



Structure, fonctionnement et dynamique du phytoplancton dans le lac de Taabo (Côte d'Ivoire)

Noël Grogga

► To cite this version:

Noël Grogga. Structure, fonctionnement et dynamique du phytoplancton dans le lac de Taabo (Côte d'Ivoire). Construction hydraulique. Institut National Polytechnique de Toulouse - INPT, 2012. Français. NNT : 2012INPT0014 . tel-04228587

HAL Id: tel-04228587

<https://theses.hal.science/tel-04228587>

Submitted on 4 Oct 2023

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Université
de Toulouse

THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par l'Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse)

Discipline ou spécialité : Ecologie Fonctionnelle

Présentée et soutenue par **Noël GROGA**
Le 20 février 2012.

Titre :
**Structure, fonctionnement et dynamique du phytoplancton dans le
lac de Taabo (Côte d'Ivoire)**

JURY

Ouattara ALLASSANE, Pr., Université d'Abobo-Adjamé (Côte d'Ivoire) Examineur
Jacques LEMOALLE, Dr, IRD Montpellier (France) Rapporteur
Jean-Claude LEFEUVRE, Pr., Université de Rennes, MNHN Paris, (France) Rapporteur
Alain DAUTA, Cr, Université Paul Sabatier (France) Co-directeur de thèse
Pascal LAFFAILLE, Pr., INP-ENSAT (France) Directeur de thèse
Denis SALLES, Dr Cémagref Bordeaux (France) Examineur

Ecole doctorale : ED SDU2E

Unité de recherche : Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement (Ecolab UMR 5245)

Directeur(s) de Thèse : Pascal Laffaille & Alain Dauta

Rapporteurs : **Jacques LEMOALLE**, Directeur de recherche IRD (Montpellier) et
Jean-Claude LEFEUVRE, Pr Université de Rennes, MNHN (MNHN Paris)

Remerciements

La recherche n'est pas une activité solitaire et ce qui peut être présenté comme un travail personnel doit toujours beaucoup à de nombreuses collaborations. Le travail présenté ici ne fait pas une exception à cette règle et a bénéficié, à des degrés variés, de la bonne volonté de nombreuses personnes.

Je me fais tout d'abord un devoir de remercier toutes les personnes qui m'ont aidé au cours de ces années d'études doctorales.

A l'issue de ce temps dense et précieux, passé d'abord au LEBA-UAA.CI, puis ECOLAB-TOULOUSE – ces laboratoires sont alors devenus pour moi comme mes secondes familles - je tiens à exprimer mes profondes gratitude et reconnaissances à toutes les personnes qui ont permis la réalisation et l'aboutissement de cette thèse.

Cette étude a été réalisée dans le cadre du projet de recherche Challenge Program, initié par le Centre National de Recherche Agronomique de Cote d'Ivoire (CNRA.CI) en collaboration avec l'Université d'Abobo-Adjamé de Cote d'Ivoire (UAA.CI) et l'Université Paul Sabatier et l'Institut National Polytechnique de Toulouse. L'aboutissement de ce projet de thèse est le résultat de multiples contributions qui méritent notre reconnaissance et bien plus, notre respect.

Je tiens à témoigner ma profonde gratitude au professeur Germain GOURENE, Président de l'Université d'Abobo-Adjamé, Directeur du Laboratoire d'Environnement et de Biologie Aquatique (LEBA), pour la qualité de la formation, au Directeur Général du CNRA. CI, pour avoir mis à notre disposition un cadre propice au travail.

Au professeur. Allassane OUATTARA, j'exprime ma reconnaissance. Merci pour la confiance placée en moi et ses recommandations sur le projet de recherche qui m'a permis de collecter les données ayant fait l'objet de cette étude. De plus, le professeur. Ouattara a guidé mes premiers pas dans l'univers de la recherche scientifique depuis le DEA à travers des séances de travail qui ont véritablement forgé mon esprit. Au-delà de ces actions bienfaitrices d'ordre scientifique, le professeur. OUATTARA est le conseiller qui m'a accompagné durant ce parcours. Je dois ainsi, à juste titre lui témoigner mon infinie gratitude et ma déférence.

Au Dr. Kouassi Sébastien DA COSTA a pris une part active à la réalisation de ce travail. Chef du projet, il a initié et assuré le financement en partenariat avec le FIS (Fonds International pour la Science) depuis les campagnes d'échantillonnages, nous avons reçu de lui assistance et surtout des contributions scientifiques hautement appréciables. C'est donc avec un réel plaisir que je veux m'acquitter de l'agréable devoir de remerciement.

J'ai une reconnaissance infinie pour la confiance placée en nous par le professeur. Pascal LAFFAILLE, Directeur de thèse qui a supervisé ce travail.

Alain DAUTA (Co-directeur) a pris une part très active à la réalisation de ce travail. Depuis les séries de campagnes d'échantillonnages jusqu'au terme de la rédaction,

j'ai reçu de lui assistance et critiques constructives. C'est donc avec un réel plaisir que je veux m'acquitter de l'agréable devoir de remerciement.

Je remercie tout le personnel administratif de l'Unité de Formation et de Recherche des Sciences et Gestion de l'Environnement (SGE-UAA.CI), en particulier le professeur Bi Tié GOULA, Doyen, pour sa disponibilité.

Le professeur. Issiaka SAVANE, ex-Doyen de l'UFR, pour avoir créé un cadre favorable à notre formation doctorale en Cote d'Ivoire.

Je veux exprimer toute ma gratitude au Professeur Jean-luc PROBST, Directeur de la structure du CNRS-ECOLAB et au professeur Micky Tackx sous-Directeur. J'exprime mon infinie reconnaissance au Professeur Magali GERINO, responsable de l'équipe de Recherche BIOREF, pour m'avoir accueilli dans son équipe pendant ce doctorat. Je n'oublie pas certains de ses collaborateurs : Franck GILBERT, et toute l'administration en particulier Christiane TERTRE, Catherine MONIER et Annick CORREGE.

Je suis très reconnaissant à Christian AMBLARD, Directeur de Recherches au CNRS, du Laboratoire Biogéochimie et Ecologie de Milieux Continentaux (BIOEMCO/UMR-CNRS 7618) pour ses suggestions qui ont permis d'améliorer ce travail.

J'adresse mes sincères remerciements à la Direction de la CIE de Taabo pour les données sur les côtes de l'eau, la température et les précipitations. Nous voudrions témoigner notre reconnaissance aux pêcheurs professionnels du lac dont l'appui a été très utile pendant la collecte des données.

J'adresse mes sincères remerciements au professeur. Jacques MOREAU de l'Institut National Polytechnique de Toulouse pour la lecture critique du manuscrit.

Le professeur. René LECOHU ; m'a aidé pour la systématique des algues, qu'il en soit remercié.

J'adresse notre profonde gratitude au professeur Dago GNAKRI pour son assistance salubre durant tout ce parcours.

Nos remerciements vont également à l'endroit du Docteur Inza DOUMOUYA, Secrétaire Général de l'Université d'Abobo-Adjamé, pour son assistance, ses conseils et son soutien sans faille.

Au dynamique collège d'Enseignants-Chercheurs du laboratoire, le LEBA, qui a soutenu ma volonté de faire aboutir ce projet de thèse à travers les encouragements renouvelés et les avis scientifiques très appréciés. Je pense particulièrement aux professeurs. Mamadou OUATTARA, Lacina COULIBALY, Dramane DIOMANDE du LEBA et aux docteurs Yéhé Mathieu DIETOA, Lassina DOUMBIA, N'Guessan Pascal MANIZAN, Moussa CISSE, Yao Sylvain N'GUESSAN, Yacouba BAMBA, Kotchy Yves BONI, Koffi Félix KONAN, Edia Oi EDIA, Blayda TOHE, N'Guessan

Emmanuel ASSEMIAN, Kouamé Germain N'GORAN, Koffi Mexmin KONAN et Julie Estelle EBROTTIE née NIAMIEN. Nous adressons un grand merci à tous les doctorants du LEBA, Mesdames Mireille Netto née SEU ANOÏ, Edwige Affoué née KOUASSI N'GOHESSE, Marthe BROU née GNAYORO, Lydie ALALI, Marie KEKE et AMESSAN Elise BONI, Mesdemoiselles Awa TRAORE, Marie- Paulette ADON et Ahou Nicole YOBOUE, et Messieurs Kouakou Norbert KOUADIO, Kouamé Martin KOUAME, Koffi Charles BOUSSOU, Gustave ALIKO, Romaric BALLET, Pétémanagnan Jean-Marie OUATTARA, Aman MESSOU, Adama Idriss CAMARA, Nattoye Natty KPAI, Kouakou Théodore KONAN, Aka Jean-Paul AGNISSAN, N'Dédé Michel AHIZI, Abissa Antoine YAO, Kouman KOFFI et Francis N'GUESSAN, pour l'esprit d'équipe et la convivialité qu'ils ont su faire régner au laboratoire.

A mes amis enseignants-chercheurs : Moussa KIMSE, Nahounou Mathieu BLEYERE et Bamory KAMAGATE, j'adresse mes sincères remerciements pour leur soutien moral et matériel. Je ne saurais terminer ces remerciements sans penser aux étudiants ivoiriens à Toulouse et en particulier à Huberson Yao AKIN, Marcellin Adon, BAFTIFEGUE, Claude Pregnon NAHI, Adama OUATTARA et Soualo OUATTARA.

Il y a aussi des personnes que j'ai envie de remercier justement parce qu'à un moment ils ont été un appui. Il s'agit des membres de l'équipe Bioref (Antoine, Laetitia et aux amis Nabil, Anatole, Samuel, Eve, Robert, Frederick, Sylvain, Didier, Claudine),

Finalement, voilà le temps de remercier mes parents qui m'ont toujours soutenu, et à qui je dois mon épanouissement tant personnel que professionnel.

Je remercie également ma sœur, Gisèle, son époux Gilles Kragba, et mes frères, Aimée, Yves, Gilles, Basile et ma regrettée petite sœur bien aimée feu Léa Sylvie pour cette relation très privilégiée que nous entretenons et pour les nombreuses manifestations d'encouragement qu'ils m'ont témoigné.

Enfin il m'est particulièrement agréable de manifester ma reconnaissance aux membres du jury qui ont accepté de lire et évaluer ce travail malgré leur emploi du temps chargé.

Gloire au TOUT PUISSANT, SEIGNEUR JESUS-CHRIST qui, dans sa grande miséricorde, nous a protégés, fortifiés et inspirés.

*« La maturité s'obtient lorsque nous nous sentons en mesure
de nous approprier lucidement notre existence, de nous en
faire l'auteur, de signer chacun de nos choix en notre nom. »*

Vincent Cespèdes

Dédicace



*À Notre Seigneur Jésus Christ, Souverain,
Maître incontesté du ciel et de la terre, Maître
de l'intelligence et de la sagesse.*

Cette thèse est également dédiée à :

*mon père, FEU Louis **GROGA**, pour son soutien sans faille et ses encouragements qui m'ont permis de poursuivre mes études ;*

*ma mère, NOAILLE Colette **DOUE** épouse **GROGA**, pour son appui, sa constance dans le soutien et ses conseils ;*

*ma fiancée, Marlène Salé **SIA**, pour son amour, son soutien surtout spirituel et ses encouragements qui m'ont aidé à aller jusqu'au bout de cette thèse.*

SOMMAIRE

Remerciements	3
Liste des figures	14
Liste des tableaux	17
Liste des photographies	19
Liste des abréviations	23
INTRODUCTION	25

CHAPITRE I GENERALITES ET ETAT DES CONNAISSANCES SUR LES LACS DE L'AFRIQUE DE L'OUEST 33

I. 1. Le phytoplancton	35
I. 1. 1. Définition	35
I. 1. 2. Habitat et écologie	36
I. 1. 3. Diversité spécifique et diversité écophysologique	38
I. 1. 4. Le phytoplancton, indicateur de qualité biologique	44
I.2. Les lacs de barrage de l'Afrique de l'ouest	45
I.2. 1. Les bassins fluviaux	45
I.2. 1. 1. L'interdépendance hydrique régionale	47
I.2. 1. 2. Une typologie des organisations de bassin	48
I.2. 1. 3. Des ressources globalement encore peu exploitées	50
I.2. 1. 4. La diminution des ressources en eaux de surface	51
I.2. 2. Les grands barrages et les populations en Afrique de l'Ouest	51
I.2. 2. 1. Ressources en eau et grands barrages en Afrique de l'Ouest	53
I.2. 2. 2. Inconvénients et avantages associés aux grands barrages	55

CHAPITRE II SITE ETUDIE, ET BASSIN VERSANT DU LAC DE TAABO 59

II.1. Milieu étudié	61
II. 1.1. Le lac Taabo	61
II. 1.2. Hydrographie et relief	63
II. 1.3. Caractéristiques climatiques	63
II. 1.3. 1. Température et insolation	65
II. 1.3. 2. Humidité relative	65
II. 1.3. 3. Vent	66
II.2. Bassin versant du lac Taabo	66
II. 2. 1. Couverture végétale	66
II.2. 2. Pédologie	67
II.2. 3. Géologie	67
II.2. 4. Régimes pluviométriques	69
II.2. 5. Régimes hydrologiques	72
II.2. 6. Impact spatio-temporel des activités humaines sur le couvert végétal et le plan d'eau	73

II.2.7. Principales caractéristiques du barrage hydroélectrique de Taabo	76
CHAPITRE III : MATERIEL ET METHODES	79
III. 1. Matériel	81
III. 1. 1. Matériel de mesure des Paramètres Physico-chimique	81
III. 1. 2. Matériel de prélèvement du phytoplancton	82
III. 1. 3. Matériel d'identification et d'analyse du phytoplancton	83
III.2. Méthodes	84
III. 2. 1. Stratégie d'échantillonnage	84
III. 2. 2. Mesure des paramètres physico-chimiques	89
III. 2. 3. Concentration de la chlorophylle a	90
III. 2. 4. Détermination de l'état de trophie	91
III. 2. 5. Analyses qualitative et quantitative du phytoplancton	93
III. 2. 5 -1. Analyse qualitative	93
III. 2. 5-1-1. Identification des espèces	93
III. 2. 5-1-2. Diversité globale	93
III. 2. 5. 1. 2. 1. Méthodes univariées	94
III. 2. 5. 1. 2. 2. Méthodes multivariées	95
III. 2. 5 -2. Analyse quantitative	95
III.2. 2. 5. 2. 1. Abondance	95
III.2. 2. 5. 2. 2. Biovolume	95
III. 2. 6. Détermination de la production primaire	96
III.2.6.1. Evaluation de la production photosynthétique	97
III.2.6.2. Détail du calcul de la production primaire	98
III.2.6.2.1. L'environnement lumineux	98
III.2.6.2.2. La photosynthèse et les variations de lumière au cours de la journée et de l'année	99
III.2.6.3. Hypothèse de Calcul	101
III.2.6.3.1. Phytoplancton	101
III.2.6.3.2. Macrophytes	101
III. 2. 7. Traitements Statistiques	101
CHAPITRE IV : CARACTERISATION HYDROMORPHOLOGIQUE, PHYSIQUE ET CHIMIQUE DES EAUX DU LAC DE TAABO	103
IV. 1. Résultats	105
IV.1.1. Généralités	105
IV.1.1.1. Paramètres hydromorphologiques	105
IV.1.1.2. Paramètres physiques	108
IV.1.1.3. Paramètres chimiques	110
IV.1.2. Variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques	114
IV.1.3. Typologie des stations	114
IV.1.4. Rapport N/P	116
IV.2. Discussion	116

CHAPITRE V. ANALYSE QUALITATIVE ET QUANTITATIVE DES COMMUNAUTES PHYTOPLANCTONIQUES	125
V.1. Résultats	127
V.1.1. Analyse qualitative	127
V.1.1. 1. Composition spécifique et structure des peuplements	127
V.1.1.2. Diversité	132
V.1.2. Analyse quantitative	135
V.1.2.1. Densité phytoplanctonique	135
V.1.2.2. Biomasse phytoplanctonique (chlorophylle <i>a</i>)	139
V.1.3. Détermination de l'état de trophie	139
V.2. Discussion	140
 CHAPITRE VI. ESTIMATION DE LA PRODUCTION PRIMAIRE	 145
VI.1. Résultats	147
VI.1.1. Activité photosynthétique du phytoplancton	147
VI.1.1.1. Paramètres de calcul de la production primaire phytoplanctonique	147
a. Insolation et photopériode	147
b. Transparence et zone euphotique	147
c. Modalités de calcul	148
VI.1.1.2. Mesures <i>in situ</i> de la production primaire phytoplanctonique	149
VI.1.1.2.1. Variations des paramètres de la photosynthèse	152
VI.1.2. Effets de divers facteurs environnementaux	156
VI.1.3. Estimation de la production annuelle Taabo	158
1.3.1. Zonation du lac	158
1.3.2. Calcul de la production primaire phytoplanctonique	158
1.3.3. Production primaire du lac Taabo	160
VI.1.4. Production des Macrophytes	162
VI.1.5. Production primaire globale du lac Taabo	162
VI.2. Discussion	163
 DISCUSSION GENERALE	 169
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	181
ANNEXES	211
ABSTRACT	223
RESUME	224

LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Classes algales et leurs caractéristiques principales basées sur des aspects morphologiques et cytologiques (Saez *et al.* 2008). 43
- Figure 2. Le cours d'eau transfrontaliers de l'Afrique de l'Ouest (Source : CEDEAO-CSAO/OCDE 2006a). 46
- Figure 3. Les grands barrages de l'Afrique de l'Ouest (Source : CEDEAO-CSAO/OCDE, 2006a). 52
- Figure 4. Réseau hydrographique du bassin versant du Bandama (Kouassi 2007). 61
- Figure 5. Carte du lac Taabo. Cette carte a été réalisée à l'aide des images corrigées Landsat 1990-196 du 30 décembre 1990 et Landsat 2001-196 du 18 février 2001 obtenues au Centre de Cartographie et de Télédétection (CCT). 62
- Figure 6. Climat et végétation du Bassin du Bandama (Lévêque C *et al.* 1983). 64
- Figure 7. Variation mensuelle de la température moyenne et de l'insolation moyenne en 2007 dans le bassin du Bandama. 66
- Figure 8. Carte géologique du Bassin de Bandama (Perraud 1971). 68
- Figure 9. Carte des Durées de la saison sèche en Côte D'ivoire (Source: ORSTOM 1979). 70
- Figure 10. Répartition de la pluviométrie sur le basin du Bandama (Lévêque C *et al.* 1983). 71
- Figure 11. Variations des valeurs moyennes mensuelles des précipitations et des apports à Taabo et à Kossou de 1980 à 2007 (source : DME-CIE et DHH). 73

Figure 12. Carte montrant l'occupation du sol dans de la région de Taabo en 1975 (en haut à gauche), en 1982 (en haut à droite), en 1990 (en bas à gauche) et en 2007 (en bas à droite) (Vei 2005). 74

Figure 13. Localisation des stations d'échantillonnage dans le lac Taabo (modifié d'après Kouassi 2007). 85

Figure 14. Variation pluri-annuelle de la pluviométrie moyenne dans la région de Taabo entre 1997 et 2007. 105

Figure 15. Variation pluri-annuelle de l'isolation moyenne dans la région de Taabo entre 1997 et 2007. 106

Figure 16. Variation pluri-annuelle de l'évaporation moyenne dans la région de Taabo entre 1997 et 2007. 107

Figure 17. Variation pluri-annuelle de la côte moyenne dans la région de Taabo entre 1997 et 2007 107

Figure 18. Variation pluri-annuelle moyenne du vent dans la région de Taabo entre 1997 et 2007. 108

Figure 19. Variation des profils verticaux des paramètres physico-chimiques. 112

Figure 20. Variation des profils verticaux des sels nutritifs dans le lac Taabo. 113

Figure 21. Analyse en composante principal (ACP). A et D: diagramme de valeurs propres. A, B et C: axes 1 (44%) et 2 (15%). D, E et F: axes 1 et 3 (13%). C et F: échantillons groupés par profondeur, affichant l'absence de structuration verticale. B, C, E et F : en noir la saison des pluies et en gris la saison sèche. 115

Figure 22. Distribution de la densité phytoplanctonique dans les différentes stations du Lac Taabo entre juillet 2006 et juin 2007.	131
Figure 23. Moyennes de l'indice de diversité de Shannon (H) et d'équitabilité (E) aux stations S1, S2, S3, S4, S5 et S6.	135
Figure 24. Variation saisonnière de la densité relative des groupes de phytoplancton dominant dans les stations.	136
Figure 25. Variation annuelle de la biomasse Chlorophyllienne totale ($\mu\text{g/l}$) dans les six stations du lac Taabo pour les périodes de crue (= saison des pluies ; de juin à octobre) et d'étiage (= saison sèche ; de décembre à mars).	137
Figure 26. Variation mensuelle de la biomasse Chlorophyllienne totale ($\mu\text{g /l}$) dans les six stations du lac Taabo pour la période du 07/2006 au 06/2007.	138
Figure 27. Variation mensuelle de l'insolation de la région de Taabo.	147
Figure 28. Variation de la zone euphotique en saison sèche et des pluies. ZS = profondeur disque de Secchi ; Zeu = zone euphotique.	148
Figure 29. Modèle théorique de la photosynthèse en fonction de la profondeur (Steele 1962).	149
Figure 30. Exemples de profils de photosynthèse aux différentes stations et saisons du lac Taabo.	150
Figure 31. Exemple de calcul à partir des mesures de terrain : le modèle de Steele (1962) est calé (P_{max} , I_{opt}) sur les valeurs expérimentales.	151

Figure 32. Variation saisonnière de la respiration et la Chlorophylle a dans le lac Taabo.	152
Figure 33. Variation saisonnière de production primaire maximale (Pmax) et de l'intensité lumineuse optimale (Iopt) dans le lac Taabo.	154
Figure 34. Evolution Amont-Aval de la productivité moyenne dans le lac Taabo.	155
Figure 35. Variation saisonnière de la chlorophylle a du lac Taabo.	156
Figure 36. Variation spatiale de la transparence du Lac Taabo.	157
Figure 37. Variation saisonnière de la vitesse du vent dans la région du lac Taabo.	157
Figure 38. Principales zones de production primaire du lac Taabo.	158
Figure 39. Variations de la production primaire nette des différentes stations au cours de l'année (en jours julien).	159
Figure 40. Evolution de la production primaire nette cumulée (phytoplancton) au cours de l'année.	160

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Les organisations de bassin des cours d'eau transfrontaliers concernant les pays de l'Afrique de l'Ouest (Atlas de l'Intégration Régionale 2006/2007).	49
Tableau 2. Nombre de personnes déplacées pour l'implantation de grands barrages (selon De Wet 1999; Niasse et Ficatier 2008).	55
Tableau 3. Caractéristique de la forme du bassin versant du lac de Taabo.	63
Tableau 4. Evolution de la population de Taabo (INS, 1998).	75
Tableau 5. Les principales caractéristiques du barrage Hydroélectrique de Taabo (CIE).	77
Tableau 6. Calendrier des sorties de terrain.	84
Tableau 7. Valeurs limites du système de classification trophique des eaux selon l'O.C.D.E. (1982). m : moyenne annuelle ; max : valeur maximale ; min : valeur minimale.	91
Tableau 8. Profondeurs moyenne (+/- écart type, n=30) en saison des pluies et en saison sèches mesurées de juillet 2006 à juin 2007.	109
Tableau 9. Principales caractéristiques physiques et chimiques mesurées de juillet 2006 à juin 2007 dans les 6 stations d'échantillonnages. Sd : écart type ; DO : oxygène dissous.	109
Tableau 10. Test de Wilcoxon (effet de la saison) et test de Kruskal-Wallis (site et l'effet de profondeur) appliqué sur chaque descripteur. En gras les valeurs significativement différentes ($p < 0,05$). DO : oxygène dissous.	114

Tableau 11. Valeurs moyennes du rapport N/P dans les différentes stations et saisons (saison des pluies : juin à octobre ; saison sèche : décembre à mars). $N/P = [N = (NO_2^- + NO_3^- + NH_4^+)] / [P = PO_4^{3-}]$. En gras les valeurs supérieures au rapport standard de Redfield (= 7). 116

Tableau 12. Pourcentage de présence des taxons phytoplanctoniques. 128

Tableau 13. Richesse spécifique en phytoplancton selon la station et la profondeur dans le lac de Taabo (2006-2007). CV : coefficients de variation. 133

Tableau 14. Etat trophique des stations du lac Taabo selon les critères de l'O.C.D.E. (1982). PT : concentrations en phosphore total. m : moyenne annuelle ; max : valeur maximale ; min : valeur minimal. 140

Tableau 15 Production nette moyenne journalière par saison. 161

Tableau 16. Production primaire des différentes zones du lac Taabo. Z : zone (station), Phyto : phytoplancton, Macr : macrophytes. 162

Tableau 17. Production primaire du phytoplancton du lac Taabo : comparaison avec les valeurs de la littérature pour d'autres lacs africains. 164

LISTE DES PHOTOGRAPHIES

- Photographie 1. Végétaux aquatiques envahissants à la surface du lac de Taabo. 76
- Photographie 2. Appareil multiparamètre de mesure WTW. A : sonde du conductimètre. B : Sonde à oxymètre. C : Sonde à pH. D : Solution à calibrage. E : Ecran du multiparamètre. 81
- Photographie 3. Bouteille hydrologique de type Van Dorn utilisée pour le prélèvement des algues pélagiques. A : tube PVC. B : ventouse. C : corde graduée. D : robinet. E : messenger. 82
- Photographie 4. Filet à plancton utilisé pour le prélèvement des algues pélagiques. 83
- Photographie 5. Vue partielle de la station S1 de Sahoua Bras du Bandama se déversant dans le cours supérieur du lac (en amont). 86
- Photographie 6. Vue partielle de la station S2 de Ahondo, partie supérieure du barrage de Taabo. Zone lacustre réceptacle des végétaux aquatiques envahissants qui recouvrent sur les deux tiers de la surface et les rivages exondés dans le cours supérieur du lac. 86
- Photographie 7. Vue partielle de la station S3 de Courandjourou grande baie jouxtant la barrière de Végétaux Aquatiques Envahissant (VAE) délimitant la partie moyenne du lac et la cuvette lacustre / côté gauche de la digue. 87
- Photographie 8. Vue partielle de la station S4 de Taabo-village débarcadère, zone lacustre / côté gauche de la digue. 88
- Photographie 9. Vue partielle de la station S5 de Taabo-village Digue dans le cours inférieur du lac. 88
- Photographie 10. Vue partielle de la station de Taabo-Cité, zone lacustre / côté droit de la digue. 89

Photographie 11. Matériel de mesure de la quantité d'oxygène dissous dans les différentes bouteilles (A : transparentes, B : opaques). 97

LISTE DES ABREVIATIONS

ACP: Analyse en Composantes Principales

BIOREF : Biodiversité, Réseaux trophiques et Flux dans les écosystèmes aquatiques

Chl *a* : Chlorophylle *a*

COMSTECH : Comité pour la Coopération Scientifique et Technologique (Islamabad, Pakistan)

Cm : Centimètre

CND : Conductivité

CNRA-CI: Centre National de Recherche Agronomique -Côte d'Ivoire

DEA: Diplôme d'Etudes Approfondies

ECOLAB: Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et des écosystèmes Aquatiques

FIS: Fondation Internationale pour la Science (Stockholm, Sweden)

GPS: "Global Positioning System" (Système de Positionnement Global)

km : Kilomètre

km² : Kilomètre carré

LEBA-CI: Laboratoire d'Environnement et de Biologie Aquatique-Côte d'Ivoire

O.C.D.E : Organisation de Coopération et de Développement Economiques
m Mètre

m/km: Mètre par kilomètre

m/s : Mètre par seconde

m³/s : Mètre cube par seconde

mg/L : Milligramme par litre

pH : potentiel Hydrogène

SGE : Sciences et Gestion de l'Environnement

SP : Saison des Pluies

SS : Saison Sèche

TDS : "Total dissolved solids" (Taux de Solides Dissous)

UFR : Unité de Formation et de Recherche

Mm : Micromètre

% : Pourcentage

°C : Degré Celsius

INTRODUCTION

L'eau est un bien unique

Les eaux de surface occupent la plus grande partie du globe terrestre. Environ 98% de ces eaux sont des eaux marines. Les 2% restant constituent les eaux continentales représentées par les rivières, les lacs, les étangs ... A cause de leurs utilisations multiples, ces eaux continentales sont d'une très grande importance pour les activités humaines: pour les activités domestiques comme la consommation et les loisirs, pour les activités agricoles et halieutiques et pour les activités industrielles. Les milieux aquatiques continentaux procurent une variété de biens et de services à l'homme, ce qui leur confère une valeur économique irremplaçable (Gleick 1993; Costanza *et al.* 1997). L'eau potable est vraisemblablement le bien le plus précieux car elle est une ressource rare et vitale (Gleick 1993). L'eau est également un élément indispensable utilisé par l'irrigation agricole, la production d'énergie et l'industrie.

Les eaux continentales attirent et concentrent de nombreuses populations pour leurs activités qui en retour doivent veiller à leur gestion et à leur pérennité. Face à l'explosion démographique actuelle, on se rend compte que les ressources en eau douce sont épuisables, et que les activités humaines représentent l'une des causes majeures du stress des écosystèmes aquatiques (Vasquez et Favila 1998; Dokulil *et al.* 2000; Tazi *et al.* 2001).

Mais la ressource en eau est fortement dégradée

La dégradation de la ressource eau découle essentiellement des pollutions ponctuelles et diffuses et de la modification des caractéristiques physico-chimiques (Malmqvist et Rundle 2002). Dans la mesure où la distribution des organismes colonisant les milieux aquatiques est principalement dictée par des processus autoécologiques (Vannote *et al.* 1980; Dolédec *et al.* 1999), les perturbations anthropiques ont une répercussion très forte sur la biodiversité aquatique (Sweeney *et al.* 2004). En outre, les modifications des communautés peuvent découler directement des introductions et/ou de la disparition des espèces induites plus ou moins directement par les activités humaines (Malmqvist et Rundle 2002; Bollache *et al.* 2004). Les conséquences de l'érosion de la biodiversité et de l'altération des habitats

sur les biens et les services rendus par les écosystèmes sont au cœur des préoccupations des chercheurs, des politiques et des gestionnaires (Hooper *et al.* 2005; Millenium Ecosystème Assessment 2005 ; Laffaille et Brosse sous presse). Au-delà des considérations éthiques et esthétiques, c'est la structure et le fonctionnement des écosystèmes eux-mêmes qui sont mis en péril, avec pour conséquence la dégradation tant quantitative que qualitative des biens et des services rendus, et dans notre cas la qualité de l'eau potable.

De part le monde, de nombreux plans d'eau sont ainsi irréversiblement endommagés par la pollution et/ou l'eutrophisation. Les plus vulnérables étant ceux situés proches des grandes agglomérations humaines (Zohary *et al.* 1996). Il y a unanimité pour considérer que le phosphore joue un rôle prépondérant dans le processus d'eutrophisation (Lacaze 1996). Mais la vulnérabilité établie des écosystèmes lacustres tropicaux appelle à plus de vigilance et d'investigations hydrobiologiques en Afrique en vue de rechercher des facteurs qui pourraient lui être spécifiques.

Le phytoplancton

Dans ces eaux continentales, le phytoplancton constitue la base de la chaîne trophique. Ce phytoplancton peut former des efflorescences par suite de prolifération d'une ou de quelques espèces dans des conditions hydroclimatiques favorables et en particulier le déséquilibre du contrôle par la ressource nutritive ou par le broutage. Ainsi, l'apparition de ces efflorescences est liée à plusieurs facteurs, notamment aux concentrations élevées en nutriments (Kilham et Kilham 1984), à la stabilité hydrodynamique (Reynolds *et al.* 1993), à la température (Reynolds 1998) et à la lumière (Dusenberry *et al.* 1999). Ces efflorescences peuvent avoir de nombreuses conséquences sanitaires, écologiques et économiques. Le phytoplancton est constitué de l'ensemble des micro-organismes végétaux en suspension dans l'eau, capables d'élaborer par photosynthèse leur propre substance organique, à partir de l'énergie solaire, de l'eau, d'oxygène et des sels nutritifs. Le rôle joué par le phytoplancton dans le fonctionnement des écosystèmes lacustres. De ce fait, les variations de la production

biologique ont des conséquences majeures sur les flux de matières à l'intérieur de l'écosystème.

Ce second aspect constitue un thème central de l'étude des écosystèmes lacustres, car la compréhension des processus impliqués conditionne les options de gestion des ressources vivantes, par exemple des piscicultures. Enfin, la croissance «massive» de certaines populations phytoplanctoniques peut entraîner des nuisances ou présenter un risque pour la santé publique ; certaines espèces phytoplanctoniques produisant des substances toxiques qui, lorsqu'elles sont accumulées par des organismes filtreurs (*e.g. poissons, crevettes, ...*), sont dangereuses pour l'Homme qui va ensuite les consommer. Les deux premières approches (*i.e.* le rôle joué par la production primaire dans les transferts et notamment d'oxygène entre les lacs et l'atmosphère, et les conséquences de ses variations sur le fonctionnement des écosystèmes lacustres) considèrent les populations phytoplanctoniques dans leur ensemble, en tant que producteurs autotrophes.

La composition spécifique des communautés phytoplanctoniques, l'abondance relative des différentes espèces, ainsi que la dominance d'une population par rapport à une autre sont autant de traits et de phénomènes en constante évolution qui caractérisent les successions phytoplanctoniques (Smayda 1980). Suivant cette conception, la dynamique des populations phytoplanctoniques est examinée à travers la réponse globale de la communauté aux variations environnementales, à l'aide de variables synthétiques telles que la biomasse phytoplanctonique totale. Cette approche «holistique» est essentielle pour comprendre le rôle des producteurs autotrophes dans le fonctionnement de l'écosystème pélagique, et plus particulièrement l'influence de l'activité biologique. En revanche, elle ne permet pas de répondre à d'autres problématiques. En particulier, lorsque l'on s'intéresse à la caractérisation de phénomènes atypiques, tels que l'apparition d'efflorescences phytoplanctoniques "massives" ou d'événements toxiques, le phytoplancton ne peut plus être considéré comme un ensemble homogène. En effet, les communautés phytoplanctoniques sont constituées d'assemblages d'espèces concurrentes, présentant des caractéristiques

biologiques (taille, forme, ...) et physiologiques (mode de nutrition, taux de croissance, ...) différentes (Smayda 1997a).

Les barrages hydrauliques de Côte d'Ivoire

En Côte d'Ivoire, il existe six lacs de barrages hydroélectriques : Kossou et Taabo sur le fleuve Bandama, Buyo sur le fleuve Sassandra, Ayamé 1 et Ayamé 2 sur la rivière Bia et Fayé sur la rivière San Pédro. L'essentiel de la production d'électricité de la Côte d'Ivoire a été basé sur ces ouvrages hydrauliques. Outre la production d'électricité, les lacs de ces barrages sont d'un intérêt socio-économique capital du fait du développement de plusieurs activités telles que l'agriculture, l'approvisionnement en eau potable et la pêche (Vanga 2001; Anonyme 1983; Vei 2005). Elles ont entraîné, en retour, une forte pression anthropique sur les lacs. Ces lacs ont fait l'objet de plusieurs études qui traitent essentiellement des caractéristiques physico-chimiques et biologiques des eaux (Kassoum 1979; Gouréne *et al.* 1999; Ouattara 2000; Diomandé 2001; Da Costa 2003).

Le lac Taabo

Le lac de Taabo, est un écosystème complexe de par sa taille, qui dépend non seulement du fonctionnement de ses composantes internes, mais aussi des contraintes locales (apports de son bassin versant), et qui constitue le dernier barrage situé en aval du bras principal du fleuve Bandama.

A ce jour, l'état du lac de Taabo où sont déversés les eaux résiduelles des différents dépotoirs des agglomérations et le lessivage des terres environnantes, est assez démonstratif de l'impact de l'action de l'homme. Il subit depuis lors, une forte pression humaine du fait des rejets d'effluents non épurés des lotissements, et ceux émanant d'autres structures riveraines du plan d'eau.

Depuis quelques années, une prolifération d'algues unicellulaires se produit dans la zone pélagique du lac qui confère à l'eau une couleur verte, et des macrophytes flottants se développent. Une telle croissance du phytoplancton et des macrophytes

sont vraisemblablement les premiers symptômes d'une « mauvaise » santé de l'écosystème. S'agissant du lac Taabo, la flore phytoplanctonique est peu connue. L'évolution quantitative du peuplement phytoplanctonique n'a pu être étudiée que par Da (2004). Jusqu'à ce jour, aucune étude de fonctionnement trophique de l'écosystème n'a été réalisée au lac de Taabo et il reste à comprendre les facteurs susceptibles de provoquer et/ou de contrôler les successions des espèces phytoplanctoniques.

L'intensification des activités agricoles, l'exploitation minière, l'urbanisation galopante sur le bassin versant du Bandama sont des facteurs favorables aux phénomènes d'érosion, qui influencent négativement non seulement la qualité écologique de l'hydrosystème mais aussi les communautés biologiques en général et plus particulièrement les algues planctoniques. Or, la compréhension de la dynamique de tout milieu alluvial réside dans les interactions entre l'écoulement, et la morphologie du réservoir.

Objectifs de la thèse

C'est dans ce cadre que cette étude est menée à travers ce sujet de thèse s'intégrant dans un travail pluridisciplinaire. Nous avons défini comme thème de cette étude : ***Structure, fonctionnement et dynamique du phytoplancton dans un lac de barrage hydroélectrique de Côte d'Ivoire : cas du lac de Taabo.***

Le principal objectif de ce travail est de contribuer à l'acquisition d'une première base de données sur le phytoplancton (micro, nano et picophytoplancton) du lac Taabo, en termes qualitatif et quantitatif (composition, biomasse et production). Ces données, mise en relation avec les données limnologiques et météorologiques, peuvent permettre une meilleure compréhension du fonctionnement écologique du lac Taabo.

Mon travail de recherche a donc porté sur :

- a)- la caractérisation de l'environnement physico-chimique du lac Taabo ;
- b)- l'inventaire du phytoplancton;

- c)- l'identification des facteurs déterminant la diversité phytoplanctonique des stations étudiées ;
- d)- l'évaluation de la productivité primaire globale et du niveau de trophique du lac.

Toutes ces mesures et évaluations ont pour objectifs de répondre aux questions suivantes :

- 1- Quelles sont les variables qui déterminent la dynamique du phytoplancton ?
- 2- Quelle est l'importance des flux d'éléments nutritifs vis-à-vis de la croissance du phytoplancton, et plus généralement, quel est le risque d'eutrophisation ?
- 3- Le phytoplancton peut il être considéré comme un bon indicateur de l'état trophique du lac ?
- 4- Dans le cadre d'un suivi à long terme du lac, quels sont les paramètres les plus représentatifs à prendre en compte, ainsi que les stations de référence, les périodes de contrôle à recommander ?
- 5 -Plus généralement, en considérant l'ensemble du lac et la population environnante, quels sont les éléments de gestions à privilégier, dans un contexte de monitoring et d'aménagement à moyen et long terme?

CHAPITRE I :

Généralités et état des connaissances sur les lacs de l'Afrique de l'Ouest

I.1. Le Phytoplancton

I.1.1. Définition

Le phytoplancton (du grec *phyton* ou plante et *planktos* ou errant) est constitué par l'ensemble du plancton végétal, c'est-à-dire des microorganismes photosynthétiques qui sont libres, passifs et en suspension dans la colonne d'eau. Il s'agit de cellules, colonies ou filaments (i) qui ne peuvent nager et dont les mouvements dépendent de ceux de l'environnement aquatique et/ou (ii) qui sont motiles (flagellés ou ciliés) mais dont les déplacements sont restreints. La principale source d'acquisition de l'énergie s'effectue par phototrophie chez ces organismes, à partir de la lumière (photosynthèse = processus d'absorption des sels minéraux et du carbone sous forme de CO₂ et de rejet d'oxygène sous l'effet de la lumière). Les organismes qui se procurent l'énergie nécessaire à leur croissance et à leur reproduction en combinant les modes de nutrition autotrophe et phagotrophe sont qualifiés de «mixotrophes» (Stickney *et al.* 2000). Par ailleurs, de nombreuses cellules phytoplanctoniques (les chrysophycées par exemple) sont capables de réaliser la mixotrophie, c'est-à-dire qu'elles possèdent des capacités hétérotrophes et elles utilisent des substances organiques à la base de leur métabolisme ou sont même capables d'ingérer des bactéries (Domaizon *et al.* 2003; Zubkov et Tarran 2008). Leur forme est extrêmement variée, la diversité morphologique étant souvent liée à une adaptation à la mobilité (flottaison, et mouvements verticaux) (Zeitzschel 1978). La chlorophylle *a*, un des pigments chlorophylliens, est le pigment majoritaire impliqué dans ce processus. Le phytoplancton se situe le plus souvent dans la couche supérieure éclairée des masses d'eau, dite zone euphotique dont la limite inférieure correspond à la profondeur recevant 1% de la lumière incidente.

Si les organismes phytoplanctoniques représentent seulement 1% de la biomasse des organismes photosynthétiques sur Terre, ils assurent 45% de la production primaire (Chisholm 1995; Behrenfeld *et al.* 2001). Ils sont ainsi à la base de la chaîne trophique pélagique (Azam et Malfatti 2007) et sont donc responsables d'une part essentielle de la production primaire dans les milieux aquatiques.

Les eaux douces et particulièrement les eaux de surface, qui représentent une ressource vitale pour l'homme, sont menacées par des pollutions diverses, d'origine anthropique. Le phytoplancton réagit à ces altérations et peut être considéré comme un indicateur de la dégradation de la qualité des eaux continentales, proposé par la DCE (Directive Cadre sur l'Eau) comme élément de qualité biologique. La prolifération du phytoplancton a un impact direct sur les écosystèmes aquatiques entraînant des modifications de la diversité et de la dynamique des populations. En outre, certaines espèces, dont les cyanobactéries, sont susceptibles de synthétiser des toxines à l'origine d'intoxications plus ou moins graves, représentant des risques importants pour la santé humaine et animale (Chorus et Bartram 1999). Les usages de l'eau peuvent ainsi être limités par ces contaminations.

I.1.2. Habitat et écologie

Les organismes qui constituent le phytoplancton ont une extrême plasticité écologique. Ces espèces très ubiquistes colonisent les biotopes terrestres et aquatiques (Fogg *et al.* 1973), et se retrouvent dans l'eau douce, saumâtre ou salée. Quelques espèces sont recensées dans les eaux thermales tandis que d'autres tolèrent les basses températures des lacs arctiques et antarctiques (Skulberg 1996). Certaines espèces vivent en association avec des animaux comme des protozoaires, des éponges ou des ascidies (endozoïques), ou avec des végétaux comme des fougères aquatiques ou des angiospermes (endophytiques) (Couté et Bernard 2001). Elles peuvent encore vivre en symbiose avec des champignons et des algues vertes comme dans le cas des lichens. Au cas où elles sont strictement aquatiques, elles peuvent être planctoniques, vivant dans la colonne d'eau, ou benthiques, fixées ou très proches des divers substrats (roches, coraux, algues, animaux) et se développent même à l'intérieur des sédiments (Mur *et al.* 1999; Couté et Bernard 2001).

Le phytoplancton comporte des organismes autotrophes qui possèdent, suivant les espèces, en plus de leurs remarquables possibilités d'adaptation à la température, une excellente adaptabilité aux variations lumineuses grâce à une composition pigmentaire qui leur permet d'utiliser une large gamme du spectre lumineux. Certaines

espèces peuvent aussi se déplacer dans la colonne d'eau grâce à des glissements, à des mouvements hélicoïdaux ou à la présence de vésicules à gaz. Ces éléments leur permettent d'aller se positionner au niveau de leur optimum lumineux dans la zone euphotique ou de descendre dans les couches inférieures chercher des concentrations plus importantes en nutriments. D'autres peuvent s'affranchir partiellement des éléments nutritifs de part leurs capacités de stockage ou de transformation de l'azote atmosphérique.

Selon Chorus et Bartram (1999), dans le phytoplancton il y a des organismes «écostratégiques» pouvant adopter plusieurs comportements qui les conduisent à dominer les communautés algales :

- «Ecostratégiques dispersés ou stratifiants». C'est le cas des genres *Planktothrix* et *Limnothrix*. Ce sont des espèces filamenteuses sensibles aux fortes intensités lumineuses. La régulation de la flottabilité est moins efficace chez ces espèces qui se retrouvent alors dispersées dans l'épilimnion, arrivant parfois à éliminer les autres organismes phytoplanctoniques par simple ombrage. Cependant, ces espèces peuvent aussi adopter une stratégie différente en se développant au niveau de la thermocline où leur richesse en phycoérythrine leur permet d'absorber efficacement la lumière dans les longueurs d'ondes 490 à 570 nm (bleu et vert).

- « Ecostratégiques fixateurs d'azote ». Certaines espèces de cyanobactéries appartenant aux genres *Aphanizomenon*, *Nodularia*, et *Nostoc* peuvent profiter d'une limitation de la disponibilité en azote sous forme directement assimilable (NO_3^- ou NH_4^+) pour dominer les autres espèces grâce à leur fixation d'azote.

Dans les milieux aquatiques, la biomasse des cyanobactéries atteint parfois de telles proportions que l'eau se colore et il se forme une efflorescence ou « bloom » selon les Anglo-Saxons. Des couches parfois très épaisses et éventuellement des écumes apparaissent à la surface de l'eau avec une durée assez variable, de quelques heures à plusieurs mois. Ces efflorescences sont le plus souvent dominées par une ou un petit nombre d'espèces, possédant pour la plupart d'entre elles des vésicules à gaz (Reynolds 1987).

I.1.3. Diversité spécifique et diversité écophysiological

Les conséquences écophysiological associées à la richesse spécifique des populations phytoplanctoniques sont nombreuses. Les différentes espèces ne réagissent pas de la même manière aux facteurs du milieu, en particulier la turbulence. Leurs taux de croissance, ainsi que leur dépendance vis-à-vis des nutriments, sont également variables. En outre, afin de faire face aux variations environnementales, les espèces phytoplanctoniques ont développé des stratégies adaptatives, telles que i) différents mécanismes favorisant leur mobilité, et leur migration vers des zones riches en nutriments et en lumière (phototaxisme, migration verticale, nage, agrégation), ii) le mode de nutrition mixotrophe, iii) la compétition interspécifique par production de substances allélochimiques, iv) des mécanismes de défense contre la prédation (allélopathie). Le cycle biologique de chaque espèce phytoplanctonique participe ainsi à un réseau complexe de relations interspécifiques à l'intérieur d'un assemblage d'espèces.

Le phytoplancton regroupe deux types d'organismes qui diffèrent au niveau cytologique essentiellement par la présence (eucaryotes) ou non (procaryotes) d'un noyau cellulaire (ADN confiné dans une enveloppe nucléaire) (Prescott *et al.* 2003). Actuellement, la phylogénie est en pleine évolution, grâce notamment aux avancées technologiques en biologie moléculaire (Iglesias-Rodriguez *et al.* 2006; Not *et al.* 2007; Saez *et al.* 2008). 8 principales classes différenciées selon des critères morphologiques, cytologiques, biochimiques et reproductifs sont recensées dans les milieux aquatiques. Nous en donnons une description sommaire ci-après (figure 1).

* Les **cyanobactéries**, organismes procaryotes, regroupent plus de 110 genres et environ 1000 espèces dulçaquicoles. La plupart des cyanobactéries sphériques appartiennent à la famille des Chroococcacées et les filamenteuses aux familles des Nostocacées et Oscillatoriacées (Bourrelly 1985a). Les cellules appartenant à cette classe se caractérisent par l'absence de noyau, de plaste et de reproduction sexuée. Les cyanobactéries (ou « algues bleues ») se distinguent des procaryotes hétérotrophes par

la présence de chlorophylle *a* et de pigments accessoires (phycocyanine, phycoérythrine, caroténoïdes) (Ganf *et al.* 1991; Schagerl et Donabaum 2003; Colyer *et al.* 2005). Certaines cyanobactéries possèdent des vacuoles gazeuses qui leur permettent de réguler leur position dans la colonne d'eau et de se maintenir à une profondeur où la température, la lumière et les éléments nutritifs sont favorables à leur développement. Un bon exemple de cette propriété physiologique est fourni avec l'espèce *Planktothrix rubescens* (Schanz *et al.* 1997; Bright et Walsby 1999; Walsby *et al.* 2004; Walsby 2005). D'autres cyanobactéries, également filamenteuses comme la précédente, possèdent deux types de cellules particulières : des hétérocystes et des akinètes. C'est par exemple le cas des genres *Anabaena* et *Nostoc* (Stewart 1973; Mur *et al.* 1999). Les hétérocystes sont des cellules à membrane épaisse, à contenu cellulaire homogène et très clair, capables de fixer l'azote atmosphérique. Ces cyanobactéries sont donc avantagées en milieu limitant en azote assimilable. Les akinètes sont des spores durables et chargées de réserves qui, une fois détachées en conditions favorables, forment un nouveau filament (Bourrelly 1985a). Les cyanobactéries se divisent essentiellement par fission binaire ou division végétative, c'est à dire que la membrane cellulaire s'invagine et sépare la cellule mère en deux cellules filles isomorphiques. Généralement, cette division a lieu dans un, deux ou trois plans qui sont plus ou moins perpendiculaires les uns aux autres entre générations successives (Komárek 2003). La diversité des cyanobactéries a été moins étudiée en milieu marin que dans les milieux d'eau douce. Cette différence résulte de l'occurrence de fortes efflorescences de cyanobactéries en milieu d'eau douce et du fait que les cyanobactéries marines sont constituées de deux principaux genres unicellulaires de petite taille (*Synechococcus* et *Prochlorococcus*) plus difficilement étudiables. *Prochlorococcus*, découverte en 1988 (Chisholm *et al.* 1988), est le genre photosynthétique le plus abondant de la biosphère (Partensky *et al.* 1999). Elle contribue jusqu'à 84% de la fixation du CO₂ dans certaines eaux oligotrophes (Jardillier, communication personnelle).

* Les **chlorophycées** forment un groupe extrêmement vaste et morphologiquement très diversifié. Elles sont réparties en 4 classes : les Euchlorophycées, les Ulothricophycées, les Zygothricophycées et les Charophycées. Celles-ci comportent environ 500 genres, représentant plus de 15000 espèces (John 1994). Toutefois, la plupart des algues vertes planctoniques lacustres appartiennent à l'ordre des Volvocales et à celui des Chlorococcales qui font partie de la classe des Euchlorophycées (Bourelly 1985b). Les cellules des Volvocales possèdent une paroi cellulaire glycoprotéique pourvue de 2, 4 ou 8 flagelles de même taille, 1 noyau et 2 vacuoles contractiles localisées à la base des flagelles. Les chloroplastes de la plupart des volvocales sont en forme de U et les chlorophylles *a* et *b* sont les pigments majeurs (Ettl 1983). Les Chlorococcales sont unicellulaires ou coloniales avec une membrane bien définie, parfois de formes filamenteuses (Ettl et Gärtner 1988). L'état végétatif est sous forme immobile et les flagelles sont absents au stade adulte. On distingue comme précédemment un noyau par cellule et les mêmes pigments majeurs (Bourelly 1985b). Pour assurer leur reproduction, les Volvocales et les Chlorococcales forment des zoospores à l'intérieur de la paroi cellulaire de la cellule mère. On distingue 3 types de zoospores : celles avec membrane et 2 fouets égaux, celles sans membrane et à fouets égaux et celles sans membrane et à fouets légèrement inégaux mais de même structure (Bourelly 1985b). Dans les formes coloniales, chaque cellule de la colonie se divise par division végétative en n cellules formant $2 \times n$ cellules filles. On retrouve également 3 types de reproduction sexuée : isogamie (2 gamètes de même taille), anisogamie (gamète male plus petit que gamète femelle) et oogamie (gamète femelle non flagellé et gamète mâle flagellé) (Nozaki 2003).

* Les **xanthophycées** regroupent plus de 100 genres et environ 600 espèces dulçaquicoles. Elles vivent à l'état unicellulaire, colonial ou de filament et sont caractérisées par une plus grande proportion de pigments caroténoïdes (β -carotène) que de chlorophylle, ce qui peut expliquer leur couleur jaune-verte (Ettl 1978). Les cellules mobiles possèdent deux flagelles de taille différente. La paroi cellulaire est souvent absente et quand elle est présente, elle contient une grande quantité de pectine et peut être siliceuse chez plusieurs espèces. Les xanthophycées se divisent

essentiellement par fission binaire mais peuvent également former des zoospores. La reproduction sexuée, quand elle a lieu, est le plus souvent isogame (Ott et Oldham-Ott 2003).

* Les **chrysophycées** sont des algues unicellulaires ou coloniales (rarement filamenteuses), dont certaines vivent dans une enveloppe protectrice appelée lorique. Leurs cellules possèdent un ou plusieurs plastes jaunes ou bruns à cause de la forte concentration en xanthophylles (lutéine, fucoxanthine, diadinoxanthine) et caroténoïdes (β -carotène) masquant la couleur due aux chlorophylles *a* etc. (Wetzel *et al.* 2001). La plupart de ces cellules obtiennent leur énergie par mixotrophie, c'est à dire qu'elles sont capables d'autotrophie et d'hétérotrophie. Dans le dernier cas, elles se nourrissent en consommant de la matière particulaire comme des bactéries ou des protistes (phagotrophie) ou bien en absorbant des molécules organiques complexes (osmotrophie) (Sanders *et al.* 1990; Domaizon *et al.* 2003). Le nombre de flagelles est variable. La plupart des cellules sont uniflagellées mais d'autres possèdent deux flagelles généralement de même taille. Beaucoup des espèces appartenant à cette classe n'ont pas de paroi cellulaire mais sont juste entourées d'une membrane cytoplasmique. D'autres possèdent une surface cellulaire couverte de plaques ou d'écailles siliceuses ou calcaires. La multiplication se fait par fission binaire ou par zoosporulation. Les phénomènes sexuels, rarement signalés, sont de nature isogamique. En période de repos, la formation endogène de kystes siliceux, globuleux, percés d'un pore obstrué par un bouchon, est caractéristique des Chrysophycées.

* Les **diatomées** (Bacillariophycées) englobaient plus de 100 000 espèces et on estime que seulement près de 15 000 ont été identifiées à ce jour. C'est un des groupes les plus importants du phytoplancton même si beaucoup d'espèces sont sessiles ou associées aux substrats littoraux. Leur caractéristique principale est la présence d'une paroi cellulaire siliceuse appelée frustule (Germain 1981). Le pourtour des valves est connecté avec des bandes qui constituent la ceinture de la cellule. Ces microorganismes sont unicellulaires ou coloniaux et sont communément divisés en deux groupes : les diatomées centriques qui ont une symétrie radiale et les diatomées

pennées qui ont une symétrie bilatérale. Les valves des diatomées pennées présentent des parties de cellules plus épaisses et dilatées. Chez certaines espèces, une fente, nommée raphé, traverse une partie ou la cellule entière alors que chez d'autres espèces, on observe une dépression de la paroi cellulaire appelée pseudoraphé. Quatre groupes de diatomées pennées sont différenciés sur la base de ces structures : les Araphidées, les Raphidioidées, les Monoraphidées et les Biraphidées. La reproduction végétative par division cellulaire est le mode le plus commun de multiplication (Canter-Lund et Lund 1995).

* Les **cryptophycées** sont unicellulaires, mobiles de par la présence de deux flagelles (de taille égale) et dépourvues de paroi cellulaire. En effet, l'enveloppe qui les entoure est appelée périplaste et est composé de deux couches distinctes, le périplaste interne (succession de plaques protéiques) et le périplaste externe (membrane protéique unique) qui entourent la membrane plasmique (Kugrens et Clay 2003). Les cellules sont aplaties dorso-ventralement et sont pourvues d'une invagination antérieure qui porte les deux flagelles. Les cellules contiennent une variété de pigments dont la phycoérythrine qui leur donne une couleur rougeâtre caractéristique. La reproduction se fait par fission binaire (Starmach 1974; Bourelly 1985a).

* Les **dinoflagellés** regroupent environ 300 espèces et sont des algues flagellées unicellulaires dont la plupart sont mobiles. Une ceinture transversale, le cingulum, encercle la cellule et la divise en une épithèque et une hypothèque alors qu'une invagination longitudinale, le sulcus, définit la face ventrale de la cellule. Ils possèdent des plaques de cellulose sur la partie externe de la membrane et la taxonomie de ces microorganismes est basée sur le nombre et l'arrangement de ces plaques (Kofoid 1909). Ces plaques peuvent être très fines et sont parfois difficiles à voir par microscopie optique. Des pores apicaux, des extensions de plaques et des épines peuvent aussi apparaître chez certaines espèces. La chlorophylle *a* et *c2* sont deux pigments photosynthétiques majeurs des cellules de dinoflagellés.

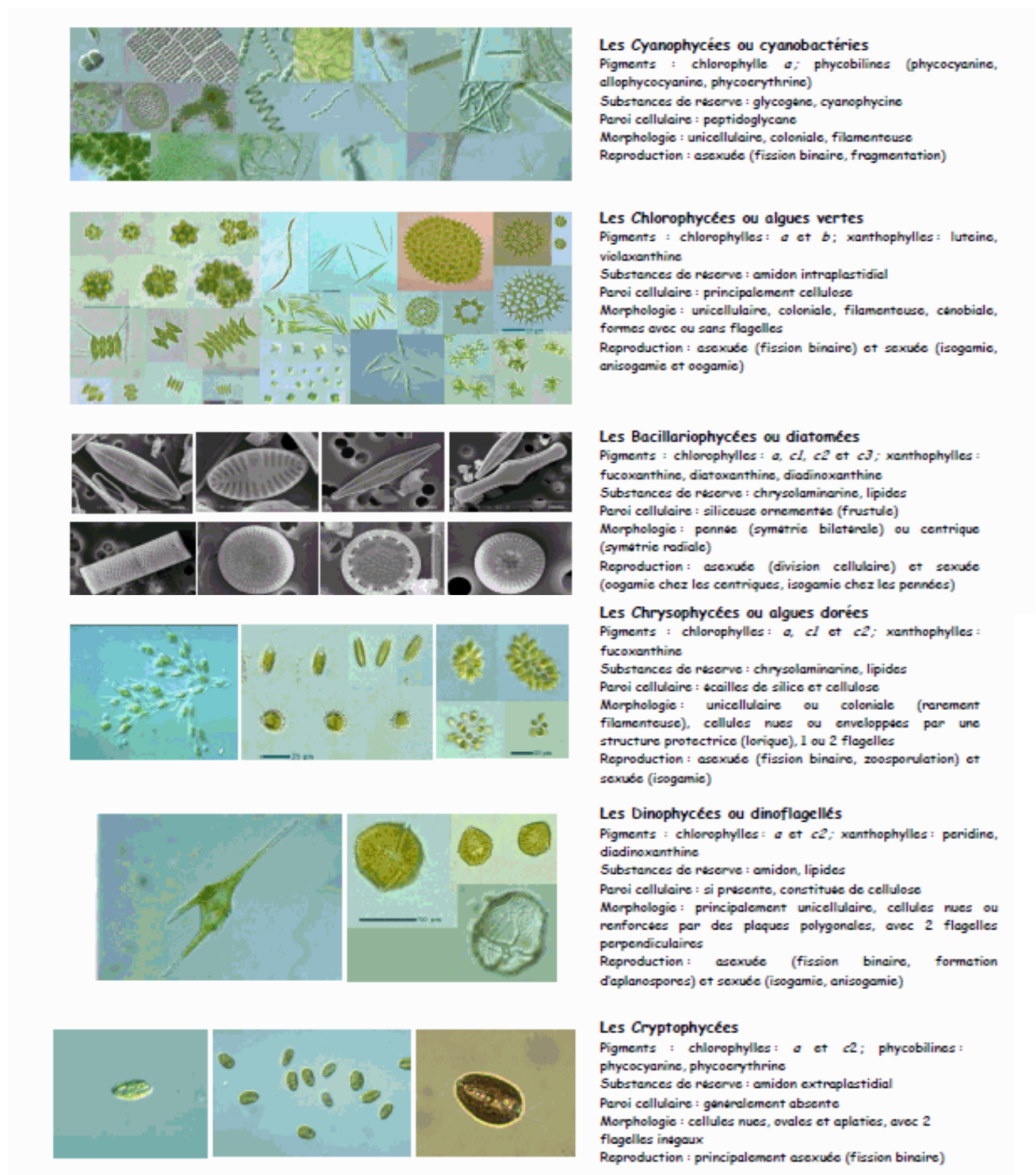


Figure 1. Classes algales et leurs caractéristiques principales basées sur des aspects morphologiques et cytologiques (Saez *et al.* 2008).

La péridinine qui fait partie des pigments accessoires de type caroténoïdes est responsable de la couleur dorée bien que les cellules puissent apparaître jaunâtre voire marron. Bien que la reproduction sexuée se produise de temps en temps, la

reproduction asexuée par la formation d'aplanospores (spores non flagellés) prédomine. En période de diapause, la formation de kystes peut s'accroître considérablement (Carty 2003).

* Les **euglènes** sont réparties en 13 genres et plus de 2000 espèces. Ils sont presque tous unicellulaires, sans paroi cellulaire, possèdent un, deux ou trois flagelles qui émanent d'une invagination de la membrane cellulaire, une vacuole contractile et un stigma (« eyespot ») orange à rouge composé de globules de caroténoïdes (Rosowski 2003). Bien que certaines euglènes soient non pigmentées, phagotrophes (capable d'ingérer des particules solides) et par conséquent considérés comme des protistes animaux (ex protozoaires), la plupart sont photosynthétiques et parfois hétérotrophes. Il reste que même si la phagotrophie peut constituer le mode d'assimilation de carbone principal, aucune de ces espèces n'en dépend uniquement. Ce dernier est toujours combiné à l'absorption de composés organiques dissous. En ce qui concerne leur mode de reproduction, la division cellulaire semble être la règle pour cette classe du phytoplancton (Bourelly 1985a).

Le premier niveau de classification est basé sur les pigments photosynthétiques, les produits de réserve et leur localisation cytoplasmique, ainsi que leur niveau de complexité intracellulaire. Plus communément d'autres critères tels que la reproduction, la nature du squelette, la mobilité permettent de ranger les algues en plusieurs classes telles que : les Cyanophycées ou cyanobactéries, les Chlorophycées, les Diatomophycées ou Bacillariophycées, les Dinophycées, les Cryptophycées et les Chrysophycées (Figure 1), entre autres.

I.1.4. Le phytoplancton, indicateur de qualité biologique

Qu'il s'agisse du phytoplancton, des macrophytes, des invertébrés ou des poissons, les indicateurs biologiques (bio-indicateurs) sont basés sur le même principe. La variété des taxons présents dans un prélèvement, leur assemblage, la présence ou l'absence de groupes sensibles (aux pollutions par exemple), donnent une indication sur la qualité des milieux. Ainsi, Blandin (1986) a donné au terme bio-indicateur la

définition suivante : « *Un indicateur biologique (ou bio-indicateur) est un organisme ou un ensemble d'organismes qui – par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques – permet, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications, naturelles ou provoquées* ». A cet effet, Reynolds *et al.* (2002) ont publié une description détaillée de 31 assemblages phytoplanctoniques qui peuvent être vus comme des groupes fonctionnels, c'est à dire des groupes d'espèces avec une sensibilité plus ou moins grande pour différentes combinaisons de propriétés physiques, chimiques et biologiques internes au lac (profondeur de la zone de mélange, lumière, température, P, N, Si, CO₂ et pression de prédation). Le phytoplancton, qui est donc fortement influencé par les changements environnementaux (Padisak *et al.* 2006; Salsamo *et al.* 2006; Anneville *et al.* 2008), est considéré comme étant la première communauté biologique à répondre à l'eutrophisation, spécialement dans les lacs (Solheim *et al.* 2005). Ainsi, ce compartiment biologique a été proposé puis imposé par la DCE (directive cadre de l'eau ; directive européenne du 23 décembre 2000) comme élément de qualité biologique pour les lacs et est identifié aujourd'hui comme un bio-indicateur potentiel puisque répondant aux changements trophiques des masses d'eau. Trois paramètres relatifs au phytoplancton peuvent être utilisés pour l'évaluation de l'état écologique des lacs et la définition des statuts « très bon », « bon » et « moyen ». Il s'agit de i) l'abondance et la composition phytoplanctonique, ii) la biomasse phytoplanctonique (via les estimations de la concentration de chlorophylle *a* et du biovolume moyen) et iii) l'intensité et la fréquence des blooms planctoniques.

I.2. Les lacs de barrage de l'Afrique de l'ouest

I.2.1. Les bassins fluviaux

Les eaux transfrontalières justifient la nécessité d'aborder l'Afrique de l'Ouest au-delà des limites des organisations d'intégration régionale. Les trois plus grands bassins fluviaux de la Communauté Économique des États de l'Afrique de l'Ouest (CEDEAO), celui du Niger, du Lac Tchad et du Sénégal dessinent en effet une géographie où la Mauritanie, le Tchad et le Cameroun sont solidaires de l'Afrique de

l'Ouest institutionnelle. Cette solidarité régionale n'est d'ailleurs pas exclusive puisque le Sud-est du Cameroun dépend de l'immense bassin du Congo irriguant l'Afrique Centrale (figure 2). C'est pourquoi le terme « Afrique de l'Ouest » définit ici la région couvrant la CEDEAO, le Cameroun, le Tchad et la Mauritanie. Ces 18 pays couvrent une superficie de 7 800 000 km² et possédaient une population totale de 290 millions d'habitants en 2005. Au-delà des hydrosystèmes et à diverses échelles, les pays de l'Afrique de l'Ouest sont dépendants les uns des autres. Au cours des dernières décennies, ces interdépendances ont généré des tensions mais aussi suscité des processus de dialogue et de coopération.

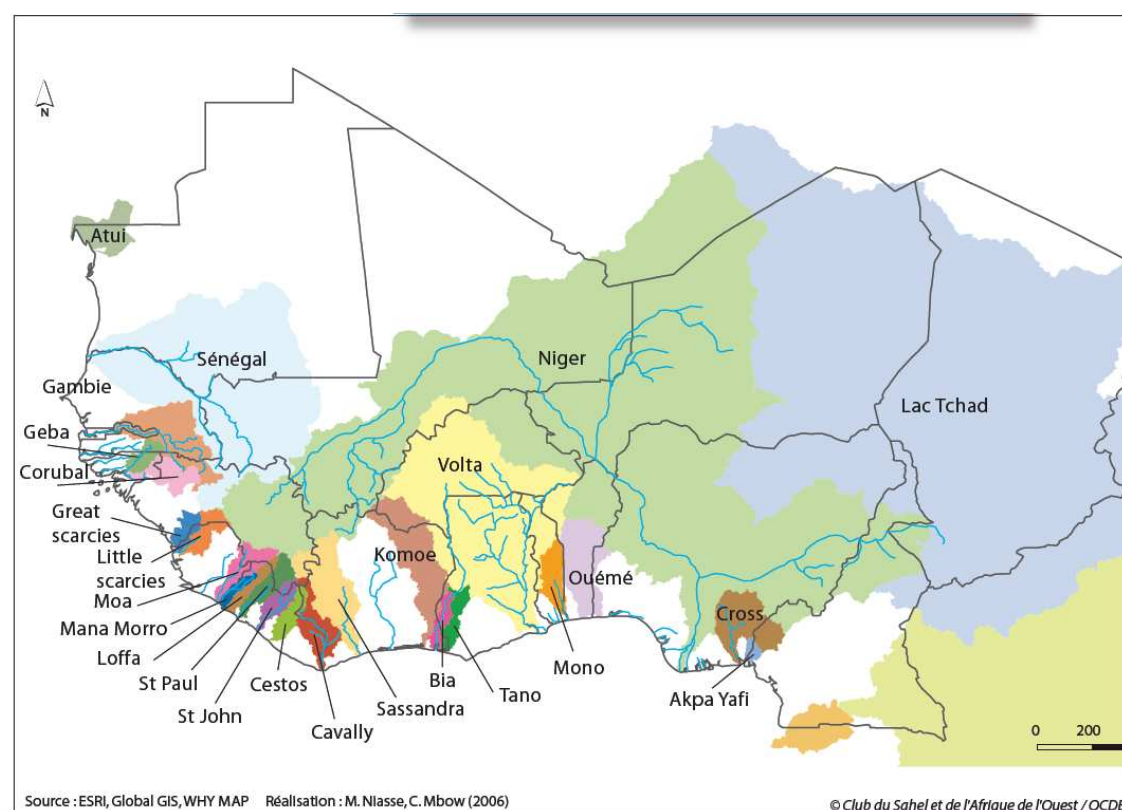


Figure 2. Le cours d'eau transfrontaliers de l'Afrique de l'Ouest (Source : CEDEAO-CSAO/OCDE 2006a).

La consommation mondiale d'eau douce est aujourd'hui de l'ordre de 5 500 km³ par an (l'équivalent d'un cube de 18 km de côté). Elle était 4 fois inférieure il y a un demi-siècle (CEDEAO-CSAO/OCDE 2006). La consommation augmente beaucoup plus vite que la population pour trois raisons principales. D'une part, l'agriculture représente à elle seule près de 70% de la consommation et cette part est

en augmentation constante, y compris dans la plupart des pays en développement. Quelques chiffres comme exemple : pour produire un kilo de blé il faut environ 1 000 litres d'eau ; pour un kilo de viande, il en faut de 5 à 10 fois plus. La consommation industrielle ne cesse elle aussi de croître à un rythme élevé. Enfin, la consommation humaine (eau potable et usage sanitaire) augmente très rapidement du fait de l'amélioration constante des conditions de vie dans le monde. L'amélioration nécessaire et probable des conditions de vie de la population ouest-africaine, les progrès vers les Objectifs du Millénaire, la croissance agricole et le développement industriel, supposent une augmentation significative de la consommation d'eau (CEDEAO-CSAO/OCDE, 2006a). www.occd.org/sah.

I.2.1.1. L'interdépendance hydrique régionale

Contrairement à une idée répandue, les pays ouest-africains, y compris ceux du Sahel, ne manquent pas d'eau. Seuls deux pays (le Cap Vert et le Burkina Faso) se situent en-deçà de la norme internationale de rareté ($1\,700\text{ m}^3$ d'eau douce renouvelable par an et par personne) ; le Cap Vert étant en-dessous du seuil de pénurie qui est de $1\,000\text{ m}^3$ par an (CEDEAO-CSAO/OCDE, 2006a). En revanche, des problèmes importants se posent en termes de disponibilité dans l'espace et dans le temps. Ce problème de disponibilité se pose en très grande partie en termes régionaux car l'essentiel des ressources en eau se trouve dans des bassins fluviaux et des aquifères transfrontaliers. Les principaux cours d'eau (Niger, Sénégal, Gambie, réseau du Lac Tchad) prennent leur source dans des régions bien arrosées avant de traverser les zones sahéliennes où les déficits pluviométriques sont chroniques depuis le début des années 1970 et même avant. Atténuant les puissants contrastes entre zones humides et arides, ces transferts sont l'une des manifestations de l'interdépendance des pays ouest-africains. L'Afrique de l'Ouest compte 28 bassins fluviaux transfrontaliers (figure 2). Les plus importants sont le Niger (partagé entre 11 pays si l'on prend en compte la partie non active du bassin), le Lac Tchad (8 pays), la Volta (6 pays), le Sénégal (4 pays) et la Comoé (4 pays). A l'exception du Cap Vert, chaque pays ouest-africain partage au moins un cours d'eau avec l'un de ses voisins. Quatorze bassins transfrontaliers sont recensés en Guinée où naissent un grand nombre de cours d'eau.

On en compte huit en Côte d'Ivoire, sept au Cameroun et au Liberia, cinq au Nigeria et en Sierra Leone. Au total, les bassins transfrontaliers couvrent 71 % de la superficie totale de la région.

Beaucoup de pays ont un ratio de dépendance élevé (le ratio de dépendance est déterminé par la proportion de ressources en eau renouvelables produite à l'extérieur des frontières d'un pays). Cependant, la dépendance est inversement corrélée à la proportion du territoire national couverte par des bassins transfrontaliers. Par exemple, la Mauritanie, dont le taux de dépendance est proche de 100 %, ne compte qu'un peu plus de 20 % de son territoire dans un bassin transfrontalier. A l'opposé, le Burkina « produit » la totalité de son eau douce alors que son territoire est occupé à 100 % par des bassins transfrontaliers. La configuration des eaux souterraines revêt elle aussi une dimension régionale importante. Ces ressources se présentent sous la forme de nappes de divers types. Il s'agit d'une part des nappes superficielles qui font l'objet d'une recharge, généralement en saison des pluies, d'autre part des nappes du socle ancien et enfin des nappes profondes des bassins sédimentaires. Les réserves d'eau douce emmagasinées dans ces nappes profondes sont considérables : de l'ordre de plusieurs milliers de milliards de m³. Elles pourraient donc en théorie couvrir à elles seules les besoins de l'Afrique de l'Ouest actuels et futurs. Mais elles se trouvent à des profondeurs variables pouvant parfois atteindre mille à deux mille mètres. Il s'agit en outre souvent des ressources non renouvelables (eaux fossiles) selon les études en cours du projet ISARM de l'UNESCO (Internationally Shared Aquifer Resources Management Projet).

I.2.1.2. Une typologie des organisations de bassin

Pour analyser les organisations de bassin, il est utile de distinguer (tableau 1):

1. Celles dont l'objet est un fleuve frontalier. Le cours principal du fleuve constitue la frontière entre deux Etats. Le fleuve Sénégal par exemple constitue la frontière entre le Mali et le Sénégal sur une partie de son cours et, la frontière entre la Mauritanie et le Sénégal sur une autre partie de son cours. Ces trois pays sont les Etats membres de

l'OMVS. L'intégration récente de la Guinée modifie cette configuration et fait passer l'OMVS dans la troisième catégorie décrite ci-dessous.

2. Celles dont l'objet est un fleuve transfrontalier. Cette catégorie est la plus fréquente en Afrique de l'Ouest. Ainsi, le fleuve Niger traverse successivement la Guinée, le Mali, le Niger et le Nigeria. Son principal affluent, le Bénoué, traverse successivement le Tchad, le Cameroun et le Nigeria. Ces différents pays ainsi que le Burkina, le Bénin et la Côte d'Ivoire d'où partent quelques affluents du fleuve, forment les Etats membres de l'Autorité du Bassin du fleuve Niger (ABN. 2007). Le dispositif de la Gambie est similaire (OMVG) ainsi que celui du bassin de la Volta (ABV).

3. Celles enfin, gérant un cours d'eau qui est frontalier dans certaines de ses sections et transfrontalier dans d'autres. En prenant en compte la Guinée (pays amont et nouveau membre de l'OMVS), le fleuve Sénégal peut être rangé dans cette catégorie de cours d'eau.

Tableau 1. Les organisations de bassin des cours d'eau transfrontaliers concernant les pays de l'Afrique de l'Ouest (Atlas de l'Intégration Régionale 2006/2007).

Bassin fluvial	Agence de bassin	États membres	Date de création
Niger	ABN (Autorité du Bassin du Niger)	9 États : Bénin, Burkina, Cameroun, Guinée, Côte d'Ivoire, Mali, Niger, Nigeria, Tchad	1963
Lac Tchad	CBLT (Commission du Bassin du Lac Tchad)	5 États : Cameroun, Niger, Nigeria, RCA, Tchad	1964
Gambie	OMVG (Organisation pour la Mise en Valeur du fleuve Gambie)	4 États : Gambie, Guinée, Guinée Bissau, Sénégal	1967
Sénégal	OMVS (Organisation pour la Mise en Valeur du fleuve Sénégal)	4 États : Guinée, Mali, Mauritanie, Sénégal	1972
Volta	ABV (Autorité du Bassin de la Volta)	6 États : Burkina, Bénin, Côte d'Ivoire, Ghana, Mali, Togo	2006

I.2.1.3. Des ressources globalement encore peu exploitées

Selon le Global Water Partnership (2000), le niveau de prélèvement des ressources en eau renouvelables en Afrique de l'Ouest (sans prendre en compte le Cameroun et le Tchad) est actuellement de 11 milliards de m³ par an pour un disponible évalué de 1300 milliards de m³, soit moins de 1 %. L'agriculture représente 75 % de ces prélèvements, la consommation domestique 17 % et l'industrie 7 %.

Même si elle est largement majoritaire, l'utilisation agricole de l'eau est faible. Sur les 75,5 millions d'hectares de terres arables de l'Afrique de l'Ouest, seuls 1,2 % (917 000 ha) sont aménagés pour l'irrigation et 0,8 % (635 000 ha) effectivement exploités. Le petit nombre de barrages contribue également à expliquer la faible valorisation des ressources. Pourtant, en permettant de stocker l'eau douce pendant les saisons et les années excédentaires afin de la rendre disponible lorsque cela est nécessaire, les barrages sont des outils efficaces pour lutter contre les aléas et les pénuries quantitatives d'eau. Ils permettent également de produire de l'énergie électrique et d'atténuer la dépendance énergétique vis-à-vis du pétrole. On verra cependant que la multiplication de ces infrastructures pose un certain nombre de problèmes.

Cependant, le niveau de prélèvement des ressources augmente très vite. Il pourrait être multiplié par 6 entre 2000 et 2025 dans l'hypothèse où l'Afrique de l'Ouest maintiendrait son niveau actuel d'accès à l'eau potable et de sécurité alimentaire (Global Water Partnership 2000). Il passerait ainsi de 11 milliards à plus de 65 milliards de m³ par an. Dans le même temps, la population ouest africaine aura probablement été multipliée par 2. L'augmentation de la consommation en eau pourrait donc être trois fois plus rapide que la croissance démographique. Ce différentiel s'explique notamment par les modifications probables de la carte de répartition des populations ouest africaines : poursuite du processus d'urbanisation, augmentation des densités humaines dans les zones rurales conjuguant de bons potentiels agricoles et une proximité avec les grands centres de consommation. La distribution de la population en 2000 fait d'ores et déjà apparaître des zones de forte

concentration dans certaines zones de bassins fluviaux : embouchure du fleuve Niger au Nigeria, sud-ouest du Lac Tchad au Niger, embouchure de l'Ouémé au Bénin, embouchure du fleuve Volta, partie amont du bassin de la Volta au Burkina.

I.2.1.4. La diminution des ressources en eaux de surface

L'Afrique de l'Ouest a connu au cours des dernières décennies une baisse importante de la pluviométrie et des débits moyens annuels des cours d'eau. Une rupture des séries pluviométriques est observée autour des années 1968-1972. 1970 est considérée comme l'année charnière après laquelle la baisse de la pluviométrie moyenne va de moins 15 % à moins 30 % selon la zone. Cette situation a pour conséquence le glissement des isohyètes d'environ 200 km vers le sud (Atlas de l'Intégration régionale zone écologie fragile des pays du sahel, 2006/2007). Une variation concomitante des débits moyens annuels est observée pour la plupart des fleuves. Dans la plupart des cas, la baisse des écoulements est même plus importante que celle des pluies ; allant jusqu'à moins 30 % pour le Sénégal et à moins 60 % pour le Niger. Lors des années particulièrement difficiles, on assiste à des étiages exceptionnels allant jusqu'à l'arrêt des écoulements comme en 1983, 1984 et 1987 sur l'affluent du Bani à Douna au Mali ou comme en 1985 à la hauteur de Niamey sur le Niger (Atlas de l'Intégration régionale, 2006/2007). Face à cette dégradation du contexte hydroclimatique, la construction de barrages s'impose comme une solution d'urgence.

I.2.2. Les barrages et les populations en Afrique de l'Ouest

Il y a aujourd'hui un peu moins de 150 grands barrages en Afrique de l'Ouest sur un effectif de 1 300 à l'échelle du continent, et de 50 000 à l'échelle du monde (World Commission on Dams 2000 ; FAO, 2009). La région compte moins de 2 grands barrages par unité de surface de 100 000 km², contre 4,3 à l'échelle de l'Afrique (figure 3). Dans la plupart des cas, les projets sont conçus au seul niveau national alors que l'hydrosystème impacté par le barrage est d'essence régionale et que

la construction d'un ouvrage a par définition des conséquences au-delà des frontières.

Il peut s'agir en particulier (Laffaille et Brosse sous presse):

- de l'altération de la qualité des eaux du fait de l'accentuation de la fragmentation d'un fleuve.
- de changement dans le régime hydrologique induits par des transferts intra- et interbassins.
- de la perturbation de la migration des poissons le long du fleuve et entre celui-ci et la mer ; de l'altération consécutive des ressources halieutiques.
- de la destruction d'habitats naturels et de lieux de reproduction d'espèces telles que les oiseaux d'eau.
- du ralentissement de la vitesse des écoulements ; du changement consécutif de la charge sédimentaire de l'eau et de sa température ; de la modification de l'écologie des zones côtières et deltaïques.

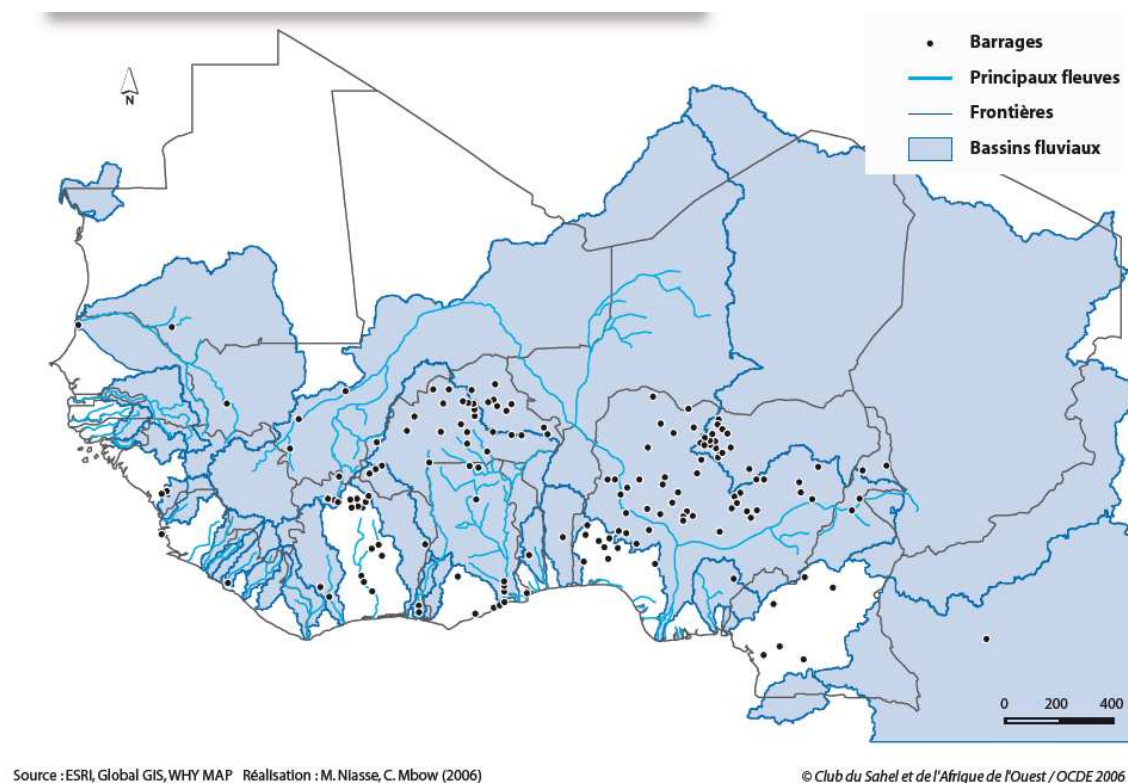


Figure 3. Les grands barrages de l'Afrique de l'Ouest (Source : CEDEAO-CSAO/OCDE, 2006a).

Les pays d'Afrique de l'Ouest ont donc construit plus de 150 grands barrages sur leurs rivières, afin de réguler les cours d'eau et d'augmenter les capacités de stockage de l'eau pour soutenir le développement économique des pays de la région. Au cours des 30 prochaines années, beaucoup d'autres seront construits, en partie pour répondre à une pluviométrie de plus en plus capricieuse. La construction des grands barrages en Afrique de l'Ouest est l'une des réponses des gouvernements pour relever les grands défis de la gestion de l'eau afin de répondre aux besoins nationaux en matière d'irrigation et d'électricité. Cependant, leur construction a souvent engendré des impacts socio-économiques et environnementaux importants qui nécessitent aujourd'hui de lourds investissements pour les atténuer. Par exemple, la construction de ces barrages a souvent occasionné des opérations complexes et délicates de déplacement et de réinstallation des populations, qui ont souvent touché des milliers de personnes : 80 000 dans le cas du lac Volta créé par le barrage d'Akosombo au Ghana ; 75 000 avec le barrage de Kossou en Côte d'Ivoire (Niasse et Ficatier 2008).

I.2.2.1. Ressources en eau et grands barrages en Afrique de l'Ouest

En Afrique de l'Ouest, la transformation et la fragmentation des cours d'eau par les barrages est une vieille pratique (le barrage de Kurra au Nigeria date de 1929, le barrage de Tougouri au Burkina Faso de 1950). Cependant, il faut remonter au début de l'indépendance des ces différentes nations pour voir émerger les grands barrages construits à des fins de production d'énergie et de développement (Akosombo au Ghana en 1964, Kossou en Côte d'Ivoire en 1970). Toutefois, la carte des grands barrages en Afrique de l'Ouest (figure 3) révèle clairement le nombre limité de ces ouvrages par rapport au reste du monde (CEDEAO-OCDE, 2006a). Cette situation s'explique d'une part par la faiblesse des économies des pays de cette sous-région qui sont dans l'incapacité d'assurer le financement total de telles infrastructures. D'autre part, l'émergence d'arguments s'opposant à ces ouvrages à travers le monde a fait reculer l'opinion publique nationale et internationale ainsi que les institutions internationales qui jadis soutenaient de tels projets.

Les deux plus grands barrages de l'Afrique de l'Ouest sont (1) le barrage d'Akosombo sur la Volta au Ghana d'une hauteur de 134 mètres (4ème en Afrique) et d'une capacité de 150 milliards de mètres cubes (3ème en Afrique) et (2) le barrage de Kossou sur le fleuve Bandama en Côte d'Ivoire d'une capacité de 28 milliards de mètres cubes (6ème en Afrique). L'annexe 1 présente les principales caractéristiques des grands barrages de l'Afrique de l'Ouest.

Plus de 50 % des grands barrages d'Afrique de l'Ouest sont prévus pour la production hydroélectrique. Le bassin du Niger est le plus exploité actuellement en Afrique de l'Ouest avec plus de 2 004 MW de capacité hydroélectrique (Autorité du bassin du Niger, 2007). Les barrages permettent aussi la régulation des débits naturels, variables selon les saisons et les années, pour satisfaire la demande en hydroélectricité, la demande industrielle, la navigation, la demande en eau potable et pour l'irrigation. C'est grâce à la construction de ces barrages qu'il est possible d'envisager que l'agriculture irriguée puisse déboucher sur l'autosuffisance alimentaire et, plus généralement, optimiser le développement en Afrique de l'Ouest. En plus de la production agricole enregistrée pendant la saison des pluies, les barrages permettent de développer les cultures de contre-saison du fait de la disponibilité de l'eau tout au long de l'année et des cultures de décrue grâce aux crues générées par ces barrages. Au niveau local, ces formes de culture participent fortement à l'amélioration des conditions de vie des populations en leur assurant une production tout au long de l'année. Enfin, les barrages favorisent les activités de loisirs, le tourisme, la pêche et la pisciculture et il arrive qu'ils soient propices à l'amélioration des conditions environnementales.

Au cœur du développement durable nécessaire au bien-être des sociétés ouest africaines se trouve la maîtrise humaine des ressources en eau. Cet impératif a conduit les États de la sous-région à construire de nombreux barrages.

I.2.2.2. Inconvénients et avantages associés aux grands barrages

La construction de barrages occasionne des opérations de déplacement et de réinstallation des populations, souvent complexes et délicates, touchant des milliers de personnes (Tableau 2).

Les déplacements des populations ont été réalisés en conformité avec les politiques environnementales et sociales des agences bilatérales ou multilatérales de développement. Pour les déplacements entrepris avant la parution du premier guide de la Banque mondiale en 1980, les critères retenus s'inspiraient des lois nationales qui tendaient à défendre les intérêts de l'État plutôt que ceux des personnes déplacées. Ainsi, à Akosombo, la loi foncière ghanéenne (Land Act de 1962 et ses amendements ultérieurs) met plus en exergue l'intérêt national pour l'acquisition de terres et la loi sur l'aménagement de la Volta de 1961 donne à L'Autorité de la Volta le pouvoir d'administrer les terres affectées par le barrage, et qui en sont à proximité immédiate (Banque mondiale 1993).

Tableau 2. Nombre de personnes déplacées pour l'implantation de grands barrages (selon de Wet 1999; Niasse et Ficatier 2008).

Nom du barrage	Pays	Nombre d'habitants déplacés	Année de déplacement
Akossombo	Ghana	80 000	1963
Kossou	Côte d'Ivoire	75 000	1970
Kainji	Nigeria	44 000	1967 - 1968
Sélingué	Mali	15 000	1980
Nangbéto	Togo/Bénin	10 600	1987
Manantali	Mali	10 000	1986 - 1987
Garafiri	Guinée	2 140	1999

A la fin des années 1980 et au début des années 1990, la Banque mondiale a joué un rôle leader dans l'élaboration d'instruments politiques de réinstallation volontaire. Elle a rédigé les premières directives complètes sur les études d'impact

social des stratégies de développement. Ces politiques portaient sur la directive opérationnelle 4.00 A d'octobre 1989 sur les études d'impact et sur le Manuel d'évaluation environnementale daté de 1991 ; la directive 4.00 B de politique environnementale sur les projets de barrages et de réservoirs d'avril 1989 ; et la directive opérationnelle 4.30 de juin 1990 sur les déplacements et la réinstallation des populations. Cette dernière prônait que l'on fasse le maximum (par des programmes de développement notamment) pour améliorer les revenus et conditions de vie des personnes déplacées. Pour y parvenir, la directive identifie un certain nombre de mesures. Le déplacement des populations doit être évité ou minimisé en explorant toutes les options viables dans la conception du projet. Quand un déplacement de population est inévitable, un plan de réinstallation doit être élaboré et mis en œuvre. Ce plan doit être conçu comme un plan de développement dans lequel les populations déplacées sont préparées et aidées pour bénéficier des avantages du projet de barrage. Les pertes que subissent les populations déplacées doivent être compensées en fonction de leur valeur réelle de remplacement. Les populations à déplacer doivent être assistées dans le processus de déplacement et doivent continuer à être épaulées dans leurs sites de réinstallation pendant toute la durée de la phase de transition.

Les décideurs d'Afrique de l'Ouest se sont engagés dans la construction de barrages. Malgré leurs nombreux impacts, ces barrages procurent aujourd'hui des ressources inestimables et des opportunités de développement pour réduire la vulnérabilité des populations face à la pauvreté récurrente. La valeur des barrages pour le développement de la sous-région est incontestable. Mais sur les 150 grands barrages déjà construits dans la sous région, il existe très peu de bilans des opérations de réinstallation qui soient accessibles au public, peut-être une dizaine seulement (De Wet 1999). Il est légitime de se demander si les programmes d'apprentissage menés au niveau régional l'ont été afin de contribuer à la réussite des projets futurs. Certains pays ont très peu de barrages, voire aucun, et ont donc peu d'expérience pratique dans ce domaine. Or, le Plan d'Action de Développement Durable du bassin du Niger (PADD) envisage la construction de plus de 26 nouveaux barrages pour lesquels cette expérience serait précieuse (De Wet 1999). Bien que les processus de

déplacement/réinstallation des populations aient un bilan pour le moins inégal, les décideurs et planificateurs des barrages devraient doter les populations déplacées d'infrastructures et de moyens pour atténuer les conséquences à court terme du déplacement.

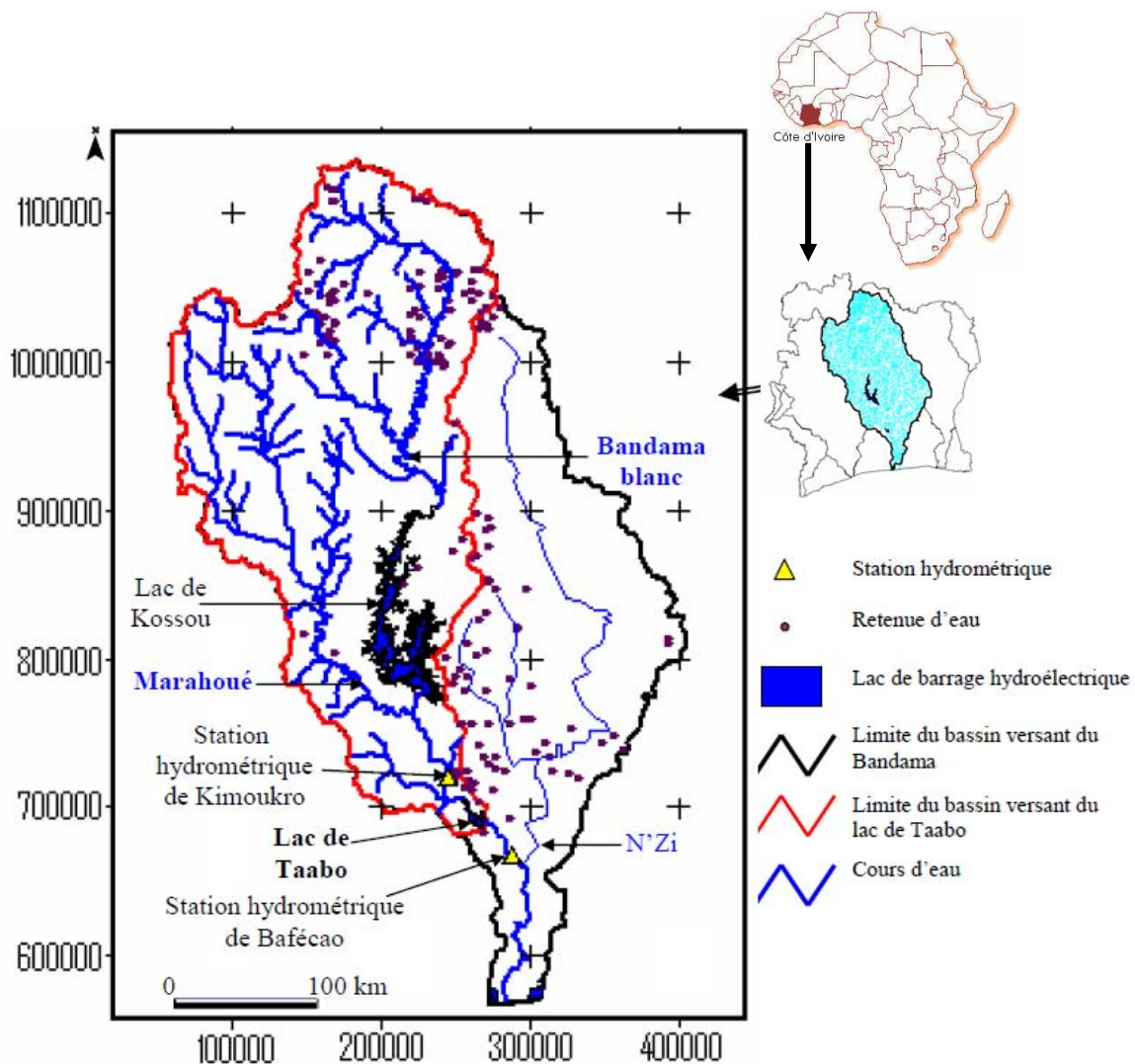
CHAPITRE II :

Le site étudié, le bassin versant du lac de Taabo

II.1. Milieu étudié

II.1.1. Le lac Taabo

La Côte d'Ivoire possède quatre importants fleuves : le Comoé, le Bandama, le Sassandra et le Cavally (figure 2). Le Bandama est le seul grand fleuve situé entièrement en territoire ivoirien entre 5°07' et 5°33' de longitude Ouest et entre 6°25' et 6°56' de latitude Nord. Il possède le plus grand bassin versant avec une superficie de 97 000 km² soit 30% de la superficie de la Côte d'Ivoire (Avenard 1971). Plusieurs aménagements hydrauliques ont été réalisés sur le réseau hydrographique du bassin du Bandama. Un recensement effectué par la Direction des Grands Travaux en 1996 indique que le bassin du Bandama abrite 267 retenues (HCH 1999; Jica 2001) soit 46% des retenues de la Côte d'Ivoire dont les lacs de Kossou et de Taabo (figure 4).



L'aménagement hydroélectrique de Taabo est situé sur le fleuve Bandama à environ 110 km en aval de la confluence du Bandama blanc et du Bandama rouge (ou la Marahoué). La superficie du bassin versant drainé dans le cadre de l'aménagement du barrage de Taabo est de 58 700 km². Le barrage de Taabo est situé à environ 120 km en aval de celui de Kossou. Il est localisé près du mont Taabo sur un site entouré de collines formées de roches métamorphiques (Kaiser Engineers and Constructions 1980). Le lac de Taabo proprement dit s'étend sur une superficie de 69 km² à la cote de retenue normale. Il a une forme allongée NO-SE avec un seul diverticule oriental (figure 5 ; tableau 3).

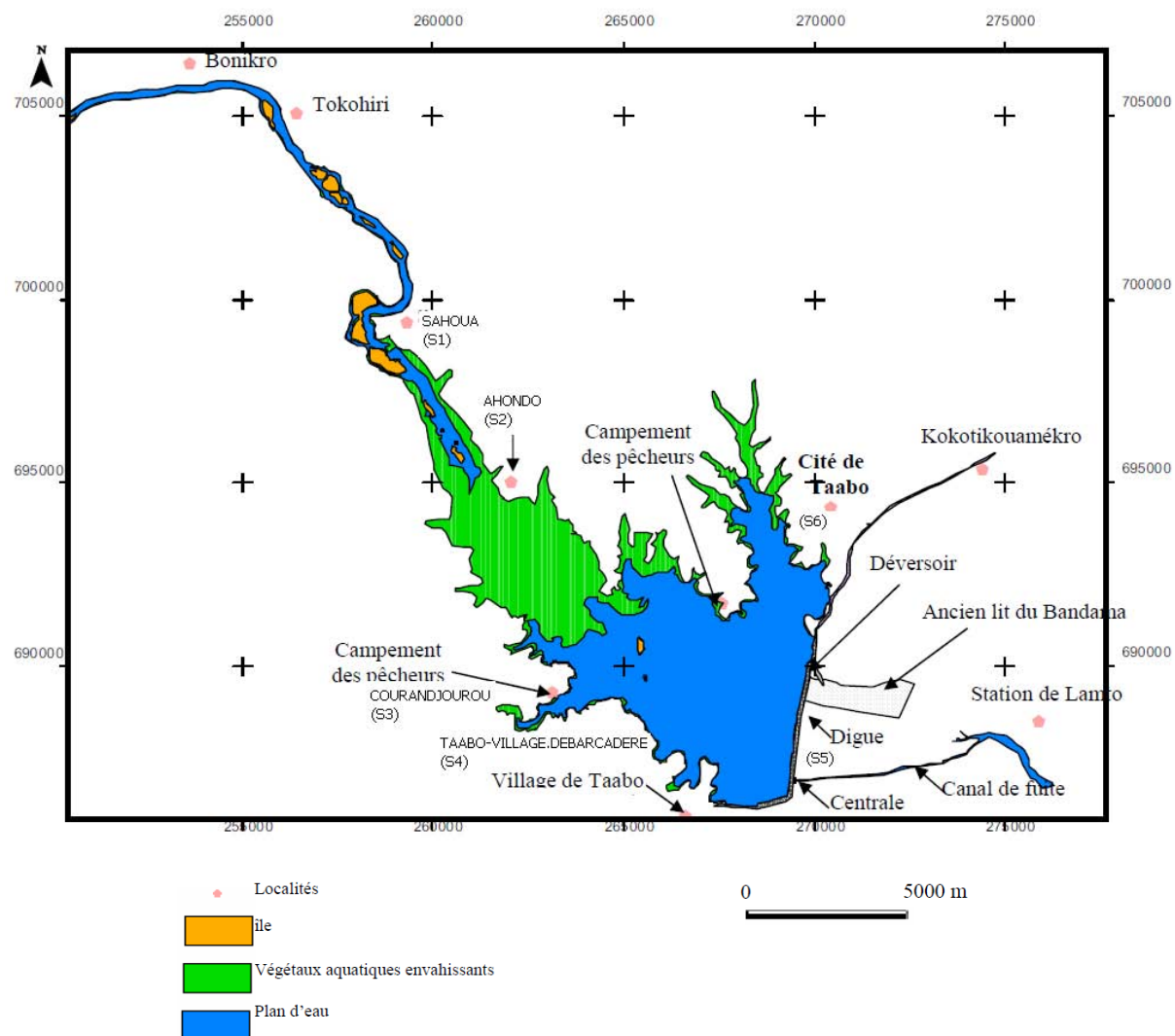


Figure 5. Carte du lac Taabo. Cette carte a été réalisée à l'aide des images corrigées Landsat 1990-196 du 30 décembre 1990 et Landsat 2001-196 du 18 février 2001 obtenues au Centre de Cartographie et de Télédétection (CCT).

Selon la zonation longitudinale établie par De Merona (1981) le lac de Taabo se situe dans le cours moyen de ce bassin du fleuve Bandama. Le Coefficient de Gravelius (K_c) encore appelé Indice de Compacité est le rapport du périmètre du bassin versant sur le périmètre du cercle ayant la même surface que le bassin. Il donne une idée de la forme du bassin. Selon que la valeur de l'indice est supérieure ou égale à 1, on parle de bassin versant arrondi ou allongé.

Tableau 3. Caractéristique de la forme du bassin versant du lac de Taabo.

Aire (km ²)	Périmètre (km)	Rectangle équivalent		Coefficient de Compacité (k_c)
		Longueur (km)	Largeur (km)	
57800	1644,92	666,95	155,50	1,91

II.1.2. Hydrographie et relief

Le bassin du Bandama, à l'instar de tout le territoire ivoirien, comporte un important réseau hydrographique. De par sa longueur, 1050 km, le Bandama est le deuxième fleuve le plus long de la Côte d'Ivoire après le fleuve Comoé (1150 km). Il est formé du Bandama blanc et du Bandama rouge (ou le Marahoué) prenant tous deux leur source autour de Korhogo dans le Nord du pays (figure 4). Dans l'ensemble, le relief du bassin du Bandama est peu accentué, seuls émergent un peu au Nord-Ouest dans la région de Boundiali, quelques reliefs dépassant 800 m d'altitude (Camus 1972). Le point le plus élevé du bassin est à une altitude de 809 m et se situe au Sud-Ouest de Boundiali (Camus 1972). Le profil en long révèle que la pente moyenne du Bandama est de 0,40 mètre par kilomètre.

II.1.3. Caractéristiques climatiques

La figure 6 montre L'ensemble du bassin du Bandama est alternativement balayé par les deux masses d'air qui ont une très grande influence sur le climat de l'Afrique de l'Ouest au Sud du Sahara (Eldin 1971; Aka 1991). Ces deux masses d'air sont différentes l'une de l'autre par leur teneur en humidité. Il s'agit :

- de l'alizé boréal qui amène du Nord un air sec, chaud et souvent chargé de fines poussières (l'harmattan);

- des masses d'air chaud et humide provenant de l'Océan Atlantique (mousson) poussées vers le Nord par un vent du Sud-Ouest (alizé austral dévié lors de son passage sur l'Equateur).

L'air chaud et sec de l'harmattan et l'air chaud et humide de la mousson restent de part et d'autre d'un plan oblique par rapport au sol, traversant le pays d'Est en Ouest. La trace au sol de leur zone de contact est appelée *Front Intertropical* (FIT). Les déplacements du FIT en latitude, liés au balancement apparent du soleil, entraînent au sol la succession des saisons sèches et des saisons pluvieuses (Martin 1973).

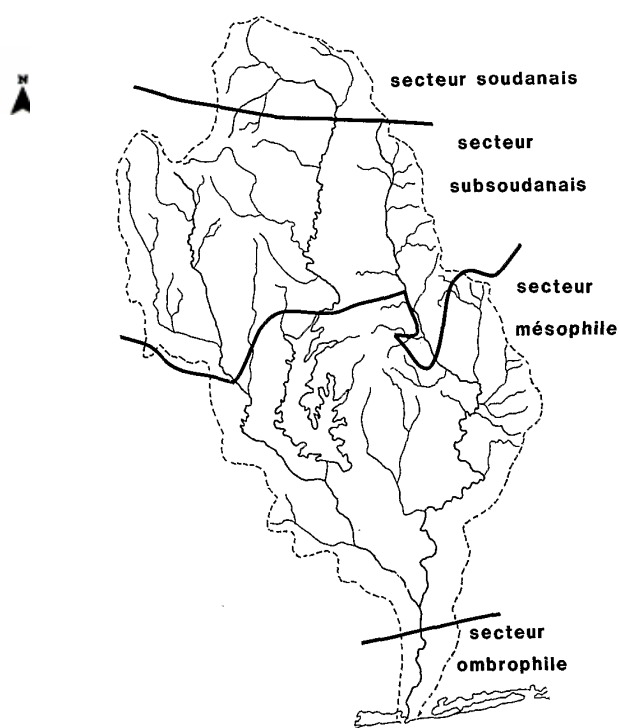


Figure 6. Climat et végétation du Bassin du Bandama (Lévêque C *et al.* 1983).

Certains paramètres du climat tel que la température, l'insolation, l'humidité relative et la vitesse du vent ont été recueillies à la Station Géophysique de Lamto, située à environ 9 km en aval du barrage de Taabo.

II.1.3.1. Température et insolation

La région de Taabo enregistre une température moyenne annuelle de 32,18°C avec un écart-type de 1,3°C. Les valeurs mensuelles de la température relevées sur la période allant de 1975 à 2007 oscillent entre 30,7 et 35,9°C (figure 7). Les valeurs mensuelles de la température indiquent que les mois de janvier à avril sont les plus chauds avec et à l'inverse, les mois de juin à septembre sont les moins chauds. Cette dernière observation est liée à la présence quasi permanente des nuages qui atténuent l'ensoleillement, moins de 6,9h/j. Les amplitudes thermiques journalières sont en général faibles pendant la saison des pluies (Mai-sept) et élevées pendant la saison sèche (fin Septembre-fin Avril).

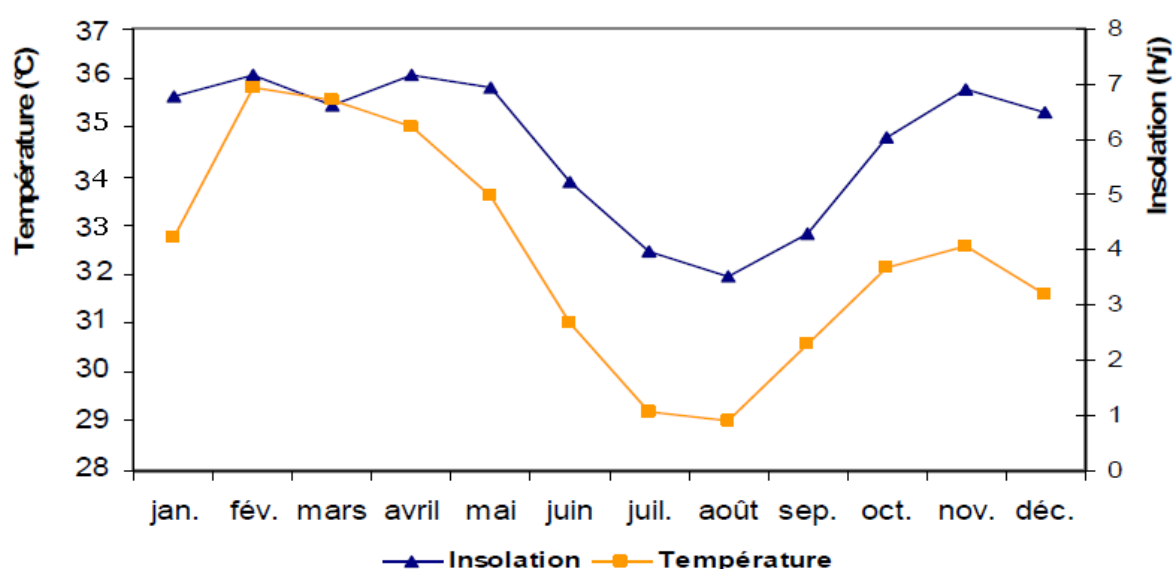


Figure 7. Variation mensuelle de la température et de l'insolation moyenne en 2007 dans le bassin du Bandama.

II.1.3.2. Humidité relative

L'humidité moyenne annuelle est de 78% avec un écart type de 1,6%. L'humidité relative varie peu dans la région de Taabo. Les valeurs moyennes mensuelles oscillent entre 67 et 84 %. La valeur la plus faible a été enregistrée en janvier. Cela peut être dû à l'harmattan et la forte insolation qui provoquent l'évaporation des particules liquides.

II.1.3.3. Vent

Les vents ont été mesurés à 2 m du sol à l'aide d'un anémomètre de type Casella W1208/2. La vitesse journalière du vent a été obtenue à partir de trois lectures (7h, 12h et 17h). La vitesse du vent varie dans la région de Taabo entre 22 et 42 km/h. La vitesse moyenne mensuelle est de 30 km/h avec un écart type de 5,8 km/h. Les vents dominants ont généralement une direction Sud-Ouest. Les vitesses du vent sont plus élevées dans les mois de janvier, février et mars avec des valeurs supérieures à 33 km/h. En revanche, d'octobre à décembre les vitesses du vent sont plus faibles avec des valeurs inférieures à 23 km/h. Avant 1986, la vitesse moyenne du vent était de 18 km/h. A partir de 1986, on a assisté à une augmentation de la vitesse du vent et la vitesse moyenne a atteint 35 km/h (Kouassi 2007).

II.2. Bassin versant du lac Taabo

II.2.1. Couverture végétale

La classification climatique est en liaison avec la végétation. La région de Taabo appartient au secteur mésophile du bassin du Bandama, caractérisé par une végétation semi décidue (Guillaumet et Adjanohoun 1971). On distingue dans cette formation végétale une zone de savane préforestière au Nord opposée à une zone forestière à savanes incluses au Sud. La zone préforestière, qui occupe la partie centrale du bassin, comprend des boisements denses et des savanes. Les boisements denses se subdivisent en forêts-galeries et flots forestiers. Le long des cours d'eau, les conditions d'humidité permettent le développement des forêts-galeries avec une strate arborescente supérieure (*Cola cordifolia*), une strate arborescente inférieure (*Carapa procera*) et des sous-bois riches en plantes herbacées. Parmi les grands arbres qui forment cette végétation, on distingue le fromager (*Ceiba pentandra*), la samba (*Triphochiton scleroxylon*) et le palmier-rônier (*Borassus aethiopum*). Cette végétation a subi d'importantes modifications à cause des activités agricoles résultant de la forte pression démographique ; avec des conséquences comme l'augmentation de l'écoulement et du transport solide sur le bassin versant (Guillaumet et Adjanohoun 1971).

II.2.2. Pédologie

Les travaux de Perraud (1971) ont permis de distinguer différents types de sols sur le bassin du Bandama. De l'amont jusqu'à Taabo, les formations pédologiques prépondérantes sont les sols ferrallitiques parsemés de quelques lambeaux de sols bruns eutrophes tropicaux dérivés de roches basiques.

Les sols ferrallitiques sont très largement répandus sur le bassin du Bandama. Ils proviennent de l'altération complète des minéraux primaires (feldspaths, micas, amphiboles, pyroxènes) par évacuation d'une grande proportion des bases et d'une partie de la silice. Les produits hérités appartiennent surtout au groupe de la kaolinite, aux hydroxydes d'aluminium, aux oxydes et hydroxydes de fer.

Les sols bruns eutrophes sont des sols qui se développent sur des matériaux issus de roches basiques et généralement dans des zones au relief accidenté.

Leur fraction argileuse comporte, en plus de la kaolinite, de l'illite et de la montmorillonite. La silice est mal évacuée et cela se traduit par un rapport moléculaire $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ supérieur à 2. Ils proviennent de l'altération complète des minéraux primaires (feldspaths, micas, amphiboles, pyroxènes) par évacuation d'une grande proportion des bases et d'une partie de la silice.

II.2.3. Géologie

Le bassin versant du Bandama, de l'amont jusqu'à Taabo, est situé sur le socle appartenant au vieux bouclier précambrien de l'Afrique de l'Ouest (Avenard 1971). Le sous-bassement de cette partie du bassin est composé de différents types de roches mères dont les principales sont les granites, les migmatites et les roches métamorphiques (figure 8). Les travaux effectués par Kaiser Engineers and Constructors (1972) avant la construction du barrage montrent que les tendances tectoniques et métamorphiques de la région de Taabo ont un alignement NNE –SSW avec différents types de roches allant des gabbros et péridotites basiques aux schistes quartzeux et granites fins. En amont du village de Taabo, il s'agit principalement de

granodiorites à texture grenue présentant des caractéristiques de recristallisation et d'activités volcaniques plus importantes que les roches plus à l'Est. Entre le mont Taabo et la zone de l'usine, le fondement contient une séquence de roches purement métamorphiques: schistes quartzeux, quartzistes, ainsi que des actinotes para métamorphiques, du schiste chloriteux et de la hornblende; l'alignement est celui de la structure de la région. A proximité de l'usine, la séquence géologique contient des bandes de schistes avec des roches plus basiques comme des amphibolites litées, des diorites, du gabbro, de la péridotite, etc.

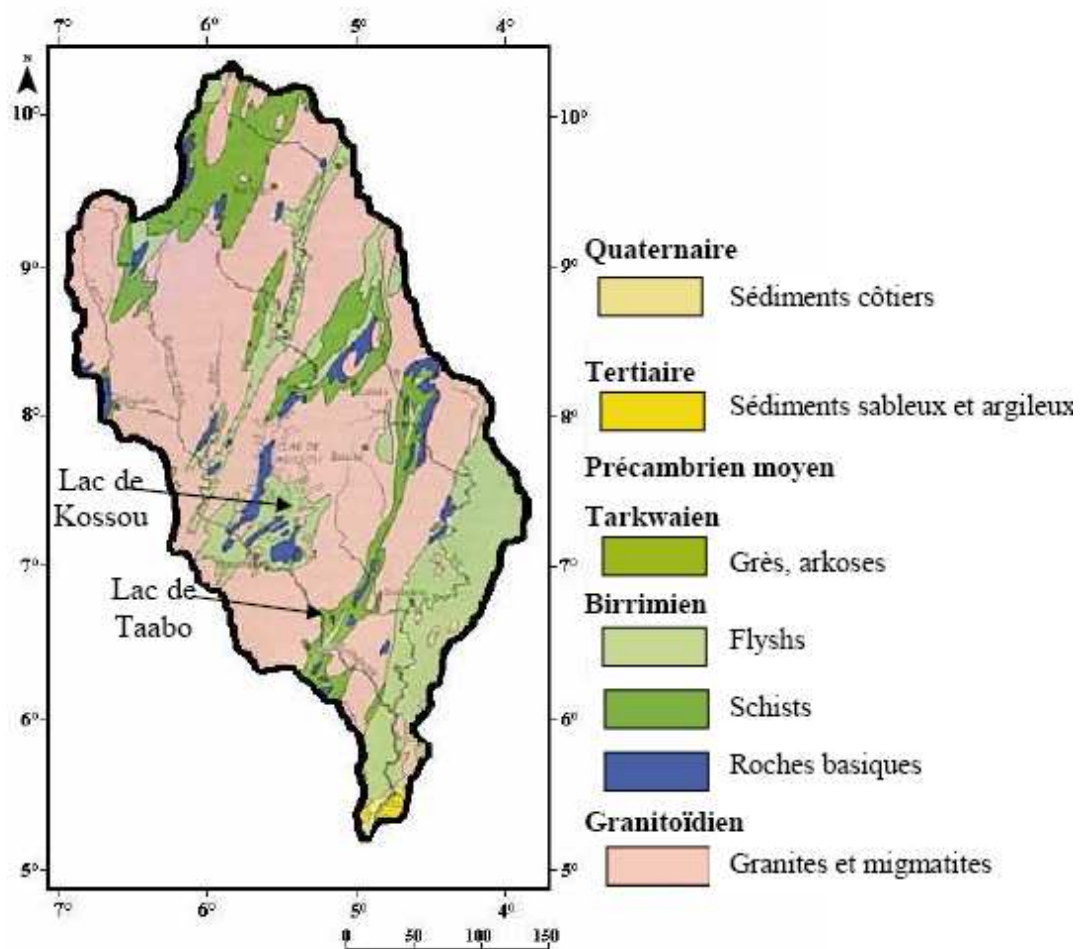


Figure 8. Carte géologique du Bassin de Bandama (Perraud 1971).

Ces dernières roches présentent des zones fortement altérées (Kaiser Engineers and Constructions 1972). Le principal type de roche rencontré sur le site du barrage de Taabo est le complexe de base granite/gneiss granitique avec différents types de roches

allant des gabbros et péridotites basiques aux schistes quartzeux et granites fins. Les granites et le gneiss granitique comportent des intrusions qui sont survenues dans les premiers stades du métamorphisme et se présentent sous la forme de deux groupes importants de dykes basiques et de filons de granite fin ou d'aplite. Des zones de failles importantes et récentes ont aussi affecté la géologie du site et ont été repérées dans les fondations du corps du barrage lors de l'excavation de l'usine et des galeries et lors du creusement du canal de fuite amélioré. Elles sont généralement orientées E-W et ont des pendages vers le Nord et le Sud à l'exception de la faille rencontrée lors de l'excavation de l'usine qui est orientée NE-SW et qui a un pendage généralement vertical ou fortement prononcé vers le NW (Kaiser Engineers and Constructors, 1980).

II.2.4. Régimes pluviométriques

Les travaux d'Eldin (1971) et Girard *et al.* (1971) ont montré que la portion du bassin versant du Bandama drainé par l'aménagement hydroélectrique de Taabo est sous l'influence de trois régimes climatiques. Il s'agit du régime tropical de transition au Nord, tropical de transition atténué au Centre et équatorial de transition au Sud. Du fait de sa situation géographique, la région de Taabo subit directement l'influence des deux derniers régimes.

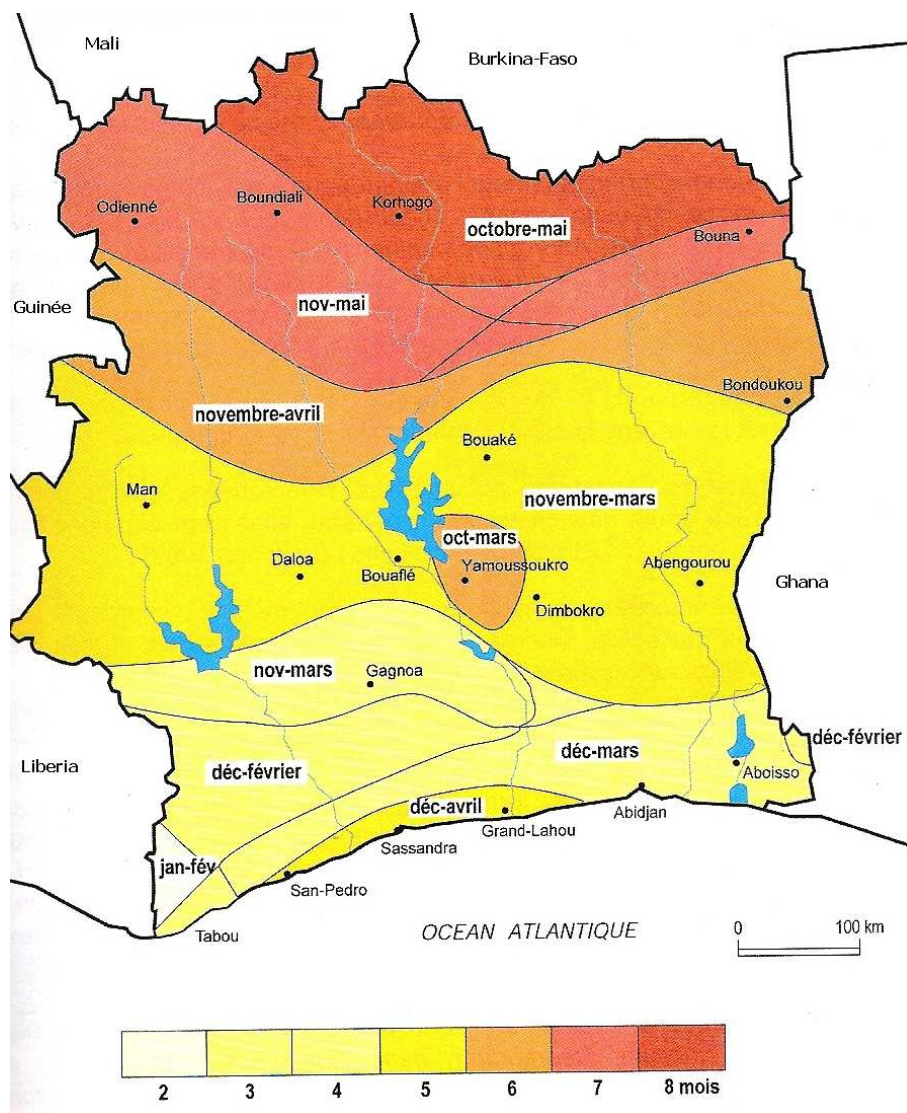
- Régime tropical de transition (climat soudanais)

C'est le régime qui couvre la partie septentrionale de la Côte d'Ivoire, située au Nord du parallèle 8° N. Les mois de juillet, août et septembre sont les plus pluvieux. La période sèche se situe novembre à avril (figure 9).

- *Régime équatorial de transition atténuée (climat baouléen)*

C'est le régime de la région située au-dessous du parallèle 8° N et limité approximativement au Sud par l'axe Abengourou–Toumodi–Soubré. Il est caractérisé par quatre saisons:

- une première saison des pluies de mars à juin (environ 140 à 170 mm par mois);
- un ralentissement des précipitations en juillet et août;
- une seconde saison des pluies en septembre et octobre, plus irrégulière que la première;
- une saison sèche marquée de novembre à mars comportant toutefois quelques précipitations isolées.



- *Régime équatorial de transition (climat attién)*

C'est le régime de la partie méridionale de la Côte d'Ivoire, située au Sud de l'axe Abengourou–Toumodi–Soubré. Il est caractérisé également par quatre saisons:

- une grande saison des pluies d'avril à juillet avec des précipitations moyennes mensuelles allant de 150 à 190 mm ;
- une petite saison sèche de juillet à septembre ;
- une seconde saison des pluies de septembre à novembre, très irrégulière ;
- une grande saison sèche de décembre à mars comportant toutefois quelques précipitations isolées.

La pluviométrie annuelle cumulée observée en 2006 à 2007 est respectivement de 1187,5 et 1553,5 mm dans la région de Taabo. Les données pluviométriques recueillies auprès de la DME-CIE permettent d'apprécier les variations des précipitations moyennes mensuelles aux stations pluviométriques de Kossou et de Taabo de 1975 à 1983 (figure 10).

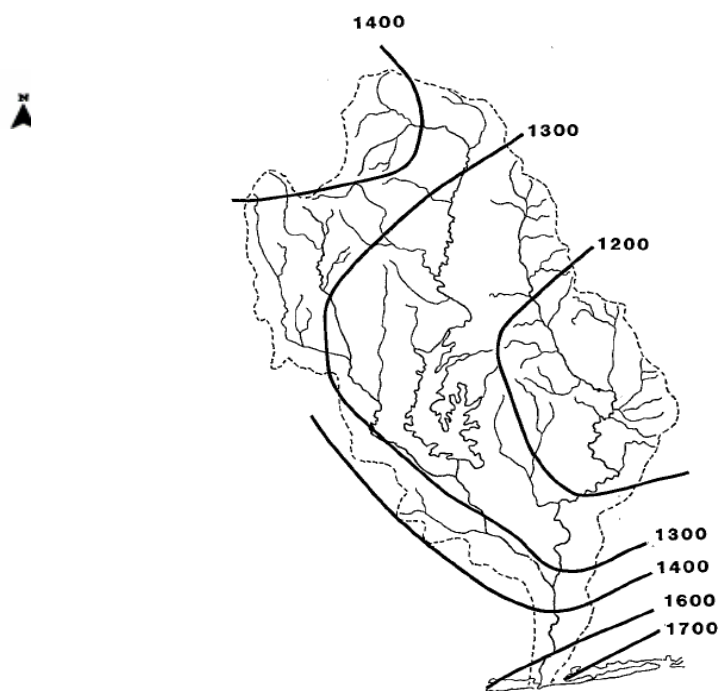


Figure 10. Répartition de la pluviométrie sur le bassin du Bandama (Lévêque C *et al.* 1983).

II.2.5. Régimes hydrologiques

Ainsi que nous l'avons vu précédemment, le bassin du Bandama est soumis à divers régimes climatiques auxquels correspondent trois régimes hydrologiques (Girard *et al.* 1971).

- Régime tropical de transition

Caractérisé par une crue unique, d'août à octobre, il se rencontre dans la partie septentrionale du bassin (régions de Korhogo et Ferkessédougou). A une décrue rapide, de novembre à décembre, succède une longue période d'étiage, de janvier à mai, durant laquelle l'alimentation est en grande partie assurée par les nappes alluviales. Ce régime concerne les parties amont du Bandama, du Marahoué et du N'Zi.

- Régime équatorial de transition atténuée

La partie centrale du bassin (cours moyen du Bandama et N'Zi), comprise entre les lignes Korhogo Ferkessédougou au nord et Kotobi-Toumodi-Oumé, au sud, est soumise à ce régime comportant une période de moyennes et hautes eaux, de juin à novembre. Les deux saisons des pluies entraînent deux crues en juin-juillet et en septembre-octobre, qui sont d'inégale importance, suivant la prédominance de l'une ou l'autre saison des pluies.

- Régime équatorial de transition

Il concerne la portion méridionale du bassin. Les deux saisons des pluies entraînent deux périodes de hautes eaux, l'une en juin-juillet, l'autre moins marquée en octobre-novembre. L'étiage est le plus prononcé de décembre à mars. Il y a donc évolution du régime hydrologique vers une situation de plus en plus complexe de l'amont vers l'aval du bassin.

L'analyse des données hydrologiques recueillies auprès de la DME-CIE (Direction des Mouvements d'Energie de la compagnie Ivoirienne d'Electricité) et de la DHH (Direction de l'Hydraulique Humaine) montre que les écoulements observés

dans les parties centrale et inférieure du bassin du Bandama sont fortement influencés par le régime tropical de transition du Nord du bassin. Ceci peut s'expliquer par le fait que ce régime couvre la plus grande superficie du bassin du lac de Taabo. Le régime de transition comporte généralement une seule période de hautes eaux (août-septembre-octobre), suivies d'un tarissement rapide de novembre à décembre (figure 11). De ce fait, le débit du Bandama à la station de Taabo ne correspond pas réellement aux régimes des précipitations de cette région.

Les apports les plus importants sont enregistrés dans la période septembre-octobre au moment où se produisent généralement les petites saisons des pluies. Toutefois, Girard *et al.* (1971) soulignent que sur les sous bassins, les deux saisons des pluies provoquent des crues en juin-juillet et septembre-octobre, d'importance variable suivant la prédominance de l'une ou l'autre saison des pluies.

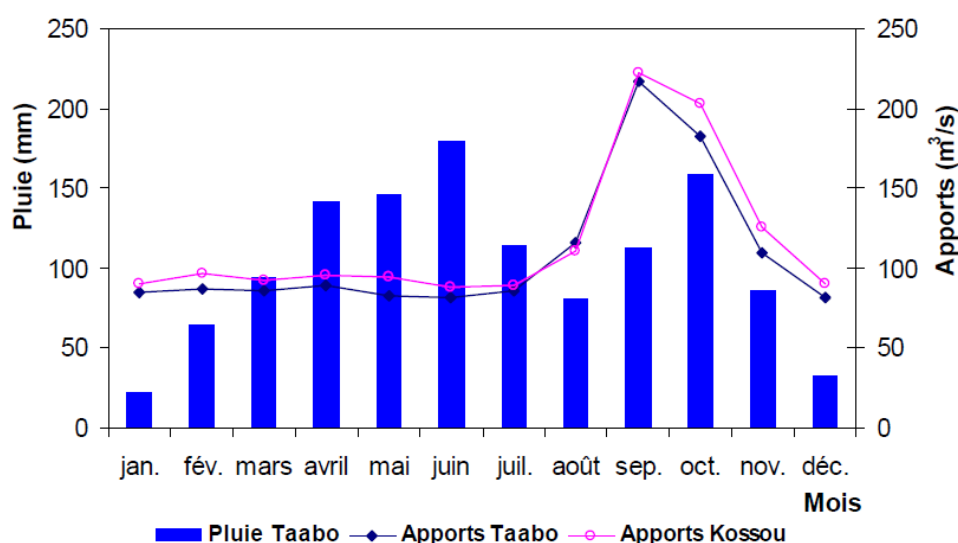


Figure 11. Variations des valeurs moyennes mensuelles des précipitations et des apports à Taabo et à Kossou de 1980 à 2007 (source : DME-CIE et DHH).

II.2.6. Impact spatio-temporel des activités humaines sur le couvert végétal et le plan d'eau

Vei (2005) fait remarquer que la forêt qui couvrait **78%** de la région de Taabo est passée à **66%** en 1982 après la mise en eau du barrage et ne couvrait plus que **25%** au début des années 90 (figure 12).

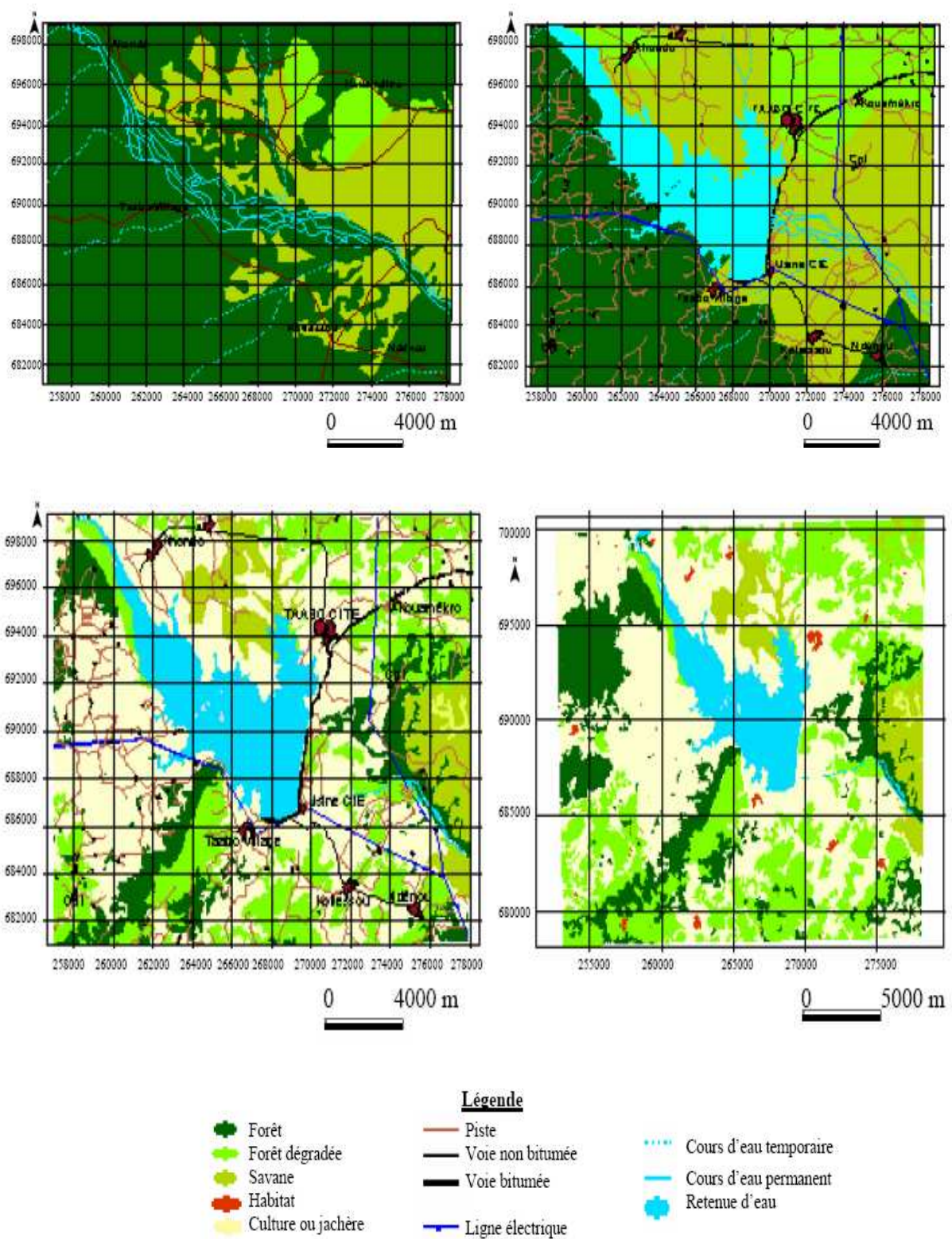


Figure 12. Carte montrant l'occupation du sol dans de la région de Taabo en 1975 (en haut à gauche), en 1982 (en haut à droite), en 1990 (en bas à gauche) et en 2007 (en bas à droite) (Vei 2005).

Cette dégradation accélérée de la végétation est la conséquence de la forte pression anthropique sur les ressources naturelles. Au regard des données de l'Institut National de la Statistique, la population de Taabo a connu des taux d'accroissement de 7,6% entre 1977 et 1988 et 9,3% entre 1988 et 1998 (tableau 4) contre 3,2% au plan national (INS 1998).

Tableau 4. Evolution de la population de Taabo (INS, 1998).

Années	1977	1988	1998	2005
Effectifs de la population	2 000	4 514	13 392	24 369

Les activités, essentiellement agricoles, menées par ces populations peuvent avoir des répercussions sur le lac de Taabo. ANDE-CI (2003) rapporte que les populations font une mauvaise utilisation des pesticides au cours de leurs activités agricoles. L'expansion agricole a pour conséquence un enrichissement du plan d'eau en éléments nutritifs par les eaux de ruissellement. Le lac de Taabo est confronté à un problème d'eutrophisation qui se manifeste par une colonisation permanente et progressive du plan d'eau par les végétaux aquatiques envahissants (VAE) depuis 1990. Cette "prairie aquatique" (photographie 1) est composée de jacinthes d'eau (*Eichhornia crassipes*), fourgères d'eau (*Salvinia molesta*), salade d'eau (*Pistia stratiotes*) et d'autres espèces (*lotus*, *nymphéa*, etc.).

La surface occupée par les végétaux aquatiques du lac de Taabo, à l'instar des grandes retenues d'eau de la Côte d'Ivoire, augmente continuellement et prend des proportions alarmantes. Actuellement, environ 26% de la surface totale de ce lac sont occupés par les végétaux. Vei (2005) rapporte que ces végétaux, présents sur la plupart des plans d'eau ivoiriens, ont suscité la mise sur pied en 1997 d'un projet dénommé PNUD/FEM IVC/94/G31: "*Lutte contre les végétaux aquatiques envahissants les plans d'eau pour améliorer/restaurer la diversité biologique en Côte d'Ivoire*". Depuis l'année 2004 ce projet est à la fin de la première phase, qualifiée de phase de

consolidation qui devrait être relayée par la phase de suivi. Cependant, les résultats sont non seulement loin de satisfaire l'attente générale et la phase de suivi connaît des difficultés de financement. Entre temps la surface occupée par ces végétaux continue de croître affectant ainsi la qualité de l'eau et les activités de pêche, de par l'encombrement de la surface de l'eau, Aussi, la présence des VAE rend t-elle la navigation quasi impossible de l'amont vers l'aval et réduit ainsi les aires de pêche. Enfin, ces végétaux parviennent parfois jusqu'aux conduites forcées ou ils provoquent des perturbations dans les activités de production d'électricité.



Photographie 1. Végétaux aquatiques envahissants à la surface du lac de Taabo.

II.2.7. Principales caractéristiques du barrage hydroélectrique de Taabo

L'aménagement hydroélectrique de Taabo a été construit entre 1975 et 1979. La mise en eau du barrage de Taabo a débuté en février 1978. Le barrage a été mis en service depuis le 18 janvier 1979 (Kaiser Engineers and Constructions 1980). Sa hauteur de chute varie entre 52 et 59 m (tableau 5). Le volume à la cote de crue normale (124 m) est de 625.10^6 m^3 . Le barrage de Taabo ne dispose pas d'organe de vidange de fond. Le temps de séjour moyen du lac, calculé sur la base des débits observés de 1990 à 2007, est de 49,2 jours (Kouassi 2007) et son débit moyen annuel est de $128,70 \text{ m}^3/\text{s}$. Ce temps étant inférieur à 200 jours, il ne permettrait pas une stratification thermique des eaux (Henry 1999). Représentant le temps nécessaire pour que le fleuve fournisse un volume d'eau équivalent au volume de la retenue (Ryding et

Rast 1994), il ne constitue cependant pas une mesure précise du temps qu'une masse d'eau donnée est susceptible de rester dans une retenue (Unesco 1986).

Tableau 5. Les principales caractéristiques du barrage Hydroélectrique de Taabo (CIE).

Coordonnées géographiques		5°07'W 6°40'N
Date de construction		1975-1979
Date de mise en eau		1978
Date de mise en service		1979
Hydrologie	Fleuve Superficie du bassin versant Débit moyen annuel	Bandama 58.700 km ² 128,7 m ³ /s
Retenue	Cote de retenue normale Surface à la cote de retenue normale Volume à la cote de retenue normale Cote de crue maximale Volume à la cote de crue maximale Cote minimale d'exploitation	124 m 69 km ² 625.10 ⁶ m ³ 124,8 m 630.10 ⁶ m ³ 120 m
Digue	Type de barrage Cote de la crête Digue Hauteur maximale Longueur de la crête	Terre et enrochement 127 m 34 m 7,5 km
Prise d'eau	Nombre de vannes (wagon) Diamètre de la conduite forcée Cote du bord inférieur de la conduite forcée	3 6,6 m 99,4 m
Evacuateurs de crue	Type Nombre Largeur x Hauteur Capacité d'évacuation Cote du bord inférieur des évacuateurs	Vannes segments 5 11,5x11 4460 m ³ /s 113 m
Usine	Type Nombre Hauteur de chute nette Puissance installée Productibilité annuelle	Francis 3 52-59 m 210 MW 1050 GWh

CHAPITRE III :

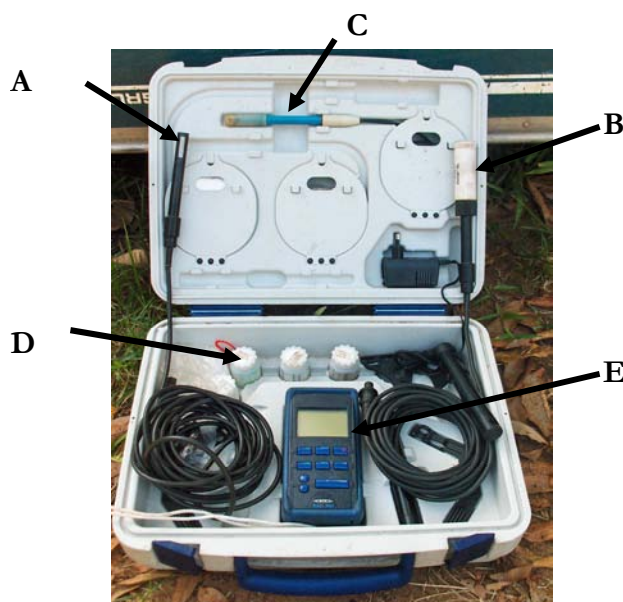
MATERIEL ET METHODES

III.1. Matériel

III.1.1. Matériel de mesure des paramètres physico-chimiques

Au cours de cette étude, divers appareils ont été utilisés pour la mesure des paramètres physiques et chimiques :

- Un navigateur GPS MLR SP 12X a servi à la localisation des stations d'échantillonnage.
- La conductivité a été mesurée à l'aide d'un conductimètre de type WTW, de modèle COND 340i (photographie 2).
- Un pH-mètre de type WTW a permis de mesurer le pH et la température de l'eau.
- La mesure de l'oxygène dissous a été réalisée au moyen d'un oxymètre de type WTW, de modèle OXY 340i.
- Un disque de Secchi a servi à la détermination de la transparence.
- Un matériel lié à une corde graduée a permis de jauger la profondeur des cours d'eau.
- Le dosage des sels nutritifs a été effectué à l'aide d'un spectrophotomètre de marque SHIMADZU UV1205.
- Un turbidimètre de type AQUALYTIC PCH 37164 pour la détermination de la turbidité.



Photographie 2. Appareil multiparamètre de mesure WTW. A : sonde du conductimètre. B : Sonde à oxymètre. C : Sonde à pH. D : Solution à calibrage. E : Ecran du multiparamètre.

III.1.2. Matériel de prélèvement du phytoplancton

L'échantillonnage du phytoplancton (communautés d'algues pélagiques) a été réalisé à partir de deux méthodes :

- Le prélèvement quantitatif du phytoplancton a été réalisé à l'aide d'une bouteille hydrologique de type VAN DORN de capacité 2,5 litres (photographie 3).



Photographie 3. Bouteille hydrologique de type Van Dorn utilisée pour le prélèvement des algues pélagiques. A : tube PVC. B : ventouse. C : corde graduée. D : robinet. E : messenger.

- Un échantillonnage qualitatif a été fait avec l'utilisation d'un filet à plancton (photographie 4) dont les principales caractéristiques sont les suivantes: forme conique de longueur 108 cm, de maille 55 μm avec une ouverture de 34 cm de diamètre muni d'un collecteur.



Photographie 4. Filet à plancton utilisé pour le prélèvement des algues pélagiques.

Du formol à 5% a été utilisé pour la fixation des échantillons phytoplanctoniques.

Pour la mise en œuvre pratique, l'équipe scientifique du projet a convenu en raison du développement saisonnier, en particulier celui du phytoplancton, d'effectuer deux missions hydrobiologiques par saison, soit respectivement en début et en fin de saison. La petite saison sèche n'étant pas une saison qui influence considérablement le développement phytoplanctonique dans la mesure où le régime hydrologique reste plus ou moins constant de la fin de la grande saison des pluies au début de la petite saison des pluies (Ouattara 2001), celle-ci n'a pas été considérée pour les échantillonnages. Ainsi, trois saisons climatiques ont été pris en compte : la grande saison sèche, la grande saison des pluies et la petite saison des pluies. Sur cette base, cinq campagnes hydrobiologiques sur le lac Taabo ont été réalisées.

III.1.3. Matériel d'identification et d'analyse du phytoplancton

Pour l'analyse du phytoplancton au laboratoire, les appareils suivants ont été utilisés :

- Un microscope muni d'une chambre claire de type Olympus et de modèle BX 40 pour l'observation.
- Un appareil photographique numérique pour la prise de vue des taxons phytoplanctoniques modèle Samsung i70.
- Un microscope inversé de type Olympus AX70 pour le comptage des cellules.

- Une pompe à vide et des filtres Whatman de 0,7µm de maille pour la filtration des échantillons eaux.

Le dosage des pigments a été réalisé après extraction des pigments au méthanol à de (concentration 97%) et mesuré avec un spectrophotomètre (longueur d'ondes= 665-750 nm).

III.2. Méthodes

III.2.1. Stratégie d'échantillonnage

Le plan d'échantillonnage (tableau 6) a été réalisé entre le 25 juillet 2006 et le 1 juin 2007. Le choix des stations a été effectué sur la base du gradient longitudinal du lac (figure 13). Ce gradient a été divisé en trois zones écologiques tel que proposé par Thornton (1990) : zone fluviale, zone de transition et zone lacustre. La première zone a un régime typiquement lotique avec un fort courant de l'eau. La zone de transition est caractérisée par une présence très marquée de végétaux aquatiques flottants et immergés. La zone lacustre est caractérisée par un régime typiquement lentique avec une transparence des eaux relativement élevée.

Tableau 6. Calendrier des sorties de terrain.

Dates	27-31 Juil. 06	25-02 Oct. 06	01-08 Déc 06	23-29 Mar 07	07-14 Jun 07
Saisons	Pluie	Pluie	Sèche	Sèche	Pluie

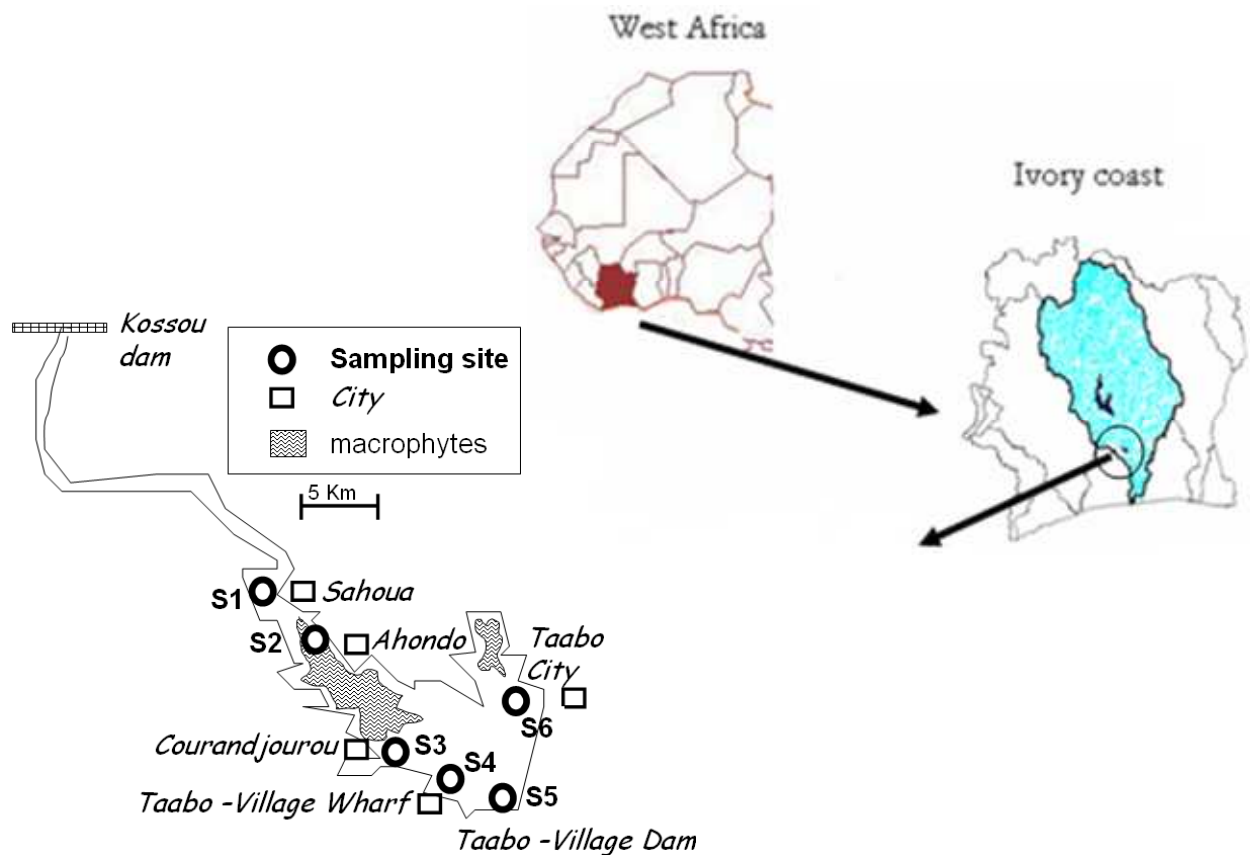


Figure 13. Localisation des stations d'échantillonnage dans le lac Taabo (modifié d'après Kouassi 2007).

La station de Sahoua ($6^{\circ} 19'38''$ N, $5^{\circ} 11'6''$ W), **S1**, bras du Bandama se déversant dans le cours supérieur du lac (photographie 5), se caractérise par une canopée importante ouverte à 10 % avec une présence notable de rocher. La station est entourée de plantations de café, de cacao et d'hévéa. Le lit du lac à dominance sableuse est parsemé d'argile, de vase, de débris végétaux avec des troncs d'arbres morts. La profondeur moyenne est de 5,9 mètres.



Photographie 5. Vue partielle de la station S1 de Sahoua Bras du Bandama se déversant dans le cours supérieur du lac (en amont).

La station de Ahondo (photographie 6) ($6^{\circ} 17'20''$ N, $5^{\circ} 9'42''$ W), **S2**, marquée par une présence excessive de végétaux (jacinthes couvrant moyennement (8 % du plan d'eau), a un substrat majoritairement sableux avec de la vase et des troncs d'arbres morts par endroits. Elle est bordée par des plantations d'ignames, de cacao et une forêt classée. La valeur moyenne de la profondeur à cette station est 6 mètres.



Photographie 6. Vue partielle de la station S2 de Ahondo, partie supérieure du barrage de Taabo. Zone lacustre réceptacle des végétaux aquatiques envahissants qui recouvrent sur les deux tiers de la surface et les rivages exondés dans le cours supérieur du lac.

La station de Courandjourou ($6^{\circ} 13'47''$ N, $5^{\circ} 6'57''$ W), **S3**, dans le cours encaissant du lac (photographie 7), a une canopée très faible, estimée à 5 %. Elle est bordée par une forêt et des plantations de cacao et de banane plantain. Le substrat dominé par le sable, est parsemé de vase, d'argile blanche et de fourche de bois rendant le plan d'eau difficile à la navigation. Ce plan d'eau a une profondeur moyenne 7,25 m.



Photographie 7. Vue partielle de la station S3 de Courandjourou grande baie jouxtant la barrière de Végétaux Aquatiques Envahissant (VAE) délimitant la partie moyenne du lac et la cuvette lacustre / côté gauche de la digue.

La station de Taabo-village débarcadère (photographie 8) ($6^{\circ} 12'40''$ N, $5^{\circ} 6'26''$ W), **S4**, second bras dans la partie gauche du lac est caractérisée par un substrat argileux, sableux et vaseux parsemé de débris végétaux avec des troncs d'arbres morts. Le paysage est dominé par des plantations de manioc, de maïs, d'ignames et surtout par la présence d'une fabrique villageoise d'alcool. La fermeture de la canopée est estimée à 5 %. A cette station, la profondeur moyenne est de 7,8 mètres.



Photographie 8. Vue partielle de la station S4 de Taabo-village débarcadère, zone lacustre / côté gauche de la digue.

Le site de prélèvement de Taabo-village Digue ($6^{\circ} 15'25''$ N, $5^{\circ} 4'21''$ W), **S5**, situé en aval du lac (photographie 9), est marqué par une canopée moyenne très faible (3 %) avec la présence, d'arbustes. Le site est majoritairement sableux avec présence de vase par endroits. La profondeur moyenne est à cette station est de 8 m.



Photographie 9. Vue partielle de la station S5 de Taabo-village Digue dans le cours inférieur du lac.

La station de Taabo-Cité (photographie 10) ($6^{\circ} 16'0''$ N, $5^{\circ} 5'7''$ W), **S6**, est le bras droit secteur ville, se caractérise par une canopée nulle (0,5 %), la présence d'arbres, d'arbustes et de plantations de cultures vivrières. Il existait non loin de cette station un dépôt d'ordures ménagères. Le fond du cours d'eau à cette station est majoritairement composé de vase, de sable par endroit. La profondeur moyenne est estimée à 7,75 mètres.



Photographie 10. Vue partielle de la station de Taabo-Cité, zone lacustre / côté droit de la digue.

III.2.2. Mesure des paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques ont été mesurés en surface (40 cm) et en profondeur (1, 2, 3, et 4 m) entre huit heures et dix heures du matin aux différentes stations de prélèvements. Les mesures de l'oxygène dissous, de la température, de la salinité, de la conductivité, du taux de solide dissous, de transparence et de pH de l'eau ont été effectués *in situ* à chaque station, pour chaque campagne d'échantillonnage.

Après collecte, les échantillons d'eau ont été stockés dans des bocaux (500 ml) et conservés au frais dans une glacière. Pour l'analyse des sels nutritifs (orthophosphates, ammoniac, nitrates, nitrites et silice), des volumes de 40 ml ont été recueillis dans des

flacons à scintillation. Les analyses ont été effectuées au laboratoire à l'aide d'un spectrophotomètre (AFNOR, 1996).

Les nitrates ont été analysés par dosage colorimétrique (réactif de Griess) des nitrites formés par réduction sur colonne de Cadmium. Le phosphore a été dosé par colorimétrie du complexe de phospho-molybdate et de vert de malachite en milieu acide (Motomizu *et al.* 1983). La silice a été dosée par colorimétrie du complexe silico-molybdique réduit. Pour l'ammonium, l'ajout du réactif de Nessler, en milieu basique et en présence d'ions ammonium, forme un complexe orangé qui permet un dosage colorimétrique des ions NH_4^+ .

III.2.3. Concentration de la chlorophylle a

Le dosage de la chlorophylle-a (chl *a*) mérite une attention particulière en raison de l'importance de ce pigment dans la photosynthèse. En effet, la chl *a* est le seul pigment capable de produire de l'énergie chimique, nécessaire à la fixation du carbone, à partir de l'énergie lumineuse. Les chlorophylles *b*, *c*, les caroténoïdes et les phycobiliprotéines ne peuvent que transférer leur énergie à la chl *a*. Les caroténoïdes jouent aussi un rôle important dans le mécanisme de photo-protection des cellules. L'importance des pigments accessoires par rapport à la concentration de chl *a* varie beaucoup selon les caractéristiques de la lumière de l'habitat. Il en va de même pour la quantité de chl *a* qui est très variable d'un type d'algue à un autre et qui dépend du régime lumineux auquel il est acclimaté.

La concentration en chl *a* a été déterminée selon la méthode fluorimétrique de Yentstch et Menzel (1963) adaptée par Holm-Hansen et Rieman (1978) pour l'extraction des pigments à l'aide du méthanol. Le protocole utilisé au cours de la campagne a été décrit par Herbland *et al.* (1985). Les échantillons d'eau du lac de Taabo (250 ml) prélevés avec la bouteille de Van Dorm ont été filtrés sur un filtre en fibre de verre Whatman GF/F de diamètre 25 mm et 0,7µm de maille, à l'aide d'une pompe à vide. Après chaque filtration, le filtre a été immédiatement emballé dans du papier aluminium et conservé au frais (4°C) jusqu'à l'analyse au laboratoire.

La dépression utilisée a toujours été inférieure à 100 mmHg. En laboratoire, le filtre est placé dans un tube contenant 5 ml de méthanol pur. La teneur en eau résiduelle du filtre étant de 0.19 ml, l'extraction s'effectue dans 5.2 ml de méthanol à 97%. Le tube est ensuite bouché et placé dans un réfrigérateur (5°C) pour une période d'extraction de 30 minutes. Après ce délai la fluorescence de l'échantillon est mesurée sur un fluorimètre équipé d'un Kit pour la détermination de la chl *a* par fluorométrie.

La technique d'acidification permettant de déterminer la part des phéopigments a été utilisée. Mais en présence de chlorophylle *b* dans l'échantillon cette technique entraîne une sous-estimation des teneurs en chl *a*. Les résultats fournis ne concernent donc que la chlorophylle *a* calculée d'après la formule suivante qui néglige la présence des phéopigments, tout ceci à l'aide d'une spectrophotométrie:

La formule est la suivante :

$$\text{Chl } a \text{ } (\mu\text{g/l}) = A \times [(\text{Do665} - \text{Do750}) - (\text{Da665} - \text{Da750})] \times v/\text{VL}$$

où :

Do665 et Do750 sont respectivement les absorbances à 665 nm et 750 nm avant acidification.

Da 665 et Da 750 sont respectivement les absorbances à 665 nm et 750 nm après acidification.

v est le volume de solvant initial (en millilitres) utilisé pour l'extraction.

V est le volume d'eau filtré (en litres).

L est le parcours optique de la cuve utilisée (en centimètres).

A est un facteur Constant déterminé expérimentalement.

III.2.4. Détermination de l'état de trophie

Pour caractériser l'état trophique des lacs, le système élaboré par l'O.C.D.E. (1982) (tableau 7), largement utilisé au niveau international, a été choisi. Ce système combine l'information concernant l'état des nutriments et la biomasse algale et fournit une base pour l'évaluation et la tendance de l'état pour la gestion. L'information

acquise permet l'échange et la comparaison au niveau international (Bartram *et al.* 1999).

Tableau 7. Valeurs limites du système de classification trophique des eaux selon l'O.C.D.E. (1982). m : moyenne annuelle ; max : valeur maximale ; min : valeur minimale.

Etat trophique	Secchi _m (m)	Secchi _{min} (m)	Chl <i>a</i> _m (mg·m ⁻³)	Chl <i>a</i> _{max} (mg·m ⁻³)	PT _m (mg·m ⁻³)
Oligotrophe	≥ 6	≥ 3	≤ 2.5	≤ 8	≤ 10
Mésotrophe	6 - 3	3-1.5	2.5 - 8	8 - 25	10 - 35
Eutrophe	3 - 1.5	1.5-0.7	8 - 25	25 - 75	35 - 100
Hypereutrophe	≤ 1.5	≤0.7	≥ 25	≥ 75	≥ 100

Ce système prend en compte les paramètres suivants :

- Le **phosphore total** (PT) qui est l'élément nutritif dont la teneur limite favorise habituellement la croissance des algues et des plantes aquatiques en milieu continental. Il y a un lien entre la concentration de phosphore, la productivité du lac et son niveau trophique. Les lacs eutrophes ont une forte concentration de phosphore. Il peut être présent dans l'eau soit sous forme particulaire soit sous forme dissoute. Dans le cadre de cette étude, seule le phosphore dissous a été dosé.

- La **chlorophylle *a*** (chl *a*) est un indicateur de la biomasse d'algues microscopiques présentes dans le lac. La concentration de chl *a* a augmenté avec la concentration des matières nutritives. Les lacs eutrophes ont souvent une production importante d'algues intégrée sur la zone euphotique.

- La **transparence** de l'eau ou profondeur Secchi (mesurée avec un disque de Secchi) diminue avec l'augmentation de la quantité d'algues dans le lac. Les lacs eutrophes sont caractérisés par une faible transparence de l'eau.

III.2.5. Analyses du phytoplancton

2.5.1. Analyse qualitative

2.5.1.1. Identification des espèces

Dans un premier temps les échantillons destinés à la détermination des espèces ont été analysés comme suit. Après le dépôt des espèces phytoplanctoniques formolées (5%) au fond du flacon, une goutte d'eau est prélevée au fond à l'aide d'une pipette après homogénéisation. Cette goutte est déposée entre lame et lamelle puis observée au microscope photonique (OLYMPUS BX 60) à l'objectif 40. Suivant la morphologie générale des taxons observés, une première détermination des espèces a été faite au laboratoire de biologie Aquatique (LEBA) de l'Université D'Abobo-Adjamé à partir des travaux de Desikachary (1959), de Bourrelly (1966, 1968, 1970), de Compère (1991), et d'Ouattara (2000). En plus des observations, des photographies des taxons ont été réalisées grâce à un appareil photo numérique (SAMSUNG i70) pour permettre des mensurations plus aisées.

J'ai eu des séances de travail avec le professeur René LECOBU au Laboratoire d'Ecologie Fonctionnelle et Environnement (ECOLAB). A partir de ces données (photos, dessins) une identification plus fine des espèces (hormis les diatomées) a été possible grâce aux travaux de Grönblad *et al.* (1958), Couté et Rousselin (1975), Komarek et Anagnostidis (1995). L'identification des diatomées a été faite grâce aux travaux d'abord de Sournia (1968), puis de Compère (1991) et de Krammer et Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a, 1991b, 2000).

III.2.5.1.2. Diversité globale

Selon Magurran (1988), la diversité d'un échantillon ou d'un site à échantillonner peut être étudiée par l'emploi de plusieurs méthodes. Celles-ci peuvent être des méthodes univariées (richesse spécifique, indice de diversité), ou des méthodes multivariées (Analyse Factorielle de Correspondances, Analyse en Composantes Principales, ...).

III.2.5.1.2.1. Méthodes univariées

➤ Richesse spécifique

C'est le nombre total des diverses catégories taxonomiques auxquelles appartiennent les organismes prélevés à une station d'échantillonnage. Elle mesure la diversité la plus élémentaire, fondée directement sur le nombre total d'espèces dans un site. Un grand nombre d'espèces fait augmenter la diversité spécifique. Toutefois, cette méthode dépend de la taille des échantillons et ne considère pas l'abondance relative des différentes espèces. Sa valeur écologique est donc limitée (Travers, 1964).

➤ Indices de diversité

De nombreux indices de diversité sont ainsi proposés et permettent de donner une expression qualitative plus ou moins pertinente de la structure de l'écosystème. Dans cette étude, nous avons utilisé l'indice de Shannon et l'indice d'équitabilité de Piélou. Ces indices considèrent à la fois l'abondance et la richesse spécifique.

L'indice de Shannon (H) peut se calculer sous deux formes, en utilisant le biovolume et l'effectif spécifique :

$$\mathbf{Ish} = - \sum ((ni/N) \times \log_2 (ni/N))$$

Avec, ni = le biovolume ou l'effectif de la i ème espèce et N est le nombre total d'individus dans l'échantillon.

L'indice d'Equitabilité de Piélou appelé aussi de régularité, a été utilisé pour rendre compte de l'abondance relative de chaque taxon, de la régularité de la distribution des taxons et de la qualité d'organisation du peuplement. Sa formule est la suivante :

$$\mathbf{E'} = \mathbf{H' / \log_2 S}$$

Avec, S = le nombre total de taxons dans un échantillon.

H' = indice de Shannon-Weaver (**Ish**)

E' vaut 0 quand un seul taxon domine et 1 quand tous les taxons ont la même abondance.

III.2.5.1.2.2. Méthodes multivariées

Ce sont des méthodes d'analyse permettant de regrouper des taxons ou des sites ayant des caractéristiques semblables. Elles indiquent avant tout le degré de ressemblance ou de disparité de la composition en espèces de différentes stations ou de la même station au cours du temps. Une forte corrélation de cause à effet ne peut être obtenue qu'en reliant les groupements de stations aux gradients mesurés de l'environnement (Gray et Pearson 1982). Comme toutes ces méthodes se fondent sur des critères formels, elles semblent plus objectives que d'autres. L'analyse en composantes principales (ACP) est la technique de statistiques multivariées utilisée dans le cadre de cette étude. L'ACP est appliquée aux tableaux de variables quantitatives et elle tient compte des variations globales d'abondance entre lignes et/ou colonnes.

III.2.5.2. Analyse quantitative

En tant que concept écologique, l'abondance est une composante importante de la diversité (Hurlbert 1971). La méthode de comptage d'Utermöhl (1958) a été adoptée pour l'étude quantitative du phytoplancton. Cette technique s'appuie sur la sédimentation des organismes dans une cellule de comptage, d'un échantillon de volume connu. En raison de la richesse des échantillons en particules et en organismes, une dilution des échantillons a été indispensable pour faciliter les comptages tout en gardant une bonne représentativité en termes d'effectif de l'ensemble des organismes présents. Ainsi à partir des échantillons d'eau brute fixés au formol (5%), un sous échantillonnage de 5 ml a été réalisé après agitation et homogénéisation. A ces 5 ml d'échantillon, 20 ml d'eau distillée sont additionnés avant une sédimentation des particules pendant 24 heures.

Suivant le type d'organismes, l'unité de comptage a été soit une cellule, une colonie ou un filament. Dans chaque champ, le nombre d'individus (ou unité de comptage) a été déterminé. Le nombre de champs comptés est de 20 pour les espèces les plus fréquemment rencontrées dans l'échantillon (présentes dans tous les 20 champs) et de 40 pour toutes les autres espèces. Pour les colonies, le nombre de

cellules par colonie a été déterminé. La répartition de ces champs sur la surface de la cellule de comptage est aléatoire avec un comptage débutant systématiquement au niveau de la partie gauche de la cellule et se terminant au niveau de sa partie droite. Le comptage s'effectue à l'aide d'un microscope inversé, et d'un objectif 40 avec des balayages de plus de 80% de la surface de la cellule de comptage avec alternance de transects. Sont pris en compte dans l'énumération, les individus dont la structure est restée intacte. Entre deux champs, les individus situés vers la partie gauche et qui ne sont pas entièrement situés dans le deuxième ne sont pas comptabilisés pour éviter la répétition de comptage d'un même individu.

Le calcul de la densité s'exprime par la formule suivante :

$$D = N_i \times R \times 1000/v$$

Avec, D = densité en nombre d'individus par litre.

N_i = moyenne du nombre d'individu d'une espèce.

R = rapport entre la surface de la cellule de comptage et la surface du champ oculaire.

1000 = facteur de conversion en litre.

v = volume d'échantillon sédimenté en ml (5 ml généralement).

III.2.6. Détermination de la production primaire

La production primaire a été estimée par la méthode de l'oxygène dissous produit lors de la photosynthèse. Cette méthode, décrite et critiquée par Strickland (1960) et Strickland et Parsons (1968), consiste à mesurer la variation d'oxygène dissous d'un échantillon d'eau dont une partie est incubée à la lumière et une autre à l'obscurité. Pour la quantification de la production primaire l'activité du phytoplancton a été estimée ici par la méthode de l'oxygène produit, mesuré par la méthode de Winkler (1888). Afin d'estimer l'activité photosynthétique journalière, des flacons sont mis à incuber 3 heures de part et d'autre du midi solaire. La mesure de la production primaire consiste à prélever un échantillon d'eau en surface (du milieu) que l'on partage entre des bouteilles transparentes et sombres, elles sont hermétiquement bouchées et replacées dans l'eau à la profondeur où le prélèvement a été fait (photographie 11).



Photographie 11. Matériel de mesure de la quantité d'oxygène dissous dans les différentes bouteilles (A : transparentes, B : opaques).

La quantité d'oxygène dissous est mesurée avant et après incubation selon le mode de calcul suivant.

III.2.6.1. Evaluation de la production photosynthétique

Les valeurs de productions (photosynthèse) sont données soit en tant que :

- Production primaire brute (GPP),
- Production primaire nette (NPP) ou la perte par respiration est prise en compte (GPP-R).

Les valeurs de photosynthèse mesurées en fonction des diverses intensités lumineuses ont été ajustées à l'aide du modèle de Steele (1962) :

$$P = P_{\max} \times (I/I_{\text{opt}}) \times e^{(1-(I/I_{\text{opt}}))}$$

Avec, P = Production pour l'intensité lumineuse (I)

P_{max} = valeur maximale de production

I_{opt} = Intensité lumineuse où P= P_{max}

Ce type d'information permet :

- de relier le taux de photosynthèse instantanée aux fluctuations de l'intensité de la lumière durant la journée.
- l'estimation de GPP et de NPP par heure et/ou par jour.

La production intégrée par rapport au temps, par secteur ou par section du lac, a été estimée en prenant en compte la variation horaire de l'intensité lumineuse en surface en fonction du jour julien, la turbidité, la nébulosité et la photo période, en utilisant le software PSim (Dauta et Capblancq 1985).

La zonation du lac a été faite d'abord en deux grandes parties : une partie nue (dépourvue de jacinthes) divisée en six (6) parties (stations) et une partie recouverte de jacinthes.

Les paramètres pris en compte sont la météorologie, la transparence (disque de Secchi), les valeurs mesurées de chlorophylle a, la respiration, Pmax, et Iopt (intensité optimale).

III.2.6.2. Détail du calcul de la production primaire

III.2.6.2.1. L'environnement lumineux

L'atténuation des PAR (radiations actives pour la photosynthèse) en fonction de la profondeur est décrite par une loi logarithmique :

$$I_Z = I_0 \times \text{EXP} (-K_e \times Z)$$

Avec

I_Z = Intensité lumineuse à la profondeur Z

I_0 = Intensité lumineuse en subsurface

K_e = coefficient d'atténuation verticale de la lumière (m^{-1}).

Le coefficient d'atténuation K_e peut être estimé à partir de l'observation de la limite de visibilité du Disque de Secchi (D_{se}). Cette limite correspond en règle générale

à une intensité de l'ordre de 15 à 20 % de l'intensité de surface, ce qui conduit à la relation empirique :

$$K_e = (1,6 \text{ à } 1,9) / D_{se}$$

Avec, pour rappel, $\text{Log}(0,15) = -1,9$

On admet également que la photosynthèse s'annule à la profondeur Z_{eu} recevant 1 % de l'intensité de surface (Capblancq 1995). En conséquence, la profondeur de la zone Euphotique Z_{eu} (en mètre) est égale à :

$$Z_{eu} = 4,6 / K_e$$

Avec $\text{Log}(0,01) = -4,6$

Des deux relations précédentes, il vient une relation utile sur le terrain lorsqu'on veut mettre en place une mesure de production primaire:

$$Z_{eu} = D_{se} \times 2,4$$

III.2.6.2.2. La photosynthèse et les variations de lumière au cours de la journée et de l'année

En un point donné, le taux de photosynthèse vient de la combinaison des équations qui décrivent les relations $P = f(I)$ et $I = f(Z)$. $P = f(I)$ est une réponse spécifique de la communauté d'algues, pour laquelle de nombreux auteurs ont proposé des solutions, allant de la plus simple (loi de saturation $P = P_{max} * I / (K_I + I)$) à de plus complexes équations (Talling 1957; Steele 1962; Vollenweider 1965; Fee 1973; Bannister, 1974; ...).

Tandis que la valeur de l'intensité lumineuse à la profondeur Z , $I = f(Z)$ est décrite par la relation $I_Z = I_0 \times \text{EXP}(-K_e \times Z)$ (citée plus haut), la valeur de I_0 à l'instant t dépend essentiellement des données suivantes : latitude ; jour julien, heure de la journée et conditions météorologiques (ciel clair à très nuageux). En l'absence de données réelles d'ensoleillement enregistrées localement (ou éventuellement pour les compléter), un système d'équations permet de calculer les valeurs d'intensités

lumineuses à la surface de l'eau pour un set de conditions : latitude, jour et heure de l'année.

Pour un cas d'étude théorique de la photosynthèse comme le permet le modèle P3B (Production Primaire du PhytoBenthos) proposé ici, des équations suivantes ont été utilisées pour restituer les conditions d'éclairement.

Calcul de I_{maxj} : intensité maximale au jour julien j, à la latitude Lat.

Jd : jour donathien = $(j - 81) \times 0,017214206$

Dcl : déclinaison = $SIN(Jd) \times 0,3979$

Cah : Cosinus Angle Horaire = $Tan(Lat \times 0,0174533) \times Tan(Dcl)$

Si Cah = 0 alors Ah : Angle Horaire = 1,570796

Si Cah > 0 alors Ah = $ATN((1 / Cah) \times SQR(1 - Cah^2))$

Si Cah < 0 alors Ah = $3,14 + ATN[(1 / Cah) \times SQR(1 - Cah^2)]$

0,0174533 = facteur conversion degré / Radian

Phtp : Durée Photopériode = $Ah \times 3,81972$

HL : heure lever soleil = $12 - (Phtp / 2)$

HC : heure coucher soleil = $12 + (Phtp / 2)$

Calcul de la hauteur du soleil à midi : Hsm

$Hsm = SIN(Lat \times 0,0174533) \times SIN(Dcl) + COS(Lat \times 0,0174533) \times COS(Dcl)$

Intensité lumière à midi : valeur maximale pour le jour j = Imm_j

$j = Imm_j = I_{max} : Hsm \times p^{(1 / Hsm)} + 0,3 \times I_{max} \times Hsm \times (1 - p^{(1 / Hsm)})$

I_{max} : Intensité maximale possible à la surface de la terre

(Valeur admise = $2000 \mu mol.m^{-2}.s^{-1}$)

P = constante relative à la transparence de l'air.

Calcul de l'intensité lumineuse (I_{mh}) pour une heure donnée, h

Sinus horaire : $Sh = SIN(1,57079 \times (h - HL) / Phtp \times 0,5) \times Hsm$

Reflexion: $rf = 0,98 - 1,265 \times EXP(-0,542 - 6,266 \times Sh)$

$I_{mh} = Imm_j \times Sh \times rf$

Ces calculs complexes sont instantanément effectués par le software PSim (Dauta. & Capblancq 1995) à partir des indications déterminées par les curseurs relatifs aux deux variables latitude et jour julien. Une correction peut être aussi

introduite pour tenir compte de la réduction de la lumière, en prenant compte des conditions météorologiques d'un jour.

III.2.6.3. Hypothèse de Calcul

III.2.6.3.1. Phytoplancton

- Le calcul de la production primaire a été réalisé avec un pas de temps d'une semaine,
- Pour permettre ces calculs les paramètres nécessaires (I, Iopt, Pmax, R, Chl a, Secchi) ont été extrapolés à partir des valeurs mesurées aux dates de campagnes aux différentes stations,
- Pour calculer la production globale, la valeur obtenue (modèle Steele, Psim) considéré comme constant pendant l'espace de temps de sept jours. (Annexe 2).
- Les calculs ont été effectués en fonction de pas de sept jours.

III.2.6.3.2. Macrophytes

- Pour cette région du globe nous pouvons admettre une biomasse de macrophytes essentiellement dominée par des jacinthes d'eau (*Eichhornia crassipes*) considéré connue et constante sur l'année. Selon Mitsch (1977), l'*Eichhornia crassipes* en produit 19,3 g C/m² par jour pour les grandes plantes et de 15,6 g C/m² par jour pour les plantes naines qui flottent sans attache dans l'eau avoisinante du marais. Le rendement de la production brute s'avère la même pour les deux groupes de plantes sous des conditions semblables d'insolation solaire. La production brute moyenne journalière est de 17,4 g C/m². Ce taux de production a été extrapolé pour une année. Une discussion plus détaillé de cette méthode a été donnée par Carter *et al.* (1973).

III.2.7. Analyses statistiques

Les tests de Wilcoxon et de Kruskal-Wallis ont été utilisés pour tester les effets de la saison, la station et la profondeur de chacun des 13 descripteurs physico-chimiques et biologique. L'analyse spatio-temporelle a ensuite été analysée au moyen d'une analyse en composantes principales normalisées (ACP) et traitées par des analyses entre les groupes (Dolédec et Chessel 1987) pour tester l'importance des

effets des trois facteurs sur le modèle multidimensionnel. La procédure de test était basée sur 9999 permutations aléatoires des lignes du tableau de données (Manly 1991). Cette analyse a été réalisée avec le logiciel R disponible à l'adresse suivante : <http://cran.r-project.org>.

CHAPITRE IV :

Caractérisation physique et chimique du lac Taabo

IV.1. Résultats

IV.1.1. Généralités

IV.1.1.1. Paramètres hydromorphologiques

La pluviométrie

Les précipitations constituent un paramètre climatique déterminant pour l'évaluation des apports hydriques d'une réserve d'eau donnée. Ces apports contribuent à leur tour à l'enrichissement du milieu en matières particulières et dissoutes. Les précipitations atmosphériques dans la région du barrage Taabo sont essentiellement formées par les pluies. L'analyse de la série pluri-annuelle de données pluviométriques caractéristiques du bassin du lac Taabo, allant de 1997 à 2007, montre deux phases respectives en fonction de l'importance des précipitations enregistrées : avril-juin et octobre-novembre (figure 14).

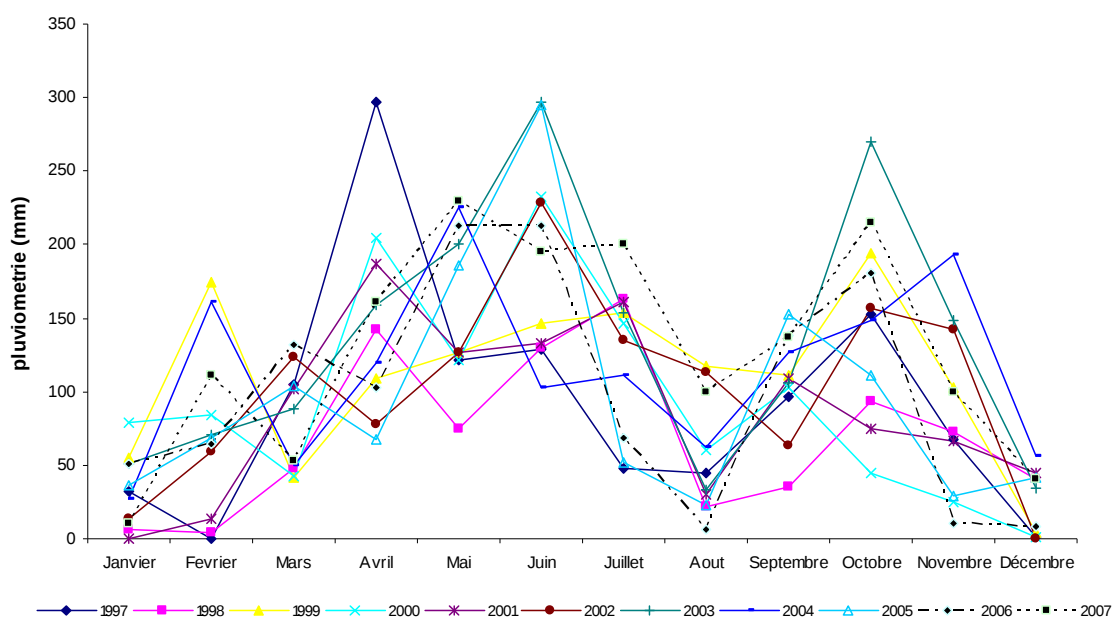


Figure 14. Variation pluri-annuelle de la pluviométrie moyenne dans la région de Taabo entre 1997 et 2007.

Au cours de la période d'étude, la pluviométrie a varié mensuellement, en moyenne, entre 6 mm (août) et 213 mm (mai) en 2006, et entre 10 mm (janvier) et 215,5 mm (octobre) 2007. Les valeurs annuelles cumulées observées sur ces deux années sont, respectivement, de 1187,5 mm et 1553,5 mm.

L'insolation

L'étude de l'insolation, qui se traduit par la durée d'exposition aux rayonnements solaires, est très importante pour l'estimation de l'énergie qui régit les mécanismes de la photosynthèse algale, de la production primaire et des migrations nycthémerales du phytoplancton. En outre, l'insolation influence d'une manière directe la nébulosité et la température des eaux puisque cette dernière est essentiellement fonction de l'énergie reçue pendant la journée. La durée d'insolation dans la région de Taabo est stable et maximale d'octobre à mai (entre 174,4 et 244 h). Celle-ci chute ensuite jusqu'en août (en moyenne 86,2 h), puis connaît une hausse à partir du mois d'août jusqu'en octobre (figure 15).

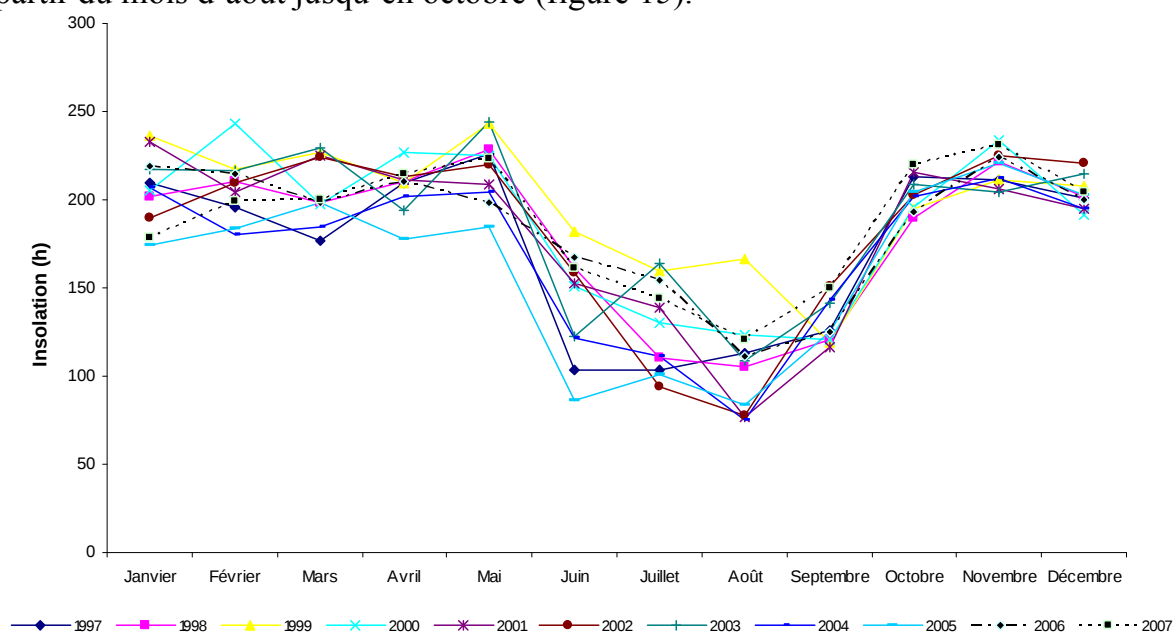


Figure 15. Variation pluri-annuelle de l'insolation moyenne dans la région de Taabo entre 1997 et 2007.

L'évaporation

L'humidité est un paramètre très important pour l'étude des pertes par évaporation dans une retenue. Le niveau d'évaporation dans la région de Taabo suit la même tendance que celle du régime pluviométrique. Au regard de la base de données décennale sur ce paramètre (1997 à 2007), les valeurs d'évaporation de l'eau vont croissant de janvier à mai (de 3 à 241,8 mm par mois), baissent de mai à août (18 à 183 mm) pour ensuite observer un accroissement de d'août à octobre (18 à 183 m) puis une diminution et un minimum en décembre de janvier (figure 16).

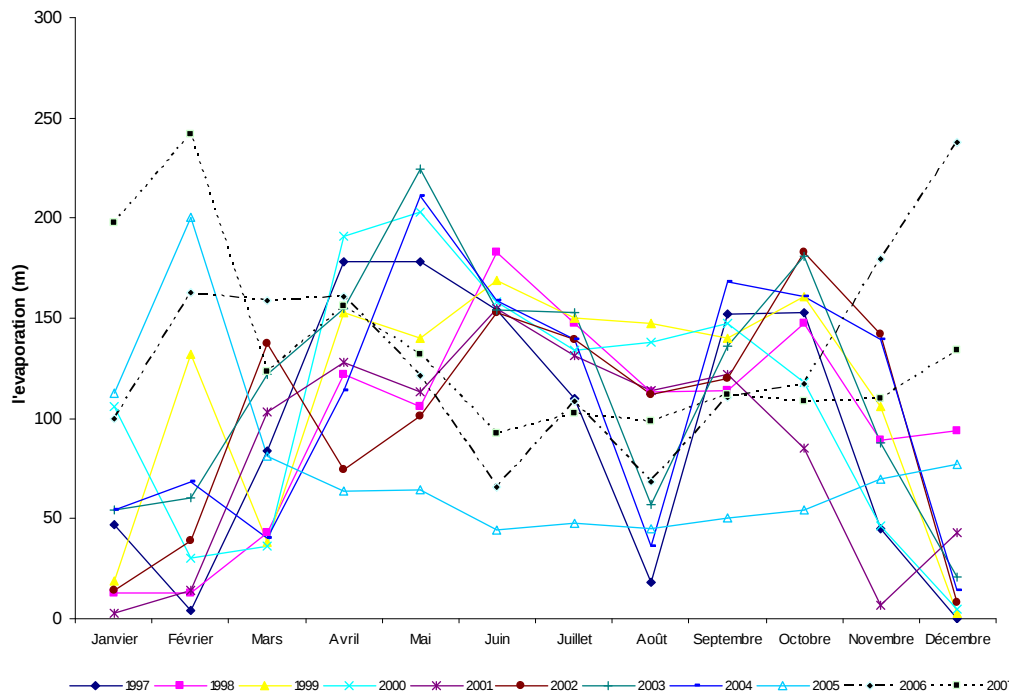


Figure 16. Variation pluri-annuelle de l'évaporation moyenne dans la région de Taabo entre 1997 et 2007.

La variation du niveau de l'eau

Les cotes du lac de Taabo peuvent être regroupées en deux grandes phases (figure 17). Il s'agit de très faibles variations observées 2005 en 2006 constituant la première phase, opposées à une variation considérable en 2007. La moyenne des cotes est comprise 120,48 et 159,66 m.

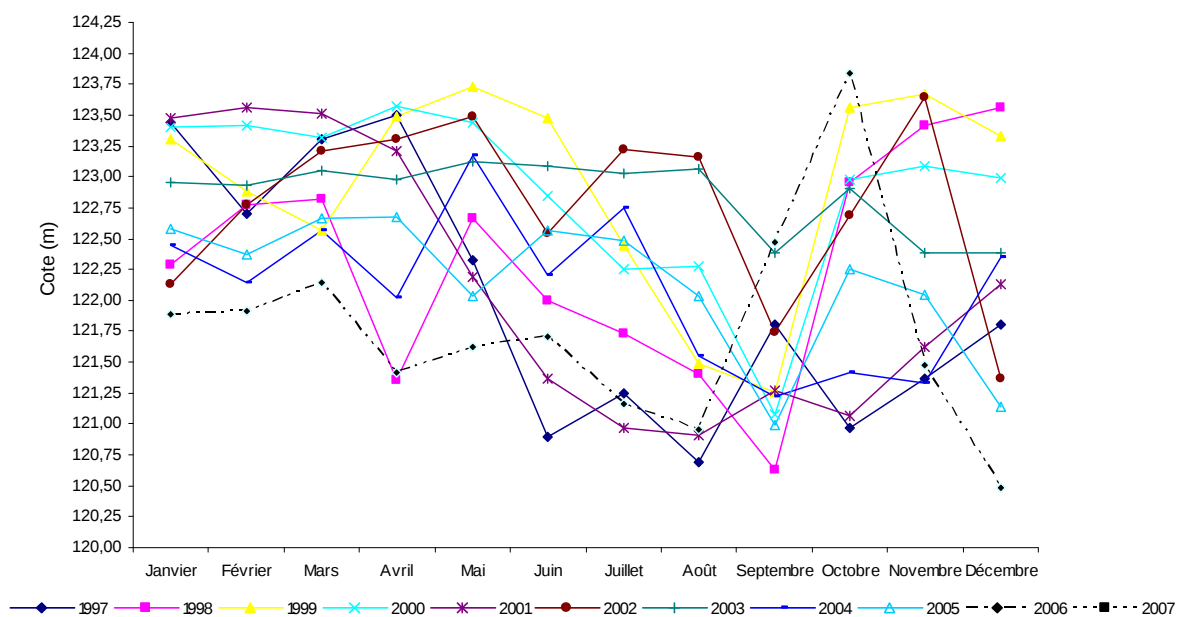


Figure 17. Variation pluri-annuelle de la cote moyenne dans la région de Taabo entre 1997 et 2007.

La variation du vent

En plus de son importance capitale dans l'établissement du brassage des eaux superficielles, le vent constitue un facteur régissant les régimes pluvieux et l'évaporation. Le régime des vents dans la région de Taabo est caractérisé par deux phases (figure 18), dont: une période de forts vents, allant de janvier à avril (entre 26,7 m/s en 2005 et 65,73 km/h en 1998) avec un pic en mars (de 32,3 en 2005 à 65,7 km/h en 1998), et une période de faibles vents s'étalant de juin à décembre (entre 19,2 m/s en 2003 et 66,8 km/h en 2007). La division du régime des vents dans la région de Taabo en deux périodes caractéristiques est marquée nettement à partir de l'année 2000. De 1998 à 1999, ces deux phases restent peu marquées au cours des deux périodes indiquées à l'échelle annuelle.

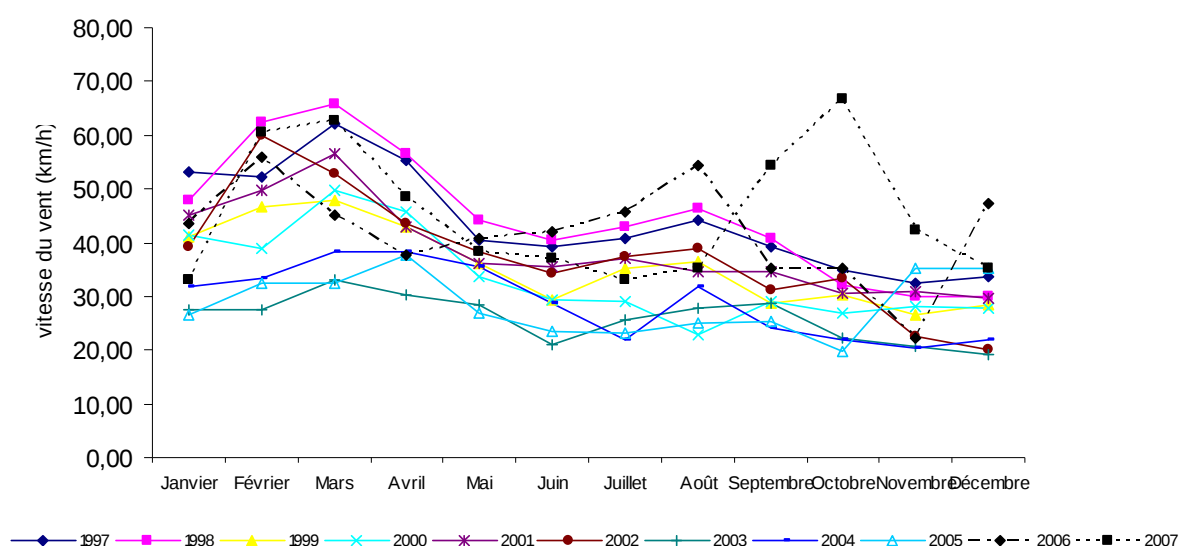


Figure 18. Variation pluri-annuelle moyenne du vent dans la région de Taabo entre 1997 et 2007.

IV.1.1.2. Paramètres physiques

La profondeur de l'eau

La profondeur maximale du lac observée au cours de notre étude est de 27 m, à la pointe de Djédaga qui est une zone de confluence des courants d'eau provenant de la partie supérieure du lac et des différentes baies. Au niveau des stations d'études, il ressort que les eaux des stations de Taabo village digue (station S5) et Courandjourou (station S3), grande baie bien encaissée sur la rive gauche du lac, restent les plus profondes (tableau 8).

Tableau 8. Profondeurs moyenne (+/- écart type, n=30) en saison des pluies et en saison sèches mesurées de juillet 2006 à juin 2007.

	S1	S2	S3	S4	S5	S6
Profondeur (m) saison pluies	5,9 +/- 0,8	6,0 +/- 1,0	7,25 +/- 1,5	7,8 +/- 1,6	8,0 +/- 1,0	7,7 +/- 0,5
Profondeur (m) saison sèche	5,5 +/- 1,0	5,3 +/- 1,0	6,5 +/- 1,0	6,35 +/- 0,7	6,25 +/- 0,5	6,5 +/- 1,0

La température

En général, la température des eaux du lac Taabo reste toute l'année assez élevée avec une faible variabilité. Les eaux du lac Taabo aux stations de S1 et S2, dans la partie supérieure du lac, sont les plus chaudes (tableau 9).

Tableau 9. Principales caractéristiques physiques et chimiques mesurées de juillet 2006 à juin 2007 dans les 6 stations d'échantillonnages. sd : écart type ; DO : oxygène dissous.

	Sahoua (S1)				Ahondo (S2)				Courandjourou (S3)			
Parameters	Moy	Mini	Maxi	Écart-type	Moy	Mini	Maxi	Écart-type	Moy	Mini	Maxi	Écart-type
Temperature (°C)	29.58	28.7	30.4	0.71	29.4	28.5	30.2	0.63	29.05	28.6	29.9	0.33
Dissolved oxygen (mg/l)	4.67	3.2	5.74	1.06	4.82	3.5	6	1.09	4.05	3.2	4.78	0.57
OD (%)	59.84	41	75.8	15.4	61.42	37	79	16.02	53.89	45	62.5	6.57
Conductivity (µs/cm)	102	76	143	26.63	92.5	73	115	20.19	91.9	73	126	20.19
Total dissolved solids (mg/l)	64.6	49	88	15.63	59.7	47	80	13.19	59.3	47	78	12.82
pH	7.28	7.01	7.68	0.24	7.08	6.85	7.28	0.15	6.65	6.55	7.07	0.15
Turbidity (NTU)	36.51	16.2	100.2	27.65	21.45	16.5	27	3.55	12.6	9.7	17.4	2.16
Transparency (m)	0.71	0.56	0.76	0.48	0.82	0.69	0.89	0.38	1.45	0.98	1.91	0.49
Nitrate (µg/l)	0.71	0.12	1.51	0.45	0.94	0.16	1.81	0.61	1.16	0.31	2.89	1
Silica (µg/l)	15.13	3.41	26.69	11.4	16.9	4.11	38.99	12.56	22.87	8.49	46.81	15.38
Ammonium (µg/l)	0.38	0.06	1.76	0.55	0.39	0	1.57	0.52	0.29	0.04	1.49	0.46
Phosphate (µg/l)	7.4	0.8	29	8.9	8.1	0.8	18	7.6	6.1	1.1	31	9.6
Nitrite (µg/l)	0.6	0.19	1.37	0.46	0.49	0.04	1.65	0.56	0.72	0.18	2.19	0.63

	Taabo village Wardf (S4)				Taabo village dam (S5)				Taabo city (S6)			
Parameters	Moy	Mini	Maxi	Écart-type	Moy	Mini	Maxi	Écart-type	Moy	Mini	Maxi	Écart-type
Temperature (°C)	28.89	28.5	29.2	0.31	29.15	28.6	29.7	0.48	29.18	28.5	29.7	0.53
Dissolved oxygen (mg/l)	5.76	4.2	6.79	0.93	5.92	5.35	6.85	0.6	6.28	3.4	9.4	2.81
OD (%)	76.22	53	87.4	11.57	65.48	45.8	89.4	20.83	83.1	47	122.5	35.08
Conductivity (µs/cm)	86.2	73	98	11.92	85.1	72	97	12.59	82.33	75	92	7.43
Total dissolved solids (mg/l)	55.5	47	65	7.17	55	47	63	7.86	53.33	49	59	4.72
pH	6.9	6.82	7.02	0.09	6.87	6.77	7.01	0.08	7.57	7.33	7.85	0.16
Turbidity (NTU)	12.25	9.04	15.9	1.85	10.74	8.9	12.6	1.16	22.68	12.5	75	19.99
Transparency (m)	1.44	0.87	2.01	0.6	1.28	0.73	1.82	0.57	0.91	0.89	0.93	0.02
Nitrate (µg/l)	1.78	0.66	3.71	1.01	1.68	0.26	3.81	1.04	1.62	0.51	3.74	1.16
Silica (µg/l)	31.12	9.06	46.62	15	21.12	9.06	44.42	18	23.27	4.64	44.76	16.73
Ammonium (µg/l)	0.73	0.06	3.05	1.09	0.73	0.05	3.02	1.07	0.98	0.03	2.68	1.04
Phosphate (µg/l)	10	0.02	52	17	10	0.04	54	18	15	0.01	49	17
Nitrite (µg/l)	0.96	0.05	3.62	1.17	0.96	0.05	3.62	1.17	1.03	0.02	3.39	1.14

Cette zone du lac se caractérise par un faible intervalle de variation de la température entre saison sèche et la saison des pluies ($\Delta = 1,7\text{ }^{\circ}\text{C}$). En S3 les eaux sont également chaudes (proche de $30\text{ }^{\circ}\text{C}$) mais avec un gradient de variation beaucoup plus important ($\Delta = 3,0\text{ }^{\circ}\text{C}$). Les eaux du lac au niveau des stations S4, S5 et S6 restent légèrement moins chaudes (proche de $29\text{ }^{\circ}\text{C}$) avec des gradients de variation (Δ) autour de $1\text{ }^{\circ}\text{C}$.

La turbidité et la transparence de l'eau

Les plus fortes valeurs moyennes de turbidité sont observées à S1, S6 dans la poche lacustre, S2 dans la partie supérieure du lac et comparativement ($> 20\text{ NTU}$), les valeurs les plus faibles sont observées à S3 et S4 et S5 ($<13\text{ NTU}$). La transparence de l'eau suit logiquement une dynamique inverse (tableau 9). En effet, les stations de S3, S4 et S5 ($\geq 1,5\text{ m}$) ont une transparence élevée contrairement à S1, S2 et S6 ($\approx 0,8\text{ m}$).

Profondeur de la zone euphotique

La profondeur de la zone euphotique, notée Z_{eu} , a été estimée selon la relation donnée par Capblancq (1995) : $Z_{\text{eu}} = 2,43 \times ZD_S$. Il apparaît que Z_{eu} suit les mêmes variations de la transparence de l'eau (ZD_S). Au niveau de la retenue prospectée, la profondeur de la zone euphotique varie donc entre $1,65\text{ m}$ et $4,88\text{ m}$.

1.1.3. Paramètres chimiques

L'oxygène dissous

Le taux de saturation observé fluctue entre 37 (station S2) et 122,5 % (station S6). La plus grande amplitude de variation du taux de saturation en oxygène est enregistrée à la station S6 où nous pouvons toutefois observer le plus fort niveau d'oxygénation de l'eau (entre 3,4 et 9,4 mg/l). Une teneur relativement élevée en oxygène dissous est aussi observée à S5 et S4. Sur l'ensemble des zones écologiques du lac étudiées, seule S3 se distingue par son faible niveau d'oxygénation dû à la production de la matière organique (tableau 9).

La conductivité

Les maximums de conductivité de l'eau du lac sont observés dans les stations de la partie supérieure du lac (S1, S2 et S3). Viennent, ensuite, les stations de S4, S5 et S6. Par ailleurs, les stations S1, S2 et S3 ont les plus fortes amplitudes de conductivité (tableau 9). Les périodes de maximum ont toujours été en saison de pluies et de minimum en saison sèche.

Le taux de solides dissous

En ce qui concerne le taux de solides dissous (TDS), les valeurs enregistrées observent les mêmes tendances que la conductivité (tableau 9). Les plus fortes concentrations sont obtenues dans les stations de la partie supérieure du lac (S1 et S2) marquant la minéralisation.

Le pH

La dynamique du pH ne suit pas les tendances observées avec la conductivité et le TDS (tableau 9). Il n'y a pas de variabilité du pH liée au gradient longitudinal du lac. Indifféremment, les eaux tendent à être neutres à tendance basique dans les deux stations de la partie supérieure du lac (S1, S2 et S6). A l'opposé, les eaux des stations de S4, S5, et S3 sont neutres mais à tendance acide variant autour de 7.

Les sels nutritifs (Ammonium, Nitrate, Nitrite, Silice et Orthophosphate)

Les résultats des analyses des sels nutritifs montrent que les stations de la rive gauche (S3, S4 et S5) présentent de fortes concentrations en silicates [SiO_2^-], comparativement aux stations de la rive droite du lac Taabo (S1, S2 et S6) pour lesquelles de plus faibles concentrations sont enregistrées (tableau 9). Cette tendance au niveau des stations reste la même pour les nitrates [NO_3^-]. Les maximums de concentrations de NO_2^- - sont observés à S5 et S3. Sur la rive droite du lac, les teneurs en [NO_2^-] fluctuent entre 0,04 et 0,91 mg. l⁻¹. Concernant les orthophosphates, les teneurs observées ne sont pas fonction de la position géographique. Toutefois, à l'entrée d'eau dans le lac, S1, la concentration en [PO_4^{3-}] est relativement élevée. Celle-ci augmente à la station S2. Une teneur élevée est également enregistrée à S6.

Ces teneurs maximales observées sont plus élevées vers les stations de la rive gauche du lac.

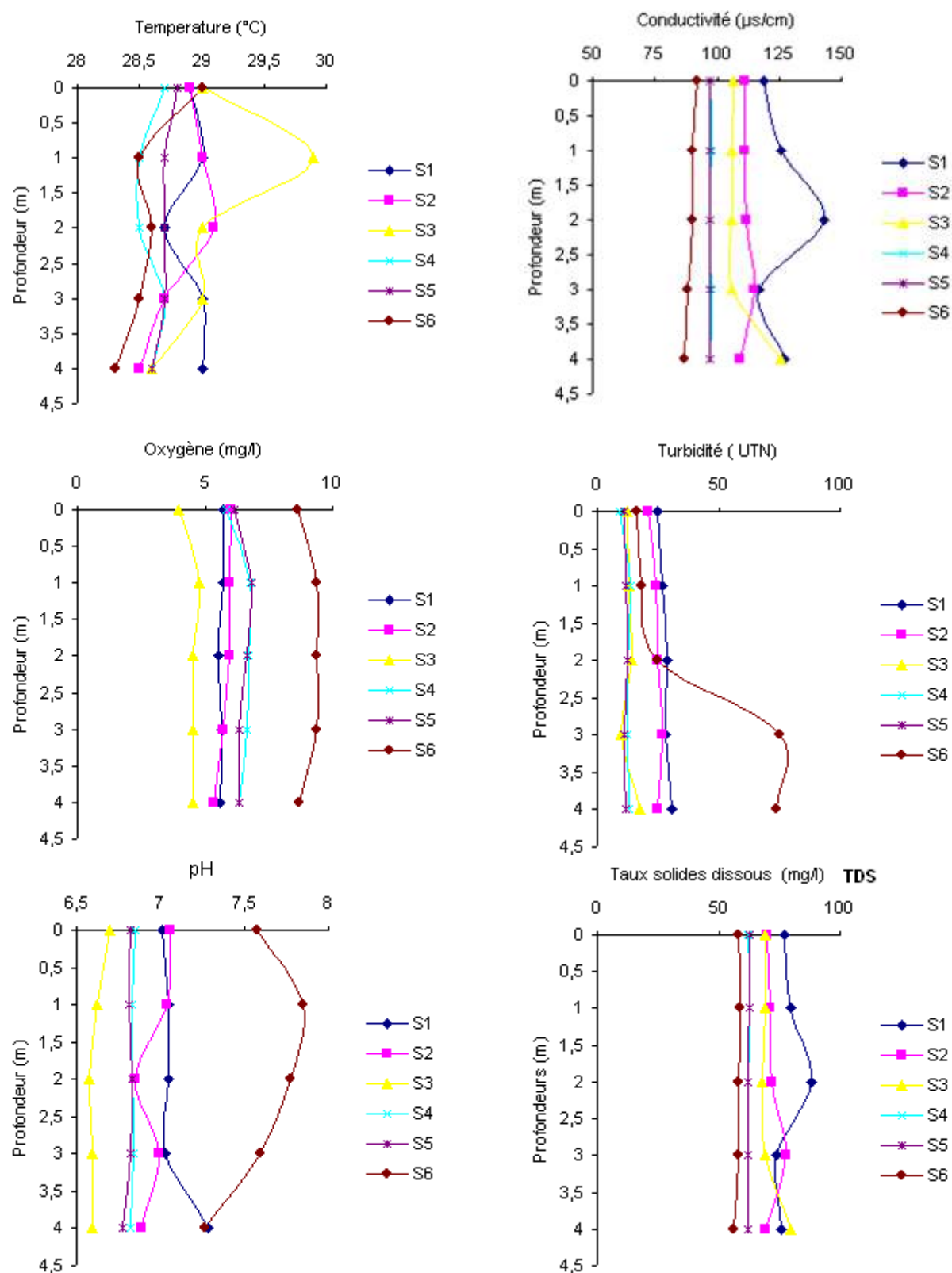


Figure 19. Variation des profils verticaux des paramètres physico-chimiques du lac Taabo

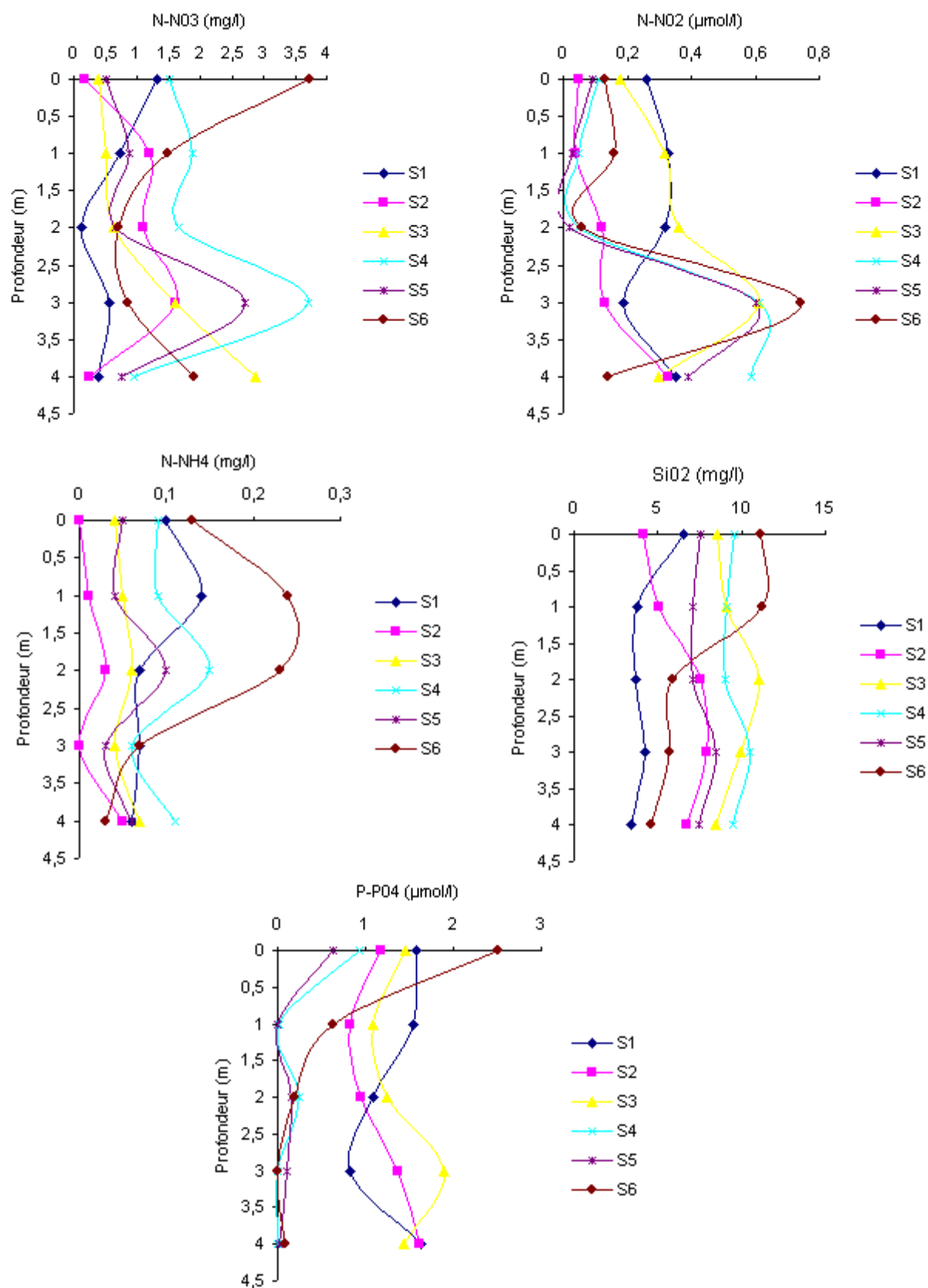


Figure 20. Variation des profils verticaux des sels nutritifs dans le lac Taabo

IV.1.2. Variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques

Les caractéristiques physico-chimiques semblent fortement influencées principalement par la saison et secondairement par les stations. Les variations enregistrées en profondeur montrent une faible hétérogénéité de la colonne d'eau (tableau 10).

Tableau 10. Test de Wilcoxon (effet de la saison) et test de Kruskal-Wallis (site et l'effet de profondeur) appliqué sur chaque descripteur. En gras les valeurs significativement différentes ($p < 0,05$). DO : oxygène dissous.

Descriptor	Season effect		Station effect		Depth effect	
	<i>Wilcoxon</i>	<i>p</i>	χ^2	<i>p</i>	χ^2	<i>p</i>
Temperature	13.0	< 0.001	6.7	0.247	1.1	0.901
DO	464.0	< 0.001	12.0	0.035	1.2	0.884
% DO	464.0	< 0.001	16.4	0.006	1.4	0.851
Transparency	0.0	< 0.001	31.1	< 0.001	0.0	1.000
Turbidity	369.0	0.005	43.3	< 0.001	2.3	0.687
Conductivity	465.0	< 0.001	6.1	0.295	0.7	0.950
TDS	465.0	< 0.001	4.7	0.457	1.2	0.885
pH	85.5	0.003	46.9	< 0.001	0.8	0.940
PO4	0.0	< 0.001	2.3	0.809	1.6	0.809
NO3	298.5	0.176	11.4	0.044	6.1	0.194
NO2	20.0	< 0.001	3.0	0.707	3.0	0.563
NH4	5.0	< 0.001	6.5	0.261	1.5	0.832
SiO2	1.0	< 0.001	6.7	0.243	1.7	0.798

IV.1.3. Typologie des stations

L'ACP montre l'importance des trois premiers axes: respectivement 44 %, 15 %, 13 % (figure 19). Les axes 1 et 2 sont fortement structurés par la saison. En effet, les valeurs élevées de température, de nutriments dissous et la transparence sont caractéristiques de la saison sèche qui se différencie de celle de la saison des pluies, caractérisée par des concentrations élevées en DO, en %DO, en conductivité et en taux de solides dissous (TDS). Les axes 2 et 3 englobent les variations spatiales induites par un effet des stations. Trois principales observations peuvent alors être faites:

- La variabilité spatiale est plus marquée pendant la saison des pluies. En effet, les stations forment 3 grands groupes (groupe 1: S6, groupe 2 : S1,

S2, S4, S5, groupe 3 : S3) selon les axes 1 et 2 en saison de pluies. En saison sèche, les stations sont moins dispersées.

- Il y a un gradient amont-aval sur l'axe 3 caractérisé par la variabilité des concentrations en DO, %DO, nitrates et de transparence.
- L'axe 2 est caractérisé par de fortes valeurs de turbidité et de pH.

Finalement selon les axes 1 et 3, les stations aval (S4, S5, S6), les plus anthropisées, s'opposent aux stations les plus en amont du lac (S1, S2) et S3.

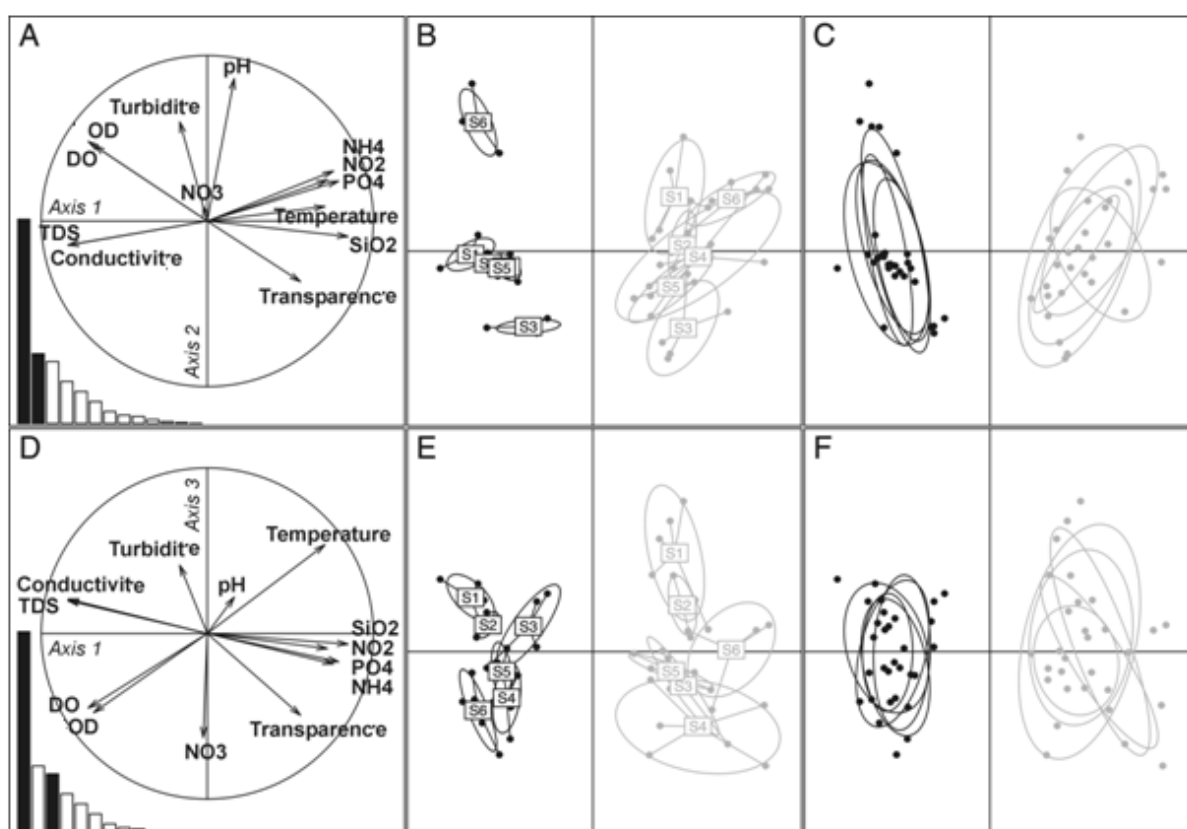


Figure 21. Analyse en composante principale (ACP). A et D: diagramme de valeurs propres. A, B et C: axes 1 (44%) et 2 (15%). D, E et F: axes 1 et 3 (13%). C et F: échantillons groupés par profondeur, affichant l'absence de structuration verticale. B, C, E et F : en noir la saison des pluies et en gris la saison sèche.

IV.1.4. Rapport N/P

Le rapport stœchiométrique (N/P) d'azote inorganique dissous par rapport au phosphore réactif dissous observé dans notre étude a été comparé avec le ratio standard Redfield (N/P= 16) (tableau 11). Nous observons un enrichissement en azote de la zone aval du lac (stations S5) en saison humide (le rapport N/P est élevé que le standard Redfield) et les effets de la consommation par les producteurs primaires en saison sèche, avec une éventuelle limitation par l'azote qui pourrait amener à des conditions favorables aux cyanobactéries. Les valeurs du rapport N/P dissous sont faibles et nettement inférieures au rapport de Redfield (N/P=7) suggérant une limitation de l'azote dans les eaux du lac de Taabo.

Tableau 11. Valeurs moyennes du rapport N/P dans les différentes stations et saisons (saison des pluies : juin à octobre ; saison sèche : décembre à mars). $N/P = [N = (NO_2^- + NO_3^- + NH_4^+)] / [P = PO_4^{3-}]$. En gras les valeurs supérieures au rapport standard de Redfield (= 7).

Stations	Saison des pluies	Saison sèche
S1	0,69	0,22
S2	0,65	0,22
S3	0,9	0,28
S4	1,85	0,29
S5	7,4	0,26
S6	2,57	0,25

IV.2. Discussion

Le cycle annuel du fonctionnement hydrologique du lac Taabo comporte deux grandes phases :

- La phase d'alimentation par les eaux du fleuve Bandama en crue par l'intermédiaire du canal du barrage de Kossou reliant le milieu fluvial au milieu lacustre. Cette phase couvre une période de 3 mois en moyenne de juillet à octobre.
- La phase d'isolement débute avec la décrue fluviale. Le barrage de Kossou situé en amont du lac Taabo est alors fermé, limitant ainsi l'écoulement du lac

dans le cours d'eau. Cette phase dure environ 8 à 9 mois jusqu'à la crue fluviale suivante.

L'étude réalisée a permis de déterminer les éléments essentiels du fonctionnement hydrologique du lac Taabo. Ainsi, l'hydrochimie se caractérise par un degré de minéralisation progressif du Nord au Sud quelque soit la période de l'année considérée. L'évolution temporelle est sous la dépendance de certains facteurs comme:

- L'évaporation, pendant la phase d'isolement.
- Les rejets des eaux de drainage des cultures irriguées dans la région. Pendant les saisons des pluies, les eaux de ruissellement, qui drainent pratiquement tout le bassin versant, transportent une quantité plus importante de sédiments que pendant les saisons sèches.

Le fonctionnement des lacs réservoirs dépend essentiellement des conditions hydro-climatiques, tandis que les changements à long terme sont associés au stade de développement du réservoir, accompagnant les transformations au niveau de leurs bassins versants (Gorniak et Jekaterynczuk-Rudczyk 1995). Les processus biogéochimiques et physiques qui modifient la composition des eaux laissent une empreinte chimique que nous pouvons lire en étudiant la distribution spatiale et temporelle de certains traceurs (Gaillard 1993). En effet, la qualité d'une eau est la résultante de nombreux paramètres dont les fluctuations sont déterminantes pour la répartition des organismes vivants. Dans les plans d'eau continentaux (1) l'accumulation des éléments particuliers et dissous d'origine terrestre, et (2) les échanges de matières favorisent le développement du plancton (Vollenweider 1968; Reynolds 1978). Etant un maillon indispensable de la chaîne trophique, le phytoplancton joue un rôle de base dans les écosystèmes aquatiques. Par ailleurs, la composition spécifique et la dynamique des populations algales sont influencées par d'innombrables facteurs chimiques tels que la quantité d'éléments nutritifs bio-disponibles, physiques comme la lumière, la température, l'hydrodynamique et le brassage de la colonne d'eau et par les interactions biologiques, comme le broutage par le zooplancton, la compétition interspécifique et le parasitisme.

Dans un plan d'eau, la transparence varie en fonction de l'abondance des particules en suspension (argile, limon, ...) et du phytoplancton (Balvay, 1985). Les valeurs relativement faibles peuvent être attribuées à l'action des vents, principalement ceux de *l'Ouest et du Nord-Ouest* qui sont, à cette période, les plus forts et les plus fréquents. Ces derniers provoquent des turbulences qui remettent en suspension les particules du sédiment. Outre cela, s'ajoutent les apports sédimentaires allochtones véhiculés par les affluents à partir du bassin versant à cette période. La phase des eaux claires (transparence) est à rattacher au développement des communautés zooplanctoniques (Jabari 1998). Ces derniers contribuent en effet significativement par le broutage du phytoplancton à la clarification des eaux dans les lacs réservoirs (Tuzin et Mason 1996). La forte turbidité des eaux enregistrée en période de crue peut être expliquée par un apport important de particules solides issues du lessivage des sols du bassin versant (González *et al.* 2004). Des observations semblables ont été faites dans le lac d'Ayamé I (Ouattara *et al.* 2001).

La température est aussi un facteur environnemental important pour la vie aquatique contrôlant ainsi l'ensemble des processus biologiques (reproduction, croissance, préférendum thermique, ...) liés à un environnement donné (Aminot 1983). Elle fixe aussi la valeur de saturation des gaz dissous et notamment de l'oxygène dissous. D'une façon générale, la température des eaux de surface est influencée directement par les conditions climatiques. Quoique se réchauffant et se refroidissant moins vite que celle du fond, les eaux de surface du lac Taabo restent chaudes, dans la colonne d'eau. En effet, les prélèvements d'eau à partir des vannes, fréquents en période de pluies, semblent contribuer fortement à l'homogénéisation de la colonne d'eau. Balvay (1985) indique, que dans les retenues artificielles, les prélèvements des eaux profondes influencent la température et l'oxygène dissous et peuvent contribuer selon la profondeur à la disparition de l'hypolimnion et à l'épaississement de l'épilimnion. Les apports d'eau par les affluents, ayant une température ou une conductivité plus élevées que celles des eaux du lac, et les vents fréquents peuvent constituer aussi un facteur de perturbation de la stratification

thermique de la colonne d'eau. L'état thermique des eaux de la retenue Taabo est comparable à celui du lac Guiers du Sénégal. La minéralisation des eaux, représentée par la teneur totale d'une eau en sels dissous, dépend essentiellement des terrains traversés (Nisbet et Vernaux 1970).

L'oxygène dissous est un paramètre intermédiaire indispensable entre les composantes minérales et organiques dans les milieux lacustres (Dussart 1992). Sa concentration est la résultante des échanges à l'interface air-eau, de la diffusion au sein de la masse d'eau et de la production *in situ* par la photosynthèse. Il est également utilisé pour les phénomènes d'oxydation et par des organismes aquatiques pour la respiration (Aminot 1983). Sa teneur dans le milieu est étroitement dépendante de la température et de la pression atmosphérique. En son absence, l'anaérobie se développe, pouvant avoir des effets défavorables telles que la mise en solution de métaux réduits (manganèse, fer, métaux lourds), la production d'hydrogène sulfuré (H_2S) et de méthane (CH_4) (Labroue *et al.* 1995). L'augmentation de l'oxygénation des eaux est surtout observée en période de fortes turbulences sous l'effet combiné des vents, des apports pluvieux et de la baisse de la température. L'analyse des profils verticaux de la teneur en oxygène dissous dans le lac Taabo montre que durant la saison de pluie, l'oxygène dissous diminue en fonction de la profondeur. Une oxycline peut s'établir au niveau de la couche 2-4 m engendrant au fond une situation très proche de l'anoxie durant cette période. En effet, selon Dussart (1992), en période de stratification thermique, la turbulence des eaux est partielle, n'agissant que sur les couches superficielles, isolant ainsi une zone trophogène où la production d'oxygène est élevée suite à un important phénomène de photosynthèse, alors qu'au niveau des couches profondes, seuls les processus de respiration et de décomposition persistent dans le milieu. Ceci explique certainement les très faibles teneurs en oxygène observées vers le fond de la retenue de Taabo.

Le pH, ou potentiel d'hydrogène, caractérise l'acidité ou l'alcalinité de l'eau. C'est un indicateur de la quantité et de la nature des ions minéraux en solution dans l'eau. Ce paramètre permet d'estimer le degré d'agressivité d'une eau et son aptitude à

la vie animale supérieure. Dans la retenue du barrage Taabo, le potentiel hydrogène ne montre pas d'importantes variations. Ces variations dépendent essentiellement des processus chimiques mais aussi biologiques. La photosynthèse tend à élever le pH alors que la respiration tend à l'abaisser. Toutefois, la baisse des valeurs du pH au fond de la retenue semble coïncider avec le phénomène de décomposition des algues et des réactions d'oxydation de la matière organique. Selon Champiat et Larpent (1988), dans les cas limites des réactions de fermentation s'accompagnant généralement d'une activité importante des bactéries sulfato-réductrices en période de grande saison des pluies et de petite saison sèche peuvent se dérouler.

La détermination du principal facteur qui influence la composition et la structure de la communauté phytoplanctonique est un sujet inépuisable de l'écologie du plancton (Reynolds 1984). Toutefois, les substances chimiques incriminées sont surtout l'azote, le phosphore et secondairement la silice dissoute dans le cas des diatomées (Ryding et Rast 1994). La retenue du barrage Taabo a été créée pour répondre aux besoins en électricité et en irrigation de la région. Les populations riveraines utilisent également l'eau du barrage pour leurs besoins domestiques et pour l'abreuvement de leur bétail. C'est une retenue dont le bassin versant est dominé par des zones agricoles qui sont probablement la source principale des éléments fertilisants après lessivage des terres cultivées en période pluvieuse.

L'azote est l'un des constituants essentiels de la matière organique et entre dans la composition des protéines cellulaires. Les formes minérales essentielles sont l'azote moléculaire N_2 , l'azote ammoniacal NH_4^+ , les nitrites NO_2^- et les nitrates NO_3^- . Ces dernières représentent la forme d'équilibre thermodynamique de l'élément azote en milieu oxygéné (Labroue *et al.* 1995). La variation temporelle des nitrates semble être liée aux apports atmosphériques et au lessivage des sols avoisinants. En effet, certains auteurs ont constaté que l'évolution des nitrates est étroitement dépendante de la pluviométrie (Romdhane 1986; Ben Rejeb Jenhani 1989; Mouelhi 2000; Turki 2002). Labroue *et al.* (1995) ont aussi rapporté que les apports en azote en milieux lacustres sont liés aux précipitations, aux eaux de surface ou souterraines affluentes et à la

fixation biologique par les micro-organismes procaryotes. Ces apports des eaux de surface dépendent de leur débit et leur proximité des sources de pollution (en aval des villes et des terres agricoles). Ici, les teneurs maximales des nitrates coïncident avec la période des pluies alors qu'elles diminuent progressivement en fin de saison sèche suite à la limitation des apports et probablement à l'intensification du processus de dénitrification. Les nitrites, forme intermédiaire, résultent de l'oxydation des matières organiques azotées. Ils ne se maintiennent que dans les milieux peu oxygénés, car, instables ils ont tendance à s'oxyder en nitrates (Dussart 1992). Les nitrites constituent une forme de transition lors de l'oxydation de l'ammonium ou de la réduction des nitrates. Les fortes teneurs d'ammonium, pourraient être expliquées par l'importante décomposition de la matière organique s'accompagnant d'une importante consommation d'oxygène dissous et favorisant sa production par ammonification.

Présent en faible quantité dans l'eau par rapport aux autres éléments biogènes, le phosphore limite fréquemment la production primaire des lacs. Le phosphore apparaît comme le facteur limitant le plus fréquent dans les eaux douces et dans divers lacs eutrophes des régions tropicales (Sommer 1989). Les orthophosphates (PO_4^{3-}), forme minérale soluble, constituent la source majeure du phosphore utilisé par le phytoplancton à des concentrations parfois très faibles. Dans les milieux aquatiques, les orthophosphates sont rapidement assimilés par les végétaux mais aussi rapidement recyclés (Pourriot et Meybeck 1995). Les concentrations en PO_4^{3-} dans les écosystèmes aquatiques et par les rejets urbains sont surtout conditionnées par la nature lithologique du bassin versant, le pH du milieu et le bilan de sa consommation et de l'excrétion par les organismes vivants (Pourriot et Meybek 1995).

Le Rapport N/P, qui indique la carence en nutriments, est souvent utilisée pour expliquer la dynamique saisonnière des communautés planctoniques (Sommer 1989). Dans le domaine de la gestion des plans d'eau, l'identification d'un élément nutritif limitant est essentiel pour la planification de mesures effectives contre l'eutrophisation (Rast *et al.* 1989). Son importance relative, comparée à d'autres facteurs comme la pression du broutage, l'intensité lumineuse ou la stabilité de la colonne d'eau, diffère

selon les lacs et change considérablement durant le cycle annuel (Reynolds 1984). La production primaire dans les écosystèmes aquatiques est communément sujette à la limitation par le phosphore ou l'azote ou les deux (Hellström 1996). Le rapport N/P permet de déterminer si l'un ou l'autre ou les deux nutriments ont été épuisés au point de limiter la croissance des algues. Ainsi, le rapport stœchiométrique N/P peut être un bon indicateur de l'évolution des communautés d'algues dans les milieux aquatiques.

La valeur du rapport N dissous/P dissous pour laquelle un des éléments est considéré limitant, est variable suivant les auteurs. D'après les études de Guilford et Hecky (2000), l'azote est limitant quand le rapport entre l'azote total (TN) et le phosphore total (TP) est inférieur à 20 et que la limitation par le phosphore est effective quand ce rapport est supérieur à 50. Cependant, selon Descy (communication personnelle) nous pouvons considérer que l'azote est limitant quand le rapport TN/TP < 30 et que le phosphore est limitant quand ce rapport est > 30. D'après Ryding et Rast (1994), si le rapport de masse des concentrations N/P ($N/P = [N = (NO_2^- + NO_3^- + NH_4)] / [P = PO_4^{3-}]$) est inférieur à 7, l'azote deviendra probablement le facteur limitant et si le rapport est supérieur à 7, ce sera plutôt le phosphore. Si le rapport est d'environ 7, les deux éléments ou mêmes d'autres facteurs telles que la lumière ou la température pourraient être limitants. Selon Barroin (2000), l'azote ou le phosphore est limitant dans un milieu quand le rapport N/P est respectivement < 7 ou > 10. Mais suivant le rapport de Redfield (Redfield *et al.* 1974) qui se réfère à la composition élémentaire moyenne de la biomasse d'organismes phytoplanctoniques qui se développent sans limitation par les nutriments, l'azote ou le phosphore est limitant respectivement selon que le rapport N/P est < ou > 16. Au cours de notre étude, le rapport N/P est très souvent < 16 et même < 7 en saison sèche. Ainsi, dans le lac Taabo, l'azote apparaît comme l'élément qui ferait défaut principalement pour la croissance des algues, ce qui pourrait être favorable à l'apparition et au maintien de Cyanophycées fixatrices d'azote.

Finalement nous pouvons observer que l'ensemble des conditions favorisant l'eutrophisation du milieu est particulièrement rencontré lors des saisons sèches

estivales durant lesquelles les intensités lumineuses et la température de l'eau sont plus fortes. C'est donc précisément à cette période que les nuisances de l'eutrophisation sont susceptibles de se manifester.

CHAPITRE V :

Analyse qualitative et quantitative du phytoplancton

V.1. Résultats

V.1.1. Analyse qualitative

V.1.1.1. Composition spécifiques et structure des communautés

L'analyse de la composition spécifique des échantillons nous a permis de répertorier 118 taxons. D'après la classification proposée par Krammer et Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991), les taxons se répartissent dans les cinq classes suivantes : 36 Chlorophyta (18 Chlorophyceae et 18 Conjugatophyceae), 32 Cyanobacteria, 27 Chromophyta (26 Bacillariophyceae et 1 Chrysophyceae), 17 Euglenophyta et 6 Pyrrhophyta réparties en 45 genres. Les Chrysophyceae n'ont jamais représenté plus de 1% de la densité totale quelle que soit la station considérée. En conséquence, il n'a pas été pris en compte dans les différentes analyses et représentations graphiques. Seuls quelques taxons ont été, selon la saison et les stations, largement dominants (tableau 12, figure 22).

La classe des Chlorophytes est dominée par la sous classe des Desmidiées (plus de 15% du total des espèces), et notamment par les espèces *Closterium strigosum*, *Closterium gracile*, et *Staurastum volans*, qui constituent une part importante de la biomasse phytoplanctonique. Parmi les espèces qui ont le plus marqué les différents développements de Chlorophytes, nous pouvons citer :

- *Eudorina elegans*, qui, à l'exception du mois d'octobre, est toujours présente au sein des eaux du lac Taabo, mais à des densités relativement faibles. Pendant la campagne de décembre et de mars, elle a atteint à la station S4 environ 30 % de la densité totale (80.10^6 individus/litre).
- *Staurodesmus subulatus*, qui est une espèce commune dans le plancton néritique et les milieux d'eau douce. Elle s'est surtout développée en décembre, avec un maximum à la station S6, et en mars à la station S4, avec un taux dépassant 35 % de la densité totale.
- Le genre *Scenedesmus*, avec particulièrement, *Scenedesmus quadricauda*, a été détecté dans plus de 60 % des stations d'échantillonnage.

Tableau 12. Fréquences de présence des taxons phytoplanctoniques.

abbreviations	taxons	presence (%)
Cyanobacteria		
Chroococcales		
Apho	<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemm) Cronberg & Komárek.	0,42
Apin	<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemm) Cronberg & Komárek.	0,38
Clim	<i>Chroococcus limneticus</i> Lemm.	0,49
Cmin	<i>Chroococcus minitus</i> (Kütz.) Näg.	0,32
Ctur	<i>Chroococcus turgidus</i> (Kütz.) Näg. var. <i>maximus</i> Nyg.	1,03
Cpus	<i>Coelomorion pusillum</i> (Van Goor) Kom.	0,53
Cosp	<i>Coelosphaerium</i> sp.	1,02
Mele	<i>Merismopedia elegans</i> A. Br. ex Kütz. var <i>elegans</i>	0,42
Mgla	<i>Merismopedia glauca</i> (Ehr.) Näg.	1,97
Mpun	<i>Merismopedia punctata</i> Meyen.	0,88
Mten	<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	2,60
Maer	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kütz.) Kütz.	2,52
Mden	<i>Microcystis densa</i> W. & G. West.	1,29
Mflo	<i>Microcystis flos-aquae</i> (Witr.) Kirchan.	1,09
Mrob	<i>Microcystis robusta</i> (Clark) Nyg.	0,43
Mwes	<i>Microcystis wesenbergii</i> Kom.	0,78
Syca	<i>Synechococcus capitatus</i> A, E, Bailey-Watt & J, Komárek,	0,53
Wosp	<i>Woronichinia</i> sp,	1,27
Hormogonales		
Aaff	<i>Anabaena affinis</i> Lemm.	1,10
Acta	<i>Anabaena catenula</i> var. <i>affinis</i> (Lemm) Geitler.	0,58
Aflo	<i>Anabaena flos-aquae</i> Bréb. Ex Born. & fl. var. <i>flos-aquae</i>	1,50
Aspi	<i>Anabaena spiroides</i> Kleb.	0,33
Crac	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Wolosz) Seena. & Raju	0,21
Lgra	<i>Lyngbya granulata</i> (Ehrenb.) Simonsen.	0,37
Lgas	<i>Lyngbya granulata</i> (Ehrenb.) Simonsen. var. <i>angustissima.f spirallis</i>	0,86
Lmag	<i>Lyngbya magnifica</i> Gardner.	0,16
Opri	<i>Oscillatoria princeps</i> Vaucher ex Gom	0,32
Porn	<i>Phormidium ornatum</i> (Kütz) Anagnostidis & komarek.	0,36
Pcon	<i>Plantolyngbya contorta</i> (Lemm) Anagnostidis & komarek.	0,32
Plsp	<i>Plantolyngbya</i> sp .	1,03
Pgra	<i>Plectonema gracillimum</i> Hansg.	0,55
Rhsp	<i>Rhabdoderma</i> sp.	0,25
Euglenophyta, Euglenophyceae		
Euglenales		
Eacu	<i>Lepocinclis acus</i> Ehrenb.	0,27
Eoxy	<i>Lepocinclis oxyruris</i> Schmarda var. <i>minor</i> Defl.	0,36
Espi	<i>Lepocinclis spirogyra</i> Ehrenb.	1,4
Epro	<i>Lepocinclis proxima</i> Dang.	1,14
Pacu	<i>Phacus acuminatus</i> Stokes var <i>discifer</i> (Pochm.)	1,13
Pcau	<i>Phacus caudatus</i> Hübn.	1,07
Plon	<i>Phacus longicauda</i> (Ehrenb.) Duj.	1,13
Pony	<i>Phacus onyx</i> Pochm.	1,3
Sgib	<i>Strombomonas gibberosa</i> (Playf.) Defl.	1,57
Sver	<i>Strombomonas verrucosa</i> (daday.) Defl.	1,81
Tall	<i>Trachelomonas allorgei</i> Defl.	1,52
Tang	<i>Trachelomonas angustispina</i> Defl. Var. <i>elegans</i> Bourr.	1,18
Tarm	<i>Trachelomonas armata</i> (Ehrenb.) Stein var. <i>Steinii</i> Lemm.	1,29
Tcau	<i>Trachelomonas caudata</i> (Ehrenb.) Stein	1,79
This	<i>Trachelomonas hispida</i> (perty) Stein em. Defl. Var <i>duplex</i> Lemm.	2,51
Tsup	<i>Trachelomonas superba</i> Swir. em. Defl	1,54
Tvol	<i>Trachelomonas volvocina</i> Defl.	1,07

Chlorophyta, Conjugatophyceae

Desmidiales

Clac	<i>Closterium acutum</i> Bréb.	1,37
Clacu	<i>Closterium acutum</i> Bréb. Var. <i>variable</i> (Lemm.) Krieger	1,81
Clgr	<i>Closterium gracile</i> Bréb.ex Rafls.	2,07
Cllin	<i>Closterium lineatum</i> Ehrenb.ex Rafls.	1,25
Clpa	<i>Closterium parvulum</i> Näg.	0,98
Clps	<i>Closterium pseudolunula</i> Borge.	1,07
Clsu	<i>Closterium subulatum</i> (Kütz.) Bréb. Var. <i>subulatum</i>	1,07
Clst	<i>Closterium strigosum</i> Bréb.	1,43
Cobr	<i>Cosmarium brebissonii</i> Rafls.	1,1
Ccon	<i>Cosmarium contractum</i> Kirchn.	1,47
Cops	<i>Cosmarium pseudodecoratum</i> Schmidle.	0,92
Eude	<i>Euastrum dendriculatum</i> F. Gay.	1,18
Euel	<i>Euastrum elegans</i> (Turp.) Rafls.	0,7
Stbr	<i>Staurastrum brachiopromines</i> Börg. var. <i>archerianum</i> Bohl.	0,71
Stpo	<i>Staurastrum polymorphum</i> Bréb. ex Rafls.	0,55
Stvo	<i>Staurastrum volans</i> W.& G.S.West.	0,81
Stsu	<i>Staurastrum subulatus</i> (Ehrenb.ex Rafls) Teil.	0,92
Xasu	<i>Xanthidium subtrilobum</i> W.& G.S West var. <i>inornatum</i>	0,48

Chlorophyceae

Chlorococcales

Abib	<i>Ankistrodesmus bibraianus</i> (Reunch) Korsch.	0,66
Afal	<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Rafls var. <i>falcatus</i>	0,63
Agra	<i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Reinch) Korsch.	0,87
Coin	<i>Coelastrum indicum</i> Turn.	1,54
Cosp	<i>Coelastrum</i> sp.	0,7
Dpul	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood.	0,77
Grad	<i>Golenkinia radiata</i> (Chod.) Wille.	0,98
Kcon	<i>Kirchneriella contorta</i> (Schmidle) Bohl.	1,96
Pdup	<i>Pediastrum duplex</i> Meyen var. <i>duplex</i> .	1,5
Pgra	<i>Pediastrum duplex</i> Meyen var. <i>gracillimum</i> W.& G. S. West.	1,53
Psim	<i>Pediastrum simplex</i> .	1,76
Sbic	<i>Scenedesmus bicaudatus</i> (Hansg.) Chod	0,99
Sper	<i>Scenedesmus perforatus</i> Lemm.	0,44
Scua	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Bréb sensu Chod.	0,45
Sspi	<i>Scenedesmus quadrispinus</i> Chod.	0,86
Tmin	<i>Tetraedron minimum</i> (A. Br.) Hansa. f. <i>tetralobulatum</i> (Reinsch.)	0,78

Chlorophyceae

Volvocales

Euel	<i>Eudorina elegans</i> Ehrenb.	1,57
Pspe	<i>Pandorina</i> sp	1,41

Pyrrophyta, Dinophyceae

Peridinales

Peac	<i>Peridinium aciculiferum</i> Lemm.	0,54
Peci	<i>Peridinium cinctum</i> (O.F.Müll.) Ehrenb.	0,56
Pein	<i>Peridinium inconspicuum</i> Lemm.	0,54
Peum	<i>Peridinium umbonatum</i> F. Stein	0,43
Pevo	<i>Peridinium volzii</i> Woloszynska.	0,61
Pesp	<i>Peridinium</i> sp.	0,7

Chromophyta, Bacillariophyceae, Diatomophyceae		
Centrales		
Cyme	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	0,26
Cysp	<i>Cyclotella</i> sp.	0,21
Temu	<i>Terpsinoe musica</i> Ehrenb.	0,18
Pennales		
Acsp	<i>Acanthoceras</i> sp.	0,61
Eupe	<i>Eunotia pectinalis</i> (Dyll.) Rabenh. var. <i>pectinalis</i>	1,02
Fcap	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazies.	0,85
Fcro	<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton.	0,12
Fuln	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.) Lange-Bert.	0,28
Fvir	<i>Fragilaria virescens</i> Ralfs.	0,43
Gaug	<i>Gomphonema augur</i> Ehrenb. var. <i>turris</i> (Ehrenb.) Lange-Bert.	0,23
Ggra	<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenb.	0,42
Goli	<i>Gomphonema olivaceum</i> (Horn.) Bréb. var. <i>olivaceum</i>	0,34
Gosp	<i>Gomphonema</i> sp.	0,22
Mesp	<i>Melosira</i> sp.	0,38
Ncus	<i>Navicula cuspidata</i> Kütz. <i>Gomphonema</i> sp.	0,23
Npla	<i>Navicula placentula</i> (Ehrenb.) Grun.	0,31
Npup	<i>Navicula pupulla</i> var. <i>pupulla</i> Kütz.	0,42
Nisc	<i>Nitzschia scalaris</i> (Ehrenb.) W. Smith.	0,28
Nisp	<i>Nitzschia</i> sp.	0,37
Piac	<i>Pinnularia acrosphaeria</i> Rabenh.	0,16
Pbra	<i>Pinnularia brauniana</i> (Grun.) Kram.	0,21
Pbré	<i>Pinnularia brébissonii</i> (Kütz) Rabenh.	0,51
Pdiv	<i>Pinnularia divergens</i> W. Smith.	0,43
Pigi	<i>Pinnularia gibba</i> Ehrenb.	0,17
Pieo	<i>Pinnularia neomajor</i> Kram.	0,28
Pivi	<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch.) Ehrenb.	0,32
Chromophyta, Chrysophyceae, Ochromonadales		
Dser	<i>Dinobryon sertularia</i> Ehrenb.	0,13

La classe des *Cyanobacteries* n'est jamais apparue comme une classe dominante. Cependant le genre *Microcystis aeruginosa* a été présent en nombre important dans 75 % des prélèvements. Par contre les Hormogonales comme les *Anabaena spiroides* et *Anabaena affinis* ont surtout été présent en octobre 2006 (saison des pluies) et en décembre 2006 (saison sèche). La classe des *Euglenophycées*, représenté par des *Strombomonas*, *Lepocinclis* et des *Trachelomona*, est peu représentée, et même très rare pour le genre *Phacus*.

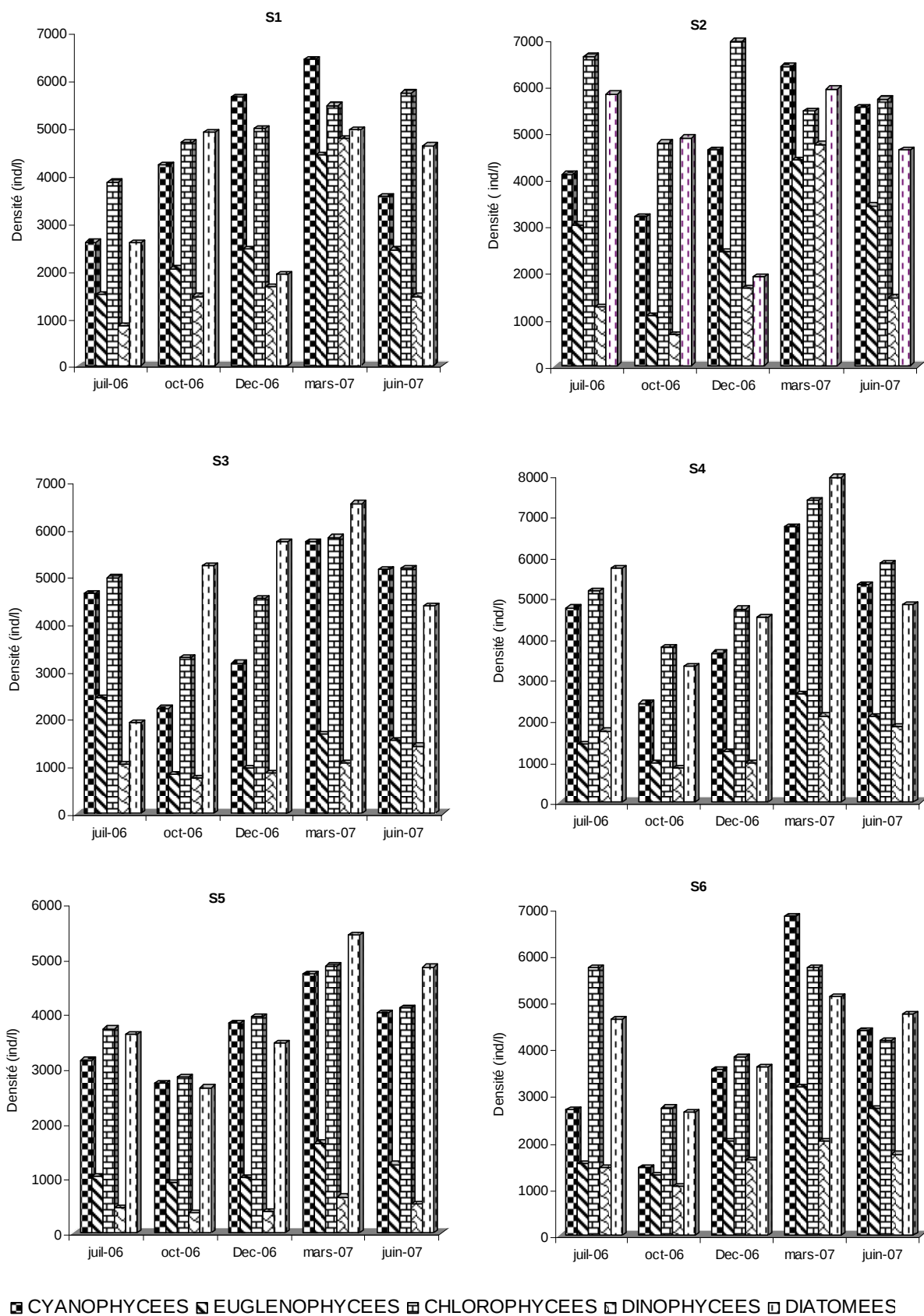


Figure 22. Distribution de la densité phytoplanctonique dans les différentes stations du Lac Taabo entre juillet 2006 et juin 2007.

La classe des Chromophyta (Diatomées) est essentiellement dominée par la sous classe des Pennatophycidées (plus de 30 % du total des taxons), notamment par les espèces *Pinnularia acrosphaeria*, *Pinnularia brébissonii*, *Fragilaria crotonensis*, *Navicula placentula*, et *Gomphonema augur* var. *turris*. Cependant, ces espèces pérennes ne constituent jamais une part importante de la biomasse phytoplanctonique. Les Centrophycidées, en revanche, malgré le faible nombre de taxons observés, ont toujours été plus abondantes. Parmi les espèces qui ont le plus marqué les différents développements des diatomées, nous avons surtout observé *Acanthoceras* sp, *Lyngbya granulata* et *Fragilaria virescens*.

La classe des Pyrrhophyta, représentée par six espèces, n'est jamais apparue comme une classe dominante. Cependant elles ont été présentes dans 55 % des prélèvements des campagnes de décembre 2006 et de mars 2007 (saison sèche).

Les Chrysophycées, essentiellement représentées par *Dinobryon*, ont surtout été observées dans les prélèvements du mois de juillet 2006, de façon sporadique, et avec un taux toujours inférieur à 1%. Cette classe n'a jamais constitué des valeurs élevées de densité.

Les plus faibles densités phytoplanctoniques ont été enregistrées pendant les campagnes d'octobre 2006 (saison des pluies) et les plus fortes lors des campagnes de mars 2007 (en saison sèche).

V.1.1.2. Diversité

Le phytoplancton du lac de Taabo est caractérisé par une richesse spécifique importante (118 taxons). En moyenne par station, 41 espèces différentes ont été recensées avec une richesse maximale de 57 taxons à la station S4 en saison sèche. La richesse maximale (32 taxons) a été observée à 1 m de la surface de la station S5. Au delà de 2 m de profondeur, la richesse est significativement (test de Wilcoxon, $p=0,001$) beaucoup plus faible (Tableau 13). Toutefois, aucune différence significative

de la richesse spécifique n'a été observée entre les stations et au cours des saisons (test de Wilcoxon, $p=0,163$ et $p=0,230$ respectivement).

Tableau 13. Richesse spécifique en phytoplancton selon la station et la profondeur dans le lac de Taabo (2006-2007). CV : coefficients de variation.

Saison sèche

Stations	Sahoua	Ahondo	Courandjourou	Taa-Vill débarcadère	Taa-Vill digue	Taabo Cité
Profondeurs	S1	S2	S3	S4	S5	S6
Surface (40 cm)	90	90	84	91	85	97
1 m	70	71	52	94	42	72
2 m	34	28	21	63	23	51
3 m	21	12	11	24	7	21
4 m	8	6	12	13	5	25
Moyenne	45	41	36	57	32	53
CV (%)	68,7	80,4	77,7	57,8	90,8	54,7

Saison des pluies

Stations	Sahoua	Ahondo	Courandjourou	Taa-Vill débarcadère	Taa-Vill digue	Taabo Cité
Profondeurs	S1	S2	S3	S4	S5	S6
Surface (40 cm)	82	64	63	80	74	83
1 m	47	38	26	55	51	65
2 m	12	27	18	20	11	26
3 m	4	11	6	2	7	12
4 m	4	4	33	2	32	7
Moyenne	30	29	29	32	35	39
CV (%)	98,3	72,4	65,5	96,8	71	76,9

Les coefficients de variation (CV) varient en saison sèche de 55% à 91% selon les stations. Nous observons que les espèces phytoplanctoniques sont plus dispersées aux stations S5, S2 et S3 qu'aux stations S4 et S6. Par contre en saison des pluies les stations S1 et S4 se distinguent par une plus forte dispersion des espèces.

Les indices de Shannon (H) et d'équitabilité (E) sont basés sur les proportions d'espèces observées. Dans le lac Taabo, les valeurs moyennes au cours d'une année sont respectivement : S1 (H = 1,48; E = 0,60), S2 (H = 0,39; E = 0,31), S3 (H = 1,72, E = 0,61), S4 (H = 3,46; E = 0,78), S5 (H = 1,83, E = 0,66), S6 (H = 1,99; E = 0,67). Les valeurs minimales de H et de E sont observées à la station S2 (H = 0,39; E = 0,31) tandis que les maximales sont obtenus en S4 (H = 3,46; E = 0,78). La variabilité des

indices est élevée aux stations S4, S5 et S6. En revanche une variabilité relativement faible est enregistrée pour les stations S1 et S3 (figure 23).

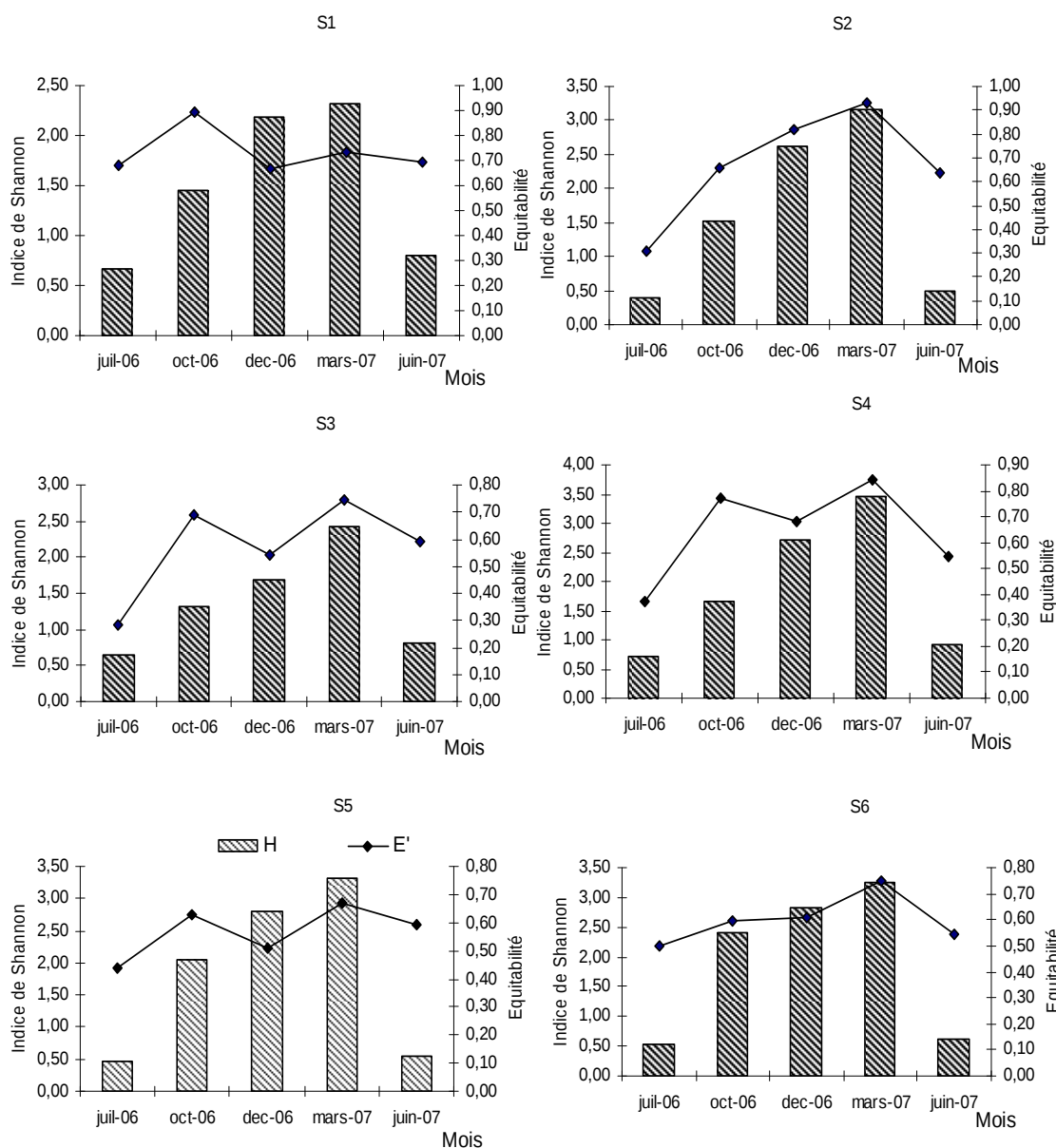


Figure 23. Moyennes de l'indice de diversité de Shannon (H) et d'équitabilité (E) aux stations S1, S2, S3, S4, S5 et S6.

Les indices de Shannon et d'équitabilité atteignent les valeurs les plus basses en juin et juillet. En octobre, la diversité s'élève rapidement en raison du développement de plusieurs espèces de Chlorophycées, Diatomées et d'Euglénien. En mars, les communautés sont au maximum de leur diversité. Les variations des indices de diversité de Shannon et d'équitabilité entre les stations du lac ne sont pas significatives (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$).

V.1.2. Analyse quantitative

V.1.2.1. Densité phytoplanctonique

Le phytoplancton commence à se développer en octobre (figure 22), en fin de saison des pluies, lorsque la stratification thermique qui se met en place stabilise la couche superficielle du lac. Les algues à cette période de l'année disposent d'un début d'éclairement déjà intense et d'une concentration de sels nutritifs élevée, ramenés dans la zone euphotique pendant le brassage verticale des eaux qui s'opère pendant la saison des pluies. Le phytoplancton est alors constitué essentiellement d'espèces de grande taille difficilement consommées par le zooplancton. La densité phytoplanctonique est maximale en mars. Elle est alors composée d'une part importante d'espèces de petite taille (nanoplancton) appartenant essentiellement aux diatomées centriques. En juin se produit un effondrement des densités phytoplanctoniques. Ce phénomène est à mettre en relation avec une forte présence de zooplancton (comm. pers.) et une forte augmentation de la transparence aboutissant à une phase des eaux claires. Le broutage peut être considéré comme un facteur décisif du déclin ou la chute du phytoplancton.

En juillet les Cyanobactéries sont faiblement présent dans le milieu (figure 24), mais nous pouvons observer leur forte présence de décembre à mars (25 %). Les chlorophycées présentent un maximum en juin (30 %). Les Euglenophycées un maximum en décembre (11 %) et les Dinophycées atteignent leur maxi en octobre (8 %).

Les stations du lac Taabo se distinguent en deux grands groupes ayant des densités phytoplanctonique différentes celle de S4, S3, S6 et les stations S1, S2, S5 (figure 24).

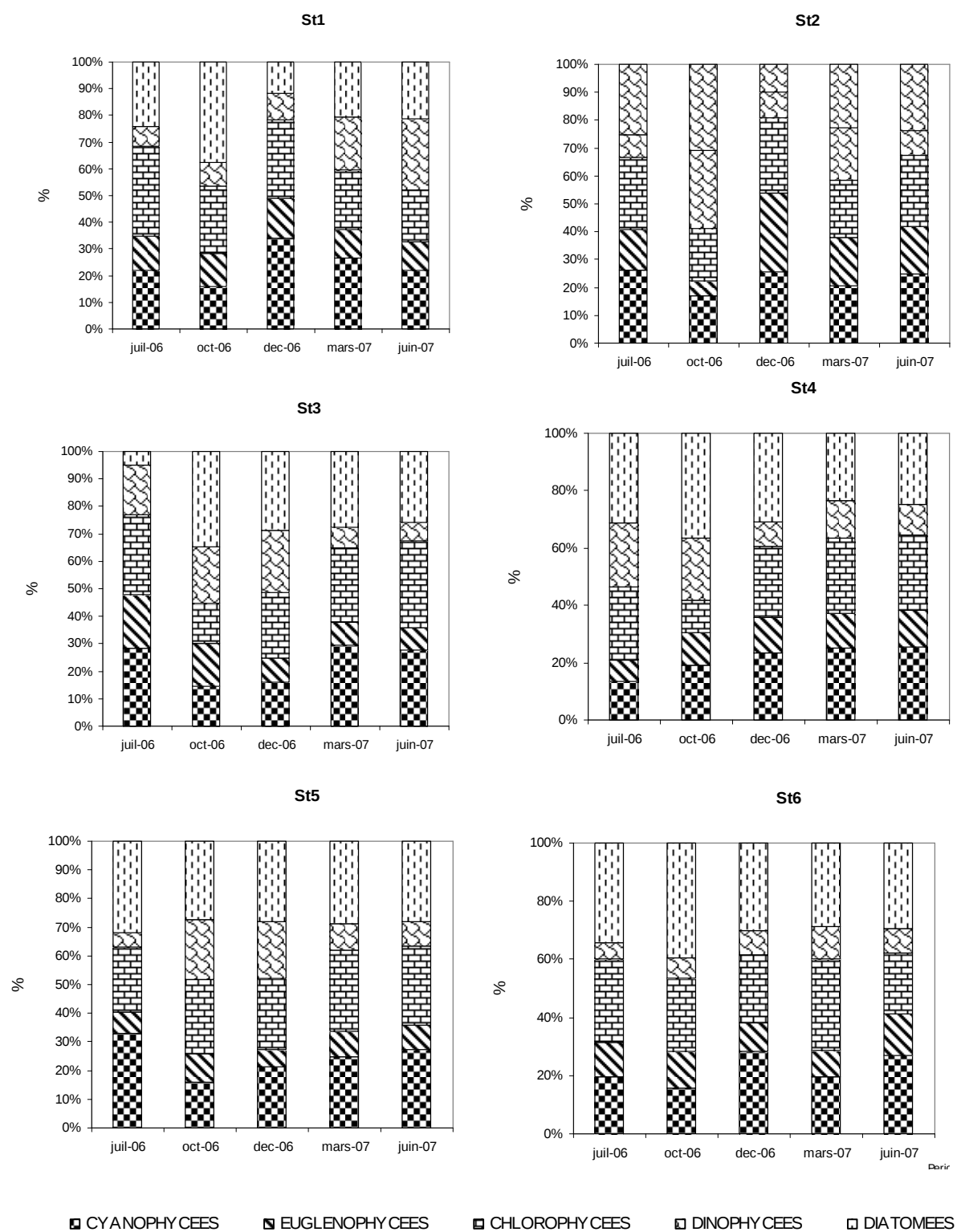


Figure 24. Variation saisonnier de la densité relative des groupes de phytoplancton dominant dans les stations.

V.1.2.2. Biomasse phytoplanctonique (chlorophylle a)

Dans l'ensemble, la biomasse phytoplanctonique augmente au cours du temps (figure 25). La biomasse moyenne correspond à une concentration chlorophyllienne de $10,7 \mu\text{g.l}^{-1}$. Des pics croissants sont observés en octobre, décembre et mars correspondant respectivement à des concentrations chlorophylliennes de 16,02 $\mu\text{g.l}^{-1}$, 16,4 et 16,52 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Ces fortes concentrations sont consécutives à des phases de multiplication intense des volvocales *Eudorina elegans* et *Pandorina sp*, qui coïncide avec le retour des pluies. La plus faible biomasse phytoplanctonique correspond à une concentration chlorophyllienne de $4,84 \mu\text{g.l}^{-1}$ mesurée au mois de juillet. Ce phénomène se traduit par une clarification des eaux aboutissant à une transparence beaucoup élevée (2,01m).

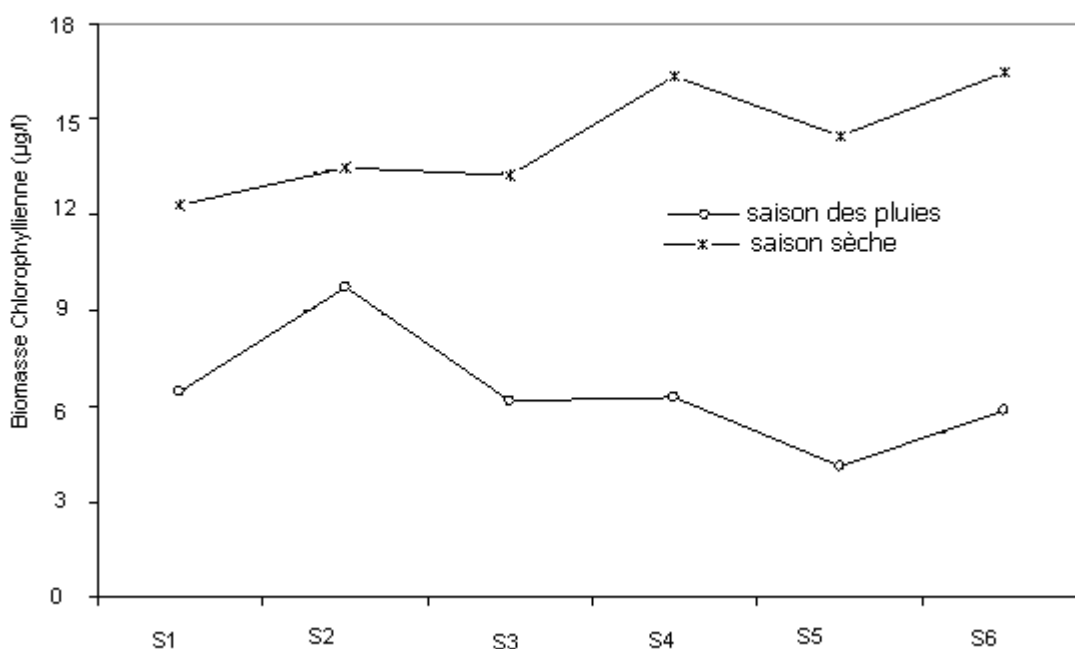


Figure 25. Variation annuelle de la biomasse Chlorophyllienne totale ($\mu\text{g/l}$) dans les six stations du lac Taabo pour les périodes de crue (= saison des pluies ; de juin à octobre) et d'été (= saison sèche ; de décembre à mars).

A la station S1, la biomasse maximale mesurée au mois de mars correspond à une concentration chlorophyllienne de $11,56 \mu\text{g.l}^{-1}$ et celle minimale à une concentration chlorophyllienne de $6,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ en juillet (figure 26). La biomasse moyenne correspond à une concentration chlorophyllienne de $8,8 \mu\text{g.l}^{-1}$.

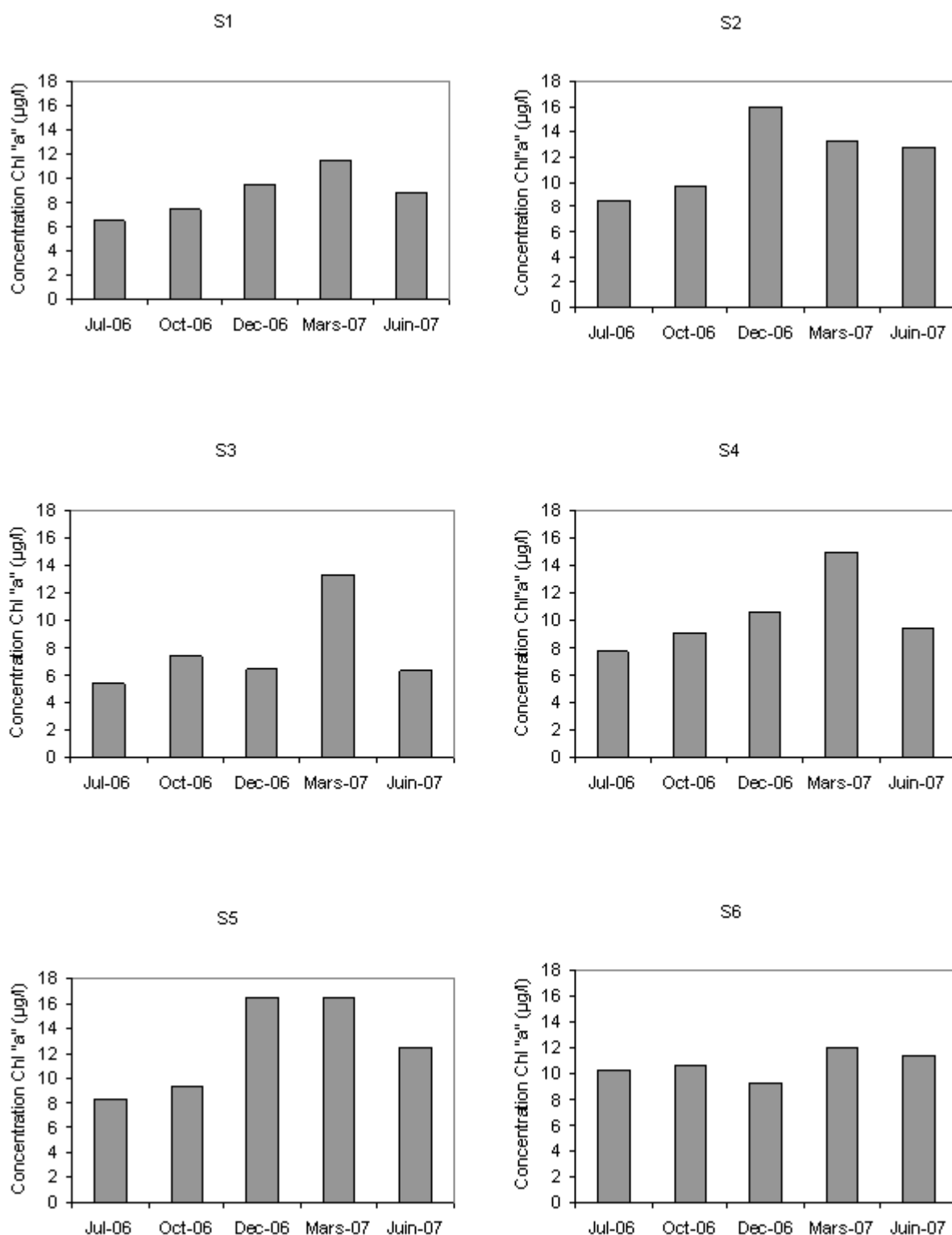


Figure 26. Variation mensuelle de la biomasse Chlorophyllienne totale ($\mu\text{g/l}$) dans les six stations du lac Taabo pour la période du 07/2006 au 06/2007.

A la station S2, la biomasse maximale est mesurée en décembre et celle minimale au mois de juillet. Elles correspondent respectivement aux concentrations chlorophylliennes de 16,1 et 8,5 $\mu\text{g.l}^{-1}$. La biomasse moyenne est supérieure à celle de S1, elle correspond à une concentration chlorophyllienne de 12,1 $\mu\text{g.l}^{-1}$. A la station S3 Typha, les biomasses maximales et minimales sont significativement plus basses que celles observées dans les autres stations. Elles correspondent à des concentrations chlorophylliennes respectives de 10,4 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en mars et de 5,3 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en juillet. La biomasse moyenne correspond à la concentration chlorophyllienne de 7,8 $\mu\text{g.l}^{-1}$. En S4 les biomasses maximales et minimales sont 14,9 et 7,76 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en mars et juillet. La biomasse moyenne est 10,41 $\mu\text{g.l}^{-1}$. A la station S5 le maximum de la biomasse est 16,5 $\mu\text{g.l}^{-1}$ au mois de mars d'où la minimale est 8,4 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en juillet avec une biomasse moyenne de 12,6 $\mu\text{g.l}^{-1}$. En S6 la maximale est 12,1 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en mars et la minimale est 9,3 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en juillet. La biomasse moyenne est de même ordre de grandeur que celle observée à la station S4 10,7 $\mu\text{g.l}^{-1}$.

V.1.3. Détermination de l'état de trophie

A la fin des années 1970, un programme de recherche de l'OCDE a été lancé afin d'essayer de mieux connaître et comprendre les phénomènes mis en jeu dans l'évolution du niveau trophique des retenues et d'en permettre une meilleure gestion. A cette occasion, de nombreux lacs ont été étudiés en Europe et sur le continent Nord-Américain. A la suite de ces recherches, un rapport intitulé Eutrophisation des eaux, méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte a été publié, en 1982. Le modèle présenté dans ce rapport est une version très simplifiée du bilan de masse de phosphore présente dans la retenue. Cependant, associé à des abaques du niveau trophique, il permet d'évaluer très facilement la situation du lac étudié et est couramment utilisé par les bureaux d'études aujourd'hui encore car il nécessite peu de données relatives au plan d'eau (apports externes en phosphore et temps de séjour).

Dans cette étude, différents indicateurs ont été retenus pour évaluer le niveau trophique des eaux comme le phosphore total, les orthophosphates (dissous et donc directement assimilables), la transparence et la concentration en chlorophylle *a*

(tableau 14). Selon les critères établis par l'O.C.D.E. (1982), le lac Taabo, objet de cette étude, présente un état eutrophe uniforme.

Tableau 14. Etat trophique du lac Taabo selon les critères de l'O.C.D.E. (1982). PT : concentrations en phosphore total. m : moyenne annuelle ; max : valeur maximale ; min : valeur minimal.

Indicateur	S1	S2	S3	S4	S5	S6
Secchi m (m)	0,71	0,82	1,45	1,44	1,28	0,91
Secchi min (m)	0,56	0,69	0,98	0,87	0,73	0,89
Chl <i>a</i> m (mg·m ⁻³)	9,47	8,54	7,67	9,14	8,36	7,74
Chl <i>a</i> max (mg·m ⁻³)	11,56	16,1	10,4	14,9	16,5	12,1
PT m (mg·m ⁻³)	29	18	31	52	54	49
Etat trophique	Eutrophe	Eutrophe	Eutrophe	Eutrophe	Eutrophe	Eutrophe

Pour mémoire, les caractéristiques telles que définies par l'O.C.D.E (1982), pour une retenue en cours d'eutrophisation sont les suivants :

- augmentation de la biomasse ;
- diminution de la transparence de l'eau ;
- envasement du plan d'eau (dû à l'accumulation de la matière organique non dégradée sur le fond) ;
- faible taux d'oxygène dans la zone profonde.

Le lac Taabo n'affiche pas encore tous ces symptômes, mais pourrait y tendre si les facteurs de causalité restent ignorés.

V.2. Discussion

Les communautés phytoplanctoniques sont constituées d'assemblages d'espèces présentant des caractéristiques morphologiques (taille, forme, ...) et physiologiques (mode de nutrition, taux de croissance, ...) très différentes dont l'organisation est une composante essentielle à la compréhension du fonctionnement d'un écosystème (Klug et Tiedje 1993). Selon Karr (1991), la connaissance de la composition taxonomique des communautés constitue une source d'informations nécessaire. En effet, la composition taxonomique des communautés phytoplanctoniques permet d'établir de

véritables outils de diagnostic et d'évaluation de la pollution, comme les indices diatomiques (Descy et Coste 1990).

Au sein du phytoplancton du lac de Taabo, nous avons rencontré aussi bien les cyanobactéries (procaryotes) que les algues vraies (eucaryotes) regroupant les chlorophycées, les bacillariophycées (diatomées), les euglénophycées, les xanthophycées et les dinophycées. En terme de structure, la communauté phytoplanctonique est caractérisée par un nombre d'espèces plus élevé de chlorophycées (30,5%) suivi par les cyanobactéries (27,1%), et les bacillariophycées qui forment chacun environ 22%. Les autres classes présentes sont les euglénophycées (15,4%), et les dinophycées (5%).

Les changements de la biocénose phytoplanctonique peuvent avoir leur explication dans les modifications hydrologiques survenues et l'influence des apports anthropiques environnants. Dans l'ensemble, les densités phytoplanctoniques sont relativement importantes dans le lac Taabo ; mais plus élevées en aval et plus faibles en amont. Selon le gradient longitudinal amont-aval, le phytoplancton se distribue différemment à chaque station. En effet, la communauté se modifie avec une addition d'espèces et peu de disparitions, du moins dans la partie encaissante du lac.

Dans ce système fluvio-lacustre, à écoulement plus ou moins rapide et turbulent, les algues phytoplanctoniques sont très peu abondantes. En revanche dans le système lacustre de Taabo les densités sont relativement élevées. En effet, les communautés phytoplanctoniques y trouvent des conditions beaucoup favorables à leur développement en relation avec un état stagnant et de transparence pressant de 0,56 m à 2,01 m. Les masses d'eau superficielles se distinguent par leur sursaturation en oxygène dissous. A l'opposé, de faibles taux d'oxygène prévalent dans les eaux sous-jacentes situées à 2 m de profondeur. Au-delà de celle-ci, les conditions d'anoxie s'installent. Cette variation de la concentration en oxygène dissous dans un milieu riche en substances organiques est caractéristique de milieux fortement eutrophes (Moss 1998). La désoxygénation des zones en profondeur du lac est la conséquence de

l'oxydation des matières organiques, réalisée par voie biologique. Ces niveaux reçoivent peu de lumière du fait de la surcharge de l'eau en matières en suspension, et l'activité photosynthétique qui s'y déroule n'est pas suffisante pour compenser cette consommation d'oxygène dissous. Les fortes teneurs d'azote ammoniacal enregistrées au niveau des masses d'eau du fond sont le reflet d'une minéralisation incomplète des substances organiques. Les bactéries nitrifiantes étant aérobies, elles ne peuvent intervenir, et l'azote prédomine sous sa forme ammoniacale (Guilford *et al.* 2000). Par contre, en période des pluies, le phosphore prédomine dans certaines stations (S4, S5, S6). Non dégradées, une bonne partie des matières organiques d'origine détritique ou charriées s'accumule au fond du lac, entraînant ainsi une extension des zones d'anoxie dans la colonne d'eau, de l'écosystème tout entier.

La communauté phytoplanctonique du lac Taabo présente une taxonomie dominée par les Chlorophytes, les Cyanophycées et les Euglenophytes, caractéristique de milieux pollués riches en substances organiques provenant de leur environnement (Thomas 2003). Cela s'explique par le rejet dans cet écosystème d'importantes quantités d'eaux usées domestiques non traitées. Les représentants de ces groupes, et notamment les genres *Scenedesmus*, *Microcystis* et *Lepocinclis*, sont connus pour leur prédilection pour les milieux eutrophes *sensu lato* (Reynolds *et al.* 2000). Les explosions de biomasses d'algues interviennent 1 à 2 mois après les fortes pluies dont le ruissellement entraîne un enrichissement du milieu en phosphore, et qui provoqueraient également un brassage complet des eaux du lac. Les communautés végétales ont connu d'importantes modifications aussi bien en biomasse que dans leur composition. Des proliférations épisodiques de phytoplancton sont régulièrement signalées dans la zone centrale du lac par temps calme et très ensoleillé (Cogels *et al.* 1993). D'après ces auteurs, ces proliférations sont composées principalement de cyanobactéries dont *Anabaena spiroides*, *Woronichinia sp* et *Microcystis aeruginosa*, algues typiques des eaux eutrophes. Cependant, ces espèces ont été identifiées auparavant par Dia et Reynaud (1982). La survenue de ces poussées d'algues à ces périodes du cycle annuel est par conséquent en rapport avec le climat tropical et souligne l'action régulatrice des pluies sur l'activité photosynthétique au sein du plan

d'eau. Outre le brassage qui ramène dans les masses d'eau supérieures les matières organiques non dégradées du fond, l'action des pluies implique un écoulement plus important des décharges, et par contre-coup un transport plus efficace des solides.

La structure de la communauté phytoplanctonique est marquée d'une part par un faible nombre d'espèces de bacillariophycées, également notée par Carl Bro (1999). Par conséquent, cette prédominance des chlorophycées et la hausse du nombre d'espèces de cyanobactéries témoignent des modifications qui interviennent dans la communauté phytoplanctonique.

L'analyse de la structure du peuplement indique en outre que dans ce lac on n'assiste pas à de véritables successions écologiques au sens de Margalef (1960), mais à des phases de multiplications rapides et éphémères d'espèces variées. L'enrichissement permanent en sels nutritifs provenant du bassin versant et des sédiments, suite à une fréquence élevée des épisodes de mélange des eaux (Dokulil *et al.* 2000), et la faible profondeur du plan d'eau, favoriseraient le maintien de ce type de communauté.

CHAPITRE VI :

Estimation de la production primaire

VI.1. Résultats

VI.1.1. Activité photosynthétique du phytoplancton

VI.1.1.1. Paramètres de calcul de la production primaire phytoplanctonique

a. Insolation et photopériode

Les données mensuelles enregistrées de juillet 2006 à juin 2007 montrent que la durée d'ensoleillement dans la région de Taabo varie de 3,52 à 6,17 h/j (figure 27). Elle est forte entre novembre et mai augmente de janvier à mai (> 5 h/j) et faible de juillet à septembre (≈ 4 h/j) soit en saison des pluies.

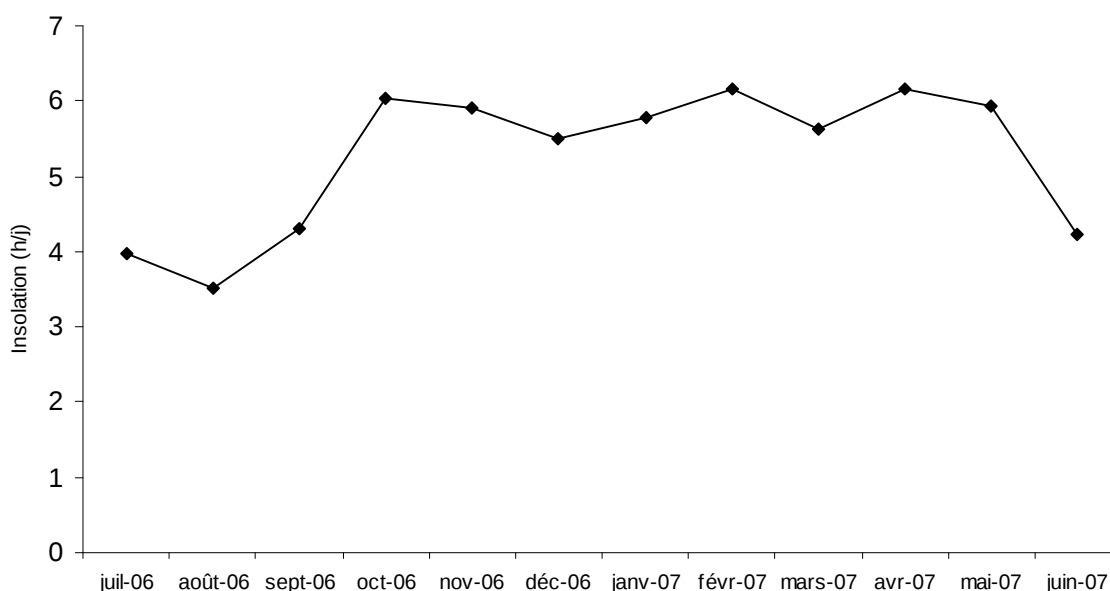


Figure 27. Variation mensuelle de l'insolation de la région de Taabo.

b. Transparence et zone euphotique

La transparence de l'eau est variable dans l'espace et le temps (figure 28). La zone euphotique correspond à l'épaisseur d'eau dont la limite inférieure correspondant à la profondeur où il ne reste que 1 % de la lumière atteignant la surface de l'eau. Dans le lac de Taabo, la zone euphotique varie en fonction de la saison et des stations de 1,4 m de profondeur (en S1 en juillet 2006) à 4,9 m (en S4 en mars 2007).

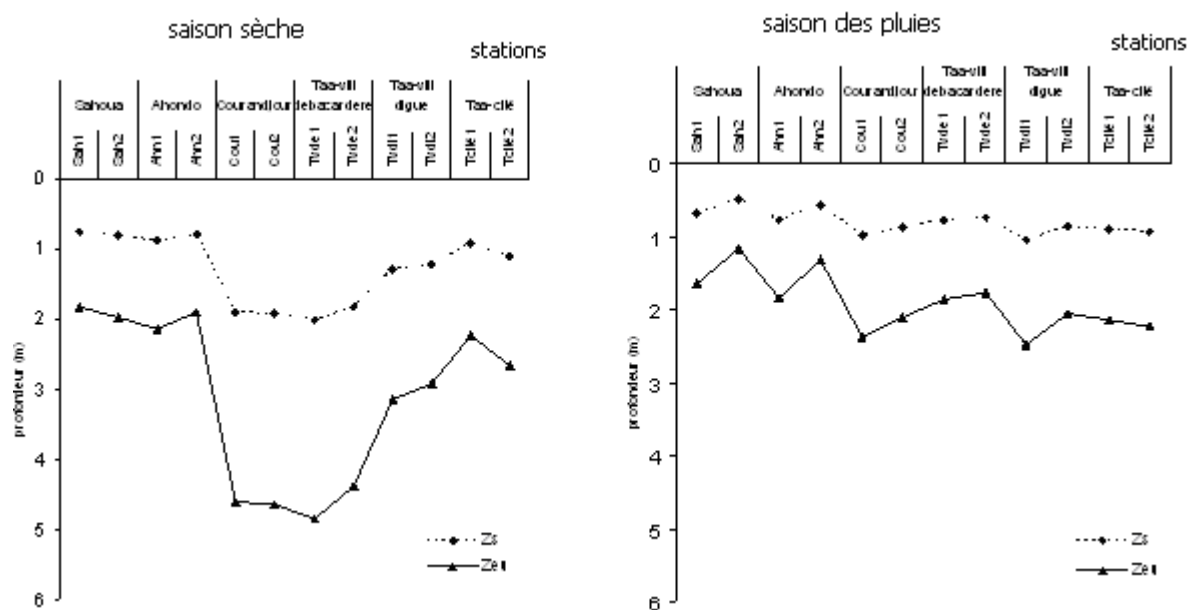


Figure 28. Variation de la zone euphotique en saison sèche et des pluies. ZS = profondeur disque de Secchi ; Zeu = zone euphotique.

c. Modalités de calcul

Les profils de photosynthèse, ont été mesurés *in situ* autour du midi solaire dans la zone euphotique. La distribution homogène du phytoplancton, et l'absence de stratification ont permis l'utilisation d'un échantillon de surface pour l'incubation selon un profil vertical. Les valeurs mesurées sur le terrain ont été ajustées au modèle de Steele (1962). Ce modèle permet de prendre en compte une inhibition à proximité de la surface et comprend deux paramètres : P_{max} , et I_{opt} . **P_{max}** étant la valeur maximale de la production correspondant à une intensité lumineuse optimale, **I_{opt}** (figure 27).

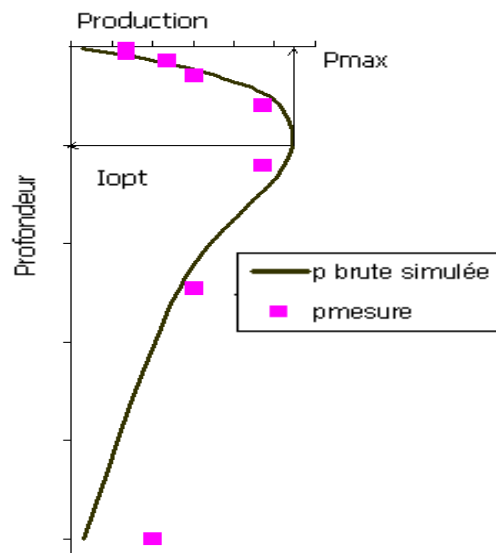


Figure 29. Modèle théorique de la photosynthèse en fonction de la profondeur (Steele 1962).

VI.1.1.2. Mesures *in situ* de la production primaire phytoplanctonique

La figure 30 donne un exemple des valeurs de photosynthèse observées dans le lac Taabo, pour les six stations à différentes dates. Les données expérimentales, temps d'incubation, valeur d'oxygène à t_0 , valeurs aux différentes profondeurs à la fin de l'incubation, valeurs des flacons sombres, concentration en chlorophylle-a ont été saisies sous EXCEL (figure 31), et les valeurs P_{max} et I_{opt} sont recherchées en vue de trouver le meilleur ajustement du modèle aux valeurs expérimentales. Les valeurs originales (en $mgO_2/l/h$) sont ensuite transformées en $mgO_2/mgChl/h$, ce qui permet ensuite : i) l'extrapolation du modèle à des situations variées, et ii) la comparaison avec les valeurs de la littérature. La valeur de l'ajustement du modèle de Steele aux mesures expérimentales est contrôlée par la méthode de la somme des moindres carrés.

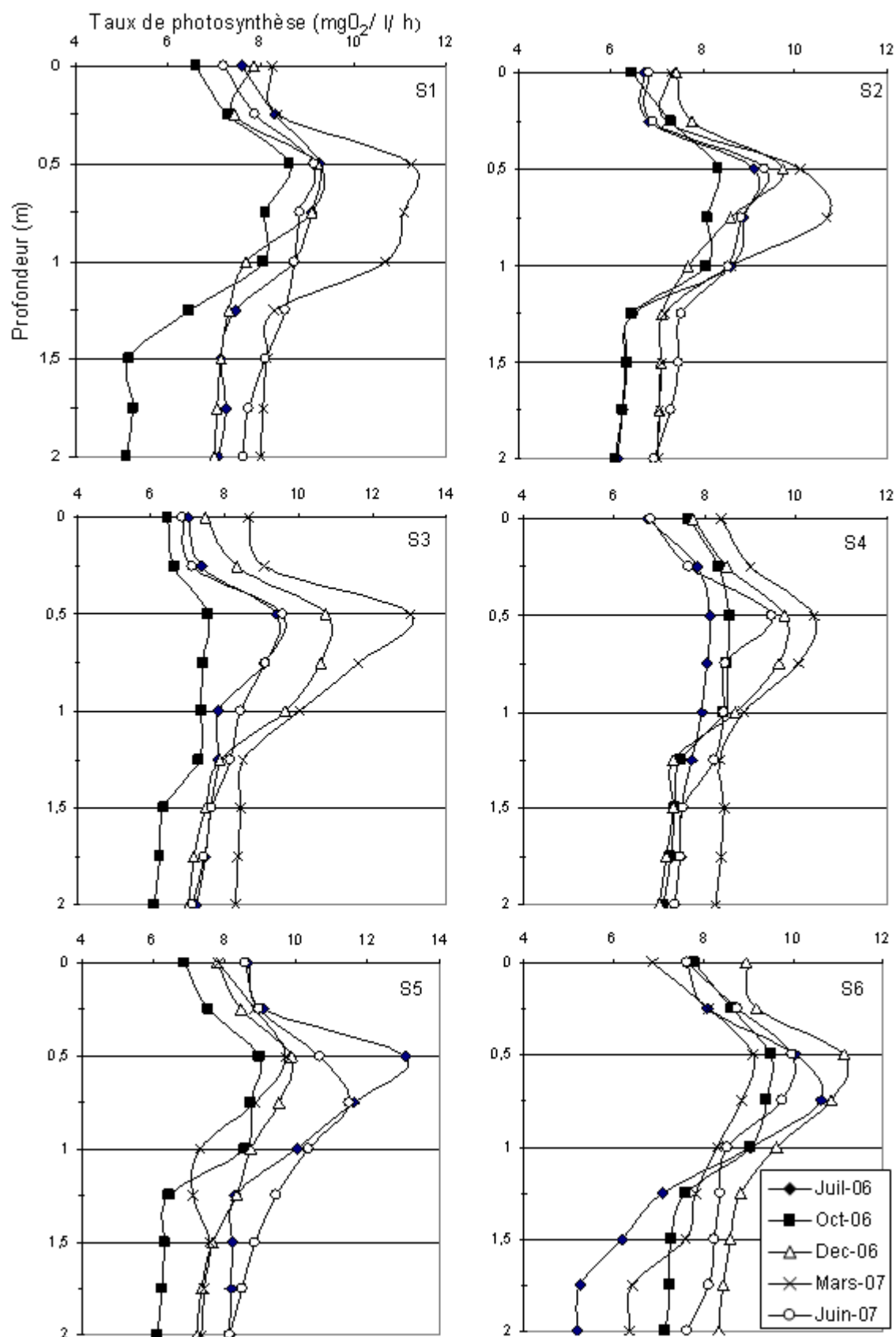


Figure 30. Exemples de profils de photosynthèse aux différentes stations et saisons du lac Taabo.

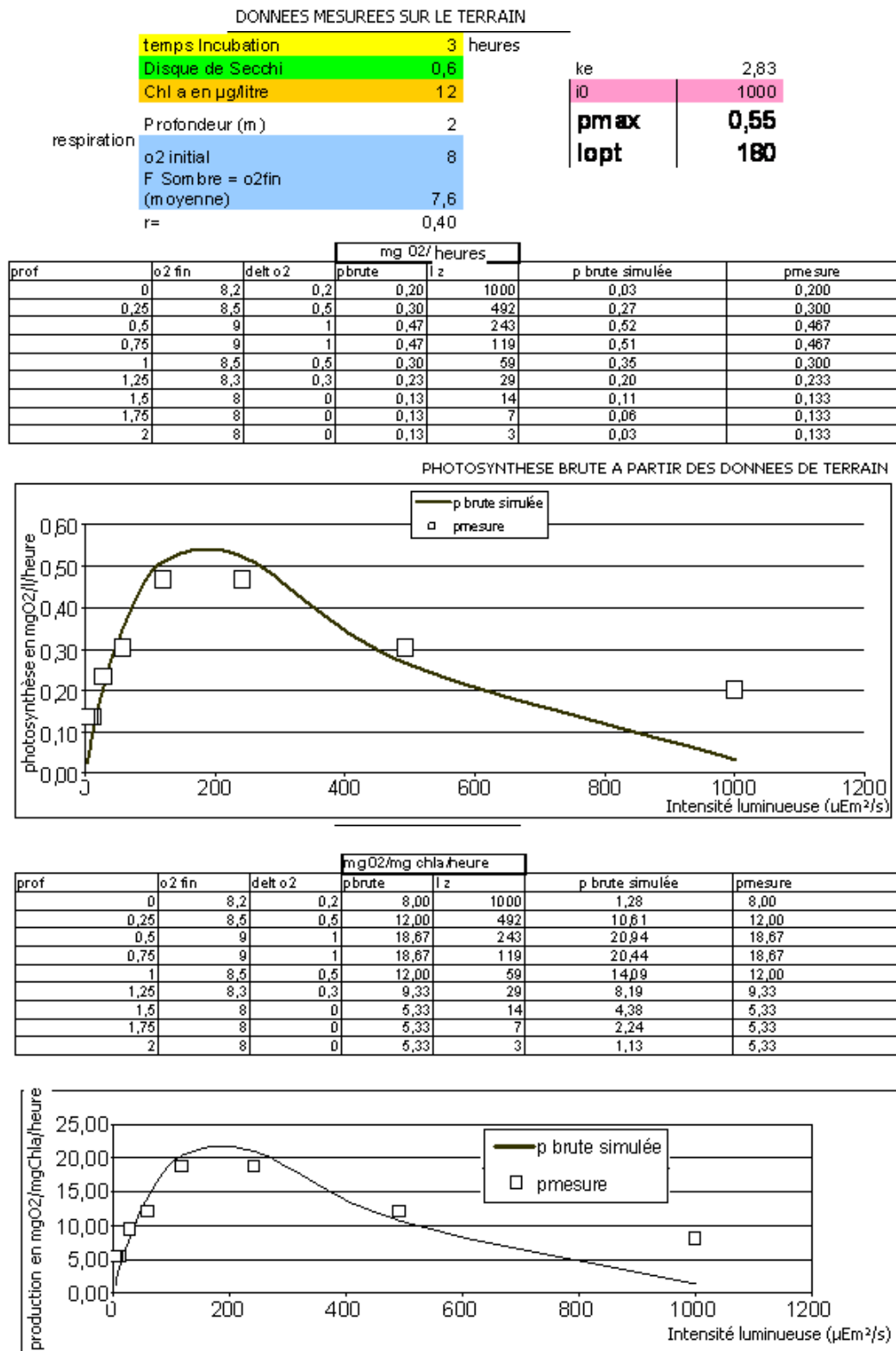


Figure 31. Exemple de calcul à partir des mesures de terrain : le modèle de Steele (1962) est calé (Pmax, Iopt) sur les valeurs expérimentales.

VI.1.1.2.1. Variations des paramètres de la photosynthèse

Taux de Respiration (ou dégradation) (figure 32).

Le taux de respiration moyen est de l'ordre de 0,5 mgO₂/h (maximum de 0,67 en mars 07 en S4, minimum de 0,3 en décembre 2007 en S2)

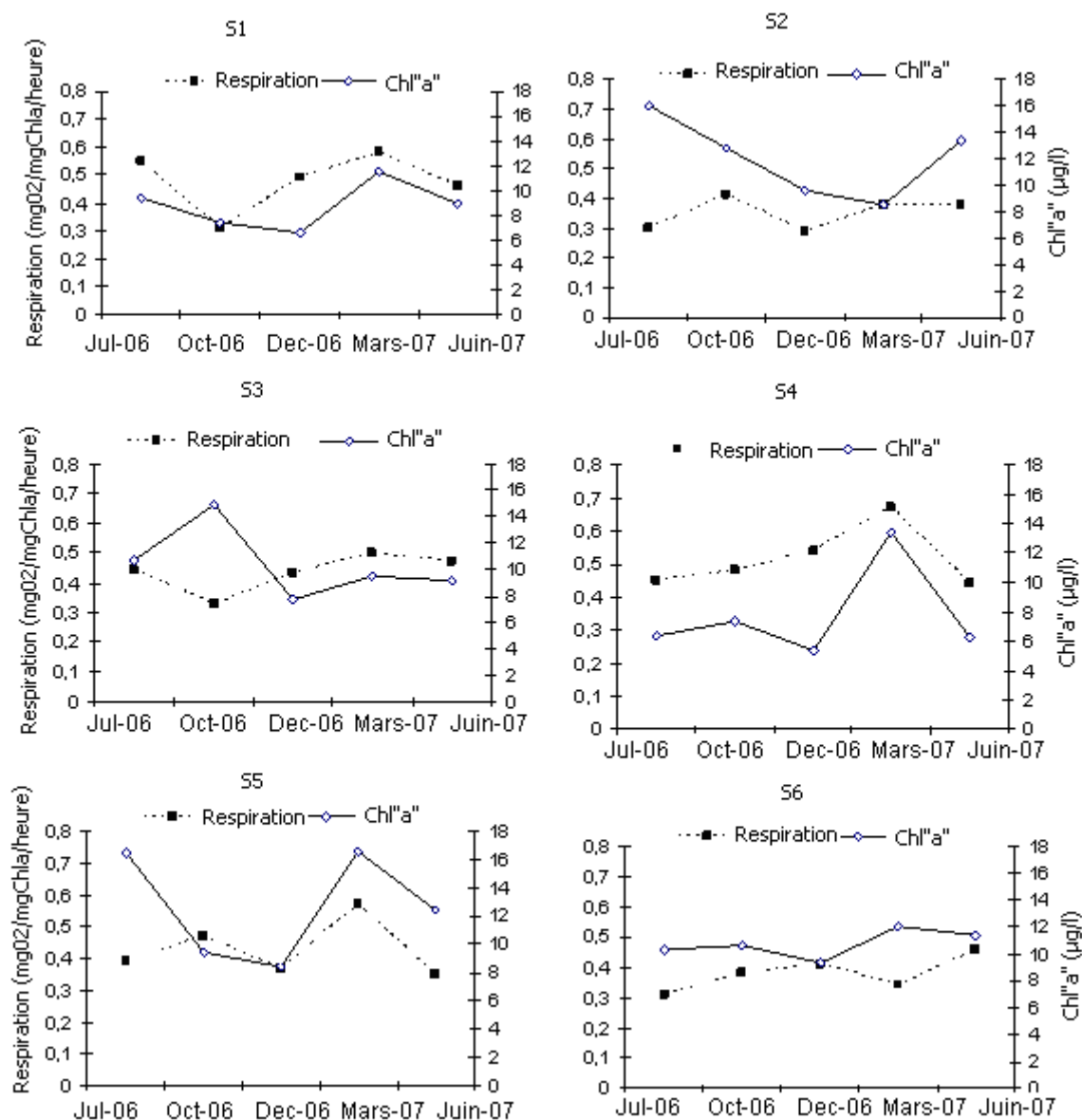


Figure 32. Variation saisonnière de la respiration et la Chlorophylle a dans le lac Taabo.

Les paramètres de la photosynthèse

Production primaire maximale (P_{max})

L'évolution des profils permet d'interpréter les variations de la Production primaire comme le résultat d'une adaptation progressive du phytoplancton des couches superficielles et profondes à des conditions moyennes d'éclairement différentes. L'adaptation aux faibles éclaircissements entraîne une augmentation de la teneur des algues en pigments mais aussi une baisse du taux de photosynthèse par unité de la chlorophylle-a.

La figure 33 représente la variation de la productivité maximale (P_{max}) à chaque station du lac.

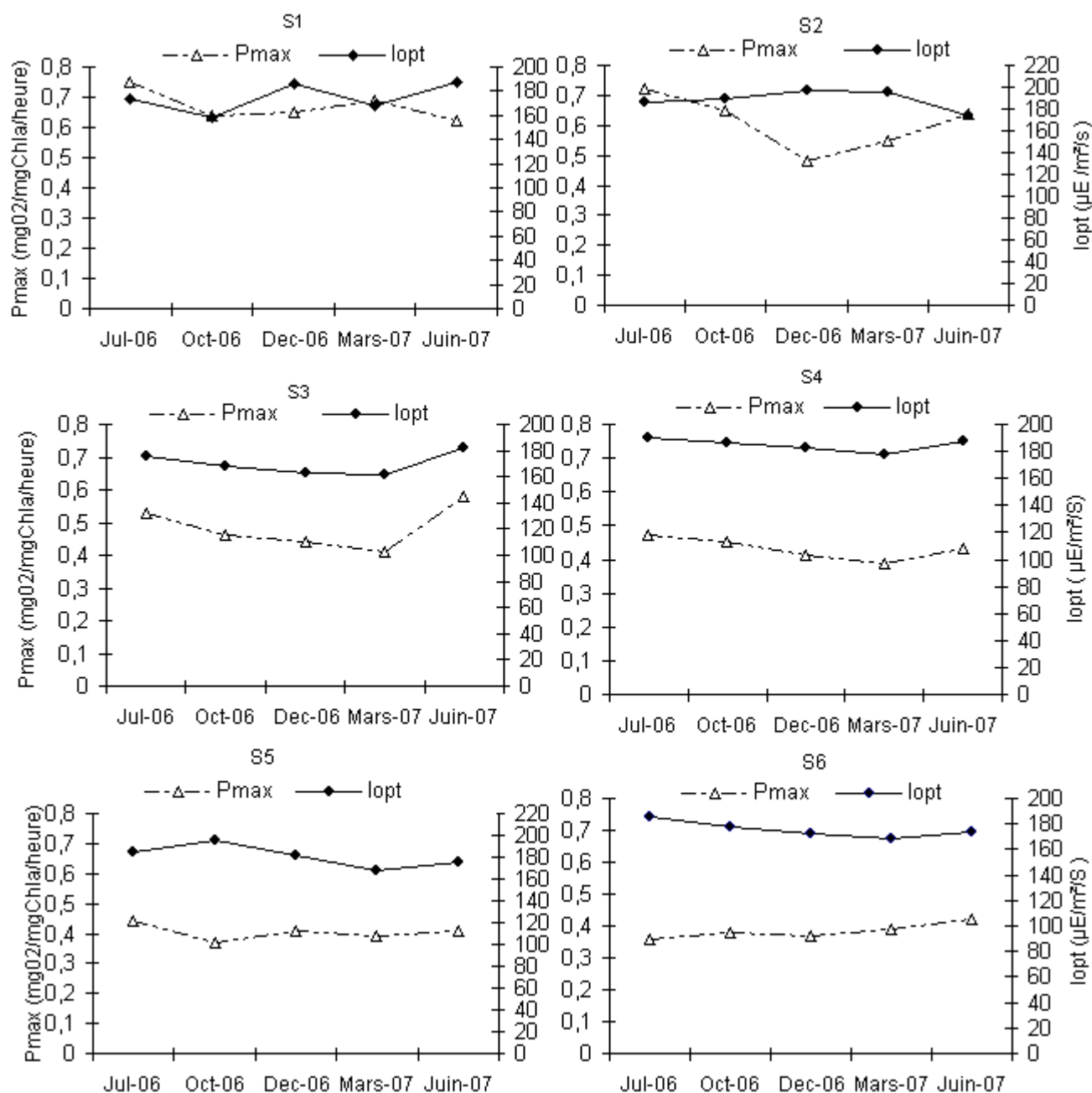


Figure 33. Variation saisonnière de production primaire maximale (Pmax) et de l'intensité lumineuse optimale (Iopt) dans le lac Taabo.

Il faut noter que les valeurs moyennes de la productivité à chaque station décroissent nettement de l'amont vers l'aval à chaque station (figure 34).

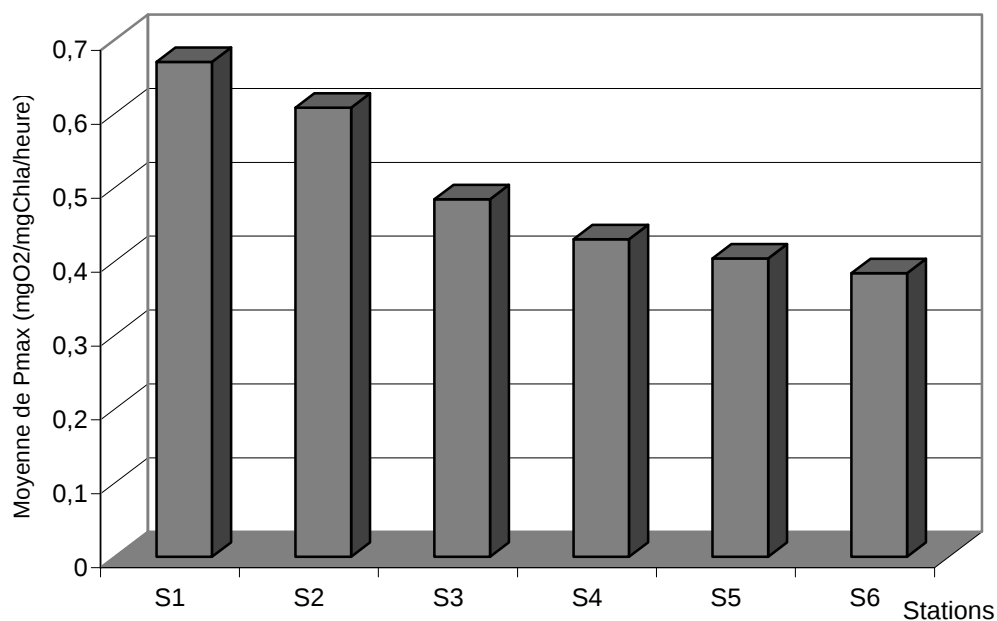


Figure 34. Evolution Amont-Aval de la productivité moyenne de Pmax dans le lac.

Chlorophylle-a

La production dépend de nombreux facteurs ; le principal étant la concentration en chlorophylle-*a* dont la variation dans le temps et dans l'espace est importante (valeurs variant de 4,8 à 16,5 $\mu\text{g/l}$ Chl-*a*). La variabilité de la Chl-*a* masque donc l'effet des autres paramètres qui peuvent influencer l'activité optimale, comme la température, ou le fait que la plupart des fortes biomasses phytoplanctoniques sont observées en saison sèche (figure 35).



Figure 35. Variation saisonnière de la chlorophylle *a* du lac Taabo.

VI.1.2. Effets de divers facteurs environnementaux

Zonation du lac et transparence

La transparence détermine trois grandes zones qui se différencient par l'activité des habitats environnants (figure 36).

Dans la zone amont, qui concerne les stations S1 et S2 (profondeur moyenne de 6 m) dont l'activité agricole est moyenne, la transparence est faible.

Dans la zone médiane (S3, S4), avec une profondeur moyenne de 7,5 m, où l'activité agricole est forte, la transparence est élevée (supérieure à 1,5 m).

Enfin, en zone aval (S5, S6 ; profondeur moyenne de 8 mètre) où l'activité agricole est moyenne et l'activité urbaine importante, la transparence est intermédiaire.

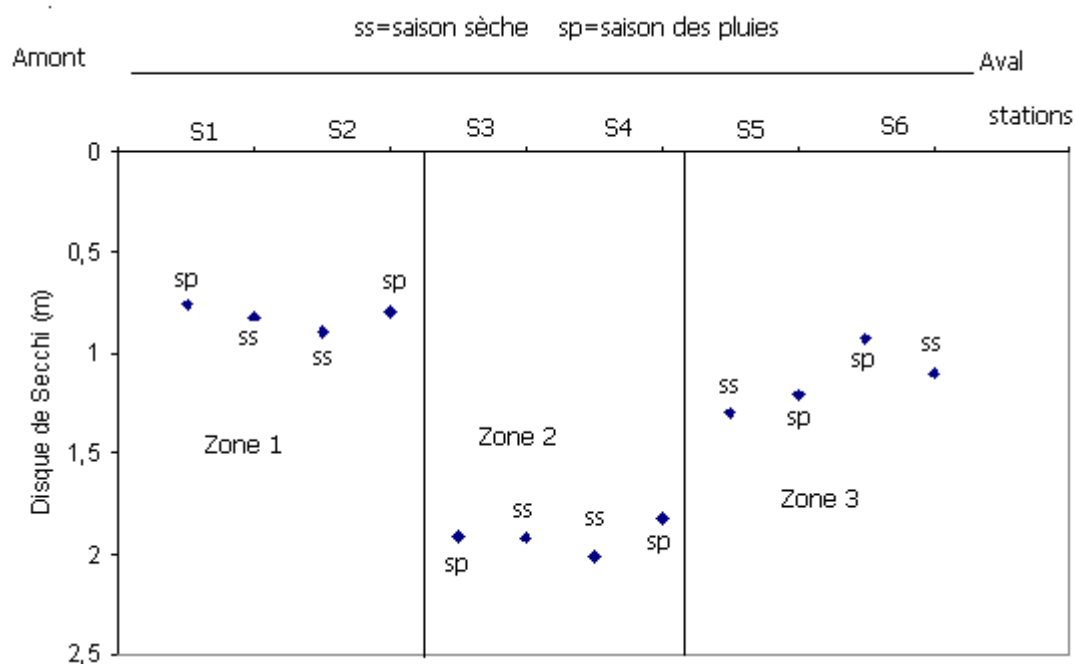


Figure 36. Variation spatiale de la transparence du Lac Taabo.

Influence du régime des vents

Le régime des vents dans la région de Taabo est caractérisé par deux maximums (figure 37) : le premier en février-mars (62 km.h^{-1} en 2007) coïncide avec la fin de la longue saison sèche et le second en août (54 km.h^{-1} en 2006) avec la courte saison sèche. Le vent influence essentiellement le mélange dans la colonne d'eau, en maintenant l'homogénéité et en évitant la mise en place de gradients vis-à-vis de la température ou des nutriments.

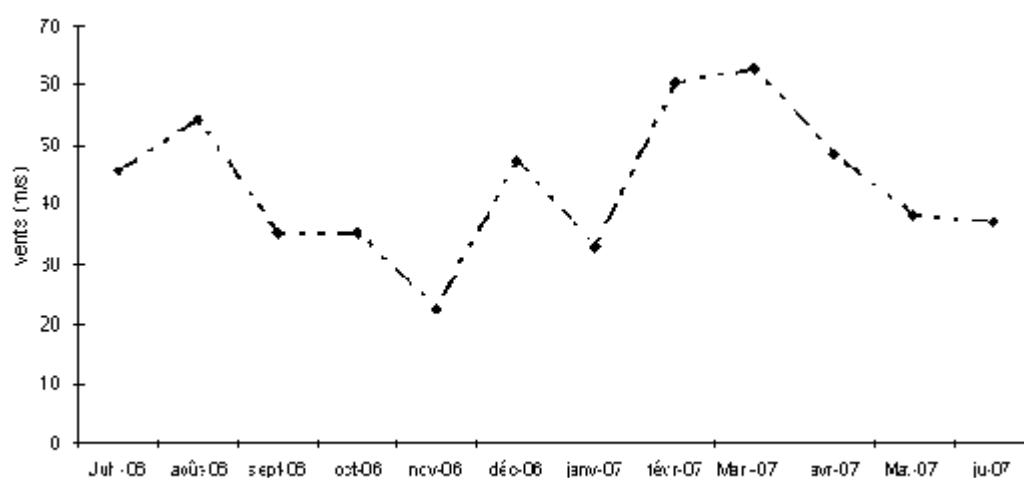


Figure 37. Variation saisonnière de la vitesse du vent dans la région du lac Taabo.

VI.1.3. Estimation de la production annuelle Taabo

VI.1.3.1. Zonation du lac

L'ensemble du lac peut être divisé en six zones, correspondant approximativement aux grandes régions naturelles des paysages du lac (figure 38).

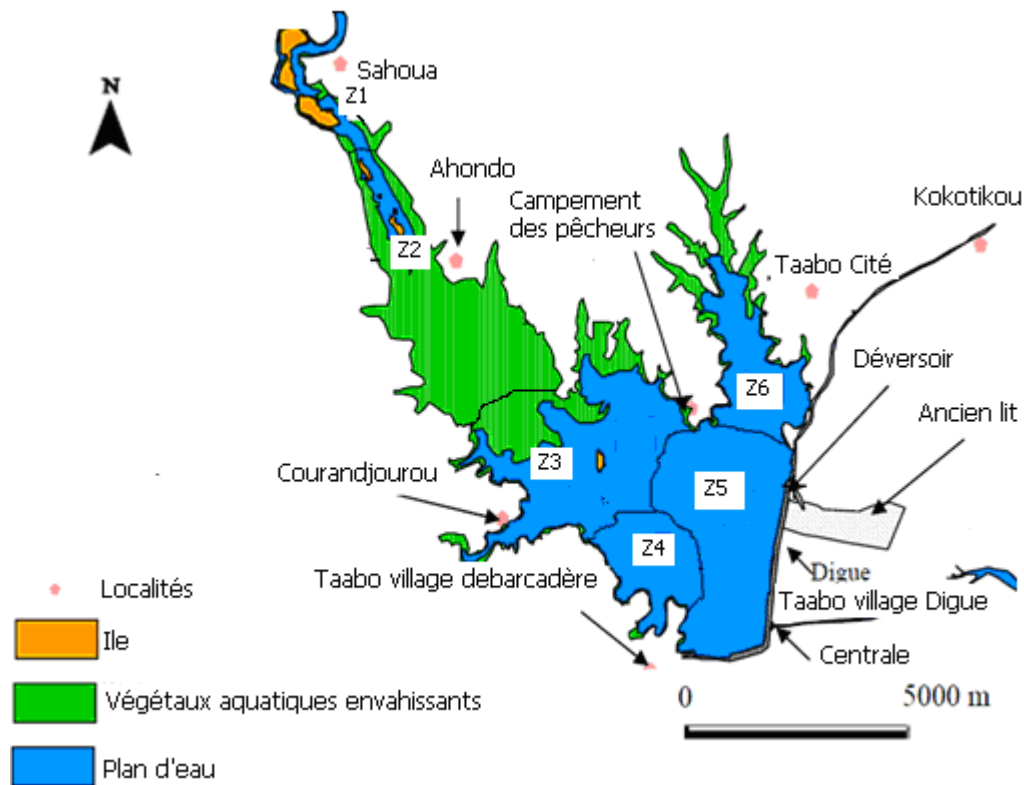


Figure 38 Principales zones de production primaire du lac Taabo.

VI.1.3.2. Calcul de la production primaire phytoplanctonique

Le calcul de la production primaire a été réalisé avec un pas de temps d'une semaine (7 jours), par l'interpolation des données P_{max} , I_{opt} , R , I_0 , D_s sur une période annuelle.

Il est difficile de généraliser à l'ensemble des masses d'eau les mesures ponctuelles qui ont été faites. Cependant, au cours de chacune des campagnes sur le terrain, nous nous sommes efforcés de couvrir une gamme de variation de la transparence et la chlorophylle a aussi grande que possible, ce qui peut permettre un calcul de la production annuelle à partir de l'ensemble des données collectées. Les

variations spatio-temporelles de la production primaire sont représentées dans la figure 39. Ces résultats indiquent des forts taux de production essentiellement en saison chaude (novembre à mars).

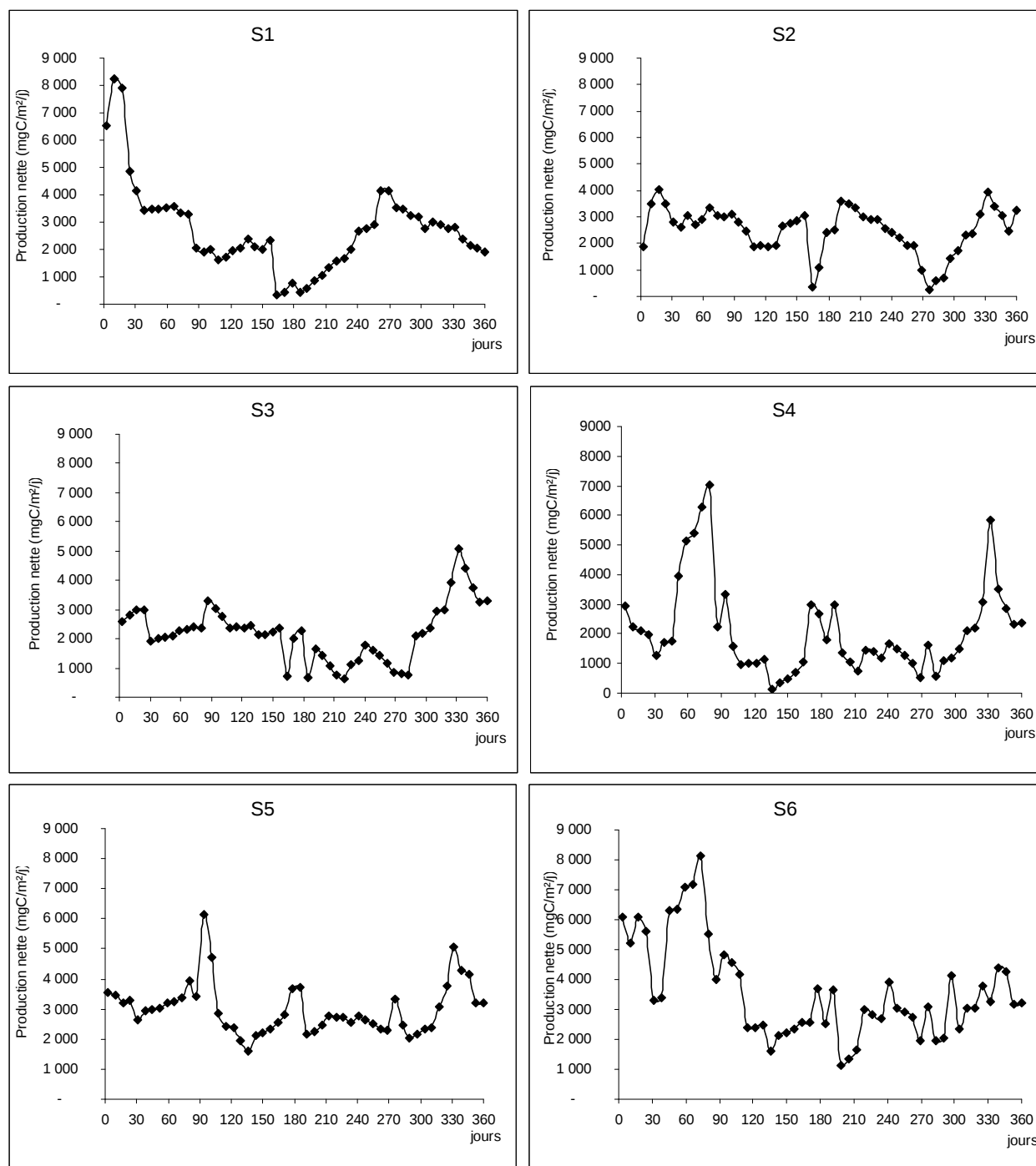


Figure 39. Variations de la production primaire nette des différentes stations au cours de l'année (en jours julien).

VI.1.3.3. Production primaire du lac Taabo

Ces résultats révèlent (figure 40) différentes évolutions. En S1 la variation est élevée en début d'année, vraisemblablement en liaison avec les entrées d'eaux en provenance du barrage de Kossou.

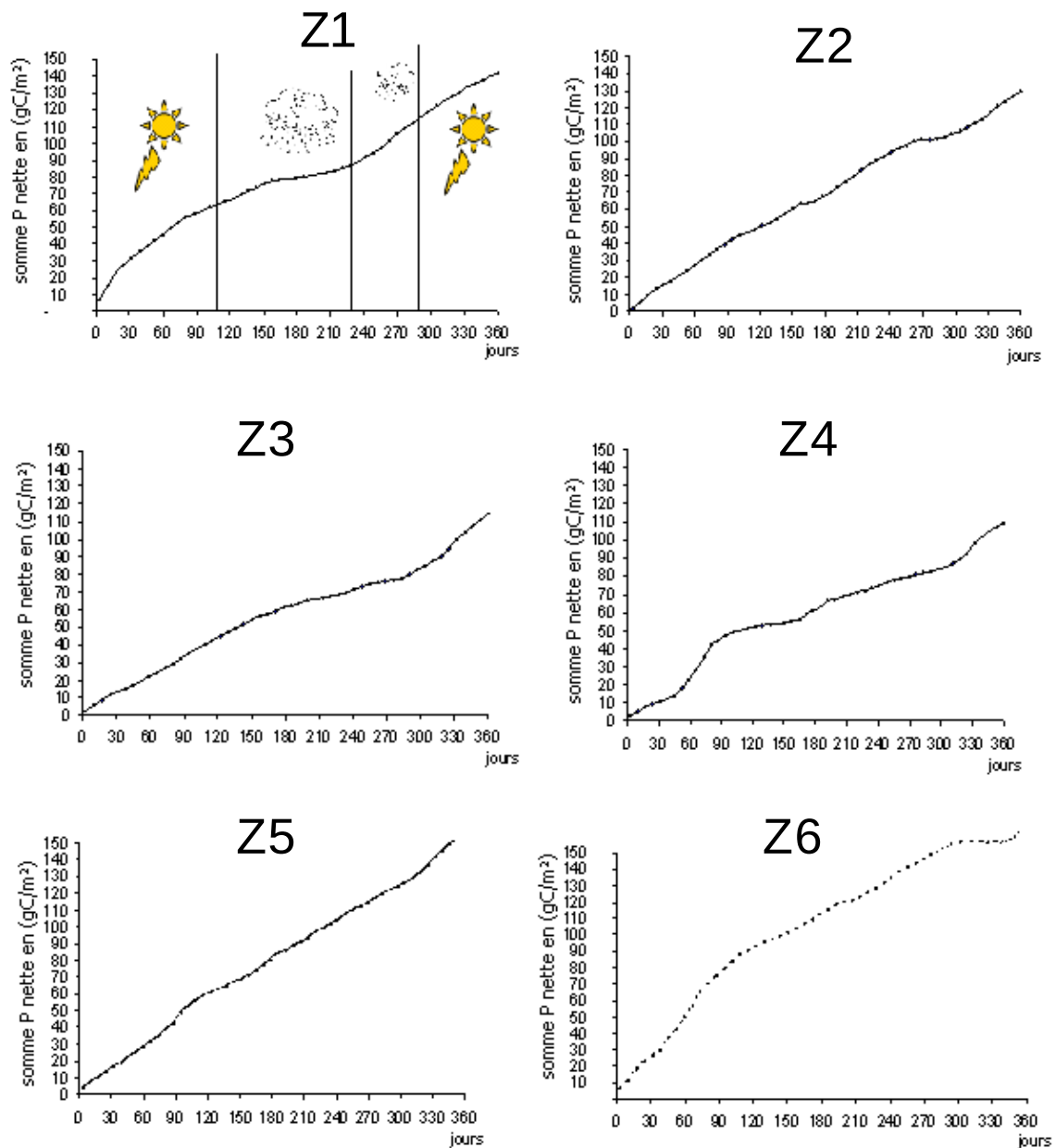


Figure 40. Evolution de la production primaire nette cumulée (phytoplancton) au cours de l'année.

En S2 et S3, ce taux de production est influencé par la présence des macrophytes.

En S4, S5, et S6, les basses eaux (saison sèche) correspondent à un fort taux de production.

Trois types d'évolutions de la production primaire cumulée sont observés. En S1 le taux de production se différencie avec une moyenne 79,4 mgC/m²/jour. En S2 et S3 la production moyenne varie autour de 76 mgC/m²/ jour, avec la même allure. Enfin les stations S6, S4 et S5 varient dans le même ordre avec une moyenne de 83 mgC/m²/ jour.

Le tableau 15 compare les taux de production des six zones pendant les trois saisons (sèche, grande saison des pluies, et petite saison des pluies).

Nous observons une forte production moyenne journalière en saison sèche variant de 0,51 à 1,05 (gC/m²/jour), avec un maximum en Z6 et un minimum en Z1. Tandis que pendant la saison des grandes pluies les productions sont moins élevées avec pour maximum 0,94 gC/m²/jour en Z2 et un minimum 0,39 gC/m²/jour en Z1. En petite saison des pluies, la production varie de 0,6 à 0,81 gC/m²/jour dont le minima est 0,6 gC/m²/jour en Z1 et le maxima est 0,81 gC/m²/jour en Z2. Tous sont en amont du lac. La production journalière varie dans l'ensemble de 1,5 à 2,66 gC/m²/jour. La productivité en Z1 est significativement différente des cinq autres stations ($p < 0,05$), les stations Z2 à Z6 ne montre pas de variation significative ($p > 0,05$). Mais une différence significative aux saisons ($p < 0,05$) (test de Kruskal-Wallis $n = 52$).

Tableau 15 Production nette moyenne journalière par saison

ZONES	1	2	3	4	5	6
saison sèche (gC/m ² /jour)	0,51	0,91	0,85	1,01	0,92	1,05
grande saison des pluies (gC/m ² /jour)	0,39	0,94	0,71	0,69	0,73	0,7
petite saison des pluies (gC/m ² /jour)	0,6	0,8	0,73	0,72	0,75	0,81

VI.1.4. Production des Macrophytes

En prenant les valeurs moyennes de la littérature (Mitsch, 1977), la production moyenne d'*Eichhornia crassipes* est de 19,3 gC/m² par jour pour les grandes plantes et 15,6 gC/m² par jour pour les plantes naines qui flottent sans attache dans l'eau : l'ensemble donnant une moyenne de 17,4 gC/m²/jour. L'estimation de la production annuelle totale est donc fonction de la superficie de chaque zone. Le calcul pour la totalité du lac (tableau 16) aboutit à une valeur de production de plus de 50 000 tonnes de carbone par an, dont la majorité est produite en zone 2 (30 000 t).

VI.1.5. Production primaire globale du lac Taabo.

Tableau 16. Production primaire nette des différentes zones du lac Taabo. Z : zone (station), Phyto : phytoplancton, Macr : macrophytes.

Zone	Surface, zone (Km ²)	Surface. Phyto	Surface. Macr	Phyto :production gC/m ² /an	Production, Annuelle Phyto tonne/ zone	Production, Annuelle Macr tonne/ zone	Production, Totale en tonne	% Phyto	% Macr
Z1	3,6	3,31	0,29	167	466	1 207	1 673	28	72
Z2	9,8	4,7	5,1	306	1433	32 385	33 818	4	96
Z3	17,8	15,6	2,2	266	4 149	13 970	18 119	22	78
Z4	8,2	8,2	0	292	2394	-	2394	100	-
Z5	19,5	19,5	0	283	5 518	-	5518	100	-
Z6	10,1	9	1,1	305	2 745	6 985	9 730	28	72
Total	69	60,31	8,69	1619	16 705	54 547	71 252	23	77

Tandis que la production moyenne du phytoplancton est estimée à 2,22 gC/m² par jour, la production des macrophytes est de 140 gC/m²/an. La production annuelle du phytoplancton du lac avoisine les 16 000 tonnes de carbone et celle des macrophytes dépasse 50 00 tonnes de carbone. Les macrophytes sont responsables de 77 % de la production primaire globale du lac alors que le phytoplancton occupe que 23 %.

VI.2. Discussion

Dans ce chapitre, l'accent a été mis sur la production phytoplanctonique du Lac Taabo, avec des estimations des productions primaires journalières et annuelles, ainsi que des valeurs de taux de productivité. La production primaire du phytoplancton du lac Taabo a été calculée, à partir des données mesures *in situ*, pour la période allant de juillet 2006 à juin 2007. La production des macrophytes a fait l'objet d'une extrapolation à partir de valeurs moyennes de la littérature. Pour ces divers calculs, il a été tenu compte d'une zonation du lac, en distinguant les eaux libres des zones recouvertes de jacinthes d'eau. Dans le lac Taabo, le schéma général de la production primaire dépend de plusieurs facteurs dont la concentration en algues, et les conditions d'éclairement (turbidité, saison).

Principaux traits de la production primaire dans le lac Taabo.

A partir des ajustements au modèle de Steele, ont été obtenues des valeurs maximales de production (P_{max}) et d'intensité de lumière optimale (I_{opt}) associée ainsi que de respiration pour six stations représentatives de l'hétérogénéité du lac. Tandis que I_{opt} varie très peu, de 160 à 195 $\mu E.m^{-2}.s^{-1}$, la productivité brute P_{max} (rapport production sur biomasse phytoplanctonique exprimée en Chlorophylle a) varie de 0,4 à 0,8 mg Oxygène produit mg Chl a^{-1} heure $^{-1}$ (soit $\pm 2,31$ à 4,6 mg C. mg Chl a^{-1} . heure $^{-1}$). Les valeurs minimales correspondent à la saison des pluies. Les variations de la productivité sont comparables à celles trouvées par Seyni-Sane (2006) sur le lac de Guiers (Sénégal) où la productivité a peu varié en saison sèche. Par contre, elle varie beaucoup pendant la saison des pluies. Les mois de juillet 2006 et juin 2007 qui présentent les plus fortes productivités (4,62 et 3,87 mgC.(mgChl a) $^{-1}.h^{-1}$) sont caractérisés par la plus faible biomasse phytoplanctonique (7,7 $\mu g.l^{-1}$). Compte tenu de la faible variation saisonnière de la température de l'eau (1,5°C entre saison humide et saison sèche), l'activité photosynthétique et donc la productivité vont dépendre essentiellement des conditions d'éclairement (quantité de soleil, turbidité) et des espèces présentes.

Au cours de notre étude, la production a fortement varié entre 1,5 et 2,66 gC. m⁻².j⁻¹. Ces valeurs sont plus élevées que celles observées par Arfi et al. (2003) en Côte d'Ivoire dans les réservoirs de Brobo (0,48 à 1,60 gC.m⁻².j⁻¹) et de Nambengué (0,65 à 1,08 gC.m⁻².j⁻¹). Par contre, elles sont comparables à celles observées au lac Tchad du Niger (0,70 à 2,69 gC.m⁻².j⁻¹) par Barbosa et Tundisi (1980). Des productions plus élevées (>4 gC.m⁻².j⁻¹) ont cependant été mesurées par Arfi et al. (2001) dans certains réservoirs eutrophes de Côte d'Ivoire comme Bakarivogo, Dikodougou et Poundia. Ces valeurs sont plus fortes que celles du Lac Nokoué (0.6 – 1 g.C.m⁻².j⁻¹, par Dauta et al ; in prep.). Le tableau 16 résume ces valeurs comparatives.

Tableau 17. Production primaire du phytoplancton du lac Taabo : comparaison avec les valeurs de la littérature pour d'autres lacs africains

Etude	auteur/année	valeurs
Lac Guiers (Sénégal)	Seyni (2006)	0,74 et 2,99 g C .m ⁻² .j ⁻¹
Reservoir de Brobo (côte d'Ivoire)	Arfi et al.(2003)	0,48 à 1,60 g C.m ⁻² .j ⁻¹
Reservoir de Nambengué (Côte d'Ivoire)	Arfi et al.(2003)	0,65 à 1,08 g C.m ⁻² .j ⁻¹
Reservoirs Bakarivogo, Dikodougou et Poundia	Arfi et al. (2001)	>4 g C.m ⁻² .j ⁻¹
Lac Tanganyika.	Stenuite S. et al., (2007)	0,11 à 1,41 g C m ⁻² jour ⁻¹
lac Tchad du Niger	Barbosa et Tundisi (1980)	0,70 à 2,69 g C.m ⁻² .j ⁻¹
lac Nokoue Benin	Dauta et al.,(in prep.).	0.6 – 1 g. C.m ⁻² .j ⁻¹
lac Taabo	Cette étude	1,5 à 2,66 g C.m ⁻² .j ⁻¹

Le modèle annuel de production primaire du lac Taabo est semblable à celui précédemment observé par Durand & Skubich (1982), avec une production qui est à son maximum pendant la saison des basses eaux et un minimum pendant la saison des hautes eaux. Ceci est une tendance commune à la production primaire en Afrique de l'ouest comme observé par Binet et al. (1995) dans les eaux côtières.

Facteurs de contrôle de la production primaire dans le lac Taabo.

Saison, température, cycle hydrologique, lumière/ turbidité.

Dans le lac Taabo, la transparence est liée i) principalement à la densité de phytoplancton (saison sèche), et ii) aux matières en suspension apportées par les rivières (inondations en saison des pluies). Les matières en suspension limitent la pénétration de la lumière, avec pour résultat une zone euphotique ne dépassant pas 2,50 mètres pendant la saison des pluies. Il s'agit d'un schéma général commun aux lacs africains (Binet et al. 1995). En conséquence, la production varie selon un gradient (fig. 32) croissant de l'amont (S1) vers l'aval (S6). Parallèlement, l'augmentation progressive de la concentration en phytoplancton résulte en un accroissement de la production annuelle par m² vers l'aval du lac (station 5 et 6, fig.37).

La température varie peu, avec toutefois des minima en juin et des maxima en mars. Elle contrôle de nombreuses propriétés fonctionnelles fondamentales du phytoplancton et est un facteur de régulation de la production primaire dans la plupart des lacs (Harris 1986). Une faible température réduit l'activité enzymatique, l'absorption des nutriments et la croissance des algues (Raven & Geider 1988; Falkowski & Raven 1997). Ces contraintes disparaissent graduellement lorsque la température augmente à la surface et stimule la biosynthèse. Au cours de l'évolution, les espèces de phytoplancton ont développé différentes dépendances physiologiques de la température. La température devient donc un facteur déterminant dans l'abondance saisonnière et la répartition géographique des espèces de phytoplancton (Harris 1986; Seip & Reynolds 1995). La température de l'eau est liée à l'insolation, mais dans le lac Taabo elle n'apparaît pas comme un facteur majeur qui pourrait contrôler la production de phytoplancton et la biomasse alors que le taux de nutriments est excessif. Ceci est cohérent avec les indications de Longhurst et Pauly (1987) pour les systèmes aquatiques le long des latitudes subtropicales.

Certains auteurs (Stenuite, 2007 ; Verburg *et al.*, 2003) ont envisagé une diminution de l'activité photosynthétique comme résultat d'un réchauffement climatique, avec des conséquences sur la chaîne alimentaire, causant ultimement des

réductions de la productivité des poissons en bout de chaîne, mais sur des lacs africains profonds (Tanganyika, Victoria). Il est difficile d'extrapoler ces hypothèses au cas du lac Taabo qui est semble-t-il encore peu soumis à un réchauffement, et qui est en comparaison très peu profond.

Dans le lac Taabo, les biomasses maximales et le taux de production dépendent du statut lumineux (influence de la turbidité) défini par le rapport de la transparence à la profondeur, ainsi que par les caractéristiques du phytoplancton. Dans une controverse sur l'influence de la morphométrie sur la productivité des lacs peu profonds, Richardson (1975) et Horne et al. (1975) avancent des argumentations opposées en ce qui concerne les lacs peu profonds. Ces derniers sont en effet favorisés en ce qui concerne le cycle des éléments nutritifs dont le retour dans la zone euphotique n'est pas perturbé par la stratification (Richardson, 1975) mais peuvent être défavorisés par la turbidité minérale et une faible couche euphotique (Horne et al. 1975).

Nutriments,

Le Lac Taabo, est relativement protégé du vent. L'absence de turbulence due au vent dans un milieu moyennement profond ne favorise pas la remise en suspension des particules minérales du sédiment. Cette situation va permettre le maintien d'une activité photosynthétique moyenne et relativement constante dans tout le lac.

Compte tenu des ressources importantes en nutriments et des faibles variations de température inter-saisonnières, le lac Taabo appartient aux cas où la production globale, fixée par le niveau des éléments nutritifs, est alors relativement insensible aux variations de température (Dillon et Rigler, 1974. Dowing et al 1990 ; Shuter et Ing, 1997).

Cette production primaire phytoplanctonique nécessite pour son développement des éléments minéraux, notamment des formes dissoutes de l'azote (N-NO₃) et du phosphore (P-PO₄). Le suivi réalisé montre l'importance des flux d'azote et de phosphore associés aux apports (ruissellement, tributaires, eaux usées), et notamment par des apports en nitrate qui ont lieu principalement en période des pluies.

Hétérogénéité spatiale : importance relative des six zones du lac Taabo.

La partie nord du lac (zone II) présente une situation d'opposition entre les macrophytes et le phytoplancton dont la couverture représente une gêne notable pour la circulation sur le lac. Cette réduction de la surface d'eaux libres limite la croissance du phytoplancton.

La part que constitue la zone 2 dans le bilan production primaire de la retenue est très importante (soit 53%). Cette partie du lac constitue une zone d'autoépuration qui est aussi une zone refuge pour les poissons.

Le rôle du zooplancton.

La production primaire par les algues dans l'eau des lacs définit le niveau de nourriture disponible pour les consommateurs ou les prédateurs, tels que le zooplancton et les poissons. Aucune donnée n'est disponible actuellement sur le lac Taabo. Il est possible d'admettre que le cycle de développement du zooplancton est le même que celui observé sur le lac de Kossou (Reizer, 1984) situé en amont : les biomasses zooplanctoniques ont un cycle apparent présentant 3 poussées annuelles : octobre, janvier-mars, juillet-août; avec une dizaine d'espèces dominantes (1 copépode, 4 cladocères et 5 rotifères). Une étude relative au zooplancton compléterait cette étude pour mieux comprendre la pression exercée par le zooplancton sur les communautés algales. Selon mes observations personnelles, c'est en octobre et mars que le zooplancton est le plus abondant, ce qui correspond aux variations enregistrées de densité du phytoplancton.

Réceptacle final des eaux douces d'un bassin versant soumis à de nombreuses pressions humaines, le lac Taabo est très riche en éléments nutritifs (valeurs moyennes en nitrate et orthophosphate, respectivement de 1,62 et 10 mg.l⁻¹) et présente donc un potentiel de forte productivité. La baisse de celle-ci aux stations (S4 S5 S6) avec respectivement (0,43 ; 0,40 ; 0,38 mgO₂/mgChla/h) situées en aval du lac sont plus

polluées que celles qui sont en amont (S1 S2 S3) respectivement 0,67 ; 0,60 ; 0,48 mgO₂/mgChla/h). Cela est caractérisé par le faible taux de production. Qui pourrait être attribuée à la dégradation progressive de la qualité de l'eau, notamment aux effets des phytosanitaires utilisés en agriculture (Vallotton 2008).

Cependant ce lac est caractérisé par un temps de résidence d'environ 50 jours associé à une certaine turbidité (valeur moyenne du disque de Secchi = 1,73m) : ces caractéristiques placent le lac dans une configuration où l'eutrophisation reste latente. Des conditions favorables comme un temps de séjour plus long, conséquence d'un débit entrant plus faible alors associé à de faibles charges en matières en suspension, seraient à même d'entraîner le lac vers une situation d'eutrophisation plus marquée.

CHAPITRE VII :

Discussion générale

Un lac sous forte influence hydraulique.

Les hautes eaux du fleuve Bandama surviennent de juin à juillet juste après l'arrivée de l'onde de crue. Le lac est soumis à une vidange partielle, d'août à septembre, permettant l'évacuation des eaux fortement ionisées de la zone la plus en aval et provoquant une baisse du niveau du lac. Parallèlement, la dominance des alizés venant de nord-ouest de juin à octobre provoque la diminution du vent et donc une modification de l'hydrodynamisme du lac. Les mouvements verticaux alors moins prononcés induisant une plus forte stabilité de la colonne d'eau. Cette période coïncide également avec des températures élevées.

. En raison de l'alimentation du lac de Taabo par le fleuve, la dynamique générale du phytoplancton observée à l'échelle de la saison est identique à celle observée dans des lacs peu profonds où l'arrivée de la crue engendre une dilution des eaux et entraîne alors une baisse de densité (Huszar & Reynolds 1997).

Les modifications en conjonction avec la baisse du niveau du lac, ont un impact direct sur la communauté phytoplanctonique à travers certaines principales espèces de cyanobactéries (*Cylindrospermopsis*, *Microcystis*, *Anabaena*). Ces conditions environnementales, liées aux facteurs physiques, sont très favorables à la croissance de ces cyanobactéries comme l'ont montré différents travaux (Padisak 1997). Ces résultats confirment également que les variations des conditions physiques peuvent entraîner des changements significatifs dans la composition et la biomasse des espèces dominantes de phytoplancton (Wetzel 2001).

Les variations saisonnières de l'hydrologie sont en effet susceptibles de jouer un rôle majeur sur la stabilité de la colonne d'eau, ce qui peut avoir un impact important sur la composition de la communauté phytoplanctonique (Fietz *et al.* 2005; Staehr & Sand-Jensen 2006). Le vent est également un facteur environnemental pouvant modifier de manière significative la structure physique du réservoir et constituer par la même un forçage pour le contrôle de la dynamique du phytoplancton (Pannard *et al.* 2007a). La vitesse et la direction du vent qui induisent des mouvements de la masse d'eau ainsi que le courant qui est généré par l'arrivée de l'eau dans les canaux d'amenée peuvent également être responsables de la répartition hétérogène horizontale du phytoplancton (Moreno-Ostos *et al.* 2008). Dans le cas du lac Taabo,

les conditions physiques sont fortement fluctuantes. L'hydrologie du réservoir change de façon importante au cours de l'année en fonction des phases de remplissage et de vidange, mais aussi spatialement. En effet, l'alimentation du réservoir est influencée par le lac Kossou (en amont) qui a une grande surface (qui couvre 1 500 km²) et une cote moyenne plus importante (de basses eaux de 203 m). Les variations saisonnières dans la structure phytoplanctonique des lacs naturels suivent généralement un schéma assez bien connu tel que décrit par Sommer *et al.* (1986). Cependant, pour les réservoirs, tels que le lac Taabo, les conditions hydrologiques peuvent largement influencer cette dynamique saisonnière.

La dynamique du phytoplancton

La structure et la dynamique de la communauté phytoplanctonique sont sous le contrôle de différents facteurs ou processus qui interagissent simultanément et aussi l'hydraulicité citée plus haut:

- les facteurs ascendants (« bottom-up ») correspondent essentiellement aux ressources nutritives (apports endogènes et exogènes), capables d'influencer les capacités de croissance cellulaire;
- les facteurs descendants (« top-down ») sont essentiellement exercés par l'activité de prédation des herbivores (zooplancton et poissons phytoplanctophages) ou encore par l'action lytique des virus.

Nos résultats montrent que les variables qui étaient associées à la dynamique de la communauté phytoplanctonique étaient différentes selon les périodes de l'année. Au début de la saison des pluies, les concentrations de nitrates élevées et les forts débits entrants étaient associés au départ de la croissance du phytoplancton. Au début de la saison sèche, l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique était associée à la diminution de la silice dissoute, utilisée par les chrysophycées et les diatomées. En pleine saison sèche, on observait les biomasses phytoplanctoniques maximales, en lien avec les fortes températures. Cette même période révélait également des corrélations significatives entre les fortes concentrations en Chlorophylle *a* à la fin de cette saison caractérisée par un débit sortant important et des concentrations d'orthophosphates

élevées, probablement dues à une intensification de la dégradation de la matière organique.

La dynamique spatio-temporelle des populations phytoplanctoniques est contrôlée par l'interaction de paramètres hydrodynamiques, physico-chimiques et biologiques. L'ensemble de ces interactions (ou tout au moins celles qui sont reconnues comme prépondérantes) doivent être prises en compte pour expliquer l'apparition d'efflorescences algales ou d'événements de toxicité.

Les macrophytes

Les macrophytes jouent également un rôle important dans la vie du lac en fournissant un habitat et de la nourriture aux poissons et aux oiseaux. Mais l'invasion du plan d'eau par les herbiers crée très vite des conditions impropres à la pêche ; les engins s'y empêtrent et les poissons finissent même par y mourir (Galvez-Cloutier R. 2002). Par ailleurs, ils accélèrent considérablement le comblement de la cuvette lacustre, d'autant plus qu'ils prolifèrent quand la profondeur est déjà faible. L'excès de production végétale entraîne la désoxygénation de l'eau et contribue ainsi à diminuer les chances de survie des espèces animales, fragilisées par les toxines déjà évoquées. Même s'ils ne meurent pas, les poissons prennent un goût et une odeur qui les rendent impropres à la consommation. Ces conditions (goûts, odeurs, couleurs) interfèrent sur la production d'eau potable, et de la distribution du fait de la présence de leurs produits de sécrétion et de décomposition et des modifications du milieu résultant de leur décomposition.

Le bilan de production primaire

Extrapolées à l'échelle annuelle, nos estimations de production primaire phytoplanctonique particulière journalière se situent entre 1,5 à 2,66 gC m⁻² jour⁻¹; et annuelle (167 à 306 gC m⁻² an⁻¹) les différences saisonnières étaient bien marquées dans l'aval du lac, mais moins dans l'amont, où des pics de productivités étaient également observés pendant la saison des pluies. Les estimations de la production primaire annuelle, basées sur les productions primaires journalières calculées à partir

de la chl *a* et de la transparence de l'eau, nous ont fourni des valeurs semblables que celles reportées dans les études précédentes d'Arfi et *al.*, 2003 en Côte d'Ivoire.

Les conflits d'usage sur le lac Taabo.

De nombreuses difficultés de gestion viennent tout simplement de conflits qui surgissent entre les utilisateurs eux-mêmes. L'annexe 2 (figure 1) dresse un inventaire des situations conflictuelles vis-à-vis de l'eau. Certaines naissent d'usages qui s'excluent mutuellement dans l'espace et dans le temps, comme la baignade et la pêche. Ce type de conflits se résout par voie réglementaire en imposant une zonation et un calendrier d'activités. D'autres activités ne font pas bon ménage en raison de la détérioration du milieu qu'elles provoquent. La production d'eau potable craint les huiles, l'essence et les gaz échappements produits par les pirogues à moteur ainsi que la pollution bactérienne engendrée par les apports organiques ou même les dysfonctionnements trophiques liés à certaines pratiques de pêche (utilisation des produits toxiques). De même, les variations de niveau rendues nécessaires par la production hydroélectrique ou la régulation des débits font que la mise à quai de certaines pirogues devient impossible. L'exondation des vases et la destruction des herbiers compromettent la baignade et la pêche tout autant que le simple attrait esthétique. Il y a enfin des activités qui nécessitent des milieux aux caractéristiques différentes, pour ne pas dire opposées : le pêcheur souhaite une capture abondante de poisson dans une eau riche en nourriture (plancton), à l'inverse du baigneur qui préférera une eau claire. Les conflits qui mettent en cause la qualité de l'eau, ou celle du milieu lacustre au sens large sont beaucoup plus délicats à résoudre que ceux dus à des difficultés de cohabitation. Ces diverses pratiques permettent aux usages (et usagers) à la fois des potentielles interactions avec leur environnement variables dans le temps mais des vulnérabilités variables face à des perturbations de leur déroulement. Nous pouvons énumérer les stations S4, S6, S3 comme station de référence à notre étude.

L'ensemble des connaissances acquises, replacées dans le contexte de la mise en place de stratégies de gestion et de suivis adaptés à l'évaluation des risques

sanitaires liés aux proliférations des algues potentiellement toxiques (et notamment des cyanobactéries), permet de mettre en évidence différentes perspectives de recherches finalisées.

Le bilan de qualité et les prévisions d'évolution du lac Taabo.

En se référant aux normes l'O.C.D.E, nous avons tenté de classifier l'état écologique des stations échantillonnées et du lac réservoir dans son ensemble en se basant sur les limites de classes proposées par De Bortoli & Argillier (2008) pour le phosphore total, la concentration de chlorophylle *a* moyenne estivale et la transparence. Les résultats montrent que les eaux du réservoir présentent des eaux eutrophes et un état écologique médiocre. En Europe, la mise en place d'une politique sur l'eau (la directive cadre européenne ou DCE, 2000/60/CE) pour atteindre un bon état écologique pour les masses d'eau artificielles à l'horizon 2027 obligent les gestionnaires à définir ou adopter une certaine stratégie afin d'assurer le suivi écologique des réservoirs et renseigner quelques indices d'état. Parmi les indices biologiques, le phytoplancton est proposé par la DCE comme élément de qualité pour les lacs. Il est identifié aujourd'hui comme un bio-indicateur potentiel puisque répondant aux changements trophiques des masses d'eau. Ces indicateurs ne peuvent-ils pas être transférés et adaptés pour l'Afrique et notamment la Côte d'Ivoire ?

Sur le plan fondamental, même si les questions paraissent éloignées des préoccupations directes des gestionnaires des plans d'eau et des organismes en charge de la veille sanitaire, elles sont nécessaires en amont pour mieux comprendre les différents mécanismes mis en jeu qui permettront de mieux répondre à leurs attentes. Les principales questions qui intéressent les scientifiques doivent intégrer des données sur la génétique, la physiologie et l'écologie des cyanobactéries afin (i) de mieux comprendre les capacités adaptatives de ces organismes et leur écologie pour mieux prévoir leur prolifération et (ii) de mieux identifier leurs toxines, leurs effets sur la santé et l'influence de l'environnement sur la toxicité potentielle de ces proliférations. Concernant l'approche dite finalisée, les questions récurrentes des utilisateurs et gestionnaires des plans d'eau sont les suivantes : « Comment lutter contre les

proliférations de cyanobactéries », « Comment surveiller et détecter les cyanobactéries et leurs toxines ? » et « Comment limiter l'exposition et les risques toxiques pour l'homme ». Ces questions sont liées à des notions de temps, d'espace, en associant les connaissances et compétences acquises par la recherche fondamentale. Comme propositions importantes, le suivi des bassins par :

- Contrôle de la qualité des eaux brutes

La croissance excessive d'organismes phytoplanctoniques est le plus souvent liée à un enrichissement en éléments nutritifs des écosystèmes aquatiques. Ce phénomène naturel, une principale étape de l'eutrophisation, est le résultat du lessivage des sols et du ruissellement des eaux qui contribuent à augmenter le stock des éléments nutritifs des hydrosystèmes. Il en résulte (1) un accroissement de la biomasse végétale (phytoplancton, macrophytes), (2) une diminution de l'oxygénation des eaux, et (3) une accumulation de matière partiellement dégradée contribuant à l'épaississement de la couche de sédiment et provoquant le relargage du phosphore qui y est piégé. L'anthropisation des bassins versants, par l'augmentation des apports en éléments nutritifs qu'elle implique (nitrates et phosphore apportés par les engrais, phosphates issus des détergents, ...) accentue et accélère ce phénomène. En général, pour les eaux douces, le principal nutriment responsable de ces proliférations de phytoplanctoniques comme les cyanobactéries est le phosphore. Le contrôle efficace de l'eutrophisation des lacs et réservoirs dépend donc étroitement de la maîtrise du principal facteur responsable. L'objectif important est donc de limiter l'apport de nutriments dans les plans d'eau, particulièrement l'apport de phosphore. D'autres méthodes agissant sur le régime hydrologique du plan d'eau (mélange artificiel de la colonne d'eau) ou ciblant la structure de la communauté (biomanipulations) contribuent à atténuer les effets négatifs de l'eutrophisation. En matière d'actions curatives, il existe la possibilité, si les conditions et la réglementation l'autorisent, d'employer des traitements chimiques.

- Mesures visant la réduction des concentrations de nutriments

Dans la plupart des cas, l'eutrophisation est aggravée par les activités humaines (agriculture, eaux usées, ...). Il convient donc dans un premier temps de maîtriser ces apports externes et de les limiter. Une bonne connaissance du bassin versant est nécessaire pour recenser les diverses sources de pollution afin de traiter le problème en amont.

- Réduction des entrées externes de nutriments

Les trois principales sources externes d'apport de nutriments sont :

- le ruissellement et l'érosion des zones agricoles cultivées et fertilisées,
- l'érosion résultant de la déforestation,
- l'apport d'eaux usées (métabolisme humain et animal, lessives, ...)

Ainsi, si l'on considère que la réduction des apports externes de phosphore est la mesure principale permettant de contrôler l'eutrophisation, il faut dans un premier temps inventorier les principales sources dans le bassin versant, étudier les pratiques culturales (techniques de labour, utilisation de couverts végétaux, type de sol, ...) ainsi que les processus de cheminement du phosphore jusqu'au plan d'eau.

1 **Tableau.** Conflits d'usage de la gestion de l'eau. (Groga et al ; sous presse)

Potential anthropogenic factor : impacting water quality	Relative importance in Taabo lake. scale 0 to 5 (0=none, 5=strong)	Causes	Consequence	Warning parameter	Key management and solution	Control and monitoring
Water quality: Chemical parameters and Contaminants	3	Industrial waste, urban waste water, leaching from agricultural soils	Use for drinking water and irrigation, deterioration of conditions for aquatic life	Contaminant concentrations, Nitrogen and phosphorus fluxes	Reduce pesticide and herbicide use, improve agricultural practice, collect and treat waste water	Control of main tributaries and outlet from industrial areas and towns. Modify agricultural practices to reduce the use of agrochemicals
Water quality: bacteriology	4	Garbage dumps, urban waste water, farming waste	Use for drinking Water compromised, deterioration of conditions for aquatic life	bacteriology Intestinal enterococci and <i>Escherichia coli</i>	Collect and treat waste water , get rid of unauthorized dumps	Control bacteriology in the areas where water is extracted for domestic use
Water quality: physical parameters	3	Floods, flushing of garbage dumps	Harmful effects on fishing and leisure activities	Water level changes, suspended matter, floating objects	Avoid the flushing of dumps, modify agricultural practices to limit leaching from soil	Control of dumps, establishment of a strip of grass between cultivated areas and the receiving water courses
Water quality: eutrophication (phytoplankton, macrophytes)	4	Urban waste and agricultural fertilizers	Toxic effects due to cyanobacterial blooms, inconvenience caused by macrophytes	Chlorophyll a, cyanotoxins, changes in dissolved oxygen, biomass and areas of macrophytes	Limitation of nutrient inputs	Regular monitoring of Chlorophyll a content and macrophyte areas

Figure 1. Les conflits d'usage de l'eau sont liés à l'interdépendance des facteurs socio-économiques, les services attendus et les problèmes directement liés à la qualité de l'eau. (Grogga et al ; sous presse)

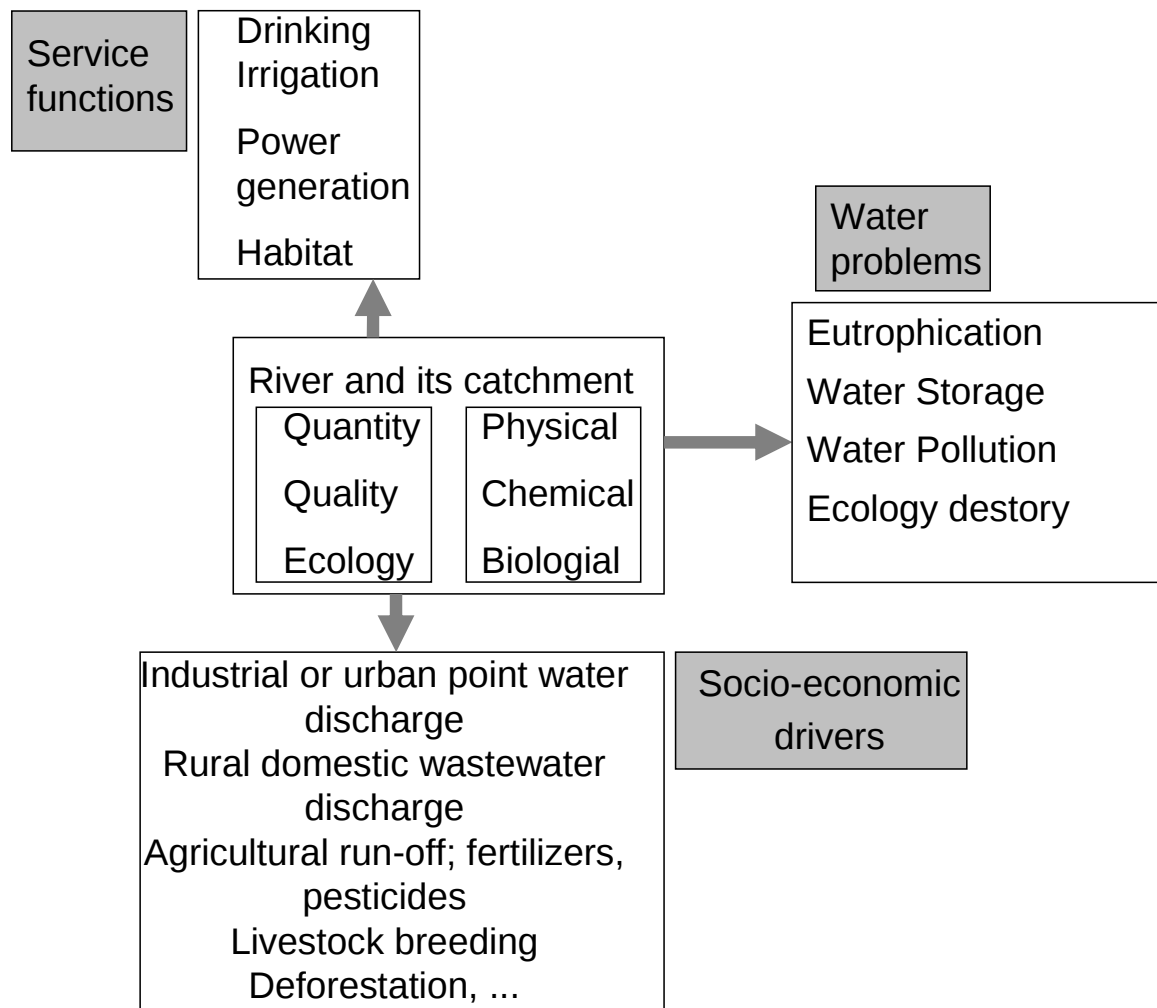
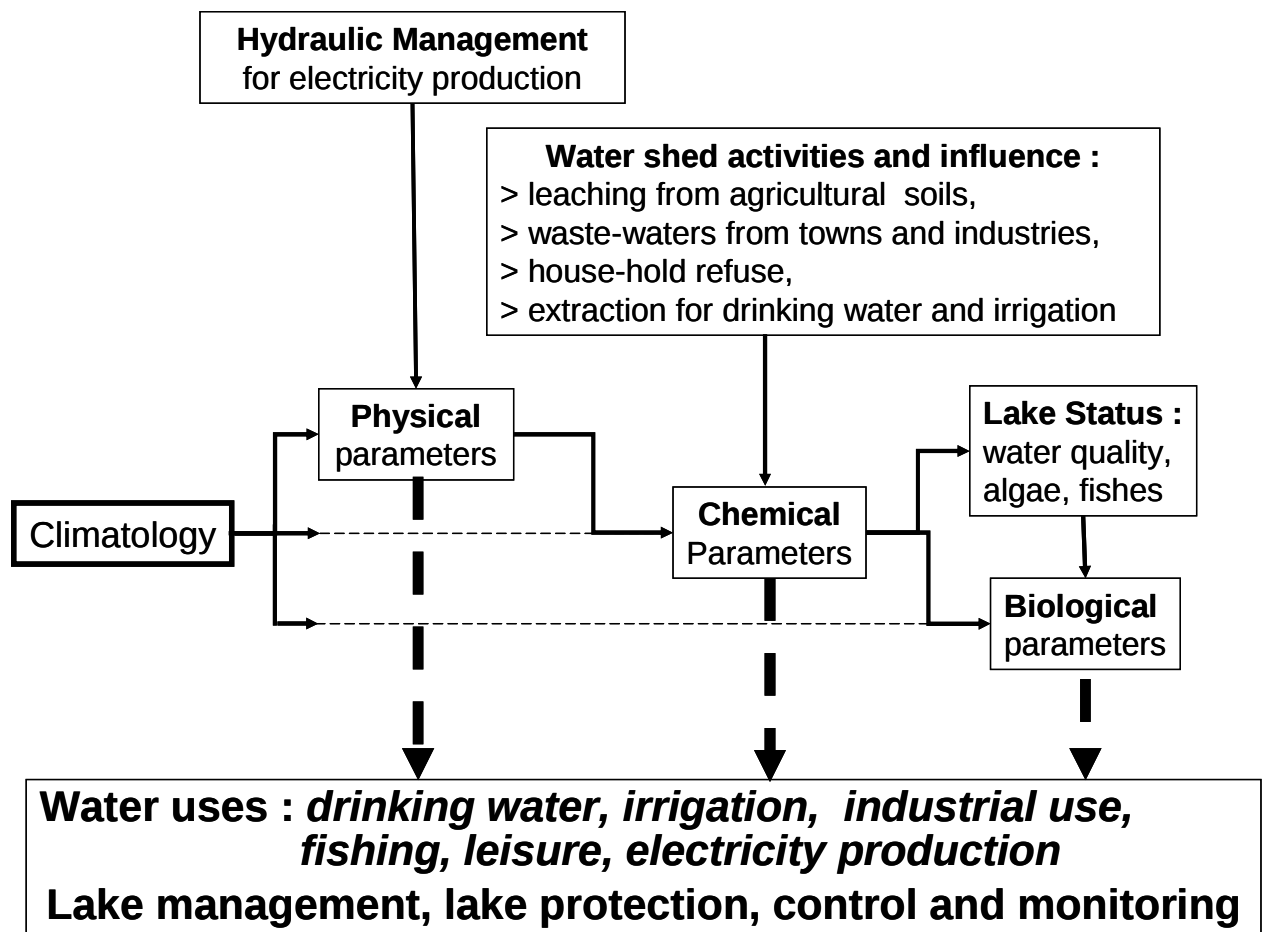


Figure 2. Les principaux facteurs influençant le volume d'eau dans le lac Taabo.

(Groga et al ; sous presse)



REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ABN (2007). Plan d'actions de développement durable du bassin du Niger (PADD). Phase II : Schéma directeur d'aménagement et de gestion.

AFNOR (Association Française de Normalisation) (1996). Qualité de l'eau. 6^{ème} édition, Tome 2. Analyses organoleptiques, mesures physico-chimiques, paramètres globaux, composés organiques. 629p.

Aka K. (1991). La sédimentation quaternaire sur la marge de la Côte d'Ivoire: Essai de modélisation. Thèse de doctorat d'Etat ès Sc. Nat., Univ. D'Abidjan (Côte d'Ivoire), n°146, 320p.

Aminot, A., 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Caractéristiques physicochimiques. Centre National de l'exploitation des océans. pp. 39-75.

ANDE-CI (Agence Nationale d'Environnement - Côte d'Ivoire ANDE-CI) (2003). Profil environnemental de Taabo. Ministère de la Construction et du Cadre de Vie, Abidjan, Côte d'Ivoire, 96p.

Anneville, O., Kaiblinger, C., Tadonlélé, R.D., Druart, J.C. et Dokulil, M.T. 2008. Contribution of Long-Term Monitoring to the European Water Framework Directive Implementation. Proceedings of Taal 2007 : The 12th World Lake Conference. Sengupta, M. et Dalwani, R. (eds). pp 1122-1131

Anonyme (1983). Atelier régional sur les impacts des programmes de développement sur l'environnement du bassin versant du Bandama. Rapport final élaboré par le Bureau Central d'Etude d'Impact de la Direction Centrale du Ministère de l'Environnement, 216p.

Arfi R., Ba N., Bouvy M., Corbin D. Diop Y., Ka S., Lebihan F., Mboup M., Ndour E.M., Pagano M. & Sané S., 2003. Lac de Guiers: conditions environnementales et communautés phytoplanctoniques. Rapport, IRD/FLAG. 77p.

Arfi R., Bouvy M., Cecchi P., Pagano M. et Thomas S., 2001. Factors limiting phytoplankton productivity in 49 shallow reservoirs of North Côte d'Ivoire (West Africa). *Aquatic Ecosystem Health and Management Society*. **4**: 123-138.

Atlas de l'Intégration régionale, 2006/2007). Les Bassins Fluviaux Transfrontalières en Afrique de l'Ouest série espaces 20 p. www.atlas-ouestafrique.org/spip.php?article 10.

Atlas de l'Intégration régionale, 2006/2007). Les Bassins Fluviaux Transfrontalières en Afrique de l'Ouest «zone écologie fragile des pays du sahel» série espaces 20 p. www.atlas-ouestafrique.org/spip.php?article 10.

Avenard J.M. (1971). Aspect de la géomorphologie. *in* : "Le milieu naturel de Côte d'Ivoire", mém. ORSTOM, Paris, n° 50 : 1-72.

Azam, F. et Malfatti, F. 2007. Microbial Structuring of marine ecosystems. *Nature Reviews Microbiology*. **5** : 782-791.

Balvay, G., 1985. Structure et fonctionnement du réseau trophique dans les retenues artificielles. *Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles*. INRA, Paris. pp. 39-66.

Banque mondiale 1993. *Governance and Development*, Washington D. C.

Bannister, T. T. (1974). Production equations in terms of chlorophyll concentrations quantum yield, and upper limit to production. *Limnol. Oceanogr.* **21**: 326-366.

Barbosa F.A.R. et Tundisi J.G., 1980. Primary production of phytoplankton and environmental characteristics of a shallow quaternary at Eastern Brasil. *Arch. Hydrobiol.* **90**: 139-161.

Barroin G., 2000 Gestion des risques. Santé et environnement : le cas des nitrates Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques. INRA - Hydrobiologie et faune sauvage. 98p.

Bartram. J., W.W. Carmichael, I. Chorus, J. Jones, O.M. Skulberg. 1999. Introduction. *In* I. Chorus, J. Bartram [eds.], Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. WHO, New York.

Ben Rejeb Jenhani, A., 1989. Le lac Ichkeul : Conditions du milieu, peuplements et biomasses phytoplanctoniques. Thèse, Université de Tunis. 209 p.

Behrenfeld, M. J., Randerson, J.T., McClain, C.R., Feldman, G.C., Los, S.O., Tucker, C.J., Falkowski, P.G., Field, C.B., Frouin, R., Esaias, W.E., Kolber, D.D et Pollack, N.H. 2001. Biospheric primary production during an ENSO transition. *Science*. 291 : 2594–2597.

Bessenasse M., Kettab A., Paquier A., Ramez P. et Galea G. (2003). Simulation numérique de la sédimentation dans les retenues de barrages : cas de Zardezas, Algérie. *Rev. Sci. Eau* (16) : 103-122.

Binet D, Le Reste L, Diouf PS 1995. The influence of runoff and fluvial outflow on the ecosystems and living resources of West African Coastal waters. FAO Marine Resources Service, Fishery Resources Division. Effects of riverine inputs on coastal ecosystems and fisheries resources. FAO Fisheries Technical Paper. No.349. FAO, Rome.

Blandin P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'écologie*, 17 : 215-307.

Bollache L., Devin S., Wattier R., Chovet M., Beisel J. N., Moreteau J. C. & Rigaud T. 2004. Rapid range extension of the Ponto-Caspian amphipod

Dikerogammarus villosus in France: potential consequences. Archiv für Hydrobiologie 160: 57-66.

Bourelly P., 1966. Les algues d'eau douce : les algues vertes, éd. N.Boubée, 1 572 p.

Bourelly P., 1968. Les algues d'eau douce : les algues jaunes et brunes, éd. N.Boubée, 2 517p.

Bourelly P., 1970. Les algues d'eau douce : les algues bleues et rouges, éd. N.Boubée, 3 606 p.

Bourelly, P. 1985a. Les algues d'eau douce: Initiation à la systématique. Tome I: Les algues bleues et rouges. Les Eugléniens, Péridiniens et Cryptomonadines. Société nouvelle des éditions Boubée, Paris.

Bourelly, P. 1985b. Les algues d'eau douce: Initiation à la systématique. Tome III: Les algues Vertes. Editions N. Boubée & Cie, Paris.

Bright, D.I. et Walsby, A.E. 1999. The relationship between critical pressure and width of gas vesicles in isolates of *Planktothrix rubescens* from lake Zurich. Microbiology. 145 : 2769-2775.

Camus H. (1972). Hydrologie du Bandama, tome1: le Bandama blanc. Mém. ORSTOM, Service Hydrologique, Adiopodoumé, 96p.

Capblancq J., M. Derraz A. Dauta, M. Abassi. 1995. Growth and photosynthesis rates of *Scenedesmus crassus* Chodat, isolated from the eutrophic impoundment El Kansera (Morocco) *Annls Limnol.* 31 (1) : 65-74

Capblancq, J. (1995). Production primaire autotrophe In « Limnologie générale » (R. Pourriot et M. Meybeck), pp. 228-252. Masson, Paris, Milan Barcelona.

Canter-Lund, H et Lund, J.W.G. 1995. Freshwater Algae : Their microscopic world explored. Biopres Limited, Bristol.

Carl Bro International, 1999. Etude bathymétrique et limnologique du lac de Guiers. Rapport de synthèse *Hydroconsult international, SGPRES*. 119 p.

Carter, M. R., L. A. Burns, T. R. Cavinder, K. R. Dugger, P. L. Fore, D. B. Hicks, H. L. Revells and T. W. Schmidt. 1973. Ecosystem analysis at the Big Cypress Swamp and estuaries. U.S. Environ. Prot. Agency Region IV, Atlanta. EPA 904/9-74-002.

Carty, S. 2003. Dinoflagellates. *Dans* : Freshwater Algae of North America : Ecology and Classification. Wehr, J.D. et Sheath, R.G. (eds). Academic Press, Paris.

CEDEAO-CSAO/OCDE (2006a). Les bassins fluviaux transfrontaliers. Atlas régional de l'intégration en Afrique de l'Ouest, Série Espaces www.atlas-ouestafrique.org/spip.

Champiat, D., et Larpent, J.P., 1988. Biologie des eaux. Méthodes et Techniques. Masson Paris Milan Barcelone Mexico. 347 p.

Chisholm, S.W., Olson, R.J., Zettler, E.R., Goericke, R., Waterbury, J.B. et Welschmeyer, N.A. 1988. A novel free-living prochlorophyte abundant in the oceanic euphotic zone. *Nature*. 6180 : 340-343.

Chisholm, S.W. 1995. The iron hypothesis : Basic research meets environmental policy. *Reviews of Geophysics*. 33 : 95RG00743.

Chorus, I., Bartram, J., 1999. Toxic Cyanobacteria in Water: a Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management. E & FN Spon: London. 416 p.

Cogels F.X., Thiam A. et Gac J.Y., 1993. Premiers effets des barrages du fleuve Sénégal sur le lac de Guiers. *Rev. Hydrobiol. Trop.*, **26** (2) : 105-117.

Colyer, C.L., Kinkade, C.S., Viskari, P.J. et Landers, J.P. 2005. Analysis of cyanobacterial pigments and proteins by electrophoretic and chromatographic methods. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. 382 : 559-569.

Compère P., 1991. Contribution à l'étude des algues du Sénégal. Algues du lac de Guiers et du Bas Sénégal. *Bulletin du jardin botanique national de Belgique*, 61 : 171-267.

Couté, A., Bernard, C., 2001. Les cyanobactéries toxiques. In: Toxines d'algues dans l'alimentation, Frémy, J. M. & Lassus, P. (Ed), Ifremer, Brest, 21-37.

Couté A. et Rousselin ., 1975. Contribution à l'étude des algues d'eau douce du Moyen Niger (Mali). *Bul. Mus. Nat. Hist. Nat. Paris Ser. 3*, 277 Bot., 21 : 73-176.

Costanza R , d'Arge R, Rudolf de Groot, Stephen F. k, Monica G, Bruce H, Karin L, Shahid N, R. V. O'Neill, Jose P, Robert G. R, Paul S. k. k & Marjan van den B 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital in *Nature's Services* VOL 387

Da Costa K. S. (2003). Structure des peuplements, déterminisme de la diversité spécifique de l'ichtyofaune et pratique durable de la pêche dans quelques hydrosystèmes africains : cas des bassins Agnébi et Bia, et de 13 petits barrages du Nord de la Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat, Univ. d'Abobo-Adjamé, 339p.

Da K. P., Zongo F., Mascarell G. & Couté A., 2004. *Bagredinium*, un nouveau genre de Péridiniales (Dinophyta), d'eau douce de l'Afrique de l'Ouest. *Archive d'Hydrobiologie Supplement*, 150 / *Algologies Studies*, 111 : 45 - 61.

Dauta, A and Capblancq J 1985. Simulation numérique de la dynamique du phytoplancton dans une succession de réservoirs à faible temps de rétention sur la rivière Lot *Annls Limnol.* 21 3 203-212

Dauta, A. 1982. Conditions de développement du phytoplancton. Etude comparative de huit espèces en culture. I. Détermination des paramètres de croissance en fonction de la lumière et de la température. *Ann. Limnol.* **18**: 217–262.

De Bortoli, J. et Argillier, C. 2008. Définition des conditions de référence et des limites des classes d'état sur la base d'une approche pressions/impacts - Plans d'eau – Paramètre chlorophylle-a. Rapport CEMAGREF. 51pp.

De Wet, C. (1999). The Experience with Dams and Resettlement in Africa. Contributing Paper, World Commission on Dams www.dams.org/docs/kbase/contrib/soc199.

De Merona, B., 1981. Zonation ichtyologique du bassin du Bandama. *Rev. Hydrobiol. trop.*, 14 : 63-75.

Desikachary T.V (1959). Cyanophyta. Indian Council Agricultural Research, New Delhi, 686pp.

Desey J.P., Définition des principales communautés aquatiques. Ecologie des Eaux continentales, *notes de cours d'Ecologie des Eaux Continentales*, FUNDP, Namur, Belgique.

Desey J.P., Production primaire en milieu aquatique. Ecologie des Eaux continentales, *notes de cours d'Ecologie des Eaux Continentales*, FUNDP, Namur, Belgique.

Descy J.P. & Coste M., 1990. Utilisation des diatomées benthiques pour l'évaluation de la qualité des eaux courantes. Rapport final. UNECD-NAMUR, CEMAGREF, Bordeaux CEEB. 112 p.

Dia A. et Reynaud P.A. 1982. Le phytoplancton du lac de Guiers : approche qualitative et quantitative. *Cah. ORSTOM, sér. Biol.* **45**: 35-47.

Diomandé D. (2001). Macrofaune benthique et stratégies alimentaires de *Synodontis batianii* et *S. schall* en milieu fluvio-lagunaire (bassins bia et agnébi ; Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat, Univ. d'Abobo-Adjamé, 250p.

Dillon, P.J. and Rigler, F.H. 1974. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 31:1771-1778.

Dokulil, M., Chen, W. and Cai, Q., 2000. Anthropogenic impacts to large lakes in China: the Tai Hu example. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3: 81 – 94.

Dolédec S et Chessel D 1987. Analyses sur données environnementales recueillies dans 5 stations à 4 dates différentes (une par saison). d'ADE-4 classique réalisée.

Dolédec. S, Statzner B. & Bournaud M. 1999. Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology*, 42, 737-758.

Domaizon, I., Viboud, S. et Fontvieille, D. 2003. Taxon-specific and seasonal variations in flagellates grazing on heterotrophic bacteria in the oligotrophic Lake Annecy - importance of mixotrophy. *FEMS Microbiology Ecology*. 46 :317-329.

Downing, J.A., Plante, C. and Lalonde, S. 1990. Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47:1929-1936.

Durand, J.R.; Skubich, M., .1982. Les lagunes ivoiriennes. *Aquaculture*, 27 : 211 - 250. Elsevier Sci. Publ. Comp. Amsterdam.

Dusenberry J. A., Olson R. J., Chisholm S. W. 1999. Frequency distributions of phytoplankton single cell fluorescence and vertical mixing in the surface oceans. *Limnol. Oceanogr.*; 44:431-435.

Dussart, B., 1992. Limnologie. L'étude des eaux continentales. 2ème édition. Collection « faunes et flores actuelles ». 680 p.

Eldin M. (1971). Le climat. *in* : "Le milieu naturel de Côte d'Ivoire". Mém. ORSTOM, Paris, n°50 : 73-108.

Ettl, H. et Gärtner, G. 1988. Chlorophyta II (Tetrasporales, Chlorococcales, Gloeodendrales). Ettl, H., Gerloff, J. Heynig, H. et Mollenhauer, D. (eds). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fisher Verlag, Stuttgart.

Ettl, H. 1983. Chlorophyta I (Phytomonadina). Ettl, H., Gerloff, J. Heynig, H. et Mollenhauer, D. (eds). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fisher Verlag, Stuttgart.

Ettl, H. 1978. Xanthophyceae. Ettl, H., Gerloff, J. et Heynig, H. (eds). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fisher Verlag, Stuttgart.

FAO (2009). Aquastat Geo-referenced database on African dams, www.fao.org/nr/water/aquastat/damsafrica/index.stm.

Falkowski P.G. & Raven J.A. (1997). Aquatic Photosynthesis. Blackwell Science, Ltd, Massachusetts, USA.

Fee, E. J. (1973). A numerical model for determining integral primary production and its application to lake Michigan. *J. Fish. Res. Board Can.* 30 : 1447-1468.

Fietz, S., Kobanova, G., Izmet'seva, L. et Nicklisch, A. 2005. Regional, vertical and seasonal distribution of phytoplankton and photosynthetic pigments in Lake Baikal. *Journal of Plankton Research.* 27 : 793-810.

Fogg, G.E., Stewart, W.D.P., Fay, P., Walsby, A.E., 1973. The blue-green algae. Academic Press-London and New York. pp. 9-297.

Gaillard, J.F., 1993. Limnologie chimique : principes et processus. In : Limnologie générale. Ed. Masson. pp. 115-156.

Galvez-Cloutier R., Ize S., & Arsenault S., 2002. La détérioration des plans d'eau : Manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophisation, Vecteur environnement, vol 35, n°6, p 18-37.

Ganf, G.G., Heaney, S.I. and Corry. J., 1991. Light absorption and pigment content in natural populations and cultures of a non-gas vacuolate cyanobacterium *Oscillatoria bourrellyi* (= *Tychomema bourrellyi*). *Journal of Plankton Research.* 13 : 1101-1121.

Germain, H. 1981. Flore des diatomées : eaux douces et saumâtres. Société nouvelle des éditions Boubée, Paris.

Gleick, P.H. 1993. "Water resources: A long-range global evaluation." *Ecology Law Quarterly* Vol. 20, No. 1, pp. 141-149.

Global Water Partnership - Afrique de l'Ouest. 2000. L'eau pour le 21ème siècle - De la vision à l'action pour l'Afrique de l'Ouest. GWP- Afrique de l'Ouest. pp. 17-19.

Girard G., Sircoulon J. et Touchebouef P. (1971). Aperçu sur les régimes hydrologiques. *in* : "Le milieu naturel de Côte d'Ivoire". Mém. ORSTOM, Paris, n°50 : 109-155.

Gonzalez, E. J., Ortaz, M., Penàterrera, C. & Infante, A., 2004. Physical and chemical features of a tropical hypertrophic reservoir permanently stratified. *Hydrobiologia*, (522): 301-310.

Gourene G., Teugels G. G., Hugueeny B. et Thys Van Den Audenaerde, D. F. E. (1999). Evaluation de la diversité ichtyologique d'un bassin ouest africain après la construction d'un barrage. *Cybiu* 23(2) : 147-160.

Gorniak, A., Jekaterynczuk-Rudczyk, E., 1995. Limnology of the Siemianowka dam reservoir (eastern Poland), 2- Seasonal and horizontal differentiation of water chemistry. *Acta. Hydrobiol.* 37 (1), 11-20.

Guildford, S. J., and R. E. Hecky, 2000. Total Nitrogen, total phosphorus and nutrient limitation in lakes and oceans. *Limnology and Oceanography* 6: 1213-1223.

Guillaumet J. L. et Adjanohoun E. (1971). La végétation. *in* : "Le milieu naturel de Côte d'Ivoire". Mém. ORSTOM, Paris, n°50 : 161-262.

Gray J.S. & Pearson T.H., 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. Comparative methodology. *Mar. Ecol. Prog.Ser.*, 9 : 111-119.

Grönblad R., Prowse G.A. & Scott A.M. 1958. Sudanese Desmids. *Acta Botanica Fennica* 58: 1-82.

HCH (Haut commissariat à l'hydraulique) (1999). Analyse économique et financière du secteur de l'eau en Côte d'Ivoire. Rapport préliminaire. Haut Commissariat à l'Hydraulique, Cabinet du Premier Ministre, République de Côte d'Ivoire ; 31p.

Harris G.P. (1986). Phytoplankton Ecology: Structure, Function and Fluctuation. Chapman and Hall Ltd, New York, U.S.A.

Hellström, T., 1996. An empirical study of nitrogen dynamics in lakes. *Water Environ. Res.* 68, 55-65.

Henry, R., 1999. Heat budgets, thermal structure and dissolved oxygen in Brazilian reservoirs. *In* : Tundisi, J. G. & Straskraba, M., (eds). Theoretical Reservoir Ecology and Its Applications. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences & Backhuys Publishers, São Paulo, 125-151.

Herbland A., LeBouteiller A., Raimbault P., 1985. Size structure of phytoplankton in the Equatorial Atlantic Ocean. *Deep Sea Res.*, 32: 819-836.

Holm-Hansen O; et Rieman B., 1978. Chlorophyll a determination: improvements in methodology. *Oikos*, 30, 438-447.

Hooper, D. U., F. S. Chapin, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer, and D. A. Wardle. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecol. Monogr.*, 75, 3–35.

Horne A J., Newold J D., Tilzch H M., 1975.- The productivity, mixing modes, and management of the world's lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 20, 4 : 66J-666.

Humborg C, Fennel K, Pastuszak M, Fennel W (2000). A box model approach for a long-term assessment of estuarine eutrophication, Szczecin Lagoon, southern Baltic. *J. Mar. Syst.*, 25 (3-4): 387-403.

Hurlbert. S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters, *Ecology* **52** (1971), pp. 577–586.

Huszar,V.L.M and Reynolds,C.S. (1997) Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Pará, Brasil): responses to gradual environmental change. *Hydrobiologia*, 346, 169–181.

Iglesias-Rodriguez, M.D., Schofield, O.M., Batley, J., Medlin, L.K. et Hayes, P.K. 2006. Intraspecific genetic diversity in the marine coccolithophore *Emiliana huxleyi* (Prymnesiophyceae): The use of microsatellite analysis in marine phytoplankton population studies. *Journal of phycology*. 42 : 526-536.

INS (Institut National de la Statistique) (1998). Recensement général de la population et de l'habitation. Volume 3 : données socio-démographiques et économiques des localités. Tome 1 : résultats définitifs/Région des lagunes.

ISARM Internationally Shared Aquifer Resources Management Project ou Projet de Gestion des Ressources des Aquifères Internationalement Partagés.

Jabari E 1998. Structure et dynamique des populations zooplanktons de la retenue de barrage Allal El Fassi. Th. 3^e cycle Université SMBA, 197p.

JICA (2001). Plan directeur de gestion des ressources en eau en Côte d'Ivoire : rapport final, rapport principal. Agence Japonaise de Coopération Internationale, Cabinet du Premier Ministre, République de Côte d'Ivoire : 5-11.

John, D.M. 1994. Alternation of generations in algae: its complexity, maintenance and evolution. *Biology Review*. 69: 275-291.

Kaiser Engineers and Constructors, Inc-USA (1980). Aménagement hydroélectrique de Taabo: Rapport final de l'aménagement, AFFAIRE N°73118, vol. 2, 263p.

Kaiser Engineers and Constructors, Inc-USA (1972). Projet hydroélectrique de Taabo, Etude de rentabilité. Rapport N°72-24-RE, vol. 1, 119p.

Kassoum T. (1979). Caractéristiques limnologiques du lac de Kossou (Côte d'Ivoire). *Ann. Univ. Abidjan, série E (Ecologie)*, Tome XII : 30-69.

Karr J.R., 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecol. Appl.*, 1 (1) : 66-84.

Klug M.J. & Tiedje J.M., 1993. Response of microbial communities to changing environmental conditions: chemical and physiological approaches. pp. 371-374. In R. Guerrero and C. Pedros-Alio (eds.), *Trends in Microbial Ecology, Spanish Society for Microbiology*, Barcelona, Spain.

Kilham S.S. and Kilham P. 1984. The importance of resource supply rates in determining phytoplankton community structure, p. 7-27. In *Trophic interactions within aquatic ecosystems*. Am. Assoc.

Kofoed, C.A. 1909. On *Peridinium steinii* Jörgensen, with a note on the nomenclature of the skeleton of the Peridinidae. *Archiv für Protistenkunde*. 16 : 25-47.

Komárek, J. 2003. Coccoid and colonial cyanobacteria. *Dans : Freshwater Algae of North America : Ecology and Classification*. Wehr, J.D. and Sheath, R.G. (eds). Academic Press, Paris.

Kouassi, K. L., 2007. Hydrologie, transport solide et modélisation de la sédimentation dans les lacs des barrages hydroélectriques de Côte d'Ivoire : cas du lac de Taabo. Thèse de Doctorat de l'Université d'Abobo-Adjamé, Côte d'Ivoire, 209p.

Krammer K. & Lange-Bertalot H., 1986-2000. –. Bacillariophyceae. In : *Susswasserflora von Mitteleuropa* (Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & Mollenhauer D., eds). Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, 1-5.

Kugrens, P. et Clay, B.L. 2003. Cryptomonads. *Dans* : Freshwater Algae of North America : Ecology and Classification. Wehr, J.D. et Sheath, R.G. (eds). Academic Press, Paris.

Labroue, L., Capblancq, J., Dauta, A., 1995. Cycle des nutriments : l'azote et le phosphore. In Pourriot et Meybeck K. Limnologie générale Masson, Paris. Collection Ecologie 25. pp. 727-764.

Lacaze, J-C., 1996. L'eutrophisation des eaux marines et continentales. Ellipses, Paris, 191 p.

Lévêque. C, Dejoux C & Iltis A (1983). Limnologie du fleuve Bandama, Côte d'Ivoire *O.R.S.T.O.M.*, Hydrobiologia 100, 113-141.

Longhurst A and Pauly D (1987). Ecology of tropical Oceans. Academic Press, San Diego, 407p.

Magurran A.E., 1988. Ecological diversity and its measurement. *Princeton Univ. Press*, Princeton. 179 p.

Malmqvist B, Rundle S (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29 (in press).

Manly O. & Bryan F. J 1991. Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology - 399 p.

Margalef, R., 1960. Valeur indicatrice de la composition des pigments du phytoplancton sur la productivité, composition taxonomique et propriétés dynamiques des populations. *Rapp. Comm. Int. Medit.*, 15: 277 – 281.

Martin L. (1973). Sédimentation actuelle sur le plateau continentale de Côte d'Ivoire. *Cahier ORSTOM., série géol.* 5 (2) : 155-166.

Mitsch W.J., 1977. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) nutrient uptake and metabolism in a north-central Florida marsh. *Arch. Hydrobiol.*, **81** (1977), pp. 188–210.

Mouelhi, S., 2000. Etude écologique de la retenue de Sidi Salem : Aspects physico-chimiques des eaux et dynamique des peuplements zooplanctoniques. Thèse de doctorat en sciences biologiques, université de Tunis II. pp. 21 – 126.

Moreno-Ostos, E., Cruz-Pizarro, L., Basanta, A. et Glen Georges, D. 2008. The spatial distribution of different phytoplankton fonctionnal groups in a Mediterranean reservoir. *Aquatic Ecology*. 42 : 115-128.

Moss, B., 1998. Ecology of freshwater: Man and medium, past to future. Oxford: Blackwell Science, 557 p.

Motomizu S, Wakimoto T, & Toei K (1983). Spectrophotometric determination of phosphate in river waters with molybdate and malachite green. *Analyst* 108:361–367.

Millenium Ecosystem Assessment. 2005. *Living beyond our means: Natural assets and human,well-being.Repport* www.milleniumassessment.org

Mur, L.R., Skumberg, O.M., & Utkilen, H., 1999. Cyanobacteria in the Environment. In : Chorus, I. et Bartram, J. (eds.). Toxic Cyanobacteria in water. A guide to their public Health consequences, monitoring and management. WHO Ed. E & FN SPON. pp 41-111.

Niasse, M. et Ficatier, Y. (2008). Volet social et environnemental du barrage de Manantali. Étude prospective. Série Evaluation et Capitalisation. Ex Post no15.

Nisbet, M., Verneaux, J., 1970. Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et propositions des classes en tant que base d'interprétation des analyses chimiques. *Annls Limnol.* 6(2), 161-190.

Not, F., Valentin, K., Romari, K., Lovejoy, C., Massana, R., Tobe, K., Vaultot, D. et Medlin, L.K. 2007. Picobiliphytes: A marine picoplanktonic algal group with unknown affinities to other eukaryotes. *Science.* 5809 :253-255.

Nozaki, H. 2003. Flagellated Green Algae. *Dans : Freshwater Algae of North America : Ecology and Classification.* Wehr, J.D. et Sheath, R.G. (eds). Academic Press, Paris.

O.C.D.E. 1982. Eutrophisation des eaux: méthode de surveillance, d'évaluation et de lutte. Organisation de Coopération et de Développement Economiques, Paris.

Ott, D.W. et Oldham-Ott, C.K. 2003. Eustigmatophyte, Raphidophyte and Tribophyte Algae. *Dans : Freshwater Algae of North America : Ecology and Classification.* Wehr, J.D. et Sheath, R.G. (eds). Academic Press, Paris.

Ouattara, A., Podoor, N. & Gourene, G., 2001. Etudes préliminaires de la distribution spatio-temporelle du phytoplancton dans un système fluvio-lacustre africain (Bassin Bia ; Côte d'Ivoire). *Hydroécol. Appl.*, (13) : 113-132.

Ouattara, A. 2000. Premières données systématiques et écologiques du phytoplancton du lac d'Ayamé (Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat, Leuven, Belgique, 226p.

ORSTOM 1979. Durées des saisons en Côte D'ivoire climatologie-hydrologie *IRD* Institut de géographie tropicale.

Owens O.V.H. et Esaias W.E., 1976. Physiological Responses of Phytoplankton to Major Environmental Factors. *Annual Review of Plant Physiology*. **27**: 461-483.

Padisák J. 1998. Sudden and gradual responses of phytoplankton to global climate change: case studies from two large, shallow lakes (Balaton, Hungary; Neusiedlersee, Austria/ Hungary). In : George DG, Jones JG, Puncochar P, Reynolds CS, Sutcliffe DW, eds. *Management of lakes and reservoirs during global change*. Dordrecht ; Boston ; London : Kluwer, : 111-25.

Padisák, J., Borics, G., Grigorszky, I. et Soróczyki-Pinter, E. 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive the assemblage index. *Hydrobiologia*. 553 : 1-14.

Pannard, A., Bormans, M. et Lagadeuc, Y. 2007a. Short-term variability in physical forcing in temperate reservoirs : effects on phytoplankton dynamics and sedimentary fluxes. *Freshwater Biology*. 52 : 12-27.

Parlement Européen. 2000. Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Journal Officiel de l'Union Européenne. JO L 327. 72 pp.

http://ec.europa.eu/environment/water/index_en.htm

Partensky, F., Hess, W.R. et Vaultot, D. 1999. Prochlorococcus, a marine photosynthetic prokaryote of global significance. *Microbiology and Molecular Biology Reviews.* 63 : 106-124.

Perraud A. (1971). Les sols. *in* : "Le milieu naturel de Côte d'Ivoire". Mém. ORSTOM, Paris, n°50 : 265-391.

Pourriot, R., Meybeck, M., 1995. Limnologie générale. Masson, Paris. Collection Ecologie. pp. 6 – 59.

Prescott, L.M., Harley, J.P. et Klein, D.A. 2003. Microbiologie, 2ème édition. De boeck Université, Bruxelles.

UNESCO (1986). Méthodes de calcul de la sédimentation dans les lacs et réservoirs. *Contribution au programme hydrologique International, PHI-II Projet A.2.6.1 Panel* ; Paris, 227p.

Utermöhl H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Method. *Int. Ver. theor. angew. Limnol.*, 9 : 1-39.

Rast, W., Holland, M., Ryding, S.O., 1989. Eutrophication management framework for policymaker. MAB Digest 1, UNESCO, Paris.

Raven J.A. & Geider R.J. (1988). Temperature and algal growth. *New Phytologist*, 110, 441–461.

Reizer C. 1984. Développement de la pêche, de la pisciculture et de l'aquaculture en Côte-d'Ivoire. Bulletin FAO p.101.

<http://www.fao.org/docrep/field/003/AC433F/AC433F00.htm>

Reynolds, C.S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-flores, L. et Melo, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*. 24 417-428.

Reynolds. C. S. et Melo, S. (2000). Hydroecology of river plankton: the role of variability in channel flow *Hydrol. Process*. 14, 3119±3132

Reynolds R W., Smith, T M., 1998. A High-Resolution Global Sea Surface Temperature Climatology for the 1961–90 Base Period. *J. Climate*, **11**, 3320–3323.

Reynolds, C.S.; Padisák, J.; Sommer, U. 1993. Intermediate disturbance in the ecology of phytoplankton and the maintenance of species diversity: a synthesis. *Hydrobiologia* 249: 183-188.

Reynolds, C.S., 1987. Cyanobacterial water-blooms. *Adv. Bot. Res.* 13, 67-143.

Reynolds, C.S., 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press. 384 p.

Reynolds, C.S., 1978. The plancton of the north-west Midland meres, « Caradoc and Severn Valley Field Club », Shrewsbury, pp. 1-36.

Richardson J L., 1975.- Horphometry and lacustrine productivity. *Limnol. Oceanogr.*, 20, 4 : 661-66J.

Romdhane, M.S., 1986. Lagune de Ghar El Melh. Milieu, Peuplement, Exploitation. Thèse, Université de Tunis. 245 p.

Rosowski, J.R. 2003. Photosynthetic Euglenoids. *Dans : Freshwater Algae of North America : Ecology and Classification*. Wehr, J.D. et Sheath, R.G. (eds). Academic Press, Paris.

Ryding, S.O., Rast, W., 1994. Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. Masson, Paris, pp. 1–294.

Saez, A.G., Zaldivar-Riveron, A. et Medlin, L.K. 2008. Molecular systematics of the Pleurochrysidaceae, a family of coastal coccolithophores (Haptophyta). *Journal of Plankton Research*. 30 : 559-566.

Salsamo, N., Morabito, G., Buzzi, F., Garibaldi, L., Simona, M. et Mosello, R. 2006. Phytoplankton as an indicator of the water quality of the deep lakes south of the Alps. *Hydrobiologia*. 563 : 167-187.

Sanders, R.W., Porter, K.G. et Caron, D.A. 1990. Relationship between phototrophy and phagotrophy in the mixotrophic chrysophyte *Poterioochromonas malhamensis*. *Microbial Ecology*. 19 : 97-109.

Schagerl, M. et Donabaum, K. 2003. Patterns of major photosynthetic pigments in freshwater algae. 1. Cyanoprokaryota, Rhodophyta and Cryptophyta. *Annales de Limnologie*. 39 : 35-47.

Schanz, F., Micheletti, S. et Walsby, A.E. 1997. Factors leading to the success of the cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in Lake Zurich. *Phycologia*. 36 : 89-99.

Schindler DW, Curtis PJ, Bayley SE, Beaty KG, Parker BR & Stainton MP (1997). Climate and acidification induced changes in the dissolved organic carbon budgets of boreal lakes. *Biogeochem*. 36: 9-28

Seip K.L. & Reynolds C.S. (1995). Phytoplankton functional attributes along trophic gradient and season. *Limnology and Oceanography*, 40, 589–597.

Seyni Sane. 2006. Contrôle environnemental de la production primaire du lac de Guiers au Nord du Sénégal, Thèse de Doctorat de 3ème cycle. 180p.

Shomar, B.H., Müller, G. and Yahya, A., 2005. Seasonal variations of chemical composition of water and bottom sediments in the wetland of Wadi Gaza, Gaza Strip. *Wetlands Ecology and management*, 13: 419-431.

Shuter et Ing, 1997. Shuter, B.J. and K.K. Ing. 1997. Factors affecting the production of zooplankton in lakes. *Can. J. Fish. Aq. Sci.* 54:359-377.

Skulberg, O.M., 1996. Toxins produced by cyanophytes in Norwegian inland waters-health and environment. In : Chemical data as a basis of geomedical investigations. ed. Lag. J., the Norwigan Academy of Sciences and Letters, Oslo. pp. 131-148.

Smayda T.J., 1965. A quantitative analysis of the phytoplankton Gulf of Panama: On the relationship between ¹⁴C assimilation and diatom standing crop. *Bull. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, 9 (7) : 465-531.

Smayda T. J. (1997a). Harmful algal blooms: Their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. *Limnol. Oceanogr.*, 42 (5, Supp2): 1137-1153.

Smayda, T. J. (1980). Phytoplankton species succession. In: Moms, I. (ed.) The physiological ecology of phytoplankton. Blackwell, Oxford, p. 493-570.

Smolders R, Bervoets L, Blust R, 2004. In situ and laboratory bioassays to evaluate the impact of effluent discharges on receiving aquatic ecosystems. *Environmental Pollution*, 132: 231-243.

Solheim, A.L. 2005. Reference Conditions of European Lakes. Indicators and methods for the Water Framework Directive Assessment of Reference conditions. Version 5. REBECCA Working Group. 105 pp.

Sommer, U., 1989. Nutrient status and nutrient competition of phytoplankton in a shallow, hypertrophic lake. *Limnol. Oceanogr.* 34, 1162-1173.

Sommer, U., Gliwicz, M., Lampert, W. et Duncan, A. 1986. The PEG model of seasonal succession of planktonic events in freshwaters. *Archiv für Hydrobiologie.* 106 : 433-471.

Sournia A (1968). « Diatomées planctoniques du canal de Mozambique et de l'île. Maurice » p 152.

Staehr, P.A. et Sand-Jensen, K. 2006. Seasonal changes in temperature and nutrient control of photosynthesis, respiration and growth of natural phytoplankton communities. *Freshwater Biology.* 51 : 249-262.

Starmach, K. 1974. Cryptophyceae, Dinophyceae, Raphidophyceae. *Flora Slodkowodna Polski.* Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.

Steele, J. H. (1962). Environmental control of photosynthesis in the sea. *Limnol. Oceanogr.* 7: 137-150.

Stenuite S., Pirlot S., Hardy M.-A., Sarmiento H., Tarbe A.-L., Leporcq B. & Descy J.-P. (2007) Phytoplankton production and growth rate in Lake Tanganyika: evidence of a decline in primary productivity in recent decades. *Freshwater Biology*, 52, 2226-2239.

Stickney HL, Hood RR, Stoecker DK (2000). The impact of mixotrophy on planktonic marine ecosystems. *Ecol. Model.*, 125 (2-3): 203-230.

Strickland J. D. H. et Parsons T. R., 1968. A manual of sea water analysis. Id., n° 167, 311 p.

Strickland J. D. H., 1960. Measuring the production of marine phytoplankton. Bull. Fish. Res. Ba. Canada, n° 122, 172 p.

Sweeney B.W., Bott T. L., Jackson J. K., Kaplan L. A., Newbold J. D., Standley L. J., Hession W. C. et Horwitz. R. J., al 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem service. *Proc. Natl. Acad. sci. USA* 101: 14132-14137.

Talling, J. F. (1957). The phytoplankton as a compound photosynthesis system. *New phyto.* 56: 133-149.

Tazi, O., Fahde, A. and El Younoussi, S., 2001. Impact de la pollution sur l'unique réseau hydrographique de Casablanca, Maroc. *Sécheresse*, 12: 129 – 134.

Thioulouse, J., Chessel D., Dolédec S., and Olivier J. M. 1997. ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing*, 7: 75-83.

Thornton, K. W., 1990. Perspectives on reservoir limnology, *In* : Thornton, K. W., Kimmel, B. L. & Payne, F. E., (eds.). Reservoir limnology: ecological perspectives. John Wiley & Sons, New York, 1-13.

Tilman D., 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles. *Ecology*, 80, 1455-1474.

Thomas C-S., 2003. "Protist phylogeny and the high-level classification of Protozoa", *Europ. J. Protistol.* 39, 338-348.

Turki, S., 2002. Contribution à l'étude bio-écologique des rotifères, cladocères, copépodes des eaux continentales tunisiennes et dynamique saisonnière du zooplancton de la retenue de barrage Bir M'chergua. Thèse de Doctorat en Sciences Biologiques. Université de Tunis El Manar / INSTM. 225 p.

Tuzin D et Mason 1996. La clarification des eaux dans les lacs réservoirs 56p.

Travers M., 1964. Diversité du microplancton du Golf de Marseille. Station Marine d'Endoume et Centre d'Océanographie, Marseille, France : 308-343.

Vallotton. N. 2008. Rivers and Herbicides, Effects of Fluctuating Concentrations on Aquatic Organisms [gwa - Gas Wasser Abwasser](#) : 787-795.

Vanga A. F. (2001). Conséquences socio-économiques de la gestion des ressources naturelles : cas des pêcheries dans les lacs d'Ayamé et de Buyo (Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat, Univ. d'Abobo-Adjamé, 196p.

Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummings, J. R. Sedell, and C. E. Cushing. 1980. The River Continuum Concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37: 130-137.

Vazquez, G. and Favila, M.E., 1998. Status of the health conditions of subtropical Atezea lake. Aquatic Ecosystem Health and Management, 1: 245 – 255.

Vei K. N. 2005. Suivi et évaluation de l'impact socio-temporel d'un projet d'aménagement du territoire en Afrique de l'Ouest. L'exemple du barrage de Taabo en Côte d'Ivoire. Apport de la télédétection et des SIG. Thèse de doctorat, Univ. de Cocody, 155p.

Verburg, P., and Hecky R. E. 2003. Wind patterns, evaporation and related physical variables in Lake Tanganyika, East Africa. *J. Gt. Lakes Res.* 29: 48–61.

Vollenweider, R. A., 1965. Calculation models of photosynthesis-depth curves and some implications regarding day rate estimate in primary production measurements. *MEM. Ist. Ital. Idrobiol.* 18 (suppl.): 425-457.

Vollenweider, R. A. 1968. Water management research. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication OCDE.

Walsby, A.E. 2005. Stratification by cyanobacteria in lakes: a dynamic buoyancy model indicates size limitations met by *Planktothrix rubescens* filaments. *New Phytologist.* 168 : 365-376.

Walsby, A.E., Ng, G., Dunn, C. et Davis, P.A. 2004. Comparison of the depth where *Planktothrix rubescens* stratifies and the depth where the daily insolation supports its neutral buoyancy. *New Phytologist.* 162 : 133-145.

Wetzel, R.G. 2001. *Limnology : Lake and River Ecosystems.* 3rd Edition. Academic Press, London.

Wetzel RG, Likens GE (1995). *Limnological analysis*, 2nd edn. Springer-Verlag, New York.

Winkler. L. W. 1888. The determination of dissolved oxygen in water. *Bér*, 21, 2843.

World Commission on Dams 2000. Hygiene and health education to increase the beneficial impact of water supplies.p 65.

Yapo, O. 2002. Evaluation de l'état trophique du lac de Buyo (côte d'Ivoire), aspects physico-chimiques et biologiques. Thèse de doctorat, Université d'Abobo-Adjamé, 296p.

Yentsch, C.S . & Ryther, J . H . 1957. Short-term variations in phytoplankton chlorophyll and their significance . *Limnol . Oceanogr.* 2, 140-142.

Yentsch C.S. et Menzel D.W., 1963. A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. *Deep Sea Res.*, 10: 221-231.

Younes-Baraillé.Y, Garcia X-F, Gagneur J. 2005. Impact of the longitudinal and seasonal changes of the water quality on the benthic macroinvertebrate assemblages of the Andorran streams. *Compte Rendu Biologies*, 328: 963-976.

Zeitzschel B., 1978. Why study phytoplankton ? *In: Sournia A (ed) Phytoplankton manual.* Monographs on oceanographic methodology - UNESCO: 1-6.

Zohary, T., Pais-Madeira, A.M., Robarts, R. and Hambright, K.D., 1996. Interannual phytoplankton dynamics of a hypertrophic african lake. *Arch Hydrobiol*, 136: 105 – 126

Zubkov, M.V. et Tarran, G.A. 2008. High bacterivory by the smallest phytoplankton in the North Atlantic Ocean. *Nature.* 455 : 224.

Annexes

Annexe 1. Les barrages de l'Afrique de l'Ouest

(Source : FAO, 2009)

Nom du barrage	Pays	Bassin	Fini ou opérationnel depuis	Hauteur	Capacité du réservoir	Irrigation	AEP	Contrôle inondations	Hydroélectricité	Navigation	Loisirs	Contrôle de la pollution	Elevage	Autres
				(m)	(x1000 m ³)	Utilisation								
Ilauko	Bénin	Oueme	1979	22	23 500	x								
Lac dem	Burkina Faso	Nakambe	1950	–	4 000	x	x						x	
Samou	Burkina Faso	Faga	1962	–	5 000	x							x	x
Badadougou	Burkina Faso	Comoe	1977	–	6 000	x								
Dablo	Burkina Faso	Faga	1977	–	6 000	x	x						x	
Tougouri	Burkina Faso	Faga	1950	–	6 000	x	x						x	x
Tougouri	Burkina Faso	Nakambe	1987	–	6 000	x								x
Sitenga	Burkina Faso	Gorouol	1978	–	10 000	x							x	
Yalgo	Burkina Faso	Faga	1954	–	10 000	x							x	x
Lac Bam	Burkina Faso	Nakambe	–	–	31 000	x								x
Loumbila	Burkina Faso	Nakambe	1947	–	35 000	x	x						x	x
Douna	Burkina Faso	Leraba	1987	–	50 000	x							x	
Toussiana	Burkina Faso	Comoe	1982	–	6 100	x								
Boudieri	Burkina Faso	Niger	1963	–	4 159	x							x	x
Louda	Burkina Faso	Nakambe	1958	–	3 200	x	x						x	
Boura	Burkina Faso	Mouhoun	1983	–	4 200	x							x	
Koubry II (Nayarle)	Burkina Faso	Nakambe	1972	–	7 200	x	x						x	
Lery	Burkina Faso	Mouhoun	1976	–	250 000	x							x	
Tougou	Burkina Faso	Nakambe	1962	–	4 254	x	x						x	
Thiou	Burkina Faso	Sourou	1981	–	4 300	x							x	
Itengué	Burkina Faso	Nakambe	1987	–	3 350	x	x						x	

Nom du barrage	Pays	Bassin	Fini ou opérationnel depuis	Hauteur	Capacité du réservoir	Irrigation	AEP	Contrôle inondations	Hydroélectricité	Navigation	Loisirs	Contrôle de la pollution	Elevage	Autres
				(m)	(x1000 m³)	Utilisation								
Bazega	Burkina Faso	Nakambe	1961	–	5 350	x	x						x	x
Kompienga	Burkina Faso	Oti	1984	–	1 400 000				x					
Sambissogo	Burkina Faso	Mouhoun	1961	–	3 400	x	x						x	
Liptougou	Burkina Faso	Faga	1962	–	7 423		x						x	x
Bagre	Burkina Faso	Nakambe	1980	–	3 500	x							x	
Tamassogo	Burkina Faso	Nakambe	1978	–	3 500	x							x	
Dakiri	Burkina Faso	Faga	1960	–	10 500		x						x	x
Tapoa	Burkina Faso	Niger	1950	–	5 510	x								x
Fada I	Burkina Faso	Niger	1951	–	4 613		x						x	
Titao	Burkina Faso	Nakambe	1951	–	3 700	x	x						x	x
Monkuy	Burkina Faso	Mouhoun	1965	–	8 763									
Karamassasso	Burkina Faso	Ngora Laka	1958	–	11 800	x								
Korsimoro	Burkina Faso	Nakambe	1984	–	4 900	x	x						x	
Tingrela	Côte d'Ivoire	Bagoe	–	17	3 000	x								
Nouple	Côte d'Ivoire	Bandama Blanc	1976	13	4 000	x								
Yabra	Côte d'Ivoire	Bandama	1974	13	4 000	x								
Nabyon	Côte d'Ivoire	Nzi	1982	17	14 000	x								
Koua	Côte d'Ivoire	Ba	1979	23	17 000	x								
Gbemou	Côte d'Ivoire	Bagoe	1979	14	18 000									
San Pedro	Côte d'Ivoire	Sassandra	1980	15	25 000	x			x					
Nafoun	Côte d'Ivoire	Bagoe	1976	15	60 000	x								
Ayme II	Côte d'Ivoire	Comoe	1964	35	69 000				x					
Taabo	Côte d'Ivoire	Bandama	1979	34	69 000				x					

Nom du barrage	Pays	Bassin	Fin ou opérationnel depuis	Hauteur	Capacité du réservoir	Irrigation	AEP	Contrôle inondations	Hydroélectricité	Navigation	Loisirs	Contrôle de la pollution	Elevage	Autres
				(m)	(x1000 m ³)	Utilisation								
Nindio	Côte d'Ivoire	Bandama Blanc	1975	13	3 100									
Buyo	Côte d'Ivoire	Sassandra	1980	37	8 300				x					
Solo Mougou	Côte d'Ivoire	Bandama Blanc	1974	15	14 300	x								
Loka	Côte d'Ivoire	Nzi	–	23	22 300	x								
Lataha	Côte d'Ivoire	Bandama Blanc	1973	13	3 400	x								
Dekokaha	Côte d'Ivoire	Bandama Blanc	1973	13	3 600	x								
Natiokobadara	Côte d'Ivoire	Bandama Blanc	1974	14	3 600	x								
Gbon	Côte d'Ivoire	Bagoe	1976	12	7 700	x								
Ayme I	Côte d'Ivoire	Bia	1959	30	900 000				x					
Kossou	Côte d'Ivoire	Bandama	1972	58	27 675 400				x					
Tchimbele	Gabon	Komo	1980	36	220 000				x					
Kpong barrages/digues	Ghana	Volta	1981	20	–	x			x					
Barekese	Ghana	Pra	–	–	34 000		x							
Weija	Ghana	Densu	1978	16	139 000	x	x							
Ashaman	Ghana	Densu	–	–	6 200									
Vea	Ghana	Nakambe	–	–	17 300									
Kwanyaku	Ghana	Densu	1969	–	1 360									
Bontanga	Ghana	Nakambe	–	–	25 350									
Afife	Ghana	Volta	–	–	29 450									
Tono	Ghana	Nakambe	1977	19	76 537	x	x							
Mankessim	Ghana	Densu	–	–	5 670									
Inchaban	Ghana	Ankobra	–	–	1 800									
Dawhenya	Ghana	Densu	–	–	5 800									

Nom du barrage	Pays	Bassin	Fin ou opérationnel depuis	Hauteur	Capacité du réservoir	Irrigation	AEP	Contrôle inondations	Hydroélectricité	Navigation	Loisirs	Contrôle de la pollution	Elevage	Autres
				(m)	(x1000 m³)	Utilisation								
Akosombo (princ.)	Ghana	Volta	1965	134	147 960 000				x					
Kale	Guinée	Konkoure	1963	20	14 000				x					
Banieya	Guinée	Konkoure	1969	30	223 000				x					
Sélingué	Mali	Sankarani	1982	23	2 170 000	x		x	x	x				
Markala	Mali	Niger	1947	8	175 000	x								
Manantali	Mali	Bafing	1988	70	11 270 000	x				x				
Foum Gleita	Mauritania	Senegal	1988	38	500 000	x								
Gusau	Nigeria	Sokoto	–	22	3 000	x	x							
Bokkos	Nigeria	Benue	–	15	5 000	x	x							
Pankshin	Nigeria	Benue	–	31	5 000		x							
Swashi	Nigeria	Niger	1992	9	5 000	x								
Jabi	Nigeria	Gurara	1982	15	6 000				x					
Shiroro	Nigeria	Kaduna	1984	125	7 000				x					
Pada	Nigeria	Hadedja	1980	14	12 000	x	x						x	
Kainji	Nigeria	Niger	1968	79	15 000 000				x					
Kurra	Nigeria	Gongola	1929	19	17 000				x					
Ero	Nigeria	Kampe	1987	22	20 000	x	x							
Guzan	Nigeria	Kaduna	–	–	20 000	x	x							
Waya	Nigeria	Gongola	–	23	21 000	x	x							
Tugan Kawo	Nigeria		1988	12	22 000	x								
Y. Gowon	Nigeria	Gongola	1981	35	30 000		x							
Ankwil	Nigeria	Gongola	1964	26	31 000				x					
Ruwan Kanya	Nigeria	Hadedja	1976	22	33 000	x							x	

Nom du barrage	Pays	Bassin	Fin ou opérationnel depuis	Hauteur	Capacité du réservoir								
						Irrigation	AEP	Contrôle inondations	Hydroélectricité	Navigation	Loisirs	Contrôle de la pollution	Élevage
				(m)	(x1000 m³)	Utilisation							
Asa	Nigeria	Niger	–	27	43 000	x							
Kagara	Nigeria	Kaduna	–	31	43 000	x							
Suleja	Nigeria	Gurara	–	28	52 000	x							
Kubli	Nigeria	Niger	1992	17	70 000	x							
Balanga	Nigeria	Gongola	1987	41	73 000	x							
Liberty	Nigeria		1973	27	77	x							
Erinle	Nigeria	Oshun	1989	27	94 000	x							
Ussuman	Nigeria	Gurara	1984	45	120 000	x							
Kafin-Chiri	Nigeria	Hadedja	1977	16	31 120	x	x						x
Eagauda	Nigeria	Hadedja	1970	20	22 140	x	x						x
Tenti	Nigeria		1943	14	14 150				x				
Zobe	Nigeria	Bunsuru	1983	19	177 000	x	x						
Obudu	Nigeria	Cross	–	15	4 200	x							
Lantang	Nigeria	Benue	1979	19	5 200		x						
Oshun	Nigeria	Niger	1977	11	8 200	x							
Gari	Nigeria	Hadedja	1980	22	214 000	x							
Karaye	Nigeria	Hadedja	1971	15	17 220		x						
Omi	Nigeria	Kampe	–	42	250 000	x	x						
Ikere Gorge	Nigeria	Ogun	–	48	265 000	x	x		x				
Kangimi	Nigeria	Kaduna	1977	19	59 210	x	x						
Oyan	Nigeria	Ogun	1983	30	270 000	x	x		x				
Tagwai	Nigeria	Chanchaga	1978	25	28 300		x						
Kontadora (2)	Nigeria	Niger	–	32	340 000	x							

Nom du barrage	Pays	Bassin	Fini ou opérationnel depuis	Hauteur	Capacité du réservoir	Irrigation	AEP	Contrôle inondations	Hydroélectricité	Navigation	Loisirs	Contrôle de la pollution	Elevage	Autres
				(m)	(x1000 m³)	Utilisation								
Tomas	Nigeria	Hadedja	1976	14	60 300	x	x							x
Shen	Nigeria	Benue	1979	—	3 400		x							
Hadejia	Nigeria		1994	9	11 400	x								
Gubin	Nigeria	Gongola	—	27	38 400		x							
Bako Iori	Nigeria	Sokoto	1978	48	450 000	x								
Bagota	Nigeria	Kaduna	1974	17	5 455	x	x							
Oti	Nigeria		1974	14	5 455		x							
Gants House	Nigeria		—	26	6 500		x							
Egge	Nigeria	Osse	1983	22	21 500		x							
Jekara	Nigeria	Hadedja	1976	14	6 519 000	x								x
Doma	Nigeria	Benue	1988	16	37 500	x	x							
Mohammad Aruba	Nigeria	Hadedja	1975	16	5 535 000	x	x							x
Oba	Nigeria	Oshun	1964	13	4 546		x							
Jebba	Nigeria	Niger	1984	40	3 600 000				x					
Igbojaiye	Nigeria	Ogun	1991	18	5 600	x	x							
Ejigbo	Nigeria		—	20	14 600		x							
Kiri	Nigeria	Gongola	1982	20	615 000	x								
Guzu Guzu	Nigeria	Hadedja	1979	17	24 600	x								x
Watari	Nigeria	Hadedja	1980	20	104 550	x			x					
Faw Faw	Nigeria	Ogun	1967	15	668		x							
Magaga	Nigeria	Hadedja	1980	19	19 680	x								x
Kafin Zaki	Nigeria	Jamaare	—	40	2 700 000	x								
Ouree	Nigeria		1936	21	6 700				x					

Nom du barrage	Pays	Bassin	Fin ou opérationnel depuis	Hauteur	Capacité du réservoir	Irrigation	AEP	Contrôle inondations	Hydroélectricité	Navigation	Loisirs	Contrôle de la pollution	Elevage	Autres
			(m)	(x1000 m³)	Utilisation									
Kontagora (1)	Nigeria	Niger	1989	20	17 700		x							
Iku	Nigeria	Gurara	—	28	42 700	x								
Ajiwa	Nigeria		1973	14	22 730	x	x							
Marashi	Nigeria	Hadedja	1980	11	6 770	x								x
Pedan	Nigeria		—	33	5 800		x							
Awon	Nigeria	Ogun	1962	15	9 800		x							
Tudun Wada	Nigeria	Hadedja	1977	21	20 790	x								
Jibiya	Nigeria	Bunsuru	1990	22	142 700	x	x							
Zuru	Nigeria	Gulbinka	1978	15	5 850		x							
Dadin Kowa	Nigeria	Gongola	1988	42	2 855 000	x	x		x					
Tiga	Nigeria	Hadedja	1974	48	1 874 000	x	x							
Biu	Nigeria	Gongola	—	—	11 900	x	x							
Zaria	Nigeria	Kaduna	1975	15	15 911		x							
Challawa	Nigeria	Hadedja	1992	42	930 000	x	x							
Gorge Dam	Nigeria	Rima	1983	20	942 000	x								
Goronye	Nigeria													
Asejire	Nigeria	Oshun	1969	26	32 913		x							
Diama	Sénégal	Sénégal	1986	18	250 000	x								
Nangbeto	Togo	Mono	1987	44	1 710 000	x			x					
Kprime	Togo		1963	16	900				x					

Annexe 2 (Tableau I et Figure 1)

Tableau I Définitions des états écologiques « très bon », « bon » et « moyen » pour les lacs (Annexe5, Directive 2000/60/CE, Parlement Européen 2000).

Eléments de qualité biologique

Elément	Très bon état	Bon état	Etat moyen
Phytoplancton	Composition taxonomique et abondance correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées. Biomasse moyenne correspond aux conditions physico-chimiques caractéristiques et n'altère pas les conditions de transparence. Efflorescence de fréquence et d'intensité qui correspondent aux conditions physicochimiques caractéristiques.	Composition taxonomique et abondance légèrement modifiées par rapport aux communautés caractéristiques. Pas de croissance accélérée des algues entraînant des perturbations indésirables de l'équilibre des organismes présents dans la masse d'eau ou de la qualité physico-chimique de l'eau ou du sédiment. Efflorescence de fréquence et d'intensité en légère augmentation.	Composition taxonomique et abondance différent modérément de celles des communautés caractéristiques. Abondance modérément perturbée produisant une forte perturbation des valeurs d'autres éléments de qualité biologique et de la qualité physico-chimique de l'eau ou du sédiment. Efflorescence de fréquence et d'intensité en augmentation modérée. Possibilité d'efflorescence persistante durant les mois de saison sèche.
Macrophytes et phytobenthos	Composition taxonomique correspond totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées. Pas de modification détectable de l'abondance moyenne.	Composition taxonomique et abondance légèrement modifiées par rapport aux communautés caractéristiques. Pas de croissance accélérée entraînant des perturbations indésirables de l'équilibre des organismes présents dans la masse d'eau ou de la qualité physico-chimique de l'eau. Communauté non perturbée par des touffes et couches bactériennes dues à des activités anthropiques.	Composition taxonomique diffère modérément de celle de la communauté caractéristique et est sensiblement plus perturbée que dans le bon état. Modifications modérées de l'abondance moyenne. Communauté perturbée et déplacée par des touffes et couches bactériennes dues à des activités anthropiques.

Faune benthique invertébrée	Composition taxonomique et abondance correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées. Ratio taxa sensibles/taxa insensibles aux perturbations n'indique aucune détérioration. Diversité des taxa n'indique aucune détérioration.	Composition taxonomique et abondance légèrement modifiées par rapport aux communautés caractéristiques. Ratio taxa sensibles/taxa insensibles aux perturbations indique une légère détérioration. Diversité des taxa indique de légères détériorations.	Composition taxonomique et abondance diffèrent modérément de celles des communautés caractéristiques. Importants groupes taxonomiques font défaut. Ratio taxa sensibles/taxa insensibles aux perturbations et niveau de diversité sont inférieurs à ceux du bon état.
Ichtyofaune	Composition taxonomique et abondance correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées. Espèces caractéristiques sensibles aux perturbations sont présentes. Structures d'âge des communautés n'indique pas de perturbation anthropique. Pas de trouble de la reproduction ou du développement.	Composition taxonomique et abondance légèrement modifiées par rapport aux communautés caractéristiques en raison d'effets anthropiques sur les éléments de qualité physico-chimiques ou hydromorphologiques. Structures d'âge des communautés indiquent des signes de perturbation. Troubles de la reproduction et du développement d'une espèce, certaines classes d'âge font défaut.	Composition taxonomique et abondance diffèrent modérément de celles des communautés caractéristiques. Structures d'âge des communautés indiquent des signes importants de perturbations anthropiques, une proportion modérée de l'espèce caractéristique est absente ou très peu abondante.

Eléments de qualité hydromorphologique

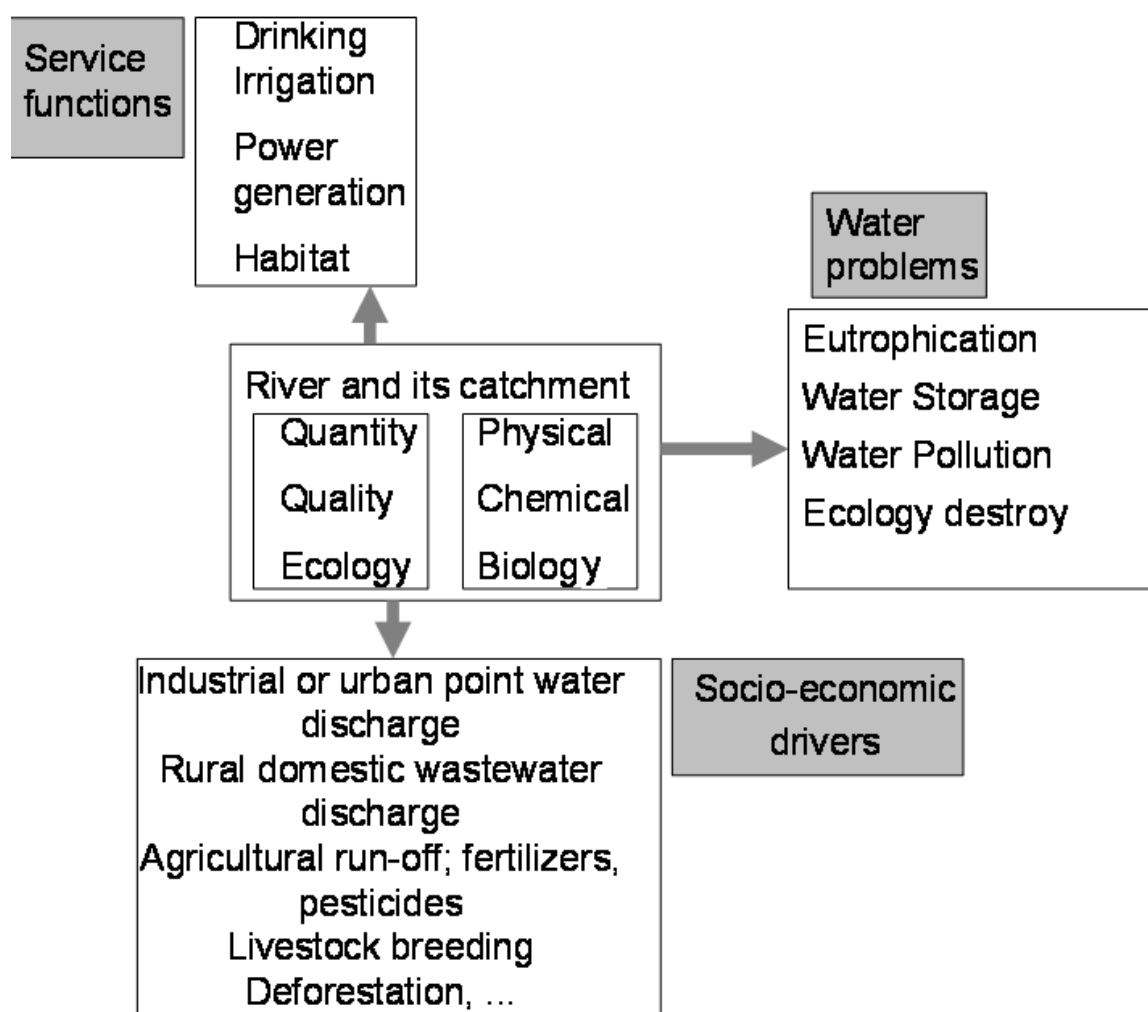
Elément	Très bon état	Bon état	Etat moyen
Régime hydrologique	Quantité et dynamique du débit, niveau, temps de résidence et connexion résultante aux eaux souterraines correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées	Conditions permettant d'atteindre les valeurs indiquées ci-dessus pour les éléments de qualité biologique	Conditions permettant d'atteindre les valeurs indiquées ci-dessus pour les éléments de qualité biologique
Conditions morphologiques	Variations de profondeur du lac, qualité et structure du substrat, état des rives correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées	Conditions permettant d'atteindre les valeurs indiquées ci-dessus pour les éléments de qualité biologique	Conditions permettant d'atteindre les valeurs indiquées ci-dessus pour les éléments de qualité biologique

Eléments de qualité physico-chimique

Elément	Très bon état	Bon état	Etat moyen
Conditions générales	Les valeurs des éléments physico-chimiques correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées. Les concentrations de nutriments restent dans la fourchette normalement associée aux conditions non perturbées. Niveaux de salinité, pH, bilan d'oxygène, capacité de neutralisation des acides, transparence, température n'indiquent pas de signe de perturbation anthropique et restent dans la fourchette normalement associée aux conditions non perturbées.	Température, bilan d'oxygène, pH, capacité de neutralisation des acides, transparence, salinité ne dépassent pas les niveaux établis pour assurer le fonctionnement de l'écosystème caractéristique et pour atteindre les valeurs indiquées ci-dessus pour les éléments de qualité biologique. Les concentrations de nutriments ne dépassent pas les niveaux établis pour assurer le fonctionnement de l'écosystème.	Conditions permettant d'atteindre les valeurs indiquées ci-dessus pour les éléments de qualité biologique

Polluants synthétiques spécifiques	Concentrations proches de zéro et au moins inférieures aux limites de détection des techniques d'analyse les plus avancées d'usage général	Concentrations ne dépassant pas les normes fixées conformément à la procédure visée au point 1.2.6 Annexe V Directive 2000/60/CE	Conditions permettant d'atteindre les valeurs indiquées ci-dessus pour les éléments de qualité biologique
Polluants non synthétiques spécifiques	Les concentrations restent dans la fourchette normalement associée à des conditions non perturbées	Concentrations ne dépassant pas les normes fixées conformément à la procédure visée au point 1.2.6 Annexe V Directive 2000/60/CE	Conditions permettant d'atteindre les valeurs indiquées ci-dessus pour les éléments de qualité biologique

Figure 1. Conflits d'usage de l'eau sont liés à l'interdépendance des facteurs socio-économiques, les services attendus et les problèmes directement liés à la qualité de l'eau.



Annexe 3 Exemple d'utilisation du logiciel Psim Etape 1

PHOTOSYNTHESIS SIMULATOR A.Dauta & J.Capblancq

SUN and DAYLENGTH

0 6 12 18 24

MAIN MENU

Calculation of P.S. 1
Definition Configuration 5
 Exit of P. Simulator

Photosynthesis Model CHOICE

1 Steele

PHYSICAL PARAMETERS

DEPTH 2 6, meter(s)
 Non Algal TURBIDITY expressed as Secchi Disk Depth (m) .8

CHLOROPHYLL values and PhotoS. parameters

4 Homogen distribution of chlorophyll and photosynthetic rate
 Vertical heterogeneity in chlorophyll distribution and photosynthetic rates
 CLICK to modify the set of values
 - Chlorophyll a concentrations
 - the photosynthesis model parameters click

GRAPHS

Light penetration
 P.S. profile
 Pm/2 Pmax
 Surf.
 D/2
 Bott.

SUN VALUES - INPUT

LOCAL GLOBAL 6
 Imax 1437 Latit. 5
 DayLength 12.02 Month 3 Day 86
 Sun and Air Transp. 7

DATA and RESULTS

I_o: I'_o:
 Chl/m2 Chl/m3
 Hourly rate of P.S. mg C/m2
 Daily rate of P.S. mg C/m2
 Depth of Secchi Disk
 Depth of Euphotic Zone

Etape 2.

PHOTOSYNTHESIS SIMULATOR A.Dauta & J.Capblancq

SUN and DAYLENGTH

0 6 12 18 24

MAIN MENU

Calculation of P.S. 1
 Definition Configuration
 Exit of P. Simulator

Photosynthesis Model CHOICE

Steele

PHYSICAL PARAMETERS

DEPTH 6, meter(s)
 Non Algal TURBIDITY expressed as Secchi Disk Depth (m) .8

CHLOROPHYLL values and PhotoS. parameters

Homogen distribution of chlorophyll and photosynthetic rate
 Vertical heterogeneity in chlorophyll distribution and photosynthetic rates
 CLICK to modify the set of values
 - Chlorophyll a concentrations
 - the photosynthesis model parameters click

GRAPHS

Light penetration
 P.S. profile
 Pm/2 Pmax
 Surf.
 D/2
 Bott.

SUN VALUES - INPUT

LOCAL GLOBAL
 Imax 1437 Latit. 5
 DayLength 12.02 Month 3 Day 86
 Sun and Air Transp.

DATA and RESULTS

I_o: 4 I'_o: 1
 Chl/m2 180 Chl/m3 30,
 Hourly rate of P.S. .27 mg C/m2
 Daily rate of P.S. 832.04 mg C/m2
 Depth of Secchi Disk .7
 Depth of Euphotic Zone 1.7

Abstract

This study of the Taabo Lake (South-East Coast Ivory) focuses on the evaluation of parameters of water quality, phytoplankton communities, and estimation of primary production. This lake of 69 km² is characterized by an average depth of 8 m, a mean residence time of 49.2 days, a mean temperature of 29.5 ° C, no stratification; it concerns a population of about 140 000 inhabitants. The inputs of water in the lake are influenced by the dam upstream Kossou, the hydroelectric activity of Taabo plant, and the regime of the river Bandama which is affected by alternating rainy season, dry season. The analysis of physico-chemical parameters showed a spatial homogeneity of the waters of Lake Taabo but a marked seasonality was observed between periods of rainfall and the dry season. This is mainly due to seasonal variations of parameters such as conductivity, turbidity, transparency and nutrients (average values in nitrate and orthophosphate, respectively 1.62 and 10 mg.l⁻¹). The lake is governed by a combination of two gradients; a nutrient enrichment and the mineralization. The downstream part of the lake has some peculiarities as mineralization and higher dissolved oxygen content, depending on season. Chlorophyll *a* varied from 4.8 to 16.5 µg.l⁻¹. In terms of algal species composition, 118 taxa divided into five major groups and 45 genera were identified. The algal population is dominated by Chlorophyceae (30.5%) followed by Cyanobacteria (27.1%). The productivity varies from 0.4 to 0.8 mg oxygen per mg Chl *a* produced hour⁻¹ (or ± 2.31 to 4.6 mg C mg Chl *a*. Hour⁻¹). Extrapolated on an annual cycle, our estimates of daily phytoplankton primary production ranged from 1.5 to 2.66 g C m⁻², with an annual value of 167 to 306 g C m⁻². A theoretical study of the production of macrophytes located in the upstream and central zone indicates that they represent 77% of primary production of the lake. They also affect the socio-economic activities. Taabo Lake is remarkable by the numerous conflicting uses related to water caused by the water management and the various human activities, which are in addition to health risks (such as vectors of human diseases and use conflicts, etc.).

Keywords: algal microflora, diversity, communities' structures, water quality, primary production, hydroelectric dam Taabo, South-east Côte d'Ivoire.

Résumé

Cette étude effectuée sur le lac Taabo / (Sud-Est de la Côte d'Ivoire), porte sur l'évaluation des paramètres de la qualité de l'eau, le peuplement phytoplanctonique, et le suivi de la production primaire. Ce lac de 69 km² se caractérise par une profondeur moyenne de 8 m, avec un temps de résidence moyen de 49,2 jours, une température moyenne de 29,5°C, absence de stratification; il concerne une population environnante de 140 000 habitants. Les entrées d'eaux dans le lac sont influencées par le barrage de Kossou situé en amont, la gestion hydroélectrique de Taabo, et le régime du fleuve Bandama qui est affecté par l'alternance saison des pluies, saison sèche. L'analyse des paramètres physico-chimiques a montré une homogénéité spatiale des eaux du lac de Taabo tandis qu'au niveau temporel une saisonnalité marquée est observée entre les périodes des pluies et celle de saison sèche. Cette saisonnalité est principalement imputable aux importantes variations de paramètres tels que la conductivité, la turbidité, la transparence et les éléments nutritifs (valeurs moyennes en nitrate et orthophosphate, respectivement de 1,62 et 10 mg.l⁻¹). Le lac de barrage hydroélectrique est gouverné par la combinaison de deux gradients, celui de l'enrichissement en nutriments et celui de la minéralisation. L'aval du lac présente toutefois quelques particularités : minéralisation et oxygénation plus élevées qu'en amont, au niveau temporel.

La chlorophylle *a* varie de 4,8 à 16,5 µg/l. Au niveau de la composition spécifique algale, 118 taxons repartis en 5 grands groupes et 45 genres ont été identifiés. Le peuplement algal est dominé par les chlorophycées (30,5 %) suivi par des cyanobactéries (27,1 %). La productivité varie de 0,4 à 0,8 mg Oxygène produit par mg Chl *a*⁻¹ heure⁻¹ (soit ± 2,31 à 4,6 mg C. mg Chl *a*⁻¹. heure⁻¹). Extrapolées à l'échelle annuelle, nos estimations de production primaire phytoplanctonique journalière se situent entre 1,5 à 2,66 g C m⁻², avec une valeur annuelle de 167 à 306 g C m⁻². Une étude théorique de la production des macrophytes implantés dans la zone amont et centrale, montre que ceux-ci représentent 77 % de la production primaire du lac. Ceux-ci affectent aussi les activités socio-économiques. Le lac Taabo est remarquable par les nombreux conflits d'usages liés à l'eau engendrés par la gestion hydraulique et les diverses activités humaines, aux quels se rajoutent des risques sanitaires (comme vecteurs de maladies humaines et des conflits d'usages, etc.).

Mots clés : Microflore algale, diversité, structures des peuplements, qualité d'eau, production primaire, barrage hydroélectrique de Taabo, à la limite Sud-Est, Côte d'Ivoire.