



UNIVERSITE DE BOURGOGNE
UFR SCIENCES DE LA TERRE
DESS « Espace Rural et Environnement »

**« INSTITUT FRANÇAIS DE RECHERCHE
SCIENTIFIQUE POUR LE
DEVELOPPEMENT EN COOPERATION »**

Rapport de Stage



**Contribution à l'étude de l'impact du barrage de
Garafiri sur la qualité des eaux et les écosystèmes
aquatiques du Konkouré (Rép. de Guinée).**

Fonds Documentaire de l'INRA

Cote: A* 18453 Ex: unique

Promotion 1997-1998

Victor AFONSO

REMERCIEMENTS

J'adresse mes sincères remerciements:

~ à tout le personnel de l'ORSTOM et tout particulièrement à :

- Monsieur Pascal Kosuth (responsable du programme « bassins tropicaux ») pour m'avoir permis d'effectuer ce stage et pour son attention envers ce projet,

- Monsieur Jean-Luc Saos (chercheur hydrogéologue ORSTOM affecté en Guinée), pour l'appui qu'il m'a apporté tout au long de cette étude,

- Monsieur Didier Bazzo (géographe ORSTOM), pour son aide,

- Monsieur Jacques Lemoalle (planctonologiste ORSTOM) pour les précieux renseignements qu'il m'a procurés,

~ à tout le personnel du CNSHB (Conakry, Rép. de Guinée) et spécialement à:

- Monsieur Mamadou Oury Bah (chercheur sédimentologue), pour l'aide qu'il m'a fournie,

Sincères remerciements également à Monsieur Christian Chauvin qui a accepté d'être mon tuteur universitaire, pour le temps qu'il m'a accordé et pour ses conseils et à toutes les personnes que j'ai rencontrées, qui m'ont accordé des entretiens, des conseils ou leur aide.

SOMMAIRE

INTRODUCTION.....	p1
PREMIERE PARTIE: PRESENTATION GENERALE.....	p3
1- <u>Description du projet hydraulique</u>	p3
1-1 Situation géographique.....	p3
1-2 Caractéristiques principales de l'aménagement.....	p3
1-3 Schéma de gestion envisagé.....	p6
2- <u>Caractérisation écologique du bassin-versant du Konkouré</u>	p6
2-1 Facteurs abiotiques.....	p6
2-1-1 <i>Le climat</i>	p6
2-1-2 <i>Géologie et pédologie</i>	p7
2-1-3 <i>Hydrologie et hydrochimie</i>	p8
2-2 Facteurs biotiques.....	p10
2-2-1 <i>La flore guinéenne</i>	p10
2-2-2 <i>La faune</i>	p14
DEUXIEME PARTIE : IMPACT DU PROJET SUR LA QUALITE DES EAUX DU KONKOURE.....	p15
1- <u>Description du processus d'eutrophisation</u>	p15
1-1 Un phénomène naturel.....	p15
1-2 Description détaillée du processus.....	p15
1-2-1 <i>Enrichissement des eaux</i>	p15
1-2-2 <i>Développement du phytoplancton</i>	p16
1-2-3 <i>Décomposition de la matière organique</i>	p17
1-2-4 <i>Schéma de synthèse</i>	p19
2- <u>Présentation des modèles OCDE</u>	p20
2-1 Généralités.....	p20
2-2 Elaboration des modèles.....	p20
2-3 Postulats de départ et limites des modèles.....	p21
2-3-1 <i>Réservoir homogène</i>	p21
2-3-2 <i>Phosphore, facteur limitant</i>	p22
2-3-3 <i>Complexité de la réponse trophique</i>	p22
2-3-4 <i>Avertissements</i>	p22
2-4 Résultat de l'application des formules OCDE.....	p23
3- <u>Méthodologie</u>	p24
4- <u>Application des modèles au cas du barrage de Garafiri</u>	p26
4-1 Estimation des flux de P-total dans chaque compartiment.....	p26
4-1-1 <i>Dans le compartiment PT1</i>	p26
4-1-2 <i>Dans le compartiment PT2</i>	p28
4-1-3 <i>Dans le compartiment PT3</i>	p31

4-2 Estimation de la concentration moyenne des flots entrants de phosphore et application des modèles.....	p31
4-3 Synthèse des résultats.....	p32
5- <u>Impacts potentiels du barrage sur les écosystèmes aquatiques</u>	p33
5-1 Impacts sur l'écosystème "lac".....	p34
5-1-1 D'un point de vue hydrochimique.....	p34
5-1-2 D'un point de vue biologique.....	p35
5-1-3 D'un point de vue sanitaire.....	p36
5-2 Impacts sur les écosystèmes situés en aval du lac.....	p37
5-2-1 D'un point de vue hydrochimique.....	p37
5-2-2 D'un point de vue biologique.....	p38
TROISIEME PARTIE: STRATEGIES ET METHODES DE LUTTE	
CONTRE L'EUTROPHISATION.....	
1- <u>Choix d'une gestion préventive</u>	p39
1-1 Le déboisement total de la retenue.....	p39
1-2 L'exploitation de la matière organique.....	p40
1-3 Défoliation chimique.....	p41
2- <u>Méthodes de détection du phénomène d'eutrophisation</u>	p41
2-1 Indice biotique basé sur les populations piscicoles.....	p41
2-2 Etude du phytoplancton.....	p42
2-3 Observation des macrophytes.....	p42
3- <u>Moyens techniques de lutte</u>	p43
3-1 Les techniques physiques.....	p43
3-1-1 Destratification du lac.....	p43
3-1-2 Aération de l'hypolimnion.....	p44
3-1-3 Mise en place d'un dispositif réoxygénateur en aval.....	p44
3-1-4 Variation du niveau d'eau.....	p44
3-2 Les techniques chimiques.....	p44
3-2-1 Désactivation des nutriments.....	p44
3-2-2 Traitement par les algicides.....	p45
3-3 Les techniques biologiques.....	p45
3-3-1 Faucardage et récolte des macrophytes.....	p45
3-3-2 La biomanipulation.....	p45
4- <u>Critique et contribution du protocole de suivi de l'impact envisagé</u>	p46
4-1 Présentation du protocole.....	p46
4-2 Critique du protocole.....	p46

CONCLUSION.....p48

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....p50

ANNEXES

TABLE DES FIGURES

Figure 1: bassin-versant de Garafiri et plan de situation du barrage

Figure 2: vue d'ensemble sur le barrage de Garafiri à la cote 325m.

Figure 3: schéma des principaux flux de masses d'air en Afrique de l'Ouest et Centrale.

Figure 4: hydrogramme du Konkouré au niveau du site de Garafiri.

Figure 5: forêt-galerie dense longeant le fleuve Konkouré.

Figure 6: schéma général des formations végétales présentes dans la vallée du Konkouré et ses affluents.

Figure 7: zonation spatiale d'un lac profond.

Figure 8: différenciation des réactions chimiques en fonction du potentiel d'oxydoréduction dans un écosystème aquatique lacustre.

Figure 9: cycle du phosphore dans un lac en conditions aérobies et anaérobies.

Figure 10: principales étapes intervenant dans le processus d'eutrophisation des eaux d'un lac.

Figure 11: diagramme illustrant la relation entre la concentration moyenne annuelle en phosphore des flots entrant dans la retenue, la concentration moyenne annuelle prévue des eaux du lac et le temps de séjour.

Figure 12: distribution probable des différentes catégories trophiques en fonction de la concentration moyenne annuelle en P-total des eaux d'un lac.

Figure 13: zone déboisée en aval du barrage (lot n°1).

Figure 14: diagramme de synthèse issu des équations-types établies par l'OCDE permettant d'exprimer la catégorie trophique d'un lac en fonction de divers paramètres.

Figure 15: catégorie trophique probable de la retenue de Garafiri en fonction de la concentration moyenne annuelle des eaux en phosphore.

Figure 16: évolution probable de la teneur en phosphore des eaux du lac en fonction du temps.

Figure 17: cycle parasitaire du vers trématode appartenant au genre *Schistosoma* et responsable de bilharziose.

Figure 18: profils de méthane et d'oxygène mesurés sur les différents sites de la retenue de Taabo, Côte d'Ivoire.

INTRODUCTION

La République de Guinée connaît de graves carences en terme de production d'énergie électrique. Or pour qu'une nation puisse se développer, il lui faut de l'énergie et ce, de façon continue. Ce qui est encore loin d'être le cas de la République de Guinée. C'est pourquoi le gouvernement guinéen a décidé de mettre en oeuvre un grand projet hydroélectrique qui permettra d'alimenter en énergie électrique la Guinée Maritime (qui comprend la capitale Conakry et où les pannes de courant sont encore fréquentes) et la Moyenne Guinée, la priorité étant donnée à l'alimentation de toute la filière liée à l'exploitation de la bauxite.

Le démarrage de ce projet n'a été rendu possible qu'avec l'appui financier apporté par les grands bailleurs de fonds internationaux (coût global du projet: 198 millions de dollars américains) tels que la Caisse Française de Développement (à hauteur de 50 millions de dollars), l'Agence Canadienne pour le Développement (40 millions de dollars), la Banque Européenne d'Investissement (30 millions de dollars), du Fonds Koweïtien (27 millions de dollars)...

La Caisse Canadienne de Développement exigeant qu'un volet environnement soit mis en oeuvre, le gouvernement guinéen a alors décidé de définir un suivi environnemental de la future retenue. Celui-ci a été confié à un groupement, placé sous la responsabilité de l'ORSTOM. L'objectif étant de suivre un ensemble de paramètres physiques, chimiques et biologiques afin de mesurer les modifications induites par la construction, la mise en eau et le fonctionnement du barrage. C'est dans le cadre de ce suivi et de l'étude de l'impact environnemental du barrage que s'insère la présente étude.

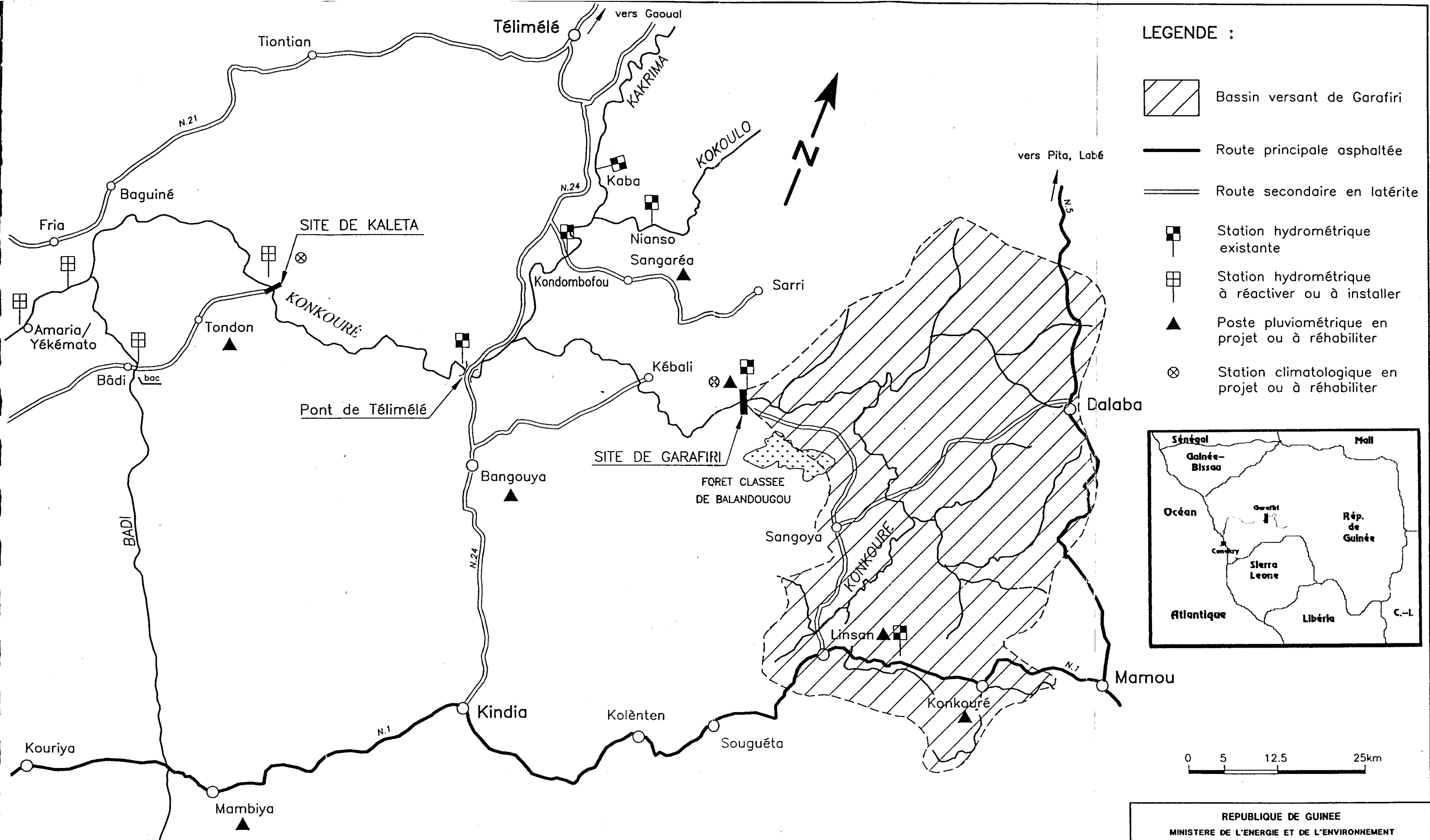
Pour en revenir au projet même, celui-ci consiste en la construction d'un complexe de deux grands barrages sur le haut bassin du Konkouré. Le premier se situera sur le site de Garafiri, à environ 160 kilomètres en amont de l'estuaire, sur les contreforts du massif du Fouta-Djalon. Le deuxième site, celui de Kaleta, se situe quant à lui à 110 kilomètres au nord-est de Conakry, environ soixante-dix kilomètres en aval du premier. Notre étude ne portera que sur le site de Garafiri, le deuxième barrage n'étant actuellement qu'en projet.

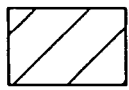






Cet ouvrage d'une longueur de 1450 mètres et d'une hauteur maximale sur fondation de 75 mètres, va créer une retenue d'environ 90 km² de surface. La construction d'un tel ouvrage, ainsi que l'immersion de toute cette superficie de bassin-versant vont avoir de nombreuses conséquences sur l'environnement et notamment en ce qui concerne la qualité des eaux du Konkouré. Ceci d'autant plus que la part du bassin-versant qui va être submergée par les eaux de la retenue n'est déboisée qu'en partie. En effet, il est prévu de brûler environ 700 ha au total, soit 8% de la surface ennoyée.

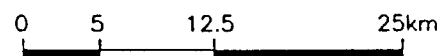
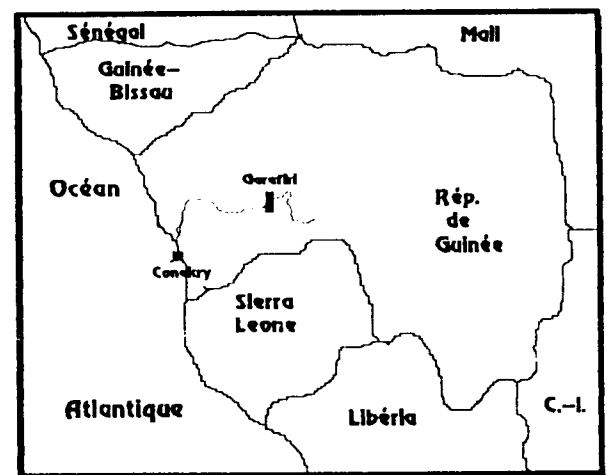
Cette étude a donc deux objectifs principaux: prévoir d'une part quel sera l'impact de cet aménagement sur la qualité des eaux du Konkouré, et d'autre part l'impact sur les écosystèmes aquatiques. On se propose donc d'essayer d'anticiper à court et à moyen terme, quelle peut être l'évolution de la qualité des eaux du Konkouré suite à la mise en eau du barrage. Cela revient à évaluer le risque d'eutrophisation qu'encourt la future retenue, ainsi que les conséquences que cela peut avoir sur les écosystèmes aquatiques en amont et en aval de la retenue. Pour ce faire, nous utiliserons des modèles mis au point par des chercheurs de l'OCDE en 1982 (Organisation de Coopération et de Développement Economiques qui siège à Paris).

Après une présentation du processus d'eutrophisation et des modèles que nous allons employer dans cette étude, nous tenterons d'estimer le plus justement possible, les quantités de phosphore total contenues dans les différents compartiments qui vont être submergés par les eaux du barrage et qui vont réagir avec la colonne d'eau. Du fait de la difficulté à estimer un certain nombre de paramètres, nous nous limiterons à la prise en compte des paramètres suivants: phosphore total contenu dans la biomasse végétale, dans la litière, dans les sols et apporté par le fleuve.

Les résultats obtenus nous permettront alors de déduire les conséquences possibles de l'aménagement sur les écosystèmes aquatiques du Konkouré. Suivront ensuite quelques propositions de gestion qui pourront être utiles au gestionnaire de la retenue afin, soit d'éviter certains problèmes qui risquent de survenir, soit de les combattre et de les minimiser. Pour terminer, nous émettrons en fonction des résultats de la prévision, une critique du protocole de suivi de l'impact du barrage de Garafiri. Celui-ci a déjà été défini et ce pour les quatre années qui suivent la mise en eau du barrage.



- LEGENDE :**
-  Bassin versant de Garafiri
 -  Route principale asphaltée
 -  Route secondaire en latérite
 -  Station hydrométrique existante
 -  Station hydrométrique à réactiver ou à installer
 -  Poste pluviométrique en projet ou à réhabiliter
 -  Station climatologique en projet ou à réhabiliter



REPUBLIQUE DE GUINEE
MINISTÈRE DE L'ENERGIE ET DE L'ENVIRONNEMENT

AMENAGEMENT HYDROELECTRIQUE DE GARAFIRI SUR LE KONKOURÉ
- SUIVI DU BASSIN VERSANT -

PLAN DE SITUATION
DU PROJET GARAFIRI

Date: Mars 95	Echelle: 1/500 000	Dessiné: M.H.	Vérifié: G.P.
COYNE ET BELLIER Bureau d'Ingénieurs Conseils - PARIS - BOUYVILLE - FRANCE			AFFAIRE N° 307 21 022 Fig N° 2

Figure 1: bassin-versant de Garafiri et plan de situation du barrage.

Source : Carte Guinée - IGN. 1/1 000 000

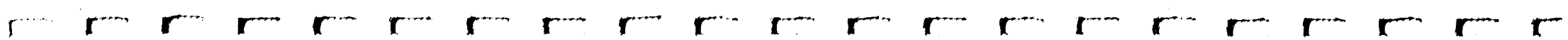


Tableau I: Variations de la capacité du plan d'eau possibles (d'après EDF- COYNE ET BELLIER).

Capacité du plan d'eau	normale (alt. 350 m)	minimale (alt. 328 m)	maximale (alt. 353 m)
Superficie du lac (en km ²)	91	31	97
Capacité (en hm ³)	1620	322	1900

Nous pouvons grâce à ces données, calculer la profondeur moyenne (\bar{Z}) de la retenue qui est donnée par la formule suivante:

$$\bar{Z} = V_0/A_0$$

V_0 étant le volume du lac à sa cote moyenne;

A_0 la superficie du lac à cette même cote.

La profondeur moyenne est d'environ **18 m**. Pour ce qui est de l'usine hydroélectrique, la puissance installée sera de 75 MW (3 groupes de 25 MW chacun) pour une production annuelle moyenne de 265 GWh/an et une production garantie de 223 GWh/an. Ce qui permettra d'alimenter en continu les sites d'exploitation de la bauxite et la ville de Conakry et ainsi diminuer voire éliminer les nombreuses coupures de courant qui se produisent quotidiennement.



Figure 2: vue d'ensemble sur le barrage de Garafiri à la cote 325 m (juillet 1998). Celui-ci devant atteindre à la fin des travaux la cote 355 m.

1-3-Schéma de gestion envisagé:

La mise en eau de la retenue est prévue pour la prochaine saison des pluies. Elle devrait démarrer dans le meilleur des cas vers le mois de mai 1999 et se terminer à la fin de la saison des pluies de la même année, c'est à dire vers les mois d'octobre-décembre 1999. En cas d'année pluvieuse voire normale en terme de pluviométrie, la retenue sera vraisemblablement remplie en une saison des pluies. En cas d'année sèche, il faudra deux saisons, ce qui retardera d'autant la mise en route de la centrale hydroélectrique et donc la production d'énergie.

Durant toute cette période de remplissage, le débit réservé sera réduit au minimum, soit aux alentours de **20 m³/s**, voire moins s'il n'y a pas de contre-indication. Les gestionnaires de la retenue se justifient de cette décision en disant que durant l'étiage, les débits naturels sont très faibles et que les espèces arrivent tout de même à survivre. Mais ce problème ne rentre pas dans le cadre de cette étude.

Après la phase de remplissage de la retenue, les débits passant dans la rivière seront principalement constitués par les débits turbinés par l'usine. Ceux-ci pourront atteindre les valeurs extrêmes suivantes: **30 m³/s** lorsque ne fonctionne qu'un seul groupe à puissance minimale et **160 m³/s** lorsque fonctionnent les trois groupes à puissance maximale. Les débits turbinés (0,5 fois à 2,25 fois les débits moyens naturels) seront fonction des besoins du moment en énergie électrique et de la hauteur d'eau du barrage. L'eau turbinée sera prélevée au niveau d'une tour de prise, celle-ci ayant l'avantage de pouvoir varier le niveau de captage des eaux. Ce qui peut être très intéressant pour la gestion du barrage.

2- Caractérisation écologique du bassin-versant du Konkouré:

2-1 Facteurs abiotiques:

2-1-1 Le climat:

Le climat de la région concernée par le barrage est typiquement un climat de type **tropical de transition**. Celui-ci se caractérise par une température moyenne annuelle élevée de 24,4°C sur le site de Garafiri (celle-ci varie peu au cours de l'année avec un maximum en avril et un minimum en août) et une pluviométrie annuelle importante voire très importante (2060 mm par an pour le cas de Garafiri), concentrée sur une seule saison humide ou "hivernage" (du début mai à la fin octobre).

Au cours de cette période, la mousson engendre des précipitations importantes. Ce sont 60% des pluies qui tombent sur une courte période de 3 mois: juillet, août et septembre. Durant la saison sèche (du début novembre à la fin avril), il ne pleut pratiquement pas, à l'exception de quelques pluies d'orage pendant les mois de transition d'avril et de novembre (on observe 4 mois de pluviométrie inférieure à 50 mm).

Ces fluctuations climatiques sont conditionnées essentiellement par la circulation et l'oscillation de deux masses d'air (Cf. figure 3):

- l'harmattan qui est un courant d'air tropical sec et très chaud venant du Sahara en hiver (saison sèche). Sa direction générale est nord-est. Celui-ci est dû à l'anticyclone saharien qui occupe une position centrée sur le 30^{ème} parallèle.

- la mousson qui est une masse d'air équatoriale maritime, humide, instable et plutôt fraîche en été (saison des pluies). Sa direction générale est sud-est.

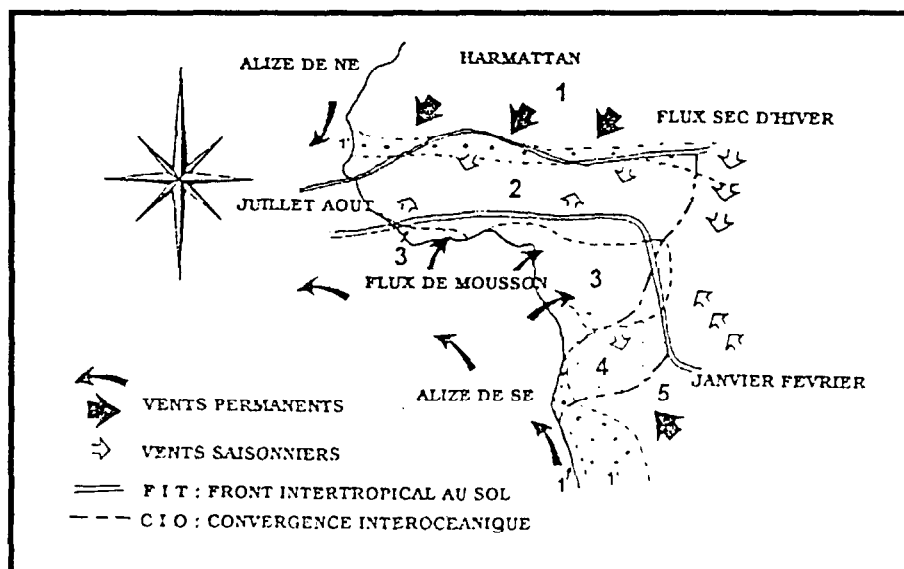


Figure 3: Schéma des principaux flux de masses d'air en Afrique de l'Ouest et Centrale à deux périodes différentes de l'année (d'après MAHE, 1993).

La zone instable de contact entre ces deux masses d'air est appelée le Front Inter Tropical (FIT). Le déplacement de ce FIT suit un mouvement de bascule. De novembre à avril, le FIT est localisé au sud (environ 5° N), d'où une dominance d'air continental sec (Harmattan). Par la suite, le FIT "migre" vers le nord et atteint sa limite septentrionale (environ 20° N) en juillet-août. Enfin vers septembre, le FIT redescend vers le sud pour atteindre sa limite méridionale en mars. Ce sont ces déplacements qui conditionnent le climat de toute cette région.

2-1-2 Géologie et pédologie:

La morphogenèse de cette région du sud-ouest du Fouta-Djalou est assez complexe. Le socle granitique précambrien a été recouvert par des séries sédimentaires d'âge primaire (grès et schistes). L'ensemble a été ensuite traversé localement par des intrusions éruptives basiques essentiellement doléritiques, induisant ainsi un métamorphisme de contact à l'origine de cornéennes (pour les roches plus argileuses) et de quartzites (pour les roches plus siliceuses). Toutes ces roches (éruptives, métamorphiques ou sédimentaires) ont ensuite subi des mouvements

tectoniques et d'érosion qui sont à l'origine des paysages faillés et en gradins que l'on peut observer à l'heure actuelle.

Au cours du tertiaire, toute cette région va être affectée par une **latérisation** intense et la formation d'une couverture épaisse de matériaux comportant différents niveaux d'accumulation et de cuirasses ferralitiques. Ce processus ne peut avoir lieu que dans des régions comme celle-ci, où saisons sèches et saisons humides s'alternent régulièrement (forts contrastes saisonniers) permettant ainsi l'altération pratiquement complète des minéraux primaires (sauf le quartz). Des phases d'érosion intense ont ensuite décapé une partie de ces matériaux, faisant apparaître la cuirasse ferralitique en surface.

Cette morphogenèse complexe a largement conditionné la distribution et les caractéristiques des sols de cette zone. Schématiquement, on trouve trois grands types de sols plus ou moins évolués:

- les **lithosols** fortement érodés et appauvris en éléments nutritifs (dont le phosphore), situés dans les zones de plateaux (bowés) où prédominent les cuirasses ferralitiques;
- les **sols ferralitiques** des versants et des coteaux de vallée (pentes de 10 à 30%). Ce sont généralement des sols argilo-limoneux profonds, voire très profonds et dont la pauvreté en phosphore est bien connue (BOYER, 1982);
- les **sols alluviaux** peu profonds de fond de vallée et globalement plus riches en éléments nutritifs que les deux types de sols précédents.

2-1-3 Hydrologie et hydrochimie:

L'ORSTOM a réalisé depuis 1988 de nombreuses mesures hydrométriques le long du Konkouré et notamment en aval du site du barrage de Garafiri. Les stations limnimétriques (Cf. annexe 1) sont soit lues par des observateurs locaux, soit elles sont équipées d'une plate-forme automatique PH 11 avec télébalise ARGOS. Ce qui est le cas de la station de Garafiri. Les observations faites sur la station de Garafiri sont ainsi assez complètes et dans l'ensemble d'assez bonne qualité (Cf. tableau II).

Tableau II: débits mensuels caractéristiques du Konkouré à Garafiri au cours de la période 1948-1995 en m³/s (d'après HYDROCONSULT INTERNATIONAL, 1996).

	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Moy.
Moy.	12.4	6.9	2.8	1.4	1.5	9.9	89.2	266.0	231.0	138.0	62.5	25.2	70.9
Max.	25.4	15.8	6.1	7.6	4.6	19.8	189.0	485.0	401.0	299.0	127.0	52.6	114.0
Min.	6.7	2.7	0.5	0.1	0.2	2.5	38.4	106.0	110.0	57.2	28.2	14.2	40.1

A l'aide de ces données, nous pouvons tracer l'hydrogramme du Konkouré au niveau du site de Garafiri (Cf. figure 4), ce qui nous donne une image plus parlante des conditions hydrologiques locales.

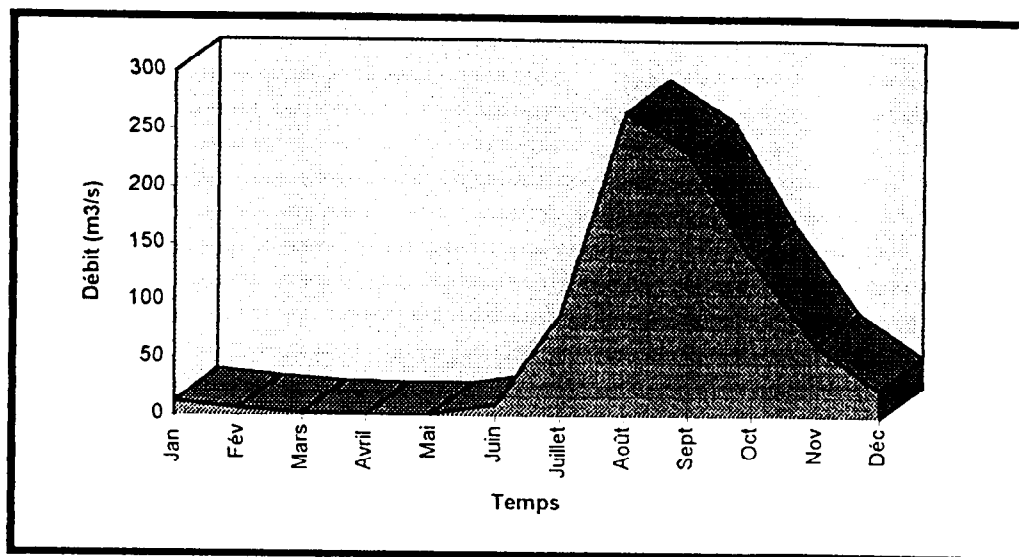


Figure 4: hydrogramme du Konkouré au niveau du site de Garafiri (d'après HYDROCONSULT, 1996).

On constate donc qu'une grande partie des écoulements et donc des précipitations ont lieu lors d'une courte période allant *grosso modo* de juillet à octobre. Le module (débit moyen annuel) est de 70,9 m³/s ce qui représente un apport moyen annuel en eau de 2238 hm³. On peut alors calculer le temps de séjour moyen des eaux ($T(w)$) à partir de la formule suivante:

$$T(w) = V_0 / Q_y$$

V_0 étant le volume de la retenue à sa cote normale (1620 hm³);

Q_y étant le débit de sortie moyen annuel du lac (2238 hm³).

Dans le cas présent, le réservoir aura un temps de séjour de 0,72 an. C'est à dire qu'il renouvellera ses eaux environ 1,4 fois par an ($\rho = 1/T(w)$) et que l'eau séjournera dans le réservoir approximativement 8,7 mois. C'est une donnée très importante car elle conditionnera en partie la qualité des eaux du lac: un temps de séjour court induira une circulation des nutriments et un nettoyage de la retenue rapide, ce qui permet de minimiser les risques d'eutrophisation au sein de la retenue.

La station du Pont de Téliméié est également très intéressante. Elle nous renseigne sur les apports en eau d'un affluent important du Konkouré qu'est la Kakrima. La confluence de ces deux cours d'eau se situe à une cinquantaine de kilomètres en aval de Garafiri. A cet endroit, la surface

de bassin-versant drainé est de 10250 km² et le module est de 249 m³/s (soit environ 3,5 fois le module de Garafiri; HYDROCONSULT, 1996).

Les données hydrochimiques sont quant à elles peu nombreuses. Le BCEOM (1990) a toutefois réalisé un certain nombre d'analyses dont voici les résultats:

- pH: 6,2
- Conductivité: 40 µS/cm
- Nitrates (NO₃⁻): 6,1 mg/l
- Phosphates (PO₄³⁻) < 0,1 mg/l.

Les eaux du Konkouré sont donc légèrement acides, **faiblement minéralisées** et **présentent une carence en phosphore**. On peut en déduire *a priori* que le phosphore sera le facteur limitant pour le développement du phytoplancton dans la future retenue. Pour ce qui est de l'oxygène dissous, nous ne disposons que de peu de données et sur une courte période. Celles-ci sont le résultat d'une de nos missions de terrain (début juin).

Ces données nous donnent toutefois une idée de la quantité d'oxygène dissous après l'étiage, c'est à dire à la période où le Konkouré est peu turbulent et où les eaux sont relativement stagnantes. Il en ressort que les eaux du Konkouré sont moyennement à faiblement oxygénées dans les zones à faible courant (3,11 mg/l à la station K2; 2,25 mg/l en amont du barrage) et bien oxygénées au niveau des rapides (6,70 mg/l sur le site de Badera).

2-2 Facteurs biotiques:

2-2-1 La flore guinéenne:

On distingue principalement trois types de formations végétales:

La forêt-galerie:

Les forêts-galeries sont celles qui longent les cours d'eau. Elles sont fréquemment réduites à un rideau d'arbres le long de chaque berge. La densité et la hauteur de végétation seront fonction du cours d'eau et de son assèchement plus ou moins rapide en saison sèche. Ainsi, certaines galeries auront une largeur de 20-30 m voire d'avantage, et d'autres ne feront que 2 à 3 m, voire elles disparaîtront complètement. Le projet Garafiri comprend au total 146 km de rives, soit environ 425 ha de forêt-galerie (DUCENNE, communication personnelle) ce qui représente 5 % de la superficie ennoyée (zone déboisée non comprise, soit 8500 ha).

Ces formations sont pluristratifiées:

- une strate supérieure non recouvrante (recouvrement moyen de 10%);
- une strate moyenne dont le recouvrement est cette fois-ci relativement important (70%) et qui est constituée par de nombreux palmiers à huile (*Elaeis guineensis*);
- une strate inférieure constituée d'arbustes et de plantes herbacées. Celle-ci a un

recouvrement approximatif de 30%;

- de nombreuses lianes unissent les strates supérieures et il y a peu d'épiphytes.



Figure 5: forêt-galerie dense longeant le fleuve Konkouré.

Cette formation est donc globalement très productive (Cf. figure 5) et contient en terme de biomasse, **350 tonnes en moyenne de matières sèches par hectare**, dont **10%** de biomasse foliaire et ramures fines (FOURNIER, 1983; PETIT, 1990; RAMADE, 1993). Il est important de bien séparer les deux types de biomasses (feuillage et bois), car leur cinétique de dégradation dans l'eau seront très différentes. En effet, alors qu'il suffit de quelques semaines pour dégrader les feuillages et les ramures fines, il faudra plusieurs années pour décomposer le bois très riche en lignine et donc difficilement dégradable.

la savane dite "guinéenne":

La savane guinéenne anciennement occupée par la forêt dense mésophile s'étend principalement sur les pentes entre rivière et bowé (plateau). Elle totalise pour le cas de Garafiri environ **6000 ha**, soit approximativement 70 % de la surface totale (DUCENNE, communication personnelle). La strate arborescente représente un recouvrement moyen d'à peine 10%, alors que le recouvrement de la strate arbustive est de 30%. Le recouvrement du tapis herbacé varie de 40 à 70%. Les espèces lianescentes sont moyennement représentées et il n'y a pas d'épiphytes.

En ce qui concerne la biomasse végétale composant ce type de formation, elle est en moyenne de 65 t MS/ha (PETIT, 1990; RAMADE, 1993). D'après Heinrich (1985), il semblerait que le pourcentage relatif de feuillage et de brindilles soit sensiblement le même que celui de la forêt-galerie, soit environ 10%.

la savane herbeuse:

La savane herbeuse est caractérisée par l'absence ou la rareté des arbres et des arbustes. Ce type de végétation est généralement localisé sur les plateaux cuirassés ou *bowé* (pluriel de *bowal* en peuhl qui désigne les affleurements de cuirasse ferrugineuse). En effet, lorsque la cuirasse affleure ou est très proche de la surface, il ne peut s'y développer que des espèces de petit port (graminées de la famille des poacées principalement). C'est ce que l'on désigne sous le terme d'édaphoclimax ou climax stationnel. C'est à dire que le type de formation végétale n'est pas déterminé uniquement par les conditions climatiques, mais surtout par les conditions pédologiques (lithosol).

La strate arbustive peut constituer jusqu'à 30% du recouvrement moyen, tandis que la strate herbacée basse représente 70% du recouvrement moyen. La surface totale occupée par cette formation, agrosystèmes inclus (ces deux systèmes étant comparables en terme de biomasse), est de 2125 ha, soit environ 25% de la surface totale (DUCENNE, communication personnelle). La quantité de biomasse à l'hectare est de 10 tonnes de matières sèches (RAMADE, 1993).

Schéma de synthèse:

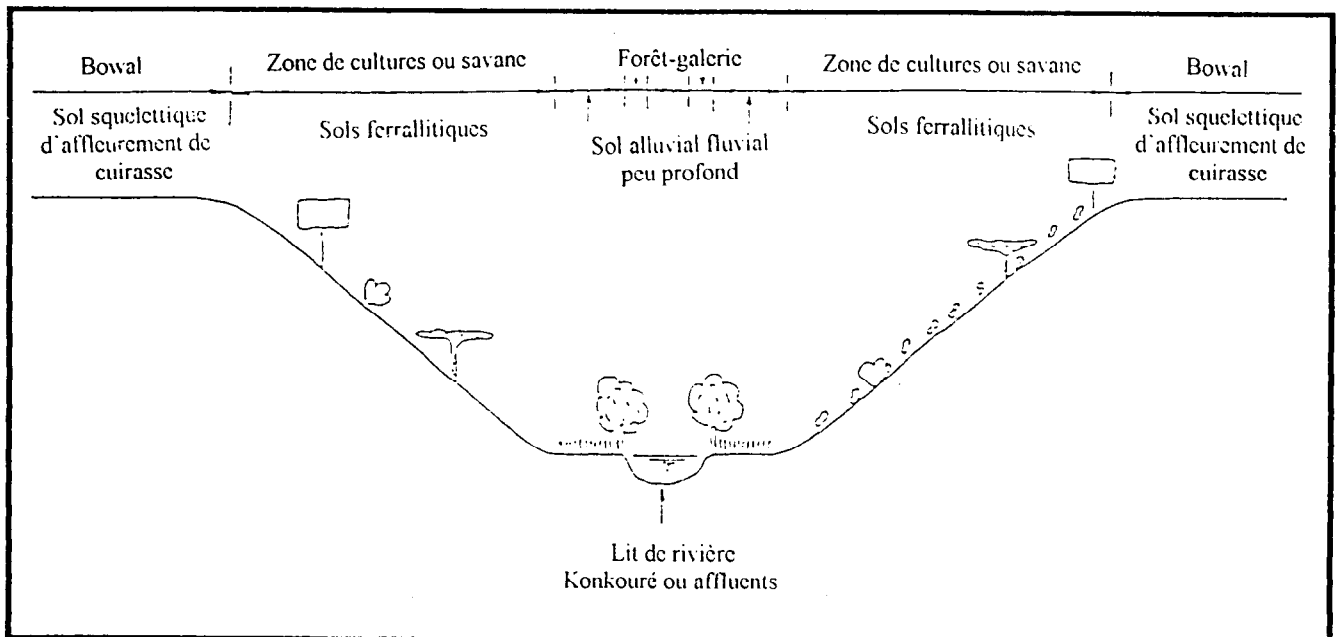


Figure 6: schéma général des formations végétales présentes dans les vallées du Konkouré et de ses affluents (d'après BCEOM, 1994).

Espèces toxiques:

Il a déjà été répertorié une **vingtaine** d'espèces toxiques sur la partie de bassin-versant qui va être submergée par les eaux de la future retenue. (Cf. annexe 2). Ces espèces risquent de nuire à la qualité des eaux de par la mise en solution des composés toxiques qu'elles contiennent.

C'est le cas par exemple du **téli** (*Erythrophleum guineensis*) qui est une césalpinacée de grande taille (15 à 35 m de haut) et dont le houppier est assez imposant. Cette espèce est fréquente dans les zones humides telles que les forêts-galeries. La plante entière et principalement l'écorce de cette espèce contiennent un composé actif très toxique pour la plupart des animaux vertébrés. Il s'agit d'un alcaloïde (l'érythrophléine) dont les propriétés sont comparables à celles de la digitale. Autrefois les populations locales utilisaient cette plante pour confectionner un poison destiné au bétail étranger qui pénétrait dans les champs de mil (BERHAUT, 1975).

Il est à noter que lors d'une de nos missions, nous avons pu observé la présence d'un grand nombre de télis sur le site dit de "Siguiri". C'est là un problème intéressant – d'autant plus que la retenue a également une vocation piscicole - qui nécessiterait une étude à part entière. Nous ne pourrions malheureusement approfondir le sujet au cours de la présente étude du fait du manque de temps et de l'ampleur du travail que cela représente.

Déboisement de la retenue:

Il est prévu de déboiser une partie de la retenue, en l'occurrence **700 ha** répartis en différents lots (Cf. annexe 3). Cela représente approximativement **8%** de la surface totale du bassin-versant ennoyée. Les objectifs de ce déboisement - encore que très contestables - sont d'une part de diminuer la quantité de matière organique afin de minimiser le processus d'eutrophisation et la production d'hydroxyde sulfuré (produit corrosif vis-à-vis des ouvrages, H_2S étant oxydé en présence d'eau et forme de l'acide sulfurique H_2SO_4) et d'autre part de créer des zones où l'on pourra pratiquer la pisciculture sans entrave (accrochage des filets dans les branchages des arbres morts par exemple).

Le premier objectif est effectivement contestable dans la mesure où la destruction d'environ 8% de la biomasse végétale risque d'avoir un impact très minime quant à l'amélioration de la qualité des eaux. La mise en eau n'ayant pas lieu aussitôt après le déboisement, la végétation aura le temps de recoloniser le milieu et qui plus est, les jeunes plants sont plus riches en éléments minéraux que les plants d'un certain âge. Par ailleurs, ces quatre lots ont été définis par rapport à deux critères: la facilité d'accès et une largeur importante de la retenue pour une bonne pratique de la pisciculture. Il n'a nullement été pris en compte la présence ou l'absence d'espèces d'arbres toxiques et leur impact sur les piscicultures.

2-2-2 La faune:

Ne perdons pas de vue l'objectif de notre étude: il s'agit d'évaluer - aussi justement que possible - l'impact du barrage sur la qualité des eaux et donc sur les écosystèmes aquatiques.

Les peuplements de la microfaune aquatique ou qui dépendent à un stade ou à un autre du milieu aquatique (arthropodes notamment), seront directement bouleversés par la création d'un réservoir (passage d'un milieu lotique à un milieu lentique). Seulement à l'heure actuelle, très peu d'études ont concerné ce type de peuplements sur le fleuve Konkouré.

D'autres espèces aquatiques ou semi-aquatiques appartenant aux classes des amphibiens, des reptiles et des mammifères, peuplent également le fleuve. Je n'ai pu trouver aucun inventaire les concernant. En l'absence de données suffisantes sur ces différents groupes, nous traiterons principalement de l'ichtyofaune.

Avec **88 espèces de poissons** recensées (espèces marines, mixtes et dulçaquicoles; ORSTOM, 1994), le Konkouré présente la richesse spécifique la plus importante des bassins-versants atlantiques. Parmi ces 88 espèces, il existe **neuf espèces endémiques** (PAUGY et al., 1994; Cf. annexe 4). Les espèces migratrices seront parmi les plus touchées par le projet (barrière physique constituée par le barrage). Toutefois, d'après des études réalisées par l'ORSTOM, il semblerait qu'elles soient peu nombreuses dans le Konkouré.

Une étude menée conjointement par l'ORSTOM et le CNSHB (Centre National de des Sciences Halieutiques de Boussourah, Guinée) a démontré que les espèces se répartissent le long du cours d'eau essentiellement en fonction de la vitesse du courant et de la hauteur d'eau, et dans une moindre mesure en fonction de la granulométrie. On peut donc distinguer 4 grandes catégories d'espèces de poissons:

- les espèces rhéophiles (d'eau courante) telles que *Chiloglanis occidentalis*, *Amphilius kakrimensis*, *Nannocharax fasciatus*...
- les espèces à tendance rhéophile telles que *Brycinus longipinnis*, *Mastacembelus sp*, *Barbus macrops*...
- les espèces à tendance lénitophile (d'eau calme): *Hemichromis fasciatus*, *Ctenopoma kingsleyae*, *Brienomyrus brachyistius*...
- les espèces lénitophiles comme *Epiplatys sp.*, *Kribia kribensis*...

Les espèces spécialistes se rencontrent principalement chez les espèces rhéophiles. Inféodées à certains types de milieux, elles pourront nous être utiles pour déterminer des modifications du milieu en terme de qualité des eaux. Ce sont les espèces dites « indicatrices » dont nous reparlerons ultérieurement.



DEUXIEME PARTIE: IMPACTS DU PROJET SUR LA QUALITE DES EAUX DU KONKOURE

L'étude de l'évolution de la qualité de l'eau est intimement liée à la compréhension des processus de décomposition de la matière organique. Afin d'étudier cette évolution et d'évaluer l'impact du barrage de Garafiri sur la qualité des eaux du Konkouré, nous allons employer des modèles mis au point en 1982 par les chercheurs de l'OCDE. Ceux-ci ont été conçus pour aider à mieux quantifier la relation entre la charge nutritive des eaux (phosphore notamment) et leur réaction trophique.

On peut donc grâce aux modèles de charge nutritive, conférer une valeur générale au comportement statique moyen des lacs en réponse à des apports de matières fertilisantes (en l'occurrence le phosphore total = P-total) et donc prévoir à court terme (1 an) s'il y a ou non risque d'eutrophisation des eaux. Mais qu'est-ce que l'eutrophisation des eaux?

1- Description du processus d'eutrophisation:

1-1 Un phénomène naturel:

L'eutrophisation est effectivement un phénomène qui a lieu naturellement dans toutes les eaux riches en éléments nutritifs. Toutefois, il peut être amplifié par des actions d'ordre anthropique comme c'est le cas pour la future retenue de Garafiri. On parle parfois alors d'eutrophication.

Ce phénomène se caractérise essentiellement par un enrichissement excessif des eaux en substances nutritives telles que le phosphore et l'azote, éléments moteurs de ce processus. Cette augmentation de la fertilité des eaux du réservoir a pour conséquence la prolifération du phytoplancton et l'apparition dans des cas extrêmes de fleurs d'eau.

D'autres symptômes tels que la désoxygénation en profondeur (due à la décomposition de la matière organique), la suroxygénation en surface (due à la production d'oxygène par le phytoplancton), la présence d'odeurs nauséabondes ou la forte croissance de plantes aquatiques, peuvent également apparaître.

1-2 Description détaillée du processus:

1-2-1 Enrichissement des eaux:

Pour que le processus d'eutrophisation puisse avoir lieu, il faut des eaux chargées en éléments nutritifs tels que le phosphore et l'azote. Or, vues les quantités de phytomasse qui vont

être immergées et compte tenu du relargage d'éléments issus des sols qui risque de se produire, l'enrichissement des eaux de la future retenue de Garafiri en nutriments va probablement être significatif et permettre ainsi la mise en place de ce processus.

1-2-2 Développement du phytoplancton:

L'enrichissement excessif en éléments nutritifs va permettre le développement de tout un cortège d'organismes et notamment du phytoplancton. Nous n'avons malheureusement à l'heure actuelle aucune information concernant les différentes espèces que l'on peut rencontrer dans le Konkouré. Cette explosion démographique est caractérisée par le développement d'un nombre restreint d'espèces avec de très nombreux individus par espèce, et peut donner lieu à l'apparition de fleurs d'eau.

Les fleurs d'eau que l'on observe généralement sont constituées principalement de microalgues appartenant aux groupes des diatomées (genres *Melosira*, *Asterionella*, *Fragilaria*...; Cf. annexe 5) et des cyanobactéries (genres *Microsystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Aphanisomenon*...; Cf. annexe 5). Certaines espèces de chlorophytes appartenant aux genres *Scenedesmus* et *Pediastrum* peuvent également se développer de façon excessive.

On assiste alors à une surcroissance de la biomasse globale, accompagnée d'une sursaturation du taux d'oxygène dans l'épilimnion (couche superficielle; Cf. figure 7). Parallèlement, la sédimentation permanente et importante des algues en phase de sénescence et/ou létale ainsi que l'oxydation de la matière organique autochtone, provoquent un appauvrissement en O_2 dans l'hypolimnion (couche profonde) du fait de l'activité bactérienne qui ne cesse d'augmenter.

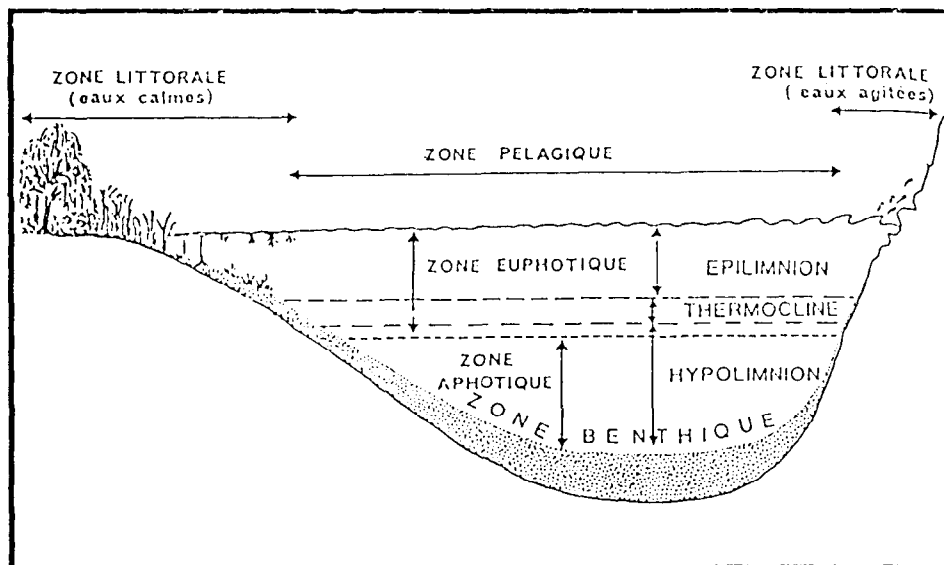
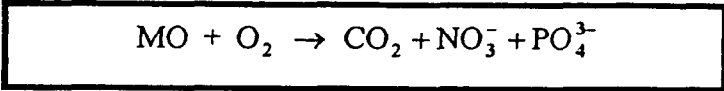


Figure 7: zonation spatiale d'un lac profond (d'après POURRIOT et MEYBECK, 1995).

1-2-3 Décomposition de la matière organique:

La matière organique issue de la phytomasse immergée et du phytoplancton est décomposée par les bactéries hétérotrophes aérobies. Ces bactéries jouent un rôle essentiel dans le recyclage et les flux d'éléments nutritifs. Cette décomposition se produit en milieu aérobie et est fortement consommatrice d'oxygène dissous:



Au fur et à mesure que le taux d'oxygène dissous et que le potentiel d'oxydoréduction diminueront, les bactéries hétérotrophes aérobies seront remplacées par des bactéries hétérotrophes anaérobies. Il se produira alors une série de réactions qui suivront l'ordre suivant (Cf. figure 8):

- NO_3^- et NO_2^- seront réduits en azote gazeux ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NH}_4^+ \rightarrow \text{N}_2$);
- puis seront réduits les composés manganiques ($\text{Mn}^{4+} \rightarrow \text{Mn}^{2+}$);
- les composés ferriques ($\text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{Fe}^{2+}$);
- les sulfates ($\text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{H}_2\text{S}$);
- et enfin la réduction du CO_2 (ou méthanogénèse) qui conduit à la formation de méthane (CH_4).

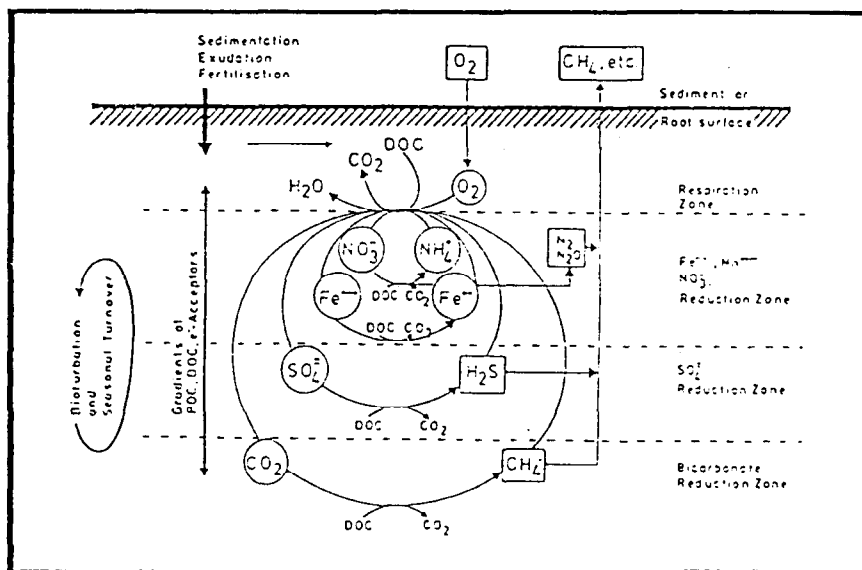


Figure 8: différenciation des réactions chimiques en fonction du potentiel d'oxydoréduction dans un écosystème aquatique lacustre (d'après GALY-LACAUX, 1996).

La méthanogénèse pour avoir lieu, nécessite des potentiels d'oxydoréduction très bas (inférieurs ou égaux à -330 mV). En outre, certains des composés issus de la dégradation anaérobie de la matière organique, sont plus ou moins toxiques et plus ou moins corrosifs. C'est le cas de l'ion ammonium (NH_4^+), du méthane (CH_4) et surtout de l'hydrogène sulfuré (H_2S), agent très corrosif pour les ouvrages.

Il est possible d'avoir une idée de la diminution d'oxygène dissous au niveau de l'hypolimnion grâce à des équations (OCDE, 1982) qui lient le déficit hypolimnique quotidien en oxygène dissous par unité de surface, à la charge en phosphore:

$$\Delta O_2 \cong 0,1 \left[\frac{[\bar{P}]_T}{(1 + \sqrt{T(w)})} \right]^{0,55}$$

ΔO_2 = déficit hypolimnique quotidien en oxygène dissous par unité de surface (g O₂/m²/j);

$[\bar{P}]_T$ = concentration moyenne en phosphore des flots entrant dans le lac (mg/m³);

T(w) = temps de séjour des eaux (an).

En considérant l'hypothèse que la concentration moyenne annuelle en phosphore des flots entrant dans la retenue soit de 150 mg/m³ et T(w) = 0.72 (cas d'une eau eutrophe), on peut en déduire que la consommation en oxygène dissous par m² et par jour sera de 1.12 g, soit 1120 mg. Si la concentration des flots entrant dans la retenue de Garafiri était supérieure ou égale à 150 mg/m³, il est à craindre que des conditions anaérobies prévaudront assez rapidement dans le fond de la retenue, ceci d'autant plus que les eaux du Konkouré sont faiblement à moyennement oxygénées (du moins durant l'étiage).

Du fait des conditions anaérobies qui peuvent régner dans le fond, le dernier centimètre de sédiment habituellement recouvert par une fine microzone oxydée, devient un milieu réducteur. Cette microzone formait jusqu'alors une barrière chimique qui permettait l'adsorption des ions phosphates. Le phosphore qui était adsorbé par les hydroxydes ferriques et manganiques (réduction de Fe³⁺ et Mn⁴⁺ insolubles en Fe²⁺ et Mn²⁺ solubles), est alors relargué dans la masse d'eau, le rendant de nouveau assimilable par le phytoplancton (Cf. figure 9). On obtient ainsi un système fermé susceptible de "s'emballer" et difficilement contrôlable.

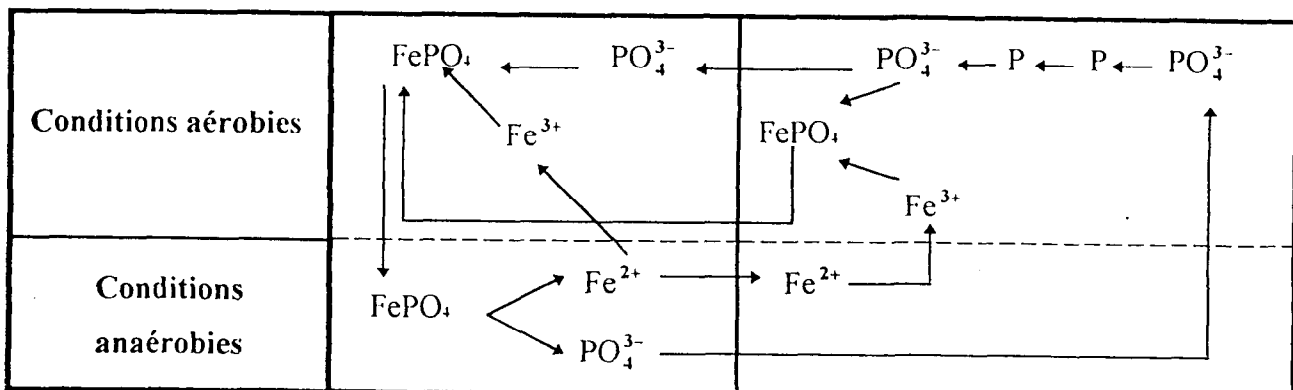


Figure 9: cycle du phosphore dans un lac en conditions aérobies et anaérobies (d'après KLAPPER, 1991; modifié).

1-2-4 Schéma de synthèse:

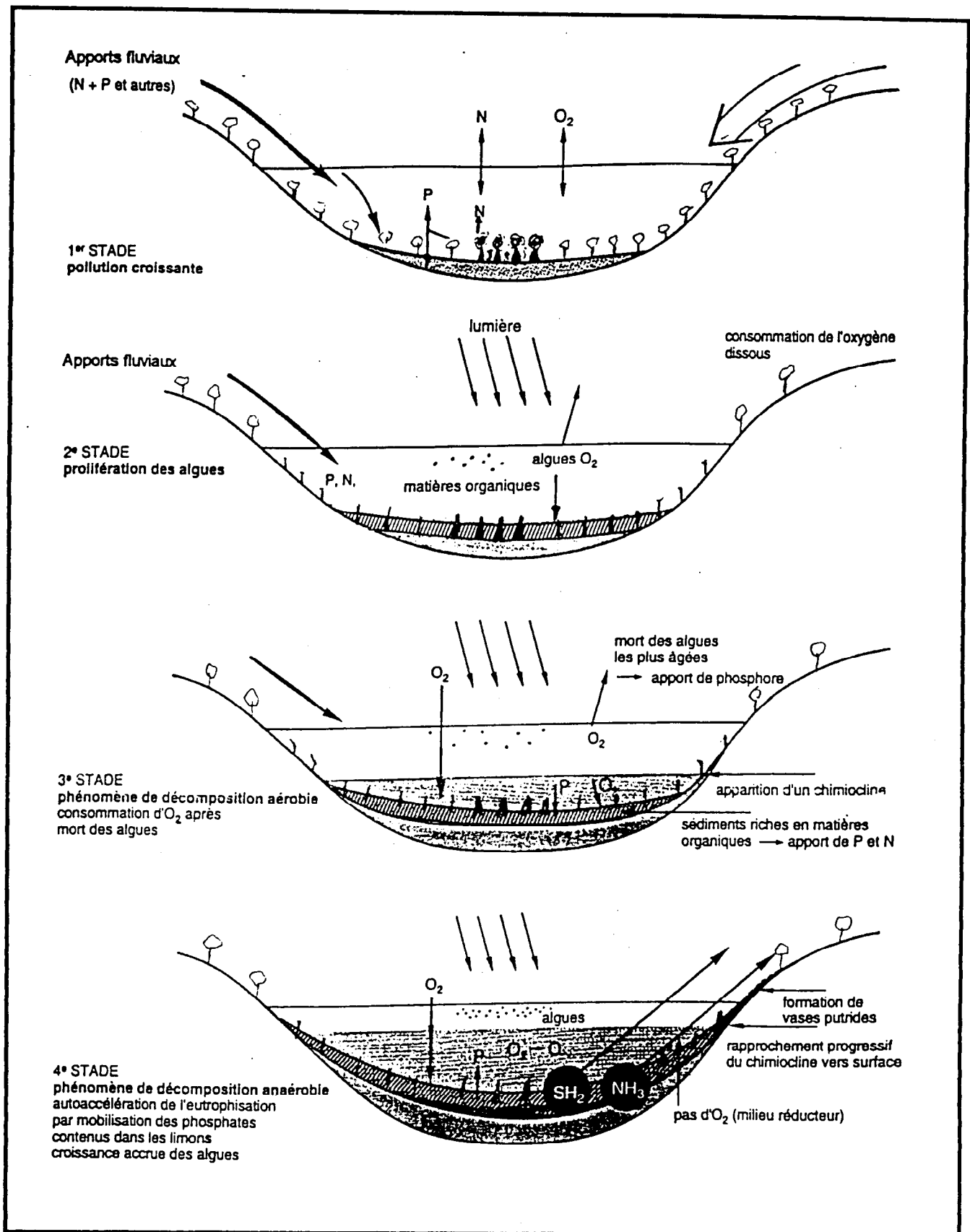


Figure 10: principales étapes intervenant dans le processus d'eutrophisation des eaux d'un lac (d'après RAMADE, 1993; modifié).

2- Présentation des modèles OCDE:

2-1 Généralités:

Le programme de l'OCDE consacré à l'eutrophisation a permis la création de modèles de prévision de la qualité des eaux. Ils s'appuient sur les données recueillies lors de quatre projets régionaux (étude de 150 lacs et réservoirs, tous en région tempérée) couvrant une vaste gamme de conditions climatiques. L'un de ces projets a d'ailleurs été consacré à l'étude des réservoirs et des lacs artificiels, ce qui nous permet de justifier l'utilisation de ces modèles, tant pour les lacs naturels que pour les réservoirs artificiels (cas du futur réservoir de Garafiri).

La question qu'il est alors légitime de se poser est: ces modèles sont-ils applicables aux régions tropicales, alors que les étendues d'eau qui ont été étudiées pour la réalisation de ces modèles, se situent dans les régions tempérées?

Il est vrai qu'il existe des différences notoires entre les lacs et réservoirs des régions tempérées et ceux des régions tropicales. Leur température annuelle est plus élevée (environ 25°C contre 10 à 15°C). Il n'existe pas de cycle de gel et dégel sous les tropiques, ce qui permet une production de biomasse végétale continue tout au long de l'année et donc une productivité des lacs et réservoirs tropicaux plus élevée que celle des plans d'eau tempérés. En outre, à l'inverse des régions tempérées où le phosphore est souvent le facteur limitant pour le développement du phytoplancton, c'est plus généralement l'azote qui joue ce rôle dans les régions intertropicales. Nous avons pu voir au § 2-1-3 que ce n'était pas le cas des eaux du Konkouré.

Malgré ces quelques différences d'ordre fonctionnel, J.A THORNTON et WALMSLEY (1982) et V.H. SMITH (1984), *in* RYDING & RAST, 1993, ont observé que ces types de modèles, basés sur les flux de phosphore, semblent être adaptés aux lacs et réservoirs des milieux tropicaux car la distinction entre ces deux types d'écosystèmes est basée principalement sur des différences quantitatives et temporelles plutôt que qualitatives. Ces modèles peuvent donc être utilisés comme des outils valables de prévision pour le cas du barrage de Garafiri. Le suivi ultérieur de la qualité des eaux (sur 4 ans), permettra de juger de leur pertinence.

2-2 Elaboration des modèles:

D'une manière générale, un lac constitue un système ouvert. On peut décrire le comportement de ce système à partir d'une équation de bilan massique classique, qui permet de calculer la variation de la masse de matière accumulée dans un lac, au cours d'un intervalle de temps Δt (supposé égal à 1 an dans le rapport réalisé par l'OCDE):

$$\frac{\Delta M_\lambda}{\Delta t} = \sum (Q_i [\bar{M}]_i) - \sum (Q_\omega [\bar{M}]_\omega) - A_e F_e (M) + A_s F_s (M)$$

Avec:

$\frac{\Delta M_\lambda}{\Delta t}$ = bilan massique au cours de la période t de la matière M dans un lac λ ;

Q_i = volume du flot entrant i (m^3/s);

$[\bar{M}]_i$ = concentration moyenne du flot entrant i (mg/m^3) en matière M;

Q_ω = volume du flot évacué ω (m^3/s);

$[\bar{M}]_\omega$ = concentration du flot évacué ω (mg/m^3) en matière M;

A_e et A_s = surfaces respectives de l'hypolimnion et des sédiments;

$F_e (M)$ et $F_s (M)$ = flux positif et négatif de matière M, à travers ces surfaces ($mg/m^2/s$).

Toutefois, notre incapacité à mesurer précisément chaque terme, nous oblige à procéder à certaines simplifications et hypothèses que j'énoncerai ultérieurement. Après simplification des différents processus, les chercheurs de l'OCDE ont pu définir une équation empirique qui met en relation la concentration en phosphore des eaux d'arrivée et celle des eaux du lac, ceci en prenant en compte le temps de séjour des eaux:

$$[\bar{P}]_l = 1,55 \{ [\bar{P}]_E / (1 + \sqrt{TS}) \}^{0.82}$$

Avec:

$[\bar{P}]_l$ = concentration annuelle moyenne en phosphore total dans le lac (mg/m^3);

$[\bar{P}]_E$ = concentration moyenne en phosphore dans les apports hydriques annuels (mg/m^3) qui est égal à: L_p/Q_s ;

L_p = apport annuel de phosphore par unité de surface au cours d'une année = charge spécifique rapportée à la surface de la retenue A_0 ($mg/m^2/an$);

Q_s = débit spécifique = coef. de renouvellement * profondeur moyenne (m/an);

TS = temps de séjour des eaux (an).

2-3 Postulats de départ et limites des modèles:

2-3-1 Réservoir homogène:

La modélisation empirique de la charge en phosphore utilisée dans le cadre du programme de l'OCDE consacré à l'eutrophisation, repose sur la notion théorique de réacteur homogène et ignore les mécanismes internes du lac (stratification thermique notamment). Or, dans la plupart des cas, ce postulat ne se vérifie qu'en partie.

Les chercheurs de l'OCDE ont toutefois délibérément choisi ce type d'approche car elle autorise une application à un plus grand nombre de situations et de cas. « En conséquence, les relations ainsi établies servent davantage à décrire le comportement statique moyen d'un nombre étendu de lacs, que les caractéristiques particulières d'un lac donné » (OCDE, 1982).

2-3-2 Phosphore, facteur limitant:

Ces modèles reposent sur un autre postulat de départ assez contraignant: **le phosphore doit être le facteur limitant**. D'après les analyses chimiques des eaux du Konkouré effectuées au niveau de Garafiri par le BCEOM (1990), il semblerait que le facteur limitant soit effectivement le phosphore ($P < 0,1 \text{ mg/l}$). Ce qui nous autorise l'emploi de ces modèles dans le cas du barrage de Garafiri. L'application du programme de l'OCDE a montré en outre que « même quand une autre substance (azote) était occasionnellement ou durablement le facteur limitatif, on pouvait encore parfois, par des mesures appropriées, rendre au phosphore son rôle de facteur limitatif » (OCDE, 1982).

2-3-3 Complexité de la réponse trophique:

Les chercheurs de l'OCDE ont également fait fi (volontairement) du fait que la réponse trophique liée à une charge nutritive dépendait d'une interaction complexe de facteurs morphométriques (forme de la retenue), physiques (température, stratification...), chimiques (variations de l'oxygène) et biologiques (phytoplancton...). Il a été en effet nécessaire de simplifier certaines de ces relations fondamentales du fait de l'incapacité à l'époque de la mise en place du programme OCDE, de rendre compte de toutes les interactions possibles entre les différents paramètres.

2-3-4 Avertissements:

Considérant ces simplifications, il faut donc **interpréter les résultats avec beaucoup de parcimonie et de prudence** et ne pas se servir aveuglément et de manière rigide des généralisations effectuées dans le cadre de ces travaux. Ces modèles n'ont pas la prétention de prévoir avec exactitude les processus qui vont se mettre en place dans la retenue, mais ont pour but de décrire de façon approchée ce qui peut se dérouler à court terme (échelle de temps: 1 an). Les chercheurs ont donc procédé délibérément à ces simplifications afin d'explicitier au mieux les difficultés rencontrées.

Malgré ces limites, ces modèles restent un outil d'aide à la décision fort intéressant pour les gestionnaires de la retenue, car cela permet d'anticiper les problèmes qu'ils risquent de rencontrer par la suite (phénomène d'eutrophisation des eaux notamment). On peut ainsi adopter au préalable une stratégie de réduction de la charge nutritive, en fonction de l'utilisation envisagée pour le lac de barrage (production d'énergie électrique et pisciculture pour le cas de Garafiri) et éviter des surcoûts financiers non négligeables tels que les réparations des ouvrages corrodés ou la mortalité du poisson.

2-4 Résultats de l'application des formules OCDE:

Le diagramme ci-après (Cf. figure 11), fournit une synthèse des équations-types établies par l'OCDE et des indications sur la catégorie trophique probable de la retenue.

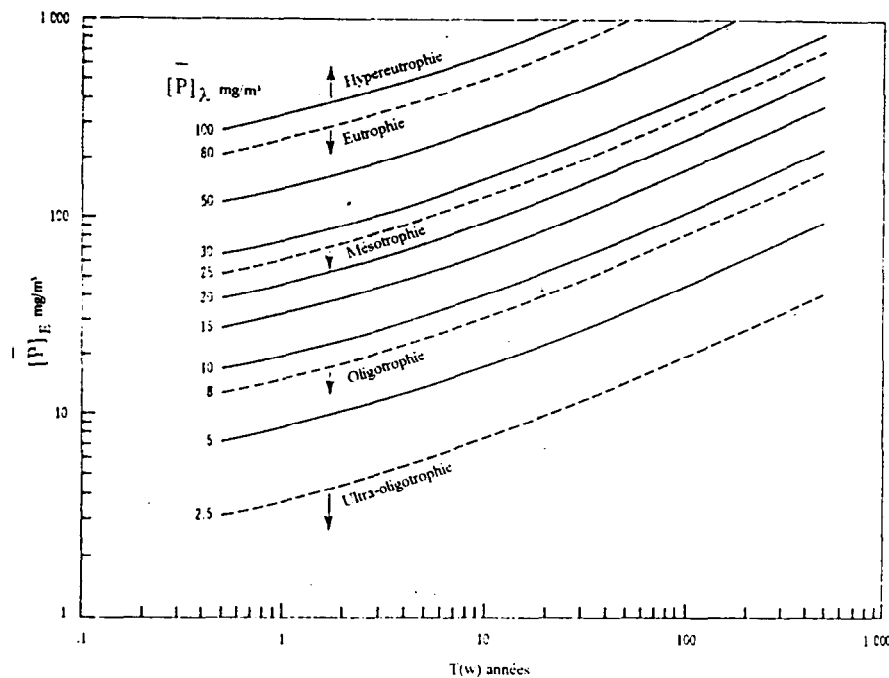


Figure 11: diagramme illustrant la relation entre la concentration moyenne annuelle en phosphore des flots entrant dans la retenue $[P]_E$, la concentration moyenne annuelle prévue des eaux du lac $[P]_L$, et le temps de séjour $T(w)$ (d'après OCDE, 1982).

A partir de ce diagramme, on peut donc prévoir à court terme (une année) les caractéristiques qualitatives de la future retenue (catégories trophiques). Mais il est encore plus pertinent de définir les caractéristiques de la retenue en termes probabilistes. C'est pourquoi les chercheurs de l'OCDE ont mis au point un graphique simple d'interprétation (Cf. figure 12) permettant de définir la probabilité qu'un lac se situe dans chacune des catégories trophiques suivantes:

- ultra-oligotrophie (très faible teneur des eaux en éléments nutritifs);
- oligotrophie (faible teneur des eaux en éléments nutritifs);
- mésotrophie (teneur moyenne en éléments nutritifs);
- eutrophie (forte teneur des eaux en éléments nutritifs);
- hypereutrophie (très forte teneur des eaux en éléments nutritifs).

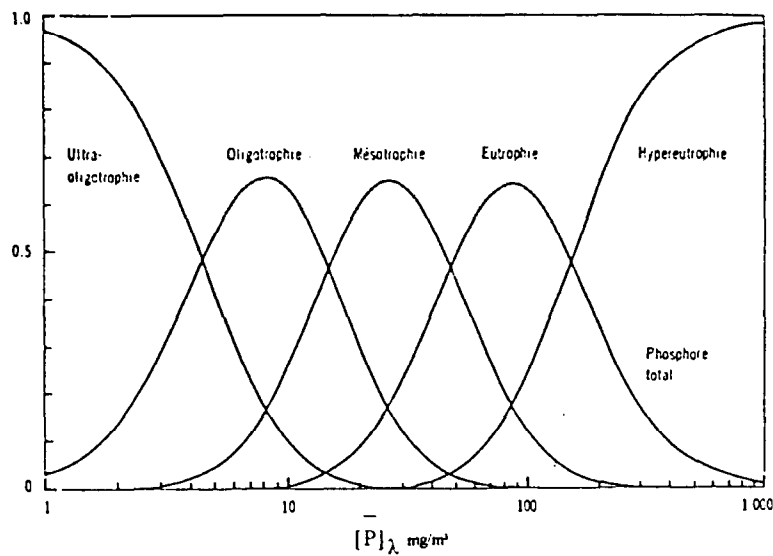


Figure 12: distribution probable des différentes catégories trophiques en fonction de la concentration moyenne annuelle en P-total des eaux d'un lac (d'après OCDE, 1982).

3- Méthodologie:

Comme je l'ai signalé précédemment, les modèles OCDE reposent essentiellement sur l'étude des **flux de phosphore (P-total)** qui vont transiter dans la retenue, afin de pouvoir calculer la concentration moyenne des eaux du lac et déduire la catégorie trophique probable de ce dernier. Ils ne prennent donc en compte que les charges externes (phosphore apporté par le cours d'eau) et non les charges internes (phosphore issu de la dégradation de la matière organique qui va être envoyée dans la retenue et du relargage du sol).

Il va donc falloir trouver une adaptation possible entre le cas de Garafiri et les modèles afin de pouvoir les appliquer. Pour ce faire, nous proposons de procéder de la façon suivante: considérer que l'apport continu en phosphore issu de la charge interne (dégradation de la phytomasse et relargage du sol progressifs) est assimilable à un apport fluvial. On peut alors dire que la concentration moyenne en phosphore des différents flots $[\bar{P}]_T$ est égale à:

$$[\bar{P}]_T = [\bar{P}]_E + [\bar{P}]_I$$

Dans cette relation, $[\bar{P}]_E$ représente la concentration moyenne en phosphore des eaux d'arrivée (apports fluviaux) et $[\bar{P}]_I$ représente la concentration moyenne du flot de phosphore issu de la charge interne (dégradation de la MO et sols). Or nous verrons ultérieurement que $[\bar{P}]_E \cong 0$. On obtient donc la relation suivante:

$$[\bar{P}]_T = [\bar{P}]_I$$

Afin de pouvoir utiliser les modèles OCDE il va donc falloir procéder à une modification de l'équation 2 du § 2-2. Il suffit simplement de remplacer le terme $[\bar{P}]_E$ par le terme $[\bar{P}]_I$. Ce qui nous donne l'équation suivante:

$$[\bar{P}]_A = 1,55 \{ [\bar{P}]_I / (1 + \sqrt{TS}) \}^{0.82}$$

D'où l'intérêt:

- 1- d'une estimation de la quantité de phosphore qui va être immergée par la future retenue, la plus juste et la plus pertinente possible;
- 2- d'une estimation correcte du rythme de décomposition de la M.O. et de relargage de phosphore dans les différents compartiments durant la première année après la mise en eau.

Afin de quantifier au mieux le P-total, on procédera à un découpage en plusieurs compartiments de la surface totale de bassin-versant concernée par la retenue:

- Compartiment 1: zone déboisée avant la mise en eau (environ 700 ha);
- Compartiment 2: zone que l'on pourrait qualifier de "naturelle" et qui est composée de la forêt-galerie, de la savane arborée claire et de la savane herbeuse (environ 8500 ha);
- Compartiment 3: le fleuve en amont.

Il s'agit donc de quantifier pour chacun des trois compartiments la quantité de phosphore apporté. J'appellerai **PT1**, le phosphore apporté par le premier compartiment; **PT2** le phosphore apporté par le deuxième compartiment... La quantité totale de phosphore qui sera envoyée dans la retenue (**PTR**) sera donc égale à:

$$PTR = PT1 + PT2 + PT3$$

Or: **PT1** = phosphore de la végétation issue de la régénération (PVR)

+ phosphore relargué par les sols de la zone déboisée (PSD)

PT2 = phosphore issu de la décomposition de la biomasse végétale (on ne prendra pas en compte la biomasse animale du fait du manque de données fiables) de la forêt-galerie (PDF)

+ phosphore issu de la décomposition de la biomasse végétale de la savane arborée (PDA)

+ phosphore issu de la décomposition de la biomasse végétale de la savane herbeuse (PDH)

+ phosphore issu de la décomposition de la litière (PDL)

+ phosphore relargué par les sols (PS)

PT3 = phosphore apporté par le cours d'eau (PCE)

D'où la relation finale:

$$PTR = [(PVR + PSD) + (PDF + PDA + PDH + PDL + PS) + PCE]$$

Dans cette formule, nous ne prenons pas en compte le flux de phosphore sortant car cette donnée sera prise en compte dans les modèles que l'on emploiera ultérieurement, *via* le temps de séjour.

4- Application des modèles au cas du barrage de Garafiri:

4-1 Estimation des flux de P-total dans chaque compartiment:

4-1-1 Dans le compartiment PT1 (zone déboisée):

Comme nous l'avons précisé précédemment, ce compartiment après avoir été déboisé, comporte deux sources principales de phosphore: la végétation issue de la régénération (PVR) et le sol (PSD).

PVR:

Suite au déboisement, une nouvelle végétation se remet rapidement en place. Ce fut le cas des 300 ha de terrain en amont du barrage qui ont déjà été déboisés (Cf. figure 13). Toutefois, ne disposant pas d'informations concernant cette nouvelle phytomasse et en considérant qu'il n'a été déboisé que 300 ha sur les 700 ha prévus, il est difficile dès lors de réaliser une estimation de la biomasse *a priori*. Nous ne prendrons donc pas en compte ce paramètre.



Figure 13: zone déboisée en aval du barrage (lot n° 1). On peut observer sur cette photo la forte régénération qui a lieu sur les parties les plus anciennement déboisées.

Ce qui veut dire que le résultat de cette étude sera quelque peu tronqué et le scénario ainsi défini, pourra être qualifié de scénario « optimiste » par rapport à la réalité. Ceci d'autant plus que la richesse en phosphore des jeunes plants est plus importante. D'après les analyses effectuées au CERE, la composition moyenne en phosphore de ce type de végétation est de 0.15%, à la différence de la végétation de la savane et de la forêt qui contient en moyenne 0.1% de phosphore.

PSD:

Pour ce qui est du sous-compartiment PSD, nous déterminerons la quantité de phosphore contenu dans les premiers centimètres de sol à partir d'une part, des analyses effectuées par le BCEOM lors de la réalisation de l'étude environnementale de 1990 et d'autre part, à partir des analyses que nous avons effectuées au laboratoire d'analyses chimiques du Centre d'Etude et de Recherche en Environnement de l'Université de Conakry (CERE; Cf. annexe 6).

Il en ressort qu'après déboisement, les horizons supérieurs - que ce soient les sols alluviaux de fond de vallée (supportant la forêt-galerie) ou les sols ferralitiques de coteau (supportant la savane) - sont enrichis en P-total. Ceci est particulièrement net dans la partie de savane déboisée, où les sols sont naturellement plus pauvres en éléments nutritifs que les sols sous forêt-galerie (du fait de l'érosion et d'une restitution moindre de matière organique de la part de la végétation). Voici donc les résultats obtenus:

Zone considérée	Savane déboisée	Forêt-galerie déboisée
P-total moy.(ppm)	757	736

Le phénomène de relargage du phosphore à partir du sol ou des sédiments étant un phénomène très complexe, variant en fonction des conditions d'oxydoréduction et de pH, nous simplifierons les choses en émettant l'hypothèse suivante: **la première année, seule la fraction assimilable par les plantes et donc soluble** (phosphore biodisponible, mesuré par la méthode Olsen), sera mise en circulation dans la colonne d'eau. Cette fraction ne sera toutefois mise en solution que si les conditions du fond du réservoir sont anoxiques et permettent le relargage du phosphore. Ce qui peut être le cas (Cf. § 1-2-3).

Cette fraction représente dans le cas des sols de Garafiri, en moyenne **4% du P-total** (BCEOM, 1990). En outre, nous supposerons qu'il ne réagira avec la masse d'eau que les **5 premiers centimètres** de sol (CHAUVIN, BERTRU, LEMOALLE; communications personnelles). Ce qui nous permet de calculer la quantité de phosphore qui va être mis à disposition des différents organismes autotrophes (phytoplanton notamment):

$$PSD = [(Msolsav * S_1 * P_1) + (Msolfor * S_2 * P_2)]$$

Avec:

Msolsav = poids de sol à l'hectare pour les sols sous savane

= volume de sol à l'hectare * densité apparente idéale d'un sol ferralitique (BOYER, 1982)

= 10000 * 0.05 * 1.3 = 650 t/ha de sol

Msolfor = poids de sol à l'hectare pour les sols sous forêt-galerie;

= volume de sol à l'hectare * densité apparente idéale d'un sol alluvial (MINISTERE DE LA COOPERATION, 1993)

= $10000 * 0.05 * 1.5 = 750$ t/ha de sol

P₁ = teneur en P biodisponible (ppm) dans les premiers centimètres des sols de savane déboisée

= teneur en ppm de P-total * 0.04

= $757 * 0.05 \cong 30$ ppm en moyenne pour les sols de la forêt déboisée

P₂ = teneur en P biodisponible (ppm) dans les premiers centimètres des sols de forêt déboisée

= $736 * 0.05 \cong 29$ ppm en moyenne pour les sols de la forêt déboisée

S₁ = surface de savane déboisée = 600 ha au total (DUCENNE, communication personnelle)

S₂ = surface de forêt-galerie déboisée = 100 ha au total.

D'où PSD = $[(650 * 600 * 757 * 10^{-6} * 0.04) + (750 * 100 * 736 * 10^{-6} * 0.04)]$

PSD = 11.809 + 2.208

PSD = 14.017 t de phosphore apporté par le sol

PT1:

Nous pouvons maintenant calculer le phosphore qui va être libéré par le compartiment 1:

PT1 = PSD = 14.017 t de phosphore

4-1-2 Dans le compartiment PT2 (zone "naturelle"):

Ce compartiment apportera certainement la plus grande quantité de phosphore. En effet, il représente la quasi totalité de la surface de bassin-versant qui va être envoyée, c'est à dire environ 8500 ha (zone déboisée exclue). Il est caractérisé par la formule suivante:

PT2 = PDF + PDA + PDH + PDL + PS

PDF (P issu de la Dégradation de la Forêt):

La végétation contient un certain pourcentage de phosphore qui est généralement de l'ordre de 0.1% de la matière sèche (CIGB, 1991). Les analyses de végétation effectuées au CERE le confirment. Il s'agit donc dans le cas présent de quantifier au mieux la quantité de matières sèches totale issue de la forêt-galerie qui va être immergée. D'après la bibliographie consultée, la quantité de biomasse moyenne pour ce type de formation végétale est d'environ **350 t de MS/ha** (FOURNIER, 1983; PETIT, 1990; RAMADE, 1993).

En outre, nous émettrons l'hypothèse suivante: seule la partie foliaire et les ramures fines seront rapidement dégradées (quelques jours à quelques mois; GALY-LACAU, 1996). Ces différentes composantes constituant en moyenne 10% de la biomasse totale (parties souterraines non comprises; RAMADE, 1993), on peut dès lors calculer la quantité de P-total qui va être relarguée par les houppiers de la forêt-galerie:

$$\text{PDF} = \text{Biomasse à l'hectare} * \% \text{ houppier} * \% \text{ P-total} * \text{surface totale de forêt}$$

$$\text{PDF} = 350 * 0.1 * 0.001 * 425$$

$$\text{PDF} = 14.875 \text{ t de P-total apporté par la forêt}$$

PDA (P issu de la Dégradation de la savane Arborée):

Le mode de calcul est exactement le même que celui développé précédemment. Nous considérerons cette fois-ci que la biomasse moyenne exprimée en tonnes de matières sèches par hectare sera de l'ordre de 65 t de MS/ha (PETIT, 1990; RAMADE, 1993). Le poids relatif de la masse foliaire est comme nous avons pu le voir au § 2-2-1 de la première partie, sensiblement le même, soit environ 10%.

Ainsi, on peut calculer PDA:

$$\text{PDA} = \text{Biomasse à l'hectare} * \% \text{ houppier} * \% \text{ P-total} * \text{surface totale de savane arborée}$$

$$\text{PDA} = 65 * 0.1 * 0.001 * 6000$$

$$\text{PDA} = 39.000 \text{ t de P-total apporté par la savane arborée}$$

PDH (P issu de la Dégradation de la savane Herbeuse):

PDH représente la quantité de phosphore issue de la dégradation de la biomasse constituant la savane herbeuse et les agrosystèmes. On regroupe ces deux ensembles dans un seul car en terme de biomasse, ces deux milieux sont comparables (RAMADE, 1993). Ces formations sont donc composées en moyenne de 10 t de MS/ha (RAMADE, 1993). De plus, nous considérerons que la **totalité** de cette biomasse facilement dégradable, sera décomposée la première année (GOSSE, communication personnelle). D'où:

$$\text{PDH} = \text{Biomasse à l'hectare} * \% \text{ P-total} * \text{surface totale considérée}$$

$$\text{PDH} = 10 * 0.001 * 2125$$

$$\text{PDH} = 21.250 \text{ t de phosphore apportés par la savane herbeuse et les agrosystèmes}$$

PDL (P issu de la Dégradation de la Litière):

PDL représente la phosphore contenu dans la litière. Celle-ci est relativement épaisse pour la forêt-galerie et presque nulle, voire nulle dans le cas de la savane. C'est pourquoi nous ne considérerons dans la présente étude, que la litière de la forêt.

Lors d'une de nos missions, nous avons effectué un échantillonnage de litière (15 échantillons prélevés de façon systématique le long du Konkouré et sur une surface de 1 m²), afin de pouvoir la quantifier et voir quel était le pourcentage de phosphore qu'elle pouvait contenir. Il en ressort que la litière forestière, d'un poids moyen de 1,1 kg/m², est composée en moyenne de 65 % de MS et contient en moyenne 0.03% de phosphore (Cf. annexe 6).

D'où PDL = MS à l'hectare * % P-total * surface en hectare de forêt

$$PDL = (1,1 * 10000 * 0.65) * 0.0003 * 425$$

$$PDL = 912 \text{ kg} = 0.912 \text{ t de phosphore apporté par la litière}$$

PS (P issu du Sol):

Pour calculer PS, nous utiliserons la même formule que pour PSD:

$$PS = [(Msolsav * S_1' * P_1') + (Msolfor * S_2' * P_2')]$$

Avec:

Zone considérée	Savane	Forêt-galerie
P-total moy.(ppm)	633	730

$$D'où PS = [(650 * 6000 * 633 * 10^{-6} * 0.04) + (750 * 425 * 730 * 10^{-6} * 0.04)]$$

$$PS = 98.748 + 9.308$$

$$PS = 108.056 \text{ t de phosphore relargués par les sols}$$

PT2:

D'après les calculs précédents, on obtient:

$$PT2 = PDF + PDA + PDH + PDL + PS$$

$$PT2 = 14.875 + 39.000 + 21.250 + 0.912 + 108.056$$

$$PT2 = 184.093 \text{ t de phosphore apportés par le compartiment 2}$$

4-1-3 Dans le compartiment PT3 (fleuve-amont):

D'après les analyses hydrochimiques réalisées par le BCEOM (Cf. Partie I, § 2-1-3), les eaux du Konkouré ont une carence significative en phosphore ($\text{PO}_4^{3-} < 0,1 \text{ mg/l}$). Nous pouvons donc supposer que les apports en phosphore *via* le fleuve, seront négligeables par rapport aux autres flux. D'où:

$$\text{PT3} \cong 0 \text{ t de P-total apporté}$$

4-2 Estimation de la concentration moyenne des flots entrants de phosphore et application des modèles:

A partir des quantités de phosphore apportées par chaque compartiment dans la masse d'eau, nous pouvons calculer la quantité totale de phosphore apporté:

$$\text{PTR} = \text{PT1} + \text{PT2} + \text{PT3}$$

$$\text{PTR} = 14.017 + 184.093 + 0$$

$$\text{PTR} = 198.110 \text{ t de phosphore apportés au total}$$

Nous avons donc pu déterminer quel sera l'apport en phosphore dans la colonne d'eau durant la première année après la mise en eau. On peut maintenant calculer $[\bar{\text{P}}]_i$, c'est à dire la concentration moyenne du flot de phosphore *via* les apports internes (dégradation de la MO et sols) à partir de la formule suivante:

$$[\bar{\text{P}}]_i = L_p / Q_s$$

Avec:

$$\begin{aligned} L_p &= \text{apport annuel de phosphore par unité de surface au cours d'une année} \\ &= \text{charge spécifique rapportée à la surface de la retenue } A_0 \text{ (mg/m}^2\text{/an)} \\ &= 198110 * 10^6 / 9 * 10^7 = 2201.22 \text{ mg/m}^2\text{/an} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} Q_s &= \text{débit spécifique (m/an)} = \text{coef. de renouvellement} * \text{profondeur moyenne;} \\ &= 0.714 * 18 = 12.86 \text{ m/an} \end{aligned}$$

D'où:

$$[\bar{\text{P}}]_i = 171.17 \text{ mg/m}^3$$

Afin de connaître finalement la concentration moyenne des eaux du lac, nous utiliserons l'équation citée au § 3:

$$[\bar{\text{P}}]_\lambda = 1,55 \{ [\bar{\text{P}}]_i / (1 + \sqrt{\text{TS}}) \}^{0,82}$$

D'où $[\bar{P}]_{\lambda} = 1.55 [171.17 / (1 + \sqrt{0.72})]^{0.82}$

$$[\bar{P}]_{\lambda} = 63.53 \text{ mg/m}^3$$

4-3 Synthèse des résultats:

Le résultat le plus important de cette étude et qui va nous servir pour l'interprétation des résultats est $[\bar{P}]_{\lambda}$. En effet, à l'aide de cette donnée nous allons voir quelle sera, selon les modèles de l'étude OCDE (Cf. figure 14), le niveau trophique de la future retenue.

Nous avons donc comme données: $[\bar{P}]_{\lambda} = 63.53 \text{ mg/m}^3$ et $T(w) = 0,72 \text{ an}$.

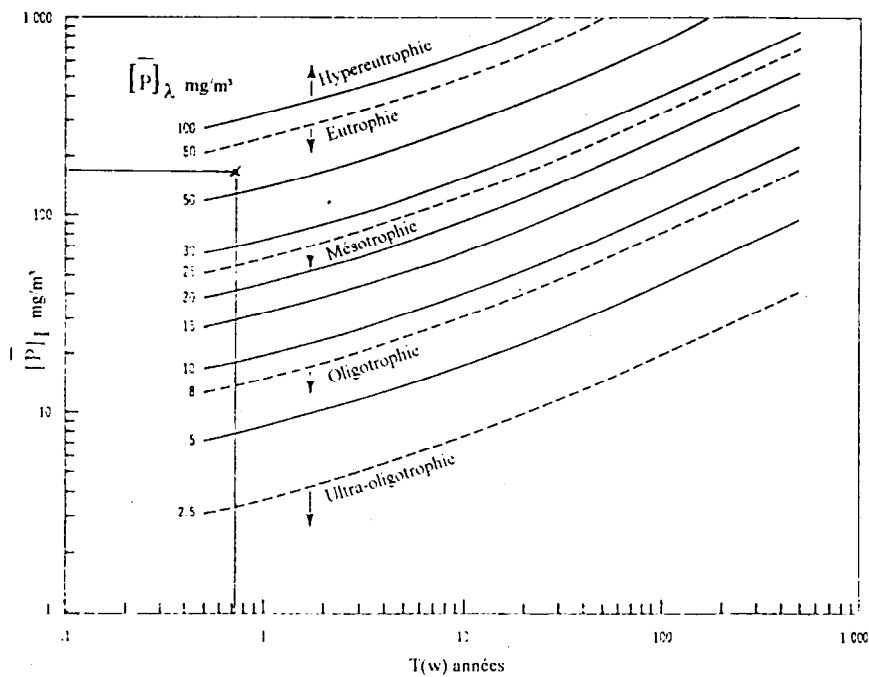


Figure 14: diagramme de synthèse issu des équations-types établies par l'OCDE permettant d'exprimer la catégorie trophique d'un lac en fonction de divers paramètres tels que la concentration moyenne annuelle des eaux du lac et le temps moyen de séjour moyen.

D'après le croisement de ces deux données sur le diagramme ci-dessus, on peut en déduire que la tendance des eaux de la future retenue de Garafiri sera à l'eutrophie. On peut également exprimer cette tendance en termes probalistiques (Cf. figure 15). Ce qui à mon avis, me semble plus pertinent.

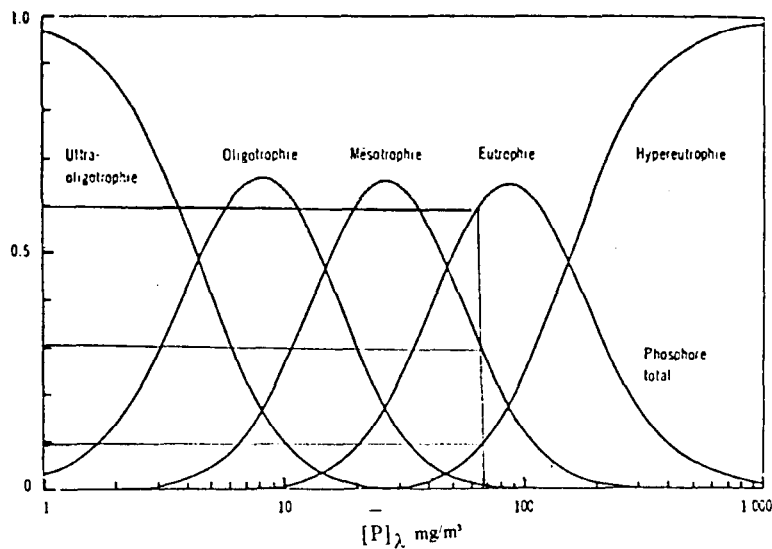


Figure 15: catégorie trophique probable de la retenue de Garafiri en fonction de la concentration moyenne annuelle des eaux en phosphore $[\bar{P}]_{\lambda}$ (d'après OCDE, 1982).

On peut lire sur cette figure la probabilité qu'ont les eaux de Garafiri de se situer dans chacune des catégories trophiques. Ce qui nous donne les résultats suivants:

60% de chances de se situer dans la catégorie eutrophe;
30% de chances de se situer dans la catégorie mésotrophe;
10% de chances de se situer dans la catégorie hypereutrophe;
≅ 0% de chances de se situer dans la catégorie oligotrophe.

D'après les modèles OCDE, il est donc improbable que les eaux du lac soient oligotrophes (≅ 0%) et peu probable qu'elles soient hypereutrophes (10%). En revanche en ce qui concerne les deux autres catégories, les probabilités sont plus élevées, avec une probabilité maximale pour l'événement "eaux eutrophes" (60%). Il est à signaler que ce résultat n'est valable que durant la période de temps considérée dans cette étude, c'est-à-dire durant la première année après la mise en eau.

5- Impacts potentiels du barrage sur les écosystèmes aquatiques:

Rappelons que notre objectif initial est d'évaluer l'impact du barrage sur la qualité des eaux du Konkouré. Nous n'aborderons donc pas dans cette étude les problèmes posés notamment par les modifications physiques des biotopes (effet de barrière...).

L'impact majeur de la création de cette retenue sur la qualité des eaux est l'évolution du milieu vers un stade eutrophe (probabilité de 60%). Nous tenterons donc d'analyser dans cette partie, les impacts environnementaux de l'eutrophisation des eaux de la retenue de Garafiri.

5-1 Impacts sur l'écosystème "lac":

5-1-1 D'un point de vue hydrochimique:

Les conséquences principales de l'eutrophisation sont comme nous l'avons vu, la désoxygénation en profondeur (anoxie) due à la décomposition de la matière organique allochtone et autochtone, et une suroxygénation en surface due à la photosynthèse phytoplanctonique. Ceci d'autant plus que la retenue de Garafiri se comportera probablement comme un lac oligomictique (BCEOM, 1994). C'est à dire qu'il y aura peu de "turn-over" (ou brassage des eaux), du fait de la stratification thermique de la colonne, excepté lors de la période des crues hivernales (destratification mécanique de la colonne d'eau par les turbulences).

En outre, l'absence probable d'oxygène dissous au niveau de l'hypolimnion (Cf. §1-2-3, la concentration moyenne des flots entrant dans la retenue de Garafiri est effectivement supérieure à 150 mg/m^3) va permettre aux processus cités dans le § 1-2-3 d'avoir lieu: NO_3^- , NO_2^- , SO_4^{2-} et CO_2 seront réduits respectivement en ions ammonium (NH_4^+) et en azote gazeux, en hydrogène sulfuré (H_2S) et en méthane (CH_4 ; si les conditions d'oxydoréduction le permettent: $\text{Eh} < -330\text{mV}$). Cela sous-entend également que l'un des deux objectifs attribués au déboisement des 700 ha, ne sera probablement pas atteint: empêcher que le processus de production de H_2S ait lieu.

Une autre question se pose: quelle va être l'évolution qualitative de cette eau après une année d'existence? L'étude de l'hydrologie du Konkouré nous permet d'y répondre en partie. Le temps de séjour des eaux est à ce titre un paramètre essentiel. Un temps de séjour court, comme c'est le cas pour la retenue de Garafiri (0,72 an) signifie qu'il y aura un renouvellement et un nettoyage rapides des eaux, favorisant ainsi une évacuation des nutriments.

Cela peut être contrecarré par la forme dendritique de la retenue (Cf. annexe 3) qui ne facilite pas les écoulements, d'où des temps de séjour très variables d'un point à un autre de la retenue. Ceci explique en partie que la retenue de Petit-Saut en Guyane, dont le temps de séjour est très court (6 mois), ait connu de graves problèmes liés au phénomène d'eutrophisation (la quantité de phytomasse immergée était également très importante).

La catégorie trophique de ce lac artificiel est donc amenée à évoluer (Cf. figure 16), vues les qualités des eaux d'arrivée (eaux très peu minéralisées, avec une carence en phosphore). On pourra certainement assister à une échelle de temps moyenne (10 à 20 ans), au passage d'un lac que l'on a qualifié d'eutrophe à un lac mésotrophe.

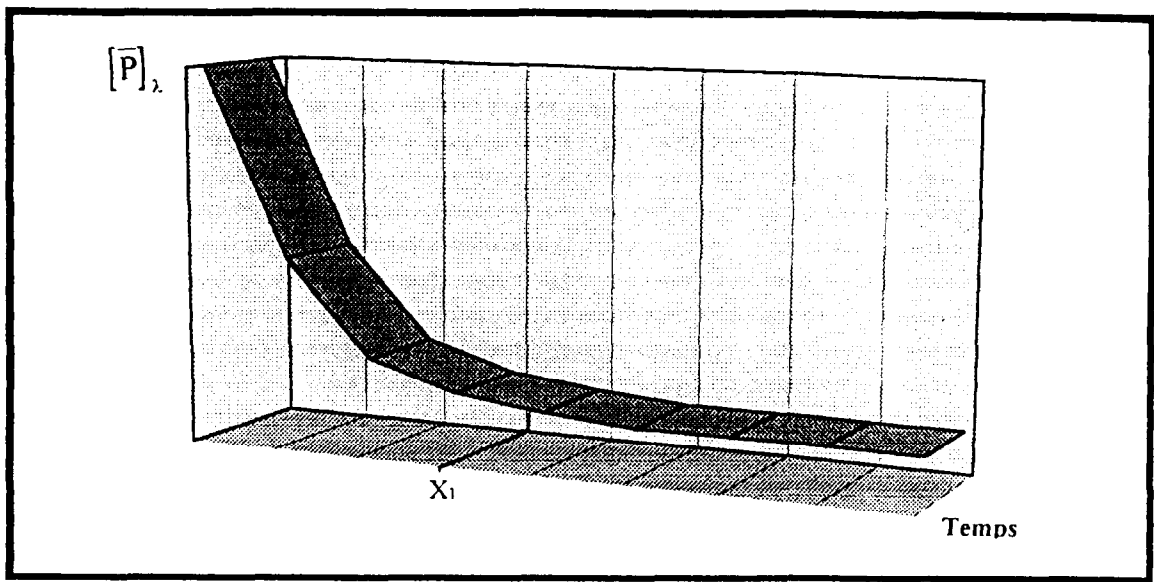


Figure 16: évolution probable de la teneur en phosphore des eaux du lac en fonction du temps. Le point X_1 sera atteint après la dégradation complète de toute la matière organique autochtone et l'évacuation de tout le phosphore issu de cette dégradation. Le bois étant très difficilement dégradable, ce point se situera probablement loin dans l'axe des abscisses (15 à 30 ans pour la décomposition des troncs; GALY-LACAUX, 1996).

5-1-2 D'un point de vue biologique:

La désoxygénation de l'hypolimnion ainsi que la production d'éléments toxiques tels que l'ion ammonium et l'hydrogène sulfuré (produits toxiques), ne seront pas sans poser de problèmes pour la vie aquatique et notamment pour l'ichtyofaune. Il semblerait qu'en dessous du seuil de 2 mg/l d'oxygène dissous, seul un petit nombre d'espèces survive aux conditions engendrées par le processus d'eutrophisation (zone létale; ALBERT, 1996).

Il est vraisemblable que ces conditions ne concerneront pas toute la colonne d'eau, mais surtout l'hypolimnion dont l'épaisseur est difficilement prévisible *a priori*. On peut donc craindre une disparition des poissons benthiques, notamment de la plupart des siluriformes. Toutefois, lors des retournements saisonniers (turn-over hivernal), l'eau désoxygénée et contenant des gaz toxiques dissous, remontera en surface et pourra provoquer alors une mortalité importante chez les autres peuplements de poissons. Ceci représente également un obstacle important à la mise en place d'une pisciculture productive. D'où l'intérêt de choisir pour l'exploitation piscicole, des espèces de poissons dites euryèces (qui s'accommodent de conditions écologiques très variables).

En outre, le développement excessif de certaines espèces de microalgues telles que les cyanobactéries, peuvent porter préjudice à la vie aquatique. Ces organismes excrètent des substances organiques toxiques qui ont pour rôle d'inhiber le développement d'autres espèces de microalgues et qui peuvent poser de graves problèmes de santé et de survie pour tous les consommateurs de la chaîne écologique, y compris l'homme.

Ainsi, la dose létale (exprimée en $\mu\text{g}/\text{kg}$ de rat ou de souris) de la toxine excrétée par *Aphanizomenon flos-aquae* est de 0,0003 et de 50 pour celle excrétée par les microalgues du genre *Microcystis*. A titre de comparaison, cette dose létale est de 10000 pour le cyanure et de 600 pour la toxine tirée de *Amanita phalloides* (SAVOURE, cours de MST « AMVR » 1996). Toutefois si les espèces d'algues qui se seront développées ne sont pas toxiques, on pourra assister à une explosion d'espèces de poissons planctonophages et pélagiques (Clupeidae et Schilbeidae) du fait du développement du phytoplancton et de l'énorme masse d'eau libre créée, suivies de près par une augmentation des ichthyophages pélagiques comme *Lates sp* ou *Hydrocynus sp*.

La plupart des espèces inféodées aux milieux courants du Konkouré auront de nombreuses difficultés à survivre dans ces conditions et seront remplacées par quelques espèces d'eau calme, capables de résister à ce type de contraintes (Cichlidae notamment). De plus, les espèces ayant besoin des conditions fluviales pour se reproduire comme les Mormyridae seront probablement appelées à disparaître de la retenue. C'est ce qui s'est passé dans le lac Kainji sur le Niger.

En ce qui concerne les invertébrés, les macro-invertébrés rhéophiles que l'on pouvait rencontrer dans le Konkouré à l'état naturel, sont également appelés à disparaître. D'autres espèces limnophiles (Odonates, certaines espèces d'éphéméroptères, de trichoptères et de diptères) se développeront sur les herbiers nouvellement créés, ainsi que sur les troncs et les branches mortes. Les zones moyennement profondes seront quant à elles peuplées par des organismes peu exigeants en oxygène (Tubificidae, Chironomidae). Les herbiers favoriseront également le développement de mollusques pulmonés, dont certains sont vecteurs de maladies graves (Cf. § 5-1-3).

Au § 1-2-3 de la première partie, il a été soulevé le problème des nombreuses essences d'arbres toxiques qui allaient être ennoyées. C'est un problème qui mériterait d'être approfondi. En effet, ses conséquences tant sur les biocénoses du lac que sur celles du cours d'eau en aval, peuvent être significatives du fait de la forte toxicité des composés qui seront mis en solution dans la colonne d'eau.

5-1-3 D'un point de vue sanitaire:

Dans un milieu lotique, l'instabilité du lit de la rivière limite la croissance des macrophytes. Ainsi, la construction d'un barrage, qui crée un milieu lentique stable et riche en éléments nutritifs, va favoriser leur développement et notamment celui des macrophytes flottantes. Ces végétaux aquatiques peuvent certes aider à l'implantation de certaines espèces de poissons (herbivores), mais ils constituent également un biotope très apprécié de nombreux organismes aquatiques (larves de moustiques par exemple) vecteurs de maladies telles que les schistosomiasés; le paludisme, les arboviroses (dengue et fièvre jaune) et certaines filarioses.

C'est le cas des *Ceratophyllum spp* qui se développent particulièrement bien en milieu eutrophe (DEJOUX, 1983) et qui peuvent constituer d'immenses herbiers, particulièrement dans les lacs de barrage n'ayant pas été déboisés avant la mise en eau. Ces herbiers représentent des habitats de choix pour de nombreux mollusques pulmonés (*Bulinus sp*), vecteurs des schistosomiasis (Cf. figure 17). D'autres espèces de macrophytes flottantes telles que *Pistia stratiotes*, *Salvinia molesta* ou les jacinthes d'eau (*Eichhornia spp*) peuvent également constituer un bon abri pour ces vecteurs. Il est à noter toutefois, que si le niveau trophique des eaux de la retenue venait à diminuer, il est fort probable que la quantité de macrophytes flottantes diminuerait en conséquence.

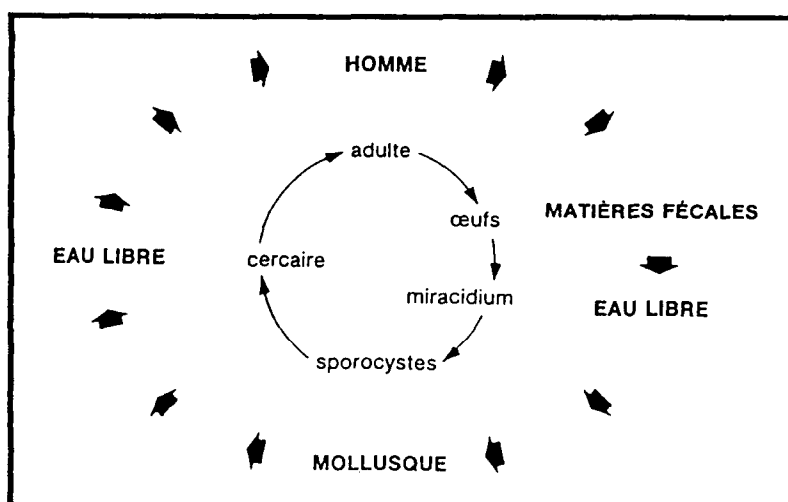


Figure 17: cycle parasitaire du vers trématode appartenant au genre *Schistosoma* et responsable de la bilharziose.

5-2 Impacts sur les écosystèmes situés en aval du lac:

5-2-1 D'un point de vue hydrochimique:

Le barrage de Garafiri a un atout-maître en sa faveur: la tour de prise. Celle-ci permet de capter l'eau à différents niveaux de profondeur dans la colonne d'eau. Ainsi, si l'oxycline venait à varier, la prise d'eau pourrait elle aussi varier en conséquence. Ce qui veut dire que si la surveillance de l'oxycline est régulière et en variant le niveau de captage, il est possible de rejeter en aval du barrage, des eaux de qualité moyenne à bonne, évitant ainsi des conséquences négatives sur les biocénoses en aval du barrage.

Un prélèvement des eaux uniquement en surface ou à une profondeur moyenne (eaux bien oxygénées) n'est toutefois pas conseillé car cela pourrait détériorer d'avantage la qualité des eaux profondes. Le gestionnaire de la retenue devra donc varier le niveau de captage et tenter de trouver le juste milieu, en évitant autant que faire se peut, de rejeter des eaux anoxiques et riches en gaz toxiques dissous.

Le mode de gestion de la retenue sera particulièrement important pour les 40 km en aval de Garafiri. Au-delà, l'impact se fera très peu ressentir pour deux raisons: d'une part à cause du processus d'autoépuration et de réoxygénation des eaux qui se produira naturellement le long de ces quarante kilomètres et d'autre part, du fait qu'en ce point, vienne déboucher l'un des plus importants affluents du Konkouré: la Kakrima.

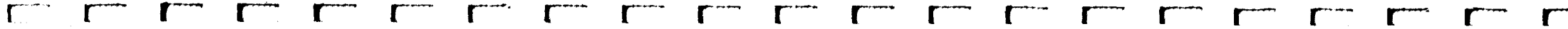
Le site du pont de Téliélé qui se situe à environ 10 km de cette confluence étant équipé d'une station hydrotimétrique, cela nous permet de connaître le module en ce point: 249 m³/s (soit 3,5 fois le module au site de Garafiri). Cet apport consistant en eau de bonne qualité rétablira alors la qualité du cours d'eau, si elle n'a pas déjà été rétablie par la réoxygénation de l'eau dans les rapides ou les chutes le long des 40 km. Il est vrai que la pente devenant faible et les rapides rares, ce phénomène peut être limité.

5-2-2 D'un point de vue biologique:

« La qualité de l'eau du fleuve en aval est le reflet de l'évolution de la qualité de l'eau du réservoir » (GOSSE & al., 1997). Ce qui veut dire que les conditions écologiques en aval et donc les impacts sur la vie aquatique, seront similaires à ceux que l'on trouve dans la retenue. A ceci près qu'il est possible de minimiser l'impact de la mauvaise qualité des eaux du réservoir en aval grâce à la tour de prise. En effet, en variant le niveau de captage, il est possible de rejeter en aval des eaux d'une qualité acceptable pour les biocénoses aquatiques. Toutefois, en fonction du degré d'eutrophisation réel de la retenue et de l'évolution de l'oxycline, il se peut que le gestionnaire soit contraint de rejeter des eaux de mauvaise qualité en aval (O₂ dissous < 2 mg/l).

L'impact d'un tel rejet aurait pour conséquences la disparition d'un certain nombre d'espèces sténoèces (exigences écologiques précises) que l'on pourrait qualifier « d'intolérantes » vis-à-vis de toute perturbation. Ces espèces connues pour être effectivement intolérantes à une grande gamme de perturbations, disparaîtront prioritairement. Il s'agit principalement des espèces rhéophiles (qui aiment le courant et donc les milieux bien oxygénés) telles que *Chiloglanis occidentalis*, *Amphilius kakrimensis* et *Nannocharax fasciatus* (Cf deuxième partie, § 2-2-2).

Au delà des impacts directs sur les peuplements (mortalité des poissons), le rejet d'eaux désoxygénées risque d'avoir des impacts indirects. Le développement des oeufs, la croissance des juvéniles et des larves (arthropodes) exigent des teneurs en oxygène dissous relativement élevées, qu'il est parfois difficile de maintenir en aval du barrage, du moins durant les premières années après la mise en eau. Dans ces conditions, la richesse spécifique du Konkouré risque de diminuer fortement et l'on pourra observer un changement de la biocénose. Ce bouleversement est préoccupant car il peut concerner des espèces endémiques. Faute de données sur leur biologie, il est difficile de dire quelles espèces seront les plus touchées.



TROISIEME PARTIE: STRATEGIES ET METHODES DE LOTTE CONTRE L'EUTROPHISATION

1- Le choix d'une gestion préventive:

Comme nous avons pu le voir tout au long de la seconde partie de ce rapport, la végétation immergée est le principal acteur dans le processus d'eutrophisation de la retenue de Garafiri. Dès lors quelles peuvent être les solutions pour éviter que le processus d'eutrophisation ait lieu?

1-1 Le déboisement total de la retenue:

La destruction par brûlis de la totalité de la végétation semble être la meilleure solution pour prévenir et éviter les problèmes liés à la décomposition de la végétation. Il a été démontré dans plusieurs retenues tropicales, que le déboisement total avant mise en eau avait un effet bénéfique sur la qualité des eaux et limitait ainsi la détérioration de celle-ci. C'est ce qu'a démontré une étude menée seize ans après la mise en eau de la retenue ivoirienne de Taabo (Cf. figure 18; RICHARD, 1996).

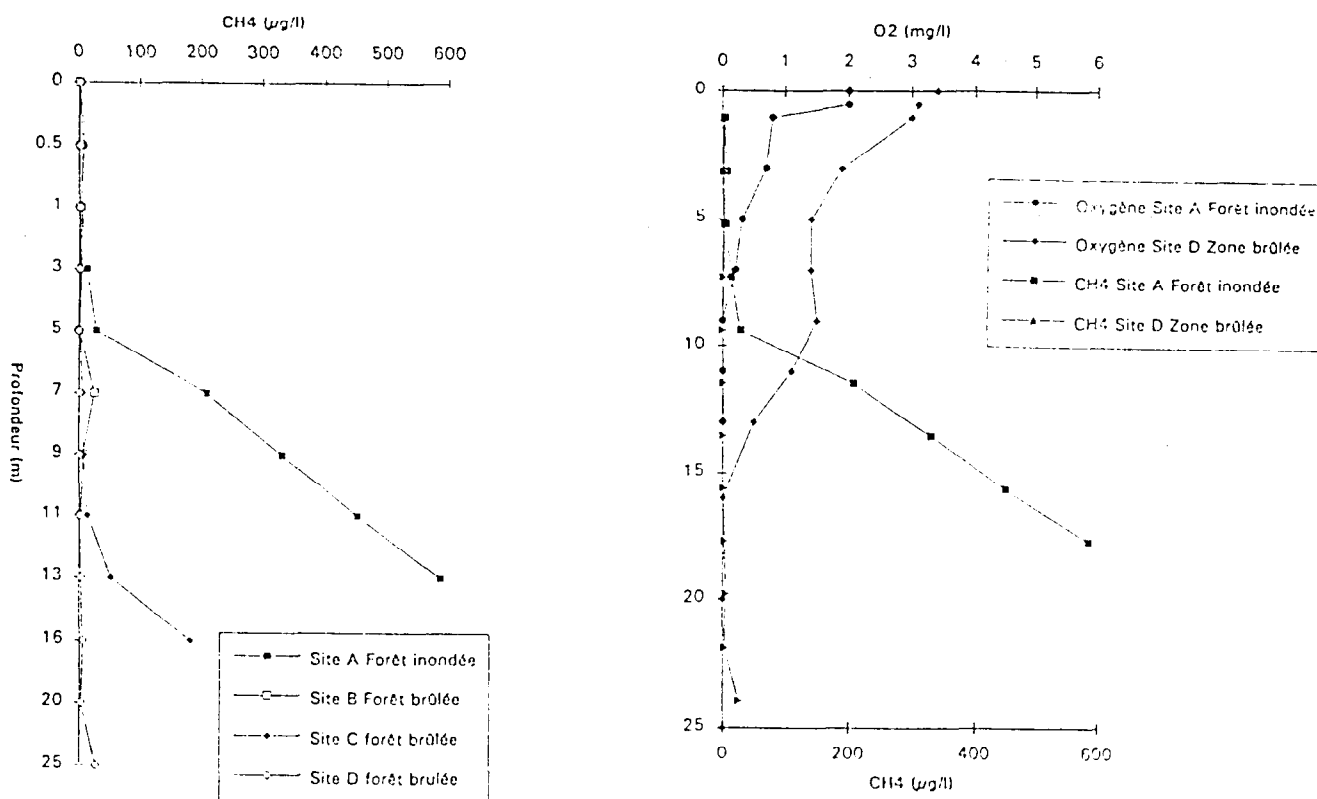


Figure 18: profils de méthane et d'oxygène mesurés sur les différents sites de la retenue de Taabo - Côte d'Ivoire, (d'après GALY-LACAUX, 1996).

Quatre sites de mesures ont été choisis sur ce barrage:

- site A situé à 8 km du barrage en forêt inondée (13 m de profondeur);
- site B situé à 5 km du barrage en forêt coupée puis brûlée (11 m);
- site C situé à 4.6 km du barrage en forêt inondée (16 m);
- site D situé à 500 m du barrage en forêt coupée puis brûlée (25 m).

Il ressort de ces mesures et des deux graphiques ci-dessus que dans les sites qui avaient été déboisés auparavant, les teneurs en O₂ dissous sont nettement supérieures à celles des sites où la végétation avait simplement été immergée. Parallèlement, les teneurs en méthane sont beaucoup plus faibles sur les sites où la forêt avait été détruite.

Ces résultats sont à interpréter avec précaution car ils correspondent à des conditions données à un moment donné. Ils ne sont peut être pas représentatifs de ce qui se passe toute l'année. Une masse d'eau homogène, en l'occurrence l'hypolimnion, ne connaît pas de barrière. Il ne suffit donc pas de déboiser à un endroit donné pour qu'il n'y ait pas localement de problèmes de désoxygénation, les courants faisant que les eaux désoxygénées (majoritaires dans l'hypolimnion d'après notre étude) circuleront également dans les zones déboisées. L'idéal serait donc de déboiser la totalité de la surface inondée, ce qui représente un coût non négligeable.

1-2 L'exportation de la matière organique:

Une autre solution réside dans l'exportation de la masse végétale (bois) pour différents usages possibles:

- la production de charbon de bois;
- la récupération de bois d'oeuvre;
- la récupération de bois de chauffage et de construction pour les populations locales.

L'exploitation de la forêt-galerie et de la savane arborée peut ainsi contribuer à la diminution de la biomasse végétale qui va être immergée par les eaux. A cette fin, il faudrait contacter les entreprises et les population locales, les sensibiliser au fait que ce sont des ressources gratuites qu'ils peuvent exploiter, et pourquoi pas leur faciliter l'accès en construisant quelques pistes.

En ce qui concerne les populations locales, la simple mise à disposition de quelques véhicules pour une période de temps donnée, leur permettrait de transporter aisément le bois coupé. Sans cela, il est peu probable que les populations participent à ce type d'actions.

Les effets de ces interventions seraient moins bénéfiques que ceux du déboisement total, mais elles ont en revanche l'avantage d'être plus économiques.

1-3 Défoliation chimique:

Une autre alternative qu'il serait intéressant d'étudier de façon plus approfondie est l'emploi d'un herbicide défoliant. En effet, en provoquant la défoliation des arbres et donc leur décomposition rapide en milieu aérobie, cela freinerait assez nettement le processus d'eutrophisation, la partie aérienne étant l'acteur principal de l'eutrophisation des eaux durant les premières années après la mise en eau.

Il est évident que les pesticides employés devront être les plus sélectifs possible (inoffensifs pour la faune aquatique) et d'une rémanence la plus faible possible, afin que le remède ne soit pas pire que le mal.

De telles actions ont déjà été menées dans différents barrages. Leur coût reste toutefois assez élevé et les résultats assez aléatoires.

2- Méthodes de détection du phénomène d'eutrophisation:

Eviter que le processus d'eutrophisation ne se mette en marche n'est pas une chose simple et cela demande des investissements parfois assez élevés. Ce qui explique que parfois rien ne soit fait dans ce sens. Dès lors, comment peut-on déterminer que le processus d'eutrophisation est en marche? Nous citerons ici quelques outils qui font appel à l'étude de l'évolution de certains organismes tels que les poissons, le phytoplancton ou les macrophytes.

2-1 Indice biotique basé sur les populations piscicoles:

L'intégrité d'un écosystème peut être définie comme la capacité à maintenir une communauté comportant une richesse spécifique, et un fonctionnement comparable à un écosystème similaire qui n'aurait pas subi de modifications d'ordre anthropique (HUGUENY, 1996). Il a donc été mis au point de nombreuses méthodes qui permettent de calculer l'écart entre le milieu naturel et le milieu modifié. Il s'agit des indices biotiques.

L'un de ces outils que je vais détailler maintenant, utilise les peuplements de poissons en tant que bio-indicateurs. Il s'agit de l'indice d'intégrité biotique (Index of Biotic Integrity ou IBI; HUGUENY, 1996). De nombreuses personnes et notamment le personnel de l'ORSTOM se sont penchées sur la possibilité d'étendre cet outil aux pays d'Afrique. L'IBI repose sur un certain nombre de « métriques » représentatives chacune d'un aspect d'un peuplement de poissons. Leur nombre étant important (12), je ne les détaillerai pas ici (Cf. Annexe 7). Il faut simplement savoir que ces métriques font référence à la présence et aux nombres d'individus de certaines espèces indicatrices et notamment de la famille des Mormyridae et des Cichlidae. Il ne tient cependant pas compte directement de la présence d'espèces endémiques (9 sur le Konkouré), ce qui à mon sens est une lacune.

Pour chaque pêche réalisée, on calcule les métriques retenues. Chaque métrique est centrée puis réduite. L'IBI est calculé comme étant la somme de ces métriques ainsi transformées. Puis l'on compare l'IBI calculé avec celui des stations non perturbées. Ce type d'outil a déjà été testé par l'ORSTOM sur le Konkouré, en aval de Fria (en aval de l'usine de traitement de bauxite) et les résultats ont été très encourageants, même si certains points restent encore à être approfondis et perfectionnés.

2-2 Etude du phytoplancton:

Une eau douce continentale peut, suivant la qualité et la quantité des nutriments minéraux et organiques dissous qu'elle possède, être apte à produire une biomasse phytoplanctonique très différente en nombre d'espèces et en nombre d'individus par espèce présente. C'est ce que l'on appelle « la valeur biogénique » d'une eau, paramètre intimement lié à la qualité de l'eau. On distingue ainsi trois grands types de catégories trophiques concrétisant donc, et la qualité du phytoplancton, et la richesse des milieux en nutriments minéraux (nitrates, phosphates...) et organiques (acides aminés, protéines solubles, éléments carbonés dissous...):

- les milieux oligotrophes;
- les milieux mésotrophes;
- les milieux eutrophes.

Nous nous intéresserons plus particulièrement aux milieux dits eutrophes, les eaux de la retenue de Garafiri allant probablement évoluer - d'après nos calculs - vers un stade eutrophe (Cf. deuxième partie de ce rapport). L'enrichissement excessif en nutriments provoque des modifications importantes du cycle de croissance et des successions des différents groupes de microalgues. On assiste donc comme je l'ai signalé au § 1-2-2 de la deuxième partie, à une diminution considérable du nombre d'espèces au profit d'un nombre restreint d'organismes.

On peut aller jusqu'à observer des « fleurs d'eau » formées par certaines espèces de diatomées ou de cyanobactéries, qui dans des conditions normales sont rares ou inexistantes. Chez les cyanobactéries, quelques espèces participent à l'élaboration de ces fleurs d'eau. Ce sont principalement les espèces appartenant aux genres *Aphanizomenon*, *Anabaena* et *Oscillatoria* (Cf. annexe 5). Chez les diatomées, on peut rencontrer des « pulsions » à *Melosira sp*, *Fragilaria sp* et à *Asterinella sp* (Cf. annexe 5). Ainsi, grâce à l'étude des peuplements phytoplanctoniques, on peut déterminer l'état trophique d'un lac.

2-3 Observation des macrophytes:

La prolifération de la végétation aquatique peut être un phénomène naturel pour certains milieux fermés (lacs et étangs). Elle est généralement lente quand les milieux sont en équilibre car elle est limitée à la fois par la quantité de sels nutritifs disponibles, par la prédation des herbivores

et par l'agression des décomposeurs. Quand un déséquilibre survient, le processus s'accélère et l'on aboutit rapidement à un état que l'on peut qualifier de pollué.

Ce déséquilibre peut être observé assez facilement, d'où l'intérêt de suivre l'évolution des macrophytes. On peut en effet définir le degré de pollution à partir de la nature des espèces présentes et de la rapidité et de l'intensité de leur apparition. Ainsi, les *Ceratophyllum* tendent à proliférer en milieu eutrophe et forment des amas flottants parfois assez denses.

Très favorisée par l'eutrophisation liée au remplissage de la retenue, cette espèce peut être ensuite freinée par la stabilité relative du milieu qui s'établit après quelques années. Il en est de même pour les espèces suivantes: *Salvinia molesta*, *Pistia stratiotes*, et les jacinthes d'eau *Eichhornia spp* (DEJOUX, 1983). Cette dernière est celle dont le développement en masse est le plus préoccupant dans les lacs tropicaux.

On peut donc avoir une idée de l'état trophique d'une retenue en observant l'évolution - tant qualitative que quantitative - des peuplements de macrophytes.

3- Moyens techniques de lutte:

Nous avons pu voir dans le paragraphe précédent quelques outils qui nous permettent de détecter le processus d'eutrophisation. Une fois le processus détecté, quelles peuvent être les solutions à préconiser? Voici une liste non exhaustive de quelques moyens de lutte curatifs.

3-1 Les techniques physiques:

3-1-1 Destratification du lac:

La stratification thermique du lac agit comme une barrière pour la pénétration de l'oxygène dissous. Certains préconisent des dispositifs pour détruire cette stratification. Le système le plus adéquat pour destratifier un lac est sans aucun doute celui préconisé par les suédois qui placent des pompes à hélices directement dans les eaux du lac, créant ainsi des courants qui mélangent les différentes couches d'eau.

Les avis divergent quant à l'intérêt de la destratification: les uns arguant qu'elle réalimente en phosphore la couche euphotique (Cf. figure 7) et accélère par voie de conséquence la biodégradation en augmentant la température des eaux profondes, les autres au contraire disant que d'une part, elle renvoie les algues vers le fond et les soustrait à l'action de la lumière (ce qui limiterait la production primaire) et d'autre part elle permet une oxygénation de l'hypolimnion (ce qui limiterait le relargage du phosphore dans la masse d'eau).

3-1-2 Aération de l'hypolimnion:

L'injection d'air vise à pallier à la faible teneur en oxygène dissous des eaux profondes qui permet le relargage du phosphore et empêche tout développement de la vie aquatique. De très nombreux dispositifs ont été imaginés pour assurer cette injection. La majorité de ces dispositifs injectent de l'air à la base d'un appareil vertical.

Ces systèmes s'avèrent très onéreux à l'exploitation et ont un rendement très faible. Il est évident que ce type de méthode ne peut être employé sur toute la surface du lac de Garafiri, mais il peut agir localement (au niveau des piscicultures ou de la tour de prise).

3-1-3 Mise en place d'un dispositif réoxygénateur en aval:

Afin de diminuer l'impact sur la vie aquatique d'un rejet d'eaux anoxiques en aval, il est possible d'installer un dispositif capable de réoxygéner l'eau et d'éliminer si nécessaire les gaz réducteurs (méthane). Ce type de dispositif a été mis en place sur le barrage de Petit-Saut en Guyane (seuil oxygénant) et a permis selon les techniciens d'EDF (GOSSE & GREGOIRE, 1997), de maintenir en permanence une teneur en oxygène dissous supérieure à 2 mg/l (seuil de mortalité) en aval de la retenue. L'inconvénient majeur de ce procédé est son coût d'installation.

3-1-4 Variation du niveau d'eau:

La variation du niveau d'eau se fera obligatoirement du fait de la gestion de la retenue et du climat régional (longue saison sèche). L'exposition des sédiments à l'atmosphère permet la minéralisation des composés organiques et le tassement des vases. Ainsi, lors d'une nouvelle immersion, la consommation en oxygène par la dégradation de la matière organique autochtone sera moindre. La variation du niveau d'eau permet également de limiter le développement des macrophytes aquatiques et des algues fixées.

Toutefois, si l'exposition à l'air libre était trop longue, une nouvelle végétation recoloniserait le milieu. L'immersion et la décomposition dans l'eau de cette végétation ne ferait alors qu'amplifier le processus d'eutrophisation déjà en place.

3-2 Les techniques chimiques:

3-2-1 Désactivation des nutriments:

Le principe est de précipiter le phosphore à l'aide de produits tels que les sels de fer et d'aluminium. Ces produits désactivent ou immobilisent le phosphore dans le fond de la retenue, le rendant indisponible pour le phytoplancton. L'inconvénient majeur de cette méthode est le risque d'intoxication de la faune aquatique par les produits utilisés, suite à de nombreux traitements. Cette pratique nécessite donc des précautions.

3-2-2 Traitement par les algicides:

On peut lutter contre la prolifération des algues par déversement de certains produits chimiques. Ce type de traitement n'élimine pas l'eutrophisation mais en limite les conséquences immédiates. Ces opérations doivent être parfois répétées plusieurs fois par an.

On citera en exemple le sulfatage des eaux de surface par une solution de CuSO_4 (sulfate de cuivre). Ce procédé curatif a permis dans la plupart des cas d'éliminer rapidement une fleur d'eau de cyanobactéries, l'élément Cu^{2+} perturbant la photosynthèse. L'efficacité de ce traitement est généralement assez satisfaisante, mais il peut exister dans certaines retenues des problèmes de toxicité pour la faune et pour l'homme, de par les fortes concentrations en cuivre.

3-3 Les techniques biologiques:

3-3-1 Faucardage et récolte des macrophytes:

Nous avons vu dans le § 5-1-3 de la seconde partie, que les macrophytes pouvaient se développer de façon excessive dans ce type de milieu. Ceci est dû à la quantité importante de nutriments mis à leur disposition. La prolifération des macrophytes et tout particulièrement des jacinthes d'eau (*Eichhornia spp*) correspond en effet à un piégeage considérable de sels minéraux.

Certains auteurs (RIDGERS & DAVIES, 1972, in DEJOUX, 1983) ont calculé qu'un hectare de jacinthes représente une quantité de nitrates et de phosphates équivalente à celle rejetée par une communauté urbaine de 800 personnes. De là l'idée que le retrait de l'hydrosystème de ces végétaux pourrait être un moyen efficace de lutte contre l'eutrophisation.

L'inconvénient de ce type de procédé est l'achat de matériel spécialisé pour le faucardage et la récolte des macrophytes et le besoin de répéter souvent l'opération. Pour ce qui est de l'évacuation des végétaux, ceux-ci pourraient être valorisés comme amendement organique à l'usage des paysans locaux.

3-3-2 La biomanipulation:

Il s'agit de gérer des communautés aquatiques par le contrôle de certaines populations naturelles, en vue d'une amélioration de la qualité des eaux. Il est ainsi possible de maîtriser la pullulation de certains macrophytes en introduisant des poissons herbivores, ou encore de contrôler la concentration en phytoplancton en accroissant le taux de broutage. Ce broutage est généralement élevé lorsque le peuplement de zooplancton est dominé par des espèces de grande taille comme les *Daphnia spp*.

Le broutage peut être amélioré en peuplant le plan d'eau de poissons carnivores qui se nourrissent de zooplancton de petite taille, et permettent ainsi aux espèces de zooplancton de grande taille de dominer le peuplement. Cette méthode n'est pas efficace lorsque des espèces de

phytoplancton de grande taille sont prédominantes et trop abondantes pour que le zooplancton puisse les consommer. Il faut être en outre très prudent lorsqu'il s'agit d'introduire une espèce étrangère, car celle-ci est susceptible de perturber l'écosystème (compétition inter-spécifique pour une même niche écologique et disparition de l'espèce autochtone par exemple). Des études devront être réalisées préalablement.

4- Critique et contribution du protocole de suivi de l'impact envisagé:

4-1 Présentation du protocole:

L'objectif est de mesurer les modifications engendrées par la construction de ce barrage sur l'environnement physique, biologique et humain, en suivant durant quatre années un certain nombre de paramètres physiques, chimiques et biologiques. Ce protocole a été élaboré par l'ORSTOM et comprend d'autres partenaires nationaux et internationaux:

- le Centre de Recherche Scientifique de Conakry Rogbane (CERESCOR);
- le Centre National des Sciences Halieutiques de Boussoura (CNSHB);
- la Direction Nationale de l'Hydraulique (DNH);
- le bureau d'études BRL;
- le bureau d'études BCEOM.

Les différents partenaires se répartissent le travail en fonction de leurs compétences respectives, selon trois grands thèmes (ORSTOM, 1997):

- écoulements et qualité des eaux;
- transports solides et dynamique sédimentaire;
- vie aquatique.

Nous nous intéresserons tout particulièrement au 1^{er} et au 3^{ème} points qui sont en relation directe avec notre étude.

4-2 Critique du protocole:

D'une façon générale, il aurait fallu que les différents partenaires aient déjà des données concernant les différents paramètres qu'ils auront à étudier, afin de constituer un certain nombre de références du point 0 avant la mise en eau du barrage (milieu avant perturbation). Sans point 0, il est difficile d'étudier de façon pertinente l'évolution d'un milieu ou d'un peuplement quelconque. C'est particulièrement vrai pour la vie aquatique, où des données précises concernant notamment les peuplements de phytoplancton et de poissons, auraient été du plus grand intérêt. A l'heure actuelle, l'avancée des travaux sur le site de Garafiri est telle, qu'il est désormais trop tard pour constituer les points 0 des paramètres qui n'ont pas été définis auparavant.

Quant au protocole d'étude de l'évolution de la qualité des eaux, il me semble très complet. Mais peut-être pourrait-il prendre également en compte l'étude des cinétiques de dégradation dans l'eau des différents types de biomasse (dégradation du feuillage, du bois...). Cela pourrait nous donner une idée plus précise sur le temps de décomposition de la biomasse immergée totale (même si la conductivité nous renseigne sur l'intensité de la minéralisation). Ainsi, en cas d'eutrophisation, on pourra prévoir plus correctement quelle sera l'évolution de la qualité des eaux dans les années à venir.

De plus un suivi des conditions physico-chimiques régnant au niveau de l'interface eau-sédiment est du plus grand intérêt car les processus d'échanges du phosphore à cette interface jouent un rôle déterminant dans le processus d'eutrophisation (Cf. deuxième partie). En effet, le stock de phosphore des sédiments peut être mis en solution dans des conditions physico-chimiques et biologique particulières. C'est pourquoi une étude visant à identifier les formes d'accumulation dans les sédiments, leur évolution ainsi que leur transfert à l'interface eau-sédiment est conseillée.

Il serait également intéressant d'étudier le fonctionnement hydrodynamique de la retenue (courants, stratification, temps de séjour). Comme je l'ai signalé précédemment, il est probable que le temps de séjour des eaux ne soit pas le même d'un endroit de la retenue à un autre (du fait de la forme dendritique de la retenue). Ce qui veut dire qu'il peut y avoir une évolution temporelle de la qualité des eaux différente d'une zone à une autre. Ce peut être une information pertinente pour la mise en place des piscicultures par exemple. En outre, la connaissance de l'ensemble des phénomènes qui régissent le fonctionnement de la retenue sont nécessaires à la compréhension de l'évolution des différents processus physiques, chimiques et biologiques dans la retenue, pour tenter de les maîtriser.

CONCLUSION

La construction d'un ouvrage de grande envergure tel qu'un barrage n'est jamais sans conséquences sur l'environnement. Le barrage de Garafiri n'échappe pas à cette règle. Nous avons donc essayé de voir tout au long de cette étude, quel pouvait être l'impact d'un tel aménagement sur la qualité des eaux du Konkouré et par voie de conséquence, quels pouvaient être les impacts sur les biocénoses aquatiques de ce fleuve.

Après de nombreux calculs et grâce à l'utilisation des modèles mis au point par l'OCDE, nous sommes arrivé à la conclusion suivante: il y a une probabilité de 60 % que l'événement « les eaux de la retenue de Garafiri sont eutrophes » se produise. Or, l'eutrophisation peut avoir de lourdes conséquences sur le plan environnemental et économique, de par la désoxygénation des eaux et la production de composés toxiques et corrosifs (ammoniaque et hydroxyde sulfuré entre autres).

La retenue de Garafiri a toutefois deux atouts: une tour de prise et un temps de séjour court. La tour de prise rend possible le rejet d'une eau de qualité acceptable en aval en variant le niveau de captage de l'eau. Le temps de séjour court autorise en théorie un nettoyage rapide de la retenue. Néanmoins, la forme particulière de la future retenue de Garafiri (dendritique) peut contrecarrer ce second point. C'est ce qui s'est passé pour le barrage de Petit-Saut en Guyane dont le temps de séjour des eaux est encore plus court (6 mois) et où l'impact sur la qualité de l'eau et la faune aquatique furent importants.

Le processus d'eutrophisation n'est donc pas simple à appréhender de par la multitude de paramètres qui interviennent dans ce processus. En tout état de cause, il est préférable d'un point de vue écologique et économique, de tenter d'agir sur ces différents paramètres avant que le processus d'eutrophisation des eaux ne se mette effectivement en place.

Il existe pour cela plusieurs solutions plus ou moins efficaces et plus ou moins coûteuses. Dans la dernière partie de ce rapport, je fais référence au déboisement total de la retenue, à l'exploitation du bois et à la défoliation chimique. Ces trois propositions ont le même objectif bien déterminé, de diminuer la quantité de phytomasse immergée (et principalement le feuillage). En effet, la phytomasse après minéralisation par les micro-organismes, va être le facteur déterminant dans le déclenchement de l'eutrophisation des eaux de la retenue. Si ces solutions ne viennent pas à être appliquées, il est probable que le processus d'eutrophisation s'effectue, avec toutes les

conséquences sur les biocénoses aquatiques évoquées dans ce rapport (diminution de la richesse spécifique, mortalité importante chez certaines espèces, modification des peuplements...).

Nous avons vu qu'il existe un certain nombre d'outils permettant de détecter de façon fiable l'eutrophisation des eaux. Cela va de la simple observation des macrophytes, à l'étude approfondie des peuplements phytoplanctoniques et ichtyologiques. Une fois détecté, il est possible d'intervenir pour enrayer le processus d'eutrophisation par différents moyens physiques (destratification du lac, aération de l'hypolimnion ou réoxygénation des eaux en aval...), chimiques (désactivation des nutriments et emploi d'algicides) ou biologiques (récolte des macrophytes et biomanipulation).

Tout cela représente évidemment un coût. Ne faudrait-il pas investir dès maintenant dans le déboisement total de la retenue ou dans une quelconque autre action visant à éviter l'eutrophisation des eaux, plutôt que de devoir investir par la suite dans des dispositifs de lutte contre l'eutrophisation et dans la réparation des ouvrages corrodés? C'est ici que réside l'intérêt de ce type d'étude, outil d'aide à la décision: prévoir à long terme les problèmes qu'un gestionnaire risque de rencontrer afin que bien informé, il soit en mesure dès le départ, d'opter pour les stratégies de gestion les mieux adaptées. Si les résultats et les méthodes employés s'avéraient pertinents - ce que nous révélera le suivi environnemental du barrage de Garafiri - il pourrait être envisagé d'appliquer cet outil d'analyse prévisionnel à d'autres aménagements du même type.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ALBERT P., 1996** - *Suivi écologique des communautés de poissons en aval du barrage de Petit-Saut (Guyane française)*, ORSTOM (éd.), Cayenne, 74p.
- AUVRAY M.C., 1947** - *Bassin du Konkouré. Monographie hydrologique*, ORSTOM (éd.), Paris, 46p.
- BCEOM (éd.), 1990** - *Projet hydroélectrique de Garafiri - Avant projet environnement et réinstallation des populations - Annexes*, Montpellier.
- BCEOM (éd.), 1994** - *Actualisation de l'étude environnementale du projet Garafiri - Rapport final*, Montpellier, 68p.
- BERHAUT J., 1975** - *Flore illustrée du Sénégal*, Tome IV, Direction des Eaux et Forêts (éd.), Dakar, 625p.
- BOYER J., 1982** - *Les sols ferrallitiques. Facteurs de fertilité et utilisation des sols*, Tome X, Initiations-Documentations Techniques n°52, Editions ORSTOM, Paris, 384p.
- CLAVEL P., 1994** - *Compte-rendu de la mission d'évaluation environnementale du projet d'aménagement hydroélectrique de Garafiri*, Caisse Française de Développement (éd), Paris, 7p.
- CIGB, 1991** - *17 èmes congrès des grands barrages*, Question 64, vol. 1, CIGB ICOLD, Paris, 1192p.
- DEJOUX C, 1983** - *La pollution des eaux continentales africaines*, Editions de l'ORSTOM, Paris, 513p.
- DUCHAUFOUR P., 1991** - *Pédologie. Sol, végétation, environnement*, Editions Masson, Paris, 289p.
- EDF, 1997** - *Numéro spécial consacré à la retenue de Petit-Saut*, Hydroécologie appliquée, t.9, vol. 1-2, EDF-DER, Chatou, 262p.
- EDF INTERNATIONAL - COYNE ET BELLIER (éd.), ?** - *Caractéristiques principales du projet Garafiri*, 5p.
- EDF INTERNATIONAL - COYNE ET BELLIER (éd.), 1988** - *Aménagement hydro-électrique du Konkouré, complexe Garafiri-Kaletu. Garafiri: étude de faisabilité. Hydrologie*, Montpellier, 87p.
- EDF INTERNATIONAL - COYNE ET BELLIER (éd.), 1995** - *Aménagement hydro-électrique de Garafiri sur le Konkouré. Etude de définition technique et organisationnelle du plan de suivi environnemental du bassin versant du Konkouré*, Montpellier.
- GALY-LACAUX C., 1996** - *Modification des échanges de constituants mineurs atmosphériques liés à la création d'une retenue hydroélectrique, impact des barrages sur le bilan du méthane dans l'atmosphère*, Thèse de 3ème cycle, Laboratoire d'aéologie, Université de Toulouse Paul Sabatier, 164p.
- GAUTIER M., 1995** - *Aménagement hydro-électrique sur le Konkouré, supervision de l'exploitation du réseau hydrométrique du Konkouré*, Hydroconsult (éd), Montpellier, 115p.
- GOSSE P. & GREGOIRE A., 1997** - *Dispositif de réoxygénation artificielle du Sinnamary à l'aval du barrage de Petit-Saut (Guyane)*, Hydroécol. Appl., Tome 9, Vol. 1-2, Chatou, pp 23-56.

GOSSE P. & al., 1997 - *Des réponses à 100 questions posées sur l'évolution de l'écosystème aquatique du Sinnamary après la mise en eau du réservoir hydroélectrique de Petit-Saut*, EDF-DER, Chatou, 25p.

HEINRICH W., 1985 - *Vegetation of the Earth and ecological systems of the Geo-Biosphere*, Springer-Verlag Editions, Third edition, Berlin, 318p.

HUGUENY B. & al., 1996 - *Applying an index of biotic integrity based on fish assemblages in a West African river*, *Hydrobiologia* 331: 71-78.

HYDROCONSULT (éd.), 1996 - *Aménagement hydro-électrique de Kaleta sur le Konkouré, étude de faisabilité*, Montpellier, 42p.

HYDROCONSULT (éd.), 1996 - *Aménagement hydro-électrique de Garafiri sur le Konkouré en Guinée. Synthèse de l'hydrologie*, Montpellier, 27p.

KLAPPER H., 1991 - *Control of eutrophication in inland waters*, Editions Ellis Horwood, Chichester, 337p.

MAHE G., 1993 - *Les écoulements fluviaux sur la façade atlantique de l'Afrique. Etude des éléments du bilan hydrique et variabilité interannuelle, analyse des situations hydroclimatiques moyennes et extrêmes*, Editions de l'ORSTOM, Coll. Etudes et thèses, Paris, 438p.

MINISTERE DE LA COOPERATION, 1993 - *Mémento de l'agronome*, Ministère de la Coopération, 4ème édition, Collection « Techniques rurales en Afrique », Paris, 1635p.

OCDE, 1982 - *Eutrophisation des eaux, méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte*, OCDE, Paris, 164p.

ORSTOM, 1994 - *Rôle de l'environnement physique et biologique sur les ressources ichtyologiques en Basse-Guinée*, Editions de l'ORSTOM, Paris, 51p.

ORSTOM (éd), 1997 - *Aménagement hydro-électrique de Garafiri: étude de l'impact du barrage de Garafiri et de Kaleta sur l'estuaire et le bassin versant du Konkouré en Guinée, Offre technique*, Conakry, 34p.

PAUGY D., KASSOUM T., DIOUF P.S., 1994 - *Faune ichtyologique des eaux douces d'Afrique de l'Ouest*, *Ann. Mus. r. Afr., Zool.*, 275: 35-66.

PETIT M., 1990 - *Géographie physique tropicale. Approche aux études du milieu*, Editions Karthala et ACCT, Paris, 351p.

POUILLY M., 1993 - *Habitat, écomorphologie et structure des peuplements de poissons dans trois petits cours d'eau tropicaux de Guinée*, in *Revue Hydrobiol. Trop.* 26: 313-325.

POURRIOT R., MEYBECK M., 1995 - *Limnologie générale*, éditions Masson, Collection d'écologie 25, Paris, 956p.

RAMADE F., 1990 - *Eléments d'écologie. Ecologie fondamentale*, Mc Graw-Hill, Paris, 566p.

RAMADE F., 1993 - *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement*, Ediscience International, Paris, 822p.

RICHARD S., 1996 - *La mise en eau du barrage de Petit-Saut (Guyane française). Hydrochimie*, Thèse de 3ème cycle, Université d'Aix Marseille I, 277p.

RYDING S.O. & RAST W., 1993 - *Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs*, éditions MASSON, Paris, 294p.

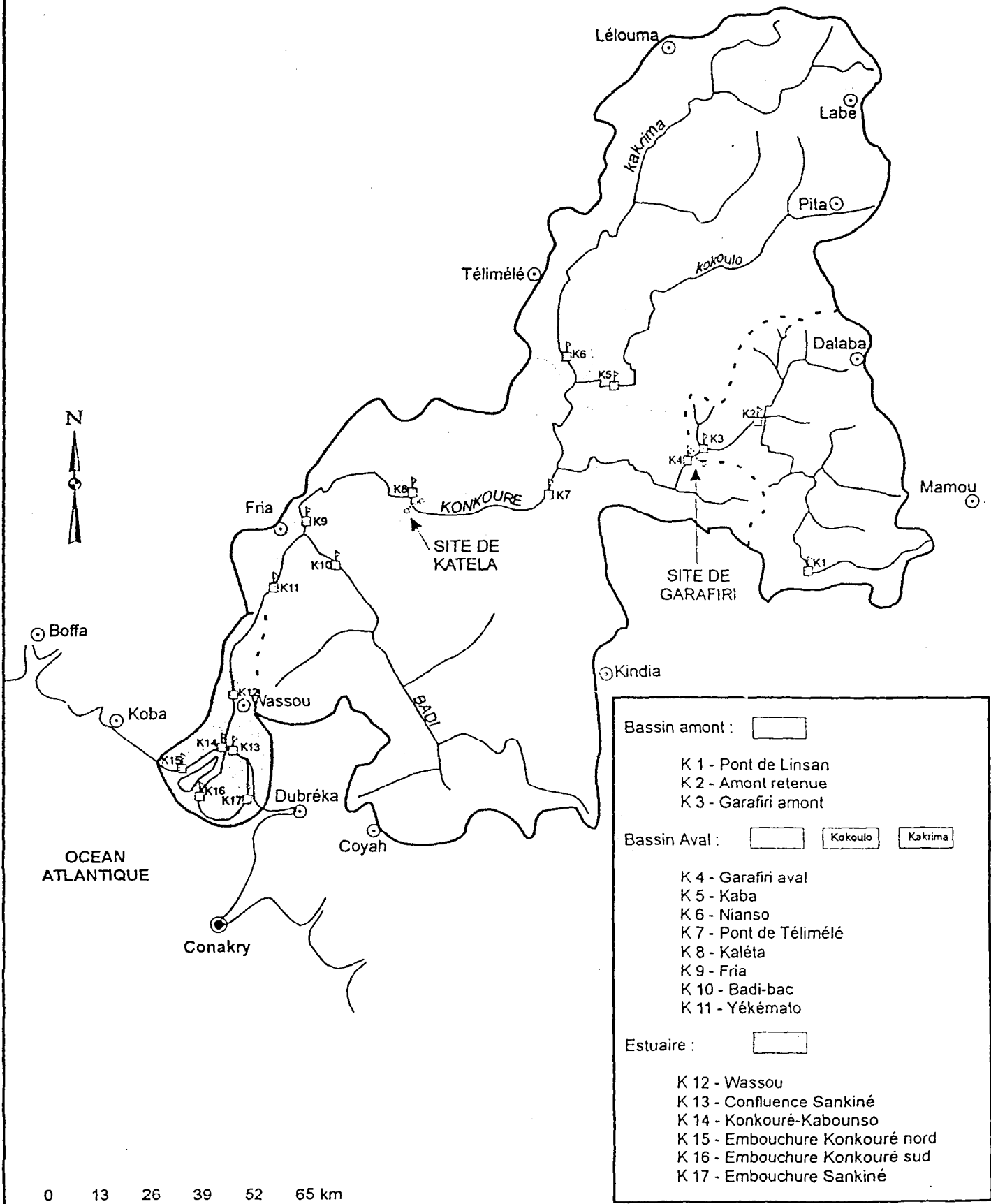


ANNEXES

ANNEXE 1:

BASSIN VERSANT DU KONKOURE

Positions des stations



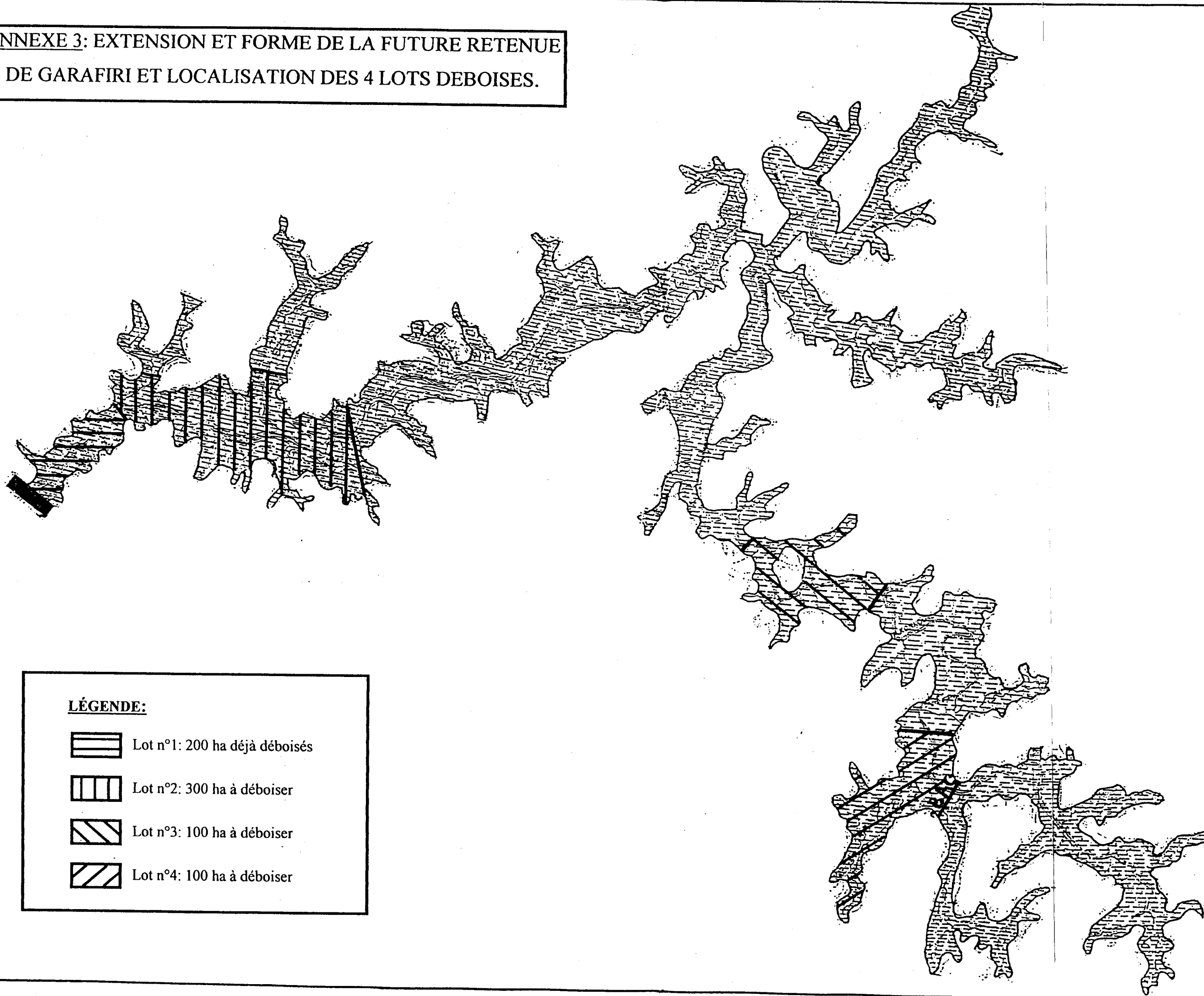
0 13 26 39 52 65 km

Sources : Carte Guinée IGN 1/1 000 000





ANNEXE 2: liste des 20 espèces d'arbres toxiques présentes dans la zone immergée (liste non exhaustive établie par Mr Mamadou Seridou Sow, professeur de botanique à l'ENATEF).

Nom scientifique	Famille	Organes toxiques	Animaux concernés
<i>Spondiathus preussii</i>	Euphorbiacée	plante entière	vertébrés
<i>Palisoto hirsuta</i>	Commélinacée	plante entière	poissons
<i>Parkia biglobosa</i>	Mimosacée	gousses	poissons
<i>Mucina pruriens</i>	Fabacée	fruits	homme
<i>Nauclea pobeguinii</i>	Rubiacee	bois	homme
<i>Securidaca longpedunculata</i>	Polygalacée	plante entière	serpents
<i>Erythrophleum guineensis</i>	Césalpinacée	plante entière	vertébrés
<i>Detarium hendelotiarium</i>	Césalpinacée	fruits	vertébrés
<i>Tribulus terrestris</i>	Zygophyllacée	plante entière	moutons
<i>Anthostema senegalensis</i>	Euphorbiacée	latex, feuilles	homme
<i>Lonchocarpus cyanescens</i>	Papilionacée	rameaux feuillés	poissons
<i>Lonchocarpus laxiflorus</i>	Papilionacée	rameaux feuillés	
<i>Tetrapleura tetraptera</i>	Mimosacée	graines	
<i>Ocimum basilicum</i>	Labiacée	rameaux feuillés	
<i>Ocimum viriolae</i>	Labiacée	rameaux feuillés	
<i>Tephrosia siniaris</i>	Papilionacée	plante entière	
<i>Tephrosia voyetii</i>	Papilionacée	plante entière	
<i>Carapa precera</i>	Melicée	rameaux feuillés	
<i>Hyptis suaveoleus</i>	Labiacée	rameaux feuillés	
<i>Hyptis spigera</i>	Labiacée	rameaux feuillés	

ANNEXE 3: EXTENSION ET FORME DE LA FUTURE RETENUE
DE GARAFIRI ET LOCALISATION DES 4 LOTS DEBOISES.



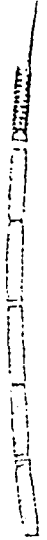
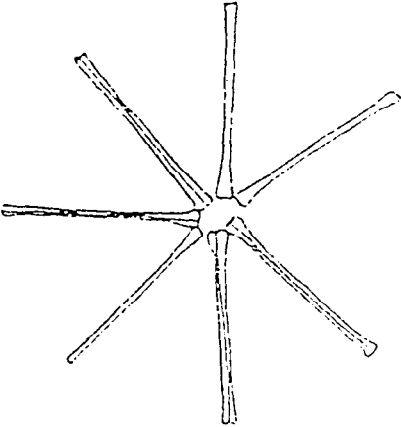
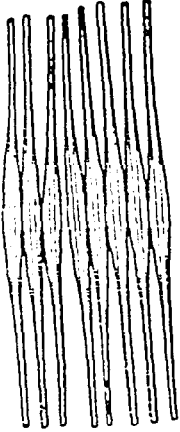

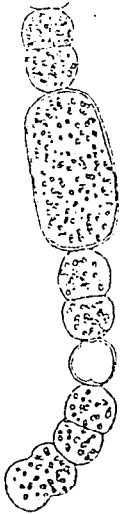
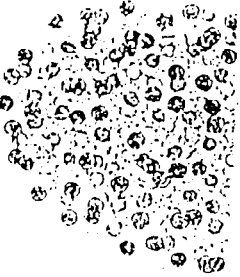

LÉGENDE:

-  Lot n°1: 200 ha déjà déboisés
-  Lot n°2: 300 ha à déboiser
-  Lot n°3: 100 ha à déboiser
-  Lot n°4: 100 ha à déboiser

ANNEXE 4: liste des neuf espèces endémiques de poissons présentes dans le Konkouré (d'après PAUGY D. et *al*, 1994).

- 1) *Barbus boboi*
- 2) *Barbus guineensis*
- 3) *Labeo rouaneti*
- 4) *Leptocypris konkourensis*
- 5) *Raiamas levequei*
- 6) *Chrysischthys levequei*
- 7) *Synodontis dekimpei*
- 8) *Synodontis levequei*
- 9) *Tilapia rheophila*

ANNEXE 5: quelques diatomées et cyanobactéries permettant de diagnostiquer l'eutrophisation des eaux.

Diatomées			
			
<i>Melosira sp</i>	<i>Asterionella sp</i>	<i>Fragilaria sp</i>	
Cyanobactéries			
			
<i>Oscillatoria sp</i>	<i>Anabaena sp</i>	<i>Microcystis sp</i>	<i>Aphanisomenon-flos aquae</i>

ANNEXE 6: résultats des analyses des échantillons de sols et de végétation effectuées par le CERE.

CENTRE D'ÉTUDE ET DE RECHERCHE EN ENVIRONNEMENT

.....

MATÉRIEL ET MÉTHODE

Pour la réalisation des analyses , il a été utilisé :

I - Un spectrophotomètre modèle DR-2000 HACH commandé par un microprocesseur.

L'appareil est pré-calibré pour 126 mesures colorimétriques différentes et possède une capacité de mémoire RAM suffisante pour 50 étalonnages.

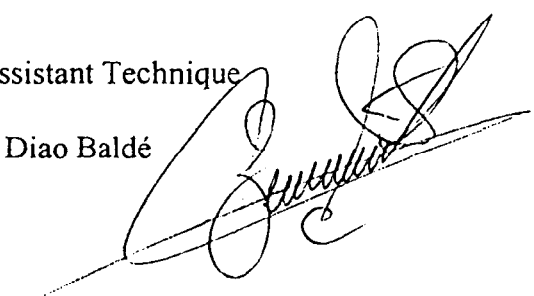
II- Un minéralisateur DIGESDHAL

Paramètres à déterminer	Méthodes d'analyses utilisées
I SOL	
Phosphore total	Méthode Phosver3 sur extrait au fluorure acide
II VÉGÉTAUX	
Phosphore total	Méthode Acide ascorbique sur extrait aqueux
Azote total	Méthode de Nessler précédée d'une digestion par H_2SO_4/H_2O_2
Matière Sèche	Chauffage à $105^{\circ}C/ 24H$

NB : Pour l'interprétation des résultats des analyses des végétaux, se conformer strictement aux indications de : « Agricultural Analysis Handbook, réf. No 22546-08.

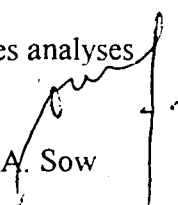
L'assistant Technique

Dr. Diao Baldé



Le chargé des analyses

Dr. A. A. Sow



N° éch.	DS	DF	SF	SS	VG	LF	MS	%
1	824	632	647	629	0.117	1175	61.4	0.030
2	793	1089	621	658	0.120	760	65.7	0.029
3	801	744	590	645	0.108	776	69.4	0.022
4	1053	933	848	611	0.111	749	58.9	0.031
5	624	673	629	668	0.091	1263	64.5	0.027
6	718	653	595	702	0.084	1290	57.1	0.021
7	666	629	915	564	0.081	999	73.1	0.031
8	736	684	868	634	0.087	1391	62.3	0.033
9	614	845	771	564	0.092	985	75.0	0.030
10	978	723	580	590	0.101	1361	55.5	0.031
11	629	736	590	712	0.098	1361	62.2	0.034
12	619	699	996	616	0.112	1530	67.1	0.027
13	723	707	710	598		1113	72.1	0.031
14	679	697	866	712		776	68.2	0.021
15	793	601	728	598		917	63.3	0.023
Moyenne	757	736	730	633	0.100	1096	64.9	0.028

DS: teneur en P-total des sols de la Savane Déboisée (en ppm);

DF: teneur en P-total des sols de la Forêt-galerie Déboisée (en ppm);

SS: teneur en P-total des Sols de la Savane (en ppm);

SF: teneur en P-total des Sols de la Forêt-galerie (en ppm);

VG: pourcentage de P-total contenu dans la Végétation;

LF: poids de Litière Forestière en grammes pour un m² de surface;

MS: pourcentage de Matières Sèches dans la litière;

%: pourcentage de P-total dans cette MS.

ANNEXE 7: présentation d'un indice d'intégrité biotique basé sur l'ichtyofaune des rivières ouest africaines.

Hydrobiologia 331: 71–78, 1996.

© 1996 Kluwer Academic Publishers. Printed in Belgium.

Applying an index of biotic integrity based on fish assemblages in a West African river

Bernard Hugueny¹, Sekou Camara², Baïdi Samoura² & Mambi Magassouba²

¹ Antenne ORSTOM, Laboratoire d'écologie des eaux douces et des grands fleuves, Université Lyon I, 43 Boulevard du 11 novembre 1918, 69622 Villeurbanne cedex, France

² Centre National des Sciences Halieutiques de Boussouira, Conakry, BP 1984, République de Guinée

Received 16 August 1995; in revised form 16 April 1996; accepted 17 April 1996

Key words: fish, biotic integrity, river, Guinea, mormyridae

Abstract

A multivariate measure of river quality, the Index of Biotic Integrity (IBI), was adapted to a West African river, the Konkoure (Republic of Guinea). Fish assemblages were sampled using gill-nets during the dry season to provide data for the IBI. Ten metrics were subsequently defined. The capacity of the modified IBI to assess the impact of a bauxite treatment plant was tested. The IBI decreased as expected at the impacted station. Detailed examination of the data revealed that one family, the Mormyridae, was almost eliminated from the impacted station, suggesting that members of this family can be considered as intolerant species in future uses of the IBI in other African rivers.

Introduction

The rivers of the more industrialized countries are subject to an increasing number of diverse disturbances (Hughes & Noss, 1992). As a result, numerous methods have been developed that evaluate the impact of human activities on water quality and on the aquatic ecosystem. Biological indicators are commonly used and have proven to be efficient (Karr, 1991). New criteria for evaluating the biotic integrity of rivers have led to the development of more powerful indices. The biotic integrity of an ecosystem can be defined as its capacity to maintain a community with a species richness, composition and functional organisation comparable to that in similar ecosystems that are undisturbed by human activity (Karr & Dudley, 1981). In this context, an index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages was developed in the United States (Karr, 1981), and introduced into Europe (Oberdorff & Hughes, 1992). This index proved useful to highlight a large range of human disturbances, such as structural changes in habitat; water quality degradations and alterations in land use. African rivers are beginning to be touched by some of these disturbances and attempts are being made to apply the IBI in a few

countries: Sierra Leone (Ganda, personal communication); Cameroon (Kandem Toham, personal communication); Namibia (Hocutt et al., in press) and Republic of Guinea (present study).

This study has two aims: (1) adapt the IBI to West African rivers, particularly those of Guinea and (2) present an example of its use.

Karr (1981) recommends the use of fish assemblages to evaluate the biotic integrity of rivers for the following reasons: (1) the biology and ecology of fish species is well known; (2) fish assemblages include several different trophic groups and are thus potentially good indicators of the surrounding conditions; (3) fish species are relatively easy to identify; (4) fish are present in all but the most polluted aquatic environments and (5) fish are popular and are therefore a means of alerting the public to disturbances in aquatic ecosystems.

In the African context, these statements hold true, but must be moderated. The biology, ecology and systematics of the species are generally not as well known as in temperate regions and hence, points 1–3 lose strength. Nonetheless, fish remain the best known group of purely aquatic African animals. For instance, benthic invertebrates, other candidates for the elabo-

ration of an IBI (Karr, 1991), are poorly known. In West Africa, ecological and systematic knowledge is sufficient to meet the needs of an IBI based on fish assemblages. Good identification keys exist (Lévêque et al., 1990, 1992) and fish diets are generally known (Lauzanne, 1988; Paugy, 1994). Species sensitivity to general disturbances is the only area where information is missing.

In African rivers particularly, a 'fish index' can be supported because fish are often an important food resource for local human populations, and are thus guarded. Furthermore, undisturbed areas, which can be used to calibrate the IBI and its metrics are still numerous in Africa, making it ideal for the development of biotic indices.

Adaptation of the IBI to West African rivers

The IBI is based on a certain number of 'metrics', each of which is representative of an aspect of a fish assemblage. We will discuss those originally defined by Karr (1981) for a few rivers in North America, and where possible, adapt them to West Africa.

Metric 1: Number of species. This metric is based on the hypothesis that a disturbed environment will have fewer species than an undisturbed one, as species that are intolerant to the disturbance will be absent. This metric has not been changed.

Metric 2: Number of intolerant species. This metric is obviously justified, species that are known to not tolerate a wide range of disturbances will disappear first. We do not retain this metric because of limited knowledge of species responses to general disturbance.

Metrics 3-5 account for the functional diversity of the assemblage expressed as the number of species of different taxonomic groups. The underlying hypothesis is that a disturbed community will be less diversified than an undisturbed one.

Metric 3: Number of darter species (fish belonging to the Percidae family). In the present application this metric is replaced by the number of mormyrid species (Mormyridae family). In other studies this metric has been replaced by benthic specialist species (Hocutt et al., in press) and by benthic invertivores (Miller et al., 1988). As mormyrids feed on benthic invertebrates they make up a substantial part of benthic specialist species and benthic invertivores.

Metric 4: Number of sunfish species (fish belonging to the Centrarchidae family). Fausch et al. (1984) suggested that in tropical zones this metric should be

replaced by the number of cichlids (Cichlidae family), which will be done here, as in Hocutt et al. (in press). Other authors (Oberdorff & Hughes, 1992) suggested water column species as a functional replacement. Due to their percomorph body plan favouring manoeuvrability, cichlids are water column species well suited to live in structured edge or vegetated habitats (Winemiller et al., 1995).

Metric 5: Number of sucker species (fish belonging to the Catostomidae family). In this study this metric was replaced by the number of large, longlived, benthic siluriform species. Oberdorff & Hughes (1992) proposed large, long lived species as a replacement, and Steedman (1988) classified suckers and catfishes into the same metric. Our metric is thus a compromise between these two suggestions while retaining the association with river bottom displayed by suckers.

Metric 6: Percentage of individuals that are Green Sunfishes. This metric takes into account the dominance of this species in highly disturbed areas. In African waters the resistance of species to disturbance is not well enough known to enable an equivalent species, or group of species, to be suggested.

Metric 7: Percentage of individuals that are omnivorous species. The number of omnivores is meant to increase in disturbed environments, where specialized sources of food are rare or absent. This metric is unchanged.

Metric 8: Percentage of individuals that are invertivorous species. This metric is unchanged.

Metric 9: Percentage of individuals that are largely piscivorous species as adults. This metric is retained.

Metric 10: Number of individuals. In a disturbed environment the number of individuals is expected to be less than that observed in an undisturbed environment. This metric has not been modified.

Metric 11: Percentage of hybrid individuals. It is generally assumed that hybridization between species is favoured by changes in their habitats. This metric has not been modified.

Metric 12: Percentage of individuals with anomalies or that are disease ridden. When the environment is highly disturbed, disease and problems in development or growth may appear. This metric has not been modified.

Table 1 presents a summary of the original metrics and their adaptation to the fish assemblages of West Africa.

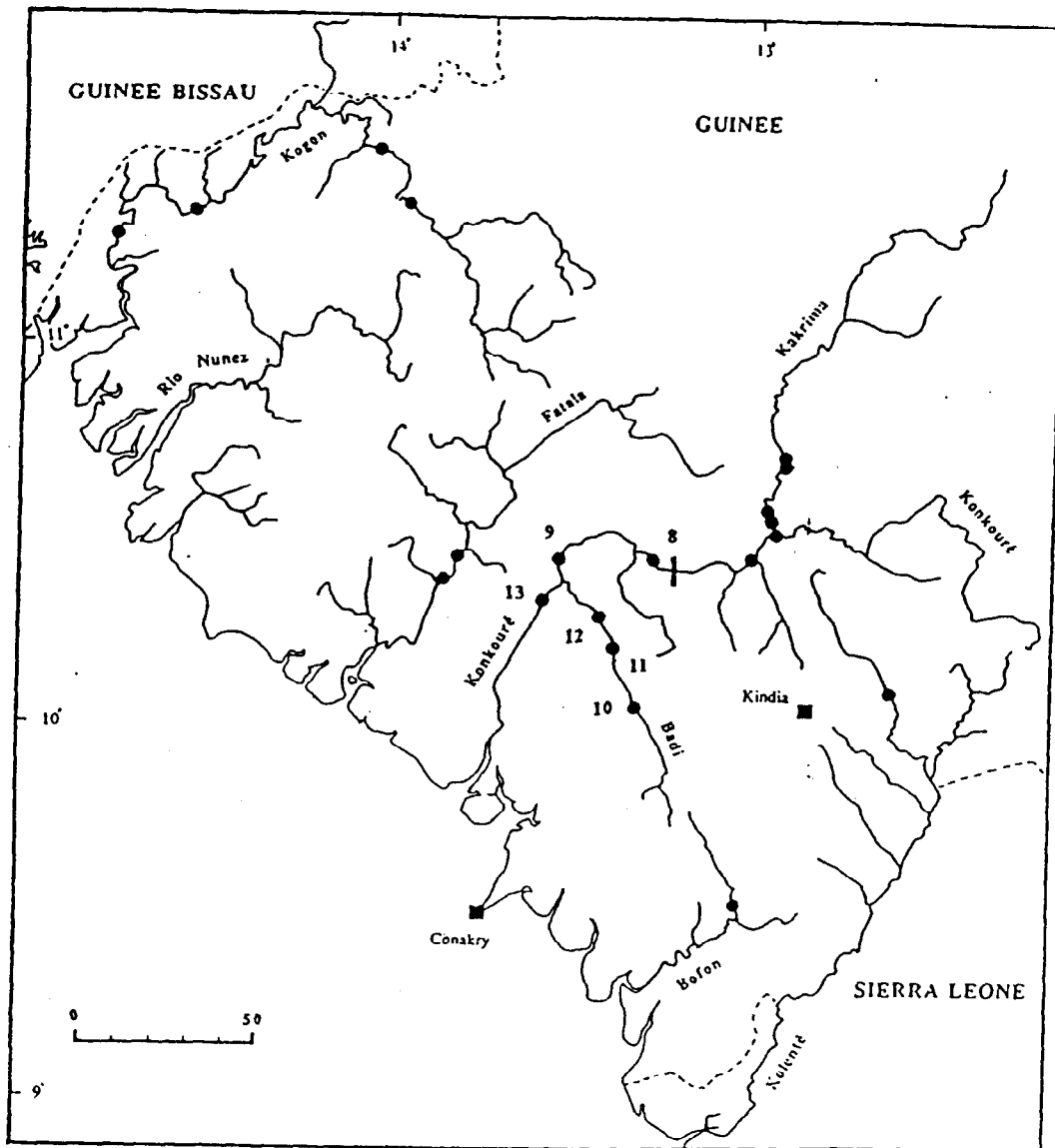


Figure 1. Map showing location of sampling sites on the Konkouré river in République de Guinée. Unnumbered points are sampling sites not considered in this study. At Fria (13) there are two sampling sites, I and R, respectively downstream and upstream from the reject. At locality 10 there are two sampling sites: one (B) is on a tributary of the Badi, the other (A) is on the Badi. Kaleta falls are represented by a bar crossing the river.

Application to a concrete case

The modified IBI is used on a length of the Konkouré basin in the Republic of Guinea. The river was chosen for the homogeneity of its ichthyofauna and because of the presence of a point source of pollution, which allows the IBI to be tested *in situ*. The Konkouré River, the largest Guinean river along the atlantic coast, drains an area described by White (1983) as a mosa-

ic of lowland rain forest and secondary grassland. In the studied area the climatic regime is Guinean; mean annual rainfall is about 2800 mm, the rainy season ranges from June to November and rainfall reaches its maximum between July and September.

The study zone is made up of the Konkouré River downstream of the Kaleta waterfalls and its tributary, the Badi (Figure 1). Within this zone, the ichthyofauna is homogeneous (Hugueny, unpublished data), and no

Table 1. Fish community metrics from the original IBI and corresponding metrics adapted for this study. All metrics are assumed to display low values in disturbed localities except those in italics.

	Original metrics	Adapted metrics
1	Number of fish species	No change
2	Number of intolerant species	No equivalent
3	Number of darter species	Number of mormyrid species
4	Number of sunfish species	Number of cichlid species
5	Number of sucker species	Number of large benthic siluriform species
6	<i>Percent of individuals as Green sunfish</i>	No equivalent
7	<i>Percent of individuals as omnivores</i>	No change
8	<i>Percent of individuals as invertivores</i>	No change
9	<i>Percent of individuals as piscivores</i>	No change
10	Number of individuals	No change
11	<i>Percent of individuals as hybrids</i>	No change
12	<i>Percent of individuals with anomalies</i>	No change

noticeable changes in the assemblages occur relative to the width of the river. Consequently, it is not necessary to standardize the species richness metrics according to the size of the river as is usually the case. At Fria, about 50 km from the river's mouth, there is a bauxite treatment plant. The most obvious disturbance this plant causes is an increase in pH due to the release of soda into the Konkouré. The pH is 10 at the reject, 8 where sampling is carried out in the impacted station, and between 6.2 and 7 elsewhere in the Konkouré. Unfortunately, no access to the river further downstream from Fria was found. As a result, there is no way to assess downstream recovery.

The study zone was fished 25 times in 8 sites with gill nets during 1992 and 1993 (Table 2). We fished during the dry season (December to May) as most stations are inaccessible from the road during the rainy season. In West Africa the principal seasonal changes in fish assemblages occur between the dry and rainy seasons (Lévêque et al., 1988). Seasonal variability can thus be considered low in our data. Sampling is more efficient in pools which fit the following criteria: more than one meter deep and 500 m long, 70–200 m wide, at current velocities less than 0.2 m/s. One exception is locality 10B, a tributary of the Badi, which is about 30 m wide. However, as this locality is located at the confluence with the Badi, reduced river width has no obvious effect on the fish assemblage. Two gangs of gill nets were used, each with the following mesh sizes (in mm): 10, 12.5, 15, 17.5, 20, 22.5, 25 and 40. Nets were set for one night (from 16:00 to 8:00 the next morning).

Assignment of species to trophic categories is based on Paugy (1994), Lauzanne (1988) or Welcomme (1985). Species absent from lists provided by these authors, are assumed to belong to the same trophic category as congeneric species. Available stomach content analyses for Guinean species (N. Baude, unpublished data) lead to results concordant with the literature. The main discrepancy is for *Schilbe micropogon* which, from these data, is clearly a piscivore and not an omnivore as are most of its congeners. On the basis of stomach content analyses, *Tylochromis* spp is classified as an omnivore. The trophic status of *Pelvicachromis* sp remains unknown. For fish identification keys given in Lévêque et al. (1990, 1992) have been used. In the Konkouré River the two species of *Petrocephalus* known to occur (*P. levequei* and *P. tenuicauda*) are morphologically close to each other preventing a confident diagnosis (R. Bigorne, personal communication). Consequently these two species have been grouped in our database. Two morphs of *Tylochromis* were found in the Konkouré river but we were unable to match them precisely with species described in West Africa. Thus, all *Tylochromis* were grouped in the same category in our database. One unidentified *Pelvicachromis* species was found. These taxonomic uncertainties affect a few metrics slightly.

We scored the 10 retained metrics for each station, except for the % hybrids (none were found) and % disease ridden individuals (difficult to assess with fish sampled in gill-nets). Each metric was then centered and reduced, and the IBI was calculated as the sum of metrics transformed in this way. This procedure is comparable to that generally used to calculate the IBI,

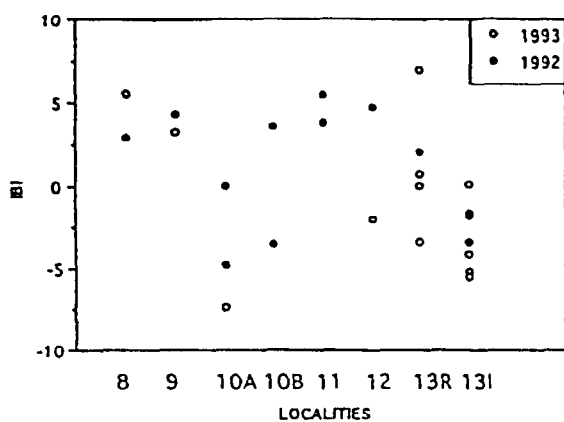


Figure 2. Plot of IBI scores by site and year. Sites are numbered as in Figure 1.

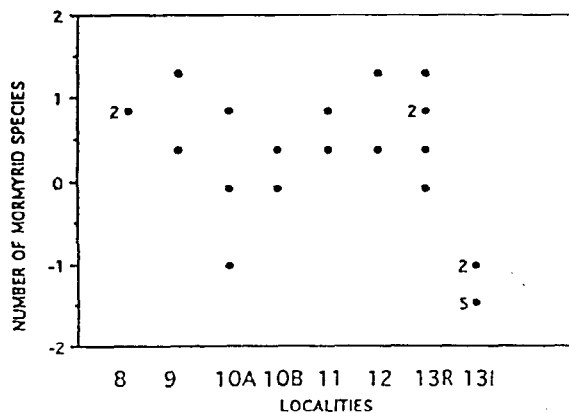


Figure 3. Scores of the metric 'number of mormyrid species'. Sites are numbered as in Figure 1. The number of coincident points is given by a numeral.

which consists of creating a constant number of classes for each metric, while losing the least possible information. Metrics expected to increase with disturbance are multiplied by -1 before summing. The average IBI observed at the disturbed area, downstream of Fria, is compared to the IBI's of the undisturbed stations. The same was done for each metrics to determine those that lead to variation of the IBI. We used one-tailed, non-parametric Mann-Whitney rank tests, because of the small sample size and the expected lower values in the impacted site.

Results and discussion

Both fishing results and the biological characteristics needed to calculate the IBI are shown in Table 2.

Spatio-temporal variability of the IBI score is displayed in Figure 2. The IBI, as expected, is lower at the station downstream of the bauxite treatment plant but also in station 10A where there is no known disturbance. Thus the spatio-temporal variation of the IBI scores in reference sites is quite high. Karr et al. (1987) observed that sites displaying low changes in IBI score through time were those with the higher mean IBI score. This pattern is not observed in our data. Despite this spatio-temporal variation of IBI scores, the difference between reference sites and treatment site is statistically significant (Table 3). Among the metrics included in the index, three show the opposite trend to that expected (Table 3). These are the number of cichlid species, the number of large benthic siluriform species, and the percentage of individuals that tend to be piscivorous. Of the metrics that evolve as expected, four have a significantly lower value in the disturbed zone than in the reference zones (Table 3). These are species richness; the number of mormyrid species; the percentage of individuals as omnivores and the percentage of individuals as invertivore species. Considering the number of mormyrid species the difference between values observed in reference sites and treatment site is particularly striking as, except for one value, there is no overlap (Figure 3).

In order to use the IBI correctly, a certain number of precautions must be taken. First, the number of species in the community must be sufficiently high so that one or a few species do not cause important and unexpected variations in the IBI (Bramblett & Fausch, 1991). This is not a problem here, as even in the disturbed station there is always at least 8 species. Another condition is that the 'natural' spatio-temporal variability of the community that is likely to come out in the IBI must be known (Karr et al., 1987). This is one of the most limiting conditions, as it requires much field data, an uncommon situation in many countries. By sampling only large pools, the fishing method limits variation between environments sampled and consequently the spatial variation in the assemblages. Nevertheless, more data about spatio-temporal variability are needed, particularly those dealing with assemblage changes along the channel which must be integrated in the IBI. It is also recommended that sampling be representative of the assemblage. Fishing with gill nets is problematic as this is a selective method. It is possible that certain species that may significantly influence a metric are inadequately sampled and lead to a decrease in IBI sensitivity. For example, cichlids are generally not efficiently sampled with gill nets, and for this family only very large variations in number or in species

Table 3. Results of the Mann-Whitney test of metrics and IBI ranks between samples from the reference sites and the treatment site. One-tailed probabilities are given. a: mean rank in treatment samples are higher than or equal to mean rank in reference samples; b: not computed. Between brackets are given probabilities obtained when metrics are computed without the Mormyridae.

Metrics	<i>p</i>
Number of species	0.005 (a)
Number of mormyrid species	<0.001 (b)
Number of cichlid species	a (a)
Number of large benthic siluriform species	a (a)
% of individuals as omnivores	0.002 (0.215)
% of individuals as invertivores	<0.001 (0.487)
% of individuals as piscivores	a (a)
Number of individuals	0.284 (a)
IBI	0.009 (b)

richness are detected. Nonetheless, even if gill netting influences the sensitivity of the IBI, the results are not biased if a standard protocol is followed. Gill nets are also often the only sampling method that can be used in large rivers as is the case here. Moreover, low conductivity of most West African rivers precludes electrofishing.

The IBI showed the effect of the bauxite treatment plant at Fria on the fish assemblages. The metrics that change significantly (and in the expected direction) between the treatment and reference zones are species richness; the number of mormyrid species; the % invertivores, and the % omnivores. The increase in omnivores and the decrease in invertivores at the disturbed site suggests a change in food supply. However, the family Mormyridae makes up 75% of the invertivore individuals. Thus it is possible that the decrease in invertivores is due to the decline of this family in the treatment site for a reason other than food availability. In the same way, species richness may be affected by the absence of mormyrids species in the treatment site. If the analysis is redone without the mormyrids, none of the metrics affected by this change differ significantly between the reference and treatment zones (Table 3). This result suggests that the mormyrids are entirely responsible for the variation in the IBI observed between the reference and treatment zones. This conclusion is all the more plausible given that only two mormyrids were found in the treatment area. Despite the lack of data in the literature, it is common knowledge that mormyrids are very sensitive to many stressors. The absence of this family is probably explained

by their high sensitivity to the physico-chemical conditions, which is an increase in pH here, rather than the disappearance or decline in their main food source, benthic invertebrates. Another point worth discussing is the increase in the number of cichlids species in the disturbed zone when a decrease would be expected. This metric may actually behave unexpectedly. Certain cichlid species, for instance some *Sarotherodon* and *Tilapia* species, are very tolerant, as has been shown by their successful introduction into diverse environments (Welcomme, 1988). The usefulness of this metric therefore depends on the proportion of tolerant species among the cichlids. Apparently tolerant cichlids species dominate the fauna of the Konkouré. This hypothesis needs further confirmation. However representatives of this family are never present in high numbers in the samples, which means interpretations based on this metric are difficult. Although the usefulness of the IBI on the Konkouré is conclusive, the cases of the mormyrids and cichlids underline the importance of detailed knowledge on the tolerances of species to major types of disturbance. The results suggest that the mormyrids are sensitive species and 'number of mormyrid species' could be an equivalent for the original metric 2 as well as for metric 3 (Table 1). In the same way, metric 6 could include the percentage of individuals belonging to certain cichlid species. Representatives from the genus *Clarias* or *Barbus*, which are often the last species to survive in extreme conditions (Lévêque, 1990) also fill this role.

Hocutt et al. (In press) proposed different metrics than ours in a modified IBI for the Kavango river in Southern Africa. However, as there is no test in an impacted situation, there is no way of deciding if their metrics work better than ours. Species tolerance to anthropogenic disturbance was not integrated in their metrics which is needed in Southern Africa as well as in West Africa. They emphasize the high seasonal and spatial (longitudinal) variability observed for some metrics in pristine situations and this is also a concern in West Africa. For instance, studies on longitudinal zonation of fish assemblages provide mixed results in West African rivers and a clear pattern hardly emerges (Welcomme & de Mérona, 1988). Furthermore a substantial interannual variability in IBI values is expected in West Africa because fish assemblages display high interannual variability there (Hugueny et al., 1995).

One of the advantages of the IBI is that it is potentially sensitive to a variety of types of disturbance: organic or physico-chemical pollution, decline in habitat structure, etc. The next logical step is to test the