

## Rapport de recherche N° 49

# Influence des matières minérales en suspension sur la qualité des eaux de surface

D. ROBBE

**EN CONSULTATION**

Conformément à la note du 04/07/2014 de la direction générale de l'Ifsttar précisant la politique de diffusion des ouvrages parus dans les collections éditées par l'Institut, la reproduction de cet ouvrage est autorisée selon les termes de la licence CC BY-NC-ND. Cette licence autorise la redistribution non commerciale de copies identiques à l'original. Dans ce cadre, cet ouvrage peut être copié, distribué et communiqué par tous moyens et sous tous formats.



Attribution — Vous devez créditer l'Oeuvre et intégrer un lien vers la licence. Vous devez indiquer ces informations par tous les moyens possibles mais vous ne pouvez pas suggérer que l'Ifsttar vous soutient ou soutient la façon dont vous avez utilisé son Oeuvre.



Pas d'Utilisation Commerciale — Vous n'êtes pas autorisé à faire un usage commercial de cette Oeuvre, tout ou partie du matériel la composant.



Pas de modifications — Dans le cas où vous effectuez une adaptation, que vous transformez, ou créez à partir du matériel composant l'Oeuvre originale (par exemple, une traduction, etc.), vous n'êtes pas autorisé à distribuer ou mettre à disposition l'Oeuvre modifiée.

---

## Le patrimoine scientifique de l'Ifsttar

Le libre accès à l'information scientifique est aujourd'hui devenu essentiel pour favoriser la circulation du savoir et pour contribuer à l'innovation et au développement socio-économique. Pour que les résultats des recherches soient plus largement diffusés, lus et utilisés pour de nouveaux travaux, l'Ifsttar a entrepris la numérisation et la mise en ligne de son fonds documentaire. Ainsi, en complément des ouvrages disponibles à la vente, certaines références des collections de l'INRETS et du LCPC sont dès à présent mises à disposition en téléchargement gratuit selon les termes de la licence Creative Commons CC BY-NC-ND.

Le service Politique éditoriale scientifique et technique de l'Ifsttar diffuse différentes collections qui sont le reflet des recherches menées par l'institut :

- Les collections de l'INRETS, Actes
- Les collections de l'INRETS, Outils et Méthodes
- Les collections de l'INRETS, Recherches
- Les collections de l'INRETS, Synthèses
- Les collections du LCPC, Actes
- Les collections du LCPC, Etudes et recherches des laboratoires des ponts et chaussées
- Les collections du LCPC, Rapport de recherche des laboratoires des ponts et chaussées
- Les collections du LCPC, Techniques et méthodes des laboratoires des ponts et chaussées, Guide technique
- Les collections du LCPC, Techniques et méthodes des laboratoires des ponts et chaussées, Méthode d'essai



Institut Français des Sciences et Techniques des Réseaux,  
de l'Aménagement et des Transports  
14-20 Boulevard Newton, Cité Descartes, Champs sur Marne  
F-77447 Marne la Vallée Cedex 2

Contact : [diffusion-publications@ifsttar.fr](mailto:diffusion-publications@ifsttar.fr)

[www.ifsttar.fr](http://www.ifsttar.fr)





# Influence des matières minérales en suspension sur la qualité des eaux de surface

D. ROBBE  
Assistant  
Département de Géotechnique  
Laboratoire central des Ponts et Chaussées

MINISTÈRE DE L'ÉQUIPEMENT  
LABORATOIRE CENTRAL DES PONTS ET CHAUSSÉES

58, boulevard Lefebvre – 75732 PARIS CEDEX 15

NOVEMBRE 1975



# Sommaire

---

Résumé	4
Présentation, par A. LE ROUX	5
Introduction	6

## CHAPITRE 1

### DYNAMIQUE DES MATIÈRES EN SUSPENSION

I Origine des matières en suspension	8
II Transport des sédiments	10
III Floculation des sédiments	22
IV Décantation et dépôt des matières en suspension	29

## CHAPITRE 2

### ACTION DES MATIÈRES EN SUSPENSION SUR LA VIE AQUATIQUE

I Action sur la faune	34
II Action sur la flore	45
III Action sur les bactéries	46
IV Action des matières en suspension sur l'oxygène	53

## CHAPITRE 3

### ACTION DES MATIÈRES EN SUSPENSION SUR LA POLLUTION CHIMIQUE

I Généralités	58
A. Cas des pesticides	66
B. Cas des métaux lourds	75
C. Cas des produits radio-actifs	86
D. Cas de l'eutrophisation	90
II Concentration des polluants dans la chaîne alimentaire	93
III Dépollution naturelle et artificielle	97

Conclusions générales	100
-----------------------	-----

Bibliographie	103
---------------	-----

Résumé en anglais, allemand, espagnol et russe	116
------------------------------------------------	-----

Table des matières	120
--------------------	-----

---

## résumé

*Nos lecteurs étrangers trouveront ce résumé traduit  
en anglais, allemand, espagnol et russe en fin de rapport.  
Our readers will find this abstract at the end of the report.  
Unsere Leser finden diese Zusammenfassung am Ende des Berichtes.  
Nuestros lectores hallarán este resumen al final del informe.  
Русский текст аннотации помещен в конце отчета.*

Chaque année les eaux de surface véhiculent un tonnage considérable de polluant dont 1/10 seulement en suspension. Ces matières en suspension (M.E.S.) constituent une pollution visible ce qui a motivé les nombreuses études entreprises sur ce sujet.

Le travail qui est présenté ici apparaît comme une mise au point des connaissances actuelles en matière de pollution des eaux de surface par les M.E.S.

Le premier chapitre est consacré à la dynamique des M.E.S. On aborde successivement les conditions de transport, de dépôt ainsi que les phénomènes de floculation. C'est un des sujets les mieux connus, encore qu'il subsiste quelques contradictions à propos des phénomènes de floculation ainsi que des lacunes importantes sur le devenir des M.E.S. concernant notamment l'étendue du transport, l'importance des sédiments pouvant être remis en suspension et, surtout, la dispersion des matériaux au débouché des émissaires.

Le deuxième chapitre s'intéresse à l'action des matières en suspension sur la vie aquatique. Cette action apparaît fortement liée à la quantité de M.E.S. Ainsi, pour des teneurs inférieures à 50 ppm, la nocivité n'apparaît pas, elle est réduite jusqu'à 200 ppm. La qualité conditionne également la nocivité. Les fines de charbon apparaissent moins nocives que les précipités de métaux.

Les mécanismes d'action des M.E.S. sont ensuite passés en revue : destruction de la ponte, réduction de la photosynthèse, dépôt sur les ouïes inhibant progressivement la respiration, réduction du taux de croissance et sensibilité plus grande aux infections par les micro-organismes. Enfin, l'action sur les invertébrés est abordée ; il semble que le mode de vie conditionne la sensibilité, les espèces flottantes apparaissant moins sensibles que celles vivant sur le fond. Quelques problèmes n'ont pas reçu de réponse, en particulier l'influence des M.E.S., vis-à-vis de l'oxygène dissous et des bactéries. De même, l'étude de l'influence des précipités de métaux nécessitera de nombreuses études avant d'être élucidée.

Le troisième chapitre étudie les interactions existant entre les polluants en solution (chimiques et radioactifs) et les matières en suspension. L'adsorption des polluants est gouvernée essentiellement par le potentiel électrocinétique et la capacité d'échange des particules en suspension. A un degré moindre, d'autres facteurs interviennent, chaque cas est étudié séparément. Un certain nombre de facteurs apparaissent bien connus. Ainsi, il est admis que l'adsorption est d'autant plus forte que la taille des particules est petite, et que la concentration en polluant est plus grande dans la solution. Par contre, il apparaît de très nombreuses contradictions sur l'influence de facteurs tels que le pH, la salinité, la température ou le rôle des matières organiques. L'importance du temps de contact est aussi assez souvent négligé par les auteurs. Une autre remarque s'impose, l'étude a montré que si les polluants pouvaient être rapidement et fortement adsorbés par certaines M.E.S., leur désorption était plus difficile, ce qui pouvait contribuer à une sorte d'épuration du cours d'eau, avec le risque toujours possible d'une brusque désorption qui serait à l'origine d'une pollution accidentelle importante. Ces phénomènes méritent donc pour être maîtrisés de nombreuses recherches.

En conclusion, ce travail met en évidence les directions de recherche encore mal explorées.

MOTS CLES : Pollution - Eau - Cours d'eau - Matériau - Solution (chim) - Minéral - Suspension (chim) - Transport - Dépôt (géol) - Floculation - Végétation - Adsorption - Chimie - radioactivité - Bibliographie - Rapport de recherche - Vie - Poisson - Polluant - Interaction - Désorption.

## P R É S E N T A T I O N

A. LE ROUX

Docteur en géologie

Département de Géotechnique

Laboratoire central des Ponts et Chaussées

*En un demi-siècle, la pollution est passée du stade ponctuel, rejet d'une usine ou d'une exploitation de sables et graviers, à une pollution totale et quasi permanente pour un grand nombre de rivières françaises.*

*Le rôle des matières en suspension dans la pollution des cours d'eau est un sujet extrêmement vaste, tant par le nombre des disciplines qui apportent leurs concours : hydraulique, biologie animale, biologie végétale, chimie, physique, géologie, sédimentologie, géographie..., que par le nombre des spécialistes qui, chacun dans leur domaine, ont apporté leur contribution à ce problème dont l'importance ne fait que croître.*

*Le travail bibliographique que présente M. Robbe, volontairement limité à l'étude du rôle des matières en suspension dans les rivières, constitue en quelque sorte une mise au point des travaux effectués depuis trente ans dans ce domaine.*

*Le plan adopté par l'auteur fait ressortir les grandes directions de recherche :*

- 1 - transport et dépôt des matières en suspension,*
- 2 - action directe des matières en suspension sur la vie aquatique,*
- 3 - interaction entre les différents polluants pouvant exister dans les eaux de surface.*

*D'autre part, il pose un certain nombre de questions importantes dont les réponses ne peuvent être fournies que par les recherches à venir.*

*L'étude que présente M. Robbe atteint un triple objectif :*

- 1 - elle fait la synthèse des connaissances acquises sur le sujet,*
- 2 - elle montre les voies mal explorées où les travaux effectués sont encore trop fragmentaires pour que des idées précises se dégagent,*
- 3 - elle met en évidence les contradictions qui ne manquent pas d'exister entre spécialistes et qui sont la conséquence d'études souvent trop ponctuelles.*

*En conclusion, ce rapport constitue un outil de travail indispensable aux spécialistes des différentes disciplines préoccupés par les problèmes de pollution. Il devrait faire gagner un temps précieux à tous ceux qui s'attaqueront à un sujet où, malgré l'importance de travail effectué, il reste beaucoup à faire.*

## INTRODUCTION

L'eau de presque tous les fleuves, rivières, lacs, contient des solides en suspension. Leur concentration peut parfois être très élevée et de nature variée (cf. origine des matières en suspension). D'autre part, certaines eaux résiduaires contiennent à la fois des solides en suspension et des substances nocives en solution.

Dans ce rapport, nous nous sommes bornés à une étude bibliographique des travaux traitant du rôle des matières en suspension dans les phénomènes de pollution des cours d'eau et estuaires.

Nous avons envisagé successivement les problèmes de transport et dépôt de ces matières en suspension, leur action directe sur la vie aquatique et leur action vis-à-vis des autres polluants pouvant se trouver dans les eaux de surface. Dans cette dernière partie de l'étude, nous avons seulement envisagé le problème de piégeage (adsorption) de ces produits, affectant aux matières en suspension un rôle de vecteur ou de réservoir de pollution mais nous n'avons pas tenu compte des travaux concernant la nocivité de ces polluants.

Bien qu'il ne nous ait pas été possible d'étudier toute la documentation traitant de ce sujet, nous estimons avoir recueilli suffisamment de résultats pour nous permettre de dégager quelques idées principales quant à ce problème vieux comme le monde (il y a toujours eu des matières en suspension dans les eaux) mais dont l'homme, après avoir accéléré le phénomène pendant des années, a pris conscience depuis peu : la pollution par les matières en suspension.

**CHAPITRE I**

**DYNAMIQUE DES MATIÈRES EN SUSPENSION**

## I - ORIGINE DES MATIÈRES EN SUSPENSION

Les matières en suspension des cours d'eau peuvent être d'origine naturelle ou artificielle.

Les matières en suspension d'origine naturelle proviennent de l'érosion des sols. Cet apport peut parfois être considérable. Ainsi, le MISSISSIPI, qui draine la moitié des USA, apporte chaque année 500 millions de tonnes de silt au Golfe du Mexique.

Les matières en suspension "naturelles" sont apportées aux cours d'eau à la suite d'orages (surtout après une longue sécheresse, lorsque le sol est pulvérulent), de pluies violentes, de fonte des neiges.

Le déboisement des forêts, le feu, les cultures, favorisent le transport des matières en suspension vers les cours d'eau.

L'arrosage des champs apporte également des matières en suspension dans les cours d'eau, cet apport étant fonction de la compacité du sol, du débit de l'arrosage et du volume d'eau drainant le champ (HINDIN et BENNET 1970). Ce mode d'apport est le plus efficace après le labourage, époque à laquelle la terre est le moins compacte.

L'érosion des berges peut également fournir des matières en suspension aux cours d'eau ainsi que la remise en suspension des dépôts de fond à la suite de crues.

Les matières en suspension d'origine "artificielle" sont dues :

- au rejet - d'eaux ménagères,
  - d'eaux vannes,
  - d'eaux industrielles et agricoles : carrières, gravières, rejets de lavage de mines, travaux d'hydraulique, dragages...
- aux particules des basses couches de l'atmosphère polluée (taille moyenne 20  $\mu$ m), formées de carbone, suies, goudrons, éléments métalliques (pb, Fe, Mg, Al, Ca, Na, Si, Hg...) qui retombent et se retrouvent donc dans les eaux de ruissellement.

PICART (1971) a dressé une nomenclature des déversements directs en France en 1968 (voir tableau 1).

A cela, il faut ajouter 200 à 250 kg/ha/an d'engrais et 3 à 7 kg/ha/an de pesticides provenant de l'agriculture qui sont entraînés par les pluies vers les cours d'eau.

Malgré ces quantités qui paraissent énormes, l'apport aux cours d'eau de sédiments érodés est 500 à 700 fois plus important que les rejets (ROBINSON 1971).

TABLEAU 1 -

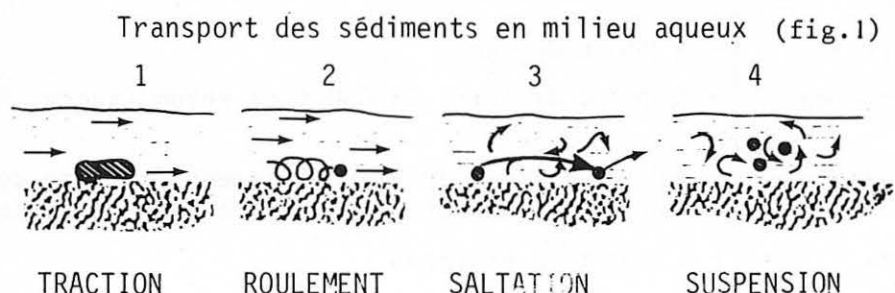
NOMENCLATURE DES DEVERSEMENTS DIRECTS EN FRANCE EN 1968, D'APRES PICART	
ORIGINE	NATURE DU REJET ET QUANTITE
- Produits chimiques (grande industrie) en rejets liquides solides ou saumure	- 8 millions de t/an de sels : chlorure de Mg, K, Na, Ca, 300 m <sup>3</sup> de phénols et produits phénolés, 200 000 t de sulfates de Cu et divers
- Traitement de surface des métaux	- 5 000 t d'acide (sulfurique, chloridrique), cyanures de Cr, Ni, cd, zn, Cu
- Détergents	- 2 000 t en rejets ponctuels massifs + 200 000 t utilisés par l'industrie et les ménages
- Houillères et centrales	- 200 000 t de charbons cendres
- Raffineries de pétrole	- 100 000 t d'huiles, hydrocarbures
- Abattoirs	- 3 000 t de sang
- Industrie du lait	- 5 000 t de lait, 25 000 t de sérum (sucre, lactose..)
- Conserves	- 50 000 t d'eau de blanchissement (saumure contenant dans 2 % d'eau utilisée 80 % de la pollution)
- Textiles	- 1 000 t de graisses
- Industrie lainière, teinture	- 10 000 t de pâte d'impression et teinture
- Assainissement des agglomérations	- 5 000 t de matières fécales
- Equarrissage	- 1 000 t d'urine, excrément, sang
- Papier et carton	- 60 000 t de déchets de bois, 10 000 t de Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> , 8 000 t de CaO, 40 000 t de Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>
- Produits de blanchissement	- 1 t/t de pâte

## II -- TRANSPORT DES SÉDIMENTS

### 1) Modes de transport

Le débit solide d'un cours d'eau, peut être transporté de plusieurs façons (GILBERT 1914) :

- par traction et transport sur le fond ;
- par roulement sur le fond. C'est le système de transport le plus fréquent pour les sables. Dans ce cas, la vitesse critique nécessaire pour mettre une particule en mouvement est très supérieure à la vitesse nécessaire pour la maintenir en mouvement ;
- par saltation si la turbulence est assez forte ;
- en suspension. Ce mode de transport est fonction de la densité, de la forme des particules, de la densité et de la viscosité du liquide (elle-même fonction de la température et de la concentration de la suspension). Ces facteurs ont une action sur le maintien en suspension ou la sédimentation des particules. La turbulence est fondamentale. Elle est fonction de la vitesse du courant et des irrégularités du lit.



Le transport des sédiments en suspension se fait en masse, surtout si l'on tient compte des phénomènes d'attraction entre elles des particules fines.

Ces différents transports peuvent se diviser en deux parties, en fonction de la granulométrie du sédiment :

- transport en suspension
- transport par charriage.

Le charriage correspond à un transport discontinu au fond du cours d'eau, alors que le transport en suspension est continu sur toute la hauteur de la masse liquide.

La distinction entre ces deux transports est fonction du degré de turbulence.

## 2) Importance des différents transports

Pour le MISSISSIPI, le charriage représente 1 à 50 % du débit solide, alors que, pour le fleuve jaune, le transport par charriage est pratiquement nul (BESANVAL 1970).

BERTHOIS et AL (1970) ont montré pour la Loire que le charriage représentait 30 % du transport des matières en suspension. Cette même étude a montré que le transport en suspension s'était élevé en 10 ans à 831 556 tonnes.

Pour TYWONIUK (1972), la charge de fond transportée par une rivière est en général de l'ordre de 5 à 25 % de la charge en suspension.

D'autre part, BERTHOIS (1953) a montré que la Loire transportait 7 fois plus de matières dissoutes que de matières en suspension.

De même, pour FRECAULT (1973), dans le bassin de la Moselle, les transports en solution représentent 90 % des transports totaux.

Il apparaît donc que le transport par charriage ne représente qu'une petite fraction du transport total.

D'autre part, les transports par charriage n'ont pratiquement aucun effet quant à la pollution que ce soit par action directe des particules elles-mêmes, ou par action indirecte (adsorption des polluants rejetés en solution dans les cours d'eau). Nous ne dirons donc que quelques mots de ce mode de transport.

## 3) Transport par charriage

En zone fluviale, ce transport est fonction de la vitesse du courant, de la forme du lit, de la longueur du lit.

La diminution de la taille des particules charriées va avec celle de la pente d'amont en aval.

Le débit solide par charriage est fonction des saisons. Il est nul en été et fort en périodes de crues.

En estuaire, l'ampleur du charriage est limitée par les mouvements de va et vient causés par les marées. La zone de décantation des éléments grossiers se situe à l'entrée de l'estuaire.

#### 4) Transport en suspension

##### 4.1. - Facteurs affectant la quantité de matières en suspension

###### 4.1.1. Nature du bassin versant et végétation

La turbidité naturelle est fonction des possibilités de l'érosion sur les versants du cours d'eau (réduits en milieu tempéré océanique) et de l'érosion dans le lit.

D'après FRECAULT, dans le bassin cristallin vosgien au taux de boisement élevé, la turbidité moyenne annuelle est faible (10 mg/l). Le transport en suspension ne représente que 5 à 15 % des transports solides totaux.

La turbidité augmente sur le bassin lorrain, surtout dans les bassins riches en formations argileuses et aux sols moins protégés (couverture végétale saisonnière). La turbidité se situe entre 30 et 60 mg/l.

Pour MONNET, sur un bassin de forêt<sup>^</sup>, le tonnage transporté est proportionnel au volume d'eau ruisselé. Cela correspond à une érosion faible : dans ce cas il existe une relation linéaire entre le volume ruisselé et le tonnage transporté.

Par contre, pour un bassin de savane, le tonnage transporté augmente plus vite que le volume ruisselé (érosion plus agressive). Dans ce cas, la relation est hyperbolique.

###### 4.1.2. Influence des saisons

D'après FRECAULT, dans le bassin de la Moselle, les teneurs en troubles sont faibles en saisons chaudes et fortes en saisons froides, surtout en période de crue et de ruissellement. De même, les études de MARTIN et AL sur le Rhône ont montré qu'en été et au début de l'automne, le fleuve n'avait que peu de matières en suspension, surtout formées de petites particules, alors que ces auteurs constatent l'inverse en période de crues (hiver).

###### 4.1.3. Influence de la turbulence et de la vitesse du courant

Il n'existe pas de limite nette entre le transport par saltation et le transport en suspension. Dans le temps et dans l'espace, il y a des échanges entre les particules se mouvant sur le fond et en suspension, particulièrement dans le cas d'agradation\* ou de dégradation. Pendant un temps donné, une particule peut donc se mouvoir pendant une partie de ce temps en suspension et par saltation pendant l'autre partie (TYWONIUK).

La distinction entre ces deux transport peut être fonction du degré de turbulence. Si la turbulence augmente, il se produit une augmentation des matières en suspension (BESANVAL).

\* agradation : terme non français utilisé dans le sens de construction et acquisition de matières (LUCAS 1962)

Ainsi, pendant les périodes de faible courant et de faible turbulence, la capacité de transport des matières en suspension est faible, causant le dépôt et donc la formation de bancs de vase dans les dépressions le long du cours d'eau (voir fig 2 d'après HJULSTROM).

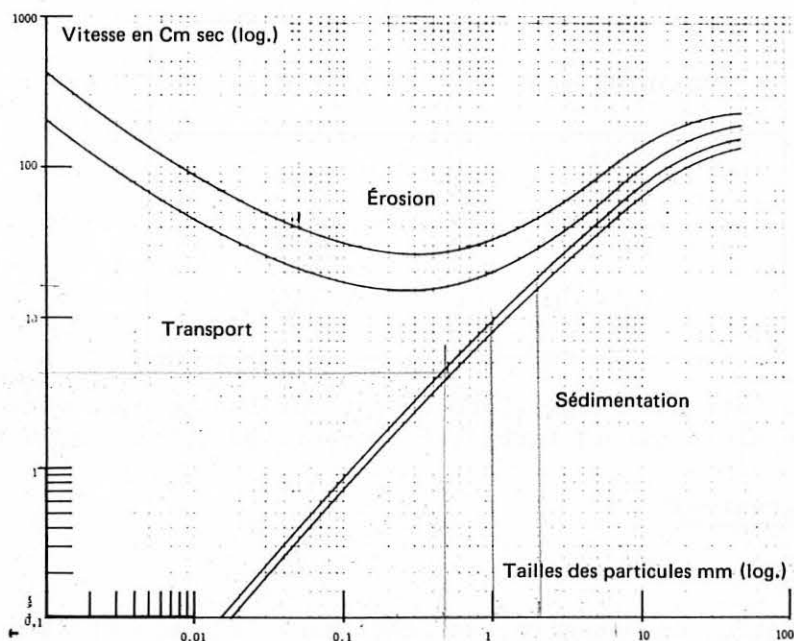


Fig.2 : Relation entre vitesse du courant et phénomènes d'érosion, transport et sédimentation

Lorsque la turbulence (causée par l'augmentation du courant) est assez intense, la capacité de transport augmente et l'augmentation de la friction le long du lit arrache et remet en suspension les boues accumulées. Si le courant devient assez fort, il peut charrier en suspension de grosses particules.

QUESNEL a observé les vitesses critiques nécessaires à la mise en suspension des particules en fonction de la turbulence.

TURBULENCE	VITESSE	TRANSPORT EN SUSPENSION
Grande	4 à 6 m/s	Graviers 2 à 5 mm
Moyenne	1 à 2	Sable moyen 0,2 à 0,5
Faible	0,5 à 1	Sable fin 0,1 à 0,2
Très faible	0,15 à 0,30	Gros limon 40 à 80 $\mu$

#### 4.1.4. Influence du débit du fleuve

BALLADE (1959) a étudié les transports solides en suspension en Loire maritime. Cet auteur a montré qu'il existe une relation entre le débit du fleuve et la turbidité.

TURBIDITE mg/l	DEBIT m <sup>3</sup> /s
5	180
20	550
50	5 000

En fait, ces résultats sont donnés par défaut car les mesures ont été faites en surface alors que la turbidité augmente au voisinage du fond.

#### 4.1.5. Cas des estuaires

##### - courant de marée

Les courants de marée, en estuaire, varient (dans le temps et dans l'espace) en fonction de l'heure de la marée et de la profondeur en un point donné. Toutefois, leur résultante se traduit par un transport vers la mer d'autant plus important que le volume du fleuve sera grand, que la pente sera plus forte et l'estuaire plus profond.

Si l'estuaire est assez long, où la marée se propage avec un certain retard, il arrive qu'une particule en suspension ne puisse arriver à la mer. Elle sera reprise par le prochain courant de flot. La particule décrit donc un mouvement oscillatoire d'amont en aval avec une résultante vers l'aval (OTTMANN). (fig.3)

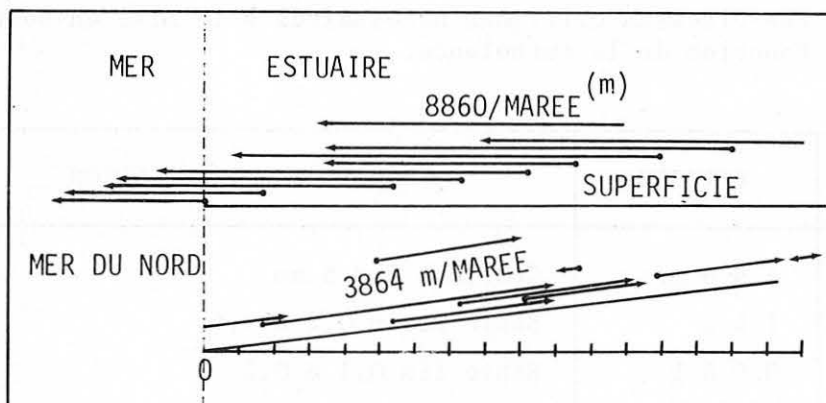


Fig.3 Trajectoire des particules sédimentaires, en surface et sur le fond dans l'estuaire de la TEES, (Francis Boeuf)

- bouchon vaseux

Il existe dans quelques estuaires, un stock de vase à une certaine distance de l'embouchure (fonction des paramètres dynamiques) et qui se déplace entre l'amont et l'aval en fonction du débit fluvial.

Ce stock est caractérisé par la présence d'une crème de vase d'épaisseur 0,5 à 2 m, de concentration 100 à 300 g/l sur le fond et par une forte turbidité des eaux au dessus.

Ce stock appelé bouchon vaseux, peut se répartir sur 2 à 20 km.

Dans le cas de la Loire (BALLADE 1959), le bouchon vaseux correspond à une tranche d'eau de 8 km avec une concentration moyenne de 10 g/l. Au moment des étales, il se produit une décantation qui fait tomber la concentration à 1 ou 2 g/l. Pendant les premiers instants où la vitesse du flot et du jusant dépassent 50 cm/s, la turbidité augmente jusqu'à 50 g/l. Il se produit donc deux maximum de turbidité de ce bouchon au flot et au jusant.

En étiage, BALLADE constate qu'il existe une limite nette des eaux turbides à l'aval pour une salinité de 10 g/l alors que la limite amont est beaucoup moins nette. La limite aval devient de moins en moins nette lorsque le débit fluvial augmente. En cas de grande crue, il devient difficile de dire s'il y a ou non évacuation de matériau en suspension vers le large.

D'après BELLESORT et MIGNIOT, le mécanisme de déplacement est mal connu.

En France, ce bouchon vaseux existe en Gironde, Loire, Vilaine et Sèvre-Niortaise.

- coefficient de marée

BELLESORT et MIGNIOT ont montré dans le MAHURY, que le taux de turbidité est fonction du coefficient de marée :

$$\frac{\text{turbidité vives eaux}}{\text{turbidité marée moyenne}} = 2,5 \quad \frac{\text{turbidité vives eaux}}{\text{turbidité mortes eaux}} = 30$$

D'autre part, la combinaison des variations du volume oscillant en fonction du coefficient de marée (et du débit fluvial) et de la turbidité amènent d'importantes différences du débit solide selon le coefficient de marée (exemple de MAHURY).

Coefficient de marée	Vives eaux VE	Marée moyenne MM	Mortes eaux ME
Débit solide en tonnes	15 000	2 500	200

Le rapport VE/MM est de 6 alors que celui de VE/ME est de 75.

#### 4.2. - Répartition des matières en suspension

##### 4.2.1. Répartition verticale

Il est connu que le taux de matières en suspension augmente de la surface vers le fond du cours d'eau. GLANGEAUD (1939) a étudié la répartition de ces matières en suspension dans la Gironde (fig 4).

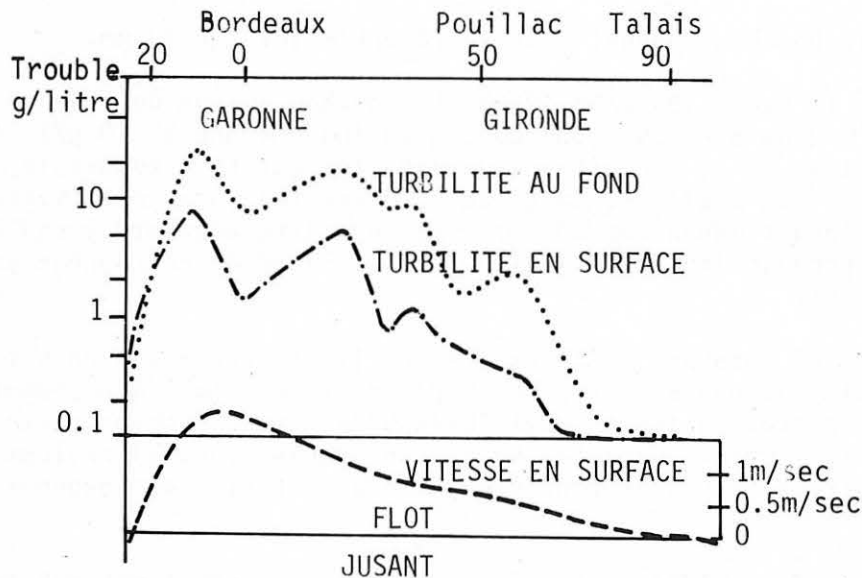


Fig. 4 Répartition des sédiments transportés en suspension dans la Gironde . ( L.Glangeaud 1939)

Il apparaît d'après cette figure que la turbidité varie d'un facteur de l'ordre de 3 à 10 entre le fond et la surface.

D'autre part, il apparaît qu'une loi exponentielle de répartition des concentrations le long d'une verticale traduit bien les phénomènes tels qu'ils se produisent dans les cours d'eau naturels, pour autant que la phase solide ne soit pas trop fine (BONNARD et AL 1970).

La valeur de l'exposant varie toutefois avec les caractéristiques (granulométrie, température...) des deux phases : eau - éléments minéraux.

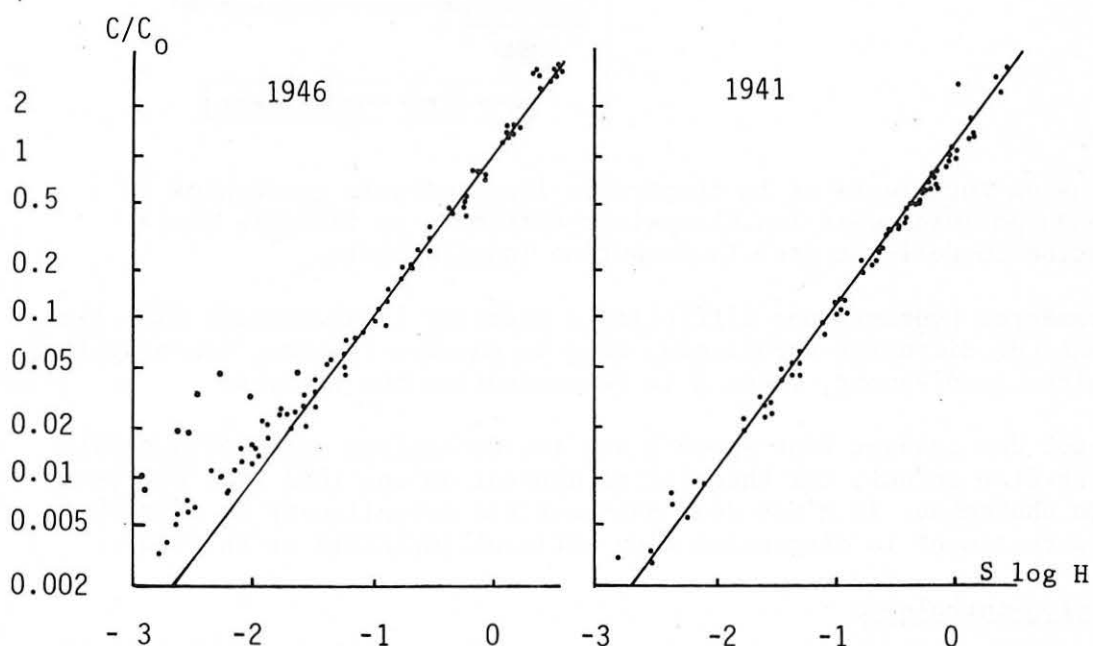
$$C = C_0 \left( \frac{h - Z}{Z} \frac{z_0}{h - z_0} \right)^{w/kU_*} \quad (1)$$

1) équivalent à 2

$$\log \frac{C}{C_0} = S \log H \quad \text{avec} \quad H = \frac{h - Z}{Z} \frac{Z_0}{h - Z_0} \quad \text{et} \quad S = w/kU_* \quad (2)$$

- C = concentration pondérale (poids de particules en suspension dans l'unité de volume du liquide) à la cote Z au dessus du fond  
C<sub>0</sub> = concentration à la cote Z<sub>0</sub> au dessus du fond  
h = hauteur du liquide qui s'écoule  
w = vitesse de chute libre des particules de diamètre médian  
k = constante universelle de VON KARMAN ( k = 0,4 )  
U<sub>\*</sub> = vitesse étoilée correspondant à la vitesse d'écoulement U du liquide à la cote Z

Les essais de VANONI font bien ressortir la validité de cette loi logarithmique pour des particules de 0,10 à 0,16 mm dans des écoulements de 0,54 à 1,13 m/s sous 7 à 15 cm d'eau (fig. 5).

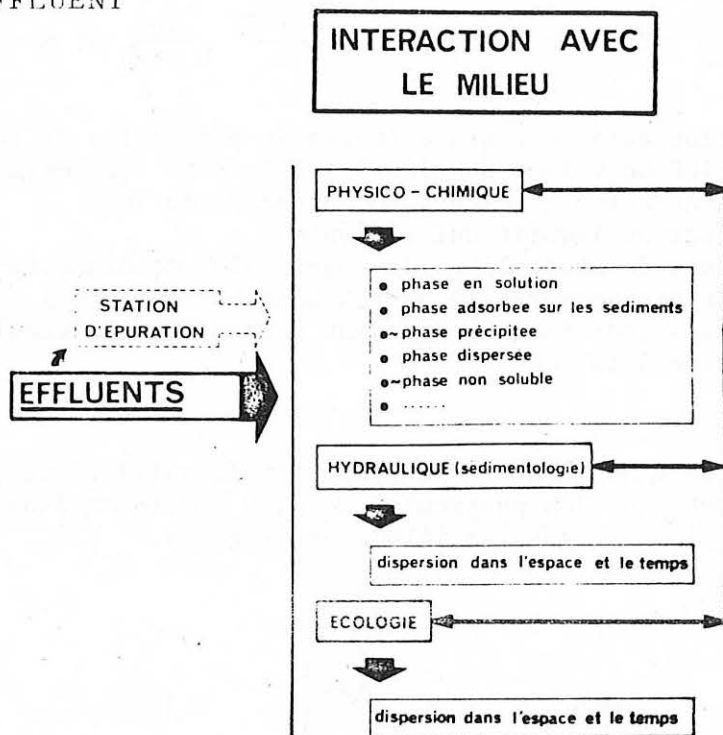


#### 4.2.2. Dispersion et dilution des matières en suspension

Avec les problèmes actuels sur la pollution, les processus de diffusion turbulente et la dispersion longitudinale ont reçu une attention particulière.

En effet, le contrôle de la contamination des cours d'eau demande la connaissance des modes de transport, dispersion et purification des contaminants dans l'eau de surface. (fig. 6)

Fig. 6 : PHENOMENES INVOQUES DANS LA DISPERSION D'UN EFFLUENT



La diffusion turbulente et la dispersion longitudinale gouvernent le mélange du polluant dans les directions verticale et latérale et la propagation du polluant dans la direction longitudinale.

Des paramètres hydrauliques difficiles à préciser interviennent dans les phénomènes de diffusion turbulente. Dans le cas des fleuves, des nouvelles difficultés surviennent, liées à la détermination des limites.

La plupart des travaux font appel à une lourde analyse mathématique mais, dans leur état actuel, ces théories ne donnent qu'une idée très macroscopique du phénomène. Il n'est donc pas possible actuellement de décrire ainsi correctement la dispersion d'un effluent. (GUIZERIX et AL 1970).

- diffusion turbulente

FISCHER (1966), MILLER (1971) ont représenté la diffusion turbulente par l'équation suivante :

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left( \epsilon_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( \epsilon_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( \epsilon_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad (1)$$

C = concentration du polluant en g/cm<sup>3</sup>

t = temps en s

U = vitesse locale moyenne en cm/s

x, y, z = axes de coordonnées longitudinal, vertical et latéral en cm

$\epsilon_x, \epsilon_y, \epsilon_z$  = coefficients de diffusion turbulente longitudinal, vertical et latéral en cm<sup>2</sup>/s

MONIN (1959) a montré que les coefficients de diffusion peuvent être calculés en utilisant la relation

$$\epsilon_i = \frac{1}{2} \frac{d \sigma_i^2(t)}{dt} \quad (2)$$

$\sigma_i^2$  = variance de la dispersion unidimensionnelle d'un polluant dans 1 cm<sup>2</sup>  
*i* = x, y ou z

FISCHER a montré que l'équation (2) est indépendante de la distribution initiale du polluant.

Le coefficient de diffusion turbulente latérale peut être calculé à partir de l'équation (2) en notant que  $x = Ut$  et  $dx = Udt$

$$\epsilon_z = \frac{U}{2} \frac{d \sigma_z^2(t)}{dx} \quad (3)$$

MILLER et AL (1974) ont montré qu'une augmentation de la vitesse, de la pente et de l'intensité de la turbulence causent une augmentation du coefficient de diffusion latéral. Si la vitesse est fixée et si la résistance au courant (irrégularité du lit), la pente et l'intensité de la turbulence augmentent, le coefficient de turbulence latéral augmente également.

#### - dispersion longitudinale

Ce phénomène est décrit par une équation de diffusion unidimensionnelle calculée sur la section entière et écrite dans la direction du courant. Dans ces conditions, l'équation (1) est réduite à :

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = Dx \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (4)$$

Dans cette équation de la dispersion longitudinale on a :

$Dx$  = coefficient de dispersion longitudinal en cm<sup>2</sup>/s  
 $\bar{U}$  = vitesse moyenne

FISCHER (1973) a montré que le coefficient de dispersion  $Dx$  peut être calculé en utilisant l'équation 5 :

$$Dx = \frac{\bar{U}^3}{2} \frac{d \sigma^2(t)}{dx} \quad (5)$$

La dispersion est une combinaison de la diffusion (moléculaire et turbulente) et de la convection (causée par les variations de vitesse dans la section considérée).

FISCHER a montré que, dans les cours d'eau naturels, les variations de la vitesse de convection dans la direction latérale peut être le mécanisme dominant des processus de dispersion.

Le coefficient de diffusion longitudinal est faible comparé au coefficient de dispersion longitudinal. Cela indique que les fluctuations de la vitesse turbulente longitudinale sont insignifiantes par rapport aux processus de dispersion.

Le coefficient de dispersion augmente lorsque la résistance au flot augmente et la vitesse moyenne reste constante.

Quand la résistance au flot reste constante, le coefficient de dispersion longitudinal augmente avec une augmentation de la vitesse moyenne (MILLER et AL 1974).

#### - cas des estuaires

Pour PRITCHARD (1969), le destin d'un polluant introduit dans un estuaire à marée dépend :

- . de la densité relative de l'effluent comparée à la densité du milieu récepteur
- . des variations verticales de densité dans l'estuaire (associées aux différences de salinité et de température)
- . de la force des courants de marée
- . du caractère de la circulation non due à la marée
- . de l'intensité des processus de diffusion turbulente.

Beaucoup d'effluents ont une densité inférieure à celle des eaux de l'estuaire. S'ils sont introduits à partir d'un émissaire placé dans le fond, ils remontent vers la surface. Ce mécanisme de remontée produit une dilution initiale.

En surface, le polluant mélangé aux eaux réceptrices est affecté par les courants de marée oscillants. La diffusion turbulente produit une dilution importante du polluant et le courant du fleuve transporte l'effluent hors de l'estuaire lorsqu'il se trouve dans la couche de surface.

Ce mélange vertical introduit une partie du polluant dans les couches inférieures de l'estuaire où il est transporté par la circulation du cours d'eau sans marée.

En mer, la dispersion verticale est très influencée par la présence d'une thermocline lorsqu'elle existe. Dans ce cas, le rejet se disperse à l'interface et ne pénètre pas au fond alors que lorsqu'elle est absente, il existe une dispersion sur toute la profondeur. Cette thermocline protège donc la faune marine des rejets à la saison chaude mais pendant la saison froide, cette protection disparaît (FADER 1972).

#### 4.3. - Remise en suspension

A l'occasion de crues, de dragages, les sédiments peuvent être remis en suspension. Cela se produit dans des conditions naturelles pour une vitesse de 20 km/j (23 cm/s) (LEFORT).

D'après BELLESSERT et MIGNIOT, il existe une vitesse de 30 cm/s correspondant à une valeur  $\tau_0$  (force tractrice) =  $1,15 \cdot 10^{-2}$  kg/m<sup>2</sup> au dessous de laquelle, il y a peu d'érosion des fonds et au dessus de laquelle la turbidité augmente très vite avec la vitesse.

Exemple du Mahury

VITESSE DU COURANT à 50 cm du fond	TURBIDITE à 50 cm du fond
0,3 m/s	0,2 g/l
0,5	0,9 g/l
0,8	2,7 g/l

Ainsi, GLANGEAUD a montré que le flot qui s'avance d'abord sur le fond de la Gironde, remet en suspension une grande partie des sédiments déposés.

La remise en suspension des sédiments peut parfois être nuisible. Ainsi, Mlle BOINEAU a étudié les variations de concentration en bactéries de l'Isère au cours de la traversée de la ville de Grenoble.

La concentration en bactéries augmente au débouché des égouts de la ville puis diminue. Il a été remarqué que cette concentration augmente à nouveau à l'aval de la ville après l'arrivée d'un affluent : le Drac.

L'auteur conclue que les bactéries decantent avec les sédiments à leur arrivée dans le cours d'eau, puis le sédiment flue sur le lit du fleuve jusqu'à la confluence. A ce moment, la turbulence créée par la rencontre des deux rivières remet en suspension les sédiments et donc les bactéries.

### III - FLOCCULATION DES SÉDIMENTS

#### 1) Généralités

Les vases, limons et boues sont constitués par un ensemble de particules élémentaires de taille et nature très diverses, associés à différents sels.

En suspension dans les eaux naturelles, ces sédiments pélitiques sont soumis à des phénomènes de floculation et forment des agrégats dont les vitesses de chute sont très supérieures à celles des particules élémentaires, la vitesse de chute de ces derniers étant déterminée par la loi de STOCKES.

Ces formations de flocons ou d'agrégats favorisant la sédimentation ont été décrites par BOURCART Francis BOEUF et RAJCEVIC.

Pendant l'étale de haute mer, c'est-à-dire en période de calme, l'attraction des particules entre elles devient possible.

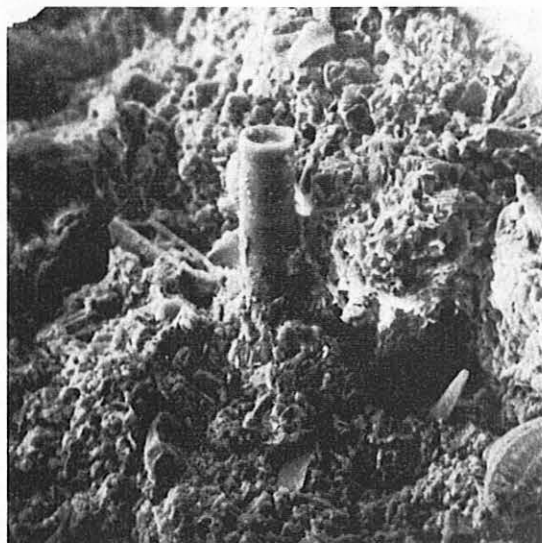


Fig. 7 - Flocon de vase vu au microscope électronique (x 500). Coll. A. LE ROUX

Il se forme alors des agrégats assez lourds pour se déposer.

Les particules fines qui constituent la vase peuvent se charger électrostatiquement ou présenter entre elles des phénomènes de tension superficielle qui les agglomèrent, ce qui explique la difficulté à éroder un banc de vase. Ces forces électrostatiques jouent sur la floculation et la sédimentation des particules fines, surtout au contact des eaux salées (OTTMANN 1965).

Pour conclure, c'est grâce à des phénomènes d'adhésion que se déposent les sédiments fins en milieu aqueux.

La floculation est d'autant plus importante que l'on augmente la concentration électrolytique, la constante diélectrique, le pH, le pouvoir d'adsorption des anions, et que la taille des particules diminue.

## 2) Facteurs affectant la floculation

### 2.1. - Influence de la taille des particules

Le facteur de floculation  $F = W_{f50\%} / W_{d50\%}$  est d'autant plus élevé que les particules sont petites. Ce facteur varie en sens inverse du diamètre équivalent des particules élémentaires (MIGNOT, fig.8).

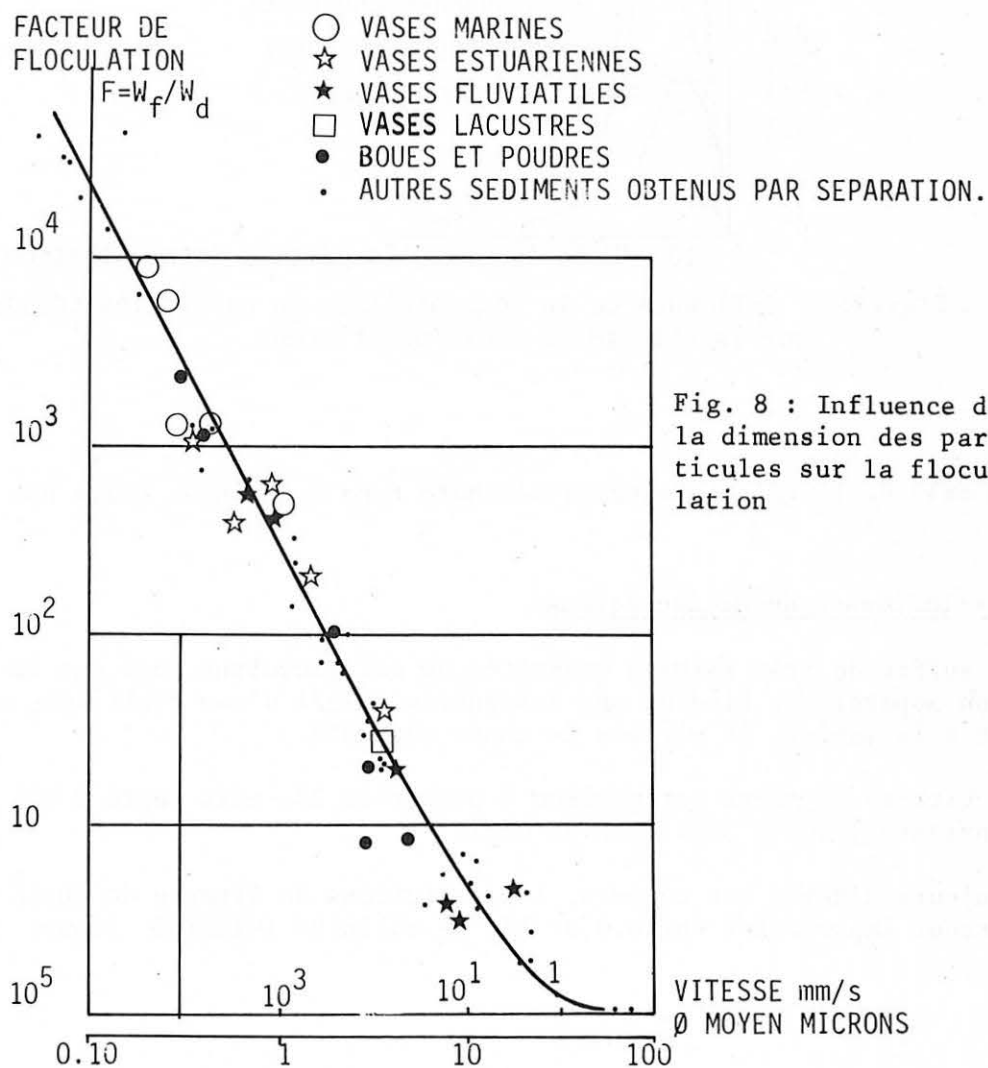


Fig. 8 : Influence de la dimension des particules sur la floculation

- $F$  = facteur maximum de floculation  
 $W_{f50\%}$  = vitesse moyenne de chute libre des flocons en milieu floculant  
 $W_{d50\%}$  = vitesse moyenne de chute libre des particules élémentaires à l'état défloculé.

## 2.2. - Influence de la concentration en particules solides de la suspension

Le facteur de floculation augmente en milieu flocculant avec la teneur en sédiment sec de la suspension jusqu'à un seuil critique de 15g/l. A cette concentration, la vitesse de chute est multipliée par 10 par rapport à la vitesse de chute pour des concentrations de 1 ou 2 g/l (MIGNIOT, figure 9).

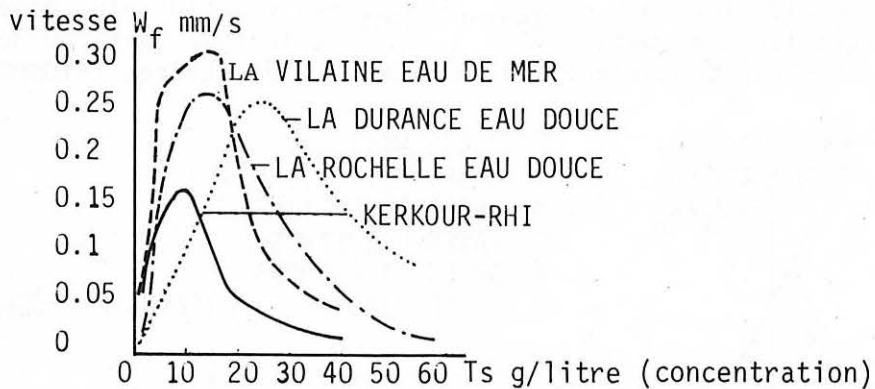


Fig. 9: Influence de la concentration en particules solides sur la vitesse de chute des flocons.

Au delà de 15 g/l, la vitesse de chute tend à diminuer (elle est entravée).

## 2.3. - Influence du milieu aqueux

Il suffit de très faibles quantités de sel flocculant pour que la floculation apparaisse. Si dans une suspension à 2g/l d'eau distillée, on ajoute des sels marins, la vitesse de chute augmente.

La vitesse de chute est maximum à partir de 2‰. puis reste à peu près constante jusqu'à 30‰. (eau de mer).

Toujours d'après ces auteurs, les variations de vitesse de chute sont surtout importantes entre 0 et 1‰. de salinité (MIGNIOT- figure 10 )

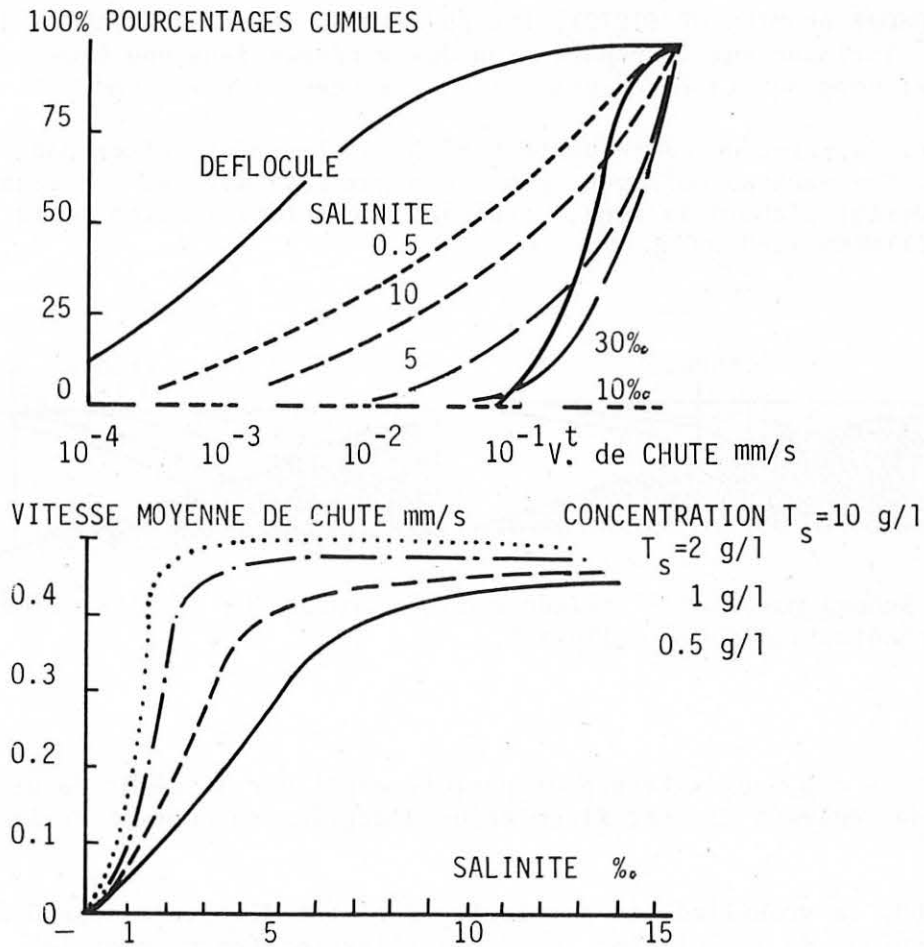


Fig. 10: Influence de la salinité sur la vitesse de chute

Pour 10 g/l de sédiment, la vitesse de chute à 1‰ est égale à 50 fois celle de la vitesse de chute en eau distillée et plus de 500 fois celle du matériau flocculé.

Si au départ la concentration est de 10 g/l, pour des fortes salinités, il se produit une microfloculation ce qui entraîne une diminution de la vitesse de chute.

La vitesse de chute est très légèrement supérieure à 5 ‰ par rapport à 30 ‰ (voir figure -10).

Pour BELLESSORT et MIGNIOT (1972), les phénomènes de stratification de la salinité influent sur la répartition des vitesses dans une même verticale et donc sur la force tractrice s'exerçant sur le fond.

En estuaire, la marée de salinité fait pénétrer les eaux salées dans l'estuaire. Ces eaux se mélangent peu à peu aux eaux douces. Les eaux salées pénètrent d'abord au fond entraînant une stratification de la salinité (OTTMANN 1965).(fig. 11)

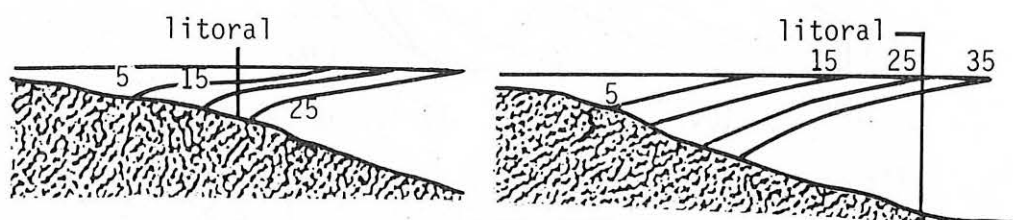


Fig. 11 : Schema montrant l'influence de la profondeur de l'estuaire pour la pénétration de la salinité .

La présence de ces eaux salées peut parfois expliquer le dépôt de grandes quantités de sédiment fin par floculation d'argiles au contact de l'eau douce.

Pour EDZWALD, la stabilité des particules à l'état défloculé dépend de la force ionique de la solution. La destabilisation (entraînant la floculation) augmente avec l'augmentation de la force ionique.

MONNET (1972) remarque que la floculation d'une suspension se produit pour des taux de salinité moins élevés que ceux correspondant au changement de signe de la charge des particules. D'après cet auteur, la floculation a lieu lorsque les forces de Van Der Waals sont supérieures aux forces de répulsion dues au potentiel zeta, donc nécessairement avant le changement de signe.

#### 2.4. - Influence de la nature des ions de la solution

On admet que les argiles en suspension dans l'eau douce flocculent au contact de l'eau de mer.

En fait, les sels de métaux monovalent ne sont pas de bons agents flocculants, au contraire. Les sels de métaux polyvalents seraient plus efficaces comme agents de floculation.

Pour URBAIN, la floculation des argiles par l'eau de mer est due aux sels de Mg et non aux chlorures de Na.

Ceci est à rapprocher des observations d'EDZWALD. Pour cet auteur, la stabilité des particules dépend de la composition de la solution destabilisante. Les ions divalents destabilisent plus (font donc plus flocculer) les argiles que les ions monovalents (fig. 12-13 : floculation dans une solution de NaCl et dans une solution estuarienne synthétique formée de  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Ca}^{++}$ ...)

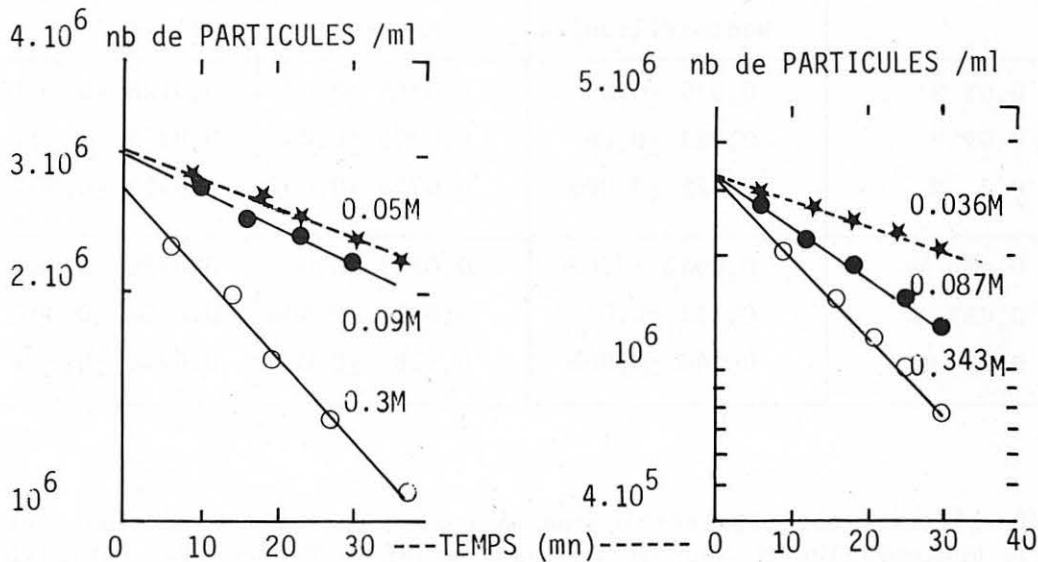


Fig. 12 Floculation de la KAOLINITE dans une solution de NaCl à : 0.3M, 0.09M, 0.05M et 13 Floculation de la KAOLINITE dans une solution estuarienne synthétique à 0.036M, 0.087M, 0.343M.

## 2.5. - Influence de la nature des argiles

D'après VAN ANDEL, la floculation des argiles se produit lorsque la salinité passe de 0 à 2 ‰ en estuaire alors que pour la Montmorillonite, il faut des salinités beaucoup plus élevées.

Pour EDZWALD et AL (1974), en eau douce, les forces répulsives entre particules chargées négativement dominent. Les suspensions sont donc stables avec une faible tendance à l'aggradation. D'après O'MELIA (1972), la floculation est obtenue après destabilisation des particules.

Cette destabilisation peut être obtenue par neutralisation, par formation de liaisons entre particules, par piégeage dans un précipité d'hydroxyde métallique ou par compression de la double couche.

EDZWALD et AL ont montré que la stabilité dépend entre autre du type d'argile.

STABILITE DANS UNE SOLUTION TAMPONNEE DE NaCl ① ET DANS UNE SOLUTION ESTUARIEENNE SYNTHETIQUE ② .

Force ionique	Valeur de la stabilité $\alpha^a$		
	Montmorillonite	Kaolinite	Illite
①			
0,05 M	0,075 $\pm$ 0,09	0,0245 $\pm$ 0,07	0,0128 $\pm$ 0,003
0,09 M	0,089 $\pm$ 0,06	0,0308 $\pm$ 0,04	0,0275 $\pm$ 0,005
0,3 M	0,125 $\pm$ 0,005	0,0724 $\pm$ 0,007	0,0455 $\pm$ 0,005
②			
0,036 M	0,0943 $\pm$ 0,03	0,0445 $\pm$ 0,02	0,0180 $\pm$ 0,003
0,087 M	0,113 $\pm$ 0,019	0,0915 $\pm$ 0,006	0,0701 $\pm$ 0,007
0,0343M	0,148 $\pm$ 0,006	0,138 $\pm$ 0,009	0,0740 $\pm$ 0,009

Ainsi, l'illite est plus stable que la kaolinite, elle-même plus stable que la montmorillonite (sur le tableau,  $\alpha$  est le facteur de stabilité. Plus  $\alpha$  est petit, plus le minéral est stable). Donc, dans des conditions identiques, la kaolinite est plus vite aggradée que l'illite, la première argile floculée (la moins stable) étant la montmorillonite. Il y a donc là une contradiction avec les travaux de VAN ANDEL.

## 2.6. - Influence du pH

Il influe sur la charge électrostatique de certaines particules. Cette charge peut s'annuler pour un pH donné, entraînant la floculation (OTTMANN).

## 2.7. - Variations de température

Elles sont parfois très sensibles car les eaux de mer se réchauffent et se refroidissent moins vite que les eaux des fleuves. Des augmentations de 4 à 5° par rapport aux eaux de mer favorisent la sédimentation.

Ainsi, d'après BONTOUX 1972, toutes conditions étant égales par ailleurs, la sédimentation sera de 73 % à 0°C et de 130 % à 20°C si elle est de 100 % à 10°C.

#### IV DÉCANTATION ET DÉPÔT DES MATIÈRES EN SUSPENSION

SHAPLEY et BISHOP (1965) ont rajouté artificiellement des sédiments dans un petit cours d'eau de l'Alaska. Leurs mesures ont montré que la quantité de sédiment décantant sur le fond diminue exponentiellement avec la distance par rapport au point de rejet, les solides inorganiques décantant plus vite que la matière organique.

Pour HOAK, les facteurs influençant la subsidence des solides sont :

- la taille des particules (en principe, en régime laminaire, la sédimentation croît proportionnellement avec le carré des dimensions particulaires)
- la densité des particules (voir fig. 14 )

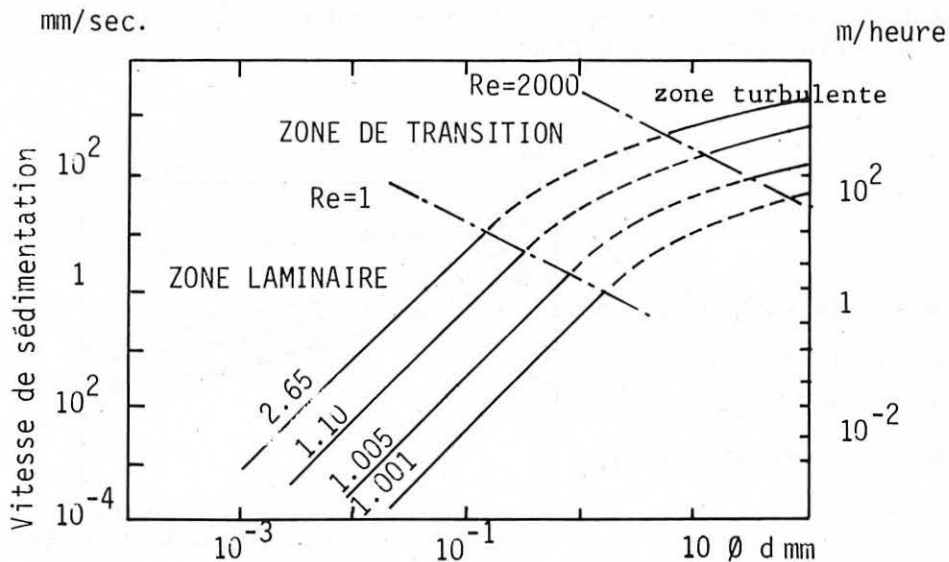


FIG. 14 Variation de la vitesse de sédimentation des particules sphériques en fonction de leur diamètre pour des densités égales à 1.001, 1.005, 1.10, 2.65.

- la turbulence de l'eau
- les solides dissous dans l'eau.

D'après LEFORT (1971), il se forme des dépôts de boues si la vitesse du cours d'eau est inférieure à 10 km/j (11,5 cm/s).

Les problèmes de vitesse de courant, taille des particules, turbulence... ayant été abordés à propos du transport et de la floculation, nous ne verrons dans ce chapitre que quelques expériences complémentaires.

## 1) Effet de la salinité sur la vitesse de décantation

BALLADE (1959) a étudié l'influence de la salinité sur la vitesse de décantation des matières en suspension.

Pour 6,6 g/l de salinité, la vitesse de décantation est de 15 % plus rapide qu'en eau douce et de 10 % pour une salinité de 1,3 g/l.

Ces différences ont été observées à 17°C alors que les résultats sont identiques à 5°C. Pour cet auteur, la salinité n'explique pas à elle seule la différence brutale de turbidité observée à l'aval de l'estuaire de la Loire (aupres du bouchon vaseux). Pour lui, les différences sont plutôt liées à la nature du milieu ainsi qu'au régime hydraulique de l'estuaire.

## 2) Influence des orages sur la vitesse de décantation

Les orages causent une augmentation significative de la vitesse de décantation du sédiment en suspension en eau calme (fig 15), mais n'ont que peu d'action sur la turbidité.

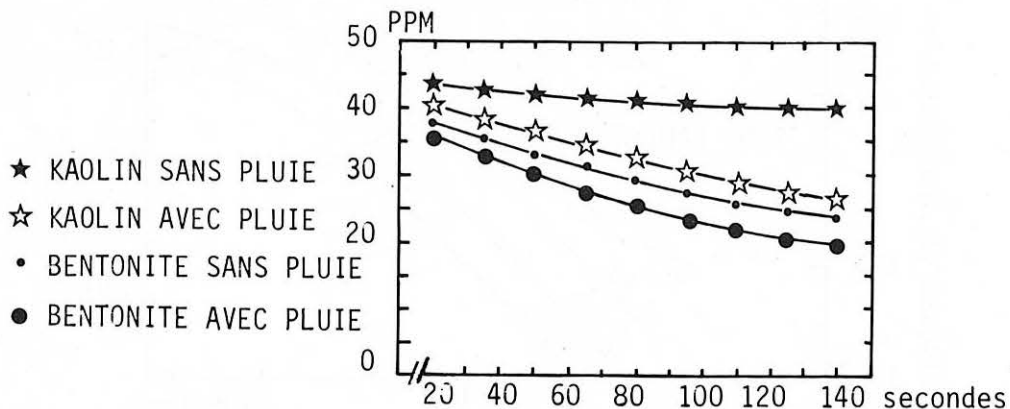


Fig. 15 Concentration des sédiments à 5 cm de la surface en fonction du temps

L'augmentation de cette vitesse est plus grande pour le kaolin que pour la bentonite.

Pour des concentrations initiales de 20 à 70 ppm, BHUIYAN et HILER (1970) n'ont pas noté de variation significative quant au taux de diminution de la concentration avec les orages (fig 16).

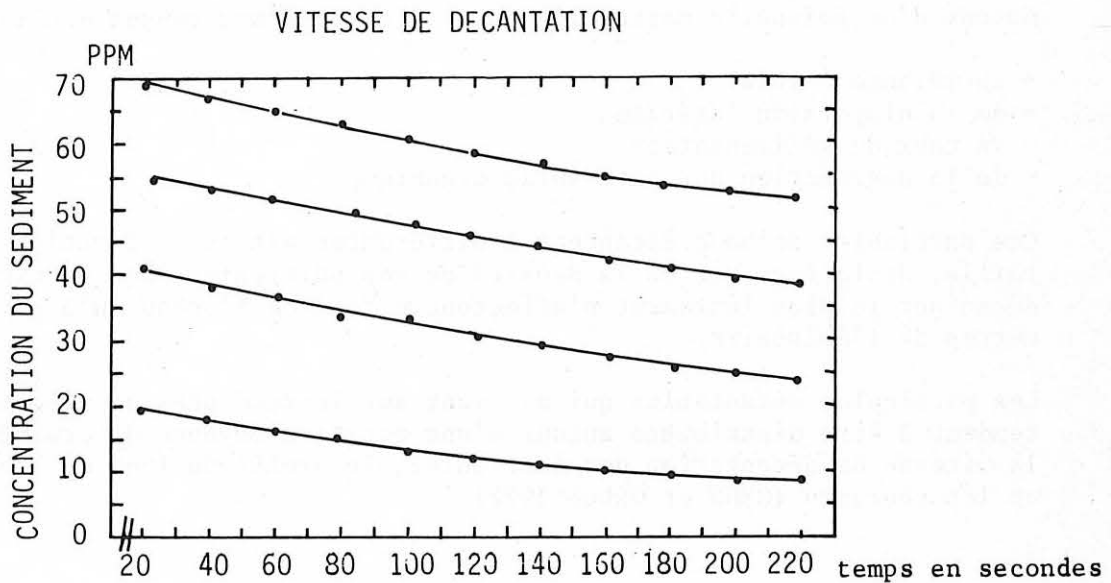


Fig. 16 Effet de la pluie sur différentes concentrations initiales de kaolin (mesure faite à 7,5cm de la surface)

D'autre part, l'intensité de la turbulence causée par les orages en eaux calmes diminue considérablement avec la profondeur. Dans le cas de l'expérience, faible turbulence à 10 cm de la surface.

Il ressort donc de cette étude que l'action des orages sur la turbidité des cours d'eau naturels est insignifiante.

### 3) Influence des dragages

HELLIER et KORNACKER (1962) ont étudié en baie les effets des dragages. A 800 mètres de la drague il se forme après 18 mois un dépôt de 22 à 27 cm dont 11 à 55 % sont formés de silt et argiles.

L'effet à grande distance paraît négligeable.

### 4) Rejets en mer

Les boues rouges restent plus longtemps en suspension dans l'eau de mer agitée que non agitée. Le pourcentage de boues rouges en suspension diminue très vite puis se stabilise à peu près à 21 % au bout de 10 h et 9 % pour 40 h. Ceci est dû à l'enfoncement des gros agrégats de boues rouges (PAFFENHOFER 1972).

Autour d'un émissaire marin, l'accumulation de boues rouges est fonction :

- du mélange initial
- de la dispersion latérale
- du taux de sédimentation
- de la dégradation des particules organiques.

Ces particules de boue décantent à différentes vitesses, fonction de la taille, de la forme et de la densité de ces particules. Les particules décantant le plus lentement n'affectent le fond de l'océan qu'à plusieurs mètres de l'émissaire.

Les particules décantables qui arrivent sur le fond près de l'émissaire tendent à être distribuées autour d'une position moyenne déterminée par la vitesse de décantation des particules, le profil du fond de l'océan et les courants (CHEN et ORLOB 1972).

## **CHAPITRE II**

### **ACTION DES MATIÈRES EN SUSPENSION SUR LA VIE AQUATIQUE**

## I - ACTION SUR LA FAUNE

### 1. - Mort ou survie des poissons due aux matières en suspension inertes

#### 1.1. Très fortes concentrations (plus de 10 000 ppm de matières en suspension)

WALLEN (1951) a étudié l'effet de l'érosion du silt et des argiles (surtout la montmorillonite) en augmentant tous les jours la turbidité de 17 500 à 225 000 ppm. La plupart des poissons, poisson rouge (*Carassius auratus*), carpe (*Cyprinus carpio*) ont supporté 100 000 ppm pendant une semaine et plus. Certains sujets ont survécu 1 à 3 semaines à 225 000 ppm. Pour cet auteur, il ne fait pas de doute que beaucoup d'espèces de poissons peuvent résister à des concentrations élevées de matières en suspension.

Pour ELLIS (1937), les poissons et mollusques d'eau douce peuvent tolérer 100 000 ppm de turbidité pour une semaine ou plus, mais les mêmes meurent à 175 000 ppm. Cela est dû au fait que, dans le cas des poissons, le sédiment couvre les ouïes qui ne peuvent donc plus servir de site d'échange de l'oxygène.

SLANINA (1962) suggère que les truites arc en ciel (*Salmo gairdnerii*) peuvent exister en rivière contenant plus de 100 000 ppm de matières en suspension sans montrer de changement macroscopique et peuvent aussi survivre dans un milieu où les concentrations atteignent 300 000 ppm, mais les études histologiques révèlent que la mucilaginisation des lamelles branchiales augmente avec la concentration des solides minéraux et que la prolifération épithéliale commence à 20 000 ppm.

HALSBAND a étudié l'action des boues rouges (eaux usées produites lors de la fabrication de l'oxyde d'aluminium) sur les poissons. Il a constaté que pour 50 000 ppm de boues rouges, il y a une très forte agglutination des branchies qui peut parfois être partiellement éliminée par l'eau claire. Une fraction suffisante reste toutefois sur les plaquettes des branchies pour déprécier l'état physiologique général du poisson car l'apport en oxygène s'en trouve compromis. Pour 20 000 et 10 000 ppm, le dépôt était d'épaisseur plus faible. Il n'a pas été observé d'élimination totale après exposition du poisson à l'eau de mer pure, mais il a été constaté après différents essais, que l'agglutination était minime pour 200 ppm, ce qui constitue donc la limite de tolérance pour ce type de pollution.

HALSBAND conclue que c'est surtout chez les poissons de fond que les floculations, provoquées par des accumulations de sédiment ou par des transformations chimiques, agissent sur les branchies, et, par suite, sur la circulation et l'alimentation en oxygène.

D'après ALABASTER (non publié), le *Rasbora heteromorpha* survit 1 semaine dans 6 000 ppm de montmorillonite, mais meurt en moins d'un jour à 40 000 ppm.

## 1.2. Fortes concentrations (200 à 10 000 ppm de matières en suspension)

Des études du Water Pollution Research Laboratory ont montré que seulement 10% des truites arc en ciel exposées pendant 36 jours à 1 000 ppm d'argiles fines mouraient. Dans les mêmes conditions, avec des argiles plus grossières, il y a eu 20 % de mortalité. La même étude a été faite avec des terres à infusoires de granulométrie inférieure à 2  $\mu$  en faisant passer dans l'aquarium un courant de 35 l/mn. Dans ce cas, la survie moyenne a été de 11 jours (on perçoit ici l'influence de la granulométrie et de la nature des matières en suspension). L'étude histologique a montré que les cellules épithéliales étaient épaissies, les lamelles déformées et par endroit fusionnées (fig.17).

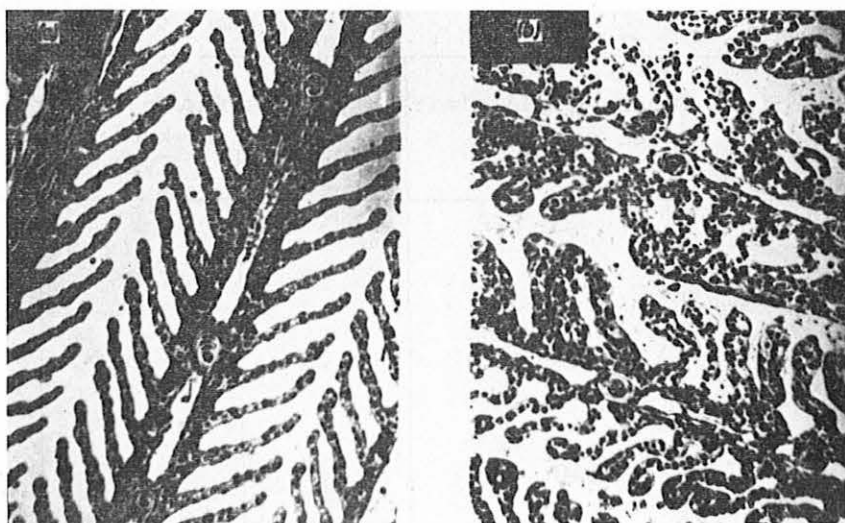


Fig. 17 Sections d'ouïe de truite (x120)- a) de truite normale  
b) de truite morte après avoir séjourné 15 jours dans 810 ppm  
de terre à diatomées : noter l'épaississement des cellules  
épithéliales et la fusion des lamelles.

HERBERT et MERKENS (1961) ont étudié les effets des suspensions de kaolin et de terre à diatomées (0 à 810 ppm) sur les truites arc en ciel. Ces deux minéraux sont nocifs à partir de 270 ppm (mais, comme dans le cas précédent, il est possible que la nocivité de ces concentrations ne se fasse sentir qu'à longue échéance) : plus de la moitié des truites meurent en 6 mois.

Il est à noter que les truites gardées plusieurs semaines à fortes concentrations sont très pales.

L'épithélium branchiale de ces truites s'épaissit et se multiplie (étude sur les truites mortes).

Pour 30 à 90 ppm, il y a peu de perturbation. Les auteurs concluent qu'un séjour relativement court dans de fortes concentrations pourrait donc être ultérieurement nocif même si le poisson ne meurt pas durant ce séjour.

HERBERT et RICHARDS (1963) ont gardé des truites arc en ciel dans des concentrations allant jusqu'à 200 ppm d'eau résiduaire de lavage du charbon. Au bout de 40 semaines, il y avait 100 % de survie dans 200 ppm. Il n'est pas évident que 200 ppm aient des conséquences sur la survie et la santé générale des truites.

HERBERT, ALABASTER, DART et LLOYD (1961) établirent que dans les rivières Fal et Par (Cornouaille) polluées par les eaux résiduaires de kaolin, le nombre de truites du secteur pollué était divisé par 7.

	Cours d'eau clair de contrôle	Cours d'eau avec eaux résiduaires de kaolin		
		Camel	Fal	Par
Matières en suspension ppm	-	59	1 061	5 837
Truites nb/1000ft <sup>2</sup>	21	28	3	3
Faune de fond g/1000ft <sup>2</sup>	640	572	182	36
Invertébrés flottant mg/m <sup>3</sup>	77	14	48	57

En rivière légèrement polluée (Camel), le nombre de poissons est comparable à celui du cours de contrôle.

Le nombre d'invertébrés flottant est comparable entre le cours de contrôle et les rivières Fal et Par alors que les invertébrés vivants sur le fond sont en nombre très limité dans les zones polluées. Ces animaux servant de nourriture aux truites, ceci explique en partie la diminution du nombre de truites.

Pour KEMP (1949), la turbidité endommage les ouies à partir de 3 000 ppm. Cet auteur attribue aux eaux turbides une forte mortalité constatée chez les poissons et les huîtres de la rivière Potomac après une inondation en 1936.

VALLIN (1968) discute l'effet du gypse sur les poissons et la pêche dans ORESUND et cite les travaux de HERBERT et WAKEFORD (1962) dans lesquels les truites arc en ciel toléraient plus de 2 200 ppm de gypse en particules et même après 28 jours en eau très turbide (10 000 ppm), 6 des 10 poissons témoins étaient encore en vie. Les auteurs concluent qu'une turbidité locale causée par la décharge de gypse dans l'eau de ORESUND ne cause pas de dommage notable à la pêche.

Les travaux du Water Pollution Research Laboratory ont démontré que les truites arc en ciel pouvaient vivre 4 semaine dans des concentrations de 3 163 ppm de gypse.

### 1.3. Moyennes concentrations (moins de 200 ppm de matières en suspension)

D'après EDWARD et AL (1972), le chabot (*Cotus gobio*) ne se trouve pas où les concentrations de solides en suspension excèdent 20 ppm de silt. Il semble que ce poisson soit particulièrement sensible aux solides en suspension bien que l'on ne sache pas si l'action de ces solides est directe (blocage des ouies) ou par empêchement de la fraie et du développement des embryons.

Dans la rivière Leirelva (Norvège), qui est plutôt boueuse avec une moyenne de 50 ppm de matières en suspension mais avec des taux occasionnels de 1 331 ppm, les brochets (*Esox luxius*) perches (*Perca fluviatilis*) et sandres (*Sander lucioperca*) sont communs ainsi que beaucoup d'espèces de Cyprinidés.

GRANDE (non publié) trouve la même faune dans la rivière Nitelva (Norvège) dont la concentration varie de 5,9 à 99,8 ppm avec une moyenne de 25 ppm.

HERBERT (non publié) constate que la rivière Mimram (Hertfordshire) est une bonne rivière à truites avec une moyenne de 24 ppm et des maximum de 80 à 100 ppm.

Dans une rivière du Gard, l'arrivée d'un rejet de mine de charbon occasionne une turbidité de 570 ppm à 1 km à l'aval de la mine. La faune de cyprinidés disparaît et ne revient que 10 km plus loin, lorsque la turbidité n'est plus que de 100 ppm (VIVIER, non publié).

Dans un petit cours d'eau des Vosges, une faune de truites, vairons (*Phoxinus phoxinus*) et poissons-chats disparaît à l'aval d'une usine de concassage et lavage de granite où il y a 11 300 ppm de matières en suspension. A la confluence avec la Saône, à 7 km, il ne reste plus que 185 ppm et les poissons réapparaissent (VIVIER, non publié).

Les truites et vandoise (*Leuciscus leuciscus*) sont présents dans une rivière du Finistère à l'amont de l'arrivée d'eau de lavage d'une mine d'étain. Dans la zone polluée (500 ppm à 500 m de la décharge et 80 ppm 4 km plus loin) on ne trouve que des anguilles (*Anguilla anguilla*).

Dans les zones urbanisées ou industrialisées, il peut y avoir absence de poissons pour moins de 80 ppm de matières en suspension. Ceci est lié à la nature de ces matières en suspension souvent associées dans ces zones à un autre type de pollution.

GARLAND et HART (1971) ont trouvé que dans la rivière Trent, il n'y a jamais de poissons si le taux moyen de matières en suspension dépasse 30 ppm et par endroit, on note même une absence de poissons pour 15 ppm. Cela est dû en partie aux solides mais surtout à la demande en oxygène elle-même due aux apports d'égouts riches en matières fermentescibles.

## 2. - Mort ou survie des poissons due aux précipités de métaux

CARPENTER a étudié l'action de Pb, Zn, Ca, Hg, Ag, Ni et Cd en solution diluée. Il a constaté que ces éléments précipitent avec les sécrétions du mucus produit par les ouies des poissons. L'espace interlamellaire est comblé par ce précipité et les mouvements normaux des filaments des ouies deviennent impossibles, ce qui entraîne l'asphixie des poissons.

Des études ont montré que dans les eaux contenant des sels de Pb, il se forme une coagulation avec le Pb du mucus sur les ouies puis sur tout le corps du poisson, probablement à cause d'une réaction entre le Pb et les constituants organiques du mucus.

Les auteurs concluent que la mort des poissons est due à l'étouffement provoqué par cette pellicule (CARPENTER 1930, SOUTHGATE 1948, WHEELER et AL 1942).

HAUCKE et AL (1972) observent la même chose à propos du Fe dissous entraîné par les eaux turbides des aciéries. Pour cet auteur, lorsque le fer dissous dépasse une concentration déterminée, il précipite sur le mucus alcalin des branchies et donc freine la respiration des poissons.

Pour GRINDLEY, non seulement le fer se dépose à l'état d'hydroxyde sur le mucus des branchies, mais aussi il détériore l'état des poissons par érosion.

NIELSON (1939) rapporte que des concentrations de 2 ppm d'oxyde de Fe sont suffisantes pour tuer les truites, saumons (*Salmo salar*) et gardons (*Rutilus rutilus*) par blocage de leurs ouies mais les petits crustacés sont plus résistants.

De même JONES (1957) trouve que le Zn forme un composé insoluble avec le mucus des ouies.

D'autres expériences (SYKORA et AL 1972) ont montré que les truites pouvaient supporter des concentrations d'hydroxydes de fer de 50 ppm pendant 8 mois (voir paragraphe croissance).

Il est donc possible qu'il se produise des réactions entre les sels des métaux en solution et le mucus des ouies favorisant la précipitation d'oxyde de métaux mais dans le cas du fer, la nocivité du composé mucus-oxyde de métal n'est pas complètement prouvée.

Par contre LLOYD (1960) et MOUNT (1966) dans des études sur la toxicité des sels de Zn sur la truite arc en ciel n'observent pas de précipitation du mucus sur les ouies ou dans les ouies. Ils considèrent que la mort des truites dans des solutions de sulfate de Zn résulte du gonflement et de la détérioration de l'épithélium des ouies.

### 3. - Mort ou survie des invertébrés

Pour HOAK (1959), lorsqu'un cours d'eau transporte des solides et que les conditions favorisent leur subsidence, le matériel déposé étouffe indiscutablement la vie de fond. Cet effet varie avec la densité des particules déposées. Pour justifier cela, cet auteur a fait une expérience sur les Tubifex. Le comptage de ces organismes après chaque ajout de matières en suspension a montré que la mortalité devenait importante pour 2 cm de dépôt.

De même, pour ELLIS (1936) les moules d'eau douce sont éliminées par 0,8 à 2,6 cm de dépôt sur le lit.

NUTTAL (1973) a étudié la macrofaune invertébrée de rivières recevant des eaux de lavage de kaolin. Les rivières polluées ont une population clairsemée de quelques espèces. Les rivières de contrôle ont une densité d'animaux 36 fois supérieure à celle des rivières polluées. Cette forme de pollution élimine ou décime plusieurs espèces fréquentes dans le cours de contrôle. L'auteur conclue que l'incidence des eaux résiduaires sur les macroinvertébrés est associée au dépôt de solides inertes dérivant du procédé d'extraction de l'argile plutôt que de la turbidité ou l'abrasion causée par les particules en suspension.

BRANSON et BATCH (1971) étudient les eaux résiduaires acides de mines. Les organismes benthiques sont réduits de 90 % pour une turbidité qui passe de 30 à 400 unités jackson après le démarrage de la mine, avec des pointes à 3 000 ppm de silt dans Leather Wood Creek. (Les unités sont celles utilisées dans le texte original, il est très difficile de faire correspondre des unités jackson à des ppm, la relation n'étant pas linéaire).

HERBERT, ALABASTER, DART et LLOYD 1961 (tableau page 30) étudient les rivières de Cornouaille polluées par les eaux résiduaires de kaolin. Pour des concentrations allant de 0 ppm (contrôle) à 6 000 ppm, il n'y a que peu de changement dans la population des invertébrés flottants alors que la faune de fond est très diminuée.

GAMMON (1970) en étudiant les invertébrés sur un tronçon de Deer creek, Ind., constata que l'augmentation de la charge solide en suspension attribuée au calcaire, diminue la densité des macroinvertébrés de 25 % avec moins de 90 ppm et de 60 % pour 120 ppm.

Par contre, les ephemeropteres Tricorythoides augmentent en densité pendant les périodes de forte sédimentation et le stade adulte des coleoptères Stenelmis est aussi très résistant.

#### 4. - Reproduction

Les truites, après avoir été fertilisées, couvrent leurs oeufs avec du gravier. Ensuite, un courant d'eau bien oxygéné doit passer à travers le gravier (STUART 1953).

HERBERT et Al (1961) ont trouvé que dans les rivières Par et Fal, la partie graveleuse du fond était recouverte par des dépôts résiduels de kaolin. Les frayères ne peuvent donc pas exister. La fraie n'a d'ailleurs pas été observée dans les zones polluées, les truites ayant migré vers les zones non polluées. Ces conclusions rejoignent celles de A. LEROUX à propos de la pollution du Doubs.

Pour COOPER (1965), les dépôts réduisant la perméabilité, cela réduit le taux de percolation de l'eau à travers le gravier et donc le taux de survie des oeufs ainsi que des alevins dans le gravier.

SHELTON et POLLOCK (1966) ont constaté que lorsque 15 à 30 % des interstices des graviers du lit sont bouchés par le sédiment, les oeufs souffrent de 85 % de mortalité.

HASSLER rapporte qu'il y a 97 % de mortalité parmi les oeufs de brochets couverts par 1 mm de silt. Ceci est dû à la sédimentation qui diminue la percolation et donc réduit le taux d'oxygène près des oeufs.

Pour PATRICK, les oeufs de poissons peuvent être enterrés par les solides en suspension et la pression causée par le poids de ces solides peut même être à l'origine de la résistance des oeufs à l'éclosion.

GANGMARK et BROAD (1955) estiment que les oeufs placés dans un canal sans silt ont 4 fois plus de chance de survie que les oeufs placés dans un canal avec silt.

SHAW et MAGNA (1943) ont montré que le silt originaire des rejets de mine étouffe les oeufs de truites.

MANSUETI (1961) estime que la moitié des frayères de poissons et d'huitres ont été détruites par le silt dans la partie supérieure de l'estuaire de la baie de Chesapeake.

Certains poissons comme la perche fraient dans et sur les plantes aquatiques. La destruction des végétaux par les matières en suspension peut donc être un facteur déterminant pour la reproduction de ces espèces.

STUART (1953) trouve que les silts fins causent la mort des alevins par accumulation sur les membranes des ouies.

PAFFENHOFER (1972) a étudié l'action des boues rouges sur les copepodes *Calanus helgolandicus*. Ceux-ci se nourrissent de diatomées. L'absorption des boues rouges n'apporte pas assez de diatomées aux copépodes. Les femelles mal nourries et fertilisées ne peuvent pas produire d'oeufs à moins qu'elles ne rencontrent de fortes concentrations de phytoplancton.

CHUTTER (1969) cite les travaux de HARRISON et FARINA. Ceux-ci ont gardé des gastéropodes en aquarium avec des suspensions de kaolin et d'illite à des concentrations de 190 à 360 ppm. Les oeufs de *Lymnaea natalensis* se développent normalement alors que les *Biomphalaria pfeifferi* ne pondent pas dans l'eau avec 360 ppm. Par contre, ces animaux pondent sur les végétaux et les côtés de l'aquarium contenant 190 ppm de matières en suspension.

## 5. - Croissance

La perche tachetée (*Micropterus punctulatus*) est résistante au sédiment mais son taux de croissance est réduit à l'aval d'une usine de concassage de calcaire. En effet, la tolérance de cette espèce envers le sédiment fait qu'elle reste dans les zones où sa croissance normale n'est plus possible (GAMMON 1970).

HERBERT et MERKENS (1961) ont étudié les effets de rejets solides sur les truites. Les poissons ont été mesurés et pesés le 1er jour et après 4 mois et demi (pour les survivants). Les auteurs n'ont pas trouvé de différence significative pour les poissons exposés aux différentes concentrations mais les résultats sont faussés à cause de la mortalité.

HERBERT et RICHARDS 1963 ont étudié les effets des eaux résiduaires de lavage de charbon sur les truites. Au bout de 240 jours, ils ont pesé les truites et fait le rapport poids atteint/poids de départ :

contrôle 3,8	50 ppm 3,5	100 ppm 3	200 ppm 2,8
--------------	------------	-----------	-------------

SYKORA et AL 1972 ont étudié de la même façon la croissance de truites de 3 mois sous l'effet d'apport d'hydroxyde de fer à différentes concentrations, puis ont fait le rapport poids final des truites/témoin :

6 ppm 100 %	12 ppm 75 %	25 ppm 45 %	50 ppm 16 %
-------------	-------------	-------------	-------------

Quant à la taille des truites, c'est seulement au bout de 35 semaines qu'il est apparu une légère différence entre témoin et 6 ppm.

Les auteurs attribuent la faible croissance des poissons dans de fortes concentrations à la mauvaise visibilité les empêchant de se nourrir.

SCHNEDEBERGER et JEWELS (1928) ont constaté, en étudiant les étangs des USA qu'une diminution de la turbidité depuis 100 ppm augmentait la production de poissons.

CAMPBELL et WHITLEY citent les travaux de BUCK (1956). Cet auteur a comparé la croissance des perches communes et des poissons lune dans 12 rivières de l'Illinois. Le poids total moyen des poissons dans les rivières claires (25 ppm) était 5,5 fois plus grand que dans les plus boueuses (100 ppm) à la fin de la 2e saison de croissance. A la fin de la 1ère saison, le taux de croissance des perches communes était 3 fois plus fort en eau claire qu'en eau boueuse.

#### 6.- Résistance aux maladies

PAUL (1952) constata que l'abrasion mécanique des poissons due à la turbidité était à l'origine de l'infection des poissons par les micro-organismes.

D'après HERBERT ET MERKENS (1961), les truites vivant dans 270 ppm de terre d'infusoire souffrent plus de la gangrène des nageoires que celles vivant en eau claire. Bien que peu de travaux aient été faits sur ce sujet, il est possible que la nature des matières en suspension ait une grande importance sur la résistance aux maladies des poissons.

#### 7.- Action sur la nourriture

Pour MANSUETI (1961), la turbidité diminue la possibilité pour les poissons à trouver de la nourriture en diminuant leur visibilité mais, d'autre part, cette turbidité aide les jeunes poissons à échapper aux prédateurs.

Pour SYKORA et AL, cette mauvaise visibilité explique la faible croissance des truites vivant en présence de suspension d'hydroxyde de fer à des concentrations élevées.

On trouve les mêmes conclusions dans CAIRNS. Pour cet auteur, la mauvaise visibilité peut être bénéfique pour les proies des prédateurs mais à long terme, cette altération de l'équilibre naturel a un effet défavorable.

CHUTTER (1969) cite des travaux effectués sur des larves de *Similium*. Les matières en suspension interfèrent avec l'alimentation de ces organismes en colmatant les filets dans lesquels ils piègent leur nourriture. Cela est d'autant plus dramatique pour ces larves que celles-ci sont sédentaires et fixées à la surface des solides.

D'après BREHMER 1965, les coquillages, pour se nourrir, filtrent l'eau et gardent les matières en suspension pour en extraire la matière organique et rejettent la matière inorganique. L'activité alimentaire de ces animaux est inhibée par un taux élevé de matières en suspension.

HYNES (1960) a constaté la même chose en laboratoire sur les moules.

Pour LOOSANOFF (1961) des concentrations de 100 ppm de matières en suspension diminuent le taux d'eau pompée et affecte le mouvement des coquilles des adultes (étude faite sur *Crassostrea virginica* et *Venus mercenaria*).

La réduction de ce taux de pompage est de 57 % pour 100 ppm de silt et de plus de 80 % à 1 000 ppm.

PAFFENHOFFER 1972 étudie l'action des boues rouges sur le copepode *Calanus helgolandicus*, espèce dominante du zooplancton marin. La dilution des boues rouges est de  $1/10^5$  ce qui correspond à la dilution d'un rejet en mer sur une grande surface autour de l'émissaire.

La nourriture offerte aux *Calanus* était formée de diatomées. Les déjections fécales des copepodes renferment seulement une petite part de diatomées et beaucoup de boues rouges.

D'après de récentes observations, il apparaît que les copepodes sont affaiblis à cause de la réduction de l'ingestion de phytoplancton en présence de boues rouges. La grande quantité de particules prise par les copepodes n'est pas assez forte pour obtenir la nutrition nécessaire au développement de ces organismes. Ce manque de nutrition fait des copepodes des proies faciles pour les prédateurs.

A ces actions directes sur la nourriture, il faut ajouter les effets néfastes sur les organismes de fond, sur la flore qui, en faisant disparaître ces organismes ou en interdisant leur développement, réduit la nourriture disponible pour les organismes plus évolués, tels que les poissons, ceux-ci, pour une grande part, se nourrissant soit du benthos soit des algues et même parfois des deux selon leur régime alimentaire.

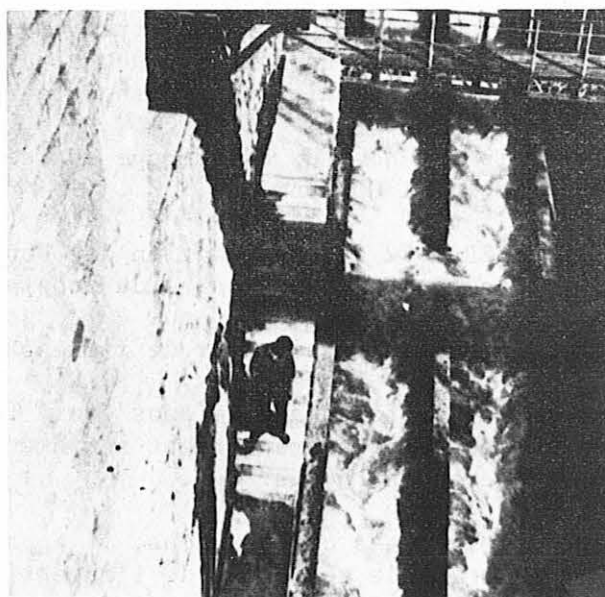
#### 8. - Comportement de la faune vis-à-vis des matières en suspension

Les observations de GAMMON (1970) sur la perche tachetée *Micropterus punctulatus*, ont montré que ce poisson reste à l'aval d'une usine de concassage de calcaire, bien que sa croissance normale dans ces eaux turbides ne soit plus possible.

MIZUNUMA (1965) a montré sur une faune de *Plecoglossus altivelis* que lorsqu'on lui offre le choix entre une eau claire et une eau turbide, il ne montre pas une forte préférence pour l'une ou l'autre jusqu'à des concentrations de 2 000 ppm, mais que s'il vient d'une concentration inférieure à ce taux et va vers des concentrations plus fortes, il montre une préférence croissante pour l'eau claire lorsque la turbidité augmente.

HOFBAUER (1962) étudie la migration des poissons et trouve que le barbeau a tendance à moins passer à travers une échelle à poisson quand la turbidité de l'eau augmente bien que la température et le niveau des eaux soient favorables.

Fig. 18 - "Echelle" permettant aux poissons de remonter les rivières coupées par un barrage.



Au contraire, l'anguille d'Europe migre en période de forte turbidité la migration diminuant lorsque l'eau devient claire.

LANGLOIS (1942) attribue en partie un changement de faune du lac Erie à l'augmentation d'apport en sédiment : les Cescos, coregones, perche commune américaine (*Perca flavescens*) sont remplacés par des sandres, labre, poissons chats et carpes (les plus résistants prennent la place des moins résistants).

#### 9. - Protection de la faune contre les matières en suspension

La première protection et la plus efficace est, bien entendu, la migration de la faune des zones polluées par les matières en suspension vers les zones claires, ceci pour la protection des poissons eux-mêmes.

D'autre part, les poissons ne pondent pas n'importe où. Ainsi, STUART (1953) constata que la truite brune (*Salmo trutta*) ne creuse pas de nid dans le gravier envasé. Les dommages aux oeufs ne peuvent donc se produire que s'il arrive une pollution par les matières en suspension après la ponte.

Même si les animaux restent dans un cours d'eau pollué par les matières en suspension, ceux-ci ont des moyens de protection contre les effets mécaniques des fortes concentrations temporaires de matières en suspension. Ainsi, les moules ferment leur coquille ou diminuent le filtrage d'eau lorsque le taux de matières en suspension augmente rapidement. Les poissons et d'autres organismes secrètent un mucus qui protège leurs ouïes et d'autres parties de leur corps (CAIRNS) mais, d'après VIVIER, cette protection est insuffisante et les poissons finissent par mourrir.

## II -- ACTION SUR LA FLORE

### 1. - Action directe

Lorsque les solides en suspension décantent, ils empêchent la croissance des algues et tuent les plantes enracinées (HYNES 1960).

Ainsi, NUTTAL (1973) a constaté à l'aval d'un effluent de lavage de kaolin que la végétation enracinée est absente lorsqu'il y a plus de 2 000 ppm de solides en suspension alors qu'à l'amont, en eau claire et non polluée, il y a une riche communauté de plantes aquatiques.

BRANSON et BATCH, en étudiant les rejets de mine, ont constaté que la flore du fond a été éliminée dans les endroits couverts de 5 à 15 cm d'argiles, ceci se produisant pour une charge maximale en silt de 3 000 ppm.

En mer, HALSBAND a étudié l'action des boues rouges sur le développement des algues Protocacées et *Dunatella*. D'après cet auteur, leur développement est perturbé à partir de 1 000 ppm.

Pour BREHMER, en estuaire, une forte proportion de végétaux microscopiques sont piégés par les mécanismes d'agradation et de floculation et donc entraînés par ces mécanismes dans les dépôts vaseux de fond.

### 2. - Action indirecte : action sur la photosynthèse

La photosynthèse est le plus important des phénomènes naturels car la vie dépend d'elle. Chaque jour, plus d'un billion de tonnes de MO sont détruites par oxydation qui la transforme en dioxyde de C, eau, minéraux... alors que pendant le même temps, la même quantité de substances organiques est créée.

Cette photosynthèse ne peut se produire qu'en présence de lumière. Elle est réduite à la zone supérieure qui reçoit au minimum 1 % de la lumière solaire incidente.

Les matières en suspension réduisent considérablement la pénétration de la lumière dans l'eau. Ainsi, CAMPBELL et WHITLEY ont montré dans le lac Erie en 1939-1940 que la zone de photosynthèse variait de 10 m pour une turbidité de 5 ppm à 1 m pour 115 ppm.

Pour WESTLAKE, en eau très claire, la pénétration de la lumière est de 90 % à 1 m.

Les matières en suspension, en réduisant la pénétration de la lumière, rendent toute croissance des plantes impossible par inhibition de la photosynthèse (BREHMER 1965, TARZWELL et GAUFIN 1953, PATRICK 1968...) ce qui implique une diminution de la nourriture disponible pour la faune herbivore (CORFITZEN 1939, TARZWELL et GAUFIN 1953, PATRICK 1968) car les organismes photosynthétiques forment la base de la chaîne alimentaire. De plus, la disparition de la flore aquatique implique la disparition d'abris pour les poissons et, pour certains d'entre eux, (perche par exemple) la disparition de leurs lieux de ponte.

### III - ACTION SUR LES BACTÉRIES

Bien que la turbidité limite la croissance des plantes, elle n'élimine pas l'action des bactéries qui minéralisent les rejets organiques (TARZWELL et GAUFIN 1953).

D'un autre côté, CARLUCCI et PRAMER (1959) rappellent que des micro-organismes introduits dans une eau contenant de 0,4 à 2 ppm de particules organiques ou minérales en suspension sont adsorbés et déposés rapidement au fond du cours d'eau.

WOOD chiffre le taux d'adsorption à 94 % pour les bactéries.

Cependant, l'adsorption (surtout sur les matières inertes) ne signifie pas mort des bactéries. Cette adsorption est efficace dans la mesure où les conditions locales ne permettent pas la remise en suspension des sédiments.

D'après PATRICK (1968), les bactéries se développent dans ces boues décantées, ce qui entraîne le développement de conditions anaérobies par fermentation.

La surface des matières en suspension qui décantent lentement peut servir de substrat pour la croissance des bactéries (PATRICK 1968, CAIRNS 1967). Ces particules peuvent ou non contribuer à la nutrition de ces microorganismes.

Quand, comme c'est souvent le cas, la présence de particules permet une croissance de ces organismes dans l'environnement, la concentration en oxygène dissous, le pH et d'autres caractères de l'eau sont en général altérés. (CAIRNS 1967).

Enfin, les particules argileuses ont beaucoup plus de chance que les sables de servir de vecteur aux germes, ce qui peut être à l'origine de pollution organique (MANGIN 1967).

### CONCLUSIONS

SEAMON déclare qu'il y a beaucoup d'idées fausses au sujet de l'effet du silt sur les poissons. Cet auteur dit que dans les rivières Ohio et Great Kanawha, généralement considérées comme des rivières très polluées, il y a une grande variété de poissons, pas très différents de ceux présents il y a 50 ans. Il déclare que le muskellunge est prolifique dans beaucoup de cours d'eau de l'ouest de la Virginie, bien qu'il ait été reconnu comme un habitant des eaux claires. D'après cet auteur, 158 livres de poissons ont été pêchées sans difficulté en 1 nuit, en eau sombre, dans la rivière West Fork. C'est une rivière boueuse mais une forte reproduction se fait en dépit des conditions défavorables à la naissance des poissons.

Ceci est peut être à rapprocher des observations de BRANSON et BATCH. D'après ces auteurs, la résistance à la pollution par les matières en suspension de *Semutilus atromaculatus* semble être en relation avec l'alimentation de ce poisson (insectes terrestres ou aquatiques de surface). Ce poisson ne serait donc pas affecté par une salutation sur le fond.

D'autre part, une quantité modérée de silt peut avoir un effet bénéfique sur la vie aquatique en augmentant la quantité de nourriture disponible pour les poissons (ZHADIN 1946) (les matières en suspension servant de support à cette nourriture).

En fait, les pollutions mécaniques ont rarement une action nocive directe sur les poissons, lesquels supportent bien, en général, des eaux troubles.

Ces pollutions amènent une réduction de la faune, les espèces les plus sensibles disparaissent en premier. Progressivement diluée et rendue inoffensive, l'action nocive des pollutions non organiques est la plus forte près du déversoir (ou du point d'extraction).

En cas de pollution passagère de ce type dans un cours d'eau, le flot destructeur frappe plus fortement certaines catégories d'organismes que d'autres (le chabot par exemple paraît très sensible à cette pollution) (EDWARD et AL 1972).

Les faunes ne se reconstituent jamais si les vagues se répètent régulièrement. Dans ce cas, ces eaux doivent alors être considérées comme polluées de façon permanente.

Les pollutions par les matières en suspension sont souvent accompagnées d'une autre forme de pollution. Dans ce cas, les effets s'ajoutent ou même se multiplient. Ainsi, en zone industrielle ou urbaine, le poisson disparaît pour des taux de matières en suspension proche de 30 ppm, alors que dans des conditions normales, ce taux paraît en général inoffensif.

D'autre part, l'effet des matières en suspension sur les poissons dépend de la nature de ces suspensions. Ainsi, pour un taux égal de 50 ppm, l'action de l'hydroxyde de Fe sur la croissance des poissons paraît beaucoup plus importante que l'action des rejets de mines de charbon : le rapport, poids atteint dans 50 ppm/poids atteint dans le contrôle, pour les truites, est de 92,5 % dans 50 ppm d'eau résiduaire de lavage de charbon et 16 % avec 50 ppm d'hydroxyde de fer (HERBERT et RICHARDS 1963, SYKORA et AL 1972).

Les matières en suspension organiques paraissent plus nocives que les matières en suspension inorganiques. Ainsi, dans 200 ppm de rejet de mine de charbon, HERBERT et RICHARD (1963) ont observé 100 % de survie au bout de 9 à 10 mois, alors que pour la même quantité de fibre de sapin, le taux de mortalité était de 50 % au bout de 16 semaines et de 70 % au bout de 30 semaines.

En résumé, il semble difficile de définir des concentrations pour lesquelles les poissons sont présents ou absents. Ces concentrations varient suivant la catégorie de poisson et la nature des suspensions.

Toutefois, il semble qu'en général, des concentrations de 50 ppm ne sont pas gênantes bien que certains poissons tels que le chabot ne se trouvent pas ou les concentrations excèdent 20 ppm.

Jusqu'à 200 ppm, l'action des matières en suspension semble assez réduite mais il est possible qu'à partir de ces concentrations, les cellules épithéliales s'épaississent ce qui peut être nuisible pour les poissons à longue échéance.

A l'aval des rejets d'usine, on ne trouve pas, ou peu de poissons (à part les anguilles, perches tachetées...) pour des concentrations allant jusqu'à 500 ppm.

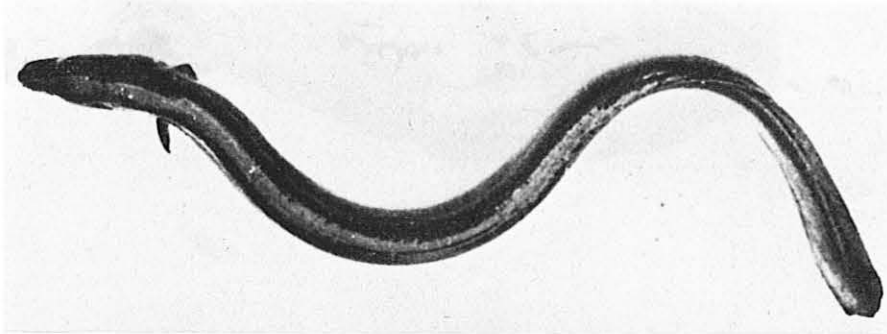
De très fortes turbidités occasionnelles, de l'ordre de 100 000 ppm peuvent être supportées passagèrement par les poissons, mais leur état physiologique en souffre.

Les dépôts de silt sont très néfastes pour les oeufs mais cette action est limitée aux rejets accidentels, les poissons ne frayant pas dans les zones silteuses.

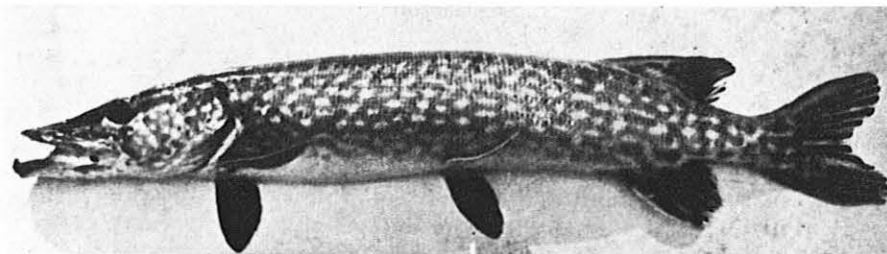
La croissance des poissons est fortement limitée dans les zones turbides, d'une part à cause de la mauvaise visibilité, et d'autre part à cause de la disparition de la nourriture (les organismes de fond et les végétaux sont très affectés par la turbidité et les dépôts de fond).

Enfin, les poissons, à part quelques espèces résistantes (anguille, poisson chat, perche tachetée) se protègent de ce type de pollution en migrant vers des zones plus clémentes.

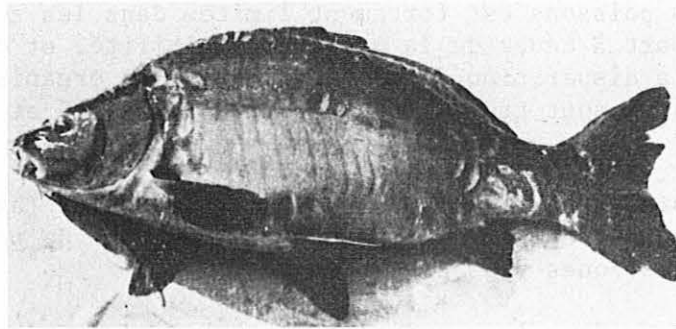
Il semble donc bien, dans les conditions naturelles, que la mort des poissons due aux matières en suspension soit assez rare.



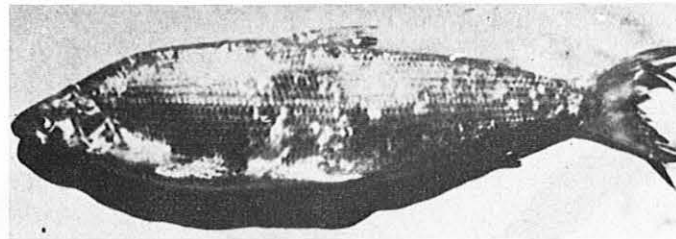
1 - Anguille



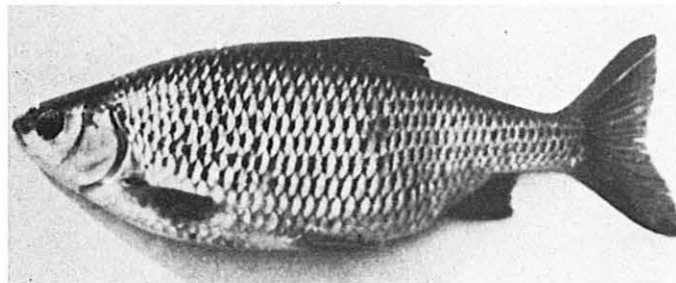
2 - Brochet



3 - Carpe commune



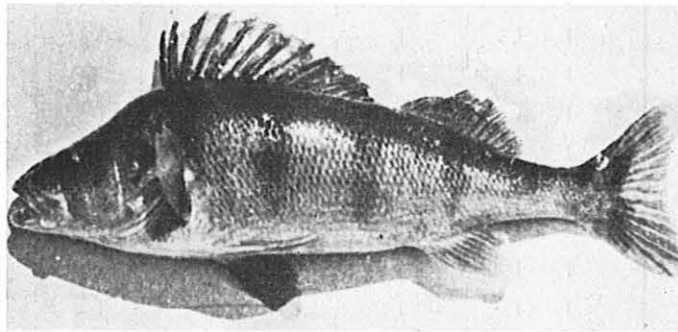
4 - Corégone



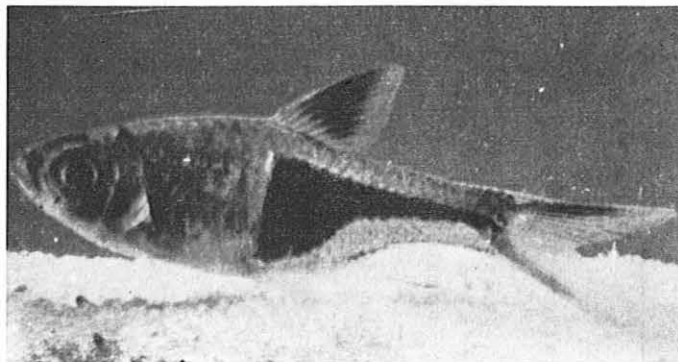
5 - Gardon



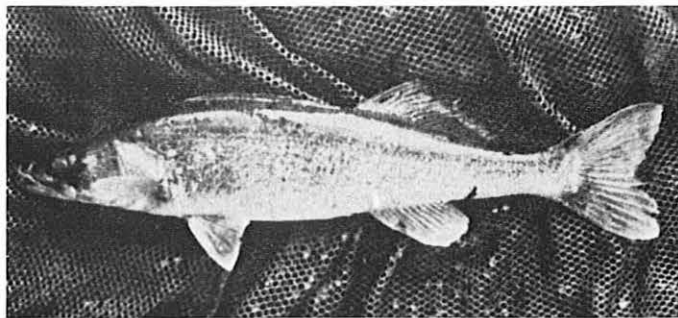
6 - Muskellunge



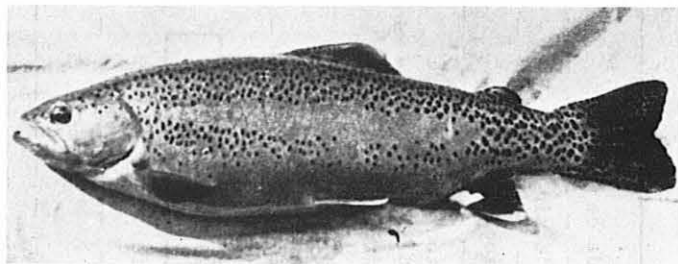
7 - Perche



8 - Rasbora



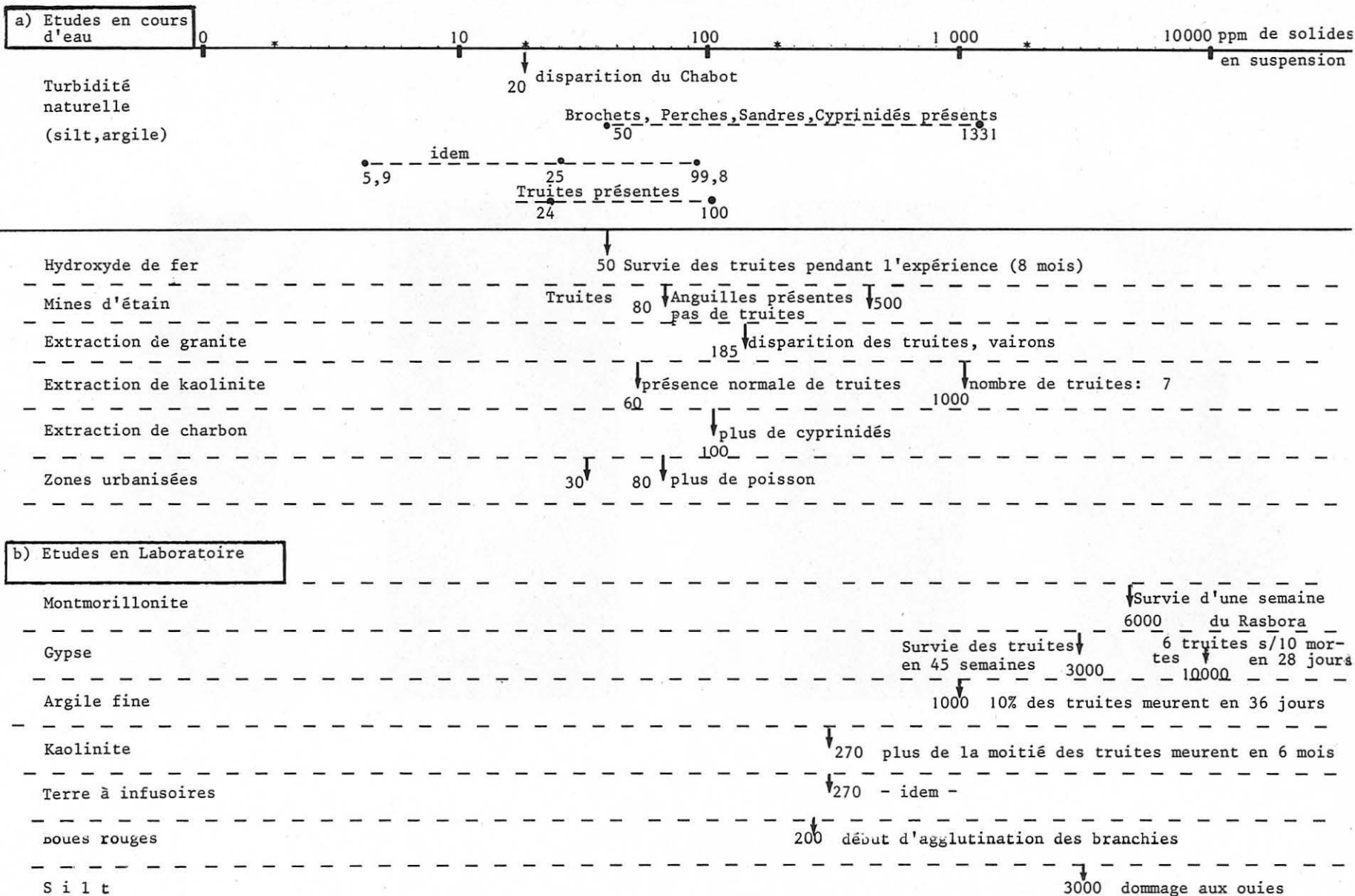
9 - Sandre



10 - Truite arc-en-ciel

TABLEAU RECAPITULATIF DE L'ACTION DES MATIERES EN SUSPENSION  
SUR LES POISSONS

NATURE DES MATIERES EN SUSPENSION



## IV - ACTION SUR L'OXYGÈNE

### 1. ACTION SUR L'OXYGÈNE DISSOUS

Pour CORDONE (1961), SHAPLEY et BISHOP (1965), il n'est pas évident que les dépôts de sédiments aient un effet sur la concentration en oxygène dissous de l'eau. Par contre, la décomposition de la M.O. fréquemment déposée avec le sédiment utilise de l'oxygène dissous (PHELPS, 1944) et réduit donc ainsi effectivement la teneur en oxygène dissous de l'eau.

ROBINSON (1971) a montré qu'une circulation de 60 000 ppm de sol avec peu de M.O. mais riche en argiles diminue l'oxygène dissous de l'eau de 8 à 9 ppm en 40 heures.

Les dragages effectués dans ARTHUR KILL (à l'ouest du NEW JERSEY) remettent en suspension les dépôts de fond contenant des rejets d'eaux usées. Cela occasionne une diminution de l'oxygène dissous de 16 à 83 %.

### 2. ACTION SUR LE DBO

Par contre, d'après LEFORT (1971), les dépôts de boues qui se forment dans un cours d'eau si la vitesse du courant est inférieure à 10 km/jour (11,5cm/s) amènent une réduction de la D.B.O.

Seule une partie des matières biodégradables sédimente spontanément. Ainsi, 30 % de la D.B.O. d'une eau d'égout est sédimentable, mais seule une partie de cette D.B.O. disparaît sous forme de dépôt plus ou moins important selon la vitesse du courant : + 75 % à 10 cm/s, + 50 % à 15 cm/s et, à 25 cm/s remise en suspension des boues.

De plus, il faut tenir compte des boues vivantes, bioflocs qui se dispersent dans l'eau, adsorbent la M.O., réduisent la D.B.O. transportée, grossissent puis se déposent en zones calmes (VELZ et GANNON, 1962). Cette contribution peut être parfois supérieure à la quantité normale de dégradation de la M.O.

Les boues sont remises en suspension à l'occasion de crues agissant comme des chasses et le cycle recommence.

LEFORT, pour déterminer l'importance de ces dépôts, a mesuré l'évolution ultime de la D.B.O. le long du cours d'eau.

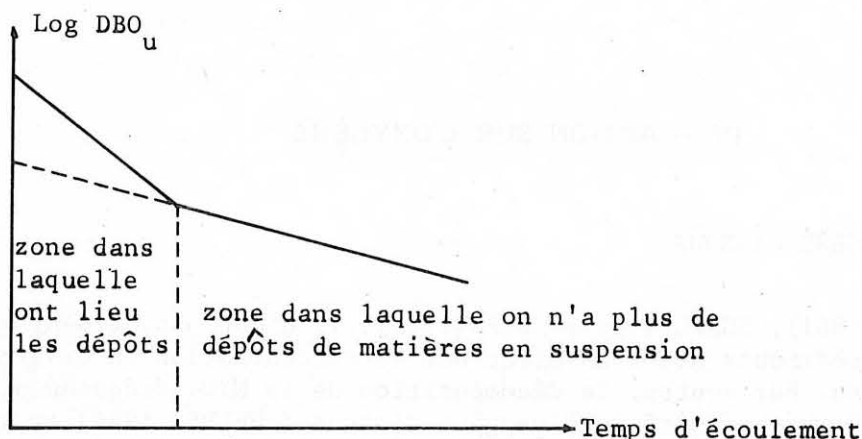


Fig. 19 VARIATION DE LA DBO EN FONCTION DU TEMPS D'ÉCOULEMENT (d'après LEFORT).

Dans un premier temps, il y a une diminution propre de la D.B.O. de l'eau avec consommation équivalente en oxygène dissous. En même temps, la DBO en suspension se dépose progressivement sur le fond du cours d'eau.

Dans un deuxième temps, la diminution de la D.B.O. limite est moins rapide. On admet qu'il n'y a plus décantation mais seulement dégradation.

La différence entre la pente à l'origine et la pente correspondant à la dégradation de la pollution donne un coefficient de diminution de la D.B.O. par sédimentation.

LEFORT n'a pas étudié le cas de la remise en suspension des boues.

Dans l'ensemble, la décantation des boues est un phénomène très favorable à l'autoépuration car elle permet de faire disparaître de l'eau courante une quantité de D.B.O. très supérieure à la biodégradation normale.

La pollution qui décante localise la consommation d'oxygène. Dans ces zones on a :

- . une consommation d'oxygène due à la pollution en suspension,
- . une consommation d'oxygène par les boues de fond déposées,
- . une faible aération du fait de la faible vitesse du courant.

Tout ceci fait que les zones de dépôt des boues sont particulièrement critiques.

Ainsi, CHEN et ORLOB (1972) ont étudié l'effet de la décharge des eaux résiduaires de l'émissaire marin de SAN DIEGO.

Avant l'installation de cet émissaire, le contour de la D.B.O. était parallèle à la cote. Après décharge des eaux résiduaires, la distribution de la D.B.O. est devenue elliptique, avec un centre au débouché de l'émissaire. Près du point de rejet par exemple, on constate que la D.B.O. augmente de 0,4 mg/g/an, cette augmentation étant associée avec un amoncellement de boues de 2,24 kg/jour/ha.

### 3. CONCLUSION

Nous limiterons cette étude à ces quelques résultats car la D.B.O. étant une mesure de la pollution pour les matières organiques, nous sortons ici du cadre général de l'étude.

Il paraissait tout de même nécessaire de mentionner ces résultats du fait de l'importance de ce facteur pour la vie aquatique.

Enfin, le peu d'étude et les contradictions des auteurs ne permettent pas de savoir si les boues et les matières en suspension inertes influencent la teneur en oxygène dissous de l'eau.

Des études sur ce sujet paraissent donc nécessaires.



EXPLAINED

### CHAPITRE III

#### ACTION SUR LA POLLUTION CHIMIQUE

## I - GÉNÉRALITÉS

Les sédiments fins et les colloïdes ont une surface électrique active leur permettant d'adsorber les polluants (pesticides, acides, produits radio-actifs, métaux lourds...) qui ont été rejetés dans les cours d'eau.

Par conséquent, les dépôts de matières en suspension peuvent contenir une importante quantité d'éléments, de matière organique et de matériel biologique qui représentent une source potentielle de pollution.

Sous certaines conditions (d'acidité par exemple), ces produits peuvent repasser en solution et ainsi créer une vague intense de pollution. Ce phénomène est surtout vrai pour les métaux lourds, plus solubles en milieu acide que neutre ou légèrement alcalin (PATRICK 1968).

Les dépôts formés par ces phénomènes de concentration et d'adsorption peuvent également être remis en mouvement lors d'un changement de régime de la rivière, sous l'effet d'une pollution chimique, par des phénomènes biologiques ou même par une action directe de l'homme. Ceci fait que le taux de concentration des polluants dans l'eau est difficilement contrôlable à longue échéance.

Il paraît donc évident que les réactions entre les éléments polluants et les colloïdes déterminent la concentration relative des polluants dans l'eau.

### 1) Facteurs principaux régissant l'adsorption

#### 1.1. - Potentiel électrocinétique

La surface des minéraux présente en général une charge électrique négative (voir fig 20) dont l'origine et la nature peuvent être diverses.

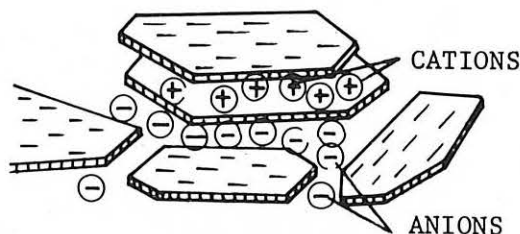


Fig. 20 POSITION DES CHARGES ELECTRIQUES A LA SURFACE DES MINERAUX

L'adsorption d'ions de signes opposés est nécessaire pour que le système solide - liquide reste électriquement neutre.

Le modèle de la double couche est l'un des schémas proposés pour expliquer la répartition des ions au voisinage de la particule solide. Ce modèle consiste en l'association d'une couche d'ions qui entoure la particule (couche d'HELMOLTZ) et d'une deuxième couche plus diffuse (couche de GOUY). Le potentiel existant entre la couche fixée et le point de la solution où la neutralité électrique est atteinte dépend du potentiel zeta ou potentiel électrocinétique.

Les ions localisés dans la couche externe diffuse sont facilement échangeables avec les ions de l'électrolyte, d'où l'importance de l'étude de la charge de la particule dans les phénomènes de sorption.

Pour PRAVDIC (1970), la charge dépend du type et de la concentration des ions présents dans la solution (voir fig 21).

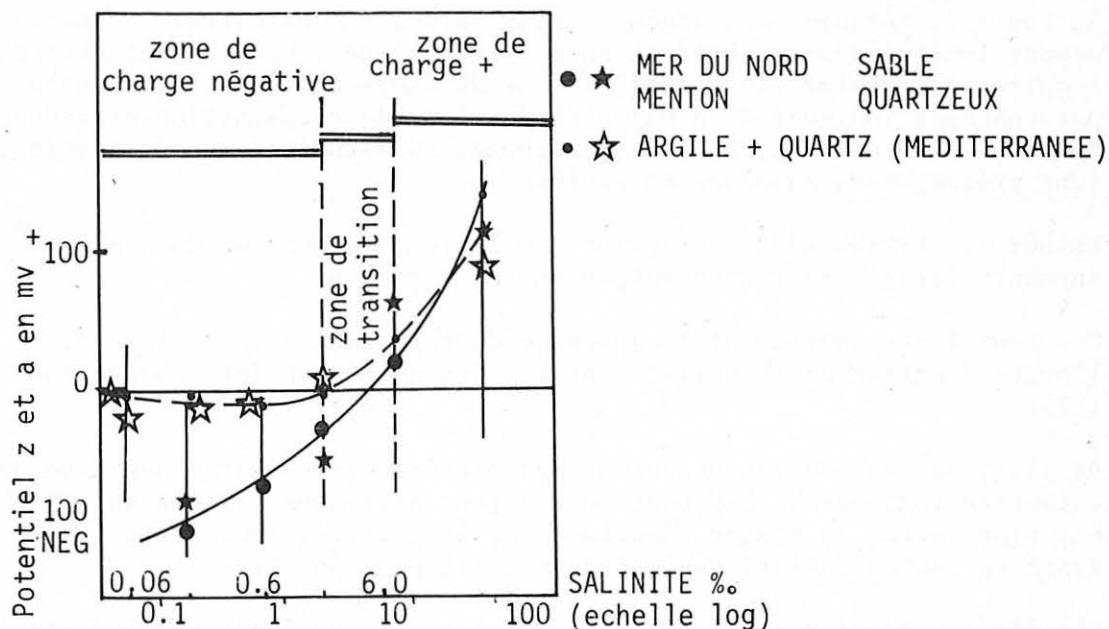


Fig. 21 : Potentiel électrocinétique ( ZETA ) de quelques sédiments en fonction de la salinité de l'eau de mer (échelle log) - PRAVDIC -

D'autre part, la charge est indépendante du pH du milieu électrolytique, mais ce pH est à peu près constant en eau de mer.

La charge portée par les sédiments naturels (quartz, argile) est négative, faible et invariable jusqu'à une salinité de 2 ‰. Au delà du point isoélectrique 6 ‰, la charge devient positive et varie linéairement en fonction de la salinité. Le renversement de la charge se produit donc entre ces deux valeurs.

Pour les sables, MARTIN et AL (1970) ont trouvé que le renversement de signe du potentiel zeta se produisait pour une salinité de 15 à 25 ‰.

Dans les eaux de rivières françaises, peu minéralisées, la charge négative des particules est plus ou moins compensée par les cations en solution ( $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$  et  $\text{Na}^+$  pour la Loire : BERTHOIS (1969), et par des cations hydrolysés dont  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . Cependant, en raison de la prédominance de  $\text{Ca}^{++}$  peu électropositif aux pH naturels et d'hydroxydes, le caractère électronégatif de la particule avec son entourage est maintenu. La charge résultante négative est faible (MOREL 1971).

Au cours du mélange eaux douces - eaux salées (en estuaire), l'environnement ionique des matières en suspension change :  $\text{Na}^+$  très électropositif remplace  $\text{Ca}^{++}$  moins électropositif. Le  $\text{Na}^+$  étant abondant, il se substitue par échanges ioniques à la majorité des ions de compensation précédents, moins électropositifs, ce qui occasionne, en estuaire, une désorption des ions précédemment adsorbés en rivière.

KELLEY et CUMMINS (1921) trouvent que le remplacement de  $\text{Ca}^{++}$  par  $\text{Na}^+$  augmente lorsque la concentration en  $\text{Na}^+$  augmente.

Ces deux faits expliquent l'apparente divergence constatée ici avec l'ordre d'entrée préférentiel dans le site d'échange (cf. paragraphe 1-2).

De plus,  $\text{Na}^+$  va constituer autour des particules de charge négative un entourage ionique de compensation d'autant plus dense que la salinité est plus forte, la charge résultante de la particule qui était négative avant la contamination, devient donc nulle puis positive.

D'après ces résultats, il apparaît que les cations fixés sur les particules en suspension en eau douce, repasseront en solution lorsque ces particules atteindront l'estuaire (mélange d'eau douce et d'eau salée). Il est donc possible, si la dilution n'est pas trop importante, qu'une vague de pollution accompagne ces phénomènes de désorption.

## 1.2. - Capacité d'échange de base (CEB)

La capacité d'échange des sédiments peut avoir un effet significatif sur la chimie des eaux d'un fleuve.

Elle est fonction de la nature de l'adsorbant ainsi que de sa granulométrie. La C E B des silts et argiles augmente en général lorsque la taille des particules décroît. Cela est dû aux variations de minéralogie avec la fraction granulométrique envisagée, à la surface des particules et à leur cristallinité.

La montmorillonite qui a une forte capacité d'échange, a tendance à être en très petites particules et peut donc être concentrée dans la fraction fine des argiles ( $< 0,2 \mu$ ).

La kaolinite et l'illite qui ont une faible capacité d'échange, ont leur diamètre moyen situé dans la fraction des grosses argiles ( $0,2$  à  $2 \mu$ ) (MALCOLM et KENNEDY 1970).

Ces auteurs ont étudié les variations de la CEB en fonction de la granulométrie dans les sédiments de la rivière MATTOLE (Californie).

Classe granulométrique	C E B en meq/100 g	Composition
Sables et graviers	7 à 16	
Silt moyen		
Silt fins	17,6	Forté proportion d'argiles
Argiles grossières	29,2	Peu de M, prédominance de : I, K, chl à faible C E B
Argiles fines	53,6	Prédominance de la Montmorillonite

La forte C E B des sables et graviers est due à l'incomplète dispersion ou à l'adhésion des argiles sur les particules plus grosses. Les sables ne peuvent donc pas être ignorés.

D'autre part, pour une même argile, plusieurs auteurs ont constaté que la C E B augmente lorsque le diamètre moyen des particules diminue.

D'après HARMON et FRAULINI (1940), la C E B de la kaolinite passe de 2,4 meq pour la classe granulométrique  $10 - 20 \mu$  à 9,5 meq pour la classe  $0,1 - 0,05 \mu$ .

GRIM et BRAY (1936) ont effectué la même étude pour l'illite.

Diamètre des particules en $\mu$ CEB en meq	1 - 0,1	0,1 - 0,06	moins de 0,06
	Echantillon 1	18,5	21,6
2	13,0	20,0	27,5
3	20,0	30,0	41,7

Sur la rivière Brazos, TUREKIAN et SCOTT (1967) ont également constaté que la C E B est beaucoup plus forte pour la fraction fine.

GRIM (1953) a montré que la C E B de la Montmorillonite varie avec la concentration de l'argile (81 à 103 meq pour des concentrations de 0,25 à 8,80 %. Les variations sont beaucoup moins fortes pour l'illite et la kaolinite.

D'autre part, MOREL a montré que la C E B des argiles fluviatiles est modifiée au contact du milieu marin. Elle diminue de 12 % lors du passage du fleuve à l'estuaire mais ensuite il n'y a plus de modification lors du passage de l'estuaire au milieu marin. De nombreux sites d'échange sont définitivement bloqués par un mécanisme, non précisé par l'auteur.

MALCOLM et KENNEDY ont étudié la vitesse d'adsorption en fonction de la classe granulométrique. Ils distinguent 5 groupes correspondant à des vitesses d'adsorption différentes en fonction du diamètre des particules:

- argiles fines, grossières et silt fin : 75 % de l'échange se produit en 3 secondes, échange complet en 2 minutes,
- silt moyen à sable fin : 30 à 50 % de l'échange en 3 secondes, échange complet en 5 à 10 minutes,
- sable fin et moyen : moins de 20 % en 3 secondes, complet en 20 minutes à 1 heure,
- sable grossier et gravier fin : pas d'échange en 3 secondes, moins de 50 % en 1 heure, complet en 2 jours.

Pour ces auteurs, la vitesse d'échange diminue graduellement avec l'augmentation de la taille.

Les vitesses d'échange trouvées par ces auteurs paraissent très rapides par rapport aux valeurs obtenues par d'autres chercheurs.

En effet, il est généralement admis qu'il doit s'établir un état d'équilibre entre le matériau adsorbant et la solution.

Ainsi, BOVARD et FOULQUIER, en étudiant la fixation du  $^{137}\text{Cs}$  par la vase, ont constaté que 90 % de cet élément étaient fixés en 48 h, mais que l'état d'équilibre n'intervient qu'après 15 à 20 jours de contact.

D'autre part, pour les argiles, la vitesse d'échange dépend de la structure des argiles. Dans le cas d'une kaolinite, où l'échange ne peut se faire qu'à la surface de la plaquette, cette vitesse est très rapide. Par contre, dans le cas d'une argile gonflante, il existe des sites d'échange entre les feuillets. Il est donc nécessaire que les ions diffusent entre ces feuillets pour être adsorbés dans ces sites, ce qui demande un temps beaucoup plus long.

Enfin, lors du dosage de la C E B, on admet que la saturation des sites d'échange est obtenue au bout de 2 jours.

Ces résultats sont donc très éloignés de ceux de MALCOLM et KENNEDY (échange complet sur les argiles et silt fin en 2 minutes).

Le potentiel électrocinétique et la capacité d'échange expliquent l'adsorption des éléments sur les particules, mais il existe beaucoup d'autres paramètres qui peuvent faciliter ou inhiber ces échanges.

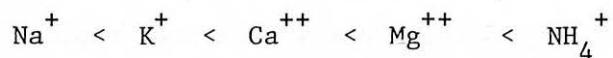
## 2 ) Facteurs secondaires

D'après PICAT et MORISSET (1970), à son entrée dans le cours d'eau récepteur, la répartition de l'agent polluant entre la phase dissoute et la phase associée aux éléments en suspension est fonction :

- a) de la nature du polluant rejeté et de la forme physique et chimique sous laquelle il se trouve,
- b) de la composition ionique de l'eau (concentration en cations, pH, résistivité, teneur en oxygène dissous).

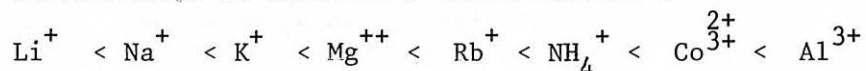
En cas de compétition, les ions polyvalents occupent des sites préférentiellement aux ions monovalents (MONNET 1972 ).

Pour WAY (1852) par exemple, l'ordre de remplacement des éléments communs est le suivant :

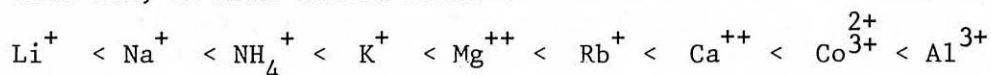


En fait, cet ordre de remplacement varie en fonction des conditions expérimentales, du cation considéré et de la nature de l'argile.

Par exemple, GEDROIZ (1922) trouve pour le remplacement de  $\text{Ca}^{++}$  par une solution de chlorure l'ordre suivant :



alors que pour le remplacement de  $\text{Ba}^{++}$  par une solution 0,1 N sur le même sol, le même auteur donne :



Nous voyons donc que si les ions divalents occupent bien préférentiellement les sites d'échange, il existe des exceptions ( $\text{Rb}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ).

Pour MURRAY (1972) le taux d'adsorption augmente avec l'augmentation du pH surtout de 7,5 à 8,5.

c) De la nature (granulométrique et minéralogique) et de la concentration du débit solide.

En milieu fluvial, il y a adsorption différentielle des éléments en trace en fonction de la nature du substrat solide (MONNET).

D'autre part, si le sédiment contient de la matière organique, son pouvoir adsorbant est fortement augmenté.

Par exemple, pour des échantillons de vases prélevés dans la vallée de la Vilaine et dans celle du Scorff, les résultats de LEROUX (compte rendu d'essai L.C.P.C., dossier n° 30026/9, 1969) montrent bien la diminution de la C E B entre l'échantillon brut et celui débarrassé de sa matière organique.

Lieu de sondage et numéro	Profondeur en m	CEB échant.brut meq/100g	CEB échant. sans MO meq / 100g
Lanester 1	2,9	30	26
Beganne 2	2,0	30	24
Cran 1	5,0	27	26
Cran 2	3,8	27	19

Des résultats identiques, mais encore plus marqués ont été obtenus par cet auteur sur des échantillons de tourbe.

Echantillon	% de MO	CEB échant.brut meq/100 g	CEB échant.traité meq/100 g
L 1	74	81	5,9
L 2	48	11,7	9,7
D 11	75,5	41,5	1,9

Ceci est dû à la forte capacité d'échange de cette matière organique et à la possibilité qu'ont les métaux de former avec la matière organique des composés organométalliques.

D'autre part, lorsque la décomposition se produit, les éléments traces associés à la MO peuvent être relâchés dans l'eau.

D'un autre côté, la nature de la MO évolue durant son transport dans l'estuaire et ces changements peuvent altérer son aptitude à piéger des éléments.

Malgré tout, la diminution de la teneur en MO et ses changements de composition ne sont pas suffisants pour expliquer l'abandon des éléments trace à partir du sédiment (MARTIN et AL).

d) Du temps de contact entre l'agent polluant et les deux phases envisagées.

Au bout d'un certain temps, il y a formation d'un équilibre solide-liquide caractérisé par le pourcentage de pollution associé à chacune de ces phases. Le déplacement ne pourra alors intervenir que si l'un des facteurs qui régit l'équilibre varie, par exemple la charge en sel ou la concentration du débit solide. Ces fluctuations aboutiront à de nouveaux échanges régissant à leur tour une nouvelle répartition.

Les mécanismes responsables de la formation de complexes, adsorption et échange d'ions pourront donc varier largement et le piégeage résultant des ions dissous, par le silt et le sédiment peuvent altérer la proportion relative aussi bien que la concentration totale des différents ions restant en solution.

Ces processus sont d'une grande importance pour l'étude de la qualité des eaux et le contrôle de la pollution.

Ces différents facteurs qui régissent l'adsorption ou la désorption des polluants ayant une action variable suivant le type de pollution, nous étudierons plus en détail leurs effets avec chaque type de polluants.

## A - Cas des pesticides

### 1 - Origine des pesticides dans les eaux

On désigne par pesticide, tous les produits utilisés pour lutter contre les organismes parasites.

Les pesticides participant à la pollution par les matières en suspension sont essentiellement de deux types :

- les pesticides organo chlorés contenant C, H, Cl parfois O. Ce sont les plus importants au point de vue tonnage utilisé. Exemples : DDT, Lindane, Dieldrine, Aldrine, Endrine, Heptachlore.

- les composés organiques phosphorés, ce sont des phosphorés contenant P, O, C, H, parfois S. Exemples: Parathion, Malathion.

D'après Madame LERENARD (1966), on consommait en France à cette époque 125 000 tonnes de pesticides par an dont les 3/5<sup>e</sup> étaient formés par des substances minérales (soufre, sels de Cu), 3 000 t de DDT, 1 000 t d'Aldrine, 1 000 t au total d'organo-phosphorés.

Une fraction atteint les eaux et peut donc contaminer les organismes aquatiques.

Les pesticides qui atteignent les eaux, en général sous forme insoluble, se fixent sur les matières en suspension puis gagnent les organismes par le mécanisme de la chaîne alimentaire.

Les pesticides peuvent atteindre les eaux de plusieurs façons (E. De LAVAUUR 1970) :

- par traitement direct contre les moustiques
- par contamination artificielle (lavage de récipients ayant contenu des pesticides)
- par rejets industriels et urbains
- par les courants atmosphériques et les précipitations
- par ruissellement des eaux de pluie sur les champs traités.

### 2 - Solubilité des pesticides

Les pesticides organo-chlorés ont une solubilité très faible (nécessaire pour obtenir une bonne persistance compatible avec leur usage agricole): Madame LERENARD 1966.

PARK et BRUCE (1968) ont étudié la solubilité de quelques pesticides sous forme de courbes d'équilibre qui montrent une diminution initiale de la solubilité suivie par une augmentation significative durant les 3 à 4 premiers jours. Ensuite, le plateau d'équilibre est atteint.

Pesticides	Période pour établir l'équilibre	Solubilité en ppm
Aldrine	7 jours	0,027
Dieldrine	4 "	0,186
Heptachlore	7 "	0,056
Heptachlore epoxyde	10 "	0,0350

Pour VERSINO (1971), la solubilité du DDT est de 0,0012 ppm, ce qui correspond à la valeur obtenue par BAILEY (1971). Par contre, Madame LERENARD (1966) donne une valeur de 0,04 ppm et VIEL de 1 ppm.

Ce même auteur donne pour le Lindane une solubilité de 10 ppm (de même pour Madame LERENARD). D'après VIEL 1967, la solubilité du Dieldrine est de 0,1 ppm.

Les composés organo phosphorés ont une solubilité beaucoup plus forte. Madame LERENARD donne des valeurs extrêmes de 20 à 2 000 ppm. Ceci est en accord avec les études de VIEL (1972) : parathion 24 ppm, malathion 145 ppm.

### 3 - Facteurs contrôlant l'adsorption des pesticides

Ces faibles solubilités expliquent que l'on retrouve les pesticides dans les eaux sous forme particulaire ou associés avec les matières en suspension.

Dès 1953, FREDEEN et AL trouvent le DDT associé avec des solides en suspension (argiles et silt).

WEIDHASS et AL (1961), HARRIS (1964) trouvent que les sols riches en MO adsorbent les insecticides.

D'après HINDIN et BENNET 1971, la quantité de DDT, DDD, DDE et ethion dans les siltés décantables est proportionnelle à celle que l'on trouve dans les sols, la plus forte quantité d'insecticides associée au silt étant constatée après la première irrigation qui suit l'application de l'insecticide.

La petite taille des particules d'argile et de silt, leur composition et leur stabilité à l'état colloïdal fournissent une surface considérable, largement utilisable pour l'adsorption des pesticides.

Ainsi, WEIDHASS et AL 1959 expliquent par l'adsorption sur les argiles et particules du sol, la diminution de la teneur en parathion des eaux peu profondes.

### 3.1. - Nature de l'adsorbant

Si l'endrine est en solution, son potentiel de toxicité peut décroître seulement en présence d'un matériel fortement adsorbant tel que le charbon actif. En effet, le carbone adsorbe 95 % de l'endrine, seul 5 % peuvent donc contribuer à sa toxicité, alors qu'en présence de matières en suspension naturelles, l'endrine est peu adsorbée, sa toxicité n'est donc que peu réduite (BRUNGS et BAILEY 1966).

WUN-CHENG WANG et AL (1972) ont étudié l'adsorption du parathion sur différents argiles.

Nature de l'argile	Poids d'argile en mg/l	% sorbé	Temps d'équilibre
Kaolinite Ca	365	13	1 heure
Montmorillonite Ca	338	21	1 heure
Montmorillonite Na	333	25	1 heure

D'après ces résultats, il est évident que la nature des argiles ainsi que la nature des cations interfoliaires jouent un rôle dans l'adsorption, la Montmorillonite adsorbant beaucoup plus la parathion que la kaolinite.

JU-CHANG HUANG et CHENG-SUN LIAO 1970, ont comparé l'adsorption de DDT, heptachlore et dieldrine sur l'illite, la kaolinite et la montmorillonite. Chacun de ces pesticides ainsi que chacune des argiles représentent une structure chimique différente.

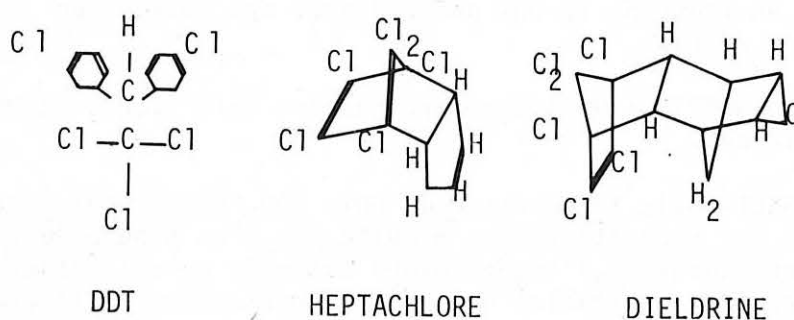


Fig. 22: STRUCTURE DES PESTICIDES ETUDIES (d'après HILL )

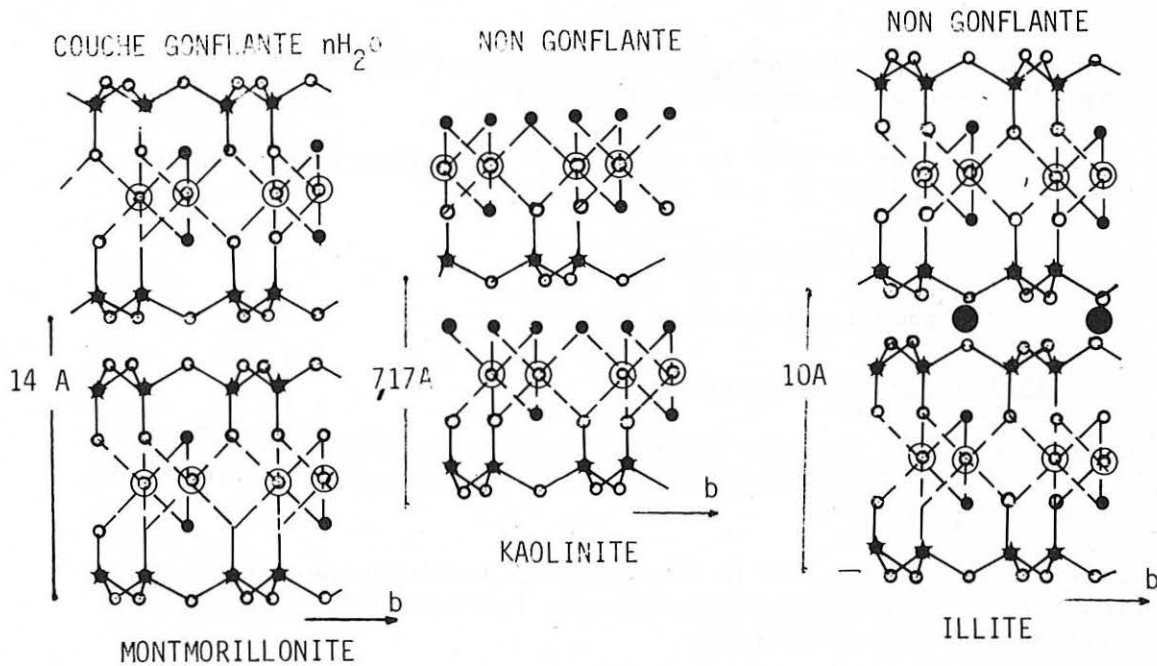


Fig. 23 STRUCTURE DES ARGILES ETUDIEES ( d'apres HOFMANN )

	Kaolinite	Montmorillonite	Illite
○	O	O	O
⬠	Si	Si ou Al	Si (1/4 remplacé par Al)
●	OH	OH	OH
⊙	Al	Al ou $R^{++}$	Al
●			K

La kaolinite et l'illite sont des argiles non gonflantes alors que la montmorillonite est gonflante.

L'adsorption de ces 3 pesticides sur illite et kaolinite est à peu près instantanée car les molécules de pesticides se déposent à la surface de ces argiles.

L'adsorption du DDT et de l'heptachlore sur l'argile gonflante est graduelle et peut être divisée en deux temps :

- dépôt instantané à la surface de l'argile
- diffusion graduelle dans les espaces interfoliaires.

Pour le dieldrine, l'adsorption sur la montmorillonite ne se fait qu'à la surface des argiles car les molécules de ce pesticide adsorbées créent certains obstacles physiques qui empêchent les molécules de diffuser dans l'espace interfoliaire.

D'après ces auteurs, la capacité d'adsorption n'est pas la même suivant le type d'argile et le type de pesticide :

- pour le DDT, la capacité d'adsorption diminue dans l'ordre :  $M > K \approx I$
- pour l'heptachlore  $M \approx K > I$
- pour le dieldrine  $I > M > K$

### 3.2. - Effet de la matière organique

D'après WANG et AL, la capacité d'adsorption des sédiments des lacs pour la parathion augmente quand la MO est partiellement extraite des particules de sédiment.

D'après JU-CHANG HUANG (1971) l'adsorption du dieldrine par la montmorillonite n'est pas influencée par la MO soluble contenue dans le filtrat des eaux domestiques.

ROWE et CANTER (1970) ont étudié l'effet de la MO sur l'adsorption du dieldrine et de l'endrine.

#### PIEGEAGE DU DIELDRINE ET DE L'ENDRINE PAR LE SEDIMENT AVEC ET SANS M.O.

(après ROWE et Al) :

Pesticide	Echantillon	% de sorption en fonction du temps de contact			
		1 heure	1 jour	3 jours	7 jours
Dieldrine	sédiment + MO	27	45	57	23
	sédiment sans MO	22	32	56	5
Endrine	sédiment + MO	80	22	15	0
	sédiment sans MO	0	17	0	7

Les sédiments contenant de la MO présentent une forte sorption initiale mais au bout de 7 jours, il ne reste plus qu'une fraction insignifiante de polluant associée au sédiment (voir tableau).

L'effet de la MO associée au sédiment joue un grand rôle dans les phénomènes de sorption des pesticides mais, avec le temps, cet effet devient négligeable.

BOUCHER et LEE (1972) ont montré que l'adsorption du lindane et du dieldrine diminuait lorsque le taux de MO augmente.

### 3.3. - Taille des particules

BOUCHER et LEE 1972 ont constaté que l'adsorption du lindane et du dieldrine augmente si le diamètre moyen des particules diminue de 0,35 - 0,50 mm à 0,18 - 0,30 mm.

D'après POIRRIER et AL 1972, le facteur de concentration du DDT sur des colloïdes de 5 - 10  $\mu$  formés de Fe par rapport à l'eau était de 15 800.

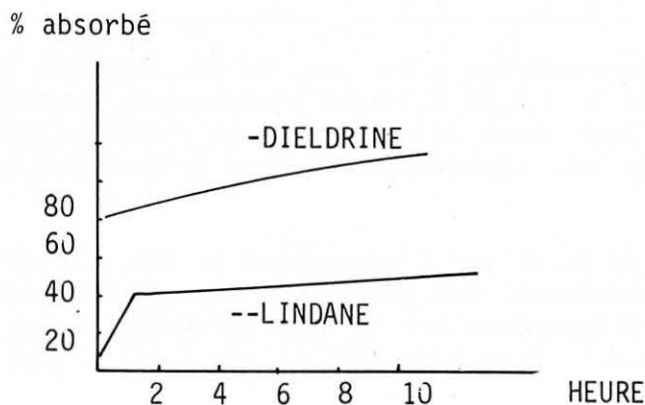
Pour COX 1971, les résidus de pesticides sont adsorbés sur des particules de diamètre inférieur à 1 - 2  $\mu$ .

### 3.4. - Nature du pesticide et concentration

WATSON et AL 1972, ont montré que l'adsorption du 2,4 D augmente avec la concentration initiale.

BOUCHER et LEE trouvent que l'adsorption du lindane et du dieldrine augmente avec l'accroissement de la concentration en pesticide.(fig. 24)

Fig. 24:



L'adsorption plus forte du dieldrine par rapport au lindane est due aux différences de solubilité (dieldrine 0,1 ppm, lindane 10 ppm : VIEL) et à l'assymétrie de la molécule de dieldrine qui peut influencer la densité électronique provoquant une augmentation de polarisation comparée au lindane.

L'assymétrie de la molécule de dieldrine est également prise en compte par HUANG et LIAO pour expliquer le fait que ce pesticide n'entre pas en position interfoliaire dans la montmorillonite alors que le DDT et l'heptachlore occupent facilement ces sites.

### 3.5. - Salinité

L'adsorption de l'endrine est maximum à des salinités de 13 à 17 %. puis diminue avec le temps. A des salinités supérieures à 17 ‰, il n'y a pas d'adsorption.

Pesticide	Salinité ‰	% de sorption en fonction du temps de contact			
		1 heure	1 jour	3 jours	7 jours
Endrine	9	16	3	7	5
	13	37	7	0	0
	17	34	22	11	0
	21	0	0	0	0
	25	0	0	0	0
Dieldrine	9	28	52	98	41
	13	49	73	9	15
	17	27	59	98	23
	21	23	56	93	44
	25	31	62	90	39

L'adsorption initiale du dieldrine n'est pas, ou peu, affectée par la salinité (28 % à 9 ‰ et 31 % à 25 ‰) puis l'adsorption augmente avec le temps jusqu'au 3ème jour avant de diminuer, certainement jusqu'à ce que la quantité adsorbée soit négligeable au bout de quelques jours (ROWE et AL 1970).

D'après HUANG, l'effet de Na Cl sur l'adsorption du DDT, dieldrine et heptachlore n'est pas concluant. Ces pesticides sont un peu plus adsorbés à 3 % qu'à 0,3 et 0,03 % cependant que le même pesticide est un peu plus adsorbé à 0,03 % qu'à 0,3 %. Pour l'auteur, il n'y a pas d'explication apparente à ce résultat.

WATSON et AL 1971 ont montré que l'adsorption du 2,4 D sur la goethite diminue avec l'augmentation de la force ionique de 0,1 à 1 M de Na cl.

### 3.6. - Présence d'autres éléments

Des auteurs ont également montré que l'adsorption des pesticides sur les argiles peut fortement varier en présence d'un autre corps.

Ainsi, WUN-CHANG WANG et AL (1972) ont montré que l'adsorption du parathion sur la montmorillonite passe de 25 à 87 % en présence de 0,5 mg/l de rhodamine B (ce qui peut se produire au cours d'une expérience de traceur).

La quantité de parathion adsorbée augmente lorsque la proportion de rhodamine B augmente, ce qui conduit les auteurs à conclure que la rhodamine B a un effet de coagulation sur les sédiments.

Les travaux de JU CHANG HUANG 1971 ont également montré que le glucose, l'alanine et l'acide stearique n'ont pas d'effet sur l'adsorption du dieldrine, de l'heptachlore et du DDT par la montmorillonite et l'illite. Cela est dû au fait que les molécules de ces 3 polluants ne sont pas compétitives avec les pesticides pour entrer dans les sites d'adsorption de ces argiles.

De même, WUN-CHANG WANG a montré que le bleu de méthylène ainsi que les phénols étaient sans action sur l'adsorption du parathion par les argiles.

### 3.7. - Effet du pH

L'adsorption du dieldrine par la montmorillonite augmente légèrement avec une diminution du pH de 10 à 6 (HUANG).

L'adsorption du liadane et du dieldrine n'est pas significativement affectée par des variations de pH de 4,3 à 8,9 (BOUCHER et LEE 1972).

Pour ROWE et AL, l'adsorption initiale du dieldrine pour des pH allant de 3,8 à 9,0 varie de 0 à 26 % et est égale à 0 si le pH est supérieur à 8 alors que l'adsorption initiale de l'endrine est indépendante du pH de 3,0 à 10,5, puis, quelque soit le pH, l'adsorption diminue avec le temps.

WATSON et AL ont montré que l'adsorption du 2,4 D augmente jusqu'à ce que le pH atteigne son pKa (2,73) puis diminue.

### 3.8. - Effet de la température

L'adsorption du diéldrine par la montmorillonite n'est pas significativement affectée par un changement de température de 10 à 30 °C (HUANG).

Pour BOUCHER et LEE, l'adsorption du liadane et du dieldrine est diminuée par une baisse de température de 40 à 5°C.

### 3.9. - Temps de contact

COX (1971) a montré que le facteur de concentration des pesticides organochlorés sur les floccs de bactéries par rapport à l'eau est de 625 en 20 minutes (étude du lac Erie).

ROWE et AL, en étudiant l'adsorption de l'endrine et du dieldrine, ont constaté que l'endrine immédiatement sorbée, repassait en solution avec le temps alors que l'adsorption du dieldrine augmentait pendant 3 jours puis il était relâché.

Les auteurs attribuent ce phénomène au fait que la MO cesse rapidement de jouer un rôle dans l'adsorption. En fait, dans ce cas, la sorption des pesticides devrait cesser, mais il ne devrait pas de produire de désorption. A notre connaissance, il n'existe donc pas d'explication valable de ce phénomène.

Pour BOUCHER et LEE, l'adsorption du lindane et du dieldrine augmentait avec le temps (pendant 8 h), ce qui correspond, pour le dieldrine aux conclusions de ROWE et AL.

#### 4) Désorption des pesticides

D'après BOUCHER et LEE (1972), pour 3 lavages à l'eau distillée de sable aquifère contaminé, 17 % du dieldrine est relâché ainsi que 70 % de liadane dont 50 % lors du premier lavage.

Pour BRUNGS et BAILEY, seul un petit pourcentage de l'endrine associée avec les sédiments de fond devient disponible pour les poissons en peu de temps. Si l'endrine est adsorbée par le sol lorsqu'elle entre dans l'eau, seule une très faible part deviendra disponible pour contaminer les poissons.

Les travaux de WANG et AL ont montré que la désorption du parathion est directement liée à la quantité adsorbée, ceci étant vrai pour une argile pure ou associée à de la rhodamine B. Dans tous les cas, la désorption ne représente qu'une faible part de l'adsorption (facteur  $\frac{1}{4}$  à  $\frac{1}{8}$ ).

ROWE et AL ont constaté que si l'adsorption initiale du dieldrine et de l'aldrine était forte, il se produirait dans les jours suivants une désorption de la plus grande part des pesticides initialement adsorbés.

Pour HUANG et LIAO, la désorption dépend du mécanisme de l'adsorption. Ainsi, si l'adsorption est due à des liaisons hydrogènes ou d'autres forces d'interaction, comme c'est le cas dans le système illite - heptachlore, le taux de désorption sera faible. Par contre, si l'adsorption est due en grande partie à des forces de Van der Waals (système montmorillonite - dieldrine), un certain degré de désorption peut se produire.

#### 5) Conclusions

L'affinité des pesticides tels que le DDT pour les colloïdes et les matières en suspension peut amener ces polluants à se concentrer fortement sur ces particules par rapport à l'eau. Ces substances peuvent être transportées sur de grandes distances et peuvent être concentrées à partir de l'eau par précipitation ou adsorption jusqu'à des concentrations dangereuses. Les colloïdes peuvent donc jouer un rôle très important dans la distribution et la concentration des traces de composés organiques chlorés dans l'environnement aquatique.

En fait, si l'adsorption des pesticides est facile et se produit assez rapidement, le taux de désorption est très limité. Les particules en suspension auront donc pour les cours d'eau, un rôle d'épurateur, plutôt que de vecteur de transport de la pollution par les pesticides.

De plus, un autre facteur intervient dans la dépollution d'un cours d'eau contaminé par les pesticides. Il s'agit de la durée de vie de ces éléments.

Si certains tel que le DDT peuvent persister très longtemps sans être dégradés (d'après WHEATLEY 1965, sa durée de demi-vie est de 20 à 40 ans), d'autres disparaissent relativement rapidement (durée de demi-vie du lindane : 15 à 20 semaines : WHEATLEY, disparition rapide de l'endrine BRIDGES 1961). De même, l'heptachlore n'a pas été trouvé dans l'eau 42 jours après l'application sur les cultures proches du plan d'eau (CHISHOLM et KOBLITSKY 1959) (on compte en général 10 fois la durée de 1/2 vie pour se considérer comme complètement à l'abri des effets du polluant).

## B - Cas des métaux lourds

Beaucoup de métaux en trace sont nécessaires et bénéfiques pour la vie aquatique à de faibles concentrations, mais certains deviennent toxiques lorsque les concentrations augmentent (WILLIAMS et AL 1973) et peuvent donc être à l'origine d'une diminution de la diversité benthique.

Plusieurs chercheurs ont montré que les métaux tendaient à s'associer avec les matières en suspension et colloïdales des eaux naturelles, ce qui est très important pour la diminution de la toxicité des décharges d'eaux usées industrielles rejetées dans les eaux naturelles.

### 1 - Répartition des métaux entre le sédiment et le milieu

SHAPIRO a montré que Fe, Mn et Ca s'associaient avec les matières en suspension. O'CONNOR et RENN ont démontré que le Zn disparaît rapidement de la solution à l'aval de sa source et que les silts des rivières contiennent par endroit de fortes concentrations de Zn.

Dans les rivières Ohio et Cincinnati, la turbulence pendant les périodes de crues amène la remise en suspension des matériaux boueux et un taux correspondant de métal contenu dans le matériel en suspension. Ces périodes sont associées à la destruction des communautés de plancton et dans quelques cas, la mort des poissons a été observée (WILLIAMS et AL).

Pour KRAUSKOPF (1956), les éléments les plus fortement et rapidement adsorbés, quelle que soit la nature de l'adsorbant sont Cu, Zn et pb, le phénomène étant moins important pour Co et Ni.

Pour FRECAUT 1973, les transports en solution prédominent dans tous les secteurs de la Moselle, quelle que soit leur nature lithologique. Ils représentent près de 90 % des transports solides. Par ailleurs, les transports en solution sont continus tout au long de l'année et ne sont soumis qu'à des variations saisonnières modérées. La salinité est plus faible en hiver, plus forte en étiage (été). Dans la même région, les transports en suspension ne représentent que 5 à 15 % des transports solides.

MONNET (1971) a étudié en zone intertropicale les variations entre les transports des métaux lourds en solution et adsorbés sur les matières en suspension.

Au niveau des bassins de faible superficie, les concentrations des éléments traces sont influencées par la nature pédologique du milieu. Les valeurs du rapport suspension / solution sont surtout déterminées par la quantité exportée sur chaque bassin. Ainsi, sur le bassin de savane granitique (transport solide plus important que sous forêt), la forme liée aux solides prédominera.

Le titane (40 à 280), le manganèse (10 à 220), le chrome (14 à 90), le vanadium (10 à 90), quelle que soit la période de l'année, présentent le rapport le plus élevé. Seul le strontium migre davantage en solution. Par contre, sur le bassin schisteux couvert de forêts, le phénomène est inverse. Le rapport est inférieur à 1 sauf pour le titane (2 à 120).

Au niveau des bassins de grande superficie, les suspensions, d'origines différentes, sont plus diversifiées. Dans ce cas, le titane (1 à 15), le manganèse (1 à 200) et le Zn sont les éléments les plus abondants en suspension. Le chrome et le vanadium (rapport peu différent de 1) sont plus abondants en solution sauf en période de crue. Le Nickel se trouve autant dissous que fixé sur les matières en suspension (rapport 0,1 à 1,8), de même pour le cuivre (0,05 à 1,5).

Les alcalins rares Li, Rb, se trouvent à 90 % en solution alors que MOROZOV 1969 trouve l'inverse (89 % du Li et 96 % du Rb sont fixés sur les matières en suspension dans l'océan d'après cet auteur).

Le Sr, le Ba, se trouvent surtout sous forme dissoute (rapport 0,002 à 0,17 et 0,07 à 0,67).

Pour PERHAC 1972, dans un cours d'eau drainant une surface carbonatée, les solides dissous représentent plus de 95 % des solides totaux, les grosses particules ne représentent que quelques pourcents et les colloïdes moins de 1 %.

D'autre part, les plus faibles concentrations de métaux se trouvent dans la phase dissoute mais, malgré cette faible concentration, la presque totalité des métaux lourds se trouve dans cette phase. Cela est dû à l'énorme volume de cette phase par rapport aux fractions solides.

Pour TUREKIAN et SCOTT 1967, dans la rivière Brazos, seuls Fe et Mn sont plus abondants dans la phase solide. Cela est dû à la transformation de ces éléments en forme insoluble.

STREEKUMARAN et AL 1968 ont montré que le  $^{133}\text{Cs}$  est transporté dans les mêmes proportions sous forme particulaire ou soluble dans trois rivières de l'ouest des USA.

Exemple de la rivière Colorado (charge solide : 22 mg/l).

$^{133}\text{Cs}$ en ppm		$^{133}\text{Cs}$ transporté en tonnes/an	
DISSOUS	SUSPENSION	DISSOUS	SUSPENSION
0,019	0,026	4	5,5

BALL'AGIRO (1968), HEIDE et AL (1957), trouvent plus de Hg dans les sédiments en suspension dans les rivières d'Italie et d'Allemagne que dissous dans l'eau.

CRANSTON et AL (1972) ont mesuré le Hg en solution, dans les particules en suspension et dans les sédiments du fond de l'estuaire de la rivière Have. Ils ont trouvé 3 000 fois plus de Hg dans les sédiments de fond qu'en solution et 100 000 fois plus dans les matières en suspension. D'après les auteurs, le fait que grâce aux bactéries, le Hg des sédiments de fond est méthylé et donc relâché dans l'eau explique qu'il y ait beaucoup moins de Hg dans les sédiments de fond que sur les particules en suspension.

SREEKUMARAN et AL, pour leur part, ne trouvent pas de différence importante entre les concentrations de Li, K, Rb et Cs entre le sédiment de fond et les matières en suspension.

Exemple pour une charge solide moyenne de 24,8 mg/l.

Elément	Li		K		Rb		Cs	
	fond	M en S	fond	M en S	fond	M en S	fond	M en S
taux en ppm	30,2	13,5	5 390	7 200	15,4	17,7	2,6	1,1

CHESTERIKOFF et AL 1973, ont étudié la pollution de la Seine par le Hg du Pecq à Tancarville. La concentration en Hg est à peu près identique entre l'eau et les matières en suspension, mais il y a 2 à 10 fois plus de Hg dans les matières en suspension que dans les sédiments du fond. Les auteurs concluent qu'il s'agit d'une pollution récente car, pour le pb, dont la pollution est plus ancienne, la concentration est identique entre les matières en suspension et les sédiments de fond.

D'autre part, la concentration en Hg de l'eau est divisée par 3 entre le point de rejet et un prélèvement effectué 800 m plus loin. Il se fait donc une autoépuration de l'eau mais qui entraîne la pollution du sédiment.

## 2 - Facteurs contrôlant l'adsorption

### 2.1. - Nature de l'adsorbant

REIMER et TOTH (1970) ont étudié l'adsorption du Cu sur l'illite, la kaolinite, la montmorillonite et l'acide humique.

Les trois argiles représentent chacune une structure argileuse, l'acide humique correspond au dernier stade de la décomposition de la MO.

Les auteurs ont placé ces adsorbants et présence d'une solution de 0,5 ppm de  $\text{Cu SO}_4 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$  qui, dans tous les cas, ont été complètement absorbés.

L'ordre d'adsorption du Cu est le suivant :

acide humique > montmorillonite > illite > kaolinite

cet ordre d'adsorption correspond tout à fait à la C E B de ces corps.

D'après ces auteurs, les facteurs contrôlant l'adsorption du sulfate de Cu sont la nature de l'argile, le contenu en MO, et le % de calcaire lorsqu'il y en a.

Pour MAC LAREN et CRAWFORD, les principaux éléments qui contribuent à l'adsorption du Cu par les sols sont :

oxyde de manganese > MO > oxyde de Fe > argile

KRAUSKOPF 1956 a étudié l'adsorption et la désorption du Co par différentes argiles.

	% de Co adsorbé	% de Co désorbé par rapport à la quantité adsorbée
Montmorillonite	90	70
Illite	90	20
Kaolinite	40	60

Pour cet auteur, les différentes espèces argileuses réagissent différemment vis-à-vis de l'adsorption d'un élément, ce qui peut expliquer la fixation sélective des éléments traces.

## 2.2. - Effet de la matière organique

Les éléments les plus affectés par l'assimilation biologique sont V, Ni, Zn, Cd, Co, Hg. Les ions des métaux de transition (Ni, Co, Zn...) montrent une remarquable capacité par rapport aux alcalins et alcalino-terreux pour former des complexes avec les molécules organiques (MONNET 1972).

MAC KAY et AL 1972, ont étudié le rejet de boue dans l'estuaire de la Clyde. D'après ces auteurs, Cu, Pb, Sn et Zn montrent une forte association avec la MO. Pour Cu et Fe, la corrélation est moins forte alors que Ni et Mn paraissent indépendant de la teneur en matière organique.

En moins pour Cu et Ni il apparaît donc une divergence d'opinion entre MONNET et MAC KAY.

De même, APPLEQUIST et AL 1972 ont constaté une forte corrélation entre le carbone organique et la teneur en Hg dans les boues rejetées dans le port de New Haven (Conn).

Pour SANCHEZ et LEE, la MO est sans effet sur l'agrégation du Cu par le sédiment. Ici aussi nous avons des avis contradictoires entre SANCHEZ et MAC KAY.

D'un autre côté, la présence de MO dans le sédiment en fait un excellent milieu de culture des bactéries aérobies et anaérobies. Si le sédiment renferme du Hg, ce dernier sera donc méthylé et rejeté dans le milieu.

## 2.3. - Capacité d'échange

D'après RIEMER et TOTH, plus la capacité d'échange de l'adsorbant est élevée, plus vite le Cu est adsorbé.

Adsorbant	C E B en meq
Kaolinite	5,4
Illite	33,4
Montmorillonite	69,8
Acide humique	250,9

Ordre d'adsorption  $a_h > M > I > K$ .

TUREKIAN et SCOTT ont étudié les concentrations des matières en suspension en Cr, Ag, Mo, Ni, Co et Mn.

D'après ces auteurs, les concentrations obtenues pour la plupart des éléments sont plus fortes pour les rivières de l'est des USA alors que la C E B des sédiments est plus forte dans les rivières de l'ouest des USA. Ces auteurs concluent que la majeure partie du transport des éléments trace n'est pas due à la C E B du sédiment.

#### 2.4. - Taille des particules

PERHAC, 1972 trouve que les grosses particules (d'un diamètre supérieur à 1 500 Å) sont enrichies de 2 à 10 fois en éléments trace par rapport à la solution. Les colloïdes (diamètre de 100 à 1 500 Å) sont enrichis dans un rapport de 10 à 200. Malgré cela, la répartition des métaux selon la classe envisagée montre une très forte proportion dans la phase dissoute, sauf pour Fe et Mn qui flocculent.

Répartition des éléments dans chaque fraction par rapport à la masse totale (en %) de ces éléments

	cd	Co	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Solides dissous	95		94,5	20	20	95		80
Grosses particules	4	≈		78	80	5	≈	20
Colloïdes	1		1,5	2	0,5	Tr		0,5

D'après TUREKIAN et SCOTT, les analyses faites sur différentes fractions granulométriques de la rivière Brasos (2 à 20 $\mu$  ; 0,2 à 2 $\mu$  , et moins de 0,2  $\mu$ ) n'ont pas montré de grosses différences dans les concentrations.

GROOT 1972 a montré que les matériaux en grains fins du delta des Pays-Bas, contiennent une forte proportion d'As, Cu, Cr, Hg, Pb et Zn.

Pour SMITH et AL 1973, il existe une relation entre la concentration en Hg des sédiments de la Tamise et le diamètre des particules. Le Hg trouvé varie de 0,012 à 0,55 ppm, la plus forte concentration correspondant au sédiment contenant une forte proportion de particules fines. CRANSTON et BUCKLEY ont constaté que seulement 1 % du Hg est associé à la fraction supérieure à 60 $\mu$  dans les sédiments d'une rivière de Nouvelle Ecosse (Canada).

Il a été établi que les éléments associés avec les différentes classes granulométriques de la boue rejetée dans l'estuaire de la Clyde, sont distribués différenciellement autour de la zone de dépôt, ceci en relation avec le triage et la dispersion mécanique des différentes tailles de particules après le déversement.

OLIVER 1973 a dosé les éléments contenus dans le sable et le silt des rivières Ottawa et Rideau, puis il a fait le rapport des concentrations silt/sable.

Les fractions granulométriques considérées, sont, pour le silt 0,004 à 0,062 mm et pour le sable 0,5 à 2,0 mm.

Elément ppm	Pb	Hg	Zn	Cu	Ni	Co	Fe	Mn	Cr
Sable	5	0,15	24	9	10	6	4300	63	9
Silt	33	0,22	88	25	29	15	17440	189	27
Rapport silt/sable	6,6	1,5	3,8	2,8	2,9	2,5	4	3	3

Ces résultats montrent bien que les éléments ont tendance à s'agrandir préférentiellement sur les particules fines.

### 2.5. - Salinité

CRANSTON et AL 1972 ont étudié le rapport Hg dans les particules /Hg dissous dans l'estuaire de la rivière Have. ce rapport varie de 0,2 à l'amont de l'estuaire à 0,8 à l'aval (avec une salinité croissante). Les plus grosses particules décantant rapidement à cause de la floculation, elle-même due à la salinité, l'augmentation de ce rapport suggère que seules les particules fines ont un fort pouvoir adsorbant dans les eaux salées.

### 2.6. - Effet du pH

CARR et WILKNISS 1973 ont mis en présence une solution de Hg avec des eaux de la baie de Chesapeake de salinité 5 ‰.

Le Hg est bien retenu sur les particules en suspension d'un échantillon non traité du début à la fin de l'expérience alors qu'un échantillon identique, acidifié à pH 1 par l'acide nitrique, montre que le Hg, au début associé aux particules, passe avec le temps en solution.

## 3 - Précipitation

### 3.1. - Précipitation directe

Beaucoup de métaux lourds, à l'état d'ions métalliques, sont insolubles ou presque dans l'eau. Ils peuvent donc facilement précipiter et flocculer. Cela entraîne une décantation de ces métaux lourds et donc une dépollution de l'eau de surface.

Les ions métalliques tels que Al, As, Cd, Cu, Hg, Ni sont insolubles. D'autres comme Fe, sont très vite oxydés et précipitent.

Beaucoup d'hydroxydes et de carbonates sont insolubles ou peu solubles (voir tableau page 83). C'est le cas par exemple de Cd (à fort pH), Cr, Fe, Pb, Mn, Zn.

Par contre, de nombreux sels de ces métaux sont très solubles tels que les arsenates, chlorures, nitrates, sulfates de Cd, les chlorures, nitrates, sulfates de Cr, les acétates et chlorures de Pb, les chlorures, nitrates et sulfates de Mn, les sels de Hg, les sels de Ni, le V tétra et penta-valent...

Ainsi, ZENIN et KONOVALOV (1964) ont étudié les rejets de mines de charbon sur la rivière AYUTA (URSS). La concentration en particules à l'aval de la décharge varie de 3 376 à 11 618 mg/l, alors qu'à l'amont, elle n'est que de 1766 à 1921 mg/l.

Les éléments les moins stables précipitent en moins de 3 km, Al en 7 à 12 km, Mn en 65 km. Ceci est dû à l'oxydation et à l'hydrolyse. En dépit de cette autoépuration partielle, le contenu minéral de la rivière reste fort.

D'après HAWORTH et EVANS 1921, la précipitation d'hydroxyde de Fe provenant des rejets de mine est due :

- à l'oxydation chimique par l' $O_2$  dissous des éléments ferreux en hydroxyde ferrique insoluble,
- à l'arrivée d'eau de surface alcaline,
- à l'oxydation biochimique des éléments ferreux en hydroxyde ferrique sous l'action des bactéries du Fe.

Les matières en suspension, les précipités d'ions métalliques insolubles peuvent entraîner par adsorption ou coprécipitation des ions polluants et participer ainsi à l'autoépuration des cours d'eau.

Ainsi, d'après LA PEINTRE, les arsenates (très solubles) coprécipitent ou sont adsorbés par les oxydes de Fe.

SHNYUKOV observe que le minerai de fer est toujours enrichi en As (du à la forte capacité d'adsorption des oxydes hydratés de Fe), alors que les oxydes de Mn ne le sont pas (du à la charge + des oxydes de Fe qui permet l'adsorption des anions alors que les oxydes de Mn, chargés - adsorbent les cations : GOLDSCHMIDT 1937).

L'arsenate de Fe est insoluble, celui de Mn est soluble. Les arsenates sont adsorbés par l'hydroxyde d'Al et par les argiles. Cependant, les silicates et la bauxite ne sont pas enrichis en As (ONISHI et SANDEL 1955).

**TABLEAU DE SOLUBILITE**

W : soluble dans l'eau

A : insoluble dans l'eau mais soluble dans les acides

w : peu soluble dans l'eau mais soluble dans les acides

a : insoluble dans l'eau et peu soluble dans les acides

W : soluble dans l'eau

d : décomposé dans l'eau

No.	Al	NH <sub>4</sub>	Sb	Ba	Bi	Cd	Ca
1 Acetates -(C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> O <sub>2</sub> )	W	W	.....	W	W	W	W
2 Arsenate -(AsO <sub>4</sub> )	a	W	A	w	A	A	w
3 Arsenite -(AsO <sub>3</sub> )	.....	W	A	.....	.....	.....	w
4 Benzoate -(C <sub>7</sub> H <sub>5</sub> O <sub>2</sub> )	.....	W	.....	W	A	W	W
5 Bromide	W	W	d	W	d	W	W
6 Carbonate	.....	W	.....	w	.....	A	w
7 Chlorate -(ClO <sub>3</sub> )	W	W	.....	W	W	W	W
8 Chloride	W	W	W	W	d	W	W
9 Chromate -(CrO <sub>4</sub> )	.....	W	.....	A	.....	A	W
10 Citrate -(C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> O <sub>7</sub> )	W	W	.....	W	A	A	w
11 Cyanide	.....	W	.....	W	W	W	W
12 Ferricy'de -(Fe(CN) <sub>6</sub> )	.....	W	.....	w	.....	A	W
13 Ferrocyc'de -(Fe(CN) <sub>6</sub> )	.....	W	.....	W	.....	A	W
14 Fluoride	W	W	W	w	W	W	W
15 Formate -(CHO <sub>2</sub> )	W	W	.....	W	W	W	W
16 Hydroxide	A	W	.....	W	A	A	W
17 Iodide	W	W	d	W	A	W	W
18 Nitrate	W	W	.....	W	d	W	W
19 Oxalate -(C <sub>2</sub> O <sub>4</sub> )	A	W	.....	w	A	w	A
20 Oxide	a	.....	w	W	A	A	w
21 Phosphate	A	W	.....	A	A	A	w
22 Silicate, -(SiO <sub>3</sub> )	I	.....	.....	W	.....	A	w
23 Sulfate	W	W	A	a	d	W	w
24 Sulfide	d	W	A	d	A	A	w
25 Tartrate -(C <sub>4</sub> H <sub>4</sub> O <sub>6</sub> )	.....	W	.....	W	.....	A	w
26 Thioc'y'te	.....	W	.....	W	.....	.....	W

No.	Cr	Co	Cu	Au'	Au'''	H	Fe''	Fe'''
1	W	W	W	.....	.....	W	W	W
2	.....	A	A	.....	.....	W	A	A
3	.....	A	A	.....	.....	.....	.....	.....
4	.....	W	w	.....	.....	W	W	A
5	W(I)*	W	W	w	W	W	W	W
6	W	A	.....	.....	.....	.....	w	.....
7	.....	W	W	.....	.....	.....	W	W
8	I	W	W	w	W	W	W	W
9	.....	A	.....	.....	.....	.....	.....	A
10	.....	w	.....	.....	.....	W	.....	W
11	A	A	A	w	W	W	a	.....
12	.....	I	I	.....	.....	W	I	.....
13	.....	I	I	.....	.....	W	I	a
14	W(a)*	W	w	.....	.....	W	W	w
15	.....	W	W	.....	.....	W	W	W
16	A	A	A	W	A	.....	A	A
17	W	W	a	a	a	W	W	W
18	W	W	W	.....	.....	W	W	W
19	W	A	A	.....	.....	W	A	W
20	a	A	A	.....	A	W	A	A
21	w	A	A	.....	.....	W	A	W
22	.....	A	A	.....	.....	I	.....	.....
23	W(I)*	W	W	.....	.....	W	W	w
24	d	A	A	I	I	W	A	d
25	.....	w	w	.....	.....	W	w	W
26	.....	W	d	.....	.....	W	W	W

TABLEAU DE SOLUBILITE

W : soluble dans l'eau

A : insoluble dans l'eau mais soluble dans les acides

w : peu soluble dans l'eau mais soluble dans les acides

a : insoluble dans l'eau et peu soluble dans les acides

W : soluble dans l'eau

d : décomposé dans l'eau

No.		Pb	Mg	Mn	Hg'	Hg''	Ni	K
1	Acetate -(C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> O <sub>2</sub> )	W	W	W	w	W	W	W
2	Arsenate -(AsO <sub>4</sub> )	A	A	w	A	w	A	W
3	Arsenite -(AsO <sub>3</sub> )	W	W	A	A	A	A	W
4	Benzoate -(C <sub>7</sub> H <sub>5</sub> O <sub>2</sub> )	w	w	w	w	w	w	w
5	Bromide	W	W	W	W	W	W	W
6	Carbonate	A	w	w	A	.....	w	W
7	Chlorate -(ClO <sub>3</sub> )	W	W	W	W	W	W	W
8	Chloride	W	W	W	a	W	W	W
9	Chromate -(CrO <sub>4</sub> )	A	W	.....	W	w	A	W
10	Citrate -(C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> O <sub>7</sub> )	W	W	w	w	.....	W	W
11	Cyanide	w	W	.....	A	W	a	W
12	Ferricy'de -Fe(CN) <sub>6</sub>	w	W	.....	.....	A	I	W
13	Ferrocyanide -Fe(CN) <sub>6</sub>	a	W	A	.....	I	I	W
14	Fluoride	w	w	w	d	d	w	W
15	Formate -(CHO <sub>2</sub> )	W	W	W	w	W	W	W
16	Hydroxide	w	A	A	.....	A	w	W
17	Iodide	w	W	W	A	w	W	W
18	Nitrate	W	W	W	W	W	W	W
19	Oxalate -(C <sub>2</sub> O <sub>4</sub> )	A	w	w	A	A	A	W
20	Oxide	w	A	A	A	w	A	W
21	Phosphate	A	w	w	A	A	A	W
22	Silicate -(SiO <sub>4</sub> )	A	A	I	.....	.....	.....	W
23	Sulfate	w	W	W	w	d	W	W
24	Sulfide	A	d	A	I	I	A	W
25	Tartrate -(C <sub>4</sub> H <sub>4</sub> O <sub>6</sub> )	A	w	w	I	.....	A	W
26	Thioey'te	w	W	W	A	w	.....	W

No.	Ag	Na	Sn'''	Sn''	Sr	Zn	Pt
1	w	W	W	d	W	W	.....
2	A	W	.....	.....	w	A	.....
3	A	W	.....	A	w	.....	.....
4	w	W	.....	.....	.....	W	.....
5	a	W	W	W	W	W	W
6	A	W	.....	.....	w	w	.....
7	W	W	.....	W	W	W	.....
8	a	W	W	W	W	W	W
9	w	W	W	A	w	w	.....
10	w	W	.....	.....	A	w	.....
11	a	W	.....	.....	W	A	I
12	I	W	.....	A	W	A	.....
13	I	W	.....	a	W	I	.....
14	W	W	W	W	w	w	W
15	W	W	.....	.....	W	W	.....
16	.....	W	w	A	W	A	A
17	I	W	d	W	W	W	I
18	W	W	.....	d	W	W	W
19	a	W	.....	A	w	A	.....
20	w	d	A	A	W	w	A
21	A	W	.....	A	A	A	.....
22	.....	W	.....	.....	A	A	.....
23	w	W	W	W	w	W	W
24	A	W	A	A	W	A	I
25	w	W	.....	W	w	w	.....
26	I	W	.....	.....	W	W	.....

KRAUSKOPF 1956 a observé que l'oxyde de Fe, microcristallin et la montmorillonite adsorbent  $Hg^{2+}$  à partir de l'eau de mer.

La précipitation en milieu aqueux du Hg en plus de l'adsorption sur les argiles peut être due à l'adsorption sur les colloïdes de Fe et Mn et par adsorption et / ou chélation avec des constituants chimiques (JONASSON et BOYLE 1971).

### 3.2. - Rôle des sulfures

L'As montre une forte affinité pour les sulfures. Il est adsorbé et coprécipité avec les sulfures des métaux (FERGUSON et DAVIS 1972).

Par contre, d'après SANCHEZ et LEE (1973), les sulfures sont sans effet sur l'agradation du Cu à partir du sédiment.

D'après MONNET, le piégeage de Cu, Zn, Cd, Bi, Pb, Cr, serait attribué à la précipitation des sulfures, alors que V, MO, Co, Ni sont indépendants de ce phénomène.

JONASSON 1970 a montré que l'adsorption du Hg à la surface des sulfures est irréversible.

JERNALOV 1969 apporte une restriction à ce phénomène. Pour cet auteur, le Hg des sulfures ne peut être méthylé et donc rejeté par l'activité bactérienne, s'il n'est pas oxydé auparavant.

### 3.3. - Rôle des carbonates, dureté de l'eau

Le lac Monona a reçu plus de 700 tonnes de sulfate de Cu pendant les 50 dernières années. SANCHEZ a étudié les facteurs contrôlant le piégeage de Cu par le sédiment.

D'après cet auteur, l'alcalinité des carbonates paraît être la clé de la capacité d'agradation des sédiments de ce lac. En effet, la capacité d'agradation du Cu augmente avec l'augmentation de l'alcalinité. Ca et Mg sont relâchés dans l'eau en même temps que Cu est pris par le sédiment. Il se forme un carbonate de Cu.

D'après TRAMA et HALE 1942, WARRICK 1943, les carbonates diminuent la toxicité du Cu par précipitation de carbonate de Cu.

Des travaux du Water Pollution Research Laboratory, 1960, ont montré que pour une dureté correspondant à 14 mg/l de  $CaCO_3$ , tout le Pb reste en solution, mais il précipite pour 53 mg.l de  $CaCO_3$ .

D'un autre côté, beaucoup de corps tels que les chromates, cyanures, détergents, composés phénolés... sont en général moins toxiques en eau dure contenant beaucoup de solides dissous qu'en eau distillée.

TARZWELL et HENDERSON 1956 rapportent que les sels de Ti, V, Cd, Pb, Cu... sont plus toxiques en eau douce qu'en eau dure.

Les travaux du W.P.R.L. (1960) ont montré également que la toxicité de  $\text{MoO}_3$  est fortement diminuée si la dureté de l'eau augmente ainsi que celle du V.

Le Ca en solution est également antagoniste de la toxicité de plusieurs éléments tels que K (TARZWELL et HENDERSON 1956), Zn (JUNES 1938, CAIRNS et AL 1957, 1958)...

D'autre part, la toxicité de certains éléments, tels que Fe, Cu, Zn est plus forte en eau acide que neutre ou alcaline (WILLIAMS et AL).

#### 4 - Désorption

Les matières en suspension sédimentées constituent une réserve de pollution considérable. Si le pH de l'eau, le contenu en MO... varient, les sels minéraux contenus dans la vase peuvent être remis en liberté.

C'est le cas par exemple des eaux acides de Spring Creek, qui passent dans le réservoir régulateur de Keswick. Normalement, les eaux acides sont neutralisées par les eaux alcalines du réservoir, ce qui fait précipiter les métaux lourds. Cependant, la réserve alcaline des eaux du réservoir n'était pas assez forte pour neutraliser une augmentation du volume des eaux acides pendant les crues de printemps. A cette occasion, une part des métaux lourds est repassée en solution, causant la mort des poissons (BENOIT, CAIRNS et REIMER 1968).

### C - Cas des produits radio-actifs

Tout comme les pesticides et les métaux lourds, les matières radio-actives rejetées en rivières y sont plus ou moins partiellement retenues par adsorption sur les argiles et la MO et par coprécipitation puis décantation. Les cours d'eau ont donc une action de décontamination pour un grand nombre de radio éléments. De plus, un autre facteur joue un grand rôle dans l'auto-épuration des cours d'eau contaminés par les produits radioactifs. Il s'agit de la durée de vie des radioisotopes. Rappelons que l'on peut considérer comme nulle la radioactivité d'un élément après un temps correspondant à 10 périodes.

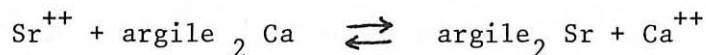
#### 1. - Facteurs affectant l'adsorption des radio isotopes

##### 1.1. - Equilibre eau-vase

BOVARD et FOULQUIER ont étudié la fixation du  $^{137}\text{Cs}$  par la vase. 90 % du  $^{137}\text{Cs}$  est fixé après 48 h et après 15 à 20 jours, il se produit un état d'équilibre entre l'eau et la vase. A ce moment, l'eau ne contient plus que quelques pour cents de l'activité initiale.

Cet état d'équilibre eau-vase peut être représenté par la loi d'action de masse basée sur l'équilibre chimique (REYNOLDS et GLOYNA).

Exemple de la sorption du  $Sr^{++}$  sur une argile Ca :



$$\text{Loi d'action de masse : } K \frac{Sr}{Ca} = \left( \frac{q Sr}{C Sr} \right) \left( \frac{C Ca}{q Ca} \right)$$

q et C étant les concentrations dans les phases liquides et solides et K est le coefficient de concentration.

D'après KENNEDY 1963, le rapport maximum des nucléides adsorbés / dissous est relativement constant même s'il se produit de grands changements climatiques et géologiques.

### 1.2. - Taille des particules

Pour MARTIN, KULBICKI et De GROOT (1970), l'augmentation du taux d'éléments radio-actifs quand le diamètre des particules diminue apparaît comme une propriété générale des sédiments.

Dans quelques cas, les variations de concentration avec la taille des particules sont dues à des variations de turbidité, de saisons et de crues.

Les auteurs ont trouvé dans le Rhône, de 1962 à 1967 un maximum de radio-nucléides dans les matières en suspension en été et début automne, et un minimum en février-mars. En été et début automne, le taux et la taille des particules érodées sur le bassin de drainage sont faibles. Pendant cette période de faibles eaux, la rivière transporte donc une faible charge formée surtout de petites particules riches en éléments adsorbés. Le phénomène inverse se produit pendant les périodes de forte charge. Cela est corroboré avec le fait qu'en rivière, la plupart des éléments traces sont en rapport inverse avec la turbidité (MARTIN 1970).

### 1.3. - Concentration de la solution en radio éléments

CHEITER (1965) en étudiant le taux de sorption du  $^{65}Zn$  et du  $^{60}Co$  a constaté que la quantité adsorbée est proportionnelle à la quantité en solution jusqu'à ce que la surface adsorbante (illite) soit saturée.

### 1.4. - Concentration ionique de la solution

KAWABATA (1967) a étudié les facteurs affectant le taux de sorption des nucléides sur les sédiments de fond de la rivière Sagami (Japon). Pour cet auteur, le piégeage est affecté par la présence de cations compétitifs et le taux d'inhibition du piégeage dépend non seulement des espèces cationiques présentes, mais aussi de leur concentration.

REYNOLDS et GLOYNA ont montré que les sédiments adsorbent moins les radio éléments en eau salée qu'en eau douce. Ces résultats, ainsi que leur explication sont tout à fait en concordance avec les travaux de KAWABATA ainsi qu'avec ceux de FRIEND.

Ceci explique que REYNOLDS et GLOYNA trouvent moins de  $^{90}\text{Sr}$  et de  $^{137}\text{Cs}$  en baie qu'en rivière.

#### 1.5. - Temps de contact

Pour CLANTON 1963, le taux le plus fort d'adsorption a lieu pendant les premières minutes de contact et continue graduellement pendant les 7 jours de l'expérience.

BOVARD et FOULQUIER ont montré que 90 % du  $^{137}\text{Cs}$  était fixé après 48 h mais qu'il faut 15 à 20 jours pour atteindre l'état d'équilibre.

#### 1.6. - Effet de la Matière organique

La MO sorbée à la surface des argiles augmente la capacité de sorption du sédiment (CLANTON 1963).

Elément	Taux de sorption (%)	
	sans MO	avec MO
Cs	53-55	91-93
Sr	42-46	88-90

#### 1.7. - Température

CHEITER 1965, a étudié la sorption du  $^{65}\text{Zn}$  et du  $^{60}\text{Co}$  à 26,5 et 70°C. La quantité de Co adsorbée augmente avec la température alors que le Zn est moins adsorbé aux fortes températures.

#### 1.8. - Nature du produit radioactif

En rivières, MARTIN et AL 1970 ont trouvé que la quantité de  $^{137}\text{Cs}$  soluble est très faible. Cela est dû à la forte capacité de mobilisation des sols envers le  $^{137}\text{Cs}$  (OJIMA et AL 1966). De même, EICHLÖLZ et AL 1967 trouvent que le  $^{137}\text{Cs}$  est facilement extractible de la solution par les sols et les argiles.

Par contre, il y a peu d'uranium dans les matières en suspension à cause de la grande solubilité des composés uranyle.

Pour EICHLÖLZ et AL, le piégeage du ruthenium est à peu près nul. La formation d'un complexe difficilement adsorbé explique cela.

D'après MARTIN et AL, le taux de Th dans les matières en suspension est à peu près constant avec une moyenne de 10 ppm.

Pour FRIEND, seulement une faible quantité de  $^{85}\text{Sr}$  est associée avec les solides en suspension alors que  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$  et à un degré moindre  $^{137}\text{Cs}$  sont rapidement piégés.

CHIPMAN 1966 constate que le  $^{51}\text{Cr}$  rejeté à la mer sous forme de  $\text{Cr}^{3+}$  précipite sous forme de particules filtrables qui sont très fortement adsorbées.

Pour EICHLÖLZ et AL, le  $^{95}\text{Zr}$ , grâce à la formation de complexe, est facilement extractible de la solution.

## 2. - Transport des radio nucléides

Après qu'ils aient été piégés par les sédiments, deux mécanismes de transport longitudinal peuvent jouer.:

- ils peuvent repasser en solution grâce à des changements physico-chimiques,

- ils peuvent se mouvoir en étant fixés sur les matières en suspension en mouvement.

KUDO et GLOYNA ont trouvé que le taux de mélange du  $^{137}\text{Cs}$  avec le sédiment augmente avec la vitesse moyenne du courant.

D'autre part, la possibilité de transport du Cs par les sédiments du lit est deux fois plus grande que celle montrée par l'eau courante lorsque la vitesse du courant est de 50 cm/s.

## 3. - Désorption des radio nucléides

En rivière, la désorption du Cs à partir du sédiment de fond vers l'eau est lente. La diminution de la radioactivité des sédiments du lit est de moins de 1 % par mois pour une vitesse de courant de 3 cm/s (KUDO et GLOYNA).

En système estuarien, les variations physico chimiques (salinité, vitesse, concentration en matières en suspension) ont un effet important sur le devenir des éléments radioactifs.

Une augmentation appréciable de la concentration ionique s'opère quand la rivière diffuse dans le mer et reçoit les eaux marines, ce qui affecte la distribution des radio éléments entre le sédiment et l'eau salée.

Les sédiments qui ont adsorbé les éléments radio actifs en eau douce, en relachent une partie en eau salée.

Ordre de désorption d'après REYNOLDS et GLOYNA



D'après MARTIN et AL 1970, plus de 50 % du  $^{137}\text{Cs}$  est relaché pour une salinité de 0,3 ‰. alors que Ca, Ra et Th restent à peu près constants, les autres éléments montrant une solubilisation intermédiaire.

REYNOLDS et GLOYNA (1963) ont montré que 40 % du  $^{137}\text{Cs}$  est relaché lorsque l'eau de rivière est mélangée à l'eau de mer, ce qui est en accord avec les travaux de MARTIN et AL. Cependant, la désorption est relativement indépendante des temps de contact entre la suspension et la solution.

Pour KAWABATA 1967,  $^{60}\text{Co}$  et  $^{137}\text{Cs}$  sont facilement relachés en présence d'eau de mer et ne sont jamais réadsorbés. La libération du  $^{90}\text{Sr}$  augmente pendant les deux premiers jours puis diminue graduellement mais pour cet élément, il y a possibilité de réadsorption.

Pour JOHNSON et AL, seulement une petite fraction du  $^{65}\text{Zn}$  est libéré par la mer à partir des sédiments de la rivière Columbia (0 à 33 %) alors qu'en général, une grosse part (jusqu'à 73,5 %) du  $^{54}\text{Mn}$  est déplacé.  $^{51}\text{Cr}$ ,  $^{46}\text{Sc}$  sont présents dans ces sédiments mais ne sont pas déplacés par l'eau de mer.

D'après REYNOLDS et GLOYNA, la libération n'est pas complètement réversible. Cela est apparemment dû au dégonflement des espaces interfoliaires de certains argiles.

Les études de FRIEND 1963 vont dans le même sens. Pour cet auteur, plus de 60 % du  $^{65}\text{Zn}$  et 75 à 85 % du  $^{137}\text{Cs}$  sont irréversiblement fixés sur les argiles. Les travaux de FRIEND d'une part et ceux de MARTIN et AL et REYNOLDS et GLOYNA, montrent donc une légère divergence à propos du  $^{137}\text{Cs}$ .

#### D - Cas de l'eutrophisation

Dans les eaux de surface, l'azote se montre sous quatre formes principales: les nitrates, les nitrites, les sels ammoniacaux et l'azote organique.

Les facteurs nitrifiants libèrent l'azote à partir des substances organiques. Cet élément passe nécessairement par les stades ammoniacal, nitreux et nitrique. Il existe donc continuellement un oxyde de l'azote aboutissant aux nitrates, forme indispensable de l'azote, car elle constitue un facteur limitant de la croissance des algues.

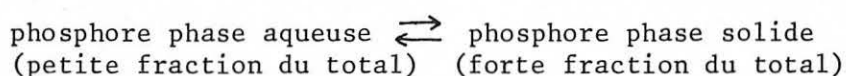
De même le phosphore est un élément indispensable à la vie aquatique puisqu'il entre dans la composition de la matière vivante.

Ces éléments, lorsqu'ils se trouvent en excès dans l'eau, peuvent amener à une croissance exubérante des végétaux qui finissent par occuper tout le plan d'eau. C'est ce que l'on appelle l'eutrophisation.

### 1 - Equilibre eau-vase

La distribution du phosphore entre le sédiment et l'eau est d'une importance considérable pour la production végétale.

D'après HAYES et PHILLIPS, l'équilibre dynamique de cet élément entre ces deux phases peut être représenté par :



Malgré cet équilibre chimique, il est difficile de connaître la contribution du sédiment au taux de phosphate contenu dans l'eau de surface.

## 2 - Adsorption, désorption

### 2.1. - Du phosphore

Dans l'eau de surface, le phosphore est souvent adsorbé par la vase qui joue le rôle d'un échangeur d'ion (OLSEN 1964) et peut devenir un réservoir à phosphate.

Les expériences de LATTEREL et AL 1971, indiquent que le sédiment a un potentiel considérable pour prendre l'orthophosphate à partir de l'eau de surface. Les résultats de HOLT 1969 vont dans le même sens.

Le phosphore peut se trouver dans la phase solide inorganique, soit par précipitation directe du phosphore avec le calcium, l'aluminium, le fer, soit par réaction chimique dans le sédiment (STUMM et AL 1972).

Il est à mentionner que le phosphore est plus efficacement précipité sous des conditions aérobies que sous des conditions anaérobies.

Les auteurs ont également trouvé que le taux de phosphore contenu dans le sédiment augmente avec le contenu argileux.

Toujours d'après ces auteurs, l'action tampon du sédiment empêche l'accumulation de quantités excessives de phosphore rapidement disponible pour l'assimilation par l'eau surnageante et alimente l'eau en phosphore lorsqu'elle devient pauvre en cet élément.

## 2.2. - Les sels ammoniacaux

HUTCHINSON (1957) suggère que l'adsorption de  $\text{NH}_4$  peut être très importante dans les lacs s'ils contiennent une grande quantité de particules. Ceci est dû au fait que  $\text{NH}_4$  entre facilement dans les sites d'échange des argiles.

Pour TOETZ (1970), l'adsorption du  $\text{NH}_4$  sur la Montmorillonite n'est observée que lorsque la concentration de l'eau en  $\text{NH}_4$  est relativement forte.

Cependant, pour cet auteur, d'autres variables telles que le temps de contact (3 jours dans le cas de l'expérience), le pH et la température peuvent influencer le phénomène.

## 3 - Conclusions

L'auteur conclue que si la concentration est un paramètre important, la quantité de  $\text{NH}_4$  adsorbée dans la nature sera faible car les concentrations  $\text{NH}_4$  des eaux douces sont presque toujours inférieures à 0,5 mg/l alors que les résultats de l'expérience ont montré qu'il n'y avait une adsorption significative qu'à partir de 1,780 mg/l de  $\text{NH}_4$ .

Quant au phosphore, LATTEREL et AL ainsi que HOLT, concluent que ni le sédiment, ni les sols érodés, ne contribuent significativement à l'eutrophisation des lacs par approvisionnement en phosphate grâce à la désorption. Au contraire, le sédiment joue un rôle régulateur.

Pour cette raison, l'enlèvement des sédiments par dragage, qui peut se faire occasionnellement dans les eaux de baies et les eaux peu profondes n'est pas un moyen valable pour la restauration de la qualité des eaux. Au contraire, il s'agit très probablement d'une mesure au détriment de ces eaux, le phosphore étant indispensable à la vie (STUMM et AL).

## II CONCENTRATION DES POLLUANTS DANS LA CHAÎNE ALIMENTAIRE

Il ne fait pas de doute que les matières en suspension adsorbent les divers polluants rejetés dans les eaux de surface. Ces particules en suspension, ou même le sédiment, peuvent servir de nourriture aux organismes aquatiques.

Ainsi, les moules par exemple pompent l'eau pour en extraire les matières solides, celles-ci contenant la MO nécessaire à leur nutrition.

De même les vers de vase (Tubifex) avalent continuellement du sédiment. Il s'ensuit que si les matières en suspension ont adsorbé une certaine quantité de polluants (pesticides, métaux lourds...) ces éléments se retrouveront dans le corps de l'animal.

Ensuite, par le processus de la chaîne alimentaire (voir schéma), ces vers par exemple seront mangés par les invertébrés carnivores, eux-mêmes servant de nourriture aux poissons. De cette façon, tous les polluants rejetés dans les eaux parviendront jusqu'à l'homme.

Une chose est encore plus grave dans ce processus. Il s'agit des phénomènes de concentration. Les auteurs ont montré que le taux de métaux lourds par exemple pouvait être de plusieurs milliers de fois supérieur dans les matières en suspension que dans l'eau. Les organismes primaires pour se nourrir, absorbent de grandes quantités de matières en suspension et les animaux secondaires se nourrissant d'organismes primaires, à leur tour en absorbent de grandes quantités, si bien qu'au bout de la chaîne alimentaire, c'est-à-dire chez les poissons et les hommes, ce taux pourra devenir très important et même dans certains cas dépasser les doses tolérées, ce qui pourra conduire à des intoxications, voire des maladies graves.

Plusieurs auteurs ont ainsi étudié ces phénomènes de concentration.

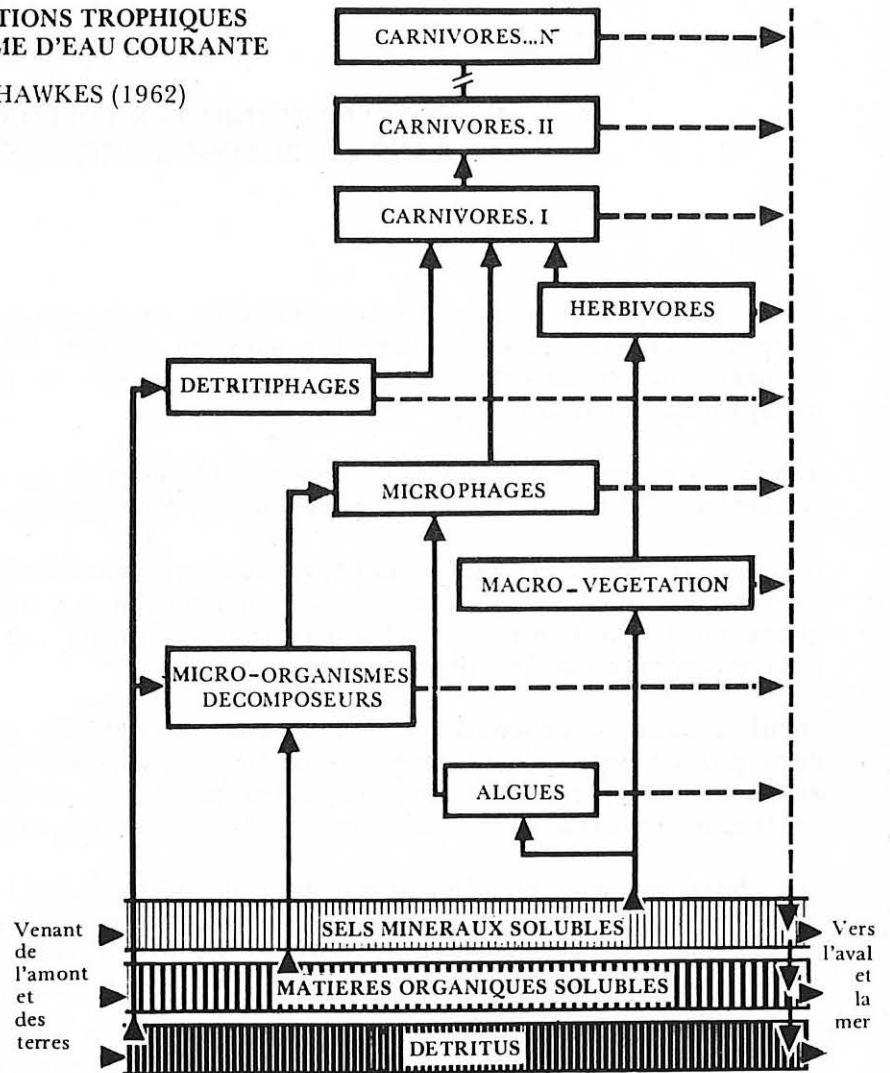
HICKEY 1966 a étudié les concentrations en DDT du lac Michigan : sédiment 0,014 ppm, amphipode 0,41 ppm, poissons 3,35 à 5,60 ppm, oiseaux prédateurs 21 ppm dans le cerveau à 2 442 ppm dans les graisses.

Il s'ensuit pour ces animaux des troubles graves (hypersensibilité des nerfs, blocage du réflexe de propulsion par la queue...).

Toutefois, d'après E. de LAVAU (1970), les risques pour l'homme de contamination par le DDT sont tout de même minimes.

fig. 26 SCHEMA DES RELATIONS TROPHIQUES  
DANS UN ECOSYSTEME D'EAU COURANTE

Modifié d'après HAWKES (1962)



MATHIS et CUMMINGS (1973) ont étudié, après rejets d'eau résiduaire de l'industrie dans la rivière Illinois, les concentrations en métaux lourds dans l'eau, le sédiment et quelques animaux de la chaîne alimentaire (résultats en ppm).

Métaux	Moy. Illinois (eau)	moy. Illinois (séd. de fond)	Clams suivant espèce	Tubifex	Poissons carniv.	Poissons omnivor.
Cu	0,001	19	1,2 à 1,7	23	0,13	0,21
Ni	0,002	27	0,9 à 2,1	11	0,12	0,17
Pb	0,002	28	2,2 à 3,7	17	0,57	0,64
Cr	0,021	17	4,4 à 7,7	10	0,12	0,22
Li	0,010	3,8	0,063 à 0,109	1,3	0,004	0,004
Zn	0,031	81	48 à 95	41	3,49	5,02
Co	0,003	6	0,7 à 1,2	1,6	0,10	0,10
Cd	0,006	2	0,15 à 0,56	1,1	0,03	0,03

D'après ces résultats, il apparaît que les concentrations trouvées dans les Tubifex reflètent parfaitement les concentrations des sédiments de fond.

Le taux plus faible de métaux lourds trouvés dans les poissons carnivores et omnivores par rapport aux invertébrés s'explique très bien. En effet, la nourriture des poissons est très variée. Les carnivores peuvent manger des Tubifex mais aussi des larves d'insectes ou même des insectes de surface qui eux ne sont pas contaminés, ou très peu, ainsi que d'autres poissons. Par contre, les Tubifex ne mangent que de la vase pour en extraire les matières nutritives qui leur sont nécessaires.

Ainsi, le taux de métaux lourds, comparable dans le cas des Tubifex à celui de la vase, se trouve comme "dilué" chez les poissons.

Le taux plus fort trouvé chez les poissons omnivores par rapport aux poissons carnivores s'explique par le fait que les premiers mangent des plantes aquatiques, celles-ci pouvant concentrer fortement les polluants.

BUTTERWORTH et AL (1972) ont effectué une étude comparable d'amont en aval de l'estuaire de la Severn.

Elément	Eau		Sédiment		Littorine		Patelle		Thais		Fucus	
	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval
Zn	52	10	590	420	520	150	580	100	3100	340	800	120
cd	5,8	2,5	1,6	4,7	210	15	550	30	425	62	220	15
Pb	10	0,3	150	20	3	0,1	8,5	3	27	5	8,5	0,2

L'étude a montré que l'estuaire contient des quantités anormales de Zn, cd et Pb.

La contamination est transmise aux êtres vivants par le processus de la chaîne alimentaire et dans quelques cas, une forte concentration est trouvée dans les organismes. C'est le cas particulièrement des Thais (2e consommateur) qui se nourrissent des lers consommateurs (Littorine, Patelle).

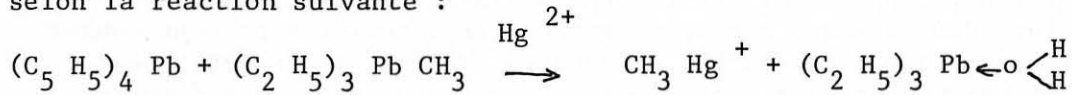
Cette étude a également montré que les concentrations diminuent de l'amont à l'aval (avec la dilution des rejets).

Quels sont les phénomènes à la base de ces concentrations, indépendamment de l'importance des rejets ?

Il faut faire intervenir, pour répondre à cette question, des relations biochimiques et biologiques particulières.

L'accumulation des métaux dépend de la forme sous laquelle ils sont rejetés, et de la présence d'autres composés, essentiellement de la MO.

Pour le mercure, par exemple, WOOD indique qu'il peut y avoir concentration de cet élément en présence de plomb tetraéthyle par transmethylation selon la réaction suivante :



Le méthyl mercure ainsi formé devient alors directement assimilable par les organismes.

Dans les sédiments, le Hg se trouve sous forme  $Hg_2^{2+}$  très insoluble, en équilibre avec  $Hg^{++}$  qui peut réagir avec les acides organiques et les produits de fermentation des sédiments à partir des bactéries anaérobies.

Ces sels mercuriques sont très solubles et sont donc directement utilisables par les micro organismes.

Certaines bactéries convertissent  $Hg^{++}$  en  $Hg^0$ , métal peu volatil qui reste dans le sédiment alors que d'autres bactéries prélèvent  $Hg^{++}$  et le transforment en diméthyl mercure volatil qui quitte le sédiment.

Les bactéries convertissent également l'ion  $Hg^{++}$  en méthyl mercure très toxique, qui s'accumule dans les chaînes alimentaires.

La concentration en méthyl mercure des sédiments est liée à la nature des MO et au pH (optimum à 4,55). Sa libération dépend beaucoup de la teneur en soufre (méthyl mercure retenu par le sédiment si celui-ci contient beaucoup de S).

Suivant la composition du milieu récepteur, il y aura donc possibilité d'accumuler le Hg sous différentes formes. L'écologie du milieu a donc une importance primordiale.

### III – DÉPOLLUTION NATURELLE ET ARTIFICIELLE

#### 1) Cas généraux

Chaque cours d'eau a, pour les eaux usées que l'on y déverse, une capacité d'autoépuration bien déterminée. Tant que le débit et la pollution des eaux usées restent en dessous d'une certaine limite, le cours d'eau récepteur en vient à bout sans dommage et leur apport présente même la plupart du temps un avantage en ce qu'il fournit de la nourriture à la vie aquatique.

Si l'on réussit, avec le secours de moyens techniques, à élargir ces limites et à augmenter la capacité d'autoépuration, on obtient de la sorte le même résultat qu'avec une épuration avant rejet des eaux usées (ORTLEB, MULLER).

1 - C'est le cas par exemple pour l'aménagement d'un lac de retenue dans une vallée fluviale, lequel augmente sur son parcours l'étendue de la surface liquide, allonge la durée d'écoulement, décante et retient les matières fermentiscibles sous la forme de boues, mais la réaération est diminuée.

En fait, il n'est possible de recourir aux lacs de retenue qu'aussi longtemps que l'équilibre en oxygène peut se maintenir par autoépuration. Il faut donc un cours d'eau puissant par rapport à l'importance des déversements.

2 - Dans le cas de cours d'eau fortement pollués, un maçonage du lit entraîne une diminution de la surface liquide, une diminution de la durée d'écoulement et donc, pas de décantation des matières fermentiscibles : ces cours d'eau écoulent sans dommage, sur une distance quelconque, des eaux mêmes très chargées. Celles-ci absorbent continuellement l'oxygène et décomposent les produits de la pollution.

3 - On peut aussi renforcer artificiellement le débit d'étiage par augmentation de la dilution relative du mélange d'eaux usées et d'eaux de rivière par des additions propres. Cela se fait par pompage d'eau en retour à partir de l'aval ou par une retenue des hautes eaux au moyen d'un lac d'étalement.

4 - Il est également possible de provoquer des chasses d'eau curant le lit de la rivière lors des hautes eaux revenant périodiquement.

5 - Le curage des boues déposées sur le lit est également un moyen employé pour obtenir la dépollution des cours d'eau.

6 - La réaération artificielle provoque aussi une dépollution. Cela se fait par brassage de l'eau de surface grâce aux hélices des bateaux, par insuflation d'air sous pression grâce à des tuyaux perforés...

La réaération par les chutes de barrages est criticable car, si localement on améliore la réaération, on la diminue sur toute la partie du cours d'eau où l'action de la retenue se fait sentir. Par contre, les matières fermentiscibles sont retenues à l'amont du barrage. Il existe donc dans ce cas deux actions antagonistes.

## 2) Cas du mercure

Ces divers aménagements considèrent les pollutions en général. JERNALOV (1970) et LANDNER (1970) ont étudié plus précisément le cas de la pollution par le Hg et les moyens à mettre en oeuvre pour palier à cette pollution dans le cas de cours d'eau et de lacs pollués par cet élément.

1 - Introduction de substances consommant de l'oxygène pour créer des conditions anaérobies constantes dans le sédiment de fond.

2 - Augmentation du pH de l'eau et du sédiment de telle sorte que la quantité relative de méthyl mercure augmente. Son composé se perd donc dans l'atmosphère.

Par ces deux méthodes, si l'on supprime bien une pollution, on en crée une autre. Ces méthodes ne sont donc pas applicables. De plus, dans le deuxième cas, il est très difficile de conserver un fort pH pendant une durée assez longue.

3 - Introduction de matériel organique ayant une forte réactivité et une forte capacité d'adsorption pour fixer le Hg sous forme non méthylable.

4 - Couvrir le sédiment contaminé par le Hg avec un matériau non contaminé. Cela rend les réactions d'échange du Hg à la surface du sédiment très difficiles.

Les méthodes 3 et 4 ont été testées en couvrant 5 cm de sédiment pollué par 0,5 à 1 mm de chaux et 5 mm de sable. Le taux de méthyl mercure trouvé chez les poissons (*Lucioperca lucioperca*) était 5 fois supérieur dans les poissons de l'aquarium témoin.

FREYSCHUSS et JERNALOV (1969) ont étudié l'action de la sédimentation naturelle comme facteur dépolluant.

Ces auteurs ont trouvé qu'en présence de Tubificidae, 3 cm de sédiment non contaminé suffisent à piéger définitivement le Hg. Par contre, s'il y a des Anodonta, un dépôt de 10 cm est nécessaire.

### 3) Rejets en mer

En mer, la thermocline constitue une frontière relative pour la dynamique verticale des masses hydrologiques et des particules qu'elles véhiculent.

Cette stabilisation en profondeur a été utilisée en faisant déboucher des émissaires d'eaux usées à des profondeurs largement situées sous la thermocline. C'est le cas de l'émissaire de Banyuls (-32m), de Théoule La Galère (-70m). Des marquages à la rhodamine ont montré qu'il n'y avait pas de retour en surface des eaux résiduaires comparativement au cas des émissaires débouchant sous de faibles tranches d'eau.

Cette méthode serait donc une solution au problème de la pollution des plages, au moins lorsque la température du rejet est inférieure à celle du milieu récepteur.

## CONCLUSIONS GÉNÉRALES

### 1) - Dynamique des sédiments

Si les problèmes de floculation sont actuellement assez bien connus ainsi que les conditions de transport et de dépôt (conditions physiques et chimiques), les études faites sur ce sujet ne permettent pas encore de déterminer le devenir des matières en suspension dans l'eau, surtout au point de vue quantitatif.

A ce sujet, de nombreux modèles mathématiques ont été proposés. Ils sont quasiment tous basés sur des études en canal expérimental à parois lisses et en ne tenant compte que de quelques facteurs dynamiques et physiques. Ces résultats mathématiques ne sont donc que difficilement applicables aux phénomènes naturels.

Des études doivent être poursuivies dans ce sens en se rapprochant le plus possible des conditions naturelles, c'est-à-dire en tenant compte au maximum des facteurs influençant ces processus.

Il est nécessaire d'étudier les relations entre les caractères physico-chimiques du sédiment et l'étendue du transport, ceci en particulier en estuaire et le long des côtes.

Peu d'études ont été faites sur la quantité de sédiment pouvant être remise en suspension avec des degrés variés de turbulence et de vitesse de courant.

Il est également nécessaire d'étudier les effets des variations de température sur la charge en sédiment des cours d'eau.

Des recherches sont nécessaires pour déterminer le mouvement et la dispersion des sédiments contenus dans les eaux de rejets d'affluents issues d'émissaires immergés.

A propos de ces rejets, de nombreuses questions restent encore sans réponse, ou n'ont que des réponses trop fragmentaires :

- est-ce que les boues solides décantent ? où sont-elles dispersées ?
- si la décantation se produit, combien de temps cela prend-il ?
- est-ce que les boues restent au point de dépôt ou est-ce que cette phase est entraînée ? (ce point en particulier est primordial lorsque le rejet se situe près des côtes)
- quels sont les effets des courants à différentes profondeurs sur la dispersion des boues ?
- en cas de rejet cotier ou en estuaire, comment ces courants sont-ils affectés par les saisons, marées...?

Enfin, des études hydrauliques sont nécessaires pour évaluer les moyens possibles de transport et la concentration des sédiments indésirables ou pollués en des points précis, ceci facilitant leur enlèvement.

## 2) - Action sur la vie aquatique

Il est nécessaire de déterminer précisément les effets de la sédimentation sur la production primaire, le remplissage des trous, sur les organismes enterrés ou fixés, l'action adhésive, le comblement des espaces entre les graviers.

Des études doivent être faites pour identifier les effets nuisibles des matières en suspension sur les poissons et coquillages.

Des études doivent être entreprises pour déterminer le degré de nocivité des différents sédiments ou matières en suspension sur la faune aquatique.

Quel est le rôle exact de la sédimentation saisonnière, particulièrement sur la nourriture des poissons ?

Ces recherches peuvent inclure l'étude de l'accélération des dépôts de sédiment dans les réservoirs et cours d'eau lents en fonction de la température qui produit une augmentation de l'activité photosynthétique et la croissance d'algues nuisibles et de mauvaises herbes aquatiques.

Quelles bactéries peuvent se développer sur les différentes qualités chimiques de sédiment ?

Combien de temps faut-il à une bactérie pour se développer lorsqu'un nouveau sédiment est déposé ?

A propos de la teneur en oxygène, quelles sont les demandes en oxygène des substances rejetées dans les cours d'eau ?

Quelle est la variabilité de demande en oxygène des sédiments organiques dues aux variations physico-chimiques ?

## 3 ) - Pollutions chimiques

De très nombreux travaux ont été faits pour essayer de comprendre le rôle joué par le sédiment vis-à-vis des autres polluants.

D'après ces diverses recherches, il apparaît que le sédiment, en adsorbant les polluants et en ne les relachant que difficilement a un rôle plutôt bénéfique pour les eaux de surface.

Toutefois, pratiquement tous les résultats obtenus jusqu'à présent proviennent d'études de laboratoire et ne tiennent donc pas compte de toutes les conditions naturelles. Ces résultats doivent donc être considérés avec prudence lorsque les conditions d'analyses ne sont pas précises, comme c'est trop souvent malheureusement le cas.

Afin de mieux connaître ces phénomènes, de nombreuses recherches sont nécessaires.

Si l'assimilation du polluant par le sédiment est permanente, cela peut être un moyen acceptable de dépôt des rejets. Dans quelques cas, un changement relativement faible des constituants chimiques de l'eau peut causer le relachage du polluant dans l'eau. Ces phénomènes de piégeages et de libération doivent être étudiés en laboratoire.

Quels polluants sont neutralisés par le sédiment, et lesquels ne le sont pas ?

Quelles réactions chimiques peuvent contribuer à une rapide détoxification et dégradation de beaucoup de polluants ?

Quels sont les facteurs affectant la distribution des polluants entre l'eau et le sédiment ?

Quel est le rôle exact du sédiment en tant que vecteur des polluants ?

Quelle quantité relative de polluant peut être piégée par les sédiments ?

Quels effets ont les animaux et plantes benthiques sur la composition chimique du sédiment ?

Il faut aussi déterminer les effets de la remise en suspension des sédiments pollués, les effets de l'ingestion des complexes organo-métalliques par les animaux.

L'étude du taux de désorption du polluant à partir des particules après le dépôt de celles-ci dans un nouvel environnement est également nécessaire.

Les études devront également porter sur la détermination des concentrations dangereuses en polluants des sédiments pour la faune de fond.

Les processus d'eutrophisation ont été étudiés, mais le rôle du sédiment dans ces phénomènes est encore assez mal connu.

Enfin, les différents moyens par lesquels les sédiments contaminés déposés peuvent entrer dans la chaîne alimentaire devront être étudiés (nourriture aux différents niveaux de la chaîne, filtrage d'eau...).

## BIBLIOGRAPHIE

- 1 - ALABASTER J.S. The comparative sensitivity of coarse fish and trout to pollution. Proceeding of the 4th british coarse fish conference, Liverpool university, 27, 28 et 29 mars 1969.
- 2 - ALABASTER J.S. Suspended solids and fisheries, Proc. R. Soc. Lond. B 180, p 395-406, 1972.
- 3 - APPLEQUIST M.D. Katz, Turekian K.K. Distribution of mercury in the sediments of New Haven (Conn.) Harbor, environm. sci. technol. 12/1972 vol 6 n° 13, p 1123-4.
- 4 - AUBERT M. et J. Pollutions marines et aménagement des rivages, Revue int. d'océanographie med. supplément 73, 309p.
- 5 - BAILEY G.W. Adsorption of pesticides by clay minerals, j. of the sanitary eng. div. 1971, vol 97 n° SA 4, p 533-5.
- 6 - BALLADE P. Contribution à l'étude de la Loire maritime, Annales des Ponts et Chaussées, juillet-août 1959, p. 405-480.
- 7 - BELLESORT A. et MIGNIOT Cl. Etude comparative des mouvements sédimentaires dans quelques estuaires, La Houille Blanche 8 - 1972, p. 695-702.
- 8 - BERTHOIS L. COURTOIS G. AUFFRET G. JEANNEAU B. Etude du transport sableux par charriage dans la Loire, C.R. Académie Sc. Paris t 270 (2 mars 1970), série D, p. 1231-1234.
- 9 - BESANVAL G. Erosion fluviale, généralités sur le débit solide de charriage, Ministère de l'Agriculture STCAE Strasbourg, Mai 1970, 37 p.
- 10 - BEST R. AINSWORTH G. WOOD P.C. JAMES J.E. Effect of sewage sludge on the marine environment a case study in Liverpool Bay, The institution of civils engineers n° 2, mars 1973 vol. 55 p. 43-66.
- 11 - BHUIYAN S.I. HILER E.A., SMERDON E.T. Effects of rainfall on settling velocity of suspended sediment in quiescent water, Water Resources Research, vol 6 n° 3, juin 1970, p. 810-817.
- 12 - BLOOMFIELD C. et KELSO W.I. The mobilization and fixation of MO, V and U by decomposing plant matter, The journal of soil science, vol 24 n° 3, september 73, p. 368-379.
- 13 - BONNARD D. et BRUSCHIN J. Transport solide en suspension dans les rivières suisses, Bulletin Technique de la Suisse Romande, 21 mars 1970, p. 91-96.

- 14 - BOUCHER F.R. et LEE G.F. Adsorption of lindane and dieldrin pesticides on unconsolidated aquifers sands, Environm sci. and technol. vol.6, n° 6, juin 1972, p. 538 - 543.
- 15 - BOUGAULT H. Etude de la sorption de quelques radioéléments artificiels par les sédiments pelitiques en vue de son application au marquage radioactif de ces matériaux, Thèse, 29 mai 1970, Paris, 90 p, 70 figures.
- 16 - BOVARD P. FOULQUIER L. Pollution et hydrobiologie des eaux douces, Bulletin d'inf. scientifique et technique du CEA n° 151, septembre 1970, p. 51-54.
- 17 - BRANSON A. et BATCH D.L. Effect of strip mining on small-stream fishes in east central Kentucky, Proc. biol. soc. wash, vol. 84, n° 59 p. 507-518.
- 18 - BREHMER M.L. Turbidity and siltation as forms of pollution, Journal of soil and water conservation, vol. 20, n° 4 juillet-août 1965, p. 132-133.
- 19 - BRUNGS W.A. et BAILEY G.W. Influence of suspended solids on the acute toxicity of endrin to fathead minnows. Engineering Bull. of Purdue university. Proceeding of the 4th indust. waste conf, mai 1966, 121 (1), p. 4-12.
- 20 - BUTTERWORTH J. LESTER P. NICKLESS G. Distribution of heavy metals in the severn estuary, Marine pollution Bull. mai 1972, p. 72-74.
- 21 - CAIRNS J. Jr. Suspended solids standards for the protection of aquatic organisms, Engineering bull. of Purdue university, Proceeding of the 22nd industrial waste conf. mai 67, 129 (1) p. 16-27.
- 22 - CAIRNS J.Jr, LANZA G.R. Pollution controled changes in algal and protozoan communities, livre : Water pollution microbiology , Wiley 1972, p. 245-272.
- 23 - CAIRNS J.Jr, LANZA G.R. PARKER B.C. Pollution related structural and fonctional changes in aquatic communities with emphasis on freshwater algae and protozoa, Proceed. of the acad. of natural sci. of Philadelphia, Vol 124, n° 5 p. 79-127, 12 / 1972.
- 24 - CAMPBELL R.S., WHITLEY J.R. Effect of agricultural pollutants on recreational uses of surface water, chap 24, p. 331-43. Livre Agricultural practices and water quality, edited by Willrich T.L. et Smith G.E.
- 25 - CARR R.A., WILKNISS P.E. Mercury : short term storage of natural waters, Environm. Sci. technol. vol 7 n° 1 1/1973, p. 62-3.

- 26 - CARROL D. Role of clay minerals in the transportation of iron,  
Geochimica et Cosmochimica acta, 1968, vol 4 p. 1 à 28.
- 27 - CEBEDEAU, Livre de l'eau, 2e édition, vol. 6, 523 p, 1966, éd. CEBEDOC.
- 28 - CHAMLEY H. Recherches sur la sédimentation argileuse en Méditerranée,  
Thèse, Université d'Aix 30/10/71, 209 p.
- 29 - CHEITER R. Adsorption of Zn and Co on illite in sea water.  
Nature 1965, 206, p. 884-6.
- 30 - CHEN C.W., ORLOB G.T. The accumulation and significance of sludge near  
San Diego outfall, JWPCF, vol 44 n° 7, juillet 72,  
p. 1362-71.
- 31 - CHESTERIKOFF A. , CARRU A.M., BARBAN B., OLLIVON D., CHESTERIKOFF C.  
La pollution de la Basse Seine par le mercure (du Pecq à  
Tancarville), CEBEDEAU, juin-juillet 1973 n° 355-6,  
p. 269-76.
- 32 - CHIPMAN W.A. Uptake and accumulation of chromium 51 by the clam tapes  
decussatus in relation to physical and chemical form.  
Proc. symp. int. atom. energ. agency, 1966 p. 571-82.
- 33 - CHUTTER F.M. The effects of silt and sand on the invertebrate fauna  
of streams and rivers, Hydrobiologia, vol 34 22/9/69;  
p. 57-67.
- 34 - CLANTON U.S. Sorption and release of radionuclides by sediments, p 117-25  
et 145-8. Livre : Transport of radionuclides in fresh-water  
systems.  
Report of a working meeting held at univ. of Texas 30/1 -  
1/2/63.  
Univ. of Texas and U.S. atomic energy commission 1963, 406 p.
- 35 - COOPER A.C. The effect of transported stream sediment on the survival  
of sockeye and pink salmon eggs and alevin, Bulletin int.  
pacif. salm. fish comm. 1965 n° 18, p. 1-71.
- 36 - CORDON A.J. , PENNOYER S. Notes on silt pollution in the Truckee river  
drainage, Nevada and placer counties. Calif. Dept fish game,  
inland fish admin. Rep. n° 60-14, 1960 26 p.
- 37 - COX J.L. DDT residues in sea water and particulate matter in the  
California current system, Fishery bull. fish. wildl. serv.  
1971, 69, p. 443-450.

- 38 - CRANSTON R.E. et BUCKELEY D.E. Mercury pathways in a river and estuary. Environm. sci. and technol. vol 6 n° 3 mars 72 p. 274-278.
- 39 - CUMONT G. et MONTEL A. Etude de l'accumulation du mercure dans un écosystème aquatique. Centre Belge de documentation des eaux, mars 1973, n° 352 p. 124-126.
- 40 - DEGREMONT Mémento technique de l'eau 1097 p, 1972.
- 41 - EDWARDS R.W., BENSON-EVANS K., LEARNER M.A., WILLIAMS P., WILLIAMS R. A biological survey of the river Taff. Water pollut. control 1972, p. 144-166.
- 42 - EDZWALD J.K., UPCHURCH J.B., O'MELIA C.R. Coagulation in estuaries. Envir. sci. and technol. vol 8 n° 1 - 1/74, p. 58-63.
- 43 - EICHHOLZ G.C., CRAFT T.F., GALLI A.N. Trace element fractionation by suspended matter in water. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1967, vol 31 p. 737-45.
- 44 - ELLIS M.M. Detection and mesurement of stream pollution, Bull. US Bur. fish, vol 22 p 365-437, 1937
- 45 - FADER S.W. Barging industrial liquid wastes to sea, J.W.P.C.F. vol 44 n° 2, fev. 72, p. 314-8.
- 46 - FAGERSTRÖM T. et JERNALÖV A. Formation of methyl mercury from pure mercuric sulfide in aerobic sediment. Water research 1971, vol 5 p. 121-122.
- 47 - FERGUSON J.F. et GAVIS J. A review of the arsenic cycle in naturel water. Water research, Nov 72, vol 6, p. 1259- 1274.
- 48 - FRECAUT R. La Moselle et son bassin. Contribution à l'hydrologie et à la dynamique fluviales en milieu tempéré océanique. La Houille Blanche, n° 4/1973 p. 303-311.
- 49 - FRIEND A.G. The aqueous behaviour of Sr 85 Cs 137 Zn 65 et Co 60 as determined by laboratory type studies p 43-60. Livre : Transport of radionuclides in fresh water systems. Report of a working meeting held at univ. of Texas 30/1-1/2/63. Univ. of Texas and US atomic energy commission 1963, 406 p.
- 50 - GAMMON J.R. The effect of inorganic sediment on stream biota. Env. Protect. ag. water qual. office, wat pollut control res. serv. 18050 DWC, dec. 1970. Govt printing office Washington D.C. 148 p.

- 51 - GANGMARK H.A. et BROAD R.D. Experimental hatching of salmon in mill creek, a tributary of the sacramento river, Calif. fish Game, vol 41 p. 233-242, 1955.
- 52 - GAVIS J., FERGUSON J.F. The cycling of mercury through the environment, Water research 1972, vol 6, p. 989-1008.
- 53 - GILLEPSIE D.C. et SCOTT D.P. Mobilization of mercuric sulfide from sediment into fish under aerobic conditions. Journal fisheries research board of Canada, vol 28 ,n° 11, p. 1807-1808, 1971.
- 54 - GRIM R.E. Clay mineralogy, livre 384 p - 1953, ed. Mc Graw Hill.
- 55 - GUARINO C.F. Sludge disposal at sea. Water research 1972 vol 6, p. 569-571.
- 56 - GUIZERIX J., MOLINARI J., GAILLARD B., AUBERT M. Traceurs radio actifs et étude de la dispersion des éléments polluants en mer, dans les fleuves et dans les lacs, extrait de : Radioisotopes tracers in industry and geophysics, 1 vol, 1970, 150 p, p. 221-236. Ed. International atomic energy agency, Vienna.
- 57 - GUSTAFSON J.F. Beneficial effects of dredging turbidity, World dredging and marine construction, Conroe Tex. 8 (13) p. 44-52, déc. 72.
- 58 - HALSBAND E. et I. Etude physiologique en vue de déterminer la nocivité des "boues rouges" dans l'eau de mer. Wasser, Luft und Betrieb, vol 15 n° 7, p. 268-273.
- 59 - HAM R.K. et CHRISTMAN R.F. Agglomerate size changes in coagulation. J. of the sanit. eng. div. vol 96 n° SA 5, oct. 1970, p. 1268-1274.
- 60 - HAUCKE M., THEOBALD W., WUTSCHEL A. La protection des eaux et l'évacuation des déchets dans l'industrie sidérurgique, Stahl und Eisen 8/6/72 n° 12, p. 565-575.
- 61 - HELLIER T.R., KORNACKER L.S. Sedimentation from a hydraulic dredge in a bay, Publ. inst. Mar. Sci. univ. Texas 1962, 8, p. 212-218.
- 62 - HENNEQUIN C. Les critères de pollution. Mesure et interprétation. CPCIA, juin 1972, 22 p.
- 63 - HERBERT D.W.M. Freshwater fisheries and pollution control. Proceeding of the society for water treatment and examination, vol 10, p. 145-161, 1961.
- 64 - HERBERT D.W.M., ALABASTER J.S., DART M.C., LLOYD R. The effect of china clay wastes on trout streams, Int. J. air water pollut. 1961, vol 15 n° 1 p 56-74.

- 65 - HERBERT D.W.M. et MERKENS J.C. The effect of suspended mineral solids on the survival of trout. Int. J. air water pollut. vol 5 , n° 1, p. 46-55.1961.
- 66 - HERBERT D.W.M. et WAKEFORD A.C. The effect of calcium sulfate on the survival of rainbow trout. Wat. waste treat, vol 8, p. 608-609, 1962.
- 67 - HERBERT D.W.M. et RICHARDS J.M. The growth and survival of fish in some suspensions of solids of industrial origin. Int. J. air water pollut. vol 7, p. 297-302, 1963.
- 68 - HINDIN E. et BENNET P.J. Transport of organic insecticides to the aquatic environment. Extrait de : Advances in water pollution research : proceeding of the 5th international conference held in San Francisco and Hawaii 1970. Pergamon Press 1971 2 tomes, paper III-19, 16 p.
- 69 - HOAK R. Physical and chemical behavior of suspended solids, Sewage and indust. wastes, dec 1959, vol 131, n° 12, p. 1401-1408.
- 70 - JU-CHANG HUANG et CHANG-SUN LIAO. Adsorption of pesticides by clay minerals, Journal of the Sanitary engineering division, oct 1970, p. 1057-1078, vol 96 n° SA 5.
- 71 - JU-CHANG HUANG Effect of selected factors on pesticide sorption and desorption in the aquatic system, JWPCF, août 1971, p. 1739-1748.
- 72 - IMHOFF K. Trad : KOCH P. Manuel de l'assainissement urbain, Dunod ed. 1970, 452 p.
- 73 - JERNALOV A. Release of methyl mercury from sediment with layers containing inorganic mercury at different depths. Limnology and oceanography vol 15 n° 6 nov 1970, p 958-960.
- 74 - JOHNSON V., CUTSHALL N., OSTERBERG C. Retention of <sup>65</sup>Zn by Columbia river sediment. Water resources research, vol 1 n° 1 1967 p. 99-102.
- 75 - KAWABATA T. Studies on the sorption and release of radio-nucleides by river sediments. J. Radiot. res. 1967, 8, p. 20-31.
- 76 - KEMP H.A. Soil pollution in the Patomac river basin. J. amer. water works ass. vol 41, p. 792-6, 1949.
- 77 - KENNEDY V. Mineralogy and exchange capacity of modern fluvial sediments p. 71-90. Livre : Transport of radio-nucléides in fresh water systems. Report of a working meeting held at univ. of Texas, 30/1 - 1/2/63. Univ. of Texas and US atomic energy commission 1963, 406 p.

- 78 - KLEIN L. River pollution tome II, causes and effects ed Butterworths, London 1962, 456 p.
- 79 - KUDO A., GLOYNA E.F. Transport of <sup>137</sup>Cs. Interaction with bed sediment. Water research 1971, vol 5, p. 71-79.
- 80 - LANDNER L. Restoration of mercury contaminated lakes and rivers. Swedish water and air poll. 8/70, 11 p.
- 81 - LARRAS J. Hydraulique et granulats (livre 254 p) edition Eyrolles 1972.
- 82 - LATTERELL J.J., HOLT R.F. TIMMONS D.R. Phosphate availability in lake sediments. Journal of soil and water conservation, janv.fevr. 1971, p. 21-24.
- 83 - LAVAUUR (Eliane de) Contamination de la faune aquatique par les pesticides. BTI 252-1970, p. 257-261.
- 84 - LEFORT D. XXIVe journées internationales d'étude des eaux. Modèles mathématiques de pollution de rivières. Centre Belge d'étude et de documentation des eaux, octobre 71 n° 335, p. 392-398.
- 85 - Madame LERENARD Pollution des eaux par les pesticides, ANRT, chap I p. 19-83, Commission "Pollution des eaux". La pollution des eaux, quelques problèmes d'actualité, ed. Eyrolles, Gauthier-Villars, 1 vol 237 p. 1966.
- 86 - LESHNIOWSKY W.O., DUGAN P.R., PFISTER R.M., FREA J.I. et RANGLES C.I. Adsorption of chlorinated hydrocarbon by microbial floc and lake sediment and its ecological implication. Proc. 13th conf. great lakes res. 1970, p. 611-18.
- 87 - LLOYD R. The toxicity of zinc sulfate to rainbow trout. Ann. appl. biol. 48, 84, 1960.
- 88 - LOOSANOFF V.L. Effects of turbidity on some larval and adult bivalves. Proc. gulf carib fish inst. 1961 14, p. 80-96.
- 89 - MAC KAY D.W., HALCROW V., THORNTON I. Sludge dumping in the firth of clyde, Marine pollut. bull. janvier 72, p. 7-10.
- 90 - MAC KEE et WOLF Water quality criteria 2e édition 1964.
- 91 - MAC LAREN R.G. et CRAWFORD D.V. Studies of soil copper. II the specific adsorption of copper by soils. J. of soil science, vol 24 n° 4, décembre 1972, p. 443-452.
- 92 - MALCOLM R.L., KENNEDY V.C. Variation of cation exchange capacity and rate with particle size in stream sediment. JWPCF, mai 1970, vol 42, p. R 153-R160.

- 93 - MANGIN J.Ph. Les traceurs "naturels" sédimentologiques et géochimiques dans l'étude des pollutions marines. Compte rendu du 3e colloque international d'océanographie médicale 19-21 septembre 1967 Nice. Revue internationale océanographie médicale, tome IX, 1968, p. 745-755.
- 94 - MARTIN J.M., KULBICKI G., DE GROOT A.J. Terrigenous supply of radioactive and stable elements to the ocean. International symposium on hydrogeochemistry and biochemistry, Tokyo 6-12 septembre 1970, 14 p.
- 95 - MARTIN J.M., MEYBECK M., HEUZEL M. A study of the dynamics of suspended matter by means of natural radioactive tracers : an application to the Gironde estuary, Sedimentology 14 (1970) p. 27-37.
- 96 - MATHIS B.J. et CUMMINGS T.F. Selected metals in sediments, water and biota in the Illinois river. JWPCF, vol 45 n° 7 juillet 1973, p. 1573-1583.
- 97 - MATSUMURA F., GOLOFF Y. et BOUSH G.M. Factors influencing translocation and transformation of Hg in river sediment. Bulletin of environmental contamination and toxicology, vol 8 n° 5 1972, p. 267-272.
- 98 - MEINCK F., STOFF A., KOHLSCHUTTER Les eaux résiduaires industrielles, Edition Masson 1970, 865 p.
- 99 - MIGNIOT C. Etude des propriétés physiques de différents sédiments très fins et de leur comportement sous des actions hydrodynamiques, La Houille Blanche n° 7 1968, p. 591-620.
- 100 - MINETTI R. Les propriétés physiques et chimiques des particules dans les eaux, Tribune du CEBEDEAU, avril 1973, n° 353, p. 178-182.
- 101 - MONACO A. Sur quelques phénomènes d'échanges ioniques dans les suspensions argileuses au contact de l'eau de mer. Compte rendu de l'académie des sciences de Paris T 270, (6/4/70) série D, p. 1743-1746.
- 102 - MONNET Cl. Données relatives aux éléments en traces liés au transport solide d'un fleuve de zone intertropicale. Cah. ORSTOM ser. geol. (1971), III, 2, p. 167-187.
- 103 - MONNET Cl. Contribution à l'étude de la dynamique et de la nature des suspensions d'un fleuve intertropical, le Bandama, Côte d'Ivoire. Evolution des éléments chimiques des eaux de son estuaire. Thèse, Nice 21/12/72. Ed ORSTOM.

- 104 -MOREL P. Le pouvoir autoépurateur de l'eau de mer. Nuisances et environnement, 11/1972 n° 15, p. 45-50.
- 105 -MOREL Y. Introduction à l'étude du rôle des matières minérales amorphes dans les échanges eau-sédiment en milieu estuarien et marin. Thèse Orsay sédimentologie, mars 1971.
- 106 -NISBET M. L'eau critère de qualité pour la vie piscicole. Evolution de cette qualité. Bulletin technique de l'eau. Ministère de l'Agriculture n° 228, mars-avril 68, p. 231-244.
- 107 -NUTTAL P.M. et BIELBY G.H. The effect of china clay wastes on stream invertebrates. Environment pollut. vol 5 n° 2, sept. 73 p. 77-86.
- 108 -OLIVER B.G. Heavy metal levels of Ottawa and Rideau river sediments. Environment Sci. technol, vol 7 n° 2, février 1973, p. 135-137.
- 109 -OTTMANN F. Introduction à la géologie marine et littorale, Edition Masson 1965 259 p.
- 110 -PAFFENHOFER G.A. The effect of suspended "red mud" on mortality, body weight and growth of the marine planktonic copepod. Water, air and soil pollution 1, 1972, p. 314-321.
- 111 -PARK K.S., BRUCE W.N. The determination of the water solubility of aldrin dieldrin, heptachlor and heptachlorepoxide J. econ. ent. 1968, 61, p. 770-4.
- 112 -PATRICK R. Effect of suspended solids, organic matter and toxic materials on aquatic life in rivers. Water and sewage works 2/68, p. 89-92.
- 113 -PAVONI J.L., HAGERTY D.J. Adsorption of pesticides by clay minerals. Journal of the sanitary engin. div. vol 97, n° SA 2, avril 1971, p. 243-245.
- 114 -PERHAC R.M. Distribution of Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb and Zn in dissolved and particulate solids from two streams in Tennessee. Journal of hydrology 15 (1972), p. 177-186.
- 115 -PICART C. Problèmes de l'eau. Centre français d'inf. de l'eau, janvier 71, 54 p.
- 116 -PICAT P. et MORISSET A. Etude de la pollution du lit des cours d'eau. Réalisation d'un dispositif expérimental simulant un écoulement naturel. Bull. d'inf. scientifique et technique 9/1970, p. 39-49.

- 117 - POIRRIER M.A., BORDELON B.R., LASFER J.L. Adsorption and concentration of dissolved carbon 14 DDT by coloring colloids in surface waters. Environm. Sci. and technol. vol 6 n° 12, nov 1972, p. 1033-1035.
- 118 - PRAVDIC V. Surface charge characterization of sea sediments. Limnology and oceanography, mars 1970, vol 15 n° 2, p. 230-233.
- 119 - PRESTON A., JEFFERIES D.F., DUTTON J.W.R., HARVEY B.R., STEELE A.K. British isles coastal waters : the concentrations of selected heavy metals in sea water, suspended matter and biological indicator. Environment pollut. vol 13 n° 1, janvier 1972, p. 69-82.
- 120 - PRITCHARD D.W. Dispersion and flushing of pollutants in estuaries. Journal of the hydraulics eng. div; vol 95, n° HY 1, janvier 1969, p. 115-124.
- 121 - RANCHET J. La pollution des eaux superficielles. Bulletin de liaison du Laboratoire des Ponts et Chaussées n° 55, octobre novembre 1971, p. 67-75.
- 122 - REYNOLDS T.D., GLOYNA E.F. Uptake and release of radionuclides by stream sediment. Journal WPCF, mars 64, vol 36 n° 3, p. 279-80.
- 123 - RIEMER D.N. et TOTH S.J. Adsorption of Cu by clay minerals, humic acids and bottom muds. J. amer. water works assoc. mars 1970, vol 62 n° 3, p. 195-197.
- 124 - RITCHIE J.C. Sediment, fish and fish habitat. Journal of soil and water cons. mai juin 1972, vol 27 n° 3, p. 124-125.
- 125 - ROBINSON A.R. Sediment. Journal of soil and water cons. vol 26 n° 2 mars avril 71, p. 61-62.
- 126 - ROWE D.R., CANTER L.W. MASON J.W. Contamination of oysters by pesticides. Journal of the sanitary engineering division, octobre 1970, p. 1221-1235.
- 127 - SANCHEZ I. et LEE G.F. Sorption of copper on lake Monona sediments. Effect of NTA on copper release from sediments. Water Research, avril 73, vol 7, p. 587-593.
- 128 - SCHNEDEBERGER E. et JEWEL M.E. Factors affecting pond fish production. Bulletin Kans. for fish comm. vol 9, p. 5-14, 1928.
- 129 - SECRETARIAT GENERAL PERMANENT POUR L'ETUDE DES PROBLEMES DE L'EAU Etude prospective dans le domaine de l'eau SPEPE B 2398, janvier 1972.

- 130 - SHAPLEY S.P. BISHOP D.M. Sedimentation in a salmon stream. Journal fish. res. b. Can. 1965, 22, p. 919-28.
- 131 - SHELTON J.M. POLLOCK R.D. Siltation and egg survival in incubation channels, Trans. am. fish. soc. 1966, 95, p.183-192.
- 132 - SHULL D, GLOYNA E.F. Transport of dissolved wastes in rivers. Journal of the sanitary eng. division, dec 1969, p. 995-1012.
- 133 - SLANINA K. The effect of mineral suspended solids on fish. Wass. Abwass. 1962, 12 p.
- 134 - SMITH J.D., NICHOLSON R.A., MOORE P.J. Mercury in sediment from Thames estuary. Environment poll. fevrier 1973, vol 14 n° 2, p. 153-157.
- 135 - Madame SPANOPOULOU La pollution des eaux cotières et des estuaires provenant de l'intérieur des terres. Nations Unies. Commission économique pour l'Europe, comité des problèmes de l'eau, session des 2-6 juillet 1973, 31 p.
- 136 - SREEKUMARAN C., PILLAI K.C., FOLSOM T.R. The concentration of Li, K, Rb, Cs in some western american rivers and marine sediments. Geochimica et cosmochimica acta, 1968, vol 32, p. 1234.
- 137 - STUART T.A. Spawning migration, reproduction and young stages of loch trout (*Salmo trutta*), Freshw. salm. fish. res, vol 5, 79 p, 1953.
- 138 - STUMM W., STUMM-ZOLLINGER E. The role of phosphorus in eutrophication. Livre : Water pollution microbiology Wiley 1972, p. 11-42.
- 139 - SYKORA J.L., SMITH E.J., SYNAK M. Effect of lime neutralized iron hydroxide suspensions on juvenile brook trout. Water research 1972, vol 6, p. 935-50.
- 140 - TARZWELL C.M. , GAUFIN A.R. Some important biological effects of pollution often disregarded in streams surveys. Purdue univ. Proc 8th ind. waste conf. mai 1953, p. 295-316.
- 141 - TASK COMMITTEE Influence of sedimentation on water quality : an inventory of research needs. J. hydraul. eng. div. proc. amer. soc. civil eng. vol 97, 8/1971, p. 1203-11.
- 142 - TASK COMMITTEE Sediment sources and sediment yields. Journal of the hydraulics eng. div. juin 1970, vol 96 n° HY 6, p. 1283-1329.
- 143 - TASK COMMITTEE Sediment transportation mechanics : fundamentals of sediment transportation. Journal of the hydraulics eng. div. n° NY 12, vol 97, dec 1971, p. 1979-2022.

- 144 - TOETZ D.W. Experiments on the adsorption of ammonium ions by clay particles in natural waters. Water resources research, vol 6 n° 3, juin 1970, p. 979-980.
- 145 - TUREKIAN K.K. et SCOTT M.R. Concentrations of Cr, Ag, Mo, Ni, Co and Mn in suspended materials in stream. Environm. Sci. and technol. vol 1 n° 11, novembre 67, p. 940-42.
- 146 - TYWONIUK N. Sediment discharge compaction procedures. J. of the hydr. eng. div, vol 98, n° HY 3, mars 1972, p. 521-540.
- 147 - VALLIN S. Effect on fish and fishing in the Öresund of the discharge of gypsum from superphosphate factories, Vatten 1968, 24, p. 49-50.
- 148 - VERNET J.P. THOMAS R.L. Le mercure dans l'environnement et le rôle de la géologie sédimentaire. Bulletin du BRGM 2e série, section III n° 3 1972, p. 43-61.
- 149 - VERSINO B. Les pesticides : un problème pour le monde actuel. Eurospectra, mars 1971, p. 2-10.
- 150 - Dr VIAL J. Etude des critères permettant l'évaluation des pollutions de l'eau. Centre de perfectionnement technique, 1er stage d'étude des problèmes de l'eau, 1972, 15 p.
- 151 - VIEL G. L'usage agricole des pesticides et ses conséquences pour la pollution des eaux. Bulletin technique d'inf. Ministère de l'Agriculture n° 224, nov 67, p. 845-850.
- 152 - VIEL G. Quelques remarques sur la pollution des eaux par les pesticides. Ann. Hyg L. Fr. Med et Nut 1972, tome 8, n° 1 p. 77-85.
- 153 - VIVIER P. Influence de la pollution des eaux sur la flore et la faune piscicoles. Evolution et modification du milieu. Bulletin technique d'information, Ministère de l'Agriculture 24 nov 67, p. 765-74.
- 154 - WALLEN I.E. The direct effect of turbidity on fishes. Bulletin Okla agric. mech. coll. (BIOL) 2 : 48 1951.
- 155 - WUN-CHENG WANG, LEE G.F., SPYRIDAKIS D. Adsorption of parathion in a multi component solution. Water research 1972, vol 6, p. 1219-1228.
- 156 - WATER POLLUTION RESEARCH LABORATORY. The report of the Water Pollution Research board with the report of the direction of the water pollution research laboratory for the year 1961. Dept of scientific and indust. research. H.M. Stationery office, LONDON, 1961, 136 p.

- 157 - WATSON J.R., POSNER A.M. et QUIRCK J.P. Adsorption of the herbicide 2,4D on goethite. Journal of soil science vol 24 n° 4, décembre 1972, p. 503-511.
- 158 - WEAST R.C. Handbook of chemistry and physics, Chemical rubber Co 45e ed 1964-1965.
- 159 - WILLIAMS L.G., JOYCE J.C, MONK J.T. Jr Stream velocity effects on the heavy metal concentrations. JAWWA, avril 1973, p. 275-279.
- 160 - ZENIN A.A., KONOVALOV G.S. Some processes taking place in river water polluted with effluents from mines Hidrokhim mater 1964, 36, p 56-63.

## abstract

---

### THE INFLUENCE OF MINERAL SUSPENDED SOLIDS ON THE QUALITY OF SURFACE WATER

Every year, surface water carries a considerable tonnage of polluting agents, of which only one tenth are in suspension. These suspended solids (S.S.) are a visible form of pollution, and consequently have been the subject of numerous studies.

This report takes stock of the present state of knowledge concerning the pollution of surface water by S.S.

The first section deals with the dynamics of S.S., and covers successively the conditions under which it is conveyed and deposited, and the phenomena of flocculation. This is one of the best known aspects of the subject, though there still subsist some contradictions concerning the phenomena of flocculation and important gaps regarding what happens to S.S., notably the extent to which it is conveyed, the amount of sediments which may be put back into suspension, and especially the dispersion of materials at sewer outfalls.

The second section covers the effect of suspended solids on aquatic life. This effect appears to be closely related to the quantity of S.S. In concentrations of less than 50 ppm, no harmful effects are apparent, and up to 200 ppm they are slight. Harmful effects also depend on quality. Coal fines are seen to be less harmful than metallic precipitates.

The mechanisms of the action of S.S. are then reviewed : destruction of spawn, reduction of photosynthesis, deposits on the gills gradually inhibiting respiration, reduction of growth rate, and greater sensitivity to infection by micro-organisms. The effect on invertebrates is touched upon ; sensitivity seems to depend on their living habits, species floating on the surface being less sensitive than those living at the bottom. Some problems have not yet been explained, in particular the influence of S.S. on dissolved oxygen and bacteria. And the influence of metallic precipitates will require a great deal of study before it is elucidated.

The third section examines the interactions between chemical and radioactive polluting agents in solution and suspended solids. The adsorption of pollutants is governed mainly by the electrokinetic potential and the exchange capacity of particles in suspension. Other factors are involved to a lesser degree ; each case is examined separately. A number of factors are well known ; for example, it is recognized that adsorption is inversely proportional to particle and directly proportional to the concentration of pollutant in solution. On the other hand, there are numerous contradictions as to the influence of such factors as pH value, salinity, temperature, and the role of organic substances. The importance of duration of contact is also quite often neglected by research workers. Another point has to be noted : this study showed that though pollutants can be rapidly and strongly adsorbed by certain S.S., their desorption is more difficult ; this might contribute to a sort of purification of the stream or river, with the possible risk of a sudden desorption which could cause a serious accidental pollution. Hence these phenomena merit a great deal of research in order that they may be understood and controlled.

In conclusion, the report indicates lines of research which are still insufficiently explored.

## **zusammenfassung**

---

### EINFLUSS DER MINERALISCHEN SCHWEBESTOFFE AUF DIE GUTE DES OBERFLÄCHENWASSERS

Jedes Jahr werden von den Oberflächengewässern Verschmutzungsstoffe in erheblichen Tonnagen geführt, von denen lediglich 1/10 Schwebestoffe sind. Diese Schwebestoffe bilden eine sichtbare Verunreinigung, was zahlreiche Studien über dieses Thema veranlasste.

Die in diesem Bericht vorgetragene Arbeit erscheint als eine Klarstellung der derzeitigen Erkenntnisse in Bezug auf die Verschmutzung des Oberflächenwassers durch Schwebestoffe.

Das erste Kapitel behandelt die Dynamik der Schwebestoffe. Es werden nacheinander die Transport- und Ablagerungsbedingungen sowie die Ausflockungserscheinungen behandelt. Letztere gehören zu den bekanntesten Themen, obwohl noch einige Widersprüche hinsichtlich der Ausflockungserscheinungen bestehen, sowie auch grosse Unvollständigkeiten besonders in Bezug auf den Werdegang der Schwebestoffe namentlich die Ausdehnung des Transports, die Menge der als Schwebestoffe zurückkehrenden Sedimente und vor allem die Stoffdispersion bei dem Austritt aus dem Vorfluter.

Das zweite Kapitel betrifft die Einwirkung der Schwebestoffe auf das Leben der Wasserwelt. Diese Einwirkung scheint stark mit der Schwebestoffmenge verbunden zu sein. So kommt z.B. die Schädlichkeit bei 50 Promille des Gewichts nicht zum Vorschein und bis zu 200 Promille des Gewichts ist sie gering. Die Beschaffenheit bedingt ebenfalls den Schädlichkeitsgrad. Kohlengrus scheint weniger schädlich zu sein als Metallniederschläge.

Es werden dann die Einwirkungsmechanismen der Schwebestoffe einzeln vorgenommen: Zerstörung des Geleges, Minderung der Photosynthese, Schmutzstoffablagerung auf die Kiemen mit allmählicher Atmungsbehinderung, Verringerung der Zuwachsrate und grössere Empfindlichkeit gegenüber Ansteckungen mikrobieller Art. Zuletzt wird die Wirkung auf die wirbellosen Tiere erwähnt; es scheint jedoch dass die Empfindlichkeit durch die Lebensweise bedingt ist, da die schwebenden Tierarten dem Anschein nach weniger empfindlich sind als die auf dem Grund Lebenden. Einige Probleme stehen noch offen, insbesondere der Einfluss der Schwebestoffe gegenüber dem gelösten Sauerstoff und den Bakterien. So bedarf auch die Untersuchung des Einflusses der Metallniederschläge zahlreicher Studien, bevor dieser Frage Antwort geleistet werden kann.

Das dritte Kapitel untersucht die Zwischeneinwirkungen zwischen den Lösungen von chemischen und radioaktiven Verschmutzungsstoffen und den Schwebestoffen. Die Adsorption der Verschmutzungsstoffe wird durchaus durch das elektrokinetische Potential und durch das Austauschvermögen der schwebenden Partikeln geleitet. In einem kleineren Masstabe wirken andere Faktoren, wobei jeder Fall getrennt untersucht wird. Einige Faktoren scheinen ziemlich bekannt zu sein. So wird z.B. angenommen, dass die Adsorption umso stärker ist, als die Partikeln kleiner sind; und dass die Konzentration an Verschmutzungsstoffen in der Lösung grösser ist. Es gibt hingegen zahlreiche Widersprüche über den Einfluss von Faktoren wie der pH-Wert, die Salzhaltigkeit, die Temperatur oder auch die Rolle der organischen Stoffe. Die Bedeutung der Berührungszeit wird auch des öfteren von den Autoren vernachlässigt. Eine andere Bemerkung drängt sich auf, die Studie hat gezeigt dass obwohl die Verschmutzungsstoffe durch gewisse Schwebestoffe schnell und stark adsorbiert werden, ihre Desorption schwieriger ist, was dazu beitragen kann, den Fluss gewissermassen zu klären, mit jedoch dem stets möglichen Risiko einer plötzlichen Desorption, welche dann zum Ursprung einer bedeutenden zufälligen Verschmutzung sein könnte. Um bemeistert zu werden erfordern diese Erscheinungen deshalb zahlreiche Nachforschungen.

Zum Abschluss kann gesagt werden, dass diese Arbeit die noch schlecht erforschten Untersuchungsrichtungen in den Vordergrund stellt.

## resumen

---

### INFLUENCIA DE LAS MATERIAS MINERALES EN SUSPENSIÓN EN LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUPERFICIALES

Cada año las aguas superficiales vehiculan un considerable tonelaje de contaminantes, del que únicamente está en suspensión una 1/10. Las materias en suspensión (M.E.S.) constituyen una contaminación visible que motivó muchos estudios emprendidos al respecto.

El trabajo que se presenta aquí aparece como una puntualización de los actuales conocimientos en materia de contaminación de las aguas superficiales por las M.E.S.

Se dedica el primer capítulo a la dinámica de las M.E.S. Sucesivamente se va tratando de las condiciones de transporte, depósito así como de los fenómenos de floculación. Es uno de los temas que mejor se conoce aunque permanezcan algunas contradicciones a propósito de los fenómenos de floculación así como importantes lagunas acerca de la evolución de las M.E.S. principalmente por lo que se refiere a la amplitud del transporte, el volumen de los sedimentos que se pueden volver a poner en suspensión y en especial la dispersión de los materiales en el desagüe de los emisarios.

En el segundo capítulo se trata de la acción de las materias en suspensión en la vida acuática. Se muestra esta acción altamente vinculada a la calidad de las M.E.S. Así, no aparece la nocividad para contenidos inferiores a 50 ppm, siendo baja hasta 200 ppm. La nocividad depende también de la calidad. Los finos de carbón se muestran menos nocivos que los precipitados de metales.

Los mecanismos de acción de las M.E.S. se examinan a continuación : destrucción de la puesta de huevos, reducción de la fotosíntesis, depósito en las agallas que inhibe progresivamente la respiración, reducción de la tasa de crecimiento y sensibilidad mayor a las infecciones por microorganismos. Por último, se aborda la acción en los invertebrados ; según parece, la sensibilidad depende del modo de vida, apareciendo las especies flotantes menos sensibles que aquellas que viven en el fondo. Algunos problemas no tuvieron respuesta, especialmente la influencia de las M.E.S. frente al oxígeno disuelto y a las bacterias.

Asimismo, el estudio de la influencia de los precipitados de metales requerirá muchos estudios antes de que quede dilucidada.

En el tercer capítulo se estudian las interacciones que existen entre los contaminantes en solución (químicos y radiactivos) y las materias en suspensión. La adsorción de los contaminantes está dirigida principalmente por el potencial electrocinético y la capacidad de intercambio de las partículas en suspensión. A menor grado, intervienen otros factores, estudiándose independientemente cada caso. Algunos factores parecen perfectamente conocidos, Así, se admite que es mayor la adsorción cuanto menor es el tamaño de las partículas, y mayor es la concentración de contaminante en la solución. En cambio, se manifiestan muchísimas contradicciones en la influencia de factores tales como el pH, la salinidad, la temperatura o el papel de las materias orgánicas. Los autores también han subestimado con bastante frecuencia la importancia del tiempo de contacto. Se impone otra observación, ya que el estudio ha demostrado que si los contaminantes podían ser rápida y grandemente adsorbidos por algunas M.E.S., su desorción era más difícil, lo que podía contribuir a cierta depuración del curso de agua, con el peligro siempre posible de una súbita desorción que podría dar lugar a una importante contaminación accidental. Por consiguiente, para dominar estos fenómenos, se han de llevar a cabo muchas investigaciones.

En conclusión, este trabajo pone de manifiesto los campos de investigación que todavía están mal explorados.

### ВЛИЯНИЕ ВЗВЕШЕННЫХ МИНЕРАЛЬНЫХ ВЕЩЕСТВ НА КАЧЕСТВО ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД.

Каждый год поверхностные воды переносят значительное количество загрязняющих веществ, из которых только 1/10 находится в виде взвеси. Эти взвешенные вещества представляют собой видимое загрязнение, что привело к организации многочисленных исследований по этому вопросу.

Представленная здесь работа является обзорной, выявляющей сущность современных познаний в области загрязнения поверхностных вод взвешенными веществами.

Первая глава посвящена динамике взвеси. Последовательно освещаются вопросы условий транспортировки, осаждения и явления образования хлопьев. Это один из лучше всего изученных вопросов, хотя и существуют некоторые противоречия в явлениях флокуляции, также как и значительные пробелы в отношении дальнейшей судьбы взвешенных веществ; это касается в частности дальности их переноса, величины осадков переходящих в взвешенное состояние и, особенно, рассеяние веществ на выходе из водосливных каналов.

Вторая глава касается влияния взвешенных веществ на жизнь в воде. Это воздействие тесно связано с количеством взвешенных веществ. Так при содержании ниже 50 частей на миллион редное воздействие не проявляется и остается незначительным до 200 частей на миллион. Качество веществ также воздействует на вредность. Угольная пыль менее вредна, чем осадки металлов.

Затем рассматривается механизм воздействия взвеси: гибель икры, сокращение фотосинтеза, осаждение на жабрах, постепенно подавляющее дыхание, снижение скорости роста и увеличение чувствительности к инфекции микроорганизмами. Кроме того статья касается вопроса воздействия на беспозвоночные организмы; образ жизни обуславливает их чувствительность: так, например, плавающие у поверхности организмы кажутся менее чувствительными, чем организмы живущие на дне. Некоторые проблемы остаются неразрешенными, в частности влияние взвешенных веществ на растворенный кислород и на бактерии. Изучение влияния металлических осадков потребует многочисленных исследований для его выявления.

В Оретьей главе исследуется взаимодействие между растворенными загрязнителями /химическими и радиоактивными/ и взвешенными веществами. Адсорбция загрязнителей зависит главным образом от электрокинетического потенциала и обменной способности взвешенных частиц. Другие факторы влияют в меньшей степени и каждый из изучается отдельно. Некоторые факторы хорошо известны. Так например принимается, что адсорбция тем более значительна, чем меньше размер частиц и чем выше концентрация загрязнителя в растворе. И напротив возникают многочисленные противоречия относительно влияния таких факторов как pH, солёность, температура или роль органических веществ. Влияние времени контакта часто не учитывается авторами. Исследование показало, что если загрязнители могут быстро и сильно адсорбироваться некоторыми взвешенными веществами, то их десорбция затруднена, что может содействовать своего рода очистке потока воды, со всегда возможной опасностью внезапной десорбции и вытекающим отсюда значительным случайным загрязнением. Эти явления требуют многочисленных исследований для их познания.

В заключение эта работа выявляет еще мало изученные направления исследований.

## TABLE DES MATIERES

Résumé	4		
Présentation (A. LE ROUX)	5	CHAPITRE 2	
Introduction	6	ACTION DES MATIERES EN SUSPENSION	
		SUR LA VIE AQUATIQUE	
		I. ACTION SUR LA FAUNE	34
CHAPITRE 1		1. Mort ou survie des poissons due	
DYNAMIQUE DES MATIERES EN SUSPENSION		aux matières en suspension inertes	34
I. ORIGINE DES MATIERES EN SUSPENSION	8	1.1. Très fortes concentrations	34
II. TRANSPORT DES SEDIMENTS	10	1.2. Fortes concentrations	35
1. Mode de transport	10	1.3. Moyennes concentrations	37
2. Importance des différents transports	11	2. Mort ou survie des poissons	
3. Transport par charriage	11	due aux précipités de métaux	38
4. Transport en suspension	12	3. Mort ou survie des invertébrés	39
4.1. Facteurs affectant la quantité		4. Reproduction	40
de matières en suspension	12	5. Croissance	41
4.2. Répartition des matières en		6. Résistance aux maladies	42
suspension	16	7. Action sur la nourriture	42
4.3. Remise en suspension	21	8. Comportement de la faune vis-à-vis	
		des matières en suspension	43
III. FLOCCULATION DES SEDIMENTS	22	9. Protection de la faune contre	
1. Généralités	22	les matières en suspension	44
2. Facteurs affectant la floculation	23	II. ACTION SUR LA FLORE	45
2.1. Influence de la taille des		1. Action directe	45
particules	23	2. Action indirecte : Action	
2.2. Influence de la concentration		sur la photosynthèse	45
en particules solides de la		III. ACTION SUR LES BACTERIES	46
suspension	24	conclusion	47
2.3. Influence du milieu aqueux	24	IV. ACTION DES MATIERES EN SUSPENSION SUR L'OXYGENE	
2.4. Influence de la nature des ions		1. Action sur l'Oxygène dissous	53
de la solution	26	2. Action sur le DBO	53
2.5. Influence de la nature des		3. Conclusion	55
argiles	27		
2.6. Influence du pH	28	CHAPITRE 3	
2.7. Variations de température	28	ACTION DES MATIERES EN SUSPENSION	
IV. DECANTATION ET DEPOT DES MATIERES EN SUSPENSION	29	SUR LA POLLUTION CHIMIQUE	
1. Effet de la salinité sur la vitesse		I. GENERALITES	58
de décantation	30	1. Facteurs principaux régissant	
2. Influence des orages sur la vitesse		l'adsorption	58
de décantation	30	1.1. Potentiel électrocinétique	58
3. Influence des dragages	31	1.2. Capacité d'échange	60
4. Rejets en mer	31		

2. Facteurs secondaires	63	1.1. Equilibre eau-vase	86
		1.2. Taille des particules	87
A-CAS DES PESTICIDES	66	1.3. Concentration de la solution en radio-éléments	87
1. Origine des pesticides dans les eaux	66	1.4. Concentration ionique de la solution	87
2. Solubilité des pesticides	66	1.5. Temps de contact	88
3. Facteurs contrôlant l'adsorption des pesticides	67	1.6. Effet de la matière organique	88
3.1. Nature de l'adsorbant	68	1.7. Température	88
3.2. Effet de la matière organique	70	1.8. Nature du produit radio-actif	88
3.3. Taille des particules	71	2. Transport des radio-nucléides	89
3.4. Nature du pesticide et concen- tration	71	3. Désorption	90
3.5. Salinité	72	D- CAS DE L'EUTROPHISATION	90
3.6. Présence d'autres éléments	72	1. Equilibre eau-vase	91
3.7. Effet du pH	73	2. Adsorption, désorption	91
3.8. Effet de la température	73	2.1. Du phosphore	91
3.9. Temps de contact	73	2.2. Des sels ammoniacaux	92
4. Désorption des pesticides	74	3. Conclusions	92
5. Conclusions	74	II. CONCENTRATIONS DES POLLUANTS DANS LA CHAÎNE ALIMENTAIRE	93
B- CAS DES METAUX LOURDS	75	III. DEPOLLUTION NATURELLE ET ARTIFICIELLE	97
1. Répartition des métaux entre le sédiment et le milieu	75	1. Cas généraux	97
2. Facteurs contrôlant l'adsorption	78	2. Cas du mercure	98
2.1. Nature de l'adsorbant	78	3. Rejets en mer	99
2.2. Effet de la matière organique	79		
2.3. Capacité d'échange	79	CONCLUSIONS GENERALES	100
2.4. Taille des particules	80	1. Dynamique des sédiments	100
2.5. Salinité	81	2. Action sur la vie aquatique	101
2.6. Effet du pH	81	3. Pollutions chimiques	101
3. Précipitation	81	Bibliographie	103
3.1. Précipitation directe	81		
3.2. Rôle des sulfures	85	Résumé en anglais, allemand, espagnol et russe	116
3.3. Rôle des carbonates, dureté de l'eau	85		
4. Désorption	86		
C- CAS DES PRODUITS RADIO-ACTIFS	86		
1. Facteurs affectant l'adsorption des radio-isotopes	86		

**LISTE DES RAPPORTS DE RECHERCHE  
DES LABORATOIRES DES PONTS ET CHAUSSÉES  
publiés par le LCPC**

**Numéros**

- 1 Recherche sur l'évolution des propriétés des matériaux alluvionnaires dans un bassin et mise en évidence de quelques caractéristiques générales, L. Primel (1969).
- 2 Application de la spectrométrie infrarouge à l'étude des argiles et ciments hydratés, A. Baron (1969).
- 3 Compacité et maniabilité des bétons hydrauliques, J. Baron et R. Lesage (1969).
- 4 La résistance à la traction des roches, C. Tourenq et A. Denis (1970), *épuisé*.
- 5 Mesure des teneurs en eau des sols par les méthodes électriques - Etude d'une méthode capacitive, Tran Ngoc Lan, P. Chaigne et A. Philippe (1970), *épuisé*.
- 6 La gélimité des roches - Application aux granulats, C. Tourenq (1970).
- 7 Corrélation entre frottement longitudinal roue bloquée et frottement transversal à dévire élevée, B. Torchet et B. Lajoinie (1970).
- 8 La méthode des éléments finis et ses applications aux problèmes de génie civil, P. Guellec (1970), *épuisé*.
- 9 Interprétation des vibrations de surface sur les structures routières, R. Guillemin (1970).
- 10 Remblais sur sols compressibles - Synthèses des recherches effectuées dans les laboratoires des Ponts et Chaussées, F. Bourges (1970), *épuisé*.
- 11 Calcul des écoulements en milieu poreux par la méthode des éléments finis, P. Guellec (1970).
- 12 Chaussées en béton - Constatations 1966-1967-1968, Groupe de travail LCPC-LR (1970).
- 13 Consolidation d'un sol sous charge variable - Théorie - Vérification en laboratoire, M. Peignaud (1971).
- 14 Etude de la pression interstitielle, H. Josseume (1971).
- 15 Fissuration du béton par hydratation localement différée du ciment, J. Baron (1971).
- 16 Identification et dosage des différents sucres présents dans les plastifiants réducteurs d'eau, C. Laval et F. Durrieu (1971).
- 17 Etude de la terre armée à l'appareil triaxial, Nguyen Thanh Long, Y. Guégan et G. Legeay, (1972).
- 18 Contribution à l'étude de la dilatation thermique des bétons, Mahmoudzadeh-Rahimi (1972).
- 19 Elaboration de liants goudron-époxydes pour enrobés à hautes performances mécaniques, G. Brun (1972).
- 20 Machines foreuses pour tunnels et galeries - Techniques et bases théoriques de l'abattage mécanique des roches, D. Fourmaintraux (1972).
- 21 Influence des gradients de pression interstitielle sur les résultats de l'essai triaxial, H. Josseume (1972).
- 22 Mesure des pressions derrière et sous un mur de soutènement, J.-P. Levillain (1973).
- 23 Etude sur la perméabilité des sols fins mesurée en laboratoire, S. Amar et H. Dupuy (1973).
- 24 Compactage des terrassements - Efficacité en profondeur de trois rouleaux vibrants, P. Chaigne, E. Leflaive, J. Oczkowski, R. Franceschina, G. Morel et A. Quibel (1973).

- 25 Remblais sur sols mous équipés de banquettes latérales - Elaboration des abaques de calcul de stabilité, G. Pilot et M. Moreau (1973).
- 26 Etude des voûtes en terre armée, C. Behnia (1973).
- 27 Contribution à l'étude de la cohésion dans une pâte de laitier granulé, Ph. Petit (1973).
- 28 La stabilité des ouvrages souterrains - Soutènement et revêtement, M. Panet (1973).
- 29 Calcul des contraintes dans un massif d'épaisseur limitée soumis à une charge trapézoïdale, B. Mandagaran (1973).
- 30 Etude des murs en terre armée sur modèles réduits bidimensionnels, Nguyen Thanh Long, F. Schlosser, Y. Guégan et G. Legeay (1973).
- 31 Etudes sur l'uni des revêtements routiers et le confort du véhicule automobile, M. Abrache (1974).
- 32 Dispositif d'enregistrement adaptable à l'essai de classement des sols selon leur degré de gélivité, J.-C. Laporte (1974).
- 33 Compactage des terrassements - Compactage en grande épaisseur au moyen de rouleaux à cylindres vibrants lourds et d'un compacteur à pneus lourd, P. Chaigne, R. Franceschina, G. Morel, J. Oczkowski et A. Quibel (1974).
- 34 Auscultation dynamique des superstructures par les méthodes classiques, G. Cannard, J. Carracilli, J. Prost et Y. Vénec (1974).
- 35 Etude du mécanisme de modification des propriétés des bétons, mortiers et coulis hydrauliques par addition de résines thermodurcissables, A.-M. Paillère (1974).
- 36 Calcul de la stabilité des pentes en rupture non circulaire, P. Raulin, G. Rouquès et A. Toubol (1974).
- 37 Etude expérimentale de la mise en place du béton frais, R. Lesage (1974).
- 38 Mécanisme de la prise du laitier granulé sous activation alcaline, R. Dron (1974).
- 39 Contribution à l'étude de l'hydratation des silicates calciques hydrauliques, R. Sierra (1974).
- 40 Etude expérimentale de la compatibilité de résines époxydes avec le bitume - Application à la prévision de systèmes compatibles, C. Laval et B. Brulé (1974).
- 41 Etude d'un remblai sur tourbe à Caen, J. Vautrain (1975).
- 42 Etude théorique et expérimentale de la préparation d'une résine époxyde compatible avec le bitume, B. Brulé et C. Laval (1975).
- 43 Redistribution des effets hyperstatiques des ponts en béton précontraint par fluage linéaire, M.-Y. Lau (1975).
- 44 Etude des massifs continus à comportement non linéaire - Applications aux problèmes de génie civil, A. Ricard (1975).
- 45 Evolution sur route de liants et d'enrobés bitumineux - Etude de laboratoire sur prélèvements, Doan Tu Ho, A. Grignard et P. Ugé (1975).
- 46 Etude théorique du comportement des pieux sous charge verticale - Introduction de la dilatance, R. Frank (1975).
- 47 Consolidation d'un sol avec drains verticaux sous charge variable, D. Chaput et G. Thomann (1975).
- 48 Centrifugation de modèles réduits d'ouvrages en terre et de fondations, G. Pilot (1975).
- 49 Influence des matières minérales en suspension sur la qualité des eaux de surface, D. Robbe (1975).

