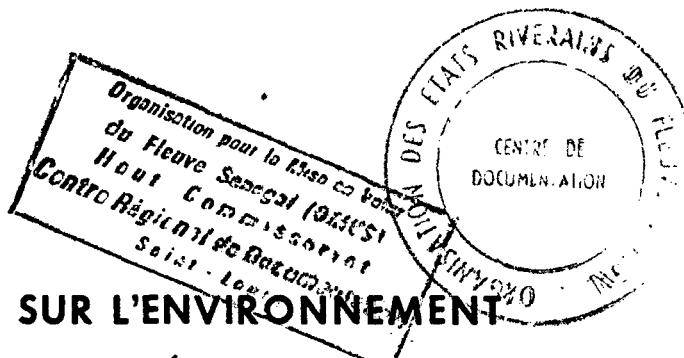


09505

Organisation pour la Mise en Valeur  
du Fleuve Sénégal  
(O. M. V. S.)

7225



EVALUATION DES EFFETS SUR L'ENVIRONNEMENT  
d'aménagements prévus  
DANS LE BASSIN DU FLEUVE SENEGAL

Rapport Partiel  
sur  
Qualité de L'Eau

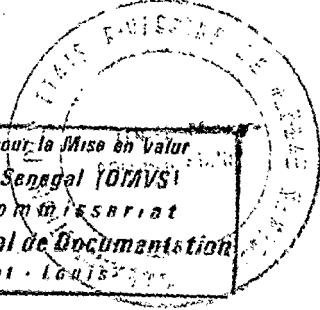
Gannett Fleming Corddry and Carpenter, Inc.  
Harrisburg, Pennsylvania, USA

In association with

ORGATEC Société Africaine d'Etudes Techniques  
Dakar Sénégal

722

Organisation pour la Mise en Valeur  
du Fleuve Sénégal YOMVS  
Haut Commissariat  
Centre Régional de Documentation  
Saint-Louis



QUALITE DE L'EAU

# TABLE DES MATIERES

LISTE DES TABLEAUX

LISTE DES FIGURES

RESUME

- A. Introduction
- B. Objectifs, Etendue, et Organisation de l'Etude
- C. Inventaire de Paramètres qualitatifs de l'Eau
  - 1. Introduction
  - 2. Méthodes et matériel d'échantillonnage
    - 2.1. Méthodes d'échantillonnage
    - 2.2. Méthodes d'analyse
  - 3. Résultats et discussions
    - 3.1. Conditions actuelles dans le fleuve Sénégal
    - 3.2. Caractéristiques actuelles du lac de Guiers
    - 3.3. Caractéristiques actuelles de l'estuaire du fleuve Sénégal
- D. Impacts sur l'Environnement
  - 1. Barrage de Diama
    - 1.1. Modification des propriétés physiques de l'eau
    - 1.2. Modification des propriétés chimiques de l'eau
  - 2. Barrage de Manantali
    - 2.1. Modification des propriétés physiques de l'eau
    - 2.2. Modification des propriétés chimiques de l'eau
    - 2.3. Impacts en aval du barrage de Manantali
  - 3. L'Estuaire du fleuve Sénégal
    - 3.1. Taux de salinité
    - 3.2. Concentration de substances nutritives
  - 4. Périmètres irrigués
    - 4.1. Engrais
    - 4.2. Pesticides
  - 5. Navigation ~~x~~
    - 5.1. Impacts sur la retenue d'eau de Manantali
    - 5.2. Impacts dûs aux travaux de dragage
    - 5.3. Impacts dûs au trafic fluvial
  - 6. Aménagements municipaux et industriels
    - 6.1. Impacts imputables aux substances consommatoires d'oxygène
    - 6.2. Impacts dûs aux substances toxiques
    - 6.3. Impacts dûs à l'exploitation minière.

## LISTE DES TABLEAUX

- C.2-1 Missions sur le terrain pour l'étude de la qualité des eaux
- C.3-1 Résultats de l'analyse des échantillons d'eau du fleuve Sénegal (Manantali, Kayes, Bakel, Matam et Podor).
- C.3-2 Résultats de l'analyse des échantillons d'eau dans le bassin du fleuve Sénegal (Richard-Toll, St. Louis, Guet N'Dar)
- C.3-3 Températures de surface de l'eau au début et à la fin de l'étiage dans le fleuve Sénegal.
- C.3-4 Concentrations ioniques de l'eau à Kayes et Bakel
- C.3-5 Concentrations ioniques de l'eau à Matam, Podor et Dagana
- C.3-6 Résumé des concentrations ioniques de l'eau pour Bokhole
- C.3-7 Comparaison entre les concentrations de Phosphate total de l'eau du fleuve Sénegal en saison sèche et saison des pluies.
- C.3-8 Comparaison entre les concentrations de Phosphate total de l'eau du fleuve Sénegal au début et à la fin de la saison sèche.
- C.3-9 Comparaison de la conductivité de l'eau du fleuve Sénegal entre le début et la fin de la saison sèche
- C.3-10 Corrélation entre les concentrations de solides dissous totaux et de phosphate total dans l'eau du fleuve Sénegal.
- C.3-11 Comparaison entre les concentrations de solides dissous totaux, solides totaux en suspension, et solides totaux dans le fleuve Sénegal.
- C.3-12 Analyse des échantillons d'eau dans le bassin du fleuve Sénegal
- C.3-13 Comparaison entre les concentrations de solides dissous totaux et la conductivité de l'eau du lac de Guiers
- C.3-14 Solides dissous dans l'eau du lac de Guiers
- C.3-15 Concentrations de solides dissous dans l'eau du fleuve Sénegal à Richard-Toll

- C.3-16 Concentrations de solides dissous dans l'eau de l'estuaire du fleuve Sénégal à St. Louis
- C.3-17 Concentrations éoniques de l'eau à St. Louis
- D.1-1 Estimation du futur trophisme du lac de Guiers
- D.2-1 Estimation du trophisme du réservoir de Manantali
- D.3-1 Comparaison des moyennes des débits mensuels avec et sans régularisation depuis le barrage de Manantali
- D.3-2 Estimation des taux actuels de concentration de substances nutritives dans l'eau de l'estuaire.
- D.3-3 Estimations des futurs taux actuels de concentrations de substances nutritives dans l'eau de l'estuaire du fleuve Sénégal corrigées pour tenir compte des prélevements pour l'irrigation et la recharge du lac de Guiers, du lac R'Kiz et l'Aftout es Sahel.
- D.4-1 Prévisions d'augmentation des concentrations de substances nutritives en fonction des changements d'utilisation des terres entre 1980 et 2028
  
- D.5-1 Estimation des déversements totaux de produits pétroliers dans le milieu maritime.

## LISTE DES FIGURES

---

- C.3-1 Carte du bassin du fleuve Sénegal
- C.3-2 Carte du lac de Guiers
- C.3-3 Hydrogrammes détaillés pour le lac de Guiers
- C.3-4 Résultats de la qualité de l'eau de l'estuaire
- C.3-5 Résultats de la qualité de l'eau de l'estuaire
- C.3-6 Résultats de la qualité de l'eau de l'estuaire
- C.3-7 Résultats de la qualité de l'eau de l'estuaire
- C.3-8 Résultats de la qualité de l'eau de l'estuaire
- D.2-1 Réaération en aval du réservoir de Manantali
- D.3-1 Intrusion de la salinité - Simulation VIMS de l'estuaire du fleuve Sénegal après un débit moyen.
- D.3-2 Intrusion de la salinité - simulation VIMS de l'estuaire du fleuve Sénegal après un débit moyen
- D.3-3 Intrusion de la salinité - simulation VIMS de l'estuaire du fleuve Sénegal après un débit moyen
- D.3-4 Intrusion de la salinité - simulation VIMS de l'estuaire du fleuve Sénegal après un débit moyen
- D.3-5 Intrusion de la salinité - simulation VIMS de l'estuaire du fleuve Sénegal après un débit moyen
- D.3-6 Intrusion de la salinité - simulation VIMS de l'estuaire du fleuve Sénegal après un débit moyen
- D.3-7 Intrusion de la salinité - simulation VIMS de l'estuaire du fleuve Sénegal après un débit moyen
- D.5-1 Taux de transmission des polluants dans l'environnement
- D.6-1 Simulation des niveaux d'oxygène dissous dans le fleuve Sénegal - Aménagement proposé en 1980, avec et sans le programme de l'OMVS
- D.6-2 Simulation des niveaux d'oxygène dissous dans le fleuve Sénegal - Aménagement proposé en l'an 2000, sans le programme de l'OMVS
- D.6-3 Simulation des niveaux d'oxygène dissous dans le fleuve Sénegal - Aménagement proposé en l'an 2000, avec le programme de l'OMVS

- D.6-4 Simulation des niveaux d'oxygène dissous dans le fleuve Sénégal - Aménagement proposé en l'an 2028, sans le programme de l'OMVS
- D.6-5 Simulation des niveaux d'oxygène dissous dans le fleuve Sénégal - Aménagement proposé en l'an 2028, avec le programme de l'OMVS
- D.6-6 Concentration minimum d'oxygène dissous en fonction de la charge polluante à St. Louis
- D.6-7 Concentration minimum d'oxygène dissous à St. Louis avec et sans le programme de l'OMVS
- D.6-8 Projection de la CBO des aménagements municipaux et industriels - avec ou sans les projets de l'OMVS

# TABLE DES MATIERES

## ANNEXES

### LISTE DES TABLEAUX

### LISTE DES FIGURES

- I      Intrusion de l'eau de mer dans le fleuve Sénegal
  - 1.     Introduction
  - 2.     Données existantes
  - 3.     Modélisation VIMS de la salinité
    - 3.1. Description du modèle
    - 3.2. Calibrage et tests de vérification pour l'application du modèle au fleuve Sénegal
- II     Modélisation mathématique du niveau d'oxygène
  - 1.     Modélisation SNSIM des taux d'oxygène dissous
    - 1.1. Description du modèle
    - 1.2. Adaptation du modèle SNSIM au fleuve Sénegal
  - 2.     Simulation des futures concentrations d'oxygène dissous dans l'eau de l'estuaire à St. Louis
    - 2.1. Introduction
    - 2.2. Données d'input
- III    Normes de Qualité des Eaux
  - 1.     Normes de qualité des eaux à usage domestique
  - 2.     Normes de qualité des eaux de surface
  - 3.     Normes applicables aux eaux de boisson
  - 4.     Normes applicables à l'eau à usage agricole
  - 5.     Normes applicables à l'eau à usage industriel
- IV    Profils de la qualité de l'eau dans l'estuaire du fleuve Sénegal
- V     Analyse des sédiments de fond
  - 1.     Introduction
  - 2.     Procédés d'analyse et substances concernées
  - 3.     Résultats

- VI        1. Les organochlorés  
            1.1. Toxicité pour la vie aquatique  
            1.2. Toxicité de l'eau de boisson  
            1.3. Toxicité de l'eau pour l'abreuvement des animaux  
  
            2. Les organophosphorés et les carbomates  
            2.1. Dangers pour la santé publique  
            2.2. Dangers pour la vie aquatique  
            2.3. Contamination de l'eau de boisson  
            2.4. Contamination de l'eau destinée au bétail.

## LISTE DES TABLEAUX

### ANNEXES

- I - 1 Distance de pénétration de la langue salée en fonction du débit fluvial
- I - 2 Dates de retrait de la langue salée
- I - 3 Comparaison entre les aires transversales et les caractéristiques de marées dans l'estuaire du fleuve Sénegal avec et sans chenal d'entrée.
- I - 4 Données d'input sur les débits introduits dans le modèle VIMS
- II - 1 Futurs déversements d'eaux usées dans le fleuve Sénegal - Données d'input du modèle SNSIM sans le programme de l'OMVS
- II - 2 Futurs déversements d'eaux usées dans le fleuve Sénegal  
Données d'input du modèle SNSIM avec le programme de l'OMVS en proposition
- II - 3 Données d'input du modèle SNSIM pour chaque section du fleuve/Evaluation de l'environnement du fleuve Sénegal.
- II - 4 Caractéristiques physiques moyennes de l'estuaire à St. Louis
- II - 5 Consommation d'oxygène à St. Louis
- III - 1 Normes de l'Organisation Mondiale de la Santé applicables aux eaux de surface.
- III - 2 Normes de U.S. Environmental Protection Agency Agence Américaine pour la Protection de l'Environnement).
- III - 3 Normes de l'Organisation Mondiale de la Santé applicables à l'eau potable pour les substances toxiques.
- III - 4 Normes de l'Organisation Mondiale de la Santé applicables à l'eau potable et relatives aux substances chimiques et caractéristiques physiques.
- III - 5 Limites recommandées pour le Fluor dans l'eau potable
- III - 6 Normes applicables à l'eau potable aux USA

III - 7 Qualités de l'eau pour l'industrie et pour divers procédés industriels.

V - I Résultats des analyses des sédiments de fond dans le lit du fleuve.

VI - I Concentrations maxima de pesticides organochlores recommandées pour l'eau non filtrée

VI - 2 Limites maxima de concentrations d'organochlores recommandées pour l'eau non filtrée.

VI - 3 Concentrations maxima de pesticides à base d'organophosphores et de carbonate recommandées dans l'eau non-filtrée.

VI - 4 Concentrations maxima d'herbicides, de fongicides et de défoliants recommandées pour l'eau non-filtrée.

VI - 5 Taux limites recommandées pour les chlorophenoxyls dans l'eau municipale et l'eau destinée aux animaux domestiques.

LISTE DES FIGURES - ANNEXE

---

- I - 1 Relation entre l'amplitude de la marée et le lieu dans le fleuve Sénégal
- I - 2 Temps moyen de propagation de la marée
- I - 3 Relation entre l'onde de propagation de la marée et la décharge pour le fleuve Sénégal
- I - 4 Plan de situation
- I - 5 Comparaison entre le débit et l'intrusion de la salinité
- I - 6 Relation temps-salinité moyenne
- I - 7 Répartition de la salinité entre Diaouar et Rosso
- I - 8 Fluctuation de l'amplitude des marées sous l'effet du futur chenal d'entrée dans l'estuaire du fleuve Sénégal.
- I - 9 Intrusion de la salinité - simulation VIMS de l'estuaire du fleuve Sénégal après un débit moyen (calibration finale)
- I - 10 Intrusion de la salinité - simulation VIMS de l'estuaire du fleuve Sénégal après un débit moyen (vérification finale)
- III - I Diagramme pour la classification des eaux d'irrigation
- IV - I Valeurs de la saturation du pourcentage d'oxygène dissous
- IV - 2 Profils de la qualité de l'eau au km 133,5
- IV - 3 Profils de la qualité de l'eau au km 101,5
- IV - 4 Profils de la qualité de l'eau au km 65,0
- IV - 5 Profils de la qualité de l'eau au km 28,0
- IV - 6 Profils de la qualité de l'eau au km 0,0
- IV - 7 Isohalines dans le fleuve Sénégal
- IV - 8 Isohalines dans l'estuaire du fleuve Sénégal
- IV - 9 Isohalines dans l'estuaire du fleuve Sénégal
- IV - 10 Isohalines dans l'estuaire du fleuve Sénégal
- IV - 11 Isohalines dans l'estuaire du fleuve Sénégal

## R E S U M E

La construction des barrages de Manantali et de Diama provoquera un changement de régime du fleuve Sénégal et de son estuaire, d'où une modification de la salure des eaux, de leurs concentrations de substances nutritives et des transports de sédiments. En outre, les futures retenues d'eau en amont des barrages créeront des conditions lacustres totalement différentes des précédentes conditions fluviatiles. La retenue de Manantali, la plus profonde des deux, recouvrira, entre autres, quelques 47.000 hectares de savane arborée, d'où un enrichissement des eaux en matières organiques pendant les cinq ou dix premières années d'exploitation, et peut-être même à plus long terme. On observera de février à décembre une thermostratification à différentes profondeurs de la colonne d'eau. Les écoulements en aval du barrage proviendront surtout de la couche hypolimniale plus froide, riche en substances nutritives, en fer, en acide sulphydrique, mais pauvre en oxygène. Les changements climatiques observés en décembre et janvier provoqueront un refroidissement, à la surface du réservoir, d'où une thermoconvection verticale de l'eau. Tous ces changements ont un impact direct sur la flore et la faune aquatique, sur la flore et la faune terrestre et sur la santé publique.

La principale conséquence de la construction du barrage de Diama sera une modification notable de la salinité et l'augmentation des apports d'eau douce aux municipalités, aux industries et aux périmètres irrigués, notamment en saison sèche, qui est actuellement la période de remontée de la langue salée dans le lit du fleuve jusqu'à Podor. L'évolution prévue de la salinité aura certainement des répercussions sur les organismes aquatiques, particulièrement les poissons ainsi que certaines implications au niveau de la santé publique.

Les activités agricoles altéreront la qualité des eaux, les techniques culturales modernes envisagées exi-

geant l'emploi de pesticides et d'engrais. Néanmoins cet impact sera minime car les conditions climatiques et physiques du bassin fluvial sont telles que les infiltrations de ces produits demeureront limitées.

L'eau de drainage des périmètres sera chargée non seulement en sels mais également en résidus de pesticides et engrais. Si le volume de ces eaux est important comparativement aux écoulements dans le fleuve, on enregistrera une augmentation du taux de salinité de l'eau du fleuve. Le problème s'est déjà posé dans certaines régions arides soumises à une agriculture intensive.

Les conditions de navigabilité seront améliorées, surtout en saison sèche, par des travaux de dragage et par la régularisation du débit du fleuve. En outre, le développement des secteurs agricole et industriel se traduira par une augmentation du trafic fluvial. La qualité des eaux sera altérée par le déversement de divers déchets et par les activités de maintenance (dragage) de la voie navigable.

Les agglomérations actuelles vont s'agrandir, et de nouvelles vont se créer sous l'effet de l'accroissement démographique et des mouvements migratoires; la principale impulsion sera due à la création d'emplois dans les futurs périmètres irrigués et les agro-industries. Ces futures municipalités et industries auront un effet polluant du fait des déversements dans le fleuve de leurs eaux d'égouts, et de leurs déchets liquides et solides. Toutefois si l'on se réfère aux résultats obtenus avec la modélisation sur ordinateur les concentrations d'oxygène dissous seront nettement accrues après la réalisation du programme de l'OMVS, du fait d'une plus forte dilution due à l'augmentation du débit du fleuve en saison sèche depuis le barrage de Manantali.

## CHAPITRE A

### INTRODUCTION

La valeur d'une ressource peut s'exprimer soit quantitativement, soit qualitativement. Le programme de mise en valeur du bassin du fleuve Sénégal aura un impact direct sur la qualité des eaux ainsi qu'un impact indirect du fait de la construction des barrages de Diama et de Manantali, de la création de périmètres irrigués, de la réalisation de programmes d'industrialisation et d'urbanisation, et de l'amélioration de la voie navigable. Si l'on désire optimiser ces aménagements grâce aux techniques les plus modernes de gestion d'un bassin fluvial, il est indispensable au préalable, de déterminer avec précision les changements de qualité que subiront les eaux.

Par qualité des eaux on entend l'ensemble de leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques, lesquelles sont fonction du milieu naturel, mais aussi de l'intervention de l'homme. Dans ce rapport nous présentons des données sur la qualité actuelle des eaux et sur sa modification prévisible. Nos analyses insistent plus particulièrement sur l'évolution de la salure dans l'estuaire, sur les charges de substances nutritives déversées dans le delta, sur les transports de sédiments et sur les concentrations diurnes d'oxygène dissous et leurs variations le long d'une section verticale; l'accent est mis également sur les modifications d'ordre physique qui résulteront de la construction des barrages et autres infrastructures.

Ce rapport est destiné à servir de document de base sur la qualité des eaux. Il fait référence aux études multidisciplinaires conduites dans le cadre du projet et dont il analyse les conclusions en ce qui concerne les impacts des futurs aménagements et les mesures correctives à envisager pour amortir les effets négatifs. Sont plus particulièrement concernées les études sur les pêches, les forêts la flore aquatique, l'ornithologie, la mammalogie, l'herpétologie, les

eaux souterraines et la santé publique. Les futures activités susceptibles d'altérer la qualité des eaux sont étudiées dans les rapports sur les aménagements hydro-agricoles, la navigation, le fleuve et son estuaire, les aménagements municipaux et industriels, les nappes souterraines.

## CHAPITRE B

### OBJECTIFS, ETENDUE ET ORGANISATION DE L'ETUDE

L'objectif de notre étude était d'établir les projections d'impacts que la réalisation du programme de l'OMVS et les aménagements prévus à ce titre auront sur la qualité des eaux. Cet objectif nous a amené à articuler notre étude autour de trois axes principaux :

- a) la détermination de la qualité actuelle de l'eau
- b) les projections quant à l'évolution possible de cette qualité et
- c) l'interprétation de ces changements compte tenu des futures utilisations de l'eau.

Pour la détermination de la qualité actuelle des eaux nous avons dû procéder à une étude des données disponibles que nous avons complétées lorsque cela s'est avéré nécessaire par nos propres analyses d'échantillons d'eau.

Les résultats de ces travaux ont ensuite été considérés en fonction des futures utilisations de l'eau afin de juger de l'aptitude de cette eau aux différentes utilisations, et par conséquent de sa qualité.

Toute étude documentaire part de l'hypothèse que la qualité d'une eau évolue selon un schéma universel. Nous avons dû nous assurer que les résultats obtenus en d'autres régions sont transposables à notre étude. Après l'étude des données de base, il a donc été nécessaire d'évaluer les changements de qualité des eaux dans ces autres régions et prévoir dans quelle mesure ces changements peuvent être reliés aux conditions qui prévaudront dans le bassin du fleuve Sénégal.

Notre étude s'est décomposée en deux phases, à savoir:

- a) L'établissement d'un inventaire des propriétés actuelles de

l'eau et des conditions existantes, et dont il est rendu compte au Chapitre C.

b) les projections des futurs impacts dûs aux aménagements envisagés, et qui sont présentées au Chapitre D.

Les données sur la qualité des eaux ont été recueillies dans les documents déjà publiés et complétés par l'analyse de divers échantillons d'eau. Le personnel du projet a consulté les archives des centres de documentation de l'OMVS à St. Louis et à Dakar, de l'ORSTOM à Hann, de l'Université de Dakar, et a obtenu également certaines informations auprès de la SONEES à Dakar, et des laboratoires des usines de traitement de l'eau du lac de Guiers et de St. Louis.

Pour déceler la future évolution de la qualité des eaux nous avons procédé à une modélisation, ce qui nécessite une connaissance de ses propriétés actuelles et des caractéristiques physiques et hydrologiques du bassin fluvial et des projets de mise en valeur des ressources hydriques.

La modélisation peut nécessiter le recours à une programmation sur ordinateur ou à des mécanismes plus élémentaires tels que la représentation graphique et les calculs mathématiques. Néanmoins la modélisation sur ordinateur est indispensable lorsqu'il s'agit d'un bassin hydrographique très vaste ou complexe, où sont déversés d'importants volumes d'eaux usées ou lorsque le modèle fait intervenir des paramètres complexes et étroitement correlés. Mais quelle que soit l'approche adoptée la modélisation doit respecter certains impératifs à savoir :

- 1) la détermination mathématique des relations de cause à effet portant sur les paramètres qualitatifs de l'eau et leur validité au niveau de l'application.
- 2) la définition précise de l'environnement physique et hydrologique.
- 3) une relation de cause à effet telle qu'elle permette d'apprécier les changements qualitatifs de l'eau.

- 4) l'existence de données sur la qualité de l'eau de façon à pouvoir procéder à un calibrage et à une vérification du modèle avant son utilisation aux fins de projections des futurs paramètres qualitatifs de l'eau.

Tant que ces exigences ne sont pas satisfaites, toute modelisation de la qualité serait inutile.

Le personnel du projet a prélevé des échantillons d'eau aux fins d'analyse afin de mieux cerner le phénomène de l'intrusion des eaux de mer dans le lit du fleuve et de préciser les données sur les taux d'oxygène dissous, ces informations étant nécessaires pour l'établissement du modèle mathématique. Les échantillons ont été prélevés entre St. Louis et Manantali au cours de nombreuses missions sur le terrain qui furent également l'occasion de recueillir différentes données sur le bilan nutritiel de l'eau du fleuve et de son estuaire. Les échantillons ont été analysés en majeure partie au laboratoire installé à Dakar tandis que la modelisation a été effectuée au Ministère des Finances à Dakar, sur ordinateur IBM 370. Les projections des impacts sur l'environnement sont basées sur les données d'inventaire de la qualité de l'eau et sur les résultats de la modelisation mathématique.

Dans notre rapport nous décrivons dans la mesure du possible, les interrelations multidisciplinaires, mais en rappelant que certains rapports spécifiques présentent des données plus détaillées sur les conséquences que la modification des qualités de l'eau aura, eu égard aux futures utilisations de cette ressource : rapports sur la flore et la faune aquatiques, sur la santé publique et sur les aménagements municipaux et industriels. Par ailleurs les rapports sur les aménagements hydro-agricoles et sur le fleuve et son estuaire donnent certaines informations détaillées relatives à la modification du régime fluvial du fait du développement de l'agriculture et de la navigation et de la construction des barrages.

## CHAPITRE C

## INVENTAIRE DES PARAMETRES QUALITATIFS DE L'EAU

## C.1. INTRODUCTION

Pour pouvoir procéder à une évaluation de l'environnement, il est indispensable de connaître toutes les caractéristiques actuelles de l'eau du fleuve Sénégal. Nous avons donc étudié la documentation existante dont nous avons extrait les données pertinentes qui sont décrites dans les chapitres qui suivent. Sont également présentés les résultats des analyses des échantillons d'eau prélevés au cours de nos travaux de terrain.

Le but de ces analyses était de préciser les données relatives aux teneurs en substances nutritives et en oxygène dissous ainsi qu'au taux de salinité de l'eau du fleuve et de son estuaire, car peu de données ont été publiées à ce sujet. Nous avons en plus cherché à déterminer le profil de l'intrusion d'eau de mer dans l'estuaire en saison sèche et les fluctuations saisonnières de la qualité de l'eau du Lac de Guiers compte tenu de sa stagnation et de son taux d'évaporation.

## C-2 METHODES ET MATERIEL D'ECHANTILLONNAGE

Les données recueillies et les échantillons prélevés sur le terrain l'ont été à l'occasion de six missions principales, dont le détail est donné au Tableau C-2-1.

## TABLEAU C.2-1

Missions sur le Terrain pour l'Etude de la Qualité  
des Eaux.

<u>Numéro d'ordre des Missions</u>	<u>Dates</u>	<u>Lieux</u>
1	28 Novembre 18 Décembre, 1977	de Saint-Louis, Sénégal à Podor, Sénégal
2	17 janvier 10 Février, 1978	de Saint-Louis, Sénégal à Manantali, Mali
3	28 Février 13 Mars, 1978	de Saint-Louis, Sénégal à Dagana, Sénégal
4	20 Mai 4 Juin, 1978	de Saint-Louis, Sénégal à Matam, Sénégal
5	28 Août 3 Septembre, 1978	de Saint-Louis, Sénégal à Matam, Sénégal
6	12 Octobre 22 Octobre, 1978	de Saint-Louis, Sénégal à Matam, Sénégal

Les lieux de prélèvement des échantillons ont été choisis dans les grandes agglomérations de l'estuaire et du Lac de Guiers. Certaines analyses ont dû être obligatoirement effectuées in situ, les autres en laboratoire.

#### C.2-1 METHODES D'ECHANTILLONNAGE

Les prélèvements ont été effectués au hasard sans détermination de durée. Dans l'estuaire les échantillons ont été prélevés à mi-niveau à l'aide d'un échantillonneur à jauge de profondeur et en pleine eau courante, tandis que ceux de l'eau du fleuve ont été prélevés sur la ligne de rivage. Dans les deux cas, les échantillons avaient un volume de 3 litres, et étaient systématiquement divisés en deux échantillons de 1,5 litre dont l'un était laissé tel quel, et l'autre additionné de quelques gouttes (1,5 millilitre) d'acide sulfurique concentré. Les mesures prises dans l'estuaire ont porté sur l'oxygène dissous, la température et la conductivité. Un raccord de 15 mètres entre l'échantillonneur et le jaugeur de profondeur permettait de régler la hauteur des prélèvements.

Au lac de Guiers les échantillons ont été prélevés en pleine eau ou sur la ligne de rivage et en trois périodes différentes.

#### C.2-2 METHODES D'ANALYSE

Jusqu'à 18 paramètres chimiques, physiques ou biologiques ont été étudiés, soit in situ, soit au laboratoire de terrain, ou enfin et de préférence au laboratoire du Projet à Dakar. Les analyses ont surtout été effectuées selon la méthode dite "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (American Public Health Assn. et al., 1975).

Les analyses concernant les chlorures, la dureté, l'ammoniaque et l'azote total Kjeldahl (NTK) ont été effectuées par séparation des ions par électrodes (Orion Research Incorporated 1976, a, b, c, d). L'analyse du NTK a été faite par transformation en milieu acide, de l'azote organique en ammoniaque selon la méthode préconisée dans " Standard Methods" Les mesures millivoltimétriques ont été faites à l'aide d'un appareil Orion, modèle 701.

Les mesures de l'oxygène dissous ont été faites à l'aide des appareils YSI modèle 54 ARC et YSI série 5700. Pour les calibrages périodiques on a utilisé des échantillons d'eau douce saturée d'air, température compensée.

Les mesures en eaux saumâtres ont été corrigées pour tenir compte du phénomène de diffusion à travers une membrane, provoqué par les concentrations salines. Les mesures de conductivité ont été faites avec l'appareil YSI modèle 33 S.C.T (lecture de la salinité, de la conductivité et de la température), ce qui a permis le relevé simultané des températures.

### C-3 RESULTATS ET DISCUSSIONS

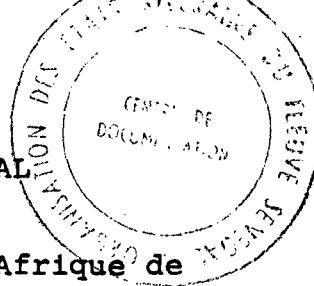
Cette section présente les données relatives aux eaux du fleuve, de l'estuaire et du lac de Guiers, de façon à fournir un aperçu général des caractéristiques actuelles de ces eaux. Les données sont soit documentaires, soit obtenues sur le terrain au cours de notre étude. Tous les lieux géographiques mentionnés sont reportés sur la carte de base (Figure C-3-1)

#### C-3-1 CONDITIONS ACTUELLES DANS LE FLEUVE SENEGAL

Nous étudierons séparément le cours normal du fleuve et l'estuaire; ce dernier étant soumis aux influences de la marée, son eau est saumâtre pendant certaines périodes de l'année. La superficie de l'estuaire est fonction des écoulements depuis le bassin versant, les variations étant

saisonnieres ou interannuelles.

C-3-1-1 DESCRIPTION PHYSIQUE DU FLEUVE SENEGAL



Le Sénégal est le second grand fleuve d'Afrique de l'Ouest, le plus long étant le Niger. Il est formé par la jonction des rivières Bafing et Bakoye qui prennent leur source dans le massif guinéen du Fouta Djalon. Il traverse les Etats de la Guinée et du Mali puis forme la frontière entre la Mauritanie et le Sénégal pour enfin se jeter dans l'Océan Atlantique à 20 km au Sud de Saint-Louis, après un parcours de 1800 km. Le bassin hydrographique du Sénégal se caractérise par l'extrême irrégularité des écoulements, que ce soit en cours d'année ou d'une année à l'autre. Le module annuel maximum est de 1.250 m<sup>3</sup>/sec et le module annuel minimum de 270 m<sup>3</sup>/sec (sur la base des données relevées pendant une période de 73 années). La moyenne à Bakel en septembre (période de pointe des crues) est de 3400 m<sup>3</sup>/sec alors qu'elle n'est que de 10 m<sup>3</sup>/sec en mai. Le rapport sur le fleuve et son estuaire décrit de façon détaillée le régime du fleuve Sénégal.

Le bassin du fleuve Sénégal comprend trois principales régions climatiques: la région foutanienne, la région soudanienne et la région sahélienne. La première correspond aux massifs montagneux de la Guinée où la pluspart des affluents du fleuve Sénégal prennent leur source. Il s'agit d'une région à forte densité de végétation et à pluviométrie élevée (1500 - 2000 mm/an en moyenne); mais une faible partie seulement des précipitations s'écoule dans le fleuve (Sénégal Consult, 1970). Les sols étant protégés de l'érosion par la végétation, les transports solides en suspension dans le fleuve sont peu importants. L'eau du fleuve contient également des substances nutritives dissoutes , d'origine organique ou inorganique, provenant des eaux de percolation ou des différentes strates géologiques.

La région soudanienne s'étend sur une partie de la Guinée, sur presque toute l'étendue malienne du bassin versant et sur une bande étroite du bassin de la Falémé au Sénégal. Les précipitations sont en moyenne de 500 à 12.000 mm/an. Les forêts y sont plus rares que dans la région foutanienne et les fréquents feux de brousse laissent le sol à nu. Les essences forestières et arbustives présentes dans cette région perdent leurs feuilles pendant 2 à 4 mois par an en saison sèche. En saison des pluies, les eaux de ruissellement provoquent une forte érosion et entraînent dans le fleuve des matières organiques et inorganiques (Sénégal Consult, 1970).

La partie septentrionale du bassin s'étend au Mali, en Mauritanie et au Sénégal et se caractérise par un climat sahélien, c'est-à-dire semi-aride et à pluviométrie irrégulière et faible : 250 - 700 mm/an. La végétation est rare et le sol est souvent à nu, par suite d'incendies, des coupes de bois, du surpaturage, d'où des risques d'érosion en saison des pluies.

Les paragraphes qui suivent révèlent que les caractéristiques actuelles de l'eau dépendent en partie des conditions climatiques dans une région spécifique; ces données contribuent à établir des prévisions sur les impacts de la mise en valeur du bassin du fleuve Sénégal. Les données sur la qualité des eaux ont été obtenues pendant l'année 1978 (saisons humide et sèche) entre le site de Manantali et St. Louis (cf. Tableaux C-3-1 et C-3-2).

Le tronçon principal du fleuve conserve du début de la saison des pluies (mi-juillet) jusqu'à février, les caractéristiques d'une eau fluviatile c'est à dire avec des débits importants, et des conditions presque isothermiques dues au brassage vertical total de l'eau par turbulence.

Les sédiments apportés au fleuve depuis la zone soudanienne et la partie haute de la zone sahélienne sont transportés en aval ce qui réduit considérablement la pénétration de la lumière dans l'eau. On peut observer des chan-

TABLEAU C.3-1

Résultats de l'analyse des échantillons d'eau du fleuve  
Sénégal (Manantali, Kayes, Bakel, Matam et Podor)

Lieu de prélèvement	Manantali MALI	Kayes MALI	Bakel SENEGAL
Numéro de l'échantillon	1	1	1
Température (°C)	23	31	25
O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	7,8	-	8,1
pH	7,2	5,8	7,4
Alkalinité (mg/l Ca CO <sub>3</sub> )	22	36	24
Total solides (mg/l)	65	65	71
Solides en suspen- sion (mg/l)	7	6	12
Solides dissous (mg/l)	52	61	55
Conductivité/mi- cromhos/cm à 25°C	62	80	57
CCO (mg/l)	<0,5	3,0	1,9
NTK (mg/l)	0,20	0,02	0,11
NH <sub>3</sub> (mg/l)	<0,02	0,02	0,02
NO <sub>3</sub> (mg/l)	0,02	0,14	0,02
P total (mg/l)	0,01	0,09	0,01
Crudité (mg/l Ca CO <sub>3</sub> )	35	-	36
Cl (mg/l)	1,0	1,4	1,0
Fe (mg/l)	0,20	0,17	0,25
Date d'échantil- lonnage	22-1-78	20-5-78	29-1-78 23-5-78
			31-1-78 25-5-78

TABLEAU C.3-1

## Résultats des analyses (suite)

	Matam Sénégal			Podor Sénégal
Numéro de l'échantillon	1	2	3	1
Température (O °C)	22	28	22	22
O2 dissous (mg/l)	8,8	-	-	-
pH	7,1	6,2	6,7	6,6
Alkalinité (mg/l Ca CO <sub>3</sub> )	38	40	28	22
Total matières solides (mg/l)	59	107	150	260
Solides en suspension (mg/l)	10	2	43	105
Solides dissous (mg/l)	50	94	130	135
Conductivité (micromhos/cm à 25°C)	68	140	44	39
CCO (mg/l)	1,4	1,8	9,3	8,8
NTK/mg/l)	<0,02	<0,02	1,26	0,28
NH <sub>3</sub> (mg/l)	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
NO <sub>3</sub> (mg/l)	0,06	<1,4	<1,4	1,7
P total (mg/l)	<0,01	0,17	0,35	0,85
Crudité (mg/l Ca CO <sub>3</sub> )	53	-	-	-
Cl (mg/l)	1,0	<0,36	<0,36	<0,36
Fe (mg/l)	0,21	0,33	3,9	4,2
Date d'échantillonnage	4-2-78	3-6-78	29-8-78	29-8-78

TABLEAU C-3-2

Résultats de l'analyse des échantillons d'eau dans le bassin du fleuve Sénégal (Richard-Toll, Saint-Louis, Guet N'Dar)

Richard-Toll  
Sénégal

Numéro de l'échantillon	1	2	3	4
Température (°C)	22	20	24	22
O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	8,8	-	-	-
pH	7,4	6,8	6,8	6,8
Alkalinité (mg/l Ca CO <sub>3</sub> )	30	38	88	26
Total matières solides (mg/l)	100	2880	14710	290
Solides en suspension (mg/l)	3	45	8	180
Solides dissous (mg/l)	79	2730	13700	114
Conductivité (micromhos/cm à 25°C)	60	4800	21400	44
CCO (mg/l)	<0,5	<0,5	-	9,0
NTK (mg/l)	0,03	<0,02	0,02	1,2
NH <sub>3</sub> (mg/l)	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
NO <sub>3</sub> (mg/l)	<1,4	-	-	<1,4
P total (mg/l)	0,02	0,02	0,04	0,16
Crudité (mg/l Ca CO <sub>3</sub> )	30	320	1400	-
cl (mg/l)	0,12	1500	9600	<0,36
Fe (mg/l)	0,47	0,08	0,10	4,2
Date d'échantillonnage	10-12-78	13-3-78	3-6-78	30-8-78

TABLEAU C.3-2 (suite)

## Résultats des analyses

Numéro de l'échantillon	Saint-Louis du Sénégal					Guet N'Dar	
	1	2	3	4	5	1	2
Température (0° C)	21	20	19	24	21	21	21
O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	8,0	-	-	-	-	8,8	-
pH	7,7	7,2	7,8	7,0	6,8	7,6	7,0
Alkalinité (mg/l Ca CO <sub>3</sub> )	95	110	115	130	24	55	105
Total matières solides (mg/l)	-	-	-	-	390	10700	-
Solides en suspension (mg/l)	45	75	55	33	130	94	58
Solides dissous (mg/l)	-	-	-	-	270	10200	-
Conductivité (micromhos/cm à 25°C)	15000** 35000	43100	47300	50000	230	15000** 15000	40800
CCO (mg/l)	-	-	-	-	9,6	-	-
NTK (mg/l)	0,06	<0,02	0,11	<0,02	0,53	0,08	0,23
HH <sub>3</sub> (mg/l)	<0,02	<0,02	0,07	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
NO <sub>3</sub> (mg/l)	-	-	-	-	2,4	-	-
P total (mg/l)	0,07	0,21	<0,01	0,06	0,16	0,06	0,17
Crudité (mg/l Ca CO <sub>3</sub> )	4600	6300	6500	7000	-	1500	5700
Cl (mg/l)	16000	18000	19500	19500	52	7400	19500
Fe (mg/l)	0,36	0,15	<0,10	0,40	4,2	0,20	0,29

Date d'échantillonnage 21-12-77 8-2-78 13-3-78 3-6-78 31-8-78 2-12-77 8-2-78

\* A Saint-Louis entre l'île de Saint-Louis et la Langue de Barbarie

\*\* les nominateurs et les dénominateurs s'appliquant respectivement aux lecteurs de surface et de fond.

gements de température diurne dans la couche supérieure de l'eau imputables à l'absorption de l'énergie solaire par les solides en suspension.

Du début de la saison sèche (novembre) au début de la saison des pluies (mi-juillet) le cours inférieur du fleuve a un régime de plus en plus proche de celui d'un estuaire, au fur et à mesure de la remontée de la langue salée dans le lit du fleuve jusqu'à Richard Toll et parfois Dar-Salam à 218 km en amont de St. Louis; cette eau est sous la forte influence des marées. (On trouvera des données détaillées sur l'intrusion maritime aux sections C-3-3-1, D-3-1 et en Annexe 1 "Intrusion Maritime dans le fleuve Sénégal").

En février, le régime est proche des conditions lacustres en amont de Kaedi. L'alternance de poches d'eau et d'assècs dans le lit est particulièrement observée fin juin, début juillet juste avant la saison des pluies. Les débits diminuent, les écoulements deviennent laminaires, et l'on peut observer des lignes diurnes distinctes de courant, alors que le mélange moléculaire diminue. La chute progressive des débits, ainsi que l'échauffement par les radiations solaires entraînent la formation d'écoulements aux densités propres sur toute la hauteur de la colonne d'eau. La température de surface de l'eau varie considérablement entre février et juin (cf. C-3-3). Au fur et à mesure de la diminution des débits et du développement de l'écoulement laminaire, les particules en suspension se déposent, ce qui augmente la pénétration de l'air. Cet effet est accentué par la hausse des températures qui modifie la viscosité de l'eau et favorise le dépôt des sédiments (Shadin, 1956). Durant cette même période il peut y avoir une augmentation secondaire des particules en suspension par suite de l'augmentation de la masse de phytoplancton.

TABLEAU C.3-3

Températures de surface de l'eau au début et à la fin de l'étiage dans le Fleuve Sénégal. (températures en degrés C)

Stations	Début de l'étiage Janvier	Fin de l'étiage Juin
Manantali	23	31
Kayes	25	33
Bakel	24	30
Matam	22	28
Richard-Toll *	20	24
Saint-Louis *	20	24

Test pour comparaison appariée

$t_{calculé} = 8,21$  ) Différence significative

$t \leq 1,05$  ) entre les températures relevées

$= 2,0150$   
 $(n - 1) = 5$  ) en Janvier et en Juin.

\* Pas d'étiage à ces 2 stations qui sont sous l'influence de la marée.

### C.3-1-2 QUALITE ACTUELLE DE L'EAU DU FLEUVE SENEgal

Les données sur la qualité de l'eau du fleuve obtenues au cours d'études antérieures sont résumées aux Tableaux C.3-4, C.3-5 et C.3-6, qui précisent notamment les concentrations ioniques et minérales. On peut noter la faible minéralisation. Les cations de Ca et les ions de  $\text{HCO}_3^3$  prédominent, bien que les concentrations de Mg, Na et K soient relativement importantes comparativement aux concentrations de Ca. Ces deux caractéristiques ne sont pas surprenantes si l'on considère la géologie de la haute vallée.

Comme le précise le rapport sur les eaux souterraines, les sols de la haute vallée contiennent surtout des grès, des schistes, des granites et des dolérites, qui sont généralement considérés comme ne provoquant pas une forte minéralisation (Davis et Dewiest, 1966). Les sols ont une influence sur les propriétés de l'eau; leur dégradation sous l'action des éléments climatiques se produit comme suit (Hem, 1970) : le bioxyde de carbone se dissout dans l'eau atmosphérique; l'eau de pluie s'écoule sur la surface terrestre; le bioxyde de carbone libère de l'acide carbonique qui, après hydrolyse donne des anions de  $\text{HCO}_3^-$  et des ions d'hydrogène. Ces ions, au contact des roches non carbonatées, provoquent une réaction qui libère les cations minéraux des roches. Dans la roche, les ions d'hydrogène se substituent aux cations libérés, qui sont alors compensés par des quantités équivalentes de  $\text{HCO}_3^-$ .

Le grès prédomine dans les formations géologiques du Cambrien et de l'Infracambrien. Si l'on tient compte de la forte altération de ces roches sous l'action des agents climatiques avant et après leur compaction, il est fort probable que la libération de sels minéraux est actuellement très faible.

Les roches métamorphiques (granites et schistes par exemple) ne devraient également donner lieu qu'à une faible

TABLEAU C.3-4

Concentrations ioniques de l'eau à Kayes et Bakel  
(en milligrammes par litre)

<u>Lieux</u>	<u>Kayes</u>	<u>Bakel</u>
Dates	1969	1969
Ca	2.8	2.8
Mg	1.7	1.7
Na	1.1	1.0
K	1.1	0.9
HCO <sub>3</sub>	8.5	9.8
CO <sub>3</sub>	-	-
Cl	0.5	0.3
SO <sub>4</sub>	0	0
NO <sub>3</sub>	0.06	0.03
SiO <sub>2</sub>	-	-
Fe	-	-
pH	-	-
CaCO <sub>3</sub>	14	14
Total solides dissous	-	-
Conductivité Umhos/cm à 25°C	32	31

Source : Sénégal Consult, 1970

TABLEAU C.3-5

Concentrations ioniques de l'eau à Matam, Podor et Dagana  
(en milligrammes par litre)

<u>Lieux</u>	<u>Matam</u>	<u>Podor</u>	<u>Dagana</u>	<u>Dagana</u>
<u>Dates</u>	Juin 73	Juin 73	Juin 73	Oct. 73
Ca	8	8	72	4
Mg	12	9.6	274	7.2
Na	-	-	-	-
K	-	-	-	-
HCO <sub>3</sub>	85	73	73	48
CO <sub>3</sub>	0	0	0	0
Cl	1.4	34	1990	3.5
SO <sub>4</sub>	6.7	14.4	139	0.2
NO <sub>3</sub>	0	0	0	0
SiO <sub>2</sub>	trace	0	0	0
Fe	0	0	0	trace
pH	7.4	7.2	7.6	7.4
CaCO <sub>3</sub>	70	60	60	40
Total solides dissous	52	88	8200	60
Couleur (Pt/Co)	50	15	15	60

Source : Blanchot et Bertrand, 1972

TABLEAU C.3-6

Résumé des concentrations ioniques de l'eau pour Bokhole  
(en milligrammes par litre)

	<u>Minimum</u>	<u>Moyenne</u>	<u>Maximum</u>
pH	6.5	7.1	7.9
CaCO <sub>3</sub>	30	40	50
Conductivité (umbos/cm à 25°C)	30	68	107
Na	1.4	2.4	3.7
K	1.2	1.5	2.0
Ca	4.0	6.3	7.8
Mg	1.3	3.3	5.5
Cl	-	-	-
SO <sub>4</sub>	0.0	0.1	0.5
HCO <sub>3</sub>	2.4	34.2	42.7

Source : REIZER, 1971

minéralisation de l'eau (Hem, 1970). Le granite contient du feldspath et par conséquent de la potasse, du sodium et du silice.

Les dolérites, qui sont une variété de basalt à texture grossière, sont des roches ignées contenant des silicates de magnésium, de calcium et de fer. L'eau provenant des zones où affleurent ces roches ont de faibles concentrations ioniques étant donné la lenteur de l'altération des roches sous l'action des agents climatiques (Hem, 1970). Incontestablement les propriétés des eaux s'écoulant du bassin supérieur sont en conformité avec la géologie de cette région.

Le Tableau C-3-5 donne les résultats d'analyse des échantillons d'eau prélevés en juin et octobre à Dagana, c'est-à-dire en fin de saison sèche et en période de pointe des crues. Comme prévu (cf. annexe 1) l'eau est affectée en juin par la remontée de la langue salée. On note de fortes concentrations de chlorures et de solides dissous. L'effet de l'eau de mer est également révélé par les fortes concentrations de magnésium qui sont plus que trois fois supérieures aux concentrations de calcium. Pendant les crues (cf. le Tableau relatif aux échantillons prélevés en octobre) ces concentrations tombent à des taux caractéristiques des eaux douces. La section C.3.3 de ce rapport étudie en détail les conditions actuelles de l'estuaire en ce qui concerne la salinité et les concentrations de solides dissous.

Les données sur la qualité des eaux recueillies au cours de notre étude précisent les propriétés chimiques de l'eau, notamment en ce qui concerne les concentrations de substances nutritives et leur incidence sur la qualité de l'eau, et les concentrations d'oxygène dissous, de fer et de manganèse (cf. Tableaux C-3-1 et C-3-2).

Les matières fertilisantes, et en particulier le phosphate et l'azote sont les principaux éléments qui influencent la productivité d'un écosystème aquatique; elles jouent un rôle déterminant dans la production primaire des

planctons. Le rapport normal entre les teneurs d'azote et de phosphore des algues est de 15/1. Si le rapport est nettement supérieur à cette norme cela indique que le phosphore est l'élément déterminant. Par conséquent la production primaire ne pourrait être limitée que par le phosphore. On considère qu'entre des valeurs de 15/1 et de 10/1, le rapport exprime une situation de transition, tandis qu'en-dessous de 10/1 l'azote devient l'élément déterminant. Tel fut le cas dans la zone de l'échantillonnage entre Matam et Podor où le rapport était inférieur à 6/1 en moyenne. A Richard Toll et à St. Louis les valeurs du rapport indiquaient soit des conditions intermédiaires, soit une limitation par le phosphore.

Les données sur les concentrations de phosphate Total révèlent une différence significative entre la saison des pluies et la saison sèche (cf. Tableau C-3-7), ce qui est révélateur de l'importance des eaux de pluies et de crues dans les apports au fleuve de substances nutritives et leur transport dans le cours d'eau. Nous ne disposons pas de données pour procéder à une analyse statistique des concentrations d'azote inorganique, d'azote total Kjeldahl et du CCO (consommation chimique d'oxygène par suite de l'augmentation des apports de matières organiques par les eaux de crue). Néanmoins la tendance semble être celle observée pour le phosphate Total.

Les données sur les concentrations de phosphate total au début et à la fin de la saison sèche révèlent également une différence significative (cf. Tableau C-3-8). Aucune différence significative n'a été relevée pour les mesures de conductivité pendant cette même période, malgré une tendance en ce sens (cf. Tableau C-3-9). Dans les deux cas on note une augmentation des valeurs au fur et à mesure que la saison sèche progresse. Cette tendance a également été observée avec les mesures du  $\text{NO}_3$  et des solides dissous totaux, mais sans que la différence soit statistiquement significative. Avec l'augmentation de la sécheresse, les pertes d'eau par évaporation provoquent une plus forte concentration des solides dissous, d'azote inorganique et de phosphate Total.

TABLEAU C.3-7

Comparaison entre les concentrations de Phosphate total  
de l'eau du fleuve Sénégala en saison sèche et saison des  
pluies

P total en mg/l

<u>Stations</u>	<u>Saison sèche</u>	<u>Saison des pluies</u>
Matam	0.11	0.35
Matam	0.17	0.35
Richard-Toll	0.02	0.16
Richard-Toll	0.02	0.16
Richard-Toll	0.04	0.16
Saint-Louis	0.07	0.16
Saint-Louis	0.21	0.16
Saint-Louis	0.01	0.16
Saint-Louis	0.06	0.16

t = Test pour comparaison appariée

t-calculé = 3.98 )

Différence significative entre

$t \approx .05, [n - 1] = 8 = 1.8331 )$

les concentrations de P en saison  
des pluies et saison sèche

TABLEAU C.3-8

Comparaison entre les concentrations de Phosphate total de l'eau du fleuve Sénégal au début et à la fin de la saison sèche.

Phosphate total (en mg/l sous forme de P)

<u>Stations</u>	<u>Début de la saison</u> Janvier	<u>Fin de la saison sèche</u> Juin
Manantali	0.01	0.09
Kayes	0.01	0.13
Bakel	0.01	0.18
Matam	0.01	0.17
Richard-Toll	0.02	0.04

#### Analyse de variance

Valeur calculée = 17.85 ) une différence significative  
                         ) existe entre le début et la  
                         ) fin de la saison sèche

Valeur théorique = 14.69

TABLEAU C.3-9

Comparaison de la conductivité de l'eau du fleuve Sénégal  
entre le début et la fin de la saison sèche

Conductivité (micromhos/cm à 25° C)

<u>Lieux</u>	<u>Début de la saison sèche</u> (Janvier)	<u>Fin de la saison sèche</u> (Juin)
Manantali	62	88
Kayes	57	100
Bakel	60	160
Matam	68	140

#### Analyse de variance

Valeur calculée = 12.54 ) Pas de différence significative  
                        ) de conductivité entre le début et  
 Valeur théorique = 14.60) la fin de la saison sèche

Les résultats de l'analyse de corrélation indiquent une corrélation entre les valeurs du phosphate total et les concentrations de solides dissous (cf. Tableau C-3-10). Par contre il n'existe aucune corrélation entre les valeurs du phosphate total et les taux de matières solides en suspension, ce qui permet de supposer que le phosphore est présent surtout en solution.

Selon Biswas (1968) les matières nutritives présentes dans l'eau du lac Volta au Ghana se trouvent surtout en dissolution. Léopold et al (1974) ont observé que dans les régions humides et à végétation dense (comme dans le massif montagneux du Fouta Djalon, en Guinée) la proportion de sédiments dissous transportés par rapport aux quantités de sédiments en suspension est plus élevée que dans les régions sèches. La présence de la végétation prolonge le temps de percolation de l'eau vers les nappes phréatiques et à travers le sol, où l'eau dissout les minéraux (Hynes, 1976).

L'essentiel des apports au fleuve provenant des massifs montagneux et les propriétés chimiques de l'eau devraient être en premier lieu fonction des conditions prévalant dans cette région. Cette région d'origine fournit une eau à forte teneur en solides dissous comparativement aux particules en suspension, d'où les fortes concentrations de SDT (68 à 94 % des concentrations totales de sédiments) par rapport aux taux de solides en suspension mesurés pour la région (cf. Tableau C.3-11).

Contrairement au phosphore dont l'origine géologique est incontestable, l'azote des sols peut soit être d'origine bactérienne après nitrification dans les couches supérieures du sol, soit provenir d'apports par les vents et les précipitations. Les ions d'ammoniaque et de nitrate, ont été soit absorbés par le complexe colloïdal sous forme d'azote inorganique, soit dispersés dans le sol où ils se meuvent librement dans les eaux intersticielles (Vollenweider, 1971).

TABLEAU C.3-10

Corrélation entre les concentrations de solides dissous totaux et de Phosphate total dans l'eau du fleuve Sénégal

<u>Stations</u>	<u>SDT en mg/l</u>	<u>P. total en mg/l</u>
Manantali	52	0.01
Manantali	61	0.09
Kayes	55	0.01
Kayes	72	0.13
Bakel	59	0.01
Bakel	110	0.18
Matam	50	0.01
Matam	94	0.17
Matam	130	0.35
Podor	135	0.85

$$r^2 = 0.71 \text{ Coefficient de détermination}$$

## TALBEAU C.3-11

Comparaison entre les concentrations de solides dissous totaux, solides totaux en suspension et solides totaux dans le fleuve Sénegal.

Station	S D T (en mg/l)	Solides totaux en suspension (en mg/l)	Solides totaux	Pourcentage de S.D.T/ solides totaux -
Manantali	52	7	65	80
Manantali	61	6	65	94
Kayes	55	12	71	77
Kayes	72	19	85	85
Bakel	59	12	87	68
Bakel	110	6	130	85
Matam	50	10	59	85
Matam	94	2	107	88
Matam	130	43	150	87
Podor	135	105	260	52
Richard-Toll *	79	3	100	79
Richard-Toll *	270	130	390	69
Saint-Louis *	270	130	390	69

\* Les données sur l'eau de l'estuaire (influencé par l'eau de mer) ne sont pas incluses.

Dans les pays tropicaux, à l'accumulation de nitrates en saison sèche s'ajoute la dessiccation prolongée du sol, suivie d'une réhumidification progressive à l'arrivée des pluies, d'où un effet de "chasse" des cations d'ammoniaque, puis de nitrate sous la poussée des eaux. Les saisons sèches et humides étant très marquées dans ces régions les nitrates sont chassés de façon plus brutale au début de la saison des pluies, puis de façon plus atténuée au fur et à mesure que cette saison progresse.

Lorsque les pluies deviennent régulières, il y a un lessivage rapide des nitrates du sol. Lorsque les couches sont peu épaisses, le sol bien drainé, et les précipitations suffisantes, les nitrates s'infiltrent jusqu'à dans les nappes phréatiques ou bien sont restitués au fleuve. (Russel, 1961). Ainsi peut s'expliquer l'augmentation, en début de saison des pluies, des taux d'azote inorganique dans le fleuve Sénégal, notamment sous forme de  $\text{NO}_3^-$ . La section D-3-2 de ce rapport présente des données supplémentaires sur les concentrations de substances nutritives.

Les concentrations d'oxygène mesurées en février 1978 ont atteint en moyenne, un degré de saturation de 95 %. Les faibles concentrations de matières organiques dans l'eau du fleuve sont mises en évidence par la faible valeur de CCO (consommation chimique d'oxygène) observée à l'époque, c'est à dire au début de la période de passage aux conditions lacustres. Les productions primaires et la photosynthèse qui débutent également à cette même époque et durent jusqu'à la mi-juillet (début de la saison des pluies), jouent un rôle important dans le processus de réoxygénération de la colonne d'eau.

La production primaire nette est supérieure à la consommation par la respiration des organismes et on devrait observer une augmentation diurne progressive des taux d'oxygène, de pH et de  $\text{CO}_2$ . Cette activité biologique accrue provoque un accroissement diurne des taux d'oxygène dissous et du pH,

et une réduction nocturne.

A l'inverse les taux de CO<sub>2</sub> baissent le jour (absorption par les producteurs primaires) et augmentent la nuit (respiration prédominante et production primaire nulle).

Dans les dépressions profondes où la stratification thermique est bien établie, il peut y avoir baisse d'oxygène dans les lignes de courant de fond bien que le phénomène puisse être largement atténué par le brassage de l'eau sous l'effet des vents. Les baisses diurnes d'oxygène sont particulièrement perceptibles tôt le matin. Les mêmes changements de taux oxygène, de pH, et de taux de CO<sub>2</sub> sont à prévoir dans les dépressions et marigots à l'écart du lit du fleuve.

L'arrivée des pluies et des crues modifie la turbidité de l'eau, d'où une forte réduction de la pénétration de la lumière. Les apports d'oxygène par suite de la photosynthèse sont moindres et on peut observer, au début, une baisse de l'oxygène dissous par suite de la consommation d'oxygène par les matières organiques transportées par les eaux de ruissellement. Ces concentrations plus fortes de matières organiques sont révélées par les taux plus élevés de CCO en début de saison des pluies.

En saison des pluies le phytoplancton, qui était abondant sous des conditions lacustres, se fait de plus en plus rare - du fait de la turbulence des eaux. Le même phénomène a été observé dans d'autres grands fleuves en période de crues : fleuves Mississippi et Amazone (Dorris et al. 1963; Gessner, 1961); le Sokoto, un affluent du Niger (Hynes, 1976); le Nil (Rzoska et al 1955).

Comme pour toutes les eaux courantes, la photosynthèse très limitée est loin d'être compensée par la consommation d'oxygène par respiration (Hynes, 1976). La réoxygénération s'effectue surtout grâce aux échanges physiques d'oxygène à la surface de l'eau. Le brassage profond de la colonne d'eau sous l'effet de la turbulence fait que les taux

d'oxygène dissous sont sensiblement identiques à toutes les profondeurs. Par ailleurs, la diminution en producteurs primaires et donc leur plus faible incidence sur les concentrations totales d'oxygène sous ce régime hydrologique, expliquent les moins fortes fluctuations diurnes des taux d'oxygène.

### C-3-1-3 QUALITE DES EAUX ET ECOSYSTEME AQUATIQUE FLUVIAL

A sa base, la chaîne alimentaire aquatique est beaucoup plus sous la dépendance des propriétés physiques que des propriétés chimiques du fleuve Sénégal, car les concentrations de substances nutritives se situent à un niveau qui favorise leur utilisation par les producteurs primaires et se présentent en dissolution. De juillet à février la chaîne alimentaire est avant tout à base de détritus (matériaux morts ou en décomposition) dont se nourrissent les poissons et les invertébrés (Hynes, 1976). On peut alors observer une prolifération de l'algue épiphytique fixe.

Le fleuve Sénégal est un exemple type des cours d'eau des régions tropicales, à forte turbidité, du fait qu'en saison des pluies son lit principal ne contient que peu de macrophytes aquatiques, ou du moins que leur masse n'augmente pas. La croissance des plantes aquatiques est par ailleurs limitée par le peu de dureté de l'eau. Les algues et les plantes aquatiques ne se développent en réalité que dans la plaine d'inondation hors du lit du fleuve .

Avec le retrait des crues, et par conséquent le drainage des sols de la plaine d'inondation, le phytoplancton est emporté vers le lit principal du fleuve. Le phénomène a été observé dans la plaine d'inondation du Niger (Holden et Green, 1960) dans la basse vallée du Nil (Abdin; 1948), la vallée de la rivière Ruki au Congo (Van Dye, 1926) et du Haut Nil, près de Kartoum, (Rzoska et al, 1955). Au fur et à mesure de l'assèchement de son lit, les caractéristiques de l'eau du fleuve ont de plus en plus tendance à être

identiques à celles des dépressions et des marigots avoisinants (eaux lacustres). Il y a prolifération de phytoplancton, et lorsque les conditions sont favorables, développement des algues bleues-vertes comme ce fut le cas dans les habitats aquatiques du lac Volta (Obeng, 1973 et du lac Kariba (Mitchell, 1973) où certaines Mycrosystis et Oscillitoria deviennent périodiquement prédominantes. Le dépôt des matières inertes en suspension et l'augmentation de la pénétration de la lumière favorisent la fixation des plantes aquatiques racinées. Les eaux lacustres sont également favorables à certaines espèces aquatiques flottantes. Les poissons planctophages, tels Tilapia sp., deviennent alors prédominants. Ce cycle recommence au début de chaque saison des pluies, avec l'arrivée des crues qui transportent hors du lit principal les plantes aquatiques et le plancton.

Le delta devient au moment de la pénétration de la langue salée, la zone de fraie de certaines importantes espèces ichtyologiques et d'invertébrés de mer et d'estuaire, dont les jeunes sujets après l'éclosion suivent la remontée de l'eau salée dans le lit du fleuve qui devient zone d'alevinage. Avec l'arrivée des crues, le delta reprend les caractéristiques d'un milieu aquatique non salin.

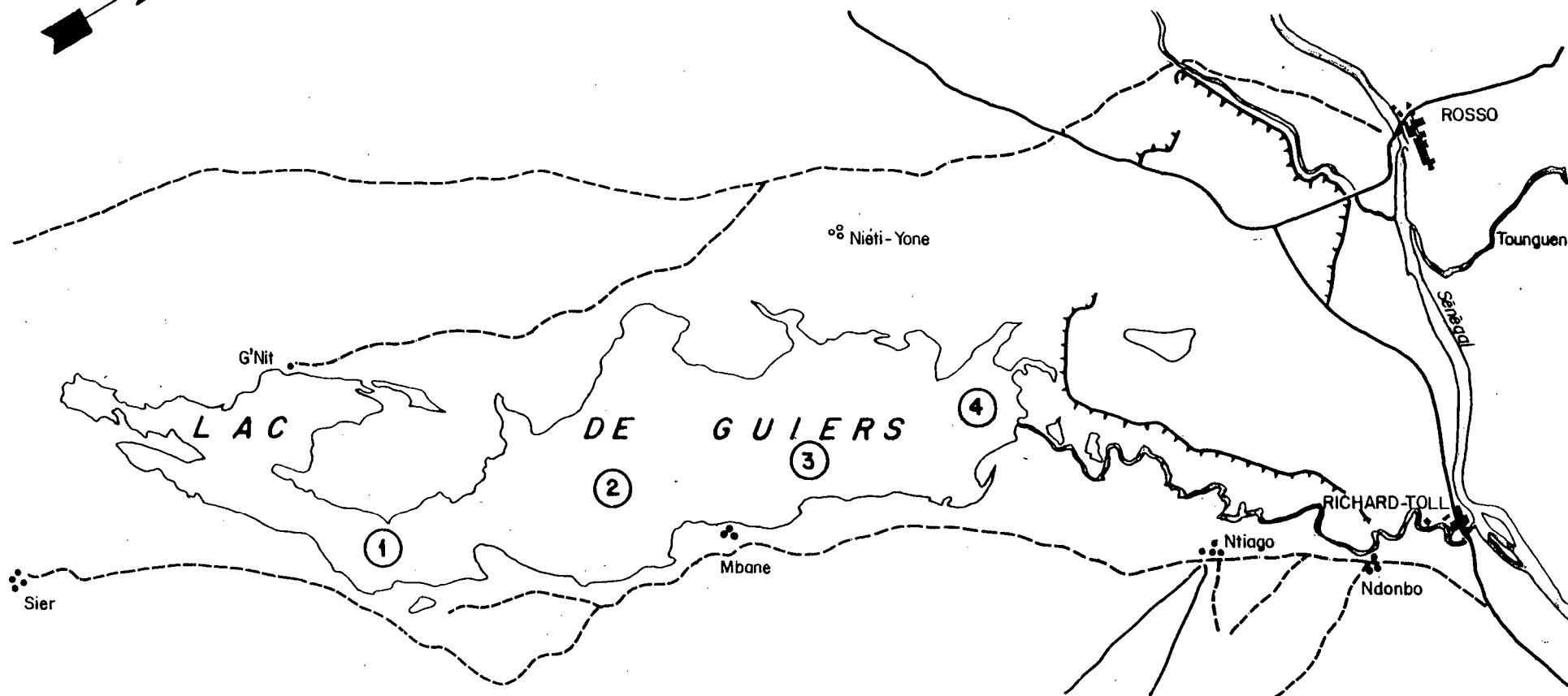
### C-3-2 CARACTERISTIQUES ACTUELLES DU LAC DE GUIERS

#### C-3-2-1 CARACTERISTIQUES PHYSIQUES

Cette dépression peut profondément date de l'Ogolien (quaternaire récent), période qui correspond à l'entrée en activité du réseau hydrologique du Ferlo, dont les deux branches se sont rejoindes près de Linguère. Le Ferlo a ensuite creusé un passage à travers les formations de l'Eocène de la vallée du Bounoum et à travers le lac de Guiers, pour suivre une direction NNE le long d'une zone de failles située dans un anticlinal, ce qui explique la curieuse morphologie du lac de Guiers (cf. Figure C-3-2).

Figure. C. 3-2

CARTE DU LAC DE GUIERS  
MAP OF LAC DE GUIERS



LEGENDE

ROUTE BITUMEÉE ————— PAVED ROAD

PISTE AUTOMOBILE ----- DIRT ROAD

DIGUE ▲▲▲ DIKE

SITE D'ECHANTILLONNAGE

(1)

SAMPLE SITE

Echelle 1: 200 000

Km 5 0 5

Le lac de Guiers a été aménagé et les écoulements à Richard-Toll en provenance, ou vers le fleuve, sont contrôlés par un jeu de vannes à Taouey. Ces vannes sont ouvertes en période de crue pour permettre la recharge du lac, puis refermées au moment de la décrue et jusqu'à la prochaine saison des pluies. La Figure C-3-3 présente les courbes limnimétriques du lac de Guiers pour la période 1967/72. Le niveau de remplissage du lac est fonction de l'amplitude et de la durée des crues. Les particularités des crues se reflètent dans les débits annuels moyens qui par ailleurs, sont en corrélation assez étroite avec les niveaux de remplissage du lac. Ainsi la crue de 1968 a été la crue la plus faible enregistrée pendant la période 1967/71, et correspond à une faible recharge du lac. (cf. 13 bis)

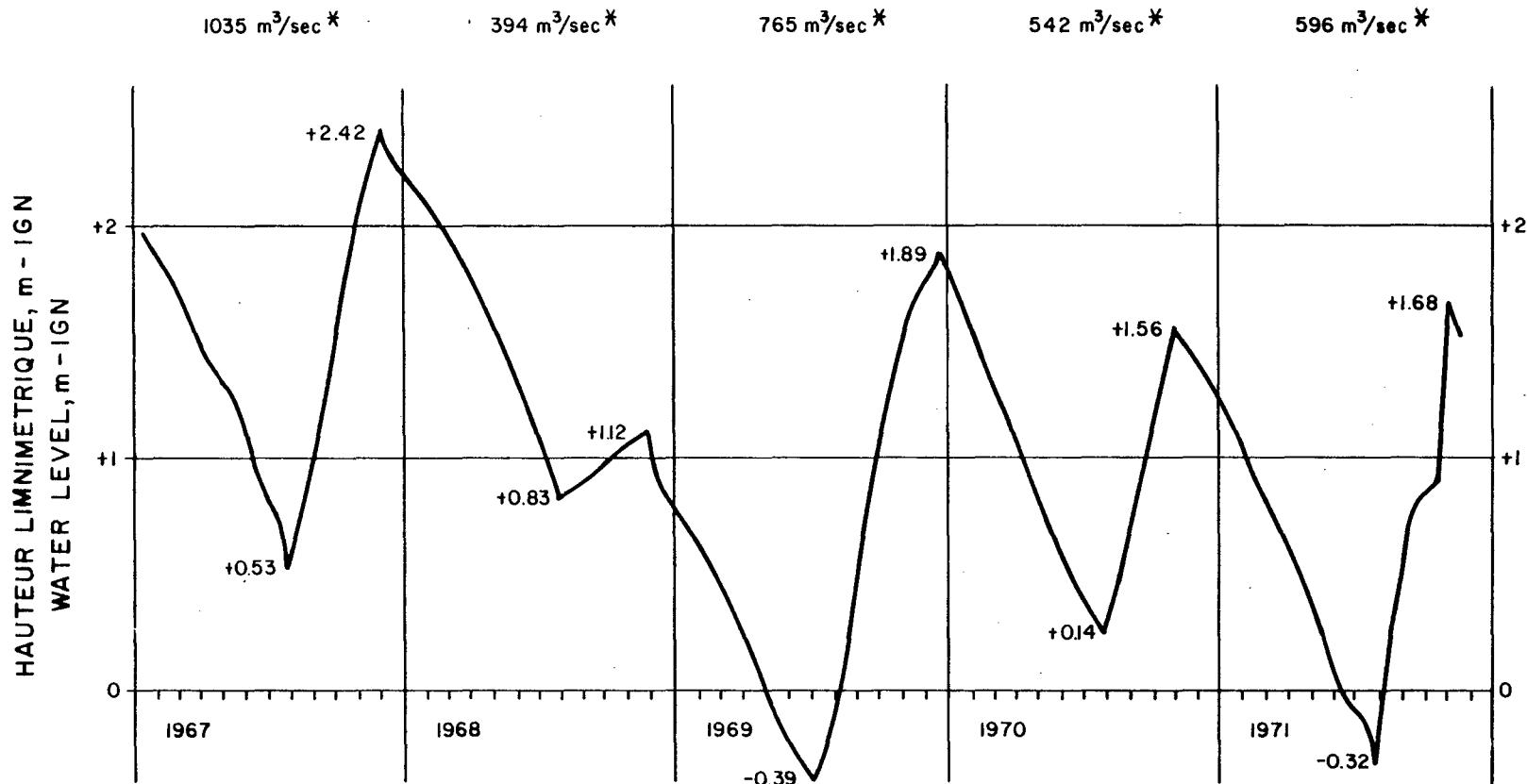
Le lac recouvre une superficie variant entre 143 km<sup>2</sup> et 300 km<sup>2</sup>, la moyenne se situant à 225 km<sup>2</sup> (Reizer, 1974). Les baisses de niveau sont dues aux prélevements pour alimenter la ville de Dakar et pour les besoins de l'irrigation. Les pertes d'eau, sont surtout imputables à l'évaporation, relativement forte (estimée à 1900 mm/an par SOGREAH, 1977a). Il en résulte d'importantes fluctuations de la nappe d'eau, tant en superficie qu'en épaisseur: Après une crue moyenne la superficie passe de 335 à 175 km<sup>2</sup> et la hauteur d'eau de 2m 00 à 0 m 40 (SOGREAH, 1977 a).

Mis à part sa faible altitude, les caractéristiques du lac de Guiers sont celles d'une nappe polymictique (non stratifiée) (Hutchinson et Loffler, 1956), c'est-à-dire une nappe de grande étendue et de profondeur moyenne située dans une région très ventée et peu humide (Hutchinson, 1975). Ces lacs se signalent le plus souvent par une forte turbidité due à la dispersion colloïdales des particules d'argile et de limon maintenues en suspension sous l'effet du vent.

La turbidité est souvent le facteur limitant de la production primaire et de l'établissement des plantes aquatiques racinées. Des lacs de type polymictique ont été

HYDROGRAMMES DETAILLES POUR LAC DE GUIERS  
HYDROGRAPHS FOR LAC DE GUIERS

Figure.C 3-3



signalés en différentes régions équatoriales d'Afrique : lac Naivasha (Beadle, 1932), lacs Albert et Victoria (Worthington, 1930). Les caractéristiques des lacs polymictiques ont été décrites par Hussainy et Abdulappa (1973 description du lac Gorewada, Inde) et par Worthington (1930), Talling (1957), Baxter et al. (1965) (description de lacs d'Afrique australe)

Sous l'effet des vents maritimes qui soufflent du nord en début d'année, de l'harmattan qui prédomine de février à mai, et des vents du sud qui marquent la saison des pluies dans le bassin du fleuve Sénégal, l'eau du lac de Guiers est fortement brassée et demeure turbide. Sous l'effet alterné du réchauffement solaire diurne et du refroidissement isothermique nocturne, la forte turbidité entraîne parfois une stratification superficielle.

Les fluctuations saisonnières des températures de l'eau du lac de Guiers sont en étroite relation avec les températures de l'air. Pour la période 1957 - 1972, Reizer (1974) indique des températures annuelles variant entre 20 et 25°C pour les minima et entre 29 et 32 °C pour les maxima. L'écart-type inter-saisonnier des températures d'hiver et d'été est de 8 à 10°C. Les températures minima et maxima sont enregistrées respectivement en janvier et en août.

Les taux élevés d'évaporation contribuent également à empêcher un réchauffement excessif des eaux de surface et une stratification permanente. Selon Birge, le réchauffement de l'eau des lacs tropicaux est difficilement perceptible, ce qu'à d'ailleurs démontré Hutchinson (1975) pour le lac Guija (El Salvador), morphologiquement semblable au lac de Guiers (lac tropical peu profond et très étendu) où le vent parvient difficilement à répartir la chaleur de l'été dans l'eau du lac.

Les relevés de décembre 1977 effectués à l'aide de l'appareil Secchi indiquent une valeur moyenne de pénétration de la lumière de 0 m 22. Il y a donc corrélation évidente entre ces valeurs et l'indice de lumière incidente de

surface. On appelle zone euphotique ou photique l'épaisseur de la nappe d'eau comprise entre la surface et la limite inférieure où 99% de la lumière de surface est absorbée, et qui marque également la limite de la photosynthèse pour les algues. Cette approximation peut ne pas s'appliquer aux eaux turbides. Selon Cole (1975) les valeurs obtenues à l'aide de l'appareil Secchi, exprimées en mètres, et multipliées par le facteur 3 donnent une approximation à 1 % près de la profondeur de pénétration de la lumière. Dans certaines eaux très turbides le rapport entre la profondeur de la zone euphotique et la valeur obtenue avec l'appareil Secchi est nettement supérieur à 3 car même lorsque l'appareil n'est plus visible, la lumière diffusée par des particules en suspension pénètre plus profondément que prévu. C'est ce qui a été constaté par Verduin (1956) qui a obtenu un facteur de 5 au lac Erié, et par Berry (Cole, 1975) qui a obtenu un facteur de 4,6 dans des cuvettes boueuses du désert. Tel peut être le cas pour le lac de Guiers où les concentrations trop fortes de colloïdes et de particules en suspension peuvent provoquer une pénétration excessive de la lumière. En se basant sur des facteurs de 3 à 5 il est possible d'évaluer entre 0 m 66 et 1 m 10 la profondeur de la ligne de démarcation de la zone euphotique (ligne de pénétration de 1 % de la lumière).

#### C.3-2-2 CARACTERISTIQUES ACTUELLES DE L'EAU DU LAC DE GUIERS

Pendant notre étude nous avons prélevé à trois reprises des échantillons d'eau du lac de Guiers. Les dates de collecte et les résultats d'analyse de ces échantillons sont indiqués au Tableau C-3-12 tandis que la situation géographique des lieux d'échantillonnage est reportée sur la carte de la Figure C-3-2, les mêmes numéros de référence étant utilisés.

Etant donné le brassage intime des eaux du lac de Guiers et son profil isothermique on constate peu de variation des paramètres chimiques aux différentes profondeurs.

## TALBEAU C.3-12

Analyse des échantillons d'eau dans le bassin  
du fleuve Sénégal

## LAC DE GUIERS

Numéro de l'échantillon	LDG N° 1	LDG N°1	LDG N° 3	LDG N° 4
Température (0°C)	22	21	21	21
O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	8.8	8.8	8.7	8.2
pH	7.5	7.6	7.8	7.8
Alkalinité (mg/l Ca CO <sub>3</sub> )	72	50	50	44
Total matières solides (mg/l)	330	310	290	300
Solides en suspension (mg/l)	33	52	25	32
Solides dissous mg/l	280	270	240	270
Conductivité (micromhos/m à 25°C)	250	194	152	145
CCO (mg/l)	2.1	3.4	3.2	2.9
NTK (mg/l)	0.21	0.09	0.08	0.09
NH <sub>3</sub> (mg/l)	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
NO <sub>3</sub> (mg/l)	<1.4	<1.4	<1.4	<1.4
P. total (mg/l)	0.18	0.13	0.12	0.09
Crudité (mg/l Ca CO <sub>3</sub> )	73	56	60	55
Cl (mg/l)	24	13	13	14
Fe (mg/l)	1.3	1.8	1.7	1.7
Date d'échantillonnage	13-12-77	13-12-77	13-12-77	13-12-77

TABLEAU C-3-12

## Résultats des analyses (suite)

## LAC DE GUIERS

Numéro de l'échantillon	LDG N° 1	LDG N°2	LDG N° 2
Temperature (0°C)	22	-	28
O <sub>2</sub> dissous	8.2*	* 8.2	-
	7.5	7.6	
pH	7.0	6.9	7.5
Alkalinité (mg/l Ca CO <sub>3</sub> )	46	54	78
Total matières solides (mg/l)	280	280	760
Solides en suspension	28	10	410
Solides dissous	260	260	380
Conductivité (micromhos/cm à 25°C)	215	203	410
CCO (mg/l)	10	11	6.0
NTK (mg/l)	<0.02	<0.02	0.26
NH <sub>3</sub> (mg/l)	<0.02	<0.02	0.05
NO <sub>3</sub> : (mg/l)	<1.4	<1.4	3.8
P total	0.13	0.13	0.4
Crudité (mg/l Ca CO <sub>3</sub> )	85	85	60
Cl (mg/l)	27	25	68
Fe (mg/l)	1.9	1.7	3.2
Date d'échantillonnage	8-2-78	8-2-78	3-6-78

\* Les nominateurs et les dénominateurs correspondent respectivement à des lectures de surface et de fond.

Les concentrations de substances nutritives(phosphate total et azote inorganique) sont supérieures aux niveaux souhaitables dans un écosystème aquatique. Les taux de phosphate total (P) varient entre 0,13 et 0,9 mg/l, et ceux d'azote inorganique (N) se situent en moyenne à 1,4 mg/l. Le seuil critique des concentrations d'azote inorganique total serait, selon Sawyer (1947), de 0,03 mg/l. en début de période de rechauffement de l'eau des lacs. Selon l'USEPA (1976) les valeurs de P total ne devraient pas être supérieures à 0,025 mg/l. dans des réservoirs ou 0,05 mg/l pour les cours d'eau en leur lieu de pénétration dans un lac ou un réservoir, ceci afin d'éviter une eutrophisation trop rapide. Or les valeurs relevées pour le lac de Guiers sont nettement supérieures à ces valeurs critiques. De plus, les valeurs de P total des échantillons d'eau du fleuve Sénégale prélevés à Richard-Toll le 10 août 1978 sont de 0,16 mg/l (cf. Tableau C-3-2). Or à cette époque les eaux devraient normalement s'écouler dans le lac et si l'on se réfère aux normes USEPA ces concentrations sont excessives, comparées aux valeurs limites indiquées pour les cours d'eau alimentant des lacs ou des réservoirs. Hutchinson (1957) a observé dans des zones limnologiques relativement peu contaminées que les eaux superficielles ont des concentrations de P total de 0,07 à 0,03 mg/l.

Les fortes concentrations dans l'eau du lac de Guiers peuvent s'expliquer par des taux presque identiques dans l'eau du fleuve Sénégale en période de crue, cette eau s'écoulant dans le lac de Guiers à travers un canal partant de Richard Toll. Ces fortes concentrations pourraient également être en partie imputables aux taux élevés d'évaporation (Reizer, 1971), à quoi s'ajoutent des échanges continus entre les surfaces boueuses et celles de la nappe d'eau sous l'effet du vent. Le rapport moyen N/P dans les échantillons d'eau du lac de Guiers et du fleuve Sénégale révèlent, à une exception près, que l'azote est l'élément déterminant de la production primaire c'est à dire que les concentrations de P sont nettement supérieures aux valeurs de N et dépassent le rapport 15/1 (cf. section C-3-1-2). Selon

l'USEPA (1974) l'azote est également l'élément déterminant dans les lacs à eutrophisation naturelle ou artificielle.

Comme on a pu le constater à la section C-3-1-2, les analyses statistiques font intervenir les données relatives aux concentrations d'éléments nutritifs. Il semble n'y avoir aucune corrélation entre l'azote inorganique total et les autres paramètres de qualité des eaux, et n'y avoir qu'une faible relation entre les concentrations d'éléments nutritifs et de solides en suspension, ce qui fut également le cas pour l'eau du fleuve. Par contre il existe une forte corrélation entre d'une part le P total et d'autre part la conductivité ( $r^2 = 0,98$ ) et les concentrations de solides dissous totaux ( $r^2 = 0,96$ ). Par ailleurs, malgré la forte corrélation entre les concentrations de solides dissous totaux et la conductivité ( $r^2 = 0,89$ ) on note une différence significative entre les valeurs observées et les valeurs calculées des concentrations de solides dissous totaux (les calculs étant basés sur les données de conductivité présentées au Tableau C-3-13). Par contre pour l'eau du fleuve Sénegal il n'y a eu aucune différence significative. Cette dissimilitude peut s'expliquer par les fortes concentrations colloïdales relevées dans les échantillons d'eau du lac après filtrage avec des filtres de papier de 0,45 micron. C'est pourquoi on a procédé pour l'analyse des solides dissous totaux au dosage des colloïdes, en plus de celui des solides dissous, les valeurs obtenues étant dans tous les cas supérieures aux estimations à partir des données sur la conductivité.

Les résultats de l'analyse des échantillons prélevés en décembre 1978 révèlent une salinité progressive (exprimée par le coefficient de conductivité) à l'extrême sud du lac la plus éloignée du point d'entrée des eaux du fleuve (cf. Tableau C-3-12), ce qui est conforme aux prévisions, compte tenu des taux différents de salinité entre les eaux du lac et les eaux de crue qui le réalimentent, l'eau du lac avant la recharge étant la plus saline; elle est repoussée vers le sud par les eaux de crue.

TABLEAU C-3-13

Comparaison entre les concentrations de solides dissous totaux et la conductivité de l'eau du lac de Guiers.

Concentration des solides dissous totaux observé (mg/l)	Conductivité micromhos/cm à 25°C	Concentrations des solides dissous totaux. Calculé (1) (mg/l)
280	250	163
270	194	126
240	152	99
270	145	68
260	215	140
260	203	132
380	410	267

Coefficient de détermination  $r^2 = 0.89$  de la conductivité justifié par les concentrations de solides dissous totaux (S.D.T)

t - Test pour comparaison appariée

calculé = 11.9

une différence significative existe entre les concentrations de S.D.T observées et les concentrations de S.D.T. calculées.

t = 0,05

= 1.9432

(n - 1) = 6

(1) Facteur de conversion : Mc Kee. J. and H.W. Wolf, 1976 = Solides dissous totaux calculés = (conductivité en micromhos à 25° C) X 0,65

Les résultats détaillés des analyses de l'eau présentés par Reizer (1974) (cf. Tableau C-3-14) indiquent que les concentrations de sels sont approximativement 4 à 8 fois supérieures dans l'eau du lac de Guiers que dans l'eau du fleuve en période de crue (cf. Tableau C-3-1). Calculés à partir des données sur la conductivité, les taux de concentration de solides dissous au site de Tahel (échantillons représentatifs des eaux douces) sont de 44 mg/l. Les estimations des concentrations des solides dissous totaux de l'eau du lac de Guiers calculées à partir des données du Tableau C-3-14, donnent des valeurs variant entre 160 et 380 mg/l.

Les taux de salinité plus élevés dans le lac de Guiers sont dus aux calcaires dissous des roches sous-jacentes et à l'évaporation qui s'étale sur 8 à 9 mois pendant lesquels l'eau du lac demeure stagnante. Les volumes ainsi évaporés représenteraient 1500 mm alors que le taux annuel global d'évaporation est estimé à 1900 mm (SOGREAH, 1977, a). Ceci a des répercussions incontestables sur les taux de concentrations étant donné la faible hauteur d'eau du lac. Ces sels ne sont évacués du lac que lors des prélèvements d'eau pour l'irrigation ou les besoins municipaux.

Le Tableau C-3-14 montre les effets de l'évaporation. En juin 1968 (fin de la saison sèche), les taux de concentration de solides dissous sont passés à une valeur estimée à 350 mg/l alors qu'ils n'atteignaient que 160 et 180 mg/l en janvier et mars de la même année. Ces résultats corroborent les données présentées au Tableau C-3-12, les valeurs de conductivité passant de 203 micromhos en février 1978 à 410 micromhos en juin 1978 pour les échantillons prélevés à la station 2. La recharge du lac par les eaux de crue s'effectue entre août et octobre. Or la crue de 1968 était de faible amplitude d'où une recharge limitée du lac (cf. Figure C.3-3). Les taux de concentration de solides dissous totaux sont tombés à 250 mg/l sous l'effet de dilution par les eaux de crue. L'évaporation au cours de la saison sèche suivante a élevé les taux de concentration à 360 mg/l (mars 1969),

TABLEAU C.3-14

Solides dissous dans l'eau du lac de Guiers (1)  
 (concentrations ioniques en milligrammes par litre)

Dates	1/68	3/63	6/68	10/68	3/69
Ca	14.4	14.6	19.4	13.4	24.7
Mg	12.9	10.7	17.8	13.0	21.8
Na	25.5	22.6	56.6	43.7	55.2
K	5.9	5.9	9.4	9.0	11.7
HCO <sub>3</sub>	91.5	82.4	183.0	122.0	153.0
CO <sub>3</sub>	-	-	-	-	-
Cl	29.1	24.3	68.4	46.4	81.9
SO <sub>4</sub>	0.5	-	-	-	9.1
Estimation des solides dissous totaux	180.0	160.0	350.0	250.0	360.0

(1) A MBane

Source = Reizer, 1974

et il est probable que ces travaux ont atteint des valeurs encore supérieures avant l'arrivée des crues. Les réseaux d'alimentation en eau pompée dans le lac de Guiers sont donc fortement tributaires du profil des crues, surtout en ce qui concerne le contrôle de la salinité et le réapprovisionnement.

Les analyses des eaux ont également révélé des concentrations notables d'ions de sodium et de chlore. Or la région a connu une transgression marine à l'ère quaternaire, ce qui a entraîné des dépôts dans l'ensemble du delta et dans la zone du lac de Guiers. Ces sels sont apportés au lac par voie naturelle (lessivage) ou par les eaux de drainage du complexe sucrier.

Les mesures d'oxygène dissous dans l'eau du lac ont été effectuées en fin d'après-midi. Elles révèlent un taux de saturation de 95 % pour la couche supérieure de l'eau et de 86% pour la couche de fond. La réoxygénation est assurée par voie physique et biologique. Le brassage de la faible hauteur d'eau sous l'effet des vents et sous l'action des vagues permet un échange continu d'oxygène entre les masses d'air et d'eau. De l'oxygène est également dégagé du fait de la photosynthèse par le plancton sous l'effet de la lumière du jour. Cela compense les pertes d'oxygène par la respiration des divers organismes vivants : algues, poissons, zooplanctons, bactéries.

L'effet cumulé de ces phénomènes résulte en des inversions diurnes des taux d'oxygène dissous, de gaz carbonique et du pH. Ce processus est commun à tous les lacs naturels ou artificiels.

Bien que cela ne soit pas démontré dans notre étude, les fluctuations diurnes peuvent en certaines périodes de l'année, dans des dépressions protégées ou au milieu des lacs (eaux calmes), faire baisser les concentrations d'oxygène dissous en-dessous du seuil critique nécessaire au maintien de la biomasse planctonique. Ceci s'explique par le fait que la

consommation d'oxygène par les êtres vivants est supérieure le soir, aux apports diurnes d'oxygène par suite de la photosynthèse et à la réoxigénation physique à la surface de l'eau. Selon l'USEPA (1976) le taux minimum d'oxygène dissous nécessaire au maintien satisfaisant des populations ichtycoles est de 5,0 mg/l. Etant donné que la stratification thermique est absente, ou du moins temporaire, le brassage complet de toutes les couches d'eau n'entraîne que peu de différences de taux d'oxygène entre les couches d'eau supérieures et inférieures du lac. Par conséquent on se heurte rarement au problème d'un manque d'oxygène dans les couches profondes.

Les concentrations de fer sont supérieures de 1,7 à 0,7 mg/l, au seuil critique de 1,0 mg/l fixé par l'USEPA (1976) pour les êtres vivants du milieu aquatique non salin. Toutefois les fortes concentrations de fer de l'eau du lac ne semblent avoir aucun effet dépressif sur la production halieutique qui s'élève à 100 kg/ha/an (Reizer, 1971). A noter que les concentrations de Fer admises pour l'eau potable sont de 0,3 mg/l (USEPA, 1976).

#### C.3-2-3 QUALITE DES EAUX ET BIOTOPE DU LAC DE GUIERS

Par les propriétés de ses eaux, le lac de Guiers peut être considéré comme étant entrophique. Morphologiquement il s'agit d'une nappe de faible profondeur, mais dont le rapport superficie/profondeur est très élevé; sa frange riveraine est large et peu profonde. Selon les normes de l'USEPA (1974), les lacs à concentrations de phosphate total supérieures à 0,03 mg/l sont en général entrophiques. Pour le lac de Guiers ces concentrations sont en moyenne de 0,13 mg/l. Selon Williams et al. (1977), pour les lacs entrophiques, c'est l'azote qui est l'élément déterminant de la production primaire.

Le taux de saturation d'oxygène de près de 95 % en fin de journée est révélateur d'une forte photosynthèse, ce qui est également caractéristique des lacs entrophiques. Malgré l'absence de données sur la production primaire et la biomasse

planctonique, on peut malgré tout tirer cette conclusion du fait de la prédominance de l'espèce ichtyologique Tilapia qui est planctivore.

Si l'on se base sur les quelques mesures obtenues à l'aide de l'appareil Secchi et sur le rapport de 1 % entre la pénétration de la lumière et la profondeur, on peut considérer que la pénétration de la lumière ne limite pas totalement la photosynthèse, mais peut limiter le développement d'algues pendant la majeure partie de l'année.

Les plantes aquatiques sont présentes dans la zone de bordure, et surtout dans les poches d'eau stagnantes. Bien que la forte turbidité de l'eau ne semble pas limiter la croissance du plancton, elle semble par contre restreindre à la bande riveraine le développement des plantes aquatiques racinées, car la pénétration de la lumière y est plus totale. Ces mêmes conditions ont été observées par Hergenrader et Hammer (1973) dans des lacs de type polymictique. D'autre part, l'action du vent et la formation de vagues en surface paraissent gêner le développement d'une végétation aquatique flottante, comme par exemple les Pistia. Ce fait semble être un facteur limitant pour le lac Kariba (Mitchell, 1970).

Mitchell et Thomas (1972) ont observé que la flore aquatique flottante macrophyte ne peut réellement se développer que lorsque certaines conditions sont réunies, notamment une bonne luminosité, une température favorable, une concentration suffisante de substances nutritives et une protection contre les vents et les courants qui risqueraient de les disperser. Les deux principaux facteurs limitant la croissance des plantes aquatiques dans le lac de Guiers sont la pénétration de la lumière et l'action du vent et des vagues.

### C.3-3-1 CARACTERISTIQUES PHYSIQUES DE L'ESTUAIRE

Par estuaire on entend la partie du fleuve qui est sous l'influence de la marée. L'estuaire du fleuve Sénégal dont les eaux sont saumâtres pendant au moins une partie de l'année se termine en amont vers Dagana, soit à quelques 185 km de l'embouchure. En aval de Richard Toll, le fleuve se divise en de nombreux bras qui rejoignent à nouveau le lit principal, et dont les plus importants sont les marigots Kassah, Djeuss, Gorom et Lampsar.

L'estuaire subit de fortes variations selon qu'il s'agit de la saison humide ou de la saison sèche. Pendant la période des crues (de juillet à décembre, la période de pointe se situant en Octobre), l'estuaire a le comportement d'un cours d'eau. Le delta se trouve inondé par les eaux des crues qui repoussent l'eau salée vers la mer. L'influence de la marée est à peine perceptible, sinon inexistante. Durant cette période, les écoulements du fleuve représentent 96 % des volumes annuels.

En décembre et janvier, qui marquent le début de la saison sèche, les courants de marée prédominent et l'eau de mer pénètre dans l'estuaire. On trouvera en Annexe I une description de cette intrusion maritime, qui progresse en moyenne d'un kilomètre par jour et qui pénètre dans le lit du fleuve jusqu'en amont de Dagana et n'est repoussée que par les crues suivantes.

### C.3-3-2 CARACTERISTIQUES ACTUELLES DE L'EAU DE L'ESTUAIRE

Le facteur essentiel qui détermine la qualité de l'eau de l'estuaire est l'intrusion maritime en saison sèche (novembre - juin), phénomène étudié en particulier par Rochette (1964, 1974) et par Bordier (1972) et dont les données essentielles sont résumées en Annexe I.

Le Tableau C-3-15 résume les données sur la qualité de l'eau présentées dans le rapport de Reizer (1971). Les prélèvements d'échantillons ont été effectués à Richard Toll, soit à 142 km en amont de St. Louis (à environ 159 km de l'embouchure). Cette partie du fleuve est soumise en saison sèche aux courants de marée et est progressivement remplie par l'eau de mer. On note qu'en 1968 la langue salée n'a pas atteint Richard Toll, ce qui est vraisemblablement dû à une sécheresse exceptionnelle à la fin de l'année 1967 et au début de l'année 1968 et à un hivernage précoce. Le rapport de Rochette signale d'ailleurs que l'intrusion maritime n'atteint Richard-Toll que pendant 10% des années d'observation, et ce en fonction des caractéristiques des saisons de crue antérieures et postérieures à la saison sèche considérée. Les résultats du Tableau C-3-15 révèlent également que pour l'année 1969 la langue salée atteignait Richard Toll dès le mois de mars, ce qui s'explique, compte tenu des faibles crues de la saison précédente.

Les propriétés de l'eau à Richard Toll, lorsqu'elle est douce sont identiques à celles des échantillons prélevés à Bokhole (Tableau C-3-6), à l'exception d'une incidence plus forte, à Richard Toll, de l'intrusion d'eau de mer. Les données sur les propriétés de l'eau à St. Louis sont présentées au Tableau C-3-16. et révèlent que la remontée de la langue salée débute en décembre, qu'elle atteint son maximum entre juin et août et que l'eau de mer est ensuite repoussée par l'arrivée des crues, généralement en juillet.

### C-3-3-3 RÉSULTATS DES ANALYSES DE L'EAU.

De nombreux échantillons d'eau de l'estuaire ont été prélevés et les résultats de leur analyse sont présentés en Annexe 1 et 2.

Le Tableau C-3-2 présente les données spécifiques aux échantillons prélevés à Richard Toll et St. Louis et qui sont révélatrices de l'intrusion maritime (conductivité,

TABLEAU C-3-15

Concentrations des solides dissous dans l'eau du fleuve  
Sénégal à Richard-Toll (en milligrammes par litre)

Dates	12/67	2/68	4/68	6/68	8/68	3/69
Ions Ca	5.2	5.2	6.0	10.8	4.4	8.4
Mg	3.9	3.9	5.6	2.8	1.5	12.2
Na	2.3	2.5	2.3	3.7	1.4	62.1
K	1.6	1.6	1.2	2.0	2.0	3.1
HCO <sub>3</sub>	24.4	42.7	48.8	42.7	24.4	39.7
CO <sub>3</sub>	-	-	-	-	-	-
Cl	-	-	-	-	-	97.3
SO <sub>4</sub>	-	-	-	-	-	11.0

Source : Reizer 1971

TABLEAU C-3-16

Concentrations de solides dissous dans l'eau de l'estuaire  
du fleuve Sénégal à Saint-Louis (en milligrammes par litre)

Dates	12/67	2/68	4/68	6/68	8/68	3/69
CA	8.2	40.5	189	264	7.6	232
Mg	10.9	134	680	1000	15.2	872
Na	69.5	1230	6210	8940	94.8	7730
K	5.5	46.5	254	399	6.6	305
HCO <sub>3</sub>	61.0	48.8	42.7	97.6	12.2	110
CO <sub>3</sub>	-	-	-	-	-	12300
Cl	105	1960	10000	14400	141	937
SO <sub>4</sub>	-	264	1350	1950	14.4	-

Source : Reizer 1971

solides dissous totaux, dureté et chlore). Les échantillons prélevés en août montrent l'influence des crues, après le reflux de l'eau de mer. Comme nous l'avons déjà précisé, les eaux de crues contiennent d'importantes concentrations de colloïdes et de solides en suspension.

Les mesures indiquent des taux de saturation d'oxygène dissous de 98 % à Richard Toll et de 89 % à St. Louis. Ces mesures ont été prises à mi-profondeur dans la partie médiane du fleuve. Mais même dans le tronçon du fleuve situé entre l'île de St. Louis et la langue de Barbarie, les concentrations d'oxygène dissous demeurent élevées. Il est à prévoir une forte baisse du taux d'oxygène dissous à hauteur de St. Louis par suite du déversement de polluants portuaires et de la navigation.

Le 8 février 1978 nous avons procédé à une détermination précise des concentrations d'oxygène dissous sur le tronçon Richard Toll-St. Louis. Les résultats de ces mesures, présentés en annexe 4, n'indiquent aucune différence significative quant à la consommation d'oxygène et comme le révèle la Figure IV-1, le degré moyen de saturation d'oxygène dissous est supérieur à 90 % pour l'ensemble de l'estuaire; les valeurs les plus fortes sont relevées en surface, puis diminuent progressivement en fonction de la profondeur.

Les données sur la conductivité et la température, aux différentes hauteurs de l'aire de la section, ont été relevées en même temps que celles sur l'oxygène dissous, et sont présentées en annexe aux Figures IV-2 à IV-6. Il semble que les mesures prises dans la partie médiane sont généralement représentatives de l'aire d'une section, ce qui est normal et permet d'établir le profil général à partir de ce type de mesures.

Le profil de la salinité est reporté aux Figures IV-7 à IV-11 de l'annexe 4. Les relevés ont été faits aux dates suivantes : 2 décembre 1977, 9 janvier 1978, 8 février 1978,

3 mars 1978 et 3 juin 1978. On peut noter la progression de la langue salée en saison sèche, à raison de 1 km/jour environ. Le coefficient moyen de salinité diminue vers l'amont de 0,16 à 0,24 p.p.m. par kilomètre. L'analyse des échantillons prélevés le 3 juin montre que la remontée de l'eau de mer s'étend en amont de Bokhole. Il est évident que cette intrusion maritime s'est poursuivie jusqu'à l'arrivée des crues en juillet.

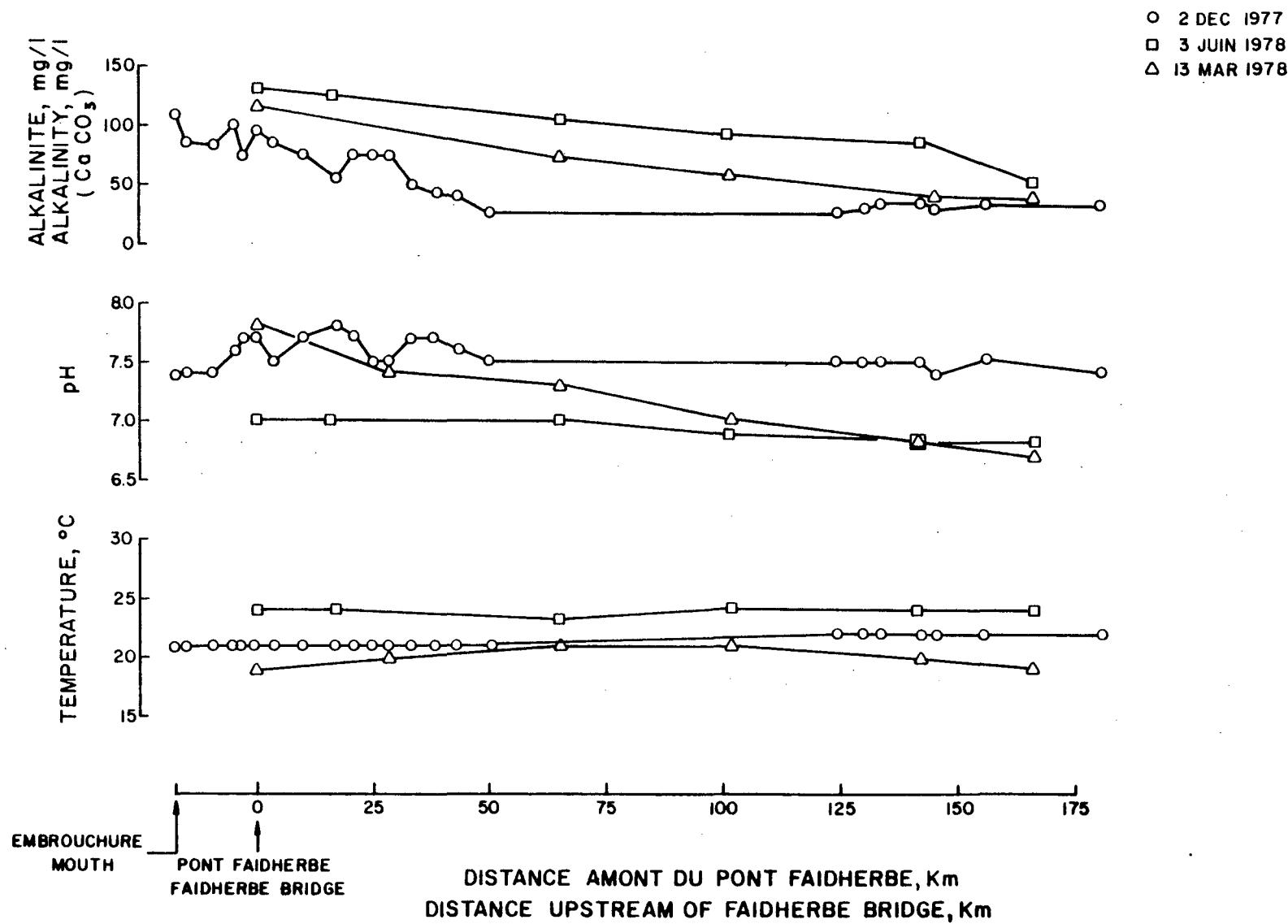
Les prélèvements d'échantillons d'eau dans l'estuaire ont été recueillis à mi-profondeur et à trois dates différentes. Les résultats des analyses sont reportés aux Figures C.3-4 à C.3-8. La Figure C-3-4 révèle une augmentation de l'alcalinité parallèlement à l'intrusion maritime. Pour l'eau de mer, le taux d'alcalinité ( $\text{CaCO}_3$ ) est d'environ 250 mg/l (Hem, 1970) contre 30 à 40 mg/l pour l'eau douce. Les valeurs de pH sont d'environ 7,5 à 8,0 pour l'eau de mer et 6,7 à 7,5 pour l'eau douce. On observe une chute du pH de l'eau douce en saison sèche pour la partie du fleuve en amont de l'estuaire.

Les températures relevées dans l'estuaire ont peu varié d'un site à l'autre. On note un abaissement de la température de 3 degrés au maximum entre le 2 décembre et le 13 mars, suivi immédiatement d'un réchauffement de l'ordre de 2 à 5 degrés. Les variations moyennes des températures au cours de cette période n'atteignent pas 5°C. L'eau de mer, plus froide, qui pénètre dans l'estuaire en saison sèche semble atténuer le réchauffement éventuel sous l'effet de températures de l'air, plus élevées.

Les concentrations de substances nutritives sont reportées à la Figure C-3-5. On peut noter les faibles taux de concentration, sauf à la hauteur de St. Louis. Or la population actuelle de cette ville est de 88.404 habitants (recensement de 1976) et il est vraisemblable que ses eaux usées déversées dans le fleuve ont une incidence sur les concentrations de substances nutritives de son eau.

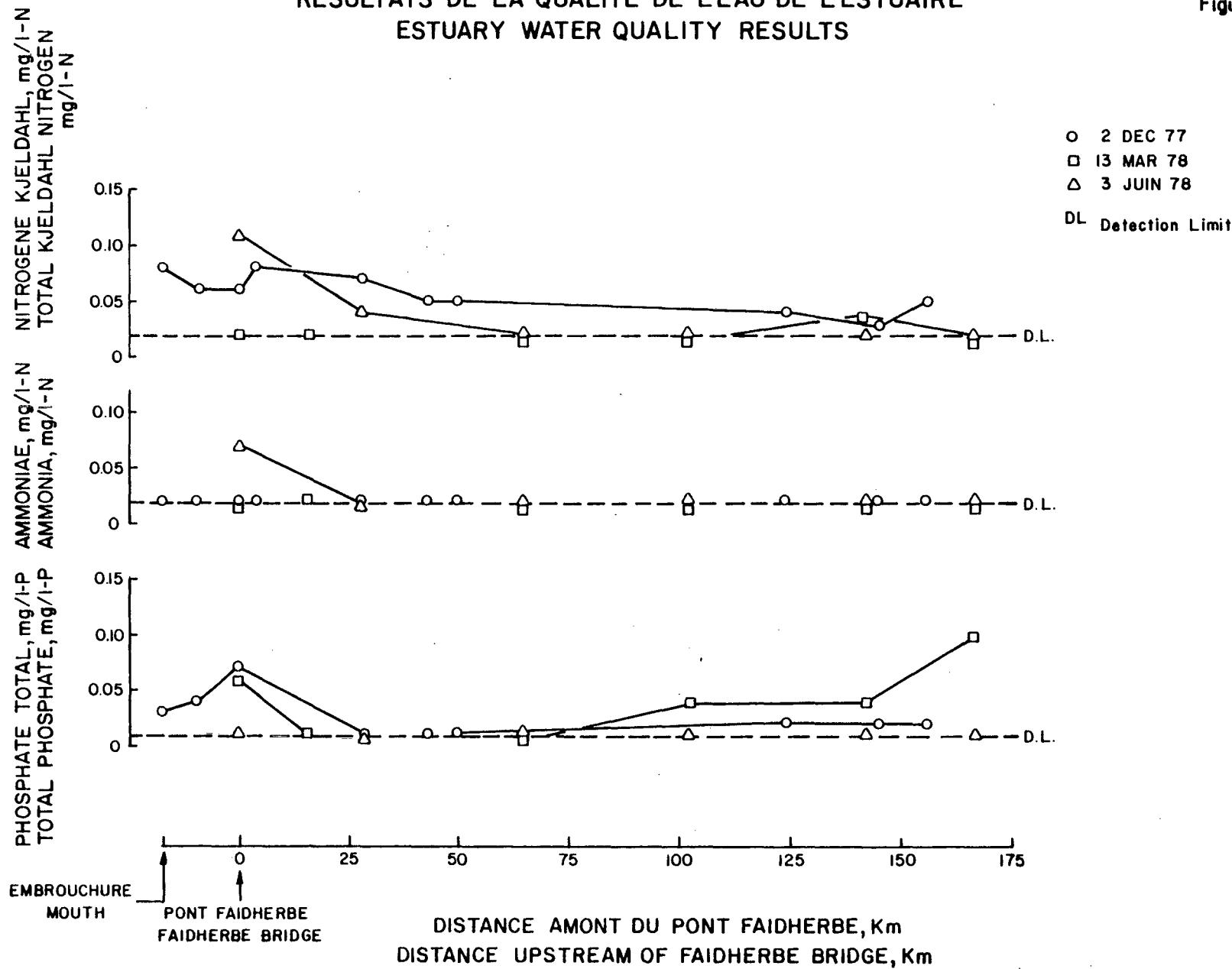
RESULTATS DE LA QUALITE DE L'EAU DE L'ESTUAIRE  
ESTUARY WATER QUALITY RESULTS

Figure.C 3-4



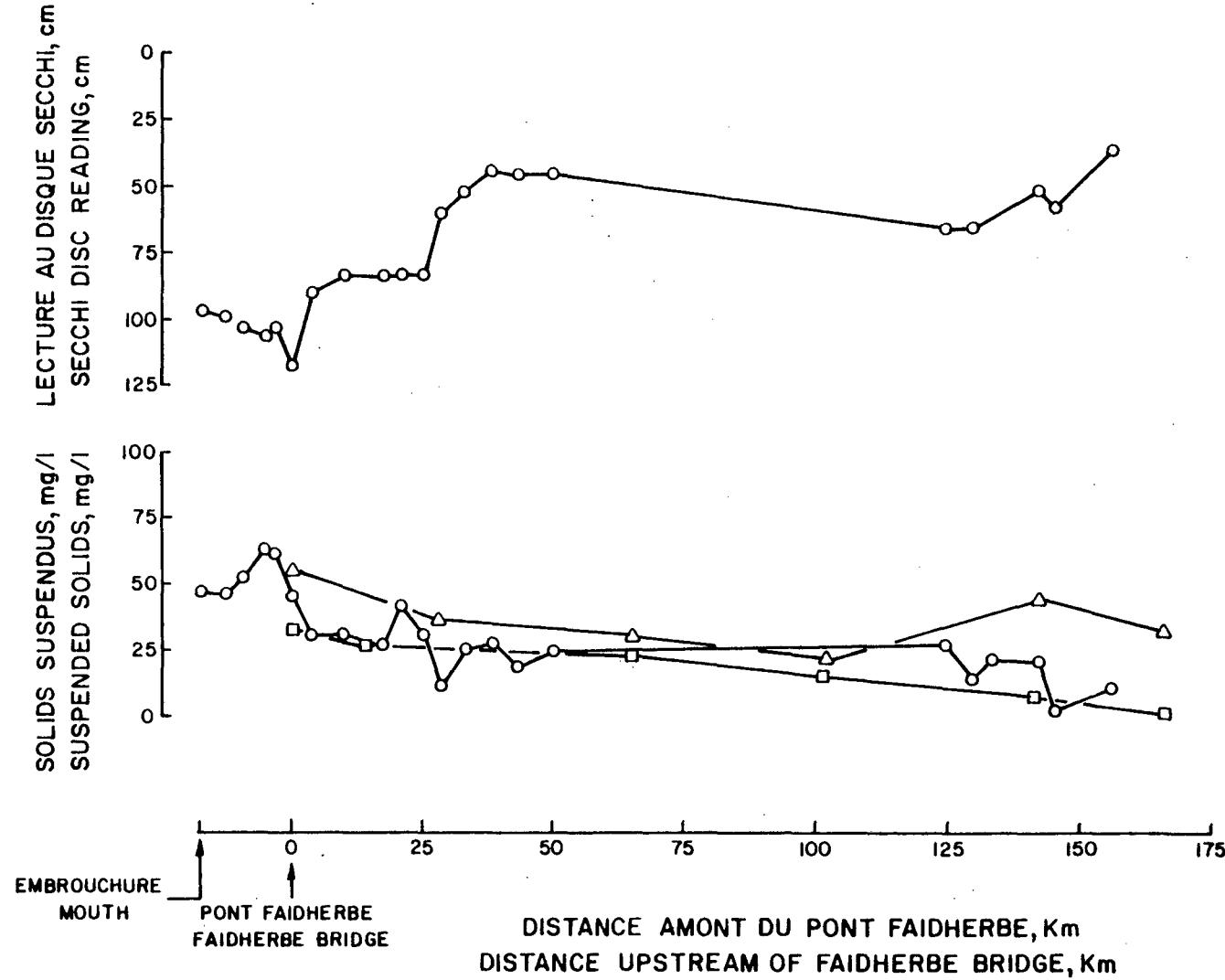
RESULTATS DE LA QUALITE DE L'EAU DE L'ESTUAIRE  
ESTUARY WATER QUALITY RESULTS

Figure.C 3-5



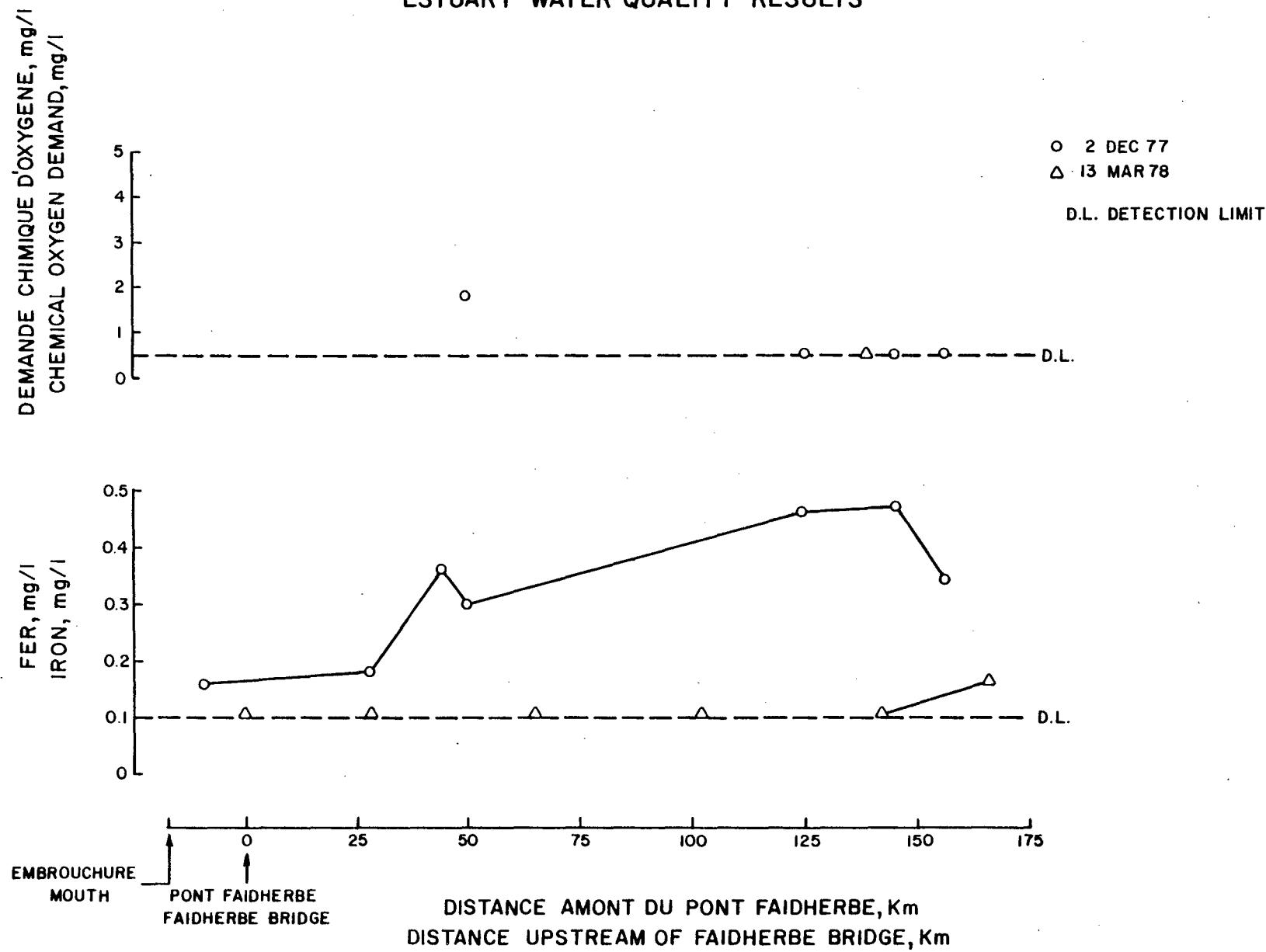
RESULTATS DE LA QUALITE DE L'EAU DE L'ESTUAIRE  
ESTUARY WATER QUALITY RESULTS

Figure C 3-6



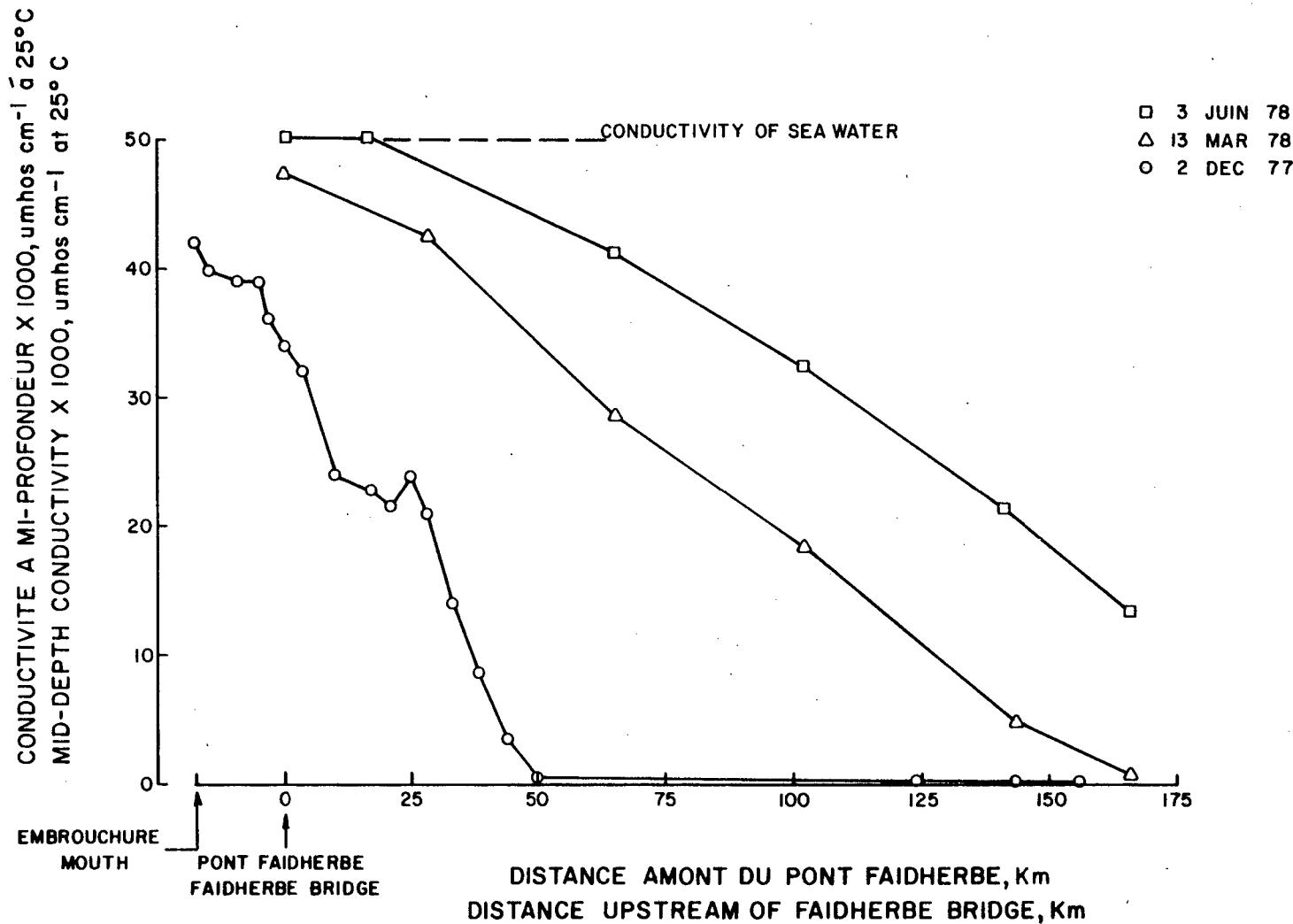
RESULTATS DE LA QUALITE DE L'EAU DE L'ESTUAIRE  
ESTUARY WATER QUALITY RESULTS

Figure.C 3-7



RESULTATS DE LA QUALITE DE L'EAU DE L'ESTUAIRE  
ESTUARY WATER QUALITY RESULTS

Figure.C 3-8



Les données du 2 décembre 1977 sur les concentrations de solides en suspension et sur la transparence (appareil secchi) sont présentées à la Figure C-3-6; la limite de l'eau douce était alors à 50 km en amont du Pont Faidherbe. On constate une différence de concentrations de solides dissous entre l'eau de mer et l'eau douce. Pour l'eau douce les mesures à l'appareil Secchi (degré de transparence) sont moindres et les concentrations de solides en suspension moins élevées. Les données indiquent également la nature colloïdale (particules infimes) des concentrations ioniques. Or la présence de colloïdes opacifie l'eau et diminue les valeurs obtenues avec l'appareil secchi.

De fortes concentrations de sels provoquent une destabilisation et la coagulation des colloïdes. Par ailleurs les forts courants de marée dans l'estuaire font que les matériaux de plus grand diamètre sont maintenus en suspension plutôt que d'être déposés au fond, ce qui comparativement aux eaux douces, augmente la masse de solides en suspension et donne des valeurs plus élevées pour les mesures à l'appareil secchi.

Le problème des colloïdes dans l'eau douce a déjà été détaillé à la section C-3-1. On peut en conclure, que le simple processus de sédimentation ne suffit pas à entraîner une accrétion des matériaux colloïdaux et qu'il faut avoir recours à des méthodes de traitement par coagulation par voie chimique, et éventuellement filtrage des eaux à usage municipal (cf. Rapport sur les aménagements municipaux/industriels).

La Figure C.3-7 schématise les données sur la consommation chimique d'oxygène (CCO) et les teneurs en Fe. Les interférences du chlore ont empêché l'évaluation exacte du CCO pour les échantillons d'eau dont la teneur en chlore était supérieure à 2 000 mg/l, ce qui limite ces données aux eaux douces de l'estuaire.

On note la concordance entre les faibles valeurs de CCO et les taux de concentrations de substances nutritives

présentés à la Figure C.3-5. Ces deux valeurs devraient être normalement plus faibles en période d'étiage (section C.3.1.2).

Les teneurs en fer de l'eau douce de l'estuaire varient entre 0,30 et 0,47 mg/l pour le tronçon débutant à 50 km en amont de l'embouchure (échantillons du 2 décembre 1977). Le fer devrait surtout être présent sous forme d'oxyde ou en association avec les solides en suspension. Les valeurs typiques pour les eaux saumâtres sont inférieures à 0,10 mg/l. Selon Hem (1970) le taux de fer contenu dans l'eau de mer est de 0,1 mg/l. Il est donc possible que les eaux subissant l'influence de l'intrusion maritime auront une faible teneur en fer, hypothèse d'ailleurs renforcée par les résultats d'analyse des échantillons prélevés le 13 mars 1978, époque à laquelle l'eau de mer avait pénétré à 160 km en amont du Pont Faidherbe. A cette distance fluviale, les taux de Fe sont inférieurs à 0,10 mg/l.

Les valeurs de la conductivité ont été reportées à la Figure C.38. On peut constater que le gradient de salinité baisse au fur et à mesure de la pénétration de la langue salée. De plus il est évident que l'eau des échantillons du 13 mars (Richard Toll et Rosso est impropre pour l'irrigation ou la consommation. Du fait de la variation de la salinité (conductivité) le long de la section verticale il est possible de pouvoir disposer pendant quelques semaines d'une eau peu saline en surface, lorsque les concentrations de sels se déplacent le long de la ligne de courant de fond.

Le Tableau C.3-17 présente les données sur les eaux destinées à l'approvisionnement de la ville de St. Louis et prélevées dans le marigot Lampsar à Dakar Bango. L'analyse a porté sur les eaux avant leur traitement, et montre clairement l'incidence de la proximité des eaux salines dans l'estuaire. Le marigot est réellement par les crues annuelles et isolé des eaux maritimes par un système d'endiguements et de vannes. Malgré les fortes teneurs en Cl. et en solides dissous totaux, l'eau reste acceptable pour l'alimentation urbaine (cf. Rapport sur les aménagements Municipaux et Industriels).

TABLEAU C.3-17

Concentrations ioniques de l'eau à Saint-Louis  
(en milligrammes par litre.)

Ca	72
Mg	36
Na	-
K	traces
HCO <sub>3</sub>	110
CO <sub>3</sub>	0
Cl	192
SO <sub>4</sub>	31
NO <sub>3</sub>	-
pH	7.2
Total solides dissous	468

Source = Blanchot et Bertrand 1972

L'estuaire du fleuve Sénegal est surtout caractérisé par la remontée de la langue salée en saison sèche (décembre-juin); à cette époque son eau devient de plus en plus saline, la salure pouvant se manifester jusqu'à Dagana. Les crues qui débutent en juillet repoussent ensuite la langue salée vers la mer; l'eau de l'estuaire a alors les propriétés d'une eau douce. Les concentrations de solides dissous sont faibles; par contre les taux de concentration de solides en suspension sont élevés.

Les fluctuations, tant dans l'espace que dans le temps, de l'intrusion maritime, affectent le biotope aquatique, et se répercutent également au niveau de l'alimentation en eau d'irrigation et municipale (ces interrelations sont décrites plus en détail dans les rapports correspondants). Les eaux à fortes concentrations de solides dissous (sels) sont difficilement utilisables, si elles ne sont pas tout à fait inaptes pour l'agriculture et la consommation humaine ou animale. On note au Tableau 3-1 de l'Annexe 3 que les limites maxima de salinité seraient, selon l'OMS (1971) de 1.500 mg/l. Selon Hem (1970) les seuils critiques seraient respectivement de 10,100 mg/l, et 12,900 mg/l pour l'eau destinée aux bovins et aux ovins adultes. En général l'eau contenant plus de 1.000 mg/l de sel est impropre à l'irrigation (Richards, 1954).

Pour les zones affectées par la remontée de l'eau de mer, les eaux de surface sont pratiquement inutilisables dans le delta en saison sèche, notamment pour les besoins de l'agriculture, de l'industrie et des municipalités. Dans certains villages, l'eau est apportée par camion. L'approvisionnement en eau est surtout difficile à Dagana et Rosso (cf. le rapport sur les aménagements municipaux et industriels, pour de plus amples détails). La ville de Richard-Toll est approvisionnée grâce au canal du Taouey, qui relie le fleuve au lac de Guiers; cette eau n'est pas affectée par l'intrusion maritime et conserve en permanence un taux de salinité relativement bas.

La ville de Saint-Louis est approvisionnée en eau pompée à Dakar Bango du marigot Lampsar. Bien que ses taux de solides dissous (salinité) soient relativement élevés, cette eau est acceptable comme eau municipale; il semble que sa qualité est quelque peu fonction de l'évolution de la salure dans l'estuaire ainsi que de l'évaporation.

## CHAPITRE D

### IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT

Ce chapitre présente des projections quant aux impacts qu'aura sur l'environnement, la réalisation du programme de l'OMVS. Nous en examinerons les aspects qualitatifs et, si possible, quantitatifs. Notre analyse se fonde à la fois sur la documentation existante, sur l'expérience acquise au cours de réalisations similaires dans des régions tropicales et sur les résultats de nos propres études de terrain. Un modèle mathématique comportant des données sur la salinité et sur l'oxygène dissous a également été utilisé pour la détermination de l'impact sur la qualité de l'eau qu'auront les futures retenues d'eau, la régularisation des débits du fleuve, et les aménagements municipaux et industriels prévus.

Nous étudierons séparément les différents projets envisagés par l'OMVS.

#### D.1 BARRAGE DE DIAMA

##### D.1-1 MODIFICATION DES PROPRIETES PHYSIQUES DE L'EAU

Le futur barrage de Diama sera construit à 28 km en amont de Saint Louis et affectera le fleuve sur une distance de 106 km en amont jusqu'à Richard Toll. La cote maxima d'exploitation de la retenue de Diama sera de 1 m 50 IGN; la superficie inondée sera de 235 km<sup>2</sup> et le volume de la retenue atteindra  $250 \times 10^6$  m<sup>3</sup>. En amont du barrage, l'eau du fleuve ne sera plus altérée par la remontée de la langue salée. La zone retenue aura un comportement identique au comportement actuel du fleuve en amont de Podor (cf. section C.3-1-1), c'est-à-dire qu'en saison des pluies les eaux sont parfaite-

ment brassées alors qu'en saison sèche, des conditions lacustres se développent. La recharge de l'Aftout es Sahel et du Lac R'Kiz sera plus constante et la maîtrise des eaux du lac de Guiers sera mieux assurée. Le rapport sur le fleuve et son estuaire présente une analyse du régime hydraulique avec, ou sans la construction du barrage de Diama. Il est prévu une phase transitoire d'exploitation de ce barrage à la cote 2 m 50 IGN pour les besoins de l'agriculture, en attendant la réalisation du barrage de Manantali (SOGREAH, 1977).

Au plan hydrologique, le comportement du fleuve en amont de Diama sera sensiblement identique avant et après la construction du barrage de Manantali. Ce dernier permettra d'augmenter l'approvisionnement en eau d'irrigation tout en maintenant à 1 m 50 IGN le niveau dans la retenue de Diama, où le niveau maximum sera atteint en octobre et novembre, période de pointe des crues. Lorsque le barrage de Manantali sera devenu opérationnel, la retenue d'eau du barrage de Diama sera maintenue à la cote 1 m 50 IGN quelles que soient les conditions hydrologiques et météorologiques, sauf peut être en fin de saison sèche (juin et juillet) où le niveau de l'eau pourrait diminuer en-deça de 1 m 50 IGN (cf. le Rapport sur le fleuve et son estuaire pour plus de détails sur les fluctuations du niveau sous diverses conditions météorologiques, avant et après la mise en exploitation du barrage de Manantali).

Que ce soit en période de crue ou d'étiage l'eau s'écoulera surtout dans le lit principal du fleuve, et l'inondation sur les berges devrait être inférieure à une lame d'eau de 0 m 30 d'épaisseur à la cote d'exploitation de 1 m 50 IGN du barrage de Diama, et de 0 m 50 à 1 m 50 d'épaisseur à la cote d'exploitation de 2 m 50 IGN (SOGREAH, 1977).

En période de pointe des crues (septembre à décembre), 80 % à 90 % des apports à la retenue de Diama seront évacués en aval jusqu'à l'embouchure du fleuve à St. Louis. La turbulence créée par ces importants écoulements d'eau provoquera

un brassage complet de la colonne d'eau. Par ailleurs du fait du peu de profondeur des écoulements du fleuve en saison sèche, il y aura également brassage sous l'action des vents d'où une homogénéité tout au long de la section verticale. Comme précisé à la Section C-3-1 on peut observer, en saison des pluies, des changements de températures diurnes dans la couche supérieure de l'eau, dûs au réchauffement solaire. Il n'y aura pas de stratification thermique permanente étant donné la faible profondeur de la retenue, le brassage vertical de l'eau sous l'effet du vent et les forts écoulements en saison des pluies. Toutefois une stratification thermique est possible en période d'étiage, dans la couche profonde de la voie navigable, lorsque le débit devient laminaire..

L'augmentation de la surface d'eau entraînera une augmentation de l'évaporation. La turbidité devrait également augmenter compte tenu de l'augmentation en saison des pluies des transports de sédiments, ce qui réduira la pénétration de la lumière dans la retenue d'eau pendant la période de juin à octobre. La turbidité diminuera au fur et à mesure de la baisse de la pluviométrie et des écoulements, ce qui favorise le dépôt des solides en suspension. Comme précisé à la section C.3.1.1 et contrairement aux eaux du lac de Guiers, les concentrations colloïdales sont moins fortes lorsque les eaux ont les caractéristiques d'une eau courante.

Dans les lames d'eau peu profondes (moins de 0 m 30 d'épaisseur) des berges, la lumière pénètrera jusqu'au fond sans jamais atteindre le seuil de 90 % d'absorption seuil qui marque la fin de la production primaire; néanmoins il est possible que certaines plantes aquatiques puissent piéger les colloïdes qui de ce fait s'aggloméreraient, ce qui aurait pour résultat de réduire la pénétration de la lumière; mais même dans ce cas l'absence totale de pénétration de lumière est peu probable sauf éventuellement dans les couches d'eau les plus profondes du lit principal.

En amont du barrage de Diama les propriétés chimiques de l'eau ne seront plus altérées par la remontée de la langue salée (cf. Section C.3.3 qui porte sur les effets de la salure). Les caractéristiques chimiques de l'eau de la retenue de Diama, entre Diama et Richard Toll, seront très similaires à celles de l'eau du fleuve en amont de Podor (cf. section C-3-1-2). En saison des pluies, il y aura répartition verticale homogène de l'oxygène, du  $\text{CO}_2$  et du pH, l'eau dans le lit principal du fleuve étant bien brassée.

Par contre dans la couche très étendue mais peu profonde qui inonde les rives, il pourrait y avoir accroissement de la production primaire au détriment de la réoxygénéation en saison des pluies, bien que l'aération sous l'action du vent demeurera importante, du fait de la turbulence qui entraîne un fort brassage de l'eau et du rapport plus élevé entre superficie et volume de la retenue. Malgré les apports de substances nutritives, en saison des pluies leurs taux de concentration ne pourront augmenter dans le lac de Guiers à cause du taux élevé des écoulements (80 - 90 %) à cette même époque (cf. section D-3-2 pour plus amples détails).

En saison sèche, sous les conditions lacustres qui prévalent de janvier à juillet, on observera une réoxygénéation de la colonne d'eau. La production primaire ne sera pas limitée du fait de la luminosité et les matières nutritives seront rapidement absorbées par les algues et autres plantes aquatiques, de préférence sous forme solide (en suspension) que dissous. Les autres modifications des paramètres chimiques (oxygène  $\text{CO}_2$ , pH) seront identiques à celles subies actuellement par les eaux du fleuve en amont de Podor quand le fleuve est à l'étiage (cf. section C-3-1-2).

Pour l'eau du fleuve, tout comme pour celle du lac de Guiers, lorsque l'azote est le facteur limitant de la production primaire, il y a rapidement prolifération d'algues

bleues-vertes, qui sont fixatrices de l'azote de l'atmosphère (Hutchinson 1975). Etant donné le peu de profondeur de la lame d'eau sur les berges (moins de 0 m 30 à la cote d'exploitation de 1 m 50) et si l'on considère que la lumière ne constitue pas non plus un facteur limitant une augmentation notable de la biomasse grâce à la présence d'algues épiphytiques bleues-vertes est possible. Ces algues se reproduiront naturellement à longueur d'année, grâce aux apports supplémentaires assurés depuis le barrage de Manantali par les déversements en période de crue et grâce aux eaux plus calmes hors du lit du fleuve (cf. section C-3-1-3).

L'action du vent et des vagues dans le lac de Guiers et la poussée exercée sur son eau en période de crue, y limiteront l'établissement des plantes aquatiques flottantes (cf. Section 3-2-4). La turbidité et le manque de pénétration de lumière y gênent le développement des plantes aquatiques racinées qui sont confinées à la zone riveraine peu profonde. Par contre la vaste région située entre Diama et St. Louis sera, en dehors du lit du fleuve, recouverte d'une lame d'eau peu épaisse (moins de 0 m 30 à une cote d'exploitation de 1 m 50 IGN du barrage de Diama). La pénétration de la lumière ne sera plus un facteur limitant et il est probable qu'on assistera à un développement de la végétation aquatique racinée (le rapport sur la flore aquatique indique les potentialités des diverses espèces dans la région du barrage). Il convient de rappeler que l'on risque d'assister à une véritable prolifération des plantes aquatiques lorsque les taux de concentration du phosphore sont faibles, ce qui ne limite que le développement des algues. Les différentes espèces végétales aquatiques entreront en compétition lorsque les concentrations de substances nutritives sont faibles; d'autres prélèvent ces substances grâce à leur système racinaire (Williams et al, 1977). La poussée exercée par les crues en saison des pluies peut avoir un impact sur la biomasse aquatique en amont du barrage (cf. Rapport sur la flore aquatique). Malgré un faible temps de retention des substances nutritives, il est fort probable que la retenue

de Diama abritera d'importantes populations ichtycoles (cf. rapport sur la faune aquatique).

Des changements devraient également intervenir dans le lac de Guiers, le lac R'Kiz et l'Aftout es-Sahel, dont la recharge sera garantie à longueur d'année. Le rapport sur la flore et la faune aquatiques explique plus en détail la nature de ces changements.

Après la maîtrise des eaux de recharge, la hauteur d'eau moyenne annuelle dans le lac de Guiers sera de 2 m 50 (Gouvement de Manantali, 1977). Pour leur estimation du futur eutrophisme du lac, Vollenweider (1973) et l'USEPA (1974) ont mis au point des indices empiriques à partir des données sur les taux de concentration totale du phosphore et de l'azote, sur la profondeur moyenne et sur le temps moyen de rétention, lesquels jouent un rôle dans les pertes d'eau par évaporation. Leurs calculs montrent que le lac demeurera eutrophique (Tableau D-1-1) et abritera d'importantes populations ichtycoles, ce que confirme l'indice morphoédophique. Les estimations de la future production halieutique à partir de cet indice sont basées sur la profondeur et sur les taux de concentration de solides dissous totaux. (cf. Rapport sur la faune aquatique).

## D.2 BARRAGE DE MANANTALI

### D.2-1 MODIFICATION DES PROPRIETES PHYSIQUES

Dans la rivière Bafing, sur laquelle sera construit le barrage de Manantali, l'eau est homogène aux différentes profondeurs et le taux de réoxygénération est élevé. Le lit de la rivière est composé de graviers, de roches et de pierres. Le gradient hydraulique moyen est de 25 cm/km (Sénégal Consult, 1970) et la stratification thermique est virtuellement inexistante.

La retenue qui y sera créée modifiera les caractéristiques physiques de la rivière qui passera de l'état fluviatile à des conditions lacustres. A la mise en eau du ré-

Tableau D.1.1.

ESTIMATION DU FUTUR TROPHISME DU LAC DE GUIERS

1 Méthodes et Hypothèse	Profondeur moyenne en mètres <hr/> Durée moyenne de rétention hydraulique (ans)	Concentration de phosphore total (gm/m <sup>2</sup> /an) Eutrophique / Oligotrophique.	Estimations des concentrations de phosphore total (gm/m <sup>2</sup> /an).
Vollenweider, pour le phosphore total, lorsque N est le facteur limitant. Il n'est pas tenu compte de l'évaporation.	2.5 / 1.3 = 1.9	0.60 / 0.30	0.29 (conditions oligotrophiques).
Vollenweider, pour le P total lorsque N est le facteur limitant. Il est tenu compte de l'évaporation.	2.5 / 5.0 = 0.5	0.15 / 0.07	0.29 (conditions eutrophiques).
Vollenweider, pour l'azote lorsque N est le facteur limitant. Il n'est pas tenu compte de l'évaporation.	2.5 / 1.3 = 1.9	8.0 / 3.0	4.42 (conditions mésotrophiques).
Vollenweider, pour l'azote lorsque N est le facteur limitant. Il est tenu compte de l'évaporation	2.5 / 5.0 = 0.5	2.0 / 0.95	4.42 (conditions eutrophiques).

1/NOTE : SOURCE : USEPA (1974).

servoir, les conditions seront isothermiques. Toutefois la vaste étendue d'eau ainsi créée ne sera plus soumise à un brassage physique sous l'effet de la forte turbulence, d'où l'apparition d'une stratification thermique, la couche supérieure du lac étant réchauffée par les radiations solaires, alors que les couches de fond, plus denses, demeureront froides. Ce processus est général à toutes les retenues d'eau situées dans des pays tropicaux. C'est ainsi qu'il y a stratification jusqu'à 8 mètres de profondeur pour le lac Ayame en Côte d'Ivoire (Tessent, 1973), et jusqu'à 10 mètres dans le lac Volta (Biswas, 1973) et dans le lac Kariba (Van du Lingen, 1973). Le même phénomène a été observé dans le lac du 5 Novembre (El Salvador) (Hernandez et DeGeorges, 1973).

Les écarts de température ne sont que de 2 à 3 degrés entre les eaux épilimniales et hypolimniales. C'est donc abusivement que la zone de discontinuité thermique est appelée thermocline, ce vocable ne pouvant s'appliquer que lorsque la variation de température est égale au moins à 1 degré Celsius par mètre de profondeur. Il serait préférable de désigner sous le nom de " métalimnion " une masse d'eau dont les écarts de température le long d'une verticale, sont inférieurs à 1 degré Celsius par mètre de profondeur. Cela permettrait une définition moins rigide de la stratification thermique (Hutchinson, 1957).

Le réservoir de Manantali présentera les caractéristiques d'un lac monomictique à eau tempérée, avec certaines modifications hydrologiques provoquées par les apports d'eau et le contrôle des écoulements en aval par la manœuvre des vannes du barrage. La stratification dans le lac se produira entre février et juillet.

L'arrivée des pluies et des eaux de crues provoquera un brassage de l'eau du réservoir, d'où un isothermisme temporaire dans la partie la plus en amont du lac, et ce pour toute la durée de la saison des pluies (juillet - novembre). Ceci est dû au volume plus élevé des apports d'eau comparativement à celui de la retenue d'eau. Ce brassage se pour-

suivra jusqu'à ce que la zone inondée en amont du barrage soit suffisamment étendue et que le volume d'eau de la retenue soit assez important pour empêcher tout brassage de l'eau sous l'effet des débits d'entrée beaucoup plus réduits. A ce moment, les eaux plus froides qui pénètrent dans le réservoir plongent directement vers le fond et s'écoulent sous forme de courants de densité.

Ces conditions ont pu être observées au lac Kariba (Mitchell, 1973), au lac du 5 novembre (Hernandez et DeGeorges, 1973) et au lac Kainji (Henderson, 1973). Normalement les courants de densité devraient s'écouler à hauteur ou en-dessous de la ligne de démarcation de la zone métalimniale, la profondeur de l'écoulement étant déterminée par la température des débits d'entrée. La stratification thermique commence à la fin de la saison des pluies et se propage à l'ensemble du lac.

L'arrivée des vents d'harmattan, qui provoquent une diminution sensible des radiations du fait du volume de poussières qu'ils transportent (Mc Comb et Iyamalo, 1968), se traduira par une perte progressive de chaleur à la surface du lac entre novembre et janvier. Lorsque par suite du refroidissement, la densité des deux masses d'eau (épilimniale et hypolimniale) sera égale, il se produira une thermoconvection dans la colonne d'eau, avec brassage complet des différentes couches. Ce phénomène de thermoconvection par suite d'un abaissement de la température et sous l'effet des vents, a été observé dans le lac Kainji (sur le Niger) entre décembre et février (Henderson, 1969), de même que dans le lac monomictique de Ilofango à El Salvador (Lopez et Degeorges, 1975).

Dans certains lacs (par exemple le lac Kainji) la totalité de la masse d'eau hypolimniale est évacuée entre février et avril - ce qui, au moment de l'arrivée des pluies, provoque dans l'ensemble de la retenue et jusqu'à la fin de la saison des pluies une destratification secondaire et totale, en plus de la destratification normale déjà décrite.

Il a été démontré qu'en amont de Manantali et en année de crue moyenne, la stratification thermique se fait à 10 m de profondeur (195 m IGN) au début de la saison des pluies (juillet) et que les écoulements à travers les déversoirs du barrage se font à 40 m. de profondeur (165 m IGN). En cette même période, la masse hypolimniale dans le réservoir représentera un volume de  $6,1 \times 10^9$  m<sup>3</sup> et la masse épilimniale un volume de  $3,8 \times 10^9$  m<sup>3</sup> (estimations basées sur les données du Groupement de Manantali, 1977). Si l'on prend pour hypothèse un débit moyen de 240 m<sup>3</sup>/sec pour les écoulements d'eau de la masse hypolimniale entre juillet et janvier (hypothèse adoptée par le Groupement de Manantali, 1977), époque qui correspond à la destratification naturelle de la retenue, le volume d'eau déversé de la masse hypolimniale ne sera que de  $4,5 \times 10^9$  m<sup>3</sup>, soit 75 % seulement du total de cette masse. Par conséquent, un certain volume de la couche hypolimniale subsistera et contrairement à ce qui se produit au lac Kainji, il n'y aura pas de destratification artificielle secondaire. Sauf pendant une période réduite de la saison des pluies et en certains points précis où l'eau du Bafing pénètre dans le lac.

La retenue se comportera comme un véritable lac monomictique avec, de décembre à février, une seule et importante convection verticale par cycle hydrologique.

#### D.2-2 MODIFICATION DES PROPRIETES CHIMIQUES DE L'EAU

Le passage progressif du réservoir de Manantali à des conditions lacustres, et les changements d'ordre physique qui en découlent, entraîneront également une modification des propriétés chimiques des eaux. Le réservoir recouvrira notamment une superficie de 47.700 hectares de savanes arborées qui ne fera pratiquement l'objet d'aucune coupe préalable (cf. rapport sur les Forêts) ce qui provoquera au début une forte consommation biochimique d'oxygène dans le nouvel habitat aquatique. La décomposition de ces matières organiques ramènera les taux d'oxygène dissous de l'eau du lac à des valeurs très faibles sinon nulles, comme ce fut

d'ailleurs le cas pour le lac Volta (Biswas, 1973; Freeman, 1974, Lawson et al, 1969), pour le lac Kariba (Van du Lin-gen, 1973) et pour le lac Kainji (Henderson, 1973, ces conditions s'étant maintenues pendant une période de 3 à 5 années dans les lacs Kariba et Volta.

Au fur et à mesure du vieillissement du réservoir de Manantali, les substances nutritives et les autres matières consommatrices d'oxygène se déposeront au fond et y resteront fixées dans les boues. Seule la masse hypolimniale de fond subira une désoxygénation prolongée; les consommations d'oxygène par la respiration des organismes ne seront pas compensées, étant donné la stratification des eaux et l'absence de brassage avec la masse sommitale riche en oxygène. De cette désoxygénation de la masse hypolimniale, résulteront des conditions anoxiques en saison sèche, le point culminant étant atteint en décembre ou début janvier, au moment de la thermoconvection. La masse épilimniale sommitale aura une teneur en oxygène suffisante pour le maintien de la vie aquatique. Il y aura prédominance diurne de la production primaire et prédominance nocturne de la consommation par respiration, d'où des fluctuations quotidiennes des taux d'oxygène et de CO<sub>2</sub> et du pH. On notera également des apports supplémentaires d'oxygène de l'atmosphère par les échanges air/eau,

néanmoins limités du fait de la faible surface par rapport au volume de la retenue, contrairement à ce qui se produit dans les nappes d'eau peu profondes (lac de Guiers, retenue de Diama, lac R'Kiz, Aftout-es-Sahel).

L'évolution progressive des concentrations de substances nutritives dans le réservoir traduira le volume des apports transportés avec les débits d'entrée (Mitchell, 1973). En saison des pluies, (juillet-novembre) ces apports seront intimement mélangés à l'eau du réservoir tout au long de la section verticale, et ce jusqu'à l'époque de ralentissement des écoulements venus de l'amont; ces concentrations créeront ensuite un courant de densité passant à la hauteur ou en-dessous de la ligne de démarcation métalimniale. Durant cette période, les substances nutritives qui s'écouleront

dans les courants de densité au fond du réservoir, ne seront pas immédiatement disponibles pour la production primaire dans les eaux épilimniales phototrophiques. Les mêmes conditions ont été observées dans le lac Kariba (Mitchell, 1973).

Les concentrations de substances nutritives dans le lac seront également augmentées par les apports dans les eaux de ruissellement et par suite de la décomposition de matières organiques dans les dépôts sédimentaires en bordure des bras de rivière, dendritiques et peu profonds, ce qui libérera du phosphore (Hutchinson, 1975).

Selon les estimations (Groupement de Manantali, 1977), la hauteur annuelle de rabattement sera de l'ordre de 10 à 15 mètres, ce qui exposera la couche basale de matières organiques à une décomposition aérobie. Lors de l'accroissement du volume d'eau dans le réservoir en saison des pluies, cette couche représentera une source secondaire de substances nutritives pour la production de plancton, en plus de celles qui demeurent fixées au fond et qui ne seront disponibles qu'après la thermoconvection. A ces apports il convient d'ajouter les quantités non négligeables provenant de déchets organiques d'origine animale et de la décomposition de la végétation émergente établie en bordure du lac et qui est submergée au moment de la montée du niveau de l'eau (Mc.Lachlan, 1970).

Le bilan trophique du réservoir sera affecté, en premier lieu, par les apports de substances nutritives dans les eaux du Bafing. L'évolution à long terme de ce bilan pour les lacs africains alimentés en substances nutritives par des débits d'entrée, a été décrite par Lelek et El Zarka (1973), Vanden Linden (1973) et Mitchell (1973). Nos estimations pour le réservoir de Manantali sont présentées au Tableau D-2-1; elles sont basées sur la méthode mise au point par Vollen Weider (1973) qui établit une relation entre le coefficient profondeur/temps de retention et les concentrations acceptables de phosphore. Les valeurs plus grandes que la limite supérieure admise indiquent des conditions eutrophiques, tandis que les valeurs plus faibles que la limite

Tableau D.2.1.

ESTIMATION DU TROPHISME DU RESERVOIR DE MANANTALI

Méthodes et Hypothèses.	Profondeur moyenne (en mètres) Durée moyenne de rétention hydraulique (ans)	Concentrations (en g/m <sup>2</sup> /an) de phosphore total. Eutrophique/Oligotrophique.	Estimation des concentrations (mg/m <sup>2</sup> /an) de phosphore total
Vollenweider, Phosphore total (P). (P) : 0.05 mg/l durée de rétention : 1 an	20.9/1 = 20.9	0.99 / 0.49	1.54 (conditions eutrophiques).
Vollenweider, Phosphore total (P). (P) : 0.01 mg/l durée de rétention : 1 an	20.9/1 = 20.9	0.99 / 0.49	0.31 (conditions oligotrophiques).
Vollenweider, Phosphore total (P). (P) : 0.01 mg/l durée de rétention 0.68	20.9/0.68 = 30.7	1.1 / 0.54	1.54 (conditions eutrophiques).
Vollenweider, Phosphore total (P). (P) : 0.01 mg/l durée de rétention 0.68 an	20.9/0.68 = 30.7	1.1 / 0.54	0.31 (conditions oligotrophiques).

Source de la méthode : USEPA (1974).

inférieure indiquent des conditions oligotrophiques. Les valeurs intermédiaires correspondent à des conditions mésotrophiques. Il est donc possible de prévoir le futur bilan trophique du lac en comparant les valeurs calculées pour le réservoir de Manantali avec les valeurs ci-dessus.

On peut noter que le temps de rétention variera entre 0,68 et 1,0 an. Nous avons considéré deux taux différents de concentrations de phosphore, le plus faible ( $P = 0,01$  mg/l) ayant été relevé dans des échantillons prélevés en saison sèche; cette valeur est d'ailleurs confirmée par les résultats obtenus par le Groupement de Manantali (1977). A ce taux de concentration de Phosphore et après accrétion dans le fond du réservoir des substances nutritives apportées lors de la mise en eau initiale du réservoir, les conditions pourraient à nouveau marquer une tendance oligotrophique. Bien que l'essentiel des apports au fleuve s'effectue en saison des pluies, il nous a été impossible pour des raisons d'ordre logistique, de prélever des échantillons d'eau pendant cette période. Néanmoins on peut supposer en comparant les résultats d'analyse des échantillons prélevés plus en aval, que les concentrations de P en saison sèche devraient être plus ou moins de 0,05 mg/l, ce qui indiquerait des conditions entrophiques. Si tel était le cas, les concentrations de substances nutritives devraient se maintenir à un taux élevé, comme cela s'est produit pour le lac de Kainji (Lelek et El Zarka, 1973). A long terme, le bilan trophique dans le réservoir de Manantali devrait se maintenir entre les valeurs extrêmes avec néanmoins une stabilisation mésotrophique. Ackerman et al (1973), Stanley et Alpers (1975), Warren et Ruben (1968) ont procédé à des études de cas pour différents lacs artificiels. Les résultats indiquent une période initiale hautement productive du fait de la libération de substances nutritives par la végétation submergée, suivie d'une période de déclin. On peut donc dire que le bilan trophique marque une nette tendance eutrophique au début puis un glissement progressif vers des conditions mésotrophiques au fur et à mesure du vieillissement du lac.

## D.2-3 IMPACTS EN AVAL DU BARRAGE DE MANANTALI

Le réservoir de Manantali modifiera, en aval, la qualité des eaux du fait des propriétés chimiques des écoulements provenant de la masse hypolimniale, laquelle sera désoxygénée en phase initiale et même à plus long terme. Par conséquent ces écoulements auront une très faible teneur en oxygène dissous, mais des concentrations relativement élevées de  $H_2S$ , d'ammoniac, de phosphore et de Fer (Velz, 1970).

L'impact de l'eau désoxygénée sera atténué par la réoxygénéation dans le lit du fleuve en aval du barrage; de plus la réoxygénéation atmosphérique augmentera les concentrations d'oxygène dissous. Nous décrivons ci-après le processus de réoxygénéation en aval du barrage en fonction des débits.

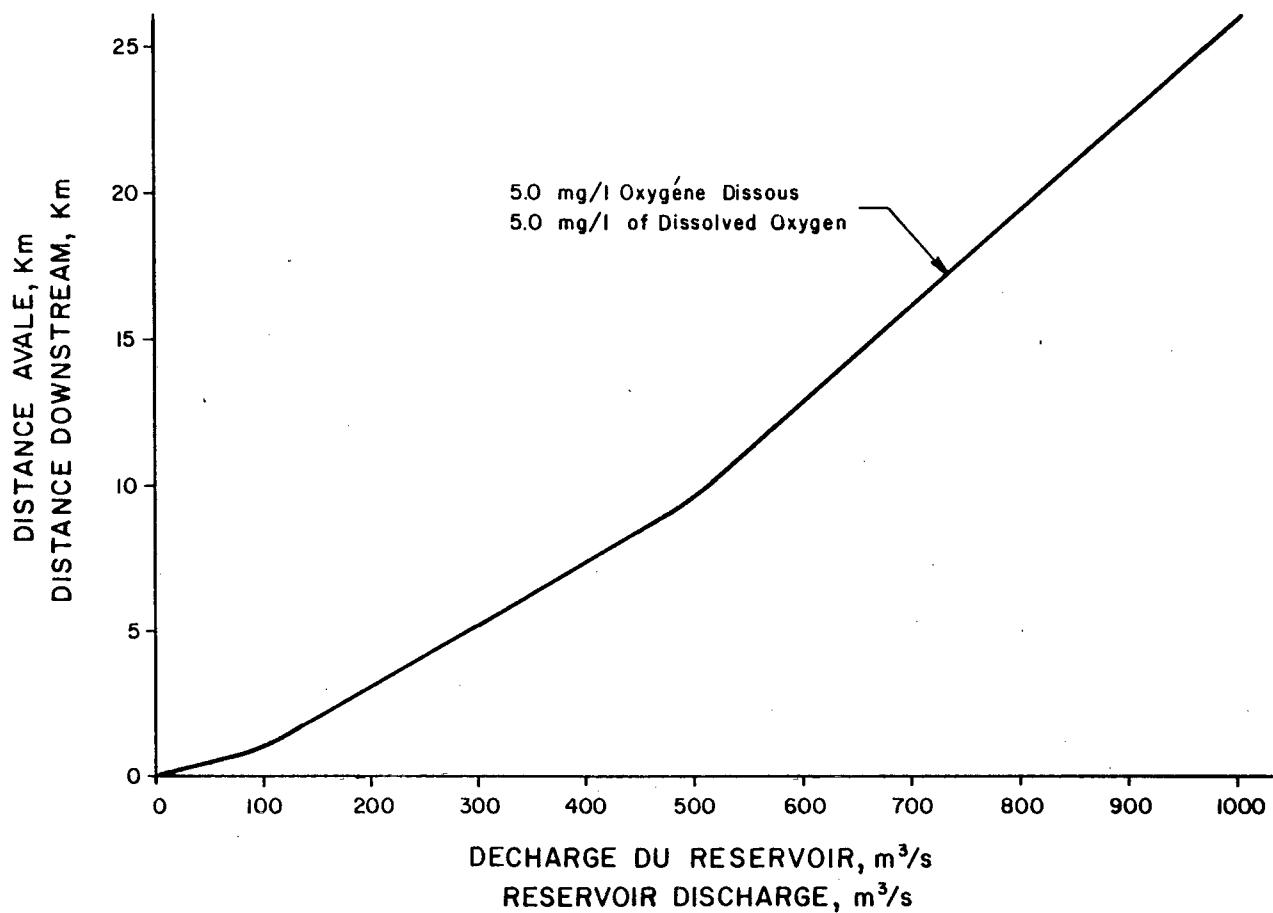
Les estimations des coefficients de réoxygénéation sont basés sur les travaux de O'Connor et Dobbins (1958) et de Churchill et al. (1962). Une correction à 25°C a ensuite été effectuée (ASCE, 1961). La figure D.2-1 indique à quelle distance en aval du barrage de Manantali les taux d'oxygène dissous atteignent à nouveau une concentration de 5,0 mg/l pour un débit donné, en supposant un taux nul à la sortie du barrage. Selon l'USEPA (1976), 5 mg/l d'oxygène dissous représentent un taux satisfaisant pour la faune et la flore aquatiques.

Si l'on considère que le débit de sortie est de 370 m<sup>3</sup>/sec. à Manantali, il faut compter 6,8 km pour atteindre le taux de 5,0 mg/l. En période d'écoulements de pointe, c'est à dire en septembre et octobre, le taux de 5,0 mg/l ne pourra être atteint qu'après un parcours de 16 à 19 km.

Il convient de préciser que la reoxygénéation de l'eau peut ne pas être aussi rapide que l'indique la Figure D-2-1. En effet les méthodes de calcul du temps de reoxygénéation supposent que l'eau est exempte de toute substance consommatrice biologique ou chimique d'oxygène, comme par exemple

REAERATION AVALE DU RESERVOIR DE MANANTALI  
REAERATION DOWNSTREAM OF THE MANANTALI RESERVOIR

Figure D.2-1



les matières organiques, l'ammoniac, le fer, ou l'aide sulfhydrique. Or l'eau provenant du réservoir de Manantali contiendra une certaine quantité de ces substances. Il n'est cependant pas possible d'en tenir compte pour le calcul du temps de réoxygénation sans connaître leurs taux de consommation d'oxygène, d'oxydation ou de respiration bactérienne. Toute projection quant à la valeur de ces paramètres demeure hautement hypothétique et ne peut être que source d'erreur pour le calcul des temps de réoxygénation en aval. En réalité le point où le taux de 5 mg/l d'oxygène dissous est atteint est à une distance certainement plus grande que ne l'indique le tableau, sans qu'il soit possible de le déterminer avec exactitude tant que le barrage de Manantali ne sera pas opérationnel.

Le biotope aquatique sera contrarié par les lâchures d'eau de la masse hypolimniale, riche en  $H_2S$  (Velz, 1970). Au lac Rowalla (île Tasmania, Australie), l'odeur de l'acide sulfhydrique demeure sensible à 5 ou 6 km en aval du barrage, et sur ce tronçon on a observé un taux anormal de mortalité des espèces ichtycoles. Au lac Kainji l'odeur est perceptible jusqu'à l'évacuateur du barrage (Henderson, 1973). Dans le fleuve Sénégal l'impact ne se fera sentir que sur une faible distance, étant donné que le  $H_2S$  s'échappera rapidement dans l'atmosphère ou sera oxydé.

Après la construction du barrage on devrait enregistrer, dans la zone du réservoir, une augmentation des concentrations de fer (à l'état de composés ferreux dissous) du fait du taux réduit d'oxygène dans la masse hypolimniale. En aval, au contact de l'oxygène dissous présent dans les eaux lâchées du réservoir il sera rapidement transformé soit en hydroxyde ferrique ( $Fe_2(OH)_3$ ) soit en oxyde ferrique ( $Fe_2O_3$ ). Déposés au fond du lit, ces composés ferriques peuvent détruire les organismes qui y vivent, notamment les œufs de poisson et les alevins ainsi que certains invertébrés. Selon les normes de l'USEPA (1976), les concentrations de fer dans l'eau douce devraient être inférieures, ou au plus égales à 1,0 mg/l. afin de ne pas être nocives pour le

biotope aquatique. Or il est possible que ce seuil critique soit dépassé, étant donné que les sols du bassin versant du fleuve Sénégal sont riches en fer et compte tenu de l'éventualité d'une désoxygénéation persistante dans la masse hypolimniale.

Les substances nutritives - phosphore et azote ammoniacal - seront transportées en aval. Or lorsque périodiquement, des conditions anaérobies se développeront dans la masse hypolimniale, les boues de fond libéreront ces substances qui, avec celles qui sont transportées en amont dans les eaux du Bafing, formeront des concentrations du fait de l'absence d'oxygène. Par conséquent, les eaux à la sortie du barrage pourraient contenir des substances nutritives en concentrations supérieures à la normale.

L'activité biologique dans le fleuve, en aval du barrage, sera favorisée par cette présence de phosphore et d'azote. On devrait surtout observer une intensification de la production primaire (plancton et algues épiphytiques), et ce en fonction du régime hydrologique. Un plus fort développement de la flore aquatique est également prévisible (pour plus amples détails, se référer au rapport sur la flore aquatique).

## D.3. L'Estuaire du Fleuve Sénegal

### D.3.1. Taux de salinité

Comme nous l'avons indiqué à la section C.3.3., la remontée de la langue salée dans le lit du fleuve détermine les taux de salinité dans le delta. La réalisation du programme de mise en valeur de l'OMVS aura de profondes répercussions sur ces concentrations et sur l'intrusion maritime, ainsi que des effets secondaires sur le biotope aquatique et terrestre. Des projections quant à l'évolution du régime salin ont été établis à partir d'un modèle mathématique qui exploite les données disponibles, et qui avait été mis au point par "Virginia Institute of Marine Science" (VIMS), (Kuo et al, 1975). On trouvera en Annexe I une description détaillée du modèle, des méthodes de calibrage et des tests de vérification.

#### D.3.1.1. Application du modèle VIMS à l'estuaire du fleuve Sénegal.

Après calibrage et vérification, le modèle VIMS a été utilisé en incorporant les données relatives aux débits mensuels moyens après une crue d'amplitude moyenne, afin de simuler les diverses étapes de mise en valeur du bassin du fleuve Sénegal, à savoir les scénarios ci-après :

- fonctionnement des aménagements déjà réalisés, après une crue d'amplitude moyenne.
- mise en service du barrage de Diama.
- régularisation des débits du fleuve depuis le barrage de Manantali mais sans le barrage de Diama.
- mise en service du barrage de Diama et régularisation des débits depuis le barrage de Manantali.
- mise en service du chenal d'entrée en aval de St-Louis.

- mise en service simultanée du chenal d'entrée et des trois premiers scénarios décrits ci-dessus.

Une comparaison des résultats de la simulation des différents scénarios permet une meilleure compréhension de l'évolution de la salinité dans l'estuaire aux différentes phases d'aménagement. En général, après calibrage du modèle, les niveaux de salinité à une date donnée semblent surestimés, tandis que le test de vérification a tendance à sous-estimer les taux quotidiens. Il est important de bien comprendre que le modèle VIMS ne permet qu'une approximation des taux de salinité dans l'estuaire à une date donnée et en un lieu donné, mais qu'il rend possible la comparaison des divers taux de salinité en fonction du rythme d'aménagement du bassin fluvial.

La modélisation mathématique de la progression de la salure dans un estuaire fait appel à diverses hypothèses. Le modèle VIMS repose sur les hypothèses ci-après :

- les caractéristiques de chaque section de l'estuaire sont constantes dans l'ensemble de la section considérée.

Ainsi pour une section donnée, les valeurs des paramètres physiques (profondeur et largeur du fleuve, vitesse de la marée) sont les valeurs moyennes pour cette section, ceci afin d'éviter la perte de temps considérable qu' entraînerait l'exploitation de valeurs réelles.

- les taux de salinité obtenus avec le modèle sont constants en tout point de la section horizontale et de la section verticale de tout lieu géographique dans l'estuaire.

Cette hypothèse permet également de limiter à un niveau raisonnable le volume de calculs nécessaires. Malheureusement, les données disponibles indiquent une variation de la salinité en relation avec la profondeur (cf. section C.3.). La valeur moyenne des concentrations le long d'une verticale a été déterminée avant l'exploitation sur ordinateur, aux fins de comparaison avec les résultats de simulation VIMS.

Pour la simulation du barrage de Diama, l'hypothèse adoptée est que le blocage du mouvement des marées par le barrage de Diama n'entraînera aucune variation d'amplitude des marées en aval du barrage.

Lorsque ce barrage sera en service et qu'un nouvel équilibre de courants de marée sera atteint, les limites de marée pourraient être modifiées. Toutefois, il n'existe aucune méthode de quantification de cet impact.

Actuellement, les variations de niveaux des marées indiquent une amplitude de 1,0 mètre dans l'Océan, de 0m53 à Saint Louis, de 0m36 à Richard Toll et de 0m27 à Podor. Le fort écart d'amplitude entre l'océan et Saint Louis s'explique surtout par les faibles hauteurs d'eau à l'entrée de l'estuaire et qui sont dues aux sables qui s'y sont accumulés. Cet écart sera fortement réduit, une fois construit le chenal d'entrée prévu à 10 km de l'embouchure actuelle. Par ailleurs, on considère qu'un chenal de 14 mètres de profondeur n'entraîne aucune réduction d'amplitude en amont et que par conséquent les niveaux de marée seront sensiblement les mêmes qu'actuellement.

Les autres hypothèses de salinité concernent les taux atteints dans l'estuaire le premier jour de la saison sèche (30 novembre) et les taux dans l'embouchure à différentes dates de cette saison sèche. A noter que du fait de sa morphologie particulière, l'estuaire a des taux de salinité différents de ceux de l'océan (une description détaillée des caractéristiques physiques de l'estuaire est donnée à la section C du Rapport sur le Fleuve et son Estuaire).

Pour les taux de salinité au 30 novembre dans l'estuaire, les hypothèses ci-après peuvent être adoptées :

- la construction du barrage de Diama n'aura pas pour effet de modifier les taux de salinité dans l'estuaire à la date considérée.

En effet, si l'on se réfère aux données de salinité de la période 1962-1963 (cf. Annexe I), données qui ont servi au calibrage du modèle, on constate que le 30 novembre, après une crue

moyenne, la langue salée n'a pas encore atteint le site de Diamma.

- lorsque les débits seront régularisés, les taux de salinité dans l'estuaire au 30 novembre seront les mêmes que les taux au 31 décembre sans régularisation (taux utilisés avec le modèle VIMS).

La seule variable d'input est donc la régularisation du débit du fleuve. Le tableau D.3.1. indique la moyenne mensuelle des débits pour la période d'octobre à juin, avec ou sans régularisation. On observera un décalage d'un mois entre les valeurs d'octobre à décembre des deux scénarios. Le débit moyen de novembre sera de 370 m<sup>3</sup>/seconde avec Manantali, c'est-à-dire qu'il sera très proche du débit moyen actuel de 350 m<sup>3</sup>/sec. atteint en décembre.

A noter que la construction du barrage de Diamma n'aura aucune incidence.

- les taux de salinité seront identiques avec ou sans chenal d'entrée sauf qu'avec le chenal il y aura un décalage de 10 km en amont, ce qui correspond à la distance entre l'embouchure et l'entrée du chenal.

Ce chenal, qui aura pour effet d'augmenter les amplitudes de marée dans tout l'estuaire, n'aura par contre aucun impact sur les débits d'eau douce.

Il y aura décalage spatial du point de rencontre des eaux douces et de mer qui se produit actuellement juste en amont de l'embouchure et qui sera observé au point de jonction entre le chenal d'entrée et l'estuaire.

la construction de ce chenal. L'amplitude de marée plus forte imputable au chenal d'entrée est supposée n'avoir aucune incidence sur la salinité au point de rencontre du chenal et de l'estuaire. Il y aura par contre un décalage spatial de 10 km en amont pour le brassage des eaux au point de jonction entre le chenal d'entrée et l'estuaire. Avec cette hypothèse, l'intrusion maritime après la construction du chenal d'entrée est peut-être sous-estimée, mais il ne semble pas qu'il existe actuellement d'hypothèse plus acceptable.

Il convient de rappeler que cet ensemble d'hypothèses a une incidence sur les résultats de la modélisation et il faudra en tenir compte dans les conclusions de l'étude.

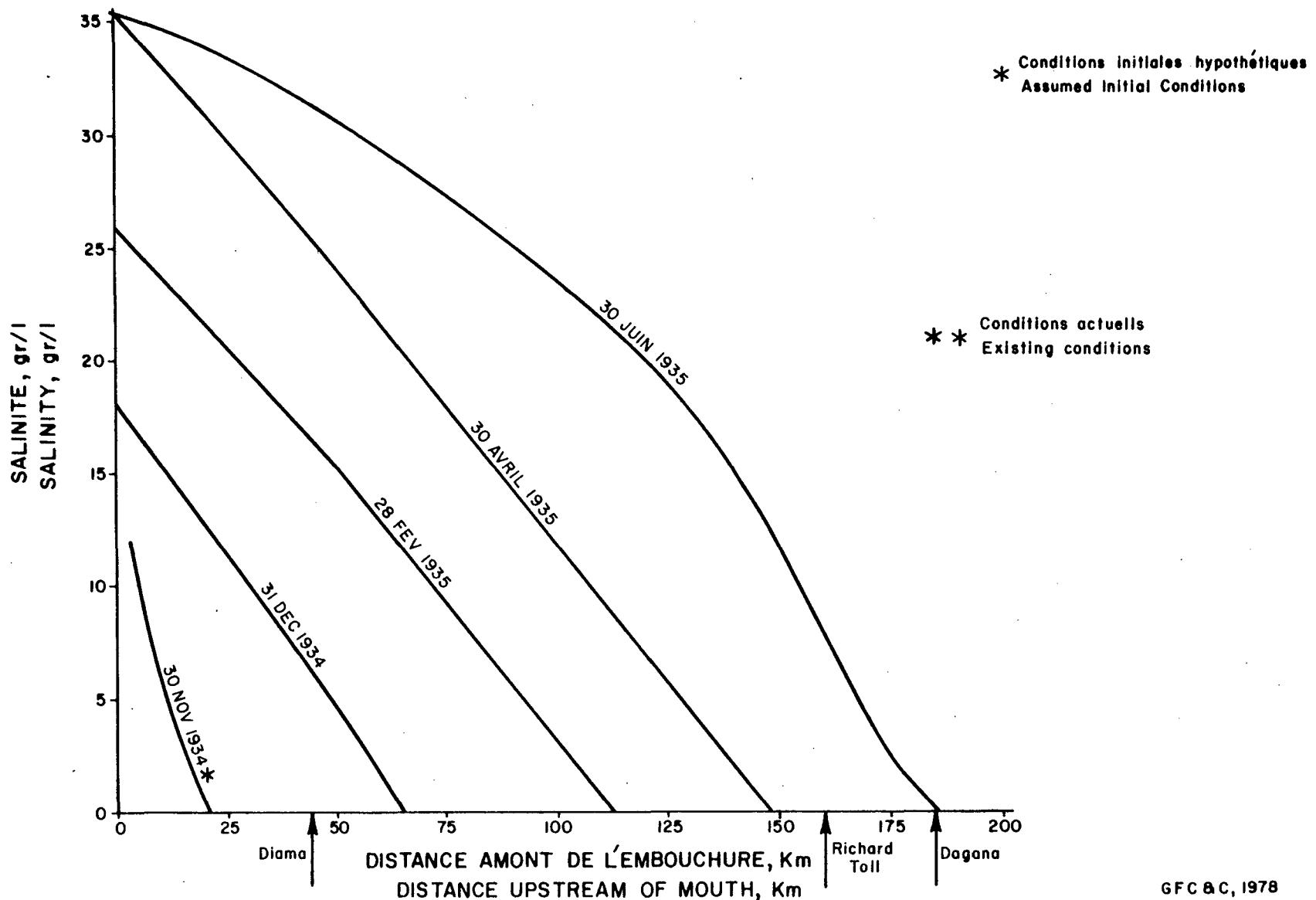
#### D.3.1.2. Résultats de la modélisation

Les résultats de la simulation sur modèle VIMS des conditions actuelles après une crue d'amplitude moyenne sont reportés à la figure D.3.1., et sont très proches des résultats obtenus après calibrage. Le 31 décembre, l'intrusion maritime devrait avoir pénétré bien au-delà du site de Diama et devrait atteindre la région de Dagana le 30 juin. A n'importe quelle date, entre janvier et avril et en tout point de l'estuaire, les variations des taux de salinité par kilomètre linéaire devraient être à peu près constantes. Cela traduit bien l'évolution saisonnière de la salure dans le delta en fonction des variations des débits.

Les prévisions de salinité après la mise en service du barrage de Diama sont reportées à la Figure D.3.2. Le barrage aura surtout pour fonction d'empêcher la remontée de la langue salée. En aval du barrage, les taux de salinité varieront peu après avril. On considère qu'il y a équilibre du bilan de salinité dans l'estuaire lorsqu'on n'enregistre aucune évolution de cette salinité dans le temps. Après avril, les concentrations salines de 0 à 15 grammes/litre dans l'estuaire s'étendent sur moins de 10 kilomètres, ce qui correspond à des variations de près de 2 grammes par litre et par kilomètre. Cette estimation est surtout importante eu égard à l'impact du barrage de Diama sur les populations ichtycoles de l'estuaire (cf. Rapport sur les Pêches). On estime à 40-50 km la

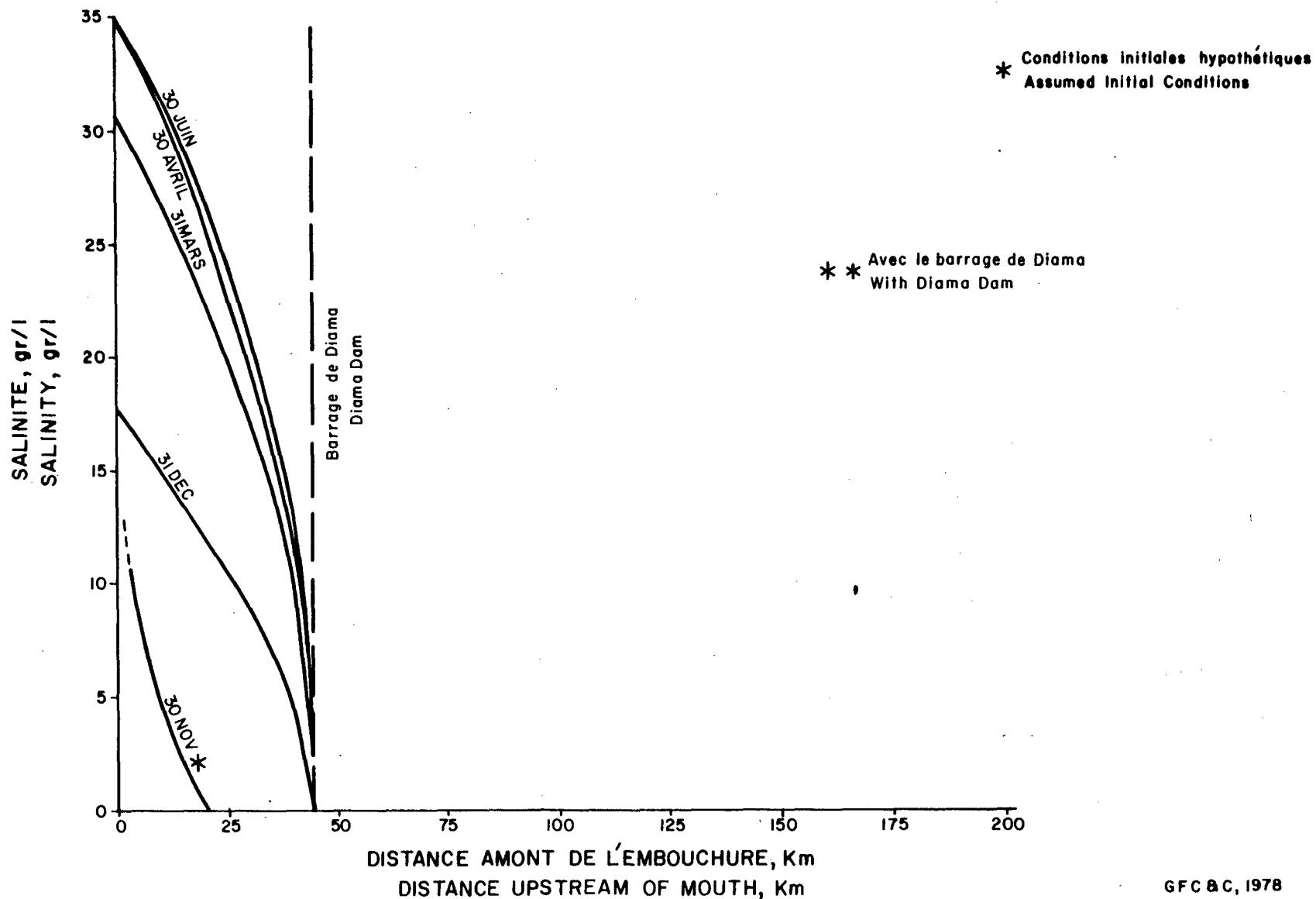
INTRUSION DE LA SALINITE - SIMULATION VIMS  
DE L'ESTUAIRE DU FLEUVE SENEGAL APRES UN DEBIT MOYEN  
SALINITY INTRUSION - SENEgal RIVER ESTUARY \*\*  
VIMS SIMULATION FOLLOWING AN AVERAGE FLOOD

Figure D.3-1



INTRUSION DE LA SALINITE - SIMULATION VIMS  
 DE L'ESTUAIRE DU FLEUVE SENEGAL APRES UN DEBIT MOYEN  
 SALINITY INTRUSION - SENEgal RIVER ESTUARY \*\*  
 VIMS SIMULATION FOLLOWING AN AVERAGE FLOOD

Figure : D.3-2



longueur de la partie de l'estuaire où les taux de salinité au 30 juin seront de 0 à 15 milligrammes par litre sous les conditions actuelles. La figure D.3.2. montre également que les variations de salinité par kilomètre de longueur augmentent au fur et à mesure que l'on s'éloigne de l'embouchure.

La figure D.3.3. compare les résultats de la simulation VIMS avec ou sans régularisation des débits et sans le barrage de Diama. L'intrusion maritime plus forte le 30 novembre (avec régularisation des débits) s'explique en partie par les écoulements du mois de novembre qui sont moins élevés avec, que sans le barrage de Manantali. Pour la période de février à juin, les débits plus élevés qui résultent de la régularisation (cf. Tableau 5 de l'Annexe I) feront que les courbes isohalines du 30 juin soient pratiquement identiques avec ou sans régularisation. Les résultats de la simulation révèlent en effet qu'un débit de 130 à 140 m<sup>3</sup>/sec. en saison sèche est insuffisant pour faire obstacle à la remontée de la langue salée dans le delta ; les données d'imput utilisées pour parvenir à cette conclusion sont présentées à la section D.3.1.6. Dans son rapport de 1974, Norbert Beyrard parvient à une conclusion identique pour un débit de 100 m<sup>3</sup>/sec. Cela prouve à l'évidence la nécessité de construire le barrage de Diama si l'on tient compte que le barrage de Manantali n'aura aucun effet sur l'intrusion maritime.

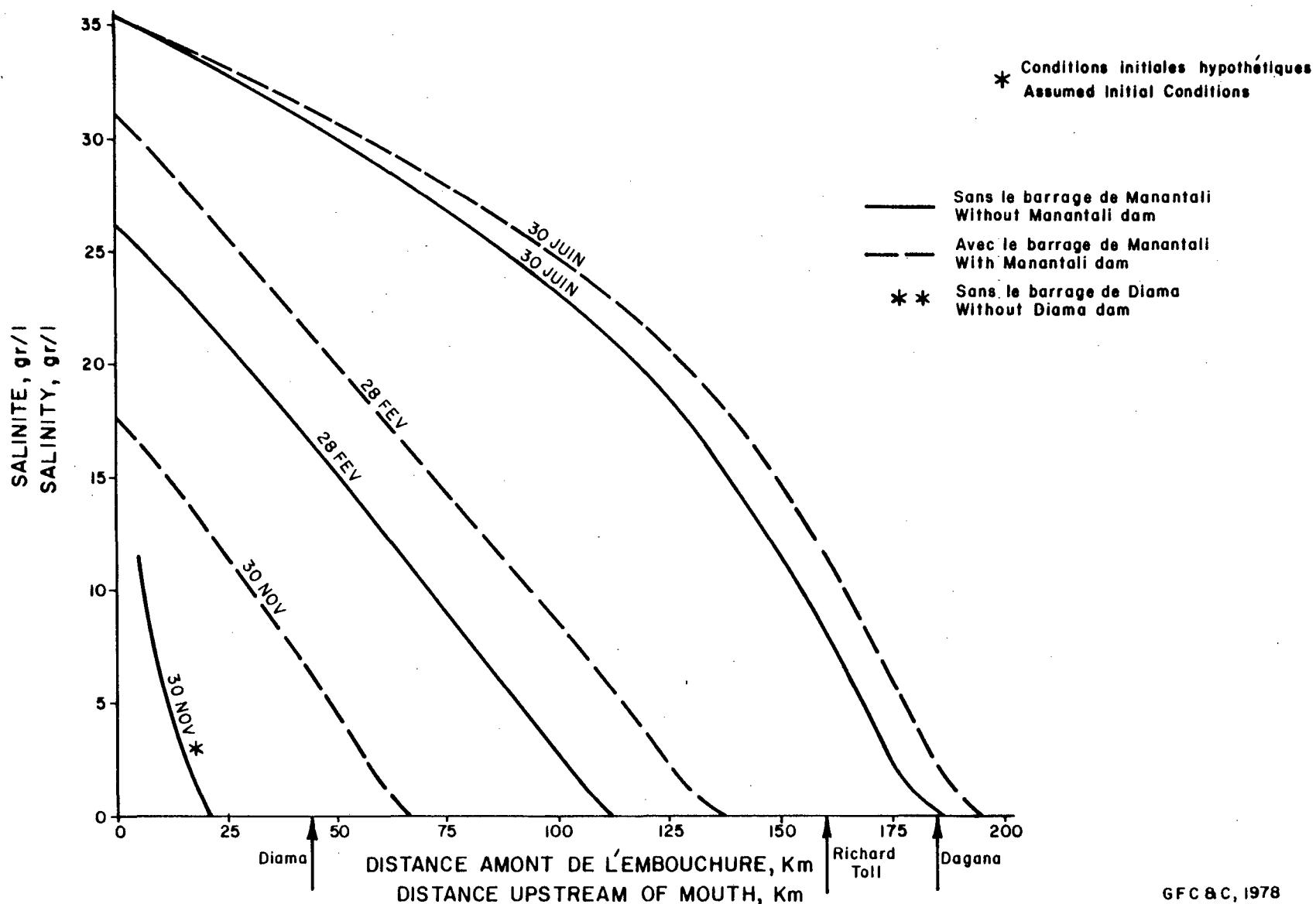
La figure D.3.4. présente les résultats de la simulation de l'intrusion saline lorsque les deux barrages seront en service.

L'hypothèse de conditions initiales est celle d'une régularisation des débits mais sans barrage à Diama. Le niveau maximum d'intrusion saline est atteint le 30 avril. Si l'on compare ce graphique avec celui des courbes isohalines lorsque seul le barrage de Diama est en service, on constate que la limite maximum de pénétration de la langue salée atteint la même distance en amont de l'embouchure que lorsqu'il n'y a pas de régularisation des débits depuis Manantali. Par conséquent, on peut conclure que d'avril à juin, la salinité ne sera pas conditionnée par les lâchures depuis le futur réservoir de Manantali, si le barrage de Diama est également en service.

Une comparaison entre les figures D.3.4. et D.3.1. permet une

INTRUSION DE LA SALINITE - SIMULATION VIMS  
DE L'ESTUAIRE DU FLEUVE SENEGAL APRES UN DEBIT MOYEN  
SALINITY INTRUSION - SENEGAL RIVER ESTUARY \*\*  
VIMS SIMULATION FOLLOWING AN AVERAGE FLOOD

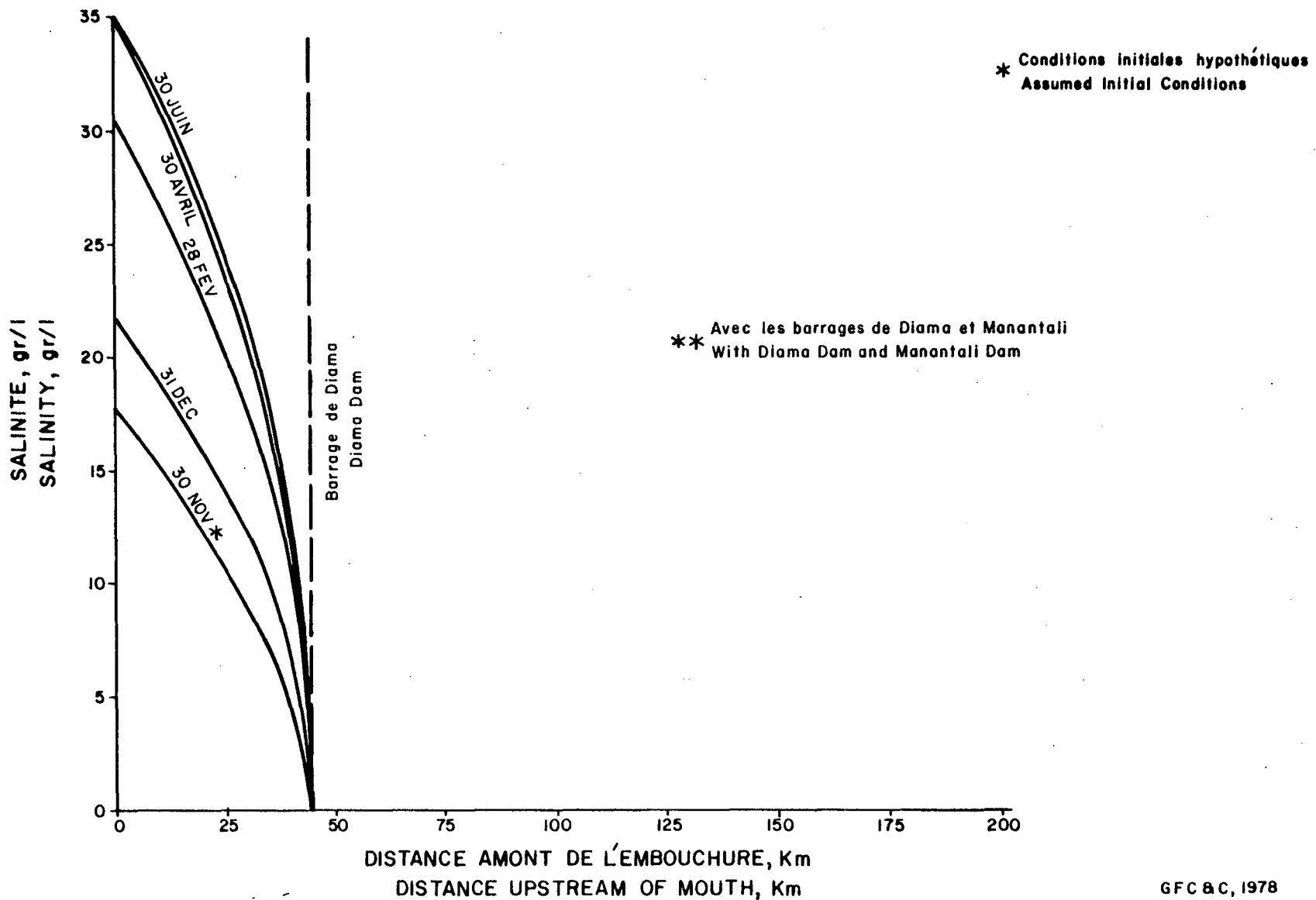
Figure D.3-3



INTRUSION DE LA SALINITE - SIMULATION VIMS  
DE L'ESTUAIRE DU FLEUVE SENEGAL APRES UN DEBIT MOYEN

Figure : D.3-4

SALINITY INTRUSION - SENEGAL RIVER ESTUARY \*\*  
VIMS SIMULATION FOLLOWING AN AVERAGE FLOOD



évaluation des impacts des futurs aménagements sur le bilan de salinité de l'estuaire. Lorsque les barrages de Diama et de Manantali seront opérationnels, leur exploitation conjointe aura pour effet de ramener à 10 km la longueur actuelle (30-40 km) d'estuaire où les taux de salinité sont de 0 à 15 grammes par litre. En outre, on observera qu'à une date donnée, les variations des taux de salinité par kilomètre linéaire seront bien plus fortes dans l'estuaire après la construction des infrastructures.

La figure D.3.5. présente les résultats de la simulation VIMS avec le chenal d'entrée mais sans les deux barrages..

Les différences par rapport aux conditions initiales ne sont observées que sur le tronçon de 10 km du chenal d'entrée, c'est-à-dire entre ses points de jonction avec l'océan et avec l'embouchure. Ce résultat, ainsi que les plus fortes amplitudes de marée dans le chenal de 14 m de profondeur qui traversera la langue de Barbarie, entraîneront une augmentation de l'intrusion saline. Il est prévu que le 30 juin la langue salée aura pénétré sur 230 km en amont de l'embouchure, alors que sans le chenal d'entrée, cette pénétration ne serait que de 185 km. Les variations des taux de salinité au kilomètre seront moins fortes avec le futur chenal d'entrée.

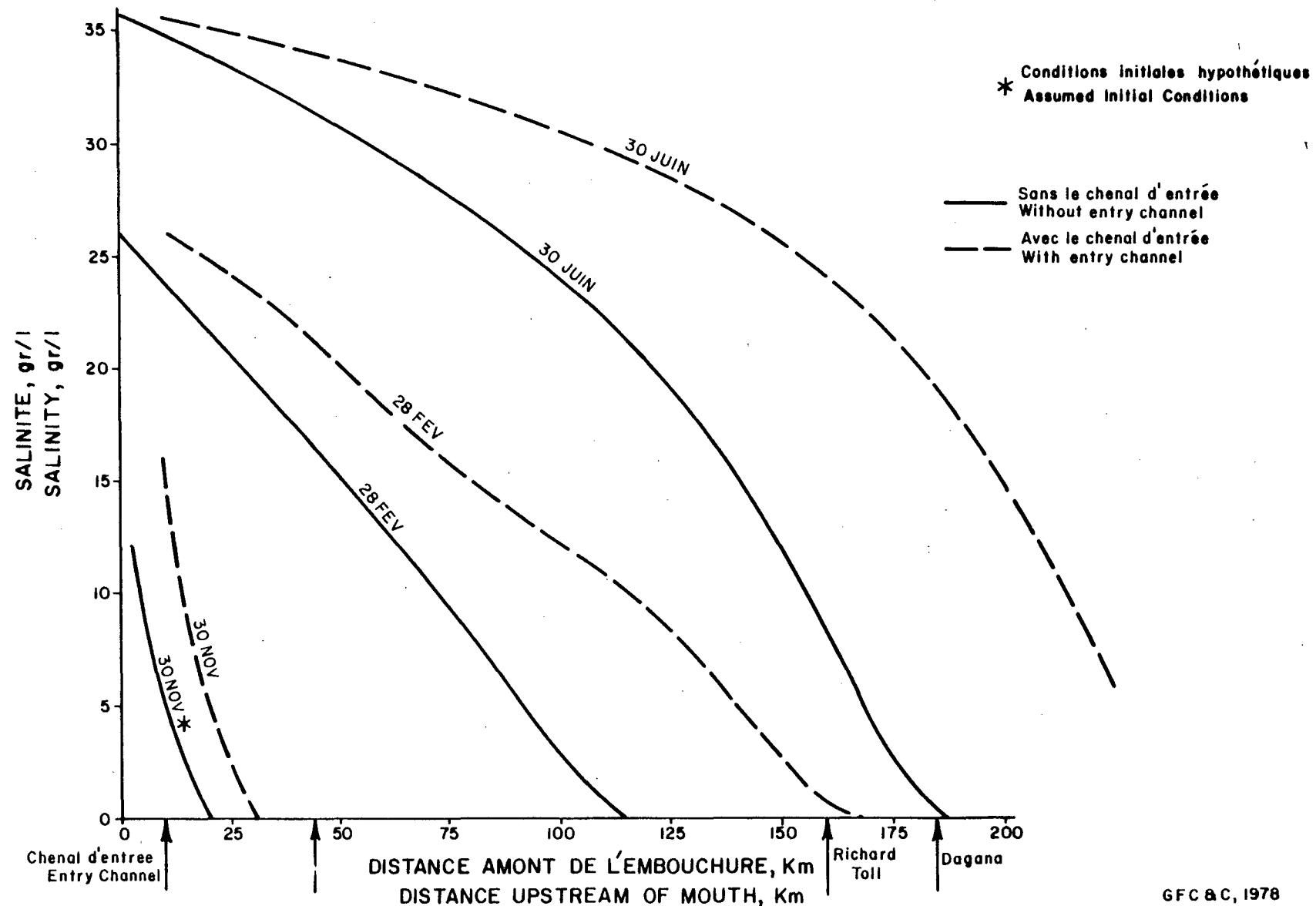
Avec le barrage de Diama et le chenal d'entrée, les concentrations d'équilibre atteintes le 30 avril seront plus élevées que sans ces deux projets (cf. Figure D.3.6).

La figure D.3.7 montre qu'avec la régularisation des débits et la création du chenal d'entrée, le débit sera de 137 m<sup>3</sup>/seconde en saison sèche, ce qui est insuffisant pour empêcher l'intrusion des eaux de mer, qui devraient avoir atteint Dagana le 31 mars, et le marigot Doué le 30 juin.

La simulation faisant intervenir à la fois le chenal d'entrée, le barrage de Diama et la régularisation des débits aboutit au même équilibre de salinité dans l'estuaire que lorsqu'il n'y a pas de régularisation. On arrive à la même conclusion si l'on compare les figures D.3.2 et D.3.4 (simulation sans le chenal d'entrée). En fin de saison sèche, la régularisation des débits n'aura aucune incidence sur l'évolution de la salinité sur les 45 km d'estuaire

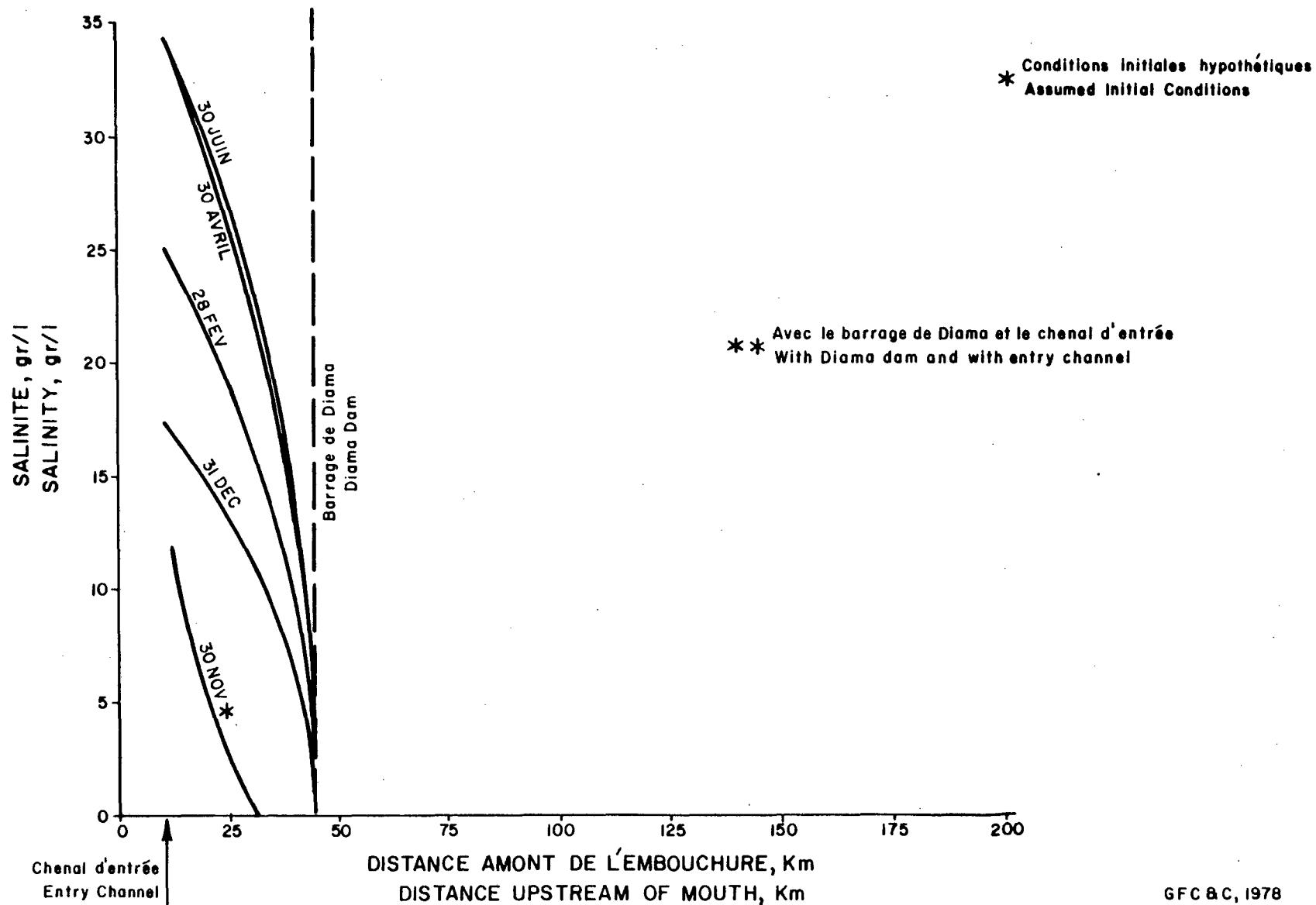
INTRUSION DE LA SALINITE - SIMULATION VIMS  
DE L'ESTUAIRE DU FLEUVE SENEGAL APRES UN DEBIT MOYEN  
SALINITY INTRUSION - SENEgal RIVER ESTUARY  
VIMS SIMULATION FOLLOWING AN AVERAGE FLOOD

Figure : D. 3-5



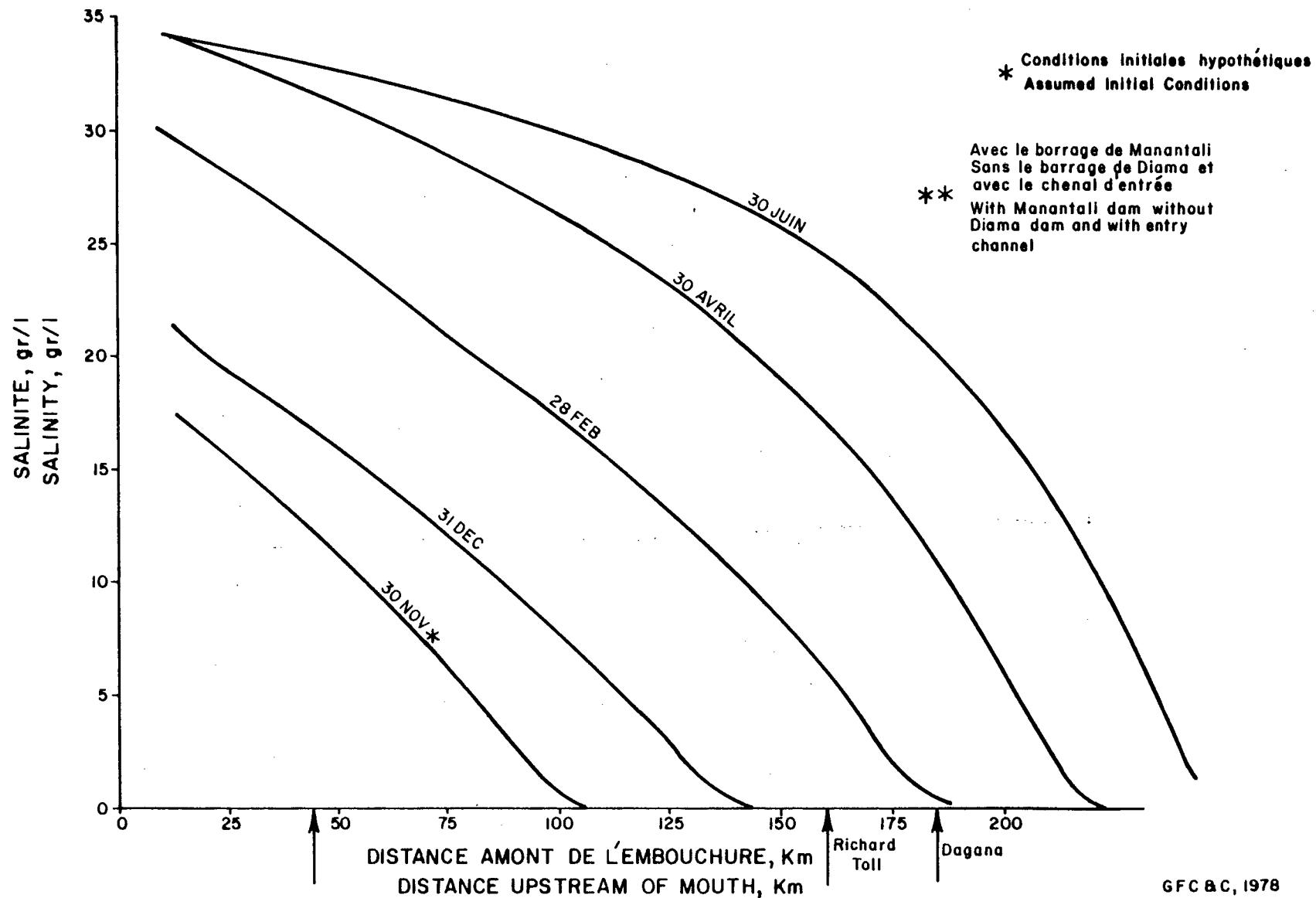
INTRUSION DE LA SALINITE - SIMULATION VIMS  
DE L'ESTUAIRE DU FLEUVE SENEGAL APRES UN DEBIT MOYEN  
SALINITY INTRUSION - SENEGAL RIVER ESTUARY  
VIMS SIMULATION FOLLOWING AN AVERAGE FLOOD\*\*

Figure : D.3 - 6



INTRUSION DE LA SALINITE - SIMULATION VIMS  
DE L'ESTUAIRE DU FLEUVE SENEGAL APRES UN DEBIT MOYEN  
SALINITY INTRUSION - SENEGAL RIVER ESTUARY \*\*  
VIMS SIMULATION FOLLOWING AN AVERAGE FLOOD

Figure : D.3-7



en aval du barrage de Diama.

#### D.3.I.3. Conclusions de la modélisation VIMS

L'utilisation du modèle VIMS permet de tirer les conclusions suivantes :

- 1 - avec la mise en service du barrage de Diama, la longueur de l'estuaire après une crue moyenne, sera considérablement réduite par rapport à sa longueur actuelle. La partie de l'estuaire où les taux de salinité seront compris entre 0 et 15 grammes par litre (parts pour mille) aura une longueur inférieure à 10 km alors que cette longueur restera supérieure à 40 km avant l'exploitation du barrage.
- 2 - la régularisation des débits depuis le barrage de Manantali ne pourra, sans le barrage de Diama, empêcher la remontée de l'eau de mer dans le lit du fleuve. Ce n'est que la mise en service du barrage de Diama qui permettra un contrôle appréciable de l'intrusion saline dans la région du delta.
- 3 - Lorsque le barrage de Diama sera en service, la régularisation des débits depuis le barrage de Manantali ne modifiera nullement la salinité dans l'estuaire d'avril à juin.
- 4 - l'intrusion saline sera plus forte avec, que sans le chenal d'entrée. Les taux de salinité en tout point de l'estuaire seront plus élevés, lorsque le chenal d'entrée aura été aménagé, par contre les variations des taux de salinité par kilomètre linéaire y seront moins fortes.
- 5 - lorsque le chenal d'entrée et le barrage de Diama seront en service, les taux de salinité le long de l'estuaire devraient être plus élevés que si le chenal d'entrée n'est pas aménagé.

### D.3.2. Concentrations de substances nutritives

Dans les régions arides, les concentrations de substances nutritives dans les estuaires sont fortement conditionnées par les écoulements (Rochford, 1961; Nichols, 1966). Ceci est notamment le cas pour le bassin du fleuve Sénégal, car le fleuve bénéficie d'importants apports de substances nutritives en saison des pluies. Les futurs ouvrages de mise en valeur du bassin du fleuve auront un impact sur les taux de concentration de ces substances nutritives, ce qui risque d'affecter la base de la chaîne alimentaire et, sous l'effet d'amplification biologique, toutes les populations ichtycoles de l'estuaire. Les variations de concentration qui seront observées pour ces substances seront principalement provoquées par la régularisation des débits et par les prélèvements d'eau pour l'irrigation et pour la recharge du lac de Guiers, de l'Aftout es Sahel et du lac R'kiz. En outre ces concentrations seront modifiées du fait des conditions de réduction provoquées à court terme, et éventuellement à long terme, par les lâchures d'eau de la masse hypolimniale du réservoir de Manantali. Il y aura donc augmentation des concentrations de substances nutritives dans les écoulements depuis le barrage (cf. D.2.3). Il peut également y avoir augmentation de ces taux sous l'effet des engrangements utilisés pour l'agriculture et du déversement des eaux d'égoûts, bien que, si l'on se réfère à l'exposé présenté à la section D.4.1, l'augmentation de ces concentrations dans l'estuaire devrait rester minime.

Les tableaux D.3.2 et D.3.3 indiquent les taux actuels et les prévisions pour les concentrations de substances nutritives dans l'eau de l'estuaire en année de crue moyenne. Nous avons procédé à un réajustement des taux pour tenir compte des pertes en substances nutritives, du fait des prélèvements mentionnés plus haut et des apports supplémentaires en saison sèche dus à la régularisation des débits du fleuve et aux lâchures d'eau provenant de la masse hypolimniale du réservoir de Manantali. La perte nette sera de : 2,2 millions de tonnes de phosphore (P) total ; 15,85 millions de tonnes d'azote (N) total ; 13,6 millions de tonnes d'azote (N) inorganique total. Néanmoins, ces pertes seront compensées et on devrait même observer une augmentation des taux de concentration

Tableau D.3-2

ESTIMATION DES TAUX ACTUELS DE CONCENTRATION DE SUBSTANCES NUTRITIVE DANS L'EAU DE L'ESTUAIRE.

Mois	Phosphore total (P) ( $10^6$ kg)	Azote total (N) ( $10^6$ kg)	Azote inorganique total (N) ( $10^6$ kg)
Juillet	0.50	3.60	3.05
Août	2.02	14.7	12.5
Septembre	2.87	20.8	17.7
Octobre	1.39	10.1	8.56
Novembre	0.41	2.95	2.51
Décembre	0.21	1.55	1.32
Janvier	0.0	0.03	0.03
Février	0.0	0.02	0.02
Mars	0.0	0.01	0.01
Avril	0.0	0.0	0.0
Mai	0.0	0.0	0.0
Juin	0.0	0.02	0.02
TOTAL	7.40	53.8	45.7

HYPOTHESES :

- 1) concentrations moyennes de P total (a) en saison des pluies (juillet-décembre) = 0,34 mg/l pour les eaux pénétrant dans l'estuaire. (b) en saison sèche (janvier-juin) 0,01 mg/l.
- 2) (a) concentration moyenne d'azote total en saison des pluies = 2.46 gm/l  
(b) concentration moyenne d'azote total en saison sèche = 0.09 mg/l
- 3) (a) concentration moyenne d'azote inorganique total en saison des pluies = 2.09 mg/l  
(b) concentration moyenne d'azote inorganique total en saison sèche 0.09 mg/l

- 4) - les valeurs moyennes des concentrations de substances nutritives sont tirées de cette étude (cf. section C de ce rapport).
- 5) - les données sur les débits correspondent aux moyennes de la période de référence de 73 années (cf. rapport sur le fleuve et l'estuaire).

Tableau D.3.3.

ESTIMATIONS DES FUTURS TAUX ANNUELS DE CONCENTRATIONS DE SUBSTANCES NUTRITIVES DANS L'EAU DE L'ESTUAIRE DU FLEUVE SENEGAL CORRIGEES POUR TENIR COMPTE DES PRELEVEMENTS POUR L'IRRIGATION ET LA RECHARGE DU LAC DE GUIERS, DU LAC R'KIZ ET AFTOUT ES SAHEL.

Mois	Phosphate total (P) (10 <sup>6</sup> kg)	Azote total (N) (10 <sup>6</sup> kg)	Azote inorganique total (N) (10 <sup>6</sup> kg)
Juillet	0.05	0.33	0.28
Août	0.91	6.58	5.58
Septembre	0.21	15.32	13.02
Octobre	1.22	8.79	7.47
Novembre	0.28	2.00	1.70
Décembre	0.12	0.84	0.70
Janvier	0.08	0.47	0.48
Février	0.06	0.47	0.44
Mars	0.08	0.57	0.22
Avril	0.08	1.18	1.01
Mai	0.13	0.91	0.78
Juin	0.07	0.40	0.42
TOTAL	5.20	37.95	32.10

- 1) les taux de concentrations de la saison des pluies sont des concentrations moyennes tirées des données rassemblées au cours de cette étude de juillet à décembre (cf. Tableau D.3.2).
- 2) Les taux de concentrations de la saison sèche (janvier-juin) sont calculés sur une base mensuelle avec l'équation du bilan de masse en la corrigeant pour tenir compte de l'augmentation des taux de concentrations de substances nutritives dans le Bafing due aux déversements d'hypolimnion en aval de Manantali.
- 3) Les données sur les débits sont tirées du Groupement Manantali (1977) et se trouvent dans le rapport sur le fleuve et l'estuaire pour une crue moyenne sous de futures conditions de développement.

en saison sèche, étant donné que les débits seront plus importants en cette période (comparer les tableaux D.3.2 et D.3.3).

Un autre facteur joue un rôle important du fait de son impact sur les taux de concentration de substances nutritives dans l'eau de l'estuaire ; il s'agit de la perte (vers l'an 2028) d'une superficie de 360.000 hectares de plaine d'inondation en année de crue moyenne, perte provoquée par la régularisation des débits et les futurs aménagements hydro-agricoles, et dont l'évaluation, basée sur la modélisation SOGREAH, est expliquée en détail dans le Rapport sur le Fleuve et son Estuaire. Néanmoins, cette perte n'aura pas d'impact sensible sur la masse annuelle de substances nutritives. Les marigots et autres nappes d'eau à l'écart du lit du fleuve sont de par eux-mêmes, extrêmement productifs et contribuent à l'augmentation de la production biologique dans le bassin fluvial; néanmoins, ils reçoivent du fleuve, beaucoup plus qu'ils ne lui en fournissent, des substances nutritives qui restent bloquées dans leurs eaux, ce qui limite leur contribution aux apports à l'estuaire. En fait, l'essentiel des apports en substances nutritives dans l'estuaire provient du haut bassin du fleuve (cf. section C.3.1.2 ainsi que le rapport sur le Fleuve et son Estuaire).

La mise en service du barrage de Diama réduira, de façon permanente mais non quantifiable, les concentrations de substances nutritives dans l'estuaire. Du fait des eaux plus stagnantes et de la forte augmentation du plan d'intersection entre l'eau et les boues, il est fort probable que les substances nutritives en suspension dans la colonne d'eau seront déposées au fond ou, ce qui est encore plus important, seront mobilisées par le phytoplancton et les plantes aquatiques, lesquels serviront à leur tour de nourriture aux autres organismes vivants, notamment pour les poissons. Par conséquent les futures activités de pêche, et la présence d'espèces aquatiques piscivores devraient se traduire, pour l'écosystème aquatique, par une perte constante d'importantes quantités de substances nutritives.

Heureusement, ces pertes pourront être compensées sous l'effet de la thermoconvection, et éventuellement par des apports avec l'eau de mer. Lorsque débute l'harmattan en décembre, les eaux de surface sont repoussées des régions continentales d'Afrique de l'Ouest

et les eaux de fond, chargées de substances nutritives, sont ramenées en surface. Ce phénomène se poursuit jusqu'en mai, qui marque la fin de la période des vents (Schulz et al, 1978).

L'effet cumulé près du littoral de cette thermo-convection et de l'influence plus forte des marées en saison sèche, peut résulter en des apports plus importants de substances nutritives dans l'estuaire, qui viendront compléter les apports par les eaux fluviales en saison des pluies. Les pertes effectives et leur impact sur l'écosystème de l'estuaire seront minimales comparativement à l'impact créé par la baisse de la salinité qui résultera de la construction du barrage de Diama ; ces effets sur l'écosystème aquatique sont analysés dans le rapport sur la faune et la flore.

#### D.4. Périmètres irrigués

Le secteur agricole sera l'un des grands bénéficiaires de la mise en valeur des ressources hydriques du bassin du fleuve Sénégal. Mais l'intensification des activités agricoles aura un impact sur la qualité des eaux superficielles et souterraines, en particulier du fait de l'emploi de pesticides et d'engrais, qui risquent de pénétrer dans le réseau hydrique soit avec les eaux de ruissellement ou de drainage, soit transportés par les vents, ou simplement par percolation.

Il est évident que l'emploi de pesticides et d'engrais est indispensable en culture intensive. D'une part les substances nutritives puisées dans le sol par les cultures doivent lui être restituées, soit selon un processus naturel mais très long, soit artificiellement par des apports d'engrais. Or lorsque les applications d'engrais sont mal conduites (doses excessives ou mauvaise répartition) certaines substances telles que l'azote et le phosphate sont en partie lessivés et pénètrent dans les nappes d'eau. D'autre part, l'emploi de pesticides est nécessaire pour lutter contre les ennemis des cultures, qui sont préjudiciables aux rendements. Or une mauvaise application des pesticides cause des dommages à l'environnement, sans compter les pertes financières au niveau de l'exploitation des périmètres.

#### D.4.1. Engrais

Les engrais constitueront la principale source de substances nutritives qui pénétreront dans les eaux en provenance des périmètres irrigués. Les engrais contiennent surtout de l'azote et du phosphate, lesquels stimulent la croissance des algues. Comme nous l'avons déjà mentionné, cette végétation n'est pas forcément préjudiciable à l'environnement, car la présence d'algues stimule à son tour la production piscicole. Cependant lorsque les éléments fertilisants déversés dans les eaux sont en quantités excessives, le seuil critique de développement des algues risque d'être dépassé, ce qui entraîne une chute des taux d'oxygène dissous lorsque la luminosité est insuffisante.

L'azote sous forme de nitrate est soluble dans l'eau et, au contact du sol, ne donne lieu qu'à de faibles interactions ; il est donc aisément transporté à travers les sols ou dans les eaux de ruissellement. Par contre, le phosphore sous forme de phosphate a tendance à se fixer sur les particules de sol, ce qui explique ses faibles concentrations dans les eaux du sol ; il est surtout mobilisé sous l'effet de l'érosion et transporté dans les eaux de ruissellement. Les particules érodées peuvent donc apporter du phosphate dans les cours d'eau (Schmidt, 1972).

L'une des études les plus importantes sur les relations existant entre les changements de vocation des terres et les sources non ponctuelles de pollution des cours d'eau a été réalisée par "United States Environmental Protection Agency" (Omernik, 1976 et 1977). L'étude, conduite à l'échelon national, a porté sur un échantillon de 928 bassins versants.

Les meilleures corrélations observées sont celles existant entre concentrations de substances nutritives et changement d'utilisation des terres dans un bassin versant, exprimées en pourcentages de terres à vocation urbaine et agricole.

La superficie du bassin versant du fleuve Sénégal est estimée à 290.000 km<sup>2</sup>. La superficie occupée par des périmètres irrigués passera de 12.000 hectares en 1980 à 258 000 hectares en l'an 2028. Le pourcentage de terres agricoles passera donc pendant cette

période de 0,04 % à 1,0 % de la superficie totale. Par contre, l'augmentation des terres urbaines, bien qu'incontestable autour de quelques épicentres, ne sera pas suffisante pour pouvoir être traduite en pourcentage.

Des formules empiriques ont été mises au point pour l'Ouest des Etats-Unis (Omernik, 1977), région qui, sur le plan climatique, géologique et agricole, présente de fortes similitudes avec le bassin du fleuve Sénégal. Malgré l'importante base de données, l'analyse de régression n'a fourni que de très faibles coefficients de détermination ( $r^2$ ), lesquels oscillent entre 0,25 et 0,29. Si l'on se base sur ces données, toutes les concentrations de substances nutritives dans le bassin du fleuve Sénégal sont actuellement supérieures à celles des estimations pour l'horizon 2028. C'est pourquoi ces valeurs empiriques n'ont pu être appliquées directement au fleuve Sénégal.

Il a donc fallu appliquer des facteurs delta aux données sur les concentrations de substances nutritives. Les facteurs delta donnent l'augmentation approximative en pourcent des taux de concentration pour toute augmentation de 10 points du pourcentage de terres des catégories agricole et urbaine. Les résultats sont présentés au tableau D.4.1. L'hypothèse adoptée est qu'entre les années 1980 et 2028, le pourcentage de développement agricole et urbain dans le bassin du fleuve Sénégal ne sera que de 0,96. Le changement d'utilisation des terres entraînera au maximum une augmentation de 0,004 mg/l des taux de phosphore total et de 0,03 mg/l des taux d'azote total.

Il se peut même que ces estimations soient excessives car certains autres facteurs pourront avoir un effet dépressif sur la contamination des eaux de surface par suite du développement du secteur agricole. Dans les pays plus tempérés, les eaux de ruissellement et de drainage des terres agricoles déversent d'importantes quantités de substances nutritives dans les eaux de surface. Or dans la région sahélienne du bassin du fleuve Sénégal, qui est la plus concernée par les futurs aménagements agricoles et urbains, la pluviométrie est faible (300 mm à 700 mm/an), par conséquent la région ne bénéficie que d'un faible ruissellement et est peu exposée à l'érosion par les pluies. Par ailleurs, le taux d'évaporation dans la

Tableau D.4-1.

PREVISIONS D'AUGMENTATION DES CONCENTRATIONS DE SUBSTANCES NUTRITIVES EN FONCTION DES CHANGEMENTS  
D'UTILISATION DES TERRES ENTRE 1980 ET 2028.

Substances nutritives	Concentrations actuelles (en mg/l) (1)	Valeur du facteur delta % (2)	Concentrations prévues en 2028 (3)
Phosphate total (P)	0.16	25	0.164
Azote total (N)	1.20	19	1.222
Azote inorganique (N)	0.97	32	1.000

1) - concentrations moyennes pendant la saison des pluies et la saison sèche obtenues dans des conditions normales. A supposer qu'entre 1978 et 1980, il n'y aura pas de différence significative dans les concentrations de substances nutritives de l'eau du bassin du fleuve Sénégal.

2) - Valeur du facteur delta. Pour chaque accroissement de 10 % des terres agricoles et urbaines de bassin hydrographique, les concentrations de phosphore total augmenteront de 25 %.

3 - Ces conditions supposent un accroissement 0,96 % des terres agricoles et urbaines du bassin hydrographique du fleuve Sénégal entre 1980 et 2028.

Référence : Omernik, I.M, 1977.

région des futurs aménagements agricoles est en moyenne de 2000 mm/an. L'eau d'irrigation passera donc rapidement dans l'atmosphère, soit directement par évaporation, soit indirectement par transpiration des plantes. En outre, les périmètres irrigués seront le plus souvent isolés du fleuve et des marigots par un système de digues de protection, d'où une forte limitation des eaux de ruissellement vers les cours d'eau. Enfin, la topographie de la région aura plutôt pour conséquence d'éloigner du fleuve les eaux de drainage, ce qui minimise sa contamination.

L'emploi des engrains ne devrait avoir qu'un impact limité si les modes et doses d'application tiennent compte des types de sol et de leur taux de percolation, ainsi que des besoins des cultures. Le problème des engrains est étudié plus en détail dans le rapport sur les Aménagements Agricoles.

#### D.4.2. Pesticides

L'emploi des pesticides sera généralisé à presque tous les périmètres irrigués. Or si l'on admet l'utilité, et parfois la nécessité de cette pratique, il n'en demeure pas moins que les pesticides représentent un danger pour l'environnement, lorsqu'ils sont mal maîtrisés.

Les facteurs ci-après sont à considérer :

- a - la formulation du produit
- b - le mode d'application
- c - la dose d'application
- d - les conditions climatiques
- e - la protection de la main-d'œuvre
- f - la proximité d'une nappe d'eau
- g - la proximité du bétail.

Les pesticides peuvent affecter les organismes vivants de façon aigüe ou chronique ; il est donc indispensable avant toute utilisation de ces produits, d'en connaître parfaitement la toxicité. Il est donc recommandé que les utilisateurs de pesticides bénéficient de conseils d'experts afin d'éviter les effets nocifs sur l'environnement et d'optimiser le rendement économique de cette pratique (cf. Rapport sur les Aménagements Agricoles).

Les pesticides sont classés selon leur spécificité: par exemple les insecticides, les fongicides, les herbicides, etc... Pour l'évaluation de leurs effets nocifs sur les eaux, on distingue les produits rémanents et non-rémanents. Les pesticides rémanents sont ceux de la catégorie chimique des hydrocarbones chlorés dont les résidus subsistent dans l'environnement pendant plusieurs années. Les pesticides non-rémanents appartiennent à la catégorie des organophosphatés ; ils se dégradent rapidement parfois au bout de quelques heures en oxyde de carbone et eau (Tinsley, 1974 et Rumker et al, 1974).

Les risques de contamination de l'écosystème aquatique par les pesticides sont fonction des propriétés chimiques et physiques du produit, de sa formulation, de la fréquence des traitements et des caractéristiques de l'environnement (USEPA, 1973).

Pour plusieurs raisons, si les pesticides sont utilisés correctement dans le bassin du fleuve Sénégal, ils n'auront que peu d'effet sur la qualité des eaux. Au plan climatique, la zone des futurs aménagements agricoles est située surtout dans la région sahélienne, où la pluviométrie est faible. Or en général, et en particulier dans les pays tempérés, les pesticides sont transportés vers les cours d'eau avec les particules de sol provenant de l'érosion (Nicholson, 1970 ; Nicholson et Hill, 1970). Dans la zone de notre étude, la contamination par ce moyen demeure donc très limitée.

Si l'on considère la topographie du bassin, la pente des futures terres agricoles est en sens opposé au fleuve ; par conséquent les eaux de drainage et d'irrigation éventuellement polluées s'écouleront en s'éloignant du fleuve. En outre, chaque périmètre irrigué sera protégé par des digues, ce qui l'isolera du fleuve et des terres avoisinantes. Cela offrira la possibilité d'un contrôle maximum de toutes les activités et d'une gestion agricole qui permettra de minimiser les risques d'impacts nuisibles à l'environnement. Les périmètres seront généralement implantés à une distance de 100 mètres au minimum de tout cours d'eau. Néanmoins, il subsiste un risque de pollution par les pesticides sous l'effet d'une forte évaporation (Spencer et al, 1973). Il a en effet été démontré que près de la moitié du DDT appliqué à la surface

du sol peut se volatiliser dans l'atmosphère, suivant un processus très lent et à long terme (Lloyd-Jones, 1971). La volatilisation des pesticides est conditionnée par divers facteurs tels que la vitesse des vents, les taux de pesticides appliqués, la tension-vapeur des pesticides, la température, l'humidité relative, le taux d'humidité du sol et sa densité globale (couche superficielle) (Igne, 1970). Selon Risebrough et al (1968), les vents du Nord transportent parfois sur 6000 km, jusqu'aux Iles Barbados, des hydrocarbones chlorés fixés sur des particules de sol en provenance d'Europe et d'Afrique. Des études récentes ont démontré que ces apports éoliens à l'océan sont égaux, en quantité, aux transports par les grands cours d'eau (Bidleman et Olney, 1974; Gaskin et al, 1974) ; la conclusion qui s'impose est qu'une forte volatilisation de pesticides risque d'entraîner la contamination de vastes étendues d'eau et de terres avoisinantes. Par conséquent, indépendamment de la qualité de l'eau, il se pose un problème de santé pour les populations locales, ainsi que pour toutes les espèces animales qui risquent de respirer de l'air contaminé par des organophosphates très volatiles, qui, s'ils ne sont pas rémanents, n'en sont pas moins hautement et immédiatement toxiques. Si l'on considère les hautes températures et le faible pouvoir absorbant des sols de la région, on peut prédire d'importantes pertes par évaporation de produits organophosphatés, dont le taux d'accumulation dans l'atmosphère dépassera, dans les zones avoisinantes, le seuil de tolérance pendant plusieurs heures après l'application (Tinsky, 1974). Si des effets nocifs sont prévisibles à long terme, du fait de l'emploi de pesticides ayant une rémanence de longue durée et présentant un risque de toxicité chronique pour l'écosystème terrestre et aquatique, le danger immédiat pour la santé humaine provient de l'emploi de pesticides biodégradables mais hautement volatiles, dont le choix et les méthodes d'application doivent être soigneusement étudiés afin de ramener la pollution à des niveaux acceptables. Or l'on dispose de moyens suffisants pour parvenir à ce résultat (cf. Rapport sur les aménagements agricoles). Mais comme nous l'avons exposé à la section D.4.1 pour l'impact des engrains sur la qualité des eaux, l'effet cumulé de la dilution des produits dans la masse fluviale, de la forte poussée exercée par les eaux en saison des pluies, et du faible pourcentage de terres agricoles (les futurs périmètres ne représenteront que 1 %

de la superficie totale du bassin versant), l'emploi plus intensif de pesticides ne devrait avoir qu'un impact minime sur la qualité des eaux. Mais ce n'est que par une action concertée que l'on pourra parvenir à contrôler les risques de pollution et à limiter les effets préjudiciables des pesticides sur l'environnement.

## D.5. Navigation

Grâce à la régularisation des débits du fleuve depuis le futur barrage de Manantali, le secteur de la navigation sera appelé à jouer un rôle de plus en plus important pour le transport vers l'amont des matériaux et équipements, et celui vers l'aval des produits agricoles et miniers.

Le rapport sur le fleuve et son estuaire consacre un chapitre entier à l'étude de l'ensemble des impacts de la navigation. C'est pourquoi nous limiterons notre propos à l'analyse des impacts sur la qualité des eaux.

### D.5.1. Impacts sur la retenue d'eau de Manantali

L'altération de la qualité des eaux en amont du barrage de Manantali, qui est imputable à la navigation, devrait être très limitée tant à court terme qu'à long terme. Le transport de marchandises et de voyageurs se fera à bord de bateaux équipés de moteurs de faible puissance, il en sera de même pour la flottille de pêche. Par conséquent les déversements d'huiles usées resteront insignifiants ; néanmoins ces huiles s'agglutineront pour former des nappes superficielles empêchant le transfert d'oxygène entre les masses d'air et d'eau. Mais comparativement à la superficie totale du réservoir de Manantali, celle des zones ainsi affectées sera négligeable.

### D.5.2. Impacts dûs aux travaux de dragage

#### D.5.2.1. Modification des propriétés physiques de l'eau

Le dragage modifiera en premier lieu et à court terme la turbidité de l'eau, qui sera augmentée du fait de la réapparition en suspension dans l'eau des dépôts de fond. A long terme on observera une modification d'ordre topographique du fond du lit du fleuve. Des concentrations de solides en suspension, supérieures à 100 mg/l ne devraient être observées que dans un rayon de quelques centaines de mètres du lieu des travaux (Schubel et Meade, 1976). Cet impact ne durera d'ailleurs que pendant le temps nécessaire au dragage.

Le changement de profil du lit du fleuve qui résultera des travaux de dragage entraînera surtout une modification des couches de fond, et plus particulièrement de leur granulométrie, de leur taux de compaction et de leur teneur en matières organiques (Carpenter, 1976).

#### D.5.2.2. Modification des propriétés chimiques de l'eau

Etant donné leur pouvoir absorbant et leur capacité d'échange d'ions, les couches sédimentaires fixent une quantité appréciable de substances nocives telles que herbicides, pesticides et certaines substances nutritives et organiques. Nous avons déjà exposé l'impact potentiel de chacun de ces paramètres sur la qualité des eaux.

Si l'on se réfère aux résultats d'analyse des boues de fond pour la détermination des concentrations de matières et substances organiques, on constate que les taux sont faibles (cf. Annexe IV). Leur réintroduction dans la colonne d'eau après une opération de dragage n'aura qu'un impact de courte durée sur la qualité des eaux près des lieux où sont conduites ces opérations. Comme nous l'avons déjà précisé, les taux de concentrations de pesticides dans le milieu aquatique seront faibles et n'augmenteront pas de façon significative sur la hauteur de la colonne d'eau du fait des travaux de dragage.

#### D.5.3. Impacts dûs au trafic fluvial

##### D.5.3.1. Contamination par les huiles

La contamination par les produits pétroliers sera surtout le fait d'actes intentionnels ; les déversements accidentels ne représentent à l'échelon mondial que six pourcent des apports dans les eaux de mer (Farington, 1976) (cf. Tableau D.5.1). La pollution du fleuve et de son estuaire par les résidus pétroliers suivra cette tendance, et sera surtout causée par les rejets d'huiles usées et de lest liquide. Le diagramme présenté à la figure D.5.1 montre le circuit de répartition des polluants pétroliers dans l'environnement. Ces produits sont soumis à différents processus de fractionnement et certains de leurs composants disparaissent du

Tableau D.5.1.

ESTIMATION DES DEVERSEMENTS TOTAUX DE PRODUITS PETROLIERS DANS LE MILIEU MARITIME. (en millions de tonnes métriques par an)

## Opérations normales

Production offshore (a)	0.02
Transport (a)	
Mélange à la cargaison précédente	0.31
Autres modes de chargement	0.77
Cale sèche	0.25
Opérations au terminal	0.003
Vidange des cales	0.5
Raffineries côtières (a)	0.2
Déchets municipaux côtiers	0.3
Déchets industriels côtiers (autres que de raffinage)	0.3
Ecoulement urbain (a)	0.3
Ecoulement fluvial (b)	1.6
Atmosphère (c)	0.6
Infiltrations naturelles (b)	0.6
Accidents (a)	
Production offshore	0.06
Navires pétroliers	0.2
Autres navires	0.10

6.113

(a) : estimation à un taux de fiabilité élevé.

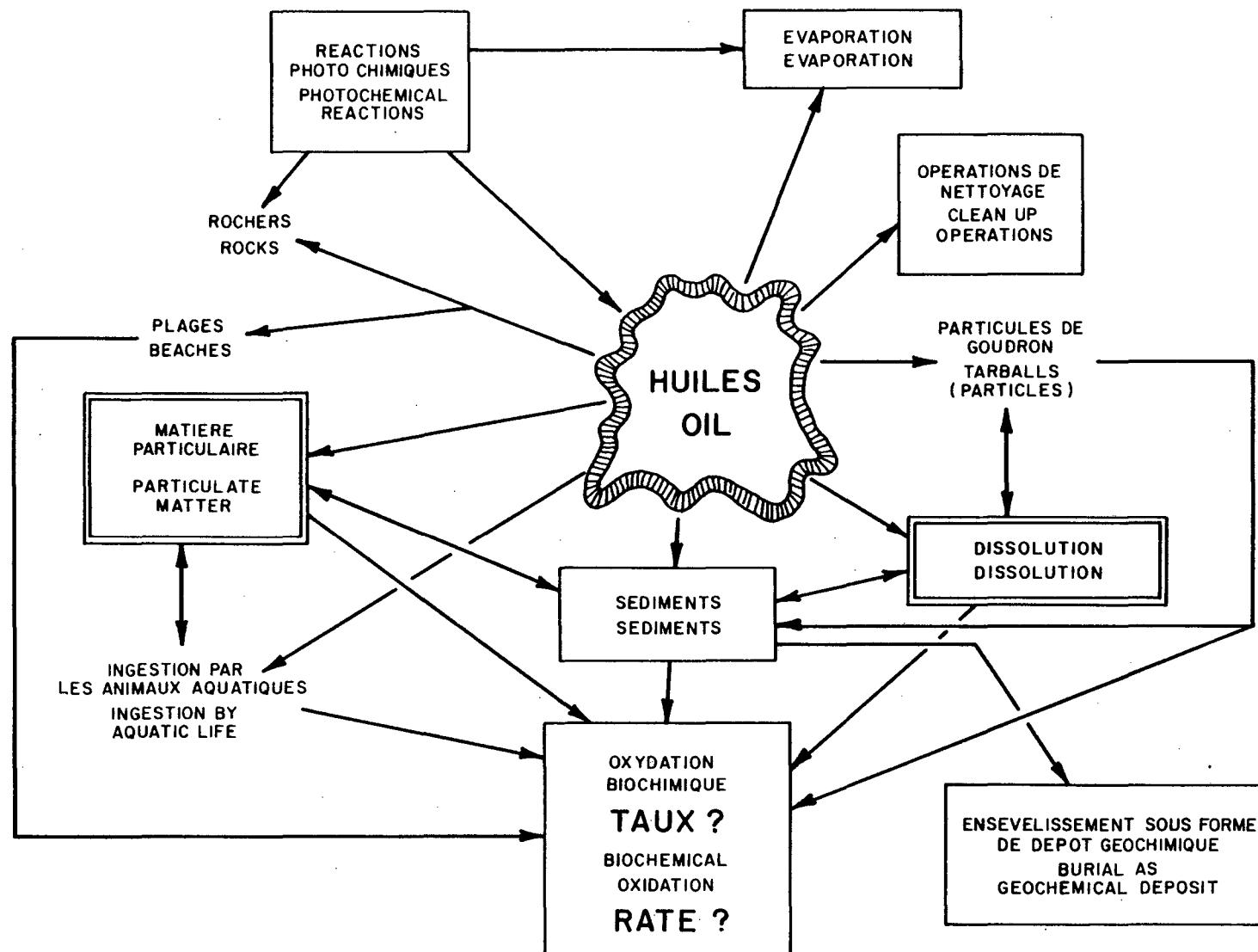
(b) : estimation à un taux de fiabilité modeste.

(c) : estimation à un taux de fiabilité faible.

SOURCE : Farrington, J.W., 1976.

## TAUX DE TRANSMISSION DES POLLUANTS DANS L'ENVIRONNEMENT RATE OF OIL INPUTS INTO THE ENVIRONMENTS

**Figure.: D.5-1**



milieu aquatique. Ceux dont le poids moléculaire est le plus faible (présents dans le kérosène, l'essence, le pétrole brut et certains autres carburants) s'évaporeront plus rapidement. Les composants qui resteront dans le milieu aquatique seront fixés par les solides en suspension et éventuellement incorporés aux sédiments de fond et même transportés plus loin à l'occasion de leur réapparition en suspension lors de travaux de dragage (NAS 1974). Il est impossible de quantifier cet impact, car la pollution du fleuve Sénégal par les produits pétroliers sera fonction du volume de trafic fluvial, des conditions de navigation et du futur code réglementant l'exploitation de la voie navigable et des ports. Les mesures visant à amortir ces impacts sont décrites dans le rapport sur la Navigation.

#### D.5.3.2. Autres impacts imputables à la navigation

Le milieu aquatique du bassin du fleuve Sénégal risque également d'être pollué par le déversement des eaux résiduaires des bateaux et par des écoulements depuis les installations portuaires, dont la principale conséquence sera d'augmenter les concentrations de substances nutritives et les taux de consommation biologique d'oxygène. Néanmoins dans le lit principal du fleuve et dans les autres nappes de surface, ces rejets seront suffisamment dilués pour n'avoir qu'un impact minime sur le biotope aquatique ; par contre dans les ports où sont amarrés de nombreux bateaux et où l'eau circule parfois difficilement du fait de la conception ou de l'emplacement des infrastructures, l'effet cumulatif de ces polluants pourrait être préjudiciable au milieu aquatique, et pourrait altérer la qualité des eaux et par conséquent avoir un effet secondaire sur les organismes aquatiques. Néanmoins cet impact restera très localisé. Le rapport sur la Navigation propose des mesures correctives.

#### D.6. Aménagements municipaux et industriels

Les agglomérations urbaines et les industries rejettent des matières nocives gazeuses, liquides et solides. On trouvera dans le rapport sur les Aménagements Municipaux et Industriels une description de ce type de pollution. Lorsque ces matières pénètrent

dans les lacs, les cours d'eau, ou toute autre nappe aquatique, la qualité des eaux s'en trouve modifiée. L'impact est surtout imputable au déversement de substances consommatrices d'oxygène, de substances nutritives et de produits toxiques. Quant à l'exploitation minière, elle entraînera un changement dans le réseau naturel de drainage et dans le processus d'érosion qui sera éventuellement affecté par l'évacuation d'eaux acides.

#### D.6.1. Impacts imputables aux substances consommatrices d'oxygène

Les eaux usées qui contiennent des matières organiques, modifient les concentrations d'oxygène dissous dans les plans d'eau où elles pénètrent. La respiration des bactéries naturelles entraînera une oxydation des matières organiques, d'où la formation de bioxyde de carbone et d'eau, et une chute des taux d'oxygène. En outre, les matières organiques azotes, soumises à oxydation par certaines bactéries spécifiques libéreront des nitrates également consommateurs d'oxygène.

##### D.6.1.1. Simulation des concentrations d'oxygène dissous dans les eaux du fleuve Sénégal.

Les déversements des eaux usées municipales ou industrielles pourraient provoquer une baisse des taux d'oxygène dissous (O.D) dans les eaux du fleuve, ce qui pourrait exercer une contrainte sur les organismes aquatiques. Il est donc essentiel de se poser les questions suivantes :

- les déversements municipaux et industriels actuels ont-ils entraîné une déficience en oxygène dissous ?
- les futurs déversements municipaux et industriels entraîneront-ils une déficience en oxygène dissous ?
- si de telles déficiences doivent se produire, quelles sont les mesures correctives à envisager ?

Les taux actuels d'oxygène dissous dans l'eau du fleuve Sénégal à proximité des agglomérations sont analysés à la section C.3.1.2 de ce rapport.

Il est possible, à l'aide d'un modèle mathématique et en utilisant les données actuelles, d'établir des projections quant aux futurs taux.

Un tel modèle, appelé SNSIM a été mis au point par "United States Environmental Protection Agency" (voir la rubrique "Bi-bliographie" ; ce modèle permet, pour les tronçons du fleuve non soumis à l'influence de la marée ou à celle des futures retenues de Diama et de Manantali, une estimation des taux (en milligrammes par litre) de concentration d'oxygène dissous et de consommation d'oxygène par les diverses substances.

#### D.6.1.2. Application du modèle SNSIM

Les différents scénarios de développement utilisés pour la simulation ont été les suivants :

- aménagements municipaux et industriels réalisés en 1980.
- aménagements municipaux et industriels prévus à l'horizon 2000 avec ou sans la réalisation du programme de l'OMVS.
- aménagements municipaux et industriels prévus à l'horizon 2028 avec ou sans la réalisation du programme de l'OMVS.

Les débits d'étiage sont ceux qui sont le plus susceptibles d'entraîner une déficience en oxygène dissous ; les scénarios relatifs aux aménagements ont donc été simulés sous les deux conditions de débit ci-après :

- 1 - débit d'étiage (saison sèche) de 20 m<sup>3</sup>/sec en l'absence de régularisation des débits depuis le barrage de Manantali. Lorsque le débit moyen est inférieur à 20 m<sup>3</sup>/sec, les écoulements ne sont plus continus du fait d'une succession d'assecs et de poches d'eau ; ce qui ne permet pas une utilisation correcte du modèle SNSIM (il est également impossible dans ces conditions de simuler les taux insuffisants d'oxygène dissous dans l'eau des retenues de Diama et de Manantali).

2. débit de saison sèche lorsque le barrage de Manantali sera pleinement opérationnel c'est à dire en l'an 1987. A noter toutefois qu'en phase ultime de développement (an 2028), les débits en aval de Kayes seront plus faibles étant donné l'augmentation des prélevements par le secteur agricole.

Selon l'USEPA (1973 et 1976) le maintien de la vie aquatique exige un taux d'oxygène dissous, dans les eaux naturelles, égal ou supérieur à 5,0 milligrammes par litre.

Nous nous sommes heurtés à 2 facteurs critiques pour l'application du modèle SNSIM au fleuve Sénégal :

- 1) l'impossibilité d'une simulation précise des taux d'oxygène dissous dans l'eau de l'estuaire qui est soumis à l'influence des marées.
- 2) l'hypothèse d'une seule canalisation des eaux d'égoûts d'une municipalité et par conséquent leur déversement dans le fleuve en un point unique.

On considère qu'avec une température de l'eau de 30°C, température normale de l'eau du fleuve Sénégal en saison sèche et un taux de concentration d'oxygène dissous de 7,4 milligrammes par litre, il y a réoxygénéation à 100 pour-cent de l'eau par l'atmosphère. Or les résultats des simulations SNSIM indiquent pour le fleuve un taux maximum de concentration de 7,4 milligrammes /litre de O.D.

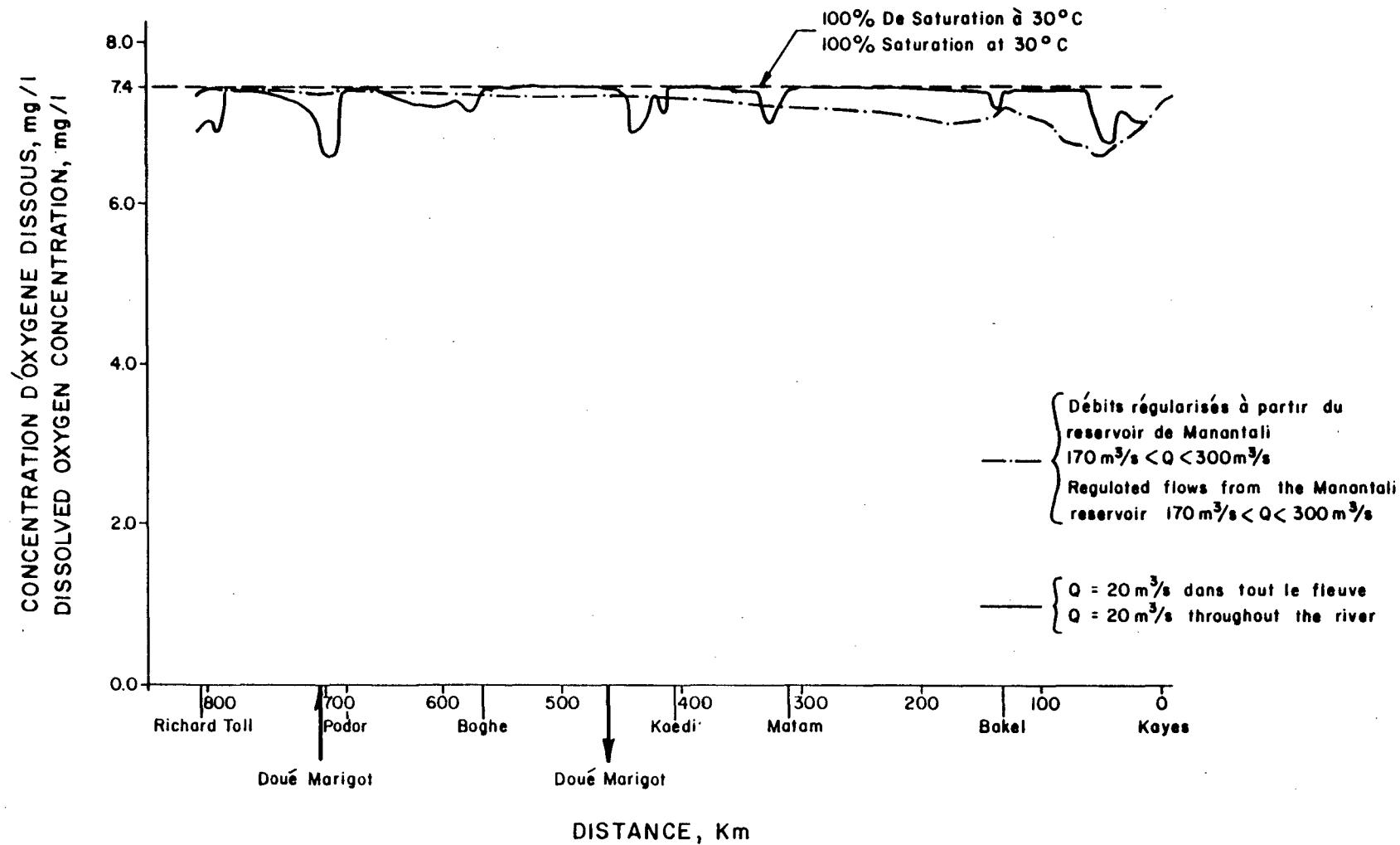
#### D.6-1-3 RESULTATS DES SIMULATIONS SNSIM

Les simulations des concentrations d'oxygène dissous, au niveau de développement de l'année 1980 avec et sans régularisation des débits, sont représentées à la figure D-6-1. Les déficits immédiatement en aval de Kayes sont supposées être imputables à la qualité de l'eau en amont de Kayes et

SIMULATION DES NIVEAUX D'OXYGENE DISSOUS DANS LE FLEUVE SENEGAL  
 AMENAGEMENT PROPOSE EN 1980, AVEC ET SANS LE PROGRAMME DE L'OMVS

SIMULATION OF DISSOLVED OXYGEN LEVELS IN THE SENEGAL RIVER  
 PROPOSED 1980 DEVELOPMENT, WITH AND WITHOUT THE OMVS PROGRAM

Figure : D.6-1



au déversement des eaux usées de la ville de Kayes. Pour les eaux immédiatement en amont des autres points de sortie des égouts, les concentrations de substances domestiques résiduaires consommatrices d'oxygène sont bien inférieures aux estimations des taux en amont de Kayes. Avec un débit d'étiage de 20 m<sup>3</sup>/sec les plus fortes déficiences en O.D sont observées en aval de Podor. Toutefois, selon les estimations pour l'année 1980, les déversements d'eau d'égouts ne devraient pas faire baisser les taux d'oxygène dissous à moins de 5 milligrammes/litre pour un débit de 20 m<sup>3</sup>/sec. Les résultats de la simulation de la régularisation des débits sont reproduits à la Figure D-6-1.

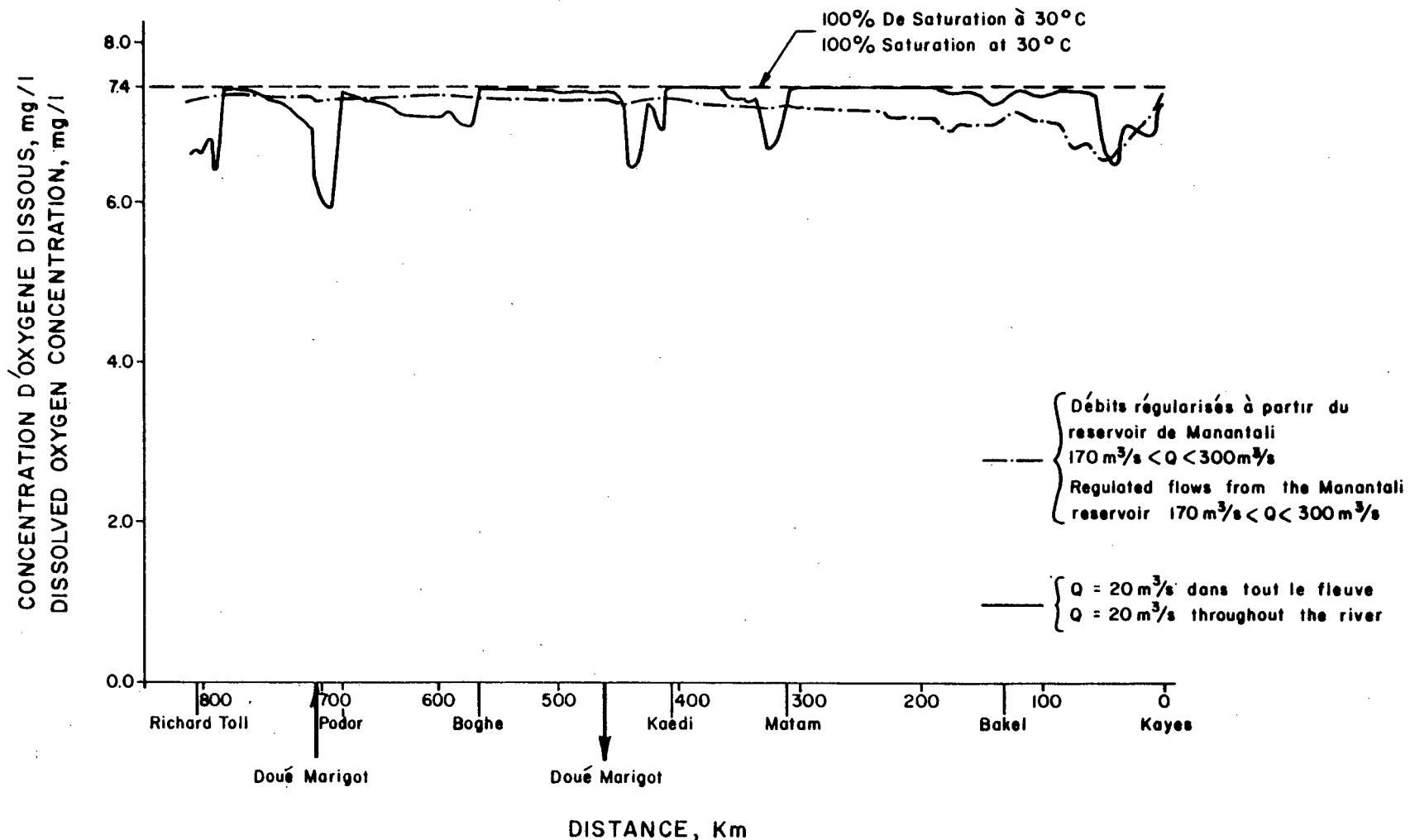
Bien que ce scénario soit purement théorique, étant donné que le réservoir de Manantali n'aura pas encore été construit en 1980, les résultats indiquent, cependant, pour la saison des pluies une moindre variation des taux d'oxygène dissous suite au déversement des eaux usées. Ces taux seront néanmoins inférieurs en aval de Kayes lorsque le barrage de Manantali sera en service, étant donné les concentrations élevées de substances consommatrices d'oxygène en amont de cette ville et une reoxygénéation plus réduite des eaux du fleuve à l'époque considérée.

Les figures D-6-2 et D-6-3 représentent les résultats de la simulation des taux d'oxygène dissous en l'an 2000 avec et sans le programme de l'OMVS et pour les deux hypothèses de débit. L'augmentation des eaux résiduaires entre les années 1980 et 2000 résultera en de plus faibles concentrations d'oxygène dissous en aval de chaque point de sortie, lorsque le débit sera de 20 m<sup>3</sup>/sec. Par contre, avec un débit de 300 m<sup>3</sup>/sec et avec la réalisation du programme de l'OMVS, les taux de concentrations d'oxygène dissous ne seront pas modifiés par les déversements d'eaux usées, sauf en aval de Podor où l'on observera un très léger déficit (0,2 milligramme/litre). Mais avec un débit de 20 m<sup>3</sup>/sec les taux d'oxygène dissous en ce même point seront, avec la réalisation de ce programme, nettement inférieurs à 5,0 milligrammes/litre. Toutefois étant donné que la réalisation

SIMULATION DES NIVEAUX D'OXYGENE DISSOUS DANS LE FLEUVE SENEGAL  
 AMENAGEMENT PROPOSE EN L'AN 2000, SANS LE PROGRAMME DE L'OMVS

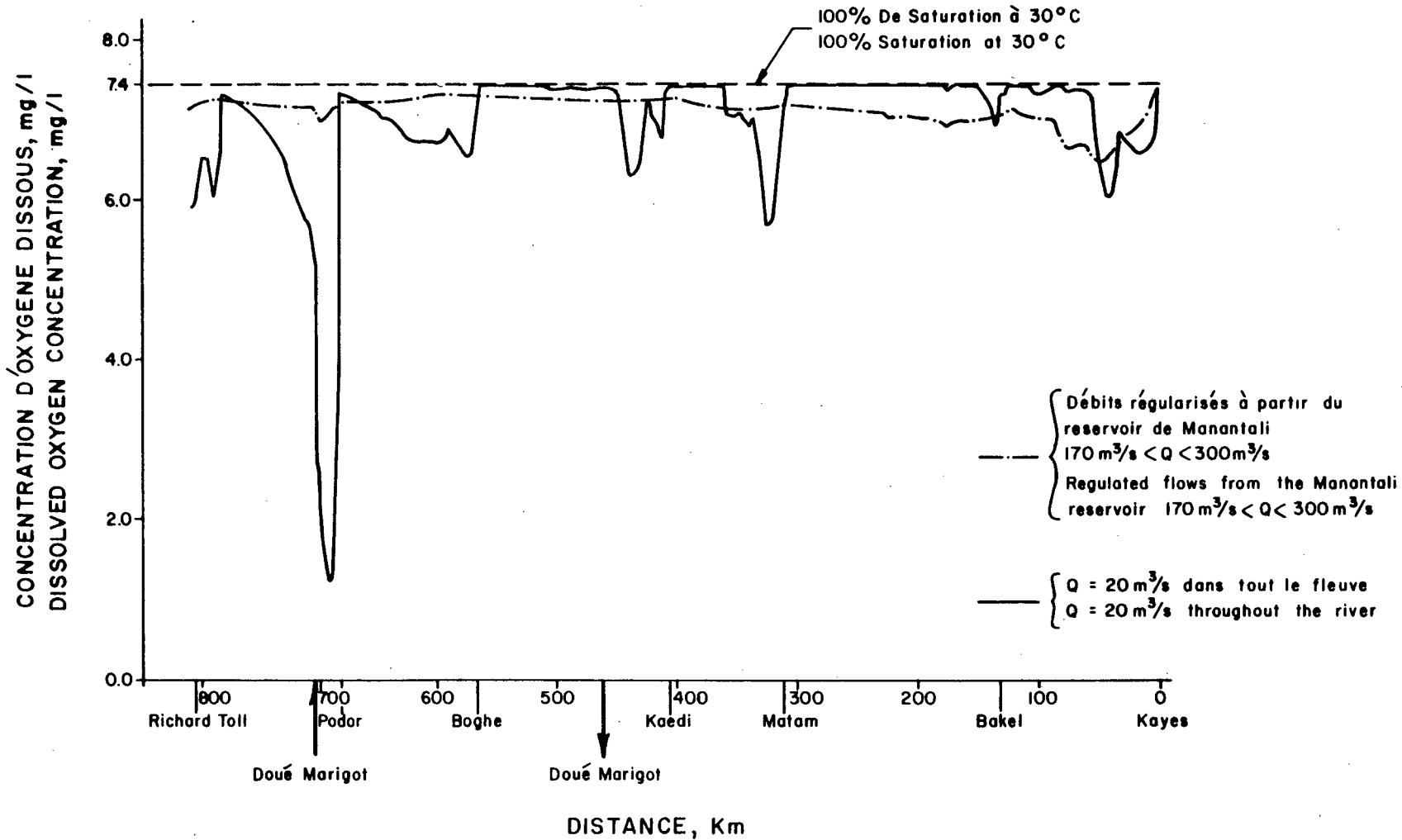
SIMULATION OF DISSOLVED OXYGEN LEVELS IN THE SENEGAL RIVER  
 PROPOSED 2000 DEVELOPMENT, WITHOUT THE OMVS PROGRAM

Figure : D.6-2



SIMULATION DES NIVEAUX D'OXYGENE DISSOUS DANS LE FLEUVE SENEGAL  
 AMENAGEMENT PROPOSE EN L'AN 2000, AVEC LE PROGRAMME DE L'OMVS  
 SIMULATION OF DISSOLVED OXYGEN LEVELS IN THE SENEGL RIVER  
 PROPOSED 2000 DEVELOPMENT, WITH THE OMVS PROGRAM

Figure : D. 6-3



du programme de l'OMVS suppose avant tout la régularisation des débits, le scenario simulant un débit de 20 m<sup>3</sup>/sec n'a été utilisé que pour montrer les effets de cette régularisation sur les taux d'oxygène dissous pendant la période d'étiage. De même, les résultats de la simulation des taux d'oxygène dissous pour un débit de 300 m<sup>3</sup>/sec sans la réalisation du programme de l'OMVS ne sont présentés qu'à titre de comparaison avec un débit de 20 m<sup>3</sup>/sec, et également sans la réalisation du programme.

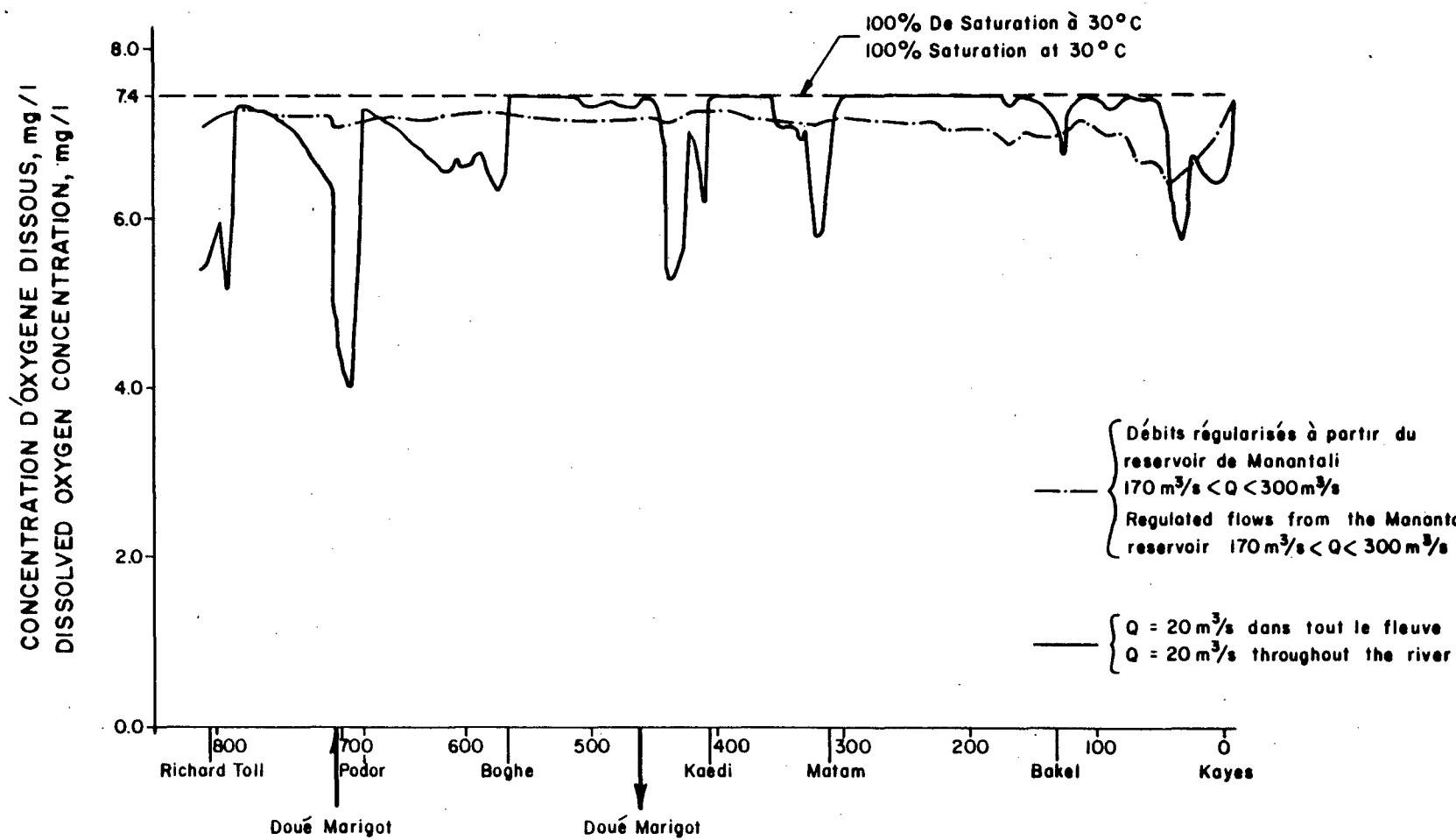
La figure D.6.4. donne les résultats de la simulation pour l'an 2028 sans le programme de l'OMVS. On constate qu'en aval de Podor, les taux d'oxygène dissous tombent de 5,0 milligrammes/litre à 4,0 milligrammes/litre, et qu'en aval de Kaédi et de Dagana ils ne seront que de 5,3 milligrammes/litre. La modélisation SNSIM montre également qu'en répartissant les eaux usées de Podor, à égalité entre le fleuve Sénégal et le marigot Doué, on évite que les taux d'oxygène dissous dans ces deux cours d'eau ne baissent à moins de 5 milligrammes/litre. L'une des hypothèses adoptées pour la simulation est le déversement dans le fleuve de la totalité des eaux résiduaires aussi bien municipales qu'industrielles, sans traitement préalable. Un réseau d'égouts incomplet dans une agglomération ne provoquerait pas un déficit en oxygène dissous aussi important que ceux indiqués à la figure D.6.4, du fait de l'infiltration des eaux usées à travers le sol et de leur déversement dans le fleuve tout au long du rivage en bordure de l'agglomération. Cette hypothèse, de même que celle d'une absence de traitement, aboutissent au même résultat que l'hypothèse d'une répartition des eaux usées entre le fleuve Sénégal et le marigot Doué. Par contre avec l'hypothèse d'un traitement à 50 % des eaux, il n'y aura pas de déficit d'oxygène dissous dans le marigot Doué.

Sans barrage à Manantali, le déficit en oxygène dissous pourrait, en l'an 2028, exercer une contrainte sur les organismes aquatiques. Pour éviter une telle éventualité, il importe donc d'instaurer un système de contrôle continu de la qualité des eaux tout au long du fleuve, et ce bien avant la date critique (an 2028).

La figure D.6.5. révèle que pour un volume donné de déversement d'eaux usées, avec la régularisation des débits depuis le barrage de Manantali, les taux d'oxygène dissous ne devraient jamais être inférieurs à 6,0 milligrammes/litre, tandis qu'avec un débit de 20 m<sup>3</sup>/sec, il y aura un grave déficit d'oxygène dissous. S'il est évident que pour les 50 années de planification on n'observera jamais de tels déversements pour un débit de 20 m<sup>3</sup>/sec, la simulation n'en met pas moins en évidence l'impact des futures lâchures du réservoir sur les concentrations d'oxygène dissous dans l'eau du fleuve.

SIMULATION DES NIVEAUX D'OXYGENE DISSOUS DANS LE FLEUVE SENEGAL  
 AMENAGEMENT PROPOSE EN L'AN 2028, SANS LE PROGRAMME DE L'OMVS  
 SIMULATION OF DISSOLVED OXYGEN LEVELS IN THE SENEGAL RIVER  
 PROPOSED 2028 DEVELOPMENT, WITHOUT THE OMVS PROGRAM

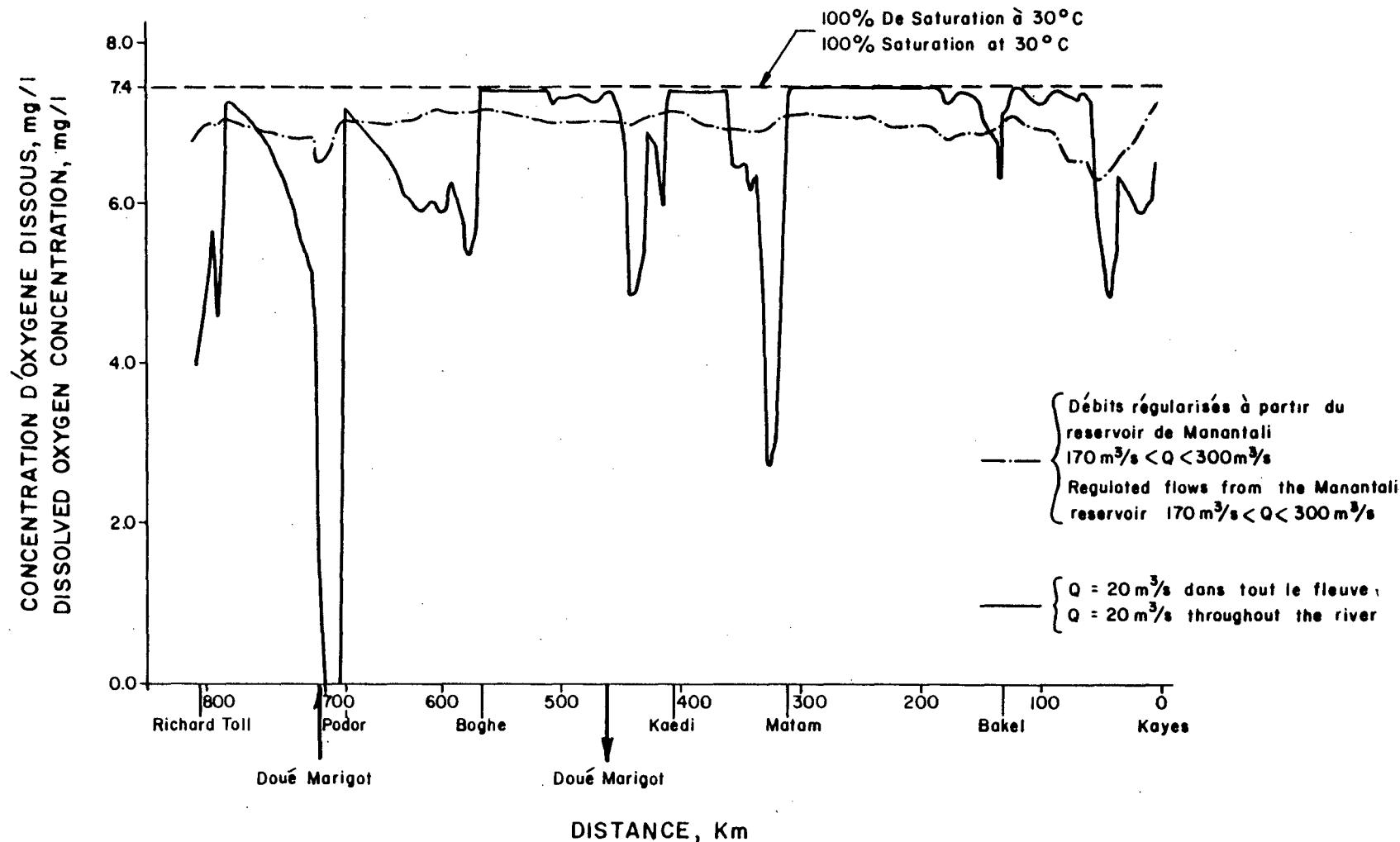
Figure : D.6-4



SIMULATION DES NIVEAUX D'OXYGENE DISSOUS DANS LE FLEUVE SENEGAL  
AMENAGEMENT PROPOSE EN L'AN 2028, AVEC LE PROGRAMME DE L'OMVS

SIMULATION OF DISSOLVED OXYGEN LEVELS IN THE SENEGLAL RIVER  
PROPOSED 2028 DEVELOPMENT, WITH THE OMVS PROGRAM

Figure : D.6-5



De même, avec ces dernières hypothèses la répartition des eaux usées entre le fleuve Sénégai et le marigot Doué, ou le traitement à 50 % de ces eaux, ne suffiraient pour empêcher les taux d'oxygène dissous d'atteindre des valeurs inférieures à 5,0 milligrammes/litre.

D.6.1.4. Simulation des futurs taux de concentration d'oxygène dissous dans l'eau de l'Estuaire à St-Louis.

Les résultats des simulations présentés aux Figures D.6.1 à D.6.5. aboutissent aux conclusions ci-après :

1) - Sans la réalisation du programme de l'OMVS, c'est-à-dire pour un débit d'étiage de 20 m<sup>3</sup>/sec, on ne devrait pas observer avant l'an 2000 de taux de concentration d'oxygène dissous inférieurs à 5,0 milligrammes/litre dans l'eau du fleuve Sénégai, les valeurs les plus faibles étant prévues en aval de Podor. Avec une répartition des eaux usées de Podor entre le fleuve Sénégai et le marigot Doué, les taux d'oxygène dissous en aval de cette ville devraient demeurer supérieurs à 5,0 milligrammes/litre. Les taux d'O.D. en aval de Kayes, Matam, Kaédi et Dagana devraient osciller entre 5,0 et 6,0 milligrammes/litre. Ces concentrations pourraient tomber à des taux inférieurs à 5,0 milligrammes/litre en cas d'aménagements municipaux et industriels supérieurs à ceux prévus au programme de l'OMVS.

2) - Avec la régularisation des débits dans le cadre du programme de l'OMVS, les taux de concentration d'oxygène dissous ne devraient pas, en l'an 2028, être inférieurs à 6,0 milligrammes/litre en aval de tous les points de sortie des eaux usées. La réalisation du programme de l'OMVS aura un impact favorable sur la qualité des eaux du fleuve en aval de Richard Toll.

En effet, malgré une augmentation de 720 % des déversements d'eaux usées entre 1980 et 2028, les concentrations d'oxygène dissous se maintiendront à un niveau plus élevé qu'actuellement pendant les périodes les plus critiques de l'année. Les débits de saison sèche seront de 300 m<sup>3</sup>/sec à Bakel, ce qui entraînera un taux de dilution seize fois plus élevé qu'il ne l'est actuellement avec les débits d'étiage.

L'établissement des courbes des concentrations d'oxygène dissous exige des calculs complexes et le recours à un ordinateur à transfert numérique. Au document de l'USEPA (1971) sont annexés des nomogrammes utilisables pour la détermination des déficits maxima d'oxygène dissous. Le graphique de la figure D.6.6 a été établi à l'aide de ces nomogrammes pour montrer les variations des taux d'oxygène dissous en fonction des volumes d'eaux usées déversées dans le fleuve.

Pour la simulation, nous avons combiné les déchets carbonés et azotés. Les déchets industriels ne représentent que 9% du total des eaux usées, et devraient se maintenir à ce niveau à l'avenir. Par conséquent, la baisse des taux d'oxygène dissous est surtout due aux déversements des déchets municipaux.

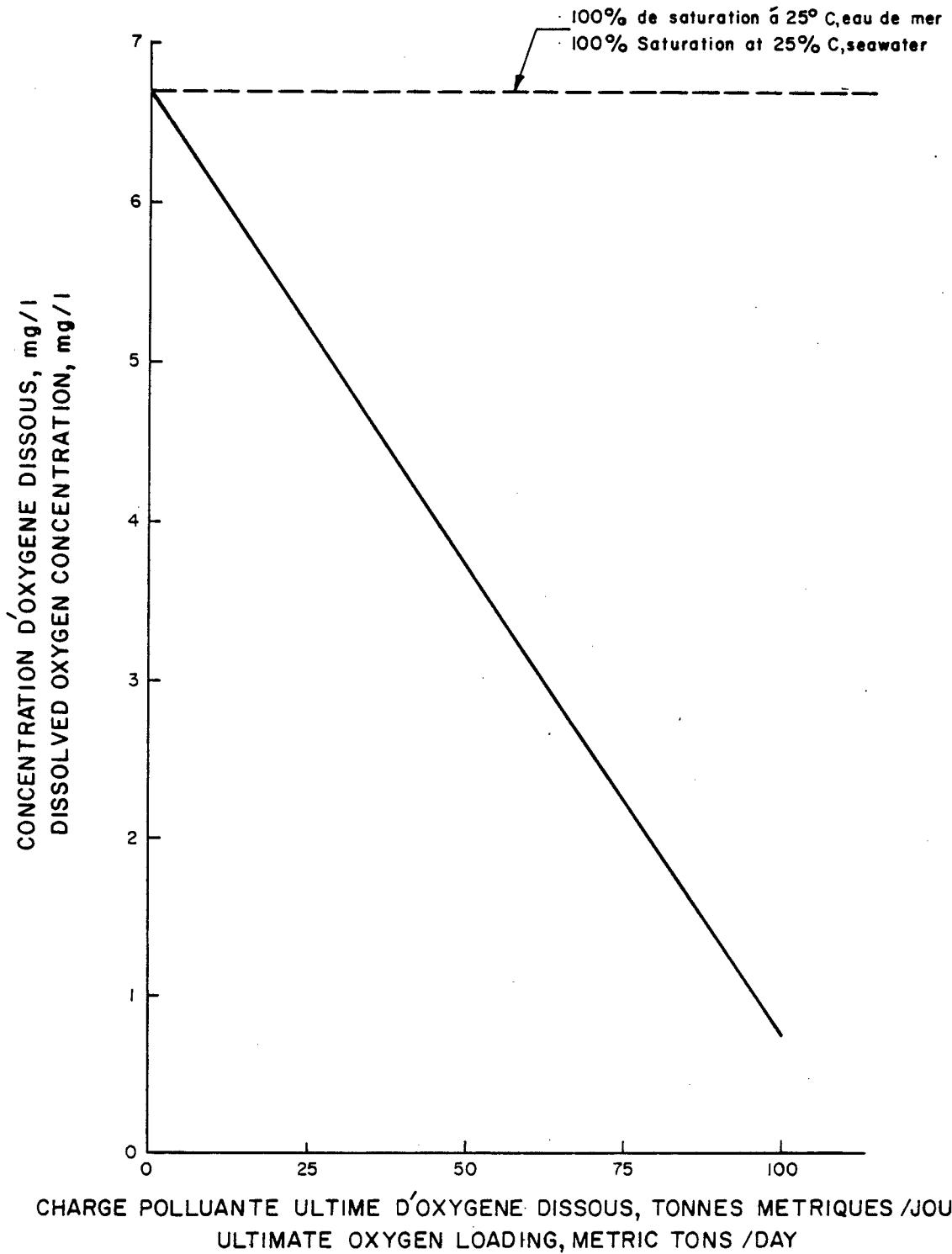
La figure D.6.7 présente une estimation des taux minima d'oxygène dissous. Elle a été établie à partir des projections continues dans le rapport sur les Aménagements Municipaux et Industriels. On peut constater que les taux d'oxygène dissous seront toujours supérieurs à 4,0 mg/l jusqu'en l'an 2005 avec le programme de l'OMVS et jusqu'en l'an 2012 sans ce programme. Pour expliquer ce résultat, il convient de rappeler que :

- a) - ce taux correspond à une concentration minimum d'oxygène dissous et ne concerne qu'une faible partie de l'estuaire.
- b) - l'hypothèse adoptée est celle d'une collecte de 100 % des eaux usées dans le réseau d'égoût.
- c) - la modélisation ne considère qu'un point unique de déversement des eaux usées alors qu'en réalité les bouches de sortie seront multiples.
- d) - le modèle mathématique n'a pas été calibré et nous n'avons procédé à aucun test de vérification car, pour ce faire, il faut que les déversements dans l'estuaire soient suffisants et que les rejets municipaux et industriels aient un impact sur les taux d'oxygène dissous.

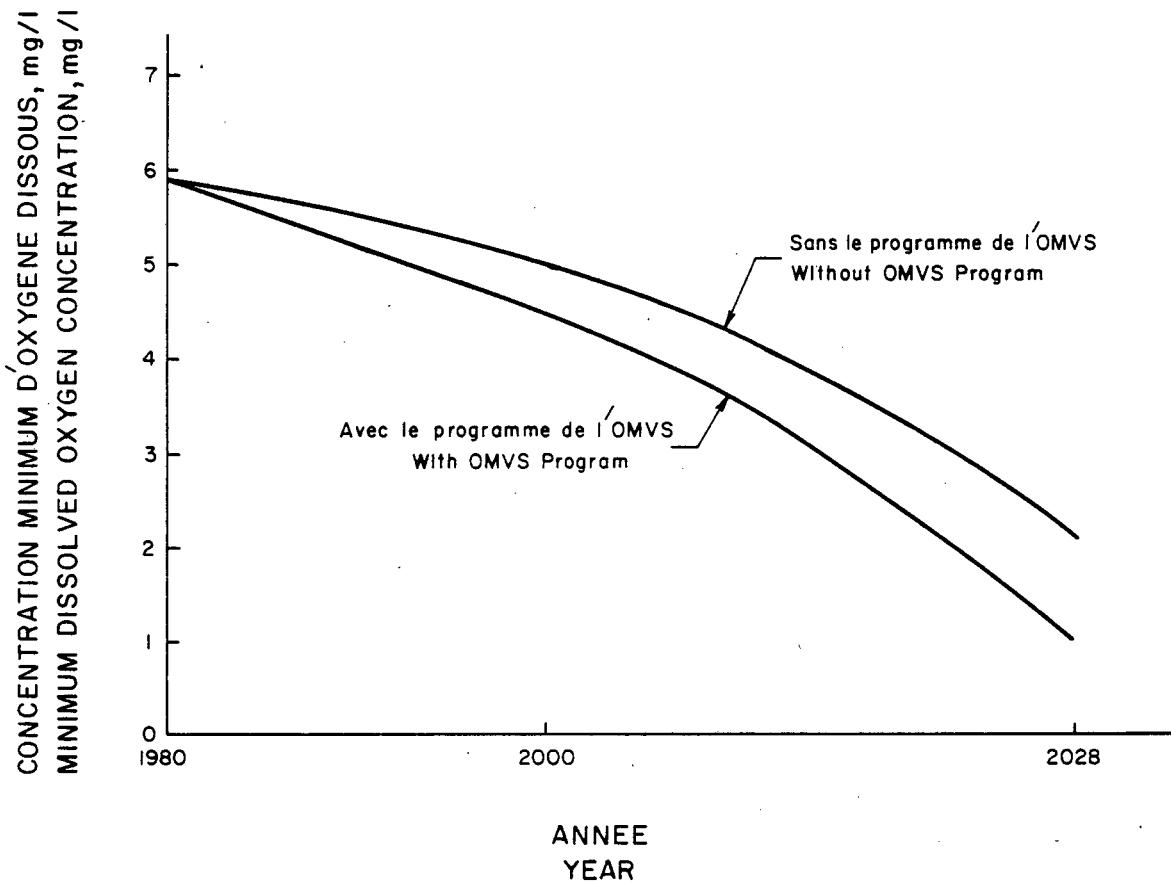
CONCENTRATION MINIMUM D'OXYGENE DISSOUS COMME  
UNE FONCTION DE LA CHARGE POLLUANTE A ST.LOUIS

Figure : D.6-6

MINIMUM DISSOLVED OXYGEN CONCENTRATION  
AS A FUNCTION OF LOADING AT SAINT-LOUIS



ST.-LOUIS AVEC ET SANS LE PROGRAMME DE L'OMVS  
MINIMUM DISSOLVED OXYGEN CONCENTRATION  
AT ST.-LOUIS, WITH AND WITHOUT THE OMVS PROGRAM



- e) - les résultats révèlent un impact relatif dû au programme de l'OMVS.

Compte tenu de ces limitations, les projections ne traduisent pas suffisamment les futures conditions. Néanmoins le graphique de la Figure D.6.7 avertit de la possibilité de taux d'oxygène dissous inférieurs à 5,0 mg/l, ce qui serait préjudiciable aux organismes aquatiques. En l'an 2026, un traitement des eaux usées sera peut-être nécessaire si l'on veut maintenir les taux de concentration d'oxygène au-dessus du seuil critique de 5,0 mg/l.

#### D.6.1.5. Autres considérations

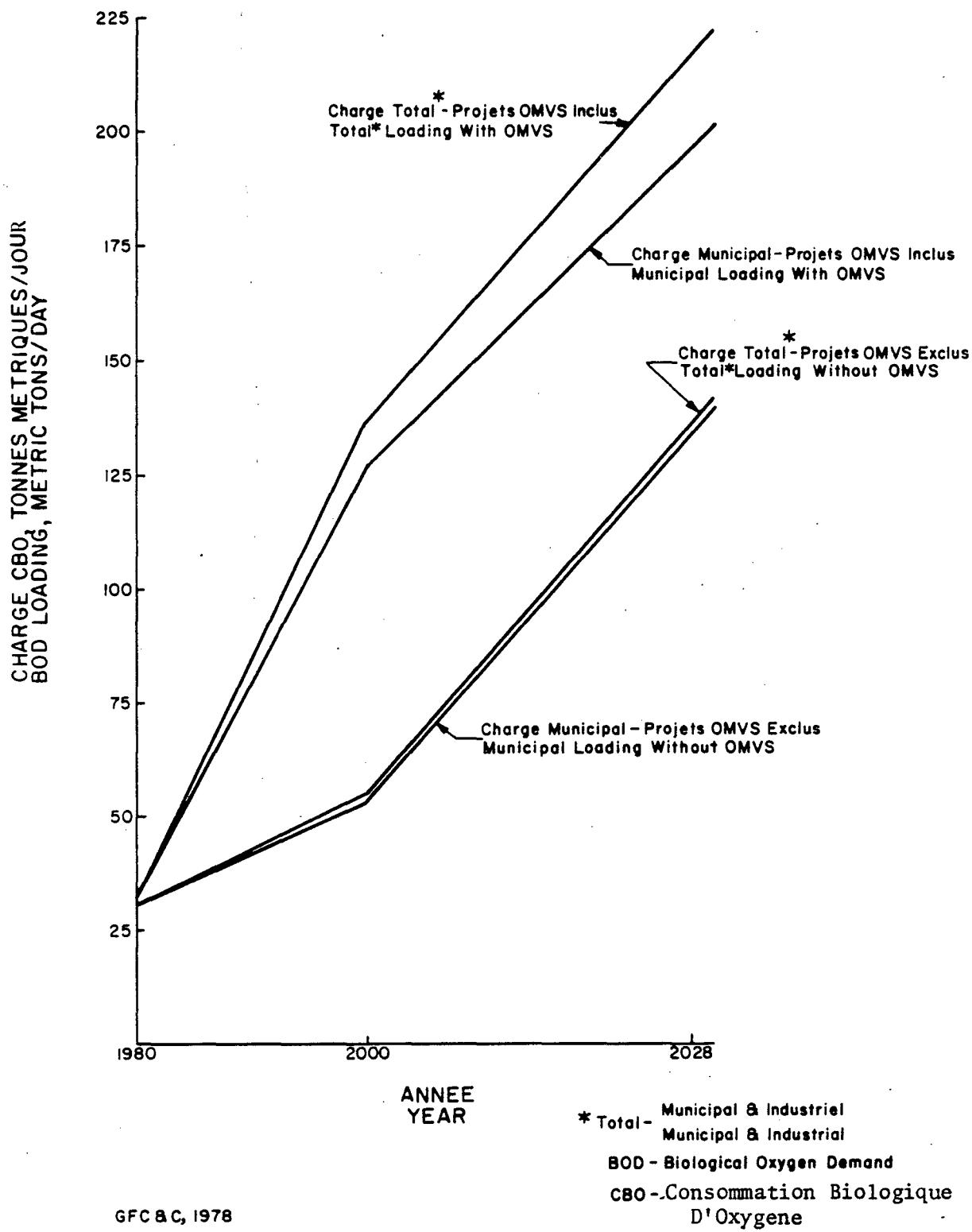
Le graphique de la Figure D.6.8 présente les déversements dans le fleuve des déchets municipaux et industriels et montre à l'évidence qu'ils seront à 90 % d'origine municipale contre 10 % seulement pour les déchets industriels. Il est important de rappeler qu'il s'agit de déversements ponctuels. Les polluants provenant de déversements non ponctuels (ruisselements de surface depuis les agglomérations, eaux de drainage des terres agricoles, eaux polluées par les animaux, etc...) sont estimés sur la base des données de la section D.4.1 et il s'avère qu'ils seront négligeables.

Les éventuelles sources de pollution industrielles sont décrites en détail dans le rapport sur les Aménagements Municipaux et Industriels. Il s'agit plus particulièrement :

- des centres d'embouche
- des tanneries
- des abattoirs
- des laiteries
- des meuneries
- des usines textiles
- des cimenteries
- des usines de transformation des produits de la pêche
- des raffineries de sucre
- des conserveries de tomate.

PROJECTIONS DE LA CBO DES AMENAGEMENTS MUNICIPAUX ET  
INDUSTRIELS-AVEC OU SANS LES PROJECTS DE L'OMVS  
PROJECTED MUNICIPAL AND INDUSTRIAL BOD LOADINGS WITH  
AND WITHOUT THE OMVS PROGRAM

Figure D.6-8



Ce même rapport analyse également les technologies appropriées de traitement des eaux usées. En matière d'impacts sur les taux d'oxygène dissous, tout traitement autre que rudimentaire ne se justifierait pas.

L'essentiel de ces impacts sera dû aux déchets municipaux. Mais à l'heure actuelle, peu d'agglomérations sont dotées d'un réseau d'égoûts, la ville de St-Louis étant une exception. L'hypothèse adoptée pour la modélisation est qu'à l'avenir toutes les zones urbaines seront équipées d'égoûts. Or l'augmentation du réseau d'égoûts renforce l'impact des déchets municipaux sur la qualité des eaux du fleuve car ces eaux usées y seront obligatoirement déversées, tandis que les autres modes de collecte des déchets (les latrines par exemple) n'ont pas d'impact direct. On peut donc en conclure qu'un réseau plus restreint d'égoûts limiterait l'impact des agglomérations sur la qualité des eaux. Des recommandations en vue de la destruction des matières organiques d'origine humaine sont présentées dans le rapport sur les Aménagements Municipaux et Industriels.

#### D.6.2. Impacts dûs aux substances toxiques

Les substances toxiques non agricoles proviennent principalement du déversement des eaux résiduaires industrielles. Cette pollution résulte des divers procédés industriels beaucoup plus que des matières premières elles-mêmes ; ceci est particulièrement vrai pour les agro-industries. Le chrome provenant des tanneries est certainement l'élément polluant potentiel le plus important. Nous ne disposons d'aucune information précise quant à l'utilisation du chrome dans les futures tanneries du bassin du fleuve Sénégal. Toutefois, il faudra compter un déversement dans le fleuve de 4,3 kg de chrome par tonne de peaux traitées (cf. le rapport sur les Aménagements Municipaux et Industriels). Or il est prévu à l'horizon 2028 une production annuelle de 6.100 tonnes de peaux. Les seuils de tolérance sont au maximum de 0,1 mg/l (USEPA, 1976) pour la vie aquatique et de 0,05 mg/l pour l'eau de boisson (USEPA, 1976 ; USPHS, 1962). Des mesures correctives pour amortir cet impact sont proposées dans le rapport sur les Aménagements Municipaux et Industriels.

L'exploitation minière entraînera une plus forte érosion des sols, d'où une augmentation des débits solides dans les cours d'eau avoisinants. Néanmoins, l'impact restera localisé et n'altèrera pas le volume total des transports solides dans l'ensemble du bassin hydrographique. Si l'on considère également la faible pluviométrie du bassin, on peut en conclure que cet impact sera peu perceptible. Mais localement cela se traduira par le colmatage des voies d'eau, la destruction plus ou moins prononcée des habitats aquatiques, une forte turbidité et une diminution de la photo-synthèse. Ces débits solides proviendront également des zones en cours de défrichement, des routes en construction, des matériaux en décomposition, et des périmètres en voie d'aménagement.

Les eaux de drainage des mines peuvent être acides lorsqu'elles traversent des formations pyritifère qui s'oxydent facilement au contact de l'eau et de l'air. En plus de leur forte acidité, ces eaux de drainage sont chargées de divers sels, notamment de fer, ainsi que d'acide sulfurique. L'acide peut mobiliser certains métaux lourds toxiques; soit provenant de piliers métalliques détériorés, soit présents dans le sol. Si ces eaux de drainage se déversent dans un cours d'eau, elles sont extrêmement préjudiciables à la vie aquatique. L'importance de cet impact dépend en premier lieu de la teneur en pyrite des minerais, de la pluviométrie, et du réseau de drainage des mines. On ignore encore la teneur en pyrite des gisements de fer du Sénégal Oriental et du Mali Occidental. On trouvera dans le rapport sur les aménagements municipaux et industriels des recommandations visant à amortir ces impacts.

## BIBLIOGRAPHIE

- Abdin, G. 1948. Seasonal Distribution of Phytoplankton and Sessile Algae in the River Nile. Inst. Egypte. Cairo Bull., Vol. 29, pp. 369-82.
- Ackermann, W. C. et al, eds. 1973. Man-made Lakes: Their Problems and Environmental Effects. Geophysical Monograph 17. Amer. Geophys. Union. Washington, D. C.
- American Public Health Assoc. et al. 1975. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 14th ed. Washington, D. C.
- American Society of Civil Engineers. 1961. Effect of Water Temperature on Steam Reaeration. 31st Progress Report, Comm. on San. Engr. Res. ASCE San. Eng. Div. Jour., Vol. 87, No. SA6.
- Baxter, et al. 1965. Stratification in Tropical African Lakes at Moderate Altitudes (1500-2000 meters). Limnol. Oceanogr., Vol. 10, pp. 510-520.
- Beadle, L. C. 1932. Scientific Results of the Cambridge Expedition to the East African Lakes. 1930-1. 4. The Waters of Some East African Lakes in Relation to Their Fauna and Flora. Journ. Linn. Soc. (Zool.), Vol. 38, pp. 157-211.
- Bideleman, T. F. and Olney, C. E. 1974. Chlorinated Hydrocarbons in the Sargasso Sea Atmosphere and Water. Science, Vol. 183, pp. 516-518.
- Birge, E. A. 1910. An Unregarded Factor in Lake Temperatures. Trans. Wis. Acad. Sci. Arts. Lett., Vol. 16, pp. 989-1004.
- Biswas, S. 1968. Hydrobiology of the Volta River and Some of Its Tributaries Before the Formation of the Volta Lake, Ghana. Science, Vol. 8, pp. 152-156.
1973. Limnological Observations in Early Formation of Volta Lake in Ghana in Man-made Lakes: Their Problems and Environmental Effects. Edited by W. C. Ackerman et al. Geophysical Monograph 17. Amer. Geophysical Union. Washington, D. C.
- Blanchut and Bertrand. 1972. Avant-Projet d'Alimentation en Eau Potable des Centres Urbains l'Interieur-Villes de St. Louis, Richard Toll, Dagana, Podor et Matam. Dakar.

- Boone, S. G. 1976. Problems of Irrigation Return Flows. Environmental Aspects of Irrigation and Drainage. ASCE. New York.
- Bordier, J. 1972. Romontée des Eaux Marines dans le Sénégal. O.M.V.S. Dakar.
- Butler, P. A. 1969. The Significance of DDT Residues in Estuarine Fauna in Chemical Fallout. Edited by M. W. Miller and G. G. Berg. Thomas. Springfield. Illinois.
- Churchill, M. A. et al. 1962. Prediction of Steam Reaeration Rates. Proc. ASCE, Jour. San. Eng. Div. SA 4, Procedur Paper 3199, p. 1.
- Cisse, O. 1978. (Personal Communication).
- Cole, G. A. 1975. Textbook of Limnology. The C. V. Mosby Company, Saint Louis, Missouri.
- Cronin, L. E. 1970. Gross Physical and Biological Effects of Overboard Disposal in Upper Chesapeake Bay. NRI Special Report, No. 3. U. S. Dept. of Interior. Washington, D. C.
- Davis, S. N. and Dewiest, R. J. 1966. Hydrogeology. Wiley. New York.
- Dole, W. E. et al. 1963. Poisoning by DDT: Relation between Clinical Signs and Concentration in Rat Brain. Science, Vol. 142, pp. 1474-1476.
- Dorres, T. C. et al. 1963. Physical and Chemical Limnology of River and Chute. Limnol. Oceanogr., Vol. 7, pp. 240-47.
- Durham, W. F. and Hyres, W. J. Organic Phosphorus Poisoning and Its Therapy. Arch. Environ. Health, Vol. 5, pp. 21-47.
- Edwards, C. A. 1973. Persistent Pesticides in the Environment. CRC Press. Cleveland, Ohio
- Parrington, J. W. 1976. Oil Pollution in the Coastal Environment in Estuarine Pollution Control and Assessment: Proceedings of a Conference, Vol. II. USEPA.
- Freeman, P. H. 1974. The Environmental Impact of a Large Tropical Reservoir. Smithsonian Institution. Washington, D. C.
- Gaskin, D. E. et al. 1974. Mercury, DDT, Dieldrin and PCB in Two Species of Odontoceti (Cetacea) from St. Lucia, Lesser Antilles. J. Fish Res. Bd. Can., Vol. 31, pp. 1235-1239.

Gessner, F. 1961. Der Sauerstoffhaushalt des Amazonas. Int. Revueges. Hydrobiol. Hydrogr., Vol. 45, pp. 55-79.

Groupement Manantali. 1977. Etude d'Exécution du Barrage et de L'Usine Hydro-électrique de Manantali. Dakar.

\_\_\_\_\_. 1978. Etude D'Exécution du Barrage et de L'Usine Hydro-électrique de Manantali. Rapport Final. Dakar.

Hamelink, et al. 1971. A Proposal: Exchange Equilibria Control the Degree of Chlorinated Hydrocarbons and are Biologically Magnified in Lentic Environments. Trans. Amer. Fish. Soc., Vol. 100, pp. 207-214.

Harrison, A. D. 1965. River Zonation in Southern Africa. Arch. Hydrobiol. Vol. 61, pp. 380-6.

Hem, J. D. 1970. Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water. Water Supply Paper 1473. U. S. Geol. Survey. Washington, D. C.

Henderson, F. 1973. Stratification and Circulation in Kainji Lake in Man-Made Lakes: Their Problems and Environmental Effects. Edited by W. C. Ackerman, et al. Geophysical Monograph 17. Amer. Geophys. Union. Washington, D. C.

Hergenrader, G. L. and Hammer, M. J. 1973. Eutrophication of Small Reservoirs in the Great Plains in Man-made Lakes: Their Problems and Environmental Effects. Edited by W. C. Ackerman et al. Geophysical Monograph 17. Amer. Geophys. Union. Washington, D. C.

Hernandez, R. R. and DeGeorges, P. A. 1973. Limnologia de la Presa Cinco de Noviembre Durante la Estacion Seco. Services Pisicola, Min. de Agric. y Ganad. Soyapanigo, El Salvador.

Holden, M. J. and Green, I. 1960. The Hydrology and Plankton of the River Sokoto. J. Animal Ecol., Vol. 29, pp. 65-84.

Hussainy, S. U. and Abdulappa, M. K. 1973. A Limnological Reconnaissance of Lake Gorewada, Nagpur, India in Man-made Lakes: Their Problems and Environmental Effects. Edited by W. C. Ackerman et al. Geophys. Mono. 17. Amer. Geophys. Union. Washington, D. C.

Hutchinson, G. E. 1975. A Treatise on Limnology, Vol. 1, Part 1 - Geography and Physics of Lakes. John Wiley and Sons.

\_\_\_\_\_. and Loffler, H. 1956. The Thermal Classification of Lakes. Proc Nat. Acad. Science, Vol. 42, pp. 84-86.

- Hynes, H. B. N. 1976. The Ecology of Running Waters. Univ. of Toronto Press.
- Igue, K. 1970. Volatility of Organochlorine Insecticides from Soil. A Ph.D. dissertation. Univ. of Calif. Riverside.
- Illies, J. 1964. The Invertebrate Fauna of Huallaga, a Peruvian Tributary of the Amazon River, from the Sources down to Tingo Maria. Verh. Int. Verein Theor. Angeu. Limnol., Vol. 15, pp. 1077-83.
- Irwin, W. H. et al. 1969. Impoundment Destratification by Mechanical Pumping in Water Quality Behavior in Reservoirs. Edited by J. M. Symons. U. S. Dept. of HEW. Cincinnati.
- Koenig, A. and Loucks, D. P. 1976. Management Model for Wastewater Disposal on Land in Environmental Aspects of Irrigation and Drainage. ASCE. New York.
- Kuo, A. Y. et al. 1975. Hydrography and Hydrodynamics of Virginia Estuaries. Part VI - Mathematical Model Studies of Water Quality of the Rappahannock Estuary. Virginia Inst. of Marine Science. Special Report 102.
- \_\_\_\_ and Fang, C. S. 1972. A Mathematical Model for Salinity. Proc. of the 13th Coastal Engineering Conference. Amer. Soc. of Civil. Eng. New York.
- Lackner, Dorsch and Electrowatt. 1978. Etudes d'Execution du Projet d'Amenagement du Fleuve Sénégal pour la Navigation. O.M.V.S. Dakar.
- Lawson, G. W. et al. 1969. Hydrobiological Work of the Volta Basin. Research Project, 1963-1968. Bull. de l'I.F.A.N., T. XXXI, Ser. A. No. 3.
- Lelek, A. and El-Zarka, S. 1973. Ecological Comparison of the Preimpoundment and Post Impoundment Fish Faunas of the River Niger and Kainji Lake, Nigeria in Man-made Lakes: Their Problems and Environmental Effects. Geophys. Mono. 17. Amer. Geophys. Union. Washington, D. C.
- Leopold, et al. 1964. Fluvial Processes in Geomorphology. Freeman Press. San Francisco.
- Lloyd-Jones, C. P. 1971. Evaporation of DDT. Nature, Vol. 229, pp. 65-66.
- Lopez, F. A. and DeGeorges, P. A. 1975. Limnologia de Lago Ilopango Durante Las Estaciones Seco y lluviosa. Serv. Pisicola, Min. de Agric. y Ganad. El Salvador.

McComb, A. L. and Iyamabo, D. E. 1968. Some Solar Radiation Measurements at Samaru, Nigeria, with an Actinograph and Radiation Integrators. Res. Leafl. 1, Savannah Forest Res. Sta. Saria, Nigeria.

McPie, H. H. 1973. Biological, Chemical and Related Engineering Problems in Large Lakes of Tasmania in Man-made Lakes: Their Problems and Environmental Effects. Edited by W. C. Ackerman et al. Geophys. Mono. 17. Amer. Geophys. Union. Washington, D. C.

McKee, J. E. and Wolf, H. W. 1963. Water Quality Criteria. Publication 3-A. Calif. State Water Resources Board. Report, June 1, 1967.

McLachlan, S. M. 1970. The Influence of Lake Level Fluctuations and the Thermocline on Water Chemistry in Two Gradual Shelving Areas in Lake Karibay, Central Africa. Arch. Hydrobiol., Vol. 66, No. 4, pp. 499-510.

Michel, 1973. Les bassins des Fleuves Seneqal et Gambie. Etude Geomorphologique. ORSTROM. Paris.

Mitchell, D. S. 1973. Supply of Plant Nutrient Chemicals in Lake Kariba in Man-made Lakes: their Problems and Environmental Effects. Geophys. Mono. 17. Amer. Geophys. Union. Washington, D. C.

\_\_\_\_ and Thomas, G. A. 1972. Ecological Survey of Aquatic Weeds. Salvinia spp. and Eichornia crassipes and Their Natural Enemies in the Neotropics. Tech Pap. Hydrol. 12. UNESCO. Paris.

National Academy of Science. 1974. Petroleum in the Marine Environment. Inputs, Techniques for Analysis, Fates and Effects. Ocean Affairs Board. Washington, D. C.

Nemerow, N. L. 1974. Scientific Stream Pollution Analysis. McGraw-Hill. New York.

Nichols, M. M. 1966. A Study of Production and Phosphate in a Sonaran Lagoon. Publ. Inst. Mar. Sci. Univ. Texas. 11:159-167.

Nicholson, H. P. 1970. Pesticide Burden in Water and Its Significance in Agricultural Practices and Water Quality. Iowa State Press, Ames. pp. 183-193.

\_\_\_\_ and Hill, D. W. 1970. Pesticide Contaminants in Water and Mud and Their Environmental Impact in Relationship of Agriculture to Soil and Water Pollution. Proceedings of

Cornell Univ. Conference on Agric. Waste Management.  
Ithaca, New York. pp. 171-179.

Norbert Beyard. 1974. Programme Intégré de Développement du Bassin du Sénégal. Paris.

Obeng, L. E. 1973. Volta Lake: Physical and Biological Aspects in Man-made Lakes: Their Problems and Environmental Effects. Edited by W. C. Ackerman et al. Geophys. Mono. 17. Amer. Geophys. Union. Washington, D. C.

O'Connor, D. J. and Dobbins, W. E. 1958. Mechanism of Reaeration in National Streams. Trans Amer. Soc. Civil Engrs., Vol. 123, pp. 655-660.

Omernik, J. M. 1977. Nonpoint Source-Stream Nutrient Level Relationships: A Nationwide Study. USEPA, ORD Corvallis Oregon, EPA-600/3-77-105.

Omernik, J. M. 1976. The Influence of Land Use on Stream Nutrient Levels. EIA-600/3-76-014. USEPA, ORD. Corvallis, Oregon.

Orion Research, Inc. 1976a. Instruction Manual - Divalent Cation Electrode. Cambridge, Mass.

1976b. Instruction Manual - Nitrate Ion Electrode. Cambridge, Mass.

1976c. Instruction Manual - Ammonia Electrode. Cambridge, Mass.

1976d. Instruction Manual - Halide Electrode. Cambridge, Mass.

Penkava, F. 1976. Subsurface Versus Surface Drainage Water Quality Impacts in Environmental Aspects of Irrigation and Drainage. ASCE. New York.

Reizer, C. 1971. Contribution à l'Etude Hydrobiologique du Bas-Sénégal. Centre Technique Forestier Tropical. Paris.

1974. Definition d'une Politique d'Aménagement des Ressources Halieutiques d'un Ecosystème Aquatique Complexé par l'Etude de son Environnement Abiotique, Biotique et Anthropique. Dissertation Présentée à la Foundation Universitaire Luxembourgeoise. Arlon.

Richards, L. A., ed. 1954. Saline and Alkali Soils. U. S. Dept. of Agric. Washington, D. C.

- Rochette, C. 1964. Remontée des Eaux Marines dans le Sénégal.  
ORSTOM. Dakar.
1974. Le Bassin du Pleuve Sénégal. Monographie Hydrologiques #1. ORSTOM. Paris.
- Rochford, D. J. 1951. Australian Estuarine Hydrology. I. Introductory and Comparative Features. Aust. J. Mar. Freshw. Res. 1:1-116.
- Rumker, E. et al. 1974. Production, Distribution, Use and Environmental Impact Potential of Selected Pesticides. U.S.EPA Publ. 540/1-74-001. Washington, D. C.
- Russell, W. E. 1961. Soil Conditions and Plant Growth. 9th Ed. Longmans, Green and Co. Ltd. London.
- Rzoska, J. et al. 1955. Seasonal Plankton Development in the White and Blue Nile near Khartoum.
- Sawyer, C. N. 1947. Fertilization of Lakes by Agricultural and Urban Drainage. Jour. N. Engl. Water Works Assoc. Vol. 61, pp. 109-127.
- Schmidt, B. L. 1972. Agricultural Sources of Water Pollution in Water Quality in a Stressed Environment. Edited by W. A. Pettyjohn. Gurgess Publ. Co. Minneapolis.
- Schubel, J. R. and Meade, R. H. 1976. Man's Impact on Estuarine Sedimentation in Estuarine Pollution Control and Assessment, Proceedings of a Conference, Vol. I. USEPA. Washington, D. C.
- Schulz, S., Schemainda R. and Nehring, D. 1978. Seasonal Variations in the Physical, Chemical and Biological Features in the CINECA Region. Symposium on the Canary Current. Upwelling Canaria, 11-14 April 1978. No. 14. Cape Vert. Dec-May 1978.
- Senegal-Consult. 1970. Feasibility Survey for the Regulation of the Senegal River. Dakar.
- Shadin, V. I. 1956. Life in Rivers (Russian) Pizni. presnih vod SSSR 3 in Ecology of Running Waters. By H. B. N. Hynes. 1956. Univ. of Toronto press.
- SORGREAH. 1977a. Etude d'Execution du Barrage de Diama. Rapport de la Phase I. Grenoble.
- 1977b. Etude d'Execution du Barrage de Diama. Rapport sur l'Exploitation du Modèle Mathématique Grenoble.

- Spencer, et al. 1973. Pesticide Volatilization. Residue Rev., Vol. 49, pp. 1-47.
- Stanley, N. P. and Alpers, M. P., Eds. 1975. Man-made Lakes and Human Health. Academic Press. London.
- Stumm, W. and Morgan, J. J. 1970. Aquatic Chemistry. Wiley-Interscience. New York.
- Symons, J. M. et al. 1969. Influence of Impoundments on Water Quality - a Review of Literature and Statement of Research Needs in Water Quality Behavior in Reservoirs. U. S. Dept. of HEW. Cincinnati.
- Talling, J. F. 1953. Diurnal Changes of Stratification and Photosynthesis in Tropical Waters. Proc. Royal Soc., Ser. B, Vol. 147, pp. 57-83.
- Tessent, P. 1973. Man-made Lakes in Ivory Coast in Man-made Lakes: Their Problems and Environmental Effects. Edited by W. C. Ackerman et al. Geophys. Mono. 17. Amer. Geophys. Union. Washington, D. C.
- Thomann, R. V. 1972. Systems Analysis and Water Quality Management. McGraw-Hill. New York.
- Tinsley, I. J. 1974. Chemicals in the Environment - Behavior and Distribution in A Report on a Seminar Workshop and Training in Pesticide Management. Univ. of Calif. U.S.AID Contract No. AID/csd 3296. Jakarta.
- U. S. Dept. of HEW. 1969. Report of the Secretary's Commission on Pesticides and their Relationship to Environmental Health. U. S. Govt. Printing Office. Washington, D. C.
- U. S. Dept. of Interior. 1976. Senegal River Basin - Preliminary Basic Data and Suggested Study Program. Bureau of Reclam. Washington, D. C.
- U. S. EPA. 1971. Simplified Mathematical Modelling of Water Quality. Washington, D. C.
- \_\_\_\_\_. 1973. Water Quality Criteria, 1972. Ecological Research Series. EPA-R3-73-033, March, 1973. USEPA. Washington, D. C.
- \_\_\_\_\_. 1974. The Relationship of Phosphorus and Nitrogen to the Trophic State of Northeast and North-central Lakes and Reservoirs. Working Paper No. 23. Nat. Environ. Res. Center. Las Vegas.

1976. Quality Criteria for Water. Washington, D. C.

Van der Lingen, M. I. 1973. Lake Kariba: Early Life History and South Shore in Man-made Lakes: Their Problems and Environmental Effects. Edited by W. C. Ackerman et al. Geophys. Mono. 17. Amer. Geophys. Union, Washington, D. C.

Van Dye, P. 1926. Le Potamoplankton du Ruki au Congo-Belge et Pays Chauds en Général. Int. Revueges Hydrobiol. Hydrogr., Vol. 16, pp. 1-51.

Velz, C. J. 1970. Applied Steam Sanitation. Wiley-Interscience. New York.

Verduin, J. 1956. Energy Fixation and Utilization by Natural Communities in Western Lake Erie. Ecology, Vol. 34, pp. 40-50.

1973. Aquatic Energetics. Unpublished Text Used in Course Work. Dept. of Botany, Univ. of Southern Ill. Carbondale.

Vollenweider, R. A. 1973. Input Output Model. Schweiz Z. Hydrol.

Warren, W. M. and Ruben, N. Eds. 1968. Dams in Africa. A.M. Kelley Publ. New York.

Wetzel, R. G. 1975. Limnology. W. B. Saunders Co. New York.

Williams, W. R. et al. 1977. Relationships of Productivity and Problem Conditions to Ambient Nutrients. National Eutrophication Survey Findings of 418 Eastern Lakes. National Eutrophication Survey Working Paper Series. Working Paper No. 725. USEPA.

World Health Organization. 1971. International Standards for Drinking Water. 3rd Ed. Geneva.

Worthington, E. B. 1930. Observations on the Temperature Hydrogen-ion Concentrations, and other Physical Conditions of the Victoria and Albert Nyanzas. Int. Rev. Hydrobiol., Vol 24, pp. 328-357. 1134

**A N N E X E S**

## INTRUSION DE L'EAU DE MER DANS LE FLEUVE SENEGAL

### I - 1 INTRODUCTION

En saison sèche (décembre à juin), l'eau de mer pénètre dans le lit du fleuve Sénégal. Cette remontée de la langue salée est due à l'influence des marées, à la topographie très plane du delta et aux faibles débits du fleuve en période d'étiage. En certaines années, la langue salée pénètre jusqu'à Dar Salam, à 234 km en amont de l'embouchure. Les eaux du fleuve affectées par cette remontée de l'eau de mer sont imprropres à la consommation et à l'irrigation.

Les crues annuelles du fleuve débutent généralement en juillet. L'onde de crue repousse la langue salée vers l'océan. Ce retrait, est assez rapide; il ne dure guère que de 3 à 4 semaines.

Le profil de l'intrusion maritime sera altéré par trois éléments du programme de l'OMVS :

- le barrage de Diama qui bloquera la langue salée
- le chenal d'entrée (entre l'océan et l'estuaire à 10 km en aval de St. Louis) qui entraînera une plus forte amplitude de marées dans l'estuaire.
- le barrage de Manantali dont l'une des fonctions sera la régularisation des débits du fleuve.

Le barrage de Diama maintiendra la langue salée dans le tronçon de 44 km du bas-Sénégal. L'onde de crue continuera à repousser cette eau de mer vers l'océan; en saison sèche, la langue salée ne pourra plus pénétrer au-delà du barrage.

100.

L'amplitude des marées affecte l'importance de l'intrusion marine. Actuellement la présence, dans l'embouchure du fleuve, de barres de sable, réduit d'environ 30 pour-cent cette amplitude. La construction d'un chenal d'entrée pour la navigation aura pour effet de supprimer cette limitation, ce qui modifiera la dynamique de l'intrusion marine.

Avec la régularisation des débits depuis le barrage de Manantali, le fleuve aura un débit constant de 300 m<sup>3</sup>/sec à Bakel; après les prélèvements pour les besoins des autres secteurs (agriculture notamment), la navigation bénéficiera d'un débit de 100 m<sup>3</sup>/sec tout au long du fleuve, entre Manantali et St. Louis.

La modélisation sur ordinateur de ces trois projets devrait contribuer à déterminer leur impact sur l'intrusion marine. Le modèle VIMS, qui permet des projections dans le temps et à long terme, serait particulièrement utile pour l'évaluation de l'impact sur le régime de salinité qu'auront la fluctuation de l'amplitude des marées et la modification des débits.

## I - 2 Données existantes

On dispose de rapports sur les études effectuées par l'ORSTOM en 1963 et l'OMVS en 1972. (Rochette, 1964; Bordinier, 1972). Le premier rapport évalue surtout les conséquences pour l'estuaire de la pénétration et du retrait de la langue salée. Le second rapport étudie l'évolution de la salure en amont de Richard Toll. Enfin dans le cadre de l'étude d'impact sur l'environnement, nous avons, de décembre 1977 à mai 1978, effectué des prospections in situ et prélevé divers échantillons, afin de déterminer avec plus de précision l'évolution verticale et horizontale de la salure; les résultats sont présentés dans les principales sections de ce rapport. Les paragraphes qui suivent ne résument que les données de l'ORSTOM et de l'OMVS.

L'intrusion marine est fortement affectée par les marées, dont l'amplitude varie en fonction de la position relative de la lune et du soleil. Cette amplitude est réduite à hauteur de l'embouchure ainsi qu'au fur et à mesure de la propagation de la marée vers l'amont (cf. Figure I-1). On remarque aussi un décalage dans le temps entre les différentes phases de marées, qui est en relation avec la distance vers l'amont (cf. Figure I-2).

On note une baisse du gradient hydraulique dans la direction de l'écoulement fluvial et en fonction de la diminution de l'altitude. Lorsque ce gradient est important relativement au gradient de marée, le débit fluvial sera plus fort et atténuerà l'effet des marées. C'est notamment le cas lorsque l'estuaire est recouvert d'eau douce pendant les crues annuelles. La Figure I-3 montre l'influence des marées en fonction du débit fluvial.

On trouve dans les rapports de l'ORSTOM (Rochette, 1964) de très nombreuses données sur la salinité dans l'estuaire pour la période du 19 décembre 1962 au 20 août 1963, et qui montrent l'évolution de la salure (intrusion et retrait de la langue salée). L'étude a porté sur 12 stations d'observation réparties sur le tronçon de Gandiole (près de l'embouchure) à Dagana (188 km en amont); l'emplacement de ces stations est indiqué à la Figure I-4. Les travaux ont porté sur la mesure de la résistivité afin d'exprimer (après conversion) les taux de salinité en grammes/litre.

Les données présentées à la Figure I-5, révèlent clairement la relation entre les débits fluviaux et le taux moyen de salinité aux différentes stations d'observation. L'intrusion marine a lieu en saison sèche et se poursuit jusqu'à l'arrivée de l'onde de crue, à la mi-juillet. L'eau salée est alors totalement repoussée vers la mer en l'espace d'un mois, et l'estuaire ne contient plus que de l'eau douce jusqu'au mois de décembre qui marque le début de la période d'étiage et de l'influence des marées. Les résultats ne peuvent être interprétés que pour déterminer la distance de

RELATION ENTRE L'AMPLITUDE DE LA MAREE ET LE LIEU DANS  
LE FLEUVE SENEgal

Figure : I-1

RELATIONSHIP BETWEEN TIDAL AMPLITUDE AND LOCATION FOR SENEGAL RIVER

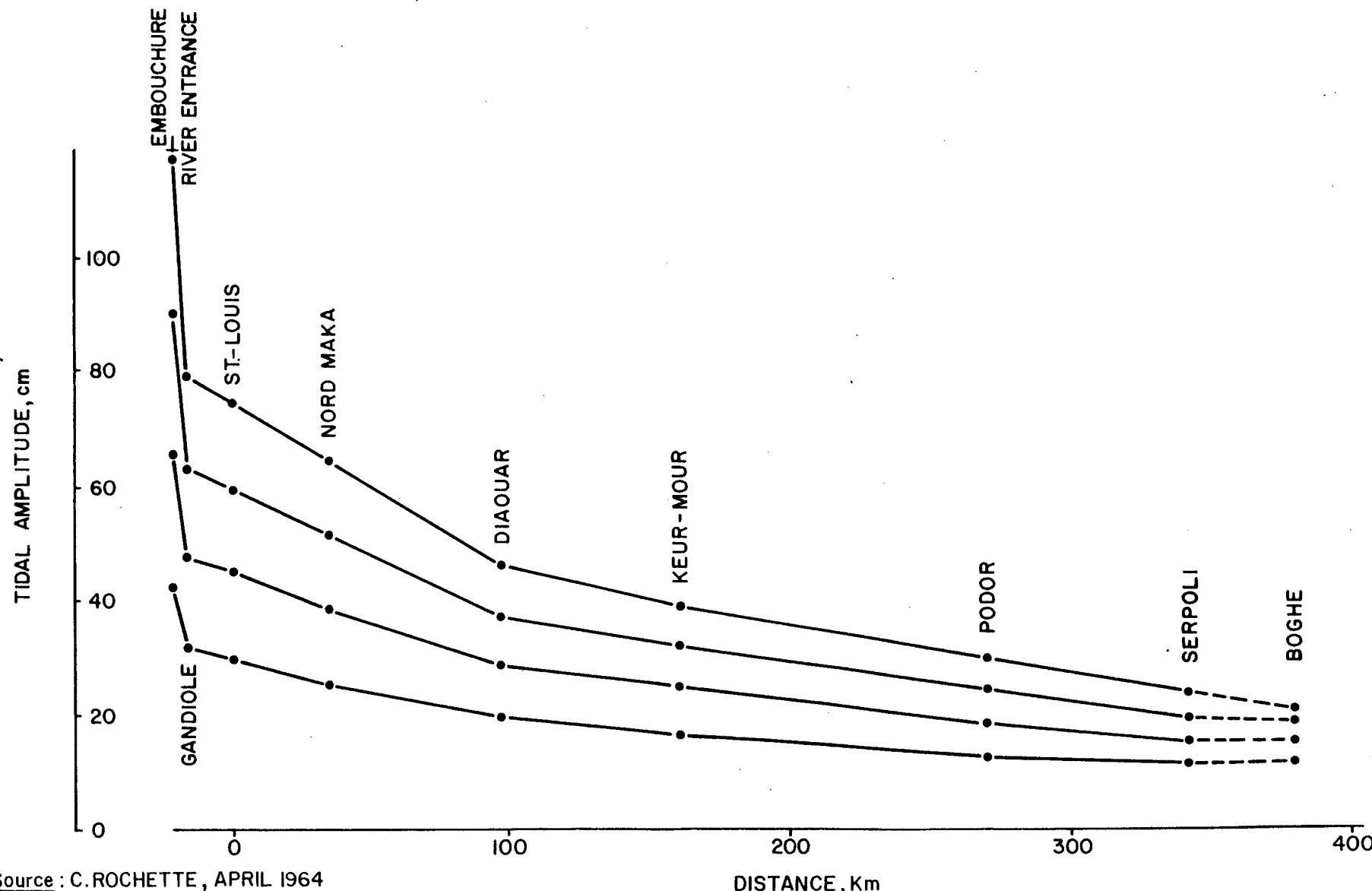
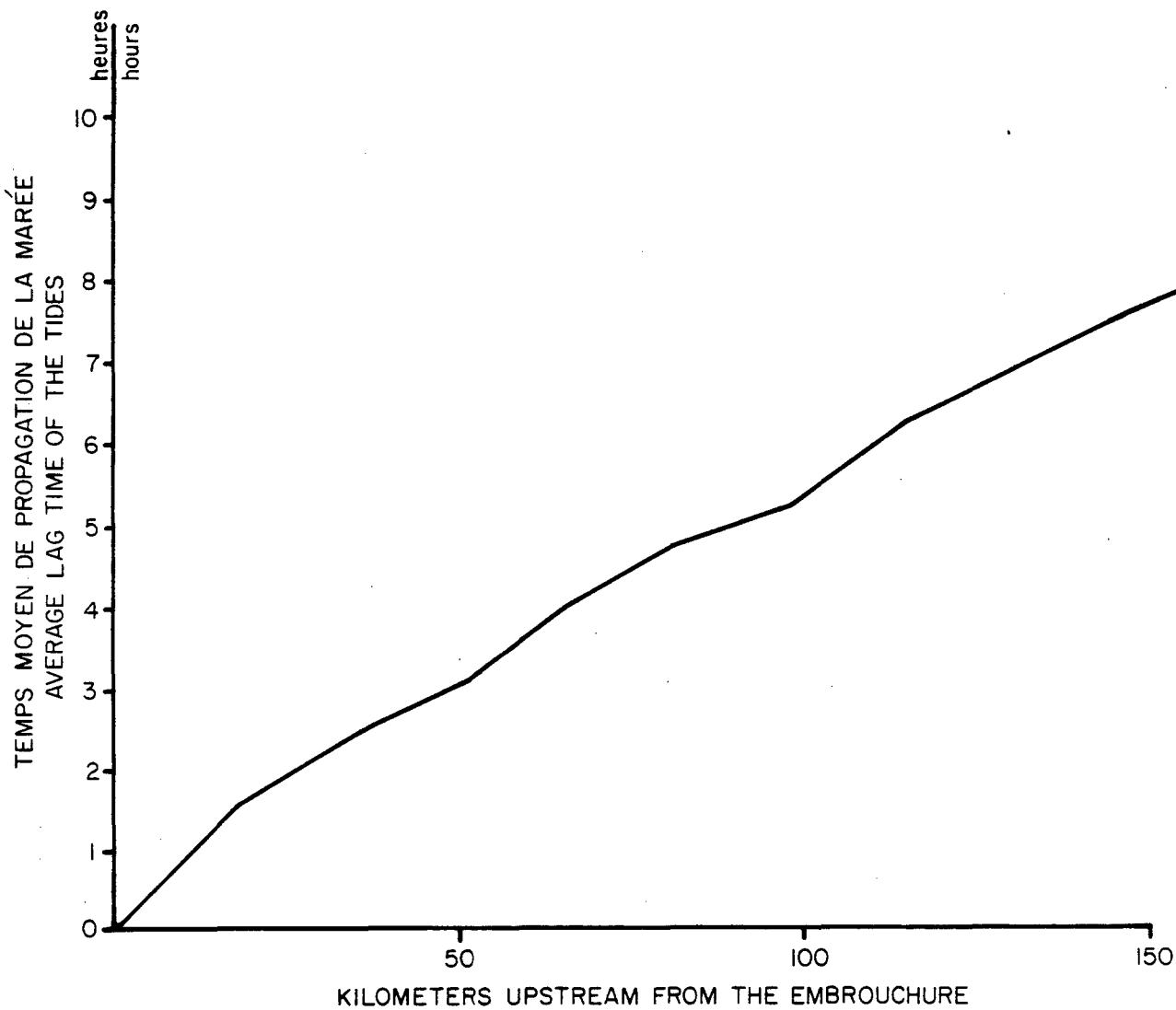


FIGURE I-2

TEMPS MOYEN DE PROPAGATION DE LA MARÉE

AVERAGE LAG TIME OF THE TIDES  
IN THE SENEGAL RIVER ESTUARY



**RELATION ENTRE L'ONDE DE PROPAGATION DE LA MAREE ET LA DECHARGE  
POUR LE FLEUVE SENEGAL**

Figure: I - 3

**RELATIONSHIP BETWEEN TIDAL WAVE PROPAGATION AND DISCHARGE  
FOR THE SENEGAL RIVER**

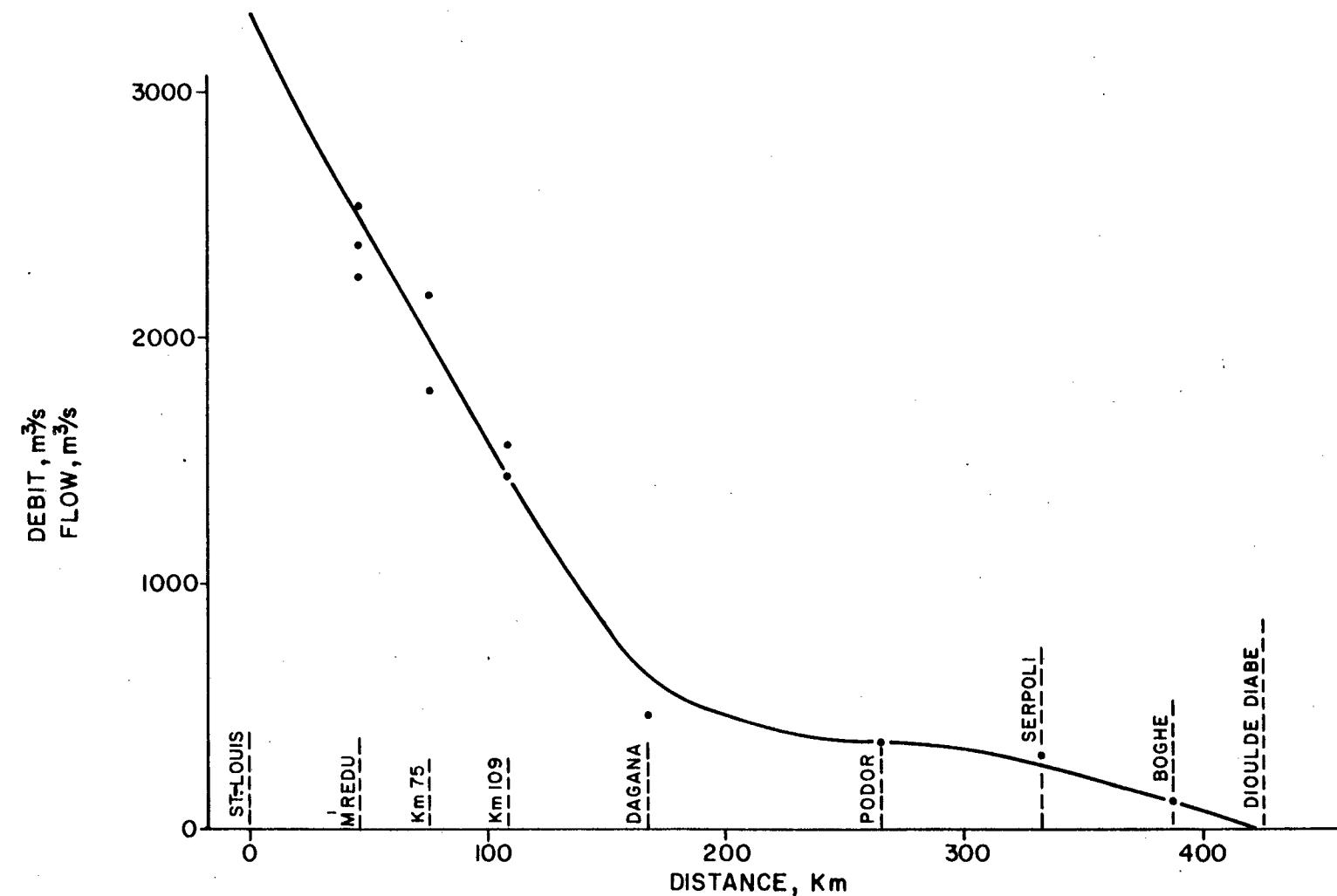
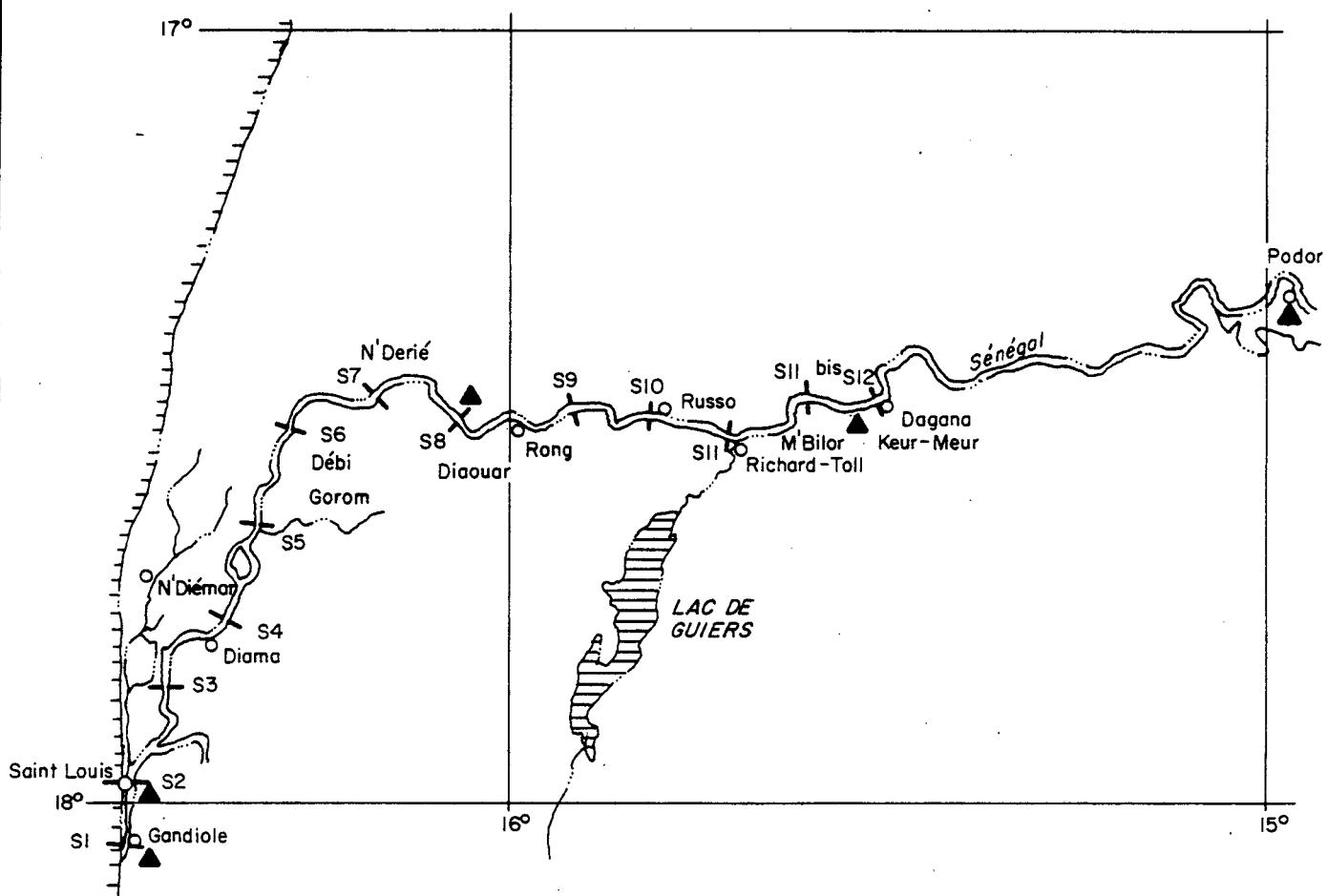


FIGURE I-4

**PLAN DE SITUATION**  
**LOCATION OF SAMPLING STATIONS**

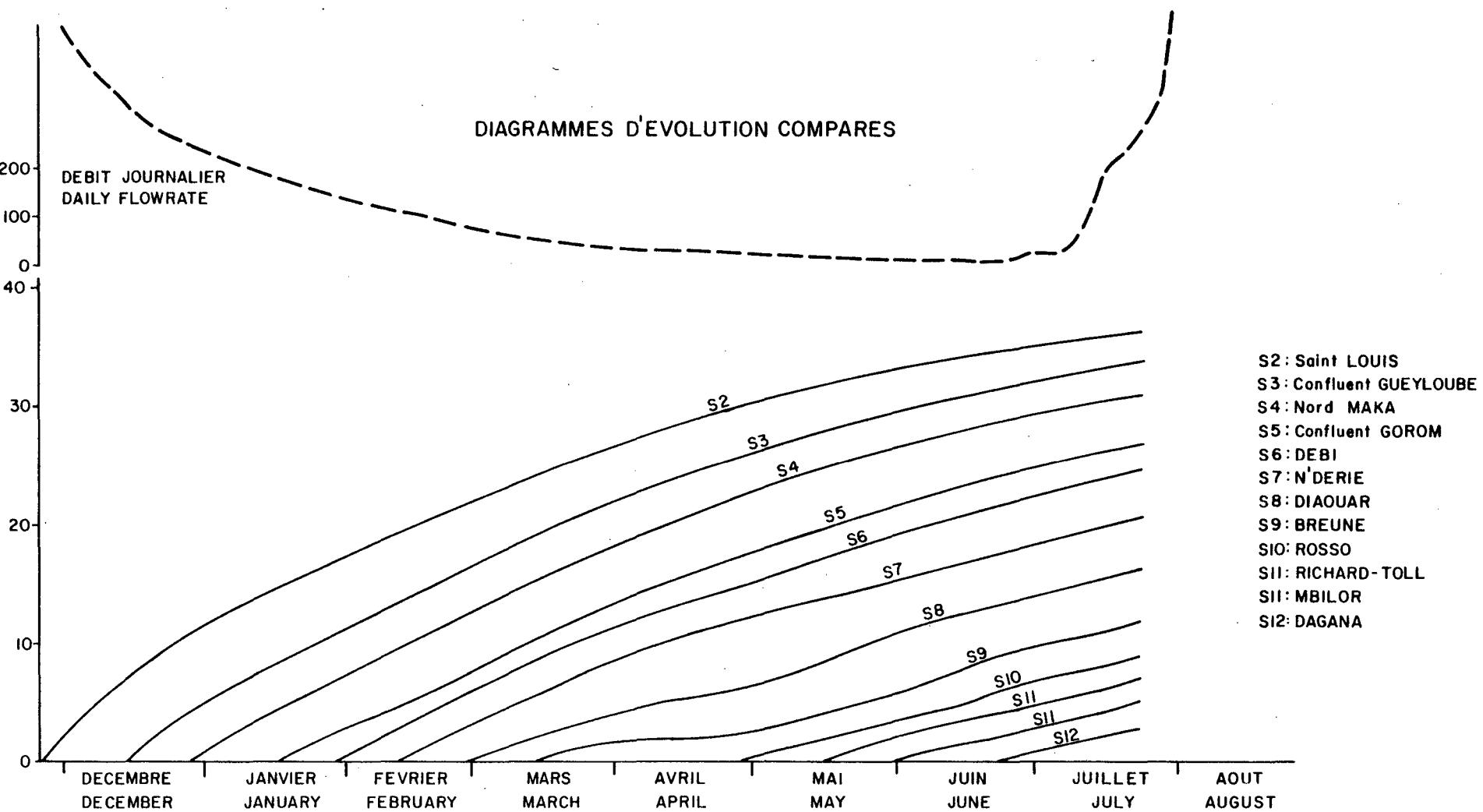


<u>STATION N°</u>	<u>DISTANCE *</u>	<u>STATION N°</u>	<u>DISTANCE *</u>
S1	2	S7	98
S2	17	S8	115
S3	35	S9	130
S4	50	S10	144
S5	65	SII bis	157
S6	80	SII	174
		S12	182

\* DISTANCE UPSTREAM FROM THE MOUTH. MOUTH IS ASSUMED TO BE 17 KILOMETERS DOWNSTREAM OF PONT FAIDHERHE AT SAINT LOUIS.

Figure: I - 5

### COMPARISON OF RIVER FLOW RATE AND SALT INTRUSION



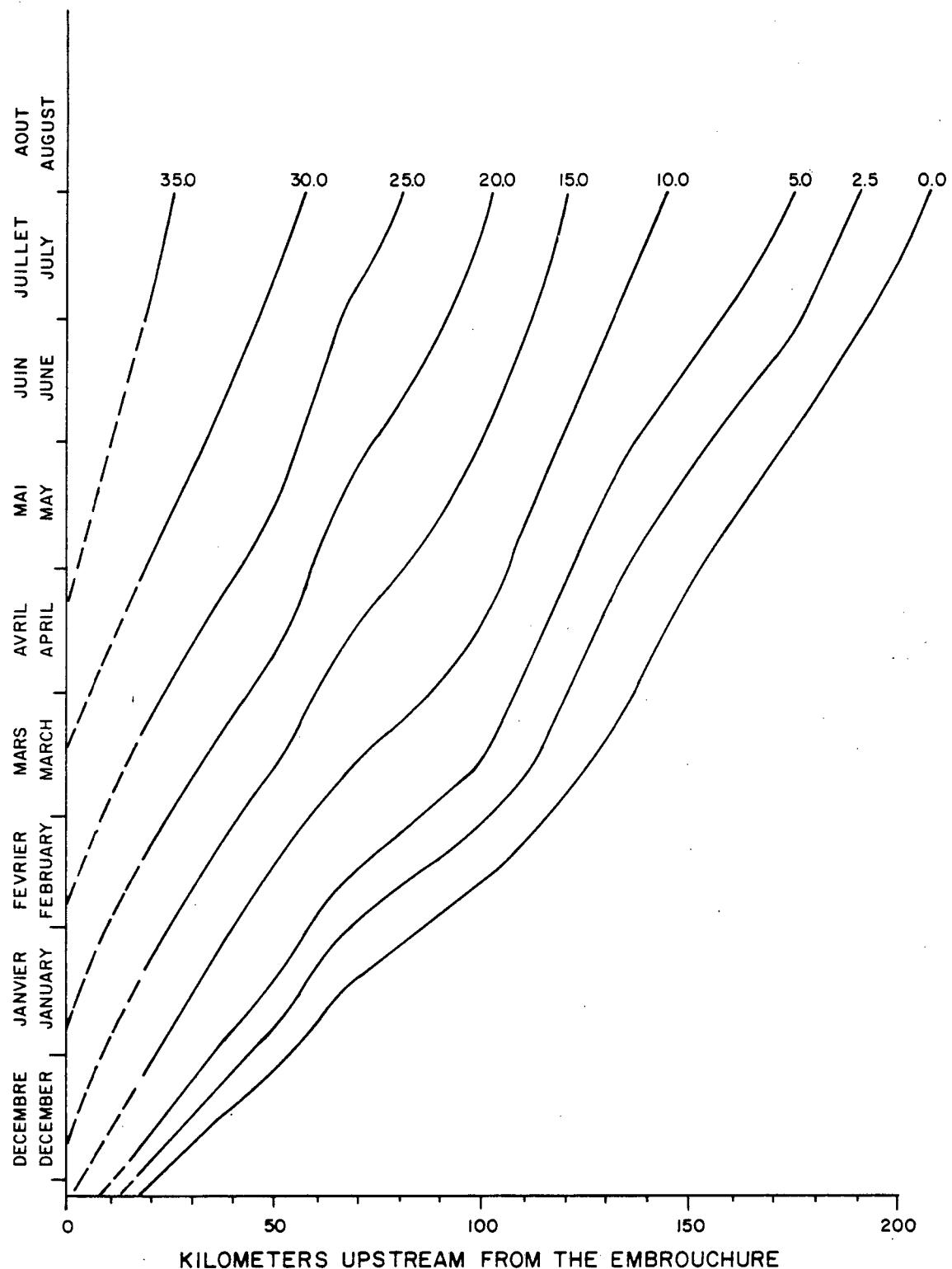
pénétration de la langue salée aux différentes époques de l'année (cf. Figure I-6).

L'équipe de l'ORSTOM a procédé à une étude de la répartition verticale de la salure, et a établi deux profils qui sont reproduits à la Figure I-7. La distance couverte n'est que de 30 km, mais on constate une baisse des taux de salinité qui passent de 11,0 à 0,5 grammes/litre. Les deux profils correspondent à des prélèvements effectués à 7 heures de différence, ce qui confirme que la fluctuation de la salinité en fonction des marées est de 1,0 gr/litre en un point quelconque du tronçon fluvial étudié.

L'intrusion marine est également affectée par les débits du fleuve (cf. Tableau I - 1) par la durée de la saison sèche et la date d'arrivée de l'onde de crue. (cf. Tableau I-2).

## RELATION TEMPS-SALINITE MOYENNE

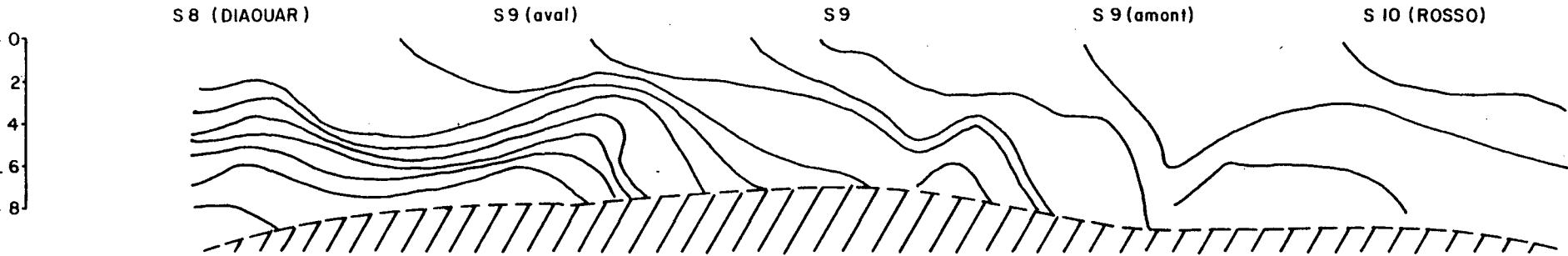
## RELATIONSHIP BETEEN TIME OF YEAR AND AVERAGE SALINITY



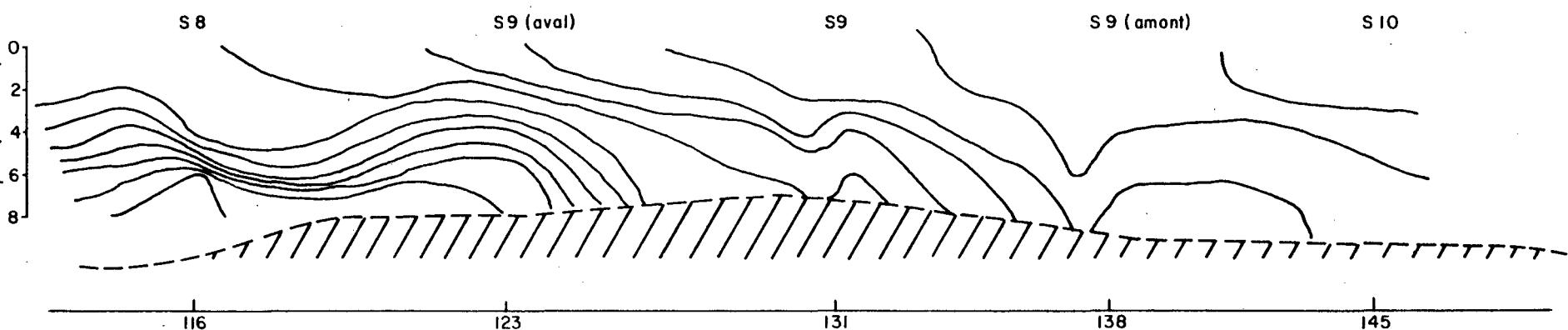
REPARTITION DE LA SALINITE ENTRE DIAOUAR ET ROSSO  
 VERTICAL SALINITY PROFILES BETWEEN DIAOUAR & ROSSO

Figure: I-7

1 Situation à 9h (heure moyenne de la fin du flat)



2 Situation à 16h (heure moyenne de la fin du jusant)



KILOMETERS UPSTREAM FROM THE EMBROUCHURE

Tableau 1.1

DISTANCE DE PENETRATION DE LA LANGUE SALEE EN FONCTION  
DU DEBIT FLUVIAL.

Débit	Distance fluviale (km) de l'intrusion sans chenal d'entrée.	Distance fluviale (km) de l'intrusion avec chenal d'entrée.
50	140	210
100	115	175
150	90	150
200	75	135
300	58	120
400	45	—
500	37	—
Distance fluviale en amont de l'embouchure.		

SOURCES : Rochette, 1974 ; Norbert Beynard, 1974.

Tableau 1.2

DATES DE RETRAIT DE LA LANGUE SALEE

Probabilité	Richard Toli	Diaouré	Goram	Saint-Louis
05 %	(1)	22 juin	3 juillet	12 juillet
10 %	(1)	28 juin	8 juillet	16 juillet
25 %	27 juin	7 juillet	16 juillet	22 juillet
50 %	8 juillet	16 juillet	14 juillet	30 juillet
75 %	18 juillet	25 juillet	1er août	6 août
90 %	23 juillet	29 juillet	5 août	11 août
95 %	26 juillet	2 août	8 août	14 août

(1) : l'eau salée n'atteint pas Richard Toll.

Comme déjà mentionné, l'aménagement du chenal d'entrée à l'embouchure du fleuve pour les besoins de la navigation, aura pour effet d'augmenter l'intrusion marine.

Le rapport publié par Bordier (1972) présente une analyse statistique de l'intrusion marine pour les années 1930 à 1977. A partir de ces données, Rochette (1974) a pu établir les taux de probabilité de cette intrusion, ses résultats sont présentés au Tableau 1-2.

## 1.3 Modélisation VIMS de la salinité

### 1.3-1. Description du modèle

Le modèle élaboré par "The Virginia Institute of Marine Sciences" (Kuo et Fong, 1974 ; Kuo et al, 1975) pour la simulation des concentrations de sels dans un estuaire a été utilisé dans le cadre de l'étude de l'environnement pour l'estimation de l'évolution de la salure dans l'estuaire du fleuve Sénégal. Ce modèle rend possible l'évaluation de l'évolution de la salinité sur 24 heures pour l'ensemble de l'estuaire. Notre choix du modèle a été dicté par sa relative facilité d'utiliser son coût peu élevé, sans compter son vaste champ d'application.

Ce modèle, comme la majorité des modèles mathématiques appliqués à l'étude de la qualité des eaux, a pour base une équation de bilan global qui, pour la salinité, peut se schématiser comme suit :

$$\begin{array}{lcl} \text{Bilan} & \text{(Augmentation de la salure due à l'influence des marées de l'océan)} & \text{(Diminution de la salure due à l'influence des marées.)} \\ \text{de} & = & - \\ \text{Salinité} & \text{(ence des marées de l'océan)} & \text{(des marées.)} \\ & + & \\ & \text{(Augmentation de la salure due au débit fluvial d'amont.)} & \text{(Diminution de la salure due aux écoulements du fleuve dans l'océan.)} \end{array}$$

Contrairement à l'oxygène dissous (dont les concentrations ont pu être simulées à l'aide du modèle SNSIM), la salinité n'intervient pas dans les réactions biochimiques. Dans l'équation ci-dessus, chaque terme entre parenthèses peut être exprimé mathématiquement pour traduire les caractéristiques physiques de l'estuaire, les caractéristiques de marées et les débits en amont. Cette expression mathématique n'étant pas constante pour tout l'estuaire, il est nécessaire de procéder à un quadrillage de cette région, chaque section physique ainsi obtenue

étant sensée avoir des caractéristiques constantes. On établit ensuite, pour chaque section, l'équation ci-dessus, l'inconnue étant son taux de salinité pour chaque jour de la saison sèche. La conversion numérique des taux peut se faire sur ordinateur.

L'application du modèle n'est possible que si l'on peut y inclure plusieurs données sur l'estuaire du fleuve Sénégal, telles que les caractéristiques physiques des différentes sections mentionnées ci-dessus, l'influence des marées, les écoulements provenant des régions amont, les taux de salinité au début de la saison sèche et à l'embouchure pendant toute la période des crues. La section D.3 de ce rapport explique les données de salinité requises et les hypothèses adoptées à cet égard.

Le tronçon du fleuve, long de 260 km, qui sépare l'embouchure du point de confluence avec le marigot de Douë a été subdivisé en 58 sections. Les données relatives aux caractéristiques physiques de ces sections sont présentées sous forme de tableau, en annexe au rapport sur le Fleuve et son Estuaire. Les données d'input du modèle ViMS ont été pour chaque section les suivantes : distance jusqu'à l'embouchure, aire transversale, et profondeur moyenne. L'aire transversale et la profondeur moyenne ne varient pas de façon significative lorsque les débits se situent entre 0 et 500 m<sup>3</sup>/seconde (cf. le Rapport sur le Fleuve et son Estuaire). Par conséquent, pour la simulation des différents débits, les données physiques d'input sont, avec le modèle ViMS, constantes pour une section donnée. Néanmoins il a fallu procéder à un léger réajustement du modèle pour que le programme soit applicable aux débits de la saison sèche.

Le modèle ViMS tient compte des fluctuations des marées en fonction de leur vitesse. Les amplitudes des marées relevées en mars 1978 à St-Louis, Richard Toll et Podor ont été utilisées pour représenter les amplitudes des marées pendant la période de décembre à juin. Ces amplitudes, ainsi que les données physiques sur l'estuaire, ont permis de calculer, pour chaque section, une vitesse de marée indépendante des débits de saison sèche.

La figure 1.8 établit une comparaison entre les amplitudes actuelles et les amplitudes supposées lorsque le chenal d'entrée aura été construit. Le tableau 1.3 donne, pour chaque section, les amplitudes et les vitesses des marées avec, et sans chenal d'entrée. Aux plus fortes amplitudes correspondent les vitesses les plus élevées et une plus forte intrusion marine dans l'estuaire. L'utilisation de l'estuaire pour la navigation ne devrait pas en modifier les caractéristiques physiques sauf dans la future zone portuaire, au point de rencontre du chenal d'entrée et de l'estuaire. Une description du port de St-Louis a été présentée par Surveyor, Menninger et Chenevert (1973).

Une autre donnée d'input est le rapport entre vitesse d'écoulement fluvial et vitesse des marées pour toutes les sections de l'estuaire ; la vitesse d'écoulement a été obtenue en divisant les débits en amont par l'aire transversale moyenne de l'estuaire.

FIGURE I - 8

ASSUMED EFFECT OF ENTRY CHANNEL ON TIDAL AMPLITUDE  
SENEGAL RIVER - ESTUARY

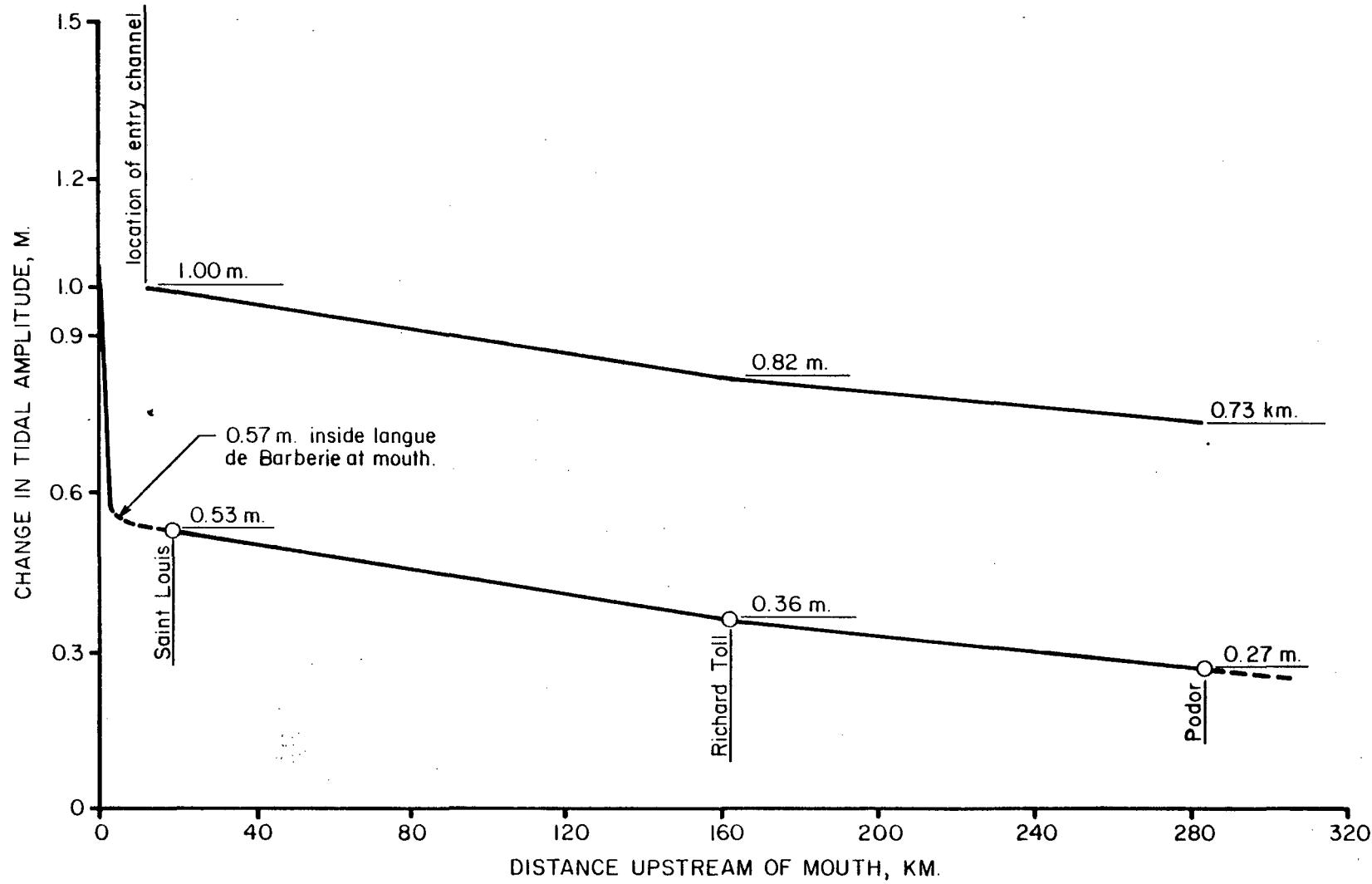


Tableau 1.3.

PARAISON ENTRE LES AIRES TRANSVERSALES ET LES CARACTERISTIQUES DE MAREES DANS L'ESTUAIRE DU  
FLEUVE SENEGAL AVEC ET SANS CHENAL D'ENTREE

Numéro de section d'entrée proposé	Distance fluviale en amont de l'embouchure (km)	Sans chenal d'entrée			Avec chenal d'entrée		
		Aire trans- versale (m <sup>2</sup> )	* Variation de la marée en m.	* Vitesse de la marée m/sec.	Aire trans- versale (m <sup>2</sup> )	* Variation de la marée en m.	* Vitesse de la marée m/sec.
	0.0	3,520	0,57	0,63	—	—	—
	2.5	4,700	0,57	0,63	—	—	—
	5.7	4,460	0,56	0,64	—	—	—
	8.6	4,320	0,55	0,63	—	—	—
	10.4	—	—	—	2,800	1,00	1,95
	10.7	—	—	—	2,500	1,00	2,14
	11.4	4,330	0,54	0,61	4,330	1,00	1,25
	14.0	3,800	0,54	0,67	3,800	1,00	1,42
	16.9	4,340	0,53	0,57	4,340	0,99	1,27
	17.8	3,040	0,53	0,78	3,040	0,99	1,68
	19.3	4,950	0,53	0,48	4,950	0,99	1,02
	20.4	3,420	0,53	0,66	3,420	0,99	1,43
	23.4	2,300	0,53	0,97	2,300	0,98	2,09
	25.3	2,280	0,53	0,96	2,280	0,98	2,07

Tableau 1.3 (suite)

29.0	2,360	0,52	0,91	2,360	0,98	1,99
30.8	2,270	0,52	0,93	2,270	0,98	2,02
35.3	2,420	0,51	0,86	2,420	0,97	1,87
37.8	2,470	0,51	0,80	2,470	0,97	1,76
40.6	2,110	0,50	0,92	2,110	0,96	2,02
44.8	2,040	0,49	0,93	2,040	0,96	2,05
47.5	2,130	0,49	0,87	2,130	0,96	1,92
52.3	1,990	0,49	0,91	1,990	0,95	2,02
58.2	1,270	0,48	0,36	1,270	0,94	3,04
63.6	1,690	0,48	0,99	1,690	0,94	2,23
69.1	2,090	0,47	0,78	2,090	0,93	1,75
74.5	2,030	0,47	0,77	2,030	0,92	1,75
80.2	2,050	0,46	0,74	2,050	0,92	1,69
86.6	2,070	0,45	0,71	2,070	0,91	1,63
93.4	2,040	0,44	0,70	2,040	0,90	1,60
97.6	2,110	0,43	0,64	2,110	0,90	1,46
103.1	2,060	0,43	0,63	2,060	0,89	1,45
109.1	2,210	0,42	0,56	2,210	0,88	1,31
114.5	2,120	0,42	0,56	2,120	0,88	1,30
119.7	2,060	0,41	0,55	2,060	0,87	1,29
124.9	2,130	0,40	0,51	2,130	0,86	1,20
130.3	2,130	0,39	0,48	2,130	0,86	1,14
137.6	2,120	0,38	0,46	2,120	0,85	1,09
143.8	2,230	0,38	0,41	2,230	0,84	0,97

Tableau 1.3 (suite)

147.6	2,100	0,37	0,41	2,100	0,84	0,98
153.7	2,100	0,37	0,41	2,000	0,83	0,99
160.1	2,280	0,36	0,33	2,280	0,82	0,79
164.5	2,010	0,36	0,35	2,010	0,82	0,82
168.8	1,950	0,36	0,34	1,950	0,82	0,82
174.3	1,860	0,35	0,34	1,860	0,81	0,82
178.3	1,880	0,35	0,30	1,880	0,81	0,73
183.1	1,560	0,34	0,34	1,560	0,80	0,83
188.2	1,830	0,34	0,25	1,830	0,80	0,63
193.9	1,810	0,34	0,24	1,810	0,80	0,59
200.8	1,670	0,33	0,24	1,670	0,79	0,59
207.6	1,630	0,32	0,22	1,630	0,79	0,54
213.5	1,660	0,32	0,18	1,660	0,78	0,45
219.8	1,730	0,31	0,15	1,730	0,78	0,39
225.1	1,630	0,31	0,14	1,630	0,77	0,35
230.7	1,620	0,31	0,12	1,620	0,77	0,31
237.8	1,530	0,30	0,11	1,530	0,76	0,28
243.3	1,560	0,30	0,08	1,560	0,76	0,20
247.5	1,120	0,30	0,09	1,120	0,76	0,22
253.5	1,460	0,29	0,05	1,460	0,75	0,13
259.3	780	0,29	0,05	780	0,75	0,14
261.9	1,040	0,29	0,01	1,040	0,75	0,03

valeurs basées sur les hypothèses de la figure 1.8

valeurs calculées sur la base du volume total de marée passant par chaque section, divisé par l'aire transversale et par la durée de la marée.

La dernière donnée d'input concerne les débits de décembre à juin, qui sont présentés au tableau I-4 sur la base des débits enregistrés après la crue moyenne de 1934 (Rochette, 1974). Le futur réservoir de Manantali devrait assurer un débit de 100 m<sup>3</sup>/sec pour la navigation. Dans l'estuaire, en aval des futurs périmètres agricoles, les débits de saison sèche devraient être de 100 m<sup>3</sup>/sec après la mise en service des deux barrages de Diama et Manantali, et de 130 m<sup>3</sup>/sec avec l'exploitation du seul barrage de Manantali car l'évaporation à la surface de la retenue de Diama correspond à une perte de débit de 30 m<sup>3</sup>/sec.

Tableau I-4

DONNEES D'INPUT SUR LES DEBITS INTRODUITES DANS LE MODELE VIMS

	<u>Aménagements actuels</u>	<u>Manantali</u>	<u>Manantali et Diama</u>
Décembre	130	130	100
Janvier	190	140	100
Février	110	130	100
Mars	65	130	100
Avril	35	130	100
Mai	20	140	100
Juin	15	140	100

Si seul le barrage de Diama est construit, la différence par rapport aux débits actuels ne représenterait que l'évaporation supplémentaire dans la retenue de Diama.

I.3-2. Calibrage et tests de vérification pour l'application du modèle au fleuve Sénégal.

Le modèle VIMS peut être utilisé pour la simulation de l'estuaire en procédant à un réajustement des données disponibles sur la salinité de l'eau du fleuve Sénégal, puis à un test de vérification à l'aide d'un second jeu de données.

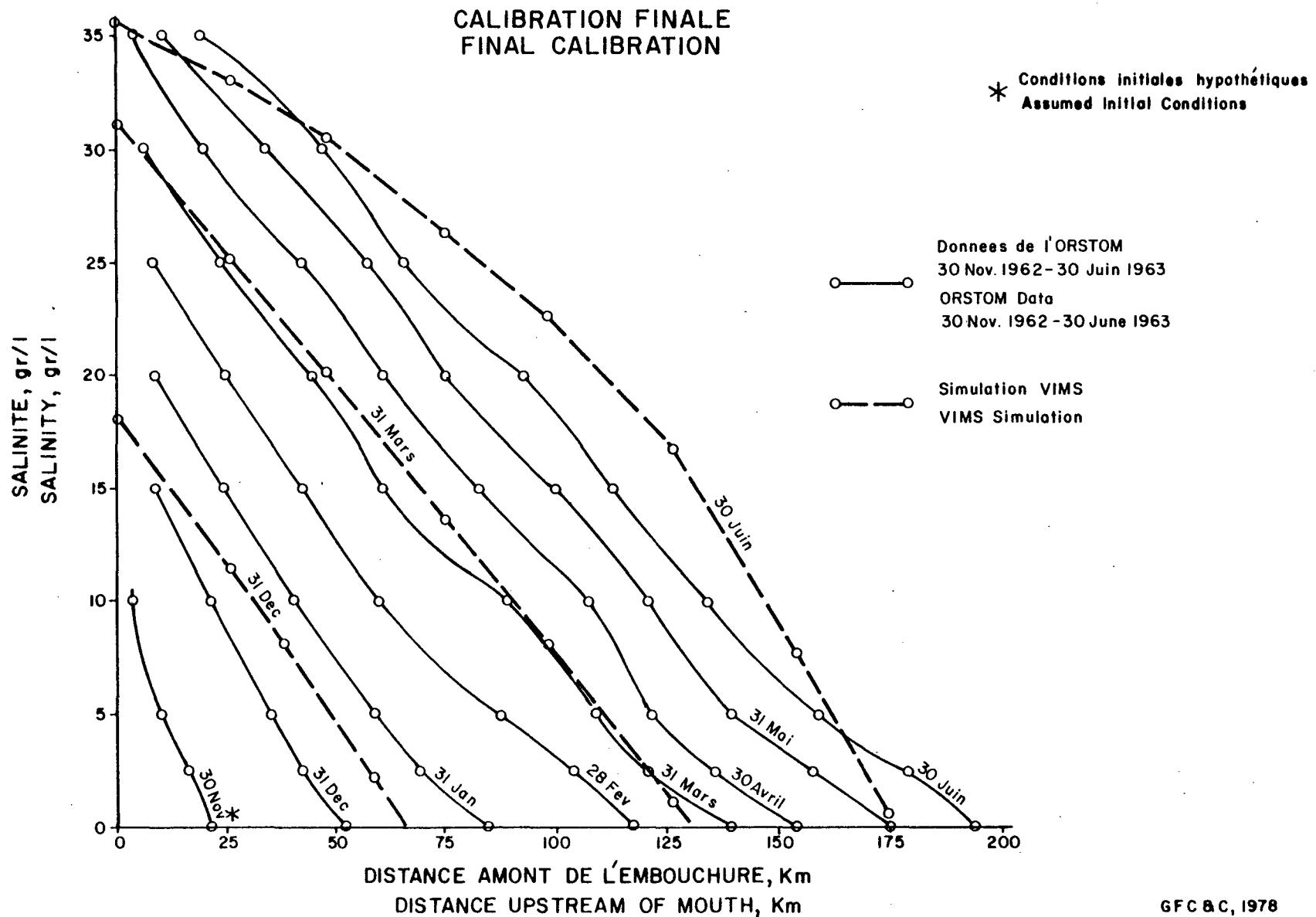
Le calibrage exige une modification très précise de certains coefficients si l'on veut que les résultats de la simulation soient aussi conformes que possible aux données d'input. Les données sur la salinité pour la période de novembre 1962 à juin 1963, publiées par l'ORSTOM (Rochette, 1964), ont été utilisées. La crue de 1962 est proche de la moyenne des crues calculées sur une période de 70 années. Les meilleurs résultats du calibrage sont présentés à la figure I-9. Les taux de salinité du premier jour de la période de simulation sont des données d'input indispensables ; les taux de salinité du 30 novembre 1962 ont donc été utilisés.

Les tests de vérification ont été effectués à l'aide des données relevées par notre équipe entre janvier et juin 1978, en gardant les mêmes valeurs pour tous les coefficients de calibrage. Les taux de salinité du 1er janvier 1978 constituent l'input direct. La figure I-10 présente les résultats de ces tests.

L'ensemble des résultats de calibrage et de vérification montre que les taux de salinité n'ont pas été parfaitement simulés, car il y a surestimation des taux de salinité obtenus après calibrage et sous estimation des taux journaliers avec les tests de vérification. Le modèle VIMS ne permet qu'une approximation des taux de salinité dans l'estuaire à une date et un lieu donnés. Mais par contre, il est possible de procéder à une étude prospective comparative des taux de salinité aux différentes étapes d'aménagement.

INTRUSION DE LA SALINITE - SIMULATION VIMS  
DE L'ESTUAIRE DU FLEUVE SENEGAL APRES UN DEBIT MOYEN  
SALINITY INTRUSION - SENEGAL RIVER ESTUARY  
VIMS SIMULATION FOLLOWING AN AVERAGE FLOOD

Figure : I-9

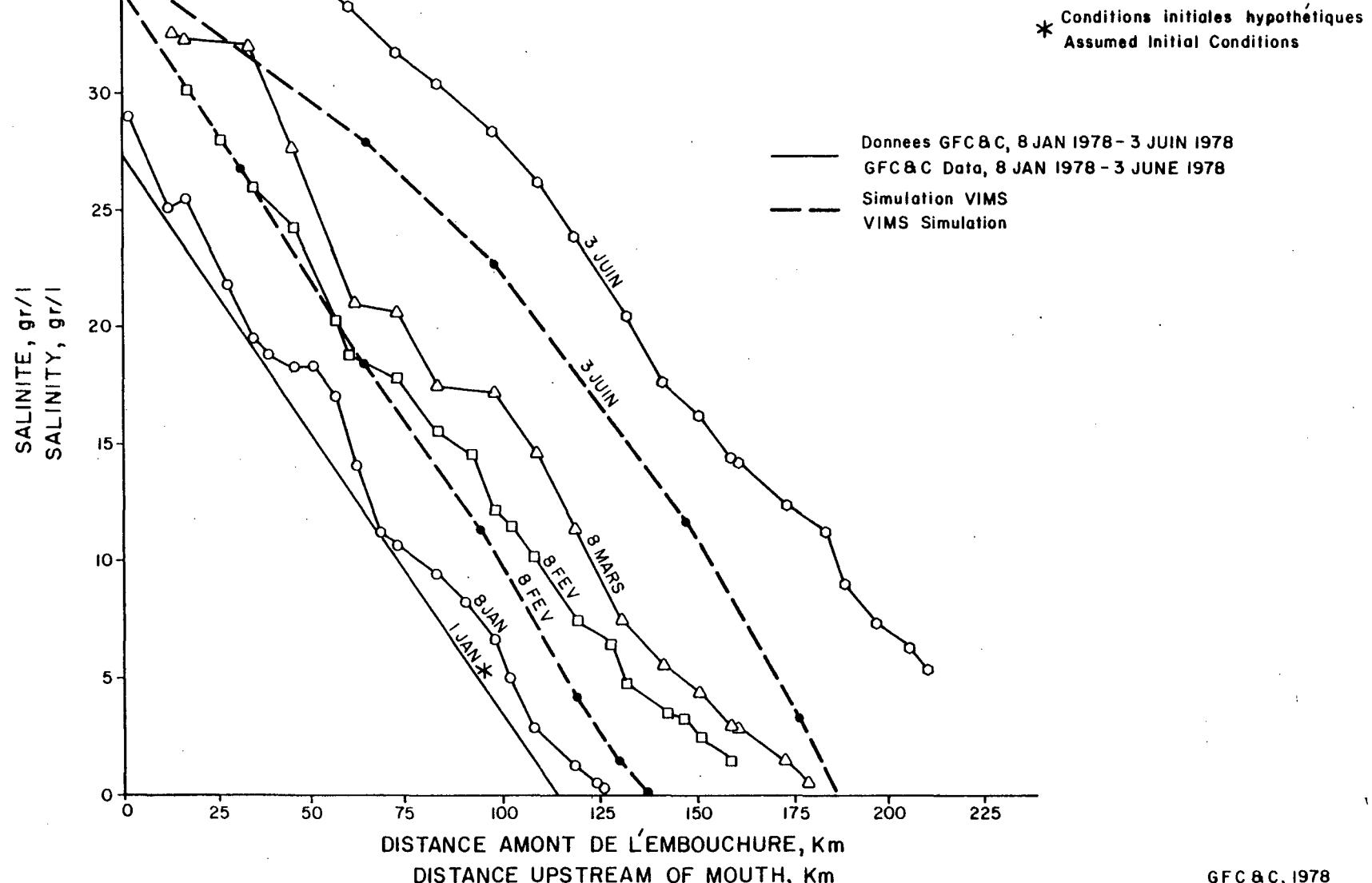


INTRUSION DE LA SALINITE - SIMULATION VIMS  
DE L'ESTUAIRE DU FLEUVE SENEGAL APRES UN DEBIT MOYEN

Figure : I-10

SALINITY INTRUSION - SENEGAL RIVER ESTUARY  
VIMS SIMULATION FOLLOWING AN AVERAGE FLOOD

VERIFICATION FINALE  
FINAL VERIFICATION



## BIBLIOGRAPHIE

- Bordier, J. 1972. Remontée des Eaux Marines dans le Sénégal.  
O.M.V.S. Dakar.
- Norbert Beynard, 1974. Programme Intégré de Développement du  
Bassin du Sénégal, Tome IV - l'Etude du  
Système Hydraulique. Paris.
- Rochette, C. 1964. Remontée des Eaux Marines dans le Sénégal  
ORSTOM. Dakar.
- Rochette, C. 1974. Le Bassin du fleuve Sénégal. Monographie  
Hydrologique ORSTOM No 1. Paris.
- Kuo, A. Y. and Fang, C. S. 1972. A Mathematical Model for  
Salinity. Proc. of the 13th Coastal Engineering Conference. Amer. Soc. of Civil. Eng.  
New York.
- Kuo, A. Y. et al. 1975. Hydrography and Hydrodynamics of  
Virginia Estuaries. Part VI-Mathematical  
Model Studies of Water Quality of the Rap-  
pahannack Estuary. Virginia Inst. of Marine  
Science. Special Report 102.
- Rochette, C. 1974. Le Bassin du fleuve Sénégal, Monographie  
Hydrologique 6, ORSTOM, Paris.
- Service Hydrologique et Océanographique, de la Marine, 1976,  
Annuaire des Marées pour l'an 1978, Tome II  
Poste d'Outre Mer, Paris.
- Surveyor, Nenninger, Chenevert, 1973. Senegal River Ports and  
Navigability Study Montreal.

## ANNEXE II

### MODELISATION MATHEMATIQUE DU NIVEAU D'OXYGENE

#### II.1 Modélisation SNSIM des taux d'oxygène dissous

##### II.1-1 Description du modèle

Le modèle SNSIM est un modèle mathématique mis au point par "United States Environmental Protection Agency". Il permet l'estimation (en mg/l) des taux d'oxygène dissous et de la consommation d'oxygène par les diverses substances contenues dans l'eau du fleuve. Comme tout autre modèle mathématique du même genre, le modèle SNSIM traduit sous forme d'équation du bilan global les divers processus qui modifient les taux d'oxygène dissous. Ce bilan s'exprime comme suit :

$$\begin{array}{ccc} (\text{Bilan}) & (\text{Apports}) & (\text{Pertes}) \\ (\text{d'}) & (\text{d'oxygène}) & (\text{d'oxygène}) \\ (\text{oxygène}) & (\text{dans les}) & (\text{dans les}) \\ (\text{dissous}) & (\text{écoulements}) & (\text{écoulements}) \\ & (\text{provenant}) & (\text{vers}) \\ & (\text{de l'amont.}) & (\text{l'aval}) \end{array}$$

$$+ \begin{array}{ccc} (\text{Pertes}) & (\text{Apports}) \\ (\text{d'oxygène}) & (\text{d'oxygène}) \\ (\text{dues aux}) & (-) \\ (\text{déversements}) & (\text{de}) \\ (\text{de déchets}) & (\text{l'atmosphère}) \\ (\text{municipaux/}) & (\text{re.}) \\ (\text{industriels}) & \end{array}$$

Tous ces processus physiques chimiques et biologiques peuvent être traduits mathématiquement et être exprimés numériquement par ordinateur pour indiquer les fluctuations des taux d'oxygène dans l'eau d'un fleuve.

Diverses hypothèses permettent de réduire la complexité du modèle, ce qui le rend moins coûteux, tout en lui conservant

son efficacité :

- le modèle SNSIM ne peut s'appliquer qu'à un fleuve aux écoulements ininterrompus et non soumis aux influences des marées de l'océan.
- le modèle ne permet pas la simulation des taux d'oxygène dissous dans l'eau de l'estuaire ou dans les futures retenues de Diama et de Manantali.

Par conséquent, le modèle n'a pu être utilisé pour le tronçon du fleuve en aval de Richard Toll. Pour la partie du fleuve en amont de Richard Toll les résultats ne sont utilisables que si l'on suppose que l'intrusion marine et l'influence de la retenue de Diama ne sont pas perceptibles à cette distance.

- la simulation SNSIM des taux de concentration d'oxygène dissous en un lieu donné ne montre aucune variation dans le temps.

Le modèle ne traduit pas les variations de concentration d'O.D d'un jour ou d'un mois à l'autre. En période d'étiage, les déversements des déchets municipaux et industriels entraînent les plus fortes pertes d'oxygène dissous en aval. Il a donc fallu procéder à une simulation des débits d'étiage à l'aide du modèle SNSIM.

- seule l'estimation des concentrations le long de la ligne de courant est possible et non celle des variations en travers du fleuve ou à la verticale.
- les caractéristiques physiques globales d'un fleuve se définissent à partir des caractéristiques spécifiques en différents points du fleuve. Chaque section fluviale est donc définie par un ensemble de données ; c'est ainsi que pour le fleuve Sénégale nous avons relevé les caractéristiques physiques de plus de 200 stations d'observation entre Kayes et l'embouchure, dont 136 entre Kayes et Richard Toll.
- en ce qui concerne les taux de consommation d'oxygène par les déchets municipaux et industriels, on suppose qu'ils sont proportionnels aux capacités d'utilisation de ces déchets. De même, le taux de réoxygénéation du fleuve est supposé être proportionnel au déficit d'oxygène de l'eau. Ces deux processus sont dits de premier ordre.

#### II.1-2. Adaptation du modèle SNSIM au fleuve Sénégale

Avant d'établir, à l'aide du modèle SNSIM, des projections quant à la qualité des eaux d'un fleuve, il importe de s'assurer que le modèle permet la simulation des taux actuels d'oxygène dissous. A cet effet, on introduit au moins deux groupes de données montrant l'évolution des concentrations d'oxygène

dissous sous l'effet des processus physiques, chimiques et biologiques qui se développent sous les conditions de débit à simuler. Les aménagements municipaux et industriels déjà réalisés n'entraînent aucune variation des taux d'oxygène dissous, ce qui fait que les données disponibles sur ces taux dans l'eau du fleuve Sénégal n'ont pu être utilisées pour le calibrage du modèle. Le modèle doit donc, de préférence, être établi à l'aide de caractéristiques représentatives du fleuve Sénégal mais n'entraînant que peu, ou pas, de variation dans les concentrations d'oxygène dissous. C'est en fonction de ce principe que les futurs taux d'oxygène dissous ont pu être établis.

L'application du modèle SNSIM au fleuve Sénégal exige d'introduire certaines données pour pouvoir déterminer les conditions propres aux différentes sections du fleuve entre Kayes et Richard Toll. Cela concerne notamment :

- les caractéristiques physiques du fleuve et du marigot Doué, y compris la longueur, la profondeur moyenne et la vitesse d'écoulement dans chaque section.

Ces paramètres physiques sont connus pour 111 points d'observation sur le fleuve entre Kayes et Richard Toll et pour 26 points le long du marigot Doué. Les données ont été recueillies dans le cadre de l'étude Dorsch-Lachner-Electrowatt (1978) pour les sections jusqu'au point de confluence du Sénégal et du Doué et par notre équipe pour toute la partie plus en aval. Ces paramètres ont permis le calcul des vitesses d'écoulement et des hauteurs d'eau sous diverses conditions de débit. La simulation des futurs paramètres qualitatifs de l'eau, à partir des caractéristiques physiques actuelles, repose sur l'hypothèse que ces caractéristiques ne seront pas modifiées par la rectification du lit du fleuve, en particulier par les travaux de dragage.

- les volumes d'eaux usées déversées dans le fleuve sont exprimés en kilogrammes/jour d'oxygène.

Les projections pour les années 1980, 2000 et 2028 sont présentées dans le rapport sur les Aménagements Municipaux et Industriels et sont reproduites aux tableaux II.1 et II.2 pour le tronçon Kayes-Richard Toll avec et sans le programme de l'OMVS. Une distinction est faite entre la consommation bio-chimique d'oxygène par les composés organiques carbonés présents dans les eaux usées (ou CBUC) et par les composés organiques azotés (ou CBON), la consommation par ces dernières substances étant plus rapide.

Actuellement on observe principalement des déversements d'eaux usées à proximité des agglomérations mentionnées aux tableaux II.1 et II.2, mais pour les besoins de la modélisation, l'hypothèse est que ces déversements ont lieu à l'emplacement même de ces villes ; avec un point unique de déversement par région, les teneurs d'oxygène sont moindres en aval que si les déversements étaient répartis tout au long du fleuve. Toutefois les projets d'aménagement municipaux et industriels concernent principalement les localités existantes (cf. les rapports "Socio-Economie" et "Aménagements Municipaux/Industriels").

La simulation des déversements des eaux usées en un point unique par région implique également l'hypothèse que toutes les villes sont dotées d'un réseau d'égouts, sinon il y aurait infiltration d'une partie des eaux usées déversées en différents points du rivage. Or, actuellement peu de villes sont dotées d'égouts et il est probable qu'il en sera de même à l'avenir. Mais avec l'hypothèse adoptée, les taux d'oxygène dissous seront plus faibles. Néanmoins, étant donné qu'avec les deux hypothèses adoptées les taux d'oxygène dissous ne devraient jamais être inférieurs à 5 mg/litre et si l'on admet la validité de toutes les autres hypothèses, il est beaucoup plus probable qu'aucun déficit d'oxygène ne sera enregistré que sans ces hypothèses.

Les autres données d'input introduits dans le modèle SNSIM appliqué au fleuve Sénégal sont indiquées au tableau II.3.

Tableau II.1

FUTURS DEVERSEMENTS D'EAUX USEES DANS LE FLEUVE SENEGAL (en kilogrammes/jour)DONNEES D'INPUT DU MODELE SNSIM SANS LE PROGRAMME DE L'O.M.V.S.

	1980		2000						2028			
	Déversements		Déversements						Déversements		Déversements	
	Municipaux		Industriels		Municipaux		Industriels		Municipaux		Industriels	
	CBOC*	CBON**	CBOC	CBON	CBOC	CBON	CBOC	CBON	CBOC	CBON	CBOC	CBON
res	3,340	1,670	36	9	5,600	2,800	60	14	12,900	6,450	140	30
el	270	140	6	2	450	230	10	3	1,030	520	23	6
am	860	430	9	2	1,440	720	15	4	3,310	1,660	35	9
di	1,880	940	8	2	3,140	1,570	13	3	7,240	3,620	31	7
hé	700	350	—	—	1,160	580	—	—	2,670	1,340	—	—
lor	620	310	—	—	1,050	530	—	—	2,420	1,210	—	—
ana	1,000	500	130	31	1,840	920	130	30	4,220	2,110	130	30
hard Toli	220	110	300	12	470	140	300	12	1,420	710	300	12

: voir page suivante pour l'explication des notes en bas de page.

Tableau II.2

FUTURS DEVERSEMENTS D'EAUX USEES DANS LE FLEUVE SENEgal (en kilogrammes/jour)DONNEES D'INPUT DU MODELE SNSIM AVEC LE PROGRAMME DE L'O.M.V.S.

1980 Déversements					2000 Déversements					2028 Déversements							
Municipaux		Industriels		CBOC	Municipaux		Industriels		CBOC	Municipaux		Industriels		CBOC	CBN	CBOC	CBN
es	3,340	1,670	36	9	9,040	4,520	830	130	20,600	10,300	790	120					
el	270	140	6	2	600	300	62	21	1,500	750	200	68					
am	860	430	9	2	2,850	1,430	690	210	7,430	3,720	2,250	710					
di	1,880	940	8	2	3,670	1,840	140	45	8,240	4,120	390	110					
hé	700	350	—	—	1,880	940	410	150	4,190	2,100	680	240					
or	620	310	—	—	3,340	1,670	1,210	430	7,190	3,600	2,460	850					
ana	1000	500	130	31	2,230	1,120	420	120	5,160	2,580	340	100					
Toll	220	110	300	12	1,060	530	510	44	2,630	1,420	850	50					

: oxygène consommé par les composés carbonés.

: oxygène consommé par les composés azotés.

SOURCE : Rapport sur le Développement Municipal et Industriel.

Tableau II-3

DONNEES D'INPUT DU MODELE SNSIM POUR CHAQUE SECTION DU FLEUVE  
EVALUATION DE L'ENVIRONNEMENT DU FLEUVE SENEGAL.

Paramètres

Température de l'eau	30°C
Eaux usées (prélèvements nets moins restitutions au fleuve)	0.01 m <sup>3</sup> par seconde
Taux constants pour la consommation d'oxygène par les eaux usées (à 20 degrés C)	0.3 par jour (CBOC) 0.1 par jour (CBON)
Concentrations d'oxygène consommé par les substances présentes dans l'eau du fleuve juste en amont de Kayes	2.0 mg/litre (CBOC) 1.0 mg/litre (CBON)

Entre les volumes d'eau prélevés pour les besoins municipaux et industriels et les volumes d'eaux usées restituées au fleuve, on observe une différence de 1m<sup>3</sup>/sec. Les taux constants pour la consommation d'oxygène, lorsque la température est de 20°C, sont des valeurs représentatives des eaux usées municipales et agro industrielles ; elles sont converties avec le modèle SNSIM en taux adaptés à des températures de 30°C à partir d'équations dont la validité pour cet usage a été établie. L'hypothèse relative aux taux de consommation d'oxygène par les substances dans l'eau du fleuve, immédiatement en amont de Kayes, sont des maxima pour la saison sèche. Si l'on se réfère à la section C.3-1-2 de ce rapport, on peut considérer qu'il n'y aura pas de déficit d'oxygène immédiatement en amont de Kayes.

Pour la saison sèche, l'hypothèse est celle d'un écoulement nul depuis la Falémé et les autres affluents, et d'un ruissement de surface nul. Le taux de réoxygénération de l'eau depuis l'atmosphère est basé sur une valeur croissante lorsque la hauteur diminue et lorsque la vitesse d'écoulement augmente: ce mode de calcul semble convenir pour le fleuve Sénégal. On peut considérer que toute la consommation d'oxygène dissous dans l'eau du fleuve est le fait des substances présentes dans les eaux usées qui y sont déversées et qui sont précisées aux tableaux II-1 et II-2, ainsi qu'aux autres substances consommatoires d'oxygène existant dans l'eau juste en amont de Kayes. On considère comme négligeable la consommation éventuelle d'oxygène par les sédiments et les algues. Les résultats de la modélisation SNSIM sont présentés à la section D-6 du rapport.

## II-2 Simulation des futures concentrations d'oxygène dissous dans l'eau de l'estuaire à Saint-Louis.

### II.2-1 Introduction

Le modèle SNSIM n'est pas applicable aux estuaires car il est basé sur des hypothèses de transports advectifs et d'écoulements uniformes qui sont caractéristiques des cours d'eau. Or en saison sèche, l'estuaire est beaucoup plus soumis à un phénomène de dispersion que d'advection, du fait de la prédominance des courants de marée comparativement aux écoulements d'eau douce (Nemerov, 1974 ; Thomann, 1972).

Pour notre étude, nous avons opté pour un modèle simplifié pouvant établir des prévisions de déficits maxima d'oxygène dissous à partir de certaines hypothèses et estimations (USEPA, 1971). Le modèle ne considère qu'un écoulement unidimensionnel (sans variation latérale ou verticale) et des conditions stables c'est-à-dire sans variation, dans le temps, des taux d'oxygène dissous en un point donné.

La modélisation sera plus ou moins poussée en fonction du nombre de problèmes à résoudre, du temps et des moyens financiers disponibles, de l'importance de la base de données et de leur nature.

Une méthode simplifiée est également à conseiller lorsqu'on ne dispose d'aucun résultat de calibrage ou de test de vérification, ou lorsqu'au niveau de l'application, les données disponibles ne permettent pas les tests de vérification. Tel est le cas, lorsque les taux de concentration d'une substance dans l'eau sont insuffisantes pour l'établissement d'une relation de cause à effet, lors de la modélisation : les hypothèses adoptées doivent alors être obligatoirement tirées des documents déjà publiés.

Les données recueillies sur les concentrations d'oxygène dissous de l'eau de l'estuaire révèlent un faible taux de consommation, ce qui est normal si l'on considère les faibles quantités de déchets organiques qui y sont déversés, bien que la ville de Saint Louis soit dotée d'un réseau d'égoûts. Par conséquent, il n'a été possible de vérifier la modélisation détaillée des futurs taux d'oxygène dissous, ce qui explique l'approche adoptée qui consiste en une analyse simplifiée destinée à établir une projection de ces taux.

## II.2-2 Données d'input

La description des caractéristiques physiques de l'estuaire à Saint Louis concerne les paramètres présentés au tableau II-4. Les données proviennent des résultats de l'étude bathymétrique (cf. rapport sur le Fleuve et son Estuaire) et de l'étude sur l'intrusion marine décrite dans ce rapport.

Comme nous l'avons expliqué dans la section précédente, les taux d'oxygène dissous sont fonction du bilan net des apports d'oxygène et de sa consommation par diverses substances. Les apports de matières organiques (consommatrices d'oxygène) dans l'estuaire proviendront surtout du déversement des eaux usées. Les estimations de déchets urbains sont présentées aux tableaux II-1 et II-2, et celles relatives à la ville de St-Louis au tableau II-5.

Les taux d'oxydation des substances consommatrices d'oxygène par les bactéries est considéré être du premier ordre. Le taux constant de décomposition ( $kd$ ) est estimé à 0,3 jour<sup>-1</sup> (formule USEPA, 1971). Les échanges air/eau de surface assureront

Tableau II-4

CARACTERISTIQUES PHYSIQUES MOYENNES DE L'ESTUAIRE A SAINT LOUIS

Profondeur moyenne	=	5.5 m
Aire moyenne de la section	=	4.030 m <sup>2</sup>
Vitesse moyenne des marées	=	0,63 m
Vitesse moyenne du débit fluvial	=	5x10 <sup>-3</sup> m/sec (débit 20 m <sup>3</sup> par seconde).
Coefficient de dispersion	=	13 km <sup>2</sup> /jour.

Tableau II-5

CONSOMMATION D'OXYGENE A SAINT LOUIS - SENEGAL (kilogrammes/jour)

Années		Sans le programme OMVS		Avec le programme OMVS	
		CBOC	CBON	CBOC	CBON
1980	Municipale Industrielle	8,800 6.4	4,400 1.5	8,800 6.4	4,400 1.5
2000	Municipale Industrielle	19,800 14	9,900 3,4	22,600 2,790	11,300 319
2028	Municipale Industrielle	48,600 35	24,300 8,3	55,700 5,850	27,900 637

NOTE : CBOC : consommation biochimique d'oxygène par les composants carbonés.

CBON : consommation biochimique d'oxygène par les composants azotés.

la réoxygénation de l'eau à un taux constant ( $k_a$ ) qui est fonction de la vitesse des débits et de la hauteur de la colonne d'eau ; pour l'estuaire du fleuve Sénégal ce taux serait de 0,15 jour  $- 1$  (selon les données de l'USEPA, 1971). On appelle taux d'assimilation le produit de la division du coefficient de réoxygénation par le taux constant de décomposition ; dans le cas de l'estuaire, il est égal à 0,5, ce qui est une valeur typique de la section d'un estuaire moyennement profond proche de l'embouchure.

Un autre paramètre peut être calculé d'après ces données. Il s'agit du facteur  $n$  (contrôle de dispersion) de l'estuaire qui se calcule selon la formule :

$$N = \frac{k_d E}{U^2}$$

où :  $k_d$  = taux constant de décomposition biochimique (jour)

$E$  = coefficient de dispersion (km/jour)

$U$  = vitesse nette de l'écoulement fluvial (km/jour).

Pour l'estuaire du fleuve Sénégal il est égal à 21. Or toute valeur supérieure à 10 indique des conditions estuariennes, et par conséquent seul un modèle propre aux conditions spécifiques d'un estuaire peut être appliqué.

La section D-6 du rapport présente les estimations des futurs taux d'oxygène dissous à Saint Louis.

### ANNEXE III

#### NORMES DE QUALITE DES EAUX

Les normes de qualité d'une eau donnée permettent d'émettre un jugement quant à son utilisation. Ces normes ont été établies sur la base des résultats d'études sur l'impact que les divers éléments contenus dans l'eau peuvent avoir sur les organismes aquatiques, sur les hommes et sur les cultures. En outre, certaines normes tiennent compte de considération d'ordre esthétique pour une forme de pollution physique; d'autres ont été promulguées pour réglementer l'utilisation industrielle de l'eau.

Il est important toutefois de rappeler que toute norme doit être appliquée avec discernement et une parfaite compréhension des critères sur lesquels elle se fonde. Ce principe s'applique particulièrement aux normes de qualité de l'eau, compte tenu de la multiplicité de ses caractéristiques (Hem, 1970). Il est possible, mais cependant rare, que la qualité de certaines eaux non altérées par l'intervention de l'homme soit supérieure aux normes internationales (OMS, 1971) et aux normes nationales (US. Environmental Protection Agency, 1976).

##### III-1 Normes de qualité des Eaux à usage domestique

On distingue deux grands groupes de normes applicables aux eaux à usage domestique : les normes relatives aux eaux de surface (section III-2) et celles concernant l'eau potable (section III-3), c'est-à-dire l'eau directement ingérée par l'homme. Le premier groupe s'applique aux eaux des lacs, des rivières et des fleuves et tient compte d'aspects esthétiques ou en relation avec la vie aquatique, et plus indirectement, des critères de qualité de l'eau potable. L'évaluation des nappes souterraines est fonction de leur utilisation envisagée.

Pour les eaux de surface, on suppose un traitement préalable plus ou moins complet avant leur distribution aux utilisateurs, notamment par flocculation, décantation, filtrage et javellisation ; ces procédés sont déjà plus ou moins en pratique dans le bassin du fleuve Sénégal. Les normes applicables aux eaux de surface sont moins contraignantes que les normes de qualité des eaux de boisson, lesquelles interdisent la présence de bactéries coliformes et ne tolèrent que des taux bien plus faibles de sédiments en suspension, de turbidité, de fer et de manganèse.

Les eaux de surface ne doivent, en outre, pas renfermer des substances capables d'entrainer la destruction des organismes aquatiques ; objectif d'autant plus difficile à atteindre que la biomasse aquatique est extrêmement hétérogène, sans compter un comportement physiologique différent des individus d'une même espèce face aux agressions des agents extérieurs. Pour fixer les normes de qualité, il importe de tenir compte des seuils critiques de tolérance des espèces les plus vulnérables. La chaîne alimentaire aquatique est intimement liée à la relation proie-prédateur, et lorsque la vie d'un organisme, même s'il semble peu important, est menacée, cela peut avoir des répercussions sur d'autres organismes.

Des tests toxicologiques ont été réalisés sur certains animaux, choisis en fonction de leur abondance relative, de leur sensibilité aux toxiques et de la facilité d'expérimentation et les résultats de ces tests sont ensuite supposés refléter les réactions toxicologiques générales. Néanmoins, la réponse des organismes témoins ne traduit que les toxicités aiguës, ce qui oblige à faire intervenir un facteur de correction pour tenir compte de la variabilité des réponses d'un organisme à l'autre et de la toxicité chronique.

Les normes de qualité de l'eau potable font intervenir uniquement des considérations de santé humaine, à savoir la toxicité aiguë et chronique, l'accumulation biologique de substances toxiques, et la différence de susceptibilité. Pour les sociétés distributrices, d'autres facteurs sont pris en compte

tels que l'action corrodante, la dureté et les propriétés organoleptiques de l'eau.

### III-2. Normes de qualité des eaux de surface

L'Organisation Mondiale de la Santé a fixé des normes internationales de qualité (1971) surtout à l'intention des pays n'ayant pas mis au point leurs propres normes nationales, l'objectif visé étant d'approvisionner l'humanité en eau présentant toutes les garanties pour la santé tout en étant plaisante au goût. Les normes de l'OMS (1963), récapitulées au tableau III-1, n'ont pas été modifiées depuis et sont très utiles pour juger de l'acceptabilité des sources d'approvisionnement en eau.

La pollution de l'eau par les résidus de pesticides est également préoccupante. Avant les récents progrès des techniques d'analyse, il était difficile d'en préciser les taux de concentration lorsque ceux-ci étaient infimes ; or ceci est à présent possible, ce qui a permis d'établir des normes complètes. Le tableau III-2 résume les normes de USEPA (1976) pour les pesticides ; elles tiennent compte des exigences en matière de santé humaine et de vie aquatique. Certaines normes concernent les métaux lourds ; elles concordent avec les normes de l'OMS présentées au tableau III-1

### III-3. Normes applicables aux eaux de boisson

Ces normes ont pour objectif la protection de la santé humaine. Les tableaux III-3 et III-4 indiquent les limites acceptables pour certaines substances chimiques et caractéristiques physiques. Selon les normes de l'OMS, l'eau potable doit être totalement exempte de germes coliformes, pour éviter toute contamination bactérienne. Dans la pratique, il est parfois difficile de satisfaire à cette exigence et on peut juger la qualité de l'eau comme suit (analyse d'échantillons de 100 ml) :

- 1) - en tout moment de l'année, 95 pourcent des échantillons doivent être exempts de germes coliformes.

Tableau III-1

NORMES DE L'ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTE APPLICABLES AUX  
EAUX DE SURFACE (1963)

Composés affectant l'eau potable

<u>Substances</u>	<u>Limite supérieure admissible</u>
Total solides dissous	1500 mg/l
Fe	50 mg/l
Mn (en supposant que la teneur en NH <sub>3</sub> est inférieure à 0,5 mg/l)	5 mg/l
Cu (a)	1,5 mg/l
Zn (a)	1,5 mg/l
Mg + Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1000 mg/l
Sulfates alcalo-benzyl (SAB = agents à activité de surface) (b)	0,5 mg/l

(a) : il s'agit de valeurs limites pour la qualité de l'eau non traitée, donc plus faibles que les limites admissibles pour l'eau potable pour laquelle la présence de métaux serait probablement le résultat de l'action de l'eau sur les canalisations en métal.

(b) : cette valeur a été établie d'après la réponse maxima des procédés d'analyse actuellement adoptés.

Tableau III-1 (suite)

## Composés dangereux pour la santé

<u>Substances</u>	<u>Limite maximum admissible</u>
NO <sub>3</sub>	45 mg/l
Composés fluores	1,5 mg/l

## Substances toxiques

<u>Substances</u>	<u>Limite maximum admissible</u>
Substances phénoliques	0,002 mg/l
As	0,5 mg/l
Cd	0,01 mg/l
Cr	0,05 mg/l
CN <sup>-</sup>	0,2 mg/l
Pb	0,05 mg/l
Se	0,01 mg/l
Radionuclides (activité brute rayons bêta)	1000 uuc/l

Indicateurs chimiques de pollution

<u>Indicateurs</u>	<u>Limite maximum de pollution</u>
Consommation chimique d'oxygène (CCO)	10 mg/l
Consommation biochimique à oxygène (CBO)	6 mg/l
Azote total sauf NO <sub>3</sub>	1 mg/l
NH <sub>3</sub>	0,5 mg/l

Tableau III-1 (fin)

Extrait de chloroforme de carbone (ECC = polluants organiques) (c) 0,5 mg/l

Graisse 1 mg/l

(c) Toute quantité supérieure à 0,2 mg/l rend nécessaire une analyse pour la détermination de la matière causale.

#### Normes bactériologiques

<u>Classification</u>	<u>Nb probable/100 ml de bactéries coliformes</u>
I Qualité bactérienne applicable uniquement au traitement de désinfection	0 - 50
II Qualité bactérienne nécessitant un traitement de l'eau (coagulation, filtration, désinfection)	50 - 5000
III Pollution forte nécessitant des traitements extensifs	5000 - 50000
IV Très forte pollution inacceptable à moins de traitements spéciaux pour une telle eau : source à n'utiliser qu'en cas de force majeure	Supérieur à 50000

Tableau III-2

NORMES DE U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY  
(Agence Américaine pour la Protection de l'Environnement)

Applicables aux métaux et pesticides présents dans l'eau.

<u>Métaux (ug/l)</u>	<u>Pesticides (ug/l)</u>
As 50	Aldrine/dieldrine 0,003
Ba 1000	Chlordane 0,01
Be 11(1100)	Herbicides ( 10 (2,4,5-TP) Chlorophenoxyde (100 (2,4-D)
B 750	D.D.T 0,001
Cd 10	Demetron 0,1
Cr 50	Endosulfan 0,003 (0,001)
Cu 1000	Endrine 0,2 (0,004)
Fe 300	Guthion 0,01
Pb 50	Heptachlore 0,001
Mn 50	Lindane 4,0 (0,01)
Hg 2 (0,05)	Malathion 0,1
Ni --	Methoxychlore 100 (0,03)
Se 10	Mirex 0,001
Ag 50	Parathion 0,04
Zn 5000	Toxaphène 5 (0,005)

NOTES :

- 1) - les normes minima et maxima concernant le beryllium s'appliquent respectivement aux eaux douces à faible et forte dureté.
- 2) - les normes minima et maxima des autres composés sont respectivement les limites pour la vie aquatique et l'eau domestique.

Tableau III-3

NORMES DE L'ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTE APPLICABLES A L'EAU  
POTABLE POUR LES SUBSTANCES TOXIQUES (1971)

<u>Substances</u>	<u>Limites maxima de concentration (en mg/l)</u>
As	0,05
Cd	0,01
CN <sup>-</sup>	0,05
Pb	0,1
Hg	0,001
Se	0,01

Tableau III-4

NORMES DE L'ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTE APPLICABLES A L'EAU POTABLE ET RELATIVES AUX  
SUBSTANCES CHIMIQUES ET CARACTERISTIQUES PHYSIQUES (1971)

SUBSTANCES ET CARACTERISTIQUES AFFECTANT L'ACCEPTABILITE DE L'EAU DESTINEE AUX BESOINS DOMESTIQUES

stances ou caractéristiques	Effet indésirable susceptible de se reproduire.	Niveau maximum souhaitable	Niveau maximum acceptable
stances provoquant la coloration	Décoloration	5 unités (a)	50 unités (a)
stances dégageant des odeurs	Odeurs	Irrejetable	Irrejetable
stances altérant la saveur	Saveurs	Irrejetable	Irrejetable
ières en suspension	Turbidité	5 unités (b)	25 unités (b)
al matières solides	Possibilité d'irritation Gastrointestinales		
ergents anioniques	Saveur	500 mg/l	1500 mg/l
les minérales	Irritations gastrointestinales	7,0 à 8,5	6,5 à 9,2
osés du phénol	Saveur - Corrosion	0,2 mg/l	1,0 mg/l
al CaCO <sub>3</sub>	Saveur et écume	0,01 mg/l	0,30 mg/l
	Saveur et odeur après la javellisation		
	Saveur, particulièrement dans l'eau javellisée	0,001 mg/l	0,002 mg/l
	Formation excessive de dépôts calcaires	2 mEq/l (d) (100 mg/l)	10 mEq/l (500 mg/l)
	Formation excessive de dépôts calcaires	75 mg/l	200 mg/l

	Saveur - corrosion dans les canalisations d'eau chaude astringente décoloration et corrosion des canalisations des appareils et des ustensiles	200 mg/l 0,05 mg/l 0,1 mg/l Pas plus de 30 mg/l s'il y a 250 mg de sulfate/1; s'il y a moins de sulfate, une quantité de magnésium supérieure à 150 mg/l est admissible.	600 mg/ 1,5 mg/l 1,0 mg/ 150 mg/
e Total	Saveur, décoloration, dépôts et développement de bactéries, turbidité		
g	CaCO <sub>3</sub> , saveur, irritations gastro-intestinales en présence de sulfate		
n	Saveur, décoloration, dépôts dans les canalisations, turbidité	0,05 mg/l	0,5 mg/l
04	Irritations gastrointestinales en présence de magnésium ou de sodium	200 mg/l	400 mg/
n	Astringente, opalescente et dépôts de sable	5,0 mg/l	15 mg/l

- a) : en présence de platine-cobalt
- b) : unités de turbidité
- c) : d'autres substances-témoins sont utilisées en différents pays.
- d) : avec des taux de dureté inférieurs, il peut y avoir d'autres effets dommageables comme par exemple la dissolution des métaux lours des canalisations.

122.

2) - aucun échantillon ne doit contenir E. Coli.

3) - aucun échantillon ne doit contenir plus de 100 germes coliformes pour 100 ml.

4) - lorsque des organismes coliformes ont été détectés dans un échantillon, l'échantillon consécutif doit en être exempt.

L'OMS recommande également les concentrations de NO<sub>3</sub> n'excédent pas 45 mg/l pour éviter les risques de méthémoglobinémie infantile. Enfin contre les effets cancérogènes, les hydrocarbonates polynucléaires aromatiques ne doivent pas dépasser certains taux.

Le fluor en concentrations trop faibles provoque des problèmes dentaires tandis qu'en concentrations trop fortes, il peut être responsable de cachexies fluoriques pouvant résulter en des anomalies du squelette. Les concentrations maxima et minima de fluor dans l'eau potable sont présentées au tableau III-5.

On trouvera au tableau III-6 les normes applicables à l'eau potable publiées par "US Public Health Service" (1962); elles ont été complétées par les normes sur les résidus chimiques d'origine organique (USEPA, 1978) et sont actuellement en vigueur aux Etats Unis. Elles sont en accord avec les normes de l'OMS (tableaux III-3 et III-4).

Tableau III-5

LIMITES RECOMMANDÉES POUR LE FLUOR DANS L'EAU POTABLE (OMS, 1971)

Moyenne annuelle de la température quotidienne maxima de l'air (en degrés C) Limites recommandées pour le fluor (F en mg/l)

	Minimum	Maximum
10 - 12	0,9	1,7
12 , 1 - 14 , 6	0,8	1,5
14 , 7 - 17 , 6	0,8	1,3
17 , 7 - 21 , 4	0,7	1,2
21 , 5 - 26 , 2	0,7	1,0
26 , 3 - 32 , 6	0,6	0,6

NORMES APPLICABLES A L'EAU POTABLE AUX ETATS UNIS (USPHS, 1962)

Limites supérieures de concentration des substances ci-après :

<u>Substances</u>	<u>Concentrations (mg/l)</u>
As	0,05
Ba	1,0
Cd	0,01
Cr	0,05
CN <sup>-</sup>	2
F	(1)
Pb	0,05
Se	0,01
Ag	0,05

Toute concentration excessive de l'un de ces constituants justifie le rejet de la source d'approvisionnement. Si l'eau est conforme à cet ensemble de normes, on examine un second ensemble de normes qui doivent être respectées à moins qu'il n'existe pas de source d'approvisionnement de meilleure qualité.

<u>Substances</u>	<u>Concentrations (en mg/l)</u>
Sulfates alcalo-benzyl (SAB)	0,5
As	0,01
Cl	250
Cu	1,0
Extrait de chloroforme de carbone (ECC)	0,2
CN <sup>-</sup>	0,01
F	(1)
Fe	0,3
Mn	0,05
NO <sub>3</sub>	45

Tableau III-6 (suite)

C6 H5 OH	0,001
SO4	250
Solides dissous totaux	500
Zn	5

(a) les limites du fluor dépendent de la température quotidienne maxima de l'air. Ces limites sont les mêmes que celles présentées au tableau III-5.

### III-4. Normes applicables à l'eau à usage agricole

Il s'agit autant de l'eau d'irrigation que de l'eau destinée au bétail ; dans ce dernier cas, les normes des eaux pour la consommation humaine lui sont applicables, quoique de nombreux animaux puissent tolérer des eaux à plus fortes concentrations de solides dissous totaux. Les limites acceptables seraient, selon Hem (1963) respectivement de 10.100 mg/l, et 12.900 mg/l pour les bovins et ovins adultes ; néanmoins ces fortes concentrations devraient surtout concerter le chlorure de sodium, des concentrations élevées de sulfates étant moins souhaitables.

Les critères de qualité de l'eau portent généralement sur les taux de salinité, et les concentrations de sodium et de bore. En cas d'hypersalinité et de taux excessifs de sodium, la pression osmotique est dommageable pour les cultures et altère les propriétés physiques du sol. EN général des taux élevés de salinité et/ou de sodium auront un effet dépressif sur les rendements des cultures. La publication de "United States Salinity Laboratory" précise les concentrations admises de ces deux paramètres dans l'eau d'irrigation (Richards, 1954 ; Wilcox, 1948).

Wilcox (1948) a mis au point un diagramme permettant une analyse simultanée de la salinité et du sodium (cf. figure III-1) et a établi une classification des eaux en fonction de leur conductivité et du coefficient d'absorption du sodium ; ce coefficient s'écrit :

$$\text{CAS} = \frac{\text{Na}^+}{[(\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++})/2]^{1/2}}$$

où les concentrations ioniques sont exprimées en milliéquivalents par litre. Des concentrations plus élevées de sodium par rapport au calcium et au magnésium augmentent le coefficient d'absorption du sodium.

La description de la conductivité et la classification de

l'eau en fonction des concentrations des ions sodium sont celles de Richards (1954), à savoir :

Conductivité :

Eaux à faible salinité (C1)

Elles peuvent être utilisées comme eau d'irrigation de la plupart des cultures sans risque d'augmentation notable de la salinité du sol. Il doit y avoir un minimum d'infiltration, ce qui est presque toujours le cas sauf pour les sols extrêmement imperméables.

Eaux à salinité moyenne (C2)

Elles sont utilisables sur des sols à perméabilité modérée. Les mesures de contrôle de la salinité sont généralement inutiles avec les espèces végétales dont la tolérance aux sels est moyenne.

Eaux à forte salinité (C3)

Elles ne peuvent être utilisées sur les sols mal drainés. Pour les sols dotés d'un bon réseau de drainage, des mesures de contrôle de la salinité seraient néanmoins nécessaires et on ne devrait y cultiver que des espèces végétales tolérantes aux sels.

Eaux à très forte salinité (C4)

Dans des conditions normales, ces eaux ne conviennent pas pour l'irrigation ; elles peuvent être utilisées occasionnellement dans des circonstances très exceptionnelles ; seules des espèces végétales très résistantes au sel pourraient convenir, sous réserve que les apports d'eau d'irrigation soient nettement supérieurs à la normale afin de provoquer de fortes infiltrations.

## Sodium :

La classification des eaux d'irrigation en fonction de leur coefficient d'adsorption du sodium est surtout établie relativement à la capacité d'échange des ions sodium dans le complexe absorbant du sol. Toutefois on risque une accumulation excessive de sodium dans les tissus végétaux, ce qui peut être nuisible aux plantes sensibles au sodium, même lorsque le pourcentage de sodium échangeable est inférieur au taux susceptible d'altérer les propriétés physiques du sol.

### Eaux à faible pourcentage de sodium (S1)

Elles conviennent à l'irrigation sur presque tous les sols, sans grand risque de voir apparaître des pourcentages trop excessifs de sodium échangeable. Néanmoins certains végétaux comme les arbres portant des fruits à noyau (avocatiers par exemple) peuvent être sujets à une accumulation de sodium dans leurs tissus, ce qui leur serait préjudiciable.

### Eaux à pourcentage moyen de sodium (S2)

Elles représentent un danger appréciable pour les sols à texture fine et à forte capacité d'échange, surtout lorsque le taux d'infiltration est faible, sauf s'il s'agit de sols gypseux. Ce type d'eau est utilisable sur les sols à texture grossière ou sur les sols organiques suffisamment perméables.

### Eaux à fort pourcentage de sodium (S3)

Pour la majorité des sols, ces eaux entraînent des pourcentages de sodium échangeable trop élevés ; il faut donc simultanément un bon drainage des sols, un taux élevé d'infiltration, et un complément important de matières organiques. Ce risque est moindre dans les sols gypseux. On peut avoir recours à des aménagements chimiques pour le remplacement du sodium échangeable, mais cette pratique n'est peut-être pas réalisable lorsque l'eau d'irrigation est hyperhaline.

## Eaux à pourcentage très élevé de sodium (S4)

En général ces eaux ne conviennent pas à l'irrigation, sauf lorsque leur salinité est faible et éventuellement moyenne, à moins que les concentrations de calcium soluble dans le sol ou que des apports de gypse ou autres amendements rendent possible l'utilisation de cette eau.

Pour l'utilisation des eaux des catégories C1-S3 et C1-S4, il faut tenir compte du fait que l'eau d'irrigation peut parfois, sur les sols calcaires, réduire considérablement les effets nuisibles potentiels du sodium. Il est également possible, par l'adjonction de gypse dans l'eau, de corriger le pourcentage de sodium des eaux des catégories C1-S3, C1-S4 et C2-S4 utilisées sur des sols calcaires à fort pH ou sur des sols non calcaires. Des apports périodiques de gypse dans les sols sont également à envisager lorsqu'ils sont irrigués avec des eaux des catégories C2-S3 et C3-S2.

Le bore est un facteur non négligeable pour l'eau à usage d'irrigation. Il s'agit d'une substance nutritive essentielle à la croissance des plantes, mais qui peut être toxique à trop fortes concentrations. La tolérance des cultures au bore est très variable, mais en général toutes supportent des taux inférieurs à 1 mg/l.

## III-5. Normes applicables à l'eau à usage industriel

Les normes de qualité des eaux destinées à l'industrie sont extrêmement variables, et l'on peut dire qu'à chaque application industrielle correspondent des critères spécifiques de qualité (Hem, 1963). Ainsi la qualité de l'eau destinée à des chaudières est fonction de la pression. Pour les eaux des circuits de refroidissement ou destinées au transport de matières solides, les normes ne sont pas contraignantes. Par contre certains procédés industriels (industries pharmaceutiques et de l'électronique) exigent des eaux pures à presque 100 pourcent. On trouvera au tableau III-7 (établi d'après les données de Hem, 1963) les exigences propres aux différents industries ; il est

Tableau III-7

QUALITES DE L'EAU POUR L'INDUSTRIE ET POUR DIVERS PROCEDES INDUSTRIELS

ces concentrations représentent les limites maxima avant son utilisation et l'addition de produits de traitement. Elles sont exprimées en milligrammes par litre, sauf indication contraire (Source : U.S Federal Water Pollution Control Adm, 1968).

Constituants	Pression de l'eau (en newtons/m <sup>2</sup> )				Textiles (Dégraissage, blanchiment et teinture)
	0-3,1	3,1-14,6	14,6-31,3	31,3-104,4	
SiO <sub>2</sub>	30	10	0,7	0,01	
Al	5	0,1	0,01	0,01	
Fe	1	0,3	0,05	0,01	0,1
Mn	0,3	0,1	0,01		0,01
Ca		0	0		
Mg		0	0		
NH <sub>4</sub>	0,1	0,1	0,1	0,7	
Cu	0,5	0,05	0,05	0,01	0,01
Zn		0	0		
HCO <sub>3</sub>	170	120	48		
SO <sub>4</sub>					
Cl					
F					
NO <sub>3</sub>					
CaCO <sub>3</sub>	20	0	0	0	25
CO <sub>3</sub>	140	100	40	0	
CO <sub>3</sub>	0	0	0	0	

Tableau III-7 (suite)

pH	8,0-10,0	8,2-10,0	8,2-9,0	8,8-9,2	(1)
Solides dissous	700	500	200	0,5	100
Couleur (unités)					5
Matières organiques :					
extrait de CCl <sub>4</sub>	1	1	0,5	0	
Substances actives du bleu de méthylène	1	1	0,5	0	
Consommation chimique d'oxygène	5	5	0,5	0	
Oxygène dissous	2,5	0,007	0,007	0,007	
Températures (en degrés C)					
Matières solides en suspension	10	5	0	0	5

1) : les étendues varient de 2,5 à 10,5 en fonction du traitement et des produits.

Tableau III-7 (suite)

Tableau III- 7 (suite)

bstance active bleu de méthylène				
nsommation chi- que d'oxygène				
ygène dissous				
mperature (degrès C)	35			
tières solides suspension	10	10	10	500

évident qu'on ne peut juger de l'aptitude d'une eau à un emploi industriel qu'en fonction des normes de qualité applicables au procédé envisagé. Des données complémentaires sont présentées dans le document de 1963 publié par McKee et Wolf.

DOCUMENTS DE REFERENCE

Hem, J. D. 1970 Study and interpretation of chemical characteristics of Natural Waters, US Geology Survey paper 1473, Washington D.C.

McKee, J. E. et Wolf, H.W. 1963 . Water quality criteria California State Water Pollution. Board Publ. 3-A.

Nemerow, N.L. 1974. Scientific Stream Pollution Analysis, Mc Graw-Hill, New York.

Richards, L.A. ed. 1954. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Solids. US Dept of Agriculture, Handbook 60, Washington D.C.

US Environmental Protection Agency, 1976. Quality criteria for Water, Washington D.C.

US Environmental Protection Agency, 1978. Interim Primary Drinking Water Regulations, Federal Register, 9 feb, 1976, Part II, Washington, D.C.

US Federal Water Pollution Control Administration, 1968. Report of the Committee on water Quality Criteria, Washington, D.C.

S. Public Health Service, 1962. Drinking Water Standards, US P.H.S Publ. 956, Washington D.C.

Walton, W.C. 1970. Groundwater Resource Evaluation. McGraw Hill New York.

Wilcox, L.V. 1955. Classification and use of irrigation waters. U.S. Dept of Agriculture. Circ. N° 969, Washington D.C.

Wilcox, L.V. 1948. The quality of water for irrigation use, US Dept of Agriculture, Technical Bulletin 962 Washington D.C.

Organisation Mondiale de la Santé, 1963. International Standards  
for Drinking Water. 2nd Edition, Geneva.

Organisation Mondiale de la Santé, 1971. International Standards  
for Drinking Water, 3rd Edition, Geneva.

#### ANNEXE IV

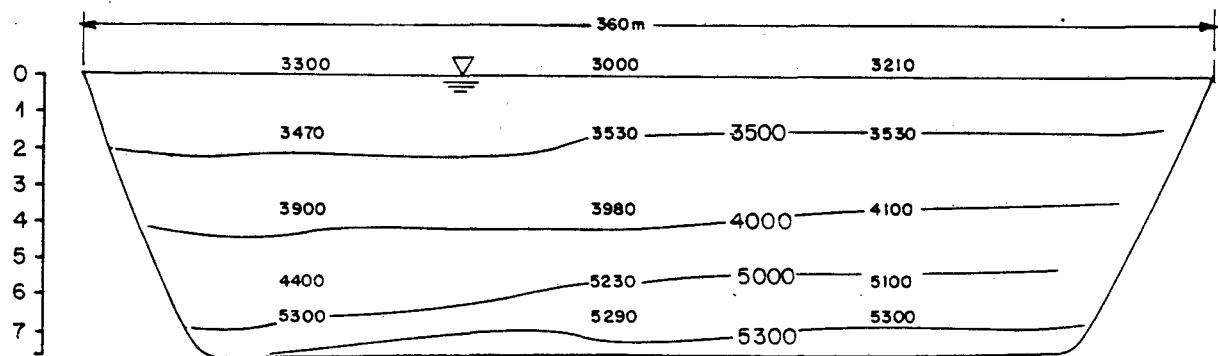
#### PROFILS DE LA QUALITE DE L'EAU DANS L'ESTUAIRE DU FLEUVE SENEGAL

Une étude de la qualité de l'eau en saison sèche dans l'estuaire du fleuve Sénégal a été réalisée de décembre 1977 à juin 1978. Les données sur l'oxygène dissous, la conductivité et les températures ont été relevées le 8 février 1978, et sont reportées aux figures IV-1 à IV-6. Les données sur la salinité ont été obtenues à cinq dates différentes et sont reportées aux figures IV-7 à IV-11.

PROFILS DE LA QUALITE DE L'EAU AU KM 133,5

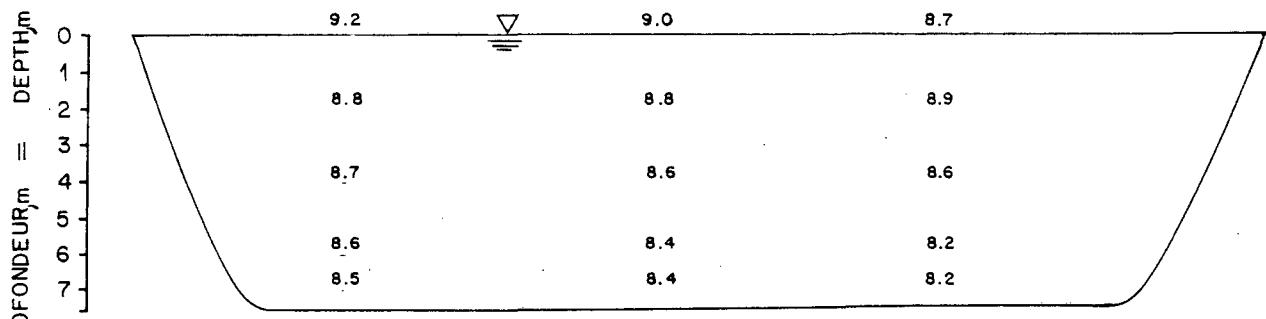
WATER QUALITY PROFILES AT KM 133.5

8 FEVRIER 1978 / 8 FEBRUARY, 1978



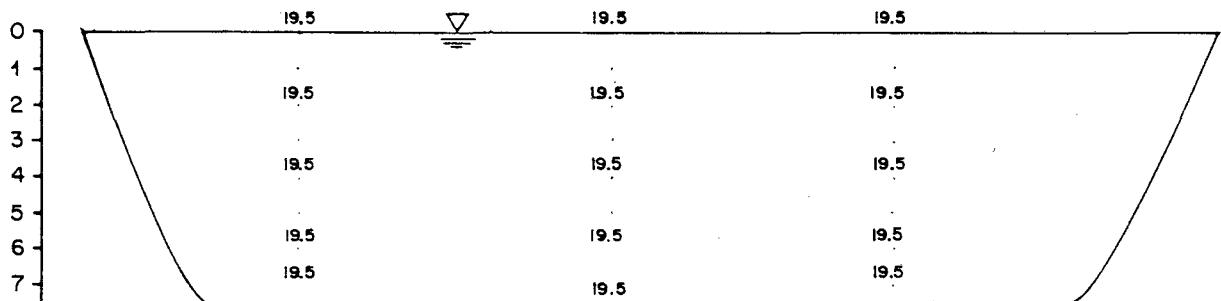
CONDUCTIVITE (micro mhos cm<sup>-1</sup> à 25°C)

CONDUCTIVITY (micro mhos cm<sup>-1</sup> at 25°C)



OXYGENE DISSOUS, mg/l

DISSOLVED OXYGEN, mg/l

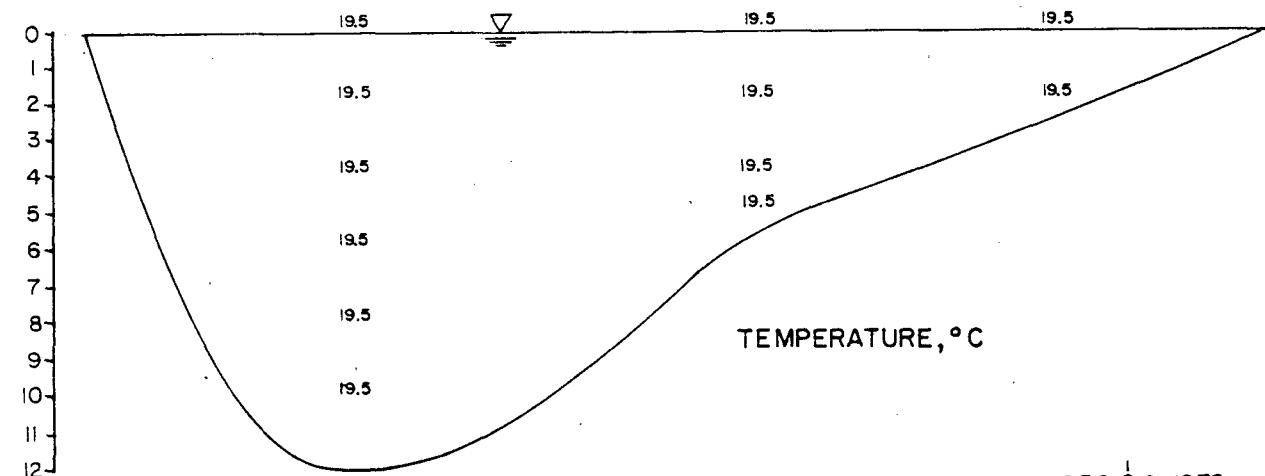
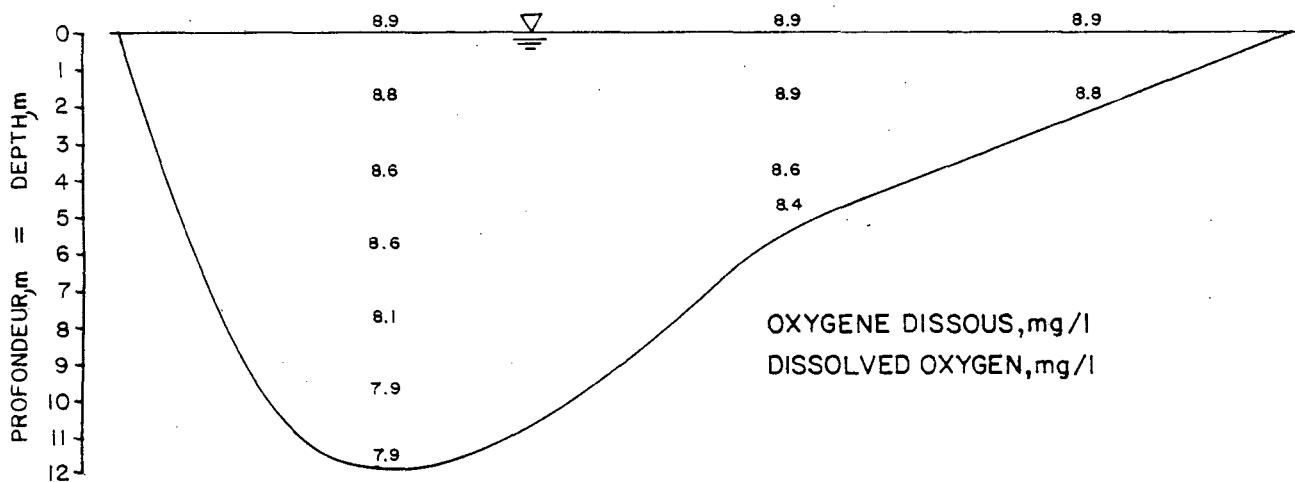
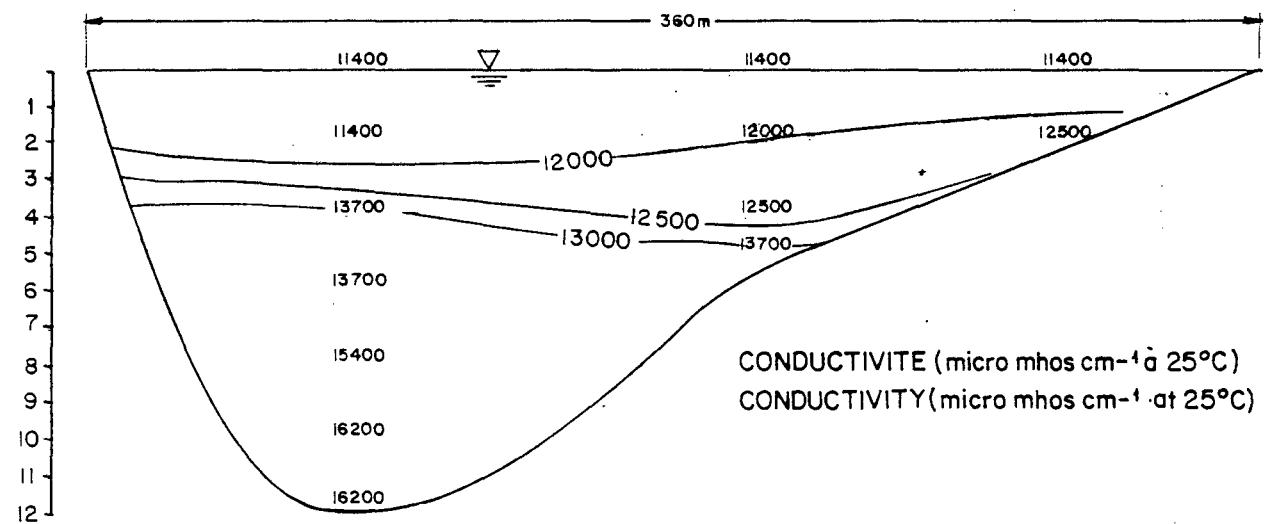


TEMPERATURE, °C

PROFILS DE LA QUALITE DE L'EAU AU KM 101,5

WATER QUALITY PROFILES AT KM 101.5

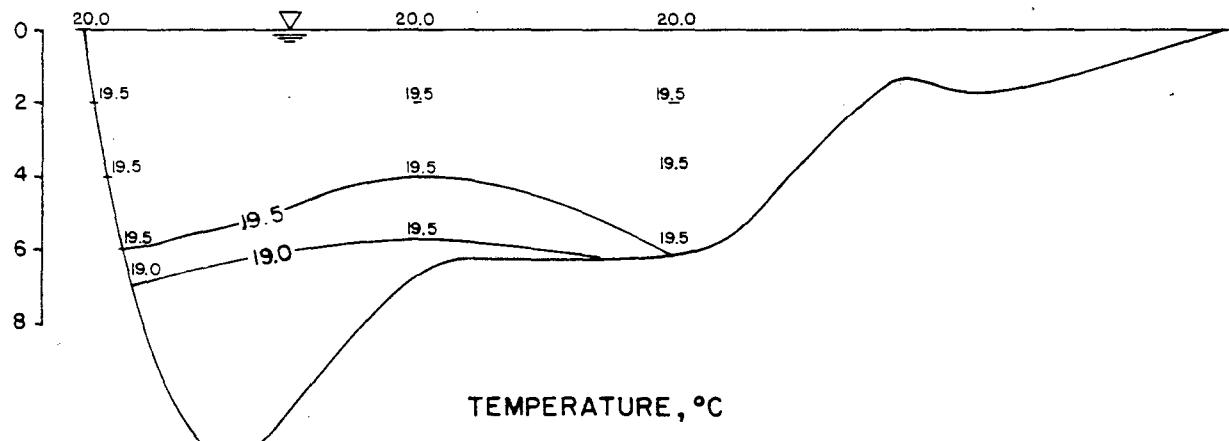
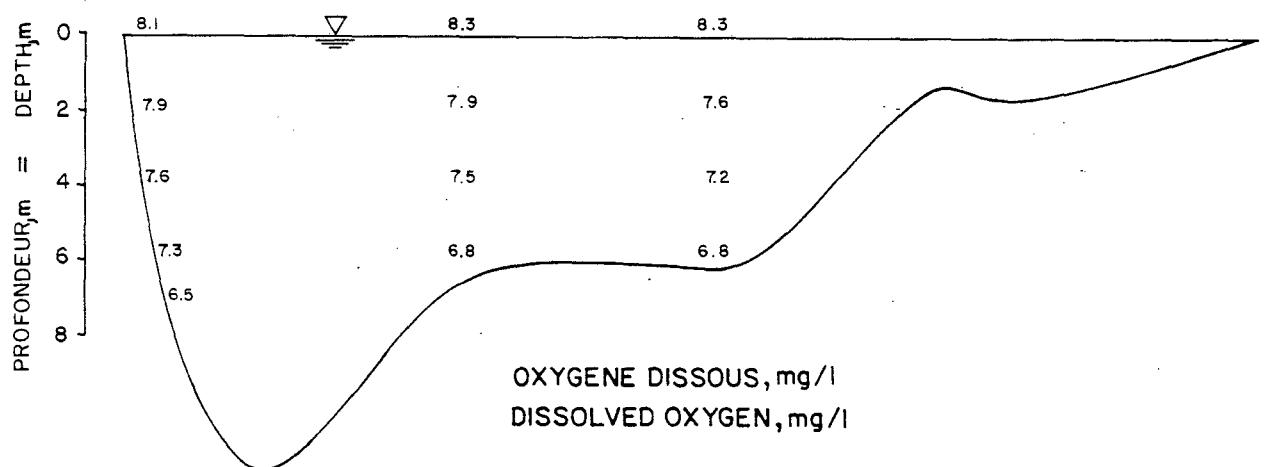
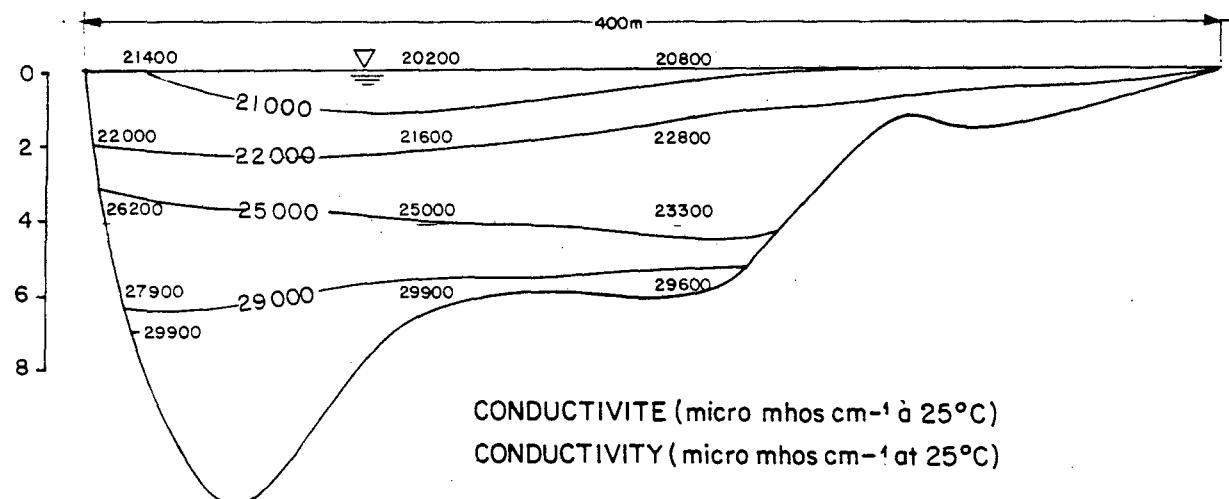
8 FEVRIER 1978 / 8 FEBRUARY , 1978



## PROFILS DE LA QUALITE DE L'EAU AU KM 65,0

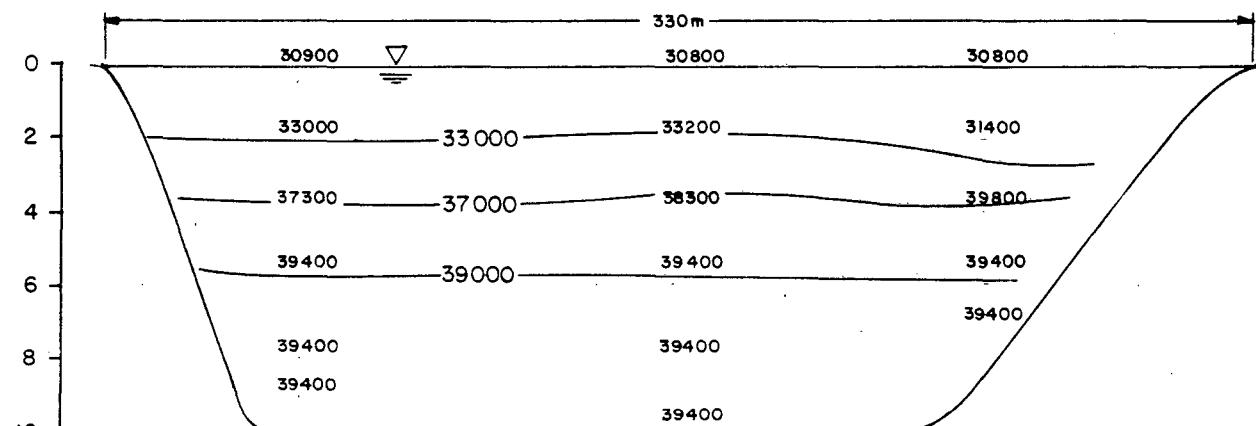
## WATER QUALITY PROFILES AT KM 65.0

8 FEVRIER 1978 / 8 FEBRUARY, 1978

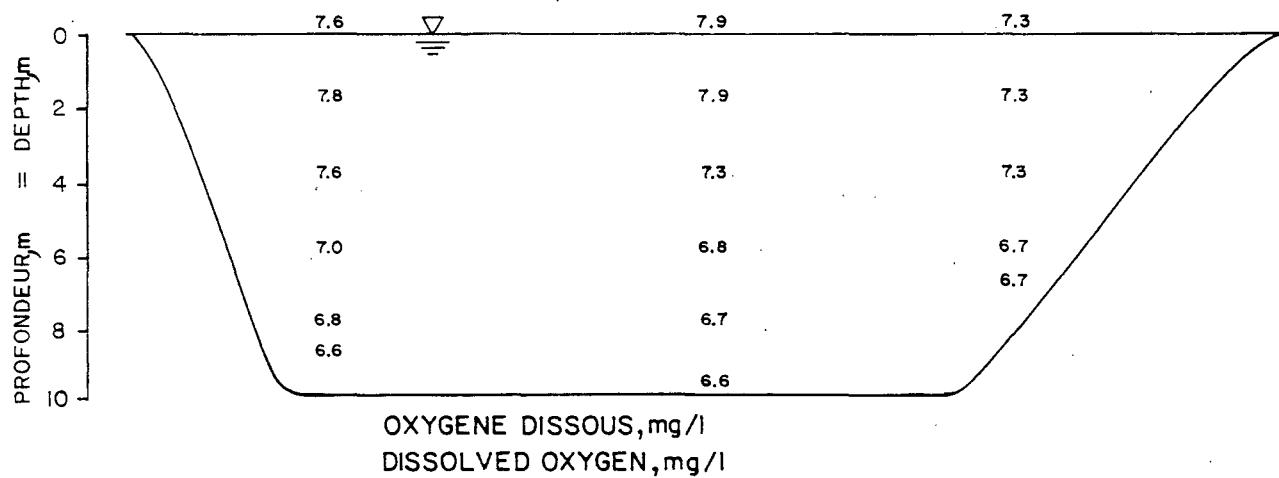


PROFILS DE LA QUALITE DE L'EAU AU KM 28,0  
WATER QUALITY PROFILES AT KM 28,0

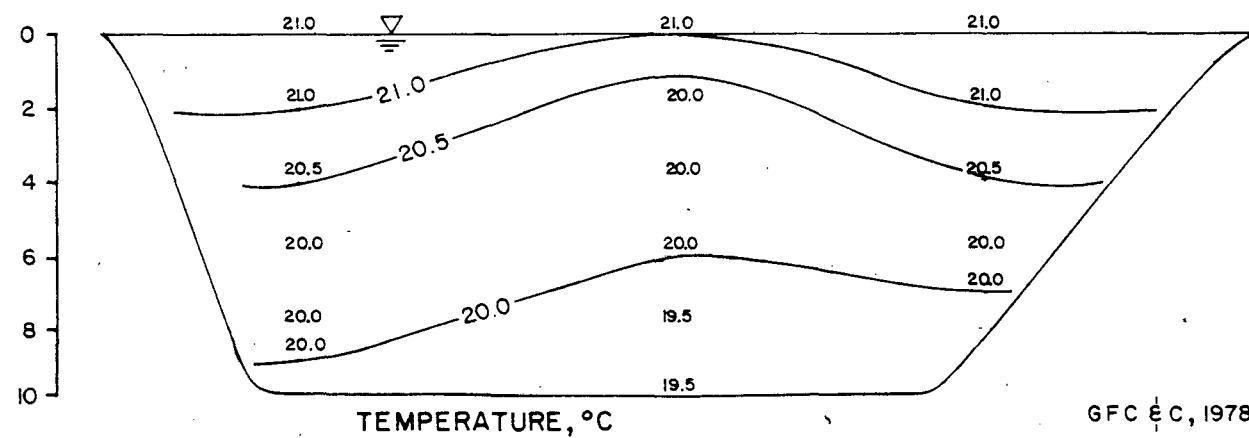
8 FEVRIER 1978 / 8 FEBRUARY, 1978



CONDUCTIVITE (micro mhos cm<sup>-1</sup> à 25°C)  
CONDUCTIVITY (micro mhos cm<sup>-1</sup> at 25°C)



OXYGENE DISSOUS, mg/l  
DISSOLVED OXYGEN, mg/l



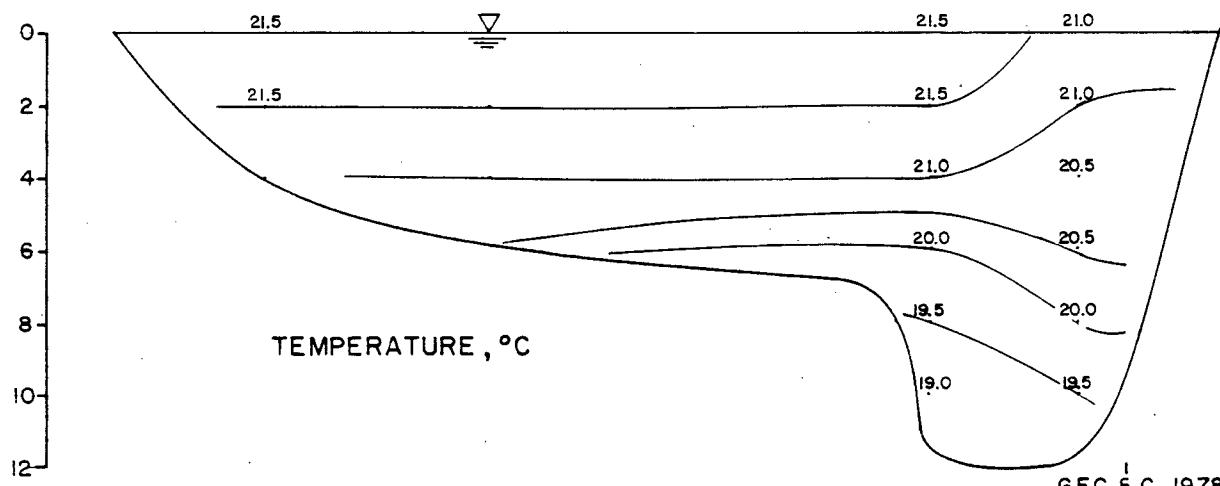
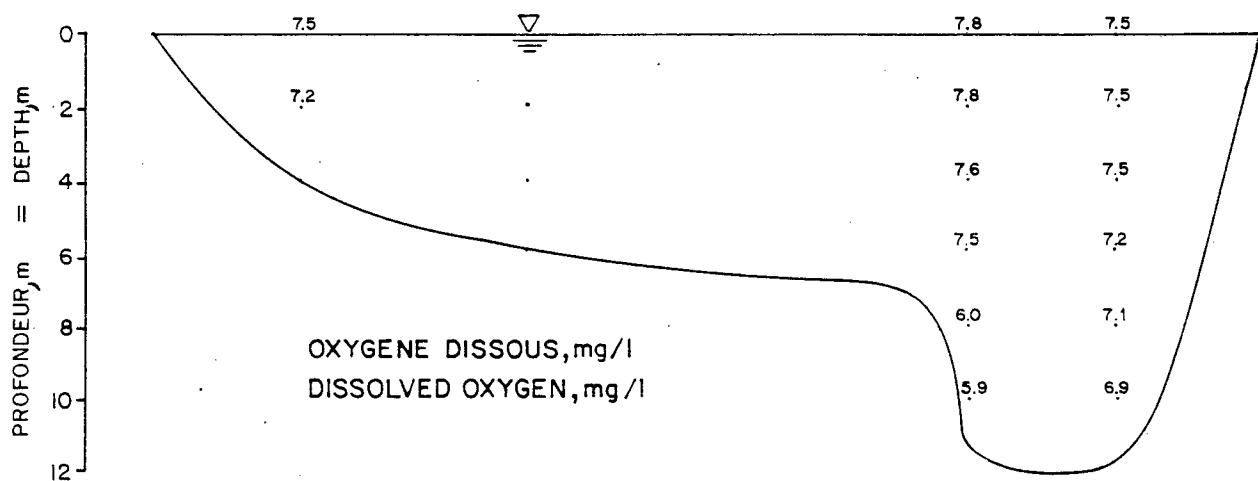
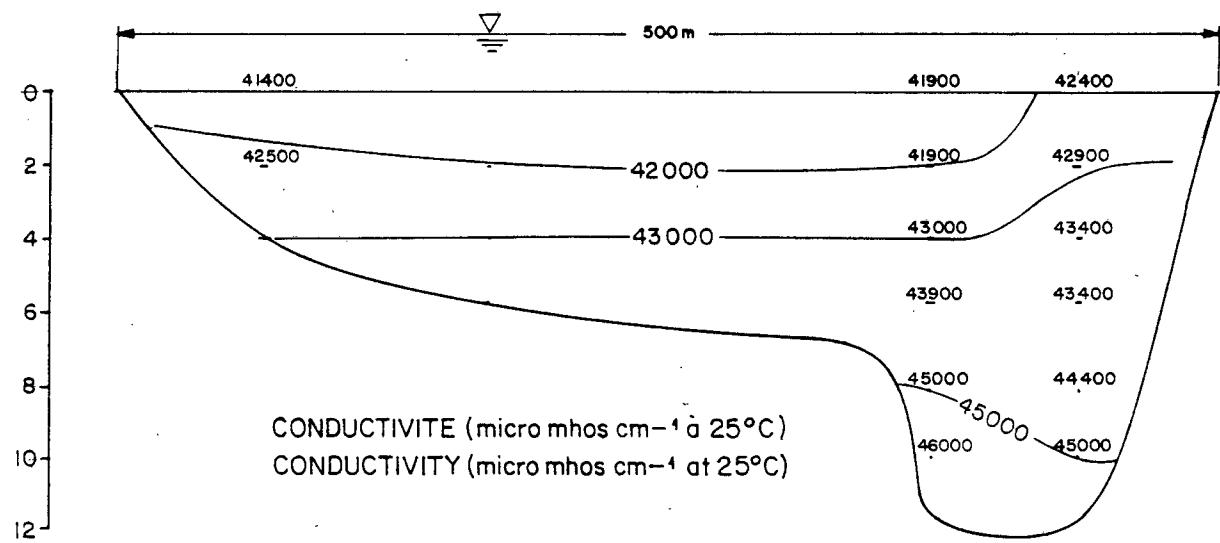
TEMPERATURE, °C

GFC E C, 1978

PROFILS DE LA QUALITE DE L'EAU AU KM 0,0

WATER QUALITY PROFILES AT KM 0.0

8 FEVRIER 1978 / 8 FEBRUARY, 1978



ANALYSE DES SEDIMENTS DE FONDV.1 Introduction

L'aménagement du fleuve pour la navigation nécessitera des travaux de dragage et de déroctage du lit. Les concentrations de substances nutritives dans les matériaux déblayés joueront un rôle important en ce qui concerne l'enrichissement d'une part des terres de culture sur lesquelles ils pourraient être déposés et d'autre part de l'eau du fleuve pendant la période des travaux.

V.2. Procédés d'analyse et substances concernées

La localisation des seuils rocheux et sablonneux est basée sur le rapport de Lackner, Dorsch et Electrowatt (avril 1978) pour le tronçon amont situé entre Matam et Kaskas. Les échantillons ont été prélevés à l'aide d'une drague Eckman et conservés dans des sacs en plastique. L'analyse chimique a été réalisée au Laboratoire du projet à Dakar.

Ces analyses ont porté sur :

- les matières organiques
- le phosphate total
- l'azote organique total.

Chaque échantillon a été dilué dans 500 millilitres d'eau distillée pour la détermination des concentrations des trois constituants mentionnés plus haut ; les échantillons ont été soumis à une évaporation et à une dessiccation à 104°C, et les matières organiques ont été réduites en cendres. La différence entre le poids pré et post-brûlage donne le pourcentage de matières organiques.

Les estimations de la teneur des solides secs en azote

total Kjehldahl (NTK) et Phosphore Total (PT) ont été obtenues par la détermination du NTK et du PT des échantillons dilués, valeurs qui ont ensuite été divisées par les taux de concentration de solides totaux de ces échantillons. Ce procédé est conforme aux méthodes préconisées dans "Standard Methods" (Alpha et al, 1975). La détermination des concentrations d'ammoniaque a été faite par séparation des ions par électrodes (méthode de "Orion Research Incorporated", 1978) après digestion acide puis centrifugation pour éliminer les substances solides.

### V.3 Résultats

Les résultats des analyses sont présentés au tableau V.1. On note que la teneur en matières organiques a varié entre 2,6 % et 7,6 %. A notre avis, les procédés d'analyse utilisés peuvent entraîner une surévaluation de ces teneurs, car le brûlage peut libérer de l'eau, par ailleurs non volatile à la température de 104°C, ce qui risque de modifier considérablement les estimations de solides totaux.

Les taux d'azote organiques se situent entre 0,05 et 1,0 milligrammes de N par gramme de solides secs, la valeur moyenne étant de 0,35 mg, ce qui est faible. Les taux de phosphore total ont été de 0,002 à 0,067 mg de P par gramme de solides secs, et la valeur moyenne de 0,013 mg.

Les rapports entre taux moyens carbone/azote (C/N) et azote/phosphore (N/P) sont respectivement de 240 et de 75. Une forte surestimation du carbone dans le rapport C/N est possible. Ces rapports traduisent les conditions limitatives pour les substances nutritives eu égard à l'oxydation biochimique du carbone.

#### Remarques relatives au tableau V.1

Les numéros d'ordre des seuils sont ceux adoptés par Lackner, Dorsch, Electrowatt (avril 1978). Les kilomètres sont comptés vers l'amont à partir du Pont Faidherbe de Saint Louis.

Tableau V.1

RESULTATS DES ANALYSES DES SEDIMENTS DE FOND DANS LE LIT DU FLEUVE.

ls	Lieu	km	% Matières organiques	Teneur en azote organiques (mg d'azote/g de matières solides sèches).	Teneur en phosphore (mg de P/g de matières solides sèches)	Numéro des échantillons.
	Kaskas	425	4,5	0,57	0,003	2
	Donguel	430	4,9	0,30	0,002	1
	Dioube Diabe	437	5,1	0,35	0,002	2
	Thioubalel	446	5,4	0,35	0,007	1
	Abdallah	454	6,6	1,00	0,005	2
	Diaranguel	462	2,8	0,37	0,006	3
	Talbata	472	6,0	0,93	0,005	3
	Vending	482	3,8	0,06	0,003	3
	M'Bagne	489	4,3	0,54	0,006	2
	Dawalel	495	4,9	0,15	0,023	3
	Kerr	525	5,0	1,00	0,016	2
	Kaédi	530	3,9	0,15	0,004	2
	Orenata	537	4,6	0,26	0,003	1
	Gawol	547	5,5	0,18	0,003	2
	Guiraye	554	2,6	0,16	0,004	1
	Djowol	562	4,1	0,37	0,008	3
	Dondou	566	4,6	0,30	0,004	1
	N'Guidjilone	575	3,7	0,54	0,004	2
	Koundel	600	4,0	0,20	0,002	1
	Diammel	620	3,7	0,06	0,003	2

Diandjoli	631	3,8	0,05	0,003		2
ElHadj Omar	638	3,4	0,08	0,009		1
Thienbing	640	3,2	0,43	0,023		3
Odobere	650	7,6	0,45	0,067		1
N'gano	661	4,2	0,09	0,010		1
Barmatia	666	5,5	0,13	0,005		3
	Moyennes	4,5	0,35	0,008	Total	50
Ecart type		1,3	0,28	0,013		

DOCUMENTS DE REFERENCE

American Public Health Assoc. et al, 1975. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 14 th Ed. Washington D.C.

Lackner, Dorsch, Electrowatt, 1978. Etudes d'Exécution du Projet d'Aménagement du Fleuve Sénégal pour la Navigation.OMVS Dakar.

Orion Research Incorporated, 1976. Instruction Manual-Ammonia Iron-Electrode, Cambridge, Mass.

NORMES APPLICABLES AUX PESTICIDESVI-1. Les OrganochlorésVI.1-1. Toxicité pour la vie aquatique

Les organochlorés sont des produits très stables, à longue rémanence et parfois non biodégradables. Le taux de concentration de ces produits dans l'eau sont fonction de la teneur en matières organiques des dépôts de sédiments recouvrant le lit du fleuve. En effet, par réaction chimique, les matières organiques fixent les pesticides, ce qui les neutralise eu égard aux organismes aquatiques (Lotse et al., 1968). De fortes concentrations de matières organiques ont parfois également pour effet de prolonger la durée de toxicité de l'eau, ce qui explique la persistance de résidus de pesticides dans l'eau bien après le contrôle du polluant (Terriere et al., 1966).

Il peut y avoir accumulation de ces résidus dans les organismes par absorption directe, ou aux différentes étapes de la chaîne alimentaire par ingestion d'aliments contaminés. Le transfert le long de la chaîne alimentaire de ces résidus persistants peut se traduire par une bioaccumulation dans les cellules des organismes supérieurs à des concentrations incomparables plus élevées que celles existant dans l'eau ambiante.

Cette accumulation dans les tissus d'espèces aquatiques-témoins peut servir de critère d'évaluation de la toxicité bien qu'il soit difficile d'indiquer de façon précise les taux limites de résidus pour assurer le maintien de la vie aquatique. Les recommandations de l'USEPA (1973) relatives aux concentrations critiques de certains organochlorés sont basées sur les taux de pesticides dans l'eau et les résidus accumulés dans les cellules des poissons (animal entier et n'ayant subi aucune dessiccation).

105.

Des mesures correctives sont indispensables pour limiter les concentrations de pesticides à des niveaux acceptables pour la vie aquatique (cf. Tableau VI.1) USEPA, 1973).

#### VI.1-2. Toxicité de l'eau de boisson

Les normes applicables à l'eau de boisson ont été obtenues par extrapolation à l'homme après étude de la toxicité de l'eau contaminée pour les mammifères, et après correction à l'aide de facteurs en tenant compte de la variabilité inter- et intraspécifique des animaux et du temps d'exposition des sujets aux toxiques. Les recommandations, en ce qui concerne les concentrations limites d'organochlorés dans l'eau de boisson, pour les êtres humains et pour les animaux, sont résumées au tableau VI.2.

#### VI.1-3. Toxicité de l'eau pour l'abreuvement des animaux

Les concentrations maxima présentées au tableau VI.2 ne devraient pas être dépassées pour éviter toute accumulation préjudiciable de résidus de pesticides dans les produits d'origine animale. A noter toutefois que l'accumulation de tels résidus dans les cellules animales proviennent pour l'essentiel de l'ingestion d'aliments contaminés et non d'apports dans l'eau d'abreuvement.

Tableau VI-1

CONCENTRATIONS MAXIMA DE PESTICIDES ORGANOCHLORES RECOMMANDÉES  
POUR L'EAU NON FILTREE.

<u>Pesticides organochlorés</u>	<u>Concentrations maxima recommandées</u> (en milligrammes par litre)
Aldrine	0,003
DDT	0,001
Dieldrine	0,003
Chlordane	0,01
Endrine	0,004
Heptachlore (a)	0,001
Lindane (a)	0,01
Méthoxychlore	0,03
Toxaphène	0,005

(a) : actuellement utilisés par la SAED sur les périmètres agricoles dans le bassin du fleuve Sénégal.

SOURCE : USEPA, 1976.

Tableau VI-2

LIMITES MAXIMA DE CONCENTRATIONS D'ORGANOCHLORES RECOMMANDÉES  
POUR L'EAU NON FILTREE.

Insecticides

<u>Composés</u>	<u>Limites recommandées (1) (en mg/litre)</u>
Aldrine	0,001
Chlordane	0,003 (0,00001) (2)
DDT	0,05 (0,000001) (2)
Diéldrine	0,001
Endrine	0,0005 (0,0002) (2)
Heptachlore (a)	0,0001
Heptachlore Epoxide	0,0001
Lindane (a)	0,005
Méthoxychlore	1,0 (0,00003) (2)
Toxaphène	0,005 (0,000005) (2)

(a) : actuellement utilisés par la SAED sur les périmètres agricoles dans le bassin du fleuve Sénégal.

SOURCES : (1) USEPA, 1973

(2) USEPA, 1976.

## VI-2. Les Organophosphorés et les Carbamates

Les insecticides organophosphorés sont en général très similaires les uns des autres en ce qui concerne leur formulation chimique, leurs propriétés physiques et leur action biologique. Par ailleurs si l'on compare les organophosphorés et les carbamates, on constate qu'ils donnent lieu à un processus physiologique plus ou moins identique.

### VI.2-1. Dangers pour la santé publique

Les organophosphorés sont en général beaucoup plus toxiques que les organochlorés, mais se dégradent beaucoup plus rapidement, quelques heures parfois, ou quelques jours après le traitement.

### VI.2-2. Danger pour la vie aquatique

Compte tenu de leur faible rémanence, les organophosphorés ne sont pas considérés comme susceptibles d'altérer la qualité de l'eau ou de présenter un risque pour les organismes aquatiques. Néanmoins, à titre conservatoire, l'USEPA (1973) recommande que les concentrations d'organophosphorés et de carbamates dans les eaux de surface ne dépassent pas les taux indiqués au tableau VI.3. Pour les herbicides, les concentrations maxima sont présentées aux tableaux VI.4 et VI.5.

### VI.2-3. Contamination de l'eau de boisson

Bien que des expérimentations sur les animaux aient déjà permis de déterminer les limites maxima acceptables de concentrations d'organophosphorés ou de carbamates dans l'eau de boisson, on ne dispose pas encore de données suffisantes pour préciser les taux limites en ce qui concerne l'homme (United States Department of Health, Education and Welfare, 1969). Considérant que la toxicité des organophosphorés et des carbamates est sensiblement identique et que parmi ces produits, le parathion est l'un des plus toxiques, les normes applicables aux eaux de boisson sont basées sur le degré de toxicité de ce

157.

produit en attendant des données chimiques plus complètes sur les autres produits, moins toxiques. Pour l'homme, on considère que l'ingestion de 0,07 mg/jour par kilogramme de poids de chaque individu, ne présente aucun danger. En prenant pour hypothèse une consommation journalière de deux litres d'eau, l'USEPA recommande de fixer à 0,1 mg/l les concentrations d'organophosphorés ou de carbamates dans l'eau de boisson, ce qui se traduirait par l'ingestion de 0,2 mg/jour de pesticide, soit un facteur de sûreté de 25 avec le parathion pour un homme pesant 79 kg.

#### VI-2.4 Contamination de l'eau destinée au bétail

Les organophosphorés, extrêmement toxiques, sont considérés comme les pesticides les plus dangereux pour le bétail (USEPA, 1973). Des cas fréquents d'intoxication sont dûs à des fuites ou au déversement inconsidéré de ces produits dans l'eau destinée au bétail. L'USEPA recommande d'appliquer à cette eau les normes fixées pour l'eau de boisson.

Tableau VI-3

CONCENTRATIONS MAXIMA DE PESTICIDES A BASE D'ORGANOPHOSPHORES  
ET DE CARBAMATE RECOMMANDÉES DANS L'EAU NON FILTREE.

<u>Organophosphorés</u>	<u>Concentrations maxima recommandées</u>
Abate	(a)
Asinphosméthyl	0,001
Azinphoséthyl	(a)
Carbophénothion	(a)
Chlorothion	(a)
Ciодrine	0,1
Coumaphos	0,001
Demeton	(a)
Diazinon	0,009
Dichlorvos	0,001
Dioxathion	0,09
Disulfonton	0,05
Dursban	0,001
E P N	0,06
Fenthion	0,006
Malathion	0,008
Méthyl Parathion	(a)
Mevinphos	0,002
Naled	0,004
Oxydéméton méthyl	0,4
Parathion	0,004
Phorate	(a)
Phos�amidon	0,03
Ronnel	(a)
T E P P	0,4
Trichlorophon	0,002
Aminocard	(a)
Bayor	(a)
Baygon	(a)
Carbaryl	0,02
Zoctran	0,1

(a) : données insuffisantes pour déterminer des concentrations ne présentant aucun danger.

SOURCES : USEPA, 1973.

Tableau VI-4

CONCENTRATIONS MAXIMA D'HERBICIDES, DE FONGICIDES ET DE DEFOLIANTS RECOMMANDÉES POUR L'EAU NON FILTREE

<u>Nom commercial</u>	<u>Concentrations maxima recommandées (en mg/l)</u>
Aminotriazole	300,0
Dalapon	110,0
Dicamba	200
Dichlobénic	37,0
Dichone	0,2
Diquat	0,5
Diuron	1,6
2, 4-D (BEE)	4,0
Fenac	45,0
Silvex (PGBE)	2,0
Silvex (BEE)	2,5
Simazine	10,0

L'insuffisance des données disponibles concernant les substances ci-après rend impossible la détermination de concentrations ne présentant aucun danger.

Acrolein	Hyamine - 1622
Balan	Hyamine - 2389
Bensulide	Hydrothal - 47
Chloroxuron	Hydrothal - 191
C I P C	Hydrothal plus
Dacthal	I P C
D.E.F	M C P A
Dexon	Molinate
Fifolitan	Monuron
Dinitrobutyl phénol	Paraquat
Diphenamid	Pebulate
2,4-D (P G B E)	Picloram
2,4-D (I.OE)	Propanil STAM-F-3,4
2,4-D (Sels de Diéthylamine)	Silvex (sel de Potassium)
Endothal (sel de Disodium)	Vernolate

Tableau VI-4 (suite)

<u>Nom commercial</u>	<u>Concentrations maxima recommandées (en mg/l)</u>
Endothal (sel de Dipotassium)	Trifluaralin
Eptam	

NOTE : le Propanil (STAM-F-3,4) et la silvex (2,4,5-TP) sont actuellement utilisés par la SAED sur les périmètres agricoles dans le bassin du fleuve Sénégal.

SOURCE : USEPA, 1973.

Tableau VI-5

TAUX LIMITES RECOMMANDÉS POUR LES CHLOROPHENOXÝLS DANS L'EAU  
MUNICIPALE ET L'EAU DESTINÉE AUX ANIMAUX DOMESTIQUES \*

<u>Composés</u>	<u>Limites recommandées (en mg/l)</u>	<sup>(1)</sup>
2,4-D	0,02 (0,1)	<sup>(2)</sup>
2,4, 5 TP (Silvex)	0,03 (0,01)	<sup>(2)</sup>
2, 5, 5-T	0,002	

NOTE : le Silvex est actuellement utilisé par la SAED sur les périmètres agricoles dans le bassin du fleuve Sénégal.

SOURCES (1) USEPA, 1973

(2) USEPA, 1976.

DOCUMENTS DE REFERENCE

Lotse et al, 1968 Lindane Absorption by lake sediments. Environ. Sci. Techn. 3. PP 353-357.

Terrière, L. S. et al, 1966. The Persistence of Toxaphrene in Lake Water and its uptake by Aquatic Plants and Animals  
J. Agr. Food Chem. 14, pp 66-69.

U.S Department of HEW, 1969. Report of the Secretary's Commission on Pesticides and their Relationships to the Environmental Health. US Government printing Office.  
Washington D.C.

U.S Environmental Protection Agency, 1973. Water Quality Criteria  
1972. Ecological Research Series. Publication No EPA-R3  
73-033. Washington DC.

U.S Environmental Protection Agency, 1976. Quality Criteria for Water. Washington DC.