioration croissante des connaissances scientifiques à différents niveaux :

2.2.1) Evolution chronologique des connaissances

A la suite de HYNES -1975- [30] l'**écologie** fluviale s'est davantage intéressée aux écosystèmes jouxtant les **cours** d'eau, mais la plupart des études sont restées focalisées sur les eaux courantes (prise en **compte** de flux unidirectionnels).

La première synthèse, **consacrée** aux relations entre les divers écosystèmes des plaines d'inondation et les **cours** d'eau, a **été publiée** en 1979 par WELCOMME [89] avec **comme** objectif la compréhension de la structure et de la dynamique des peuplements de poissons des cours d'eau tropicaux.

Avec l'essor de l'écologie des paysages, on assiste à une prise en considération de plus en plus grande des interactions entre **écosystèmes**, concrétisée notamment par des échanges multidirectionnels avec **émergence** de la notion d'interactivité : les écosystèmes complexes (BLANDIN et **LAMOTTE -1985-**) [11].

Le point des connaissances à ce jour vient d'être synthétisé par AMOROS C et PETIT G.E. -1993- [2] avec le concept d'hydrosystème fluvial intégrant une nouvelle approche interdisciplinaire et **intégrée** de l'analyse de la modélisation et de la gestion environnementale des fleuves et rivières. Ce concept considère les grands cours d'eau comme des systèmes complexes à quatre dimensions (longitudinale, transversale, verticale et temporelle).

2.2.2) Evolution thématique

De nombreux auteurs se sont attaqués à l'étude des modalités et effets des échanges et interactions entre les différents milieux (de l'échelle macroscopique à l'échelle microscopique), dans les différentes régions du monde (régions tempérées et froides de l'hémisphère Nord, puis régions chaudes et tropicales) et dans la plupart des écosystèmes (eaux superficielles stagnantes **et/ou** courantes ; eaux souterraines...). Ils se sont ainsi tout particulièrement attachés à préciser les effets de bordure, de filtre et de transfert, et ceci aussi bien pour l'eau que pour les sels nutritifs, la matière organique, les sédiments minéraux **et/ou** les aspects biotiques (dans cet ordre chronologique).

Il est alors petit à petit apparu [2] que, quelque soit le milieu considéré, la vie se caractérisait par les mêmes fonctions (nutrition, croissance, production, décomposition...) avec des cycles de la matière (Carbone, Azote et Phosphore) qui s'effectuaient par les mêmes mécanismes.

Ces cycles ont alors fait l'objet d'études plus précises dans le but d'une meilleure régulation du milieu naturel lorsque la matière était excessive, les pollutions se manifestant.

Pour des raisons historiques, les pollutions organiques (d'abord fécales puis globales) furent les premières étudiées. Les **paramètres** d'appréciations utilisés (**O₂**, Oxydabilité, DCO, **DBO₅**, **NH₄**, Indices Biotiques...), les plus facilement accessibles pour l'époque, présentaient tous la caractéristique d'être synthétiques et uniquement représentatif de l'effet principal (et non de la cause) de cette pollution organique : l'utilisation de l'oxygène pour dégrader la matière.

Dans une seconde étape (pollution par sels dissous, eutrophisation), les scientifiques abordèrent de façon plus méthodique les cycles de l'azote puis du phosphore avec les conséquences que l'on sait sur les objectifs d'assainissement et de rejets actuels.

L'apparition de nouvelles pollutions par micro-polluants organiques mises (peut être) en lumière par les nouvelles techniques analytiques, puis l'émergence des problèmes d'acidification conduisirent les scientifiques à s'investir plus sérieusement sur le cycle du Carbone, auquel cette étude voudrait apporter sa modeste contribution.

II - LE CARBONE : ETAT DES CONNAISSANCES

1 - QUELQUES DEFINITIONS CONCERNANT LE CARBONE

Dans les milieux naturels le carbone, associé à d'autres atomes sous forme **moléculaire**, se présente sous deux états :

1 .1) Le carbone "minéral"

Dans les eaux, on le retrouve sous forme de Carbone Inorganique Dissous (CID). Il est le reflet de divers sels minéraux dissous traduisant surtout l'intensité de la respiration des organismes et celle des processus de décomposition de la matière organique d'origine domestique et industrielle (essentiellement sous forme de **CO₂**) et de minéraux **carbonatés**.

Ce carbone se retrouve aussi bien dans des fleuves drainant des bassins versants globalement peu industrialisés tel que l'Amazone, que dans ceux traversant des pays riches et techniquement évolués tels le Rhin.

Selon **RICHEY -1981- [67]** le flux de CID déversé annuellement par l'Amazone s'élève à **2,2 x 10⁷ T/an** et pour **KEMPE et al -1991- [38]** dans le Rhin la pression en **CO₂** est 20 fois supérieure à celle de l'air ambiant, traduisant l'importance des apports organiques à décomposer.

1.2) Le Carbone "organique"

Le Carbone Organique Total (COT) est le paramètre utilisé pour quantifier l'ensemble du carbone sous forme organique. Il se compose :

1.2.1) Du Carbone organique Particulaire (COP)

Il s'agit souvent de grumeaux de matière organique provenant [42] du sol (matières humiques de type moder et moor), de **déchets végétaux** lignifiés d'origine endogène [87] (végétaux des cours d'eau et de leur bordure, voire d'annexes plus ou moins éloignées...) mis en **évidence** par traçage [7], d'insectes, de grains de pollen...

Cette forme de Carbone évolue peu. Elle est dite réfractaire et l'on considère que, retenue dans des embâcles à l'intérieur des chenaux, les temps de résidence varient habituellement de quelques années à quelques centaines d'années sans modifications significatives [24]. La dégradation de la matière organique qui s'effectue sur plusieurs décennies, libère progressivement des composés organiques utilisés à l'aval dans le cycle biologique. Dans les réservoirs par contre, le COP est lentement **décomposé** en sels minéraux dissous, directement assimilables [80] sur place.

Des mesures effectuées au Venezuela [62] montrent que les flux de COP représentent de 1 à 10 % des flux de matières en suspension (MES), ces deux paramètres semblant corrélés [42 - 87] en crue, mais pas en étiage.

1.2.2) Du Carbone Organique Dissous (COD)

Il s'agit [26] de composés organiques divers, de faible poids moléculaire, représentés souvent par des substances humiques (d'où les corrélations entre coloration et concentrations en COD mises en évidence par de nombreux auteurs [42 - 62 - 67...]), souvent sous forme de colloïdes [39] (polymères organo-métalliques), auxquelles s'accrochent des composés organiques hydrophiles [34 - 44] des acides aminés et des sucres.

Des analyses ont démontré [26] au printemps que ces COD étaient pour plus de moitié composés d'hydrates de carbones courts, contenant au maximum 5 atomes de carbones (xyloses, fructoses, glucoses et sucres). Ce sont ces mêmes sucres qui ont été dosés à cette époque dans des végétaux semi-aquatiques tels que des Phragmites ; sucres qui présentent la caractéristique d'être facilement assimilés par la flore microbienne.

Plusieurs études, en zone tropicale, montrent que le COD représente la forme principale de carbone organique transporté dans les eaux [63 - 64], le rapport étant de 62 % de COD pour 38 % de COP dans le COT [62] dans l'Oronica River (Venezuela) et sensiblement dans les mêmes proportions dans le lac Titicaca [87].

2 - CARACTERISTIQUES SOMMAIRE DES PROCESSUS DU CYCLE DU C.O.D. DANS LES HYDROSYSTEMES

Le COD présent dans les hydrosystème est [16 - 87] le fruit d'un complexe **équilibre** entre importations + productions ↔ exportations + consommations et pertes.

2.1) Les importations

Elles proviennent :

↗ Pour une faible part (10 à 25 %) par les pluies [74]. En Corse, des mesures [42] montrent que les pluvio-lessivats, notamment recueillis à l'aplomb de pins, contiennent de 7 à 12 mg CODA.

↗ Pour une part plus ou moins forte selon le cas, du drainage du bassin versant [62 - 66 - 74...]. Des études comparatives de bassins versants [20] aux Etats-Unis ont montré que les flux et concentrations maximales se retrouvaient en zones agricoles, marécageuses **et/ou** urbaines alors que les minima étaient enregistrés en zones forestières **et/ou** rurales.

Il s'agit d'apports allochtones [2 - 49 - 63 - 91], détritiques, issus de sol (humiques) ou de la végétation, auxquels se rajoutent, en quantités plus ou moins importantes, la pollution urbaine ou industrielle [2 - 20].

2.2) Les productions

Il s'agit de productions autochtones essentiellement assimilables à la production primaire, générée par le phytoplancton (et autres micro-organismes végétaux, periphyton, phytobenthos...), les algues et les macrophytes [26].

Ces produits de la photosynthèse peuvent être plus ou moins importants [56] suivant la nature de l'écosystème (ils représentent la majorité du COD présent dans les lacs [5] mais une très faible part de celui-ci dans les réseaux frais et ombragés à l'amont des bassins versants [2]).

Par ailleurs, plusieurs auteurs insistent sur l'hétérogénéité des composants dosés au travers du COD dans la mesure où certains sont particulièrement labiles [74 - 87] (les concentrations mesurées dans des échantillons prélevés automatiquement et stockés et celles issues d'échantillons prélevés manuellement et filtrés immédiatement varient dans un rapport de 1,02 à 1,20 [42]), d'autres seraient beaucoup plus réfractaires [16]. Les premiers auraient pour origine des exudats de macrophytes [26 - 81], le seconds seraient d'origine phytoplanctonique [16].

Divers auteurs ont constatés [12 - 16 - 73 - 74] que dans les lacs jeunes, oligotrophes, sans influence essentiellement bactériennes [18], le COD est **extrêmement** labile, la couleur (... à COD) diminuant avec l'âge. A l'inverse dans les lacs eutrophes, sous l'influence du phytoplancton, le COD est stable voire en augmentation ce qui, pour eux, signifie que le COD est réfractaire et qu'il se concentre sous l'effet de l'évaporation.

2.3) Les exportations

Ces exportations sont essentiellement liées aux flux dérivant vers l'aval, donc proportionnelles aux concentrations et **volumes/débits** rejetés [16]. Toutefois [2], si grâce au courant, l'eau transporte en **quantité** des particules de débris organiques, ceux-ci sont bien souvent consommés par les **filtreurs** passifs qui vivent fixés (ex : Dreissères). C'est pourquoi des études effectuées sur l'Amazone [68] semblent indiquer que le strict bilan **importation/exportation** est nul, ce qui est garant d'un certain équilibre du fleuve, alors que dans la plupart des lacs, tels le **Titicaca** [87] ce bilan est déséquilibré en faveur des importations, ce qui explique les tendances à l'eutrophisation.

2.4) Les consommations et pertes

Celles-ci sont principalement liées à deux types de phénomènes :

⇒ Les phénomènes physiques sont de type coagulation / adsorption et sédimentation [16 - 88]. Ils contribuent notamment à fixer la matière organique dans les sédiments. Les facteurs physico-chimiques qui influent ces **phénomènes** sont la force ionique [12 - 16], les concentrations en calcium [20 - 88] et l'acidité [17 - 20]. Ils permettent d'expliquer la régulation naturelle des exportation de métaux [27] dans les **hydrosystèmes** de Suède et de Finlande et l'évolution du COD dans les Lacs [16].

⇒ Les phénomènes chimiques et microbiologiques se traduisent par la minéralisation des composés organiques en dioxyde de carbone [41 - 87]. Celui-ci sursature les eaux [2] avant de s'échapper dans l'atmosphère ou être **sédimenté** après transformation en bicarbonate de calcium ou plus souvent photosynthétisé une nouvelle fois.

Divers auteurs [2 - 1 - 9 - 16 - 18] ont mis en évidence les fortes corrélations positives qui lient la densité des bactéries aux concentrations de chlorophylle dans les lacs.

Cela laisse supposer que la biomasse de phytoplancton détermine l'abondance en bactéries de nombreux hydrosystèmes, probablement par le biais de la production en carbone organique. Les bactéries se développent essentiellement au profit du COD libéré par le phytoplancton [18] et, dans une moindre mesure, à partir d'autres sources plus diversifiées [26].

Le phosphore apparaît **comme** le principal régulateur des populations de **phyto-**plancton et de bactéries qui vivent en synergie [14]. Les bactéries profitent en effet davantage du phosphore que le phytoplancton, ce qui en limite la croissance (bloom). Toutefois, dès que le COD est en **quantité** trop faible (< 2 ou 3 **mg/l**), le carbone devient limitant pour les bactéries et les algues reprennent le dessus [15 - 78]. Dès que le COD est de nouveau rejeté en abondance, les populations de bactéries explosent rapidement au détriment du phytoplancton. Le phosphore utilise redevient rapidement limitant pour les bactéries et le phytoplancton en profite de nouveau davantage.. .

Cette régulation a été testée [18]. Il a été montré que dans les plages 3 à 10 **mgCOD/l** aucune relation nette n'apparaissait entre bactéries et chlorophylle. Par contre, dès que les concentrations en COD dépassent 15-20 **mg/l**, le nombre de bactéries croit fortement et des relations très nettes apparaissent entre bactéries et chlorophylle.

3 - COMPORTEMENT CONSTATE DU COD DANS DIFFERENTS HYDROSYSTEMES

3.1) Les eaux de surface

3.1.1) Variation géographique

L'importance de la matière organique allochtone dans le fonctionnement des écosystèmes des rivières et des lacs a **été** soulignée depuis un peu plus de deux décennies (bibliographie complémentaire dans [72 - 90]).

L'étude du transport du carbone organique par les rivières a d'abord été focalisée sur les régions tempérées et froides de l'hémisphère Nord [47], puis étendue aux autres régions [12 - 42 -63].

MEYBECK -1982- [48] a décrit les variations générales des concentrations en Carbone Organique Dissous, avec des valeurs moyennes s'échelonnant de 10 **mg/l** dans les rivières de la Taïga (aux hautes latitudes avec forêts de conifères marécageuses) à 6 **mg/l** pour les rivières tropicales et 3 **mg/l** pour les rivières tempérées.

Tout en étant indicatrices d'un contrôle climatique général, ces valeurs sont probablement en relation avec le contenu organique des sols propres aux différentes régions climatiques et, à une échelle plus fine, aux différents sols des vallées drainées. Cette période n'engendre pas les plus grosses concentrations de COD, mais elle est néanmoins, **à** l'origine des plus grands flux [33]. A cet **époque, compte** tenu des volumes de précipitations mis en jeu, on assiste aux plus importants débordements. Les hautes eaux lavent alors des sols riches en matières organiques avant de rejoindre la rivière [10]. D'autre part, sous l'effet du courant, on assiste à

certaines destructions des **édifices** de stockage de matière organique (embâcles) qui se retrouvent exportés par les eaux [2].

Les grandes quantités de COD rejetées en **régions** froides sont confirmées par divers auteurs [48 - 55] ; des exportations de 12000 T/an (de TOC) correspondant à 4 T/km²/an étant annoncées pour la rivière Öre en Suède [33], dont 60 % du flux annuel concentré au printemps.

En ce qui concerne les rivières tropicales des variations de **0,9 à 7,5 mgCOD/l** sont annoncées dans la rivière Orinow au Venezuela [62] ce qui reste conforme aux chiffres annonces mais modulés.

En Corse [42] les valeurs observées oscillent entre **0,5 et 8,1 mgCOD/l**.

Aux Etats-Unis [20] la quasi totalité des valeurs se situent entre 1 et 10 voire 20 mgCOD/l, avec cependant des maxima ponctuels supérieurs à 30 mg/l.

3.1.2) Variations spatiales

↪ De nombreux auteurs [6 - 22 - 46 - 51 - 68 - 75 - 84] soulignent les difficultés de comprendre le cycle de la matière organique dans les rivières et pronostique qu'il n'y a pas de possibilité de prévoir l'évolution de la concentration en COD en fonction de la distance à la source.

Pourtant, de nombreux scientifiques [2] militent pour la notion de "wntinum" écologique.

Toute ripisylve fournit au **cours** d'eau de la matière organique **particulaire** (feuilles mortes, brindilles) et dissoute. C'est un phénomène dont l'importance a été montrée dans le concept du Continuum fluvial [13 - 53 - 58 - 65], notamment pour les **cours** d'eau forestiers étroits en tête de bassin, dont le fonctionnement dépend essentiellement de ces apports allochtones [92], alors que les cours d'eau plus larges possèdent une production primaire aquatique. Dans les hydrosystèmes fluviaux, les apports d'origine terrestre jouent un rôle très important surtout dans les bras secondaires étroits, dont certains peuvent être complètement recouverts par les frondaisons de la ripisylve.

Les quantités de matières organiques stockées dans le chenal actif diminuent par ailleurs [37] d'amont en aval, avec le rang des **cours** d'eau. A partir du rang 5, l'accumulation se fait sur les berges et non plus dans le lit. Ceci pourrait expliquer certaines variations de concentrations en COD, notamment en période de crue (voir plus loin).

↪ Les variations spatiales de teneurs en COD sont également influencées par l'environnement du **cours** d'eau. Outre les différents apports anthropiques ou les

conditions édaphiques (ensoleillement ↔ production primaire) qui jouent un rôle important, le fonctionnement des unités aquatiques est influence par la composition floristique de la ripisylve, ainsi que par la **quantité** de nutriments que cette ripisylve reçoit (effet de filtre) [20].

Selon la nature des espèces qui les ont produites, les feuilles mortes sont dégradées plus ou moins rapidement en milieu aquatique [36 - 77]. D'autre part, l'augmentation de la teneur en azote des feuilles, sous forme d'acides aminés ou de protéines, accroît leur valeur nutritive aussi bien pour les herbivores terrestres que pour les détritivores aquatiques, bactéries y compris [18].

Diverses expériences [2] ont bien **démontré** l'influence de la composition floristique des unités de la ripisylve ainsi que celle des flux de nutriments qui y arrivent, sur le réseau trophiques (poissons y compris) des milieux aquatiques voisins qui en reçoivent les feuilles mortes. Ces influences se répercutent bien évidemment sur le cycle complexe du carbone.

↪ Dans les lacs et réservoirs, du moins en zones tempérées, la plupart des auteurs ne notent que de faibles **évolutions** spatiales et temporelles du COD malgré de fortes fluctuations hydrobiologiques [4 - 61 - 62 - 69 - 71 - 76 - 79 - 94 - 95].

En zones tropicales, les variations verticales paraissent également faibles, mais des augmentations de COD ont été notées corrélativement **à** la montée des eaux, en période humide [63].

Pour tous ces auteurs la stabilité de ces lacs anciens s'explique parce que la majorité de COD est "réfractaire" (phytoplancton). A l'inverse, certains auteurs [73 -74] notent quand même que dans les retenues en tête amont des bassins versants (plans d'eau moins eutrophes ?), la concentration en COD et la couleur qui lui est liée sont étroitement **corrélés à** la surface amont.

3.1.3) Varia fions saisonnières

Le principal point de convergence des travaux analysés dans le cadre de cette approche bibliographique semble porter sur l'importance des variations saisonnières : les crues d'automne se caractérisent par de fortes augmentations de COD, même pour de faibles augmentation de débits ; les crues d'hiver les voient augmenter mais plus faiblement, avec de fortes augmentation de débit ; l'étiage est la période où l'on observe les plus faibles concentrations et flux [29 - 33 - 42 - 49 - 59 - 93].

L'explication serait la suivante [42] : les teneurs en COD oscillent ente une valeur de base qui est celle des sources ou des nappes (0,5 à 2 mgCOD/l) et des valeurs

plus fortes qui dépendent de l'**intensité** du lessivage du couvert végétal et de la caractéristique des horizons organiques des sols.

↪ En étiage, l'alimentation des cours d'eau dépend essentiellement de sources ou des nappes. Les importations sont très limitées à la chute de quelques détritiques organiques. Ces éléments, souvent **particulaires**, restent faute de courant suffisant, stockés dans les vasques ou zones lenticules. Les éléments, essentiellement dissous, sont rapidement recyclés dans les écosystèmes qui sont en forte **activité** biologique durant ces périodes.

↪ Lors des premières crues d'automne [3 - 42 - 45 - 52], les pics de COD correspondent au pic de crue ou lui sont postérieurs. En effet, les pluies ne sont pas assez durables pour que les eaux issues du pluvio-lessivage et du lessivage du sol s'appauvrissent et que les eaux de ruissellement, moins concentrées, ou les eaux de nappes très pauvres, participent à la crue. A ces phénomènes se rajoutent la reprise des matériaux réfractaires stockés dans les vasques ou poches d'eau isolées du courant [42], ainsi que les apports par ruissellement et érosion des horizons organiques du sol [8 - 19 - 45], surtout en pays tropical [2 - 60]. L'humectation des horizons organiques des sols après une longue période sèche, libère ainsi immédiatement des composés solubles [42 - 45.1].

Durant cette période, des concentrations notables continuent à être observées dans les rivières après les événements pluvieux. Cela s'expliquerait [57] par les apports hypodermiques ayant lessivé des sols qui ont **été** le siège d'une forte activité de production puis de dégradation aérobie de matière organique, durant l'**été**.

Le même phénomène a **été** constaté [3], à l'**échelle** pluriannuelle, après plusieurs années sèches. Dans les pays tropicaux par contre, les températures étant élevées toute l'année, les taux de production et de dégradation sont **continuellement** élevés et les variantes intersaisonnières sont plus faibles [2].

↪ En hiver, les pluies sont beaucoup plus durables, moins intenses et s'écoulent sur des sols et de la végétation déjà lessivés, pendant une période d'activité biologique très faible limitant les exudats [10]. Cette période n'engendre pas les plus grosses concentrations de COD, mais elle est néanmoins à l'origine des plus grands flux [33]. A cette époque, **compte** tenu des volumes de précipitations mis en jeu, on assiste aux plus importants débordements. Les hautes eaux lavent alors des sols riches en matières organiques avant de rejoindre la rivière [10]. D'autre part, sous l'effet du courant, on assiste à certaines destructions des édifices de stockage de matières organiques (embâcles) qui se retrouvent exportées par les eaux [2]. On notera qu'il a été démontré [42] qu'une pluie d'hiver intervenant après une longue période sèche, se comporterait **comme** une pluie d'automne.

↪ Le COD illustre [42 - 87] donc un effet mémoire qui est lié à la vidange de “réservoirs à matières organiques” pouvant exister à toutes les échelles (vasques, bras morts, zones humides, nappes...), mais la diversité des situations hydrologiques est telle qu’il n’y a pas de corrélation générale entre le COD et le débit, hormis deux grandes tendances saisonnières (premières crues d’automne et crues d’hiver répétées).

Divers auteurs ont également montré que les concentrations en COD fléchissaient très nettement avec le débit lors de la **décru**e [16 - 35 - 74], la **salinité** des eaux présentant un profil similaire [35 - 54].

A noter enfin que **compte** tenu des corrélations démontrées entre pH et COD [17 - 20], divers auteurs ont essayé de vérifier si ce COD était à l’origine des problèmes d’acidification qui commencent à apparaître dans le Monde.

Il a été démontré que ce n’était le cas ni dans la zone étudiée aux Etats-Unis [20], ni en Norvège [28]. Toutefois, l’inverse semble vrai [10], l’acidification ayant pour conséquences de notables augmentations de COD en Suède durant ces deux dernières décennies [3].

3.2) Les eaux souterraines

De nombreux auteurs [6 - 23 - 25- 31 - 82 - 83 - 86] soulignent l’importance des interactions, tant biogéochimiques qu’écologiques, entre les eaux superficielles et les eaux souterraines, en particulier au niveau des échanges nappes ↔ rivières.

Seul la prise en **compte** de ces échanges peut permettre de comprendre la dynamique de la matière organique [23].

Toutefois, le comportement du COD des eaux souterraines semble particulièrement complexe [21 - 70 - 85]. Celles-ci se présentent **comme** un environnement stable et “durable” avec de faibles fluctuations d’oxygène et de températures [32 - 43]. Celles-ci existent néanmoins, sous la dépendance très nette des eaux de surface [26]. La température étant un facteur qui semble très important pour contrôler la dynamique du COD, il a été montré que dans les alluvions du Danube [26], pour des valeurs de COD (importantes) variant habituellement entre 2 et 9,5 mg/l, de fortes fluctuations temporaires pouvaient être enregistrées (fourchette de 1,5 à 24 mg/l).

Les plus fortes concentrations sont observées durant le printemps et l’été, les plus faibles en automne [26]. Les épisodes de crues semblent également jouer un grand rôle, **comme** cela a été montré sur la Garonne [6] où les facteurs biologiques (bactéries) jouent un rôle important. En période d’inondation ou lors d’événements pluvieux, les particules de matières organiques (débris de plantes) sont infiltrées et stockées dans les nappes puis dégradées plus ou moins rapidement par l’activité microbienne qui conditionnent le COD.

BIBLIOGRAPHIE

- 1 Aizaki, M. 1985 Total number of bacteria as a **trophic** state index Verh. Internat. Verein. Limnol. 22, p 2732 - 2738
- 2 Amoros C. & Petts G. E. 1993 Hydrosystèmes fluviaux Collection d' **écologie** - 24 - chez Masson 300 p.
- 3 Andersson, T., Nilsson, A. & Jansson, M. 1991 Coloured substances in Swedish lakes and **rivers**. in : **Allard**, B., Boren, H. & Grimvall, A. (eds.) : Lectures Notes in Earth Sciences 33, p 243 - 253
- 4 Baccini, P., Grieder, E., Stierli, R. & Goldberg, S. 1982 The influence of natural organic **matter** on the adsorption properties of **mineral particles** in lake water Schweiz. Z. **Hydrol** 44, p 99 - 113
- 5 Baron, J., **McKnight**, D. & Denning, A. S. 1991 Sources of dissolved and particulate organic material in Loch **Vale** watershed, **Rocky** Mountain National Park, Colorado, USA in Biogeochemistry 15, p 89 - 110
- 6 Bernard C., Fabre A., and Vervier P. 1994 DOC cycling in surface and groundwater interaction zone in a fluvial ewsystem in Verh Internat. Verein Limnol. 25, p 1410 - 1413
- 7 Bevan K., Carling P. 1990 Velocities, roughness and dispersion in the lowland River Severn in Lowland floodplain **rivers** : geomorphological perspectives, Carling P. A., Petts G . E. ed., John Wiley and Sons, Chichester p 71 - 94
- 8 Bibly, R. E. & Likens, G. E. 1979 **Effect** of **hydrologic** fluctuation on the transport of fine particulate organic **carbon** in a **small** stream Limnol. Oceanogr. 24, **p69-75**
- 9 Bird, D. & Kalff, J. 1984 The empirical relationships between bacterial **abundance** and **clorophyll** concentrations in aquatic systems Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41, p 1015 -1023
- 10 **Bishop**, k. h., Grip, h. & **O'Neill**, A. 1990 The origins of **acid** runoff in a hillslope **during** storm events J. Hydrol. 116, p 35 - 61

- 11 Blandin P., **Lamotte** M. 1985 Ecologie des systèmes et aménagement : fondements **théoriques** et principes **méthodologiques** Fondements rationnels de l'aménagement du territoire. **Lamotte** M. ed., Masson - Paris p 139 - 162
- 12 **Boyle**, E. A., Edmond, J. M. & Sholkovitz, E. R. 1977 The mechanism of iron **removal** in estuaries Geochim. Cosmochim. **Acta** 41, p 1313 - 1324
- 13 Cummins K. W., Sedell J. R., Swanson F. J., Minshall G. W., Fisher S. G., Cushing C. E., Peterson R. C., **Vannote** R. L. 1983 Organic **matter** budgets for stream ecosystems : problems in their evaluation. in Stream ecology, Barnes J. R., Minshall G. W. ed.,
- 14 Currie, D. J. 1990 Large-scale variability and interactions among phytoplankton, bacterioplankton, and phosphorus Limnol. Oceanogr. 35, p 1437 - 1455
- 15 Currie, D. J. & **Corwin**, J. 1984 A **comparison** of the abilities of freshwater algae and bacteria to **acquire** and retain phosphorus Limnol. Oceanogr. 29, p 298 - 310
- 16 Curtis, P. J. 1991 Biogeochemistry of iron in the Precambrian Shield Lakes of the Experimental Lakes **Area**, northwestern Ontario PhD. Thesis, University of Manitoba, Winnipeg, Manitoba 287 p
- 17 De Hann, H. 1991 Impacts of environmental changes on the biotechnology of aquatic humic substances Hydrobiologia 229, p 59 - 71
- 18 Del Giorio Paul A . and Peters Robert Henry 1993 The influence of DOC on the bacteria-chlorophyll relationship in lakes in Verh Internat. Verein Limnol. 25, p 359 - 362
- 19 Fisher, S. G. & Likens, G. E. 1973 Energy flow in Bear Brook, New Hampshire : an integrative approach to stream ecosystem metabolism **Ecol.** Monogr. 43, p 421 -439
- 20 Filbin G. J., Knapp C. M., Turner G. W. and Saunders Jr W. P. 1990 Dissolved organic **carbon** and its relationship to alkalinity and PH in Maryland streams. The results of a synoptic survey. in Verh Internat. Verein Limnol. 24, p 263 - 269
- 21 Ford, T. E. & Naiman, R. J. 1989 Groundwater-surface water relationships in boreal **forest** watersheds : dissolved organic **carbon** and inorganic **nutrient** dynamics Can. J. Fish. Aquat. Sci 46, p 41 - 49
- 22 Ford, T. E., Ford, S. A., **Lock**, M. A. & Naiman, R. J. 1990 Dissolved organic **carbon** concentrations and **fluxes along** the Moisie River, **Quebec** Freshwater Biology 24, p 35 - 42
- 23 Gibert, J., Dole-Olivier, M. J., Marmonier, P. & Vervier, P. 1990 Surface **water/Groundwater** ecotones - Unesco Paris & Parthenon Publishing, Camforth in

: Naiman, R. J. & Décamp, H. (eds.): Ecology and Management of **Aquatic-Terrestrial Ecotones** : Man and

- 24 Gregory K. J., Maizels J. K.. 1991 Morphology and sediments : typological characteristics of fluvial forms and processes. In temperate palaeohydrology, Starkel L., Gregory K. J., Thomes J. B. ed. John Wiley and Sons; Chichester 31 - 62
- 25 Grimm, N. B. & Fisher, S. G. 1984 Exchange between interstitial and surface water : Implications for stream metabolism and **nutrient** cycling. Hydrobiologia 111, p 219 - 228
- 26 Gunatilaka A., Dreher J. and Richter A. 1994 Dissolved organic **carbon** dynamics in a groundwater environment in Verh Internat. Verein Limnol. 25, p 1420 - 1425
- 27 Heikkinen, k. 1990 Seasonal changes in the iron transport and nature of dissolved organic **matter** in a humic river in northern **Finland** Earth Surface Processes and Landforms 15, p 583 - 596
- 28 Henriksen, A., Brakke, D. f. & Norton, S. A. 1988 Total organic **carbon** concentrations in acidic lake in southern Norway Environ. Sci. Technol 22, p 1103 - 1105
- 29 Hobbie, J. E. & Likens, G. E. 1973 Output of phosphorus dissolved organic **carbon** and fine particulate carbon from Hubbard Brook watersheds Limnol. Oceanogr. 18, p 734 - 742
- 30 Hynes, H. B. N. 1975 The stream and its valley in Verh Internat. Verein Limnol. 19 , p 1 - 15
- 31 Hynes, H. B. N. 1983 Groundwater and stream ecology Hydrobiologia 100, p 93 - 99
- 32 Illies, J. 1971 Einführung in die Tiergeographie G. Fischer Verlag, Stuttgart 91 p
- 33 Ivarsson H. and Mats J. 1994 Temporal variations of organic **carbon** in the River **Öre**, Northern Sweden in Verh Internat. Verein Limnol. 25, p 1522 - 1525
- 34 Jardine, P. M., Wilson, G. V., **McCarthy**, J. F., Luxmoore, R. J., Taylor, D. L. & Zelazny, L. W. 1990 Hydrogeochemical processes controlling the transport of dissolved organic **carbon** through a forested hillslope J. Contam. Hydrol. 6, p 3 - 19
- 35 Jefferson Curtis P. and Prepas **Ellie** E. 1993 Trends of dissolved organic **carbon** (DOC) concentrations from freshwater to saltwater in Verh Internat. Verein Limnol. 25, p 298 - 301

- 36 Kaushik N. **K.**, Hynes H. B. N. 1971 The fate of the **dead** leaves that **fall** into streams **Arch. Hydrobiol.** 68, p 465 - 515
- 37 **Keller** E. A., Swanson F. J. 1979 **Effect** of large organic **debris** on **channel** form and fluvial process **Earth Surface - Processes and Landforms** 4, p 361 - 380
- 38 Kempe S., Pettine M., Cauwet G. 1991 Biogeochemistry of **European Rivers** in **Biogeochemistry of major world rivers**, Kempe S., **Richey** J. E. ed., **Scope** 42 John Wiley and Sons, Chichester p 169 - 212
- 39 Kim, J. L., Buckua, G. & Klenze, R. 1987 Natural colloids and generation of actinide pseudocolloids in groundwater in : Corne, B. & Chapman, N. A. (eds.) ; Natural analogues in radioactive waste **disposal** - **Graham & Trotman**, London p 289 - 299
- 40 Klein J. P. 1994 Loi sur l'eau du 3 janvier 1992. Consistance et conséquences. Procédures d'autorisation et de **déclaration** de police des eaux et des milieux aquatiques BCEOM - Agence de **l'Est** - Nancy 140 p
- 41 Likens, G. E., 1985 An ecosystem approach to aquatic ecology : Mirror Lake and its environment. in Springer-Verlag, New York p 516
- 42 **Loÿe-Pilot** M. D. 1985 Les variations des teneurs en carbone organique (dissous et **particulaire**) d'un petit torrent méditerranéen montagnard in *Verh Internat. Verein Limnol.* 22, p 2087 - 2093
- 43 Matthess, G. 1982 The properties of groundwater J. Wiley & Sons, NY 406 p
- 44 **McCarthy**, J. F. & Jimenez, B. D. 1985 Interactions between polycyclic aromatic hydrocarbons and dissolved humic material : binding and dissociation *Environ. Sci. Technol.* 19, p 1072 - 1076
- 45 **McDowell**, W. H. & Fisher, S. G. 1976 Autumnal processing of dissolved organic **matter** in a **small** woodland stream ecosystem *Ecology* 57, p 561 - 569
- 46 **McDowell**, W. H. & Likens, G. E. 1988 Origin, composition and flux of dissolved organic **carbon** in the Hubbard Brook Valley *Ecol. Monogr.* 58, p 177 - 195
- 47 Meybeck, M. 1981 River transport of organic **carbon** to the **ocean** in : Flux of organic **carbon** from the **rivers** to the **oceans**. Nat. Acad. Sciences Press., CONF. 8009140, Washington, D. C.
- 48 Meybeck, M. 1982 **Carbon, nitrogen** and phosphorus transport by world **rivers** *Amer. j. Sci.* 282, p 401 - 450

- 49 Meybeck M. 1985 Variabilité dans le temps de la composition chimique des rivières et leurs transport en solution et en suspension Rev. Fr. Sciences de l'eau 4 (1), p 93 - 121
- 50 Meybeck M., Helmer R. 1989 The quality of **rivers** : from pristine global pollution. Palaeogeography, palaeolimnology, palaeoecology (Global and Planetary Change Section) 75, p 283 - 309
- 51 Meyer, J. L., **Tate**, C. M., Edwards, R. T. & **Crocker**, M. T. 1987 The **trophic** significance of dissolved organic **carbon** in streams in : Swank, W. T. & Crossley, D. A. (eds.) : **Forest** Hydrology and Ecology at Coweeta - Springer Verlag, New York p 269 - 278
- 52 Meyers, J. L. & **Tate**, C. M. 1983 The **effects** of watershed disturbance on dissolved organic **carbon** dynamics of a stream Ecology 64, p 33 - 44
- 53 Minshall G. W., Cummins K. W., Peterson R. C., Cushing C. E., Bruns D. A., Sedell J. R., **Vannote** R. L. 1985 Developments in stream ecosystem theory. Can J. Fish. Aquat. Sci. 42, p 1045 - 1055
- 54 Mitchell, P. & Prepas, E. E. (eds.) 1990 Atlas of Alberta Lakes The University of Alberta Press, Edmonton 675 p
- 55 Monitor 1991 Forsurning och kalkning av svenska vatten. Naturvardsverket informerar. Monitor 12, p 144 p
- 56 Moran, M. A. & Hodson, R. E. 1990 Bacterial production on humic and nonhumic components of dissolved organic **carbon** Limnol. Oceanogr. 35, p 1744 - 1756
- 57 Naden, P. S. & **McDonald**, A. T. 1989 Statistical modelling of water colour in the uplands : The **upper** Nidd catchment 1979 - 1987 Environ. Pollution 60, p 141 - 163
- 58 Naiman R. J., **Décamps** H., Johnson C. A. 1988 The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems J. N. Amer. Benthol. Soc. 7, p 289 - 306
- 59 Naiman, R. J. & Sibert, J. R. 1978 Transport of nutrients and **carbon** from the Nanaimo River to its estuary Limnol. Oceanogr. 23, p 1183 - 1193
- 60 Nemeth A., Paolini J., **Herrera** R. 1982 **Carbon** transport in the Orinoco river : **preliminary** results. Mitt. **Geol.-Paläont.** Ints., Univ. Hambourg, SCOPE/UNEP Sonderband, Heft 52, p 357 - 364
- 61 **Ochiai**, M. & Ukiya, T. 1981 Seasonal variations of dissolved organic **constituents** in Lake Nakanuma **during March** and November 1979 Verh. Intern. Verein. Limnol. 21, p 682 - 687

- 62 Paolini Jorge E. 1991 Organic **carbon** in the Oriniw River (Venezuela) in Verh Internat. Verein Limnol. 24, p 2077 - 2079
- 63 Paolini Jorge E. 1994 Dissolved organic **carbon** in a tropical blackwater reservoir, Guri Lake (Venezuela) in Verh Internat. Verein Limnol. 25, p 1291 - 1294
- 64 Paolini, J., Hevia, R. & Herrera, R. 1987 Transport of **carbon** and minerals in the Orinow and Caroni **rivers during** the years 1983 - 1984 Mitt. Geol. **Paläont.** Inst. Univ. Hambourg 64, p 325 - 338
- 65 Pautou G. 1984 L'organisation des **forêts** alluviales dans l'axe rhodanien entre Genève et Lyon; comparaison entre d'autres systèmes fluviaux **Doc.** Cartogr. Ewl. 27, p 43 - 64
- 66 Rasmussen, J. B., Godbout, L. & Shallenberg, M. 1989 The humic content of lake water and its relationship to watershed and lake morphometry in Limnol. Oceanog. 34, p 295 - 301
- 67 **Richey** Jeffrey E. 1981 Particulate and dissolved **carbon** in the Amazon river : a preliminary budget in Verh Internat. Verein Limnol. 21, p 914 - 917
- 68 **Richey**, J. E., **Brock**, J. T., Naiman, R. J. Wissmar, R. C. & Stallard, R. F. 1980 Organic **carbon** : Oxidation and transport in the Amazon River Science p 1348 - 1351
- 69 Robarts, R. D. & **Asthan**, P. J. 1989 Dissolved **carbon** and microbial **activity** in a **hypertrophic African** reservoir **Arch.** Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol 33, p 237
- 70 Rutherford, J. E. & Hynes, H. B. N. 1987 Dissolved organic **carbon** in streams and groundwater Hydrobiologia 154, p 33 - 48
- 71 **Salonen**, K. 1981 The ecosystem of the oligotrophic Lake **Pääjärvi** 2. Bacterioplankton Verh. Internat. Verein. Limnol. 21, p 448 - 453
- 72 Saunders, G. W., Cummins, K. C. Gak, D. Z., Pieczynska, E. Straskrabova, V. & Wetzel, R. G. 1980 Organism **matter** and decomposers in : The functioning of freshwater ecosystems, Le Cren & Lowe-Mc Connell (eds.) IBP - Cambridge Univ. Press. 22, p 341 - 392
- 73 Schindler, D. W., 1971 An hypothesis to explain **differences** and similarities among lakes in the Experimental Lakes **Area**, northwestern Ontario J. Fish. Res. Bd. Can **28**; p 295 - 301
- 74 Schindler, D. W., Bayley, S. E., Curtis, P. J., Parker, B. Stainton, M. P. & Kelly , C. A. 1991 Natural and man-caused factors affecting the **abundance** and cycling

of dissolved organic substances in precambrian shield lakes in *Hydrobiologia* 229, p 1 - 21

- 75 Sedell, J. R. & Dahm, C. N. 1990 Spatial and Temporal **Scales** of Dissolved Organic **Carbon** in Streams and **Rivers** in : Perdue, E. M. & Gjessing, E. T. (eds.) : Organic **Acids** in Aquatic Ecosystems - Wiley & Sons, London p 261 - 279
- 76 Steinberg, C. & Muenster, U. 1985 Geochemistry and ecologic role of humic substances in lakewater in : Aiken, G. R. **McKnight**, D. M. & Wershaq, R. L. (eds.) : Humic substances in Soil, Sediment and Water - John Wiley & Sons, New York p 105-145
- 77 Suberkropp K., Klug M. J. 1976 Fungi and bacteria associated with leaves **during** processing in a woodland stream *Ecology* 57, p 707 - 719
- 78 Tarapchak, S. J. & **Moll**, R. A. 1990 Phosphorus sources for Phytoplankton and bacteria in Lake Michigan *J. Plankton Res.* 12, p 743 - 758
- 79 Tipping, E., Hilton, J. & James, B. 1988 Dissolved organic **matter** in Cumbrian lakes and streams *Freshwater Biol.* 19, p 371 - 378
- 80 Toyooki Aioki, Michio Kumagi et **Masami** Nakashini 1993 Development of Dissolved Organic **Carbon** probe and application to water in Lake Biwa in *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25, p 200 - 202
- 81 Tranvik, L.J., 1992 Allochthonous dissolved organic **matter** as an energy source for pelagic bacteria and the concept of the microbial loop *Hydrobiologia* 229, p 107-114
- 82 Triska, F. J., Kennedy, V. C., Avanzino, R. J., Zellweger, G. W. & **Bencala**, K. E. 1989 Retention and transport of nutrients in a third-order stream in northwestern California : Hyporheic processes *Ecology* 70, p 1893 - 1905
- 83 **Vallet**, H. M., Fischer, S. G. & Stanley, E. H. 1990 Physical and **chemical** characteristics of the hyporheic zone of a **Sonoran Desert** stream *North Am. Benthol. Soc.* 9, p 201 - 215
- 84 Vervier, P. & Naiman, R. J. 1992 Spatial and temporal fluctuations of dissolved organic **carbon** in subsurface flow of the Stillaguamish (Washington, USA) *Arch. Hydrobiol.* 123, p 401 - 412
- 85 Wallis, P. M. Hynes, H. B. N. & **Telang**, S. A. 1981 The importance of groundwater in the transportation of allochthonous dissolved organic **matter** to the streams draining a **small** mountain **basin** *Hydrobiologia* 79, p 77 - 90

- 86 Ward, J. V. 1989 The fourdimensional nature of **lotic** ecosystems J. North Am. Benthol Soc. 8, p 2 - 9
- 87 Watson J. G., Guyot J. L., Sanejouand H. 1990 Premières données concernant le carbone organique transporté par le Rio Desaguadero (Altiplano bolivien) in Revue des sciences de l'eau 4 (1991), p 363 - 379
- 88 Weilenmann, U., **O'Melai**, C. R. & Stumm, W. 1989 **Particle** transport in lakes : models and measurement in Limnol, Oceanogr. 34, p 1 - 18
- 89 Wetzel, R. L. 1979 Fisheries ecology of floodplain **rivers Longmans** - London 317p
- 90 Wetzel, R. G. 1975 Limnology 1st Ed. 1 st Ed. - W. B. Saunders Publ Co. Philadelphia 743 p
- 91 Wetzel, R. G. 1982 Limnology 2nd Ed. W. Saunders Compagny, Philadelphia p 667 - 706
- 92 Wetzel, R. G. 1991 Gradient dominated ecosystems : sources and regulatory **functions** of dissolved organic **matter** in freshwater ecosystems in Hydrobiologia 229, p 181 -198
- 93 Wetzel, R. G. & **Manny**, B. A. 1977 Seasonal changes in particulate and dissolved organic **carbon** and **nitrogen** in a hard-water stream W. Saunders Compagny, Philadelphia 80, p 20 - 39
- 94 Wetzel, R. G., **Rich**, R. H., Miller, M. C. & Allen, H. L. 1972 Metabolism of dissolved and particulate detrital **carbon** in a temperate hard-water lake Mem. **Ist. Ital. Idrobiol.** 29, p 185 - 243
- 95 Zumstein, J. & Buffle, J. 1989 Circulation of pedogenic and aquagenic organic **matter** in a eutrophic lake Wat. Res. 23, p 229 - 239