



THESE

N° d'Ordre : 635/2009

Présentée à

L'UFR-SSMT

Pour l'obtention du grade de

**DOCTEUR DE L'UNIVERSITE
DE COCODY – ABIDJAN**

Option : Chimie-Physique

Par

YAO KOFFI MARCELLIN

**CONTRIBUTION A L'ETUDE DES PARAMETRES
PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX DE LA LAGUNE
EBRIE DANS LA ZONE D'ABIDJAN (CÔTE D'IVOIRE).**

Soutenue le 12 décembre 2009 devant la commission de Jury :

Président

M. N'GUESSAN YAO Thomas, Professeur, Université de Cocody – Abidjan (CÔTE D'IVOIRE)

Directeur

M. BOKRA YOBOU, Professeur, Université de Cocody – Abidjan (CÔTE D'IVOIRE)

Rapporteurs

M. AKA BOKO, Maître de conférences, Université d'Abobo – Adjamé (CÔTE D'IVOIRE)

M. OUATTARA LASSINE, Maître de conférences, Université de Cocody – Abidjan (CÔTE D'IVOIRE)

Membres du jury

M. Albert TROKOUREY, Maître de conférences, Université de Cocody – Abidjan (CÔTE D'IVOIRE)

Mme. KOUASSI Edith KWA-KOFFI, Maître de conférences, Université de Cocody – Abidjan (CÔTE D'IVOIRE)

DEDICACES

À DIEU LE PÈRE,

À DIEU LE FILS

ET À DIEU LE SAINT-ESPRIT

A ma femme Madame YAO Née ACA JOCELINE MAGLOIRE

DIDINA

A la famille YAO

REMERCIEMENTS

Cette thèse a été réalisée dans le cadre d'une collaboration entre le Laboratoire de Chimie Physique de l'Unité de Formation et de Recherche des Sciences des Structures de la matière et la Technologie (UFR SSMT) de l'Université de Cocody-Abidjan et le Centre de Recherches Océanologiques (CRO) d'Abidjan. Je tiens à remercier toutes les personnes travaillant dans ces différentes structures, et dans l'éventualité où j'aurais oublié certaines, je les prie de bien vouloir m'en excuser.

Je tiens à remercier en premier lieu Monsieur N'GUESSAN Yao Thomas, Professeur à l'Université de Cocody-Abidjan et Président de la Société Ouest Africaine de Chimie (SOACHIM), pour avoir accepté de présider le jury de cette thèse et apporté sa contribution à mon évaluation.

Je remercie Monsieur BOKRA YOBOU, Professeur à l'Université de Cocody-Abidjan pour avoir accepté de me recruter pour le DEA et d'être mon Directeur de thèse. Je vous suis également reconnaissant de l'intérêt et de la confiance que vous m'avez témoignés durant toutes ces années. J'éprouve un sentiment de profonde estime et d'infinie gratitude pour m'avoir permis de réaliser ce travail en dépit des conditions particulièrement difficiles.

Je remercie Monsieur TROKOUREY Albert, Maître de Conférences, Vice-Doyen de l'UFR SSMT de l'Université de Cocody-Abidjan et Directeur du Laboratoire de Chimie Physique de la dite UFR à l'égard de qui j'éprouve un sentiment de profonde reconnaissance pour avoir participé à ma formation. Merci infiniment pour votre grande disponibilité. Je vous suis également reconnaissant de l'intérêt et de la confiance que vous m'avez témoignés durant toutes ces années.

Je veux rendre hommage au Docteur SORO Métongo, Chargé de Recherches au CRO, qui m'a patiemment soutenu, guidé et supporté depuis le DEA jusqu'ici. Merci infiniment pour l'intérêt, les éclaircissements apportés, les encouragements, les conseils, les critiques et surtout le temps consacré à ma formation.

Je tiens à remercier les Professeurs OUATTARA Lassiné et AKA Boko, Maîtres de Conférences respectivement dans les Universités de Cocody-Abidjan et d'Abobo-Adjamé, pour l'apport inestimable qu'ils m'ont apporté par leurs observations et suggestions en tant que rapporteurs.

Au professeur Madame KOUASSI Edith KWA-KOFFI, Maîtres de Conférences à l'Université de Cocody-Abidjan, j'exprime mes sincères remerciements pour avoir accepté de prendre part à ce jury.

Je témoigne toute ma gratitude au Docteur KOUASSI Aka Marcel, Chargé de Recherches au CRO, et au Docteur BAMBA Drissa, Assistant à l'école Normale Supérieure (ENS) d'Abidjan, pour leurs critiques, leurs encouragements et leurs contributions à l'amélioration de ce mémoire.

Que Monsieur KOUASSI N'Guessan Joël, Professeur à l'Université de Cocody-Abidjan, ex-Directeur du CRO et Monsieur BAMBA Siaka Barthélemy, Chargé de Recherches et Directeur du CRO reçoivent ma reconnaissance et mes remerciements pour le soutien qu'ils m'ont toujours accordé.

Mes vifs remerciements vont à la direction du Centre de Recherches Océanologiques d'Abidjan pour les conditions de travail favorables dont j'ai bénéficiées. J'ai été très ému par la qualité de l'accueil que ce centre m'a constamment offert et surtout le financement total de ce travail.

Je remercie tout le personnel administratif de l'UFR SSMT, en particulier le Professeur GOFFRY KOUASSI Marie Chantal, Doyen de ladite UFR, pour l'intérêt qu'elle a accordé à cette thèse.

J'éprouve un réel plaisir à remercier tous les techniciens du Laboratoire de Chimie du CRO pour leur collaboration. J'exprime également mon infinie reconnaissance au Capitaine Kouadio Kan pour ses conseils et suggestions et surtout pour son sérieux dans la réalisation des travaux de terrain.

Je remercie tout particulièrement les étudiants en année de thèse : Messieurs INZA Bakary, TUO Adama, KOUASSI Bérenger, YOBOUET Augustin et Mme SORO pour leur franche collaboration et l'aide qu'ils m'ont apportée au cours de ce travail.

J'ai pris plaisir à travailler avec de nombreux stagiaires qui, par leur collaboration m'ont aidé à mener à terme ce travail.

A tous mes amis, j'adresse mes sincères remerciements pour leur soutien moral et matériel.

Une pensée pieuse au Département d'Évangélisation de Cocody (DEVAC) pour son important soutien spirituel à mon égard.

RESUME

Abidjan est une métropole de plus en plus marquée par une intensification de l'industrialisation, une explosion démographique et un grand nombre d'habitats précaires ou bidonvilles. Les moyens pour accompagner les processus d'urbanisation et d'industrialisation explosives ne sont pas atteints. Tous ces faits ont engendré une multiplicité de rejets urbains dans la lagune Ebrié sans traitement préalable. Aussi, les grands travaux de développement amplifient également la pollution de l'environnement lagunaire. L'étude s'est déroulée entre octobre 2004 et octobre 2008 et a porté sur la détermination de la qualité physico-chimique des eaux des baies urbaines de la lagune Ebrié. La démarche scientifique adoptée comprend quatre étapes. La première étape a consisté à la caractérisation des eaux lagunaires aux déversoirs des effluents liquides domestiques et industriels, et la seconde a concerné celle des eaux libres des baies (eaux prélevées loin des déversoirs). Les paramètres utilisés sont le pH, la salinité, la conductivité, la turbidité, la température, la transparence, les sels nutritifs (NH_4^+ , NO_2^- , et PO_4^{3-}), l'oxygène dissous, la DBO_5 , la DCO et les matières en suspensions. Dans la troisième étape, la qualité physico-chimique des sédiments de la lagune a été déterminée, ainsi que leur contribution à l'eutrophisation des eaux par l'estimation des flux de diffusion des sels nutritifs vers la colonne d'eau. Enfin, nous avons déterminé les zones de sédiments les plus enrichis en métaux lourds par le calcul de l'indice de contamination métallique.

Les déversoirs d'eaux usées de la baie de Biétri présentent les valeurs les plus élevées en DBO_5 et DCO avec des moyennes respectives de 600,46 mg O_2/L et 1112,40 mg O_2/L . Les baies de Biétri, Cocody et de Marcory sont fortement chargées en composés biodégradables alors que la baie d'Abidjan présente les caractéristiques d'un milieu riche en matières non biodégradables. Les eaux libres des baies du Banco, Cocody, Marcory et Biétri possèdent de très fortes charges en particules en suspension, DBO_5 , et DCO. Les teneurs en ammonium et en oxygène dissous de ces baies entraînent d'importantes mortalités de la faune aquatique. En revanche, la baie des Milliardaires, éloignée des rejets, enregistre des concentrations deux à trois fois plus faibles et est bien oxygénée. Les principales sources de sels nutritifs dans la lagune sont les rejets domestiques et industriels, les eaux de ruissellement et l'érosion des sols du bassin versant du fleuve Comoé. Les teneurs des sédiments des baies du Banco, Cocody, Marcory et Biétri en sels nutritifs sont anormalement élevées, atteignant des valeurs moyennes maximales de 22, 48 $\mu\text{mol}/\text{L}$ en nitrites, 90,56 $\mu\text{mol}/\text{L}$ en orthophosphates et 6765,33 $\mu\text{mol}/\text{L}$ en ammonium. Les flux de diffusion moléculaire calculés ont montré que les sédiments de la lagune Ebrié constituent une source importante de pollution de la colonne d'eau par les sels nutritifs. Les anoxies, les fortes salinités, les apports

de matières organiques, et la profondeur des eaux favorisent l'enrichissement de la colonne d'eau en sels nutritifs à partir des sédiments. L'impact des activités humaines qui ne cessent de s'intensifier ces dernières décennies s'est traduit par une augmentation en 19 ans des teneurs d'un facteur de 1,92 pour le plomb, 1,44 pour le cuivre et 1,12 pour le zinc. Les sédiments recevant les rejets urbains et industriels sont significativement contaminés tandis que ceux qui sont loin des rejets sont peu contaminés.

Ce travail nous a permis d'évaluer le niveau de dégradation de la qualité des eaux de la lagune Ebrié dans la zone d'Abidjan et d'actualiser les données relatives à l'eutrophisation et à la contamination métallique. Une large bande de données est mise à la disposition de la communauté scientifique et aux décideurs pour la dépollution des eaux de la plus grande lagune d'Afrique de l'Ouest.

Mots clés : pollution, matières oxydables, nutriments, métaux lourds, lagune.

ABSTRACT

Abidjan is a metropolis increasingly marked by an intensification of industrialization, a demographic explosion and a great number of precarious habitats or shantytowns. However, the means to accompany the explosives processes of urbanization and industrialization are not reached yet. All these facts have generated a multiplicity of urban rejections in the Ebrié lagoon without preliminary treatment. This study was carried out between October 2004 and October 2008 and aimed to assess the physical and chemical quality of the waters of the urban bays (Banco, Cocody, Marcory and Biétri and Milliardaires) of the Ebrié lagoon. The following scientific steps were adopted. First and foremost, lagoon waters at the outfalls of the domestic and industrial liquid effluents as well as free waters of the Ebrié lagoon bays (waters taken far from the outfalls) were characterized. Measured physical parameters included water temperature, salinity, total suspended solids, and Secchi transparency, and chemical ones comprised pH, dissolved oxygen, suspended particles, electrical conductivity, biochemical oxygen demand in 5 days (BOD₅), chemical oxygen demand (COD) and nutrients (NH₄⁺, NO₂⁻, and PO₄³⁻). Secondly, the physical and chemical characteristics of sediments were assessed along with their contribution to the eutrophication of the overlying waters by the estimate of the diffusive nutrient fluxes towards the water column. Finally, an effort was made to determine and understand the most accumulated heavy metals zones through the calculation of the metal index contamination.

Waste water outfalls of Biétri bay showed the highest values in BOD₅ and COD with respective averages of 600,46 mg O₂/L and 1112,40 mg O₂/L. Biétri, Cocody and of Marcory bays were found to be strongly charged in biodegradable compounds while Abidjan bay showed the characteristics of a medium rich in nonbiodegradable organic matters. Waters taken far from the outfalls in Banco, Cocody, Marcory and Biétri bays contained very strong loads in suspended particles, BOD₅ and COD. The contents of ammonium and dissolved oxygen of these bays involved important mortalities of watery fauna. On the over hand, the Milliardaires bay, far from the rejections, recorded concentrations two to three times weaker and was found to be well oxygenated. Nutrients contents in sediments from Banco, Cocody, Marcory and Biétri bays were found to be abnormally high, reaching maximum median values of 22, 48 μmol/L for nitrites, 90,56 μmol/L for orthophosphates and 6765,33 μmol/L for ammonium. Domestic and industrial wastes and the erosion of the grounds of the catchment area of the Comoé River were clearly identified as the main sources of nutrients in the lagoon. Calculated diffusive nutrient fluxes showed that the sediments of the Ebrié lagoon

constitute an important source of pollution of the water column by nutrients. Anoxia, strong salinities, organic matter contributions, and the depth of water take part in the enrichment of the water column out of nutrients starting from the sediments. Calculated metal index contamination revealed that increasing human activities in the Abidjan area have resulted in an increase in total lead (Pb), copper (Cu) and zinc (Zn) contents of a factor of about 1.92, 1.44 and 1.12 respectively over the last 19 years. This work enabled us to evaluate the level of degradation of the water quality of the Ebrié lagoon in the zone of Abidjan and updated data related to eutrophication and metal contamination. A broad data tape is for both available in view of West Africa largest lagoon depollution.

Key words : pollution, oxydable matters, nutrients, heavy metals; lagoon.

SOMMAIRE

SOMMAIRE

DEDICACES.....	i
REMERCIEMENTS.....	ii
RESUME.....	iv
ABSTRACT.....	vi
SOMMAIRE.....	viii
LISTE DES ABREVIATIONS.....	xiv
LISTE DES FIGURES.....	xvi
LISTE DES TABLEAUX.....	xviii
LISTE DES ANNEXES.....	xix
INTRODUCTION.....	1
REFERENCES.....	5
PREMIERE PARTIE : GENERALITES	
I. GENERALITES.....	7
I.1. LES MILIEUX ESTUARIENS ET LAGUNAIRES.....	7
I.1.1. Estuaires.....	7
I.1.2. Lagunes.....	8
I.1.3. Pollution des milieux lagunaires et estuariens.....	8
I.2. ORIGINE ET EFFETS DES PRINCIPAUX POLLUANTS DANS L'EAU.....	9
I.2.1. Polluants organiques.....	9
I.2.1.1. Définition.....	9
I.2.1.2. Source de la matière organique.....	9
I.2.1.3. Quantification de la matière organique.....	11
I.2.1.3.1. Demande Chimique en Oxygène (DCO).....	11
I.2.1.3.2. Carbone organique.....	11
I.2.1.3.3. Demande Biochimique en Oxygène en 5 jours (DBO ₅).....	12
I.2.1.3.4. Oxygène dissous.....	13
I.3.1.4. Effets de la pollution organique.....	14

I.2.1.4.1 Eutrophisation.....	14
I.2.1.4.2. Définition.....	14
I.2.1.4.3. Processus.....	14
I.2.1.4.4. Conséquences de l'eutrophisation.....	15
I.2.2. Les nutriments.....	15
I.2.2.1. Azote.....	15
I.3.2.1.1. Formes.....	15
I.3.2.1.2. Sources.....	16
I.3.2.1.3. Effets.....	17
I.2.2.2. Phosphore.....	17
I.2.2.2.1. Formes.....	17
I.2.2.2.2. Sources.....	18
I.2.2.2.3. Effets.....	18
I.2.3. Matières en suspension (MES).....	19
I.2.3.1. Définition.....	19
I.2.3.2. Sources.....	19
I.2.3.3. Effets des MES.....	20
I.2.4. Métaux lourds.....	20
I.2.4.1. Notion de métaux lourds.....	20
I.2.4.2. Sources.....	20
I.2.4.3. Propriétés physico-chimiques des métaux.....	21
I.2.4.3.1. Distribution physique et chimique des métaux.....	21
I.2.4.3.2. Mobilité des métaux.....	22
I.2.4.3.3. Effets des métaux lourds.....	23
I.3. ZONE D'ETUDE	23
I.3.1. Présentation de la côte d'Ivoire.....	23
I.3.1.1. Situation.....	23
I.3.1.2. Climat.....	24
I.3.1.3. Relief.....	24
I.3.1.4. Réseau hydrographique.....	25
I.3.1.5. Végétation.....	25
I.3.2. Présentation de la ville d'Abidjan.....	25

I.3.3. le système lagunaire Ebrié.....	27
I.3.3.1. Situation géographique.....	27
I.3.3.2. Géologie.....	29
I.3.3.3. Climat et saisons.....	29
I.3.3.4. Echanges océaniques.....	29
II.3.3.5. Hydrobioclimat.....	30
II.3.3.5.1. pH.....	30
II.3.3.5.2. Marée, courants et salinité.....	30
II.3.3.5.3. Oxygène dissous.....	31
II.3.3.6. Activités.....	31
I.3.4. Pollution de la lagune Ebrié.....	31
I.3.4.1. Pollution par les eaux usées domestiques et industrielles.....	31
I.3.4.2. Pollution par les eaux pluviales.....	34
II.3.4.3. Points de rejet des effluents liquides.....	34
II.3.4.4. Pollution par les déchets solides, les détritiques et les plastiques.....	35
II.3.4.5. Pollution par les métaux lourds et les micropolluants organiques.....	36
I.3.5. Les baies.....	37
I.3.6. LEGISLATION SUR LA QUALITE DES EAUX EN COTE D'IVOIRE.....	38
I.3.6.1. Code de l'Environnement.....	38
I.3.6.2. Code de l'eau.....	39
REFERENCES.....	40

DEUXIEME PARTIE : PARTIE EXPERIMENTALE

II. PARTIE EXPERIMENTALE.....	59
II.1. CHOIX DES SITES	59
II.1.1. Caractérisation physico-chimique des eaux lagunaires aux déversoirs des effluents liquides	59
II.1.2. Caractérisation physico-chimique des eaux libres des baies.....	61
II.1.3. Caractérisation physico-chimique des sédiments.....	64
II.1.4 Détermination de l'indice de contamination métallique des sédiments.....	65

II.2. TECHNIQUES DE PRELEVEMENTS ET CONSERVATION DES

ECHANTILLONS.....	66
II.2.1. Matériel de terrain.....	66
II.2.2. Prélèvements et conservation des échantillons d'eau.....	67
II.2.3. Prélèvements et conservation des sédiments.....	67
II.3. APPAREILLAGES ET ANALYSES.....	68
II.3.1. Appareillage.....	68
II.3.1.1. Spectrophotomètre UV/Visible double faisceau.....	68
II.3.1.2. Spectrophotomètre d’Absorption Atomique (SAA).....	69
II.3.2. Analyse des paramètres.....	70
II.3.2.1. Mesures <i>in-situ</i>	70
II.3.2.2. Mesures en laboratoire.....	70
II.3.2.2.1. Dosage de l’oxygène dissous	70
II.3.2.2.2. Protocole d’analyse des MES et des MVS	72
II.3.2.2.3. Protocole d’analyse de la DBO ₅	72
II.3.2.2.4. Protocole d’analyse de la DCO	74
II.3.2.2.5. Nitrites (NO ₂ ⁻).....	75
II.3.2.2.6. Ammonium (NH ₄ ⁺).....	76
II.3.2.2.7. Orthophosphates (PO ₄ ³⁻).....	76
II.3.2.2.8. Calculs des flux des sels nutritifs	76
II.3.2.2.9. Teneurs en eau et en matières organique des sédiments.....	77
II.3.2.2.10. Dosage des métaux lourds dans les sédiments	78
II.3.2.2.11. Calcul de l’indice de pollution métallique	79
II.3.2.2.12. Méthodes statistiques	79
REFERENCES.....	83

TROISIEME PARTIE : RESULTATS ET DISCUSSIONS

III. RESULTATS ET DISCUSSIONS.....	86
III.1. CARACTERISATION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX LAGUNAIRES AUX DEVERSOIRS DES EFFLUENTS LIQUIDES.....	86
III.1.1. Résultats des analyses.....	86

III.1.1.1. Détermination de la température, du pH, de l'oxygène dissous, de la salinité, de la turbidité et de la transparence.....	86
III.1.1.2. Déterminations de la DBO ₅ , DCO, et des MES.....	91
III.1.2. Interprétation des résultats.....	91
III.1.2.1. Température, oxygène dissous, salinité, pH, turbidité et transparence..	91
III.1.2.2. DBO ₅ , la DCO et les MES.....	92
III.1.2.3. Relations entre les différents paramètres.....	94
III.1.3 Conclusion.....	94

III.2. CARACTERISATION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX LIBRES DES BAIES DE LA LAGUNE EBRIE.....

III.2.1. Résultats.....	95
III.2.1.1. Détermination de la température des eaux.....	95
III.2.1.2. Détermination du pH.....	98
III.2.1.3. Détermination de la salinité.....	101
III.2.1.4. Détermination de l'oxygène dissous.....	103
III.2.1.5. Détermination de la DBO ₅ et de la DCO.....	106
III.2.1.6. Détermination de la transparence et des MES.....	107
III.2.1.7. Caractéristiques des particules en suspension.....	110
III.2.1.8. Détermination des nitrites, de l'ammonium et des orthophosphates.....	112
III.2.2. Discussion.....	115
III.2.2.1. Température et le pH.....	115
III.2.2.2. Salinité et conductivité.....	117
III.2.2.3. Oxygène dissous.....	117
III.2.2.4. DBO ₅ et DCO.....	118
III.2.2.5. Transparence et MES.....	119
III.2.2.6. Caractéristiques des particules en suspension.....	120
III.2.2.7. Nitrites, ammonium et orthophosphates.....	121
III.2.3. Conclusion.....	123

III.3. QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE DES SEDIMENTS DE LA LAGUNE EBRIE.....

III.3.1. Résultats.....	123
-------------------------	-----

III.3.1.1. Phase solide des sédiments.....	123
III.3.1.2. Eaux interstitielles des sédiments et eau surnageante.....	126
III.3.1.2. 1. Ordre de grandeur des sels nutritifs.....	126
III.3.1.2. 2. Variations saisonnières.....	128
III.3.1.3. Diffusions dans l'eau surnageante.....	129
III.3.2. Discussion.....	130
III.3.2.1. Phase solide des sédiments.....	130
III.3.2.2. Sels nutritifs des eaux interstitielles et de l'eau surnageante.....	130
III.3.2.3. Flux des sels à l'interface eau-sédiment.....	131
III.3.3. Conclusion.....	133
III.4. INDICES DE POLLUTION METALLIQUES DES SEDIMENTS DE LA	
LAGUNE	133
III.4.1 Résultats.....	133
III.4.1.1. Ordre de grandeur.....	133
III.4.1.2. Variations saisonnières.....	134
III.4.1.3. Relations entre les métaux.....	134
III.4.1.4. Degré de contamination.....	137
III.4.2. Discussion.....	137
III.4.2.1. Ordre de grandeur.....	137
III.4.2.2. Relations entre les métaux.....	138
III.4.2.3. Degré de contamination.....	139
III.4.3. Conclusion.....	139
REFERENCES.....	141
CONCLUSION GENERALE.....	146
ANNEXES.....	149

**LISTES DES ABREVIATIONS, DES FIGURES,
DES TABLEAUX ET DES ANNEXES**

LISTE DES ABREVIATIONS

AFNOR : Agence Française de Normalisation
ANOVA : Analyse de la variance
CH₄ : Méthane
CO₂ : Dioxyde de carbone
CO₃²⁻ : ion bicarbonate
CRO : Centre de Recherches Océanologiques
DBO₅ : Demande Biochimique en Oxygène en 5 jours
DBOp : Demande Biochimique en Oxygène des particules
DCO : Demande Chimique en Oxygène
DCOp : Demande Chimique en Oxygène des particules
DDD : DichloroDiphénylDichloroéthane
DDE : DichloroDiphénylEthane
DDT : DichloroDiphénylTrichloroéthane
F_m : Facteur de contamination
g/cm³ : Gramme par centimètre cube
g/L : Gramme par litre
H % : Teneur en eau
H. Boigny : Houphouët Boigny
H₂O: Eau
H₂S : Sulfure d'hydrogène
hab/km²: Habitant par kilomètre carré
HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HCl : Acide chlorhydrique
HCO₃⁻: ion hydrogénocarbonate
HF: Acide fluorhydrique
Hg : Mercure
HNO₃ : Acide nitrique
I_m : Indice de contamination métallique
INS: Institut National de Statistique
Km : Kilomètre
Km²: Kilomètre carré
m : Mètre

M.O % : Pourcentage de matière Organique
M.O : Matière Organique
MES : Matière En Suspension
MVS : Matières Volatiles en suspension
mg/L: Milligramme par litre
mg/m³: Milligramme par mètre cube
mg O₂/L : Milligramme d'oxygène dissous par litre
mm : millimètre
ng/L : Nanogramme par litre
NH₃ : Ammoniac
NH₄⁺ : Ion ammonium
NO₂⁻ : Ion nitrite
NO₃⁻ : Ion nitrate
NTU : Nephelometric Turbidity Unit
O₂ : Oxygène dissous
PCB : PolyChloro-Biphényles
pH: Potentiel d'hydrogène
PO₄³⁻: Orthophosphates
POH : Polluants Organiques Hydrophobes
R²: Coefficient de corrélation
SAA : Spectrométrie d'Absorption Atomique
SETU : Société d'Equipe ment des Terrains Urbains
UFR SSMT : Unité de Formation et de Recherche des Sciences des Structures de la matière et Technologie
UNEP: United Nations Environment Programme
µg/L : microgramme par litre
% : Pourcentage
µm : Micromètre
°C : Degré Celsius

LISTE DES FIGURES

Figure I.1 : Carte géographique de la Côte d'Ivoire.....	24
Figure I.2 : Carte géographique d'Abidjan.....	26
Figure I.3 : Localisation des lagunes ivoiriennes (A) et les trois systèmes lagunaires de Côte d'Ivoire (B).....	28
Figure I.4 : Moyennes mensuelles des débits du fleuve Comoé et de la pluviométrie de 1982 à 2006.....	30
I.5 : Déversement des eaux usées collectées dans la baie de Marcory.....	32
Figure I.6 : Principaux points de rejets urbains et industriels dans la lagune d'Abidjan...	34
Figure I.7 : Rejets abusifs d'eaux usées en direction de la baie de Biétri.....	36
Figure I.8 : Les laveurs du Banco.....	37
Figure II.1 : Localisation des sites et stations de prélèvements aux déversoirs des rejets en lagune d'Abidjan.....	59
Figure II.2 : Localisation de la zone d'étude et stations de prélèvements des eaux libres des baies.....	62
Figure II.3 : Localisation de la zone d'étude et stations de prélèvements pour la caractérisation physico-chimique des sédiments.....	65
Figure II.4 : Localisation des points d'échantillonnage pour les métaux.....	66
Figure II.5 : Schéma de principe du spectrophotomètre UV/Visible double faisceau utilisé.....	69
Figure II.6 : Schéma de principe de l'absorption atomique.....	69
Figure III.1.1 : Variations des paramètres physico-chimiques en baie de Biétri.....	87
Figure III.1.2 : Variations des paramètres physico-chimiques en baie de Cocody.....	88
Figure III.1.3 : Variation des paramètres physico-chimiques en baie de Marcory (stations 1 à 4) et d'Abidjan (stations 5 à 6).....	89
Figure III.1.4 : Moyennes des paramètres physico-chimiques dans les différentes baies.	90
Figure III.1.5 : Variation des rapports DBO ₅ /DCO en fonction des stations en baies de Biétri, Cocody, Marcory et Abidjan.....	93
Figure III.2.1 : Evolutions saisonnières des profils thermiques dans les baies du Banco, Biétri, des Milliardaires et à proximité du canal de Vridi (Shell Chimie).....	97
Figure III.2.2 : Variations saisonnières de températures à 0,5 m de la surface et du fond	

des différentes baies.....	98
Figure III. 2.3 : Evolutions saisonnières des profils verticaux de pH dans les baies du Banco, Biétri, des Milliardaires et à proximité du canal de Vridi (Shell Chimie).....	99
Figure III.2.4 : Variations saisonnières du pH à 0,5 m de la surface et du fond des différentes baies	100
Figure III.2.5 : Variations saisonnières de la salinité à 0,5 m de la surface et du fond des différentes baies.....	101
Figure III.2.6 : Evolutions saisonnières des profils verticaux de salinités dans les baies du Banco, Biétri, des Milliardaires et à proximité du canal de Vridi (Shell Chimie).....	102
Figure III.2.7 : Variations temporelles de la salinité à 9 m de profondeur en baie de Banco (station Carena) et Milliardaires (station Boulay II).....	103
Figure III.2.8 : Evolutions saisonnières des profils verticaux de l’oxygène dissous dans les baies du Banco, Biétri, des Milliardaires et à proximité du canal de Vridi (Shell Chimie).....	104
Figure III.2.9 : Variations saisonnières de l’oxygène des eaux à 0,5 m de la surface et du fond des différentes baies.....	105
Figure III.2.10 : Variations saisonnières de la DBO ₅ et de la DCO à 0,5 m de la surface et du fond des différentes baies.....	107
Figure III.2.11: Variations saisonnières de la transparence et des matières en suspension à 0,5 m de la surface et du fond des différentes baies.....	108
Figure III.2.12 : Profil vertical des matières en suspension en saisons des crues.....	109
Figure III.2.13 : Teneurs des particules en matière organique.....	110
Figure III.2.14 : Proportion de matière oxydable liée aux particules.....	111
Figure III.2.15 : Variations saisonnières des sels nutritifs dissous des eaux à 0,5 m de la surface et du fond des différentes baies.....	112
Figure III.2.16 : Profils verticaux des sels nutritifs en saisons des crues.....	113
Figure III.2.17 : Profils verticaux des sels nutritifs en saisons des pluies.....	114
Figure III.2.18 : Variations temporelles des ordres de grandeurs d’azote ammoniacal aux stations Shell et H. Boigny (baie de Cocody) et Bidet (baie de Biétri).....	121
Figure III.3.1 : Variations saisonnières de la température, du pH et de la salinité des sédiments.....	125
Figure III.3.2 : Variations saisonnières de la teneur en eau (H %) (a) et en matière organique (M.O %) (b) et relation entre le pourcentage en eau et en matière organique	

(c) des sédiments.....	126
Figure III.3.3 : Variations saisonnières des sels nutritifs des sédiments.....	128
Figure III.3.4 : Variations saisonnières des flux de diffusion des sels nutritifs dans les baies urbaines de la lagune Ebrié.....	129
Figure III.3.5 : Relations entre la salinité, l'oxygène de l'eau surnageante et la teneur en orthophosphates des eaux à l'interface eau-sédiment.....	131
Figure III.3.6 : Variations spatiales de l'oxygène dissous à l'interface eau-sédiment et du flux de diffusion d'ammonium dans les baies urbaines de la lagune Ebrié en saison des crues.....	132
Figure III.4.1 : Variations saisonnières de la teneur en métaux lourds des sédiments aux différentes stations.....	135
Figure III.4.2 : Relations entre les métaux étudiés.....	136
Figure III. 4.3 : Facteurs de contamination (F_m) (a) et Indices de contamination métallique (b) des sédiments aux différentes stations.....	137

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I.1 : Principales sources des métaux étudiés dans le présent travail.....	21
Tableau I.2 : Principaux rejets urbains et industriels dans la lagune d'Abidjan.....	35
Tableau II.1 : Caractéristiques et désignations des stations de prélèvements.....	60
Tableau.II.2 : Désignation des stations de prélèvements.....	63
Tableau II.3 : Fréquence de prélèvements.....	78
Tableau II.4 : Moyennes et niveaux de confiance à 95 % (mg/kg poids sec) du plomb, cuivre et zinc dans le sédiment de référence CRM BCSS-1.....	78
Tableau II.5 : Principaux tests statistiques utilisés pour les études environnementales.....	81
Tableau III.1.1 : Matrice de corrélation entre facteurs décrivant la pollution.....	94
Tableau III.2.1 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux à 0,5 m de la surface (S) et du fond (F) des baies de la lagune Ebrié de juillet 2006 à avril 2008 (Moyennes \pm écart-types).....	96
Tableau III.2.2 : Comparaison des valeurs de DBO_5 et de DCO avec celles d'autres systèmes aquatiques.....	118
Tableau III.2.3. Coefficients de corrélation de Pearson (*P < 0,01 ; **P < 0,001) entre	

les différents paramètres physico-chimiques mesurés (2006-2008) à la surface des eaux de la lagune Ebrié	122
Tableau III.2.4 : Coefficients de corrélation de Pearson (*P < 0,01 ; **P < 0,001) entre les différents paramètres physico-chimiques mesurés (2006-2008) sur 160 mesures à l'interface eau-sédiment des eaux de la lagune Ebrié.....	122
Tableau III.3.1 : Moyennes des caractéristiques physico-chimiques de la phase particulaire des sédiments.....	124
Tableau III.3.2 : Teneurs moyennes en sels nutritifs des eaux interstitielles des sédiments.....	127
Tableau III.3.3 : Teneurs en sels nutritifs ($\mu\text{mol/L}$) et en oxygène dissous (mg/L) des eaux à l'interface eau-sédiment.....	127
Tableau III.4.1 : Moyennes annuelles des teneurs en métaux lourds des sédiments aux différentes stations.....	134
Tableau III.4.2 : Comparaison des concentrations des métaux des sédiments avec celles d'autres estuaires du globe (mg/kg poids sec).....	138

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE III.1.1 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux de surface en baies de Biétri, Cocody, Marcory et Abidjan aux déversoirs des rejets domestiques et industriels en octobre 2004.....	149
ANNEXE III.1.2 : Concentrations de la DBO_5 , de la DCO (en $\text{mg O}_2/\text{L}$) et des MES (en mg/L) dans les baies de Biétri, Cocody, Marcory et d'Abidjan aux déversoirs des rejets domestiques et industriels en octobre 2004.....	150
ANNEXE III.2.1 : Température, pH et salinité moyennes des eaux aux différentes stations de prélèvements.....	151
ANNEXE III.2.2 : Profils verticaux de la salinité dans différentes baies et dans une station à proximité du canal de Vridi (Shell Chimie).....	152
ANNEXE III.2.3 : Moyennes de l'oxygène dissous, de la DBO_5 et de la DCO des eaux aux différentes stations de prélèvements.....	153
ANNEXE III.2.4 : Moyennes de la transparence des eaux et des matières en suspension aux différentes stations de prélèvements	154
ANNEXE III.2.5 : Teneurs moyennes en sels nutritifs des eaux aux différentes stations.....	155

INTRODUCTION

INTRODUCTION

Les écosystèmes côtiers, et plus particulièrement les lagunes et les estuaires font partie du domaine marin et continental. Ces systèmes, qui sont des zones tampons entre la mer et la terre, rendent une multitude de services à la société. Ce sont des zones idéales d'approvisionnement en nourriture, en ressources énergétiques et en produits naturels. Ces milieux rendent également des services culturels dont tirent bénéfices le tourisme, le transport et autres activités de loisirs. La plupart des grandes villes africaines sont situées sur les berges des estuaires, des lagunes ou de la mer (Abidjan, Alger, Tunis, Lagos, Dakar...) [1]. Par ailleurs, les écosystèmes côtiers assurent d'importants services de régulation et de soutien, telles que la stabilisation du littoral et la protection contre des dangers naturels, ou encore la détoxification des eaux polluées.

A l'état naturel, une lagune ou un estuaire est le plus souvent un milieu productif, réputé sensible et d'une stabilité toute relative. En effet, ces milieux sont le siège de changements des conditions physiques et chimiques dans le temps. De telles variations sont dues aux phénomènes normaux influençant les fluctuations du niveau d'eau (évaporation, inondation et/ou mélange des eaux continentales et marines, apports nutritifs, changements de climat) [2-3].

Ces dernières années, l'essor démographique et l'intensification des activités humaines telles que l'industrialisation, l'urbanisation, l'agriculture, le tourisme ont sensiblement accru les influences exercées sur ces milieux. De façon générale, les principaux problèmes de pollution sont causés par les eaux usées domestiques et industrielles, les eaux de ruissellement (milieu urbain, drainage des sols des bassins versants des fleuves et rivières) et enfin par l'urbanisation [4-6]. Les principaux polluants affectant ces zones sont: la matière organique, les nutriments (azote et phosphore), les matières en suspension (MES), les métaux lourds et autres polluants chimiques dangereux. Depuis le début des années 1980, il est de plus en plus reconnu que l'eutrophisation des eaux côtières résultant des activités humaines est un problème mondial [7-8]. A tout cela, viennent s'ajouter les risques liés aux changements climatiques.

Les écosystèmes aquatiques littoraux couvrant la frange terrestre et les plans d'eau lagunaires de la Côte d'Ivoire ne sont pas en marge de ces phénomènes. Ils subissent actuellement l'influence d'environ 4 millions d'habitants qui y vivent. Ces milieux saumâtres apparaissent comme des zones de haute productivité biologique. Ils sont indispensables au déroulement des cycles biologiques de nombreuses espèces. Avec leurs mangroves, les

lagunes constituent des habitats irremplaçables pour de nombreuses espèces de poissons, de mollusques, de crustacés et d'oiseaux migrateurs.

L'homme y a développé des habitats et d'importantes unités agricoles et industrielles dont les déchets générés par les différentes activités sont rejetés dans le milieu naturel, entraînant la contamination par les polluants chimiques (métaux lourds, pesticides, polychlorobiphényles, hydrocarbures aromatiques polycycliques, etc.) [9-11], les phénomènes intenses de dégradation des biotopes, la disparition d'espèces à valeur commerciale et la prolifération de micro-organismes et de bactéries pathogènes [12].

En outre, les grands travaux de développement (canaux, dragage, extraction de sable et de graviers, construction de ponts, et de digues, etc.) perturbent l'hydrodynamique des milieux lagunaires et marins, entraînant ainsi des modifications morphologiques et partant la dégradation de l'environnement côtier.

Devant ces multiples menaces tendant à fragiliser l'équilibre naturel de leurs écosystèmes, les lagunes ivoiriennes ont besoin d'être protégées et gérées de façon rationnelle pour continuer à jouer un rôle prépondérant dans le développement de la Côte d'Ivoire.

La ville d'Abidjan est baignée par la lagune Ebrié qui constitue le plus grand système lagunaire d'Afrique de l'Ouest. A présent, la détérioration de la qualité de ses eaux constitue un problème complexe aussi bien dans le cas des conditions écologiques que dans le développement socio-économique de la ville. La lagune d'Abidjan est confrontée à deux problèmes majeurs dont l'ensablement de ses baies [13] et la pollution de ses eaux. Dans l'état actuel des connaissances, la principale source de pollution de la lagune est d'ordre organique [14 ; 15] et provient essentiellement des eaux usées domestiques et industrielles, raccordées ou non au réseau d'égouts.

La quantification de la charge organique et de la contamination métallique des eaux des baies les plus sensibles de la lagune d'Abidjan est un problème qui demeure entier malgré les nombreuses initiatives entreprises jusqu'à ce jour.

Les véritables études les plus récentes de la charge organique globale datent des années 80. Ces études ont montré d'une part que les effluents de la ville d'Abidjan, en apportant 330 mg/L de Demande Biochimique en Oxygène en 5 jours (DBO₅) en moyenne en lagune, étaient responsables du tiers de la DBO₅ de l'ensemble de la région estuarienne [16]. La situation a évolué depuis, vu les problèmes liés au manque d'assainissement de la ville d'Abidjan. En outre, la seule étude basée sur des mesures directes s'est limitée à la baie de Biétri, sans prendre en compte les paramètres tels que la profondeur et la Demande Chimique en Oxygène (DCO).

Les parties les plus polluées sont les baies. En effet, ces baies, sites à confinement statique de l'eau, reçoivent les rejets d'eaux usées domestiques et industrielles présentant une forte teneur en matières organiques, ainsi que les eaux de ruissellement qui drainent des masses importantes de matières solides sans traitement préalable. Le pouvoir d'autoépuration de ces eaux est faible alors que le nombre, le volume et le débit des rejets augmentent. En outre, les ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées domestiques et de stations d'épuration sont pour la plupart à l'arrêt.

La multiplicité des points de rejet, la nature et le volume des effluents presque toujours inconnus rendent difficile une étude spécifique des effets de chaque source polluante. La sauvegarde de la lagune d'Abidjan, la préservation des activités de pêche et de loisirs dont elle est le siège, ainsi que la protection de la santé publique, nécessitent la connaissance des matières organiques qu'elle peut digérer [16].

Par ailleurs, la contamination métallique de la lagune Ebrié est loin d'être maîtrisée. Les apports de sédiments, composés de sables et de boues en lagune par le biais des émissaires d'eaux usées domestiques, industrielles et d'eaux fluviales et le déversement de toute sorte d'effluents exposent la lagune à une pollution. Ces substances sont aussi acheminées dans les écosystèmes aquatiques par voie atmosphérique. A la fraction de métaux liée aux sédiments de façon naturelle, se superpose la fraction anthropique. Actuellement, la ville d'Abidjan connaît une extension du trafic maritime et une intensification des activités portuaires, engendrant des rejets de substances chimiques diffuses dont les métaux lourds. Ces substances présentent un danger réel pour les populations et les organismes aquatiques du fait de leur toxicité (même à l'état trace) et de leur persistance dans l'environnement. Marchand et Martin [9] ont détecté des concentrations élevées en mercure et en arsenic, deux métaux hautement toxiques dans les sédiments de la partie orientale de la baie de Biétri, ce qui a été attribué au déversement d'effluents industriels et d'eaux usées non traités. Les travaux de Métongo [17] portant sur le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le mercure (Hg) et le zinc (Zn), effectués sur des échantillons d'huîtres (*Crassostrea gasar*) ont montré que les concentrations relevées en métal chez les huîtres provenant de la zone lagunaire urbaine étaient plus élevées que celles des organismes des zones rurales. Pour éviter les fortes contaminations des organismes aquatiques relevées à Maminata au Japon [18], un suivi des apports de métaux lourds est très nécessaire, même en l'absence d'effets toxiques avérés sur les populations ou sur les ressources aquatiques vivantes.

Cette étude fait partie d'un programme scientifique du Centre de Recherches Océanologiques (CRO) et se déroule dans le cadre de la collaboration scientifique entre le Laboratoire de Chimie Physique de l'Université de Cocody-Abidjan et le CRO.

L'objectif est de déterminer la qualité physico-chimique des baies urbaines de la zone estuarienne de la lagune Ebrié. Cette caractérisation permettra la mise à jour des paramètres physico-chimiques.

L'étude s'articule en trois parties qui sont les généralités, la partie expérimentale et les résultats et discussions. La première partie présente les connaissances générales sur les estuaires et les lagunes, ainsi que les origines, les propriétés physico-chimiques et les effets des principaux polluants qui affectent ces milieux. Elle donne également un état des lieux des connaissances acquises sur les lagunes de la Côte d'Ivoire en général et en particulier sur la lagune Ebrié.

Dans la seconde partie, partie expérimentale, sont présentés le mode d'échantillonnage, les méthodes d'analyses chimiques utilisées pour le dosage des polluants dans les eaux et les sédiments.

Les résultats et discussions comprennent quatre volets. Le premier concerne les eaux des déversoirs des baies de Biétri, Cocody, Marcory et d'Abidjan et leurs impacts sur la qualité physico-chimique des eaux lagunaires. Le deuxième volet concerne la caractérisation des eaux libres de quatre baies soumises à des rejets urbains et industriels intenses (Banco, Cocody, Marcory et Biétri) par comparaison de leur niveau de contamination en polluants à celui d'une baie peu soumise (Milliardaires). Le troisième concerne la détermination des flux de sels inorganiques dissous des sédiments vers la colonne d'eau, ainsi que leurs caractéristiques physico-chimiques. Enfin le dernier volet est consacré à la détermination du niveau de contamination des sédiments lagunaires par le plomb, le cuivre et le cadmium ; puis à l'identification des zones les plus enrichies en métaux à l'aide des calculs d'indices de pollutions métalliques.

La conclusion générale étale les principaux résultats acquis et les recommandations pour des travaux complémentaires.

REFERENCES

- [1] **Dejoux C.**, La pollution des eaux continentales Africaines. Expériences actuelles et perspectives. Edition ORSTOM. Collection Travaux et Documents n°213. Paris. 513 p. (1988).
- [2] **Dufour P., Albaret J.J., Durand J.R., Guiral D.**, Fonctionnement de l'écosystème Ebrié. In Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II - Les milieux lagunaires, Durand J.R., Dufour P., Guiral D. et Zabi S. éditeurs. Editions de l'ORSTOM, Paris, 509-528 (1994).
- [3] **Roy P.S., Williams R.J., Jones A.R., Yassini I., Gibbs P.J., Coastes B., West R.J., Scanes P.R., Hudson J.P., Nichol S.**, Structure and function of South-east Australian estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53, 351-384 (2001).
- [4] **N'guessan, Y.M., Probst, J.L., Bur, T., Probst, A.**, Trace elements in stream bed sediments from agricultural catchments (Gascogne region, S-W France): Where do they come from? *Science of The Total Environment* 407, 2939–2952 (2009).
- [5] **Andersen J. H., Conley D. J.**, Eutrophication in coastal marine ecosystems: towards better understanding and management strategies. *Hydrobiologia* 629, 1–4 (2009).
- [6] **Carpenter S. R.**, Phosphorus Control Is Critical to Mitigating Eutrophication. *PNAS* 105, 11039–11040 (2008).
- [7] **Chambers P.A., Allard M., Walker S.L., Marsalek J., Lawrence J., Servos M., Busnarda J., Munger K.S., Adare K., Jefferson C., Wong M.P.**, “Impacts of municipal wastewater effluents on Canadian waters: a review“. *Water Quality Research Journal of Canada*, 32(4), 659–713 (1997).
- [8] **Seitzinger S., Kroeze C.**, Global distribution of nitrous oxide production and N inputs in freshwater and marine and coastal ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*, 12, 93-113 (1998).
- [9] **Marchand M., Martin J. L.**, Détermination de la pollution chimique (hydrocarbures, organochlorés, métaux) dans la lagune d'Abidjan (Côte d'Ivoire) par l'étude des sédiments. *Océanogr. Trop.*, Vol. n°1, 26-39 (1985).

[10] **Ouffoue K. S., AHIBO-Coffy, A., Morel G., Sess E. D., N'Guessan Y. T.**, Etude de la pollution chimique d'une lagune tropicale (la lagune Ebrié) par des composés organochlorés. *J. Soc. Ouest. Afr. Chim* 15, p 23-35 (2003).

[11] **Ouffoue K. S., AHIBO-Coffy, A., Morel G., Sess E. D., N'Guessan Y. T.**, Contrôle de qualité analytique. Application à une méthode d'analyse des pesticides organochlorés et des PCB dans le milieu aquatique par chromatographie en phase gazeuse. *J. Soc. Ouest. Afr. Chim* 14, p 1-24 (2002).

[12] **Guiral D., Kouassi A. M., Arfi R.**, Estimation des niveaux de pollution organique et bactérienne des eaux à proximité des berges de la ville d'Abidjan (Lagune Ebrié- Côte d'Ivoire). *J. Ivoir. Océanol. Limnol.*, 2(1), 1-18 (1993).

[13] **Anoh K.P.**, Encombrement des baies urbaines de la lagune Ebrié : causes et impacts environnementaux. *Bioterre, Rev. Inter. Sci. De la vie et de la terre*, N° spécial, 2002. Acte du colloque international, Centre Suisse du 27-29 Août 2001. Editions Universitaires de Côte d'Ivoire, 229-241 (2002).

[14] **Guiral D., Arfi R., Torreton, J.-P.**, Devenir de la matière organique particulaire dans un milieu eutrophe tropical. *Rev. Hydrobiol. Trop.*, 17, 191-206 (1984).

[15] **Pagès J., Lemasson L.**, Production et utilisation du carbone organique particulaire et dissous dans une lagune tropicale. *Rev. Hydrobiol. Trop.*, 14(2), 83-101 (1981).

[16] **Dufour P.**, Influence des conditions de milieu sur la biodégradation des matières organiques dans une lagune tropicale (lagune Ebrié, Côte d'Ivoire). *Oceanol. Acta*, 5(3), 355-363 (1982).

[17] **Métongo B.S.**, Concentrations en métaux toxiques chez *Crassostrea gasar* (Huître de mangrove) en zone urbaine d'Abidjan. *J. Ivoir. Océanol. Limnol.*, 1(1), 33-45 (1991).

[18] **Boucheseiche C., Cremille E., Pelte T., Pojer K.**, Bassin Rhône – Méditerranée – Corse. Guide technique n°7, Pollution toxique et écotoxicologie : notion de base. Lyon, Agence de l'Eau Rhône – Méditerranée - Corse, 83 p. (2002).

PREMIERE PARTIE : GENERALITES

I. GENERALITES

Cette partie présente d'une part, les origines et les effets des principaux polluants des milieux estuariens et lagunaires, et d'autre part, elle donne une synthèse des connaissances sur la lagune Ebrié, notamment ses caractéristiques géomorphologiques et physiques, l'état de la qualité de ses eaux et les politiques nationales en matière d'environnement de la Côte d'Ivoire.

I.1. MILIEUX ESTUARIENS ET LAGUNAIRES

I.1.1. Estuaires

De nombreuses définitions ont été proposées pour décrire les estuaires. En termes de sémantique, le dictionnaire Petit Robert indique qu'un estuaire est l'embouchure d'un cours d'eau, dessinant dans le rivage une sorte de golfe évasé et profond.

Du point de vue scientifique, un estuaire est constitué par une masse d'eau confinée ayant une connexion libre avec la mer ouverte et à l'intérieur duquel l'eau de mer est diluée d'une façon mesurable avec de l'eau douce issue du bassin versant [1]. Il en résulte un gradient de salinité.

Par ailleurs, Day et al. [2], se fondant sur les variations de salinité, ont défini un estuaire comme "une eau superficielle côtière communiquant de manière permanente ou périodique avec la mer et qui présente des variations mesurables de salinité dues au mélange de l'eau de mer avec l'eau douce".

En général, ces milieux sont caractérisés par l'écoulement des eaux, les apparitions périodiques de fortes turbidités, les processus d'envasement et de colmatage. La marée constitue, à côté du débit fluvial, un paramètre fondamental du fonctionnement estuarien. Selon l'amplitude de la marée, on distingue les estuaires microtidaux (marnage inférieur à 2 m) et les estuaires macrotidaux (marnage supérieur à 2 m) [3]. Dans les estuaires macrotidaux, la marée crée de forts remaniements des fonds. De plus, des profils verticaux de turbidité homogènes apparaissent en période de forts courants [4].

Les estuaires macrotidaux, contrairement aux premiers, sont très peu vulnérables aux problèmes de production primaire et d'eutrophisation du fait de l'hydrodynamisme marqué [5]. Les phénomènes rencontrés sont les crises d'anoxies, l'accumulation de micro-polluants dans le bouchon vaseux et la forte turbidité des eaux. C'est le cas de la Gironde, de la Loire et de la Seine en France et de l'estuaire du Sine-Saloum au Sénégal [6]. En revanche, dans les estuaires microtidaux tel que la lagune Ebrié, l'influence de la marée est faible et la stratification des eaux est très marquée. En outre, les remises en suspension ne se produisent

que localement près du fond [7 ; 8] et la tranche d'eau supérieure ne se mélange pas avec les eaux plus chargées du fond du fait de la faible turbulence.

I.1.2. Lagunes

Plusieurs définitions existent pour traduire le concept de lagune. Cependant, l'une des plus grandes difficultés rencontrées dans la définition des lagunes réside dans le fait qu'il n'existe pas de critères universels pour les différencier des estuaires, des baies, des marais côtiers et d'autres parties du paysage littoral [9]. Néanmoins, selon Tastet et Guiral [10], la barrière littorale appelée également seuil, flèche, cordon ou lido, constitue un des facteurs les plus importants de la nomenclature lagunaire. Lankford [11] a donné une définition très générale d'une lagune, fondée sur la dynamique de sa formation comme "une dépression côtière située au-dessous du niveau moyen des océans ayant une communication permanente ou temporaire avec la mer, mais isolée de celle-ci par un cordon ou tout autre type de barrière littorale". L'origine du cordon littoral peut résulter de l'érosion côtière ou d'une crête littorale (dunes de haut de plage) antérieure aux dernières transgressions marines qui ont ensuite submergé les dépressions situées entre le continent et la crête. Les lagunes de l'Afrique de l'Ouest appartiennent à ce dernier type de formation de cordon [10].

Les lagunes sont classées en types selon la morphologie et l'hydrodynamisme, la qualité des eaux ou selon l'écologie. Ainsi, Nicols et Allen [12], distinguent quatre types lagunaires en fonction de l'influence dominante des facteurs dynamiques et énergétiques : lagune estuarienne, ouverte, partiellement fermée et fermée. Dans une lagune estuarienne, l'influence des marées et des écoulements tributaires est dominante. Une lagune ouverte est caractérisée par l'action dominante des marées et des vagues, ce qui induit un marnage important, tandis qu'une lagune fermée est plutôt influencée par l'action des vents et des vagues ; elle est coupée de la mer par l'interposition d'un cordon littoral. Enfin, une lagune partiellement fermée subit l'action dominante des vagues et des courants côtiers.

I.1.3. Pollution des milieux lagunaires et estuariens

Les principales pollutions qui menacent les lagunes, particulièrement les parties estuariennes sont d'abord l'eutrophisation et ses conséquences, ensuite la pollution par les métaux lourds et enfin la pollution par les micro-polluants organiques [13].

Les lagunes partiellement fermées comme la plupart des lagunes tropicales et méditerranéennes, en raison du confinement statique de l'eau tant vertical qu'horizontal, d'une quasi absence de marées et d'un fort ensoleillement, sont particulièrement plus

sensibles à l'eutrophisation [14]. Ces milieux ont une faible profondeur et leur hydrodynamique est instable. Ils n'échangent de l'eau qu'avec la mer ouverte au travers des passes. Par ailleurs, les lagunes ouvertes peuvent être sensibles dans les zones qui ont la particularité de piéger les masses d'eaux [15]. Plusieurs lagunes du monde sont le siège de fortes désoxygénations des eaux [16-18].

En outre, la contamination de l'eau, des sédiments et des biotes par des produits chimiques anthropiques semble fréquente dans les eaux côtières du monde. L'accumulation des polluants métalliques fait de certaines zones de la lagune, des secteurs considérablement contaminés [19 ; 20]. Des concentrations élevées de métaux lourds et de polychlorobiphényles (PCB) ont été très souvent relevées dans le poisson et dans les sédiments, avec des niveaux élevés à proximité des sources ponctuelles d'émission. La bioaccumulation de ces substances peut représenter une menace pour les écosystèmes et la santé humaine [21].

I.2. ORIGINE ET EFFETS DES PRINCIPAUX POLLUANTS DANS L'EAU

I.2.1. Polluants organiques

I.2.1.1. Définition

Le terme "matière organique" abordé dans cette étude regroupe l'ensemble des composés carbonés, issus de la matière vivante ou non. Elle est constituée de molécules très diverses, souvent polymérisées et agrégées. Ces molécules sont composées d'atomes de carbone associés à d'autres éléments, principalement : l'hydrogène, l'oxygène, l'azote et le phosphore. La matière organique est une source d'énergie pour la faune aquatique [22].

I.2.1.2. Source de la matière organique

Les milieux aquatiques contiennent des matières organiques d'origines très variées, liées aux activités industrielles, domestiques, agricoles et biologiques. Les matières organiques d'origine anthropique atteignent le milieu aquatique par de multiples sources périphériques. Il s'agit des rejets directs d'effluents domestiques ou industriels, des stations d'épurations, des eaux de ruissellement des bassins versants, des sous-écoulements et des plans d'eau [23 ; 24]. Dans un milieu aquatique riche en matières organiques d'origine anthropique, une stratification chimique s'installe et conduit à une anoxie, néfaste à la dégradation de la matière organique [25].

Les matières organiques naturelles sont produites dans le milieu aquatique par l'activité algale, bactérienne et de l'ensemble de la chaîne trophique, et des processus de

transformation de la matière organique détritique (matière organique autochtone) ou atteignent le milieu par érosion physique et chimique des sols (matière organique allochtone) [26].

Les matières organiques d'origine animale et végétale sont formées principalement par des substances humiques de masse molaire très variable, généralement teintées, à caractère acide et hydrophile. Ces substances, par leurs nombreux groupements réactifs (-COOH et -OH) sont susceptibles de fixer les ions métalliques par complexation. Les substances dites non humiques sont constituées par des protéines et acides aminés, polysaccharides, etc.

Les glucides et acides aminés sont d'excellents marqueurs de décomposition de la matière organique tandis que les composés phénoliques, spécifiques des végétaux et relativement résistants à la biodégradation, sont adaptés à l'étude de l'origine de la matière organique [25].

Lorsque la matière organique est déversée dans les eaux réceptrices, elle subit les processus de transport, de métabolisme et de rétention. La phase labile disparaît rapidement tandis que la fraction réfractaire, de haut poids moléculaire et sans grand intérêt nutritionnelle [25 ; 27], va sédimenter ou être transportée par les courants.

Les molécules organiques présentes à l'état de trace (du ng/L au µg/L) mais susceptibles d'avoir une action toxique forte pour les organismes vivants sont appelées micro-polluants organiques. Cet ensemble est constitué par des molécules très diverses en constante évolution. Ce sont les hydrocarbures, les solvants, les teintures, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les polychlorobiphényles (PCB), les dioxines, les pesticides etc. Ces composés sont produits directement ou indirectement par les activités humaines ou peuvent exister naturellement (une part très faible) dans l'environnement. Ils atteignent le milieu aquatique par les fuites industrielles, les rejets accidentels, les ruissellements, les pluies, les retombées sèches atmosphériques et les rejets domestiques et industriels. Les HAP sont formés lors des feux de forêts (naturels ou brûlage volontaire) et de la combustion des produits pétroliers, du charbon et du bois. Les PCB sont des composés synthétisés industriellement à des fins industrielles. Les dioxines sont des résidus de PCB. Les micro-polluants organiques hydrophobes (POH) sont très recherchés dans l'environnement aquatique à cause de leurs toxicités et de leur persistance dans l'environnement. Les POH sont en général très peu biodégradables du fait de leur hydrophobie. Ils s'accumulent dans les sédiments où ils se trouvent protégés des biodégradations et des photo-dégradations. Certains

sont facilement métabolisés par les organismes alors que d'autres s'accumulent dans les tissus, se concentrant ainsi le long de la chaîne alimentaire [28].

Notre étude n'a pas pour objectif d'identifier tous les composés présents dans la lagune, ni d'examiner la composition des apports résiduaux et naturels, mais il s'agit d'évaluer globalement la quantité de matière organique susceptible de consommer l'oxygène dissous du milieu. Une telle approche nécessite une analyse des variations spatiales et saisonnières du milieu récepteur.

I.2.1.3. Quantification de la matière organique

I.2.1.3.1. Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La quantification de la matière organique dans le milieu aquatique se fait par la mesure des concentrations en carbone organique ou par la mesure de la DCO [29 ; 30] qui correspond au nombre d'électrons transférables par la matière organique pour sa dégradation complète en CO_2 , NH_3 et H_2O . En d'autres termes, la DCO (Demande Chimique en Oxygène) est la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la totalité de la matière organique d'une eau, dans des conditions opératoires définies. L'élément central de la dégradation de la matière organique étant la réaction d'oxydo-réduction, la DCO nous informe sur la quantité globale de substances réductrices disponibles dans le milieu, même quand le développement des micro-organismes est impossible (la présence d'un élément toxique par exemple). C'est un paramètre important mesuré rapidement dans les études de rejets industriels et de contrôle des stations de traitement d'eaux usées. Avec certaines ordures contenant des substances toxiques, ce test ou la détermination du carbone total peut être la seule méthode pour déterminer la charge organique. L'inconvénient de la DCO est qu'elle prend en compte la mesure des substances minérales oxydables. De plus, dans un milieu très salé, la valeur de la DCO peut être surestimée par le taux de chlore élevé. Dans ces conditions, un ajout de sulfate de mercure suffit pour lever l'interférence due aux chlorures. Ainsi, la qualité physico-chimique de plusieurs effluents industriels d'une salinité similaire à celle de l'eau de mer a été évaluée à l'aide de ce paramètre [31 ; 32]. Dans un milieu donné, il peut exister de très fortes corrélations entre la DCO et le carbone organique.

I.2.1.3.2. Carbone organique

Les mesures du carbone organique particulaire (COP) et dissous (COD) représentent la teneur en carbone lié à la matière organique et reposent sur une mesure du CO_2

produit après oxydation complète de la matière organique. Le carbone organique total (COT) est égal à la somme du carbone organique dissous et du carbone organique particulaire [33].

$$COT = COD + COP \quad (I.1)$$

I.2.1.3.3. Demande Biochimique en Oxygène en 5 jours (DBO₅)

Le processus clé du cycle du carbone dans l'écosystème aquatique est gouverné par la biodégradation microbienne de la matière organique et par la photosynthèse. La mesure la plus courante de la fraction biodégradable de la matière organique est la mesure de la Demande Biochimique en Oxygène (DBO₅) [30 ; 34 ; 35]. La DBO₅ exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique biodégradable d'une eau par les micro-organismes dans les conditions données. Elle permet d'avoir une estimation indirecte de la matière organique rapidement dégradables. Elle est utilisée soit, pour quantifier la charge polluante organique, soit pour évaluer l'impact d'un rejet sur le milieu naturel, soit pour évaluer le traitement nécessaire à l'évaluation d'un rejet par un procédé biologique.

La dégradation des matières organiques se traduit dans un premier temps par une décomposition des chaînes carbonées avec libération de CO₂, H₂O et de composés ammoniacaux. Celle-ci commence immédiatement et dure environ 20 jours à la température de 20°C; par contre le début de la transformation des matières azotées commence au bout du dixième jour et demande beaucoup plus de temps [36]. Dans ces conditions, il a été conventionnellement retenu d'évaluer sous climats tempérés, la DBO₅ à 20°C c'est-à-dire la demande biologique qui correspond à une incubation (afin d'éviter toute photosynthèse parasite), de cinq jours à une température de 20°C (température favorable à l'activité des micro-organismes consommateurs d'O₂).

On distingue la DBO₅ brute et la DBO₅ dissoute. La DBO₅ dissoute est obtenue après une filtration de l'échantillon à 0,7 ou 0,45 µm. Elle donne une idée de la biodégradation des petites particules (ou colloïdes).

Le test de la DBO₅ prête à plusieurs critiques [25 ; 37]. En rivière, la DBO₅ ne prend pas en compte toute la matière organique biodégradable car une durée de cinq jours est insuffisante pour une biodégradation complète de la matière organique. En station d'épuration, le temps de séjour d'une eau usée est très largement inférieur à cette durée. Dans les milieux naturels eutrophisés, la DBO₅ peut correspondre quasi uniquement à la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation du matériel phytoplanctonique [38]. Ce test a été utilisé avec succès par Dufour [39] pour évaluer le pouvoir auto-épuration de la lagune Ebrié vis-à-

vis de la matière organique ; plusieurs auteurs l'ont utilisé pour déterminer la matière organique oxydable de plusieurs eaux [32 ; 40 ; 41]. La DBO₅ est à l'origine de nombreux test de biodégradation.

Le rapport DBO₅/DCO permet de caractériser la nature de la pollution d'un effluent [42] :

- si DBO₅/DCO \geq 0,5, il s'agit d'un effluent à fortement chargé en composés facilement biodégradables (conserveries, brasseries, industries agro-alimentaires),
- si DBO₅/DCO = 0,2, la pollution inorganique est assez forte et les rejets peuvent être toxiques (Cr, Hg, etc.),
- si DBO₅/DCO \leq 0,1, on a un effluent très chargé en polluants non biodégradables. C'est le cas des industries chimiques et de la sidérurgie, des industries pharmaceutiques, etc.

Un effluent est du type urbain si, sur un échantillon moyen de 24 heures décanté pendant 2 heures, on a DBO₅ / DCO < 0,4 [42].

I.2.1.3.4. Oxygène dissous

L'oxygène est un paramètre important pour l'étude de la matière organique d'une eau. Une eau courante possède un taux d'oxygène d'environ 9 mg/L. Plus une eau est chaude, moins elle renferme d'oxygène. La solubilité de l'oxygène dissous diminue avec la salinité. La solubilité maximale d'une eau pure en oxygène dissous est de 14,6 mg/L à une température de 0°C pour une pression totale d'une atmosphère.

Dans l'air, l'oxygène est à l'état gazeux ; il occupe un volume de près de 21% dans la composition de l'air sec. Au contact de l'eau, l'air se charge de vapeur d'eau et à l'interface eau-air, on peut considérer que l'air est saturé en humidité. La solubilité de l'oxygène de l'air dans l'eau dépend de plusieurs facteurs tels que la pression, la température et la salinité.

Dans un milieu naturel, l'oxygène est produit par les organismes végétaux comme déchets de la photosynthèse, apporté par réaération à partir de l'atmosphère, ou par diffusion à partir d'air plus oxygéné. Il est consommé par les animaux, les micro-organismes, et par plusieurs phénomènes dont l'oxydation des matières organiques et minérales, la décomposition du phytoplancton ou des macro-algues.

Les hypoxies ([O₂] <2 ou 3 mg/L) ou anoxies (0 mg/L d'O₂) observées dans les milieux aquatiques peuvent être le fait de plusieurs phénomènes dont l'eutrophisation [43 ; 44-47], les apports anthropiques de matières organiques [48 ; 49-52].

Les facteurs susceptibles de contrôler l'évolution temporelle du cycle de l'oxygène dissous dans les milieux lagunaires sont multiples et présentent une forte variabilité saisonnière et il n'est pas toujours simple d'identifier la principale cause de la dynamique du cycle de l'oxygène. Parmi ces facteurs, on peut citer la température, la concentration de l'eau de fond, les apports qualitatifs et quantitatifs de matière organique, la circulation des eaux, les marées, la bathymétrie et la production primaire.

I.2.1.4. Effets de la pollution organique

I.2.1.4.1. Eutrophisation

I.2.1.4.2. Définition

L'eutrophisation est l'enrichissement de l'eau en éléments nutritifs, notamment des composés de l'azote et/ou du phosphore, provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux d'espèces supérieures qui entraîne une perturbation de l'équilibre des organismes présents dans l'eau et une dégradation de la qualité de celle-ci [53 ; 54].

I.2.1.4.3. Processus

Plusieurs processus interviennent dans l'eutrophisation d'un milieu aquatique. On peut citer entre autres, la photosynthèse, l'oxydation de la matière organique avec consommation d'oxygène, la minéralisation anaérobie de la matière organique avec la sulfato-réduction et l'oxydation des sulfures.

Au cours de la photosynthèse, la matière organique est élaborée à partir des sels azotés et phosphorés, de gaz carbonique (CO₂) et d'eau (H₂O). Il en résulte une production d'oxygène. Lors des processus inverses, la matière organique est oxydée avec consommation d'oxygène et production de CO₂.

Les facteurs qui contrôlent le processus d'eutrophisation se présentent sous deux aspects : chimique et physique. Parmi les facteurs chimiques, on peut citer les apports anthropiques d'éléments nutritifs, principalement l'azote et le phosphore et leur relation avec le milieu, à savoir la transformation chimique de ces composés. Les facteurs physiques concernent les conditions climatiques (la température et la lumière), et les conditions hydrologiques (courant, géomorphologie, marée, les matières en suspension, la turbidité, la transparence, etc.). Ces facteurs jouent chacun un rôle plus ou moins important quant à la prolifération des algues, conduisant à l'eutrophisation. De plus, l'environnement physique influence la transformation chimique des nutriments et leur concentration dans l'eau, d'où la vitesse d'eutrophisation.

En milieu confiné ou lorsque le plan d'eau est stagnant, la décomposition se poursuit jusqu'à des situations d'anaérobiose ou anaérobiose (milieu anoxique) et il en résulte la production de produits indésirables voire toxiques telles que le gaz carbonique (CO_2), l'hydrogène sulfuré (H_2S), l'ammoniac (NH_3), le méthane (CH_4), et autres substances organoleptiques, responsables de mauvaises odeurs. En outre, lorsque les sédiments sont riches en matière organique, la demande en oxydants est forte et les processus de minéralisation anaérobie avec sulfato réduction se mettent en place [54].

Une partie des sulfures va être oxydée par l'oxygène dissous lors de leur diffusion dans la zone aérobie. L'oxydation des sulfures dans les couches superficielles oxiques constitue une forte demande chimique en oxygène [51] qui peut entraîner une anoxie totale dans la colonne d'eau. A ce stade, les sulfures, en diffusant dans l'atmosphère, dégagent l'odeur caractéristique de « l'œuf pourri ».

I.2.1.4.4. Conséquences de l'eutrophisation

Les zones eutrophisées peuvent constituer des réservoirs de bactéries pathogènes, ce qui peut entraîner des épidémies de choléra, fièvre typhoïde [55] ainsi que d'autres maladies comme le paludisme et les infections respiratoires. La contamination se fait par contact direct du corps (toilettes, baignade) ou par consommation de poissons, crustacés ou mollusques contaminés.

La minéralisation de la matière organique conduit à la formation des composés toxiques (H_2S , NH_3 , CH_4) pour une grande partie de la flore et la faune aquatique et entraînent la mortalité et la minéralisation des biomasses présentes [54]. L'accumulation de matières organiques non décomposées dans des zones, forme des gaz nauséabonds qui gênent les populations. La prolifération des macrophytes constitue un obstacle au transport. Les revenus de la pêche diminuent. Il y a chute de biodiversité [56 ; 57], baisse des activités récréatives, chômage, etc.

I.2.2. Nutriments

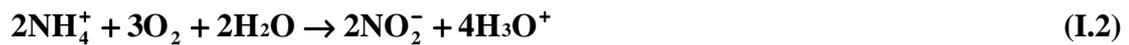
I.2.2.1. Azote

I.2.2.1.1. Formes

Les principales formes d'azote dissous dans les eaux naturelles sont les ions ammonium (NH_4^+), nitrites (NO_2^-) et nitrates (NO_3^-) avec des degrés d'oxydation respectifs de -3, +3 et +5. L'azote est un élément nutritif essentiel à la vie des végétaux et des animaux.

L'azote des nitrates, des nitrites et des ammoniacs est métabolisé pour fournir essentiellement des protéines, acides nucléiques et les polymères des parois cellulaires.

Dès qu'un organisme meurt dans un écosystème, son azote organique est minéralisé sous forme d'ammonium. L'azote ammoniacal se trouve dans les eaux sous forme d'ion NH_4^+ et sous forme d'ammoniac (NH_3). Dans une eau bien oxygénée, l'ammonium est éliminé par des bactéries suivant une réaction de nitrification qui le transforme en nitrate via le nitrite [58 ; 59]:



En revanche en condition anaérobie, il s'oxyde en azote moléculaire (N_2) [60 ; 61]:



Les nitrites représentent un stade d'oxydation intermédiaire de l'azote, à la fois dans la réduction des nitrates et dans l'oxydation de l'ammoniac.

Le nitrate est très soluble dans l'eau. C'est la forme d'azote la plus stable au niveau thermodynamique en milieu oxygéné. En dessous de 1,8 mg/L d'oxygène dissous, il subit une dénitrification [62]. Dans le milieu aquatique, tout comme l'ammonium et le nitrite, le nitrate est assimilé par les bactéries, les champignons, les algues et les plantes [63-66].

I.2.2.1.2. Sources

Les nitrates et l'ammonium sont utilisés comme engrais minéral ou organique dans l'agriculture, comme agents oxydants dans l'industrie chimique et comme agents de conservation. Ils sont également utilisés dans les explosifs. Les nitrites sont surtout utilisés comme agents de conservation, notamment dans les additifs alimentaires. Les eaux les plus chargées en azote sont les estuaires, les baies et les lagunes côtières. Les apports naturels d'ammonium et des nitrates sont faibles et se font par déversement des cours d'eaux périphériques et des précipitations, par érosion des sols non cultivés et par des dépôts atmosphériques secs ou humides. L'usage croissant d'engrais est l'une des principales sources anthropiques [67]. En effet, les résidus de l'engrais utilisé pour la fertilisation des sols agricoles sont drainés par ruissellement dans les cours d'eau. Les autres principales sources sont les rejets urbains [68-70], l'industrie [71-73], et le trafic [74 ; 75].

Qu'ils soient naturels ou anthropiques, ces apports peuvent être diffus ou ponctuels. Les pollutions ponctuelles sont souvent peu variables dans le temps (au niveau du

volume et des concentrations déversées) ; elles sont identifiables et quantifiables, et leur impact est plus marqué surtout en saisons de pluie [76]. Au contraire, les pollutions diffuses sont difficiles à caractériser dans l'espace et dans le temps car leurs quantités et qualités sont très variables, elles dépendent essentiellement des événements pluvieux et des interactions avec les aquifères [76].

I.2.2.1.3. Effets

L'azote est un nutriment essentiel à la vie aquatique [77]. Cependant, la nitrification de l'excès d'ammonium d'origine anthropique entraîne des phénomènes d'hypoxie (<3 mg/L d'O₂) et d'anoxie (0 mg/L d'O₂) des eaux [78], avec pour conséquence la mort de la flore et de la faune aquatique [79]. De plus, la vie aquatique peut être gravement atteinte pour des concentrations en azote ammoniacal de l'ordre de 2 mg/L à un pH de 7,4 à 8,5 [80]. La forme non ionisée (NH₃) est la plus toxique pour les poissons.

L'excès d'azote associé à celui du phosphore accélère les processus d'eutrophisation selon les conditions du milieu avec des conséquences graves sur la qualité de l'eau et la vie des espèces aquatiques [81-83].

Par ailleurs, l'azote peut constituer une gêne pour la potabilisation des eaux de surface. En effet, la présence d'ammonium entraîne une surconsommation de chlore dans le traitement de l'eau potable, alors que la pollution par les nitrates affecte surtout les eaux souterraines et par conséquent, les eaux de consommation. Une eau chargée en nitrate est susceptible de provoquer la méthémoglobinémie chez le nourrisson (maladie du bébé bleu) [84].

I.2.2.2. Phosphore

I.2.2.2.1. Formes

Le phosphore est un nutriment essentiel à la croissance de toute plante, en particulier au développement des organismes photosynthétiques, tels que les micro-algues qui représentent dans les systèmes aquatiques le premier maillon de la chaîne trophique [85]. Le phosphore est présent dans le milieu aquatique sous formes particulaire et dissoute. La fraction dissoute (< 0,45 µm) comprend une fraction inorganique formée par les orthophosphates et polyphosphates inorganiques et, une fraction organique à l'état colloïdale. Les orthophosphates, essentiellement H₂PO₄⁻ et HPO₄²⁻ en proportions variables selon le pH du milieu, constituent l'essentiel du phosphore dissous ; ils sont directement assimilables par les végétaux aquatiques et présentent le plus fort danger compte tenu de leur biodisponibilité.

Le terme phosphate (PO_4^{3-}) est généralement utilisé pour toutes les formes d'orthophosphates ($\text{H}_n\text{PO}_4^{(3-n)}$). La phase particulaire ($\geq 0,45 \mu\text{m}$), renferme le phosphore organique particulaire et une quantité de phosphore minérale liée à des hydroxydes métalliques (Fe, Al ou Ca) en des associations plus ou moins labiles. Pour être biodisponible, le phosphore particulaire est minéralisé en phosphate [86].

Les sédiments jouent un rôle important dans le piégeage du phosphore et peuvent servir de réservoir de phosphates assimilables [87]. Lorsque le milieu est réducteur, la quantité importante de phosphore stockée dans les sédiments est remobilisée dans la colonne d'eau ; en revanche, en conditions oxydantes, le phosphore subit une sédimentation et enrichit la phase solide.

Dans un bassin rural, le phosphore transporté dans les eaux est en majorité particulaire ou colloïdale. Au contraire, pour un bassin dont l'urbanisation est marquée, ce sont les formes solubles qui dominent. Dans les milieux estuariens et marins, l'évolution du phosphore est difficile à cerner du fait des apports fluviaux, de la régénération rapide, du relargage à partir du sédiment et des phénomènes de désorption / adsorption à partir des matières en suspension. L'assimilation du phosphore s'accroît avec les concentrations d'azote et peut être freinée par une carence en azote.

I.2.2.2.2. Sources

L'origine du phosphore dans les eaux peut être naturelle (phosphates calciques dans les roches) et le transfert se fait par érosion et par lessivage [88-90], mais l'essentiel des sources est lié aux activités anthropiques. Les principales sources sont les rejets domestiques et industriels, le lessivage et l'érosion des sols agricoles riches en phosphore en raison de l'application des engrais [89 ; 91-92], ainsi que certaines activités spécifiques (industries, exploitations des mines de phosphates). Heureusement, seule une partie du phosphore adsorbé dans les sols est entraînée par les eaux de ruissellement, l'anion orthophosphate étant fortement lié aux complexes argilo-humiques des sols. En dehors des crues et des précipitations, les concentrations de phosphore dans les estuaires sont le plus souvent le fait du phosphore dissous lié aux rejets urbains ou industriels.

I.2.2.2.3. Effets

Le phosphore possède une faible biodisponibilité dans la majorité des sols cultivés. Cette rareté lui confère la place d'élément primordial pour la satisfaction des besoins alimentaires des végétaux, et par conséquent de ceux de l'humanité [93]. Malgré cela, il est

avéré que des apports excessifs de phosphore contribuent à l'eutrophisation rapide des systèmes aquatiques impactés [94-96], ce qui conduit à favoriser la prolifération de cyanobactéries dans les plans d'eau. Ces bactéries produisent des toxines qui agissent sur le foie (hépatotoxines), les cellules nerveuses (neurotoxines) ou les cellules de la peau (dermatotoxines). La contamination se fait par contact direct, ingestion ou inhalation. Par ailleurs, Walker et collaborateurs [97] ont rapporté la mort de certaines espèces par la pollution des eaux par le phosphore.

I.2.3. Matières en suspension (MES)

I.2.3.1. Définition

Le terme Matières En Suspension (MES) désigne l'ensemble des matières solides non sédimentées rejetées dans les eaux réceptrices, constituées de débris organiques, d'argiles, d'organismes microscopiques... Ce sont des matériaux dont la taille et la densité leur permettent de rester en suspension dans l'eau. En général, les MES sont séparées de la fraction dissoute par une filtration à 0,45 μm . La plupart des polluants responsables de la dégradation des cours d'eau sont contrôlés par le comportement des matières en suspension [86].

I.2.3.2. Sources

L'origine naturelle est principalement l'érosion des roches et des sols. Les MES parviennent au milieu aquatique par les cours d'eau, les eaux de ruissellement et par voie atmosphérique. L'intensité de ces apports dépend de la lithologie du bassin versant drainé [98-99], du climat [100]; de la topographie des bassins versants [101] et de la nature du couvert végétal. Les MES sont également produites dans le milieu aquatique par le développement des végétaux et des animaux [102].

Les origines anthropiques des MES sont agricoles, urbaines et industrielles. Les pratiques agricoles participent activement à l'érosion des sols par déforestation. Aussi, les réseaux de drainage agricole charrient les particules vers les cours d'eau. L'urbanisation et l'industrialisation contribuent à la pollution par les MES par apport de grandes quantités d'eaux usées domestiques et industrielles et de déchets solides [103].

Les concentrations en MES sont très faibles en milieu océanique profond. Hobson [104] rapporte des valeurs de quelques dizaines de $\mu\text{g/L}$ à des profondeurs de plus de 250 m dans le pacifique Nord. En milieu estuarien, les valeurs sont très élevées : plusieurs centaines

de mg/L. On observe parfois plusieurs g/L dans la zone de turbidité maximum. Ces concentrations subissent des variations saisonnières.

I.2.3.3. Effets des MES

Les MES constituent un danger pour les milieux aquatiques et pour l'homme. L'accumulation des MES au niveau des sédiments entraîne comme conséquences sur le milieu naturel, le colmatage des fonds, l'accumulation dans les sédiments de substances de synthèse persistantes, biodégradables ou non (métaux lourds, hydrocarbures aromatiques polycycliques etc.) et de nutriments [105], et une forte consommation d'oxygène dissous dans les fonds par suite de la décomposition de substances organiques particulières facilement biodégradables. Elles réduisent de ce fait les possibilités de développement des végétaux et invertébrés de fond et peuvent provoquer une mortalité massive d'organismes vivants [86].

Les MES non sédimentées réduisent la transparence de l'eau et de ce fait, la photosynthèse. Les teneurs élevées empêchent la pénétration de la lumière, diminuent l'oxygène dissous et véhiculent des déchets toxiques. Les MES, en constituant une voie d'accumulation des déchets toxiques dans les organismes, deviennent de ce fait, un poison pour le consommateur. Enfin, les MES diminuent la quantité de poissons.

I.2.4. Métaux lourds

I.2.4.1. Notion de métaux lourds.

Un métal est dit lourd s'il possède une densité supérieure à 5 g/cm^3 . Les métaux lourds étudiés dans ce travail sont le plomb (Pb), le cuivre (Cu) et le zinc (Zn). Ils ont été choisis car ils sont les plus représentés et font partie des polluants métalliques les plus problématiques dans l'environnement [106-108]. Le plomb est considéré comme néfaste dès qu'il est présent dans le milieu et entraîne des effets biologiques délétères à de faibles concentrations. Par contre, le cuivre, le zinc ont un rôle biologique. Des symptômes pathologiques apparaissent en cas de carence, mais en cas d'excès, ces éléments deviennent toxiques pour les organismes vivants [109 ; 110].

I.2.4.2. Sources

Les métaux qui entrent dans l'environnement aquatique sont d'origine naturelle et surtout d'origine anthropique. Le transfert se fait par ruissellement, par les effluents, par les cours d'eaux périphériques et par dépôts atmosphériques. De façon naturelle, les métaux

lourds proviennent de l'érosion des sols, de l'activité volcanique, de l'altération des roches et des incendies de forêts [111-113]. L'intensité de ces apports dépend de la nature des roches des bassins versants, de la sensibilité de la lithologie à l'érosion et des processus de transformation du matériel parental en sol [114].

La pollution des milieux aquatiques par les métaux lourds est essentiellement due aux activités humaines telles que l'industrialisation [115-119], l'urbanisation [119 ; 120], l'exploitation des mines [121-123] et l'agriculture par l'utilisation des fertilisants, des fongicides et des pesticides [124]. Les métaux lourds sont des composants indispensables de la vie. Ils sont utilisés dans plusieurs secteurs d'activités de l'homme (tableau II.1.).

Tableau I.1 : Principales sources des métaux étudiés dans le présent travail d'après [124].

Eléments	Secteur d'activité
Pb	Automobile, accumulateur de batteries, papeterie, engrais, raffinage, métallurgie accumulateurs céramiques, antirouille, imprimerie, canalisations, plomberie
Cu	Métallurgie, papeterie, engrais, raffinage, tannerie, photographies, peinture antiallures, céramiques, électricité.
Zn	Papeteries, peintures, plastiques, lubrifiants, toitures.

I.2.4.3. Propriétés physico-chimiques des métaux.

I.2.4.3.1. Distribution physique et chimique des métaux

Dans l'environnement aquatique, les métaux sont repartis entre l'eau, les matières en suspension, le sédiment et les biotopes [125].

Le sédiment comprend l'eau interstitielle qui représente 50% de son volume [124], la phase organique et la phase inorganique formée d'argiles, de carbonates et de silicates. Les métaux subissent dans l'eau comme dans le sédiment, de nombreuses réactions chimiques et biologiques.

Dans l'eau, les métaux existent sous forme d'ions libres (hydratés), sous forme de divers complexes avec des ligands inorganiques (carbonates) ou organiques (peptides, protéines et acides fluviqes), sous forme associée à une phase colloïdale inorganique (Fe_2O_3) ou organique (acides humiques) [124].

Les métaux particuliers peuvent être adsorbés sur l'argile, complexés par la matière organique, adsorbés et/ ou co-précipités avec les hydroxydes de fer et de manganèse,

précipités avec les ions sulfures et enfin, ils peuvent être liés à la matrice cristalline des particules [126].

Pour déceler des concentrations anormales d'origine anthropique, il est nécessaire de normaliser les résultats au moyen d'un facteur physique ou chimique. Par normalisation physique, la fraction < 63 µm est préconisée pour les études environnementales [127].

L'une des méthodes de normalisation chimique consiste à comparer des échantillons suspects d'être pollués, à des échantillons voisins non pollués de texture et de composition minéralogique et chimique principale similaires. Les concentrations de fond des échantillons non pollués sont établies d'après les sédiments superficiels d'autres régions ou les carottes profondes de la même région, en deçà du niveau d'intervention anthropique.

Plusieurs paramètres physico-chimiques tels que le pH, le potentiel redox, la salinité, la teneur en oxygène et en sulfures du milieu influencent la stabilité des formes chimiques d'un métal, sa répartition entre les différentes phases (particulaire et dissoute) ainsi que sa biodisponibilité. Dryssen et Wedborg [128] ont rapporté que dans une eau de rivière légèrement alcaline (pH = 8,5), le plomb dissous inorganique se trouve essentiellement sous forme de $PbCO_3$ alors qu'en eau de rivière neutre (pH = 7,3), le plomb dissous est surtout sous forme de Pb^{2+} et $PbOH^+$.

I.2.4.3.2. Mobilité des métaux

La dégradation des phases auxquelles les métaux sont associés va provoquer leur remise en solution, selon les conditions du milieu.

L'augmentation de la salinité entraîne la remobilisation des métaux sédimentaires par compétition des ions magnésium et calcium vis-à-vis des autres métaux sur les sites de fixation [129, 130].

La baisse du pH entraîne une dissolution des carbonates et une augmentation de la compétition entre les métaux et les ions hydrogène vis-à-vis des sites d'adsorption ; ceci se traduit par un relargage de métaux sous la forme hydratée et par suite une augmentation de leur biodisponibilité et de leur toxicité [131].

Les métaux libérés (mobiles) présentent une toxicité plus ou moins marquée, car ils vont former des chloro-complexes qui sont moins biodisponibles que les ions libres [132]. En dépit d'une certaine mobilité des métaux lourds dans les eaux et les sédiments, il est possible d'utiliser ces matrices sédiments comme enregistreurs de la chronologie de la contamination [133 ; 134].

I.2.4.3.3. Effets des métaux lourds

La présence de certains métaux dans le milieu aquatique est indispensable à la croissance des plantes et des animaux (fer, manganèse, cuivre, zinc, etc.) mais leur toxicité à haute dose est bien connue. Par contre, d'autres n'interviennent apparemment dans aucun mécanisme biologique, mais entraînent des effets délétères à l'état de traces. A titre d'exemple, on peut citer le Japon où une pollution par le cadmium (dans les années 1950-1960) a déclenché de nombreux troubles rénaux et osseux, entraînant une importante mortalité dans la population des régions contaminées [135]. La toxicité des métaux lourds était déjà connue dans l'antiquité [136]. La pollution par les métaux lourds a des effets graves sur la flore, la faune et sur la santé publique.

Le cycle des métaux est affecté par la perturbation anthropique. Cette perturbation est visible dans l'air, les sédiments, l'eau, les sols et même le corps humain. Ils sont peu biodégradables, et possèdent une mobilité difficile à contrôler. Presque tous les métaux sont bioaccumulés dans une ou plusieurs composantes de la chaîne alimentaire. Certains métaux peuvent se combiner avec des substances pour former des complexes métallo-organiques puissamment toxiques, comme le chlorure de méthyle mercure par l'action des bactéries. La consommation de produits des écosystèmes impactés constitue une source majeure de contamination. Le degré de toxicité varie en fonction de la spéciation du métal et dépend de plusieurs facteurs. Parmi les effets, on peut citer l'action retardatrice sur la croissance de certaines espèces végétales, les effets inhibiteurs sur la reproduction et le développement embryonnaire, les désordres physiologiques de certains organismes [137 ; 138]. Les effets des métaux lourds sur la santé de l'homme sont variés. Les organes cibles sont entre autres, les reins, le foie, les os, le pancréas et les intestins [139 ; 140].

I.3. ZONE D'ETUDE

I.3.1. Présentation de la Côte d'Ivoire

I.3.1.1. Situation

La Côte d'Ivoire est située en Afrique de l'Ouest, entre le tropique du Cancer et l'Equateur, précisément entre 10°30' et 4°30' de latitude Nord et 8°30' et 2°30' de longitude Ouest. Elle est limitée à l'ouest par le Libéria et la Guinée, au nord par le Mali et le Burkina-Faso et à l'est par le Ghana. Au Sud, le littoral s'ouvre sur l'océan Atlantique (figure I.1). La Côte d'Ivoire occupe une superficie de 322 462 km², avec une population de 18,27 millions d'habitants en 2005 [141].



Figure I.1 : Carte géographique de la Côte d'Ivoire.

I.3.1.2. Climat

La Côte d'Ivoire fait partie de la zone de transition entre le climat équatorial humide et le climat tropical sec. Le climat du pays varie en fonction du mouvement du front intertropical qui lui fait subir, tour à tour, le régime océanique très humide des alizés du sud, puis le régime saharien des alizés du nord (Harmattan), plus secs.

Les précipitations varient de 2300 mm au Sud à 900 mm au Nord. Ainsi, le pays peut être divisé en deux zones principales : le Sud et le Nord. Le Nord est sec et connaît deux saisons principales dont une grande saison des pluies (juin à septembre) et une grande saison sèche (octobre à mai). Le Sud est très humide et connaît quatre saisons : mai à juillet : grande saison des pluies ; août à septembre : petite saison sèche ; octobre à novembre : petite saison des pluies et enfin décembre à avril : grande saison sèche.

I.3.1.3. Relief

Formé d'un ancien plateau de nature granitique, la Côte d'Ivoire présente dans l'ensemble un relief assez plat. Le long du Golfe de Guinée, la côte est constituée de falaises,

rocheuses à l'ouest de la ville de Sassandra, puis argilo sableuses jusqu'au Cap de Palmes à la frontière libérienne ; dans sa moitié orientale, la côte est, au contraire, basse et sableuse. Au Nord de la bande littorale de sable, s'étend une vaste plaine puis une région de bas plateaux situés à des altitudes inférieures à 350 m. Le pays s'élève ensuite vers les moyens plateaux du Nord, dont les altitudes atteignent exceptionnellement 900 m vers l'ouest. Les plus hauts sommets sont localisés à l'ouest du pays avec le mont Nimba qui culmine à 1752 m, à la frontière guinéo-libérienne.

I.3.1.4. Réseau hydrographique

Le réseau hydrographique ivoirien est constitué par quatre grands fleuves qui prennent leurs sources en pays de savane et qui la traversent du Nord au Sud. Ce sont, le Cavally, le Sassandra, le Bandama et le Comoé. En plus, la côte atlantique est drainée par de petits fleuves côtiers dont les principaux sont respectivement d'Ouest à l'Est, le Boubo, l'Agnéby, la Mé et la Bia.

I.3.1.5. Végétation

La forêt s'étend sur toute la partie Sud du pays. Elle est limitée au Nord par un axe qui part de Man à l'Ouest, redescend dans la région de Yamoussoukro et remonte aux environs de Bondoukou à l'Est. De beaux spécimens de forêt primaire sont constitués aujourd'hui par les zones protégées des parcs nationaux de Taï au Sud-ouest du pays et du Banco dans les environs d'Abidjan. La savane s'étend sur toute la partie Nord du pays et se caractérise par de grands espaces recouverts d'herbage qui deviennent de plus en plus clairsemés à l'approche du Sahel.

I.3.2. Présentation de la ville d'Abidjan

La ville d'Abidjan, capitale économique de la Côte d'Ivoire, est une métropole de près de 3,6 millions d'habitants. Avec un taux annuel moyen de croissance de 3,2 % entre 2000 et 2005, la population abidjanaise représente à elle seule 48,8 % de la population urbaine de la Côte d'Ivoire [141].

La ville, découpée par la lagune Ebrié, est formée de 10 communes (Plateau, Cocody, Treichville, Abobo, Adjamé, Koumassi, Marcory, Port-Bouët, Yopougon et Attékoubé) reliées entre elles par 2 ponts et des autoroutes (figure I.2). Elle est située au Sud-Est du pays sur le littoral. Les communes d'Abidjan renferment de nombreux quartiers précaires surpeuplés qui sont établis sur des pentes ou dans des dépressions et, qui manquent

du minimum de structure sociale (écoles, centre de santé, eau potable, électricité). A titre d'exemple, la commune de Port-Bouët renferme à elle seule, au moins six quartiers précaires (Derrière Wharf, Adjouffou, Abattoir, Tofiato, Vridi canal et Zimbabwe) dont l'effectif moyen est de 17 personnes par concession [142].

Le Climat est du type Attiéen, caractérisé par quatre saisons dont la grande saison des pluies (mai à mi-juillet), la petite saison sèche (mi-juillet à mi-septembre), la petite saison des pluies (mi-septembre à novembre) et la grande saison sèche (décembre à avril). La température varie entre 27°C et 32°C toute l'année.



Figure I.2 : Carte géographique d'Abidjan.

Abidjan regroupe 80% des activités économiques et industrielles de la Côte d'Ivoire. Les principales activités sont l'agriculture, l'agro-industrie, la pêche, l'élevage, le commerce et le transport. Il en résulte une forte production de déchets domestiques et industriels. Notons qu'Abidjan abrite le plus grand port de l'Afrique de l'ouest.

I.3.3. Le système lagunaire Ebrié

I.3.3.1. Situation géographique

En Côte d'Ivoire, les lagunes sont essentiellement rassemblées le long de la moitié orientale de la façade littorale, jusqu'au Ghana sur près de 300 Km (Figure I.3A). Cet ensemble couvre une superficie de 1200 km² et est constitué de trois systèmes lagunaires distincts. Il s'agit d'Ouest en Est, des systèmes lagunaires de Grand-Lahou, Ebrié et Aby (figure I.3B).

La lagune de Grand-Lahou, située entre 5°25' Ouest et 5°10' Nord, est orientée Est-Ouest avec une longueur de 50 km et une superficie de 190 km². Elle se raccorde à son extrémité orientale avec l'embouchure du fleuve Bandama. Elle est constituée de quatre petites lagunes qui sont d'Ouest en Est : la lagune Tadio (90 km²), la lagune Mackey (28 km²), la lagune Tiagba (57 km²) et la lagune Niouzoumou (15 km²). Les échanges avec la mer se font au niveau du grau de Grand-Lahou dont l'ouverture se ferme progressivement et se déplace vers l'Est. La profondeur moyenne est de 3 m. La lagune de Grand-Lahou a un caractère général plus estuarien et est divisée en deux secteurs : la région typiquement estuarienne à l'Est et la zone occidentale plus protégée de la marée et des eaux fluviales [143].

La lagune Aby en forme de L est située à l'extrême Sud-Est, entre 2°54' à 3°20' Ouest et 5°06' à 5°24' Nord et occupe une surface de 494 km² en Côte d'Ivoire et 30 km² au Ghana. Elle comprend les lagunes Aby, Tendo et Ehy. Les principaux échanges avec les eaux continentales se font essentiellement par deux fleuves forestiers : la Bia au Nord-Ouest et la Tanoé à l'Est. Les échanges avec la mer se font au niveau du canal d'Assinie dont l'ouverture se ferme progressivement et se déplace vers l'Est [144].

Le système lagunaire Ebrié s'étire sur 120 km et sa largeur ne dépasse pas 7 km. Il comprend la lagune Ebrié proprement dite et les lagunes Aghien et Potou. La lagune Ebrié est la plus vaste des lagunes avec une superficie de 566 km² [145]. Le volume de cette lagune est d'environ 2,5 milliards de m³. La profondeur moyenne est de 4,8 m et quelques fosses proches d'Abidjan dépassent 20 m (port, baie d'Abou-Abou, etc.). La lagune Ebrié est séparée de l'Océan Atlantique par un cordon littoral sableux de un à huit km traversé en sa partie centrale par le canal de Vridi depuis 1951. Ce canal, large de 300 m et profond d'environ une vingtaine de mètres est la seule voie de communication avec la mer [146].

La partie centrale de la lagune Ebrié proprement dite, appelée lagune d'Abidjan, occupe une aire de 77 km² comprise entre Azito et l'île Bouley à l'Ouest et les baies d'Abou-Abou et d'Abata à l'Est. Cette superficie représente moins de 15% de la lagune Ebrié.

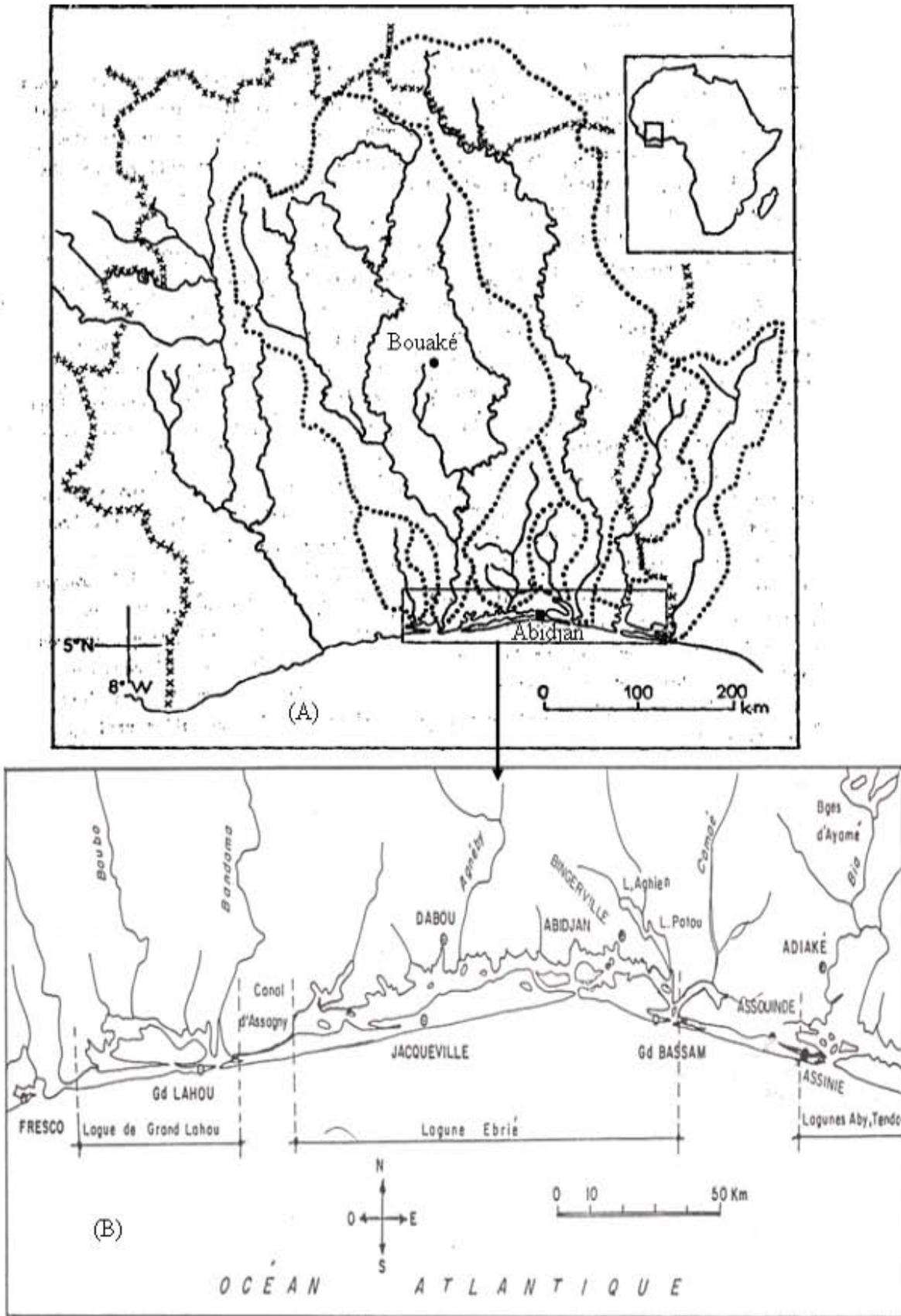


Figure I.3 : Localisation des lagunes ivoiriennes (A) et les trois systèmes lagunaires de Côte d'Ivoire (B).

I.3.3.2. Géologie

Le système lagunaire Ebrié reçoit en moyenne environ $4,2 \cdot 10^5$ tonnes de sédiments par an, alimenté par le fleuve Comoé, de petites rivières côtières et le ruissellement des zones déboisées [147]. Les sables tapissent les zones les moins profondes et les vases se concentrent dans les chenaux. Une part de ces dépôts est de nature organique tandis la part minérale est constituée d'argile. La kaolinite domine (70 à 80%). L'illite représente 15 à 20% du cortège argileux et les inter-stratifiés illite-montmorillonite sont fréquents dans la lagune Ebrié [147].

I.3.3.3. Climat et saisons

L'hydrologie de la lagune Ebrié est déterminée par trois saisons [148] :

- une saison sèche (janvier-avril), caractérisée par des apports continentaux, des précipitations et écoulements négligeables. L'évaporation est maximale et l'influence marine est prépondérante. La température et la salinité atteignent leurs niveaux les plus élevés ;
- une saison des pluies (mai-août), où les précipitations et les apports des rivières forestières sont les plus forts. Il en résulte une dilution de la lagune. La température atteint sa valeur minimale;
- enfin une saison des crues (septembre-décembre), correspondant à l'arrivée des eaux des fleuves provenant du Nord (figure I.4).

I.3.3.4. Echanges océaniques

Le taux de renouvellement des eaux joue un rôle très important dans l'étude de la qualité des eaux. L'origine des eaux et l'importance de leur flux d'entrée et de sortie déterminent la qualité et le taux de renouvellement.

Les échanges avec les eaux marines s'effectuent par le seul canal de Vridi. Selon Varlet [146], le volume total des sorties a été évalué à 50 milliards de m^3 environ et celui des entrées à 38 milliards de m^3 pour la période 1951-1952. Le volume total de la lagune Ebrié étant d'environ 2,7 milliards de m^3 , il s'ensuit que les apports d'eau douce représentent annuellement plus de quatre fois le volume total de la lagune et que les entrées d'eau marine sont quatorze fois plus importantes que ce même volume. La lagune Ebrié apparaît donc comme un milieu bien renouvelé depuis l'ouverture du canal de Vridi.

Cependant, la plupart de ces baies telles que Banco, Cocody, Marcory et Biétri sont fermées, ce qui les expose à la pollution.

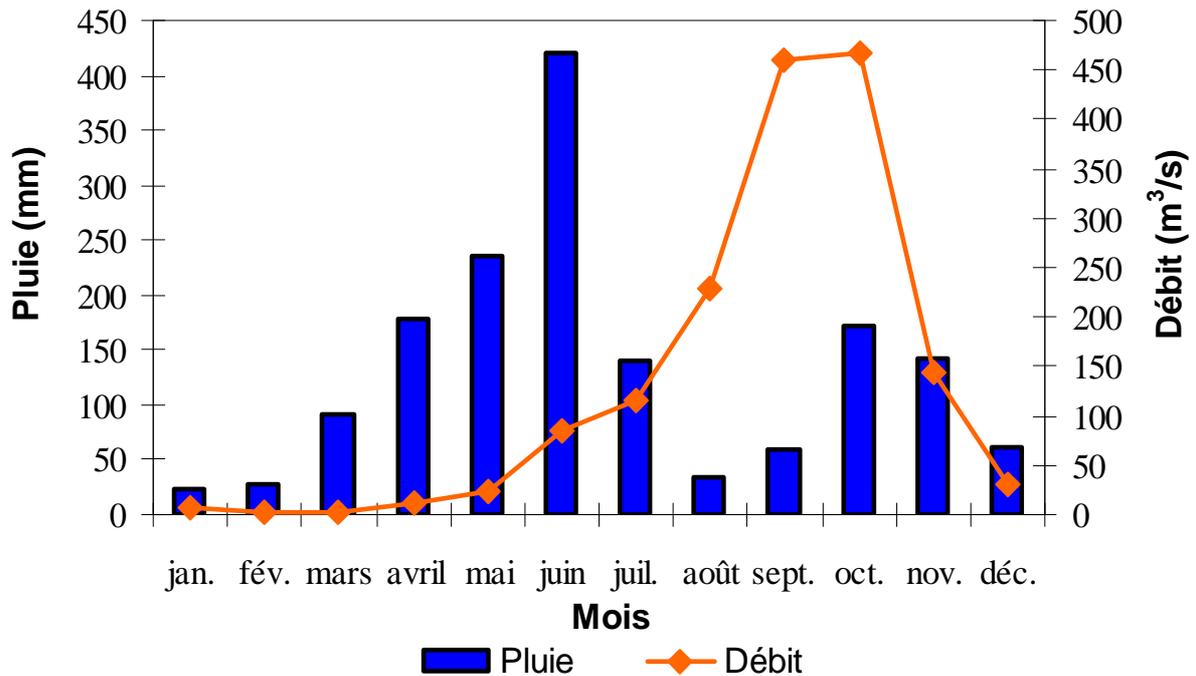


Figure I.4 : Moyennes mensuelles des débits du fleuve Comoé et de la pluviométrie de 1982 à 2006. [Source de données: Société d'Exploitation et de développement aéroportuaire Aéronautique Météorologique (SODEXAM) et Direction de l'Hydraulique Humaine (DHH)].

I.3.3.5. Hydrobioclimat

I.3.3.5.1. pH

Les eaux d'origine marine étant basiques et celles d'origine continentale plutôt acides, il n'est pas étonnant de constater que les grandes variations saisonnières de pH sont liées à l'importance relative des eaux de l'une ou de l'autre origine. Pour les mêmes raisons les gradients de pH restent notables dans les régions où la salinité croît plus avec la profondeur [146]. En revanche, dans les fosses de la baie de Biétri, Arfi et Guiral [149] ont obtenu des pH plus faibles que ceux des eaux de surface. Les variations spatiales du pH s'expliquent aussi par la grande remontée des eaux marines entre septembre et décembre.

I.3.3.5.2. Marée, courants et salinité

La marée au large d'Abidjan est de type semi-diurne à fortes inégalités journalières, avec un marnage de 1,30 m en vive-eau qui peut descendre jusqu'à 0,40 m en morte-eau. L'influence des marées est sensible sur l'ensemble des lagunes ivoiriennes. Le marnage diminue et le retard par rapport à la marée en mer augmente quand on s'éloigne du canal de Vridi à l'Ouest comme à l'Est. A l'embouchure de la Comoé, pour un marnage de 1

m en mer, la renverse se réalise avec un retard de 4 heures environ et la différence de niveau entre la hauteur maximale et la hauteur minimale du plan d'eau lagunaire n'est que de 20 cm. A l'Ouest au niveau de l'embouchure de l'Agnéby, alors que cette station occupe une position symétrique par rapport au canal de Vridi, le retard ne serait que de 2 heures et le marnage de 8 cm [146]. Les courants dépassent souvent 1,0 m/s et les valeurs maximales mesurées en surface atteignent 2,0 m/s dans le canal de Vridi et 1,0 m/s à la digue de Jacquville.

Lorsque l'influence océanique prédomine, la salinité des eaux de surface est de 25 mg/L. Inversement lorsque les apports continentaux sont maximaux, elle est inférieure à 10 mg/L [149]. La salinité croît avec la profondeur. Au sein des couches profondes, elle diffère peu de 31 mg/L [146].

I.3.3.5.3. Oxygène dissous

Les concentrations d'oxygène dissous dans les eaux de surface sont généralement comprises entre 4 et 7 mg/L [150]. D'une manière générale, il existe une stratification nette à l'étiage et les gradients s'atténuent ou disparaissent avec la crue du fleuve Comoé. Enfin, les baies très polluées peuvent être désoxygénées sur toute une partie de la colonne d'eau.

I.3.3.6. Activités

Les activités économiques liées au milieu lagunaire sont constituées essentiellement de la pêche, du transport et de l'exploitation de carrières de sables. Les eaux lagunaires sont également utilisées pour le lavage des aliments, la baignade et aussi dans les teintureries et le tannage traditionnel.

I.3.4. Pollution de la lagune Ebrié

I.3.4.1. Pollution par les eaux usées domestiques et industrielles

Les eaux usées domestiques et industrielles d'Abidjan constituent la principale source de pollution qui contribue à la dégradation de l'environnement de la lagune Ebrié. Selon les estimations de Nedeco [151], seulement 21% de la population était connecté à un réseau d'égouts qui aboutissaient en lagune sans/ou après traitement préalable en 1980. Cette étude estimait, en outre, que 20% des rejets organiques de la population restante parvenaient en lagune par ruissellement, par déchets solides ou par vidanges des fosses septiques ou des latrines. Afin d'éviter la pollution de la lagune Ebrié par ces eaux, le réseau d'assainissement d'eaux usées d'Abidjan a été complété d'année en année par des stations de pompage qui assurent le transfert des rejets dans l'océan par un émissaire en mer. A ce jour, toutes les

stations de pompage du collecteur de base d'Abobo au Plateau (partie nord de la lagune) sont à l'arrêt [152]. Par conséquent, toutes les eaux usées domestiques, industrielles, agricoles de cette zone s'écoulent via les ouvrages pluviaux dans les baies de la lagune. Au Sud de la lagune, une grande partie des eaux usées collectées est déversée dans la baie de Marcory (figure I.5).



Figure I.5 : Déversement des eaux usées collectées dans la baie de Marcory.

En baie de Biétri, les eaux usées ne sont pas collectées et donc sont déversées directement dans la baie. Le collecteur de base évacue seulement 60 000 Equivalents habitants au lieu de 80 000.

A Yopougon, tous les quartiers sauf Andokoi sont équipés de réseaux primaires d'assainissement aménagés par la Société d'Équipement des Terrains Urbains (SETU). Les eaux usées sont évacuées par des collecteurs primaires qui sont orientés dans le sens Nord-Sud et qui suivent en général les thalwegs et débouchent dans la lagune. De même, d'autres quartiers en plein développement (Riviera, partie de Port-Bouët, ...) ne disposent pas de collecte d'eaux usées (puits perdus).

Les charges polluantes annuelles des effluents domestiques ont été estimées en 1997 à 110 000 tonnes pour la DBO₅, 254 000 pour la DCO [153].

La majorité des entreprises de la Côte d'Ivoire sont localisées à Abidjan. En 1980, 72 effluents ont été inventoriés. D'après Broche et Peschet [154], les entreprises de

l'agglomération abidjanaise rejettent 12 000 m³/j d'eaux résiduaires en 1980 et apportaient en lagune 39 tonnes de DCO et 15 tonnes de DBO₅. Les industries localisées à Vridi et à Treichville sont en général reliées au réseau d'eaux usées qui récupère les effluents de 40% de la population [155], mais l'importance des charges polluantes peut obstruer les canalisations. Depuis peu, de nombreuses industries se sont délocalisées vers Yopougon où le réseau d'eaux usées n'est pas encore relié au collecteur central. Dans de telles situations, c'est le déversement qui se fait directement en lagune, toujours sans traitement préalable. Les estimations de la charge polluante révèlent que les industries agro-alimentaires (malt, levure, huiles végétales) et textiles sont les sources dominantes de pollution industrielle et, par conséquent, les plus polluantes [156]. Les charges polluantes annuelles des effluents industriels ont été estimées en 1997 à 480 000 tonnes pour la DBO₅, 3 100 000 tonnes pour la DCO [153]. Les eaux usées domestiques ont une forte charge en matières biodégradables tandis que les eaux résiduaires industrielles ont à la fois une forte charge en composés biodégradables ou non.

L'accumulation de matière organique apportée par les effluents en lagune Ebrié a entraîné l'eutrophisation de plusieurs de ses baies [149 ; 157]. La dégradation de la matière organique conduit à un déficit en oxygène dissous si bien que les espèces benthiques très sensibles à l'anoxie disparaissent pour faire place à de nouvelles espèces résistantes aux conditions anaérobies. Ainsi, des espèces indicatrices de pollution telles que *Tympanotomus fuscatus* et *Pachymelania aurita* ont été observées dans les baies de Marcory, Cocody, Koumassi et de Biétri par Zabi (1982) [158]. Une désoxygénation à grande échelle a été à l'origine de mortalités massives de crustacés, de poissons et de mollusques en 1979 [159].

Les effluents contribuent également à un très important surcroît de la contamination fécale surtout en saison des pluies (*Escherichia Coli*, Streptocoques fécaux, *Clostridium perfringens*, *Vibrio Cholerae*) [157 ; 160-162]. En considérant les normes OMS/PNUE, l'ensemble des eaux lagunaires au niveau d'Abidjan s'avère impropre à toute activité balnéaire [157]. Les apports d'eaux usées en lagune Ebrié assurent un développement intense des algues et perturbent le cycle saisonnier de l'évolution algale [24 ; 163]. Les loisirs de baignade, de ski nautique, de pêche sportive, autrefois largement pratiqués dans les baies ont pratiquement disparu, sauf malheureusement pour certains enfants ou adultes de villages lagunaires ruraux [165]. Les eaux usées ont entraîné l'envasement des fonds de plusieurs baies fermées, par sédimentation des sables et argiles érodés, des matières organiques domestiques et des productions algales. Les eaux marines sont également affectées.

I.3.4.2. Pollution par les eaux pluviales

L'écoulement des eaux de pluie, initialement dans les thalwegs naturels, a été organisé en réseau d'assainissement pluvial composé de canaux et de dalots qui aboutissent dans la lagune Ebrié. Ce réseau véhicule des volumes d'eaux très importants, fortement chargés de matériaux et débris accumulés sur les voies, de résidus des eaux usées domestiques, des eaux de lessivage des latrines et de décharges.

I.3.4.3. Points de rejet des effluents liquides.

L'inventaire précis des différents effluents domestiques et industriels qui se déversent dans la lagune Ebrié est devenu un problème complexe. En effet, le grand nombre d'habitats précaires ou bidonvilles et l'insuffisance des efforts pour accompagner les processus d'urbanisation et d'industrialisation explosives ont engendré une multiplicité de rejets urbains difficile à identifier dans la lagune Ebrié. Cependant, les principaux points de rejet sont connus (figure I.6 ; tableau I.2).

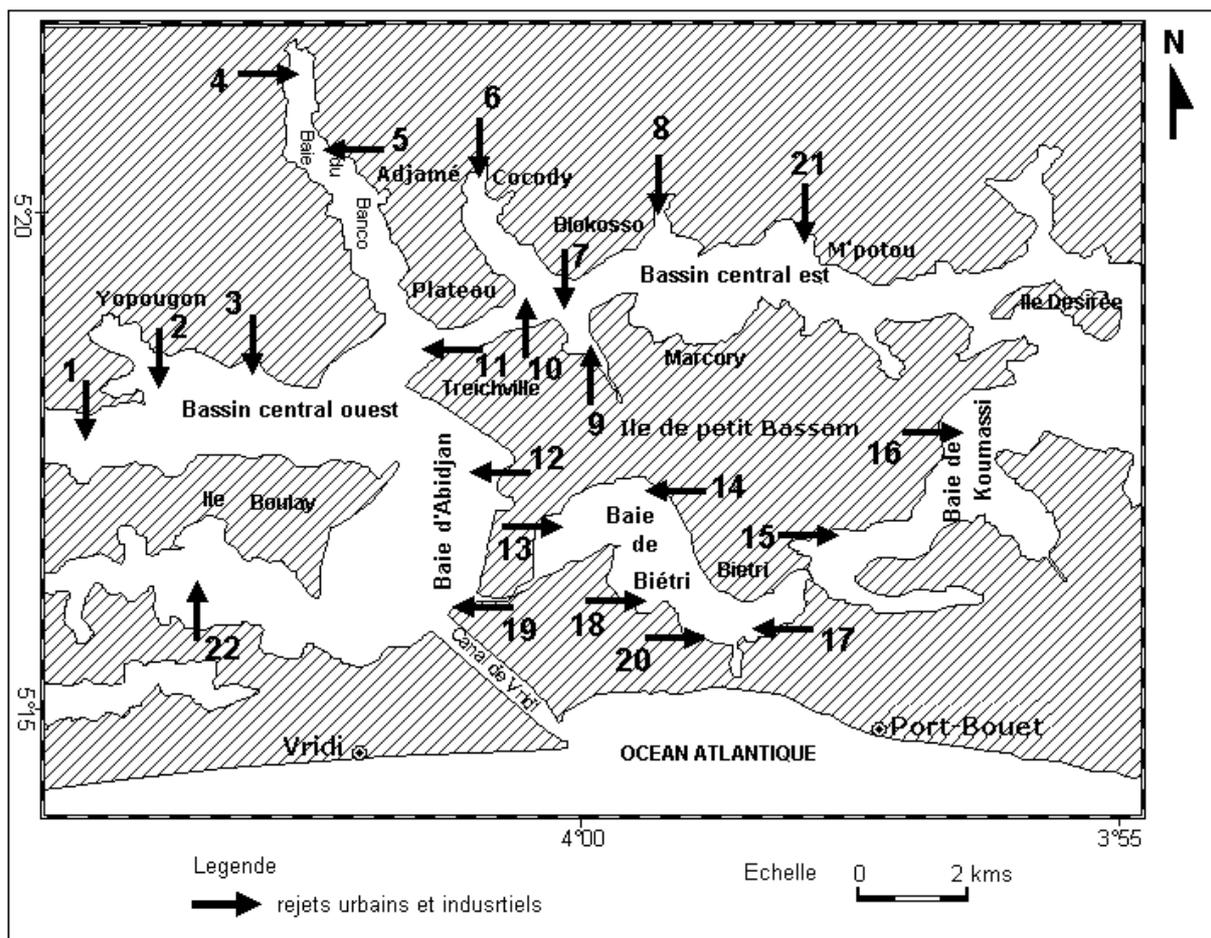


Figure I.6 : Principaux points de rejets urbains et industriels dans la lagune d'Abidjan [166].

Les sources de pollution sont fort dispersées et proviennent des différents sous bassins versants se déversant dans les baies qui sont de plus en plus polluées en l'absence d'un réseau efficace d'assainissement.

Tableau.I.2 : Principaux points de rejets urbains et industriels dans la lagune d'Abidjan [166].

1	Rejets urbains et industriels d'Uniwax de Yopougon	12	Rejets sur le port de pêche à dominante industrielle
2	Rejets urbains du quartier séminaire	13	Rejets industriels (Unilever ex-Blohorn)
3	Rejets urbains de Yopougon-Santé	14	Rejets à dominante industrielle
4	Rivière du Banco polluée par les eaux savonneuses des « laveurs du Banco »	15	Rejets urbains et industriels de Koumassi
5	Rejets urbains d'Adjamé	16	Rejets de matière de vidange et de fosses septiques
6	Rejets urbains d'Indénié	17	Rejets à dominante industrielle, derrière l'abattoir
7	Rejets urbains de Blokosso	18	Rejets industriels (Sir et Palmci)
8	Rejets urbains de la baie de la Riviera	19	Rejets industriels (Rhone-Poulenc, Shell-Chimie, Siveng)
9	Rejets urbains du réseau de Treichville	20	Rejets liés au tannage artisanal dans la baie de Biétri
10	Pont de Gaule. Rejets de matière de vidange	21	Rejets liés à la décharge d'Akouedo
11	Pont Houphouët Boigny. Rejets à dominante industrielle	22	Cimetière des bateaux à l'île Boulay

I.3.4.4. Pollution par les déchets solides, les détritiques et les plastiques.

Plus de 10.000 tonnes de déchets solides sont collectés tous les ans pour la ville d'Abidjan. Le reste des déchets et ordures non collectés forme des immondices ou remplit les caniveaux à ciel ouvert (figure I.7) qui deviennent des dépotoirs. Ces déchets, composés essentiellement d'ordures ménagères, d'emballages alimentaires, de morceaux de bois, de végétation aquatique peuvent être entraînés en lagune par les pluies, les orages. Les déchets solides présentent des impacts négatifs, notamment les mauvaises odeurs, la forte turbidité des

eaux, les intoxications alimentaires, les maladies endémiques et hydriques (fièvre typhoïde, diarrhée, hépatites et paludisme) [167].



Figure I.7 : Rejets abusifs d’eaux usées en direction de la baie de Biétri.

I.3.4.5. Pollution par les métaux lourds et les micropolluants organiques

L’analyse des sédiments superficiels dans les lagunes ivoiriennes (lagunes Ebrié, Grand-Lahou et Aby) au niveau des métaux lourds fait apparaître une origine urbaine de la pollution des métaux toxiques dans la mesure où leurs concentrations sont plus élevées dans les secteurs urbains que dans les zones rurales [166-168]. De même les travaux réalisés par Métongo [169 ; 170], Métongo et Sankaré [171], Métongo et Kouamenan [172] dans les échantillons de poissons, d’arche (*Arca senilis*), d’huîtres (*Crassostrea gasar*), de crabes (*Callinectes amnicola*) révèlent que ceux des échantillons provenant des zones urbaines sont plus contaminés que ceux des secteurs ruraux. Des mesures à une plus grande échelle et réalisées à des périodes régulières sont devenues une nécessité, plus particulièrement dans la région d’Abidjan ; ce qui devrait permettre d’identifier les zones les plus affectées par les effluents industriels [167].

Les sources de pesticides en lagune Ebrié sont les traitements des zones agricoles et des grumes destinées à l’exportation qui flottent sur la lagune avant leur embarcation [154]. Par contre, les PolyChloro-Biphényles (PCB) proviennent essentiellement des égouts ou des

rejets des déchets solides. La contamination se fait aussi par transit aérien. Les mesures des pesticides chlorés [lindane, aldrine, endrine, DichloroDiphénylTrichloroéthane (DDT), DichloroDiphénylDichloroéthane (DDD) et DichloroDiphénylEthane (DDE)] et des PCB dans les sédiments et dans les huîtres collectés en lagune Ebrié sont relativement faibles, eu égard aux normes internationales admises [166].

II.3.5. Les baies

La lagune Ebrié possède des baies, qui, plus nombreuses sur la rive Nord que sur la rive Sud [146], représentent près du cinquième de la surface du plan d'eau (99 km² sur 523 km²). Elles sont moins importantes dans le tiers central du système. La baie de Cocody a une superficie de 1,7 km², un volume de 8.10⁶ m³ et une profondeur moyenne de 4 m. Elle reçoit les rejets de l'Indenié, de Blokosso et les eaux de ruissellement. A son extrémité Sud-Ouest sont déversés des effluents d'une conduite endommagée [146].



Figure I.8. Les laveurs du Banco.

La baie de Biétri a une surface de 5,45 km², un volume de 21.10⁶ m³ et une profondeur moyenne de 3,5 m. Elle communique avec la baie d'Abidjan par un canal de 450 m² de section et avec la baie de Koumassi par 4 buses de 16 m² de section [146]. Elle reçoit les rejets d'une grande partie de la zone 4, des établissements industriels des zones d'activités de Vridi (essentiellement chimie et pétrochimie) et de rejets de divers autres lieux d'activités (abattoirs, tanneries, ateliers). Bien que des systèmes d'eaux usées ont été mis en place pour

certaines industries telles que la raffinerie, la situation de la baie continue à être préoccupante : la présence d'un taux élevé de coliformes et de streptocoques d'origine fécale a été observée en juin 1998 [173].

La baie du Banco reçoit les eaux de la rivière qui arrose la forêt du Banco. Les sources de pollution sont les activités portuaires, les eaux savonneuses des laveurs du Banco (figure I.8) et surtout les rejets urbains domestiques d'Adjamé, de Yopougon et d'Attékoubé.

La baie de Marcory est l'une des baies les plus polluées de la lagune Ebrié. Elle reçoit des déchets de nombreuses industries de la zone 4 et les eaux polluées des égouts de Treichville et de Marcory.

La baie des Milliardaires est située au sud de l'île Boulay, à proximité du canal de Vridi. Elle reçoit indirectement les eaux des rejets portuaires et les déchets en provenance des industries (Rhône-Poulenc, Shell-chimie, Siveng, etc.) et constitue un dépotoir de bateaux hors usage. Cette baie est bordée par de nombreux sites touristiques (hôtels, restaurants, location de bateaux ou de yachts) qui donnent lieu à des baignades et à la pêche. Les eaux sont beaucoup agitées et la salinité varie entre 0,6 et 30 ‰ pour les eaux profondes [166]. C'est une baie très diluée en raison de l'influence des eaux océaniques. La saturation en oxygène dissous tend vers 95% en saison d'étiage et 80% en saison des crues, tandis que le pH est basique.

I.3.6. Législation sur la qualité des eaux en côte d'Ivoire

I.3.6.1. Code de l'Environnement

La loi n°96-766 du 3-10-1996 portant « code de l'Environnement » est un texte très important et dispose de l'ensemble des réglementations générales applicables à la préservation de l'environnement en Côte d'Ivoire. Toutes les actions telles que les déversements, les écoulements, les rejets et les dépôts susceptibles de provoquer ou d'accroître la dégradation du milieu récepteur sont soumises aux dispositions de la loi :

Art.25 : «Les eaux résiduaires rejetées doivent permettre aux milieux récepteurs de satisfaire aux objectifs qui leur sont assignés. Le déversement des eaux résiduaires dans le réseau d'assainissement public ne doit nuire ni à la conservation des ouvrages ni à la gestion de ces réseaux ». A noter que les décrets d'application du Code de l'Environnement n'ont pas été élaborés pour l'instant.

Art.37 : « Les cours d'eau, les lagunes, les lacs naturels, les nappes phréatiques, les sources, les bassins versants et les zones maritimes sont du domaine public ».

Art.76 : « Il est interdit de jeter dans les zones maritimes et lagunaires, toutes substances susceptibles de détruire la faune et la flore, de constituer un danger pour la santé des êtres vivants, de porter atteinte à la valeur esthétique et touristique de la lagune, de la mer et du littoral ».

Art.97 : « Est puni d'une amende de 2 000 000 de francs à 50 000 000 de francs et d'un emprisonnement de deux mois à deux ans (...) toute personne ayant pollué les eaux continentales par des déversements, écoulements, rejets et dépôts de substances de toute nature susceptible de provoquer ou d'accroître la pollution des eaux continentales et/ou des eaux maritimes. En cas de récidive, la peine est portée au double. Le coupable peut être condamné à curer les lieux pollués.

I.3.6.2. Code de l'Eau

Le Code de l'Eau établi en décembre 1998 précise :

Art.11 : « Font partie du domaine public hydraulique, (...) les ressources en eau, notamment (...) les lacs, étangs et lagunes, (...) dans les limites déterminées par le niveau des plus hautes eaux avant débordement avec une zone de 25 mètres de large à partir de ces limites sur chaque rive extérieure (...), les conduites d'eau, les conduites d'égouts, (...) ».

Art.51 : « Il est interdit de déverser dans la mer (...), les lagunes, (...) toute matière usée, tout résidu fermentescible d'origine végétale ou animale, toute substance liquide ou solide (...) susceptible de constituer (...) une cause d'insalubrité (...) ».

Le décret n°97-678 du 3 décembre 1997 porte sur la protection de l'environnement marin et lagunaire contre la pollution. L'article 18 de ce décret précise : « Il est interdit de déverser les matières fécales et d'évacuer les eaux usées domestiques dans les eaux marines et lagunaires ainsi que dans les zones côtières, sans traitement préalable ». La Côte d'Ivoire est aussi membre d'un certain nombre de conventions et de protocoles internationaux. En outre, plusieurs Ministères techniques interviennent dans la gestion de l'environnement aquatique. Cependant, les obstacles à la résolution effective des problèmes environnementaux, de la dégradation des ressources naturelles et de pollution en Côte d'Ivoire sont d'ordre institutionnel, financier, économique, technique et social.

REFERENCES

- [1] **Romaña, L. A.**, Les grands estuaires français. Equinoxe. Spécial environnement littoral n°47-48, 38-42 (1994).
- [2] **Day J. W. Jr., Hall C. A. S., Kemp W. M., Yáñez-Arancibia A.**, Estuarine ecology. John Wiley & Sons, New York, 558 p. (1989).
- [3] **Hayes M.O.**, Barrier island morphology as a function of tidal and wave regime. In: Leatherman P. (Ed.), Barrier Islands. New York, Academic Press, 1-27 (1979)
- [4] **Kirby R., Parker W.R.**, Distribution and behavior of fine sediment in the Severn estuary and inner Eristol Channel, U.K. In : Gordon D.C.Jr., Hourston A.S. (eds.). Dynamics of turbid coastal environments, Can J. Fish. Aquat. Sci., n° 40 (suppl. 1), 83-95 (1983).
- [5] **Monbet Y.**, Contrôl of phytoplankton biomass in estuaries: A comparative analysis of microtidal and macrotidal estuaries and coasts. Springer Ney York, 15 (4), 563-571 (1992).
- [6] **Diouf P. S.**, Les peuplements de poissons des milieux estuariens de l'Afrique de l'Ouest: l'exemple de l'estuaire hyperhalin du Sine-Saloum. Thèse de Doctorat, Université de Montpellier, 267 p. (1996).
- [7] **Schubel J.R.**, Turbidity maximum of the northern Chesapeake bay, Science, 161, 1013-1015, (1968).
- [8] **Schubel J.R.**, Size distributions of the suspended particles of the Chesapeake bay turbidity maximum. Neth. J. Sea. Res., 4, 283-309 (1969).
- [9] **Mee L.D.**, Coastal lagoons. In: Rliley J.P., Chester R. (Eds), Chemical Oceanography, 7. New York, Academic Press, 441-490 (1978).
- [10] **Tastet J.P. et Guiral D.**, Géologie et Sédimentologie. In Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II - Les milieux lagunaires, Durand J.R., Dufour P., Guiral D. et Zabi S. éditeurs. Editions de l'ORSTOM, Paris, 35-58 (1994).

- [11] **Lankford R.R.**, Coastal lagoons of Mexico; their origin and classification. In: Wiley M. (Ed.), *Estuarine processes*. Acad. Press, 2, 182-216 (1977).
- [12] **Nichols M., Allen G.**, Sedimentary processes in coastal lagoons. UNESCO Technical Paper on Marine Science 33, 27-80 (1981).
- [13] **Agence européenne pour l'environnement**, L'Environnement en Europe: Deuxième évaluation. Office des publications officielles des communautés européennes. Elsevier Science Ltd. 544p. (1998).
- [14] **Nixon S.W., Ammerman J., Atkinson L., Berounsky V., Billen G., Boicourt W., Boynton W., Church T., DiToro D., Elmgren R., Garber J., Giblin A., Jahnke R., Owens N., Pilson M.E.Q., Seitzinger S.**, 'The fate of nitrogen and phosphorus at the land-sea margin of the North Atlantic Ocean'. *Biogeochemistry* 35, 141–180 (1996).
- [15] **Salomon J.C., Lazure P.**, Etude par modèle mathématique de quelques aspects de la circulation marine entre Quiberon et Noirmoutier. Rapport IFREMER/DERO-88.26-EL, 104 p. (1988).
- [16] **Cioffi F., Di Eugenio A., Gallerano F.**, A new representation of anoxic crisis in hypertrophic lagoons, *Appl. Math. Modelling*, 19, 685-695 (1995).
- [17] **Caumette P., Baleux B.**, Etude des eaux rouges dues à la prolifération des bactéries photosynthétiques sulfo-oxydantes dans l'étang du Prévost, lagune saumâtre méditerranéenne, *Mar. Biol.*, 56, 183-194 (1980).
- [18] **Souchu P., Gasc A., Collos Y., Vaquer A., Tournier H., Bibent B., Deslous-Paoli J.M.**, Biogeochemical aspects of bottom anoxia in a Mediterranean lagoon (Thau, France), *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 164, 135-146 (1998).
- [19] **Péna G.**, Sels nutritifs et micropolluants métalliques dans un écosystème lagunaire : l'étang de Thau. Thèse de Doctorat, Université Montpellier II, 135 p. (1989).

- [20] **Elbaz-Poulichet F., Holliger P., Huang W.W., Martin J.M.**, Lead cycling in estuaries, illustrated by the Gironde estuary, France. *Nature, Lond.*, 308, 409-414 (1984).
- [21] **Bellucci L.G., Frignani M., Paolucci D., Ravanelli M.**, Distribution of heavy metals in sediments of the Venice Lagoon: the role of the industrial area. *Science of the total Environment*, 295 (1-3), 35-49 (2002).
- [22] **Ward J.V.**, The four-dimensional nature of lotic ecosystems, *Journal of the North American Benthological Society*, 8, 2-8 (1989).
- [23] **Dahm C.N., Grimm N.B., Marmonnier P., Valett H.M., Vervier P.**, Nutrients dynamic at the interface between surface water and ground-waters, *Freshwater Biology*, 40, 427-451 (1998).
- [24] **Mertes L.A.K.**, Documentation and significance of the perirheic zone on inundated floodplains, *Water Resources Research*, 33, 1749-1762 (1997).
- [25] **Namour Philippe**, Auto-épuration des rejets organiques domestiques : Nature de la matière organique résiduaire et son effet en rivière. Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard-Lyon1 161p. (1999).
- [26] **Miège C., Gourlay C., Tusseau-Vuillemin M.-H., Wang D., Durand S., Garric J., Mouchel J.-M.**, Semi-Permeable Membrane Device (SPMD)-availability of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in river waters and wastewater treatment plant effluents. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 24, 808-824 (2004).
- [27] **Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E.**, The river continuum concept, *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 37,130-137 (1980).
- [28] **Jones K.C., de Voogt P.**, Persistent organic pollutants (POPs) : State of science. *Environ. Poll.*, 100, 209-221 (1999).
- [29] **Agence Française de Normalisation**, Qualité de l'eau, détermination de la Demeande Chimique en Oxygène (DCO). Paris, France, AFNOR (2001).

[30] **APHA.**, Standard Methods for Water and Wastewater Examination. 20^{ème} éd., American Public Health Association, Washington (1998).

[31] **Degrémont**, Mémento technique de l'eau. 10^{ème} éd., Degrémont, 2, 1718p. (2005).

[32] **Lefebvre O.**, Application des micro-organismes halophiles au traitement des effluents industriels hypersalins. Thèse de Doctorat, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier. 271p. (2005).

[33] **Servais P., Barillier A., Billen G., Garnier J.**, Determination of the biodegradable fraction of dissolved and particulate organic carbon in waters. Annales Limnologie, 31, 75-80 (1995).

[34] **Keefert N., Simons R.K., Mc Quivey R.S.**, "Dissolved oxygen impact from urban storm runoff". Proceedings of the National Conference -Orlando - Florida (novembre 1979) EPA 600/9-80-056, 223-244 (1980).

[35] **Agence Française de Normalisation**, Qualité de l'eau, détermination de la demande biochimique en oxygène après n jours (DBOn), partie 2 : méthode pour les échantillons non dilués. Paris, France, AFNOR (1998).

[36] **Rodier J.**, L'analyse chimique et physico-chimique de l'eau, 7^{ème} édition, Dunod, Paris, France (1984).

[37] **Van Beneden G.**, Passé, présent et avenir de la DBO₅, Bull. Centr. Belge Etud. Doc. Eaux, 229, 615-624 (1962).

[38] **Servais P.**, Carbone organique : origine et biodégradabilité. In La Seine en son bassin : fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé, Ed. Elsevier., 483-529 (1998).

[39] **Dufour P.**, Influence des conditions de milieu sur la biodégradation des matières organiques dans une lagune tropicale (lagune Ebrié, Côte d'Ivoire). Oceanol. Acta, 5(3), 355-363 (1982).

- [40] **Heikskary, S. et Markus H.**, Establishing relationships among nutrient concentrations, phytoplankton abundance, and biochemical oxygen demand in Minnesota, USA, rivers. *Journal of Lake and Reservoir Management*, 17, 251-267 (2001).
- [41] **Karuppanapandian, T., Karuppudurai, T., Kumaraguru, A. K.**, A preliminary study on the environmental condition of the coral reef habitat. *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, 4 (3), 371-378 (2007).
- [42] **Leroy**, « Que sais-je ? » La pollution des eaux n°1874, 34 p. (1992).
- [43] **Baden S.P., Loo L.O., Pihl., Rosenberg R.**, Effects of eutrophication on benthic communities including fish: Swedis west coast. *Ambio*, 19 (3), 113-122 (1990).
- [44] **Brockmann U.H., Laane R.W.P.M., Postma H.**, Cycling of nutrient elements in the North Sea. *Neth.J. Sea Res.* 26 (2-4), 239-264 (1990).
- [45] **Richardson K., Heilmann J.P.**, Primary production in the kattegat : past and present. *Ophelia*, 41, 317-328 (1995).
- [46] **Malone T.C., Conley D.J., Fisher T.R., Gilbert P.M., Harding L.**, Scales of nutrient-limited phytoplankton productivity in Chesapeake Bay. *Estuaries* 19 (2B), 371-385 (1996).
- [47] **Rosenberg R., Cato I., Foerlin L., Grip K., Rodhe J.**, Marine environment quality assessment of the Skagerrak-kattegat. *J. Sea Res.*, 35 (1-3), 1-8 (1996).
- [48] **Welsh B.L.**, Hypoxia in Long Island Sound: one researcher's perspective. In *Proceedings of the Long Island Sound Research Conference*, New York, 30 Sep 1994. McElroy A. and Zeidner J. Eds. New York Sea Grant Institute, 3-20 (1995).
- [49] **Caumette P., Baleux B.**, Etude des eaux rouges dues à la prolifération des bactéries photosynthétiques sulfo-oxydantes dans l'étang du Prévost, lagune saumâtre méditerranéenne, *Mar. Biol.*, 56, 183-194 (1980).

- [50] **Marty D., Esnault G., Caumette P., Ranaivoson-Rambeloarisoa E., Bertrand J.C.,** Dénitrification, sulfato-réduction et méthanogénèse dans les sédiments superficiels d'un étang saumâtre méditerranéen, *Oceanol. Acta*, 13, 199-210 (1990).
- [51] **Roden E.E., Tuttle J.H.,** Sulfide release from estuarine sediment underlying anoxic bottom water. *Limnol. Oceanogr.*, 37, 725-738 (1992).
- [52] **Caumette P.,** Bacterial communities in coastal lagoons. An overview, *Vie et Milieu*, 42, 11-24 (1992).
- [53] **OCDE.,** Eutrophisation of waters; monitoring, assessment and control. OCDE Paris, France, 154p. (1982).
- [54] **Souchu P., Aminot A.,** Pour une définition opérationnelle du terme « eutrophisation ». In L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Rapport Ifremer DEL/EC/01.02-janvier 2001, 59 p. (2001).
- [55] **Kouame K., Moreau J., Timite K., Diekouadio K., Assi A.J.,** La fièvre Thyphoïde de l'enfant à Abidjan. *Rev. Méd.de Côte d'Ivoire*, 48, 2-15 (1979).
- [56] **Pihl L., Baden S.P., Diaz R.J., Schaffner L.C.,** Hypoxia-induced structural changes in the diet of bottom-feeding fish and crustacea. *Marine Biology*, 112, 349-361 (1992).
- [57] **Schaffner L.C., Jonsson P., Diaz R.J., Rosenberg R., Gapcynski, P.,** Benthic communities and bioturbation history of estuarine and coastal systems: Effects of hypoxia and anoxia. In *Marine Coastal Eutrophication*, Vollendweider R.A., Marchetti R. and Viviani R., eds., 1001-1016 (1992).
- [58] **Reddy, K. R., Patrick W.H.,** « Nitrogen Transformations and Loss in Flooded Soils and Sediments. » *Crc Critical Reviews in Environmental Control*, 13 (4), 273-309 (1984).
- [59] **Kuai L. and Verstraete W.,** Ammonium removal by the Oxygen-limited Autotrophic Nitrification-Denitrification system. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64, 4500-4506 (1998).

- [60] **Strous, M., Van Gerven E., Zheng P., Kuenen J.G., Jetten M.S.**, Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (anammox) process in different reactor configurations. *Water Research*, 31(8), 1955-1962 (1997).
- [61] **Jetten M.S., Wagner M., Fuerst J., Van Loosdrecht M., Kuenen G., Strous M.**, Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('anammox') process." *Current Opinion in Biotechnology*, 12(3), 283-288 (2001).
- [62] **Mancinelli R. L., Hochstein L. I.**, The occurrence of denitrification in extremely halophilic bacteria. *FEMS Microbiology Letters*, 35,(1), 55-58, (1986).
- [63] **Solomonson L.P., Vennesland B.**, Properties of a nitrite reductase of *Chlorella*. *Biochim. Biophys. Acta.*, 267, 544-557 (1972).
- [64] **Sengupta S., Shaila M.S., Rao G.R.**, Purification and characterization of assimilatory nitrite reductase from *Candida utilis*. *Biochem. J.*, 331, 147-155 (1996).
- [65] **Lin J.T. and Stewart V.**, Nitrate assimilation by bacteria. *Adv. Microb. Physiol.* 39, 1-30 (1998).
- [66] **Koné D.**, Epuration des eaux usées par lagunage à microphytes et à macrophytes (*Pistia Stratiotes*) en Afrique de l'Ouest et du Centre : Etat des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement. N°2653, Thèse de Doctorat, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, 170 p., (2002).
- [67] **Turner R.E., Rabalais N.N.**, Changes in Mississippi River water quality this century. Implications for coastal food webs. *BioScience*, 41,140-147 (1991).
- [68] **Forsberg C.**, The large-scale flux of nutrients from land to water and the eutrophication of lakes and marine waters. Institute of Limnology, Uppsala University, Norbyvag. 20, 752 36, Uppsala, Sweden. *Marine Pollution Bulletin*, 29, N°6/12, 409-413 (1994).

[69] **Fotyma M., Terelak H.**, Environmental challenges in Polish agriculture covering a main area of The Baltic Sea Basin. Inst Soil Sci & Plant Cultivat, Pulawy, Poland. Marine Pollution Bulletin, 29, N° 6-12, 455-463 (1994).

[70] **Roman C. T., Jaworski N., Short, F. T., Findlay, S., Warren, R. S.:** Estuaries of the Northeastern United States: Habitat and land use signatures. Univ Rhode Isl, Grad Sch Oceanog, USGS Patuxent Wildlife Res Ctr, Narragansett, RI, U.S. Estuaries, 23, N° 6, 743-764 (2000).

[71] **Enell M., Haglind I.**, Nitrogen, phosphorus and metal loads from Swedish pulp and paper industry on the Gulf of Bothnia - quantities and shares of total loads. Swedish Environmental Research Institute, Stockholm, Sweden. Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research, 29, N° 5-6, 49-59 (1994).

[72] **Khan S.A.; Khan M.**, Monitoring of water pollution in the Kabul river (Pakistan) under low flow conditions. PO Peshawar Univ, Pcsir Labs, Peshawar 25120, Pakistan. Journal of the Chemical Society of Pakistan, 19, N°2, 126-132 (1997).

[73] **El-Tayeb S. M.; Abed K. F.**, The effects of certain nutritional additives on the activity of *Sporosarcina ureae* in biodegrading oil in the Arabian Gulf water. Botany Department, Girls' College of Education, Scientific Section, Riyadh, Saudi Arabia. Arab Gulf Journal of Scientific Research, 17, N° 2, 303-312 (1999).

[74] **Enell M., Fejes J.**, The nitrogen load to the Baltic sea - presentsituation, acceptable future load and suggested source reduction. ITT Flygt AB, Box 1309, S-171 25 Solna, Sweden. Water, Air, and Soil Pollution, 85, N° 2, 877-882 (1995).

[75] **Howarth R.W.**, An assessment of human influences on fluxes of nitrogen from the terrestrial landscape to the estuaries and continental shelves of the North Atlantic Ocean. Cornell University, Ithaca, NY. Nutrient cycling in agro-ecosystems, 52(2-3), 213-223 (1998).

- [76] **Seidl M., Servais P., Mouchel J.M.**, Organic matter transport and degradation in the River Seine (France) after combined sewer overflow. *Wat. Res.* 32, 3569-3580 (1998).
- [77] **Leonov A. V.; Stygar O. V.**, Seasonal variations in nutrient concentrations and biological productivity in the northern Caspian Sea. Shirshov Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences, Moscow, 117851, Russia. *Water Resour.*, 26(6), 666-678 (1999).
- [78] **Billen G., Garnier J., Servais P., Brion N., Ficht A., Even S., Berthe T., Poulin M.**, L'oxygène : un témoin du fonctionnement microbologique. Fascicule N°5, Editions IFREMER. Programme Scientifique Seine-Aval. 30p. (1999).
- [79] **Metcalf E., Tchobanoglous G., Burton F.L.**, Wastewater engineering : treatment, disposal, reuse. 3rd edn, McGraw Hill, New York, 695-725 (1991).
- [80] **Agences de l'eau et ministère de l'environnement**, L'assainissement des agglomérations : techniques d'épuration actuelles et évolutions. Cahier technique N° 27, France, 89-90 (1994).
- [81] **Ganoulis, J.G.**, Nitrate contamination of surface and ground water in Greece. Aristotle University of Thessaloniki, Thessaloniki, Greece. NATO ASI series : Series G : Ecological sciences, 30, 55-64 (1991).
- [82] **Rozema J.; Leendertse P.C.**, Natural and man-made environmental stresses in coastal wetlands. *Tasks for vegetation science*, N° 22, 92-101 (1991).
- [83] **Choi K.S.; Blood E.**, Modelling developed coastal watersheds with the agricultural non-point source model. *Journal of the American Water Resources Association*, 35, N°2, 233-244 (1999).
- [84] **Shuval, H.I., Gruener, N.**, Epidemiological and toxicological aspects of nitrates and nitrites in the environment. *Am. J. Public Health*, 62, 1045p. (1972).

- [85] **Senez J. C.**, Le phosphore en ecologie marine [Phosphorus in marine ecology]. CNRS, 13009 Marseille, France. *Revue internationale d'oceanographie medicale*, Vol 107-108, 3-15, (1992).
- [86] **Aminot A., Chaussepied M.**, Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO, Editions Jouve, Paris, 395 p. (1983).
- [87] **Dufour P., Lemasson L.**, Le régime nutritif de la lagune tropicale Ebrié (Côte d'Ivoire). *Océanogr., trop.*, 20(1), 41-69 (1985).
- [88] **Vighi M.; Soprani, S.; Puzzarini, P.; Menghi, G.**, Phosphorus loads from selected watersheds in the drainage area of the Northern Adriatic Sea. University of Milano, Milano, Italy. *Journal of environmental quality*, 20 (2), 439-444 (1991).
- [89] **Abrams M. M.; Jarrell W. M.**, Soil-phosphorus as a potential non-point source for elevated stream phosphorus levels. Oregon Grad Inst Sci & Technol, Dept Environm Sci & Engn, Portland, OR. *Journal of Environmental Quality*, 24 (1), 132-138 (1995).
- [90] **Howarth R. W.**, Nitrogen cycling in the North Atlantic Ocean and its watersheds. Report of the International SCOPE Nitrogen Project. Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, NY 14853, USA. *Biogeochemistry*, 35(1), 304, (1996).
- [91] **Heckrath G., Brookes P.C., Poulton P.R., Goulding K.W.T.**, Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentration in the Boadbalk experiment. *J. Env. Quality*, 24, 904-910 (1995).
- [92] **Sharpley A.N., Rekolainen S.**, Phosphorus in agriculture and its environmental implications. In: *Phosphorus loss from soil to water*. CAB International (Eds), 1-53 (1997).
- [93] **Castillon P.**, Le phosphore : sources, flux et rôles pour la production végétale et l'eutrophisation. *INRA Prod. Anim.*, 18, 153-158 (2005)..

[94] **Parry R.**, Agricultural phosphorus and water quality: a U.S. Environmental Protection Agency perspective. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. *Journal of environmental quality*, 27(2), 258-261 (1998).

[95] **Sims J.T.**, Phosphorus soil testing: innovations for water quality protection. University of Delaware, Newark, DE. *Communications in soil science and plant analysis*, 29(11-14), 1471-1489 (1998).

[96] **Correll D.L.**, Phosphorus: a rate limiting nutrient in surface waters. Smithsonian Environmental Research Center, Edgewater, MD. Poultry science Association, Inc., Savoy, IL, U.S., 78(5), 674-682 (1999).

[97] **Walker D. I.; Ormond R. F. G.**, Coral death from sewage and phosphate pollution at Aqaba, Red-Sea. University York, Dept. Biol., Yorkshire, England. *Marine Pollution Bulletin*, 13, n°1, 21-25 (1982).

[98] **Probst, J.L.**, Géochimie et hydrologie de l'érosion mécanique continentale, bilan global actuel, fluctuations au cours des 500 derniers millions d'années. Thèse d'Etat, Université de Strasbourg, 323 p. (1990).

[99] **Edmond J.M., Palmer M.R., Measures C.I., Grant, B. et Stallard, R.F.**, The fluvial geochemistry and denudation rate of the Guyana shield in Venezuela. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59(16): 3301-3325 (1995).

[100] **Roose E.**, Erosion... a current environmental problem? The GCES, a new strategy for fighting erosion to resolve this dilemma of a growing society. In: S. Wicherek (Editor), *Farm and land erosion : in temperate plains environment and hills*. Elsevier Science Publisher, Amsterdam, 571-585 (1993).

[101] **Milliman J.D., Syvitski, J.P.M.**, Geomorphic/tectonic control of sediment discharge to the ocean : the importance of small mountainous rivers. *Journal of Geology*, 100, 525-544 (1992).

- [102] **Ramade F.**, Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. Ediscience Paris, France. 785p. (1998).
- [103] **Sogon S., Penven M.J., Bonté, P., Muxart T.**, Estimation of sediment yield and soil loss using suspended sediment load and ¹³⁷Cs measurements on agricultural land, Brie Plateau, France. *Hydrobiologia*, 410, 251-261 (1999).
- [104] **Hobson C.A.**, The seasonal and vertical distribution of suspended particulate matter in an area of the Northeast Pacific Ocean. *Limnol. Oceanogr.* 12(4), 642-649, (1967).
- [105] **Ettajani H., et Amiard J.C.**, Biodisponibilité de quelques métaux fixés sur les matières en suspensions (MES) en milieu estuarien. *Hydroécol. Appl.* Tom 7, Vol 1-2, 75-89 (1995).
- [106] **Haynes D., Johnson J.E.**, Organochlorine, heavy Metal and polyaromatic Hydrocarbon Pollutant Concentrations in the Great Barrier Reef (Australia) Environment: a Review. *Mar Pollut Bull.*, 41, 267-278 (2000).
- [107] **McPherson C.A., Chapman P.M.**, Copper effect on potential sediment test organisms: the importance of appropriate sensitivity. *Mar Pollut Bull* 40 (8), 656-665 (2000).
- [108] **Hagopian-Schlekat T., Chandler G.T., Shaw T.J.**, Acute toxicity of five sediment-associated metals, individually and in a mixture, to the estuarine meiobenthic harpacticoid copepod *Amphiascus tenuiremis*. *Mar Environ Res.*, 51, 247-264 (2001).
- [109] **Förnstner U., Wittmann G.T.W.**, Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag. New York, 475 (1979).
- [110] **Masson A.Z., Jenkins K.D.**, Metal detoxication in aquatic organisms. In *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems*. Eds Tessier A, Turner D.R., Wiley and Sons, Chichester, Vol 3, 469-608 (1995).
- [111] **Taylor S.R. et Maclellan S.M.**, The geochemical evolution of the continental crust. *Reviews in Geophysics*, 33, 241-265 (1995).

- [112] **Rudnick R.L., Fountain D.M.**, Nature and composition of the continental crust -- a lower crustal perspective. *Reviews in Geophysics*, 33, 267-309 (1995).
- [113] **Gao S., Luo T.-C., Zhang B.R., Zhang H.F., Han, Y.W., Zhao Z.D., Hu, Y.K.**, Chemical composition of the continental crust as revealed by studies in East China. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 62(1), 951-1975 (1998).
- [114] **Baize D., Chrétien J.**, Les couvertures pédologiques de la plate-forme sinémurienne en Bourgogne. *Etude et Gestion des Sols*, 2, 7-27 (1994).
- [115] **Settle D., Patterson, C.C.**, Magnitudes and sources of precipitation and dry deposition fluxes of industrial lead to the North Pacific at Enewetak. *J. Geophys. Res.*, 87, 8857-8869, (1982).
- [116] **Farmer J.G.**, The perturbation of historical pollution records in aquatic systems: *Environ. Geochem. Health*, 13 (2), 76-83 (1991).
- [117] **Coker W.B., Kettles I.M., Shilts W.W.**, Comparison of mercury concentrations in modern lake sediments and glacial drift in the Canadian Shield in the region of Ottawa/Kingston to Georgian Bay, Ontario, Canada: *Water, Air and Soil Poll.*, 80, 1025-1029 (1995).
- [118] **Alam M. J.B., Muyen Z., Islam M.R., Islam S., Manun M.**, Water quality parameters along rivers. *Int. Environ. Sci. Tech.*, 4(1), 19-167 (2007).
- [119] **Al-Masri M.S., Aba A., Khalil H., Al-Hares Z.**, Sedimentation rates and pollution history of a dried lake: Al-Oteibeth Lake. *Sci. Total Env.*, 293 (1-3), 177-189 (2002).
- [120] **Carla P., Manuela V., Pilar P.S., José L.B.**, Monitoring the quality of the marine environment. *J. Environ. Monit.*, 2, 512-516 (2000).
- [121] **Prasad B., Bose J.M.**, Evaluation of the heavy metal pollution index for the surface and spring water near a limestone mining area of the lower Himalayas, *Environ, Geo.*, 41 (1-2), 183-188 (2001).

- [122] **Alderton D.H.M., Serafimovski, T., Mullen B., Fairall K., James S.,** The chemistry of waters associated with metal mining in Macedonia, *Mine, Water and the Environment*, 24 (3), 139-149 (2005).
- [123] **Nabil B.G., Karbassi A.R., Nasrabadi T., Hoveidi H.,** Influence of copper mine on surface water quality. *J Environ. Sci. Tech.*, 4(1), 85-95 (2007).
- [124] **Förnstner U.,** Sediment-Associated Contaminants – An overview of Scientific Bases for Developing Remedial Options. *Hydrobiologia* 149, 221-246 (1987).
- [125] **Calamari D., Naeve H.,** Revue de la pollution dans l'environnement aquatique africain. *Doc. Tech. Du CPCA, N°25, Rome, FAO*, 37-69 (1994).
- [126] **Rybicka E.H., Calmano W., Breeger A.,** Heavy metals sorption/desorption on competing clay minerals ; an experimental study. *Applied Clay Science* 9, 369-381 (1995).
- [127] **UNEP.,** Manuel d'échantillonnage et d'analyse des sédiments. UNEP(DEPI)/MED WG.321/Inf.4. 26p. (2007).
- [128] **Dryssen D., Wedborg M.,** Major and minor elements, chemicals speciation in estuarine waters. In : *Chemistry and biogeochemistry of estuaries*. Olausson, E., Cato I., (eds.) John Wiley and Sons, New-York, 71-119 (1980).
- [129] **Lau S.S.S., Chu L.M.,** Contamination release from sediment in a coastal wetland. *Wat Res* 33(4), 909-918 (1999).
- [130] **Rasmussen A.D., Andersen O.** Cadmium transfer between water and sediments studied in: Laboratory experiments and with a computer model. *Bull Environ Contam. Toxicol.*, 63, 720-727 (1999).
- [131] **Burgess R.M., Scott K.J.,** The Significance of In-Place Contaminated Marine Sediments on the Water Column : Processes and Effects. In *Burton, GAJ (Eds). Sediment Toxicity Assessment*, Lewis, Chelsea, MI, USA, 129-165 (1992).

[132] **Ettajani H.**, Transfert des éléments traces essentiels ou toxiques dans la chaîne trophique marine à mollusque. Thèse, Université de Tours, France, 199 (1994).

[133] **Patterson C.C., Settle, D.M.**, Review of data on eolian fluxes of industrial and natural lead to the lands and seas in remote regions on a global scale. *Mar. Chem.*, 22, 137-162 (1987).

[134] **Hamelin B., Shen G.T., Sholkovitz E.R.**, Anthropogenic Pb in sediments and corals: isotopic contrast of Pb pollution from Europe, USA and Japan. *EOS*, 68, 1319 (1987).

[135] **Boucheseiche C., Cremille E., Pelte T., Pojer K.**, Bassin Rhône – Méditerranée – Corse. Guide technique n°7, Pollution toxique et écotoxicologie : notion de base. Lyon, Agence de l'Eau Rhône – Méditerranée - Corse, 83 p.(2002).

[136] **Caplun E., Petit D., Picciotto E.**, Le plomb dans l'essence. *La Recherche*, 15, 270-280 (1984).

[137] **Chung I.K., Brinkhuis B.H.**, Copper effects in early stages of the kelp, *Laminaria saccharia*. *Mar. Pollut. Bull.*, 17, 213-218 (1986).

[138] **Vranken G., Heip C.**, Toxicity of copper, mercury and lead to a marine nematode. *Mar. Pollut. Bull.*, 17 : 453-457 (1986).

[139] **GESAMP.**, Groupe mixte d'experts chargé d'étudier les aspects scientifiques de la pollution des mers (GESAMP). Review of harmful substances. Provisional version. GESAMP VI/10/supp.1. (1974).

[140] **Needelman H.L.**, The hazard to health of lead exposure at low dose. In : *Changing Metal Cycle and Human Health*. Nriagu J.O. éditeur. Springer-Verlag, Berlin, 311-322. (1984).

[141] **Nations Unies**, World Urbanisation prospect: The 2005 revision. New York: United Nations. 210 p. (2006).

- [142] **Coulibaly L., Diomandé D., Coulibaly A., Gourène G.**, utilisation des ressources en eaux, assainissement et risques sanitaires dans les quartiers précaires de la commune de Port-Bouët (Abidjan-Côte d'Ivoire). *La revue en sciences de l'environnement Vertigo* 5, N° 3 (2004).
- [143] **Durand J.R., Skubich M.**, Les lagunes Ivoiriennes. *Aquaculture*, 27, 211-250 (1982).
- [144] **Chantraine J.M.**, La lagune Aby (Côte d'Ivoire). Morphologie, hydrologie, paramètres physico-chimiques. *Doc. Sci. Cent. Rech. Océanogr. Abidjan*, 11(2), 39-77 (1980).
- [145] **Dufour P.**, Influence des conditions de milieu sur la biodégradation des matières organiques dans une lagune tropicale (lagune Ebrié, Côte d'Ivoire). *Oceanol. Acta*, 5(3), 355-363 (1982).
- [146] **Varlet F.**, Le régime de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *Traits physiques essentiels. Trav. Doc. ORSTOM*, 83,164 p. (1978).
- [147] **Tastet J.P., Guiral D.**, Géologie et Sédimentologie. In *Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II - Les milieux lagunaires*, Durand J.R., Dufour P., Guiral D. et Zabi S. éditeurs. Editions de l'ORSTOM, Paris, 35-58 (1994).
- [148] **Durand J.R., Guiral D.**, Hydroclimat et hydrochimie. In *Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II - Les milieux lagunaires*, Durand J.R., Dufour P., Guiral D. et Zabi S. éditeurs. Editions de l'ORSTOM, Paris, 60-90 (1994).
- [149] **Arfi R., Guiral D.**, Un écosystème estuarien eutrophe : la baie de Biétri. In *Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II - Les milieux lagunaires*, Durand J.R., Dufour P., Guiral D. et Zabi S. éditeurs. Editions de l'ORSTOM, Paris, 336-363 (1994).
- [150] **Pagès, J., Lemasson L., Dufour P.**, Eléments nutritifs et production primaire dans les lagunes de Côte d'Ivoire. *Cycle annuel. Arch. Sci. Cent. Rech. Océanogr.*, 5(1), 1-60 (1979).

- [151] **Nedeco**, Inventaire de la pollution des eaux par l'industrie. Analyses. Nedeco/D.E.I. (1981).
- [152] **Burgeap**, Assainissement d'Abidjan. Etude d'impact environnemental. Rapport provisoire, SODECI, 101p. (2002).
- [153] **Métongo B.S.**, Rapport/Côte d'Ivoire : Evaluation rapide des sources de pollution atmosphérique, hydrique et tellurique en Côte d'Ivoire, Abidjan, Projet Régional GOG-LME (ONUDI) EG/RAF/92/G34 (1997).
- [154] **Broche J., Peschet J.L.**, Enquête sur les pollutions actuelles en Côte d'Ivoire. In Chantraine et Dufour : " R.N.O des eaux marines et lagunaires de Côte d'Ivoire". multig. 3, 113 p. (1983).
- [155] **Arfi R.**, Protection de l'environnement d'Abidjan. Programme de suivi de la qualité des eaux lagunaires et marines, campagnes 1993. Convention Direction et Contrôle des Grands Travaux, Abidjan, tome 2, 32 p. (1994).
- [156] **Kouassi A. M., Kaba N., Métongo B.S.**, Land based sources of pollution and environmental quality of the Ebrié Lagoon waters. Marine Pollution Bulletin, 30(5), 295-300 (1995).
- [157] **Kouassi A. M., Tidou A. S., Kamenan A.**, Caractéristiques hydrochimiques et microbiologiques des eaux de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). Partie I : Variabilité saisonnière des paramètres hydrochimiques. AGRON. AFR., 17 (2), 73-162 (2005).
- [158] **Zabi S.G.**, Les peuplements benthiques liés à la pollution en zone urbaine d'Abidjan (Côte d'Ivoire). Actes Symposium international sur les lagunes côtières, Bordeaux 8-14 septembre 1981. Oceanologica Acta, suppl. 4, 441-455 (1982).
- [159] **Guiral D., Chantraine J.M.**, Hypothèse sur l'origine des mortalités observées en lagune Ebrié en 1979. Doc. Sci. Cent. Rech. Océanogr. Abidjan, 12(2), 61-95 (1983).

- [160] **Lanusse A.**, La contamination microbienne d'une lagune tropicale (lagune Ebrié, Côte d'Ivoire). Influence de l'hydroclimat. Thèse Université de Provence (Aix-Marseille I, France), 147p. (1987).
- [161] **Dosso M., Duchassin M., Lombardo A., Koné M., Edoh V.**, Cas sporadiques ou début d'une nouvelle épidémie de choléra. Bull. Soc. Path. Exot. 76, 121-125 (1984).
- [162] **Kouassi A.M., Guiral D., Dosso M.**, Variations saisonnières de la contamination microbienne de la zone urbaine d'une lagune tropicale estuarienne. Cas de la ville d'Abidjan (Côte d'Ivoire). Rev. Hydrobiol. Trop. 23(3), 181-194 (1990).
- [163] **Arfi R., Dufour P., Maurer D.**, Phytoplancton et pollution : premières études en baie de Biétri (Côte d'Ivoire). Traitement mathématique des données. Oceanologica Acta, 4 :319-329 (1981).
- [164] **Carmouze J.P., Caumette P.**, Les effets de la pollution organique sur les biomasses et activités du phytoplancton et des bactéries hétérotrophes dans la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). Rev. Hydrobiol. Trop., 18, 183-211 (1985).
- [165] **HRD.**, Dépollution des baies lagunaires d'Abidjan. Aménagement de la baie de Cocody. Synthèse des études des consultants nationaux. Ministère d'Etat, Ministère de l'Environnement et du cadre de vie. Coopération technique belge, 48p. (2004).
- [166] **Marchand M., Martin J. L.**, Détermination de la pollution chimique (hydrocarbures, organochlorés, métaux) dans la lagune d'Abidjan (Côte d'Ivoire) par l'étude des sédiments. Océanogr. Trop., 20 (1), 26-39 (1985).
- [167] **Métongo B.S.**, Synthèse sur les problèmes de la pollution côtière et marine en Côte d'Ivoire. Rapport pour le compte du projet ONUDI/GEM-CG GP/RAF/07/004/1776-2005, Référence 18019219-1, 48p. (2006).
- [168] **Kouadio I., Trefry J.H.**, Sédiment trace metals contamination in Ivory Coast, West Africa. Water Air Soil Pollution, 32, 45-54 (1987).

- [169] **Métongo B.S.**, Concentrations en métaux toxiques chez *Crassostrea gasar* (Huître de mangrove) en zone urbaine d'Abidjan. *J. Ivoir. Océanol. Limnol.*, 1(1), 33-45. (1991a.)
- [170] **Métongo B.S.**, Accumulation de quelques métaux toxiques (Cu, Hg, Zn) chez des poissons marins du Golfe de Guinée (1985-1988). *Agron. Afr.*, 3(2), 129-139 (1991b).
- [171] **Métongo B.S., Sankaré Y.**, Teneurs en métaux lourds des organes chez le crabe nageur comestible *Callinectes amnicola* (décapode portunidae) en lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *Agron. Afr.*, 2(2), 53-130 (1990).
- [172] **Métongo B.S., Kouamenan K.F.**, Concentrations en mercure dans les muscles du thon albacore (*Thunnus albacares*) en Golfe de Guinée (1987-1988). *J. Ivoir. Océanol. Limnol.*, Abidjan, 1(1), 1-8. (1991).
- [173] **Haskoning.**, Dépollution de la lagune Ebrié, Abidjan. Mission de reconnaissance, République de Côte d'Ivoire, Ministère de l'Environnement et de la Forêt, N°G1577.11/R001/RN/MVM, 37p. (1999).

DEUXIEME PARTIE : PARTIE EXPERIMENTALE

II. PARTIE EXPERIMENTALE.

Dans cette partie, nous allons indiquer les sites choisis pour l'échantillonnage, les techniques de prélèvement des échantillons et décrire l'appareillage et les protocoles d'analyses des différents paramètres mesurés.

II.1. Choix des sites

II.1.1. Caractérisation physico-chimique des eaux lagunaires aux déversoirs des effluents liquides.

Les sites retenus pour la caractérisation physico-chimique des eaux lagunaires aux déversoirs des effluents liquides sont les baies de Biétri, Cocody, Marcory et d'Abidjan (figure II.1). Douze (12) points de rejets ont été retenus en baie de Biétri (stations 1 à 12), dix (10) en baie de Cocody (stations 13 à 22), quatre (4) en baie de Marcory (stations 23 à 26) et deux en baie d'Abidjan (stations 27 et 28).

Le choix de ces baies se justifie par le fait que les baies de Biétri, Cocody, Marcory sont reconnues comme faisant partie des baies les plus polluées de la lagune Ebrié [1]. La baie d'Abidjan a été choisie parce qu'elle abrite le plus grand port d'Afrique de l'ouest et est le siège de plusieurs activités tendant à modifier les caractéristiques de ce plan d'eau. Les noms des stations ainsi que leurs caractéristiques sont présentées dans le tableau II.1.

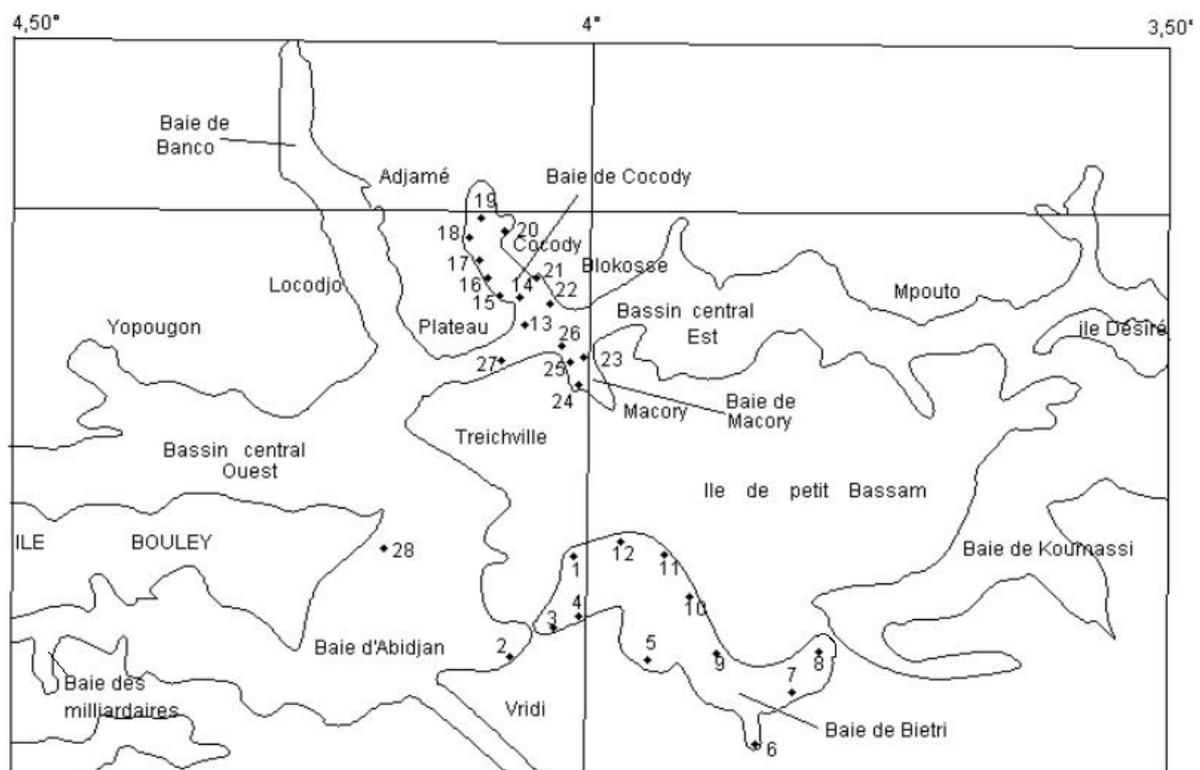


Figure II.1 : Localisation des sites et des stations de prélèvements aux déversoirs des rejets en lagune d'Abidjan.

Tableau II. 1 : Caractéristiques et désignations des stations de prélèvements.

Baies	N°	Stations	Caractéristiques
Biétri	1	Unilever (Ex-Blohorn)	Déversoirs d'eaux usées de la société Unilever (ex-Blohorn) de fabrication d'huile de table, de savon et de la margarine.
	2	Shell Chimie	Déversoir d'eaux usées de la zone industrielle de Vridi (Rhone-Poulenc, Shell-Chimie, Siveng); siège de déversements d'hydrocarbures de bateaux, et de produits phytosanitaires.
	3	Réparation conteneurs	Déversoir d'eaux usées des 119 logements de Vridi.
	4	Village pêcheurs	Reçoit les rejets d'activités de séchage de poisson.
	5	SIR	Déversoirs d'eaux usées de la raffinerie SIR
	6	Bidet	Résulte de la fermeture d'un canal reliant la lagune à la mer ; reçoit les eaux usées de Port-Bouët et Vridi.
	7	Abattoir	Déversoir d'eaux usées de sociétés d'abattage de bovin et ovin (Abattoir), de tannage (Sivot-CI), de parfumerie et cosmétique (Sicobel) et d'eaux usées domestiques de Port-Bouët.
	8	Digue	Reçoit les eaux usées de l'industrie de traitement des matières polluées d'hydrocarbures (ITE), eaux usées domestiques de l'émissaire en mer et est le siège d'intenses activités d'extraction de sable.
	9	Notre Dame	Déversoir d'eaux usées de Biétri
	10	Waffou	Déversoir d'eaux usées de Biétri
	11	Sivoa	Déversoir d'eaux usées de plusieurs sociétés des zone 3 et 4 (Solibra, Castelli, Nestlé-Ci, Saprolait...) et d'eaux usées domestiques de Marcory et Treichville.
	12	Marina	Déversoir d'eaux usées d'une usine (Real) d'aliments pour bétail à base de déchets de thon.
Cocody	13	Pont De Gaulle	Déversoir d'eaux usées d'un ouvrage de traitement physique du réseau unitaire du Plateau
	14	Caniveau A	Déversoir d'eaux usées du plateau

Cocody	15	Caniveau B	Déversoir d'eaux usées du plateau
	16	Mobil	Déversoir d'eaux usées du plateau
	17	Shell	Déversoir d'eaux usées du plateau et d'Adjamé
	18	Stade Houphouët Boigny	Mélange d'eaux usées de déversoirs d'orage, de crues de stations de pompage, et de drains pluviaux conduisant à des écoulements d'eaux usées même en temps sec.
	19	Pisam	Déversoir d'eaux usées pharmaceutiques de l'hôpital Pisam, eaux usées urbaines des quartiers Cocody, 2 Plateaux, Abobo etc.
	20	BNETD	Reçoit les eaux usées de Cocody
	21	Hôtel Ivoire Cocotiers	Déversoir d'eaux usées de Cocody
	22	Hôtel Ivoire	Déversoir d'eaux usées de Cocody et de Blokosso
Marcory	23	Palétuviers	Déversoir d'eaux usées de Marcory
	24	Centre Culturel Treichville	Déversoir sans traitement préalable d'eaux usées du réseau d'assainissement
	25	Mobil	Déversoir direct d'eaux usées des égouts de Treichville et des déchets d'industries de la zone 4 au travers d'une station de pompage.
	26	Village Pêcheurs	Reçoit les eaux usées domestiques de Biafra et d'activités de pêche et de lavage automobile.
Abidjan	27	Palais de la Culture	Reçoit les eaux usées de Treichville.
	28	Village pêcheurs	Reçoit les eaux usées du port.

Tous les déversoirs des rejets significatifs de chaque baie ont été échantillonnés, à 0,5 m au-dessous de l'interface air-eau et 0,5 m au dessus de l'interface eau-sédiment. La baie de Biétri a été visitée le 7 octobre 2004 de 8 heures à 13 heures tandis que les baies de Cocody, Marcory et d'Abidjan ont été échantillonnées le 26 octobre 2004 entre 8 heures et 14 heures.

II.1.2. Caractérisation physico-chimique des eaux libres des baies

Cette étude a été menée sur les eaux libres qui sont des eaux situées loin des lieux de rejets. Quatre baies considérées jusqu'ici comme les plus polluées de la zone estuarienne

de la lagune Ebrié (baie du Banco, Cocody, Marcory et Biétri) [1] ont été choisies, en comparaison avec une baie soumise à un degré moindre de rejets urbains (baie des Milliardaires) (figure II.2).

Plusieurs critères ont guidé nos choix, à savoir, une sortie préliminaire en octobre 2004 [2] permettant d'identifier les zones les plus vulnérables, le degré d'influence urbaine, la proximité du canal de Vridi...

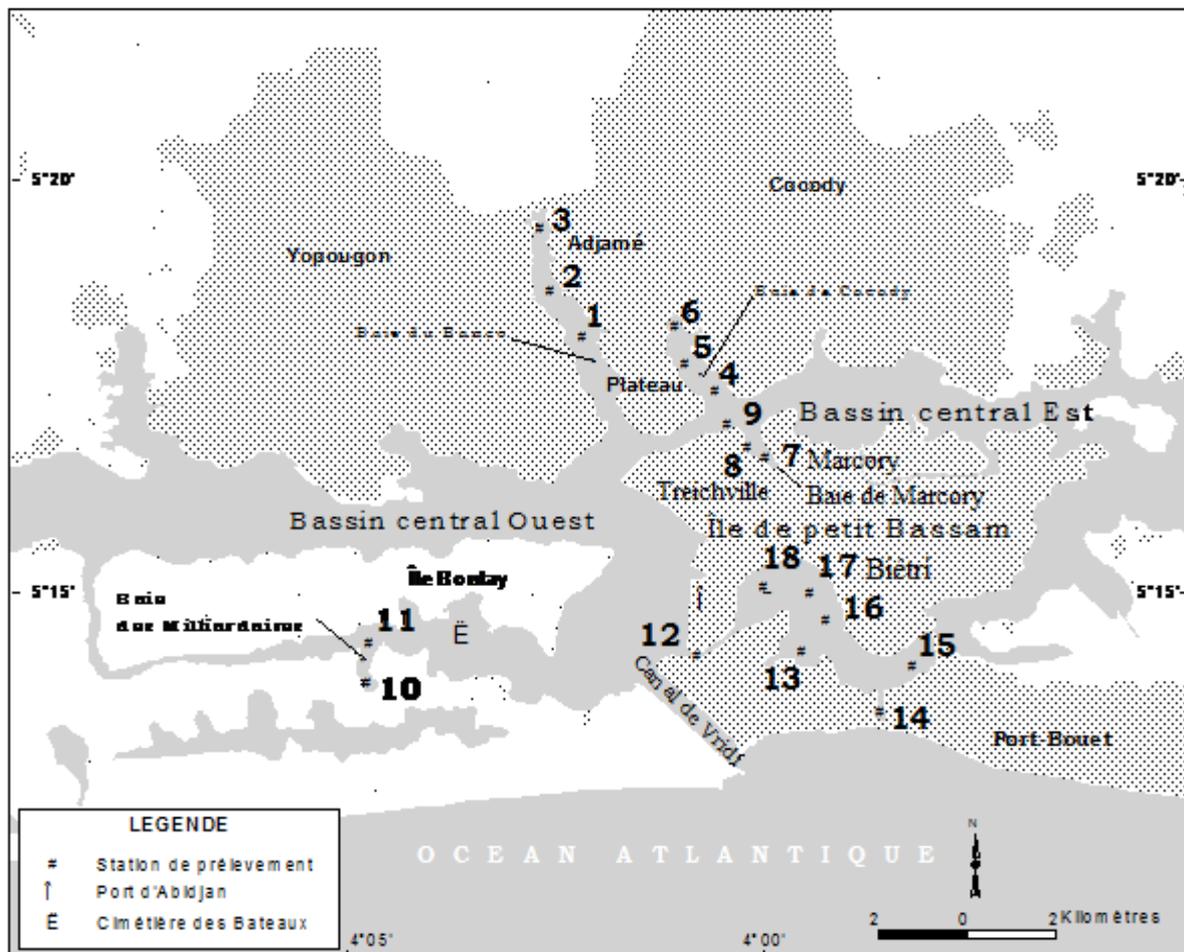


Figure II.2 : Localisation de la zone d'étude et stations de prélèvements des eaux libres des baies.

Le plan d'échantillonnage a été conçu de sorte que les stations de prélèvement soient représentatives des baies étudiées (conditions générales en amont, au centre, et en aval de la baie). Dix huit (18) stations de prélèvements ont été retenues dont 6 dans la baie de Biétri (Sir, Bidet, Abattoir, Sivoa, Marina, Ex-Blohorn) ; 2 en baie des Milliardaires (entrée et fond de la baie) ; 3 dans la baie du Banco (Carena, Sebroko, Boribana) ; 3 dans la baie de Cocody (Wata, Shell, Stade Houphouët Boigny) et 3 dans la baie de Marcory (Mobil, Sodeci,

Biafra). Afin de rechercher l'influence des eaux marines sur la charge polluante, une station a été retenue à l'entrée de la baie de Biétri, dans le chenal de navigation (Shell Chimie : station 12) (figure II.2, tableau II.2). Cette station reflète la situation qui prévaut dans la zone de communication entre la baie de Biétri et la mer.

Tableau II.2. : Désignation des stations de prélèvements

Site	N°	Nom de la station	Site	N°	Nom de la station°
Banco	1	Carena	Milliardaires	10	Boulay I
	2	Sebroko		11	Boulay II
	3	Boribana	Proximité du port	12	Shell Chimie
Cocody	4	Wata	Biétri	13	Sir
	5	Shell		14	Bidet
	6	Stade Houphouët Boigny		15	Abattoir
Marcory	7	Mobil		16	Sivoa
	8	Sodeci		17	Marina
	9	Biafra		18	Ex-Blohorn

Deux campagnes de mesures ont été réalisées par saison (saison des pluies, saison des crues et saison sèche) de juillet 2006 à novembre 2008. Le nombre et la fréquence des campagnes sont indiqués dans le tableau II.3. Chaque campagne s'étendait sur deux jours entre 8 heures 30 et 13 heures: les stations 1 à 9 ont été visitées les premiers jours et les stations 10 à 17 ont été échantillonnées les seconds jours.

En plus des prélèvements d'eau à 0,5 m au-dessous de l'interface air-eau et 0,5 m au dessus de l'interface eau-sédiment, des profils verticaux ont été réalisés aux stations les plus profondes pour chaque baie : il s'agit des stations 1 (9 m) en baie du Banco, 4 (4 m) en baie de Cocody, 9 (5 m) en baie de Marcory, 11 (9 m) en baie de Milliardaires, 12 (8 m) dans l'axe du chenal de navigation et 13 (8 m) en baie de Biétri.

Les stations 6 et 18 aussi ont été aussi échantillonnées chaque heure, de 5 heures à 22 heures afin de décrire l'évolution de la pollution des baies de Biétri et Cocody au cours de la journée.

Tableau II.3 : Fréquence de prélèvements

N°	date	N°	date	N°	date
1	25-26 juillet 2006	8	25-26 Juillet 2007	15	14-15 Octobre 2008
2	20-21 Septembre 2006	9	19-20 Septembre 2007		
3	28-29 Novembre 2006	10	28-29 Novembre 2007		
4	26-27 décembre 2006	11	27-28 février 2008		
5	27-28 février 2007	12	11 et 25 Avril 2008		
6	11 et 25 Avril 2007	13	19-20 Juillet 2008		
7	29-30 Mai 2007	14	Août 2008		

II.1.3. Caractérisation physico-chimique des sédiments

Six (6) stations ont été retenues, numérotées de 1 à 6 (figure II.3) :

- La station 1 est située en baie du Banco, non loin des rejets d'eaux usées des laveurs du Banco et aux environs du quartier précaire Bolibana.
- La station 2 est localisée dans la baie de Cocody, où débouchent plusieurs effluents domestiques et les rejets de l'hôpital PISAM.
- La station 3 est située en baie de Marcory, proche des rejets du réseau d'assainissement urbain de Treichville.
- La station 4 est située en baie des Milliardaires, loin des rejets directs urbains.
- La station 5 est située dans la baie de Biétri, non loin des rejets de la société de raffinage SIR.
- La station 6 est située dans la partie la plus confinée de la baie de Biétri, appelée Bidet. Elle reçoit les rejets de l'abattoir de Port-Bouët.

Huit campagnes de mesures ont été réalisées de novembre 2007 à octobre 2008, réparties sur trois saisons : 4 campagnes en saison des crues, 2 en saisons des pluies et 2 en saison sèche.

Pendant les saisons des crues et des pluies, les baies de Cocody, Banco, Marcory et Biétri, en plus des apports de sédiments fluviaux et terrigènes, reçoivent des apports de sédiments en provenance des rejets domestiques et industriels et leurs taux d'accumulation peuvent subir des variations saisonnières à la suite des phénomènes d'inondation.

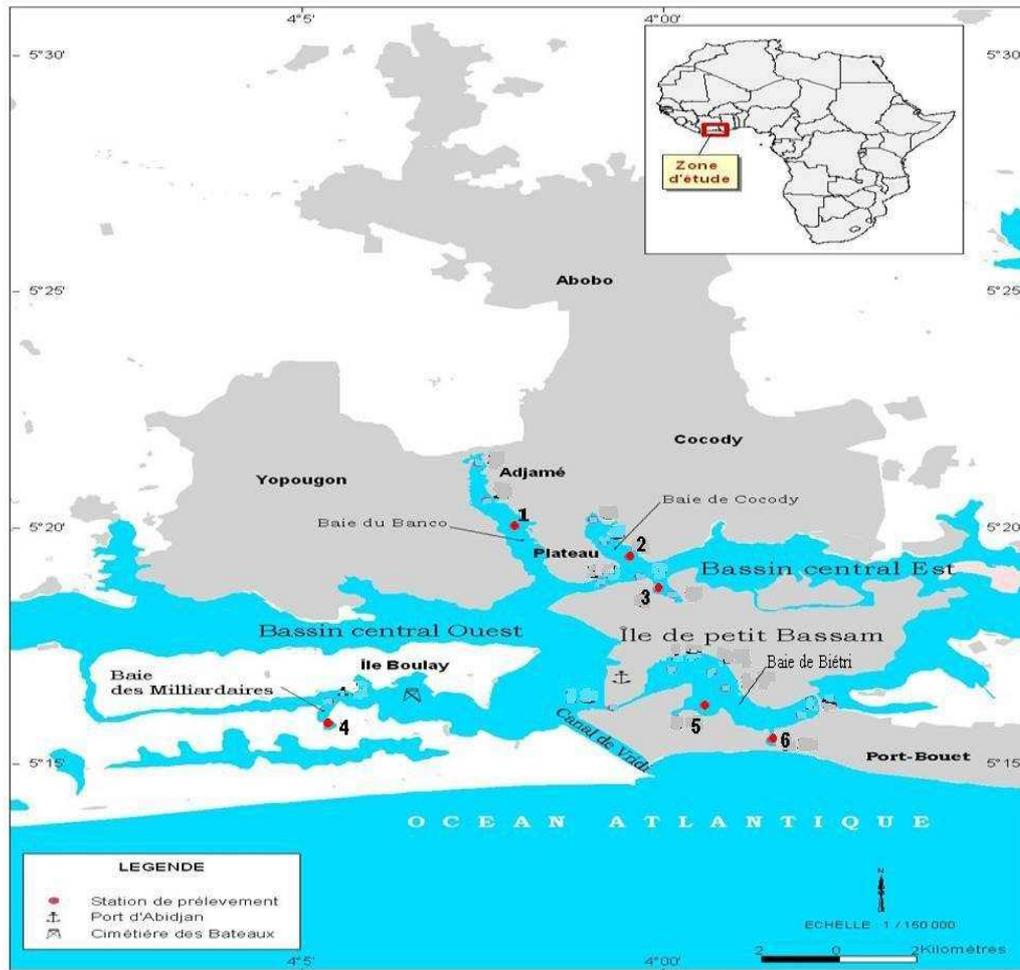


Figure II.3 : Localisation de la zone d'étude et stations de prélèvements (●) pour la caractérisation physico-chimique des sédiments.

II.1.4. Détermination de l'indice de contamination métallique des sédiments

Trois sites ont été choisis dont la zone urbaine de la lagune Ebrié (stations Biétri, Cocody, Marcory, Banco et Milliardaires), les sites Ebra et embouchure du fleuve Comoé (figure II.4). Le site Ebra reçoit très peu les eaux de la zone urbaine de la lagune Ebrié, les eaux des lagunes Aghien et Potou, et enfin, les eaux des fleuves Mé et Comoé. Il reçoit également les eaux de lessivage des plantations de cocotiers, d'hévéa, de palmier à huile et d'ananas qui utilisent des engrais pour la fertilisation des sols.

Huit campagnes de mesures ont été réalisées de septembre 2007 à novembre 2008, réparties sur trois saisons : 4 campagnes en saison des crues, 2 en saisons des pluies et 2 en saison sèche. Les sites Ebra et embouchure de Comoé n'ont été échantillonnés que pendant les saisons des crues et des pluies, puisqu'ils ne sont significativement affectés que par des apports de sédiments fluviaux et terrigènes, lors des crues et des précipitations. En revanche, la zone urbaine, en plus des apports de sédiments fluviaux et terrigènes, reçoit des sédiments

en provenance des rejets domestiques et industriels et ses taux d'accumulation peuvent subir des variations saisonnières à la suite de phénomènes d'inondation.

II.2. Techniques de prélèvements et conservation des échantillons

II.2.1. Matériel de terrain

Les campagnes ont été réalisées au moyen d'un hors bord « plaque verte » équipé d'un moteur Yamaha de 25 ou 40 chevaux. Le matériel de terrain comprend : une bouteille de Niskin de contenance 2 L muni d'un tuyau souple et d'une corde graduée, un cahier de note, un disque de Secchi lesté et suspendu à une corde graduée, une glacière contenant des packs réfrigérants, des flacons en polyéthylène de 1 L pour le dosage de la DBO₅, de la DCO et des Matières en Suspension (MES) ; des flacons à col rodé teintés de 125 mL avec bouchon en verre pour le dosage de l'oxygène dissous ; une sonde à DBO (YSI 58), des piluliers en verre pour l'analyse des sels nutritifs et d'un multi-paramètres de type TURO T-611.

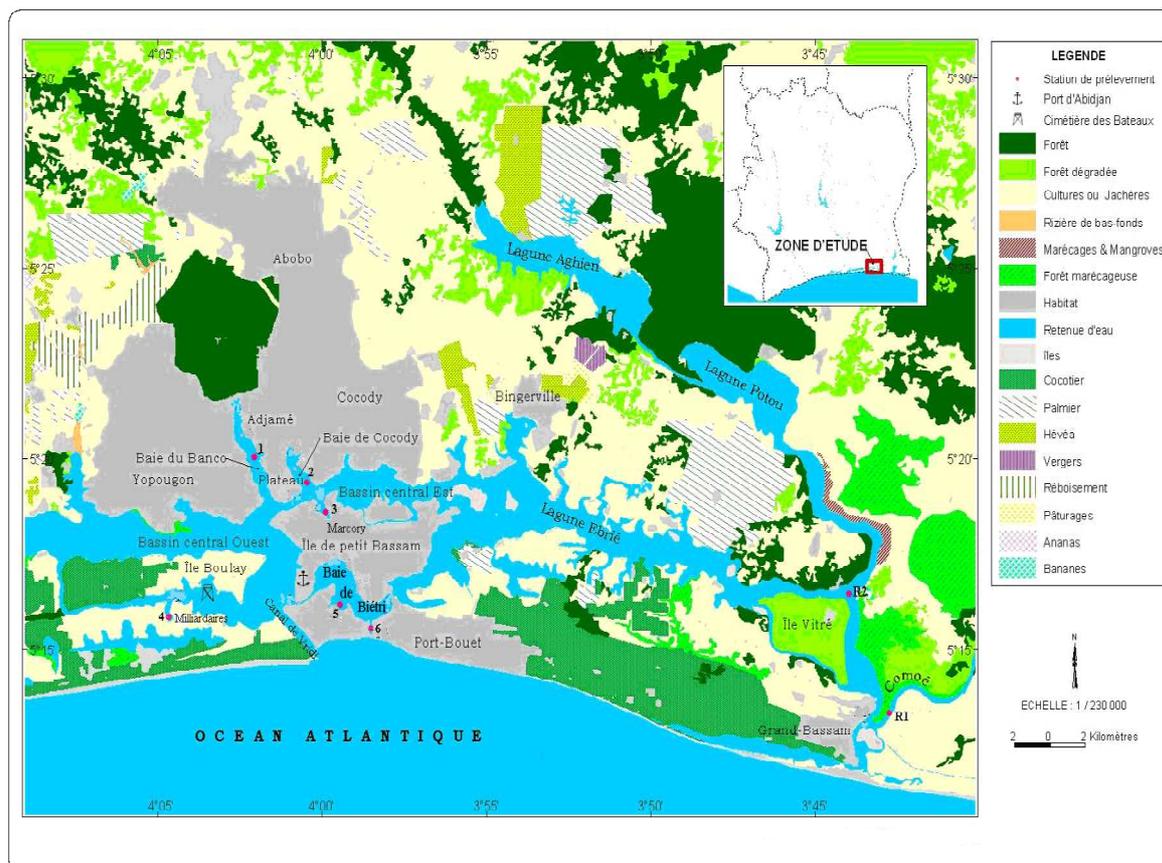


Figure II.4 : Localisation des points d'échantillonnage pour les métaux (●)

Le matériel de prélèvement des sédiments est constitué d'une petite benne de type Van Veen en acier de 250 cm² de surface, à un poids d'environ 5 kg et des flacons en polyéthylène de 500 mL. Tous les flacons de prélèvement ont été soigneusement lavés et rincés à l'eau bidistillée, étiquetés et numérotés de façon indélébile, conformément au numéro d'échantillonnage.

II.2.2. Prélèvements et conservation des échantillons d'eau.

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate qui nécessite de grands soins. Il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en découle. La bouteille de Niskin est armée, sa palanquée est descendue dans l'eau jusqu'à atteindre le niveau désiré et le messenger est lancé. Aussitôt, la bouteille est remontée à bord de l'embarcation et l'eau est recueillie, tout en filtrant sur une toile de nylon de 200 µm de maille chaque échantillon dans les flacons appropriés (à chaque type d'analyse) à travers la soupape de vidange. Le flacon est rincé deux fois avec l'eau à analyser afin qu'il garde les mêmes caractéristiques des eaux, rempli et conservé au frais (4°C) et à l'abri de la lumière, dans la glacière pour éviter toute éventuelle réaction photochimique.

L'oxygène dissous a été fixé aussitôt, après le prélèvement par 1 mL de réactifs de Winkler (700 g de KOH + de 150 g de KI dans 1000 mL d'eau distillée) [3] et 1 mL d'une solution de sulfate de manganèse (365 g/L). Le flacon a été aussitôt bouché et agité pendant une minute et laissé au repos jusqu'à ce que le précipité descende au 2/3, suivi d'une seconde agitation avant la conservation. Les échantillons ont été acheminés au laboratoire et conservés au congélateur à -20°C. Le traitement en laboratoire a été opéré le plus tôt possible, en tenant compte du délai pour chaque type d'analyse.

II.2.3. Prélèvements et conservation des sédiments

L'échantillonnage des sédiments de surface a été réalisé suivant les méthodes de références pour les études de la pollution marine [4]. Seuls les sédiments de surface (0-2 centimètres) ont été retenus ; ils représentent la zone la plus habitée mais aussi la plus susceptible d'être remise en suspension lors des marées [5 ; 6]. Le prélèvement a été effectué au moyen d'une petite benne de type Van Veen, d'une surface de 250 cm², constituée d'acier inoxydable, à un poids d'environ 5 kg, dirigée à l'aide d'une corde, sous l'embarcation. Au contact du fond de l'eau, le lancer du messenger déclenche la fermeture des mâchoires et la corde est tirée pour remonter la benne.

Les sédiments sont conservés dans des flacons en polyéthylène [4; 7-8], puis placés à l'obscurité dans une glacière (4°C) pour maintenir l'échantillon à une température inférieure à celle du remplissage. Les récipients associés au matériel échantillonné sont nettoyés au détergent et à l'acide chlorhydrique, puis rincés à l'eau bidistillée.

L'eau interstitielle est extraite dès retour au laboratoire, par centrifugation à 4000 tr/mn pendant 20 minutes, filtrée à 0,45 µm, puis diluée à l'eau bidistillée lorsque cela est nécessaire.

Les sédiments destinés à la détermination des métaux lourds sont placés dans un congélateur (-20°C) [4]. Après séchage à l'étuve (60°C) pendant 24 heures, l'échantillon subit un pré-tamissage sur 2 mm afin d'éliminer les morceaux de coquilles, branches et de feuilles avant d'être tamisé à 250 µm et 63 µm. Les trois fractions (> 250 µm, 63-250 µm, et < 63 µm) sont conservées dans des flacons en plastique, avec un ruban en plastique autour du dispositif de fermeture afin de les protéger contre l'humidité, puis stockés dans une armoire à l'obscurité et au frais (20°C) pour analyses.

II.3. Appareillages et analyses

II.3.1. Appareillage

II.3.1.1. Spectrophotomètre double faisceau UV/Visible

L'analyse quantitative en spectrométrie UV/Visible est basée sur la loi de Beer-Lambert. L'absorbance de la solution, proportionnelle à la concentration de l'espèce absorbante, est déterminée par la mesure de l'intensité transmise avec échantillon (I), et sans échantillon (solvant seul), I_0 :

$$A = k \times \ell \times c$$

(II.1)

Où :

$$A = \log \frac{I_0}{I}$$

A : absorbance de la solution, I : intensité transmise avec échantillon et I_0 : intensité transmise sans échantillon (solvant seul).

k : coefficient d'absorption. C'est une constante pour une espèce absorbante et une transition donnée.

l : longueur du trajet optique dans la zone où se trouve l'espèce absorbante et c la concentration en espèce absorbante.

La loi de Beer-Lambert est valable à certaines conditions : La lumière doit être monochromatique, l'échantillon doit être de faible concentration et ne doit pas être fluorescent, hétérogène et le siège de réactions photochimiques.

Le faisceau issu de la source est envoyé vers un monochromateur puis un rupteur qui envoie alternativement le faisceau vers le solvant et vers l'échantillon. Un système de miroirs permet d'envoyer ces deux faisceaux vers le même détecteur qui reçoit donc alternativement l'intensité de référence I_0 et l'intensité transmise par l'échantillon I (figure II.5).

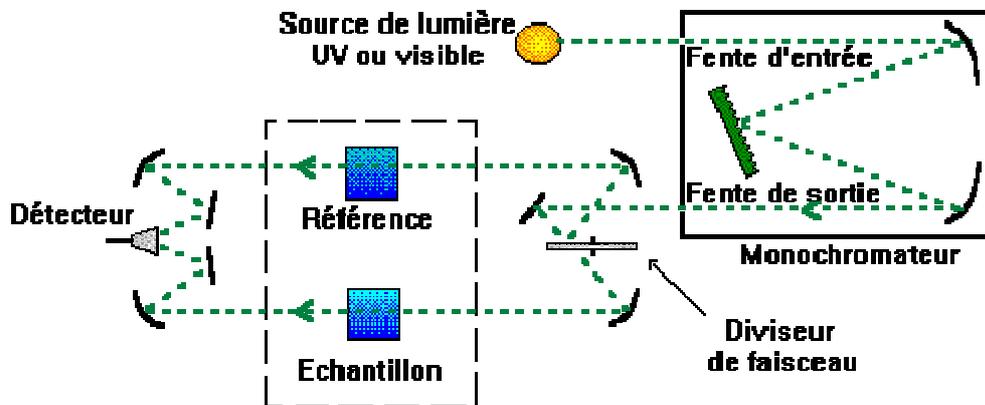


Figure II.5 : Schéma de principe du spectrophotomètre UV/Visible double faisceau utilisé.

II.3.1.2. Spectrophotomètre d’Absorption Atomique (SAA).

L’absorption atomique est une technique d’analyse élémentaire permettant de doser une soixantaine d’éléments chimiques à l’état de traces. Elle repose sur l’absorption par des atomes à l’état fondamental de photons remplissant les conditions de résonance de ceux-ci.

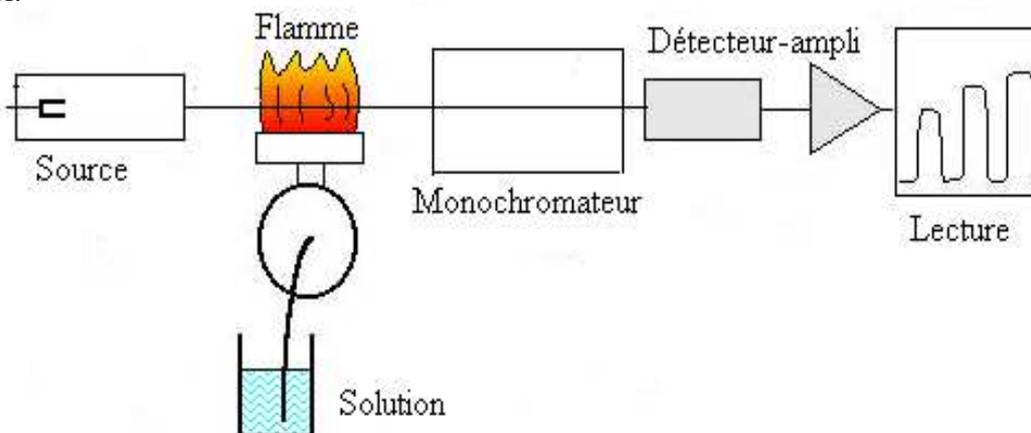


Figure II.6 : Schéma de principe de l'absorption atomique

L'échantillon (solution) est aspiré et dispersé en très fines gouttelettes dans la cellule d'absorption (flamme). La température est suffisamment importante (2000 à 3000 K) pour réduire les éléments à l'état d'atomes neutres. La source de lumière envoie un rayonnement caractéristique de l'élément à analyser dans la flamme, où, les atomes cibles, restés à l'état fondamental pour la plupart, absorbent une partie du rayonnement et passent à l'état excité (figure II.6). Un détecteur mesure l'intensité transmise avec échantillon (I), et sans échantillon (solvant seul), I_0 , ce qui permet de calculer l'absorbance qui est proportionnelle à la concentration en espèce absorbante dans le domaine de validité de la loi de Beer-Lambert. Avant toute mesure, l'appareil est étalonné.

II.3.2. Analyse des paramètres

II.3.2.1. Mesures *in situ*

Les mesures *in situ* des paramètres physico-chimiques des échantillons d'eau ont été faites immédiatement après la remontée de la bouteille de Niskin au bord de l'embarcation. Le pH, la salinité, la conductivité, la température, et la turbidité ont été mesurés à l'aide d'un multi-paramètres TURO T-611 à la précision 2%. Avant utilisation, l'appareil a été étalonné : la sonde est mouillée et placée dans son tube jusqu'à ce que l'embout touche une ouate humide; ensuite le bouton « calibration » est pressé ; la mesure s'est faite en plongeant la sonde dans l'eau. La température de l'eau est affichée en degrés Celsius (°C), la conductivité en milliSiemens par centimètre (mS/cm), la salinité en pourcentage pour mille (‰) et la turbidité en Unité de Turbidité Néphélométrique (NTU).

La transparence a été mesurée par la méthode de Secchi : le disque de Secchi est plongé dans l'eau à l'aide d'une corde graduée jusqu'à sa disparition et la hauteur d'eau correspondante est lue en mètre (m).

Pour les sédiments, l'électrode du multi paramètre a été introduite directement dans l'échantillon selon les méthodes de références pour les études de la pollution marine [4].

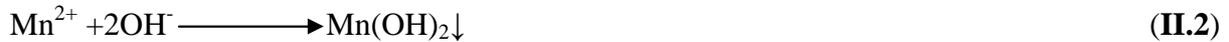
II.3.2.2. Mesures en laboratoire

II.3.2.2.1. Dosage de l'oxygène dissous

Principe de la méthode : L'oxygène étant un oxydant, il est dosé par un titrage redox. Malheureusement, il n'existe pas de réducteur qui change de couleur en étant oxydé et qui réagit rapidement avec l'oxygène. L'oxygène dissous dans l'eau est fixé par $MnSO_4$, sous

forme de Mn(OH)_3 ou MnO(OH)_2 et le réactif de Winkler ($\text{KI}+\text{KOH}$) libère une quantité d'iode proportionnelle à celle de l'oxygène dissous. L'iode libéré est dosé par le thiosulfate en présence d'un indicateur coloré, l'amidon.

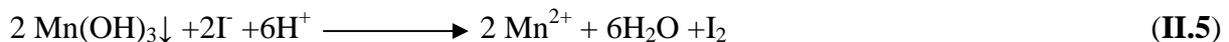
Les ions Mn^{2+} sont précipités par une base forte :



L'oxygène dissous de la solution oxyde l'hydroxyde de manganèse (II):



Le milieu est acidifié et le précipité se dissout. Les ions iodures préalablement introduits en solution avec la base forte sont oxydés :



En présence de l'excès d'iodure, il s'établit l'équilibre :



Le triiodure libéré est dosé par le thiosulfate:



Dosage : Un flacon de prélèvement (125 mL) est rempli d'eau distillée et 1 mL d' H_2SO_4 à 4 mol/L y est ajouté. Après fermeture et agitation, 1 mL de chaque réactif fixateur est ajouté puis le flacon est à nouveau fermé et agité. Ensuite, 50 mL du mélange obtenu est prélevé, augmenté de 10 mL de KIO_3 0,1594 g/L avant d'être dosé par le thiosulfate. Le volume de thiosulfate neutralisant la solution d'iodate est noté $V_{\text{étal}}$. Les échantillons sont sortis de la glacière et les précipités sont dissous par acidification avec 0,8 mL d' H_2SO_4 suivi d'une agitation. 50 mL de la solution obtenue est prélevé et dosé par le thiosulfate. Le volume de thiosulfate neutralisant la prise d'essai est noté $V_{\text{Thioessai}}$.

La concentration en oxygène dissous s'obtient à l'aide de la relation :

$$\mathbf{T_{O_2} \text{ (mg/L)} = 7,26 \frac{V_{\text{Thioessai}}}{V_{\text{étal}}}} \quad (\text{II.8})$$

Avec :

$V_{\text{étal}}$: volume de thiosulfate neutralisant l'iodate à l'étalonnage.

$V_{\text{Thioessai}}$: volume de thiosulfate neutralisant la prise d'essai.

T_{O_2} : titre pondéral de l'oxygène dissous.

II.3.2.2.2. Protocole d'analyse des MES et des MVS

Les Matières en Suspension (MES) ont été mesurées selon la méthode décrite par Aminot et Chaussepied [9]. Les Matières Volatiles en Suspension (MVS) ont été déterminées selon la norme NF T90-105 de l'AFNOR [10].

Après une calcination au four (450-500°C) pendant une heure, le filtre est placé sur un support filtre, lavé abondamment avec 50 mL d'eau distillée à l'aide du dispositif de filtration et séché à l'étuve à 70°C pendant deux heures. Le filtre est ensuite numéroté sur le pourtour de façon indélébile (après refroidissement au dessiccateur) puis pesé à l'aide de la balance avec sa nacelle en aluminium à la précision de 0,01mg. Soit m_1 cette masse.

L'échantillon est homogénéisé en l'agitant vigoureusement; une quantité d'eau de 250 mL est prélevée et filtrée. Le filtre est ensuite rincé deux fois avec 5 à 10 mL d'eau distillée, séché à 105°C pendant 2 heures puis pesé toujours à la précision de 0,01mg. Soit m_2 la masse obtenue. La quantité de matières en suspension est calculée selon la formule :

$$[\text{MES}] = \frac{m_2 - m_1}{V} \quad (\text{II.9})$$

Avec :

m_1 : La masse du filtre avant filtration (mg),

m_2 : la masse du filtre après filtration et séchage (mg),

V : le volume filtré (mL).

Le filtre ayant servi à la détermination des MES est calciné à 525°C pendant 1 à 3 heures, refroidi et pesé (m_3). La concentration de MVS est obtenue par la formule :

$$[\text{MVS}] = \frac{m_2 - m_3}{V} \quad (\text{II.10})$$

II.3.2.2.3. Protocole d'analyse de la DBO₅

La Demande Biochimique en Oxygène (DBO₅) correspondant à une estimation de la charge organique biodégradable a été déterminée par la méthode MA.315-DBO 1.0 modifiée du Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (2002) [11] après une bonne homogénéisation de l'échantillon.

Le principe consiste à déterminer la quantité d'oxygène consommée par la matière oxydable à l'aide de bactéries acclimatées pour une période de cinq jours d'incubation. Afin

d'équilibrer la quantité de matière oxydable et d'oxygène disponible, un volume approprié d'échantillons est placé dans une bouteille en verre en présence de bactéries et de substances nutritives. La concentration de l'oxygène dissous est mesurée par dosage selon la méthode de Winkler [3] au début et à la fin de la période d'incubation. La quantité d'oxygène consommée est proportionnelle à la concentration de matières oxydables.

Ensemencement et eau de dilution : Une quantité d'échantillon d'eaux usées domestiques est aérée continuellement pendant deux ou trois jours à 20°C. Elle est alimentée avec de petites augmentations journalières d'eau d'un rejet particulier ou d'eau usée domestique jusqu'à ce que le développement de la population microbienne soit satisfaisant. La semence utilisée doit être suffisante pour produire une correction de semence d'au moins 0,6 mg/L. La détermination de la DBO₅ peut conduire à une sous estimation de la biodégradabilité réelle des eaux salées. Nous avons utilisé un inoculum adapté contenant des micro-organismes halophiles.

Préparation de l'eau de dilution : Une cruche à fond plat contenant de l'eau distillée est placée dans un incubateur pourvu d'un régulateur thermostaté réglé à 20°C pendant 24 heures; ensuite un équivalent de 1 mL/L d'eau de chacune des solutions suivantes y est introduit :

- une solution tampon de phosphate : obtenue en faisant dissoudre 8,5 g de KH₂PO₄, 21,75 g de K₂HPO₄, 33,4 g de Na₂HPO₄.7H₂O et 1,7 g de NH₄Cl dans 1000 mL d'eau distillée. Le pH de ce tampon doit se situer aux environs de 7,2.
- une solution de chlorure ferrique : 0,25 g de FeCl₃.6H₂O est dissout dans 1000 mL d'eau distillée.
- une solution de chlorure de calcium (27,5 g de CaCl₂ anhydre dans 1000 mL d'eau distillée).
- une solution de sulfate de magnésium (22,5 g de MgSO₄.7H₂O dans 1000 mL d'eau distillée).

Un aérateur d'aquarium y est plongé pendant l'équivalent de 5 minutes par litre d'eau.

Mode opératoire : Un prétraitement est nécessaire avant l'échantillonnage. L'échantillon est homogénéisé, et le pH d'une portion de chaque échantillon est ajusté à 7 ± 1 au moyen de la solution de soude 1N ou d'acide sulfurique 1N et d'un pH-mètre. Lorsque la présence de chlore est soupçonnée dans l'échantillon, celui-ci est homogénéisé et une solution de sulfite de sodium Na₂SO₃ 1,575 g/L est ajoutée jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de chlore.

Après le prétraitement, l'échantillon est homogénéisé à l'aide d'un agitateur magnétique et des dilutions sont faites par introduction de la quantité d'eau à analyser dans un bécher, ajout de 2 mL de la solution de semence bactérienne et augmentation de volume à 300

mL à l'aide d'eau de dilution. La dilution est alors siphonnée dans deux bouteilles à DBO de 125 mL munies de bouchons à joints rodés dont l'une pour l'incubation et l'autre pour la détermination de la demande en oxygène initial. Deux autres bouteilles sont préparées de la même manière avec uniquement l'eau de dilution. Après 15 minutes, l'oxygène dissous de l'échantillon non incubé est dosé par la méthode de Winkler [3].

Soit :

DBO₅ : demande biochimique en oxygène de l'échantillon (mg/L O₂) ;

D₁ : concentration pondérale d'oxygène dissous initial de l'échantillon dilué (mg/L) ;

D₂ : concentration pondérale d'oxygène dissous de l'échantillon dilué après 5 jours (mg/L) ;

B₁ : concentration pondérale d'oxygène dissous initial dans le milieu témoin bactérien (mg/L) ;

B₂ : concentration pondérale d'oxygène dissous après 5 jours d'incubation (mg/L)

F : inverse du facteur de dilution de l'échantillon

V_p : volume d'échantillon prélevé pour faire la dilution.

La valeur de la DBO₅ est donnée par l'expression :

$$DBO_5 \text{ (mg/L)} = \frac{(D_1 - D_2) (B_1 - B_2)}{F} \quad (\text{II.11})$$

Où

$$F = \frac{V_p}{300}$$

II.3.2.2.4. Protocole d'analyse de la DCO

Le protocole d'analyse de la DCO appliqué dans ce travail est basé sur la norme NF T90-101 de l'AFNOR [10] et sur le protocole réalisé par Gromaire-Mertz [12].

Le principe de mesure de la DCO consiste à faire bouillir à reflux pendant deux heures, une prise d'essai de l'échantillon, en milieu acide d'une quantité de bichromate de potassium (oxydant), de sulfate d'argent (catalyseur d'oxydation) et de sulfate de mercure (II) (permettant de complexer les ions chlorures). L'excès de bichromate de potassium est ensuite dosé.

Pour caractériser les flux des polluants, la distribution entre phase dissoute (< 0,43 µm) et particulaire (> 0,43 µm) a été déterminée conformément à la méthode de Gromaire (1998). L'interférence des chlorures a été levée en les précipitant par ajout de 10 mg de sulfate de mercure (HgSO₄).

La détermination de la DCO a nécessité le matériel suivant : un photomètre hydrocheck de type HC 6000, une unité de digestion Hydrocheck de type HC 6040, des filtres standard : 445 et 585 nm, des cartes de méthode 160, 1500 et 10000 mg/L de DCO, des Kits mono test 160, 1500 et 10000 mg/L de DCO. Les échantillons dont la concentration en DCO est inférieure à 10000 mg/L doivent être testés avec un Kit mono test 1500 DCO (HC 6153) ou un mono test 160 DCO (HC 6151). Chaque tube contient un mélange de réactifs suivants : solution d'acide sulfurique concentré, solution de dichromate de potassium, poudre de sulfate d'argent, poudre de sulfate de mercure conformément à la norme AFNOR T90-101 [10]. Les tubes sont pré-remplis de ces réactifs et fournis par le revendeur.

Le mode opératoire peut-être résumé ainsi : L'unité de digestion est allumée et réglée à 148°C et les tubes contenant les réactifs sont inclinés à 45 ; ensuite exactement 0,5 à 5 mL d'eau à analyser y sont introduits selon les concentrations des échantillons au moyen d'une la pipette (HC 6019). Les tubes sont rebouchés à l'aide de la casquette de la vis, agités doucement, placés dans l'unité de digestion puis l'horloge est réglée à 120 min. Au terme des 120 minutes, le digesteur s'éteint. Les tubes sont sortis de l'appareil de chauffage et mis dans un casier de tube. Après 10 minutes d'attente, et l'échantillon est bien agité jusqu'à ce que les tubes reprennent la température ambiante. Ce refroidissement assure la clarté de la solution à analyser. La DCO des échantillons est alors lue au photomètre.

II.3.2.2.5. Nitrites (NO₂⁻)

Les nitrites ont été dosés par la méthode spectrophotométrique d'absorption moléculaire. La verrerie est préalablement lavée soigneusement avec une solution d'acide chlorhydrique à environ 2 mol/L et rincée abondamment à l'eau distillée.

Le principe est basé sur la réaction des ions nitrites présents dans une prise d'essai, à pH = 1,9 avec le réactif amino-4 benzène sulfonamide (C₆H₄SO₂N₂H₄) en présence d'acide orthophosphorique pour former un sel diazoïque qui forme un complexe de coloration rose avec le chlorhydrate de N-(naphtyl-1) diamino-1,2-éthane (ajouté avec le réactif amino-4 benzène sulfonamide).

Le protocole d'analyse peut-être résumé ainsi : 1 mL de réactif 1 (solution acide de sulfanilamide à 10 g/L) est ajouté à la prise d'essai (10 mL), l'ensemble est agité vigoureusement et laissé au repos (2 à 8 minutes) et enfin 1 mL de réactif 2 (solution de N-(1-naphtyl)-éthylène diamine à 1 g/L) est ajouté. Après 15 minutes, la lecture de l'absorbance est faite à la longueur d'onde de 543 nm au spectrophotomètre. La concentration en nitrite,

exprimée en $\mu\text{mol/L}$, correspondant à la valeur de l'absorbance est déterminée à l'aide de la courbe d'étalonnage tracée avant analyse.

II.3.2.2.6. Ammonium (NH_4^+)

Les ions ammonium (NH_4^+) ont été déterminés par dosage colorimétrique selon la méthode de Koroleff [13] décrite par Aminot et Chaussepied [9]. Le principe est basé sur la formation en milieu alcalin ($10,4 < \text{pH} < 11,5$) d'un composé de type indophénol par réaction des ions ammonium avec le phénol et de l'hypochlorite, en présence de nitroprussiate comme catalyseur. Le mode opératoire est simple à réaliser : 1 mL de réactif 1 (mélange de 35 g/L de phénol et de 0,4 g/L de nitroprussiate de sodium) est ajouté à la prise d'essai (20 mL), l'ensemble est agité vigoureusement pendant quelques secondes, puis 1 mL de réactif 2 obtenu par dissolution de 20 g d'hydroxyde de sodium, 380 g de citrate trisodique et de 4 g d'acide dichloro-cyanurique dans 1 L d'eau bidistillée est ajouté. Les échantillons sont conservés à l'abri de la lumière pendant au moins 6 heures et dosés au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 630 nm. La concentration en ions ammonium en mg/L de la prise d'essai est déduite d'une courbe d'étalonnage et affichée à l'ordinateur. Un facteur de division de 0,018 a été appliqué aux résultats pour les convertir en $\mu\text{mol/L}$.

II.3.2.2.7. Orthophosphates (PO_4^{3-}).

La mesure des orthophosphates s'est faite par colorimétrie suivant la méthode de Murphy et Riley [14]. Le principe est basé sur la formation d'un complexe réductible à l'acide ascorbique, par réaction du molybdate d'ammonium sur les orthophosphates, en présence d'antimoine (III). La forme réduite, de coloration bleue absorbe à la longueur d'onde de 885 nm. Le protocole d'analyse est le suivant : Un mélange de réactifs est effectué dans les proportions suivantes : 10 mL de solution de molybdate d'ammonium à 30 g/L, 5 mL d'oxytartrate d'antimoine et de potassium à 1,36 g/L, 25 mL d'acide sulfurique à 2,5 mol/L et 10 mL d'acide ascorbique à 108 g/L. 1 mL du mélange-réactifs est ajouté à la prise d'essai (10 mL) et l'ensemble est homogénéisé aussitôt, par agitation. Après 5 minutes, l'absorbance est mesurée au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 885 nm, et les résultats sont affichés en $\mu\text{mol/L}$. Avant analyse, une courbe d'étalonnage est tracée.

II.3.2.2.8. Calculs des flux des sels nutritifs

Les flux des sels en provenance des sédiments ont été calculés selon la première loi de Fick adaptée aux sédiments [15] :

$$f = -\Phi \times D_s \times \frac{dc}{dz}$$

(II.12)

Avec :

f = flux ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$)

Φ = porosité du sédiment (sans unité), calculée en fonction de la teneur en eau.

$\Phi = H (\%) + (100-H)/2,65$; 2,65 g/cm^3 , la densité du sédiment sec.

D_s = coefficient de diffusion moléculaire ($\text{m}^2 \text{ jour}^{-1}$).

$D_s(N)$: $10^{-4} \text{ cm}^2/\text{s}$

$D_s(P)$: $2,5 \cdot 10^{-4} \text{ cm}^2/\text{s}$

dc/dz = gradient de concentration près de l'interface eau-sédiment ($\mu\text{mol m}^{-4}$)

$dz = 0,5 \text{ m}$; dc est la différence de concentration de l'espèce entre l'eau interstitielle et l'eau de l'interface eau-sédiment.

II.3.2.2.9. Teneurs en eau et en matière organique des sédiments

La teneur en eau des sédiments a été déterminée selon Rodier [16]. Le principe est basé sur le fait que les échantillons lyophilisés ou séchés peuvent contenir une quantité différente d'humidité. Les résultats finaux doivent par conséquent être corrigés en tenant compte du taux d'humidité et doivent être exprimés sur la base de la masse sèche.

1 g de sédiment frais a été séché dans une coupelle en verre préalablement pesée pendant 24 heures à 60°C. Après séchage, l'ensemble a été refroidi au dessinateur (15 minutes) et pesé à la précision 0,01 mg. Les valeurs ont été calculées d'après la formule suivante :

$$H (\%) = \frac{(P_1 - P_2) \times 100}{P_1} \quad (\text{II.13})$$

Avec :

P_1 : masse nette de l'échantillon frais (mg)

P_2 : masse nette de l'échantillon sec (mg)

$H (\%)$: teneur en eau

Le pourcentage de matière organique a été déterminé en calculant la différence pondérale, sur un échantillon de 1 g de sédiment sec (60°C, 24 heures), avant et après

calcination à 450°C pendant 3 heures [4]. La teneur en matière organique (MO), équivalente au pourcentage de perte de masse MO (%), a été calculée par la formule :

$$MO(\%) = \frac{(M_1 - M_2) \times 100}{M_1} \quad (\text{II.14})$$

Dans cette relation, M_1 représente la masse nette de l'échantillon sec, M_2 la masse nette de l'échantillon après calcination et MO (%) la teneur en matière organique totale.

Les teneurs en eau et en matière organique ont été déterminées dans un délai maximum de trois jours après les prélèvements.

II.3.2.2.10. Dosage des métaux lourds dans les sédiments

Les sédiments ont été digérés par décomposition totale selon [4]. Le principe de la méthode de digestion est basé sur la décomposition des sédiments par l'acide hydrofluorique (HF) en combinaison avec de l'eau régale ($\text{HNO}_3 : \text{HCl} ; 1:3, v/v$) à chaud. L'utilisation de HF est essentiel parce qu'il est le seul acide qui dissout complètement les treillis silicatés et dissous tous les métaux [17-18]

Des échantillons de sédiment sec homogénéisés de $(0,30 \pm 0,01)$ g placés dans des tubes en téflon préalablement lavés à l'acide subissent une minéralisation à chaud, à l'aide de 1 mL d'eau régale ($\text{HNO}_3 : \text{HCl} ; 1:3, v/v$) et 6 mL de HF concentré (48%, pur). Le chauffage se fait à 120°C au bain marie pendant 2 heures 30 minutes. Après refroidissement à l'air ambiant, les résidus sont repris dans une solution d'acide borique H_3BO_3 (2,70 g dans 20 mL d'eau bi distillée) et le volume final est ramené à 50 mL. La solution obtenue est laissée au repos pendant une nuit avant analyse.

Les métaux ont été dosés par Spectrométrie d'Absorption Atomique (SAA) électrothermique à l'aide d'un Perkin-ELmer (model 3030).

Tableau II.4 : Moyennes et niveaux de confiance à 95% (mg/kg masse sèche) du plomb, cuivre et zinc dans le sédiment de référence CRM BCSS-1.

BCSS-1	Plomb (n=8)	Cuivre (n=10)	Zinc (n=8)
Valeurs certifiées	229 ± 15	18,5 ± 2,7	119 ± 12
Valeurs mesurées	229,82 ± 8,85	18,48 ± 0,99	117,10 ± 4,23

La qualité des dosages est validée en réalisant des blancs d'extraction, qui subissent les mêmes traitements que les échantillons, mais également en vérifiant la teneur métallique d'un sédiment certifié de référence CRM BCSS-1 fourni par la Division de standards de chimie analytique marine du Canada (tableau II.4). Les étalons pour la courbe d'étalonnage ont été préparés avec les mêmes réactifs que les échantillons.

II.3.2.2.11. Calcul de l'indice de pollution métallique

Pour estimer la pollution des sédiments et faire des comparaisons, le facteur de contamination (F_m) et l'indice de contamination (I_m) des métaux ont été calculés aux différentes stations [19 ; 20] :

$$I_m = \frac{1}{n} \sum F_m$$

(II.15)

Où F_m représente le facteur de contamination (teneur mesurée/teneur de référence, avec $F_m > 1$), I_m l'indice de contamination et n , le nombre d'éléments analysés. Pour $I_m > 2$, il y a un début de contamination. Le site de référence est censé être le moins pollué. La station R1 (Comoé) située loin des rejets domestiques et industriels de l'agglomération d'Abidjan, a été choisie comme référence.

II.3.2.2.12. Méthodes statistiques

Dans la plupart des études environnementales, les résultats conduisent à un ensemble complexe de données tridimensionnelles : paramètres chimiques, temps (saison, mois, années) et espace (sites, stations). Plusieurs questions se posent : Quelles sont les variables liées ? Ces relations définissent-elles une structure temporelle commune à tous les sites ou une structure spatiale commune à toutes les dates ? Ces relations sont-elles homogènes dans l'espace ? Pour analyser les aspects spatiotemporels d'une base de données de ce type, plusieurs méthodes d'analyses ont été développées :

- Les représentations graphiques : Elles permettent également la mise en évidence de relations éventuelles entre deux variables, mais elles deviennent vite difficilement interprétables lorsque le nombre de sites, de dates ou de variables est important. Pour contourner ce problème, des graphiques peuvent être réalisés à partir de valeurs moyennes (dans le temps ou dans l'espace) ou d'indices. L'inconvénient majeur de l'utilisation de ces valeurs est de résumer à priori les informations recueillies par des paramètres univariés ne fournissant qu'une image, soit très globale, soit très réduite, de

l'état de l'écosystème étudié. Cette approche est essentiellement utilisée pour réaliser une première description globale du système avant d'effectuer des tests statistiques.

- Les tests statistiques : La plupart de ces tests statistiques (tableau II.5) ont l'avantage, non seulement d'identifier l'existence ou non des effets d'un paramètre (espace, temps, variables) sur un autre, mais aussi de quantifier ces différents effets en leur donnant un degré de signification.

Pour comparer les moyennes des paramètres physico-chimiques des eaux superficielles à celles des eaux de l'interface eau-sédiment, le test t de Student pour échantillons indépendants a été utilisé. Le test t est calculé en effectuant le rapport de la différence des moyennes sur l'erreur standard et on obtient alors « une valeur de t ». Ce test est la méthode la plus courante pour évaluer les différences entre les moyennes de deux groupes. Théoriquement, ce test peut être utilisé sur des échantillons de très petite taille (par exemple n = 10 ou plus petits peuvent être utilisés), tant que les variables sont distribuées normalement dans chaque groupe et que la dispersion des résultats dans les deux groupes n'est pas significativement différente. Si ces conditions ne sont pas satisfaites, les différences entre les moyennes des deux groupes peuvent encore être testées en utilisant une alternative non-paramétrique au test t (test de Kruskal-Wallis). Le niveau P (en générale P < 0,05) reporté dans un test t représente la probabilité d'erreur associée à l'acceptation d'une hypothèse quant à l'existence d'une différence. L'hypothèse de normalité peut être testée en effectuant un test de normalité.

Pour rechercher une relation linéaire entre les divers paramètres physico-chimiques, nous avons utilisé les coefficients de corrélations r de Pearson. Les coefficients de corrélation sont compris entre -1,00 et +1,00. La valeur -1 représente une corrélation négative parfaite, alors que la valeur +1 représente au contraire une corrélation positive parfaite. Une valeur de 0,00 représente une absence de corrélation (indépendance).

Le coefficient de corrélation mesure la relation linéaire ("proportionnalité") entre les valeurs de deux variables. Le coefficient de corrélation de Pearson de deux variables X et Y est égale à la covariance de ces deux variables divisée par leurs écarts-types :

$$r(X, Y) = \frac{\sum (X_i - \bar{X}) \times (Y_i - \bar{Y})}{\sqrt{\sum (X_i - \bar{X})^2 \sum (Y_i - \bar{Y})^2}} \quad (\text{II.16})$$

Pour s'assurer que les écarts observés entre les moyennes des paramètres mesurés ne sont pas le fruit de fluctuations fortuites d'échantillonnage, l'analyse des variances d'ANOVA a été utilisée. L'objectif d'une analyse de variance vise à tester les différences significatives entre les moyennes en comparant les variances. La variance de l'échantillon est calculée selon la formule :

$$\sigma^2 = \frac{\sum (X_i - \bar{X})^2}{N-1} \quad (\text{II.17})$$

Où \bar{X} représente la moyenne de l'échantillon et N le nombre de mesures.

Tableau II.5 : Principaux tests statistiques utilisés pour les études environnementales d'après Wonnacott et Wonnacott [21].

Problématique	Conditions 1	Conditions 2	Test à utiliser
Comparaison de deux pourcentages (2 variables qualitatives à k classes)	Loi normale	Effectifs > 5	Test du χ^2
Comparaison de deux moyennes (1 variable qualitative à deux classes et 1 variable quantitative)	Loi normale	Effectifs < 5	Test exact de Fisher
Comparaison de deux moyennes (1 variable qualitative à deux classes et 1 variable quantitative)	Loi normale		Test t de Student ou ANOVA
Comparaison de plusieurs moyennes (1 variable qualitative à k classes et 1 variable quantitative)	Loi normale		ANOVA
Comparaison de plusieurs médianes (1 variable qualitative à k classes et 1 variable quantitative)	Loi non normale ou Petit échantillon		Test de Kruskal-Wallis
Liaison entre deux variables quantitatives	Loi normale		Coefficient de corrélation r de Pearson
	Loi non normale ou Petit échantillon		Coefficient de Spearman

Nous avons étudié l'influence de la station, la baie, la profondeur, la saison et des paramètres physico-chimiques sur tous les paramètres de pollution mesurés. Chaque fois que le résultat du test significatif d'ANOVA était significatif, le test de Neuman-Keuls d'ANOVA, basé sur la statistique des étendues a été effectué à $P < 0,05$ pour identifier les groupes qui ont été particulièrement différents les uns des autres. Tous les traitements statistiques : moyennes, minimum, maximum, écart-type, corrélations, Anova et les représentations graphiques ont été effectués à l'aide des logiciels STATISTICA 2005 (version 7.1) et Microsoft Excel 2003.

REFERENCES

- [1] **Zabi S.G.**, Les peuplements benthiques liés à la pollution en zone urbaine d'Abidjan (Côte d'Ivoire). Actes Symposium international sur les lagunes côtières, Bordeaux 8-14 septembre 1981. *Oceanologica Acta*, suppl., 4, 441-455 (1982).
- [2] **Yao K.M., Métongo B.S., Trokourey A., Bokra Y.**, Détermination de certains paramètres de pollution dans les baies d'une lagune tropicale: la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *J. Ivoir. Océanol. Limnol.*, 4(1), 1-10, (2007).
- [3] **Winkler L.W.**, Die Bestimmung des in wasser gelosten Seuerstoffes. *Chem. Ber.*, 21, 2843-2855 (1888).
- [4] **UNEP**, Manuel d'échantillonnage et d'analyse des sédiments. UNEP(DEPI)/MED WG.321/Inf.4. 26p. (2007).
- [5] **Geffard O.**, Toxicité potentielle des sédiments marins et estuariens contaminés : évaluation chimique et biologique, biodisponibilité des contaminants sédimentaires. N°2437, Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux I. 351p., (2001).
- [6] **Burgess R.M., Schweitzer K.A., Mckkinney R.A., Phelps D.K.**, Contaminated marine sediment: water column and interstitial toxic effect. *Environ Toxicol Chem* 12, 127-138, (1993).
- [7] **Ciarelli S., Vonck WAPMA., Van Straalen N.M., Stronkhorst J.**, Ecotoxicity Assessment of contaminated dredged Material with the Marine Amphipod *Corophium volutator*. *Arch Environ Contam Toxicol.*, 34, 350-356, (1998).
- [8] **Cripe G.M., Carr R.S., Foss S.S., Harris P.S., Stanley R.S.**, Effects of whole sediment from Corpus Christy Bay on survival growth and reproduction of the mysid *Americamysis bathia* (formerly *Mysidopsis bahia*). *Bull Environ Contam Toxicol*, 64 (3),426-433, (2000).
- [9] **Aminot A., Chaussepied M.**, Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO, Editions Jouve, Paris, 395 p. (1983).

- [10] **AFNOR.**, Qualité de l'eau, recueil des normes françaises. 2^{ème} éd., AFNOR, Paris, 4, (1997).
- [11] **Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.**, Détermination de la demande biochimique en oxygène dans les effluents : méthode électrométrique MA.315-DBO 1.O, Ministère de l'Environnement du Québec, 14p. (2002).
- [12] **Gromaire-Metz M.C.**, La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire. Caractéristiques et origines. Thèse de doctorat N°98 ENPC9816, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 580 p., (1998).
- [13] **Koroleff, F.**, Determination of ammonia in natural waters as indophenol blue. ICES, C.M. 1969/C 9 Hydr Comm., (1969).
- [14] **Murphy J., Riley J.P.**, A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal. Chim. Acta, 27, 31-36, (1962).
- [15] **Berner R.A.**, Early Diagenesis : A theoretical Approach. Princeton Univ. Press, Princeton, NJ, 9-14, (1980).
- [16] **Rodier J.**, L'analyse de l'eau, 8^{ème} édition, Dunod, Paris, France, 1383 p.(1996).
- [17] **Loring D.H., Rantala R.T.T.**, Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. Earth-Science Reviews, 32, 235-283, (1992).
- [18] **Loring D.H., Rantala R.T.T.**, Regional Seas, Reference methods for marine pollution studies n° 63, United Nations Environment Programme, (1995).
- [19] **Boust D., Jouanneau J. M., Latouche C.**, « Méthodologie et interprétation des teneurs totales en métaux traces contenus dans les sédiments estuariens et littoraux » , Bull. Inst. Géol. Bassin d'aquitaine. 30, 71-86, (1980).

[20] Puig P., Palanques A., Sanchez-cabeza J., Masque P., Heavy metals in particulate matter and sediments in the southern Barcelona sedimentation system (North Western Mediterranean). *Mar. Chem.*, 63, 311-329, (1999).

[21] Wonnacott T.H., Wonnacott R.J., Statistiques : Economie, Gestion, Sciences, Médecine, Paris, 919 p. (1991).

TROISIEME PARTIE : RESULTATS ET DISCUSSION

III. RESULTATS ET DISCUSSION

III.1. CARACTERISATION DES EAUX LAGUNAIRES AUX DEVERSOIRS DES EFFLUENTS LIQUIDES.

III.1.1. Résultats des analyses

III.1.1.1. Détermination de la température, du pH, de l'oxygène dissous, de la salinité, de la turbidité et de la transparence

Les valeurs des principaux paramètres physico-chimiques mesurés dans les stations des baies de Biétri, de Cocody, de Marcory et d'Abidjan sont représentées par les figures III.1.1 à III.1.3, les valeurs moyennes par la figure III.1.4.

La variabilité spatiale de la température de surface est faible, avec une amplitude maximale de 2,79°C. Le gradient vertical de température est aussi faible. Son amplitude maximale est de 2°C (station 2, baie de Biétri). La température moyenne est de $(27,98 \pm 0,84)^\circ\text{C}$.

Dans l'ensemble des quatre baies, le pH de la surface est compris entre 7,7 et 8,5. Ces baies présentent un caractère faiblement basique. La valeur moyenne est de $7,8 \pm 0,2$ pour les eaux de surface. Le gradient vertical de pH est très faible sur l'ensemble des quatre baies. La baie de Biétri est la plus basique avec un pH moyen de $7,9 \pm 0,2$ à la surface.

Les valeurs moyennes de l'oxygène dissous dans les différentes baies (figure III.1.4) montrent que les eaux des déversoirs possèdent généralement des taux inférieurs au seuil (5 mg/L). Les eaux sont hypoxiques ou anoxiques à l'interface eau-sédiment dans la plupart des stations, sauf en baie d'Abidjan. Néanmoins, des sursaturations sont observées dans la couche euphotique dans certaines stations (figures III.1.1 à III.1.4). La baie d'Abidjan est la plus oxygénée ($4,93 \pm 0,21$) mg/L. Les valeurs extrêmes de l'oxygène dissous sont de 0,22 mg/L (station 6, baie de Cocody) et de 6,21 mg/L (station 9, baie de Biétri). La variation spatiale est très marquée dans chaque baie.

Le gradient vertical de salinité est faible sur l'ensemble des stations sauf à la station 2 de la baie de Biétri avec un écart de 14,8 ‰ entre la surface et le fond. La salinité moyenne de surface est comprise entre 0 et 2 ‰. De très faibles valeurs sont observées aux stations 3, 4 et 6 de la baie de Cocody ainsi qu'à la station 2 de la baie de Biétri.

La turbidité est partout positive en surface dans toutes les baies. La valeur maximale de turbidité de fond est de 600 NTU (station 5, baie de Biétri ; station 2, baie de Cocody et station 23, baie de Marcory). Les turbidités moyennes sont de $(98,35 \pm 14,84)$ NTU

en baie de Cocody, ($56,22 \pm 16,99$) NTU en baie de Biétri, ($89,75 \pm 0,96$) NTU en baie de Marcory et enfin de ($85,80 \pm 5,94$) NTU en baie d'Abidjan.

Dans l'ensemble, les transparences varient de 0,2 à 1,2 m, la valeur moyenne la plus élevée étant relevée en baie de Biétri avec 0,8 m et la plus faible en baie de Cocody avec 0,4 m.

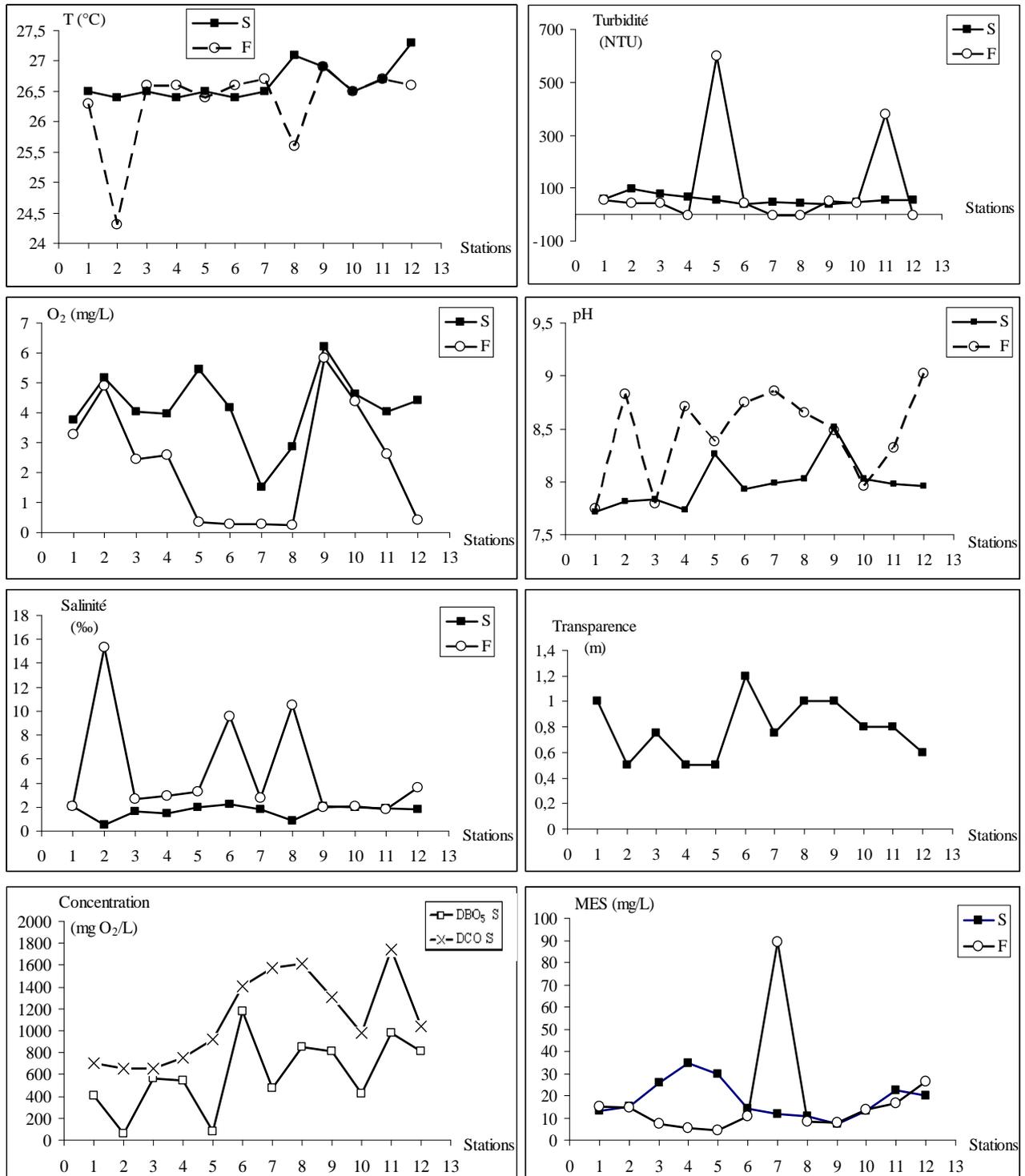


Figure III.1.1 : Variations des paramètres physico-chimiques en baie de Biétri (7 octobre 2004). S : Surface ; F : Fond.

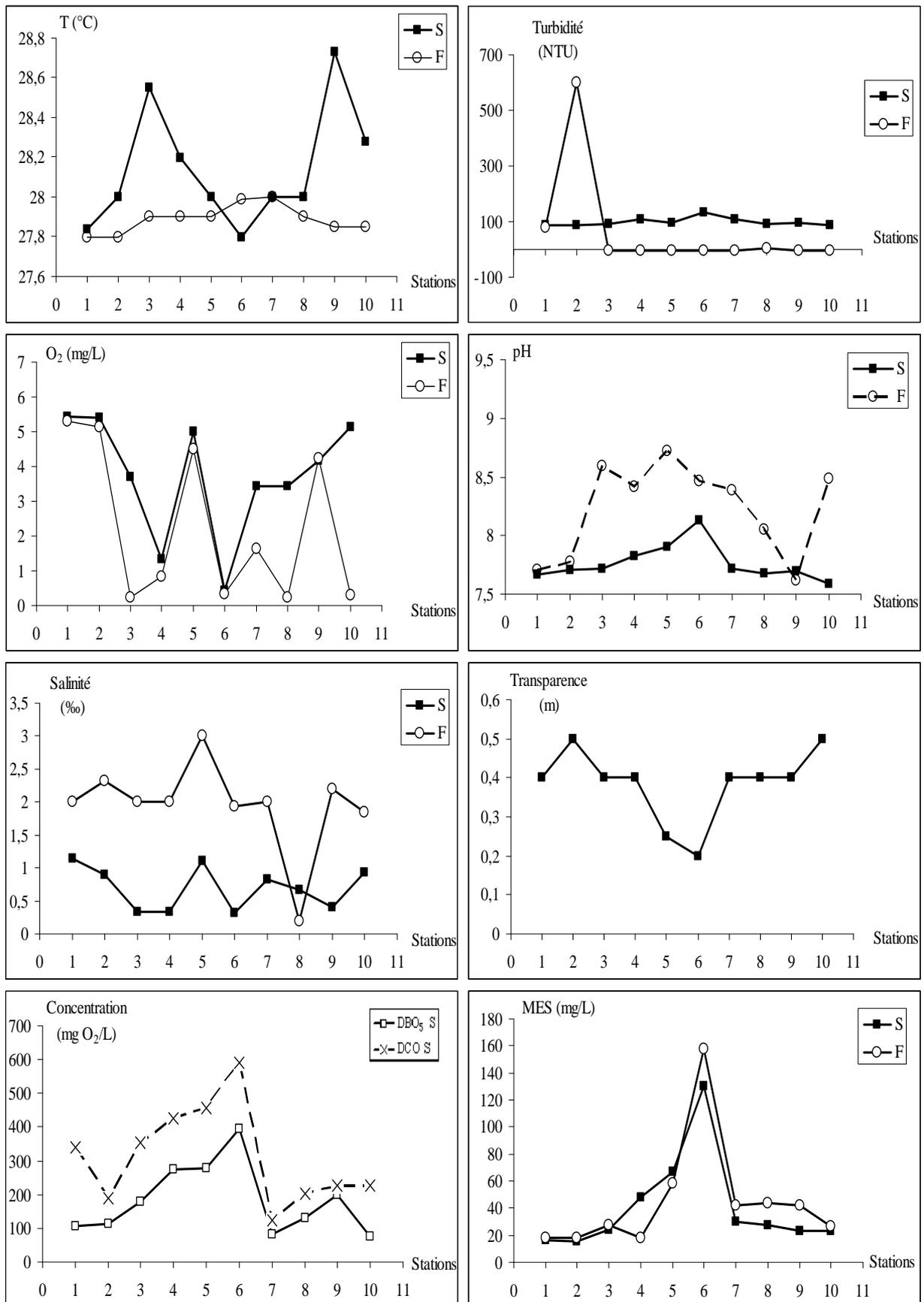


Figure III.1.2 : Variations des paramètres physico-chimiques en baie de Cocody (26 octobre 2004). S : Surface ; F : Fond.

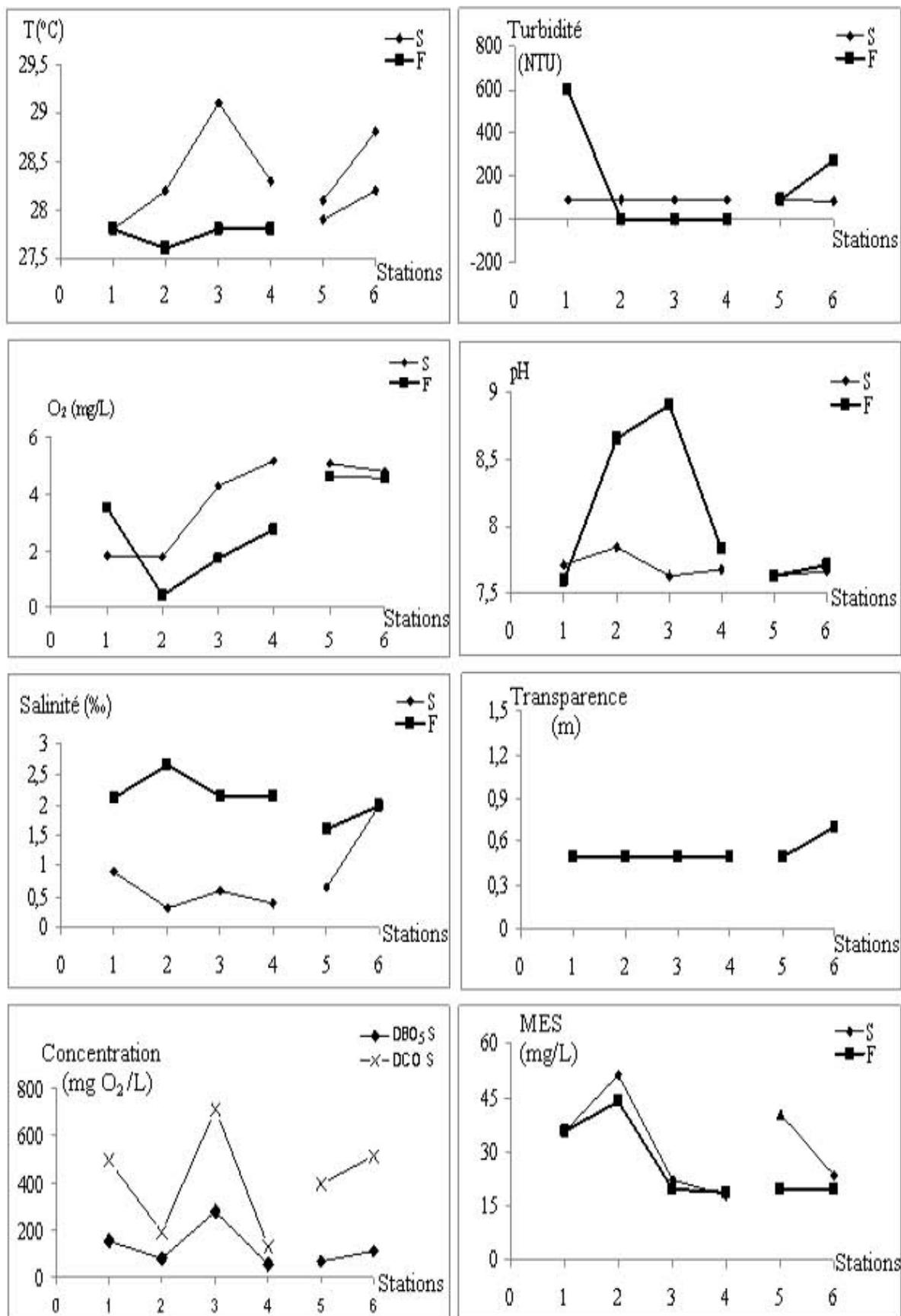


Figure III.1.3 : Variation des paramètres physico-chimiques en baie de Marcorly (stations 1 à 4) et d'Abidjan (stations 5 à 6) (26 octobre 2004). S : Surface ; F : Fond.

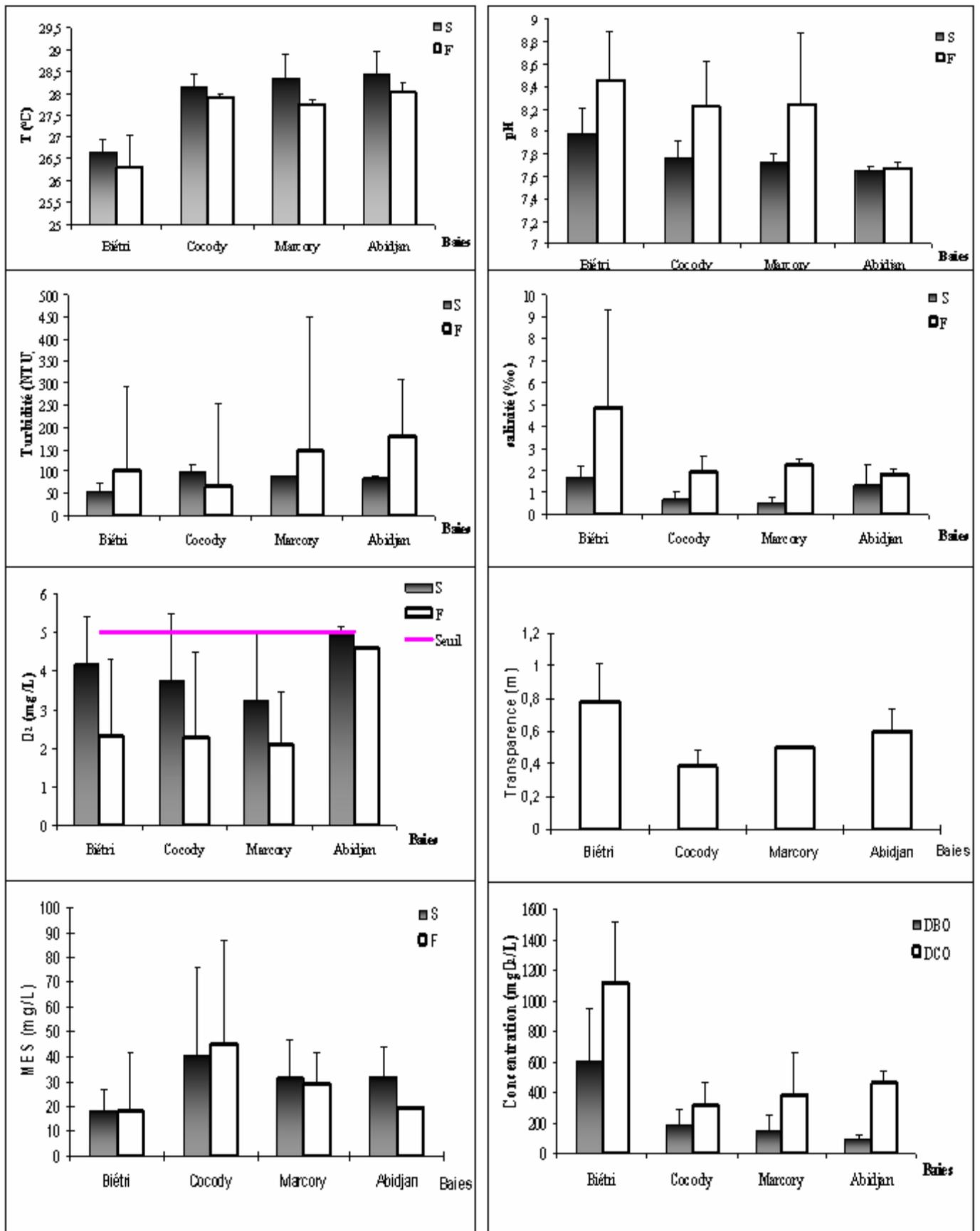


Figure III.1.4 : Moyennes des paramètres physico-chimiques dans les différentes Baies (octobre 2004). Les barres représentent les écart-types.

III.1.1.2. Détermination de la DBO₅, DCO, et des MES.

En baie de Biétri, la DBO₅ varie de 60,06 mg O₂/L à 1187,70 mg O₂/L avec une valeur moyenne de (600,46 ± 342, 41) mg O₂/L. En baie de Cocody la DBO₅ varie de 74,95 mg O₂/L à 392,95 mg O₂/L avec une valeur moyenne de (183,69 ± 103,80) mg O₂/L alors qu'en baie de Marcory, elle varie de 54,44 mg O₂/L à 279,69 mg O₂/L avec une valeur moyenne de (142,35 ± 101,00) mg O₂/L. En baie d'Abidjan la DBO₅ varie de 69,86 mg O₂/L à 109,78 mg O₂/L.

Les valeurs maximales de la DCO sont observées en baie de Biétri avec une valeur moyenne de (1112,40 ± 400,25) mg O₂/L contre (382,20 ± 270,99) mg O₂/L en baie de Marcory et (313,90 ± 144,90) mg O₂/L en baie de Cocody. Les valeurs extrêmes sont de 125 mg O₂/L (station 7, en baie de Cocody) et de 1745 mg O₂/L (station 11, en baie de Biétri).

Le gradient vertical des MES est faible dans l'ensemble des baies sauf à la station 7 de la baie de Biétri où l'écart entre les MES de surface et de fond est de 77,60 mg/L. D'une manière générale, les MES de surface sont moins élevées que celles du fond. La baie de Cocody est la plus chargée en MES avec une moyenne de (40,41 ± 35,18) mg/L en surface et (45,18 ± 41,98) mg/L au fond suivi de celle de Marcory avec une moyenne en surface de (31,70 ± 15,19) mg/L et de (29,40 ± 12,41) mg/L au fond. Les valeurs maximales de matières en suspension sont observées à la station 18 en baie de Cocody (130 mg/L en surface et 158 mg/L au fond). La valeur minimale est notée à la station 5 (4,4 mg/L).

III.1.2. Interprétation des résultats

III.1.2.1. Température, oxygène dissous, salinité, pH, turbidité et transparence

Les variations de température, ainsi que la température moyenne (27,98°C) observées semblent dépendre d'une part, de la distribution de l'eau de crue entre les baies, en fonction de la profondeur des stations au moment des mesures [1] et d'autre part, de la température de l'air.

Les fluctuations très marquées des teneurs en oxygène dissous aux différentes stations sont liées aux phénomènes d'enrichissement (photosynthèse et échanges avec l'atmosphère) et de consommation (respiration et oxydation des charges organiques) [2]. Les hypoxies et anoxies observées dans la plupart des stations des baies de Biétri, Cocody et Marcory reflètent les effets des fortes charges de matières organiques biodégradables apportées en lagune par les rejets domestiques et industriels et à la faible activité photosynthétique. En revanche, les valeurs relativement plus élevées mesurées dans la baie

d'Abidjan sont imputables aux actions de l'hydrodynamisme, qui favorisent la dilution des charges organiques rejetées et permet la réoxygénation par le brassage des eaux.

La salinité des eaux reflète directement le contexte climatique et la topographie des fonds. Elle résulte des interactions entre l'origine des eaux, le climat, la morphologie et la bathymétrie. Les eaux, en cette période de crue du Comoé, sont douces car l'écoulement se fait en permanence vers la mer par le canal de Vridi et les eaux salées sont pratiquement refoulées [3]. Les eaux de la baie de Biétri, plus proches du canal de Vridi et plus éloignées de la zone d'influence du fleuve Comoé, sont plus salées que celles des baies de Cocody et de Marcory. Enfin, les très faibles valeurs enregistrées aux stations 3, 4 et 6 de la baie de Cocody ainsi qu'à la station 2 de la baie de Marcory sont certainement reliées aux grandes quantités d'eaux usées domestiques rejetées directement dans ces milieux, étant donné que les faibles valeurs de salinité de ces stations coïncident avec celles de l'oxygène dissous (figures III.1.2 et III.1.3). Le pH étant influencé par la salinité, les variations spatiales sont étroitement liées à l'importance relative des eaux d'origine marine et fluviale [4].

Tastet et Guiral [5] ont relevé des valeurs moyennes de turbidité de 130,4 NTU en baie de Biétri et 114,4 NTU en baie de Cocody de janvier 1973 à novembre 1974 qui sont relativement supérieures à celles observées dans la présente étude. Les eaux des quatre baies étudiées se caractérisent par une forte turbidité et par une faible transparence ; ce qui pourrait s'expliquer, en cette période de la crue du Comoé, par la forte charge des eaux en particules terrigènes.

III.1.2.2. DBO₅, DCO et MES.

Les variations de DBO₅ et DCO observées dans les stations sont essentiellement liées à la nature des effluents, au phénomène de renouvellement des eaux et enfin à l'urbanisation. En saison de crue, Pagès *et al.* [3] ont relevé des valeurs de DCO de 70 à 100 mg O₂/L dans la baie de Biétri, 50 à 200 mg O₂/L de DCO dans le bassin du Port et des valeurs de DCO allant de 50 à 150 mg O₂/L en baie de Cocody. En outre, Dufour [6] a reporté une valeur de DBO₅ moyenne de 330 mg O₂/L dans les effluents de l'agglomération d'Abidjan qui sont responsables du tiers de la DBO₅ de la région estuarienne. Pour la présente étude, la valeur moyenne de DBO₅ aux déversoirs des eaux usées en lagune est d'environ 350 mg O₂/L; ce qui confirme l'impact croissant des effluents domestiques et industriels sur la qualité des eaux lagunaires d'Abidjan. Bien qu'il n'existe pas actuellement de normes admises pour la qualité des eaux usées domestiques et industrielles, nous pouvons néanmoins affirmer que plusieurs points de la lagune d'Abidjan, et plus particulièrement les baies, sont

pollués eu égard à des valeurs de 25,66 mg O₂/L de DBO₅ relevé par Mahan [7] dans les lacs de Yamoussoukro.

Afin de caractériser la nature de la pollution, les rapports DBO₅/DCO ont été calculés (figure III.1.5). En effet, si DBO₅/DCO ≥ 0,5, il s'agit d'un effluent à dominante organique (fortement chargé en matières biodégradables). Par contre, si DBO₅/DCO ≤ 0,1, on a un effluent à dominante chimique (fortement chargé en matières non biodégradables). Il en ressort que dans la baie de Biétri, deux stations sont l'objet d'une pollution à dominante chimique. Il s'agit des stations 5 (SIR) et 2 (Shell Chimie) avec des rapports respectifs de 0,087 et de 0,09. Toutes les autres stations présentent une pollution à dominante organique avec un rapport DBO₅/DCO ≥ 0,5. Les stations 7 (abattoir) et 10 (Waffou) dont les rapports DBO₅/DCO sont respectivement de 0,3 et 0,4 présentent les caractéristiques d'eaux usées domestiques avec une biodégradation facile. Dans la baie de Cocody, presque toutes les stations présentent les mêmes caractéristiques que la plupart des stations de Biétri à savoir une pollution organique assez forte. Les stations 21 et 22 de la baie de Cocody et celles de la baie de Marcory ont les mêmes caractéristiques que les stations 7 et 10 de la baie de Biétri.

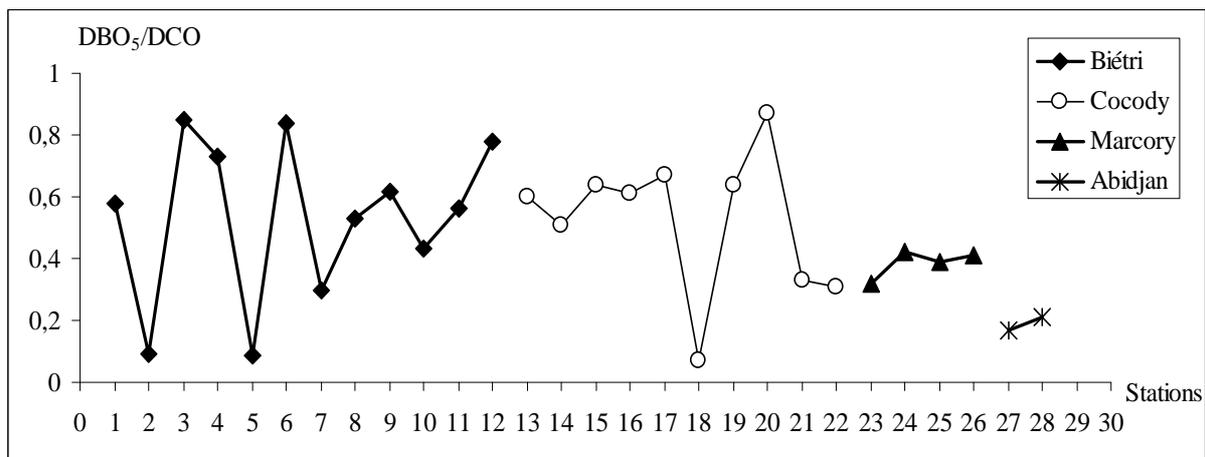


Figure III.1.5 : Variation des rapports DBO₅/DCO en fonction des stations en baies de Biétri, Cocody, Marcory et Abidjan en octobre 2004.

Les valeurs des matières en suspension sont très élevées par rapport aux mesures obtenues par Arfi et Guiral [4] dans le chenal de la baie de Biétri (12 mg/L). En outre, la baie de Cocody qui reçoit la première les eaux de crue du Comoé présente le taux de matières en suspension le plus élevé. Cette variabilité du poids sestonique traduit l'impact des eaux fluviales et de l'urbanisation sur les baies. En effet, selon Tastet et Guiral [5], deux facteurs essentiels conditionnent la turbidité des eaux, et donc la concentration en MES, à savoir, la pollution dans les zones urbanisées et la proximité des arrivées fluviales.

III.1.2.3. Relations entre les différents paramètres

Nous avons recherché les relations pouvant exister entre les différents paramètres physico-chimiques et les paramètres indicateurs de pollution ou spécifiques des eaux usées domestiques et industrielles afin de déterminer un paramètre rapidement mesurable et qui reflète de façon fidèle le degré de pollution (tableau III.1.1). Il apparaît que la transparence, la turbidité, la salinité et le pH sont bien liés à la DBO₅ et DCO, paramètres qui permettent de quantifier les différents rejets (tableau III.1.1). Compte tenu de la simplicité des mesures, ces paramètres apparaissent comme des instruments de choix pour une réorientation rapide, sur le terrain, du plan de prélèvement des échantillons en fonction des conditions locales réelles permettant de caractériser les eaux lagunaires [3].

Tableau III.1.1 : Matrice de corrélation entre facteurs décrivant la pollution. Transp : transparence.

	T°C	pH	Salinité	Turbidité	Transp.	DBO ₅	DCO	O ₂	MES
T°C	1,0	-0,53	-0,65	0,65	-0,58	-0,57	-0,67	-0,06	0,24
pH		1,0	0,45	-0,48	0,36	0,52	0,64	-0,01	0,10
Salinité			1,0	-0,81	0,70	0,58	0,65	0,32	-0,41
Turbidité				1,0	-0,84	-0,67	-0,78	-0,30	0,65
Transp.					1,0	0,72	0,72	0,16	-0,58
DBO ₅						1,0	0,84	-0,06	-0,17
DCO							1,0	-0,05	-0,27
Oxygène								1,0	-0,53
MES									1,0

III.1.3. Conclusion partielle

Les eaux sont, dans l'ensemble, douces du fait de la crue du fleuve Comoé. Cependant, les eaux de la baie de Biétri, plus proches du canal de Vridi et plus éloignées de la zone d'influence du fleuve Comoé, sont plus salées que celles des autres baies (Cocody, Banco et Marcory). Les valeurs de pH sont étroitement liées à l'importance relative des eaux d'origine marine et fluviale. Les eaux sont généralement bien oxygénées dans la couche euphotique et quasiment anoxiques à l'interface eau-sédiment. Les eaux des quatre baies étudiées se caractérisent par une forte turbidité et par une faible transparence du fait de la forte charge des eaux en particules terrigènes lors de la crue du Comoé.

Les variations de DBO₅ et DCO observées dans les stations sont essentiellement liées à la nature des effluents, au phénomène de renouvellement des eaux et enfin à l'urbanisation. Les valeurs de DBO₅ et de DCO relevées dans la présente étude sont supérieures aux données de la littérature, ce qui confirme l'impact croissant des effluents domestiques et industriels sur la qualité des eaux lagunaires d'Abidjan. Il ressort des différents rapports DBO₅/DCO observés que les baies de Biétri, Cocody et de Marcory sont fortement chargées en composés biodégradables et que la baie d'Abidjan présente les caractéristiques d'un milieu riche en matières non biodégradables. Les valeurs très élevées en matières en suspension témoignent de l'impact des eaux fluviales et de l'urbanisation sur les baies.

III.2. CARACTERISATION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX LIBRES DES BAIES DE LA LAGUNE EBRIE.

III.2.1. Résultats

III.2.1.1. Détermination de la température des eaux

Dans l'ensemble des stations échantillonnées, la température des eaux a varié entre 26,00 et 33,30°C en surface et entre 20,40 et 31,90°C à l'interface eau-sédiment. Les stations Carena et Boulay II de profondeur 9 m ont enregistré les plus faibles valeurs à l'interface sédimentaire (21,50 et 20,40°C respectivement). Ces stations ont enregistré les amplitudes annuelles verticales les plus élevées (3,2°C chacune), avec des pics positifs respectifs de 5,6 et 7,1°C pendant la saison des crues (Annexe III.2.1). Aucune différence significative n'a été observée entre les températures des eaux superficielles.

Les températures moyennes des baies varient entre (28,97 ± 1,50)°C et (29,74 ± 1,50)°C en surface, alors qu'à l'interface eau-sédiment, les eaux ont été significativement plus froides, avec des valeurs évoluant de (26,86 ± 2,46)°C à (28,81 ± 1,25)°C (tableau III.2.1). A proximité du fond, les températures moyennes des eaux des baies du Banco et des Milliardaires diffèrent significativement de celles de Cocody, Marcory et Biétri ; par contre aucune variation significative n'a été observée pour les eaux de surface.

Les profils thermiques de la figure III.2.1 montrent que les eaux lagunaires présentent une stratification plus ou moins marquée selon la saison ou la baie. Les températures élevées s'observent dans la couche superficielle, correspondant à l'épilimnion. La couche inférieure ou thermocline, se caractérise par une chute de température. Au-dessous

de la thermocline, la température diminue faiblement avec la profondeur ; c'est l'hypolimnion. Cette stratification a disparu au profit d'une distribution pratiquement homogène de température dans la colonne, en saison des pluies dans la baie de Biétri (à la station Sir).

Tableau III.2.1 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux à 0,5 m de la surface (S) et du fond (F) des baies de la lagune Ebrié de juillet 2006 à avril 2008 (Moyennes \pm écart-types).

Paramètres		Banco	Cocody	Marcory	Milliardaires	Biétri
T (°C)	S	29,19 \pm 1,66	28,97 \pm 1,50	29,11 \pm 1,60	29,13 \pm 1,09	29,74 \pm 1,50
	F	26,86 \pm 2,46	28,38 \pm 1,74	28,23 \pm 2,08	27,45 \pm 2,68	28,81 \pm 1,25
pH	S	7,90 \pm 0,51	7,52 \pm 0,38	7,46 \pm 0,53	8,06 \pm 0,55	8,17 \pm 0,71
	F	7,87 \pm 0,35	7,69 \pm 0,42	7,58 \pm 0,46	7,89 \pm 0,53	7,73 \pm 0,63
Salinité (‰)	S	14,92 \pm 8,90	14,26 \pm 9,01	14,34 \pm 8,83	18,85 \pm 10,22	16,48 \pm 9,57
	F	25,02 \pm 10,14	18,30 \pm 10,54	18,85 \pm 10,80	24,76 \pm 10,74	29,71 \pm 6,34
Conductivité (mS/cm)	S	24,82 \pm 14,53	23,74 \pm 14,74	23,20 \pm 14,27	30,55 \pm 16,14	26,66 \pm 15,22
	F	40,72 \pm 14,82	29,49 \pm 16,63	28,78 \pm 16,67	38,86 \pm 15,97	31,65 \pm 14,99
O ₂ (mg/L)	S	6,59 \pm 3,13	4,04 \pm 2,75	3,85 \pm 2,66	6,60 \pm 1,49	6,70 \pm 2,83
	F	1,76 \pm 1,88	3,43 \pm 2,08	3,22 \pm 2,54	4,12 \pm 2,49	1,56 \pm 2,29
Transparence (m)		0,71 \pm 0,25	0,80 \pm 0,38	0,78 \pm 0,32	1,90 \pm 0,64	0,80 \pm 0,35
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	S	111,7 \pm 47,8	112,0 \pm 48,5	101,4 \pm 41,7	51,7 \pm 22,7	125,6 \pm 64,4
	F	140,88 \pm 65,19	128,36 \pm 54,58	111,2 \pm 40,2	97,49 \pm 26,62	145,1 \pm 64,2
DCO (mg O ₂ /L)	S	286,3 \pm 107,8	273,7 \pm 95,8	309,7 \pm 157,2	175,50 \pm 60,51	381,8 \pm 130,3
	F	375,2 \pm 125,7	346,7 \pm 110,3	353,7 \pm 137,8	327,5 \pm 138,3	456,8 \pm 147,3
MES (mg/L)	S	48,40 \pm 23,51	38,78 \pm 19,50	36,39 \pm 19,80	29,97 \pm 16,35	43,46 \pm 21,45
	F	57,84 \pm 24,68	45,47 \pm 17,36	41,10 \pm 17,59	49,62 \pm 28,37	50,76 \pm 32,01
NO ₂ ⁻ (μmol/L)	S	4,76 \pm 4,34	3,49 \pm 2,74	4,01 \pm 3,08	2,22 \pm 3,39	3,31 \pm 3,47
	F	1,83 \pm 2,09	2,94 \pm 1,98	3,69 \pm 3,01	0,96 \pm 1,11	2,37 \pm 2,69
NH ₄ ⁺ (μmol/L)	S	12,58 \pm 14,21	26,30 \pm 32,13	11,91 \pm 9,48	2,22 \pm 2,39	12,09 \pm 21,49
	F	13,90 \pm 14,05	20,15 \pm 21,75	15,40 \pm 14,87	1,60 \pm 2,14	20,09 \pm 16,63
PO ₄ ³⁻ (μmol/L)	S	3,34 \pm 3,81	4,36 \pm 3,13	4,02 \pm 3,05	2,79 \pm 5,25	3,72 \pm 4,30
	F	3,97 \pm 3,44	4,20 \pm 3,28	4,45 \pm 4,19	3,59 \pm 4,38	6,84 \pm 8,20

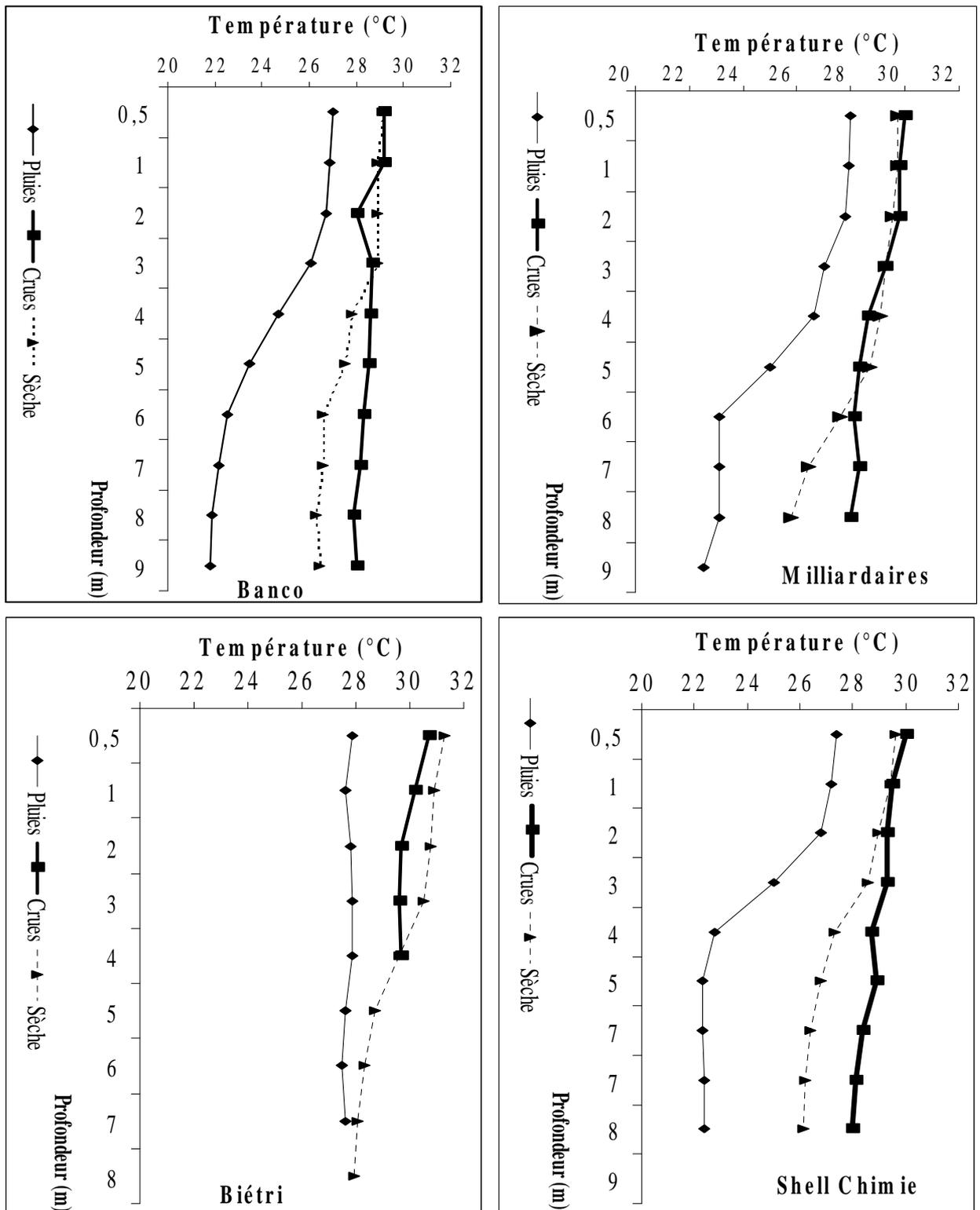


Figure III.2.1 : Evolutions saisonnières des profils thermiques dans les baies du Banco, Biétri, des Milliardaires et à proximité du canal de Vridi (Shell Chimie).

Dans toutes les baies, la température moyenne est basse pendant la saison des pluies et élevée en saison sèche (figure III.2.2). En surface, la plus forte valeur moyenne a été

observée en baie de Biétri ($30,49 \pm 1,56$) °C pendant la saison sèche tandis que la plus faible a été enregistrée en saison des pluies dans la baie de Cocody ($28,12 \pm 1,70$) °C.

A l'interface eau-sédiment, la température a atteint son pic dans la baie de Biétri à ($29,18 \pm 1,35$) °C et chuté à ($25,05 \pm 2,58$) °C dans la baie du Banco. Les saisons des pluies et des crues ont enregistré des températures significativement moins élevées que la saison sèche en surface comme en profondeur ($P < 0,05$).

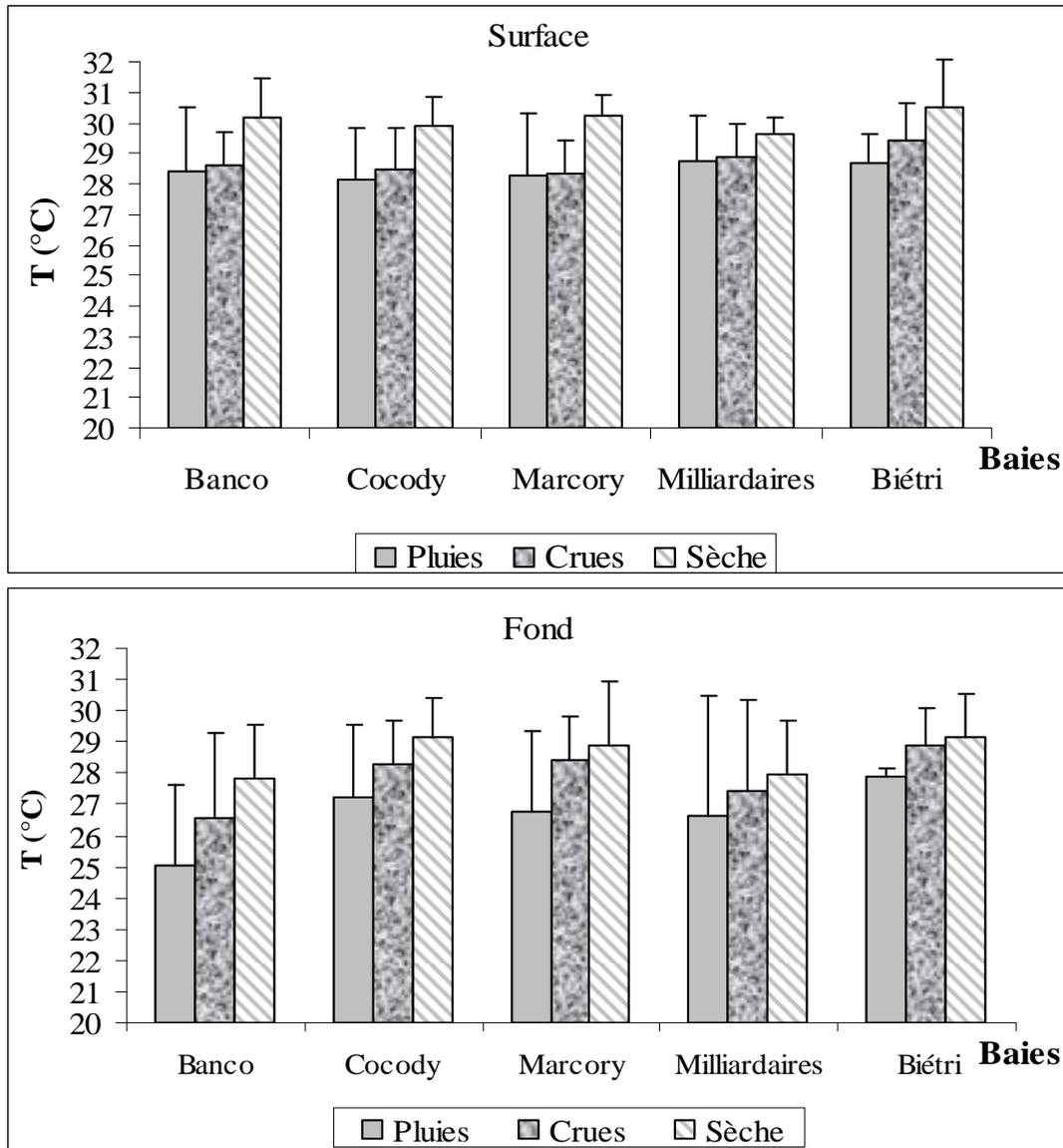


Figure III.2.2 : Variations saisonnières de la température à 0,5 m de la surface et du fond des différentes baies. Les barres représentent les écart-types.

III.2.1.2. Détermination du pH

Le pH des stations est compris entre 5,45 et 9,50 en surface et 6,61 et 9,39 au fond. Les plus faibles valeurs ont été enregistrées en baie de Marcory, tandis que les valeurs maximales ont été mesurées en baie de Biétri (Annexe III.2.1).

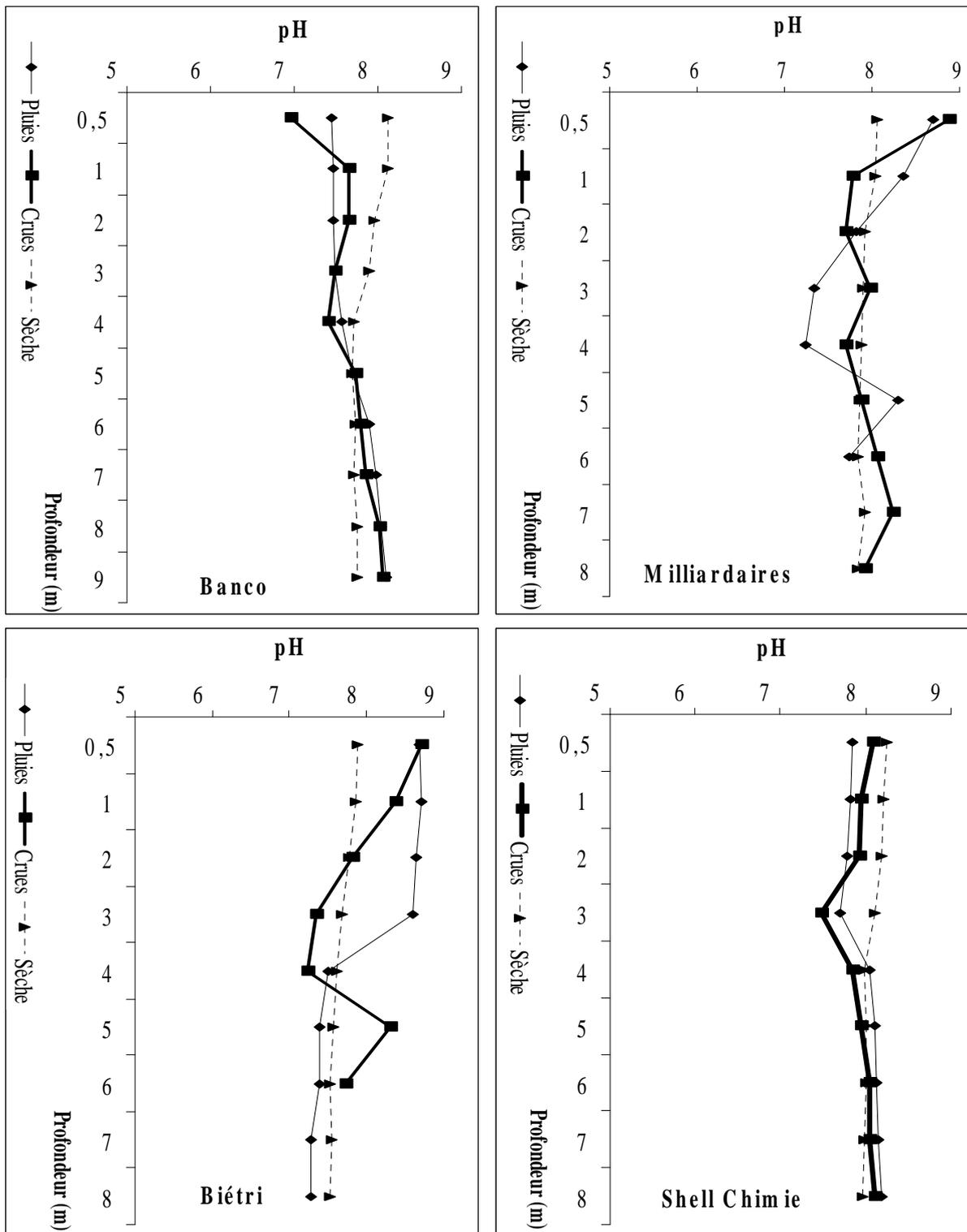


Figure III.2.3 : Evolutions saisonnières des profils de pH dans les baies du Banco, Biétri, des Milliardaires et à proximité du canal de Vridi (Shell Chimie).

La gamme des moyennes de pH des quatre baies étudiées s'est située entre $7,46 \pm 0,53$ (Marcory) et $8,17 \pm 0,71$ (Biétri) en surface avec une faible dispersion des valeurs,

indiquée par les écart-types (tableau III.2.1, page 95). A l'interface eau-sédiment, la moyenne minimale a été observée en baie de Marcory ($7,58 \pm 0,46$) alors que le maximum a été enregistré en baie des Milliardaires ($7,89 \pm 0,53$).

Les eaux sont légèrement alcalines aussi bien en surface qu'au fond et le caractère basique augmente à mesure que l'on se rapproche du canal de Vridi. L'analyse des variances (Anova) a révélé que les pH des eaux des baies du Banco, Biétri et Milliardaires proches des eaux marines sont significativement plus élevés que ceux de Cocody et Marcory pour les eaux de surface ($P < 0,05$).

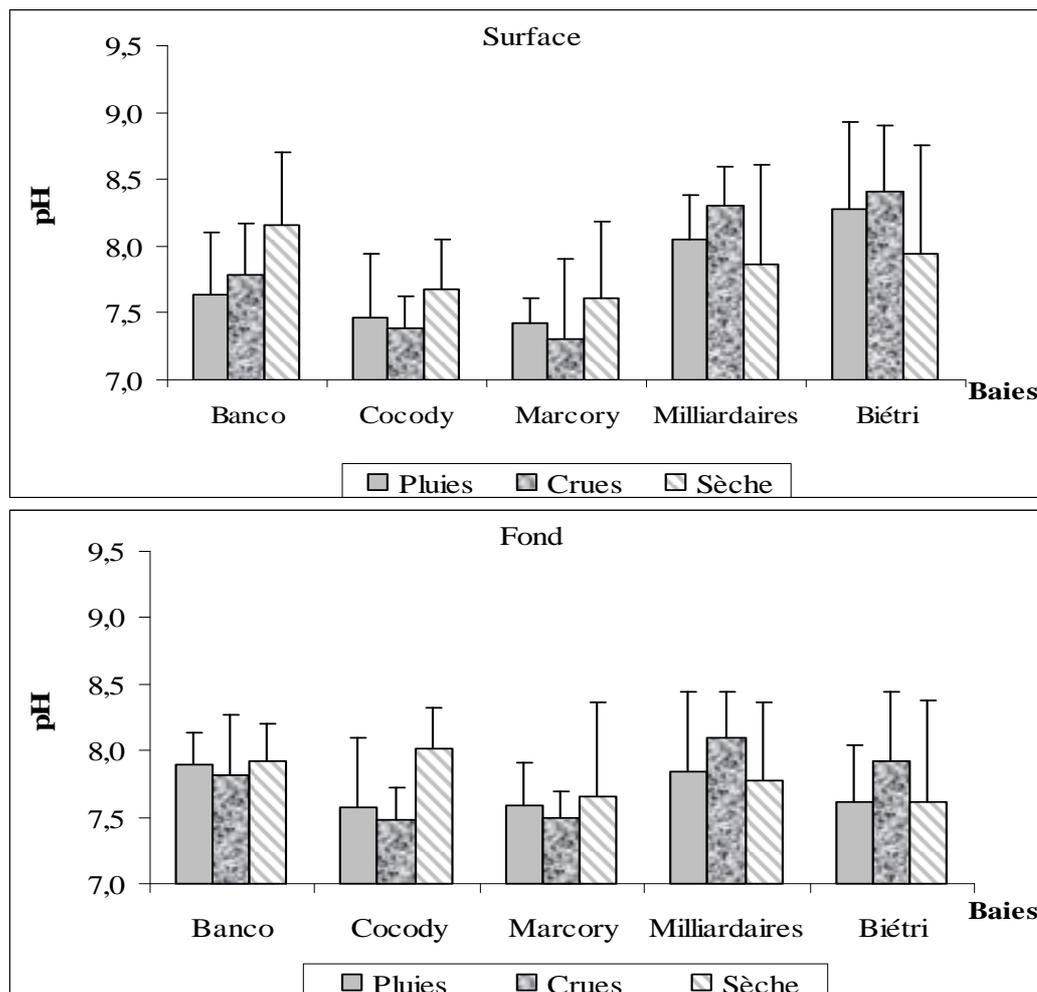


Figure III.2.4 : Variations saisonnières du pH à 0,5 m de la surface et du fond des différentes baies. Les barres représentent les écart-types.

Les profils de pH de la figure III.2.3 montrent que le pH des eaux lagunaires croît ou décroît avec la profondeur selon la saison ou le lieu. Par exemple, à la station Carena de la baie du Banco, la structure verticale du pH a présenté des valeurs plus élevées dans l'épilimnion en saison des crues, alors que le phénomène inverse s'est produit pendant la

saison des pluies. Dans les baies de Marcory et Cocody, les moyennes de pH de l'ensemble de la période d'échantillonnage ont été plus élevées au fond qu'en surface ; à l'inverse, les valeurs ont été plus élevées en surface dans les autres baies (Annexe III.2.1). Une différence significative a été observée entre la surface et le fond dans les baies de Biétri, Milliardaires et Cocody.

Les valeurs moyennes de pH ont très peu varié d'une saison à l'autre. Elles ont été plus élevées en saison sèche dans les baies de Banco, Cocody et Marcory ; dans les autres baies, la saison des crues a affiché les plus fortes valeurs (figure III.2.4). Aucune variation saisonnière significative n'a été observée en surface comme au fond.

III.2.1.3. Détermination de la salinité

La gamme de salinité pour l'ensemble des mesures en surface se situe entre 0,00 et 29,10 ‰ alors qu'à l'interface eau-sédiment, elle est comprise entre 0,00 et 34,70 ‰ (tableau III.2.1, page 96).

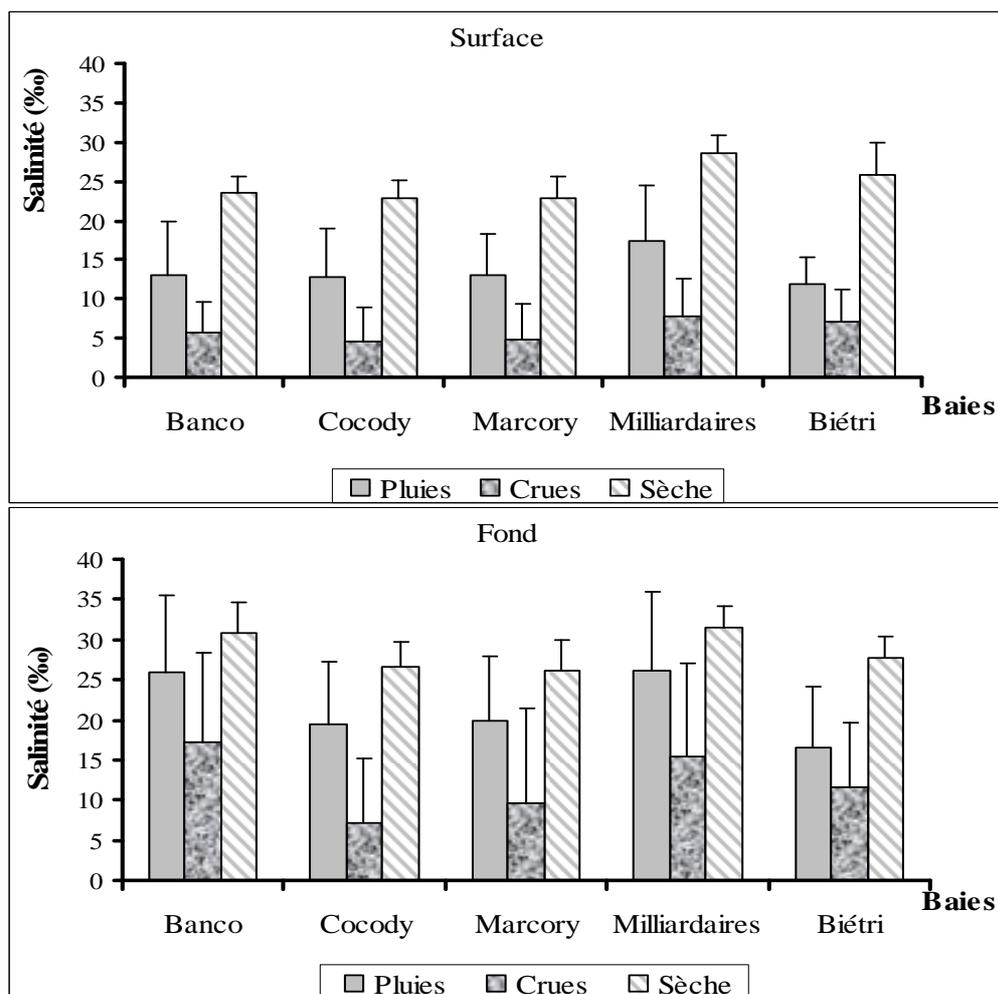


Figure III.2.5 : Variations saisonnières de la salinité à 0,5 m de la surface et du fond des différentes baies. Les barres représentent les écart-types.

Les valeurs moyennes observées dans les baies proches du canal de Vridi (Banco, Biétri et Milliardaires) sont significativement plus élevées que celles des baies les plus éloignées (Cocody et Marcory).

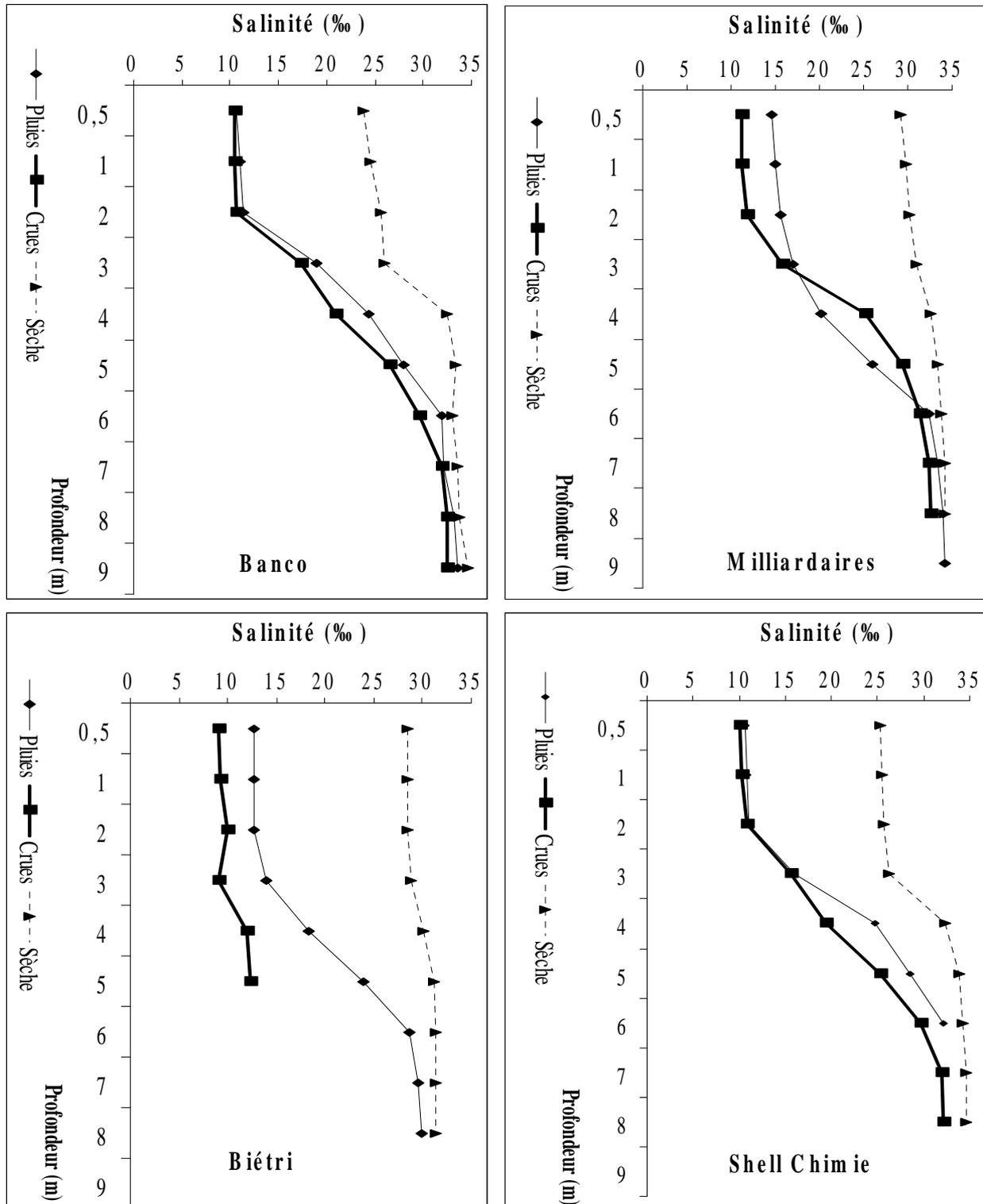


Figure III.2.6 : Evolutions saisonnières des profils de salinités dans les baies du Banco, Biétri, des Milliardaires et à proximité du canal de Vridi (Shell Chimie).

Les moyennes de salinité des baies varient significativement d'une saison à l'autre, dans l'ordre saison des crues < saison des pluies < saison sèche dans toutes les baies. La plus basse moyenne de salinité de surface a été observée dans la baie de Cocody ($4,51 \pm 4,30$) ‰ pendant la saison des crues, tandis que le maximum a été de ($28,59 \pm 2,18$) ‰ en baie des Milliardaires, et ce, en saison sèche. La plus forte moyenne au fond a été enregistrée en baie des Milliardaires ($31,43 \pm 2,71$) ‰ pendant la saison sèche.

Tout comme la température, la distribution verticale de la salinité présente trois strates (figure III.2.6). Dans l'épilimnion (0-3 m), la salinité présente les plus faibles valeurs. Entre 3 et 6 m (métalimnion), elle augmente très rapidement avec la profondeur ; enfin, au-delà de 6 m (hypolimnion), la salinité croît faiblement avec la profondeur. La stratification peut disparaître dans certaines conditions, notamment en saison sèche, lors de la remontée des eaux océaniques du fond jusqu'à la couche superficielle (figure III.2.7) ou pendant les périodes où les crues atteignent leur maximum (Annexe III.2.2). Les variations spatiales, verticales et saisonnières de la conductivité sont les mêmes que celles de la salinité.

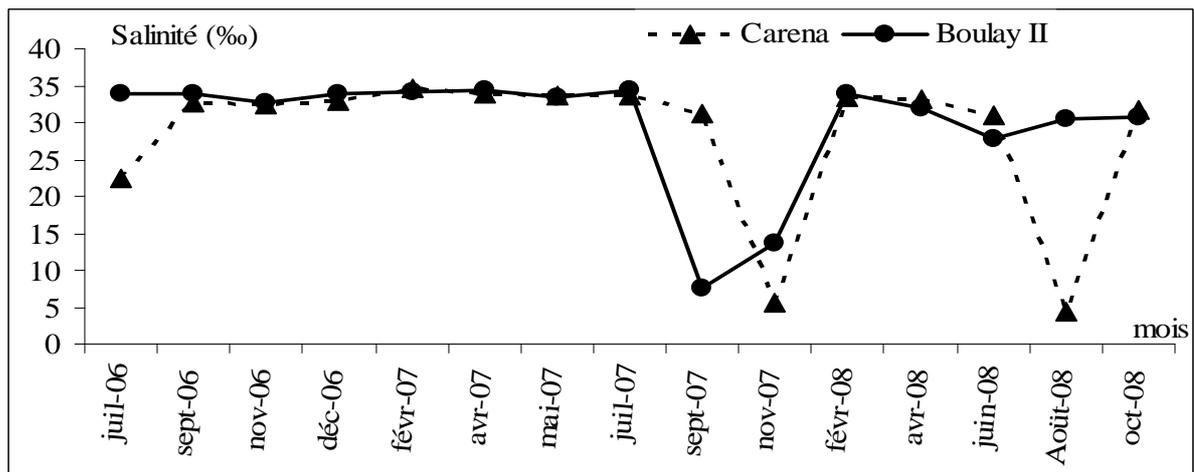


Figure III.2.7 : Variations temporelles de la salinité à 9 m de profondeur en baie de Banco (station Carena) et Milliardaires (station Boulay II).

Dans les couches profondes, la salinité est supérieure à 30 ‰ et varie peu dans le temps et dans l'espace, sauf en cas de déstratification (figure III.2.7 ; Annexe III.2.2). A l'inverse, les variations sont très accentuées dans les couches inférieures à 5 m.

III.2.1.4. Détermination de l'oxygène dissous

Les concentrations moyennes d'oxygène dissous observées en surface sont très faibles dans les baies de Cocody ($4,04 \pm 2,75$) mg/L et Marcory ($3,85 \pm 2,66$) mg/L ; elles tournent autour de 6,60 mg/L dans les autres baies sous forte influence marine. Au fond, les

eaux sont anoxiques ($[O_2] < 2 \text{ mg/L}$) ou hypoxique ($[O_2] < 3 \text{ mg/L}$), sauf en baie des Milliardaires où la moyenne vaut $4,12 \pm 2,49 \text{ mg/L}$ (tableau III.2.1, page 95).

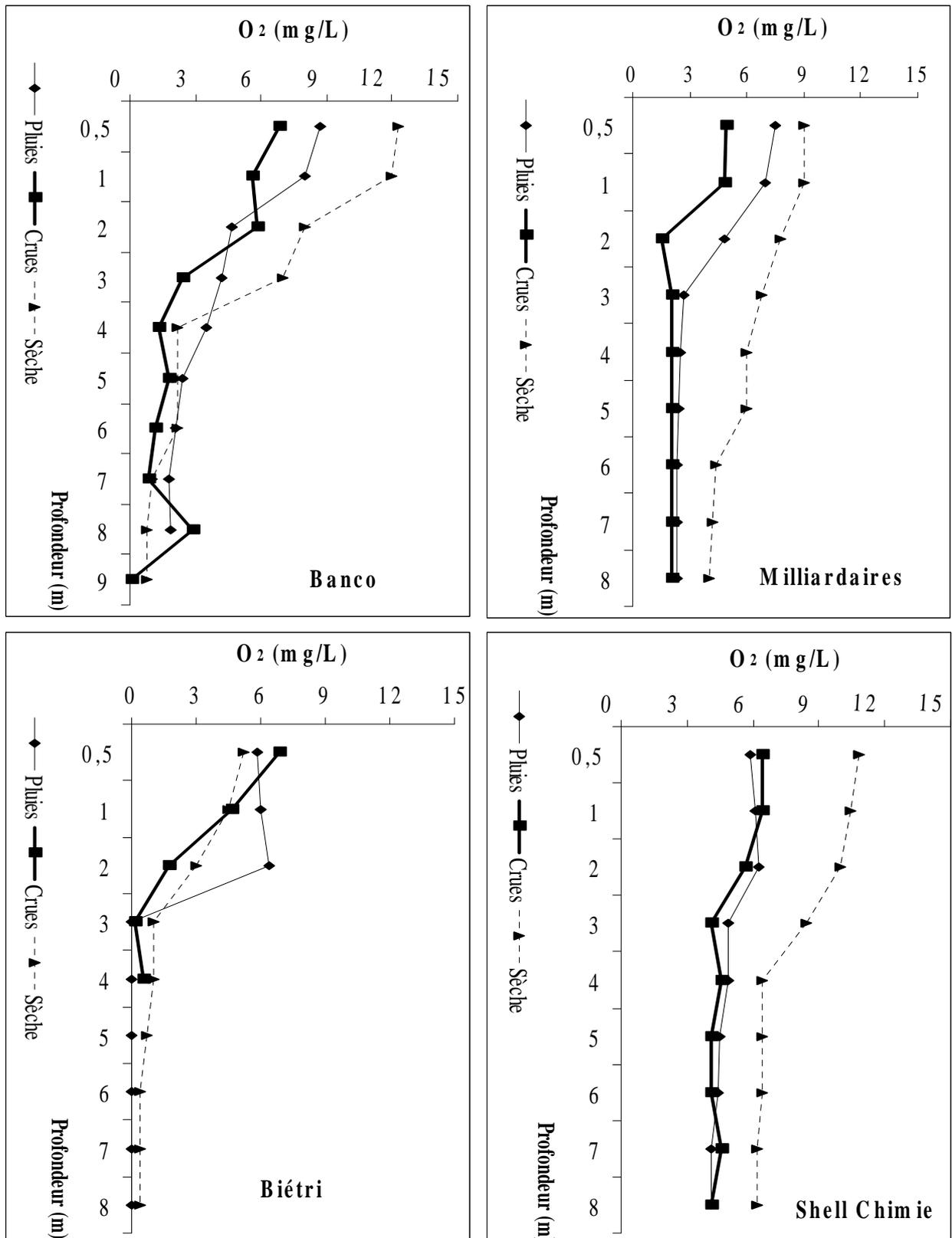


Figure III.2.8 : Evolutions saisonnières des profils de l'oxygène dissous dans les baies du Banco, Biétri, des Milliardaires et à proximité du canal de Vridi (Shell Chimie).

Deux groupes homogènes ont été révélés à $P < 0,05$ pour les eaux de surface : le premier, caractérisé par de faibles teneurs, est formé par les baies de Marcory et Cocody tandis que le second, plus oxygéné, rassemble les baies de Biétri, Banco, et milliardaires. Une différence significative a été enregistrée entre les eaux de l'interface eau-sédiment et celles de la surface dans les baies de Banco, Milliardaires et Biétri.

Les profils verticaux d'oxygène dissous présentent les mêmes structures que ceux de la température. Les concentrations sont élevées dans l'épilimnion et diminuent brusquement dans le métalimnion pour tendre vers zéro dans l'hypolimnion (Figure III.2.8). L'épaisseur de chaque couche subit des allongements ou des raccourcissements selon la saison ou la station.

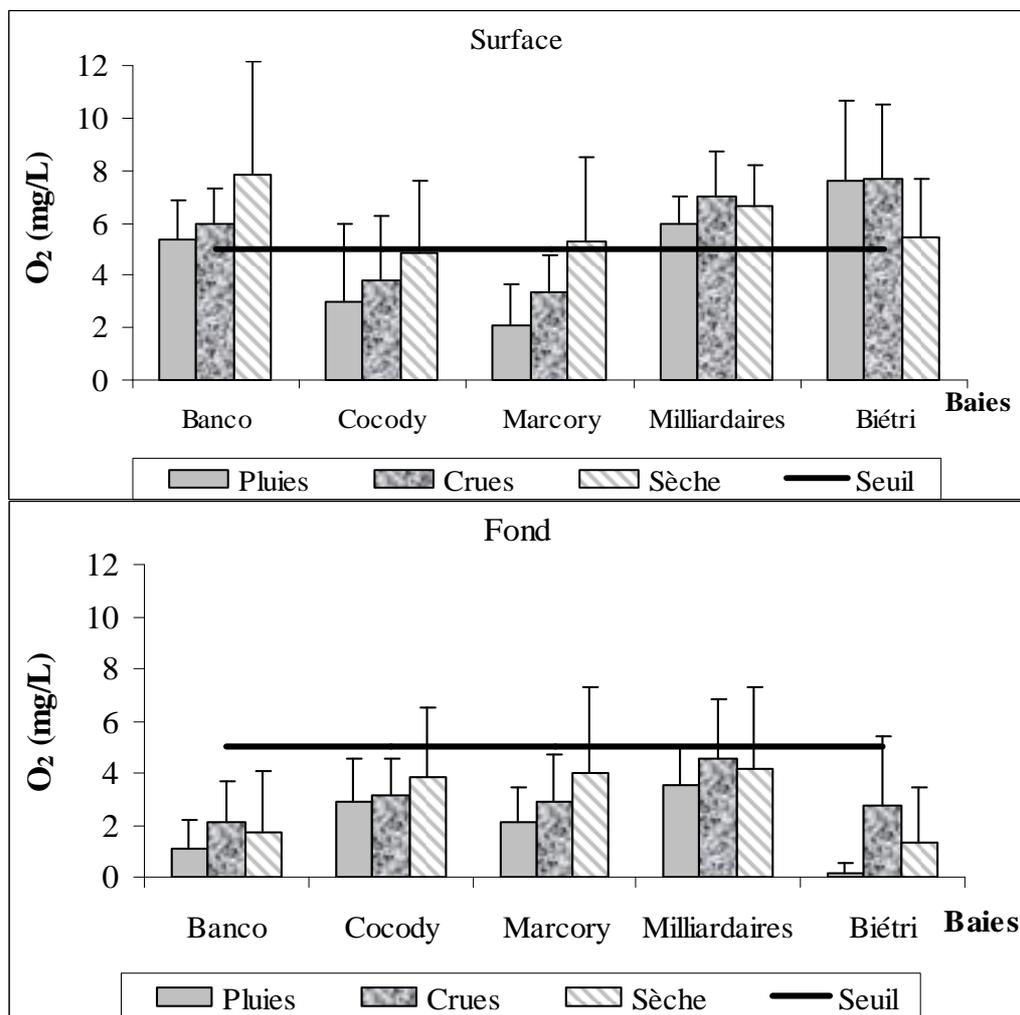


Figure III.2.9 : Variations saisonnières de l'oxygène à 0,5 m de la surface et du fond des différentes baies. La droite représente la valeur seuil ; les barres représentent les écart-types.

L'évolution saisonnière des teneurs en oxygène dissous des eaux diffère selon la baie. Les teneurs augmentent de la saison des pluies à la saison sèche dans les baies de Banco,

Cocody et Marcory; à l'inverse, dans les baies de Biétri et Milliardaires, les valeurs sont plus élevées en saison des crues (figure III.2.9). L'anoxie des eaux du fond a été très prononcée dans les baies de Biétri et du Banco, surtout en saison des pluies, avec des moyennes respectives de $(0,18 \pm 0,36)$ mg/L et de $(1,12 \pm 1,09)$ mg/L. Une variation saisonnière significative a été notée pour les teneurs moyennes en surface dans les baies de Marcory et Biétri. A l'interface eau-sédiment, les valeurs ont été significativement plus élevées en saison des crues par rapport à celles des pluies et sèche en baie de Biétri.

III.2.1.5. Détermination de la DBO₅ et de la DCO

Les plus fortes valeurs de DBO₅ ont été observées aux stations Carena et Bolibana de la baie du Banco, à la station Houphouët Boigny de la baie de Cocody, et aux stations Sir, Bidet, Abattoir, Sivoa et Unilever de la baie de Biétri (Annexe III.2.3).

Les valeurs moyennes de DBO₅ des baies sont très élevées partout en surface comme au fond. En surface, la moyenne de DBO₅ varie de $(51,68 \pm 22,69)$ mg O₂/L en baie des Milliardaires à $(125,62 \pm 64,44)$ mg O₂/L en baie de Biétri ; au fond elle se situe entre $(97,49 \pm 26,62)$ mg O₂/L (Milliardaires) et $(145,16 \pm 64,21)$ mg O₂/L (Biétri). Anova a révélé, pour les eaux de surface, une différence hautement significative à $P < 0,05$ entre la baie des Milliardaires et les baies du Banco, Cocody, Marcory, et Biétri qui forment un groupe homogène.

Une différence significative a été observée entre la DBO₅ de surface et du fond dans les baies de Biétri, Banco et Milliardaires ; par contre, aucune différence significative n'a été observée dans les baies de Marcory et Cocody.

Les variations saisonnières de DBO₅ diffèrent selon les baies. Des variations saisonnières marquées ont été seulement observées dans les baies de Biétri (en surface comme au fond) et Banco (surface) où les DBO₅ de surface ont été plus élevées en saison des crues et des pluies respectivement.

Les ordres de grandeurs des moyennes de DCO des baies étudiées sont très élevés. Les valeurs minimales sont observées en baie des Milliardaires tandis que les valeurs maximales sont enregistrées en baie de Biétri. Pour l'ensemble des baies échantillonnées, une différence significative a été observée pour les eaux de surface entre la saison des crues et les saisons des pluies et sèche qui forment un groupe homogène. En revanche, aucune différence significative n'a été observée entre les baies pour la DCO au fond. Une différence significative a été observée entre la DCO de surface et du fond dans toutes les baies, sauf en baie de Marcory. Aucune variation saisonnière significative n'a été observée à l'interface eau-

sédiment dans chaque baie. En revanche, les valeurs de DCO des eaux de surface sont significativement plus élevées en saison des crues dans les baies de Cocody et Milliardaires.

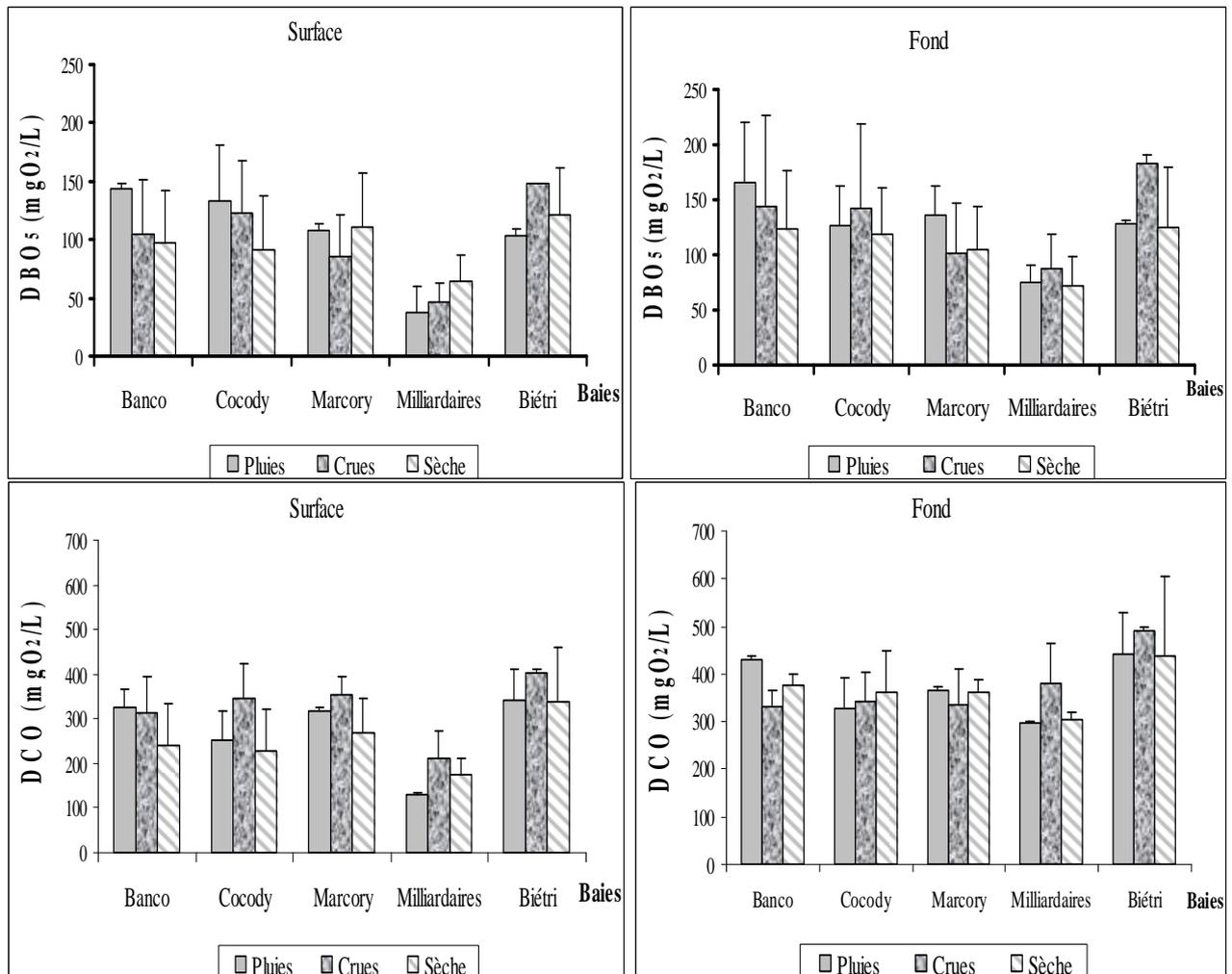


Figure III.2.10 : Variations saisonnières de la DBO₅ et de la DCO à 0,5 m de la surface et du fond des différentes baies. Les barres représentent les écart-types.

III.2.1.6. Détermination de la transparence et des matières en suspension

Les moyennes de transparence des eaux des stations Boulay I et II de la baie des Milliardaires sont significativement plus élevées que celles des autres baies à $P < 0,05$) (Annexe III.2.4).

La transparence moyenne des baies est très élevée en baie des Milliardaires ($1,90 \pm 0,64$) m et faible ailleurs. La plus basse valeur est observée en baie du Banco ($0,71 \pm 0,25$) m (tableau III.2.1, page 96). Les moyennes des baies de Cocody, Marcory, Banco et Biétri n'ont pas été significativement différentes les unes des autres, mais elles ont été significativement inférieures à celles de la baie des milliardaires à $P < 0,05$. Les moyennes les plus basses ont

été enregistrées lors des saisons des pluies et des crues tandis que les plus élevées ont été mesurées en saison sèche (figure III.2.11), sans aucune variation saisonnière significative.

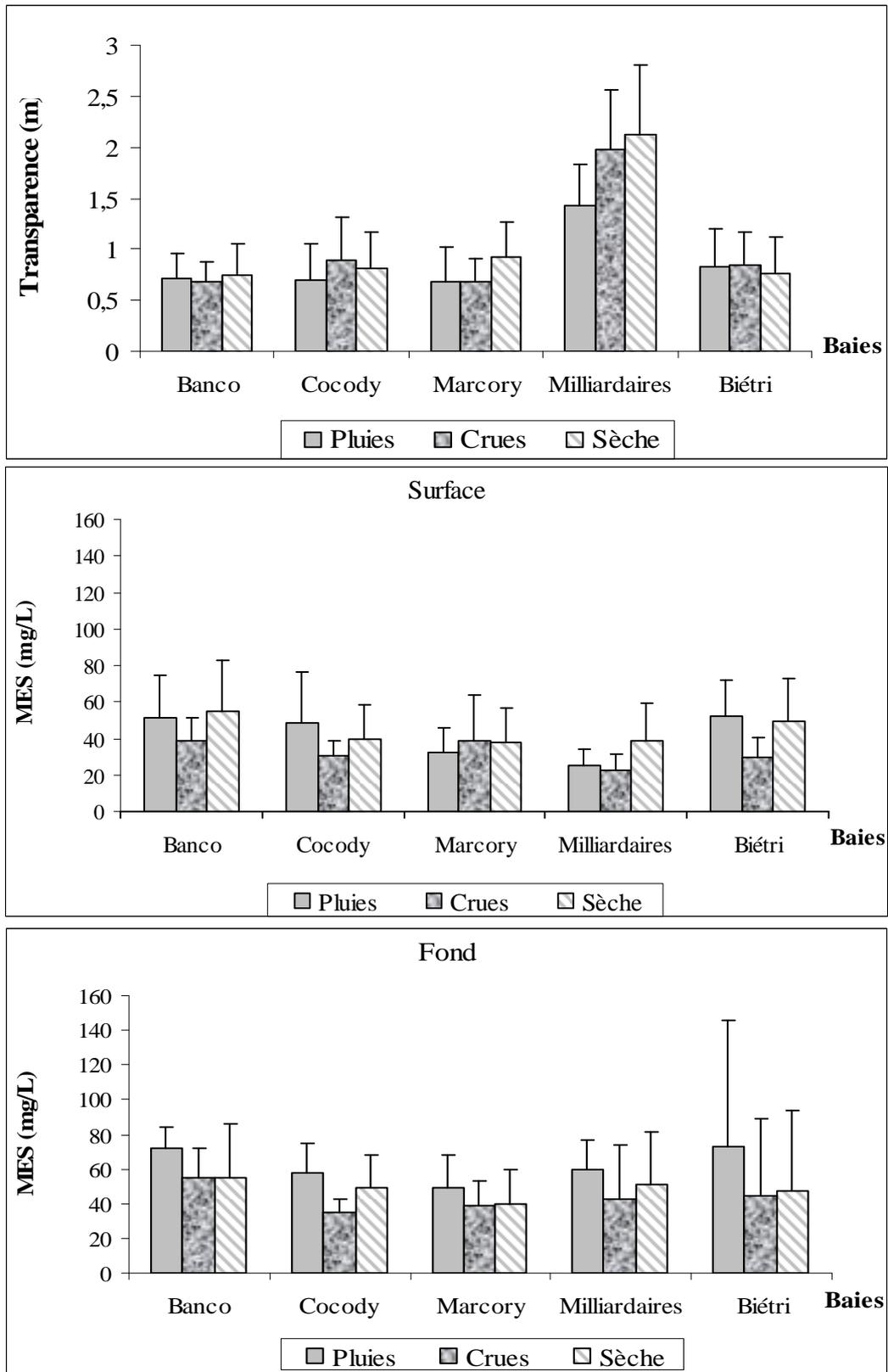


Figure III.2.11 : Variations saisonnières de la transparence et des matières en suspension à 0,5 m de la surface et du fond des différentes baies. Les barres représentent les écart-types.

Les eaux sont très chargées en matières en suspension (MES) ; la valeur moyenne minimale est observée en baie des Milliardaires ($29,97 \pm 16,35$) mg/L et la valeur maximale a été enregistrée à l'interface eau-sédiment de la baie du Banco ($57,84 \pm 24,68$) mg/L (tableau III.2.1, page 96). Aucune différence significative n'a été observée entre les baies au fond ; par contre une variation spatiale significative a été observée pour les eaux de surface. Les concentrations sont élevées dans l'ordre suivant à $P < 0,05$: Milliardaires < Marcory = Cocody < Banco = Biétri. Les stations Carena et Bolibana de la baie du Banco et Unilever (Ex-Blohorn) de la baie Biétri ont présenté les valeurs maximales pour les eaux de surface. A l'interface eau-sédiment, la station Sir a affiché le pic de MES (Annexe III.2.4)

Au fond, les valeurs atteignent leur maximum en saison des pluies, alors qu'en surface, les maximums sont observés pendant la saison sèche ou des pluies selon la baie (figure III.2.11). Les valeurs minimales ont été observées pendant la saison des crues. La saison des crues a présenté des valeurs significativement plus faibles à $P < 0,05$ par rapport aux autres saisons en baie de Biétri (surface et fond) et en baie de Cocody (fond). Aucune différence significative n'a été observée entre les saisons dans les autres baies.

La structure verticale des MES présente de faibles valeurs entre 1 et 3 m et augmente à partir de 3 m jusqu'à l'interface sédimentaire où de fortes valeurs apparaissent (figure III.2.12).

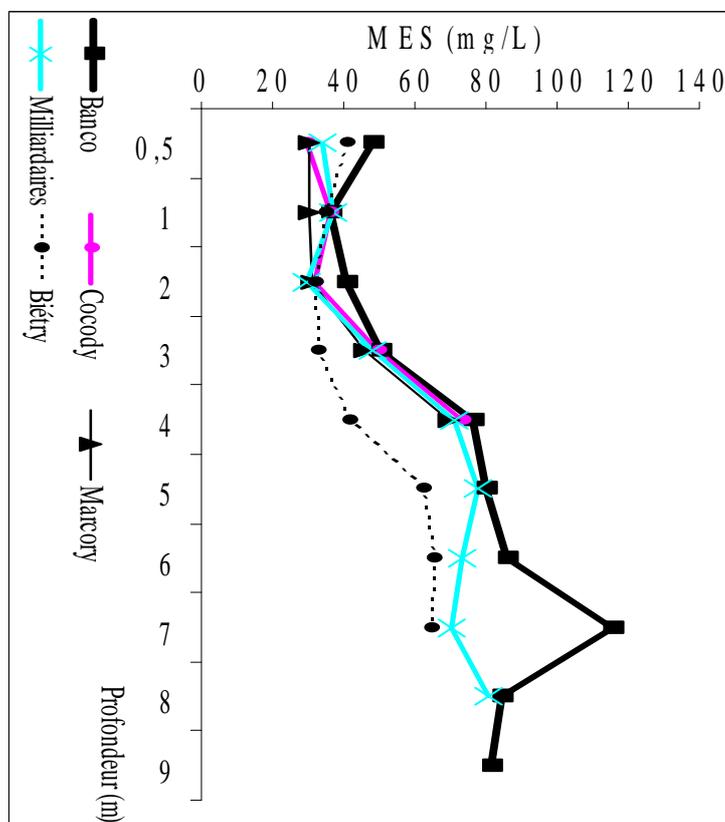


Figure III.2.12 : Profil vertical des matières en suspension en saisons des crues.

III.2.1.7. Caractéristiques des particules en suspension

La teneur en matières organiques des particules a été évaluée au moyen des rapports MVS/MES (mg/mg), DBO₅ particulaire/MES (mg O₂/mg) et DCO particulaire/MES (mg O₂/mg). Les matières en suspension des eaux des baies ont de fortes valeurs en matières organiques volatiles (MVS) et connaissent des fluctuations très marquées (figure III.2.13).

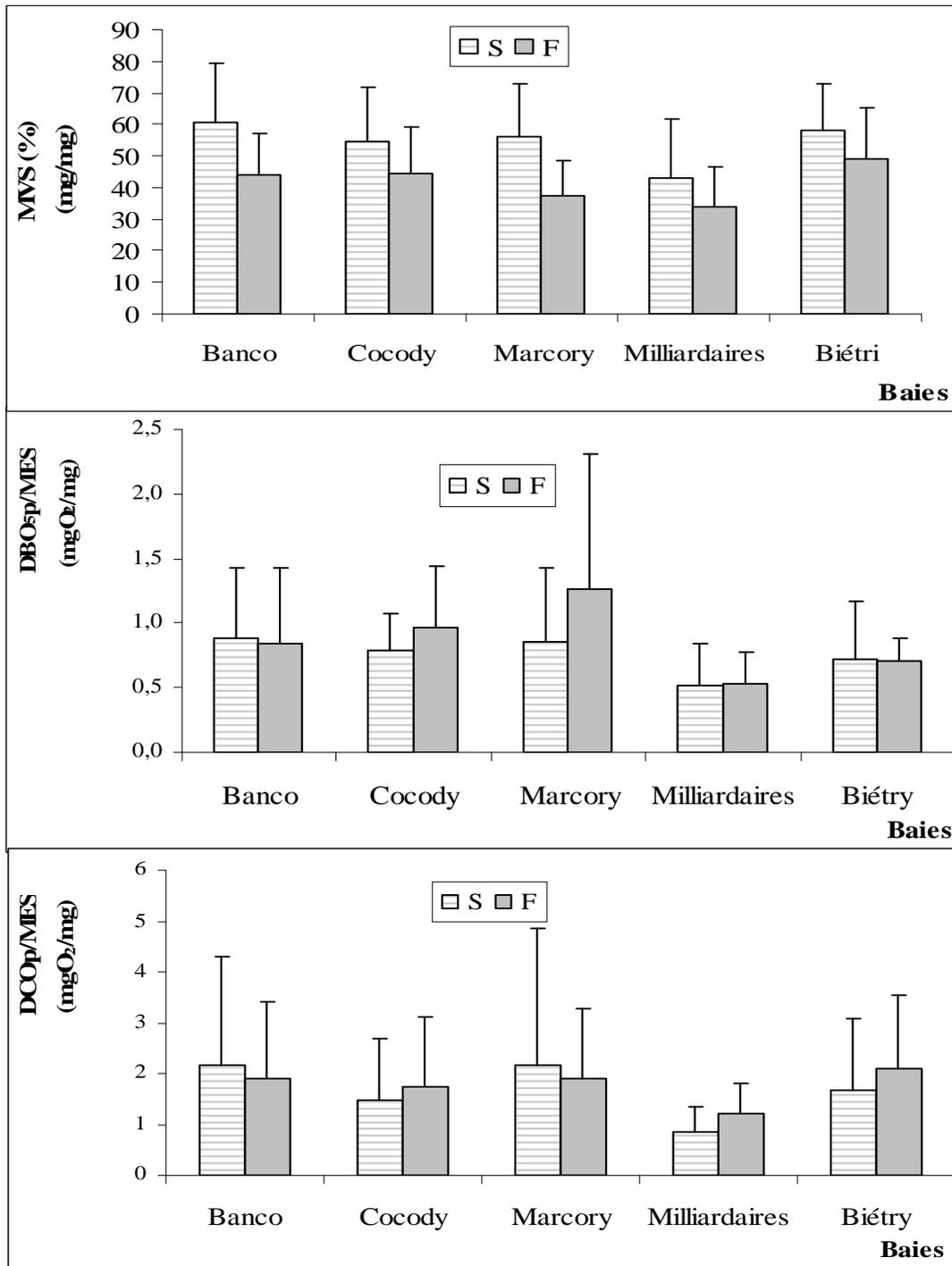


Figure III.2.13: Teneurs des particules en matière organique. . DCOp : DCO particulaire ; DBOp : DBO particulaire ; MVS (%) : pourcentage de MVS; S : Surface ; F : Fond. Les barres représentent les écart-types.

Au fond, les baies du Banco, Cocody, Marcory et Biétri forment un groupe homogène, tandis que la baie des milliardaires se distingue d'elles par des valeurs plus faibles. Les teneurs des MES en DBO_5 dans la baie de Marcory sont significativement plus élevées que celles des autres baies. Les teneurs en DCO des particules en suspension dans les baies sont très élevées et ne sont pas statistiquement différentes.

La valeur moyenne varie de 0,13 à 0,26 pour le pourcentage de DBO_5 particulaire (DBO_{5p}/DBO_5) et de 0,17 à 0,30 pour le pourcentage de DCO particulaire ($DCOp/DCO$) en surface (figure III.2.14). La phase particulaire est loin d'être négligeable. Dans les baies du Banco, Cocody, Marcory et Biétri, la proportion de matière organique sous forme particulaire vaut le double de celle de la baie des Milliardaires. Le pourcentage de DBO_5 particulaire des baies du Banco, Cocody, Marcory et Biétri est significativement plus élevé que celui des Milliardaires.

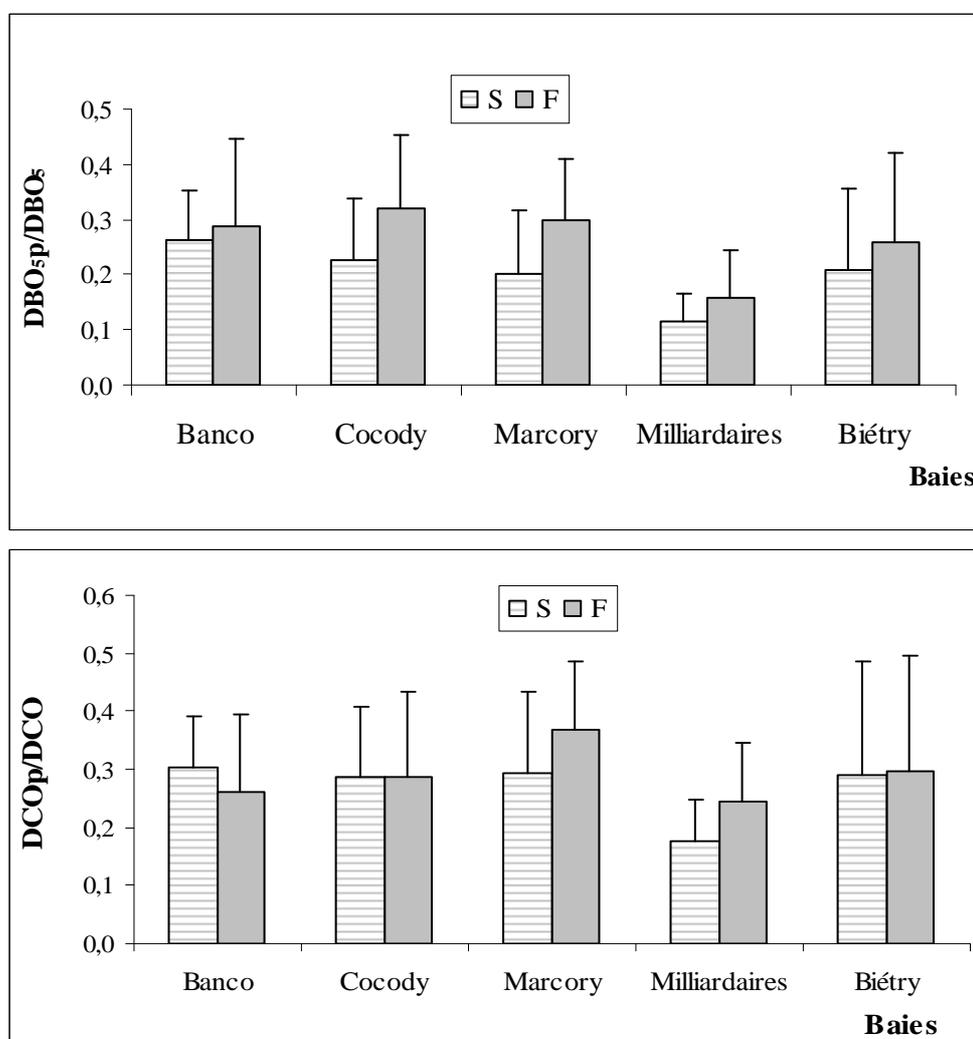


Figure III.2.14 : Proportion de matière oxydable liée aux particules. $DCOp$: DCO particulaire ; $DBOp$: DBO particulaire ; S : Surface ; F : Fond. Les barres représentent les écarts-types.

III.2.1.8. Détermination des nitrites, de l'ammonium et des orthophosphates

Les fortes moyennes d'ammonium de l'ensemble des stations d'échantillonnage ont été enregistrées dans la station Houphouët Boigny de la baie de Cocody en surface (46,13 $\mu\text{mol/L}$) comme au fond (37,10 $\mu\text{mol/L}$). Par contre, toutes les stations de la baie des Milliardaires ont affiché les teneurs les plus basses (< 2 $\mu\text{mol/L}$) (Annexe III.2.5).

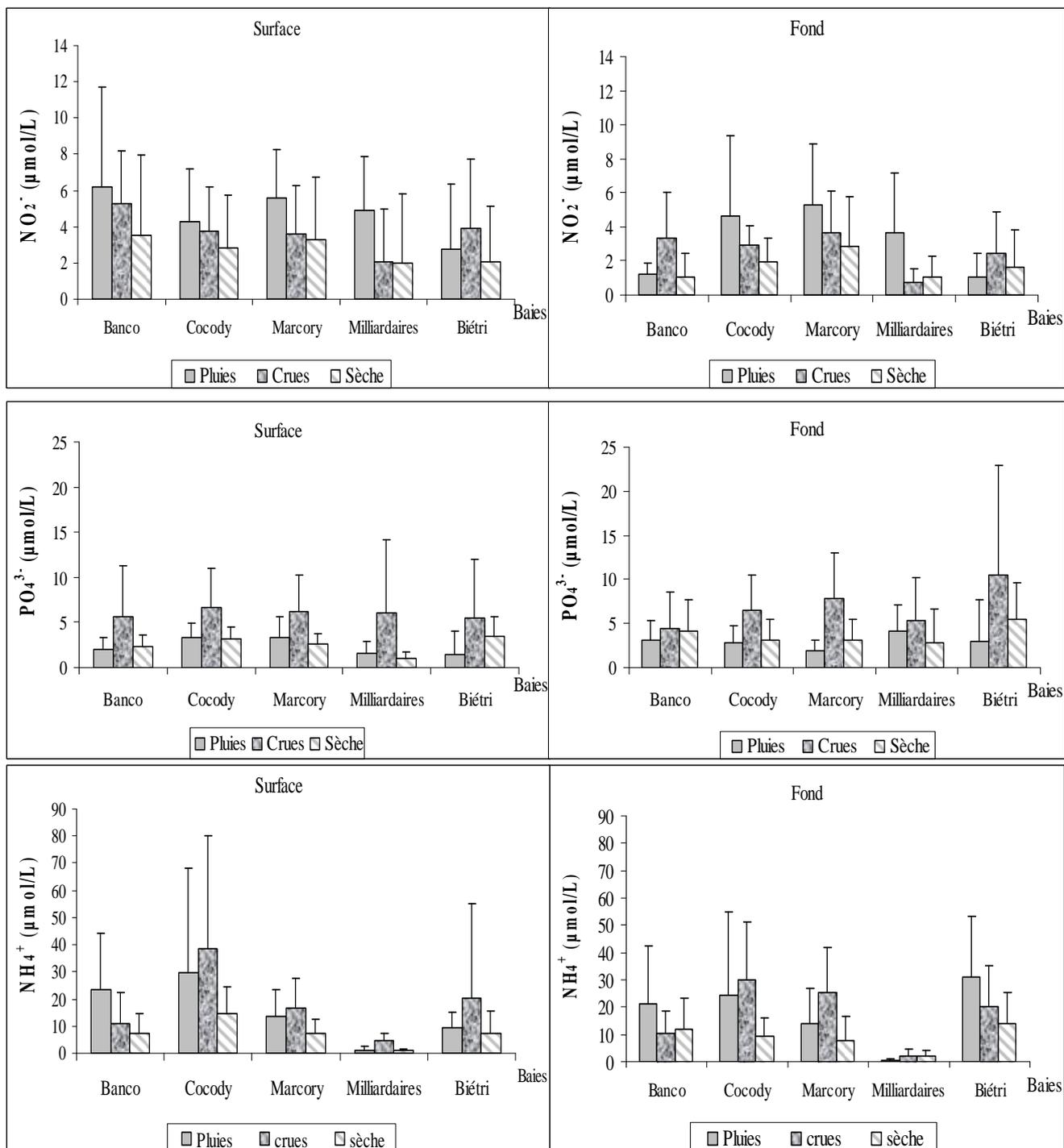


Figure III.2.15 : Variations saisonnières des sels nutritifs dissous à 0,5 m de la surface et du fond des différentes baies. Les barres représentent les écart-types.

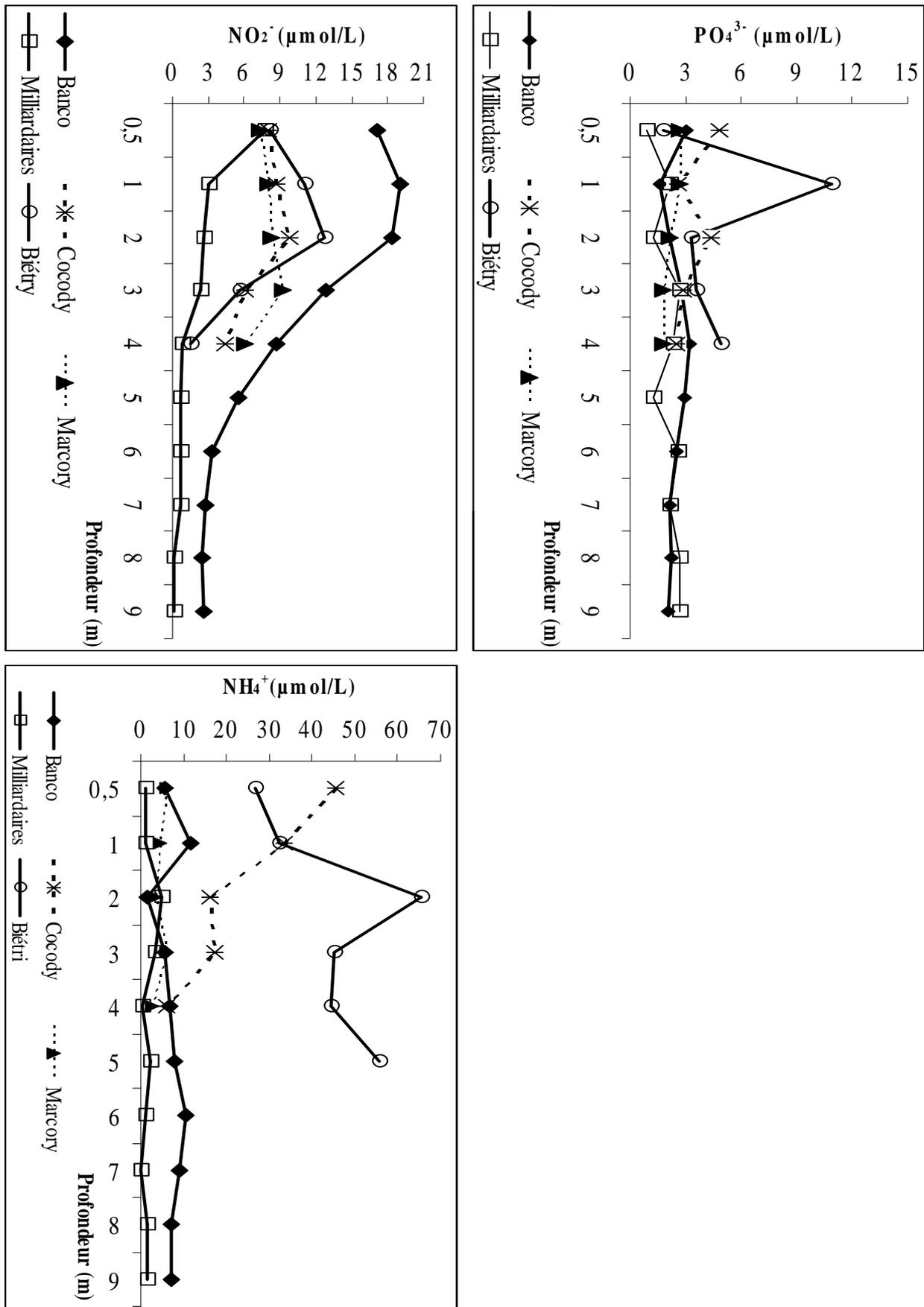


Figure III.2.16 : Profils verticaux des sels nutritifs en saisons des crues.

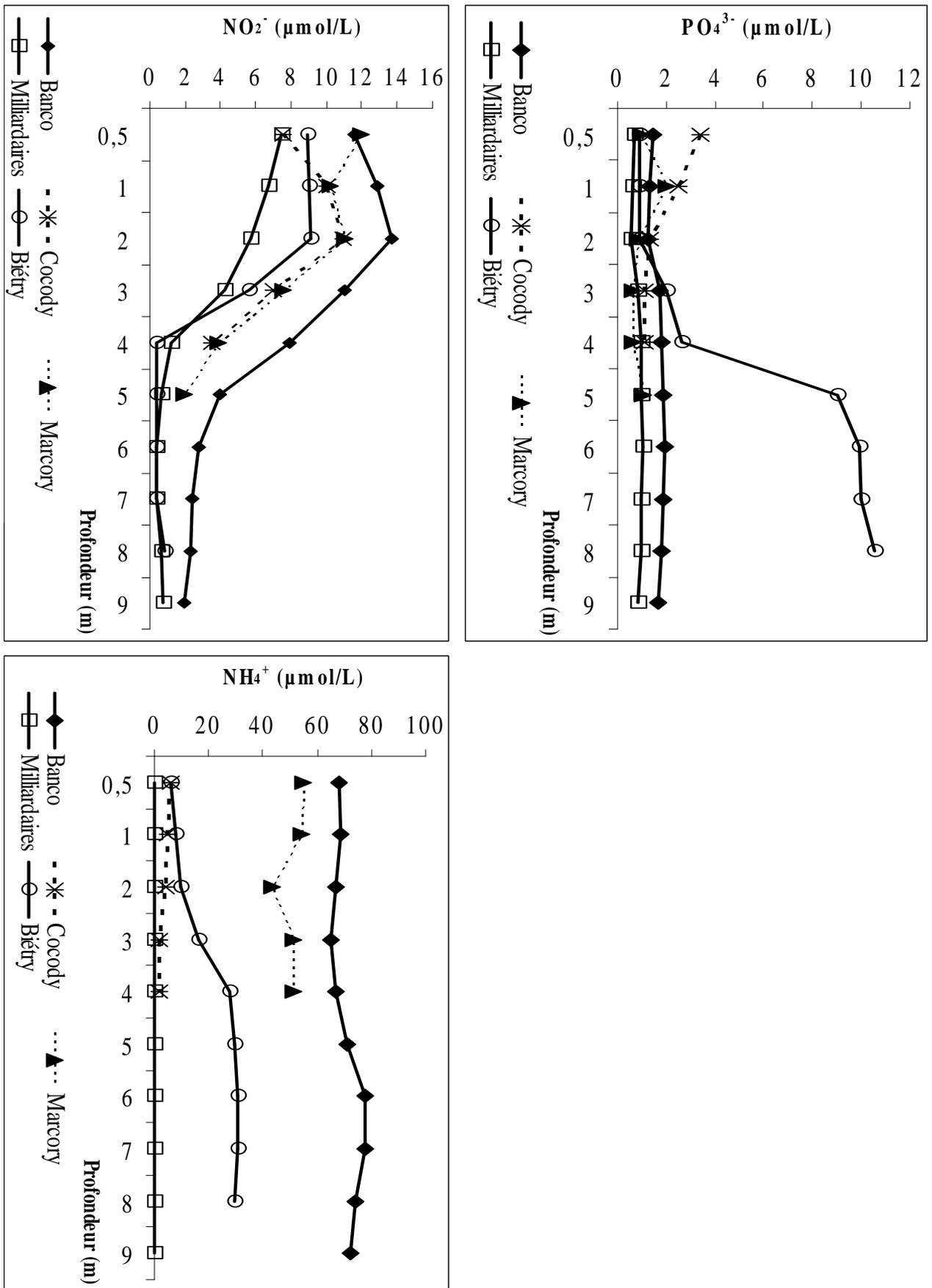


Figure III.2.17 : Profils verticaux des sels nutritifs en saisons des pluies.

Les teneurs moyennes en sels des eaux de surface des baies sont comprises entre $(2,22 \pm 3,39) \mu\text{mol/L}$ (Milliardaires) et $(4,76 \pm 4,34) \mu\text{mol/L}$ (Banco) pour les nitrites; entre $(2,22 \pm 2,39) \mu\text{mol/L}$ (Milliardaires) et $(26,30 \pm 32,13) \mu\text{mol/L}$ (Cocody) pour l'ammonium et enfin, entre $(2,79 \pm 5,25) \mu\text{mol/L}$ (Milliardaires) et $(4,36 \pm 3,13) \mu\text{mol/L}$ (Cocody) pour les phosphates. A l'interface eau-sédiment, les nitrites ont été plus abondants dans les baies sous faible influence marine (Cocody, Marcory). Les concentrations d'ammonium sont plus élevées en baies de Cocody et Biétri ; le pic positif d'orthophosphates a été obtenu en baie de Biétri. L'ammonium a été la forme la plus abondante de sels nutritifs dans toutes les baies en surface et au fond. La baie des Milliardaires s'est distinguée des autres par des teneurs en ammonium significativement plus faibles. Ce résultat a été également obtenu pour les nitrites dans les eaux superficielles. En revanche, aucune différence significative n'a été enregistrée entre les baies pour les phosphates.

Les niveaux les plus élevés de nitrites des baies se sont situés en saison des pluies, sauf à Biétri et dans les eaux superficielles du Banco où les pics ont été observés au fond en saison des crues. Les teneurs en phosphates ont été significativement plus élevées partout lors des crues. Les plus fortes valeurs d'ammonium dans les baies de Cocody, Marcory, Milliardaires et dans la couche superficielle des eaux de Biétri ont été observées en saison des crues ; à l'opposé, dans la baie du Banco et à l'interface eau-sédiment de la baie de Biétri, les pics ont été observés en saison des pluies. Les valeurs les plus basses des trois sels ont été observées partout en saison sèche (figure III.2.15). Une différence saisonnière marquée a été observée en surface comme au fond pour l'ensemble des trois sels.

Les eaux superficielles sont plus chargées en nitrites, avec des différences significatives par rapport au fond dans les baies de Biétri et du Banco. Les teneurs tendent vers zéro dans les couches profondes des baies (figures III.2.16 et III.2.17). Les eaux de l'interface eau-sédiment de la baie de Biétri sont significativement plus riches en ammonium par rapport aux couches superficielles. A l'opposé, les valeurs ont été plus élevées en surface en baies de Cocody et Milliardaires, mais sans aucune différence significative. Les phosphates augmentent avec la profondeur partout, avec une différence marquée entre la surface et le fond en baie de Biétri.

III.2.2. Discussion

III.2.2.1. Température et pH

Les variations saisonnières des températures superficielles observées sont typiques du climat équatorial [8-9]; la saison des pluies est caractérisée par des températures faibles

dues au refroidissement thermique de l'air troposphérique tandis que la saison sèche correspond aux valeurs maximales [4]. Les valeurs extrêmes mesurées au cours de ces campagnes se situent dans la fourchette habituelle (28,2 à 29,3°C en surface et 25 à 29°C au fond) [6 ; 10-12]. La différence significative observée à proximité du fond entre les baies de Banco et Milliardaires, et les autres baies est due à la différence de profondeur des stations. En effet, les plus faibles températures correspondent aux stations très profondes situées en baies du Banco (Carena) et des Milliardaires (Boulay II). Les faibles profondeurs étant favorables à l'échauffement, il n'est pas étonnant que les eaux échantillonnées dans les baies de Cocody, Marcory et Biétri soient caractérisées par un gain thermique plus élevé. Les gradients thermiques ont pour origines la coexistence en surface d'eaux continentales de faible densité et chaudes, avec les eaux marines plus denses et froides au fond, ainsi que la forte turbidité des eaux qui empêche la pénétration des rayons lumineux. Dans les zones soumises à un brassage intense des eaux favorisé par l'action des marées, la température des eaux tend à être homogène dans la colonne d'eau, comme ce fut le cas à proximité du port en saison des crues et en baie de Biétri en saison des pluies. Les rejets liquides chauds ou froids d'effluents industriels peuvent localement influencer la température des eaux lagunaires [13]. Cependant, les résultats de cette étude n'ont fait apparaître aucune anomalie de température.

Le pH est un facteur limitant dans les écosystèmes aquatiques : si le pH est inférieur à 4,5 ou supérieur à 10, le milieu devient toxique pour les organismes vivants. Les valeurs de pH enregistrées au cours de cette étude sont dans la fourchette des pH normaux.

Les valeurs du pH et leurs variations spatiales observées peuvent s'expliquer par l'influence de plusieurs facteurs. En effet, les valeurs élevées pourraient s'expliquer par la prépondérance des eaux marines comme cela a été suggéré par Arfi et Guiral [4] et à la forte activité photosynthétique du phytoplancton et à la formation des composés organiques azotés. En revanche, la proportion élevée d'eau fluviale ou de pluies, le caractère siliceux des bassins versants de la lagune [14] et les processus de dégradation et de minéralisation des particules organiques sont le fait des faibles valeurs enregistrées. Les plus faibles valeurs de pH enregistrées en baie de Marcory ont pour origine la forte influence des eaux du fleuve Comoé, mais principalement, des rejets liés aux activités de fabrication de savons et de la dégradation des nombreux composés organiques rejetés par les eaux du réseau d'assainissement des stations Mobil et Sodeci de cette baie. Pour cette dernière raison, malgré la forte influence des eaux marines basiques sur les eaux de la baie de Biétri, les eaux de l'hypolimnion de la station Sir ont affiché de très faibles valeurs de pH (Annexe III.2.1). A l'opposé, les valeurs élevées de pH des eaux superficielles de Biétri indiquent la présence de fortes productions

photosynthétiques consommatrices de CO₂ dans cette baie, particulièrement aux stations Abattoir et Bidet. Les différentes variations de pH dans la colonne d'eau pourraient s'expliquer par le fait que la prédominance des processus favorables ou défavorables à l'élévation de pH a lieu au sein d'une couche, indépendamment des autres.

III.2.2.2. Salinité et Conductivité

La salinité est un marqueur de l'origine des eaux. Les variations saisonnières de la salinité sont en liaison avec l'hydroclimat. Les fortes salinités ont été enregistrées en grande saison sèche où l'extension d'eau marine était maximale. A l'opposé, en saison des crues, les salinités ont été minimales, ce qui est imputable aux eaux du fleuve Comoé et aux pluies locales [3 ; 15]. Tandis que les eaux marines très salées (salinités moyennes > 35 ‰) [9] circulent en profondeur du canal de Vridi vers la lagune, les eaux de pluies ou fluviales (douces), circulent en sens inverse. Il en résulte des gradients verticaux et horizontaux très prononcés selon la saison, au fur et à mesure qu'on s'approche du canal de Vridi. La gamme des valeurs moyennes de salinité de cette étude est en accord avec celles observées dans la littérature (13,86 à 18,92 ‰) [9 ; 12].

La conductivité présente une corrélation marquée ($R^2 = 0,95$ en surface et $0,96$ au fond ; $N = 191$ mesures) à $P < 0,05$. Pour cette raison, les variations spatiales, verticales et saisonnières de la conductivité sont les mêmes que celles de la salinité.

III.2.2.3. Oxygène dissous

Les faibles taux d'oxygène mesurés peuvent s'expliquer par l'oxydation des grandes quantités de matières organiques apportées par les rejets domestiques et industriels ainsi que les eaux de ruissellement et l'érosion, le faible brassage des eaux, la nitrification des minéraux apportés dans les baies, le faible ensoleillement notamment en saison des pluies, et la remise en suspension des sédiments. En revanche, les sursaturations en oxygène observées résultent d'une part des apports d'eaux marines et de l'action des marées qui diluent l'eau des baies, et d'autre part de l'activité photosynthétique des algues et des apports atmosphériques d'oxygène par diffusion [14]. Une anoxie permanente règne au fond de la station Sir en baie de Biétri, ce qui est imputable aux fortes dégradations des composés apportés dans cette station par les rejets de l'industrie de raffinage Sir. Dans les autres stations, les rejets domestiques sont responsables des fortes désoxygénations constatées malgré la faible profondeur des eaux. Les résultats des concentrations en oxygène dissous de cette étude montrent que les activités humaines de la ville d'Abidjan affectent la qualité des eaux de la

lagune, en désoxygénant les eaux réceptrices des rejets produits. Cependant, les anoxies observées ne sont pas le seul fait des activités anthropiques, mais elles peuvent provenir de phénomènes naturels. Ainsi, Métongo [16] a observé des anoxies dans les fonds de la lagune Aby, située loin des rejets d'Abidjan. L'impact des rejets d'Abidjan se traduit par une accélération ou multiplication des zones anoxiques. Au regard des seuils d'oxygène dissous au fond des milieux estuariens, nous pouvons dire que la baie des Milliardaires peut être le lieu de stress et de réactions d'évitement de la faune aquatique contrairement aux autres baies étudiées où il y a des mortalités plus ou moins massives de la faune selon [17-18]. Ces hypothèses pourraient justifier les mortalités importantes de poissons constatées au cours de nos campagnes de février à avril 2008. En effet, selon Guiral et Chantraine [19] et Guiral et Etien [20], les mortalités notables de poissons en lagune Ebrié seraient dues aux fortes désoxygénations liées à la mort et à la décomposition très rapide de la biomasse phytoplanctonique et des macrophytes flottantes. Si l'on se réfère aux critères de qualités établies par Beaupoil et Bornens [21], la baie des Milliardaires est de qualité moyenne tandis que les autres baies sont de qualité hors classe niveau 1.

III.2.2.4. DBO₅ et DCO

Afin de mieux apprécier les ordres de grandeur de DBO₅ et de DCO de cette étude, ils ont été comparés à ceux d'autres plans d'eaux du globe (Tableau III.2.2). Il apparaît que les ordres de grandeur de la DBO₅ et de la DCO enregistrés dans cette étude sont largement supérieurs à celles de la littérature, ce qui est le fait des apports de composés organiques biodégradables ou non par les effluents domestiques et industriels en lagune sans traitement préalable. En effet, les valeurs moyennes de DBO₅ et de DCO trouvées dans toutes les baies soumises à des rejets directs sont 2 à 3 fois plus élevées que celles de la baie des Milliardaires.

Tableau III.2.2 : Comparaison des valeurs de DBO₅ et de DCO avec celles d'autres systèmes aquatiques.

Paramètres	Baie de Palk (Inde)	Estuaire de Sebou (Maroc)	Lacs de Yamoussou-kro	Lagune Ebrié	Présente étude
DBO ₅ mg O ₂ /L	8,29	70	55	8	100,48
DCO mg O ₂ /L	-	90	-	50-200	285,42
Auteurs	[22]	[23]	[7]	[3 ; 6]	

De plus, nous avons obtenu des moyennes de DBO_5 allant de 600 à 1187 mg O_2/L aux déversoirs des effluents domestiques et industriels dans les baies de Biétri, Cocody et Marcory (page 90) ; ce qui montre clairement que ces fortes charges biodégradables ou non dans les eaux lagunaires sont le fait des activités humaines de la ville d'Abidjan. Un autre facteur non négligeable est l'envahissement des eaux lagunaires par les macrophytes flottantes lors des crues du fleuve Comoé [24] qui sans équivoque, augmente significativement la demande en oxygène. De plus, la saison des pluies influe sur les teneurs des eaux par le drainage du bassin versant. Les teneurs en phytoplancton et en chlorophylle a sont d'autres importantes sources de demande en oxygène [25-26]. A l'interface eau-sédiment des baies, le bilan en oxygène dissous (O_2) est négatif, ce qui rend le milieu réducteur; condition favorable à la préservation de la matière organique donc de la forte demande en oxygène. Il ne semble avoir aucune corrélation entre l'oxygène dissous, la DBO_5 et la DCO (tableaux III.2.3 et III.2.4, page 122), ce qui serait attribuable à l'effet des différents facteurs intervenant dans le bilan d'oxygène dissous dans les eaux de la lagune. Une attention particulière doit être portée à certaines stations, notamment les stations Sir, Bidet, Abattoir et Marina de la baie de Biétri, les stations Mobil et Sodeci de la baie de Marcory, la station Houphouët Boigny de la baie de Cocody et enfin les stations Bolibana et Carena de la baie du Banco. Les rejets domestiques ou industriels qui se déversent dans ces baies y ont entraîné d'intenses phénomènes de désoxygénations des eaux.

III.2.2.5. Transparence et matières en suspension (MES)

La transparence indique relativement le degré de pollution et permet de suivre la trajectoire d'un effluent dans le milieu récepteur [3]. Ainsi, les faibles valeurs de transparence obtenues dans les quatre baies seraient dues à la quantité abondante des eaux usées domestiques et industrielles qui s'y déversent. En revanche, la valeur la plus élevée enregistrée dans la baie des Milliardaires indique que ce plan d'eau est soumis aux rejets urbains à un degré moindre. Les pluies locales et les eaux du fleuve Comoé contribuent à la réduction de la transparence des eaux par les apports de particules en suspension.

Les valeurs des matières en suspension confirment les observations faites sur la transparence des eaux. Le pic des moyennes de transparence mesuré en baie des Milliardaires coïncide avec le minimum des MES. Les concentrations moyennes en MES des eaux de surfaces déterminées dans les baies s'inscrivent dans la fourchette des valeurs signalées dans la littérature par certains auteurs pour l'ensemble de la lagune Ebrié (20 à 50 mg/L) [27 ; 28]. Elles restent cependant très inférieures aux résultats de Tastet [11] (valeurs comprises entre 10

et 400 mg/L avec une moyenne de 90 mg/L) et de Kouassi *et al.* [12] de 1987 à 1988 (48 à 97,04 mg/L en surface et 128 à 151,60 mg/L au fond). Ces données paraissent très variables d'une étude à l'autre et d'un site à l'autre et reflètent l'hétérogénéité du bassin versant drainé et des rejets qui se déversent en lagune. Cependant, la disparité des résultats observés peut également s'expliquer par des différences dans les techniques d'échantillonnage et d'analyse. Les valeurs élevées de MES enregistrées au fond de la station Boulay II de profondeur 9 m (Annexe III.2.4), pourraient s'expliquer par l'existence de courants sous-marins capables d'engendrer des remises en suspension de sédiments d'interface.

La forte évaporation des eaux, qui s'opère en lagune pendant la saison sèche et la prolifération planctonique contribuent à augmenter les charges de particules en suspension dans les couches superficielles. Guiral *et al.* [26] ont observé des teneurs de MES plus importantes (52,3 mg/L) en saison sèche, ce qui corrobore nos observations. Pendant la saison des pluies, l'intensité des apports de solides en suspension par les eaux de ruissellement et les effluents domestiques industriels est maximale, mais le fort taux de sédimentation dû à la faible densité des eaux (essentiellement douces) diminue la quantité de MES de la couche de surface au profit de l'hypolimnion. Il en résulte de fortes concentrations de MES à l'interface eau-sédiment.

III.2.2.6. Caractéristiques des particules en suspension

La forte teneur en matière organique des particules en suspension est liée à la nature des rejets domestiques et industriels et des particules apportées en lagune par les eaux de ruissellement [28] et au mode d'occupation du sol. Les résultats suggèrent d'une part une accumulation de sédiments riches en matières organiques dans les baies du Banco, Cocody, Marcory et Biétri et d'autre part, un dépôt de particules minérales dans les fonds de la baie des Milliardaires. Les matières en suspension de natures minérales enregistrées en baie des Milliardaires pourraient être le fait de l'érosion des sols du bassin versant et des forts ruissellements qui entraînent les sables dans ce plan d'eau

Dans les baies proches des rejets urbains industriels, la forme particulière est très forte, ce qui est reléguable aux déversements abusifs sans traitement préalable. Le ruissellement et le lessivage des sols augmentent cette pollution lors de la saison des pluies. La biomasse algale très élevée constitue une autre source (jusqu'à 100 mg/m³ de chlorophylle a) [4]. Il semble que les eaux marines diminuent fortement l'intensité de la pollution organique particulière par dilution.

III.2.2.7. Nitrites, ammonium et orthophosphates

Les moyennes des teneurs en sels nutritifs sont caractérisées par des écarts types très élevés, traduisant des variations marquées dans l'espace. Les concentrations en nitrites généralement plus faibles, atteignant parfois des valeurs nulles à l'interface eau-sédiment dans les secteurs profonds peuvent s'expliquer par leur réduction en azote ammoniacal dans les conditions anaérobies qui règnent dans ces couches. L'azote ammoniacal, issu de la dégradation anaérobie par les micro-organismes de la matière organique accumulée dans la colonne d'eau et dans les sédiments, présente de fortes teneurs dans la couche profonde. Les niveaux les plus élevés pour tous les sels observés en saison des crues ainsi que les pics d'azote ammoniacal observés au fond en saison des pluies montrent que les eaux du fleuve Comoé en crue, les eaux de ruissellement et l'érosion des sols du bassin versant sont les sources majeures de sels nutritifs en lagune Ebrié.

Des corrélations négatives ont été observées entre la salinité et les sels mesurés aussi bien en surface qu'en profondeur (tableaux III.2.3 et III.2.4), ce qui traduit un phénomène de dilution des masses polluantes par les eaux marines pauvres en éléments nutritifs.

Notre attention s'est portée sur l'azote ammoniacal qui constitue la forme la plus abondante d'azote dissous en lagune Ebrié.

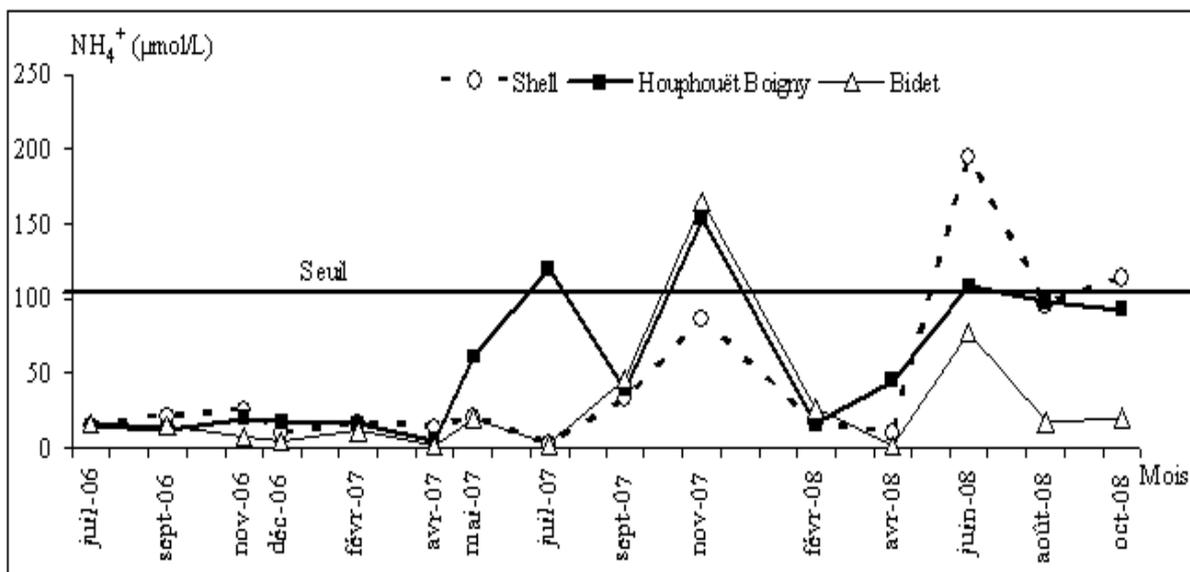


Figure III.2.18 : Variations temporelles des ordres de grandeurs d'azote ammoniacal aux stations Shell (5) et Houphouët Boigny (6) en baie de Cocody) et Bidet (14) en baie de Biétri.

Selon Agences de l'Eau et Ministère de l'Environnement français [29], la vie aquatique peut être gravement affectée pour des concentrations en azote ammoniacal de

l'ordre de 111 $\mu\text{mol/L}$ (2 mg/L) à un pH de 7,4 à 8,5. Les valeurs moyennes des baies sont inférieures à cette valeur, ce qui soulève l'hypothèse d'une bonne qualité de ces plans d'eau pour ce paramètre.

Tableau III.2.3: Coefficients de corrélation de Pearson (*P < 0,01 ; **P < 0,001) entre les différents paramètres physico-chimiques mesurés (2006-2008) à la surface des eaux de la lagune Ebrié. N=182 mesures.

Surface	DCO	DBO ₅	MES	MVS	T°C	pH	Salinité	O ₂	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻
DCO	1										
DBO	0,48**	1									
MES	0,19	0,03	1								
MVS	0,09	0,03	0,80*	1							
T°C	-0,13	-0,19	0,08	-0,01	1						
pH	-0,04	-0,05	0,03	-0,04	0,23	1					
Salinité	-0,20	-0,08	0,25	-0,06	0,53**	0,17	1				
O ₂	-0,04	0,03	-0,01	-0,03	0,20	0,50*	0,07	1			
NO ₂ ⁻	0,09	0,28	0,11	0,04	-0,31	-0,24	-0,34**	-0,18	1		
NH ₄ ⁺	0,13	0,11	-0,07	0,02	-0,09	-0,02	-0,30**	-0,15	0,11	1	
PO ₄ ³⁻	-0,08	-0,14	-0,24	0,12	0,09	-0,05	-0,47**	-0,14	0,09	0,27	1

Tableau III.2.4: Coefficients de corrélation de Pearson (*P < 0,01 ; **P < 0,001) entre les différents paramètres physico-chimiques mesurés (2006-2008) sur 160 mesures à l'interface eau-sédiment des eaux de la lagune Ebrié. N=160 mesures

Fond	DCO	DBO ₅	MES	MVS	T°C	pH	Salinité	O ₂	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻
DCO	1										
DBO	0,50**	1									
MES	0,16	0,01	1								
MVS	-0,06	0,13	0,77*	1							
T°C	-0,11	-0,02	-0,29	0,20	1						
pH	-0,07	-0,05	0,02	-0,05	0,03	1					
Salinité	0,10	-0,10	0,33**	-0,26	-0,25	0,18	1				
O ₂	-0,15	-0,14	-0,36**	-0,30**	0,17	0,30**	-0,16	1			
NO ₂ ⁻	0,07	0,15	-0,02	0,03	-0,05	-0,27	-0,34**	-0,07	1		
NH ₄ ⁺	0,03	0,18	-0,04	0,16	0,07	-0,29	-0,39**	-0,18	0,14	1	
PO ₄ ³⁻	0,03	0,11	-0,09	0,15	0,22	-0,14	-0,34**	-0,16	0,05	0,12	1

Cependant, certaines stations ont présenté lors des saisons des pluies et des crues, des valeurs supérieures à ce seuil avec une tendance à la hausse durant la période d'étude, notamment les stations Shell et Houphouët Boigny de la baie de Cocody et Bidet de la baie de Biétri (figure III.2.18). En outre, la comparaison des ordres de grandeurs d'ammonium mesurés en baies de Biétri et des Milliardaires révèle que la moyenne de la baie de Biétri vaut 13 fois celle des Milliardaires. Ces résultats traduisent l'impact négatif des rejets urbains sur

la qualité de ces plans d'eau. Les teneurs en ammonium des eaux de ces campagnes s'avèrent très élevées par rapport à celles obtenues par Kouassi *et al.* [12] dans les mêmes baies de janvier 1993 à décembre 1998 (4,4 à 16 $\mu\text{mol/L}$). Cette augmentation des teneurs en ammonium peut s'expliquer par l'urbanisation accélérée, l'usage croissant des engrais et la croissance démographique et industrielle.

III.2.3. Conclusion

Les valeurs mesurées pour la température, le pH, la salinité, la conductivité au cours de ces campagnes ne signalent pas de danger pour les eaux lagunaires.

L'impact des eaux usées domestiques et industrielles qui se déversent dans les baies du Banco, Cocody, Marcory, et Biétri, a été mis en évidence par de faibles valeurs de transparence et des valeurs moyennes de DBO_5 et de DCO qui sont deux à trois fois plus élevées que celle de la baie des Milliardaires. En outre, les particules en suspension sont très chargées en matière organique, ce qui a été attribué à la nature des rejets domestiques et industriels et des particules apportées en lagune par les eaux de ruissellement et au mode d'occupation du sol. Ces résultats suggèrent d'une part une accumulation de sédiments riches en matière organique dans les baies du Banco, Cocody, Marcory et Biétri et d'autre part un dépôt de particules minérales dans les fonds de la baie des Milliardaires.

L'analyse des taux d'oxygène dissous mesurés montre que la baie des Milliardaires peut être le siège ou pas de stress et de réactions d'évitement de la faune tandis que les autres baies sont des zones où l'on pourrait observer des mortalités plus ou moins massives de la faune. Les résultats des sels nutritifs montrent que, les rejets domestiques et industriels, les eaux du fleuve Comoé en crue, les eaux de ruissellement et l'érosion des sols du bassin versant sont les sources majeures de sels nutritifs en lagune Ebrié.

III.3. QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE DES SEDIMENTS DE LA LAGUNE EBRIE

III.3.1. Résultats

III.3.1.1. Phase solide des sédiments

Les variations spatiales des caractéristiques physico-chimiques de la phase solide des sédiments sont indiquées dans le tableau III.3.1; leurs variations saisonnières sont représentées par les figures III.3.1 et III.3.2.

Les températures moyennes des sédiments sont très élevées et oscillent entre $(28,33 \pm 0,99)$ °C et $(29,50 \pm 1,68)$ °C. Tout comme la température des eaux lagunaires, les sédiments se refroidissent en saison des pluies et se réchauffent lors des saisons des crues et sèches.

Tableau III.3.1 : Moyennes des caractéristiques physico-chimiques de la phase particulaire des sédiments. Les minimums et les maximums sont indiqués entre parenthèses.

Stations	T (°C)	pH	Salinité (‰)	M.O (%)	H (%)	Couleur
Banco	28,95 (27,30-30,10)	8,05 (7,99-8,15)	16,78 (10,40-20,60)	36,59 (20,47-66,36)	51,62 (38,13-71,70)	Noir
Cocody	28,75 (27,00-30,30)	7,26 (6,62-7,59)	11,43 (3,30-19,90)	29,36 (17,36-46,62)	55,06 (44,57-80,28)	Noir
Marcory	28,90 (27,50-30,50)	8,07 (7,84-8,26)	12,90 (6,50-18,10)	34,81 (17,10-52,25)	65,17 (51,71-86,30)	Noir
Milliardaires	29,08 (26,50-30,80)	7,52 (6,41-8,48)	3,03 (0,50-8,80)	0,83 (0,52-1,03)	22,06 (20,94-23,71)	Gris
Sir	29,50 (27,30-31,30)	7,80 (7,41-8,00)	7,20 (0,60-16,30)	16,38 (0,79-46,45)	35,40 (25,01-50,60)	Noir
Bidet	28,33 (27,20-29,50)	7,49 (6,96-7,76)	21,90 (16,50-27,00)	28,34 (10,62-45,98)	67,16 (55,13-87,34)	Noir

Le pH tend vers la neutralité en baie de Cocody et est légèrement alcaline dans les autres baies. Les valeurs ont varié de 6,41 à 8,48 sur l'ensemble des stations. La salinité des sédiments varie très significativement selon la saison et la baie à $P < 0,05$. Les valeurs sont comprises entre 0,5 et 27 ‰. Les valeurs maximales ont été mesurées en saison sèche tandis que les minimums ont été obtenus en saison des crues (figure III.3.1).

Les sédiments échantillonnés en baies des Milliardaires sont très pauvres en matière organique (0,52 à 1,03%) alors qu'ailleurs, le pourcentage de matière organique est très élevé (tableau III.3.1 ; figure III.3.2). Aucune différence significative n'est relevée entre les saisons à $P < 0,05$.

Les sédiments des stations Banco, Cocody, Marcory, Bidet et Sir sont de couleur noire et possèdent de fortes teneurs en eau, tandis que ceux de la station Milliardaires sont gris, plus grossiers et pauvres en eau. La teneur moyenne maximale a été enregistrée à la

station Bidet située en baie de Biétri (67,16%) indiquant une grande fluidité, tandis que la plus faible valeur a été mesurée en baie des milliardaires (22,06%). Aucune différence significative n'a été relevée entre les saisons à $P < 0,05$, mais une différence significative a été observée entre les baies.

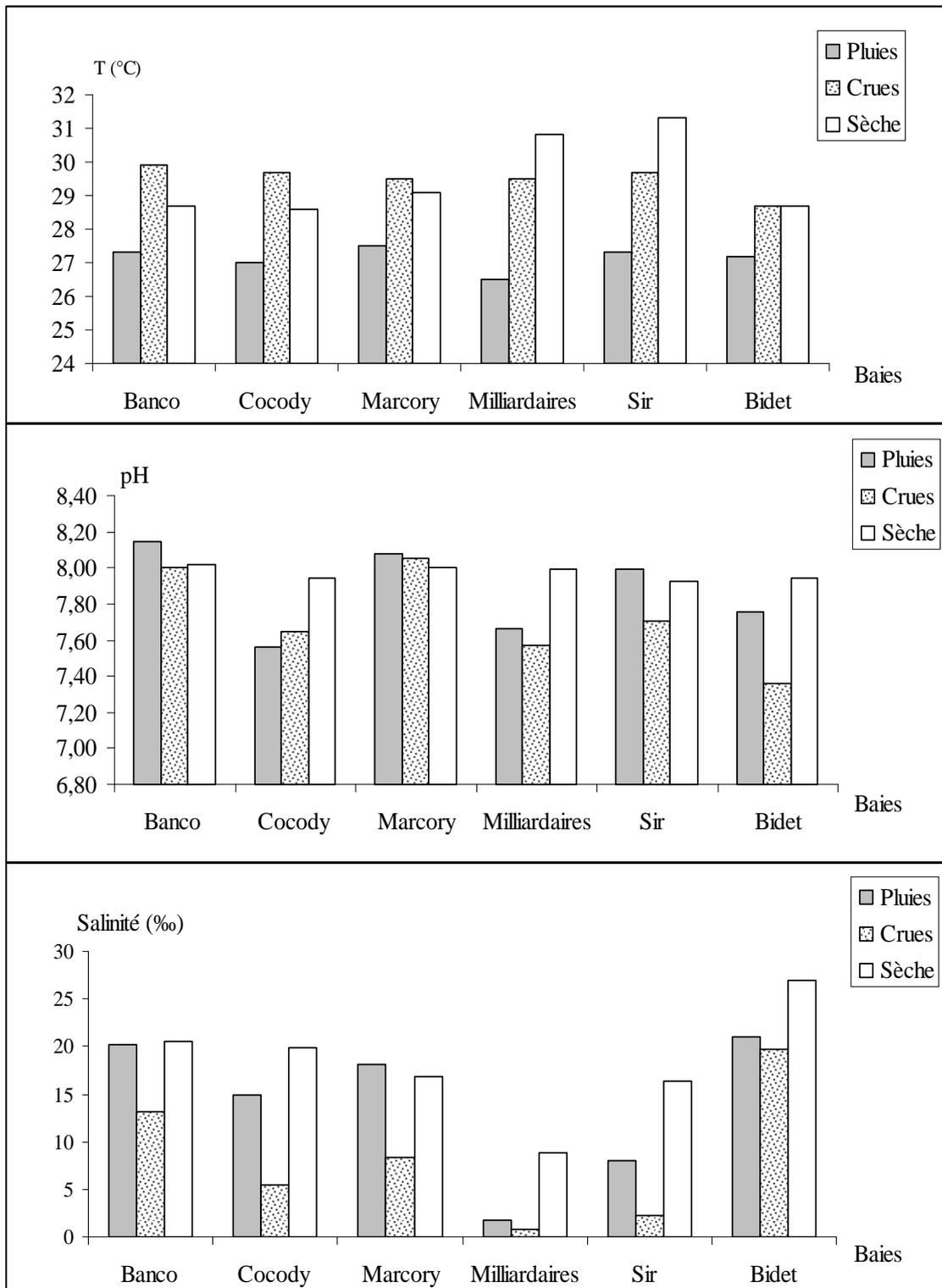


Figure III.3.1 : Variations saisonnières de la température, du pH et de la salinité des sédiments.

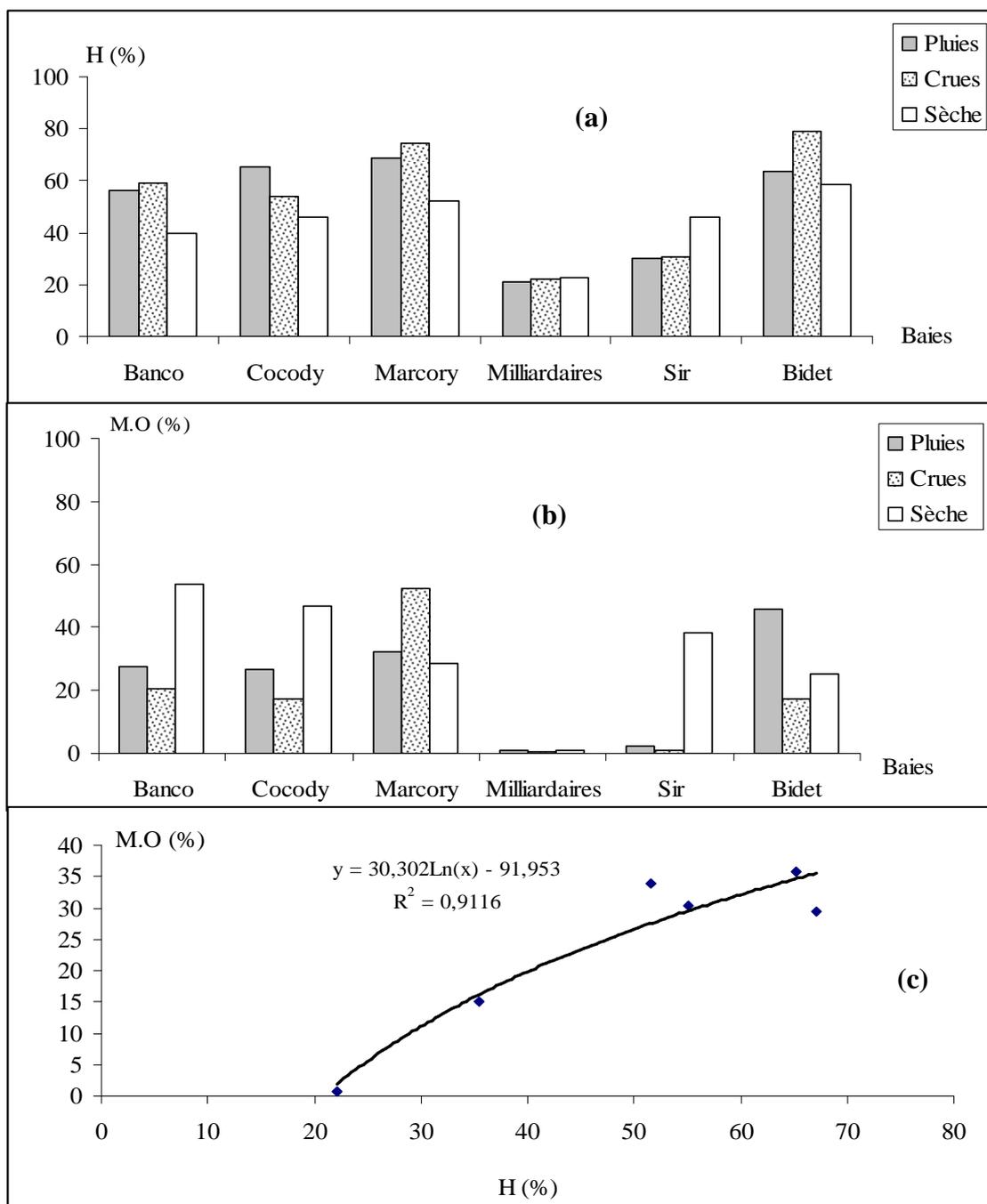


Figure III.3.2 : Variations saisonnières de la teneur en eau (H%) (a) et en matière organique (M.O %) (b) et relation entre le pourcentage en eau et en matière organique (c) des sédiments.

III.3.1.2. Eaux interstitielles des sédiments et eau surnageante

III.3.1.2.1. Ordre de grandeur des teneurs des sels nutritifs.

Les teneurs moyennes annuelles en sels nutritifs des eaux interstitielles sont indiquées dans le tableau III.3.2 tandis que leurs variations saisonnières sont représentées par la figure III.3.3. La faible teneur en eau des sédiments de la baie des Milliardaires n'a pas permis d'en extraire l'eau interstitielle. La concentration en nitrites est très élevée en baie de

Marcory, atteignant 22,48 $\mu\text{mol/L}$. Elle a chuté à 2,35 $\mu\text{mol/L}$ en baie de Cocody. L'azote minéral dissous est essentiellement dominé par les ions ammonium, dont la gamme des concentrations moyennes est située entre 1371,35 et 6765,33 $\mu\text{mol/L}$. Les orthophosphates ont varié entre 8,95 et 90,56 $\mu\text{mol/L}$.

Tableau III.3. 2 : Teneurs moyennes en sels nutritifs des eaux interstitielles des sédiments.

Les minimums et maximums sont indiqués entre parenthèse.

Stations	NO_2^- ($\mu\text{mol/L}$)	NH_4^+ ($\mu\text{mol/L}$)	PO_4^{3-} ($\mu\text{mol/L}$)	Nombre de mesures
Banco	3,48 (1,92-4,45)	2261,46 (150,00-4358,33)	8,95 (3,68-14,52)	8
Cocody	2,35 (2,20-2,50)	1371,35 (870,83-1870,83)	11,91 (1,72-22,10)	8
Marcory	22,48 (2,65-43,04)	2586,25 (2396,67-2786,67)	90,56 (21,75-163,20)	8
Milliardaires	-	-	-	
Sir	8,28 (3,15-14,00)	6765,63 (2866,67-10508,33)	32,70 (30,80-34,40)	8
Bidet	6,46 (4,00-7,50)	2415,10 (2280,00-2430,00)	26,49 (2412,15-28,50)	8

Les teneurs des eaux à l'interface eau-sédiment en nitrites, ammonium et orthophosphates sont respectivement 2,93 et 7 fois plus faibles que celles des eaux interstitielles. Les concentrations en orthophosphates sont restées inférieures à 2 $\mu\text{mol/L}$ dans toutes les baies, sauf en baie de Biétri (stations Sir et Bidet) où elles ont atteint respectivement 6 et 15 $\mu\text{mol/L}$ (Tableau III.3.3). Les valeurs maximales d'ammonium ont été enregistrées en baie de Marcory (72,78 $\mu\text{mol/L}$) et de Biétri (168,33 $\mu\text{mol/L}$). Dans les autres baies, les eaux à l'interface ont des teneurs inférieures à 10 $\mu\text{mol/L}$. Tout comme les eaux interstitielles, une différence significative a été observée entre les baies à $P < 0,05$.

Tableau III.3.3 : Teneurs en sels nutritifs ($\mu\text{mol/L}$) et en oxygène dissous (mg/L) des eaux à l'interface eau-sédiment.

Station	Saisons des pluies				Saison des crues			
	NO_2^-	NH_4^+	PO_4^{3-}	O_2	NO_2^-	NH_4^+	PO_4^{3-}	O_2
Banco	4,58	0,00	2,79	1,02	12,18	6,67	0,76	2,56
Cocody	1,69	11,11	2,03	3,48	1,54	8,89	0,9	5,84
Marcory	1,41	72,78	2,98	3,19	1,64	16,67	1,61	2,56
Sir	0	6,11	15,34	0,00	7,41	0,00	13,32	0,00
Bidet	0,68	168,33	6,6	0,00	10,33	40,56	1,09	2,85

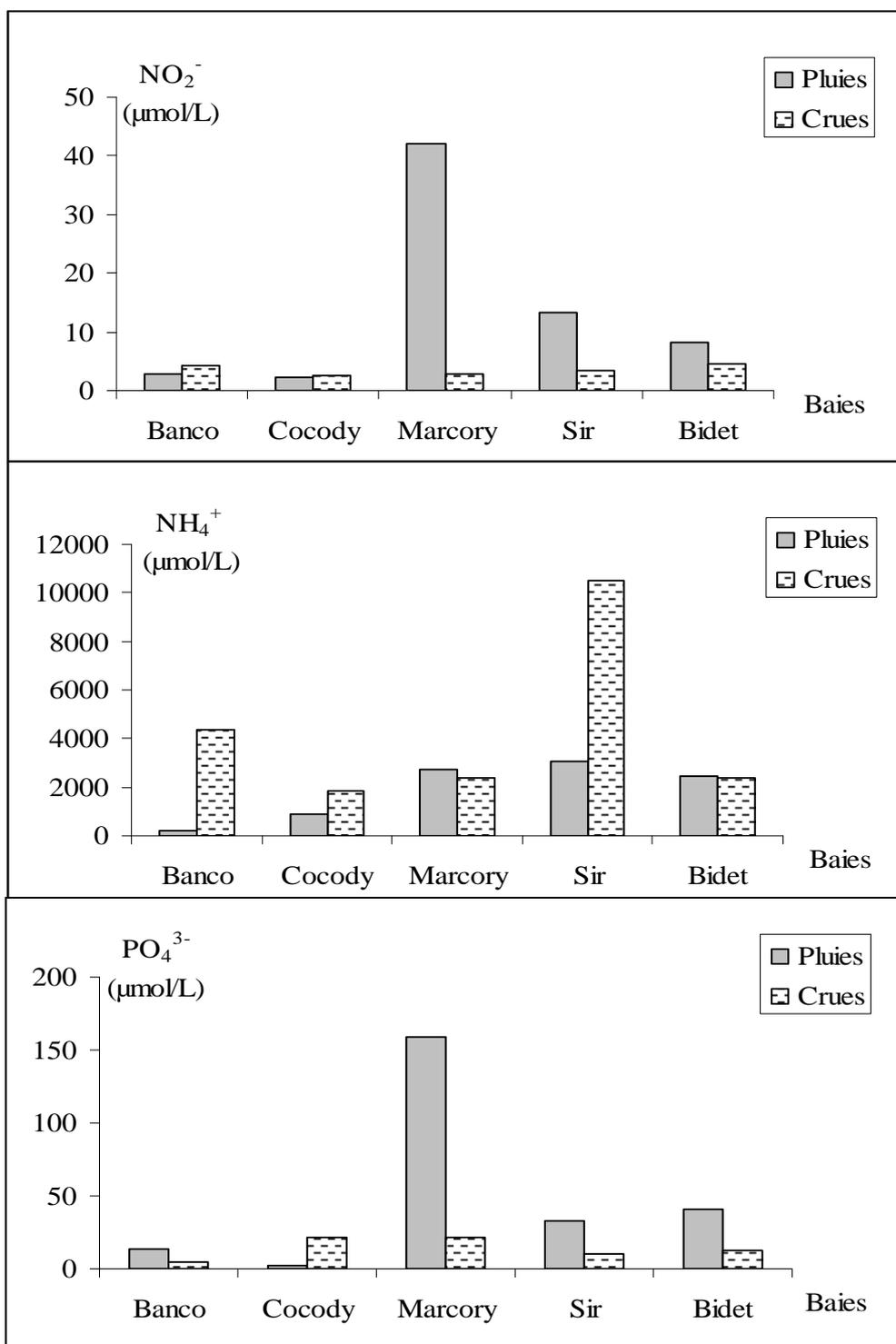


Figure III.3.3 : Variations saisonnières des sels nutritifs des sédiments.

III.3.1.2.2. Variations saisonnières

Les nitrites et les orthophosphates ont diminué significativement de la saison des pluies à la saison des crues ; à l'inverse, les teneurs en ammonium ont été plus élevées en saison des crues ($P < 0,05$). Les niveaux les plus élevés des eaux à l'interface, en sels nutritifs, se sont situés en saison des crues, sauf ceux de l'ammonium où les pics ont été observés en

saison des pluies ($P < 0,05$). En saison des crues, aux faibles valeurs d'ammonium dans les eaux interstitielles, correspondent de fortes valeurs à l'interface.

III.3.1.3. Diffusions dans l'eau surnageante

Les flux de diffusion moléculaire du sédiment vers la colonne d'eau sont indiqués par la figure III.3.4.

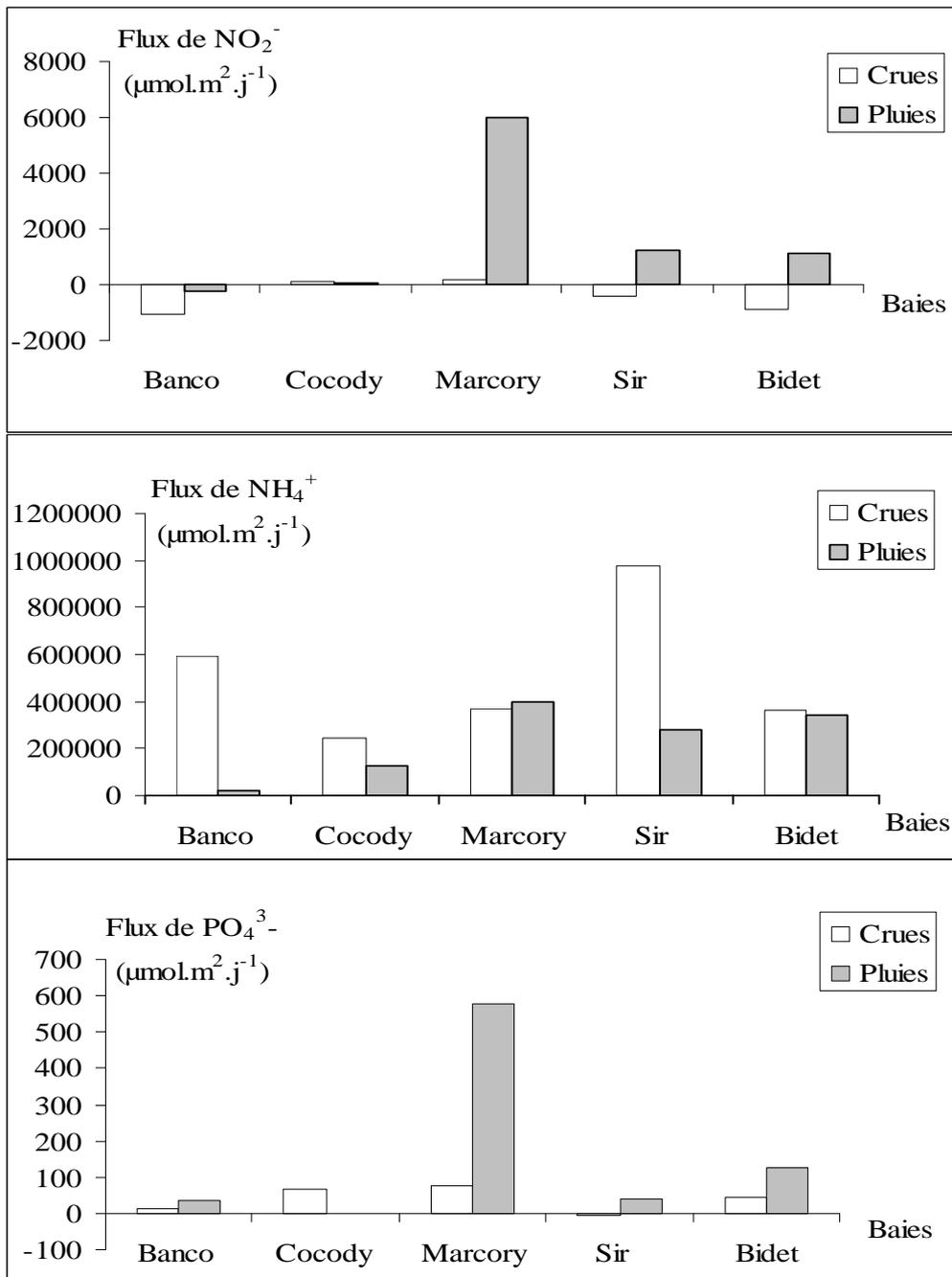


Figure III.3.4 : Variations saisonnières des flux de diffusion des sels nutritifs dans les baies urbaines de la lagune Ebrié.

L'observation de cette figure montre que les flux de nitrites et d'orthophosphates sont élevés en saison des pluies, tandis que celui de l'ammonium l'est en saison des crues.

III.3.2. Discussion

III.3.2.1. Phase solide des sédiments

Les résultats de la température des sédiments peuvent s'expliquer par l'influence de la profondeur des prélèvements, des vents, des nuages et de la température de l'air et de l'eau.

Le caractère basique des sédiments pourrait provenir d'une part de l'influence des eaux marines et d'autre part de la production bactérienne d'ammoniac à partir de la matière organique des sédiments [14].

Les variations saisonnières de la salinité sont liées à la prédominance des eaux continentales pendant la saison sèche et des pluies d'une part, et d'autre part, à l'arrivée des eaux marines en saison sèche. La variabilité spatiale pourrait s'expliquer par la teneur en eau des sédiments, la profondeur des eaux et la proximité du canal de Vridi (figure III.3.1, page 125).

Les faibles teneurs des sédiments de la baie des Milliardaires en matière organique reflètent l'absence de rejets domestiques et industriels dans ce plan d'eau. En revanche, les teneurs significativement plus élevées enregistrées dans les sites Banco, Cocody, Marcory, Bidet et Sir pourraient s'expliquer par l'importance et la nature des rejets domestiques et industriels qui s'y déversent.

La forte variabilité spatiale de la teneur en eau observée est imputable à la granulométrie des sédiments, et enfin, à leur teneur en matière organique. En effet, une corrélation très élevée ($R^2 = 0,91$, $P < 0,05$) a été obtenue entre la teneur moyenne en eau et le pourcentage en matière organique (figure III.3.2, page 126). Cette relation montre que la teneur en matière organique des sédiments augmente avec leur teneur en eau.

III.3.2.2. Sels nutritifs des eaux interstitielles et de l'eau surnageante

Les pics d'ammonium et d'orthophosphates observés en baie de Marcory sont imputables aux déversements sans traitement préalable d'eaux usées domestiques et industrielles du réseau d'assainissement. Les faibles valeurs observées en baie de Cocody semblent être dues au fait que cette station se situe au centre de la baie.

A titre de comparaison, dans la lagune Tikehau (France), Charpy-Roubaud *et al.* [30] ont mesuré des valeurs maximales de 130 $\mu\text{mol/L}$ en ammonium et de 7 $\mu\text{mol/L}$ en

orthophosphates ; dans l'estuaire de Penzé (France), Andrieux-Loyer *et al.* [31] ont obtenu des valeurs respectives de 250 et 50 $\mu\text{mol/L}$. Les sédiments superficiels du Benguela (Namibie) atteignent 475,78 $\mu\text{mol/L}$ d'ammonium et 1097,47 $\mu\text{mol/L}$ d'orthophosphates selon Van der Plas *et al.* [32]. Arfi et Guiral [4] ont enregistré des teneurs en ammonium supérieures à 3000 $\mu\text{mol/L}$ en baie de Biétri. Les niveaux relevés dans cette étude excèdent largement ces valeurs, ce qui montre que le niveau de contamination des sédiments superficiels des baies urbaines de la lagune Ebrié en sels azotés et phosphorés est très élevé.

Il semble avoir un relargage important d'ammonium en saison des crues et de nitrites en saison des pluies dans la colonne d'eau. En effet, pendant ces saisons, aux faibles valeurs de ces sels dans les eaux interstitielles, correspondent de fortes valeurs au fond.

III.3.2.3. Flux des sels à l'interface eau-sédiment.

Les valeurs élevées des flux de sels nutritifs mesurées lors des saisons des crues et de pluies révèlent que les sédiments des baies urbaines de la lagune Ebrié constituent une source non négligeable de sels nutritifs dans la colonne d'eau.

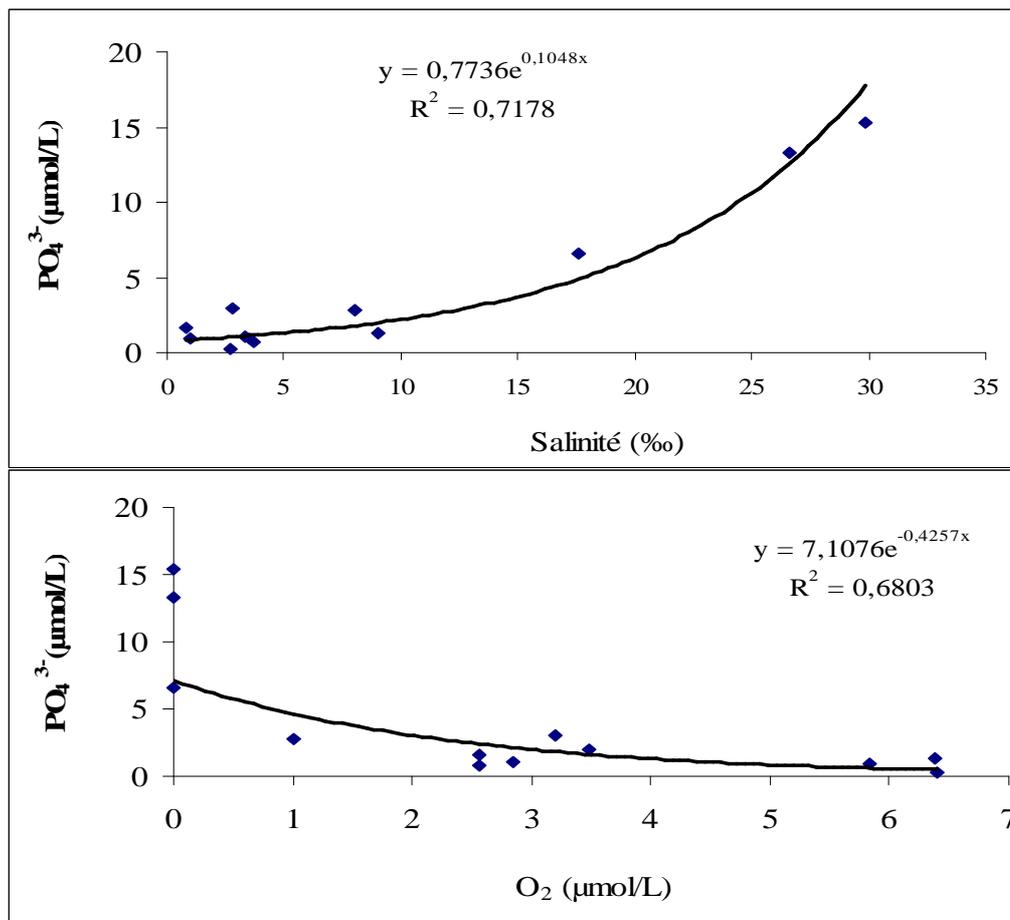


Figure III.3.5 : Relations entre la salinité, l'oxygène dissous de l'eau surnageante et la teneur en orthophosphates des eaux à l'interface eau-sédiment.

Plusieurs processus sont à l'origine des brusques variations spatio-temporelles observées aussi bien dans l'eau surnageante que dans les sédiments. En condition anaérobie, les sels nutritifs, par diffusion moléculaire, sont remobilisés dans la colonne d'eau ainsi que dans les eaux interstitielles. En revanche en milieu aéré, les conditions oxydantes provoquent la formation de complexes et/ou de précipitations, diminuant la teneur en sels dans ces compartiments (figures III.3.5 et III.3.6).

Les fortes salinités participent aussi à la désorption des orthophosphates (figure III.3.5). L'hydroclimat joue également un rôle important dans le cycle des éléments nutritifs. En effet, les eaux marines qui sont fortement salées et pauvres en sels nutritifs pénètrent au fond, ce qui va se traduire par une dilution des teneurs à l'interface. En outre, les conditions anaérobies du fond créées par la stratification des eaux sont favorables à la remobilisation par diffusion moléculaire ou par une production à partir de la dégradation bactérienne. En conséquence, la teneur en azote et/ou en phosphore dissous va dépendre de l'importance relative de chacun de ces phénomènes.

Dans les zones de faible profondeur, l'action des vents et des courants semblent favoriser le relargage des sels (Dufour, 1994) [33]. Enfin, les apports de matières organiques par les rejets domestiques et industrielles, et par la mortalité des végétaux contribuent à l'enrichissement des sédiments en sels nutritifs.

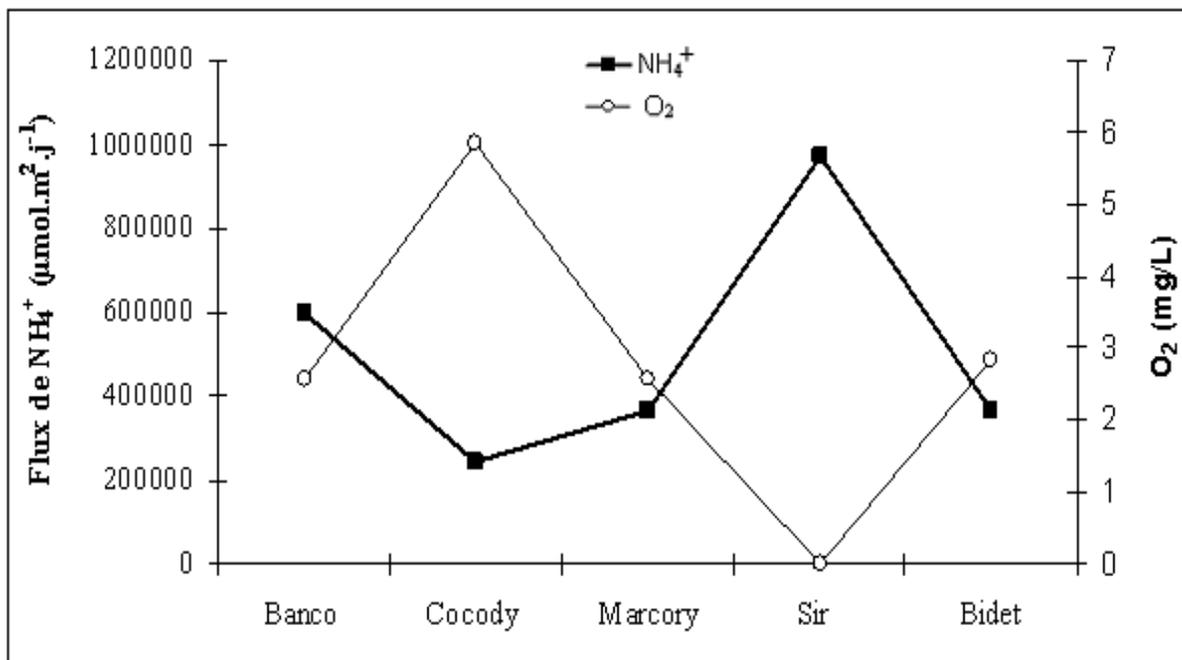


Figure III.3.6 : Variations spatiales de l'oxygène dissous à l'interface eau-sédiment et du flux de diffusion d'ammonium dans les baies urbaines de la lagune Ebrié en saison des crues.

III.3.3. Conclusion

Les sédiments de la lagune Ebrié sont très chauds, légèrement basiques et possèdent des salinités très variables dans le temps et dans l'espace. Les sédiments des baies de Cocody, Banco, Marcory et Biétri soumis directement à des rejets urbains sont caractérisés par une très forte teneur en eau et en matière organique.

Les niveaux de concentration en sels nutritifs des eaux interstitielles sont anormalement élevés, en relation avec les apports de matières organiques par les rejets directs d'effluents domestiques et industriels. Les teneurs des eaux à l'interface eau-sédiment en nitrites, ammonium et orthophosphates sont respectivement 2, 93 et 7 fois plus faibles que celles des eaux interstitielles.

Les résultats des flux de diffusions moléculaires ont montré que les sédiments de la lagune Ebrié constituent une source importante de pollution de la colonne d'eau par les sels nutritifs. La diffusion moléculaire vers l'interface a été maximale en saison des pluies pour les nitrites et les orthophosphates, tandis que celle de l'ammonium a atteint son pic lors de la saison des crues. Plusieurs facteurs tels que les anoxies, les fortes salinités, les apports de matières organiques participent à l'enrichissement des eaux du fond en sels nutritifs.

III.4. INDICES DE POLLUTION METALLIQUES DES SEDIMENTS DE LA LAGUNE EBRIE.

III.4.1. Résultats

III.4.1.1. Ordre de grandeur

Les moyennes annuelles de la teneur métallique des sédiments des stations étudiées sont indiquées dans le tableau III.4.1; leurs variations saisonnières sont représentées par la figure III.4.1.

En dehors de la station st4 située en baie des Milliardaires, toutes les stations de la zone urbaine de la lagune Ebrié présentent les teneurs les plus élevées pour les trois métaux. La station R1 (Comoé) a enregistré la plus faible concentration en cuivre, en zinc et en Plomb. En revanche, la station st6 (Bidet) a affiché la plus forte concentration en plomb et en zinc tandis que le pic du cuivre a été mesuré à la station st3 (Marcory) (tableau III.4.1).

La comparaison multiple des moyennes par le test de Duncan a révélé trois groupes homogènes de stations ($P < 0,05$): les stations st1, st3 et st6 où les valeurs maximales ont été

enregistrées ; ensuite les stations st2 et st5, puis les stations st4, R2 et R1 dans lesquelles les valeurs ont été plus faibles.

Tableau III.4.1 : Moyennes annuelles des teneurs en métaux lourds (mg/kg poids sec) des sédiments aux différentes stations.

Stations	Noms	Plomb	Cuivre	Zinc
st1	Banco	163,02 ± 29,35	65,69 ± 23,17	410,47 ± 170,74
st2	Cocody	96,70 ± 43,72	62,27 ± 25,05	178,75 ± 78,71
st3	Marcory	138,78 ± 31,45	104,14 ± 13,42	268,21 ± 23,85
st4	Milliardaires	73,22 ± 35,21	19,75 ± 8,27	64,69 ± 38,51
st5	Sir*	89,40 ± 12,58	39,13 ± 7,05	151,60 ± 61,40
st6	Bidet*	188,63 ± 23,96	92,40 ± 12,23	490,53 ± 30,45
R2	Ebra	66,94 ± 23,60	24,28 ± 10,32	73,09 ± 32,05
R1	Comoé	63,95 ± 34,82	18,01 ± 1,55	37,35 ± 16,71

* Les stations Sir et Bidet sont situées en baie de Biétri.

III.4.1.2. Variations saisonnières

Les trois métaux étudiés suivent en générale les mêmes variations saisonnières au sein d'une même station, sauf aux stations st4 et st6 où la tendance du plomb a été différente des autres (figure III.4.1).

A la station st1 (Banco), les concentrations ont été les plus élevées lors des saisons des crues et des pluies. La même observation a été faite à la station st4 (Milliardaires) sauf pour l'élément plomb. Contrairement aux stations st1 et st4, dans les autres stations, les teneurs maximales des trois métaux ont été observées lors de la saison sèche et des crues (figure III.4.1), sans aucune différence saisonnière significative ($P < 0,05$).

III.4.1.3. Relations entre les métaux

Les relations entre les différents éléments analysés sont représentées par la figure III.4.2.

Il s'avère que les concentrations en zinc et plomb varient linéairement ($R^2 = 0,74$) ; le cuivre est relié au zinc et au plomb par des fonctions puissances ($R^2 = 0,86$ et $0,62$ respectivement).

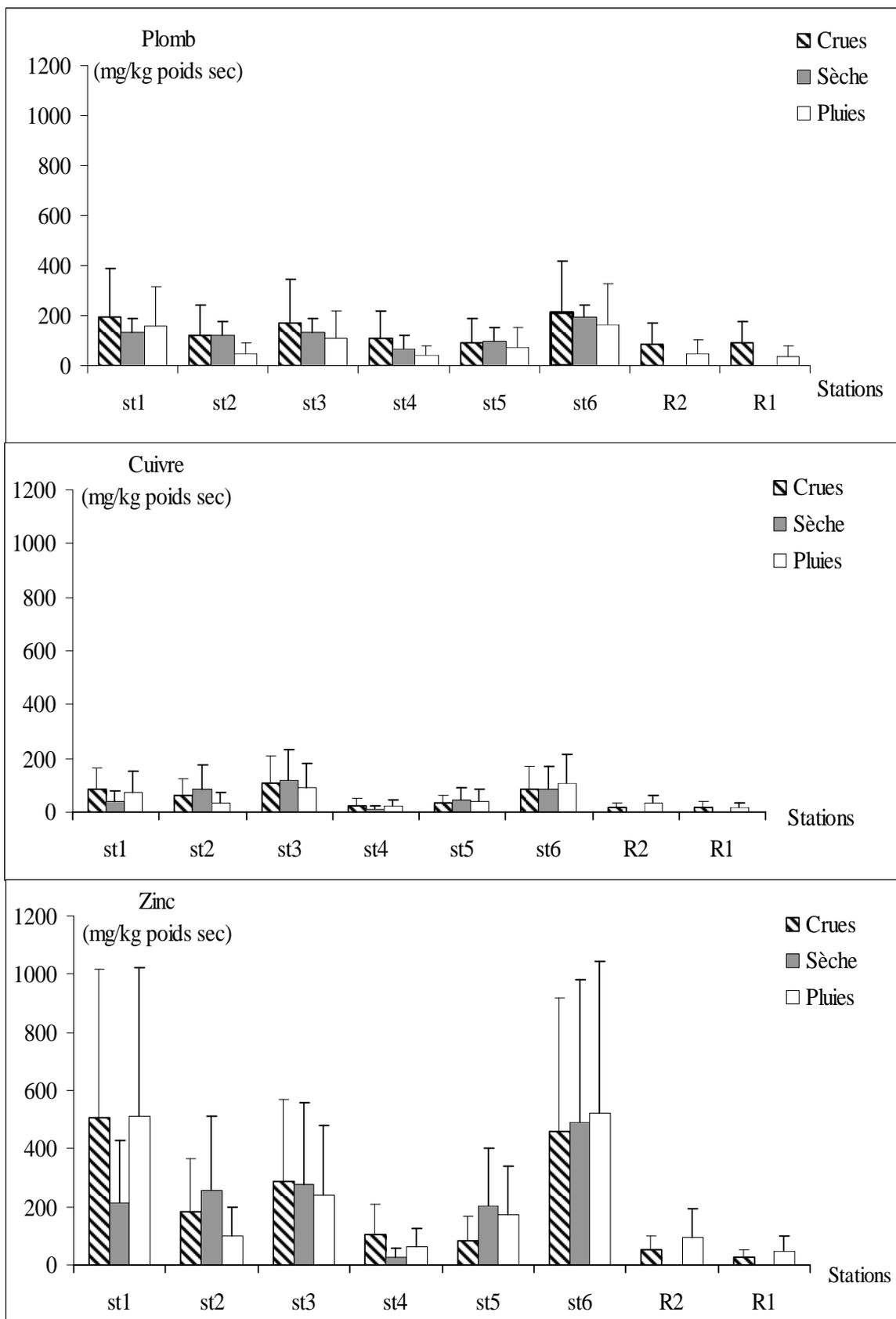


Figure III.4.1 : Variations saisonnières de la teneur en métaux lourds des sédiments aux différentes stations. Les barres représentent les écart-types.

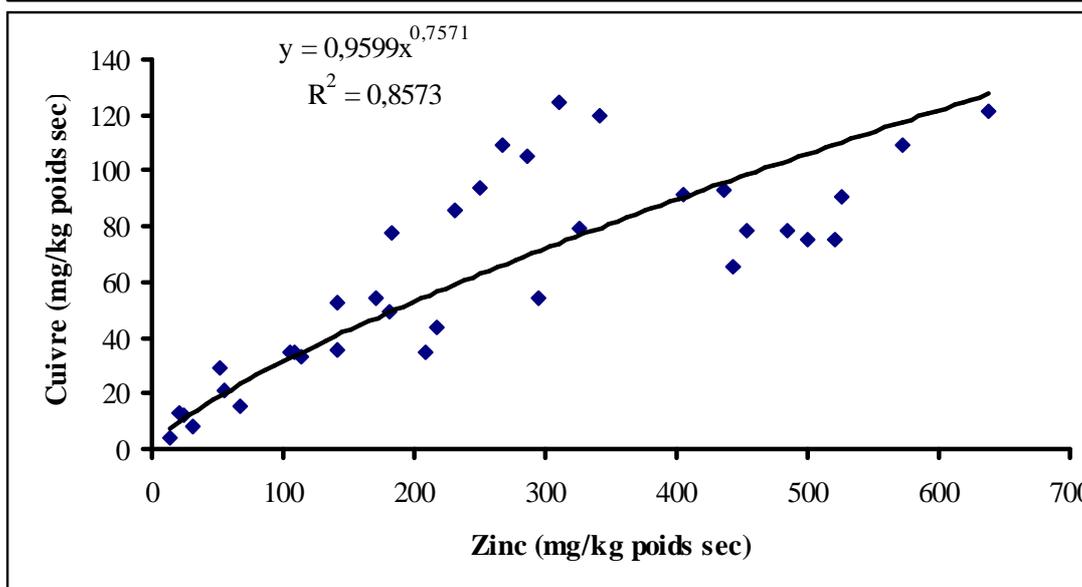
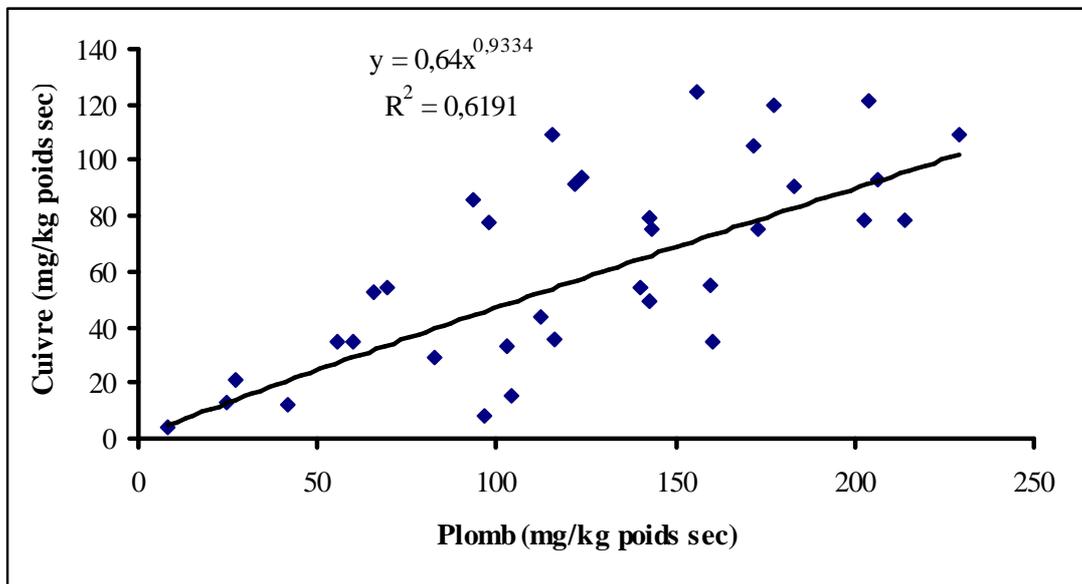
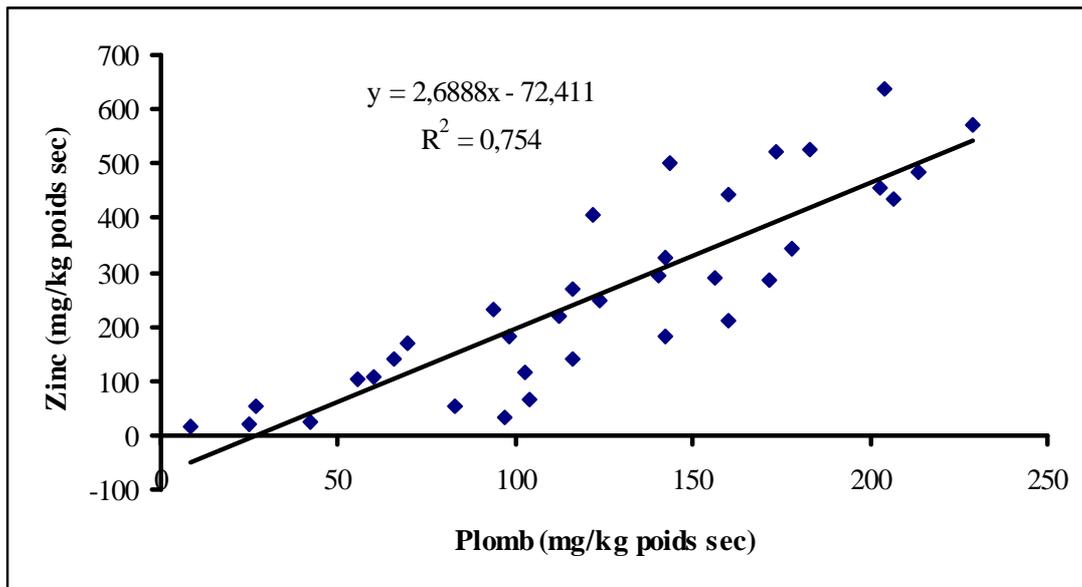


Figure III.4.2 : Relations entre les métaux étudiés.

III.4.1.4. Degré de contamination

En l'absence de norme environnementale, l'indice de contamination métallique sert à comparer l'enrichissement d'une localité par rapport aux valeurs régionales. Les niveaux de contamination, représentés par la figure III.4.3, suivent les mêmes variations spatiales que les concentrations. La station st6 (Bidet) située en baie de Biétri s'affiche comme la plus contaminée en cuivre, en zinc et en plomb.

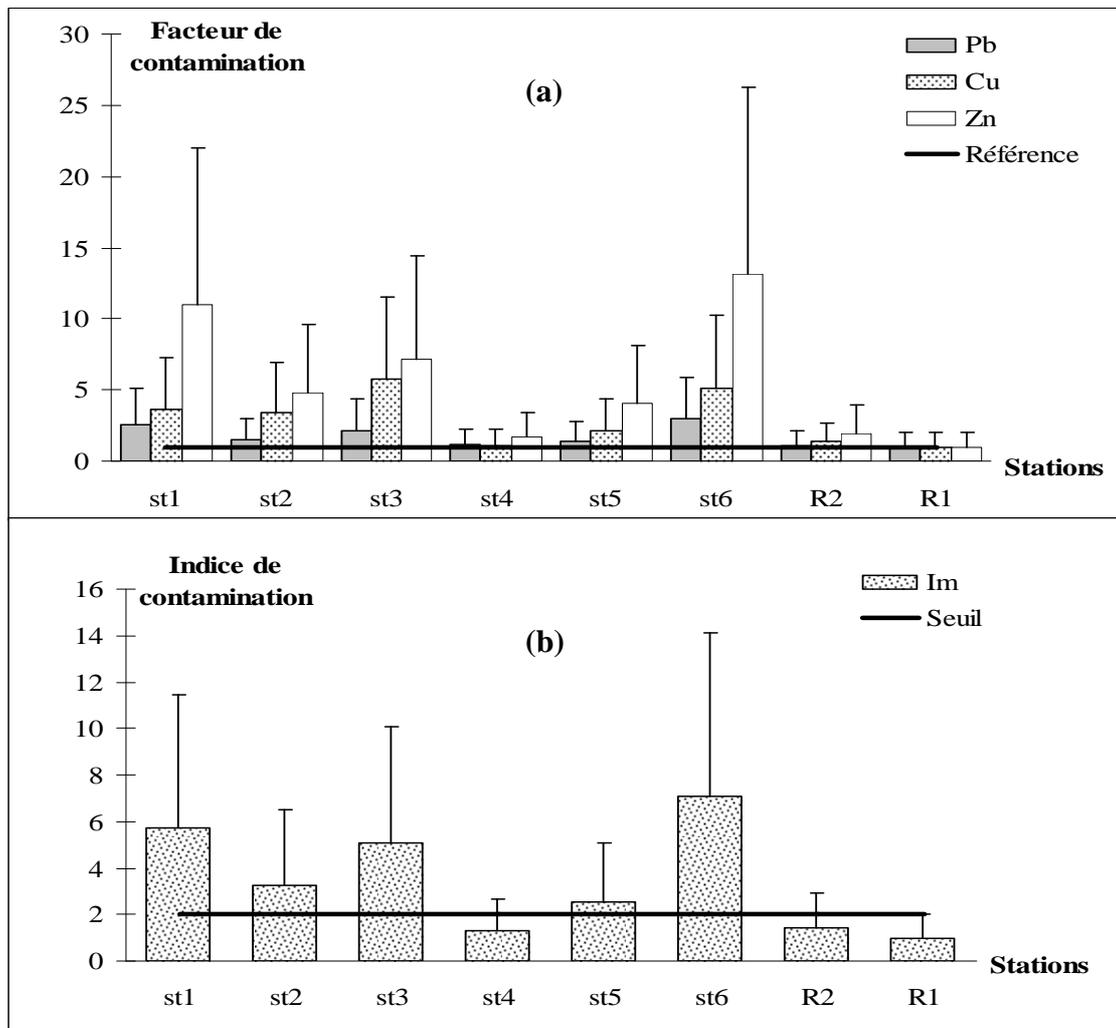


Figure III.4.3 : Facteurs (a) et indices (b) de contaminations métalliques des sédiments aux différentes stations. La droite horizontale représente le seuil. Les barres verticales représentent les écart-types.

III.4.2. Discussion

III.4.2.1. Ordre de grandeur

Les résultats de l'analyse des métaux montrent clairement que les sédiments des zones de la lagune exposés aux rejets urbains et industriels sont plus contaminés que ceux qui sont à l'écart de ces rejets comme cela a été remarqué par Marchand et Martin [34] et

Kouadio et Trefry [35]. La différence significative observée entre les stations st1, st3 et st6 et les stations st2 et st5 peut provenir de la nature des rejets dans ces stations.

Les valeurs de la présente étude sont supérieures à celles de Kouadio et Trefry [35], avec des facteurs de 1,92 pour le plomb, 1,44 pour le cuivre et 1,12 pour le zinc (Tableau III.4.2). Cette augmentation peut être attribuée à l'impact des activités humaines qui ne cessent de s'intensifier ces dernières décennies.

Tableau III.4.2 : Comparaison des concentrations des métaux des sédiments avec celles d'autres estuaires du globe (mg/kg poids sec).

Estuaire	Plomb	Cuivre	Zinc	Auteurs
Lac Fouarat (Maroc)	64,6	45,5	219	[36]
Lagune de Lagos (Nigeria)	178,9	15	147	[37]
Golf de Lion (France)	39,2	22,7	102,2	[38]
Sédiments marins non pollués	10-70	5-30	20-150	[39]
Lagune Ebrié (Côte d'Ivoire)	57,6	37	187	[35]
Présente étude (Lagune Ebrié)	110,08	53,15	209,34	-

La comparaison de nos données avec les teneurs mesurées dans d'autres plans d'eau du globe montre que les ordres de grandeur des métaux de la lagune Ebrié sont très élevés. Ces fortes valeurs pourraient s'expliquer en partie par la nature géologique du bassin versant. Cependant, la teneur moyenne en zinc obtenue dans cette étude est inférieure à celle des sédiments du Lac Fouarat au Maroc [36], de même la valeur moyenne de la concentration de plomb est inférieure à celle de la lagune de Lagos [37].

Les faibles valeurs observées en saison sèche peuvent s'expliquer par la diffusion de chaque élément dans la phase dissoute, en raison des conditions physico-chimiques (forte salinité, anoxie, température élevée) et de la remise en suspension du matériel particulaire sous l'action des courants [40]. L'appauvrissement des sédiments en cuivre, zinc et plomb pendant la saison des pluies pourrait s'expliquer certainement par les phénomènes de dilutions qui s'opèrent par apport de sédiments moins ou non contaminés.

III.4.2.2. Relations entre les métaux

Les coefficients de corrélation élevés entre les trois métaux soulèvent l'hypothèse d'une source de contamination commune, d'une distribution homogène, et/ou d'un comportement similaire de ces éléments vis-à-vis des processus physico-chimiques qui se

déroulent dans le milieu. Cependant, une différence de l'origine des apports de ces éléments traces en lagune n'est pas à exclure du fait de l'importance relative des sources naturelles ou anthropiques de chaque métal.

III.4.2.3. Degré de contamination

Pour l'ensemble des métaux étudiés, les valeurs de l'indice de contamination indiquent que les stations st6, st1 et st3 sont significativement contaminées ($5 < Im < 8$); les stations st2 et st5 sont modérément contaminées ($2 < Im < 4$) alors que les stations R2 et st4 sont peu contaminées par rapport à la station de référence. Le gradient de contamination suit l'ordre: $st6 > st1 > st3 > st2 > st5 > R2 > st4 > R1$. La station st6 (Bidet) située en baie de Biétri a été la plus contaminée en cuivre, en zinc et en plomb. Cela peut être attribuée d'une part aux activités de creusement de canal et d'autre part, aux sources locales : rejets des industries de raffinerie (Sir), de métallurgie, de teintureries et rejets domestiques.

Le cuivre, le zinc et le plomb sont reconnus comme indicateurs d'apports anthropiques. La forte contamination métallique relevée en baie du Banco pourrait provenir principalement de l'entreprise de recyclage des métaux situé dans le quartier Bolibana en bordure de la lagune, des activités de teintures, de l'entreprise de réparation des bateaux (caréna) et des rejets domestiques qui s'y déversent. A la station st3 située en baie de Marcory, la contamination serait la conséquence des rejets du réseau urbain de Treichville qui s'y déversent sans traitement préalable. Notons que les dépôts atmosphériques constituent une source non négligeable de plomb, de cuivre et de zinc dans les eaux. Les faibles valeurs relevées en baie des Milliardaires et à Ebra s'expliquent par leur éloignement des lieux de rejets domestiques et industriels. La station R2 connaît un début de contamination plus élevé par rapport à la station 4 qui est plus proche de l'agglomération d'Abidjan, indiquant sans équivoque une contamination d'origine agricole du site Ebra. En effet, le Plomb, le cuivre et le zinc sont utilisés sous forme de pesticides en agriculture à Ebra.

III.4.3. Conclusion

Les teneurs en plomb, cuivre et zinc de la fraction fine de sédiment ($< 63 \mu m$) de la partie estuarienne de la lagune Ebrié ont été déterminées. Au cours de ces deux dernières décennies, les teneurs en plomb ont doublé, celles du cuivre et du zinc ont augmenté d'un facteur de 1,44 et 1,12 respectivement, en relation avec l'intensification des activités urbaines, industrielles et agricoles. Les ordres de grandeur des métaux de la lagune Ebrié sont très élevés, comparées aux valeurs mesurées dans d'autres plans d'eau du globe.

Les teneurs sont plus élevées soit lors des saisons des crues et sèche, soit pendant les saisons des crues et des pluies selon la station ou le métal. Ces variations ont été mises sur le compte des conditions physico-chimiques et de l'hydrodynamisme qui contrôlent le relargage des métaux et de la composition métallique des sédiments apportés en lagune.

L'indice de contamination calculé a indiqué une contamination significative des zones soumises aux rejets domestiques et industriels d'Abidjan.

Le niveau de contamination et la croissance de la teneur des sédiments en métaux lourds des baies fermées de la lagune Ebrié soulignent l'urgence de diminuer les rejets de polluants métalliques dans ces milieux ; ceci éviterait les problèmes de santé publique, et de disparition des ressources halieutiques et de l'aquaculture.

REFERENCES

- [1] **UNEP.**, Manuel d'échantillonnage et d'analyse des sédiments. UNEP(DEPI)/MED WG.321/Inf.4, 26p. (2007).
- [2] **Durand J.R., Skubich M.**, Les lagunes Ivoiriennes. *Aquaculture*, 27, 211-250 (1982).
- [3] **Pagès J., Dufour P., Lemasson L.**, Pollution de la zone urbaine de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *Doc. Sci. Cent. Rech. Océanogr.*, Abidjan, 11(2): 79-107 (1980).
- [4] **Arfi R., Guiral D.**, Un écosystème estuarien eutrophe: la baie de Biétri. In *Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II - Les milieux lagunaires*, Durand J.R., Dufour P., Guiral D. et Zabi S. éditeurs. Editions de l'ORSTOM, 335-363 (1994).
- [5] **Tastet J.P., Guiral D.**, Géologie et sédimentologie. In *Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II - Les milieux lagunaires*, Durand J.R., Dufour P., Guiral D., Zabi S., éditeurs. Editions de l'ORSTOM, 35-58 (1994).
- [6] **Dufour P.**, Influence des conditions de milieu sur la biodégradation des matières organiques dans une lagune tropicale (lagune Ebrié, Côte d'Ivoire). *Oceanol. Acta*, 5(3), 355-363 (1982).
- [7] **Mahan N.C.**, Influence de l'hydroclimat sur la contamination des lacs de Yamoussoukro. Doctorat 3^{ème} cycle, Université de Côte d'Ivoire, 83 p. (2002).
- [8] **Garcia S.**, Biologie de *Penaeus duorarum* (Burk.) en Côte d'Ivoire. II. Ponte et migration. *Doc. Centre Rech. Oceanogr. Abidjan*, 3, 19-45 (1972).
- [9] **Varlet F.**, Le régime de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *Traits physiques essentiels*, *Trav. Doc. ORSTOM*, 83, 164 p. (1978).
- [10] **Pagès J., Lemasson L., Dufour P.**, Eléments nutritifs et production primaire dans les lagunes de Côte d'Ivoire. Cycle annuel. *Arch. Sci. Centre Rech. Océanogr. Abidjan*, 5, 1-60 (1979).

- [11] **Tastet J.P.**, L'environnement physique du système lagunaire Ebrié. Université d'Abidjan. Fac. Sci. Dept. Sci. Terre, Série Documentation, 11, 28 p. (1974).
- [12] **Kouassi A.M., Tidou A.S., Kamenan A.**, Caractéristiques hydrochimiques et microbiologiques des eaux de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). Partie I : Variabilité saisonnière des paramètres hydrochimiques. *AGRON. AFR.*, 17 (2), 73-162 (2005).
- [13] **Chafik A., Cheggour M., Cossa D., Samir B.M.S.**, Quality of Moroccan Atlantic coastal waters: water monitoring and mussel watching. *Aquat. Living Resour.* 14, 239-249 (2001).
- [14] **Debyser J.**, Etude sédimentologique du système lagunaire d'Abidjan (Côte d'Ivoire). *Rev. Inst. Fr. Pétrole*, 1(5), 319-334 (1955).
- [15] **Dufour P., Slépoukha M.**, L'oxygène dissous en lagune Ebrié: influence de l'hydroclimat et des pollutions. *Doc. Sci. Cent. Rech. Océanogr. Abidjan*, 6(2), 75-118 (1975).
- [16] **Métongo B.S.**, Hydroclimat d'une lagune à forte influence continentale : la lagune Aby (Côte d'Ivoire). *Documents Scientifiques de l'ORSTOM*, 16, 45-64 (1985).
- [17] **Pihl L., Baden S.P., Diaz R.J., Schaffner L. C.**, Hypoxia-induced structural changes in the diet of bottom-feeding fish and crustacea. *Marine Biology*, 112, 349-361 (1992).
- [18] **Howell P., Simpson D.**, Abundance of marine resources in relation to dissolved oxygen in Long Island Sound. *Estuaries*, 17 (2), 394-402 (1994).
- [19] **Guiral D., Chantraine J.M.**, Hypothèses sur l'origine des mortalités observées en lagune Ebrié en 1979. *Doc. Centre Rech. Oceanogr. Abidjan*, 14, 61-95 (1983).
- [20] **Guiral D., Etien N.**, Les macrophytes. Dans Durand JR, Dufour P, Guiral D, Zabi S. (Eds.), *Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II – Les milieux lagunaires*. Editions de l'ORSTOM, 137-154 (1994).

- [21] **Beupoil C., Bornens P.**, Oxygène dissous et toxicité de l'ammoniaque en zones estuariennes: seuils d'acceptabilité. Station de Biol. Mar. (Concarneau). Ed. Agence de l'Eau Loire-Bretagne, 48 p. (1997).
- [22] **Karuppanapandian T., Karuppudurai, T., Kumaraguru, A. K.**, A preliminary study on the environmental condition of the coral reef habitat. Int. J. Environ. Sci. Tech., 4(3), 371-378 (2007).
- [23] **Mergaoui L., Fekhaoui.M., Bouya.D., Gheit.A., Stambouli.A.**, Qualité des eaux et macrofaune benthique d'un milieu estuarien du Maroc : cas de l'estuaire de Sebou. Bulletin de l'Institut Scientifique, section Sciences de la Vie, n°25, 67-75 (2003).
- [24] **Amon K.J.P., Guiral D., Sankaré Y., Kaba N., Etien N.**, Suivi cartographique de l'expansion des macrophytes envahissant le système lagunaire Ebrié. J. Ivoir.Océanol. Limnol. Abidjan,1(2),11-24 (1991).
- [25] **MacPherson T. A.**, Sediment oxygen demand and biochemical oxygen demand: patterns of oxygen depletion in tidal creek study sites. M. S. Thesis, the University of North Carolina at Wilmington, Wilmington, NC. 55 p. (2003).
- [26] **Heikskary S., Markus H.**, Establishing relationships among nutrient concentrations, phytoplankton abundance, and biochemical oxygen demand in Minnesota, USA, rivers. Journal of Lake and Reservoir Management, 17, 251-267 (2001).
- [27] **Lemasson L., Pages J., Dufour P., Cremoux J.L.**, Matière organique particulaire et biomasse dans une lagune tropicale. Rev. Hydrobiol. Trop., 13 (3), 191-212 (1981).
- [28] **Guiral D., Kouassi A. M., Arfi R.**, Estimation des niveaux de pollution organique et bactérienne des eaux à proximité des berges de la ville d'Abidjan (Lagune Ebrié- Côte d'Ivoire). J. Ivoir. Océanol. Limnol., 2(1), 1-18 (1993).
- [29] **Agences de l'Eau et Ministère de l'Environnement.**, L'assainissement des agglomérations : techniques d'épuration actuelles et évolutions. Cahier technique n°27, France, 89-90 (1994).

- [30] **Charpy-Roubaud C., Charpy L., Sarazin G.,** Diffusional nutrient flux at the sediment-water interface and organic matter mineralization in an atoll lagoon (Tikehau, Tuamotu Archipelago, French Polynesia). *Marine Ecology Progress Series*, 132, 181-190 (1996).
- [31] **Andrieux-Loyer F., Philippon X., Bally G., Kérouel R., Youenou A., Le Grand.,** Phosphorus dynamics and bioavailability in sediments of the Penzé Estuary (NW France): in relation to annual P-fluxes and occurrences of *Alexandrium Minutum*. *Biochemistry*, 88(3), 213-231 (2008).
- [32] **Van der Plas A.K., Monteiro P.M.S., Pascall A.,** Cross-shelf biogeochemical characteristics of sediments in the central Benguela and their relationship to overlying water column hypoxia. *African Journal of Marine Science*, 29(1), 37-47, (2007).
- [33] **Dufour P.,** Du biotope à la Biocénose. In *Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II - Les milieux lagunaires*, Durand J.R., Dufour P., Guiral D. et Zabi S. éditeurs. Editions de l'ORSTOM, Paris, 93-108 (1994).
- [34] **Marchand M., Martin J. L.,** Détermination de la pollution chimique (hydrocarbures, organochlorés, métaux) dans la lagune d'Abidjan (Côte d'Ivoire) par l'étude des sédiments. *Océanogr. Trop.* (1), 26-39 (1985).
- [35] **Kouadio L., Trefry J.H.,** Sediment trace metals contamination in Ivory Coast, West Africa. *Water Air Soil Pollut.*, 32, 145–54 (1987).
- [36] **Ben Bouih H., Nassali H., Leblans M., Srhiri A.,** Contamination en métaux traces des sédiments du lac Fouarat (Maroc). *Afrique Sciences* (<http://www.afriquescience.org/>), 1(1), 109-125 (2005).
- [37] **Okoye B.C.O., Afolabi O.A., Ajao E.A.,** Heavy metals in the Lagos Lagoon sediments. *Int.J. Environ.Stud.*, 37, 35-41 (1991).

[38] **Roussiez V., Ludwig W., Monaco A., Probst J. L., Boulouassi I., Buscaïl R., Saragoni G.**, Sources and sinks of sédiment-bound contaminants in the Gulf of Lions (NW Mediterranean Sea): A multi-tracer approach., 26, 1843-1857 (2006).

[39] **RNO.**, Synthèse des travaux de surveillance 1975-1979 du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin. Centre de Recherche Océanographique de Bretagne. CNEXO éd., 358p. (1981).

[40] **Van Den Berg C.M.G.**, Complex formation and the chemistry of selected trace elements in estuaries. Estuaries, 16, 512-520 (1993).

CONCLUSION GENERALE

CONCLUSION GENERALE

L'étude de la caractérisation physico-chimique des eaux des baies aux déversoirs des rejets liquides domestiques et industrielles en octobre 2004 a donné les résultats suivants :

Les eaux de ces baies présentent en moyenne un pH faiblement basique ($\text{pH} = 8$), une température légèrement chaude ($27,98^\circ\text{C}$), une salinité de surface quasi nulle ($0\text{-}2\text{ ‰}$) et une couche euphotique bien oxygénée et une anoxie très marquée à l'interface eau-sédiment. La turbidité est relativement élevée alors que la transparence ne dépasse pas en moyenne 1 mètre. Les valeurs de la DBO_5 et la DCO indiquent que les baies de Cocody, Marcory et de Biétri sont l'objet d'une pollution organique. Les déversoirs des effluents liquides domestiques et industriels de la baie de Biétri présentent les valeurs les plus élevées en DBO_5 et DCO avec des moyennes respectives de $600,46\text{ mg O}_2/\text{L}$ et $1112,40\text{ mg O}_2/\text{L}$. Les deux stations de la baie d'Abidjan sont caractérisées par une pollution à dominante chimique. La baie de Cocody quant à elle présente les plus fortes valeurs en MES avec une moyenne de $40,41\text{ mg/L}$. Il apparaît de l'ensemble des résultats que l'impact des effluents liquides (domestiques et industriels) sur la qualité des eaux lagunaires d'Abidjan est certain.

La caractérisation physico-chimique des eaux libres de quatre baies soumises aux rejets directs d'Abidjan (Banco, Cocody, Marcory et Biétri) et de celle d'une baie peu éloignée des rejets (Milliardaire) a conduit aux principales conclusions suivantes :

Les quatre premières, soumises aux rejets d'eaux résiduaires, possèdent de très fortes charges en particules en suspension, DBO_5 , et DCO , et sont le siège de mortalités plus ou moins massives de la faune aquatique et d'une accumulation de sédiments riches en matières organiques. En revanche, la cinquième, éloignée des rejets, a enregistré des concentrations deux à trois fois plus faibles ; elle est bien oxygénée et présente des signes d'un dépôt des particules minérales. Les résultats des teneurs des sels nutritifs révèlent que les teneurs en azote ammoniacal de certaines zones sont anormalement élevées (plus de $111\text{ }\mu\text{mol/L}$) et que les principales sources sont les rejets domestiques et industriels, les eaux de ruissellement et l'érosion des sols du bassin versant du fleuve Comoé.

La teneur des sédiments en sels nutritifs et l'impact de ces sels sur l'eutrophisation des eaux lagunaires ont été déterminés. Les teneurs des eaux interstitielles des sédiments des baies du Banco, Cocody, Marcory et Biétri en sels nutritifs sont anormalement élevées, atteignant des valeurs moyennes maximales de $22,48\text{ }\mu\text{mol/L}$ en nitrites, $90,56\text{ }\mu\text{mol/L}$ en orthophosphates et $6765,33\text{ }\mu\text{mol/L}$ en ammonium. Les concentrations en ammonium et en orthophosphates des eaux à l'interface eau-sédiment ont été négligeables par rapport à celles des eaux interstitielles. Les résultats des flux de diffusion moléculaires ont montré que les

sédiments de la lagune Ebrié constituent une source importante de pollution de la colonne d'eau par les sels nutritifs. La diffusion moléculaire vers l'interface est maximale en saison des pluies pour les nitrites et les orthophosphates, tandis que celle de l'ammonium a atteint son pic lors de la saison des crues. Plusieurs facteurs tels que les anoxies, les fortes salinités, les apports de matières organiques, la profondeur des eaux contribuent à l'enrichissement de la colonne d'eau en sels nutritifs à partir des sédiments.

Enfin, la caractérisation physico-chimique de la qualité des baies urbaines de la lagune Ebrié s'est étendu à l'évaluation du niveau de contamination des sédiments par le plomb, le cuivre et le zinc, ainsi qu'à la détermination du degré d'enrichissement métallique des certaines zones. Les teneurs moyennes dans les sédiments, exprimées mg/kg masse sèche, ont varié de $63,95 \pm 34,82$ à $188,63 \pm 23,96$ pour le plomb, $18,01 \pm 1,55$ à $104,14 \pm 13,42$ pour le cuivre et $37,35 \pm 16,71$ à $490,53 \pm 30,45$ pour le zinc. La comparaison des valeurs à celles des études antérieures révèle que l'impact des activités humaines qui ne cessent de s'intensifier ces dernières décennies s'est traduit par une augmentation en 19 ans des teneurs d'un facteur de 1,92 pour le plomb, 1,44 pour le cuivre et 1,12 pour le zinc. Les variations saisonnières des métaux diffèrent selon la station, en relation avec les conditions physico-chimiques, l'hydrodynamisme et la nature des apports qui prévalent dans le milieu. Les degrés d'enrichissement calculés au moyen de l'indice de contamination métallique fait apparaître que les sédiments recevant les rejets urbains et industriels sont significativement contaminés, tandis que ceux qui sont loin des rejets sont peu contaminés. Le suivi de la pollution métallique dans les baies de la lagune Ebrié est devenu une nécessité.

Finalement, ce travail nous a permis d'évaluer le niveau de dégradation de la qualité des eaux de la lagune Ebrié autour d'Abidjan et surtout d'actualiser les données relatives à divers paramètres de pollution et à la contamination métallique. Les eaux des baies urbaines de la lagune Ebrié sont très chargées en polluants et constituent une réelle menace pour la santé et l'environnement de la région d'Abidjan. La dégradation de la qualité des eaux s'accroît au contact des eaux usées caractérisées par une richesse en matières azotées, phosphorés et oxydables qui excèdent largement le contenu naturel du milieu en oxygène. Les baies déjà pauvres en oxygène dissous sont soumises aux déversements d'eaux usées contenant des composées fortement biodégradables. A cela s'ajoutent le faible taux de renouvellement ainsi qu'un fort taux d'occupation des sols. De tels facteurs ne font qu'accroître le degré de pollution. Les teneurs en polluants des particules contaminent les sédiments qui les reçoivent. Ces derniers sont devenus une autre source d'enrichissement de la colonne d'eaux en polluants. La vie aquatique en est gravement atteinte. Une large bande

de données est mise à la disposition de la communauté scientifique et aux décideurs pour la gestion de la qualité des eaux de la plus grande lagune d'Afrique de l'Ouest.

PERSPECTIVES

Les résultats obtenus dans cette étude méritent d'être complétés pour une caractérisation plus approfondie de la qualité physico-chimique des eaux de la lagune. Un certain nombre d'interrogations problématiques de recherches futures sont soulevés :

- 1) L'évaluation des apports de polluants et les variations en fonction de la marée.
- 2) L'évaluation du flux et de la qualité des eaux usées transportées en lagune ainsi que la quantification des apports de polluants en lagune par le fleuve Comoé.
- 3) Les formes biodisponibles des polluants et la toxicité potentielle des sédiments lagunaires.
- 4) L'inventaire des activités humaines et quelques unes de leurs conséquences sur le milieu lagunaire
- 5) Le temps de séjour des contaminants dans le milieu.

La dépollution des eaux résiduaires rejetées dans la lagune Ebrié devient une impérieuse nécessité, étude entamée dans notre laboratoire à partir de l'activation des charbons de coques de noix de coco. Afin d'améliorer la qualité des baies, plusieurs actions doivent être menées:

La réduction des charges polluantes par la remise en fonction des réseaux d'assainissement liquides existantes en état de disfonctionnement. Des ouvrages d'épuration d'eaux usées doivent être construits, suivis de la mise en place d'un laboratoire de suivi régulier de la qualité des eaux et des sédiments de la lagune. Des critères de qualités adaptés des rejets, des eaux et des sédiments lagunaires doivent être élaborés et mis en application. Avant tout, la solution à l'amélioration de la qualité des eaux de la lagune fait appel à une gestion intégrée.

ANNEXES

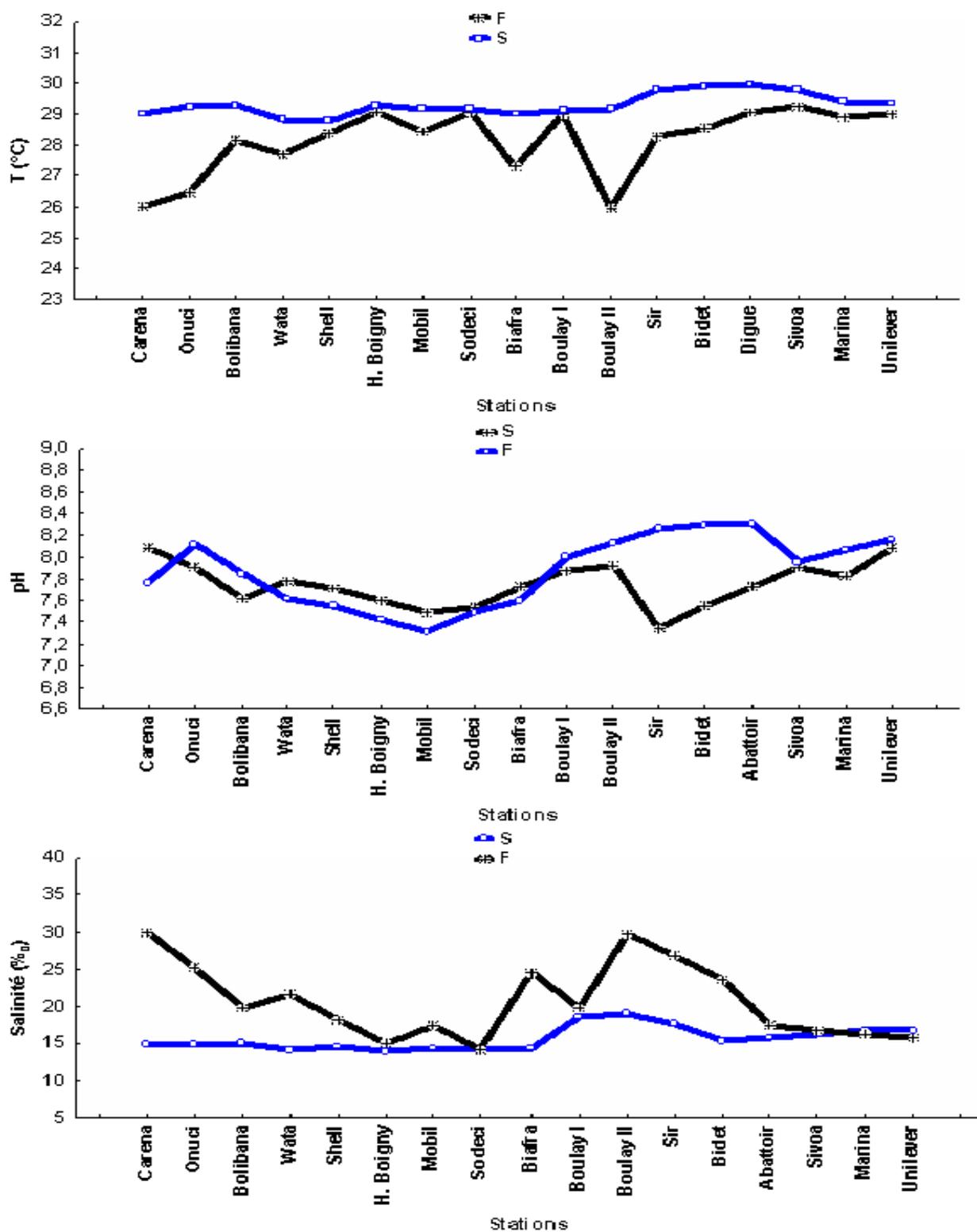
ANNEXE III.1.1 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux de surface en baies de Biétri, Cocody, Marcory et d'Abidjan aux déversoirs des rejets domestiques et industriels en octobre 2004.

STATIONS	BAIES	N°	T (°C)	pH	Oxygène (mg/L)	Salinité (S‰)	Turbidité (NTU)	Transparence (m)
Unilever (ex Blohorn)	Biétri	1	26,5	7,71	3,76	2,03	57	1
Shell Chimie		2	26,4	7,81	5,16	0,5	96,6	0,5
Réparation conteneurs		3	26,5	7,83	4,05	1,6	79	0,75
Village pêcheurs		4	26,4	7,73	3,98	1,45	65,4	0,5
SIR		5	26,5	8,26	5,44	2,0	53	0,5
Bidet		6	26,4	7,93	4,16	2,22	40,1	1,2
Abattoir		7	26,5	7,99	1,51	1,81	48,6	0,75
Digue		8	27,1	8,03	2,85	0,9	42,3	1
Notre Dame		9	26,9	8,51	6,21	2,04	38,5	1
Waffou		10	26,5	8,03	4,62	2,0	46,7	0,8
SIVOA		11	26,7	7,98	4,05	1,93	53	0,8
Marina		12	27,3	7,96	4,42	1,83	54,5	0,6
Pont De Gaulle	Cocody	13	27,84	7,67	5,43	1,14	88	0,4
Caniveau A		14	28	7,71	5,4	0,9	87	0,5
Caniveau B		15	28,55	7,72	3,7	0,33	93,5	0,4
Mobil		16	28,2	7,83	1,35	0,33	107	0,4
Shell		17	28	7,9	5	1,1	94	0,25
Houphouët Boigny		18	27,8	8,13	0,44	0,32	135	0,2
PISAM		19	28	7,72	3,43	0,83	107	0,4
BNETD		20	28	7,68	3,45	0,66	90	0,4
Hotel Ivoire Cocotiers		21	28,73	7,7	4,17	0,41	95	0,4
Hotel Ivoire		22	28,28	7,59	5,12	0,93	87	0,5
Palétuviers	Marcory	23	27,8	7,72	1,82	0,91	89	0,5
Centre Culturel Treichville		24	28,2	7,84	1,75	0,3	90	0,5
Mobil		25	29,1	7,63	4,26	0,6	89	0,5
Village Pêcheurs		26	28,3	7,68	5,18	0,4	91	0,5
Palais de la Culture	Abidjan	27	28,1	7,63	5,08	0,64	90	0,5
Village pêcheurs		28	28,8	7,67	4,78	2	81,6	0,7

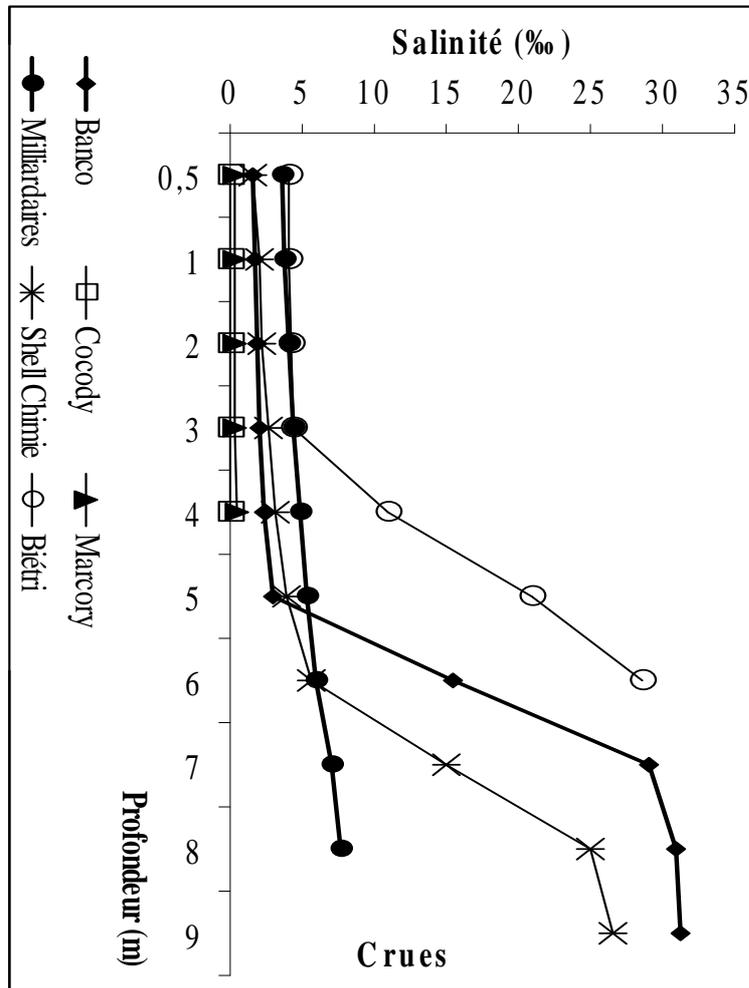
ANNEXE III.1.2 : Concentrations de la DBO₅, de la DCO (en mg O₂/L), et des MES (en mg/L) dans les baies de Biétri, Cocody, Marcory et d'Abidjan aux déversoirs des rejets domestiques et industriels en octobre 2004. **S** : Surface ; **F** fond.

STATIONS	N°	DBO ₅	DCO	DBO ₅ /DCO	MES S	MES F	BAIES
Unilever (ex Blohorn)	1	408,36	703	0,58	13	15,2	Biétri
Shell Chimie	2	60,06	653	0,09	15	14,8	
Réparation conteneurs	3	561,47	656	0,85	26	7,2	
Village pêcheurs	4	548,6	749	0,73	34,8	5,6	
SIR	5	80,55	921	0,09	30	4,4	
Bidet	6	1182,7	1401	0,84	14	10,8	
Abattoir	7	479,02	1572	0,3	11,6	89,2	
Digue	8	852,77	1613	0,53	10,57	8,4	
Notre Dame	9	808,34	1311	0,62	7,4	8	
Waffou	10	422,95	982	0,43	13	13,6	
SIVOA	11	984,71	1745	0,56	22,22	16,8	
Marina	12	816,01	1043	0,78	20	26,4	
Pont De Gaulle	13	107,78	340	0,6	16	18,4	Cocody
Caniveau A	14	113,77	190	0,51	15,6	18,4	
Caniveau B	15	179,63	353	0,64	24,4	27,2	
Mobil	16	275,23	427	0,61	47,6	17,6	
Shell	17	279,43	456	0,67	67,059	58	
Houphouët Boigny	18	392,95	589	0,07	130	158	
PISAM	19	83,83	125	0,64	30	42	
BNETD	20	129,73	203	0,87	27,5	44	
Hotel Ivoire Cocotiers	21	199,59	228	0,33	23	41,67	
Hotel Ivoire	22	74,95	228	0,31	23	26,5	
Palétuviers	23	155,7	494	0,32	35,5	35,5	Marcory
Centre Culturel Treichville	24	79,84	190	0,42	51,5	44,0	
Mobil	25	279,43	712	0,39	22,0	19,5	
Village Pêcheurs	26	54,44	133	0,41	17,85	18,75	Abidjan
Palais de la Culture	27	69,86	399	0,17	40,5	19,6	
Village pêcheurs	28	109,8	513	0,21	23,5	19,6	

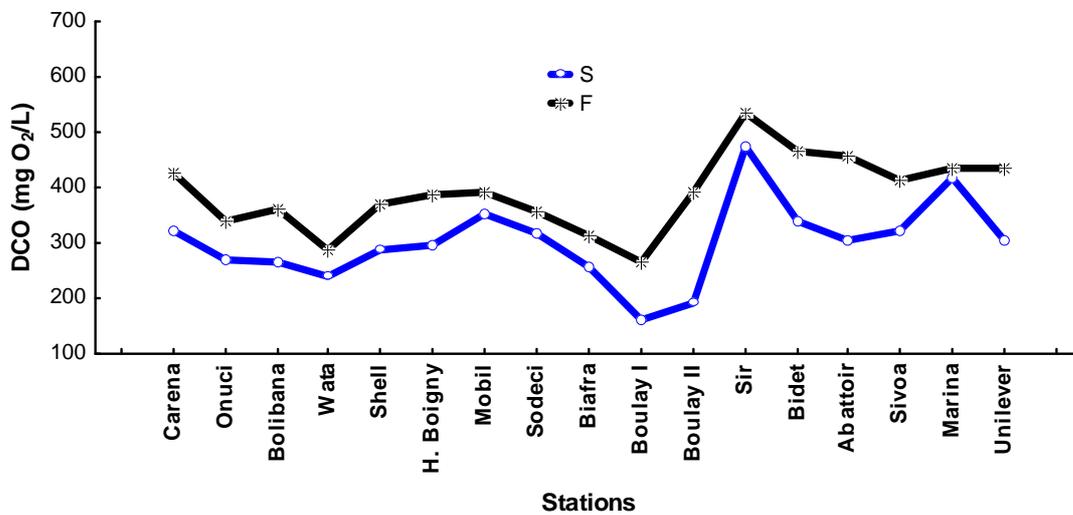
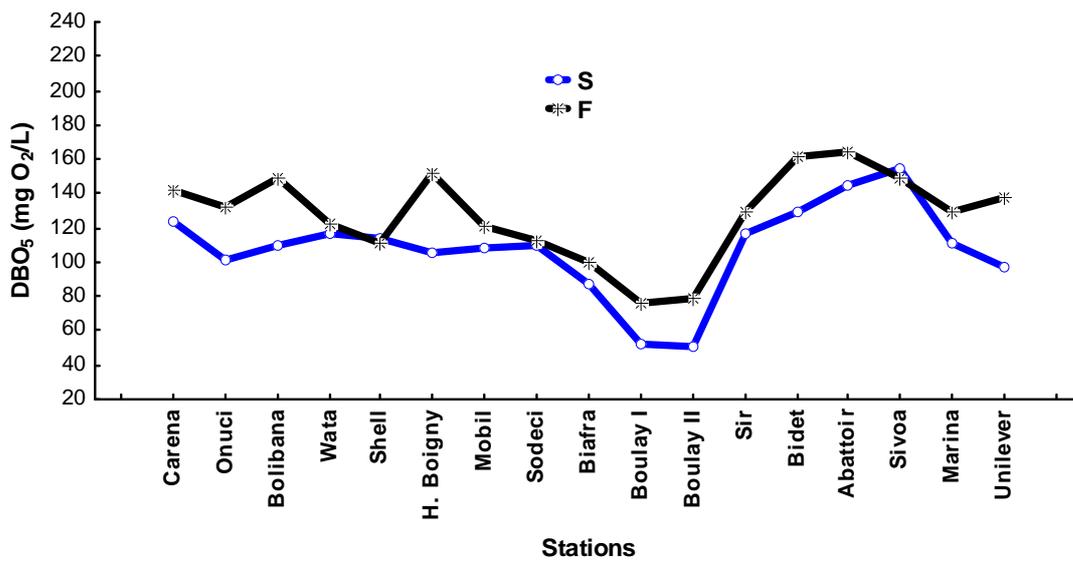
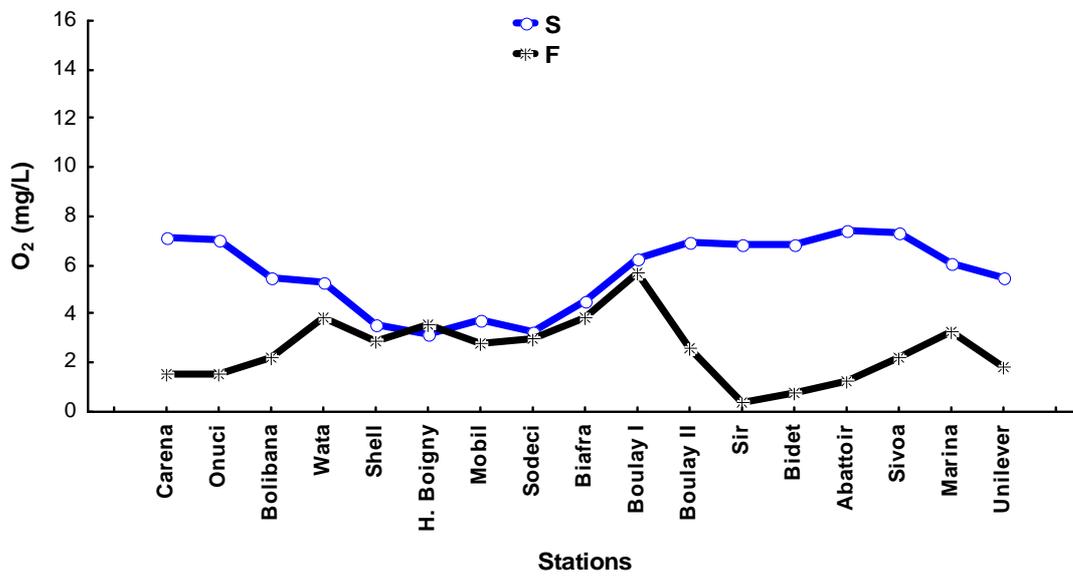
ANNEXE III.2.1 : Température, pH et salinité moyennes des eaux aux différentes stations de prélèvements.



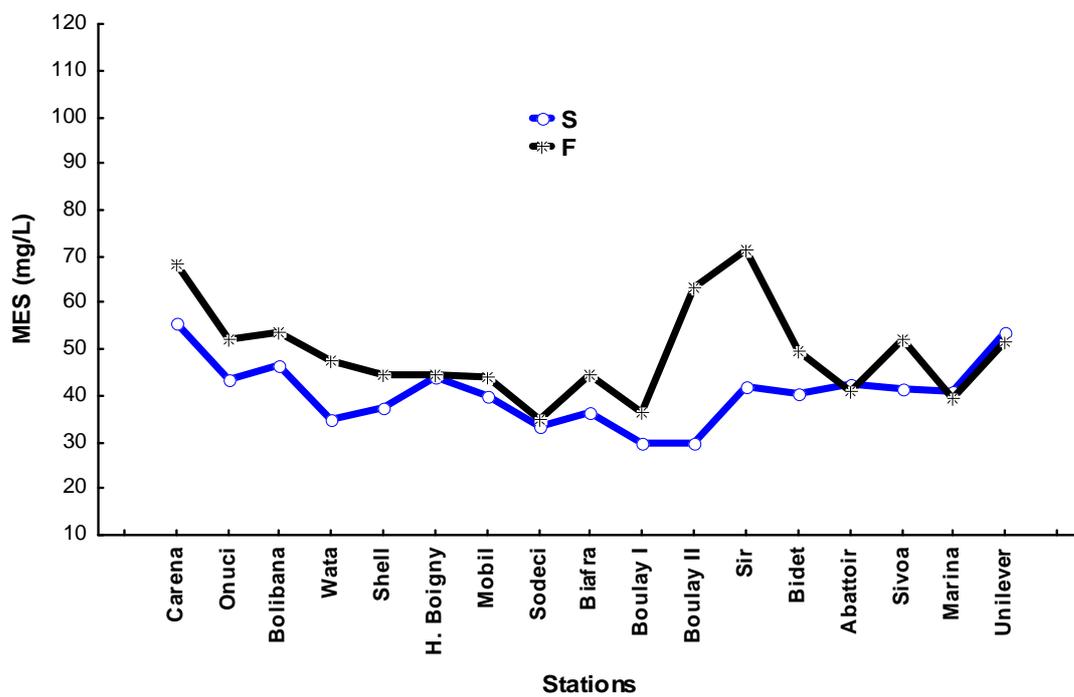
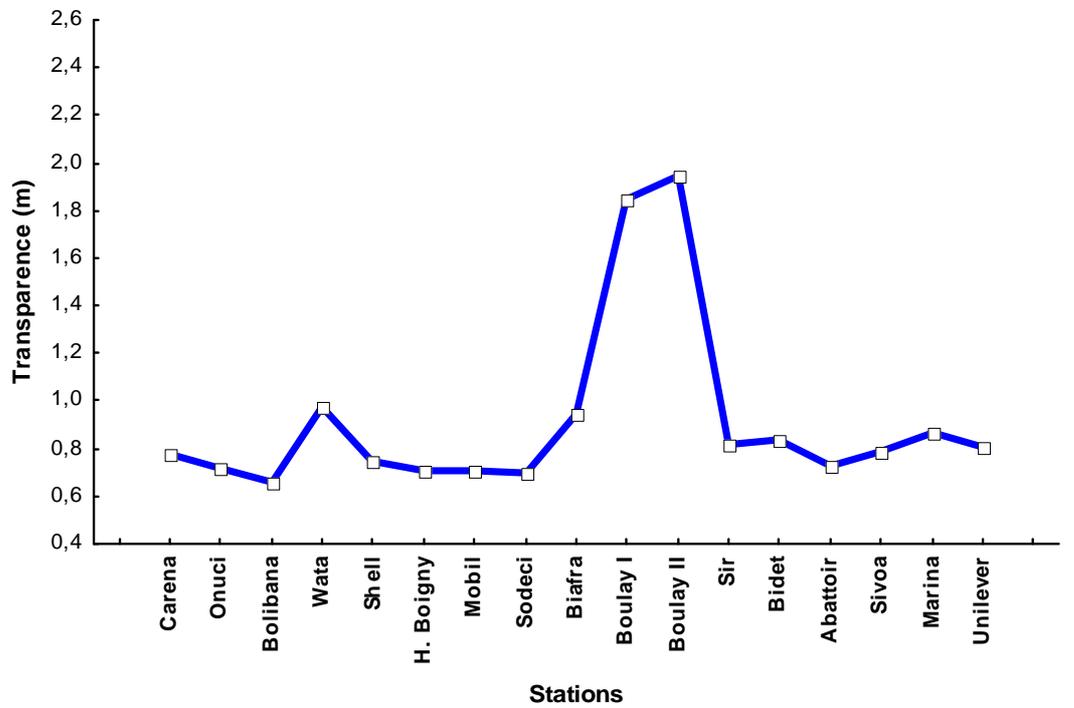
ANNEXE III.2.2 : Profils verticaux de la salinité dans différentes baies et dans une station à proximité du canal de Vridi (Shell Chimie).



ANNEXE III.2.3 : Moyennes de l'oxygène dissous, de la DBO₅ et de la DCO des eaux aux différentes stations de prélèvements. **S** : Surface ; **F** fond.



ANNEXE III.2.4 : Moyennes de la transparence des eaux et des matières en suspension aux différentes stations de prélèvements. **S** : Surface ; **F** fond.



ANNEXE IV.2.5 : Teneurs moyennes en sels nutritifs des eaux aux différentes stations de prélèvements. **S** : Surface ; **F** fond.

