

DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT
ET DES RECHERCHES OCEANIQUES

u64

Programme Rejets Urbains
en Mer

ETAT D'AVANCEMENT DES ETUDES
SUR LE SITE DE MORLAIX

J. F. Guillaud



IFREMER - Centre de BREST
BP 70 - 29263 PLOUZANE
Tél 98 22 40 40 - Télex 940627 F

DERO - 88.24-EL

1164

IFREMER
Centre de BREST
S.D.P.
B.P. 70
29263 PLOUZANE
Tél. : 98.22.40.40
Télex 940 627

DIRECTION ENVIRONNEMENT
ET RECHERCHES OCEANIQUES

DEPARTEMENT ENVIRONNEMENT LITTORAL

AUTEUR(S) : J.F. GUILLAUD		CODE : N° DERO-88.24-EL
TITRE : PROGRAMME REJETS URBAINS EN MER ETAT D'AVANCEMENT DES ETUDES SUR LE SITE DE MORLAIX		Date : Août 1988 Tirage nb : 50 Nb pages : 45 Nb figures : 1 Nb photos : 0
CONTRAT (intitulé) N°		DIFFUSION Libre ☒ Restreinte ☐ Confidentielle ☐
<u>RESUME</u> : Ce rapport résume l'état d'avancement des recherches concernant les rejets urbains sur le site de Morlaix ; les résultats d'ores et déjà obtenus portent sur : - les flux de contaminants en provenance de la station d'épuration, - la dispersion des polluants dans l'estuaire de Morlaix, - le développement des modèles mathématiques, - l'évaluation de l'effet des contaminants sur l'environnement littoral. <u>ABSTRACT</u> : This report summarizes the state of research related to the urban waste water discharged in the site of Morlaix ; results already obtained concern : - The fluxes of contaminants coming from the waste water treatment plant, - the dispersion of pollutants through the Morlaix estuary, - the development of mathematical models, - the effect assessment of the major pollutants on the coastal environment.		
Mots-clés : Rejets urbains - estuaire - Morlaix		
Key words : Urban wastes - estuary - Morlaix		



Ifremer Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer

PROGRAMME REJETS URBAINS EN MER

ETAT D'AVANCEMENT DES ETUDES

SUR LE SITE DE MORLAIX

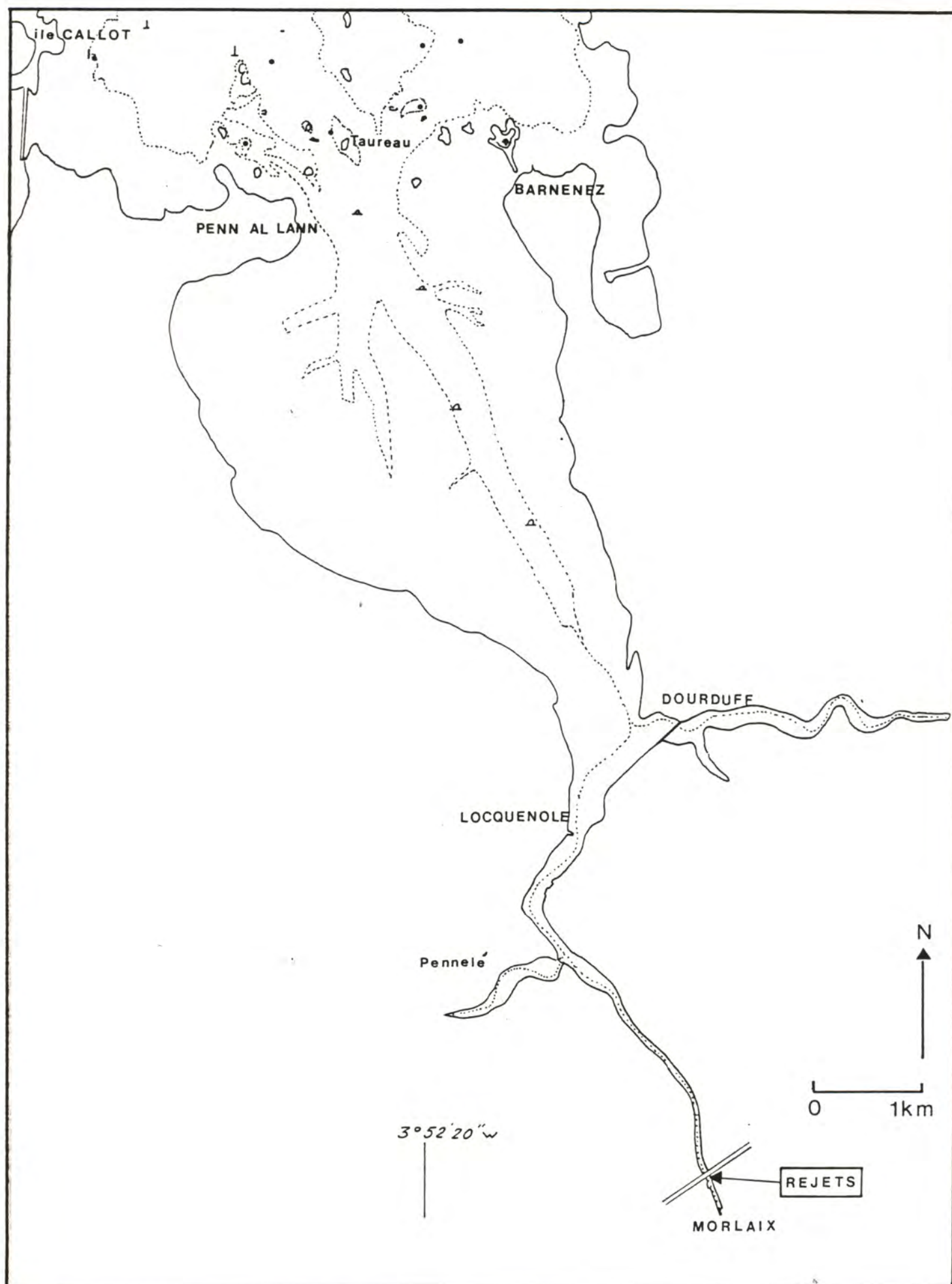
J.F. GUILLAUD

Août 1988

P L A N

	<u>Pages</u>
1. INTRODUCTION	2
2. LES APPORTS EN CONTAMINANTS PAR LA STATION	3
2.1. Les caractéristiques de la station d'épuration	3
2.2. Les apports en matières en suspension et en matière organique	4
2.3. Les apports en azote et en phosphore	7
2.4. Les apports en microorganismes	9
2.5. Les apports en micropolluants organiques	12
2.6. Les apports en métaux	14
2.7. Conclusion	16
3. LA DISPERSION DES CONTAMINANTS DANS LE MILIEU	19
3.1. Les caractéristiques de l'estuaire de Morlaix	19
3.2. La dispersion des matières organiques et des sels nutritifs	22
3.3. La dispersion des microorganismes	26
3.4. La dispersion des micropolluants organiques ..	29
3.5. La dispersion des métaux	31
3.6. Conclusion	32
4. LE DEVELOPPEMENT DES MODELES MATHEMATIQUES	33
4.1. Les modèles mis en place	33
4.2. Conclusion	34
5. L'EVALUATION DES EFFETS	35
5.1. Les polluants chimiques	35
5.2. Effets globaux des effluents	36
5.3. La chloration	37
5.4. L'accumulation des bactéries par les huîtres .	38
5.5. L'aspect épidémiologique	39
5.6. Conclusion	40
6. CONCLUSION	42
ANNEXE	45

ESTUAIRE DE MORLAIX



1. INTRODUCTION

Avant de faire un bilan intermédiaire des travaux engagés sur le site de Morlaix dans le cadre du programme "Rejets Urbains en Mer", il convient de rappeler les trois principaux objectifs de ce programme :

Premier objectif : déterminer les processus qui gouvernent en zone côtière le transport physique et les transformations physico-chimiques ou biologiques des contaminants issus des rejets urbains.

Deuxième objectif : évaluer les effets sur l'environnement côtier des contaminants majeurs émis par les rejets urbains.

Troisième objectif : identifier les axes possibles d'amélioration des technologies d'épuration et de rejet, spécifiques au milieu littoral.

Pour mener à bien ce programme d'étude, deux sites ayant des caractéristiques très différentes ont été retenus ; il s'agit de Toulon-Est (rejet en mer par émissaire à - 44 m des effluents urbains provenant d'une station d'épuration physico-chimique) et de Morlaix (rejet en tête d'estuaire des effluents d'une station d'épuration biologique à boues activées).

Ces sites ont été jugés comme suffisamment représentatifs de nombreux cas rencontrés, pour que les processus mis en évidence puissent être transposés à d'autres localités littorales confrontées à des problèmes de rejets urbains.

Les résultats d'ores et déjà acquis sur le site de Morlaix seront présentés en fonction des thèmes d'études abordés qui sont les suivants :

- les apports en contaminants par la station d'épuration,
- les processus de dispersion de ces contaminants dans le milieu,
- la modélisation de ces processus,
- les effets de ces contaminants.

2. LES APPORTS EN CONTAMINANTS PAR LA STATION

2.1. Les caractéristiques de la station d'épuration de Morlaix-St Martin-des-Champs

Cette station d'épuration, construite par la Société DEGREMONT en 1973, a une capacité nominale de 44 000 équivalents-habitants ; en fait le nombre d'équivalents-habitants réellement raccordés est d'environ 25 000.

Cette station comprend deux filières identiques de traitement qui fonctionnent en parallèle et qui comprennent chacune, après le prétraitement des effluents (dégrillage, dessablage, dégraissage), un décanteur primaire, un bassin d'aération (boues activées) et un décanteur secondaire ; en fin de traitement, il existe un bassin de chloration (désinfection au dioxyde de chlore) qui fonctionne de juin à septembre. Les boues d'épuration, après ajout de flocculants, sont traitées dans un filtre-presse afin de diminuer leur teneur en eau puis elles sont mises en décharge ou utilisées par les agriculteurs.

Les débits d'effluents bruts arrivant à la station sont de l'ordre de $300 \text{ m}^3/\text{h}$; les dysfonctionnements constatés au niveau du réseau d'assainissement (intrusion d'eaux parasites) font que ces débits sont trop importants pour être admis en totalité dans la station ; il y a alors utilisation d'un by-pass en entrée de station et 30 à 40 % des effluents bruts reçus sont directement déversés dans l'estuaire.

Des travaux de réhabilitation du réseau d'assainissement sont actuellement engagés par le SIVOM de Morlaix-St Martin des Champs afin de limiter le fonctionnement de ce by-pass.

Le volume total de la station est de $2\,700 \text{ m}^3$ ce qui conduit à des temps de séjour des effluents d'environ 11 h pour un débit entrant dans la station de $250 \text{ m}^3/\text{h}$.

2.2. Les apports en matières en suspension et en matières organiques

Les analyses effectuées durant 24 h en entrée et en sortie de la station d'épuration les 21 et 22 avril 1986 ont permis de mesurer les concentrations dans les effluents bruts et épurés et d'évaluer les flux de la majorité des contaminants.

2.2.1. Les matières en suspension (MES)

La concentration moyenne des MES dans les effluents bruts est de 162 mg/l avec une forte variabilité journalière et un minimum nocturne (4 à 7 h du matin) de 20 mg/l.

Dans les effluents épurés, la concentration moyenne en MES est de 8,7 mg/l ; une seule valeur fait exception (300 mg/l) et correspond à une sortie de boues en provenance d'un décanteur secondaire.

L'examen microgranulométrique des particules en suspension montre que dans les effluents bruts, 95 % des particules ont une taille inférieure à 7 μm durant la période des faibles apports nocturnes ; lorsque les charges augmentent en cours de matinée, la taille des particules est comprise entre 7 et 20 μm .

Dans les effluents épurés, 65 % des particules ont une taille inférieure à 7 μm sauf en cas de rejet accidentel de boues (9 à 25 μm).

Les flux de MES mesurés à la station sont les suivants :

Flux total parvenant à la station	1 384 kg/j
Flux by-passé	557 kg/j
Flux admis en épuration	827 kg/j
Flux rejeté par l'effluent épuré	41 kg/j

Le rendement de la station seule est donc de 95 % ; si l'on prend en compte les rejets par le by-pass, ce rendement s'abaisse à 56 %.

Les rejets de MES par la station et le by-pass représentent en fait 16 % des apports par la rivière de Morlaix elle-même ; ceux-ci ont été évalués, grâce à des mesures journalières, à 3 800 kg/j durant l'année 1986.

Si tous les effluents bruts pouvaient être traités (arrêt du by-pass), le rejet de la station ne représenterait que 2 % des apports en MES par la rivière de Morlaix. Les MES rejetées par la station sont par ailleurs de nature différente de celles de la rivière et sont notamment plus riches en matières organiques dégradables.

2.2.2. Les apports en Demande Biologique en Oxygène (DBO) et en

Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La Demande Biologique en Oxygène durant 5 jours (DBO5) et la Demande Chimique en Oxygène (DCO) sont les paramètres souvent pris en compte dans les stations d'épuration pour évaluer globalement leur efficacité à dégrader la matière organique.

Les mesures faites les 21 et 22 avril mettent en évidence les flux suivants :

	kg/j	
	<u>DBO5</u>	<u>DCO</u>
- Flux total parvenant à la station	1 443	3 379
- Flux by-passé	568	1 351
- Flux admis en épuration	875	2 028
- Flux rejeté par l'effluent épuré	21	126

Les rendements de la station seule en DBO5 et en DCO sont respectivement de 97 % et de 94 % ; si l'on prend en compte les rejets par le by-pass, ces rendements sont alors de 59 % et de 56 %. On obtient ici des valeurs très similaires des rendements déjà observés pour les MES.

Les apports par la rivière de Morlaix sont de l'ordre de 1 t/j de DB05 et de 6,5 t/j de DCO ; les rejets de la station et du by-pass représentent donc 59 %, en DB05, et 23 % en DCO, des apports fluviaux. Si tous les effluents bruts étaient traités, les apports par la station représenteraient 3,5 % (DB05) et 3,2 % (DCO) des apports par la rivière de Morlaix.

2.2.3. Les apports en carbone organique

Les concentrations moyennes en Carbone Organique Total (COT) dans l'effluent brut et dans l'effluent traité sont respectivement de 98 mg/l et de 10,4 mg/l.

Les flux de COT au niveau de la station sont les suivants :

Flux total parvenant à la station	839 kg/j
Flux by-passé	335 kg/j
Flux admis en épuration	504 kg/j
Flux rejeté par l'effluent épuré	49 kg/j

Le rendement de la station seule est de 90 % ; il tombe à 54 % si l'on prend en compte le by-pass.

Les apports par la rivière de Morlaix (concentration moyenne de 5 mg/l de COT) sont de l'ordre de 1,3 t/j (WAFAR - 1981 - évaluait ces apports à 1,2 t/j).

Les rejets de la station y compris le by-pass représentent donc 30 % des apports fluviaux ; si la station traitait la totalité des effluents bruts, les rejets équivaldraient à 6 % des apports fluviaux.

Dans les effluents bruts, 76 % du Carbone Organique Total est facilement dégradable et la phase particulaire (COP) représente 64 % du COT ; dans les effluents épurés la part de Carbone Organique Total facilement dégradable n'est plus que de 45 % et le COP tombe à 39 %.

L'analyse plus fine de la matière organique contenue dans les effluents bruts montre que les protides, lipides et glucides sont dans des proportions voisines (respectivement 31 %, 36 % et 23 %) et représentent l'essentiel de la charge organique ; dans l'effluent épuré, les proportions respectives de ces classes de composés sont de 22 %, 28 % et 18 % et on note un accroissement de la part des composés divers (28 %), non identifiés dans cette étude et qui sont probablement des alcools et acides à bas poids moléculaire et également des composés réfractaires. De plus la matière organique des effluents est caractérisée par l'association de quatre acides gras spécifiques (acides palmitique, stéarique, oléique et linoléique) et de certains stérols (le cholestérol et surtout le coprostanol) qui pourront servir à retrouver l'empreinte des effluents dans le milieu.

2.3. Les apports en Azote et en Phosphore

2.3.1. L'azote

Les effluents bruts, dont la concentration moyenne en azote total est de 37 mg/l, comportent essentiellement de l'azote ammoniacal (35 %), de l'azote organique dissous (34 %) et de l'azote organique particulaire (20 %).

Le passage dans la station d'épuration va surtout éliminer l'azote organique et l'effluent épuré, dont la concentration en azote total est de 18,5 mg/l, est essentiellement chargé d'ammonium (92 % de l'azote) directement assimilable par le phytoplancton.

Les flux journaliers d'azote total calculés au niveau de la station sont les suivants :

Flux total parvenant à la station	309 kg/j
Flux by-passé	126 kg/j
Flux admis en épuration	183 kg/j
Flux rejeté par l'effluent épuré	90 kg/j

Le rendement de la station seule est, pour l'azote total, de 51 % ; il faut remarquer que la station élimine essentiellement l'azote organique avec un rendement supérieur à 90 % ; par contre elle a un rendement négatif sur l'ammonium (- 27 %) qui est produit au cours de l'épuration à partir de l'azote organique.

Si l'on prend en compte le by-pass, le rendement d'élimination de l'azote total tombe à 30 %.

Les apports en azote minéral total par la rivière de Morlaix varient suivant les estimations de 1,1 t/j (WAFAR, 1981) à 1,3 t/j (données cellule Anti-Pollution). Les apports par la station et le by-pass représentent donc environ 18 % des apports par la rivière.

Si la station traitait la totalité des effluents reçus, les apports en azote par les effluents épurés représenteraient 13 % des apports par la rivière de Morlaix.

Il faut cependant remarquer que si l'on considère uniquement l'ammonium, les apports par la station sont du même ordre de grandeur que les apports par la rivière (120 kg/j) ; le passage de l'ensemble des effluents dans la station n'améliorerait pas les choses car celle-ci produit de l'ammonium au cours de l'épuration.

2.3.2. Le phosphore

La concentration moyenne en phosphore total dans les effluents bruts est de 6,7 mg/l ; les phosphates et polyphosphates (formes minérales dissoutes) représentent à eux seuls 78 % du phosphore dans ces effluents ; les autres formes sont constituées par le phosphore organique dissous (4 %) et le phosphore particulaire (18 %).

Dans les effluents épurés la concentration en phosphore total est de 4,7 mg/l et les phosphates et polyphosphates en constituent la grande majorité (95 %).

Les flux de phosphore au niveau de la station d'épuration sont les suivants :

Flux total parvenant à la station	58 kg/j
Flux by-passé	23 kg/j
Flux admis en épuration	35 kg/j
Flux rejeté par l'effluent épuré	23 kg/j

Le rendement de la station d'épuration pour l'élimination du phosphore est de 34 % ; si l'on inclut les rejets par le by-pass ce rendement s'abaisse à 21 %.

Dans la station d'épuration se sont surtout les polyphosphates et phosphore particulaire qui sont éliminés (rendements respectifs de 72 et 90 %) ; par contre le rendement sur les phosphates est négatif (- 11 %) car ceux-ci sont produits dans la station à partir des autres formes de phosphore.

Les apports en phosphates par la rivière de Morlaix ont été évalués grâce aux mesures réalisées par la Cellule Anti-pollution et par l'IFREMER dans le bassin à flot. La relation qui lie les débits aux concentrations en phosphates a permis de calculer les apports mensuels moyens puis les apports annuels ; ceux-ci s'élèvent à 12 t/an de phosphore soit 33 kg/j.

Les apports par la station d'épuration et le by-pass sont actuellement de 46 kg/j ; ils apparaissent donc légèrement supérieurs aux apports par la rivière elle-même ; si tous les effluents étaient traités dans la station ces apports seraient de 38 kg/j, valeur très proche des apports fluviaux.

2.4. Les apports en microorganismes

L'étude des effluents de la station d'épuration durant 24 h en avril 1986 a montré l'existence d'un cycle journalier dans les effluents bruts, caractérisé par une diminution des concentrations en bactéries d'environ 90 % (1 log) durant la nuit, avec une remontée des numérations vers 10 h du matin.

Dans l'effluent épuré les concentrations en bactéries ne montrent pas de variation journalière importante sans doute à cause des temps de séjour importants dans la station qui nivellent les concentrations.

2.4.1. Aspects qualitatifs

D'un point de vue qualitatif, le profil de flore en entrée (flore totale, germe-tests, entérobactéries, flores halophile et halotolérante, anaérobies) est identique au profil obtenu en sortie de station.

Il faut aussi noter le niveau élevé des numérations obtenues sur milieu salé (40 g/l de NaCl) mettant en évidence le caractère halotolérant d'environ 50 % de la flore hétérotrophe que ce soit dans l'effluent brut ou dans l'effluent épuré. L'étude de l'halotolérance de 19 souches de salmonelles isolées de la station d'épuration a aussi montré qu'elles sont capables de supporter des teneurs en NaCl de 40 à 50 g/l en présence de composés organiques osmoprotecteurs.

Afin de déterminer la proportion de bactéries liées au matériel particulaire, des filtrations différentielles successives sur 3 μm et 0,22 μm ont été faites et ont permis d'évaluer que pour les coliformes fécaux, 50 ± 35 % des unités formant colonies sont sous forme d'amas supérieurs à 3 μm dans l'effluent brut ; ce pourcentage de bactéries supposées liées s'abaisse à 28 ± 35 % dans l'effluent épuré. Ces pourcentages de bactéries liées sont très probablement sous-estimés étant donnée la sous-évaluation du nombre de bactéries dans les amas supérieurs à 3 μm , due à la technique même de culture.

La recherche de microorganismes pathogènes par immunofluorescence a permis de mettre en évidence :

- des E. coli entéropathogènes dans les effluents bruts (10^6 à 10^7 /100 ml) et dans les effluents épurés (10^5 à 10^7 /100 ml),

- des salmonelles dans les effluents bruts (10^4 à $10^7/100$ ml) et dans les effluents épurés (10^4 à $10^6/100$ ml).

La numération des salmonelles par culture donne des valeurs plus faibles (10^2 à $9.10^2/100$ ml dans le brut et 10 à 90/100 ml dans l'épuré) du fait que par cette méthode, on ne détecte que des salmonelles cultivables sur milieu sélectif, donc non stressées.

Enfin, la recherche d'entérovirus effectuée en juin 87 a mis en évidence des concentrations de 460 UFP/20 l dans l'effluent brut et de 50 UFP/20 l dans l'effluent épuré (UFP = Unité Formant Plage) ; ces valeurs rentrent dans les gammes de variations observées par plusieurs auteurs dans les stations d'épuration.

2.4.2. Aspects quantitatifs

L'évaluation des concentrations en coliformes fécaux et streptocoques fécaux faite dans les effluents lors des 8 campagnes de mesures réalisées sur le site de Morlaix donne les moyennes géométriques suivantes (en log UFC/100 ml) :

	Effluent brut	Effluent Epuré
Coliformes fécaux	6,8	5,7
Streptocoques fécaux	6,5	5,2

L'abattement constaté dans la station d'épuration est donc de l'ordre de 90 % (1 log) pour les coliformes fécaux et de 95 % (1,3 log) pour les Streptocoques fécaux ; ces chiffres correspondent aux rendements généralement admis pour l'élimination des bactéries dans les stations biologiques à boues activées.

Si l'on compare les apports par la station aux apports de la Rivière de Morlaix (concentration moyenne en coliformes fécaux de 3,76 - log UFC/100 ml) il apparaît que les apports par la station sont 12 fois supérieurs à ceux de la rivière ; si tous les effluents passaient dans la station, les apports de celle-ci équivaldraient encore à près du triple des apports par la rivière de Morlaix.

2.5. Les apports en micropolluants organiques

Les mesures réalisées sur la station d'épuration de Morlaix montrent la présence systématique de plusieurs groupes de polluants organiques qui sont par ordre d'importance décroissant les détergents, les hydrocarbures, les solvants chlorés (composés intermédiaires de synthèse et produits de dégraissage), les chlorophénols (essentiellement pentachlorophénol utilisé notamment dans le traitement du bois) et les organochlorés (PCB et insecticides).

Les concentrations moyennes observées durant un cycle journalier sont les suivantes :

	Effluent brut	Effluent épuré
Détergents anioniques	8,1 mg/l	0,56 mg/l
Détergents non ioniques	0,5 mg/l	0,02 mg/l
Hydrocarbures totaux	0,7 mg/l	0,1 mg/l
Hydrocarbures aromatiques	14 µg/l	3 µg/l
Solvants chlorés	0,3 à 2,4 µg/l	0,03 à 1,4 µg/l
Pentachlorophénol	0,14 µg/l	0,11 µg/l
PCB	46 ng/l	25 ng/l
Lindane	45 ng/l	21 ng/l
Σ DDT	13 ng/l	3 ng/l

Ces concentrations, ainsi que les apports ramenés par équivalent-habitant, apparaissent inférieurs à ceux évalués à Toulon sans doute à cause du nombre plus restreint d'entreprises raccordées au réseau d'assainissement.

A la station de Morlaix, les rendements d'épuration observés sur les différents micropolluants organiques sont les suivants :

Détergents anioniques	93 %
Détergents non ioniques	95 %
Hydrocarbures totaux	86 %
Hydrocarbures aromatiques	79 %

Solvants chlorés	80 à 95 %
Pentachlorophénol	21 %
PCB	68 %
Lindane	12 %
Σ DDT	75 %

Les micropolluants organiques sont donc correctement éliminés par la station biologique à l'exception du lindane et du pentachlorophénol, qui sont faiblement adsorbés sur les MES, peu volatils et peu biodégradables.

Les apports annuels par la station d'épuration dans le cas où le by-pass fonctionne, et dans le cas où la totalité de l'effluent brut pourrait être traité ont été évalués et donnent les valeurs suivantes :

	Station + by-pass	Station seule (traitement complet des effluents bruts)
Détergents anioniques	11 t/an	1,7 t/an
Détergents non ioniques	0,6 t/an	0,06 t/an
Hydrocarbures totaux	0,9 t/an	0,3 t/an
Hydrocarbures aromatiques	23 kg/an	9 kg/an
Solvants chlorés	0,4 à 5,5 kg/an	0,1 à 4,3 kg/an
Pentachlorophénol	0,37 kg/an	0,33 kg/an
PCB	100 g/an	75 g/an
Lindane	93 g/an	63 g/an
Σ DDT	21 g/an	9 g/an

Si l'on compare les apports de la station et de la rivière en détergents anioniques, hydrocarbures aromatiques, PCB et lindane, il apparaît que la quasi-totalité des PCB et environ 90 % des détergents sont déversés dans cette partie amont de l'estuaire par la station d'épuration (si les effluents sont traités en totalité, ce dernier pourcentage tombe à 64 %).

Par contre les apports en hydrocarbures aromatiques de la station ne représentent que 4 % des apports par la rivière et les apports en lindane, 5 % des apports fluviatiles.

Les apports en hydrocarbures sont en effet essentiellement liés à la présence de bateaux dans le bassin à flot et aux eaux de ruissellement du tissu urbain. Quant aux apports en lindane, leur origine agricole se trouve ici confirmée.

2.6. Les apports en métaux

Les concentrations moyennes en métaux totaux (dissous + particulaires) déterminées au cours d'un cycle journalier à la station d'épuration de Morlaix sont les suivantes :

Métaux	Effluent brut	Effluent épuré
Hg	0,147 µg/l	0,033 µg/l
Cd	0,33 "	0,33 "
Pb	3,7 "	0,93 "
Cu	20 "	4,1 "
Zn	172 "	35 "

Dans les effluents bruts, les teneurs en zinc et en cuivre s'inscrivent dans les intervalles de variation habituellement rencontrés pour ce type d'effluents ; le plomb, le mercure et le cadmium se situent dans la partie inférieure de ces intervalles. On peut voir ici un indice de la très faible proportion de rejets industriels ou artisanaux parvenant à la station ; ces teneurs sont, du reste, légèrement inférieures à celles rencontrées à la station de Toulon.

L'examen des variations des concentrations dans l'effluent brut au cours des 24 h révèle d'importantes fluctuations et met en évidence un apport significatif en zinc et en cuivre lorsque les effluents de l'abattoir parviennent à la station ; par ailleurs une légère remontée des teneurs en début de journée est caractéristique de la reprise des activités humaines.

Dans les effluents épurés, les teneurs en métaux sont beaucoup plus stables et correspondent également à celles que l'on a pu observer sur d'autres stations du même type, les valeurs relevées à Morlaix se situant plutôt dans la partie inférieure des intervalles rencontrés.

L'évaluation des formes dissoutes faites pour le cuivre et le cadmium révèle que dans les effluents épurés, la proportion de cadmium dissous, par rapport au cadmium total, est de 30 % ce qui est faible pour un effluent épuré ; la proportion de cuivre dissous est de 70 % ce qui est plus conforme aux données déjà connues. Dans les effluents bruts les proportions de cadmium et de cuivre dissous sont respectivement de 50 % et 56 % du métal total.

Les taux d'abattement des métaux dans la station sont compris entre 75 % et 80 % à l'exception du cadmium qui ne semble pas être éliminé ; il n'est pas établi que le faible rendement observé aux basses teneurs en cadmium dans l'effluent brut persisterait à des teneurs plus élevées.

Les apports en métaux par la station d'épuration et le by-pass d'une part, et par la station si tous les effluents bruts étaient traités d'autre part sont les suivants :

Métaux	Station + by pass	Station seule (traitement complet des effluents bruts)
Hg	0,24 kg/an	0,10 kg/an
Cd	1 "	1 "
Pb	6,3 "	2,8 "
Cu	33 "	14 "
Zn	280 "	118 "

En comparaison des apports par la rivière de Morlaix, le pourcentage d'apport par la station et by-pass sont de 8 % pour le cadmium, 7 % pour le plomb, 17 % pour le cuivre et 7 % pour le zinc.

Si la totalité des effluents était traitée dans la station, ces pourcentages seraient de 8 % pour le cadmium, 3 % pour le plomb, 7 % pour le cuivre et 3 % pour le zinc.

2.7. Conclusion

A ce stade de l'étude, on peut d'ores et déjà tirer quelques conclusions provisoires sur les apports par la station d'épuration ; ces conclusions concernent d'une part, les rendements de la station sur l'élimination des contaminants et d'autre part l'importance relative des rejets par les effluents urbains vis-à-vis des apports "naturels" provenant de la rivière de Morlaix.

Les rendements d'épuration

Il faut tout d'abord rappeler que, concernant les rendements d'épuration, la station de Morlaix est fortement pénalisée par le fonctionnement du by-pass ; les travaux engagés sur le réseau d'assainissement devraient, de ce point de vue, très nettement améliorer la situation. Il faut aussi signaler que les sorties accidentelles de boues en provenance des décanteurs secondaires tendent à faire chuter ces rendements.

Nous ne considérons donc ici que les rendements dans l'hypothèse où la totalité des effluents bruts sont traités par la station et où le by-pass ne fonctionne pas.

Au vu des résultats acquis, les rendements d'épuration dans la station biologique à boues activées de Morlaix se révèlent bons pour les matières en suspension (95 %), la Demande Biologique en Oxygène (97 %), la Demande Chimique en Oxygène (94 %), le Carbone Organique Total (90 %), la majorité des micropolluants organiques (70 à 95 %) et les métaux (75 à 80 %).

Par contre les rendements sont plus faibles pour l'azote (51 %) et le phosphore (34 %) ; ces rendements sont même négatifs pour l'ammonium et les phosphates qui sont produits à partir d'autres composés dans la station.

Pour les bactéries, l'abaissement d'environ 90 % (1 log) des concentrations constitue un rendement faible étant donné les numérations très élevées dans les effluents bruts.

Enfin les taux d'abattement des quelques micropolluants organiques qui sont faiblement adsorbés sur les matières en suspension, peu volatils et peu biodégradables (par exemple lindane et pentachlorophénol) restent limités à des valeurs inférieures à 20 %.

Les apports par la station

En considérant toujours que la totalité des effluents bruts sont traités dans la station d'épuration, il peut être intéressant de comparer les apports en contaminants par les effluents épurés aux apports par la rivière elle-même ; Morlaix constitue de ce point de vue le cas classique d'une agglomération côtière moyenne située en tête d'un petit estuaire dans lequel arrive une rivière littorale (débit moyen : $3 \text{ m}^3/\text{s}$).

Les apports de la station d'épuration, comparés à ceux de la rivière sont faibles pour les matières en suspension (2 %), la Demande Biologique en Oxygène (3 %), la Demande Chimique en Oxygène (3 %), le Carbone Organique Total (6 %), les métaux (3 à 8 %) et certains micropolluants organiques d'origine diffuse (hydrocarbures aromatiques) ou agricole (lindane).

Les apports par la station demeurent modérés pour l'azote (13 %), étant donnés les flux importants de nitrates véhiculés par la rivière et qui sont essentiellement d'origine agricole ; il faut cependant noter que les apports en ammonium par la station sont équivalents aux apports fluviaux et que ce composé peut présenter, lorsque les concentrations sont élevées, une toxicité par l'intermédiaire de ces formes non ionisées.

Les apports en phosphore par les effluents urbains sont, par contre, équivalents aux apports fluviaux et ils constituent donc une source non négligeable d'enrichissement du milieu en cet élément.

En ce qui concerne les bactéries, le rejet de la station équivaut, même après traitement complet des effluents, au triple des apports par la rivière ; la station d'épuration apparaît donc comme la principale source de contamination bactérienne de l'estuaire.

Enfin si l'on considère les détergents anioniques, les apports par les effluents urbains (1,7 t/an) représentent le double des apports fluviaux ; pour les PCB, les apports de 7,5 g/an dans l'estuaire proviennent eux aussi essentiellement de la station.

3. LA DISPERSION DES CONTAMINANTS DANS LE MILIEU

Après avoir considéré les apports en contaminants par la station d'épuration, il a été nécessaire d'étudier la dispersion de ces contaminants dans l'estuaire et la Baie de Morlaix ; pour cela, quatre séries de campagnes de mesures ont été réalisées en juin 86, juin 87, octobre 87 et mars 88. Ces campagnes ont porté à la fois sur l'étude des sédiments en VE et en ME et sur l'étude des eaux (radiales amont-aval à pleine mer et à basse mer en VE et en ME).

Une campagne générale d'étude des sédiments avait auparavant été faite en février 86.

Avant de décrire les processus de dispersion des contaminants dans le milieu, il convient de rappeler quelles sont les caractéristiques sédimentaires et hydrologiques de l'estuaire de Morlaix.

3.1. Les caractéristiques de l'estuaire de Morlaix

De direction générale Nord Ouest/Sud Est, l'estuaire de Morlaix se subdivise en deux unités :

- la rivière maritime de Morlaix,
- une baie ou rade, prolongeant la rivière maritime jusqu'à la pointe de Penn al Lann, limite aval de l'étude.

La rivière maritime de Morlaix, limitée en amont par un bassin à flot, est située à la confluence de deux cours d'eau, le Jarlot et le Queffleuth. Ces cours d'eau descendent des Monts d'Arrée et drainent un bassin versant de 191 km^2 . Leur débit moyen annuel est de $3 \text{ m}^3/\text{s}$.

La rivière maritime, longue de 5,5 km s'écoule depuis le bassin à flot jusqu'à la rade, dans une vallée resserrée. A pleine mer, la largeur du chenal est d'environ 100 m, tandis qu'à basse mer les eaux douces s'écoulent dans un étroit chenal d'environ 10 m de large. L'axe du chenal, formé de cailloutis, est compris entre deux talus vaseux.

Situé sur la rive gauche, à 2 850 m du bassin à flot, un affluent, la Pennelé, drainant un bassin versant de 43 km², se jette dans la rivière. Plus en aval, à 600 m environ, la rivière forme un coude important et s'élargit progressivement jusqu'à la confluence avec le Dourduff. La slikke vaseuse est alors très développée. En rivière de Morlaix, les schorres, par contre, sont très réduits.

Le Dourduff draine un bassin versant de 74 km² avec un débit moyen annuel de 0,9 m³/s.

La baie, longue de 5 km et large de 3,5 km dans sa plus grande dimension, est refermée au Nord par la pointe de Penn al Lann. A cet endroit la largeur n'est plus que de 1 850 m. Situé dans la partie Est de la baie, un chenal d'abord étroit et peu profond dans la partie amont, se creuse et s'élargit pour former une vaste fosse dans la partie aval.

A basse mer, cette baie offre un large estran essentiellement occupé dans sa plus grande partie par des parcs ostréicoles. La superficie totale de la baie est de 1 300 ha.

3.1.1. Caractéristiques sédimentologiques de l'estuaire

L'étude générale de l'ensemble des sédiments de l'estuaire de Morlaix, réalisée en février 86, a permis de déterminer les grands ensembles sédimentologiques du site.

La partie amont de l'estuaire jusqu'au Dourduff est principalement constituée de vases, avec des sédiments plus grossiers et plus hétérogènes dans le fond du chenal ; dans la baie, on trouve essentiellement des vases sableuses avec apparition de sables fins ou moyens envasés dans la partie la plus aval.

L'étude microgranulométrique des vases a permis de montrer quelles étaient les variations qualitatives de ce comportement sédimentaire qui est important pour la fixation des polluants.

Dans la partie centrale de la rivière de Morlaix (secteur de la Pennelée) on trouve un sédiment vaseux bien mélangé avec 28 à 44 % de particules très fines ($< 19 \mu\text{m}$) et 51 à 67 % de particules fines (19 à $77 \mu\text{m}$). De part et d'autre de cette zone centrale, les vases sont caractérisées par une proportion plus faible de particules très fines (15 à 26 %) au profit des particules fines (71 à 80 %).

A l'aval du confluent avec le Dourduff, les particules plus grossières ($> 77 \mu\text{m}$) commencent à apparaître au détriment des particules très fines ; dans la Baie le taux de particules plus grossières augmente (20 à 33 %) alors que celui des particules fines diminue.

L'évaluation des teneurs en carbonates des sédiments montre que dans la partie amont (de l'écluse au Dourduff) ces teneurs sont faibles et de l'ordre de 5 %. Dans la Baie elle-même (en aval du Dourduff) les concentrations en carbonates augmentent avec la bathymétrie et atteignent 40 % dans les différents chenaux aval du fait des apports marins.

La mise en place de modèles mathématiques sur le site de Morlaix a par ailleurs nécessité la réalisation en 1985 d'une couverture bathymétrique générale de la zone d'étude ; cette couverture a pu être comparée aux données bathymétriques de 1930 et cette comparaison a montré que l'estuaire et la partie amont de la Baie sont des zones de dépôt des sédiments provenant des bassins versants et de la zone aval de la Baie (environ $17\,000 \text{ m}^3/\text{an}$).

3.1.2. Caractéristiques hydrologiques de l'estuaire

L'estuaire de Morlaix est soumis à une marée semi-diurne et le marnage est de 9 m en grande vive-eau ; les courants de flot et de jusant atteignent respectivement 1,2 m/s et 0,8 m/s en vive-eau avec une forte asymétrie due à la déformation de l'onde de marée lorsque celle-ci se propage sur les faibles fonds de l'estuaire.

L'étude des salinités montre qu'en situation de pleine mer, les eaux marines remontent dans l'estuaire jusqu'aux environs de la Pennelée en surface, et pratiquement jusqu'à l'écluse au fond ; à basse mer les gradients horizontaux de salinité sont moins forts et les eaux douces peuvent atteindre la zone du Dourduff en période de crue.

L'examen des gradients verticaux de salinité révèle que l'estuaire est non seulement stratifié en morte eau mais que cette stratification peut subsister en période de vive eau à pleine mer, dans la partie amont ; de façon générale, cette stratification croît avec les débits de la rivière.

Les teneurs en matières en suspension les plus élevées (1,5 - 2 g/l) sont observées à basse mer de vive-eau dans la zone centrale de l'estuaire (de part et d'autre de la Pennelée) ; dans cette situation hydrologique où l'on peut mettre en évidence un véritable maximum de turbidité, l'analyse microgranulométrique des suspensions révèle que 70 à 90 % des particules sont supérieures à 9 μm (0 à 5 % de particules inférieures à 3,5 μm). Dans les autres situations (pleine mer de vive eau, pleine mer et basse mer de morte eau) on observe des concentrations en matières en suspension généralement comprises entre 10 et 50 mg/l dans la partie amont jusqu'au Dourduff et inférieures ou égales à 10 mg/l dans la baie en aval du Dourduff ; le pourcentage de particules très fines (inférieures à 3,5 μm) varie alors de 25 à 55 % dans la partie amont et de 60 à 85 % dans la partie aval.

Il apparaît donc que l'estuaire de Morlaix est essentiellement contrôlé tout au long de l'année par les cycles morte eau - vive eau en ce qui concerne les concentrations et la microgranulométrie des matières en suspension ; seuls des pics de crue ou de fortes agitations, lorsqu'ils ont lieu en morte eau, sont susceptibles de faire varier ces paramètres.

3.2. La dispersion des matières organiques et des sels nutritifs

3.2.1. Matières organiques

Les teneurs en matières organiques des sédiments varient de 40 à 90 mg/g en partie amont de l'estuaire à 10 à 20 mg/g dans la partie

la plus aval de la Baie selon un gradient de décroissance très probablement lié à l'évolution granulométrique et microgranulométrique des sédiments ; seuls les sédiments situés au niveau de la Pennelée sont plus pauvres en carbone et azote organiques, peut-être à cause d'apports sédimentaires de nature très particulière en provenance de la Pennelée.

Les dosages de lipides, glucides et protéines montrent que la matière organique présente dans les sédiments est essentiellement de nature détritique et se situe à un stade de transformation biochimique avancé. L'influence des apports de la station d'épuration n'est donc pas nettement mise en évidence par ces paramètres globaux.

Par contre, certains acides gras spécifiques des effluents urbains se retrouvent dans les sédiments de la partie amont de l'estuaire (jusqu'à la Pennelée). De même l'évolution des stérols et en particulier celle du coprostanol semble témoigner de la présence des particules issues de la station dans les sédiments de l'estuaire et leur empreinte est encore visible dans la baie.

3.2.2. Sels nutritifs

En ce qui concerne les sels nutritifs et dans l'état actuel du dépouillement des mesures, nous pouvons faire les observations suivantes :

- les nitrates sont essentiellement apportés dans l'estuaire par la rivière de Morlaix (200 à 400 $\mu\text{mol/l}$) et ils se diluent de façon conservative lors du mélange eau douce - eau marine,

- les concentrations en ammonium sont fortement augmentées (2 à 4 fois) dans la partie amont de l'estuaire par les rejets de la station d'épuration ; les concentrations calculées en ammoniac non ionisé indiquent que l'on peut dépasser dans cette zone amont les teneurs préconisées pour éviter des phénomènes de toxicité vis-à-vis des salmonidés,

- Le niveau des concentrations en phosphates dans l'estuaire amont est lui aussi augmenté par les rejets de la station (multiplication des teneurs observées dans la rivière par 2 ou 3) ; dans la partie aval des phénomènes d'adsorption des phosphates semblent se produire en période de vive eau, lorsque des quantités importantes de sédiments sont remises en suspension ; ces sédiments probablement réoxygénés lors de leur passage dans la colonne d'eau en vive eau sont alors capables de fixer les phosphates par l'intermédiaire des hydroxydes métalliques ; en période de morte eau les sédiments repassent sans doute sous une forme plus réduite et libèreraient alors le phosphore antérieurement adsorbé.

Il faut remarquer que la recherche du phosphore dans les sédiments a montré l'existence d'une zone où les concentrations sont plus élevées ; cette zone située vers la Pennelé est aussi caractérisée par des sédiments (peut être issus de la Pennelé elle-même) qui sont plus riches en fer et en aluminium ; les minéraux argileux fins à forte teneur en fer joueraient donc un rôle non négligeable dans le stockage, sans doute temporaire, du phosphore minéral dans l'estuaire.

Le phosphore organique, qui ne représente qu'une faible part du phosphore total, se concentre au niveau du maximum de turbidité de l'estuaire.

3.2.3. Dégradation de la matière organique

L'étude en laboratoire des processus de dégradation de la matière organique d'origine urbaine diluée en eau de mer a montré que 60 à 80 % du carbone organique dissous et 43 à 69 % de l'azote organique dissous issus de l'effluent sont dégradés au cours des 2 ou 3 premiers jours ; durant cette phase rapide de dégradation (qui a pu être décrite par une cinétique de premier ordre) les constantes de vitesse à 19 °C varient de 0,11 à 0,25 j⁻¹ et de 0,11 à 0,16 j⁻¹ respectivement pour le carbone et l'azote ; la matière organique dissoute restante à l'issue de cette

première phase, connaît ensuite une dégradation beaucoup plus lente avec des cinétiques variant de $0,002$ à $0,024 \text{ j}^{-1}$; la salinité n'a que peu d'influence sur le taux et la vitesse de dégradation ; par contre un abaissement de la température tend à diminuer ces vitesses.

L'étude de la dégradation du carbone et de l'azote organique particulaire montre qu'il y a lors des 2 ou 3 premiers jours formation de matière organique particulaire ; ce phénomène a pu être mis en relation directe avec un développement de la flore bactérienne hétérotrophe qui se fait à partir de la matière organique dissoute ; un abaissement de la température rallonge cette phase de formation de matière organique particulaire (2 jours à 20°C contre 10 j à 5°C pour l'azote organique particulaire). Ensuite cette matière organique particulaire est à son tour dégradée avec une cinétique qui est essentiellement fonction de la température.

L'évolution des acides gras particuliers et dissous met en évidence la rapidité de la dégradation de ces produits. Les acides gras se dégradent plus vite et plus complètement que l'ensemble de la matière organique ; il y a échange entre les phases dissoutes et particulières avec production possible d'acide gras spécifiques, liés au développement de la microflore hétérotrophe.

La régénération de l'azote et du phosphore inorganiques a par ailleurs été suivie au cours des processus de dégradation et il apparaît que ces composés ont tout d'abord des concentrations qui diminuent au cours des deux premiers jours. Ce phénomène serait dû à l'assimilation rapide par les bactéries qui n'ont pas trouvé dans la matière organique dissoute suffisamment d'azote et de phosphore pour assurer leurs besoins métaboliques. Lorsque ces bactéries dépérissent, les phosphates et l'ammonium sont régénérés ; il intervient alors pour ce dernier composé un processus de nitrification (oxydation de l'ammonium en nitrites puis en nitrates) qui se révèle d'autant plus rapide que la salinité est faible et que la température est élevée.

3.3. La dispersion des microorganismes

3.3.1. Les germes témoins de contamination fécale dans l'eau

Lorsque l'on examine les concentrations bactériennes dans les eaux de l'estuaire de Morlaix, il apparaît tout d'abord que les rejets de la station d'épuration provoquent en tête d'estuaire une remontée de coliformes fécaux d'un facteur 10 à 100 par rapport aux teneurs observées au niveau du bassin à flot, dans les eaux douces de la rivière de Morlaix ; l'impact de la station est donc ici très important.

En second lieu, le phénomène principal qui régit les concentrations en bactéries dans l'estuaire et dans la Baie est celui de la dilution des eaux douces chargées en bactéries, dans l'eau du large beaucoup moins contaminée. Par rapport à ce schéma de dilution simple, on peut noter un accroissement des numérations (0,5 à 1 log) au niveau des points amont à basse mer de vive eau ; les fortes remises en suspension des sédiments qui ont lieu dans ces conditions hydrodynamiques particulières constituent alors une source possible de contamination.

A ce sujet, il faut rappeler que l'étude par filtration différentielle des pourcentages de bactéries libres en fonction des teneurs en matières en suspension montre que ce pourcentage qui est aux environs de 80 à 90 % pour des teneurs en MES inférieures à 50 mg/l, chute à des valeurs de 40 % lorsque les MES sont supérieures à 500 mg/l ; il y a donc dans certaines conditions hydrodynamiques conduisant à des fortes remises en suspension, intervention possible des bactéries liées au matériel sédimentaire contaminé par les rejets de la station.

Par ailleurs, en aval certaines numérations bactériennes en surface sont inférieures à celles que donne la dilution simple ; l'explication est à rechercher dans des phénomènes de sédimentation, de mortalité, ou d'apport d'eau moins contaminée par le Dourduff.

Enfin, il faut noter que dans la Baie, où sont situées les zones conchylicoles, les niveaux en coliformes fécaux dans l'eau peuvent, à basse mer, dépasser les normes de salubrité.

3.3.2. Les germes témoins de contamination fécale dans les sédiments

En ce qui concerne les sédiments, les concentrations en bactéries sont fortement régies par un gradient amont-aval de décroissance ; les teneurs en coliformes fécaux, supérieures à 10^5 /g de sédiment sec dans la partie amont de l'estuaire, se maintiennent à des valeurs supérieures à 10^4 jusqu'à Locquénolé ; ensuite l'on observe, à partir du Dourduff une forte décroissance dans la Baie pour atteindre des valeurs comprises entre 10 et 10^2 en aval de la zone d'étude ; il semble qu'en période de vive eau la partie amont soit moins contaminée qu'en morte eau et que l'on observe un léger déplacement de la contamination vers l'aval.

Il apparait aussi dans les sédiments une évolution du rapport coliformes fécaux/streptocoques fécaux qui décroît de l'amont vers l'aval et qui confirme la plus grande résistance des streptocoques dans le milieu marin.

Le gradient de décroissance amont-aval des bactéries fécales dans les sédiments est tout à fait parallèle à la décroissance du carbone et de l'azote organique contenu dans ces sédiments. Il peut s'agir en fait pour ces paramètres d'une dilution parallèle des apports amont ou d'une relation avec un troisième facteur qui serait la granulométrie des sédiments, la fraction la plus fine étant à la fois la plus riche en matière organique et en bactéries fécales.

L'analyse de la flore bactérienne a été faite en utilisant un ensemble de milieux de culture qui permettent de déterminer la flore totale (non halotolérante, halotolérante et halophile), la flore fécale (coliformes fécaux, streptocoques fécaux, entérobactéries, entérobactéries halotolérantes), les germes anaérobies (Bactéroïdes, Clostridium) et les Vibrionaceae. L'étude de ces différentes flores montre une grande stabilité dans le gradient amont-aval de répartition

des peuplements bactériens avec quelques variations dues aux évolutions saisonnières et aux variations des coefficients de marée (modification de l'équilibre flore marine - flore fécale).

3.3.3. Les germes pathogènes

La recherche des bactéries pathogènes a permis de mettre en évidence (par culture et par immunofluorescence) des salmonelles dans l'eau jusque dans la partie centrale de la Baie ; dans les sédiments les salmonelles ne sont trouvées que jusqu'à l'embouchure du Dourduff. Les E. coli entéropathogènes ont aussi été mis en évidence par immunofluorescence jusque dans la partie aval de la baie.

La recherche d'entérovirus dans l'eau et dans les sédiments de l'estuaire de Morlaix montre que la contamination virale est fréquente, mais que les concentrations observées sont faibles ; il est important de noter que :

- les sédiments sont contaminés jusqu'à plus de 6 000 m du point de rejet des eaux usées et à une distance relativement faible des zones conchylicoles,

- il existe une contamination virale à la fois des sédiments et de l'eau d'une part au confluent de la rivière Pennelé et d'autre part immédiatement en aval du Dourduff.

Une première recherche d'entérovirus dans des huîtres placées en différents points de l'estuaire a été faite mais elle n'a pas encore donné de résultats significatifs ; cette étude devra être poursuivie en apportant des améliorations techniques à la méthodologie de recherche des entérovirus dans les coquillages.

3.3.4. Les processus de mortalité des bactéries

L'étude de la mortalité des bactéries en eau de mer a été conduite à la fois in vitro et in situ sur une souche pure d'E. coli entéropathogène ; les méthodes de numérations utilisées ont permis de dénombrer les germes totaux (épifluorescence), les germes viables

(Direct Viable Count) et les germes cultivables ; les résultats des numérations sont en général décroissants de la première à la dernière méthode.

L'examen de l'évolution en fonction du temps du nombre d'E. coli cultivables placés dans de l'eau de mer du large montre qu'en laboratoire (et à l'obscurité) la chute d'un log est obtenue au bout de 5 à 6 j (T90).

Dans le milieu naturel l'étude a été réalisée à l'aide d'enceintes munies de membranes filtrantes et placées dans différents sites, en périodes hivernale et estivale ; les T90 observés varient de 7 j (conditions hivernales, eau turbide et riche en matières organiques) à quelques heures (conditions estivales, eau peu turbide) ; il semble, dans l'état actuel du dépouillement des résultats, que non seulement la richesse du milieu en matière organique joue un rôle dans la survie des bactéries, mais aussi que la lumière, plus ou moins arrêtée par la turbidité des eaux, soit un facteur important de disparition des bactéries.

L'étude en laboratoire de la survie d'E. coli dans des sédiments vaseux montre que celle-ci est beaucoup plus longue que dans l'eau et que l'on arrive à des T90 variant de 20 à 40 j.

3.4. La dispersion des micropolluants organiques

L'examen des concentrations en polluants organiques, mesurés dans les eaux de l'estuaire en juin 1987 (morte eau), montre tout d'abord que les hydrocarbures, essentiellement apportés dans l'estuaire par la rivière de Morlaix, se diluent dans ces conditions hydrodynamiques de façon conservative lors du mélange eau douce - eau marine ; les concentrations qui sont de 34 µg/l en tête d'estuaire tombent à 8 µg/l au niveau de l'embouchure du Dourduff et à 1,8 µg/l à l'aval de la baie.

Le même schéma de dilution est mis en évidence pour le lindane (16 ng/l en amont, 2,5 ng/l au Dourduff et 0,5 ng/l en aval de la Baie).

Par contre pour les PCB, on observe l'influence, faible mais significative, de la station d'épuration avec des teneurs allant de 7,6 ng/l en aval du point de rejet des effluents à 5,7 ng/l au niveau de la Pennelé ; plus en aval les PCB ne sont plus identifiés dans l'eau (< 2 ng/l). De même pour les détergents anioniques, on voit nettement l'impact de la station qui remonte les concentrations de la rivière de Morlaix (10 μ g/l) à 110 μ g/l en aval du point de rejet des effluents ; ces teneurs tombent à 30 μ g/l au niveau de Locquéolé et elles sont du même ordre de grandeur que celles observées dans les estuaires de la Loire ou de la Seine.

Les composés du DDT ont quant à eux des concentrations trop faibles pour pouvoir être mis en évidence dans les eaux de l'estuaire (< 1 ng/l).

L'essentiel de la contamination des sédiments de surface par les micropolluants organiques, se situe dans la partie amont de l'estuaire de Morlaix, respectivement à des concentrations moyennes de 400 μ g/g pour les hydrocarbures, et de 34 à 40 ng/g pour les PCB. Ceci traduit des apports contaminants réels mais très faibles en comparaison des niveaux observés dans les sédiments au débouché d'un grand émissaire urbain, tel que celui de Marseille (hydrocarbures : 540 à 4 800 μ g/g, PCB : 300 à 1 700 ng/g). L'absence de contamination significative par les PCB dans la Baie de Morlaix (< 2 ng/g) s'explique par la forte affinité des PCB sur les matières en suspension et par conséquent une sédimentation préférentielle le long de l'estuaire de Morlaix, du point de rejet de la station d'épuration jusqu'au Dourduff. Le schéma de distribution de la contamination par les hydrocarbures est sensiblement identique.

L'absence de DDT dans les sédiments de surface de l'estuaire (< 2 ng/g), et ceci malgré une forte affinité sur les MES confirme d'une part la non détection de ce composé dans l'eau, d'autre part les faibles apports contaminants estimés au niveau de la station d'épuration.

Le lindane, clairement identifié dans l'eau de l'estuaire est peu représenté dans les sédiments de l'estuaire (en moyenne de 0,4 à 0,7 ng/g). Ceci s'explique par la faible affinité de ce composé pour les MES, le transfert du lindane de la zone estuarienne vers la zone marine étant essentiellement assuré par le mouvement des masses d'eaux.

3.5. La dispersion des métaux

Etant donné que les mesures en métaux dans les eaux de l'estuaire de Morlaix ne sont pas encore dépouillées (dernière campagne de mesures en avril 88), nous ne traiterons ici que des résultats concernant les sédiments superficiels.

Les teneurs en métaux ont été mesurées en février 1986 sur 28 points répartis sur l'ensemble du site.

Les résultats concernant la partie estuarienne jusqu'au Dourduff d'une part, et la Baie en aval du Dourduff d'autre part sont les suivants :

	Estuaire	Baie
µg/g	moy (mini - maxi)	moy (mini - maxi)
Zn	161 (78 - 252)	56 (22 - 120)
Cu	24,6 (11,2 - 35)	7,9 (1,7 - 18)
Pb	44,6 (20,9 - 89,6)	21 (20,2 - 34,9)
Cd	0,81 (0,26 - 1,49)	0,23 (0,09 - 0,52)

Ces teneurs en métaux sont bien corrélées aux teneurs en carbone organique des sédiments et la normalisation à la concentration des sédiments en aluminium ne permet pas de mettre en évidence de variation significative induite par le rejet de la station d'épuration. Toutefois les niveaux de présence en rivière de Morlaix (bassin versant et estuaire) apparaissant plus élevés que ceux de l'estuaire voisin de la Penzé sans que cette différence puisse être attribuée aux rejets urbains.

3.6. Conclusion

Au vu des mesures de terrain et dans l'état actuel du dépouillement des données, il apparait que le phénomène principal qui règle la répartition des contaminants dans l'estuaire de Morlaix est celui de la dilution.

Ce schéma est suivi par la majorité des sels nutritifs à l'exception des phosphates, pour lesquels on observe des interactions avec les sédiments qui semblent donner lieu à une adsorption en période de forte remise en suspension (vives eaux) ; il est possible que des désorptions se produisent de façon plus lente et donc moins visible au cours des mortes eaux.

Les sédiments de l'estuaire témoignent des apports en matières organiques selon un gradient d'enrichissement aval-amont ; la présence d'acides gras spécifiques et de certains stérols semble être liée à la dispersion des particules issues de la station d'épuration ; les processus de dégradation de la matière organique d'origine urbaine ont été étudiés in vitro et malgré la complexité des phénomènes, des cinétiques ont d'ores et déjà pu être calculées.

En ce qui concerne les bactéries d'origine fécale, pour lesquelles la station d'épuration constitue la principale source, les concentrations sont relativement élevées dans la zone estuarienne ; il faut aussi rappeler que des germes pathogènes et des entérovirus ont pu être mis en évidence dans l'eau et dans les sédiments jusqu'en aval du Dourduff.

La dilution des bactéries dans l'estuaire au cours du mélange eau douce-eau marine peut être modifiée par les remises en suspension dans la partie amont en période de vive eau et par les processus de disparition qui deviennent surtout visibles en zone aval, du fait de la plus grande pauvreté du milieu en matière organique et de l'action de la lumière rendue possible par la moins grande turbidité des eaux. Des travaux de laboratoire et des études de terrain ont montré d'une

part l'halotolérance de germes tels que E. coli et salmonelles et ont permis, d'autre part, d'estimer des premières gammes de variation des T90 qui devront être confirmées par des études complémentaires in vitro.

L'étude des concentrations en micropolluants organiques dans l'eau et les sédiments montre aussi une dilution amont-aval de ces éléments qui pour la majorité d'entre eux restent à des niveaux relativement bas, à l'exception des détergents anioniques dont la principale source d'apport est la station d'épuration.

En ce qui concerne les métaux, les résultats actuellement disponibles sur les sédiments montrent que les niveaux de contamination, bien que légèrement supérieurs à ceux de l'estuaire de la Penzé, restent assez faibles et confirment le fait que les apports par la station sont minoritaires en comparaison de ceux de la rivière de Morlaix.

4. LE DEVELOPPEMENT DES MODELES MATHEMATIQUES

4.1. Les modèles mis en place

Un premier modèle mathématique de circulation et de dispersion des éléments dissous a été développé sur l'estuaire et la Baie de Morlaix ; ce modèle est unidimensionnel dans la partie amont (jusqu'au Dourduff) et bidimensionnel en plan horizontal dans la partie aval ; il permet de calculer en tout point du maillage, pour différentes conditions de débit et de marée, les hauteurs d'eau, les courants, et les concentrations d'un élément dissous rejeté dans l'estuaire ; il permet aussi de déterminer les trajectoires suivies par des particules en solution issues d'un point quelconque du site.

Un deuxième modèle concernant le transport, le dépôt et l'érosion des sédiments fins cohésifs a été mis en place ; ce modèle est lui aussi unidimensionnel dans la partie amont et bidimensionnel dans la zone aval ; il permet de calculer en fonction du temps, les concentrations en sédiments fins dans l'eau et sur les fonds, où le phénomène de tassement est pris en compte. Ce modèle doit fournir les

zones préférentielles de dépôt et d'érosion des sédiments fins dans l'estuaire ; couplé au modèle de transport dissous, il permet aussi de calculer les concentrations d'un contaminant présent à la fois sous forme particulaire et dissoute, des lois d'échange ou de partage entre les deux phases pouvant être introduites dans ce modèle.

Ces deux modèles ont donné lieu à un essai préliminaire d'application concernant le calcul des concentrations en bactéries d'origine fécale dans l'estuaire.

La confrontation des résultats des modèles et des mesures en nature montre que dans les conditions testées :

- la dilution explique en grande partie les concentrations en bactéries observées dans l'estuaire ; dans la zone aval, il apparaît sur le modèle que, à pleine mer, les eaux du chenal sont mieux renouvelées que celles des zones marginales où les concentrations en bactéries sont plus fortes ;

- l'introduction d'un processus de mortalité des bactéries dans le modèle améliore les résultats surtout dans la partie aval où il semble y avoir, notamment en morte eau, une diminution d'un facteur 3 à 10 ($1/2$ à 1 log) des concentrations en bactéries par rapport à la simple dilution ;

- l'effet des remises en suspension est surtout visible en partie amont en condition de basse mer de vive eau avec augmentation d'un facteur 3 ($1/2$ log) des concentrations en bactéries.

4.2. Conclusion

Concernant le modèle sédimentaire, un certain nombre de travaux restent à faire afin d'essayer de simuler à long terme les zones de dépôt et d'érosion sur l'ensemble du site ; l'introduction de la variabilité granulométrique des sédiments pourrait aussi contribuer à améliorer les résultats de ce modèle. Par ailleurs il faudra tenter de reproduire les trajectoires suivies à moyen terme par des particules.

Concernant le modèle de transport dissous, il conviendra d'évaluer l'intérêt qu'il y aurait à introduire la structure verticale afin de tenir compte des processus de stratification qui sont assez fréquents dans l'estuaire de Morlaix.

Des applications complémentaires de ces deux modèles devront être faites pour la bactériologie dans des conditions de débit et de marée différentes, et avec des taux de survie variables ; de nouvelles applications des modèles sont aussi envisageables pour simuler la dispersion des phosphates et la dégradation de la matière organique.

5. L'EVALUATION DES EFFETS

5.1. Les polluants chimiques

L'étude de l'effet des contaminants a tout d'abord été abordée d'un point de vue bibliographique en considérant un certain nombre de micropolluants pris individuellement tels que le cadmium ou les PCB.

Concernant le cadmium, l'ensemble des publications consultées fait apparaître une faible significativité des essais létaux (CL50 de l'ordre du mg/l) tandis que les essais sublétaux les plus récents montrent une relative sensibilité du phytoplancton entre 0,05 et 1,2 $\mu\text{g/l}$; en histopathologie on ne note pas d'effet décelable à moins de 75 $\mu\text{g/l}$. Rappelons que les concentrations en cadmium dans les effluents de Morlaix sont en moyenne de 0,33 $\mu\text{g/l}$, valeur qui apparaît donc faible par rapport aux effets constatés.

Pour les PCB, les tests de létalité, peu significatifs (CL50 de l'ordre du mg/l) montrent néanmoins une diminution des CL50 avec le temps d'exposition. En sublétaux on trouve des valeurs proches des conditions du milieu (0,002 à 0,37 $\mu\text{g/l}$) pour certains groupes comme le phytoplancton et les larves de poissons ; les concentrations dans les effluents épurés de Morlaix sont de 0,025 $\mu\text{g/l}$; les teneurs dans l'estuaire amont sont au maximum de 0,008 $\mu\text{g/l}$ et les PCB ne sont plus décelables dans la Baie ($< 0,002 \mu\text{g/l}$) ; on se situe donc sur le site de Morlaix à des niveaux souvent inférieurs aux concentrations présentant un risque de toxicité.

Les travaux bibliographiques sur la toxicité de certains contaminants doivent s'achever par l'étude des détergents anioniques, du lindane et du pentachlorophénol.

Par ailleurs, des études expérimentales ont été conduites sur le fer, le tétrachloroéthylène et les détergents non ioniques.

Pour le fer (qui entre dans la composition des flocculants utilisés en station physico-chimique) il a été montré que celui-ci pouvait agir comme facteur de croissance et avoir un effet stimulant sur le développement de certaines espèces opportunistes du type Dinoflagellés pouvant conduire à des eaux rouges.

En ce qui concerne le tétrachloroéthylène, les concentrations observées dans les effluents sont faibles (0,5 à 2 $\mu\text{g/l}$) et sont inférieures aux doses létales ou sublétales mise en évidence sur un organisme test sensible qui est la crevette des marais ($\text{CL}_{50} = 2,37 \text{ mg/l}$) ; cependant il reste à vérifier par des études histopathologiques s'il y a eu atteinte ou non des tissus branchiaux et hépatiques sur les animaux testés.

Pour les détergents non ioniques, du type nonylphénolpolyéthoxylates, il a été montré que la toxicité de ces produits pouvait augmenter lors de leur biodégradation du fait du raccourcissement de la chaîne éthoxylée qui les rend plus liposolubles.

5.2. Effets globaux des effluents

Des tests visant à apprécier l'effet global des effluents de Morlaix ont aussi été faits en examinant l'influence de différentes dilutions de l'effluent traité sur le développement embryonnaire des moules et sur la viabilité du phytoplancton.

Concernant les embryons de moules, il apparaît que 6 à 8 % d'effluents dilués dans de l'eau de mer commencent à provoquer, par rapport aux témoins, l'apparition de larves D anormales. Ce test doit

être poursuivi avec des larves d'huîtres qui se révèlent plus sensibles et qui nécessitent un temps d'incubation plus court.

La survivance d'une algue phytoplanctonique (Dunaliella tertiolecta) en présence d'effluent a été estimée à l'aide de la fluorescéine diacétate qui, si la cellule est viable, pénètre dans le corps cellulaire, est hydrolysée et entraîne une fluorescence que l'on peut mesurer à l'aide d'un cytofluorimètre. Une première utilisation de ce test a montré que des concentrations supérieures ou égales à 20 % d'effluents entraînaient une diminution de la viabilité ; par contre l'emploi de ce test sur l'eau de l'estuaire prise à l'aval du rejet n'a pas permis de déceler de baisse de la viabilité phytoplanctonique. Il conviendra de poursuivre l'utilisation de ce test avec des concentrations plus faible d'effluents dans l'eau de mer.

5.3. La chloration

En ce qui concerne la chloration des effluents urbains, une recherche bibliographique a été faite d'une part sur la toxicité du chlore et d'autre part sur l'effet du chlore sur les bactéries.

Les résultats concernant la toxicité du chlore (données bibliographiques concernant l'utilisation du chlore en centrales électriques et en stations d'épuration) montrent que les concentrations létales sont comprises pour la majorité des espèces sensibles entre 0,1 et 0,01 mg/l ; les doses sublétales sont en général inférieures à 0,1 mg/l. Les chloramines apparaissent plus toxiques que le chlore libre, lui-même plus actif que les oxydants résiduels totaux. Les composés chlorés semblent surtout provoquer une modification de la perméabilité membranaire et une perturbation des échanges gazeux et ioniques ; les fonctions de respiration, d'excrétion et d'osmorégulation sont touchées et peuvent provoquer des lésions hépatiques, une réduction de la croissance et finalement des modifications du comportement.

L'étude bibliographique de l'effet du chlore sur les bactéries a tout d'abord identifié les principaux facteurs influençant l'efficacité des techniques de désinfection : effet de la dose appliquée et du temps de contact, de la température, du pH, des matières organiques et des matières en suspension. Elle a aussi montré que tous les germes ne réagissaient pas de la même façon à la chloration et que les mycobactéries étaient par exemple plus résistantes.

Les mécanismes décrivant l'impact du chlore sur certaines bactéries ou virus ont été repertoriés ; il semble que l'on puisse écarter un effet sur l'ADN et rechercher plutôt un effet dû à l'altération de la perméabilité membranaire conduisant à une réduction de la respiration, puis des fonctions vitales. Dans certains cas, il semble que les bactéries soient simplement stressées par la chloration et bien que non cultivables puissent rester viables ; certains phénomènes de "repousse" des bactéries après chloration ont aussi été décrits et pourraient limiter l'efficacité de celle-ci.

5.4. L'accumulation des bactéries par les huîtres

L'étude de l'accumulation des bactéries par les huîtres a été abordée in vitro dans un microcosme (système à flux continu) où les bivalves sont soumis à des mélanges d'eau de mer et d'effluent (évaluation de la contamination) puis à de l'eau de mer seule (décontamination).

Les premiers essais réalisés pour une dilution donnée des effluents (1/1 000) et pour des conditions de température estivale montrent qu'au cours des 5 premières heures, il y a une contamination active et forte des huîtres ; la totalité des huîtres est contaminée au bout de 14 h et le facteur d'enrichissement des huîtres par rapport à l'eau atteint une valeur de 40 au bout de 24 h. Les essais de décontamination montrent une décroissance progressive de la concentration en bactéries des huîtres soumises à de l'eau de mer pure ; dans les premières conditions expérimentales retenues, il faut attendre 20 h pour que l'ensemble des huîtres soit bactériologiquement décontaminé.

Ces expériences seront poursuivies dans différentes conditions expérimentales de température, de concentrations en bactéries et de charges en matières en suspension des eaux auxquelles sont soumises les huîtres.

5.5. L'aspect épidémiologique

Une étude bibliographique sur l'impact sanitaire de la consommation de coquillages bivalves filtreurs a montré que dans les pays pourvus de systèmes d'information performants, l'application des normes bactériennes semble protéger le consommateur d'affections bactériennes aussi graves que la typhoïde, les salmonelloses et le choléra.

A l'heure actuelle, les pathologies virales constituent le principal problème de santé publique posé par la consommation de coquillages. Deux grands types d'affections ont été identifiés : l'hépatite virale A, la plus sérieuse, et les gastro-entérites virales à virus Norwalk et apparentés, mais d'autres maladies virales ne sont pas à exclure, puisque plusieurs espèces d'entérovirus pathogènes ont été isolées dans les huîtres et qu'une faible concentration de virus peut être infectante.

La salubrité bactérienne des eaux conchylicoles de même que le recours à la purification en station ou au "reparcage" en eau saine n'offrent pas de garantie sanitaire parfaite et laissent le consommateur exposé aux infections virales.

Dans les cas d'épidémies d'hépatites A ou de gastro-entérites à virus Norwalk survenues après ingestion d'huîtres purifiées en station ou provenant de zones conchylicoles salubres au moment du ramassage, les eaux conchylicoles initiales étaient polluées ou exposées à une pollution intermittente, ou bien avaient été polluées quelques temps auparavant.

Compte tenu des problèmes techniques d'isolement et de culture des virus pathogènes et de leur coût, la recherche systématique d'entérovirus dans les coquillages destinés à la consommation humaine est difficilement envisageable à l'heure actuelle. Cependant, l'étude de la cinétique d'élimination des entérovirus dans les coquillages, tant en station d'épuration que dans des eaux de reparcage, apparaît comme un axe de recherche prometteur.

5.6. Conclusion

Un certain nombre de travaux bibliographiques et de laboratoire ont d'ores et déjà permis d'estimer la toxicité de quelques contaminants considérés individuellement et il apparaît que pour les éléments pris en compte, les niveaux de concentration dans les effluents ou dans le milieu sont souvent inférieurs aux seuils de toxicité mis en évidence ; des recherches bibliographiques complémentaires restent à faire, en particulier pour les détergents anioniques.

L'appréciation de la toxicité globale des effluents a, par ailleurs, été recherchée à l'aide de tests sur le développement embryonnaire des moules et des effets commencent à apparaître avec des teneurs de 6 à 8 % d'effluents dans l'eau de mer ; ce type de test doit être poursuivi avec des larves d'huîtres, sans doute plus sensibles.

Des premiers tests ont aussi été réalisés pour apprécier l'effet de mélanges d'effluents et d'eau de mer sur la viabilité du phytoplancton ; ces essais réalisés à l'aide d'un cytofluorimètre (absorption de la fluorescéine diacétate par l'algue Dunaliella tertiolecta) ont montré une baisse de la viabilité des organismes phytoplanctoniques pour des concentrations de 20 % d'effluents dans l'eau de mer ; ces tests doivent être refaits avec des concentrations plus faibles d'effluents.

En ce qui concerne la chloration, les travaux bibliographiques portant sur la toxicité du chlore montrent qu'il convient d'approfondir l'étude des effets sur le milieu des composés

spécifiques résultant de la chloration des effluents urbains ; quant au rôle du chlore sur les bactéries, il apparaît que l'effet des composés chlorés n'est pas total et que certains germes pathogènes et certains virus peuvent être simplement stressés, notamment lorsque les effluents n'ont pas été auparavant parfaitement épurés.

Enfin l'étude in vitro de l'accumulation des bactéries par les huîtres a été engagée et a déjà fourni des résultats qui montrent la rapidité des processus de contamination des coquillages ; cette étude doit être poursuivie en faisant notamment varier les conditions expérimentales du milieu (température, charge en bactéries, charge en suspension).

6. CONCLUSION

C'est volontairement que, à ce stade de l'étude, nous ne tirerons pas ici d'autres conclusions plus générales que celles qui ont déjà été fournies à titre provisoire dans les différents chapitres ; en effet un travail important d'interprétation et de mise en forme des données acquises in situ et in vitro doit être fait en priorité pour que puisse être élaborée une synthèse finale.

Par ailleurs, un certain nombre de travaux devront être poursuivis pour que le programme général d'étude puisse être correctement conduit à son terme.

En ce qui concerne les apports par la station il conviendra de mesurer, à l'aide des préleveurs asservis au débit mis en place à la station, les flux journaliers d'un certain nombre de contaminants dans les effluents bruts et épurés ; ces mesures permettront de confirmer nos connaissances sur les processus d'élimination des polluants par la station biologique.

Pour ce qui est de la dispersion des contaminants dans le milieu, il faudra dans le domaine hydrosédimentaire, poursuivre l'étude, en grande colonne à sédimentation, de la floculation, de la vitesse de chute des particules et de leur teneur en bactéries. En ce qui concerne la matière organique et les sels nutritifs, on continuera l'étude de la dégradation à court terme de la matière organique d'origine urbaine ; il serait aussi nécessaire de compléter l'étude du phosphore (qui est apporté en quantité importante par la station) et de ses relations avec le matériel particulaire (adsorption-désorption).

Pour la bactériologie on poursuivra l'étude des facteurs responsables de l'halotolérance et la mise en évidence du pouvoir pathogène des bactéries stressées ; par ailleurs on complètera par des expériences *in vitro* les estimations des temps de survie en fonction de la lumière reçue.

Concernant les micropolluants organiques et minéraux, on devra s'attacher à interpréter les résultats acquis sur les métaux dans les eaux de l'estuaire, et à terminer les mesures des détergents non ioniques et de leur produits de dégradation dans les sédiments.

En ce qui concerne les modèles, des améliorations techniques seront apportées au modèle sédimentaire (prévision de l'évolution des fonds, simulation des trajectoires de particules) ; par ailleurs il faudra évaluer l'intérêt qu'il y a à passer à un calcul sur la verticale pour tenir compte des stratifications dans la simulation du comportement des contaminants dissous. Enfin on développera plusieurs simulations concernant la dispersion des bactéries (variation du débit, du coefficient de marée, des temps de survie, du point de rejet) et on tentera de simuler la dispersion des phosphates et éventuellement de la matière organique.

Pour ce qui est de l'effet des contaminants on devra aboutir à une synthèse générale sur les effets des polluants chimiques considérés individuellement lorsqu'en particulier les données bibliographiques sur les détergents anioniques auront été rassemblés.

De plus les évaluations des effets globaux des effluents sur le développement embryonnaire des moules et des huîtres et sur la viabilité du phytoplancton seront poursuivies avec des dilutions plus fortes d'effluent.

En ce qui concerne la chloration, les effets du chlore sur le milieu devront être précisés en tenant compte de la spécificité des produits formés par l'action du chlore sur les effluents urbains.

L'étude in vitro de l'accumulation des bactéries par les huîtres, puis de leur décontamination, sera poursuivie en faisant varier les conditions expérimentales. L'étude in situ de la contamination des huîtres devra être lancée en collaboration avec le CSRU. Enfin l'étude de l'accumulation des virus par les huîtres et les moules débutera par l'amélioration des techniques d'extraction et de

concentration, et la détermination des seuils de détection ; on abordera ensuite l'étude in vitro des processus d'accumulation et de relargage des virus par les mollusques et on examinera l'efficacité des techniques de décontamination des coquillages (stabulation en eau de mer propre, en eau aérée et en eau ozonée).

Enfin concernant les technologies d'épuration, des relations devront être établies avec des industriels concepteurs de station d'épuration afin de préciser les améliorations qui pourront être apportées aux procédés actuels d'épuration en zone littorale et qui devraient porter sur :

- l'élimination des microorganismes en cours d'épuration et/ou la désinfection des effluents traités,

- la diminution des apports en azote et en phosphore (cas où les apports urbains sont prépondérants dans la zone littorale et où celle-ci est mal renouvelée et sujette à l'eutrophisation),

- le choix des points de rejets et l'intérêt économique comparé de la mise en place d'émissaires ayant une bonne tenue à la mer par rapport à une épuration plus poussée avec rejet à la côte.

ANNEXEListe des personnes ayant participé aux études du site de MorlaixHydrosédimentologie

BASSOULLET, L'YAVANC, LOARER, KERDREUX

Bactériologie

POMMEPUY, DUPRAY, DERRIEN, CORMIER, LE GUYADER, BATT, MINET, PRIEUR, PLUSQUELLEC, MEVEL, BEUCHER, VAULOT, LE SAUX, RAGUENES, GUICHAOUA

Virologie

SCHWARTZBROD, ALBERT, BERIL, BOHER

Chimie des cycles naturels

AMINOT, BODENNEC, KEROUEL, LE GUELLEC, QUEMENEUR, MARTY, THOUMELIN

Chimie des polluants organiques

MARCHAND, POROT, CAPRAIS, PIGNET, ABARNOU

Chimie des métaux

BOUTIER, COSSA, CHIFFOLEAU

Ecotoxicologie

LASSUS, MIOSSEC, LE BAUT, TRUQUET, BOCQUENE, GENTIEN, QUINIOU, QUINTIN, TOULARASTEL

Epidémiologie

CHAPERON, PINOT, RIOU

Modélisation

SALOMON, LE HIR, BRETON

Dactylographie

GUILLERM

Dessin

ANNEZO, BODENNES