

**BIOMASSE ET PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUES
DU LAC TCHAD (1968 - 1976)
RELATIONS AVEC LES CONDITIONS DU MILIEU**

J. LEMOALLE

ORSTOM - PARIS - 1979

*Cette étude a fait l'objet d'une thèse de Doctorat d'État ès Sciences naturelles,
présentée à l'Université Paris VI le 18 juin 1979.*

REMERCIEMENTS

J'adresse mes remerciements aux océanographes et limnologues qui ont accepté de juger cette étude, et qui m'ont aidé à la mener à son terme actuel : messieurs les professeurs P. Bougis, P. Nival et A. Morel, ainsi que messieurs B. Dussart et H. Golterman.

J'ai une reconnaissance particulière envers Messieurs B. Dussart, et J. Daget qui sont à l'origine de ce travail, ainsi qu'envers Monsieur H. Golterman. Tous trois ont suivi l'évolution de mon travail depuis le début et n'ont pas manqué de me prodiguer leurs conseils chaque fois que cela s'avérait utile.

Les résultats présentés ici sont par ailleurs le fruit de collaborations de tous ordres, plus ou moins directes, récentes ou déjà anciennes. Tous ceux qui y ont participé ne peuvent être cités ici. Je les remercie néanmoins.

Nombreux sont les membres du Centre ORSTOM de N'Djaména, français et tchadiens, qui ont participé à la réalisation du travail de terrain et de laboratoire ; parmi eux, G. Topan, dont la constance face à des conditions très diverses a permis l'acquisition de multiples données. Je suis également redevable à d'efficaces interprètes en informatique qui m'ont facilité l'utilisation des données numériques en télédétection et permis d'effectuer rapidement des calculs particuliers.

L'élaboration et l'exploitation des résultats s'est peu à peu améliorée grâce aux discussions avec mes collègues hydrobiologistes de N'Djaména d'abord, de la station d'Hydrobiologie Lacustre de l'INRA à Thonon ensuite, et avec l'aide des critiques amicales et constructives auxquelles ont participé, outre les membres du jury déjà cités, Ph. Dufour, A. Iltis, Ch. Lévêque, J. Pelletier et J.F. Talling auxquels je témoigne ici de ma gratitude.

J'exprime enfin ma reconnaissance aux collaboratrices de la station de Thonon qui ont bien voulu m'aider à la mise en forme finale de ce travail.

TABLE DES MATIÈRES

BIOMASSE ET PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUES DU LAC TCHAD (1968-1976). RELATIONS AVEC LES CONDITIONS DE MILIEU.

Remerciements	
Table des matières	
Liste des symboles utilisés	
INTRODUCTION	1
A. DESCRIPTION DU MILIEU	5
A.1. Situation et climat	6
A.2. Les différents états du lac Tchad	7
A.3. Le Tchad normal	
A.3.1 - morphologie	
A.3.2 - éléments d'hydrologie	
A.4. Evolution du lac en phase de Petit Tchad	14
A.4.1 - l'abondance des macrophytes et le niveau du lac	
A.5. Les facteurs qui participent à la structure de la colonne d'eau	22
A.5.1 - la température et la densité	
A.5.2 - le vent	
A.6. La température de l'eau	27
A.6.1 - températures de surface	
A.6.2 - profils de température	
A.6.3 - conclusion	
A.7. Mesures d'oxygène dissous	41
A.7.1 - méthode	
A.7.2 - profils d'oxygène à Bol et Bérin	
A.7.3 - conditions d'oxygénation dans l'archipel de Bol	
A.7.4 - conclusion : les conditions d'oxygénation dans l'ensemble du lac	
B. L'ENERGIE LUMINEUSE ET LA TRANSPARENCE	49
B.1. L'énergie incidente	50
B.1.1 - comparaison Bol-N'Djaména	
B.1.2 - moyennes annuelles et mensuelles à N'Djaména	
B.1.3 - les données journalières	
B.2. Caractéristiques régionales de la transparence	54
B.2.1 - résultats	
B.2.2 - relations entre la transparence et le niveau du lac.	
B.3. Coefficient d'atténuation verticale de la lumière	62
B.3.1 - méthode	
B.3.2 - forme des spectres. Définition des types d'eau	
B.3.3 - relation entre quanta et énergie	
B.4. Relations entre les paramètres optiques	69
B.4.1 - énergie à la profondeur DS	
B.4.2 - profondeur de la zone euphotique Z_{eu} . Coefficient moyen ϵ	

B.4.3 - relations ϵ_{min} - DS	
B.5. Influence des substances particulaires sur la transparence	76
B.6. Conclusion	79
C. LES PARAMETRES CHIMIQUES	83
C.1. Evolution des éléments majeurs à Bol (1972-76)	84
C.1.1 - résultats	
C.1.2 - comparaison des phases de concentration (1973-74)	
C.1.3 - influence des macrophytes au cours des remises en eau analyses des macrophytes la décomposition des macrophytes	
C.1.4 - conclusion	
C.2. Eléments sur la chimie du phosphore	98
C.2.1 - phosphore réactif dissous	
C.2.2 - précipitations en milieu réducteur : la vivianite.	
C.2.3 - expériences d'adsorption sur le sédiment	
C.2.4 - conclusion	
C.3. Eléments sur la chimie du fer	109
C.3.1 - définitions et méthodes	
C.3.2 - fer dissous	
C.3.3 - fer réactif	
C.3.4 - étude qualitative : les ferrigrammes	
C.3.5 - bilan des apports en fer au lac Tchad	
C.3.6 - relations fer-phosphore dans l'eau et les sédiments.	
D. LES CARACTERISTIQUES DE L'ACTIVITE PHOTOSYNTHETIQUE DU PHYTOPLANCTON	123
D.1. Définitions et symboles des termes employés	124
D.2. Méthodes	128
D.2.1 - production primaire mode opératoire discussion sur le mode opératoire	
D.2.2 - biomasse du phytoplancton mode opératoire discussion de la méthode	
D.2.3 - relation entre biomasse et chlorophylle	
D.3. Mesures de chlorophylle et d'activité photosynthétique	138
D.3.1 - mesures à Bol (1968-76) activité optimale et chlorophylle production par unité de surface, ΣA .	
D.3.2 - la cuvette sud en phase de Tchad normal (1970-71)	
D.3.3 - les eaux libres de la cuvette sud en Petit Tchad (1973-76)	
D.3.4 - l'archipel de Bol en phase de Petit Tchad (1973-76) conditions hydrologiques résultats discussion	
D.3.5 - mesures dans la cuvette nord la chlorophylle à Kindjéria	

	la chlorophylle sur la radiale est-ouest en 1973	
	évolution pluriannuelle dans le centre de la cuvette nord	
	mesures de production dans la cuvette nord	
D.4.	Les paramètres de la production instantanée	155
	D.4.1 - forme des profils	
	D.4.2 - relation entre biomasse (B) et activité optimale (A_{opt})	
	. résultats	
	. relation générale observée. Discussion	
	D.4.3 - variations de l'activité spécifique optimale (φ_{opt}) avec la température.	
	. résultats	
	. relation générale et discussion	
	D.4.4 - calcul de Z_i en fonction de la transparence	
	. Tchad normal	
	. Petit Tchad	
	. Phase de concentration	
	D.4.5 - relation entre Z_i et $Z_{0.5 A_{opt}}$	
	D.4.6 - comparaison eau argileuse-eau organique	
D.5.	La production au cours de la journée	180
	D.5.1 - évolution de la production au cours de la journée	
	D.5.2 - relation entre diverses incubations au cours d'une même journée	
	D.5.3 - production journalière et production horaire	
	D.5.4 - estimation de la production journalière à partir de la production autour de midi	
D.6.	Modèle de l'activité photosynthétique	189
	D.6.1 - les relations observées	
	D.6.2 - comparaison avec les modèles antérieurs	
	D.6.3 - conclusion	
E.	UTILISATION DE LA TELEDETECTION POUR L'EVALUATION DE LA PRODUCTION	197
	E.1. Méthodes	198
	E.2. Résultats de juin 1975, cuvette sud	201
	E.2.1 - les données Landsat	
	E.2.2 - les données de terrain	
	E.2.3 - relations entre les données Landsat et les mesures de terrain	
	E.2.4 - production journalière des eaux libres	
	E.3. Résultats d'octobre 1975	211
	E.4. Conclusion	217
F.	REPARTITION ET EVOLUTION DE LA PRODUCTION PRIMAIRE DANS LE LAC TCHAD.	219
	RELATIONS AVEC LES CONDITIONS DE MILIEU.	
	F.1. Répartition et évolution de la production du phyto-plancton	219
	F.1.1 - résultats obtenus à Bol et dans la cuvette sud	
	F.1.2 - résultats à Kindjéria et dans la cuvette nord	
	. Kindjéria	
	. Centre de la cuvette nord	

F.2. Relations entre les biomasses phytoplanctoniques et les conditions de milieu	225
F.2.1 - relation entre conductivité et chlorophylle	
F.2.2 - limitation par le carbone minéral	
F.2.3 - l'indice morpho-édaphique	
F.2.4 - conclusion	
F.3. Relations entre les conditions de milieu et l'activité photosynthétique (production brute)	241
F.3.1 - l'absorption de la lumière due au phytoplancton	
. introduction du paramètre p.	
F.3.2 - le rendement de photosynthèse	
. définition	
. résultats	
. discussion	
F.3.3 - les valeurs maximales de la production	
F.4. Relations entre les conditions de milieu et la production nette.	251
F.4.1 - définition et relations générales	
F.4.2 - application au lac Tchad	
. résultats	
. discussion	
. conclusion	
F.5. Comparaison avec d'autres lacs. Conclusion	261
G. CONCLUSIONS GENERALES	266
REFERENCES	273
H. ANNEXES ET TABLEAUX	
H 1 - Application des images Landsat à la courbe bathymétrique du lac Tchad.	
H 2 - Compléments sur la transparence des eaux du lac Tchad.	
H 3 - Mortalités de poissons et conditions de milieu dans le lac Tchad au cours d'une période de sécheresse.	
H 4 - Les échanges avec l'atmosphère.	
H 5 - Azote et phosphore dans les eaux de pluie à Fort Lamy (1970).	
H 6 - Bilan des apports en fer au lac Tchad (1970-1973).	
H 7 - Relations silice - diatomées dans le lac Tchad.	
H 8 - Comparaison de résultats par les deux méthodes, ^{14}C et O_2 .	
H 9 - Une solution graphique d'intégration de la production primaire sur la profondeur et dans le temps.	
H 10 - Exemple de simulation de la production nette. Application à la station de Bol.	
H 11 - Tableaux de données.	

Les tableaux référencés par une double initiale alphabétique sont situés en annexe H 11.

LISTE DES PRINCIPAUX SYMBOLES UTILISES

Bien qu'ils ne s'accordent pas toujours avec les unités et symboles internationaux (en particulier en ce qui concerne l'optique) les symboles utilisés ici suivent pour l'essentiel les recommandations du Programme Biologique International (Winberg, 1971), dans le cadre duquel ce travail a été commencé.

z	profondeur d'un point de la masse d'eau
Z	profondeur (m.) du lac en un point
\bar{Z}	profondeur moyenne (volume/surface)
H	niveau de l'eau, altitude par rapport au zéro des cartes.
h	niveau de l'eau à une échelle limnimétrique
T	température, °C
I	éclairage énergétique
ΣI	irradiation de la surface du lac pour une heure
$\Sigma \Sigma I$	irradiation globale journalière de surface du lac ($J/m^2 \cdot \text{jour}$)
DS	transparence mesurée au disque de Secchi (m.)
ϵ	coefficient d'atténuation verticale de l'éclairage descendant, moyen sur le spectre 400-700 nm et sur la zone euphotique. En base Ln, unités m^{-1}
ϵ_λ	coefficient d'atténuation verticale de l'éclairage descendant pour un rayonnement monochromatique
ϵ_{\min}	valeur minimale de ϵ_λ sur le spectre 400-700 nm
I'_0	éclairage incident subsuperficiel dans le spectre 400-700 nm
Q	flux des quanta ($\text{quanta } m^{-2} s^{-1}$)
Z_{eu}	profondeur de la zone euphotique (1% de I'_0)
χ_B et χ_{Fe}	coefficients spécifiques de participation du phytoplancton et du fer à la valeur de $1/DS$
ϵ_B	coefficient spécifique d'atténuation par le phytoplancton moyen sur le spectre 400-700 nm.
A	activité photosynthétique du phytoplancton ($mg O_2/m^3 h$).
B	concentration en chlorophylle, non corrigée ($mg Chla/m^3$)
A_{opt}	activité photosynthétique optimale sur un profil
ψ_{opt}	rapport de A_{opt} à B
R	respiration du phytoplancton ($mg O_2/m^3 h$)
r	rapport R/A_{opt}

- $\Sigma A, \Sigma R$, valeur horaire de A et R par unité de surface du lac
($\text{mg O}_2/\text{m}^2 \text{ h}$)
- P production nette = (A - R)
- $\Sigma \Sigma A, \Sigma \Sigma R, \Sigma \Sigma P$, intégrale journalière de A, R et P
- K' pente à l'origine de la fonction $A = f(I)$
- I_K valeur de I définie par A_{opt}/K'
- Z_{opt} profondeur à laquelle se produit A_{opt}
- Z_i profondeur telle que $A_{\text{opt}} Z_i = \Sigma A$; $Z_i = kDS$ où k dépend du type d'eau
- f(I) fonction de réponse du phytoplancton à la lumière $A = f(I)$
- F(I) intégrale sur la profondeur de f(I)
- H(I) intégrale sur la journée de F(I)
- p pourcentage de l'absorption de la lumière dû au phytoplancton
estimé par $p = \left(\frac{\Sigma B.DS}{\Sigma I} \right) \times 100$
- P_{tot} rendement photosynthétique = $100 \Sigma \Sigma A / \Sigma \Sigma I$ où 1 g O_2 est estimé équivalent à 3,33 k cal.
- IME indice morpho-édaphique en un point du lac = conductivité / profondeur
- L_x en télédétection, luminance observée d'un élément d'image dans le canal x (4, 5, 6 ou 7) du
- MSS détecteur multispectral à balayage des satellites Landsat
- Log = Ln, logarithme à base e ; log = logarithme décimal.

INTRODUCTION

Quatrième en Afrique par sa superficie, le lac Tchad est caractérisé par sa faible profondeur, son endoreïsme et sa situation en zone sahélienne. Son niveau et sa surface sont donc très sensibles aux variations saisonnières et interannuelles des apports qui en font un milieu relativement instable ; parallèlement, la morphométrie et la situation climatique du lac sont des facteurs favorables à une forte productivité dont il importait d'étudier les mécanismes et les possibilités.

La limnologie n'est que l'une des activités de recherche de l'ORSTOM dans le bassin tchadien où se sont cotoyés hydrologues, géologues et pédologues. L'interconnexion des diverses disciplines ainsi représentées permet de situer le lac Tchad, avec son régime hydrique actuel dans le contexte plus général de son évolution.

Une définition des grandes zones écologiques du lac Tchad (1972) a constitué une synthèse des premières connaissances acquises sur les différents aspects de l'écologie et de la production de ce milieu tel

qu'il se présentait en 1970-71, avant un changement d'état que la baisse progressive du niveau depuis 1964 rendait possible. Divers domaines de la limnologie ont par la suite fait l'objet de mises au point détaillées, en géochimie (Carmouze, 1976), sur l'écologie du phytoplancton (Iltis, 1971, 1977) et des chironomides (Dejoux, 1976). Les études de biologie et de production ont également porté sur les mollusques (Lévêque, 1972), les poissons (Lauzanne, 1977 ; Durand, 1978) et le zooplancton (Gras et Saint Jean, à paraître).

En contribution à cette étude globale, le présent travail a pour but de définir l'évolution des biomasses et de l'activité photosynthétique du phytoplancton en relation avec les conditions de milieu.

Le traitement exhaustif d'un tel sujet aurait supposé la prise en compte d'un nombre de variables incompatibles avec les moyens disponibles. La description du milieu porte donc sur les paramètres les plus couramment étudiés, non seulement parce qu'ils sont relativement accessibles, mais aussi parce qu'ils permettent de définir assez exactement l'environnement auquel sont soumis les organismes. Si les paysages lacustres ont été pris en compte dans la définition des grandes zones écologiques du lac, les paramètres de milieu comme la température de l'eau, l'oxygénation, la transparence et la structure de la colonne d'eau n'ont, jusqu'à présent, fait l'objet que d'études préliminaires (Gras et al. 1967). Ces paramètres sont ici décrits de façon parfois plus détaillée que nécessaire pour les besoins de l'interprétation de l'activité du phytoplancton. Cette description me paraît cependant utile dans le cadre de l'étude écologique plus générale dans laquelle ce travail s'insère, et ceci d'autant plus que la période considérée coïncide avec une évolution rapide, dans un état relativement peu fréquent du lac. Il en est de même pour la chimie de l'eau, déjà étudiée en période de Tchad normal (Carmouze, 1976), et dont la surveillance en un point du lac a ici permis de mettre en évidence l'influence des macrophytes sur les équilibres géochimiques.

A partir d'un lac "normal" en 1968 (altitude du plan d'eau 281,5 m, surface en eau 18000 km²), nous avons observé une régression, d'abord lente jusqu'en 1971, puis très rapide en 1972-73, aboutissant à un état de "Petit Tchad" (1973-76) où les deux bassins nord et sud du lac évoluent de façon séparée. A ces variations de niveau correspondent des modifications des conditions de milieu (oxygène, transparence, structure de la colonne d'eau) et une extension considérable des macrophytes

sur les sédiments qui ont été temporairement exondés. L'influence de ces diverses évolutions sur le comportement du phytoplancton (concentration, activité photosynthétique et production nette) constitue le but principal de cette étude.

Les déterminations spécifiques (Iltis, 1977) n'ayant pu, en général, être faites sur des échantillons correspondant aux mesures de chlorophylle et d'activité, seules les variations quantitatives sont prises en compte, et le phytoplancton a été considéré comme un système photosynthétique distribué dans la masse d'eau. Dans un premier temps, les relations entre les divers paramètres de la production (biomasse, transparence, activité photosynthétique optimale, production horaire et journalière par unité de surface) ont été déterminées par des mesures in situ. L'utilisation de ces relations a ensuite permis d'alléger les manipulations de terrain et d'obtenir des résultats dans les régions les moins accessibles.

L'évolution du lac a été suivie plus particulièrement à Bol, dans l'archipel de l'est du lac, qui présente plusieurs avantages. D'une part, tous les phénomènes qui se sont produits dans le lac, en relation avec les variations du niveau, se sont également produits à Bol, avec des intensités notables, faisant de cette station un point représentatif. D'autre part, Bol est reliée à N'Djaména par une ligne aérienne quasi-régulière qui permettait, entre autres, l'envoi fréquent et rapide d'échantillons au laboratoire. Les résultats ainsi acquis à Bol, permettent d'interpréter avec plus de sécurité les mesures effectuées avec une fréquence moins grande dans les diverses régions du lac. Ces dernières sont complétées, lorsque les conditions sont favorables, par les données des satellites Landsat qui sont utilisées pour estimer, de façon quantitative et synoptique, la répartition de la production du phytoplancton dans la cuvette sud du lac.

Les résultats obtenus par ces diverses techniques permettent de décrire, pour les différentes régions du lac, la répartition, ainsi que l'évolution, des concentrations et de l'activité photosynthétique du phytoplancton. Celles-ci dépendent de quelques facteurs principaux qui sont directement liés aux variations du niveau de l'eau.

Chapitre A

DESCRIPTION DU MILIEU

Le lac Tchad se caractérise par ses dimensions, son hétérogénéité dans l'espace et sa variabilité dans le temps.

Une profondeur moyenne de l'ordre de 4 m pour une surface en eau de 20.000 km² est la marque d'une cuvette sédimentaire extraordinairement plate dont le seul relief est l'erg du Kanem. L'importance de l'évaporation relativement aux apports détermine le niveau du lac et crée un gradient de concentration à partir du delta du Chari. Ce gradient est cependant perturbé par le rythme saisonnier des crues du fleuve qui elles mêmes sont soumises à l'irrégularité inter-annuelle des pluies tropicales. Aux fluctuations saisonnières de niveau du lac se superposent en effet des variations à plus long terme qui dépendent de la circulation générale atmosphérique.

La position du Tchad dans la zone de balancement de la convergence intertropicale explique la fréquence et l'intensité des vents auxquels il est soumis. Lorsque les surfaces d'eau sont suffisamment importantes, il en résulte une turbulence quotidienne de la colonne d'eau et une structure de type polymictique tropical. Lorsque la végétation semi-immergée fragmente et protège les plans d'eau libre, une différence apparaît entre les plus grandes surfaces, qui restent polymictiques, et les plus petites dans lesquelles s'établit un régime monomictique chaud.

L'évolution du climat de la région sahélienne au cours de la période 1967-76 nous a permis d'observer des modifications importantes de la morphologie et du comportement du lac.

A.1 SITUATION ET CLIMAT.

Le bassin tchadien s'étend sur 2.500.000 km² entre 5° et 25° de latitude nord et 7° à 25 ° de longitude est. Le milieu lacustre est apparu à la fin du Pleistocène après une longue période aride et son étendue, de cette époque à nos jours, a fortement varié en fonction des conditions climatiques. Le bassin est actuellement soumis en grande partie à un climat aride et subaride, ce qui réduit la zone d'alimentation à 30 % de la superficie totale (figure A 1).

Le lac, situé entre 12 et 14°30 de latitude nord et entre 13° et 15°20 de longitude est, ne représente que 1/16 de la surface qu'il occupait il y a 5 à 6000 ans (Servant, 1970). Il se trouve dans une région sans relief marqué, aussi sa surface est-elle soumise à de fortes variations en raison de l'irrégularité des pluies tropicales. Depuis le début du siècle la cote du plan d'eau a oscillé entre 279 et 284 m, et sa surface entre 8000 et 24500 km².

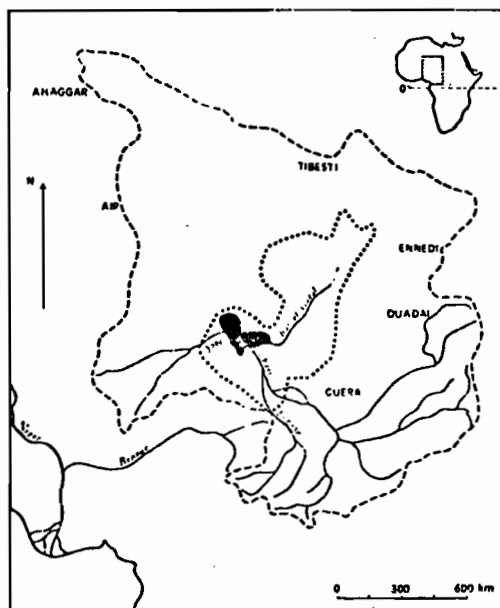


Figure A 1 - Situation du bassin Tchadien ; limite du bassin en trait interrompu ; rivage lacustre à 320 m (quaternaire récent) en pointillé (d'après TOUCHEBOEUF de LUSSIGNY et al., 1969).

Le bassin tchadien est situé dans la zone de balancement de la convergence intertropicale C.I.T. (couramment appelée F.I.T., front intertropical) qui délimite les masses d'air tropicales continentales et équatoriales maritimes. A ces masses d'air correspondent des vents : l'harmattan, sec, du nord-est, souffle d'octobre à avril tandis que la mousson du sud-ouest, humide, apporte les pluies. Ces caractéristiques sont celles du climat sahélien.

Le régime de vents est donc en grande partie lié au déplacement du F.I.T. dont nous verrons plus loin l'influence sur la température de l'eau. Aux vents dominants, harmattan et mousson, qui présentent un maximum entre 6 et 12 heures, s'ajoutent de faibles brises locales, dont la brise nocturne, dirigée de la terre vers le lac, qui modifient légèrement la direction des vents dominants.

La température moyenne de l'air au cours de l'année est de 27° environ, avec une saison chaude (29 à 32° C) qui s'étend de mars à octobre, et une saison fraîche de décembre à février (22 à 24° C). L'écart diurne est minimum en août (7°C) et maximum de décembre à février (16 à 17° C).

La permanence des vents et plus particulièrement la présence des masses d'air tropicales sèches pendant la moitié de l'année, ainsi que les fortes températures, sont des facteurs qui favorisent l'évaporation de l'eau qui est évaluée à 2,30 m par an. Les pluies sont principalement réparties sur les mois de juillet, août et septembre, le mois d'août en recevant à lui seul 50 %. Elles varient de 500 à 250 mm du sud au nord du lac, avec une moyenne de 320 mm à Bol. Les variations interannuelles sont fortes, les valeurs extrêmes enregistrées à Bol étant de 125 à 565 mm

La nature des fonds, leur distribution et la géochimie des sédiments ont fait l'objet d'études générales, étendues à tout le lac (Dupont, 1968, 1970, Carmouze 1976) et d'études plus localisées notamment dans la région de Bol (Dupont, Lévêque, 1968 ; Dupont, Fraquet, 1972) ou dans les eaux libres de la cuvette sud (Dupont, Lemoalle 1972 ; Lemoalle, Dupont 1973).

A 2 LES DIFFERENTS ETATS DU LAC TCHAD

"Depuis sa découverte en 1823 par Oudney, Denham et Clapper-

ton, le Tchad n'a cessé de présenter des fluctuations de niveau qui modifient considérablement le tracé de ses contours apparents. De 1903 à 1915, on l'a vu se transformer en marécages impraticables dont Lenfant escomptait le dessèchement dans un avenir peu éloigné : en 1908, je pouvais faire circuler à pied sec mes convois de chameaux dans toute la partie nord de la cuvette où quelques années auparavant j'avais navigué en toute aisance à bord d'un grand chaland d'acier".

Cette description de Tilho (1928), ainsi que l'ensemble du remarquable travail de la mission scientifique qu'il a dirigée sur le lac (Tilho, 1910), s'applique exactement aux conditions qui ont été observées au cours de la période 1968-1976 pendant laquelle ont été effectuées des mesures de production du phytoplancton. Elle exprime en outre la caractéristique essentielle du lac : une grande variabilité du niveau de l'eau et des conditions de milieu.

Se basant sur les descriptions antérieures et sur ses observations personnelles, Tilho a défini trois états principaux du lac en fonction du niveau de l'eau :

- le Petit Tchad, de profondeur moyenne inférieure à 1,5 m en période de basses eaux annuelles, avec une superficie submergée de 12000 à 13000 km² (de 1908 à 1915) ;
- le Tchad normal, de profondeur moyenne 2,5 m, superficie submergée de 18000 km² environ ;
- le Grand Tchad, observé dans la seconde moitié du 19^{ème} siècle, profondeur moyenne 4 m, superficie en eau de 20000 à 25000 km².

La variation de niveau entre les différents stades est de l'ordre de 1 m ; c'est la valeur moyenne de la décrue annuelle du lac, aussi la transition à un état inférieur peut-elle être soudaine à la suite d'une année de forte sécheresse, ou lente et progressive à la suite de plusieurs saisons légèrement déficitaires.

Les plus hauts niveaux depuis le début du siècle ont été atteints en 1963-64, période à laquelle le lac était proche du stade Grand Tchad. Depuis, le niveau moyen a baissé progressivement jusqu'en 1972 en conservant un aspect de Tchad normal en régression. Après la sécheresse du Sahel de 1972-73 le stade Petit Tchad a été atteint et nous verrons qu'il s'est maintenu au moins jusqu'en

1977 (figure A 2).

Nombre de publications sur l'hydrologie du lac Tchad, parues depuis 1963, traitent de différents aspects du stade Tchad normal. Une description du lac tel qu'il se présentait en 1970 au stade Tchad normal bas a été donnée dans un premier document collectif de synthèse sur les grandes zones écologiques du lac par les hydrobiologistes de l'ORSTOM (Carmouze et al., 1972). La première partie de ce texte, qui est valable pour la période 1968-1972, est reprise ici afin de situer brièvement le milieu. Quelques éléments sur l'hydrologie générale seront ensuite abordés avant une description du passage du lac à l'état Petit Tchad.

A 3 LE TCHAD NORMAL (1968-1972)

A.3.1 MORPHOLOGIE

Par sa configuration cotière, le lac peut être divisé en deux cuvettes, nord et sud, séparées par un axe passant par Baga Kawa et Baga Sola (figure A 2). Cette division est également justifiée par la présence sur cet axe de hauts fonds, et de profondeurs différentes dans les deux cuvettes.

Celles-ci sont bordées au nord et à l'est par un erg fixé dont les sommets des dunes, orientées sud-est et nord-ouest, forment un vaste archipel. Celui-ci est prolongé vers l'intérieur du lac par des îles de végétation, appelées îlots-bancs, qui sont des hauts fonds dunaires colonisés par des phanérogames aquatiques : Phragmites, Papyrus, Vossia ...

A la cote 281,5, cote moyenne du plan d'eau entre 1968 et 1971, la surface en eau du lac est de 20.000 km², celle de l'archipel 6.200 km² et celle des îlots-bancs de 8.600 km². Les eaux occupent 53 % de la surface d'archipel et 80 % de celle des îlots-bancs. Les îles et îlots-bancs sont environ au nombre de 2000, ce qui, outre l'aspect très découpé des rives nord et est, donne au lac un développement des lignes de rivage particulièrement important. Une image Landsat du Tchad normal bas (janvier 1973) est donnée en annexe (annexe H 1) avec la courbe bathymétrique du lac.

Cette physionomie du lac est susceptible de changer profondément en fonction des variations du niveau de l'eau. Retenons

Régions naturelles du lac Tchad à la cote 281,5m

Carte schématique du lac au début juillet 1973

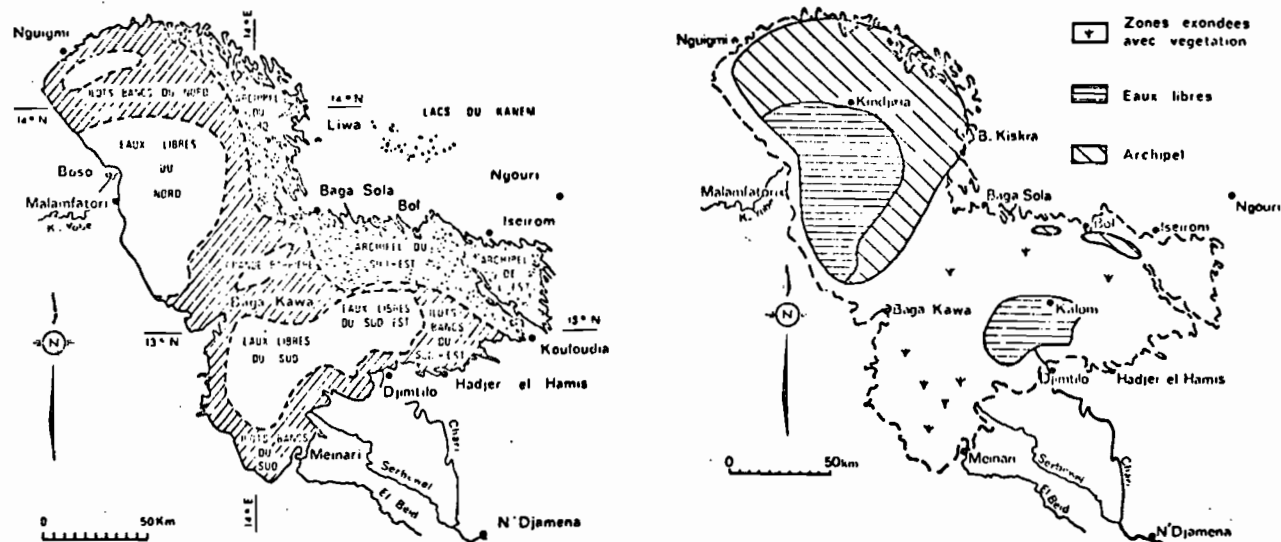


Figure A 2 - Carte schématique des régions naturelles du lac Tchad normal (à gauche) où sont représentées les eaux libres (en blanc) les îlots-bancs (hachures obliques) et l'archipel. Après la faible crue de 1972 est apparu le stade Petit Tchad (ici juillet 1973, à droite) avec peu d'eaux libres (hachures horizontales), disparition des îlots-bancs, et croissance des macrophytes.

cependant ces caractéristiques d'un Tchad normal : un seul plan d'eau et trois types de paysages (eau libre, archipel et flots-bancs).

En fonction de ces caractéristiques, le lac peut être divisé en quelques grandes régions naturelles (figure A 2).

a) Dans la cuvette nord on reconnaît trois régions :

- les flots-bancs du nord, occupent la région la plus profonde du lac (4 à 7 m pour une cote du plan d'eau de 281,5). Ils ont une dimension généralement supérieure à la moyenne et sont très clairsemés ; leurs sommets sont plats et les pentes abruptes. Sur la côte, N'Guigmi.

- L'archipel du nord est constitué d'îles sableuses plates, peu boisées, fréquemment ceinturées d'herbiers immergés. La profondeur de l'eau y est de 3 à 6 m. Sur la côte est, Baga Kiskra.

- Les eaux libres du nord, vaste région de 4000 km² dépourvue de toute île ou flot-banc, ont une profondeur qui augmente progressivement vers le centre nord (région de Kindjéria). Un peu au sud de l'embouchure de la Yobé se trouve la station nigériane de Malamfatori.

b) Dans la cuvette sud, on retrouve le même type de paysages :

- L'archipel du sud-est occupe les bordures nord-est et est de la cuvette. Les profondeurs sont comprises entre 2 et 3,5 m, les îles sont plus hautes, plus boisées, la pente du rivage est un peu moins accentuée que dans la cuvette nord. La baisse de niveau depuis 1964 a provoqué l'exondation des seuils entre certaines îles qui sont maintenant rattachées en cordons d'orientation sud-est nord-est.

- les flots-bancs qui sont divisés en trois régions :

- Les flots-bancs du sud-est forment une frange entre les eaux libres et l'archipel, dans laquelle l'eau est peu profonde (1,5 à 3 m). En bordure de cette frange les flots de Kalom (Kalom et Kalom-limnigraphé).

- Les flots-bancs du sud bordent la cote méridionale, plate, entre le delta du Chari et Baga Kawa.

- La Grande Barrière est aussi une zone d'ilots-bancs qui correspond à la zone de hauts fonds qui sépare la cuvette sud de la cuvette nord. Baga Kawa se trouve sur la péninsule nigériane.

- Les eaux libres de la cuvette sud peuvent être divisées en eaux libres pérideltaïques, dans un rayon de 30 à 40 km autour du delta, de profondeur 2,5 à 3,5 m et les eaux libres du sud, qui se trouvent dans la pointe sud du lac, un peu moins profondes (1,5 à 3 m).

A.3.2 ELEMENTS D'HYDROLOGIE

Le lac est principalement alimenté par les eaux d'origine fluviale dont 95 % proviennent du Chari grossi du Logone, et 5 % de l'El Beïd et de la Yobé qui sont des tributaires intermittents (Toucheboeuf de Lussigny 1969). Les pluies ne représentent que 10 % des apports totaux. Les pertes compensatoires, dans ce système privé d'exutoire, sont dues à l'évaporation (90 %) et aux infiltrations. L'équilibre entre pertes et apports détermine le niveau du lac.

On a regroupé figure A 3 les apports annuels du Chari de 1963 à 1973, et les variations du niveau moyen annuel du lac pour la même période (d'après les données de l'hydrologie ORSTOM). Depuis 1965 une succession d'apports déficitaires ont entraîné une diminution du niveau du lac. A partir de 1973, le lac étant scindé en plusieurs bassins, il n'est plus possible de définir un niveau moyen de la nappe d'eau.

Un examen des données pluviométriques sur le bassin versant permet de constater que les variations importantes du débit du Chari dépendent de faibles modifications des précipitations sur le bassin versant et qu'il existe une certaine rémanence du débit en fonction des précipitations des années antérieures. Ce phénomène a été récemment vérifié pour les années 1974 et 1975 (Chouret, 1977).

Du fait de son faible volume, le lac amortit mal les apports du Chari qui fournit en 5 mois 80 % de ses apports annuels. Les amplitudes intra-annuelles de variation de niveau sont de l'ordre de un mètre, avec un maximum en janvier et un minimum en juillet-août.

Dans un lac plat, les déplacements de l'eau sous l'action du vent se traduisent par des variations du niveau le long des côtes. Ces variations SU sont de la forme (US Army, 1955):

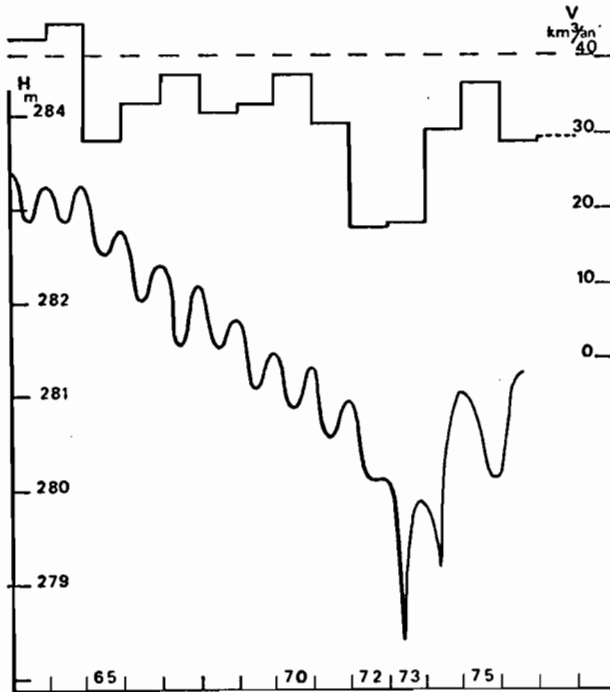


Figure A 3 - Apports annuels du Chari V (km^3/an) par rapport à la moyenne (1933-1972) (tireté) et niveau H du lac à Bol au cours de la période 1963 - 1976.

$$SU = 2 \cdot 10^{-7} \times V^2 \times f \times \frac{1}{Z} \text{ en système d'unités S.I. où}$$

V est le vent à la surface de l'eau.

f son rayon d'action sur l'eau (fetch)

Z la profondeur moyenne.

Bien que f soit difficile à estimer dans le cas du Tchad, encombré d'îles et d'ilots-bancs, l'effet du vent est particulièrement sensible du fait de la taille et de la faible profondeur du lac.

Dans le lac Tchad, des variations cycliques de niveau dues au vent se superposent aux variations dues aux apports (Roche, 1973). Les unes sont à période annuelle, correspondant à l'alternance

de l'harmattan et de la mousson, les autres à période nycthémérale en fonction du rythme des vents qui soufflent principalement le matin entre 6 et 12 heures. Bol ayant longtemps été la seule station limnimétrique du lac, ces oscillations ont souvent été négligées dans les bilans hydriques. Elles sont pourtant importantes car elles diminuent notablement l'amplitude des variations intra-annuelles du niveau à Bol qui se trouve au vent lors du minimum de niveau en août et sous le vent lors du maximum en janvier.

L'amplitude des variations diurnes est de 10 cm à Bol en période de Tchad normal ; l'amplitude annuelle entre côte exposée au vent et côte sous le vent est de 40 cm entre Bol et la pointe sud du lac et de 40 cm entre côte est et côte ouest dans la cuvette nord (Chouret, Lemoalle 1974).

Outre l'effet de turbulence direct créé par le vent par l'intermédiaire des vagues, les oscillations diurnes de niveau créent dans toute la zone d'archipel des courants de retour qui favorisent l'homogénéisation de la colonne d'eau au cours de la nuit.

A 4 EVOLUTION DU LAC EN PHASE DE PETIT TCHAD

Au cours d'une année particulièrement déficitaire, 1972, les apports du Chari n'ont pas suffi à provoquer de crue sensible du lac (fig. A 3). Dès le début de 1973, de grandes portions de la zone des îlots-bancs et de la Grande Barrière ont commencé à être complètement exondées. Le fractionnement du lac en trois zones isolées était effectif en avril 1973 (figure A 2). A partir de cette date il faut considérer séparément : la cuvette nord, les eaux libres de la cuvette sud, et l'archipel du sud-est dont l'évolution au cours du temps a été suivie au cours de missions sur le terrain et de survols à basse altitude (Carmouze, Chouret, Durand, 1973 ; Chouret, Franc, Lemoalle, 1974 ; Chouret, Lemoalle, 1974 ; Chouret, Lemoalle, 1975 ; Chouret, 1977). Par ailleurs, les images du lac fournies par les satellites Landsat ont permis de généraliser des observations localisées.

Outre la diminution et le morcellement des surfaces en eau, le phénomène important survenu en 1973 est l'apparition d'une végétation très dense sur toutes les surfaces exondées de la cuvette sud et de la Grande Barrière. Alors que les bordures cotières de vè-

gétation immergée ou semi-immersée de la phase Tchad normal avaient pratiquement disparu en 1972 sous l'effet de la rapide décrue du lac, l'exondation a permis la germination des graines déposées dans le sédiment (Fotius, Lemoalle, 1976).

Pour la seule cuvette sud, les surfaces ainsi colonisées entre mars et septembre 1973 sont de l'ordre de 5000 km², et la végétation persistera en grande partie lors des remises en eau successives.

L'évolution hydrologique et morphologique du lac en phase de Petit Tchad (1973-76) est donnée en détail dans les publications citées plus haut. Seuls les aspects principaux en sont résumés ici.

Si l'on excepte l'effet de retard provoqué par la végétation en différents points d'une même cuvette, ainsi que les dénivellations dues au vent, les niveaux sont assez bien décrits par les stations de Kindjeria pour la cuvette nord, Kalom pour les eaux libres de la cuvette sud et Bol pour la région de l'archipel autour de Bol (figure A 4 d'après Chouret, 1977).

La région de Bol est séparée des eaux libres pour des niveaux inférieurs à 279,3, de mars à octobre 1973 et d'avril à septembre 1974. Pendant ces périodes, différentes mares de l'archipel se comportent en bassins d'évaporation bordés de larges ceintures de macrophytes. Les conditions d'oxygénation sont fonction de la profondeur des mares d'eau libre et de la circulation à travers les macrophytes (voir paragraphes A 6 et A 7).

Estimant que le temps de propagation de l'onde de crue entre les eaux libres et les stations de Bol ou de Baga Kawa est de l'ordre de un mois, il apparaît que le seuil des îlots-bancs joue effectivement son rôle en 1973 et 1974, et que la végétation qui le recouvre influe peu sur sa cote efficace : les macrophytes ne jouent pas ici le rôle de seuil supplémentaire comme c'est le cas dans la Grande Barrière.

En 1975, 1976 et 1977, le niveau continue d'osciller régulièrement, sans rupture hydrologique avec les eaux libres, avec des maximums du même ordre mais des amplitudes légèrement décroissantes

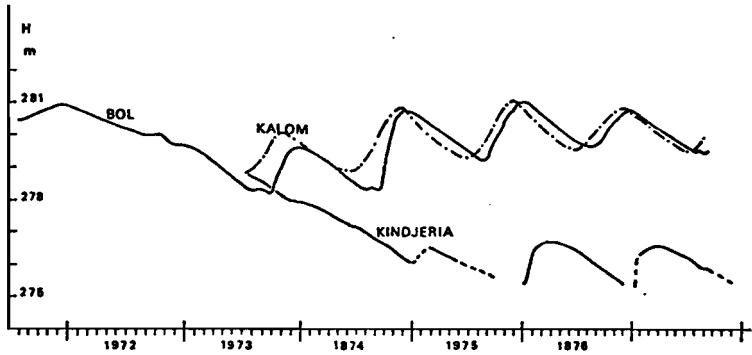


Figure A 4 - Le niveau du lac dans les trois bassins à Kindjéria (cuvette nord), Bol (archipel de l'est) et Kalom (eaux libres de la cuvette sud). D'après CHOURET, 1977.

bien que toujours supérieures aux oscillations d'un Tchad normal.

Ce régime est caractéristique d'un état Petit Tchad plus homogène et moins extrême que durant la période 1973-74, bien que les niveaux moyens soient proches de ceux de 1972, alors période de Tchad normal.

Les eaux libres pérideltaïques ont été continuellement alimentées par le Chari, bien que de façon variable en fonction des crues. Leur régime hydrologique est donc relativement peu modifié entre 1971 et 1976. Bien que des observations antérieures ne soient pas disponibles on peut penser que les oscillations saisonnières du niveau y sont un peu plus importantes qu'auparavant.

Les conditions nouvelles créées par le développement de la végétation marécageuse se traduisent par une diminution du fetch

sur la région pérideltaïque et par des échanges hydriques avec ces marécages dont l'eau a des propriétés physiques (transparence) et chimiques (potentiel redox, concentrations en sels nutritifs) différentes de celles des eaux libres.

Après l'exondation de la Grande Barrière pour une cote comprise entre 279 et 279,5 m en mars-avril 1973, la cuvette nord est restée pratiquement isolée de ses apports jusqu'en janvier 1975, quand des eaux de crue du lac ont percolé à travers la Grande Barrière. A partir de mai 1975, les zones en eau se limitent à quelques mares isolées autour de Kindjéria, mares qui s'assècheront complètement en octobre 1975.

Les crues de la rivière Yobé ont une influence limitée dans l'espace et maintiennent une humidité temporaire dans les zones de végétation autour de son embouchure.

Des remises en eau à travers la Grande Barrière en janvier 1976 et janvier 1977 produisent un cycle hydrologique semblable à celui de 1975 au cours de ces deux années. Là encore, il faut noter l'apparition de zones de végétation sur les zones temporairement exondées, où la croissance est de plus en plus importante au cours du temps.

Contrairement au seuil des îlots-bancs qui isolait l'archipel de Bol, il apparaît que le seuil de la Grande Barrière (279,3 m en moyenne) n'explique pas la faiblesse des apports dans la cuvette nord. En effet, les eaux libres pérideltaïques ont conservé un niveau supérieur à ce seuil depuis octobre 1974 jusqu'en 1977, et les déversements vers le nord n'ont eu lieu qu'épisodiquement. La surélévation apparente, ou fonctionnelle, du seuil peut s'expliquer par l'épaisseur et la densité de la barrière végétale. Nous avons vu que la végétation n'a pas constitué un véritable obstacle à la propagation de l'eau depuis les eaux pérideltaïques jusqu'à Bol ou Baga Kawa. Il s'agissait alors d'un transfert d'une quantité d'eau limitée au-dessus d'un seuil de faible largeur. La différence essentielle avec la Grande Barrière tient probablement dans ces deux caractéristiques : la largeur de sédiments exondés est beaucoup plus forte dans la cuvette nord puisqu'elle peut atteindre parfois l'ensemble de cette cuvette, et les quantités d'eau nécessaire à l'établissement d'une fine pellicule d'eau dans la cuvette nord sont considérables du fait des sur-

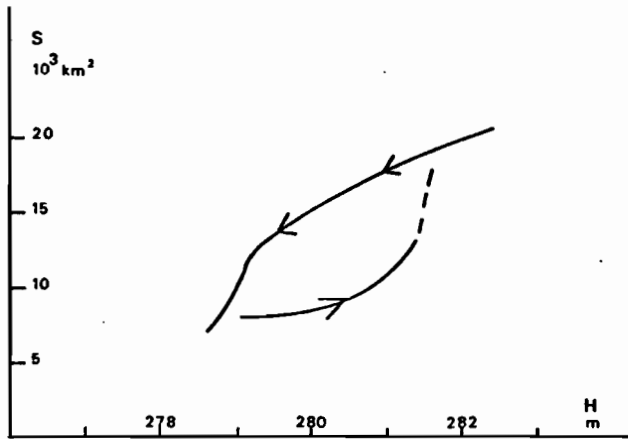


Figure A 5 - Cycle d'hystérésis entre la surface en eau libre et le niveau de l'eau.

faces mises en jeu, de l'évaporation et de la dessiccation des fonds.

La différence entre les niveaux des deux cuvettes a été en moyenne de 4 m en 1976, bien que le niveau dans la cuvette sud ait été celui d'un Tchad normal.

On constate donc, comme pour les crues du Chari, un phénomène d'hystérésis : une fois une tendance amorcée (faible crue pour le Chari, état de Petit Tchad pour le lac) celle-ci se maintient malgré le retour à des conditions normales (pluviométrie sur le bassin versant, niveau supérieur au seuil de la Grande Barrière) (figure A 5).

A.4.1. LE RÔLE DES MACROPHYTES DANS L'EVAPORATION.

Le niveau du lac Tchad résulte de l'équilibre entre les apports et les pertes. Lorsque le niveau moyen annuel reste constant, les apports équilibrent les pertes dans lesquelles l'évaporation (2,15 à 2,30 m par an) représente plus de 90 %.

Le Chari fournissant 80 % des apports totaux, nous pouvons exprimer sa participation dans le maintien d'un niveau constant par la hauteur d'eau qu'il apporte sur un lac en équilibre, de

surface S :

- en 1964, pour une cote $H = 283$ m, 43 km^3 d'apports du Chari dans un lac de 22000 km^2 représentent une hauteur d'eau de 1,95 m.

- en 1967-69, $S = 18000 \text{ km}^2$ est équilibrée par 37 km^3 /an du Chari, soit une hauteur de 2,06 m.

La moyenne de la contribution du Chari, au cours de ces périodes d'équilibre du lac, est donc de 2 m d'eau par an, pour une surface lacustre peu encombrée de végétation émergente. Dans ces conditions, les apports A du Chari doivent donc être

$$A (\text{km}^3) = 0,002 S (\text{km}^2)$$

pour assurer l'équilibre.

Au début de 1973, le lac était encore constitué par un seul plan d'eau de 14500 km^2 , à la cote 279,7 m, pratiquement exempt de macrophytes émergents. Il aurait donc fallu 29 km^3 d'apports du Chari pour maintenir l'équilibre, alors que ceux-ci n'ont été que de 18 km^3 . D'où la baisse brutale du niveau et la scission du lac en plusieurs fractions, avec un développement considérable des macrophytes. En décembre 1973, la surface occupée par la végétation émergente a été estimée à 5000 km^2 . Par la suite, celle-ci a légèrement diminué dans la cuvette sud, mais s'est développée dans la cuvette nord ; la valeur de 5000 km^2 est donc une estimation inférieure de l'extension des macrophytes dans le lac en 1974-76.

Soit x le rapport entre la quantité d'eau perdue par une surface de marécage (évapotranspiration plus évaporation de l'eau entre les plantes) et la quantité d'eau perdue par une même surface d'eau libre. Il n'a pas été fait de mesure du rapport x au Tchad où Aeschynomene elaphroxylon, Vossia cuspidata et Cyperus papyrus dominaient. Les valeurs de x dans la littérature sont rares et concernent essentiellement Phragmites pour lequel x varie de 1 à 7 suivant les lieux et la période de végétation ; une valeur de 2 semble la plus fréquente (Burian, 1971 ; Rodewald-Rudescu, 1974).

Compte tenu de l'évaluation de x qui peut être faite par un bilan hydrologique approximatif de la cuvette sud entre octobre 1973 et octobre 1974, la valeur $x = 2$ apparaît comme une estimation minimale pour les marécages du Tchad.

Utilisant cette valeur, le supplément ΔE d'évaporation dû à la présence de marécages de surface s s'exprime par :

$$\Delta E = (x-1) s = 0,00215 s$$

L'évapotranspiration dans les marécages représenterait alors une énergie correspondant à 125 % du rayonnement global incident. Il faut alors admettre l'existence d'un transfert de chaleur par advection entre les masses d'air sèches et chaudes qui balaient la surface du lac durant la saison sèche. De telles situations, où l'énergie d'évapotranspiration représente 150 % du rayonnement global ont été vérifiées expérimentalement pour des petites surfaces herbeuses en climat aride (Kreith et Sellers, 1975).

La présence de végétation semi-immersée sur 5000 km² représente donc, par rapport à un lac d'eau libre, une perte supplémentaire de 10,7 km³ d'eau par an. Pour conserver un plan d'eau unique ($S \geq 14500 \text{ km}^2$) il faut donc que les apports du Chari soient de l'ordre de 40 km³/an. En fait les apports moyens, au cours de la période 1974-77, ont été nettement inférieurs à cette valeur, ce qui explique que la cuvette nord n'ait été que partiellement et temporairement inondée. Pour un lac d'étendue normale ($S = 18000 \text{ km}^2$) colonisé par une surface de 5000 km² de marécages, l'état d'équilibre nécessite un apport annuel du Chari de 37 km³ (comme en 1967-69) plus 10,7 km³ soit 47,7 km³. Bien

L'apparition d'une phase de Petit Tchad avec macrophytes crée donc des conditions nouvelles : les pertes en eau par unité de surface inondée sont supérieures à celles d'un Tchad normal, contribuant à maintenir l'état Petit Tchad malgré un retour éventuel à une hydraulité plus importante du Chari. La disparition progressive de la végétation aquatique observée dans la cuvette sud en bordure des eaux libres et dans l'est de l'archipel tend cependant à favoriser un retour au stade "Tchad normal".

A.4.2. L'ABONDANCE DES MACROPHYTES ET LE NIVEAU DE L'EAU.

Il est possible de schématiser un cycle de l'évolution du lac en fonction du niveau de l'eau et de l'abondance des macrophytes dans les différents bassins. La figure A 6 est un exemple du cycle pour la région de Bo1, qui peut être étendu à l'ensemble de la cuvette sud.

Le Tchad normal occupe la portion du plan définie par un niveau de l'eau supérieur au seuil d'exondation, et une abondance de macrophytes faible, ceux-ci étant limités aux ceintures de rivage et aux îlots-bancs qui disparaissent progressivement quand le niveau décroît. La phase de concentration est délimitée par un niveau inférieur aux seuils et des macrophytes peu abondants (mais en croissance). L'état de Petit Tchad avec macrophytes, qui concerne aussi bien les bas niveaux de l'eau que des niveaux plus "normaux", est caractérisé par l'abondance de la végétation aquatique qui isole les différents plans d'eau libre les uns des autres.

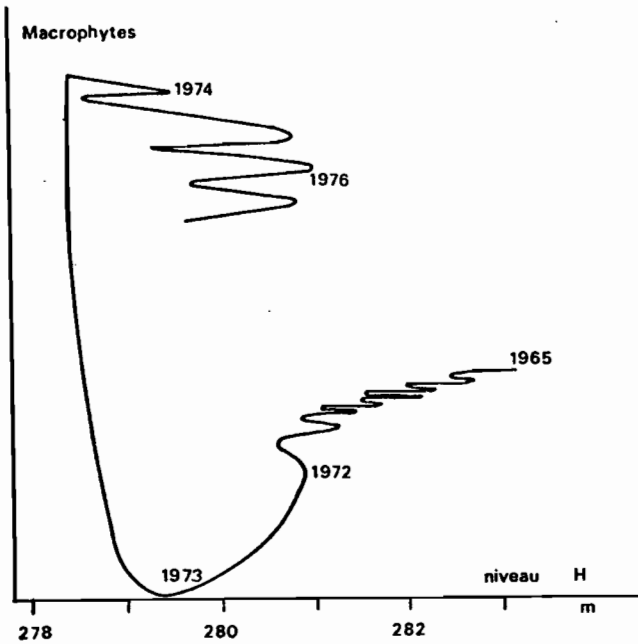


Figure A 6 - Relation entre l'abondance des macrophytes (estimée en valeur relative) et le niveau de l'eau au cours de la période 1965 - 1977).

A l'échelle de temps utilisée, la croissance de macrophytes sur les sédiments exondés de la cuvette sud (avril à septembre 1973) est un phénomène rapide et non immédiatement réversible. La théorie des catastrophes, issue de la topologie (Thom, 1972) utilise un nombre réduit de surfaces types pour décrire les systèmes comportant des variations brusques ou irréversibles. La surface de type "pli"

s'applique aussi bien à des exemples physiques (l'hystérésis) qu'en biologie aquatique (Jones et Walters, 1976; Nival, 1976).

Nous pouvons utiliser cette surface de pli (figure A 7) pour décrire de façon schématique l'abondance des macrophytes en fonction du niveau de l'eau et de la phase du cycle, le temps étant ici compté par la durée (valeur absolue) entre le moment considéré et un temps origine qui est ici choisi comme étant avril 1973. Le passage de la surface supérieure du pli (Petit Tchad avec macrophytes) à la surface inférieure (Tchad en régression) ne peut se faire que progressivement avec élévation du niveau de l'eau et disparition progressive des macrophytes par submersions des bancs flottants (kirtas) puis mise à sec des bordures végétales lors d'une récession suffisamment rapide. Une disparition brutale des macrophytes supposerait une élévation brusque du niveau de l'eau incompatible avec les débits observés du Chari.

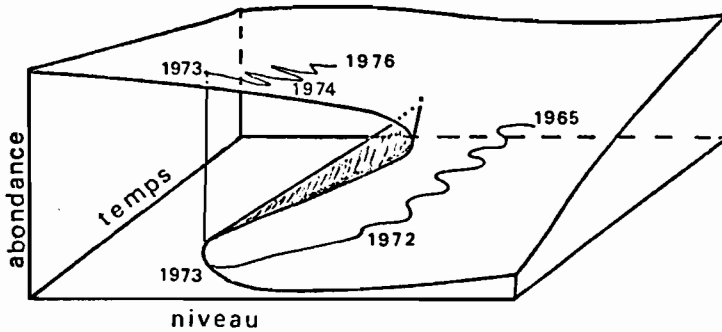


Figure A 7 - Représentation sur une surface du type pli, de l'abondance des macrophytes en fonction du niveau de l'eau et la phase du cycle (voir texte).

A 5 LES FACTEURS QUI PARTICIPENT A LA STRUCTURE DE LA COLONNE D'EAU

Les échanges verticaux, principalement dus à la turbulence, définissent la répartition verticale de la température et, par là, les principales caractéristiques de la colonne d'eau. Nous allons décrire quelques uns des facteurs qui contribuent à créer, ou à limiter, la turbulence des eaux du lac Tchad. Nous verrons ensuite quelle est leur résultante sur la température et la concentration en oxygène.

A.5.1. RELATION ENTRE LA TEMPERATURE ET LA DENSITE DE L'EAU

Une température élevée passe généralement pour un facteur de stabilité en ce sens qu'une faible variation de la température se traduit par une variation notable de la densité (Talling, 1957 c ; 1969 ; Dussart, 1966 ; Denny, 1972). D'après la figure A 8, la même stabilité sera obtenue en lac tropical pour une thermocline 2 à 3 fois moins accusée que dans un lac tempéré.

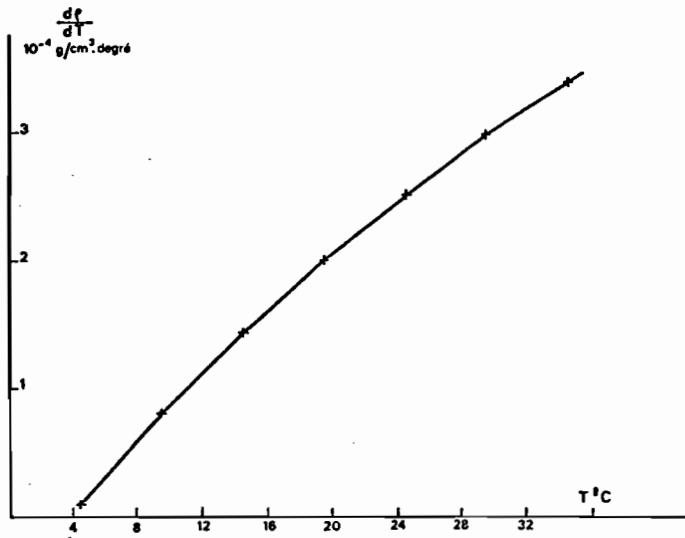


Figure A 8 - Relation entre l'augmentation de densité pour un degré, et la température de l'eau pure.

Un fait qui, par contre, est beaucoup moins fréquemment mis en relief, est que cette sensibilité à la température est également valable en cas de diminution : un même refroidissement superficiel en fin de journée provoque une turbulence beaucoup plus forte dans un lac chaud que dans un lac froid. Le rythme nyctéméral de destratification est donc favorisé par la température élevée. Ainsi le lac George, dont la stratification est particulièrement stable en cours de journée puisque les écarts de température peuvent atteindre 10° entre la surface et le fond, est-il le siège d'une circulation complète au cours de la nuit. De même Talling décrit des isothermies de début de journée dans des plans d'eau de 8 à 10 m de profondeur (Talling, 1957), le mé-

lange étant favorisé en saison froide et pour un air sec qui refroidit plus vite la surface.

Dans le cas des mesures dans l'archipel de Bol, l'instabilité due aux variations de températures est du même ordre en période Tchad normal et en Petit Tchad. La différence des structures observées ne s'explique donc que si un facteur supplémentaire de turbulence intervient de façon différente au cours de ces deux phases.

A.5.2. LE VENT

La moyenne journalière à Bol-Dune (1965-70) est de 134 km/jour (ORSTOM, 1974). D'une façon générale le vent souffle nettement le matin entre le lever du soleil et midi, aussi bien en saison sèche (harmattan) qu'en période de mousson (saison des pluies). La courbe de fréquence des vitesses est représentée figure A 9 (d'après Billon et al., 1963). Celle du lac George, reconstituée d'après les données de Viner et Smith, (1973), a été ajoutée pour comparaison.

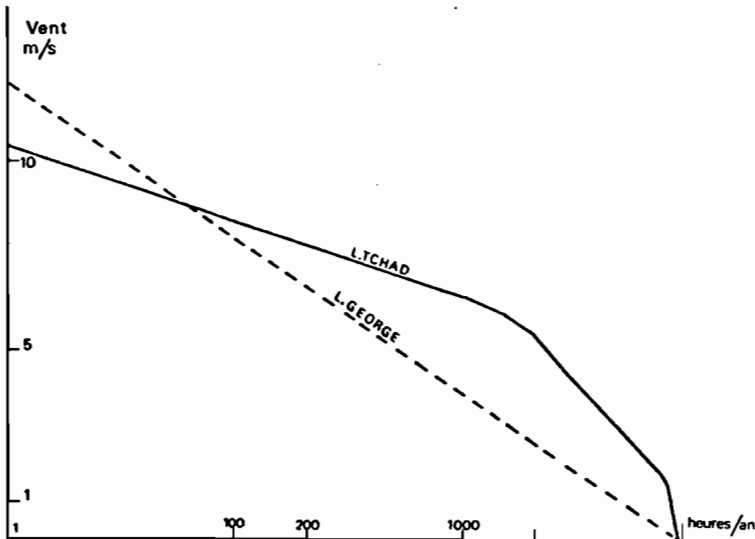


Figure A 9 - Courbes de fréquence de la vitesse du vent au Lac TCHAD (trait plein) et au lac GEORGE (trait pointillé). Les vents relativement forts sont beaucoup plus fréquents sur le lac TCHAD.

Durant une moyenne de 6 heures par jour, la vitesse du vent est supérieure à 5 m/s, et pendant 2,7 heures par jour supérieure

à 6,4 m/s, ces vents ayant une grande probabilité de souffler le matin. Au lac George, au contraire les vents forts soufflent le plus souvent en fin de journée vers 18 H, les vents supérieurs à 5 m/s soufflant en moyenne 1,4 heure par jour pour une moyenne annuelle journalière proche de celle de Bol.

En estimant que les mesures sont représentatives du vent qui passe effectivement sur l'eau, les différences entre les deux lacs tiennent donc :

- aux périodes de la journée durant lesquelles soufflent les vents moyens (4 à 7 m/s)
- à la plus grande durée de cette période pour le lac Tchad. Nous pouvons en outre noter que le lac George semble beaucoup plus calme la nuit. Ceci peut être dû au fait que les brises de terre sont notées à Bol (sur la rive du lac) et qu'elles ne sont pas nécessairement enregistrées pour le lac George où la station de mesures était à 14 km du lac.

L'action du vent sur une surface d'eau se traduit par des vagues. En ce qui concerne la turbulence, la résultante des vagues se manifeste par :

- un mouvement circulaire vertical des particules d'eau, qui décroît avec la profondeur.
- un transport d'eau dans la direction des vagues, équivalent à un courant. A ce déplacement d'eau correspond un courant de retour qui se produit soit en même temps, soit plus tard.

Ces deux types de mouvement sont des fonctions de la hauteur des vagues, qui dépend du rayon d'action du vent sur la surface d'eau : le fetch. Pratiquement le fetch peut être calculé pour chaque point A d'un lac : de part et d'autre d'un axe passant par A et ayant la direction du vent, on trace des rayons à intervalles de 6° et jusqu'à 12°. Ces rayons coupent la côte à des distances r_j correspondant aux angles α_j . Le fetch s'obtient par :

$$F = \frac{\sum (r_j \cos^2 \alpha_j)}{\sum (\cos \alpha_j)}$$

Si le rivage est rectiligne et perpendiculaire à la direction du vent, le fetch en un point est égal à sa distance du rivage.

La hauteur H des vagues croît quand le fetch augmente et, pour un fetch donné, H est proportionnel à la vitesse moyenne du

vent sur son rayon d'action, tant que la longueur d'onde est inférieure à 4 fois la profondeur. Ainsi, pour un fetch de 20 km et un vent de 4,5 m/s, qui sont des conditions fréquemment dépassées dans les eaux libres du lac Tchad, la hauteur théorique des vagues est $H = 0,4$ m et leur longueur d'onde $\lambda = 12$ m.

En estimant que la zone de forte turbulence due aux vagues s'étend à une profondeur $\lambda/2$ (Smith et Sinclair, 1972), il suffit d'un fetch de 10 km avec un vent de 4,5 m/s pour que 4 m de la colonne d'eau soient en turbulence. Ce fetch est réduit à 3 km pour un vent de 9 m/s. Il existe donc une grande partie des eaux libres, en période de Tchad normal, pour lesquelles la turbulence due aux vagues affecte toute la colonne d'eau.

Si l'on considère la direction des vents dominants, les vagues se déplacent soit vers les rivages bas de la côte ouest ou sud soit, en période de mousson, vers les îlots-bancs qui correspondent à des fonds plus faibles. Dans les deux cas la turbulence augmente au niveau du fond et sur toute la masse d'eau, la profondeur intervenant alors sur la forme des vagues. La zone littoral au vent (ou les îlots-bancs) constituent alors la région de turbulence maximale du lac.

Le déplacement des masses d'eau par les vagues se traduit par des oscillations diurnes du niveau qui sont généralement de 10 cm, à Bol en période de Tchad normal, à Kindjéria ou Malamfatori. A ces variations de niveau correspondent des courants dans tout le lac, et notamment dans les chenaux entre les îles de l'archipel.

En période de Petit Tchad, les eaux libres des cuvettes nord et sud sont réduites. Le rayon d'action du vent est limité par la présence d'îles ou de végétation nouvelles. Dans l'archipel, les zones d'eau libre sont aussi plus limitées, bien que le principal obstacle au fetch reste l'orientation des îles, perpendiculaire à la direction des vents principaux. L'ampleur des vagues est donc limitée dans les deux milieux, mais la différence la plus importante, dans l'archipel, est la disparition des oscillations diurnes du niveau, et donc des courants correspondants (figure A 10). La végétation, non seulement limite le fetch, mais amortit aussi considérablement les mouvements de l'eau, comme cela a été montré pour la Grande Barrière.

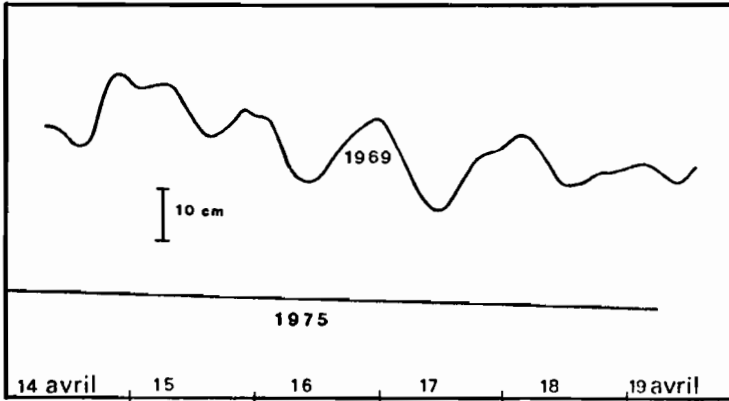


Figure A 10 - Variations journalières du niveau à Bol en avril 1969 et en avril 1975. Les variations, d'amplitude supérieure à 10 cm en 1969 ont été complètement amorties par les macrophytes en 1975.

A 6 LA TEMPERATURE DE L'EAU

Les températures de surface à Bol pour la période 1972-75 complètent les données de Roche (1973) qui a rassemblé et présenté la plupart des données disponibles jusqu'en 1971. Les mesures obtenues au cours de ce travail portent sur la période durant laquelle le lac est passé du stade normal au stade Petit Tchad. Malgré un retour, en 1975, à un niveau proche de celui de 1969, il est apparu en 1974 et 1975, à Bol et à Bérin, une stratification qui n'avait pas été observée auparavant.

L'ensemble des données utilisées dans cette section a été publié au Tchad sous forme multigraphiée (Lemoalle, 1976).

A.6.1. TEMPERATURES DE SURFACE

Méthodes et lieux de mesures :

Les mesures de température ont été faites suivant les possibilités du moment, soit au bord, soit à 300 m du rivage (point A) devant l'embarcadère ORSTOM, soit encore au milieu du chenal de Bol-port (point C) quand la végétation a envahi l'embarcadère ORSTOM. Les fortes variations du niveau au cours de la période d'étude ainsi que l'obligation qui en est résultée de déplacer le point de mesure

peuvent rendre l'interprétation de détail plus difficile, sans toutefois modifier sensiblement l'allure générale des résultats.

Jusqu'en août 1972 la température de surface a été mesurée à 2 ou 3 m du bord, à l'embarcadère ORSTOM (voir figure A 11). Les mesures ont ensuite été faites en surface et près du fond au point A depuis septembre 1972 jusqu'au 25 mars 1973, date à laquelle la profondeur au point A n'était plus que de 0,2 m. Après des mesures au bord jusqu'au 20 juin 1973, la température a été mesurée en surface dans la zone d'eau libre devant Bol-port (point C de la figure A 11).

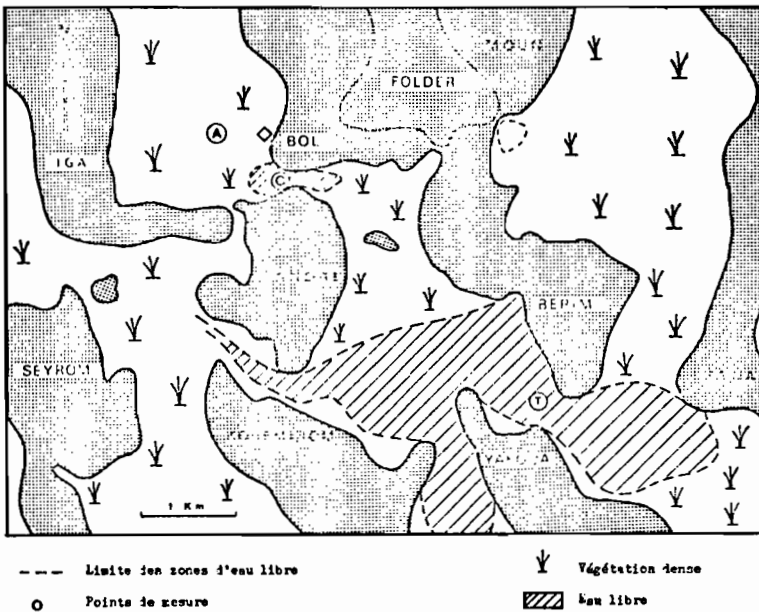


Figure A 11 - Carte de la région de Bol montrant les points A et C à Bol, et T à Bérin, ainsi que les zones d'eau libre (hachures) en 1974-76.

On peut estimer que les résultats obtenus au point A sont représentatifs pour l'ensemble du bras du lac à l'ouest de Bol. En période de lac normal, le point C est le plus souvent parcouru par des courants dus à l'oscillation du plan d'eau sous l'influence du vent : les températures du matin sont bien représentatives de la masse d'eau, celles de l'après-midi peuvent être, par temps calme, lé-

gèrement plus faibles qu'en d'autres points de la région où le mouvement des eaux est moins sensible.

Tout au long de la période d'étude, les mesures ont été faites le matin à 6 h et l'après-midi à 16 h. Les valeurs relevées sont donc très proches des minimum et maximum journaliers. Les moyennes journalières sont estimées par la moyenne des deux mesures quotidiennes.

Les valeurs au bord, à l'embarcadère ORSTOM, doivent être considérées plus comme indicatrices des variations que comme réellement représentatives des conditions du milieu. La différence est toutefois faible et de peu d'importance dans l'utilisation qui peut être faite des résultats, aussi bien en biologie qu'en hydrologie physique.

Résultats et discussions.

D'une façon générale, un léger refroidissement en juillet ou août, pendant la saison des pluies, intervient peu sur la température de saison chaude qui se situe vers 30° C de juin à septembre, décembre et janvier présentant les températures les plus basses, entre 17 et 20° C. Pour chaque mois la dispersion des valeurs journalières autour de la moyenne a été estimée par l'écart-type. L'évolution de celui-ci au cours de l'année ne fait que souligner les fortes variations observées au cours du réchauffement (février-mars-avril) et du refroidissement des eaux (octobre-novembre). La dispersion est sensiblement la même en saison chaude et en saison froide.

Tableau A1 - Températures moyennes mensuelles à Bol (°C)

	JAN.	FEV.	MARS	AVR.	MAI	JUN.	JUL.	AOUT	SEPT.	OCT.	NOV.	DEC.
1971										25,3	20,8	18,3
1972	19,0	20,6	24,5	28,2	30,1	30,7	30,2	29,9	29,9	27,6	19,2	18,7
1973	19,5	22,0	23,9	28,1	28,8	-	30,1	30,2	30,9	25,9	20,7	19,9
1974	17,2	18,9	23,2	28,5	30,3	31,4	30,4	30,9	30,9	28,3	23,5	18,3
1975	16,9	21,4	23,3	27,1	29,7	30,2	29,1	29,5	28,4	25,6	22,1	18,7
m	18,15	20,72	23,72	27,97	29,72	31,05	29,95	30,12	30,02	26,85	21,37	18,20

Pour une représentation commode des variations sai-

sonnières nous avons choisi les variations de température de surface par moyennes sur cinq jours consécutifs (pentades). Les courbes ainsi définies sont plus claires que si chaque jour était représenté et fournissent cependant une information plus complète que la représentation des valeurs mensuelles. Un exemple est donné pour 1975 (figure A 12).

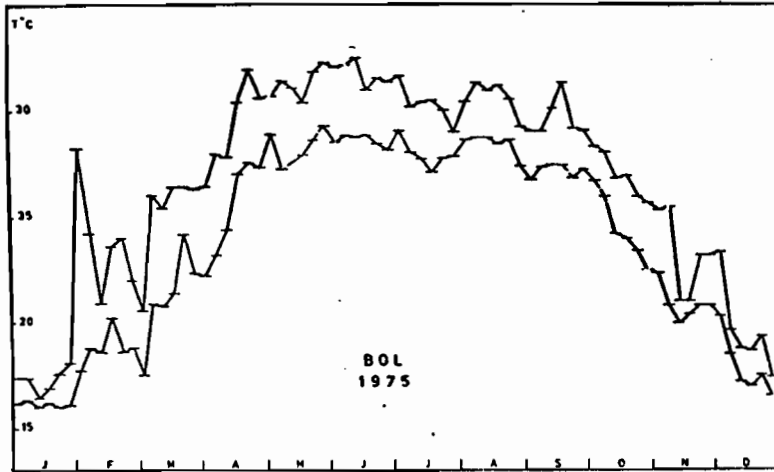


Figure A 12 - Exemple des variations de la température de surface à Bol, moyennes sur 5 jours. Courbe supérieure : température à 16 heures ; courbe inférieure : température à 6 heures.

- Moyennes annuelles :

Pour les trois années de mesures complètes la moyenne est de :

1972	1974	1975
25,7°C	26,0°C	25,2°C

Ecartant l'année 1972 au cours de laquelle les mesures n'ont pas toutes été faites dans les mêmes conditions, nous trouvons comme moyenne interannuelle au point C, pour la période de juillet 1973 à décembre 1975 la valeur de 25,6°C. Cette valeur est proche de celle trouvée par Roche (1973) pour la période 1968-1970 mais inférieure aux valeurs antérieures (tableau A2).

Tableau A2 - Moyennes interannuelles de la température des eaux de surface à Bol

Période	Temp.	Lieu	Auteurs
1956 - 1960	27,4°C	Bol île	PILLON, CALLEDE, SABATIER 1963
1964 - 1966	26,6°C	entre Bol et Bol île	Hydrologie ORSTOM
1968 - 1970	25,7°C	embarcadère ORSTOM	ROCHE 1973
1974 - 1975	25,6°C	Point C	Cette publication

D'autre part, les données relevées par la mission TILHO (1910) ne sont pas suffisamment complètes pour un calcul exact de la température au bord à Bol port, mais permettent néanmoins d'affirmer que la moyenne annuelle pour 1908 est inférieure à 26°C.

Il semble donc que la température des eaux du lac soit plus faible en période de petit Tchad ou de niveau décroissant que lors des hautes eaux. Une comparaison des moyennes mensuelles au cours de différentes périodes indique que, les maximums étant du même ordre, la différence annuelle est attribuable, pour les périodes moins froides, à un refroidissement plus tardif (novembre au lieu d'octobre), donc moins accusé et moins prolongé, avec le minimum en janvier et non étalé sur décembre et janvier. Nous verrons en étudiant les variations saisonnières, quelle peut être la raison de cette différence.

- Moyennes mensuelles : influence du rayonnement global

Les mesures antérieures ont montré une légère diminution de la température de l'eau de surface en juillet ou août, attribuée à la pluviométrie. Cette diminution est cependant faible et l'influence des précipitations sur la température lacustre est négligeable en ce qui concerne le lac Tchad pour la période 1972-75 où des saisons des pluies bien définies dans le temps, mais de faible intensité, n'ont pas eu d'effet notable sur la température.

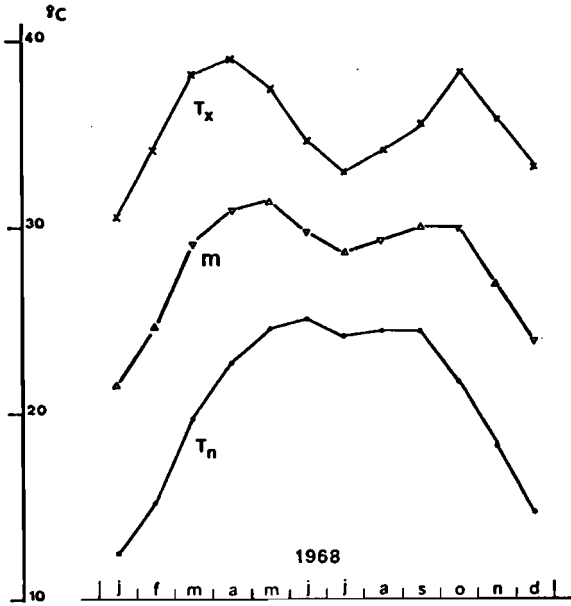


Figure A 13 - Températures maximales (T_x), minimales (T_n) et moyennes (m) de l'air à Bol. Moyennes mensuelles pour 1968.

Riou (1972) a montré que le régime de la température de l'air en zone sahélienne peut être presque entièrement analysé en fonction du rayonnement solaire à l'entrée de l'atmosphère, G_0 , et de la pluviométrie. A titre d'exemple, les variations des températures maximales (T_x), minimales (T_n) et moyennes (m) de l'air à Bol (station ORSTOM de Bol-Dune) en 1968 sont représentées figure A 13. La dépression de la température moyenne m au cours de la saison des pluies est surtout due à l'abaissement de T_x par les pluies. Au cours de la saison des pluies, la nébulosité limite les échanges radiatifs entre le sol et l'atmosphère. Dans la journée, le rayonnement incident est plus faible, d'où une température maximale moins élevée ; au cours de la nuit les nuages forment écran au rayonnement terrestre et diminuent ainsi les pertes de chaleur de la basse atmosphère. Il en résulte que les températures minimales, nocturnes, sont moins sensibles à la saison des pluies.

En première approximation, T_n et la température moyenne de surface du lac suivent avec un léger retard, les variations du rayonnement global à l'entrée de l'atmosphère (figure A 14) ; l'influence des pluies beaucoup moins marquée que pour la température moyenne de l'air.

La variation de la température du lac au cours de l'an-

née dépend donc d'un facteur constant lié à la position géographique. Le Tchad n'est, en ce sens pas différent de nombreux autres lacs africains pour lesquels a été mise en évidence une relation entre la latitude de la variation de température au cours de l'année (Talling, 1969).

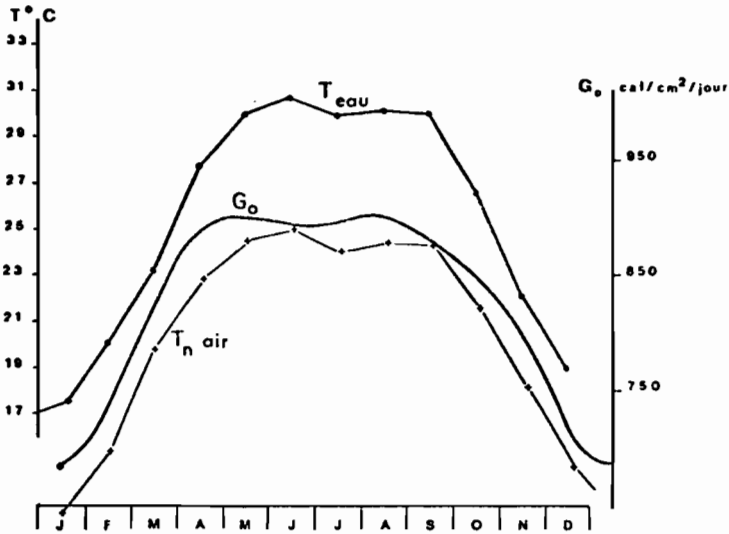


Figure A 14 - Relations entre la température moyenne de l'eau, la température minimale de l'air (moyennes mensuelles) et le rayonnement global G_o à l'entrée de l'atmosphère.

- Variations saisonnières et à court terme. Influence du F.I.T.

L'allure générale étant définie par G_o , l'évolution de la température de l'eau au cours de l'année dépend de nombreux facteurs climatiques secondaires qui modulent les échanges de chaleur entre le lac et l'atmosphère : température et humidité de l'air, vitesse du vent, rayonnement global au sol. Aucun de ces paramètres, pris isolément, ne peut rendre compte des variations de la température de l'eau. Nous avons donc choisi les oscillations en latitude du front intertropical (F.I.T.) qui délimite les masses d'air équatorial humide et saharien sec, et constitue une intégration des différents paramètres cités plus haut.

Les données disponibles à l'agence ASECNA de N'Djaména couvrent la période octobre 1973 - décembre 1975. La position du F.I.T. à 9 h (TU) sur le méridien de N'Djaména a été relevée pour chaque jour, et les moyennes sur 5 jours (pentades) sont représentées figure A 15. A sud du F.I.T. dominant les vents du sud-ouest, humides : au nord du F.I.T. dominant les vents secs de nord-est (harmattan). Lorsque le F.I.T. se déplace d'un côté à l'autre du lac, il se crée non seulement des conditions différentes d'insolation et d'évaporation, mais aussi un changement de régime des vents qui provoque, en période de Tchad normal, un changement de la pente d'eau (Touchebeuf de Lussigny, 1969).

Les échanges thermiques entre le lac et l'atmosphère sont facilités lorsque le F.I.T. passe du nord au sud du lac. L'effet a été particulièrement important fin octobre 1972, où, à une brusque baisse du niveau à Bol correspond une diminution très rapide de la température. D'une façon générale le passage du F.I.T. en septembre-octobre entraîne une diminution rapide de la température. En sens inverse (avril) il correspond le plus souvent à la fin du réchauffement de l'eau. Durant les périodes de sécheresse qui peuvent affecter le Sahel, le F.I.T. se cantonne quelques degrés plus au sud qu'en période humide (Dorize, 1974). En début de saison sèche, le lac est donc soumis plus tôt aux masses d'air provenant du nord d'où un refroidissement précoce des eaux qui se traduit par une température moyenne annuelle plus faible en période de sécheresse relative.

Les oscillations du F.I.T. pendant la saison fraîche se font d'autre part sentir très au nord de la position même de celui-ci : une poussée du F.I.T. vers le nord correspond à une diminution momentanée du gradient de pression au dessus du lac qui se traduit par un temps plus calme et une élévation diurne de température notable.

Des exemples de telles oscillations sont nets en décembre 1973, février, mars et décembre 1974, février, novembre et décembre 1975 (figures A 14 et A 15).

- Variations diurnes

Les écarts diurnes des températures de surface représentent la chaleur accumulée en surface pendant la journée. Ils sont

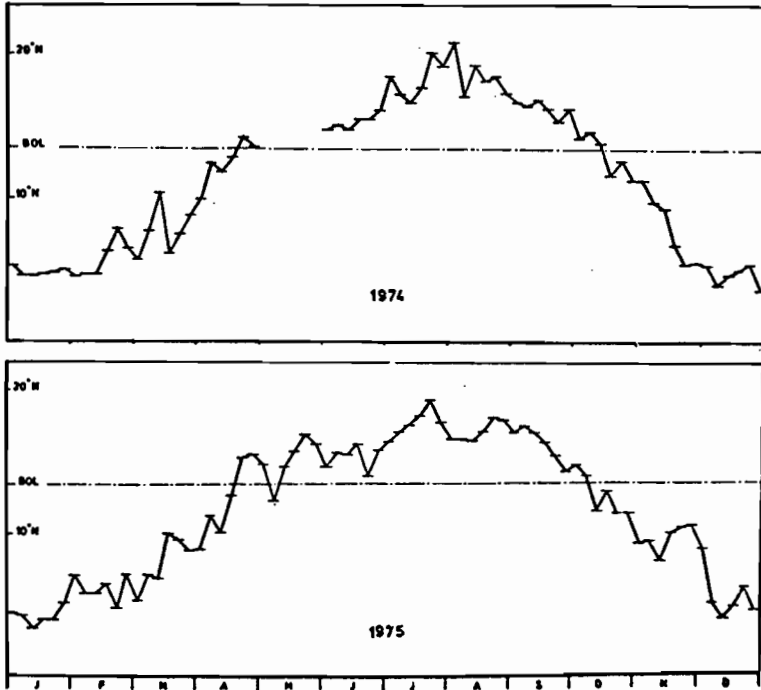


Figure A 15 - Exemples de déplacement latitudinal de la convergence intertropicale sur le méridien de N'Djamena. Moyennes sur 5 jours (d'après les données de l'Asecna, N'Djamena).

donc plus importants quand la couche d'eau est faible ou quand les échanges turbulents avec les couches d'eau sous-jacentes sont limitées.

La moyenne interannuelle des écarts diurnes établie par Roche (1971) pour la période 1956-70 à Bol est de $2,14^{\circ}\text{C}$, les écarts de 1967 à 1970 étant les plus faibles ($1,87^{\circ}\text{C}$). A partir de 1972, avec la décroissance du niveau de l'eau et les nouvelles conditions hydrologiques, les écarts sont devenus beaucoup plus importants avec un maximum en 1973 (tableau A 3).

Tableau A 3 : Moyennes annuelles des écarts diurnes

Années	1956-70	1972	1973	1974	1975
Ecart $^{\circ}\text{C}$	2,1	2,7	4,6	3,7	2,8

- Comparaison avec la cuvette nord du lac

Des mesures quotidiennes ont été effectuées au bord du lac, le matin à 7 h, à la station de Malamfatori (Tobor, comm. personnelle). Elles sont comparables, dans leur principe, aux mesures de Bol. Il apparaît cependant une différence nette entre les deux stations (tableau A 4). Les moyennes sont plus faibles à Malamfatori pour chacune des années où la comparaison est possible. La différence est due aux mois d'été durant lesquels les températures relevées dans la cuvette nord sont inférieures de près de 2°C à celles de Bol. On remarque en outre la tendance décroissante de ces valeurs annuelles au cours de la période considérée, qui tend à confirmer l'observation sur les moyennes annuelles à Bol en période de régression du lac.

Tableau A 4 : comparaison des températures le matin à Bol et Malamfatori. Moyennes annuelles(°C)

Année	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974
Bol	24,1	25,5	-	-	24,4	23,1	24,3
Malamfatori	23,7	24,0	23,5	23,2	22,8	22,2	-

Les températures de surface à la station C 1, située à 12 km au large de Malamfatori, ont été mesurée environ une fois par semaine, en milieu de journée, de juin 1967 à janvier 1969 (Robinson, 1968 ; Hopson, comm. person.). On peut estimer les valeurs ainsi obtenues comme proches de la valeur journalière maximale et les comparer, en première approximation, aux valeurs moyennes maximales de Bol (Roche, 1973) : la température en C 1 est supérieure à celle de Bol durant la période de réchauffement de l'eau et du même ordre le reste de l'année.

A.6.2. PROFILS DE TEMPERATURE

Méthodes et lieux de mesures :

Les profils de température en fonction de la profondeur ont été mesurés à différentes heures de la journée au moyen d'une thermistance plongée in situ et équilibrée par un pont de Wheatstone. La reproductibilité des mesures était de 0,1°C ; les premiers résultats ont été publiés ailleurs (Lemoalle, 1969).

Les mesures ont été faites au cours de deux périodes distinctes : en 1968-69 en période de Tchad normal au point A, et en 1974-75, en période de Petit lac, au point C et au milieu de la passe de Bérin (figure A 11). Au point A, l'interface eau-sédiment était très mal marqué, la vase étant alors particulièrement fluide dans cette région. Il en résulte que la mesure la plus profonde indique parfois la température du sédiment superficiel qui peut être légèrement différente de la température de l'eau du fond.

Le point A étant au milieu d'une forêt d'ambatchs en 1974, la deuxième série de mesures a été faite au point C qui correspond à une fosse par rapport à l'ensemble du bras du lac, seules les endroits les plus profonds et leurs abords immédiats étant dépourvus de végétation au cours de cette deuxième période. A Bérin les profils ont été mesurés au milieu de la passe entre Bérin et Yakoua à l'endroit jusqu'à présent connu comme étant le plus profond de la cuvette sud. Ces deux stations ne sont donc pas représentatives de l'ensemble de l'archipel alors presque entièrement transformé en marécage. On peut cependant estimer qu'elles sont un bon indicateur des zones d'eau libre qui subsistaient dans la région.

Résultats à Bol au point A 1968-69

La colonne d'eau est homogène à 7 h le matin de la surface au fond, pour toutes les mesures sauf une, où la stratification inverse notée marque une zone de courants à l'instant de la mesure (15.01.69). Nous n'avons donc jamais observé, au cours de cette période, de stratification se prolongeant 24 heures.

Au cours de la journée, les eaux superficielles se réchauffent, la différence entre la surface et le fond étant maximale entre 15 et 18 h. Cette différence est généralement faible, atteignant un maximum de 2,9°C avec une valeur moyenne de 0,7°C à 15 h et 0,44°C à 18 h. Les plus fortes valeurs correspondent à un échauffement important de la couche superficielle au cours de journées particulièrement calmes, qui sont assez rares.

Dans l'archipel de Bol, au cours de la période 1968-69, une stratification proprement dite est donc un événement peu fréquent

et généralement de courte durée. Elle apparaît en milieu d'après-midi et se trouve détruite dès la fin du jour : en saison chaude, elle se traduit par une accumulation d'algues en surface (Anabeana ou Microcystis) qui se forme d'autant plus facilement quand la colonne d'eau est peu profonde avec une forte densité algale.

A l'opposé de la stratification, l'homothermie sur une période de 24 h est aussi relativement peu fréquente et se produit le plus facilement au cours du refroidissement du lac ou en saison des pluies à l'occasion de journée particulièrement couvertes.

Le cas le plus fréquent est donc celui d'un gradient peu prononcé de la température de la surface au fond, qui traduit un échange thermique assez lent lié à une turbulence non nulle mais insuffisante à une propagation rapide et complète de la chaleur reçue en surface. Il en est de même de la station C 1 au large de Malamfatori, où des vagues plus importantes permettent une propagation semblable de la chaleur dans les eaux plus profondes de la cuvette nord (Robinson 1968 ; Hopson, comm. pers.). Le lac dans son ensemble peut être considéré comme polymictique tropical.

Résultats à Bol au point C en 1975

En 1975 il ne subsistait à Bol qu'une grande mare d'eau libre au milieu de laquelle les mesures ont été faites (figure A 11). Au début du réchauffement des eaux, une stratification stable a commencé à se développer (figure A 16) et est restée nettement établie jusqu'à l'arrivée de la crue début septembre, malgré une baisse importante du niveau de l'eau. Pendant toute la durée de la crue on a observé l'homothermie de début de journée, une stratification se développant à nouveau en février 1976 avec le début du réchauffement de l'eau. Le bras de lac à Bol se comporte donc alors en lac monomictique chaud au cours de l'année.

Résultats à Berim en 1975

La passe de Berim est plus profonde et beaucoup plus étendue que la mare de Bol en 1975. Elle est de plus parcourue, au moment de la crue du lac, par des courants importants. Au total, la turbulence y est donc beaucoup plus nette en surface. La même strati-

fication s'y est cependant développée au cours de l'année 1975, au cours de la période de réchauffement de l'eau et jusqu'à l'arrivée de la crue dans les premiers jours de septembre. Les conditions hydrologiques en 1976 étant semblables à celles de l'année précédente, une nouvelle stratification s'est reformée en février 1976 (figure A 16).

A.6.3. CONCLUSION

Les mesures effectuées au cours de la période de sécheresse qui a affecté le lac permettent de confirmer et d'expliquer la tendance notée par Roche (1971) vers un abaissement de la température moyenne annuelle en période de régression du lac. Ce refroidissement est attribué aux perturbations de l'oscillation annuelle du F.I.T. qui module les variations saisonnières de température ; les oscillations aperiodiques de courte durée se traduisant par des variations passagères des températures des eaux de surface.

La structure de la colonne d'eau a d'autre part beaucoup évolué au cours du passage du lac à l'état "Petit Tchad".

Un cycle annuel de stratification qui n'existait pas en 1969 est apparu en 1975 à Bol et à Berim. Les niveaux moyens au cours de ces deux périodes étant peu différents, les facteurs nouveaux en 1975 sont le changement du point de mesure (du point A au point C à Bol) et la présence de la végétation.

L'influence de la végétation se manifeste sur plusieurs plans :

- les surfaces d'eau libre sont morcelées et relativement plus abritées du vent ; il en résulte, à vent égal, des vagues sensiblement moins hautes et une turbulence réduite en profondeur.

- l'action du vent ainsi divisée, les oscillations journalières de niveau deviennent négligeables (figure A 10) ; les courants correspondants disparaissent. D'une façon générale, les courants sont freinés par la végétation.

- les échanges radiatifs entre l'eau et l'atmosphère se font à travers la végétation sur la plus grande partie de l'archipel. Des mesures prises dans la végétation entre Bol et Berim ont indiqué que, malgré un échauffement très superficiel en cours de journée, l'eau y est généralement plus froide que dans l'épilimnion de Berim. Dans les petites zones d'eau libre, de faible volume, la température est plus dépendante des échanges avec les zones marécageuses

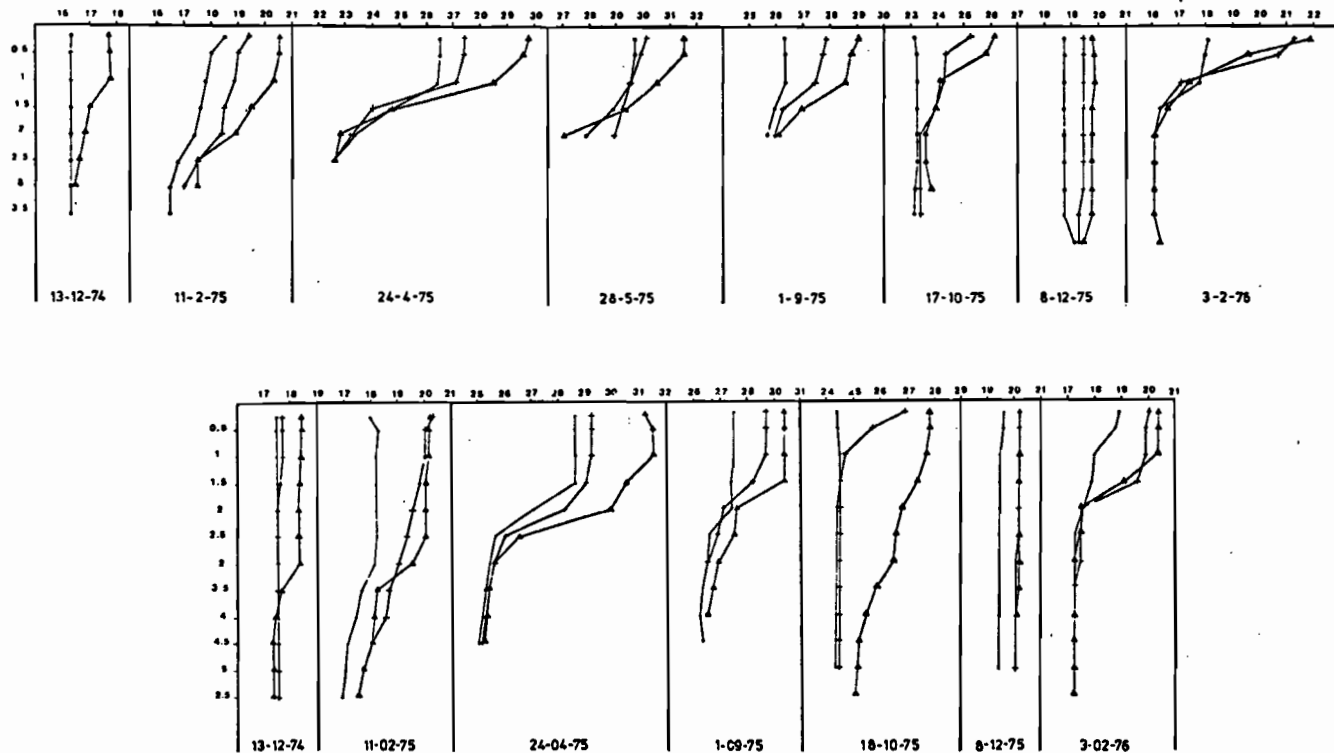


Figure A 16 - Profils de température à Bol (en haut) et à Bérém (en bas) le matin vers 7 heures (.), à midi (+) et entre 16 et 17 heures (▲). Phase de Petit Tchad.

qu'elle ne l'est dans les zones plus grandes comme celle de Berim. Il en résulte que la température moyenne à Bol est inférieure à celle de Berim en 1975.

A 7 MESURES D'OXYGENE DISSOUS

A.7.1. METHODE

Les profils d'oxygène in situ ont été déterminés en même temps que les profils de température au moyen d'une sonde galvanique, type Mackereth (1964) à électrodes de plomb et d'argent, modèle EIL Cambridge.

La perméabilité à l'oxygène de la membrane entourant les électrodes est proportionnelle à la température. La compensation automatique de température étant limitée à 30°C dans l'appareil Cambridge, les mesures au-delà de 28°C ont été faites sans compensation mais avec mesure de la température pour correction ultérieure à partir d'abaques tracées au laboratoire.

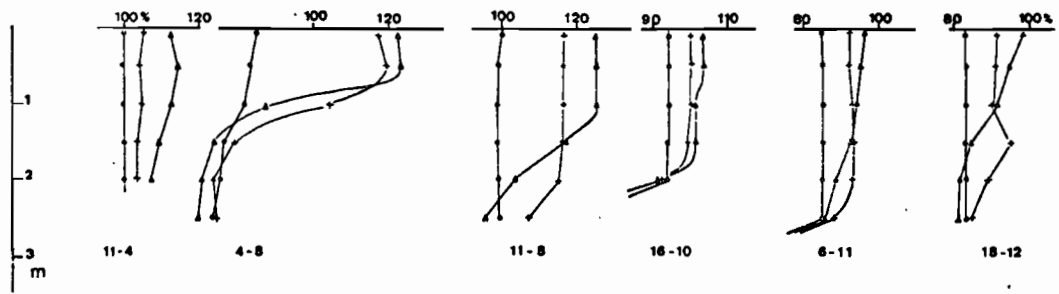
L'étalonnage de la sonde a été effectué au moins une fois par jour de mesure, avec mesure du zéro dans une solution de sulfite de sodium et mesure de la saturation dans l'air ou dans une eau équilibrée par agitation prolongée.

Sur un même profil la sensibilité est de 1 % de la saturation ; la reproductibilité entre profils différents est de l'ordre de 3 % de la saturation. Les résultats sont exprimés en % de la saturation, qui est le paramètre influant directement la réponse de la sonde . Ils représentent mieux l'écart à l'équilibre que la concentration quand la température n'est pas mentionnée.

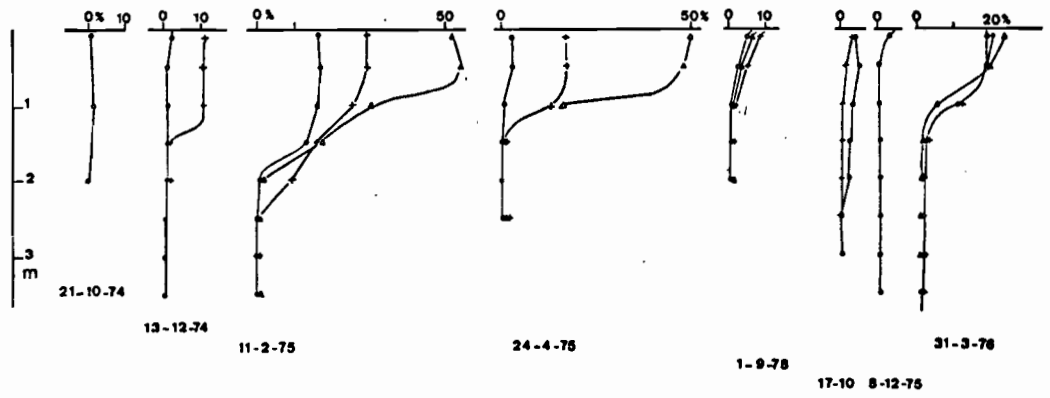
A.7.2. PROFILS D'OXYGENE A BOL ET BERIM

- Mesures à Bol au point A (1968-69)

En accord avec les résultats de température, la distribution verticale des concentrations en oxygène est homogène en début de journée, les valeurs trouvées à 7 heures le matin étant comprises entre 80 et 100 % de la saturation. Au cours de la journée, la tension d'oxygène augmente en surface et sur une épaisseur plus ou moins importante. Il apparaît une stratification diurne en saison chaude qui ne se produit plus d'octobre à décembre (figure A 17).



1968



1975

Figure A 17 - Profils d'oxygène à Bol en 1968 et en 1975, le matin (o), à midi (+) et en fin d'après-midi (Δ).

Au cours de la journée, plusieurs phénomènes peuvent concourir à l'établissement d'un gradient temporaire de saturation :

- la diffusion de l'oxygène de l'air à travers la surface,
- l'échauffement des eaux de surface qui augmente la tension d'oxygène même si sa concentration ne varie pas,
- l'activité photosynthétique du phytoplancton qui se traduit par une production d'oxygène suivant les profils classiques de production,
- dans le cas d'une stabilité verticale de la colonne, la couche d'eau inférieure voit sa concentration en oxygène diminuer du fait de la respiration des organismes dans l'eau et au niveau du sédiment.

En l'absence de turbulence, il se crée donc un gradient de saturation dont on trouve un exemple net le 4.5.1968, qui est un cas exceptionnel. Plus généralement, une turbulence due au vent provoque une homogénéisation de la strate supérieure jusqu'à une profondeur variable suivant les conditions météorologiques. Cette turbulence se manifeste habituellement de façon sensible sur toute la colonne au cours de la matinée tandis qu'une stratification apparaît plus fréquemment en fin de journée.

- Mesures à Bol au point C (1974-76)

Après la baisse de 1973, la mare de Bol est de surface réduite, entourée de macrophytes à travers lesquels l'eau circule, notamment au cours des périodes de crues.

L'homogénéité verticale du début de journée n'apparaît qu'en saison froide (octobre à décembre 1974 et 1975) et, à la différence de la phase de lac normal, les tensions d'oxygène sont très proches de 0 (figure A 17). En cours de journée l'oxygène de la couche supérieure peut atteindre 12 %. Le milieu est donc particulièrement sévère pour les organismes aérobies au cours de la saison froide. A celle-ci correspond une circulation de l'eau à travers les macrophytes qui filtrent le phytoplancton producteur d'oxygène et libèrent de la matière organique dissoute ou particulaire réductrice.

Au cours de la saison chaude, la circulation de l'eau

est moindre, et l'échauffement de l'eau crée une stratification stable. La tension d'oxygène dans l'épilimnion varie fortement au cours de la journée, variant de 5 à 60 % tandis que l'hypolimnion reste anoxique. Certaines tornades (22 août 1975) peuvent détruire cette stratification qui se reforme rapidement. Une circulation horizontale occasionnelle et de faible amplitude peut aussi réduire les concentrations de phytoplancton (1 septembre 1975) avant l'arrivée de la crue.

Comme nous le verrons pour la transparence, les petites zones d'eau libre de l'archipel sont plus sensibles à la circulation de l'eau que les plus grandes qui ont un type lacustre plus accusé : la mare de Bol est plus une zone de transition que la mare de Bérim.

- Mesures à Bérim en 1975

Une légère stratification diurne se manifeste d'octobre à décembre 1974. A cette période correspondent la crue du lac, avec une circulation importante dans la région de Bérim, et le refroidissement saisonnier des eaux. Ces deux facteurs contribuent à l'homogénéité verticale de début de journée déjà constatée pour la température. La tension de surface est de 0 à 10 %, tandis que les eaux profondes restent anoxiques.

A partir de février apparaît une stratification stable avec un épilimnion variable de 2 à 3 m, la saturation en surface atteignant 80 % en fin d'après-midi (avril 1975). La stabilité est détruite par un orage le 25 mai 1975, mais se reforme rapidement. La perturbation a néanmoins été suffisante pour réoxygéner toute la colonne à un degré sensible (40 % de saturation). Bien que les mesures disponibles soient insuffisantes, il est probable que les orages, très localisés, aient affecté la mare de Bérim plusieurs fois au cours de la saison des pluies et détruit temporairement la stratification, celle-ci se reforme d'autant plus facilement que la température de l'eau à cette saison est de l'ordre de 30°C, c'est-à-dire qu'une faible différence de température entraîne une variation notable de densité.

Les mesures de température en saison fraîche ont montré la déstratification du milieu d'octobre à décembre, avant la reprise du cycle, début 1976.

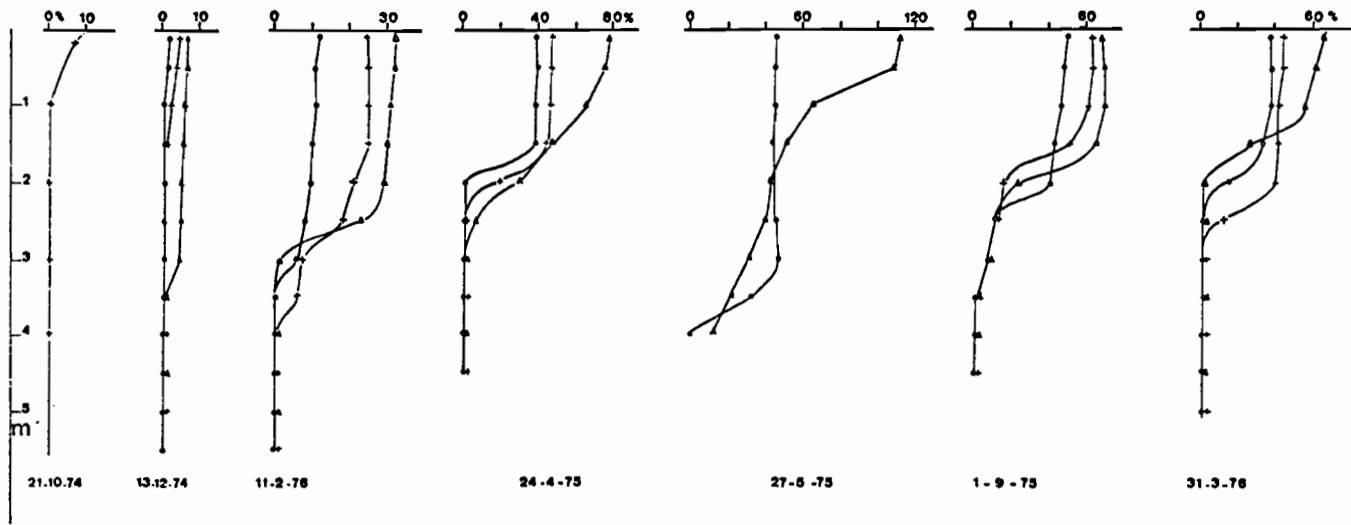


Figure A 18 - Profils d'oxygène à Bérim en 1975.

Les variations saisonnières sont donc du même type que celles de Bol, mais avec une oxygénation plus importante, et un épilimnion plus profond qu'à Bol (figure A 18).

A.7.3. LES CONDITIONS D'OXYGENATION DANS L'ARCHIPEL DE BOL

En période de Tchad normal, le point A de Bol, milieu de bras d'eau libre ne présente pas de particularité par rapport au reste de l'archipel. Il est possible que la turbulence soit légèrement plus forte que dans les fonds de bras ou plus faible que dans les chenaux entre deux îles, mais la différence est peu importante et les mêmes phénomènes ont probablement lieu partout.

Lors d'une période de Petit Tchad, il faut distinguer pour l'archipel, en ce qui concerne l'oxygène, 3 milieux différents :

- les eaux libres de l'archipel sont stratifiées en saison chaude, en fonction de leur surface et de leur profondeur.

- les zones de végétation émergée couvrent une surface beaucoup plus importante (1974-76) et sont le siège d'une décomposition importante de matière organique. L'oxygène y est très appauvri, sauf quelquefois en surface (5 à 10 % O_2) par apport latéral des eaux libres superficielles ou par photosynthèse du périphyton.

- les zones de bordure, près des rives, sont le plus souvent dépourvues de végétation élevée. Il y pousse des mousses et des algues benthiques, dans une profondeur de 5 à 30 cm pour une largeur de 1 à 5 m. La photosynthèse produit des sursaturations importantes au cours de la journée. La nuit, le fort rapport surface/volume favorise une oxygénation légère. De tels milieux abritent notamment les très jeunes Tilapia.

La phase Petit Tchad correspond donc dans l'archipel à un déficit général en oxygène par rapport au lac normal, avec d'importantes répercussions sur les peuplements en poissons (annexe H 3).

A.7.4. CONCLUSION : LES CONDITIONS D'OXYGENATION DANS L'ENSEMBLE DU LAC.

Des mesures ont été faites à la station C 1 dans la cuvette nord, en 1967-68 en milieu de journée (Robinson, 1968). Il est

souvent apparu une sursaturation en surface, plus fréquente et plus prolongée en saison chaude quand une stratification diurne avait plus de chance de se former. Quelques observations de cycles nycthémeraux de la température, montrent une isothermie de la colonne en début de journée et une homogénéisation de la distribution de l'oxygène au cours de la nuit, avec 70 à 95 % O_2 au lever du soleil.

Le régime de l'oxygène dans les eaux libres du Nord, en période de Tchad normal, est donc voisin de celui du point A de Bol qui peut être considéré comme représentatif de l'ensemble du lac à cette époque.

Au cours de la phase d'assèchement, les eaux sont devenues de plus en plus turbides du fait de l'accroissement de la turbulence au niveau du fond et de la concentration en phytoplancton. Ces deux facteurs se sont combinées de façons diverses et il en est résulté une variabilité très grande des teneurs en oxygène, aussi bien dans le temps que dans l'espace, même à courte échelle.

On a notamment observé à N'Goudouboul, en juin 1974, au nord est de Kindjéria, l'influence d'une forte concentration de phytoplancton en période de vents faibles, avec des variations de 20 mg O_2 /l en 12 heures, à 10 cm sous la surface. La consommation d'oxygène par le milieu, de 3,9 mg O_2 /l.h., créait une anoxie pendant une partie de la nuit. Un ciel couvert pendant une seule journée pouvait alors suffire à créer des conditions encore plus drastiques dues à une diminution de la photosynthèse.

A Kindjéria, en décembre 1974, la respiration apparente du milieu était de 1,24 mg O_2 /l.h. La concentration en oxygène in situ était de l'ordre de 1 à 3 mg/l au lever du jour et très variable d'un point à un autre au cours de la journée (de 5 à 12 mg O_2 /l pour une température de 22°C).

Durant la phase d'assèchement il n'a pas été décelé de stratification stable, mais les variations diurnes peuvent être de grande amplitude avec des périodes d'anoxie fréquentes.

Nous avons décrit plus haut les phénomènes qui se produisent dans les régions d'archipel et de marécages pendant la phase Petit Tchad, où l'anoxie à long terme domine dans la plupart des cas. Dans les eaux libres du sud-est, les conditions restent proches de l'état normal, avec quelques modifications de bordure dues à la végétation. Dans la cuvette nord, où l'eau est beaucoup plus organique après la remise en eau, le milieu reste très instable (1976) du fait des variations importantes du niveau qui est proche de l'assèchement (1975 et 1977).

Ces régimes d'oxygénation différents permettent d'estimer les coefficients de transfert de l'oxygène à travers la surface de l'eau. Leur variabilité en fonction des conditions de milieu fait qu'il apparaît difficile d'estimer la production photosynthétique d'oxygène par la méthode des bilans d'oxygène dissous in situ (annexe H 4).

Chapitre B

L'ÉNERGIE LUMINEUSE ET LA TRANSPARENCE

La situation tropicale du lac Tchad et le climat auquel il est soumis limitent considérablement les variations saisonnières du rayonnement lumineux incident. Cependant, l'hétérogénéité du lac et les fluctuations importantes du niveau de l'eau se traduisent par des modifications importantes, dans le temps et dans l'espace, de la transparence mesurée au disque de Secchi. Les caractéristiques spectrales de l'eau sont également modifiées, ce qui nous a amené à définir pour l'eau deux types principaux, eau argileuse et eau organique, et un type intermédiaire d'eau de concentration, riche en phytoplancton.

La description des relations existant entre les divers paramètres utiles en production primaire permet de définir le climat lumineux dans l'eau, de situer le lac Tchad par rapport à d'autres milieux aquatiques et d'estimer la participation des diverses substances qui interviennent dans l'atténuation de la lumière.

B.1-L'ENERGIE INCIDENTE

Les données utilisées sont celles des stations ORSTOM de N'Djaména et Bol (Dubois, comm. personn. et ORSTOM, 1974). Elles concernent le rayonnement global incident mesuré par une thermopile de Moll avec un enregistreur à N'Djaména et un totalisateur à Bol. L'irradiation globale horaire par unité de surface est notée ΣI ($J/m^2 h$) et l'irradiation journalière $\Sigma \Sigma I$ (J/m^2 jour).

B.1.1 - COMPARAISON ENTRE BOL ET N'DJAMENA

La série des données disponibles à N'Djaména étant plus complète que celle de Bol, il a paru plus sûr de travailler sur la première, après s'être assuré que la différence entre les 2 stations est peu importante.

L'ensemble des données recueillies à Bol est résumé tableau B 1 par les moyennes mensuelles de l'irradiation journalière. La moyenne pour les 27 mois est de $2312 \cdot 10^4 J/m^2$ jour, tandis que, pour la même période, elle est de $2329 \cdot 10^4 J/m^2$ jour à N'Djaména. D'une façon générale la différence entre les deux stations est donc faible : les valeurs de saison fraîche sont légèrement inférieures à Bol, ce que nous attribuons aux vents de sable ou "brumes sèches", et elles sont peut-être un peu plus fortes en saisons des pluies, ce qui s'explique par la différence de pluviosité entre les deux localités.

Tableau B 1 - Rayonnement global journalier à Bol et à N'Djaména (en $10^4 J/m^2$ jour). Moyenne à N'Djaména (1968-1973).

	1971		1972		1973		1968-73
	Bol	NDJ	Bol	NDJ	Bol	NDJ	NDJ
J			2041	2148	2047	2178	2140
F			2364	2507	2349	2435	2490
M			2512	2594	2427	2460	2577
A	2723	2649	2528	2700	2539	2475	2569
M	2663	2541	2106	2337	2520	2431	2408
J	2564	2405	---	2406	2455	2397	2346
J	2369	2151	2375	2237	2259	2204	2134
A	2011	1957	2237	2034	---	1980	2032
S	---	2249	2412	2316	---	2213	2232
O	2307	2497	2222	2241	---	2333	2344
N	2234	2351	2178	2300	---	2238	2251
D	2110	2302	1976	2073	---	2150	2166

Compte tenu de ces restrictions, nous considérerons que la différence entre Bol et N'Djamena est faible. Il est probable qu'il existe aussi une différence entre le sud et le nord du lac, les pluviométries étant différentes. Faute de données nous estimerons que les valeurs et variations observées à N'Djamena représentent une situation proche de la moyenne du lac en ce qui concerne le rayonnement, N'Djamena présentant probablement une variabilité plus forte que le lac durant la saison des pluies.

B.1.2 - MOYENNES ANNUELLES ET MENSUELLES A N'DJAMENA

La moyenne annuelle pour la période 1968-1973 est

$$\Sigma I = 2308 \cdot 10^4 \text{ J/m}^2 \text{ jour}$$

avec des valeurs annuelles extrêmes de $2259 \cdot 10^4$ et $2361 \cdot 10^4 \text{ J/m}^2 \text{ jour}$. Les variations d'une année sur l'autre sont donc peu importantes et on remarque, en particulier, qu'elles ne reflètent pas la période de sécheresse du Sahel en 1972-73.

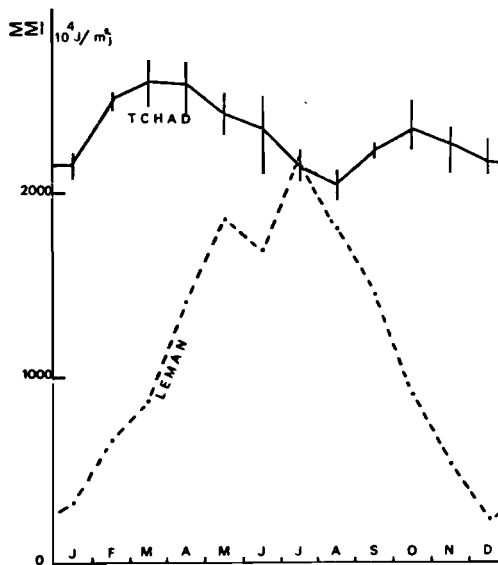


Figure B 1 - Energie incidente à N'Djamena (trait plein). La variabilité des moyennes mensuelles (1968-1973) est notée par les traits verticaux. A titre de comparaison l'énergie incidente sur le Léman est représentée par des tiretés.

La variation au cours de l'année des moyennes mensuelles est relativement faible (tableau B 1), les mois les plus forts sont mars et avril tandis que l'on observe deux minimums en août et janvier (figure B 1). D'une année sur l'autre, les moyennes mensuelles peuvent varier comme indiqué sur la figure par les traits verticaux qui joignent les extrêmes observés entre 1968 et 1973.

Afin de situer le rayonnement reçu par le lac Tchad par rapport à d'autres lacs, nous pouvons classer ceux-ci d'après leur latitude.

Talling (1965) cite pour le nord du lac Victoria ($1/2^\circ \text{ N}$) des valeurs proches de celles du lac Georges (0°) (Ganf. Viner 1973) : respectivement 1760 et 1980 10^4 J/m^2 jour en moyenne annuelle, sans variation saisonnière décelable. En lagune Ebrié (Côte d'Ivoire, 5° N) la moyenne annuelle (1968-73) est de 1550 10^4 J/m^2 j.

Le rayonnement reçu par quelques plans d'eau de l'Inde, situés entre 10° et 14° N , a été estimé à environ 2000 10^4 J/m^2 j. (Ganapati, Sreenivasan, 1972).

En Europe les variations saisonnières sont beaucoup plus accusées, atteignant au cours de l'année un rapport de 1 à 9 :

- lac Léman, latitude 46° N : 1160 10^4 J/m^2 j. (soit la moitié du lac Tchad) avec des extrêmes de 230 et 2090 10^4 en moyennes mensuelles durant 1969 (Pelletier, 1973). (voir figure B 1).

- Loch Leven (Ecosse, latitude 54° N) : 1063 10^4 J/m^2 j. entre 1968 et 1971 (Bindloss, 1974).

- Windermere (Grande Bretagne, latitude 54° N) : 707 10^4 J/m^2 j. en moyenne annuelle (Talling, 1965 b).

Il ressort de ces comparaisons que, du fait de sa latitude et du climat auquel il est soumis, le lac Tchad reçoit une énergie rayonnante très importante, assez peu variable en moyennes mensuelles, au cours de l'année.

B.1.3 - LES DONNEES JOURNALIERES

Les données journalières à N'Djamena en 1968, regroupées par décades, ainsi que les moyennes décadaires, sont représentées figure B 2. Une dispersion notable, surtout causée par les faibles valeurs, apparaît pendant la saison des pluies (mai à septembre).

La distribution n'étant pas symétrique par rapport à la valeur moyenne, il n'a pas été calculé d'écart-type. Nous pouvons cependant remarquer que :

- 33 jours ont reçu moins de $1670 \cdot 10^4 \text{ J/m}^2$
- 293 jours ont reçu un rayonnement compris entre 1880 et $2820 \cdot 10^4 \text{ J/m}^2$.

En fréquence, l'énergie incidente est donc relativement stable, comparée aux lacs de régions tempérées. Les mesures de Ganf (1974) pour le lac George, semblent indiquer une variabilité légèrement plus faible, due notamment à l'absence de variations saisonnières.

Pour l'année 1968 la moyenne horaire ΣI du rayonnement global en fonction de l'heure est représentée figure B 3 : négligeable avant 6 h et après 18 h, elle atteint son maximum entre 10 et 14 h, intervalle durant lequel elle varie peu et reste une fraction remarquablement constante de l'énergie totale journalière $\Sigma \Sigma I$ (Lemoalle, 1973);

Cette propriété sera utilisée pour évaluer la production photosynthétique journalière à partir d'incubations réalisées autour de midi.

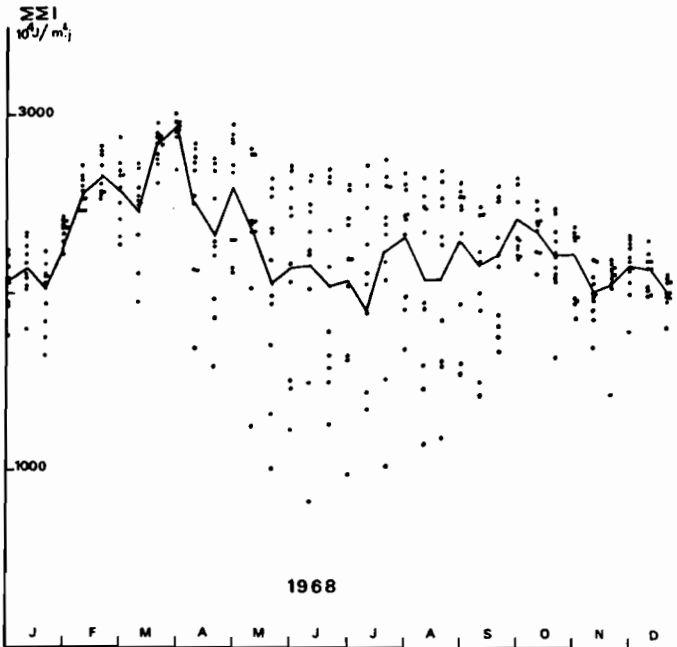


Figure B 2 - Irradiation journalière à N'Djamena en 1968. La ligne brisée indique l'évolution des moyennes décadales.

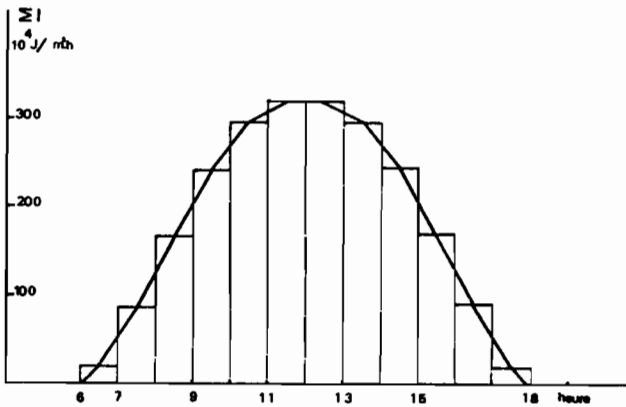


Figure B 3 - Variation de l'énergie incidente horaire ΣI au cours de la journée. Moyenne annuelle.

B 2 - CARACTERISTIQUES REGIONALES DE LA TRANSPARENCE

Les résultats de mesures au disque de Secchi, DS, sont utilisés pour caractériser la distribution spatio-temporelle des transparences des eaux du lac. Pour la clarté du texte, nous ne donnons ici qu'un résumé des observations, et donc nécessairement une image simplifiée de répartitions très variables. Des données complémentaires sont proposées en annexe H 2.

Nous distinguons trois milieux principaux (eaux libres de la cuvette sud, archipel de la région de Bol, cuvette nord), et deux types de variations, saisonnières et à long terme.

Dans les eaux libres de la cuvette sud, l'évolution saisonnière est bien marquée, avec un maximum de la transparence vers décembre-janvier, et un minimum à l'étiage en juin-juillet. Ces variations sont du même type en période de Tchad normal et de Petit Tchad (figure B 4 a et b). A long terme, nous constatons une diminution de la transparence avec la baisse du niveau, le minimum de DS correspondant aux plus bas niveaux, observés en 1973 (figure B 4 c).

Le fait que décroissance saisonnière de DS débute en saison fraîche et se prolonge jusqu'en juin indique que les variations de niveau sont un facteur important de la transparence. Les suspensions argileuses apportées en début de crue par le Chari ne parviennent en effet au lac que vers juillet-août. Si elles contribuent au minimum saisonnier de transparence, elles n'en sont donc pas la principale cause.

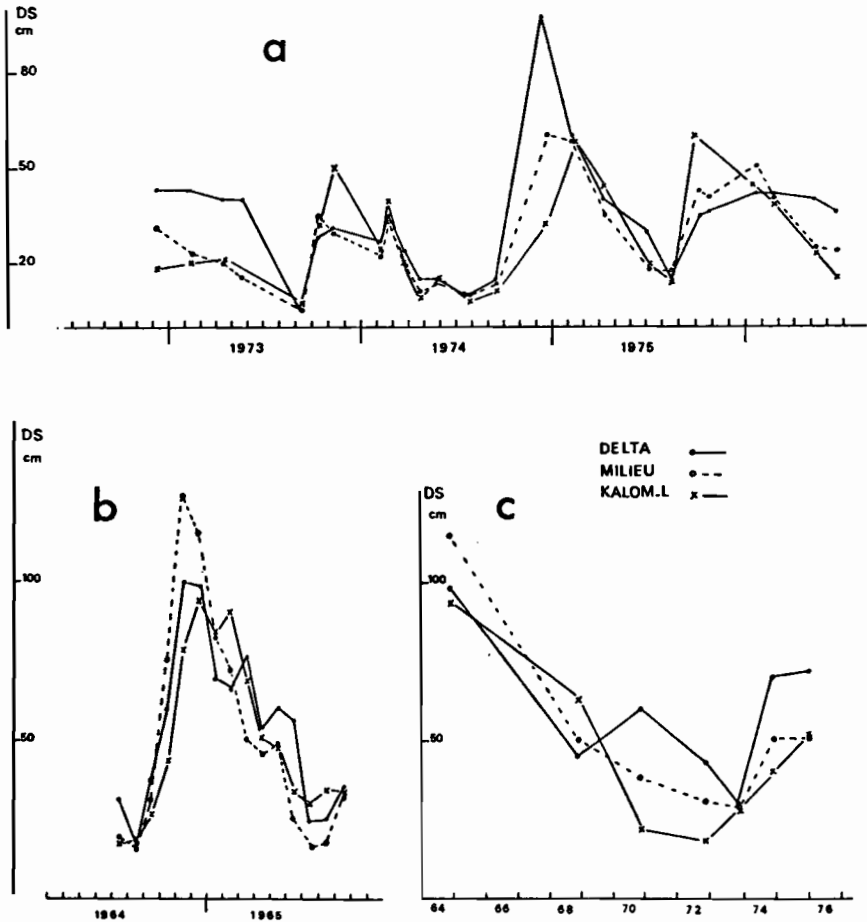


Figure B 4 - a) Evolution saisonnière de la transparence DS en trois points des eaux libres de la cuvette sud (1973-1976- b) Transparence aux mêmes points en 1964-65 (d'après Gras et al, 1967) - c) Evolution à long terme de la transparence dans les eaux libres de la cuvette sud. Les valeurs proches des maximums annuels ont été utilisées.

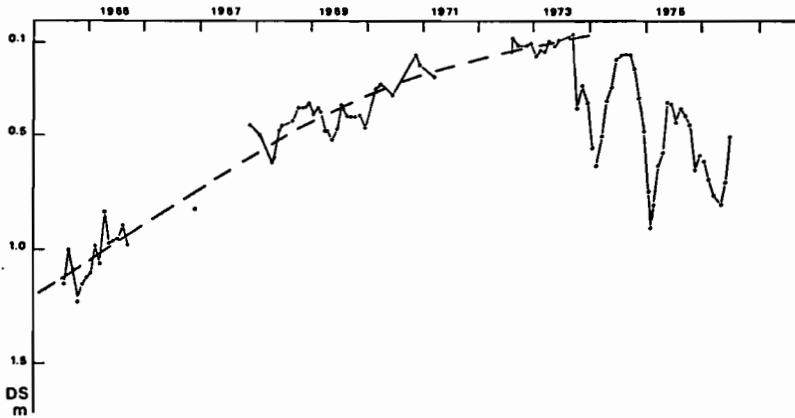


Figure B 5 - Evolution à long terme de la transparence à Bol. A partir de 1972 les moyennes mensuelles sont utilisées.

En période de Tchad normal, il existe habituellement, dans l'archipel au sud de Bol, un minimum de transparence dans la région des flots-bancs, avec augmentation de DS vers les fonds de bras. D'une manière générale, la transparence augmente au cours du cheminement de l'eau entre les îles, et les variations saisonnières sont moins importantes que dans les eaux libres.

En ce qui concerne la station de Bol, la figure B 5 rassemble les données disponibles depuis 1964 (Gras et al. (1967) pour 1964-65, Roche (1973) pour 1966). Jusqu'en 1971 ce sont des mesures occasionnelles faites au cours de tournées. A partir d'août 1972, les valeurs représentées sont les moyennes mensuelles de mesures quotidiennes, beaucoup plus représentatives des variations réelles.

Deux types d'évolution se manifestent successivement : une diminution de transparence au cours de la période de baisse progressive du niveau, et une augmentation de DS à partir de 1973, en phase de Petit Tchad avec macrophytes, caractérisée par une grande amplitude des variations saisonnières.

Un maximum saisonnier de transparence dans l'ensemble de l'archipel a été noté en février-mars 1965 (Gras et al., 1967). Pour le reste des mesures en période de Tchad normal, les variations saisonnières éventuelles sont masquées par l'importante diminution de DS, continue de 1964 à 1973. Le minimum de transparence étant atteint en même temps que le minimum du niveau de l'eau en septembre 1973.

A partir de cette date, les variations de transparence sont brusques et importantes lors des crues lacustres, qui sont les périodes de forte circulation de l'eau à travers les masses végétales : DS passe de 5 à 40 cm en 10 jours en 1973, de 15 à 35 cm en décembre 1974, puis de 40 à 85 cm en janvier 1975. Des valeurs relativement importantes sont notées en début d'année (70 à 90 cm), les minimums sont notés en saison des pluies lors de l'étiage du lac (figure B 5).

Dans les eaux libres de la cuvette sud, la turbidité est due aux particules minérales (argile) ou organiques (phytoplancton). En période de crue, après avoir circulé vers l'intérieur de l'archipel à travers les macrophytes, ces mêmes eaux sont relativement limpides, colorées par la matière organique dissoute mais très pauvres en particules. Bien que les processus en soient complexes, nous appellerons filtration cette fixation des particules par les macrophytes.

Dans le même temps, d'autres phénomènes peuvent intervenir : diminution de l'oxygène, mise en solution de fer réduit Fe^{2+} . A la sortie des macrophytes, l'eau est donc claire, mais, suivant les conditions d'agitation et les concentrations de fer dissous, un précipité rouille se produit plus ou moins rapidement, réduisant à nouveau la transparence. Ces réactions prennent une importance variable selon les surfaces respectives de la végétation et des espaces d'eau libre, et en fonction de l'importance du courant. Des zones de transition se trouvent donc près des surfaces végétales tandis que les régions plus éloignées des barrières de végétation sont indépendantes de ces phénomènes.

Les résultats obtenus dans l'ensemble de la cuvette nord au cours de tournées effectuées vers le mois d'avril permettent une esquisse de la répartition des transparences au cours de l'assèchement progressif de la cuvette avant sa remise en eau début 1976 (figure B 6).

Avril 1968 - DS=50 cm dans les eaux libres et la région des îlots
bancs

DS=80 cm dans l'archipel proprement dit, avec les plus
fortes valeurs notées dans les fonds de bras.

Avril 1971 - DS varie de 28 à 41 cm dans le centre de la cuvette.

La différence entre eaux libres et archipel, assez

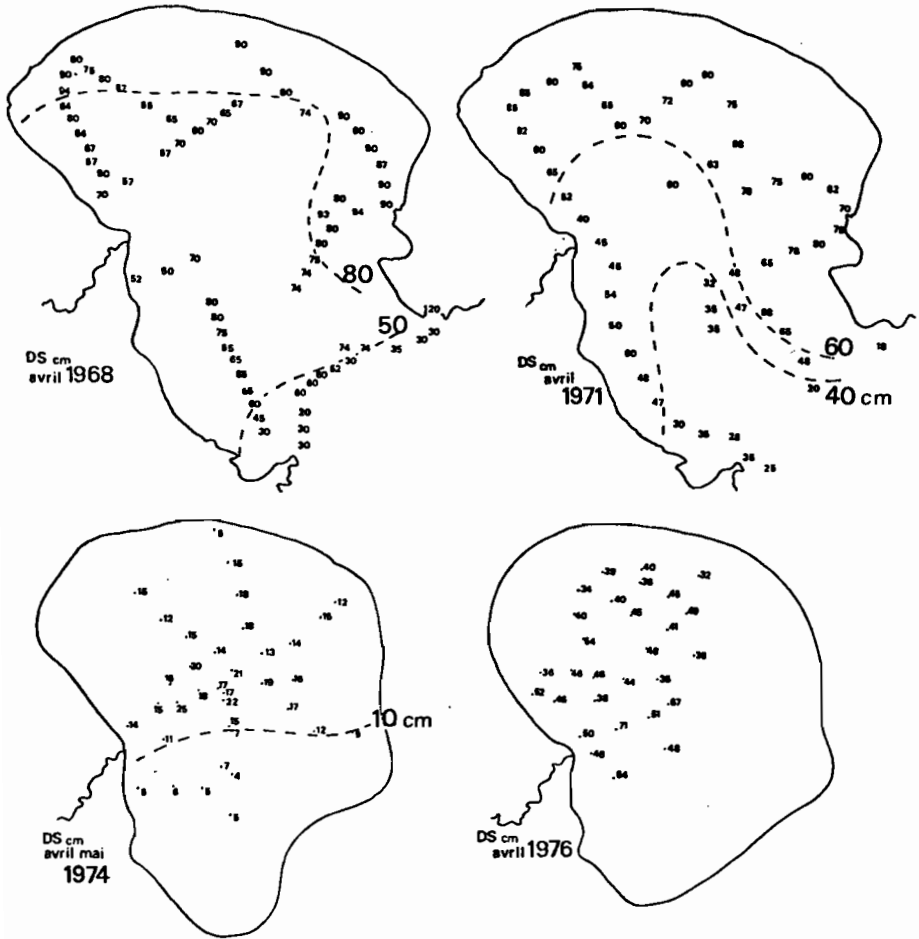


Figure B 6 - Exemples de mesures de la transparence dans la cuvette nord en période de Tchad normal (1968-1971) et de Petit Tchad (1974-1976).

bien marquée le reste de l'année, n'apparaît pas au cours de cette tournée.

Avril - mai 1974 - La cuvette nord est isolée du reste du lac par exondation de la Grande Barrière. La transparence est particulièrement faible (< 10 cm) dans le sud de la cuvette et dans certains bras de l'archipel où la profondeur est très réduite. La forte biomasse du phytoplancton, combinée à une remise en suspension du sédiment sous l'action des vagues, rend DS assez fluctuant à court terme, mais généralement compris entre 10 et 20 cm dans le centre de la zone encore en eau.

Février 1975 - DS est de l'ordre de 10 à 12 cm autour de Kindjéria. L'eau est très argileuse et la transparence beaucoup plus faible dans le reste de la cuvette dont la profondeur moyenne est faible (< 50 cm).

Avril 1976 - Après assèchement complet du bassin nord en octobre 1975, les masses d'eau qui ont percolé à travers la Grande Barrière sont plus claires : DS varie de 32 à 71 cm sans qu'il y ait de zonation discernable (figure B 6).

L'évolution à Kindjéria (figure B 7) montre que la diminution de DS est un phénomène constant de 1967 à 1975, le minimum étant atteint juste avant l'assèchement.

En Tchad normal, l'évolution saisonnière, en grande partie masquée par l'évolution à long terme, dépend essentiellement de la circulation des eaux dans le bassin en fonction de l'alimentation en provenance de la cuvette sud (voir annexe H 2).

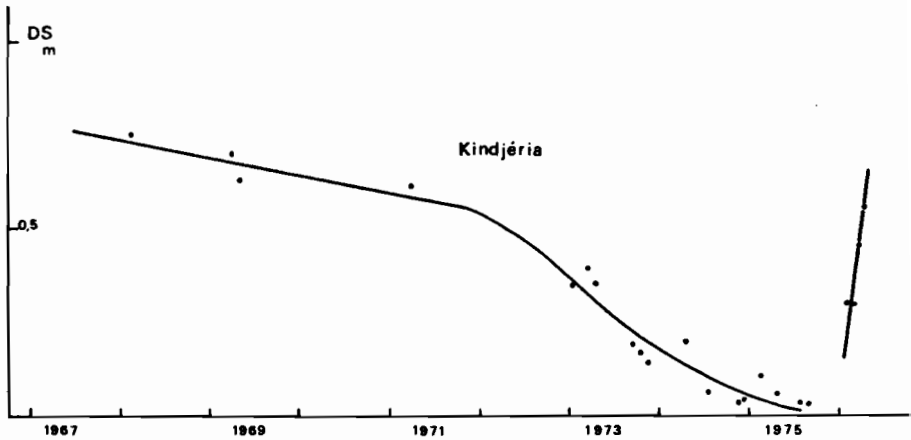


Figure B 7 - Evolution à long terme de la transparence au centre de la cuvette nord, à Kindjéria.

B.2.2. - RELATION ENTRE LA TRANSPARENCE ET LE NIVEAU DU LAC.

Résultats

Les courbes représentant DS en fonction du temps, obtenues à Bol (figure B 5) et à Kindjéria (figure B 7) ont été transformées en $DS = f(H)$ où H est l'altitude moyenne du plan d'eau (figure B 8).

Pour le point milieu des eaux libres de la cuvette sud, où la transparence varie de façon sensible au cours de l'année, les valeurs moyennes annuelles de DS ont été estimées en fonction des données disponibles. Cependant les variations saisonnières sont d'une telle amplitude que cette dernière courbe ne doit être considérée que comme indicatrice de la tendance d'évolution de la transparence dans cette région : les moyennes et les maximums annuels de DS diminuent quand le niveau du lac baisse.

En ce qui concerne Bol et Kindjéria, cette nouvelle présentation permet plusieurs constatations :

- la transparence diminue avec le niveau au cours d'une phase de décrue du lac ;

- la relation est linéaire jusqu'à $DS = 0,2$ m à Bol et $DS = 0,1$ m à Kindjéria.

- l'effet de la décrue est nettement plus sensible à Bol que dans la cuvette nord : les coefficients $\Delta(DS)/\Delta H$ sont respectivement 0,74 et 0,17 (les unités étant exprimées en mètres).

- lors des bas niveaux, la transparence diminue moins vite.

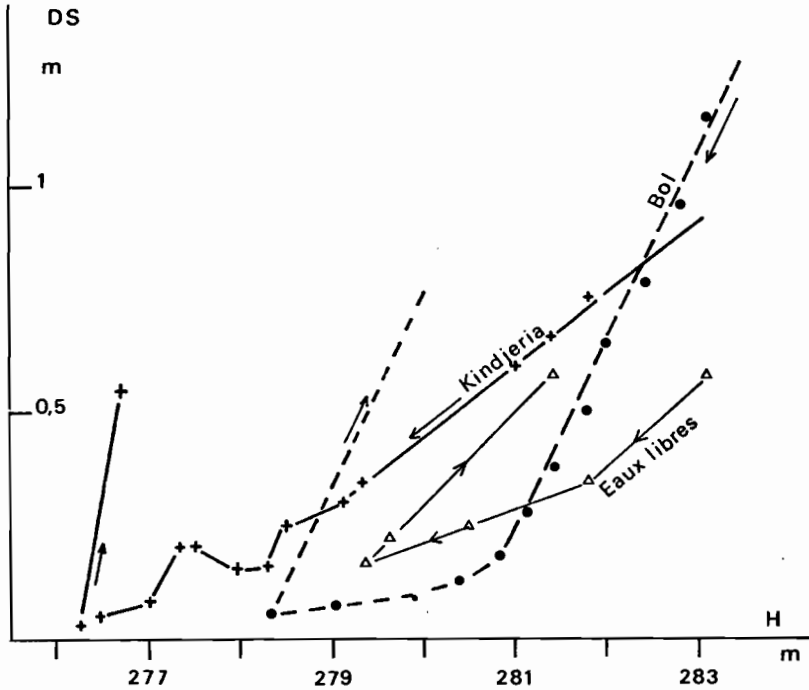


Figure B 8 - Relation entre transparence et niveau de l'eau (H, altitude du niveau) à Bol (.), à Kindjéria (+) et au milieu des eaux libres de la cuvette sud. Les flèches indiquent la phase de décrue (niveau diminuant) et la phase de Petit Tchad (niveau augmentant).

Nous constatons en outre, pour les trois masses d'eau principales, qu'en période de Petit Tchad (1973-76), la transparence est plus forte, à niveau égal, que lors de la phase de décrue.

Dans les eaux libres de la cuvette sud, qui oscillent entre 279 et 281 m en cette période (sept. 1973 - juin 1976) avec une

amplitude annuelle supérieure à 1 m, la relation DS - niveau s'écrit

$$DS = 0,21 h - 0,03 \text{ avec } r = 0,81 \text{ pour 21 couples de}$$

valeurs

où h est la cote à l'échelle de Kalom (zéro à 278,4 m). Compte tenu des fluctuations de la transparence en fonction des conditions météorologiques, DS est donc ici étroitement lié au niveau de l'eau.

Dans le nord du lac, les mesures n'ont porté que sur la première remise en eau de la cuvette : DS a alors atteint 0,55 m pour $H = 276,7$ m.

A Bo1, où les amplitudes annuelles de variation de H et DS restent importantes, les transparences moyennes (1974-76) reportées figure B 8, correspondent à celles que l'on observait pour des niveaux nettement supérieurs en phase de décrue.

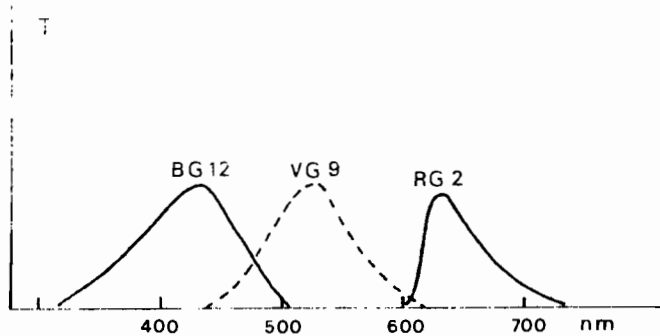


Figure B 9 - Transmission spectrale des couples cellule-filtre (d'après Vollenweider, 1969). Du fait de la déformation du spectre de l'éclairement dans l'eau, les maximums de sensibilité peuvent se déplacer progressivement.

B 3 - COEFFICIENT D'ATTENUATION VERTICALE DE LA LUMIERE \bar{E}

Si I est l'éclairement incident global, nous estimons l'énergie disponible dans le domaine 400 - 700 nm à $0,46 I$ (Talling 1957 ; Goldman, 1979), et les pertes par réflexion spéculaire à 5 %. Il en résulte que l'énergie incidente I utilisable par la photosynthèse qui pénètre dans le milieu vaut $0,44 I$. La réflexion diffuse, notamment dans les eaux argileuses, contribue à une restriction de l'énergie disponible qui n'a pas été évaluée.

Rappelons la définition des symboles utilisés : ϵ_λ et ϵ sont les coefficients d'atténuation verticale de l'éclairement descendant, ϵ_λ pour un rayonnement monochromatique de longueur d'onde λ , et ϵ pour l'ensemble du spectre visible.

B.3.1. - METHODE.

Le coefficient d'atténuation verticale de la lumière du jour a été évalué suivant la méthode préconisée par le P.B.I. (Vollenweider, 1969) avec une cellule au sélénium munie de filtres colorés Schott RG2, VG9, BG12 (2 mm) et BG 18 + OG9 (1 + 1 mm). Les maximums de sensibilité des couples cellule-filtre, qui peuvent légèrement varier en fonction du spectre de l'énergie incidente, sont évalués en première approximation à 640 nm (RG2, rouge), 590 nm (BG 18 + OG9, orange) 540 nm (VG9, vert) et 460 nm (BG12, bleu) (figure B9, d'après le manuel PBI n° 12, Vollenweider 1969). Un collecteur plan, opale, dépoli, a été utilisé. Les mesures étaient faites par lecture de l'intensité fournie par la cellule au cours de l'immersion de la cellule à des profondeurs croissantes de 5 en 5 cm pour les eaux turbides, de 10 en 10 pour les eaux plus claires.

Aux différents couples cellule-filtre correspondent des coefficients d'atténuation symbolisés respectivement par ϵ_b , ϵ_v , ϵ_o , et ϵ_r pour les filtres bleu, vert, orange et rouge. Les valeurs de ces coefficients ont été déterminés par tracé des droites $\text{Log } I = f(z)$ et calcul de leur pente.

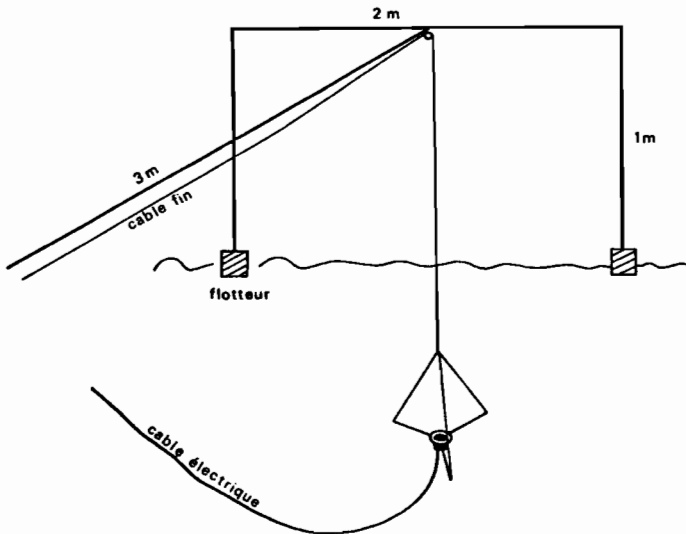


Figure B 10 - Schéma du système de suspension de la cellule photo-électrique.

La valeur de ϵ est donnée en base e, en m^{-1} . Il arrivait parfois que $\log I'_0$, la mesure de l'intensité juste sous la surface ne soit pas alignée avec les points suivants. Dans ce cas la mesure de I'_0 n'était pas prise en compte pour le calcul de ϵ_λ .

Afin d'éviter l'influence des vagues, un support de cellule a été construit (figure B 10) dont le bras est tenu dans le prolongement et à l'arrière du bateau. De cette façon, les flotteurs et la cellule oscillent verticalement en phase avec la surface de l'eau, indépendamment des mouvements du bateau, et la profondeur de la cellule est réglée à l'aide de l'écoute passant par la poulie. Les mesures ont toujours été faites entre 10 h et 15 h et, sauf pour les eaux les plus transparentes, avec une amplitude de houle inférieure à 20 cm.

Deux campagnes de mesure ont eu lieu. La première en 1970-71, couvrant tout le lac en période de Tchad normal (figure B 11). La deuxième en 1975-76, est restreinte à la cuvette sud en période de Petit Tchad. Les résultats sont rassemblés dans les tableaux BB 1 et BB 2 (en annexe).

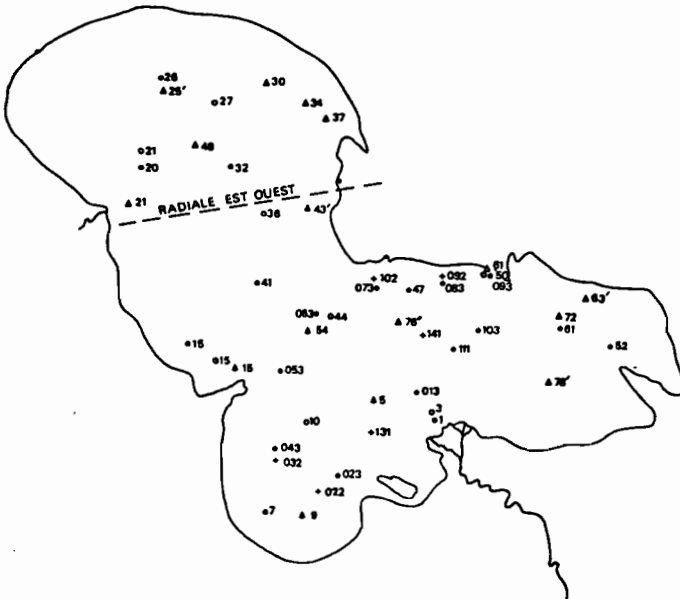


Figure B 11 - Localisation de la radiale est-ouest et des points de mesures de ϵ dans le lac en 1970-71 (juin 1970 + ; septembre 1970 o ; novembre 1970 . ; février 1971 Δ).

B.3.2. - FORME DES SPECTRES. DEFINITION DES TYPES D'EAU.

Pour tous les points étudiés, le maximum de ϵ se situe dans le bleu. Cependant, en fonction de la longueur d'onde la moins absorbée, on peut distinguer deux formes extrêmes et une forme intermédiaire des spectres de ϵ (figure B 12).

- spectre avec un minimum de ϵ_λ vers 590 nm, correspondant à des eaux grises, chargées en particules argileuses, et dont un exemple est donné par le point Δ 15 en février 1971. Ce type d'eau sera dénommé eau argileuse.

- spectre décroissant de façon notable du bleu jusqu'au rouge, caractéristique des eaux organiques peu chargées en particules. Ce type d'eau sera dénommé eau organique, dont l'exemple est le point Z 1, à Bérim en décembre 1975.

- spectre intermédiaire, avec un plateau entre 600 et 640 nm, trouvé pour des eaux riches en phytoplancton lors de la phase de concentration des eaux. Le point C 7 à Lafia en mai 1976 constitue un exemple de ce type d'eau de concentration.

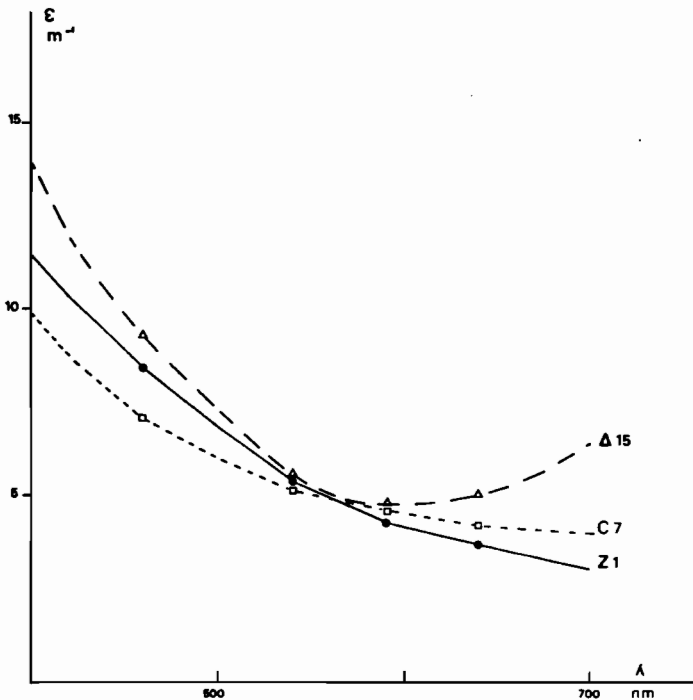


Figure B 12 - Les trois types de spectre de ϵ : Δ 15 = eau argileuse ;
C 7 = eau riche en phytoplancton ; Z 1 = eau organique).

La forme des spectres, de même que les valeurs de ϵ , couvrent ainsi une large gamme de types d'eau qui soulignent l'hétérogénéité du lac Tchad dans le temps et dans l'espace. Les résultats s'accordent cependant avec ceux trouvés dans d'autres lacs : Dokulil (1973) a mis en évidence la différence entre l'eau des bordures à phragmites (organique, peu de suspensions, ϵ min repoussé vers 700 nm) et l'eau du centre du Neusiedlersee (turbidité minérale importante, ϵ min vers 550 nm). Au lac George, très riche en phytoplancton avec une couleur organique sensible, Ganf (1974) donne un spectre de ϵ présentant un plateau entre 520 et 680 nm tandis que Bindloss (1976) souligne l'importance des particules, en l'occurrence du phytoplancton, sur le déplacement de ϵ min vers 590 nm déjà noté ailleurs (Vollenweider, 1961 ; Sauberer, 1962). Talling et al. (1973) donnent des résultats variant du type organique pur (lac Aranguadi) au type organique eutrophe (lac Kilotes en juillet), mais avec des valeurs de ϵ beaucoup plus élevées, en général, que pour le lac Tchad.

La répartition spectrale aux différentes profondeurs a été calculée pour trois types d'eau à partir du spectre de l'énergie incidente (Taylor et Kerr, 1941) et des spectres d'atténuation tels qu'ils ont été tracés figure B 12 pour les 3 exemples cités.

Cette distribution spectrale de l'éclairement en fonction de la profondeur est représentée figure B 13, en unités relatives ($I_{500} = 100$ pour l'éclairement subsuperficiel). La longueur d'onde $\lambda_{I \text{ max}}$ du rayonnement le plus riche, est située vers 600 nm pour l'eau argileuse, semble atteindre un plateau entre 650 et 700 nm pour l'eau riche en phytoplancton tandis qu'elle est supérieure à 700 nm pour l'eau organique. La qualité de la lumière est donc susceptible de varier de façon importante suivant la nature de l'eau, la différence se situant dans les longueurs d'onde supérieures à 590 nm. Pour une atténuation globale du même ordre, une eau argileuse est donc appauvrie dans le rouge par rapport à une eau organique. La première, toutes conditions égales par ailleurs, serait favorable aux cyanophycées susceptibles d'utiliser les radiations du milieu du spectre que les chlorophycées utilisent mal.

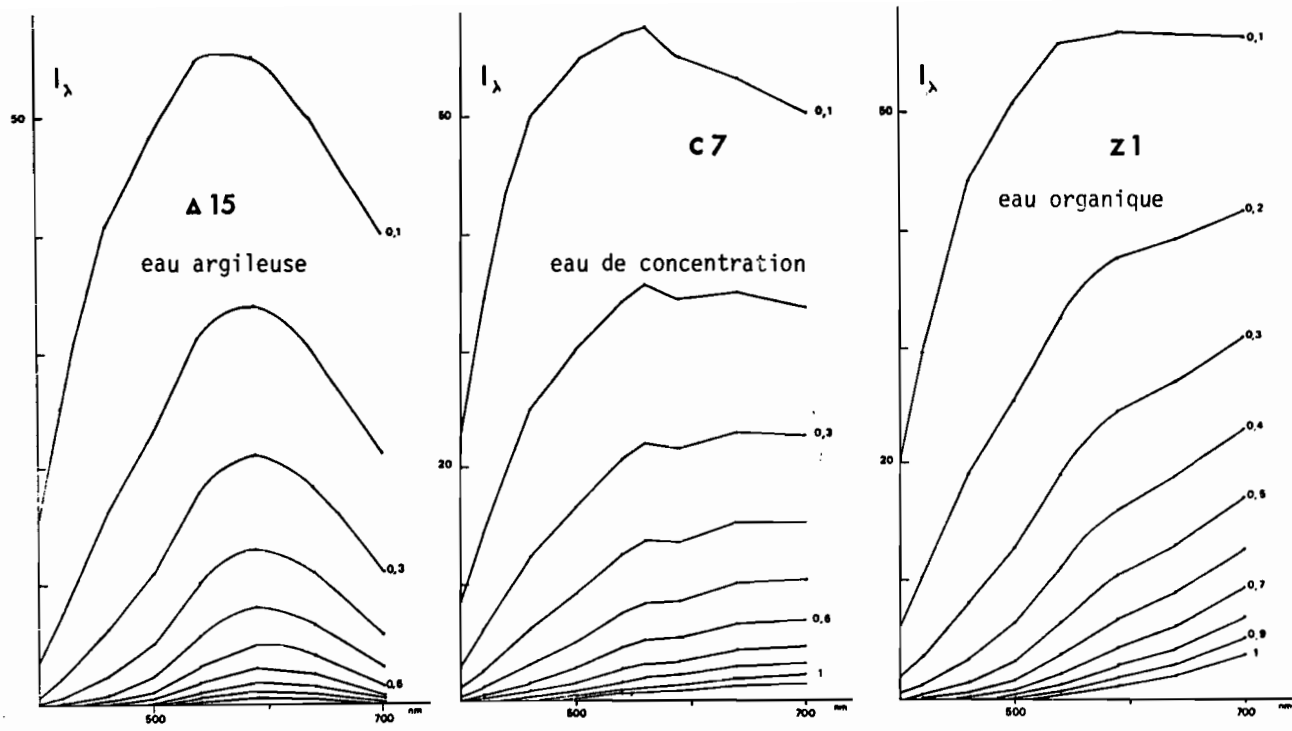


Figure B 13 - Répartition spectrale de l'éclairement descendant (de 0,1 m en 0,1 m), en fonction de la profondeur, pour les trois types d'eau.

B.3.3. - RELATIONS ENTRE ENERGIE ET QUANTA

Le flux des quanta entre 350 et 700 nm est la mesure du rayonnement qui est relié de la façon la plus directe à l'activité photosynthétique (Unesco 1969 ; Tyler, 1965 ; Jerlov, 1977 ; Kirk, 1977). Les mesures d'énergie gardent cependant leur utilité si le rapport des quanta à l'énergie ne varie pas en fonction de la profondeur.

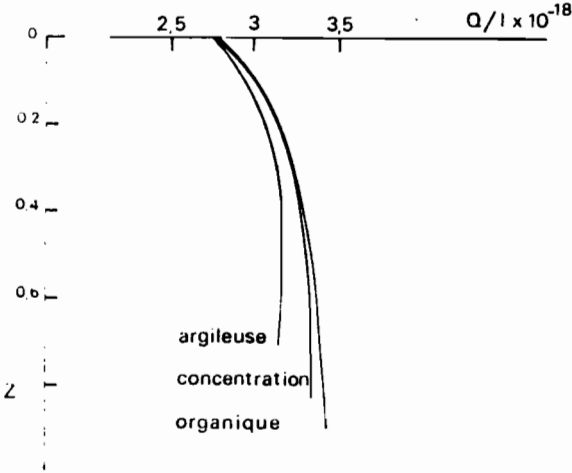


Figure B 14 - Rapport Q/I en fonction de la profondeur pour trois types d'eau du lac Tchad.

La valeur ϵ_{λ} étant valable aussi bien pour l'énergie que pour les quanta la répartition spectrale de ceux-ci a été calculée à différentes profondeurs en utilisant

$$Q_{\lambda} \text{ (quanta m}^{-2} \text{ s}^{-1}\text{)} = 0,5035 \times 10^{16} \times \lambda \times I_{\lambda} \text{ (watt m}^{-2}\text{)}$$

où λ est exprimé en nm.

Les répartitions spectrales en fonction de la profondeur sont très semblables pour les quanta et l'énergie dans les trois exemples types que nous avons choisis.

Si nous prenons pour rapport Q/I de surface la valeur utilisée par Morel et Smith (1974)

$$Q/I'_0 = 2,77 \times 10^{18} \text{ quanta. J}^{-1}$$

la variation de ce rapport avec la profondeur est représentée figure B 14. Après une augmentation dans les dix premiers centimètres, due à l'absorption très rapide de l'énergie de courte longueur d'onde (bleu), le rapport Q/I tend vers une valeur plus stable, de l'ordre de 3,1 à 3,4 10^{18} pour les trois types d'eau. Cette variation est à l'opposé de celle des

eaux océaniques pour lesquelles Q/I diminue à partir de la surface pour atteindre une valeur de $2,3$ à $2,7 \times 10^{18}$.

Ces résultats sont par ailleurs en accord avec la relation générale établie par Morel, qui lie Q/I et la longueur d'onde $\lambda_{I \max}$ pour laquelle l'énergie I_z à la profondeur z est maximale.

Notons que, pour deux éléments de volume recevant la même énergie, la photosynthèse possible est plus grande dans le lac Tchad que dans l'océan, puisque le nombre de quanta est plus grand (à condition que l'efficacité quantique soit constante sur le spectre).

La relative stabilité du rapport Q/I justifie d'autre part l'utilisation des mesures énergétiques pour l'appréciation de l'atténuation de la lumière dans les études d'activité photosynthétique du phytoplancton du lac.

B 4 - RELATIONS ENTRE LES PARAMETRES OPTIQUES

L'utilisation du disque de Secchi étant insuffisante pour comprendre les caractéristiques des profils de photosynthèse, il importe de relier DS aux valeurs de ϵ et des paramètres connexes.

D'une part, nous continuerons d'appliquer les calculs aux trois exemples caractéristiques des différents types d'eau ; d'autre part, les relations plus générales basées sur l'ensemble des données disponibles seront établies. Bien que les types d'eau ne soient pas totalement exclusifs les uns des autres, nous avons divisé ces données en deux classes : eaux argileuses et eaux organiques, les mesures en phase de concentration, peu nombreuses, étant incluses dans les eaux organiques.

B.4.1 - ENERGIE PARVENANT A LA PROFONDEUR DS

Par planimétrie des surfaces définies par les courbes $I_\lambda = f(z)$ et les axes $\lambda = 400$ et $\lambda = 700$ nm, il est possible de définir l'énergie restant aux différentes profondeurs. Pour les trois exemples étudiés, ces résultats sont reportés figure B 15. En reportant sur ces courbes la valeur mesurée de DS, on détermine I_{DS} en fonction de I'_0 (tableau B 2).

La méthode est cependant longue et, pour l'ensemble des autres données, la méthode de Talling (1965) a été utilisée. Celle-ci consiste à attribuer

0,3 I'_0 au bloc spectral bleu
 0,35 I'_0 au bloc spectral vert
 0,35 I'_0 au bloc spectral rouge

d'où $I_z = I'_0 (0,3 e^{-\epsilon_b z} + 0,35 e^{-\epsilon_v z} + 0,35 e^{-\epsilon_R z})$.

Les résultats, calculés en % de I'_0 , sont reportés dans les tableaux BB 1 et BB 2. Ils sont proches de ceux obtenus par planimétrie pour les trois exemples ci-dessus et justifient le mode de calcul employé. Pour certaines eaux très turbides, ou en cas de mauvais temps, il n'a pas toujours été possible de mesurer l'atténuation de la lumière bleue, qui est très vite absorbée. La fraction restante du rayonnement bleu étant négligeable par rapport aux autres à la profondeur DS , la perte de précision est faible.

Il apparaît que I_{DS} varie selon le type d'eau, avec pour valeurs moyennes :

Lac Tchad : Eau organique	$I_{DS} = 0,09 I'_0$
Eau argileuse	$I_{DS} = 0,17 I'_0$

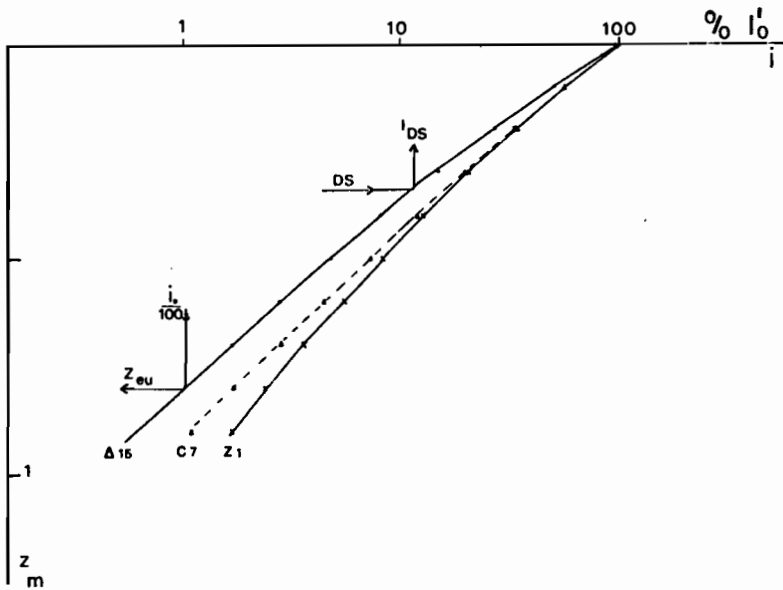


Figure B 15- Energie utilisable par la photosynthèse en fonction de la profondeur. Détermination de Z_{eu} et I_{DS} . On remarque la courbure de la fonction $\log I = f(z)$.

Les valeurs de I_{DS} observées dans d'autres lacs sont de 6 à 25 % (Vollenweider 1969, Ichimura 1956), les forts pourcentages étant associés à une turbidité minérale (Kjensmo, 1972).

Contrairement aux observations de Matuziak (1975) dans différentes mares de pisciculture, I_{DS} est ici indépendant de DS pour chacun des types d'eau.

B.4.2. - PROFONDEUR DE LA ZONE EUPHOTIQUE Z_{eu}

L'épaisseur de la couche euphotique est conventionnellement choisie comme étant la profondeur à laquelle parvient 1 % de l'énergie lumineuse sub-superficielle.

Tableau B 2 - Valeurs de I_{DS} en % de I'_0 obtenues par planimétrie et par calcul.

Type	n°	DS (m)	I_{DS} plani.	I_{DS} calc.	Z_{eu} (m)	ϵ_{Zeu} (m^{-1})	$Z_{eu} \times \epsilon_{min}$
organique	Z1	0,57	6,3	6,1	1.03	4.47	3.81
concentration	C7	0,38	13,5	12,7	0,92	5.00	3.86
argileuse	Δ 15	0,34	11,7	13,0	0.80	5.75	3.84

Pour les trois exemples que nous venons d'étudier, le tracé $\log I = f(z)$ permet de déterminer directement Z_{eu} (tableau B 2). Du fait de la courbure de la fonction $\log I$, due à la forte absorption du bleu, la valeur de ϵ (coefficient d'atténuation verticale de l'énergie lumineuse pour le spectre visible) varie suivant la zone que l'on considère. Plus généralement, Z_{eu} peut être calculée par la méthode des trois blocs décrite plus haut, par solution de l'équation

$$0,01 = 0,3 e^{-\epsilon_b x} + 0,35 e^{-\epsilon_v x} + 0,35 e^{-\epsilon_r x} \text{ ou } x = Z_{eu}$$

Les coefficients de corrélation entre Z_{eu} et DS sont :

eau argileuse $r = 0,94$ pour $n = 65$ couples de données

eau organique $r = 0,96$ pour $n = 23$

lorsque DS est compris entre 0,1 et 1,2 m.

D'un point de vue physique, les courbes représentatives de $Z_{eu} = f(DS)$ doivent passer par l'origine des axes si la description de la relation est valide pour $DS = 0$. Les équations de régression peuvent alors s'écrire (Snedecor et Cochran, 1971).

$$Z_{eu} = 2,79 (DS) \text{ pour l'eau argileuse}$$

$$Z_{eu} = 1,88 (DS) \text{ pour l'eau organique.}$$

De ces résultats, et de la définition de Z_{eu} , nous pouvons déduire la relation entre le coefficient ϵ d'atténuation moyenne sur le spectre 400-700 nm et DS.

Si $Z_{eu} = \frac{4,6}{\epsilon}$ par définition, nous obtenons

$$\text{en eau argileuse } \frac{1}{\epsilon} = 0,61 (DS)$$

$$\text{en eau organique } \frac{1}{\epsilon} = 0,41 (DS)$$

Nous remarquons qu'il existe une grande différence entre les eaux colorées par la matière organique et les eaux à turbidité argileuse. Ainsi, pour $DS = 0,5$ m, une eau argileuse aura une zone euphotique de 1,38 m, contre 0,96 m pour une eau organique. L'utilisation de DS comme mesure de la transparence implique donc une estimation complémentaire sur l'origine de l'absorption.

B.4.3. - RELATION ϵ_{min} - DS

La valeur du minimum du coefficient d'atténuation verticale de la lumière qui est utilisée ici est une valeur mesurée in situ, correspondant à l'une des longueurs suivantes : 460, 540, 590 ou 640 nm. Ce n'est donc pas nécessairement la valeur réelle du minimum de la fonction $\epsilon = f(\lambda)$, qui peut avoir lieu pour une longueur d'onde intermédiaire. Lorsque le minimum de la courbe se situe au-delà de 640 nm (cas des eaux organiques), la valeur de ϵ_{min} choisie est, par convention, ϵ_{640} .

Dans un diagramme $\epsilon_{min} = f(DS)$, les points représentatifs d'une eau organique se situent au-dessus des points représentant une eau à turbidité minérale (figure B 16). Afin de stabiliser les variances qui augmentent avec ϵ et $1/DS$, nous avons calculé la moyenne des produits $\epsilon_{min} (DS)$:

eau organique : ϵ_{\min} (DS) = 1,95 n = 23 $\tau = 0,27$
 eau argileuse : ϵ_{\min} (DS) = 1,39 n = 66 $\tau = 0,28$

La variabilité du produit, relativement importante, est évidemment due à l'incertitude sur les mesures, mais aussi au fait que les deux types d'eau définis ne sont pas totalement exclusifs l'un de l'autre. Les deux relations ainsi établies sont néanmoins significativement différentes, comme le montre un test de t sur la différence des moyennes pondérées (Snedecor et Cochran, 1971) :

$t = 8,48$ pour $ddl = 87$, la différence est significative avec un degré de probabilité supérieur à 99,9 %.

La distinction entre plusieurs types d'eau se trouve ainsi justifiée et, pratiquement, les relations utilisées seront donc :

$$\text{eau organique } \frac{1}{\epsilon_{\min}} = 0,51 \text{ (DS)}$$

$$\text{eau argileuse } \frac{1}{\epsilon_{\min}} = 0,72 \text{ (DS)}$$

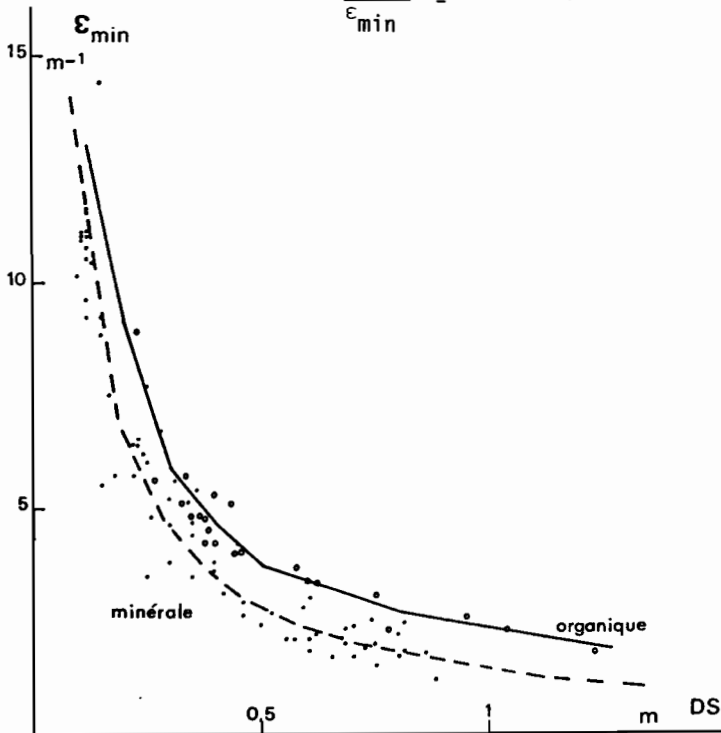


Figure B 16- Relation ϵ_{\min} - DS pour les eaux argileuses (.) et organiques (o) dans le lac Tchad.

Talling (1965) a montré l'existence d'une relation $Z_{eu} = b/\epsilon_{min}$ pour différentes eaux de l'Afrique de l'Est. Cette relation a été aussi établie dans d'autres milieux avec comme résultats :

$$b = 3,7 \text{ (Talling, 1965)}$$

$$b = 3,5 \text{ au Loch Leven (Bindloss, 1974)}$$

$$b = 3,9 \text{ au Lough Neagh, plus organique (Jewson, 1975)}$$

$b = 3,66$ au lac George, eutrophe (Ganf, 1975) et dans un réservoir du Metropolitan Water Board de Londres (Steel, 1972).

La valeur trouvée ici est $b = 3,8$ (moyenne sur 86 données, $\sigma = 0,25$) pour le Tchad.

Afin de situer schématiquement le Tchad parmi les eaux naturelles, quelques exemples de relations ϵ_{min} -DS sont représentés figure B 17

- 1 - Lac Mariut (Egypte), ϵ_{min} dans le rouge (Vollenweider, 1961)
- 2 - Lac Maggiore (Italie), ϵ_{min} dans le vert (Vollenweider, 1961)
- 3 - Lac Tchad, phase de Tchad normal, ϵ_{min} entre vert et rouge
- 4 - Lac Tchad, cuvette sud en juin 1970
 - Lacs alcalins eutrophes du Kenya et de Tanzanie, ϵ_{min} dans le rouge (Melack et Kilham, 1974) (représentés par des X).

Certains auteurs ont utilisé pour mesurer ϵ , soit un seul filtre, soit une cellule dépourvue de filtres. Dans ce dernier cas j'ai utilisé la transformation $\epsilon_{min} = 0,8 \epsilon$ afin d'homogénéiser les données (cette relation découle de la valeur moyenne de $b = 3,7$ dans les eaux naturelles).

- 5 - Gour de Tazenat (France) (Devaux, 1973)
- 6 - Lac Kariba (Afrique) avec un filtre vert (Coche, 1968)
- 7 - Kezar Lake (USA), sans filtre, (Haynes, 1975)
- 8, 9, 10 - Lacs de Pologne, sans filtre (Matuziak et Wojciechowski, 1975) ; seules les périodes d'été ont été prises en compte
- 11 - Manche (d'après Poole et Atkins cité par Graham, 1966).
- 12, 13 - Océan Pacifique, sans filtre (Graham, 1966)
- 14 - Lagune Ebrié (Côte d'Ivoire), filtre vert, 22 mesures, (Dufour, comm. personnelle)

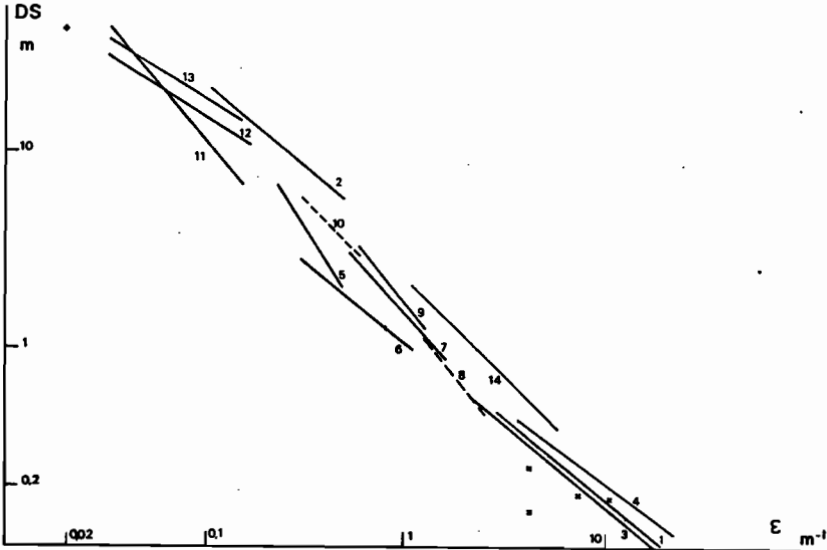


Figure B 17- Relations ϵ_{\min} - DS dans les eaux naturelles (voir texte).
Coordonnées logarithmiques.

+ - Crater Lake (USA) représenté par un +

Les segments de droites représentent l'allure et l'amplitude de variation des transparences de chaque masse d'eau au cours du temps ou dans l'espace.

On constate que l'ensemble formé par ces segments vérifie assez bien la relation générale

$$\epsilon_{\min} DS = \text{cte},$$

la pente de l'ensemble étant -1 dans le graphique $\log DS = f(\log \epsilon)$

Les segments représentant le Tchad se trouvent dans le domaine des transparences les plus faibles, avec les lacs eutrophes. Il faut cependant remarquer que, dans le cas du lac Tchad, la transparence est limitée par des particules minérales en suspension en phase de Tchad normal, mais que le phytoplancton ou la matière organique peuvent prendre un rôle prépondérant en phase de concentration ou en phase de Petit Tchad.

B.5 - INFLUENCE DES SUBSTANCES PARTICULAIRES SUR LA TRANSPARENCE

Les types d'eau observés indiquent les principales substances responsables de l'atténuation de la lumière dans l'eau. L'évolution de DS au cours du temps implique par ailleurs l'influence du niveau de l'eau sur la transparence. Nous essayons ici de quantifier les relations entre les différents paramètres.

En supposant que l'atténuation verticale de l'éclairement suit, en première approximation, la loi de Beer (celle-ci s'applique à des absorptions et non à des atténuations diffuses) :

$$\epsilon_{\lambda} = \sum \epsilon_{\lambda X} [X] + \epsilon_w$$

Chaque substance x, dissoute ou en suspension, intervient en fonction de son coefficient spécifique d'atténuation $\epsilon_{\lambda X}$ et sa concentration $[X]$, ϵ_w étant le coefficient d'atténuation de l'eau pure.

En moyenne dans le spectre 400-700 nm, le coefficient spécifique sera noté ϵ_x .

Parmi les substances qui participent à l'atténuation verticale du rayonnement incident, nous considérons les particules minérales, estimées indirectement par la concentration en fer réactif $[Fe]$, (mg/l), et le phytoplancton, estimé par la concentration B en chlorophylle (mg/m^3).

La plupart des mesures de transparence ont été faites au disque de Secchi; utilisant le fait que ϵ varie proportionnellement à $1/DS$, nous pouvons rechercher les relations entre les valeurs mesurées $1/DS$ et B ou $[Fe]$ pour en déduire l'ordre de grandeur des coefficients γ_B et γ_{Fe} qui interviennent dans la relation

$$1/DS = \gamma_B B + \gamma_{Fe} [Fe] + \gamma_w$$

où les coefficients γ_x sont liés aux coefficients ϵ_x .

- RESULTATS

Le fer dissous étant en concentration notable dans certaines eaux organiques, cet élément ne peut être alors utilisé pour quantifier les particules minérales. Nous avons donc cherché à caractériser la participation du fer et du phytoplancton dans les eaux argileuses.

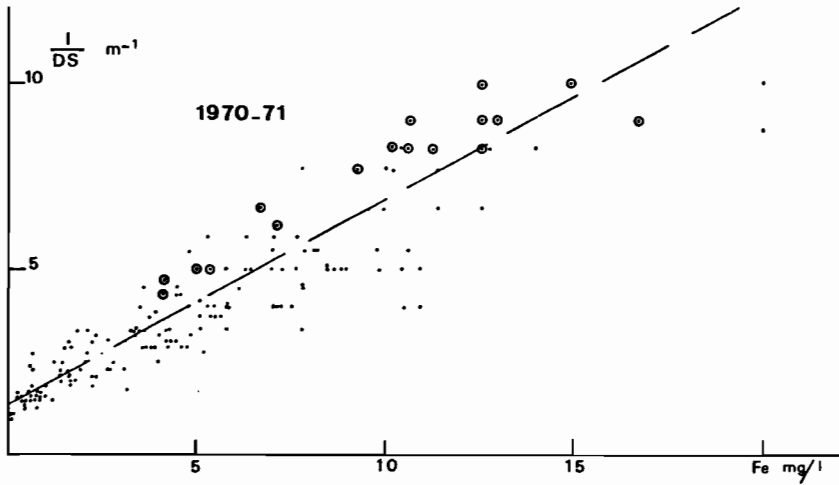


Figure B 18- Influence des particules minérales, estimées par la concentration en fer, sur la transparence. Les fortes concentrations en chlorophylle (les points \odot correspondent à $B > 40 \text{ mg Chl a/m}^3$) interviennent aussi de façon sensible.

En période de Tchad normal, l'eau a fréquemment une teinte grise due à l'argile en suspension. Les résultats de mesures en 1970-71 sur tout le lac (décembre, mars, avril, juin) sont représentés figure B 18. Les points entourés d'un cercle correspondent à des échantillons dans lesquels la concentration en chlorophylle a été mesurée et est supérieure à 40 mg/m^3 , valeur relativement élevée pour cette période. On peut constater, d'une part que la transparence dépend assez étroitement de la concentration en fer, et que, d'autre part, les fortes biomasses correspondent à des atténuations plus fortes.

Trois séries de mesures ont été utilisées pour estimer les coefficients spécifiques γ_{Fe} et γ_{B} dans des eaux où phytoplanc-ton et argile semblent, à des degrés divers, les facteurs principaux de la turbidité :

1) cuvette sud en décembre 1970 et juin 1971 (les mesu-

res des chlorophylle n'ont pas été faites en mars et en avril) ;
n = 59 mesures

2) eaux libres de la cuvette sud de 1973 à 1976 ;
n = 181 mesures

3) Bol, d'août 1972 à septembre 1973, en période de concentration, où le fer est en concentrations particulièrement importantes (moyenne 12,5 mg/l) ; n = 53 mesures.

Les carrés des coefficients de corrélation entre les variables 2 à 2, ainsi que R^2 de corrélation multiple (1/DS fonction de [Fe] et B) sont reportés dans le tableau B 3. Nous constatons qu'il existe une certaine colinéarité entre [Fe] et B, et que l'introduction de cette dernière variable améliore peu la détermination de 1/DS dans les séries (1) et (2). Au contraire, le fer intervient de façon négligeable dans la variabilité de 1/DS dans la série (3). La meilleure sécurité dans la détermination des coefficients spécifiques sera donc obtenue pour γ_{Fe} dans les séries (1) et (2), et pour γ_B dans la série (3) pour les équations de régression de la forme

$$1/DS = \gamma_w + \gamma_{Fe} [Fe] + \gamma_B B$$

TABLEAU B 3 - Corrélations entre les paramètres 1/DS, [Fe] et B.

	r_{Fe-B}^2	$r_{Fe-1/DS}^2$	$r_{B-1/DS}^2$	R^2	γ_{Fe}	γ_B
série (1)	0,18	0,74	0,46	0,87	0,41±0,06	0,049
série (2)	0,22	0,71	0,36	0,75	0,46±0,05	0,015±0,005
série (3)	0,10	0,16	0,59	0,62	0,118	0,015±0,004

Pratiquement, nous retenons

$$\gamma_{Fe} = 0,43 \text{ m}^{-1}/\text{mg l}^{-1}$$

$$\gamma_B = 0,015 \text{ m}^{-1}/\text{mg Chla m}^{-3}$$

Connaissant les coefficients spécifiques, il est possible d'évaluer les parts respectives des particules argileuses et du phytoplancton dans l'atténuation de la lumière : 1 mg/l Fe a le même effet que 28 mg/m³ B. Le rapport 28 B/ [Fe] indique donc lequel des deux facteurs intervient le plus dans l'absorption : une première étude des résultats montre que le phytoplancton ne devient prépondérant que durant la phase de concentration qui accompagne le passage du lac à l'état

Petit Tchad.

La relation $\epsilon = 1,64 (1/DS)$

établie plus haut pour les eaux argileuses permet de calculer ϵ_B à partir de χ_B :

$$\epsilon_B = 1,64 \chi_B = 0,025 \text{ (mg Chla/m}^2\text{)}^{-1}$$

Nous obtenons ainsi l'expression de χ_B sous une forme comparable aux données publiées pour d'autres lacs et dont quelques exemples sont donnés ici :

ϵ_B moyen sur le spectre visible :

0,014, populations marines naturelles (Morel, 1978)

0,018 à 0,020, populations marines naturelles

d'après les données de Takahashi et Parsons, 1972)

0,01 à 0,02, au lac Minnetonka (Mégard, 1972)

ϵ_B dans le minimum d'absorption du spectre :

0,01 à 0,02, populations lacustres naturelles
(Talling, 1970)

0,0086, Loch Leven, Ecosse (Bindloss, 1974)

0,016, Lac George (Ganf, 1974)

Les expériences de laboratoire, qui consistent à faire varier la concentration du phytoplancton seul, indépendamment des produits de décomposition associés, conduisent souvent à des estimations nettement plus faibles de ϵ_B (Bannister 1974, 1975 ; Riley, 1975). Kiefer et Austin (1974) ont notamment montré qu'il existe en mer, en plus de l'atténuation due au phytoplancton seul, une atténuation secondaire qui elle-même peut être divisée en deux fractions, l'une indépendante et l'autre fonction directe de la concentration phytoplantonique.

Dans les lacs plats comme le Tchad où la concentration en phytoplancton dépend en partie de la turbulence à la surface du sédiment, un coefficient ϵ_B relativement élevé est donc probable.

B.6. - CONCLUSION

Nous avons vu que la transparence est liée au niveau du lac, et ceci de façon différente en période de Tchad normal récessif et en phase de Petit Tchad. Connaissant l'action spécifique des particules minérales et du phytoplancton, il faut établir quels sont les facteurs responsables de leur présence dans l'eau.

a) Période de Tchad normal.

En phase de Tchad normal en régression (1968-73), la turbidité de l'eau est essentiellement due aux particules argileuses et au phytoplancton, ce dernier ne devenant important que lors de la phase de concentration (1973 à Bo1, 1974-75 dans la cuvette nord).

Il a été montré que l'évolution de DS dans les eaux libres de la cuvette sud, proches du delta, n'est pas liée aux apports en suspension par le Chari. Nous pouvons donc estimer que, dans l'ensemble du lac, les particules sont mises en suspension à partir du sédiment par l'action des vagues au niveau du fond, et que le déplacement latéral de ces suspensions est peu important.

L'action des vagues dépend du vent, du fetch F , de la profondeur Z , de la différence relative de densité du sédiment par rapport à l'eau $\Delta\rho/\rho$, et de la salinité du milieu. Les études de Smith dans deux lacs peu profonds, le lac George (Viner et Smith, 1973) et le Loch Leven (Smith et Sinclair, 1972) ont vérifié les équations théoriques applicables à ce genre de milieu (US Army, 1955). Si nous considérons que le vent est reproductible d'une année sur l'autre, l'examen successif des divers éléments variables permet de comprendre l'évolution de la transparence au cours de la phase de récession du lac.

Considérons d'abord les variations du fetch et de la profondeur, qui sont deux variables liées. Dans un premier temps, lorsque les surfaces en eau diminuent, la disparition des macrophytes de bordure contribue à limiter la décroissance du fetch dans les régions où celui-ci est faible, notamment dans les archipels. Par contre, dans les grandes surfaces en eau, le fetch est toujours suffisant pour que la hauteur des vagues soit le plus souvent limitée par la profondeur Z , dont la diminution entraîne une augmentation de l'épaisseur perturbée du sédiment. La limitation du fetch n'intervient donc que lors de la phase de concentration dans les différentes zones dont la morphométrie apparaît alors comme déterminante.

La densité du sédiment est variable dans les différentes régions du lac, mais, d'une façon générale, elle est plus importante dans les grandes zones d'eau libre que dans les régions d'archipel où

la matière organique provenant de la décomposition des macrophytes contribue à la formation de vases beaucoup plus fluides. Ainsi la plus grande sensibilité de la transparence à la baisse du niveau, observée à Bol, est-elle expliquée par la fluidité du sédiment.

Une forte salinité, qui contribue également à favoriser une floculation plus rapide des particules en suspension (Terwindt, 1976), est un élément favorable à la plus grande transparence dans le nord du lac. Ce type d'action sera démontré dans l'étude de la chimie du fer.

En période de concentration, lorsqu'il ne reste que quelques mares isolées, le phytoplancton devient dominant dans l'absorption de la lumière, les fortes biomasses étant favorisées par la combinaison de plusieurs facteurs (alcalinité, rapport DS/Z).

b) Période de Petit Tchad.

Deux types de masses d'eau sont à considérer : celles qui ont transité à travers les barrières marécageuses, et les eaux libres de la cuvette sud, provenant essentiellement du Chari.

Les végétaux supérieurs exercent une filtration des masses d'eau et un amortissement de la turbulence qui ont été décrits lors de l'étude de variations de la transparence dans la région de Bol en phase de Petit Tchad. Le même type d'action s'est produit dans la cuvette nord lors des remises en eau de 1976 et 1977, renforcé par un tassement des sédiments lors de l'assèchement, qui se traduit par une profondeur plus grande pour un même niveau de l'eau.

Les particules issues du sédiment sont alors en concentrations très faibles ; la matière organique dissoute, acquise lors du trajet de l'eau à travers les macrophytes contribue alors à la coloration des eaux de type organique, et à l'atténuation de la lumière. Le phytoplancton, dont la densité varie en fonction du cheminement des masses d'eau, intervient pour une part variable dans la transparence.

Dans les eaux libres de la cuvette sud, on constate par rapport au Tchad normal, une diminution du fetch résultant de la diminution des surfaces d'eaux libres et de la renaissance de nombreux îlots-bancs qui avaient disparu lors de la phase de récession du lac. Le fetch reste alors relativement constant tandis que le niveau varie.

La profondeur reste donc un facteur important, comme en témoignent les relations DS - H dans les différents milieux, et les macrophytes apparaissent ici comme paramètre nouveau qui, en limitant le fetch et donc la participation des particules minérales, permet aux phytoplancton de prendre une part plus importante dans l'atténuation de la lumière.

Chapitre C

LES PARAMÈTRES CHIMIQUES

Parmi les substances qui contribuent à la définition du milieu dans lequel se développe le phytoplancton, nous examinerons les ions majeurs, le phosphore, le fer et la silice qui interviennent à des titres divers.

L'exemple de l'évolution des ions majeurs à Bol au cours de la période 1972-76 permet de mettre en évidence les divers types de modifications que peut subir la composition de l'eau du lac Tchad dans l'espace et dans le temps. Les faibles concentrations du phosphore dissous en période de Tchad normal et dans les fleuves n'ont pu être dosées avec précision, le manque de reproductibilité des dosages étant attribuée à une interférence de la silice dont les concentrations sont alors 1000 fois plus élevées. Seuls quelques aspects particuliers du comportement du phosphore ont donc été abordés.

Le fer a été utilisé comme indicateur des quantités de particules minérales en suspension qui limitent la transparence en phase de Tchad normal. Son importance vis à vis du phosphore, dans la formation des oolithes ferrugineuses de la cuvette sud, ainsi que sa réactivité aux conditions de milieu, font que cet élément a été étudié plus en détail.

Enfin, l'influence des diatomées sur les concentrations de la silice dissoute a été mise en évidence sur des séries de prélèvements chronologiques à Bol (1973 et 1974) et lors d'une étude synoptique de la cuvette nord (avril 1974). Ces relations entre silice et

diatomées sont décrites en annexe H 7.

C.1 - LA CHIMIE DE L'EAU A BOL DURANT LA PERIODE 1972-1976. ELEMENTS MAJEURS.

Au cours de la période 1972-76, la fréquence au moins hebdomadaire des prélèvements effectués à Bol a permis de suivre dans le détail l'évolution de la composition de l'eau. Les modifications dues à l'évaporation et aux remises en eau successives à travers la végétation ont ainsi été mises en évidence et pourront être utilisées pour interpréter les analyses effectuées sur l'ensemble du lac durant la même période, avec une fréquence moins grande (Chantraine et Lemoalle 1976 a, 1976 b ; Chantraine, 1977). Ces nouvelles données viennent en complément des études portant sur le lac Tchad normal (Roche 1973 ; Carmouze, 1976).

C.1.1 - RESULTATS

Les échantillons ont été prélevés le matin à 6 heures et immédiatement expédiés par avion à N'Djaména où les filtrations (pour le phosphore réactif dissous PO_4-P) et les mesures de pH et d'alcalinité étaient effectuées dans un délai inférieur à 4 heures après le prélèvement, les autres éléments étant dosés moins de 3 jours après. Les méthodes utilisées ont été décrites ailleurs (Chantraine et Lemoalle, 1976 a) ; elles sont conformes au manuel P.B.I. n° 8 (Golterman, 1969). L'ensemble des données est représenté figures C 1 et C 2 (et résumé dans le tableau CC 1 en annexe).

L'évolution du milieu dépendant essentiellement des conditions hydrologiques, la période allant de septembre 1972 à juillet 1976 a été divisée en plusieurs fractions numérotées de I à XI correspondant chacune à un type de modification du niveau (figure C 1). Les périodes II, V, VIII et IX sont des phases de décrue avec notamment une évaporation importante en II et en V. Les fractions III, VI et IX correspondent aux périodes de pluie lors des bas niveaux annuels, tandis que les remises en eau ont lieu en IV, VII et X. Une description chronologique permet de mettre en évidence les phénomènes particuliers à l'évolution des paramètres chimiques en période de Petit Tchad.

Période I.

La faible crue du Chari en 1972 n'a pas provoqué de remontée du niveau H du lac à Bol. Le décrochement de niveau observé en octobre correspond au retournement des vents dominants avec le passage de la convergence inter-tropicale (C.I.T.). Du fait de l'évaporation, la conductivité et les concentrations en ions majeurs augmentent légèrement, la composition relative restant constante comme en témoignent les courbes Ca/Mg, Na/K et SiO₂/Cond.

Période II.

La concentration se poursuit avec la baisse du niveau, et particulièrement à partir de mars, quand la mare de Bol est isolée du reste du lac par l'exondation de sédiments dans l'archipel. La conductivité augmente rapidement, de même que l'alcalinité (Alc.), les ions Na, K, Cl ; le pH reste supérieur à 8, les phosphates restent faibles tandis que la chlorophylle augmente fortement. Les ions Ca et Mg varient peu et ne suivent pas l'augmentation de concentration, le rapport Ca/Mg diminuant légèrement. La régulation de Ca et Mg mise en évidence pour l'ensemble du lac "normal" (Roche 1973, Carmouze 1976, Gac et al 1977) fonctionne donc normalement. La proportion de silice reste sensiblement constante en dehors d'un brusque déficit passager dû à une poussée de diatomées (Iltis, Lemoalle, 1975).

Période III.

Etant donné le faible volume de la mare de Bol en août 1973, les pluies modifient de façon sensible l'évolution du milieu : le niveau décroît moins vite et de façon moins régulière, avec un léger maximum secondaire en août auquel correspond une diminution importante de la conductivité qui retrouve la valeur qu'elle avait en mai, pour un niveau beaucoup plus élevé. La dilution est donc importante mais de courte durée. La composition ionique est modifiée par un léger accroissement relatif de Na attribué à la remise en solution de sels évaporés en bordure de l'eau au cours de l'évaporation de la période précédente, et remis en solution par les eaux de pluies dont le ruissellement est notable au cours des orages.

Période IV.

La première remise en eau est brusque et importante. Elle se fait à travers une barrière de macrophytes relativement jeune (elle s'est développée pendant la saison des pluies) sur des sédiments exonés. Les modifications apportées à l'eau sont nombreuses. Un phénomène qui se répètera au cours des remises en eau ultérieures est à noter :

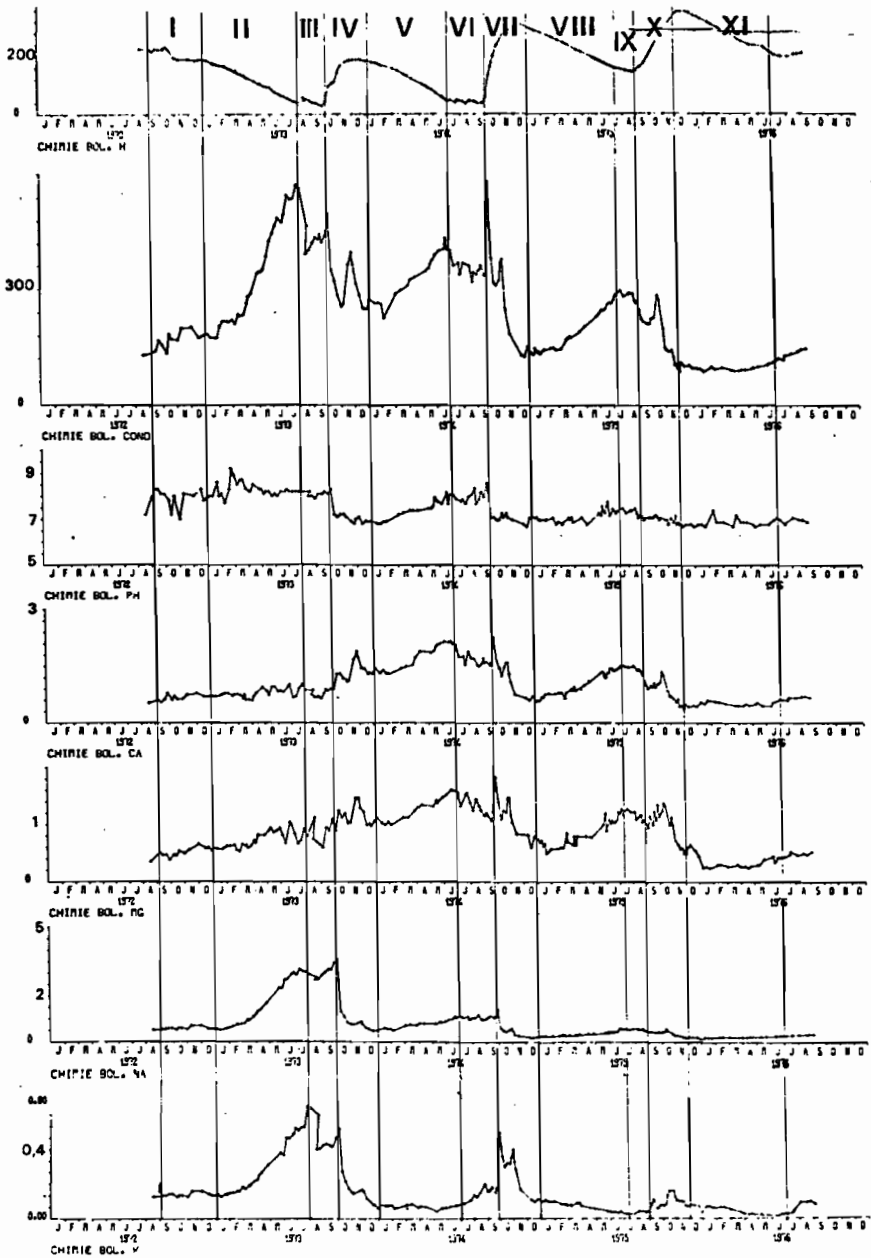


Figure C 1 - Résultats à Bol : niveau H à l'échelle (cm) ; conductivité (μ S/cm à 25° C) ; pH ; Ca, Mg, Na, K (mé/l). Le découpage en 11 périodes est indiqué par les chiffres romains.

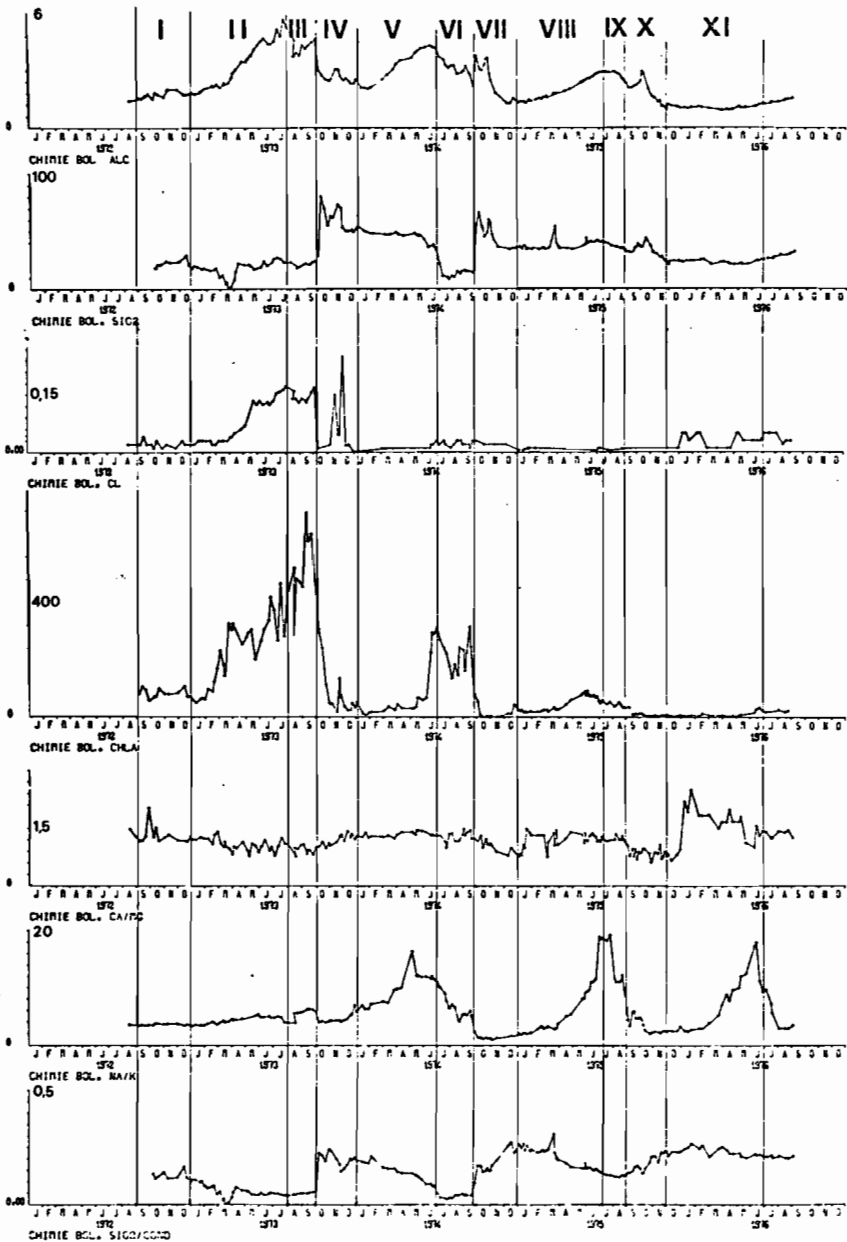


Figure C 2 - Résultats à Bol : alcalinité et chlorures (m³/l) ; silice dissoute réactive (mg SiO₂/l) ; chlorophylle (mg/m³), et rapports ioniques.

le pic de conductivité qui intervient au cours de cette période caractérisée dans son ensemble par une dilution de l'eau (alcalinité, Na, K, Cl, Chl a).

Le pH diminue brusquement de 8 à 7, valeur qui persiste au cours de la période IV considérée et qui correspond à une forte teneur en CO_2 dissous compte tenu de l'alcalinité qui est de 2,5 mé/l. A cette variation de pH correspondent une augmentation du calcium, peu de changement pour le magnésium et une nette augmentation de la silice. La composition ionique est fortement modifiée, Ca et Mg devenant dominants par rapport à Na. Des phosphates apparaissent pour la première fois en concentration notable (50 à 200 $\mu\text{g PO}_4 - \text{P/l}$).

Nous reviendrons plus loin sur le pic secondaire qui affecte Cl, Ca, Mg, SiO_2 et à un moindre degré Na et K.
Période V.

Une nouvelle baisse de niveau se produit avec isolement de la mare de Bol à partir de fin mai. Les conditions physico-chimiques sont cependant différentes de ce qu'elles étaient en II : les macrophytes de bordure, absents en 1973, protègent la surface d'eau libre des effets du vent et peuvent intervenir sur la chimie de l'eau. Le pH initial est beaucoup plus bas et ne s'approche de 8 qu'à partir de fin mai quand le phytoplancton se développe à nouveau lorsque l'eau cesse de circuler à travers les macrophytes.

La concentration par évaporation se manifeste sur la conductivité, l'alcalinité, Ca, Mg, Na et K tandis que la silice, constante jusqu'en mai, chute brutalement en concordance avec le développement des diatomées en juin-juillet et se stabilise vers 15 mg/l SiO_2 jusqu'à l'arrivée de la crue.

Période VI.

La saison des pluies de 1974 contribue à freiner considérablement la baisse de niveau et amène une dilution marquée par une diminution de Cond., Alc., Ca, Mg, le rapport Ca/Mg restant inchangé. Na reste constant tandis qu'augmentent Cl et surtout K qui avait atteint des faibles valeurs.

La différence entre VI et III réside dans le comportement du potassium et, à un moindre degré, du sodium et des chlorures. Cette différence est attribuée à la présence des macrophytes dont une partie a été lessivée par les pluies.

Période VII.

La remise en eau se fait brutalement, comme en 1974, mais cette fois à travers des barrières de macrophytes plus âgés. La crue étant plus importante, de nombreuses plantes sont de plus submergées et asphyxiées. Le pic secondaire noté en IV se manifeste à nouveau pour tous les éléments. L'évolution générale est cependant caractérisée par une dilution qui se manifeste de façon importante pour la conductivité, l'alcalinité, Ca, Mg, Na et K. Le pH diminue brusquement de 1,5 unités tandis que le phytoplancton est éliminé par le déplacement des masses d'eau. Les phosphates atteignent $300 \mu\text{g PO}_4 - \text{P/l}$ et SiO_2 , après un pic à 60 mg/l, se stabilise à 35 mg/l.

La variation en composition se traduit par une forte diminution du rapport Na/K, la dilution relative étant plus forte pour Na que pour Ca et Mg. Il y a donc, au cours de cette période, enrichissement relatif en potassium et augmentation des concentrations en phosphate et silice.

Période VIII.

La nouvelle décrue se fait sans isolement de la mare de Bol. L'eau circule donc dans l'archipel à travers les macrophytes. La concentration par évaporation affecte la conductivité, l'alcalinité, Ca, Mg et Na. L'effet des macrophytes se manifeste par une diminution de Cl, PO_4 et K (avec augmentation de Na/K), tandis que le faible phytoplancton est insuffisant pour faire remonter le pH au dessus de 7,5. La silice reste en concentration constante.

Période IX.

La saison des pluies de 1975 se produit pour un niveau du lac ($h = 1,40$) nettement supérieur à celui des années précédentes, et ne ralentit que très peu la baisse du niveau. Les effets correspondants de dilution sont faibles sur les éléments majeurs, dont les valeurs diminuent légèrement. A noter, comme en 1974, la diminution de Na/K.

La cuvette sud du lac tend vers un nouvel état d'équilibre dans lequel les variations saisonnières de niveau ont moins d'influence que les années précédentes.

Période X.

La nouvelle crue est marquée par une nouvelle diminution du pH et de la chlorophylle due au mouvement de l'eau à travers les macrophytes. Si l'on excepte le pic habituel à cette période, la dilution

par les nouvelles masses d'eau affecte tous les éléments sauf K et PO_4 . Période XI.

La décrue de 1976 débute pour une conductivité de l'ordre de $100 \mu \text{ S/cm}$ comparable à celle d'un Tchad normal. Le niveau atteint ($h = 3,50 \text{ m}$) correspond d'ailleurs à celui de 1970 et 1971. Une diminution notable de l'extension des macrophytes permet une circulation plus libre de l'eau dans l'archipel : les variations saisonnières de concentration s'en trouvent réduites. La conductivité, l'alcalinité, la silice et les ions majeurs évoluent peu. Le potassium seul diminue de façon sensible, le rapport Na/K augmente jusqu'au début de la saison des pluies. Le phytoplancton, limité par la circulation de l'eau, ne permet pas au pH de dépasser 7 et n'intervient pas sur la silice qui se stabilise entre 20 et 30 mg/l.

Conclusion.

Les résultats qui viennent d'être exposés mettent en évidence une modification de la composition et des concentrations ioniques de l'eau à Bol au cours d'une période de Petit Tchad. Ces modifications sont liées aux variations du niveau de l'eau, mais elles dépendent aussi des effets des macrophytes et du phytoplancton. Ces effets sont ici décelables par l'amplitude qu'ils prennent par rapport à un état normal du lac, et grâce à la fréquence des observations qui permet de dissocier les phénomènes.

Les actions attribuées aux macrophytes concernent leur décomposition et leur croissance. A la décomposition est associée la production de CO_2 avec décroissance du pH, et l'augmentation relative de Cl^- , K^+ et PO_4^{3-2} en solution, tandis que leur croissance correspond à une absorption de ces ions à partir du sédiment (1973) ou de l'eau (1974-76). Nous verrons plus loin les modalités de ces actions.

L'activité du phytoplancton, par l'assimilation du gaz carbonique dissous, peut contribuer au rétablissement d'un pH plus élevé, habituel d'un Tchad normal. Les variations de pH se traduisent à leur tour par des comportements différents du calcium, du magnésium et probablement de la silice. L'essentiel de ces phénomènes peut être abordé par la comparaison des périodes de concentration.

Au cours des remises en eau, nous avons constaté une brusque augmentation passagère de la conductivité, de Ca^{++} , Mg^{++} , SiO_2 , Cl^- , et à un moindre degré de Na^+ et K^+ . Ce pic transitoire, qui constitue un caractère commun aux périodes de crue à Bol, est lié à un

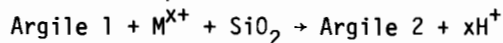
phénomène hydrologique. Il s'agit vraisemblablement de l'eau de la mare de Bérin, partiellement diluée, qui est déplacée par l'arrivée de l'onde de crue et qui transite devant Bol avant de contribuer à la montée du niveau dans le bras d'archipel au nord de Bol.

C.1.2 - COMPARAISON DES PHASES DE CONCENTRATION. EFFET DU pH.

Les périodes de concentration de 1973 et 1974 permettent de mettre en évidence les effets indirects de la présence des macrophytes. En 1973 la période de baisse du niveau débute par une concentration de 200 μ S/cm et une composition ionique (Na > Ca > Mg > K) correspondant à une eau de Tchad normal. Les macrophytes de bordure sont très rares, les particules minérales interviennent de façon sensible dans la transparence, comme en témoignent les concentrations en fer réactif. En 1974, l'alimentation en eau de la région de Bol s'est faite à travers les macrophytes. Pour une conductivité semblable à celle de l'année précédente, la composition ionique est différente (Ca > Mg > Na > K), les particules minérales en suspension sont plus rares et, surtout, le pH est nettement inférieur (pH = 7) du fait de la sursaturation en CO₂ associée à la présence des macrophytes à travers lesquels l'eau circule jusqu'à l'isolement de la mare de Bol. à la fin du mois de mai. Les macrophytes réduisent donc les quantités de particules minérales en suspension par filtration des masses d'eau qui circulent, et en protégeant les surfaces d'eau libre de l'action du vent.

L'évolution des concentrations en ions majeurs en fonction de la conductivité est représentée fig. C 3 pour les deux périodes de concentration.

En 1973 l'évolution observée localement à Bol correspondant à l'évolution spatiale de l'eau en période de Tchad normal (Roche, 1973 ; Carmouze 1976) : les concentrations en Ca, Mg, SiO₂ et, dans une moindre mesure K sont limitées par des équilibres de réaction avec les phases solides du sédiment (argiles et produits de précipitation), réactions qui sont favorisées par la turbulence au niveau du fond et la remise en suspension des particules. L'évolution au cours de l'évaporation peut se schématiser par



où M^{x+} représente un cation en solution de charge x (Lemoalle, 1973 ; Carmouze, 1976, Carmouze et al, 1977), les réactions d'équilibre avec les cations bivalents étant plus sensibles aux variations du pH.

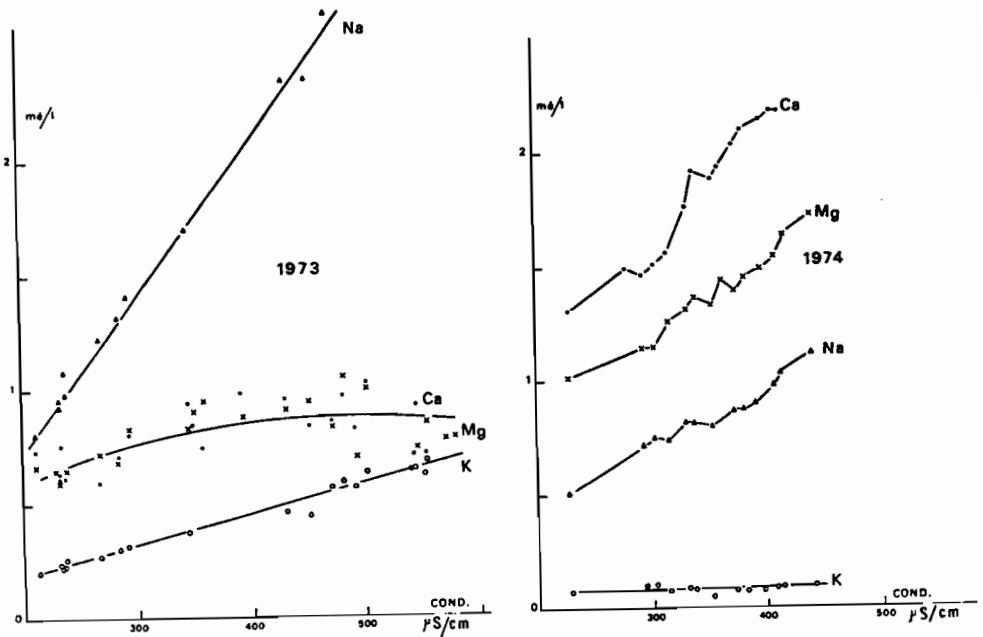


Figure C 3 - Evolution des cations (mé/l) en fonction de la conductivité au cours des phases de concentration à Bol en 1973 et 1974.

En 1974, l'évaporation ne produit pas la même évolution des concentrations ioniques. La silice se maintient à une concentration plus élevée qu'en 1973 (50 mg/l au lieu de 25), si l'on excepte les déficits associés à la poussée des diatomées. Le potassium conserve une concentration faible et relativement constante tandis que Ca, Mg et Na augmentent dans des proportions équivalentes, Ca et Mg atteignant des concentrations inhabituelles. La fin de cette évolution correspond à l'arrêt de la circulation de l'eau dans les macrophytes et au développement du phytoplancton qui élève le pH.

La différence entre les deux périodes d'évaporation s'explique si l'on considère la réaction d'équilibre décrite plus haut : en 1974 l'absence de particules du sédiment en suspension dans l'eau limite les réactions entre la phase dissoute et la phase solide. Le pou-

voir tampon de cette dernière se trouve ainsi limité, ce qui explique, entre autres, les différences de comportement de la silice après les poussées de diatomées. De plus, le pH plus faible (la différence est de une unité au début de l'évaporation) provoque un déplacement de l'équilibre vers la gauche, favorisant ainsi de plus fortes solubilités des cations, notamment de Ca et Mg, et de la silice. Les faibles concentrations du potassium et du chlorure sont dues à l'assimilation importante de ces ions par les plantes.

L'action des macrophytes au cours d'une phase d'évaporation, se marque donc par :

- de faibles concentrations de K et Cl,
- une production de CO_2 qui diminue le pH (minéralisation de certaines parties de plantes)
- une diminution des particules minérales en suspension par filtration et par diminution du fetch sur les surfaces d'eau libre qui se traduit par
- la diminution de l'effet tampon des argiles sur les concentrations de Ca et Mg et SiO_2 .

C.1.3 - L'INFLUENCE DES MACROPHYTES AU COURS DES REMISES EN EAU.

Au cours de l'évolution du lac, les macrophytes aquatiques semi-immergés ont occupé des surfaces variables : bordure de rivage de 1968 à 1971, ils ont presque disparu en 1972 au cours de la baisse brutale du niveau de l'eau avant de coloniser brusquement toutes les surfaces exondées de la cuvette sud (Fotius et Lemoalle, 1976). Dans la cuvette nord, l'évolution a été plus progressive et la colonisation des sédiments exondés, moins dense.

L'impact de la végétation sur les paramètres physico-chimiques de l'eau était diffuse et limitée avant 1973. Nous avons vu quelques uns de ses effets à Bol en phase d'évaporation, nous abordons ici le stockage d'éléments dans les plantes à partir du sédiment ou de l'eau, et la remise en solution d'une partie de ce stock lors du début de la dégradation. Les participations respectives de l'eau et du sédiment dans la nutrition des plantes ne seront pas étudiées. Les résultats utilisés sont l'analyse des plantes les plus répandues dans la région de Bol en 1974, ainsi que la comparaison entre la composition des eaux lors des crues annuelles et les résultats d'expériences

de décomposition des macrophytes effectuées au laboratoire (Chantraine, comm. pers.).

Analyse des macrophytes.

Les principales plantes aquatiques qui se développaient dans la région de Bol ont été récoltées, rincées à l'eau permutée et séchées à l'air puis à l'étuve à 60° C. Les résultats des analyses effectuées selon les méthodes utilisées au laboratoire de diagnostic foliaire de l'ORSTOM, présentés dans le tableau C 1, correspondent aux échantillons suivants :

- 1 - *Typha australis*, tige et feuilles (Vg 2)
- 2 - *Cyperus articulatus*, complet sans racines (Fr 3 et Fl 1)
- 3 - *Phragmites communis*, tige et feuilles, complet.
- 4 - *Vossia cuspidata*, partie aérienne, un thalle (Vg 2)
- 5 - *Ipomea aquatica*, plante complète (Fl, Fr)
- 6 - *Jussia repens* var. *diffusa*, plante complète (Fl, Fr)
- 7 - *Cyperus* sp (flottant), plante complète (Fl 1)
- 8 - *Cyperus maculatus*, plante complète (Fl, Fr)
- 9 - *Cyperus papyrus*, complet avec racine (Vg 1)
- 10 - *Aeschynomene elaphroxylon*, branches et feuilles
- 11 - *Aeschynomene elaphroxylon*, tronc émergé
- 12 - *Aeschynomene elaphroxylon*, tronc immergé.

Les symboles Vg, Fl et Fr suivis d'un nombre (1 à 3) indiquent l'état plus ou moins avancé du développement végétal, de la floraison ou de la fructification.

Les résultats concernant *Typha*, *Cyperus papyrus*, *Vossia* et *Phragmites* sont comparables à ceux publiés par Carmouze (1976), si l'on tient compte des études de Boyd (1969, 1971) et Gaudet (1975) sur la variabilité de composition d'une même espèce entre les différents sites, dans un même site, et entre les différentes parties d'une même plante.

En ce qui concerne les ions majeurs, nous constatons que le rapport Na/K est inférieur à 0,3 (sauf pour *Cyperus articulatus*, assez rare dans la région de Bol) ; le rapport de Ca/Mg varie entre 0,9 et 1,6, à l'exception de *Aeschynomene* pour lequel il vaut 2,5. La composition en cations, exprimée en milliéquivalents pour 100 g de matière sèche est présentée dans le tableau C 2. D'une manière générale, l'ordre d'importance s'exprime par $K > Ca > Mg > Na$, soit l'inverse de la composition moyenne de l'eau du lac Tchad "normal". Le chlore contenu

Tableau C1. Analyse des principaux macrophytes du lac Tchad.

ECHANTILLONS		Teneurs en % poids sec								
		N	Na	P	K	Ca	Mg	Al ₂ O ₃	SiO ₂	C
1	<i>Typha australis</i>	1,60	0,571	0,348	3,70	0,37	0,24	0,029	0,07	43,8
2	<i>Cyperus articulatus</i>	0,91	0,418	0,296	2,08	0,42	0,18	0,087	3,30	42,1
3	<i>Phragmites</i>	1,63	0,018	0,167	1,60	0,24	0,14	0,037	7,19	42,8
4	<i>Vossia cuspidata</i>	1,26	0,011	0,251	1,91	0,16	0,15	0,060	8,45	40,7
5	<i>Ipomea aquatica</i>	1,44	0,253	0,321	2,98	0,58	0,37	0,086	0,94	43,2
6	<i>Jussiaea</i>	2,48	0,218	0,590	3,63	1,15	0,49	0,053	0,58	42
7	<i>Cyperus sp. (flottant)</i>	1,21	0,100	0,279	2,52	0,63	0,30	0,076	4,99	40,8
8	<i>Cyperus maculatus</i>	0,95	0,172	0,219	1,00	0,39	0,15	0,051	5,52	42,9
9	<i>Cyperus papyrus</i>	0,62	0,200	0,234	2,83	0,29	0,16	0,022	1,85	43,7
10	<i>Aeschynomene elaphroxylon</i> (branches)	1,94	0,032	0,229	1,56	1,20	0,26	0,370	2,16	44,9
11	<i>Aeschynomene elaphroxylon</i> (tronc émergé)	0,80	0,072	0,183	1,43	0,66	0,16	0,110	0,58	44,6
12	<i>Aeschynomene elaphroxylon</i> (tronc immergé)	0,86	0,164	0,249	1,99	0,50	0,12	0,197	1,05	44,2

dans les échantillons de macrophytes n'a pas été dosé ; les données de la littérature indiquent une gamme allant de 0,3 à 3 % du poids sec. Si nous prenons comme valeur arbitraire 1 %, cette teneur correspond à 30 mé/100 g, c'est à dire une concentration proche de celle de Ca, alors que dans l'eau les chlorures sont 10 à 30 fois moins concentrés.

Tableau C 2 - Composition en ions majeurs (mé/100 g de plantes sèches)

	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺
1 Typha australis	24,8	95	18,5	20
2 Cyperus articulatus	18,2	53	21	15
3 Phragmites communis	0,8	41	12	11,7
4 Vossia cuspidata	0,5	49	8	12,5
5 Ipomea aquatica	11,0	76	29	30
6 Jussia repens	9,5	93	57,5	40
7 Cyperus sp.	4,3	65	31,5	25
8 Cyperus maculatus	7,5	26	19,5	12,5
9 Cyperus papyrus	8,7	73	14,5	13,3
10 Aeschynomene elaphroxylon	1,4	40	60	21,7
11 Aeschynomene elaphroxylon	3,1	37	33	13,3
12 Aeschynomene elaphroxylon	7,1	31	25	10

La décomposition des macrophytes

Les études sur la décomposition des macrophytes en milieu naturel (Gaudet, 1977) ou en laboratoire (Chantraine, comm. pers.) montrent que plus de la moitié des éléments minéraux sont remis en solution après quelques jours d'immersion. Dans le cas des plantes du Tchad, l'expérience effectuée avec un volume d'eau restreint a fourni les résultats suivants :

- le potassium constitue plus de la moitié des cations remis en solution.
- les rapports ioniques observés sont Ca/Mg < 1 et Na/K < 0,5
- le chlorure équivaut à 5 à 15 % de la concentration en cations,
- la silice atteint des concentrations proches de la saturation (silice amorphe) notamment pour Cyperus papyrus et Vossia cuspidata.

La décomposition des macrophytes a d'autant plus d'effets sur la composition de l'eau que les éléments remis en jeu sont en grande quantité et dans des rapports différents de ce qu'ils sont dans l'eau de crue. A ce titre, le potassium est l'ion le plus caractéristique de l'effet des végétaux supérieurs.

Dans la cuvette sud, la croissance des macrophytes a commencé sur les sédiments exondés, au cours des bas niveaux de 1973. Le stock des éléments minéraux incorporés a donc été prélevé dans le sédiment, sans effet notable sur la composition de l'eau. En octobre 1973, la crue du lac, bien que brutale, a été de peu d'amplitude ; seule une fraction peu importante des macrophytes a été submergée, créant une sursaturation du CO_2 dissous, avec les variations de pH, de calcium et de magnésium qui en découlent mais qui ne proviennent pas directement de la décomposition des plantes. En 1974, les macrophytes ont puisé dans l'eau au moins une partie de leurs éléments minéraux, pendant la période de circulation. L'eau est donc restée appauvrie, notamment en potassium et chlorure, pendant la phase de concentration. Ces éléments ont été partiellement remis en solution au cours de la crue, d'amplitude plus forte qu'en 1973, qui a submergé une plus grande quantité de plantes supérieures.

Ce comportement explique les évolutions de la concentration en potassium, qui est l'ion majeur dont les quantités mises en jeu sont les plus importantes. Les variations des rapports Na/K et Ca/Mg corroborent cette interprétation, de même que l'évolution des concentrations en silice. Les chlorures, dont les quantités mises en jeu sont moindres (moins de 5 % des concentrations en K^+) ne varient pas de façon aussi nette et restent proches de la limite de détection de la méthode de dosage employée (dosage potentiométrique par le nitrate d'argent en présence d'une électrode d'argent).

Au cours des années suivantes, 1975 et 1976, la surface occupée par les macrophytes a perdu peu à peu son importance ; avec le retour des cycles hydrologiques plus "normaux", les variations de concentration ont perdu l'amplitude qu'elles avaient en 1973-74. L'effet des macrophytes a cependant continué de se manifester dans les concentrations en potassium et, surtout, par les variations du rapport Na/K (figure C 2).

C.1.4 - CONCLUSION

Nous avons montré plus haut comment la présence des macrophytes modifie l'hydrologie, la transparence et l'oxygénation de l'eau à Bol. Les effets, directs ou indirects, sur la composition en ions majeurs et en silice viennent d'être abordés.

Les phénomènes observés à Bol (concentration en mare isolée, remise en eau à travers les barrières végétales suivies de cycles d'isolement et de remises en eau plus ou moins prononcés) se sont produits ailleurs dans l'archipel et à l'échelle de l'ensemble de la cuvette nord, isolée des apports du Chari par la Grande Barrière. L'évolution de la composition chimique de l'eau dans ces différentes régions a été décrite (Chantraine et Lemoalle 1976 a, 1976 b ; Chantraine 1977, 1978).

Le schéma proposé ici pour Bol s'applique à l'ensemble des résultats et peut donc être considéré comme formant la base d'une interprétation des phénomènes biogéochimiques se produisant dans le lac à l'état Petit Tchad. Dans ce nouvel état du lac, les échanges entre les macrophytes et l'eau prennent le pas sur les équilibres entre l'eau et les particules minérales qui régissent l'essentiel des réactions en phase de Tchad normal (Roche, 1973 ; Lemoalle, 1973 ; Carmouze, 1976 ; Carmouze et al. 1977).

C.2 - ELEMENTS SUR LA CHIMIE DU PHOSPHORE

Un grand nombre de phénomènes participent au cycle du phosphore dans un lac. Si nous considérons le phosphate dissous dans le lac Tchad, cet élément nutritif peut être :

- absorbé par le phytoplancton ou les macrophytes et progresser ensuite dans les différents niveaux de la chaîne alimentaire,
- adsorbé, de façon plus ou moins réversible suivant les conditions de milieu, par les suspensions d'argile ou d'hydroxyde, et par le sédiment,
- précipité sous forme de combinaison chimique insoluble avec le calcium (hydroxylapatite), le fer (strengite, vivianite) ou d'autres éléments (Al, ...)

La régénération du phosphate dissous se fait par les réactions inverses de celles qui viennent d'être énumérées :

- hydrolyse ou excrétion du phytoplancton et des macrophytes

- excrétion par le zooplancton et la faune
- décomposition de la matière organique au niveau du sédiment
- désorption à partir du sédiment (turbulence, eau interstitielle, remises en eau, changement de conditions d'oxydo-réduction)
- apports exogènes (pluies, fleuves). Les apports à N'Djaména par les pluies ont été estimés à 24 mg $PO_4 - P$ par mètre carré par an (annexe H 5). Une valeur moitié moindre est une grandeur vraisemblable pour le lac en année de pluviosité normale.

Les caractéristiques du lac plat qu'est le Tchad, et son évolution, font que certaines de ces réactions prennent temporairement de l'importance par rapport aux autres, modifiant ainsi de façon notable la concentration de phosphore susceptible d'être utilisé par le phytoplancton. Les mesures et expériences effectuées permettent de préciser certaines d'entre elles en fonction des conditions de milieu, bien qu'il soit encore difficile de déterminer l'importance relative des vitesses de réactions vis à vis des quantités mises en jeu.

C.2.1 - LE PHOSPHORE REACTIF DISSOUS

Le phosphore réactif dissous a été dosé par extraction du complexe phospho-molybdique dans l'isobutanol et colorimétrie après réduction par l'acide ascorbique (Golterman, 1969). Les dosages étaient effectués sur des échantillons filtrés aussi tôt que possible après le prélèvement (délai inférieur à 3 heures) sur filtre de verre (Gelman GFC). Les résultats sont exprimés en microgrammes de phosphore par litre. Une mauvaise reproductibilité ($\pm 10 \mu\text{g/l}$) attribuée à la grande concentration en silice (20 mg/l SiO_2), limite l'intérêt des mesures effectuées en période de Tchad normal où les concentrations étaient en général inférieures à $20 \mu\text{g/l PO}_4 - P$.

Les résultats obtenus à Bol pour la période 1972-76 sont représentés figure C 4. Les faibles concentrations observées en 1972-73 sont caractéristiques de la phase de Tchad normal. C'est après la première remise en eau de 1973 que sont apparues les premières concentrations notables en phosphate ($200 \mu\text{g/l}$ en janvier 1974). Les données manquent pour la période de forte biomasse phytoplanctonique de 1974, mais les teneurs encore notables ($30-70 \mu\text{g/l}$) observées en août sont attribuées aux effets de la saison des pluies (turbulence, lessivage des macrophytes et des sédiments exondés). La remise en eau de 1974,

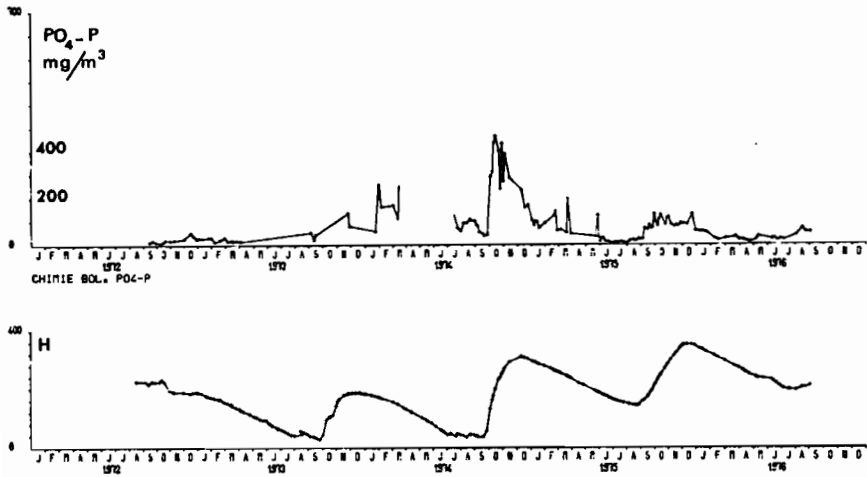


Figure C 4 - Concentration en phosphore soluble réactif ($mg PO_4-P/m^3$) et variations du niveau H (cm) à Bol.

dont nous avons vu qu'elle se traduit par une remise en solution importante des éléments contenus par les macrophytes, est marquée par de fortes concentrations de phosphate dissous, atteignant $300 \mu g/l$. La similitude des variations de K^+ et de $PO_4 - P$ entre août 1974 et août 1976 confirme le rôle prépondérant des macrophytes dans l'évolution de ces éléments, les mises en solution se faisant au cours des crues du lac et l'assimilation l'emportant sur la décomposition le reste de l'année. Dans ce contexte, il est difficile de distinguer la part du phytoplancton dans le cycle du phosphore, d'autant plus que les biomasses phytoplanctoniques sont faibles vis à vis de celles des macrophytes.

Des analyses effectuées en diverses occasions sur les eaux de différentes régions du lac confirment le schéma présenté pour l'évolution du phosphate à Bol. Les résultats sont résumés dans le tableau C 3 par les moyennes sur n échantillons récoltés dans chacune des régions à la date indiquée ; la période I indique la phase de Tchad normal ou de concentration tandis que la période II correspond à la phase de Petit Tchad avec macrophytes. En période I les concen-

trations observées sont partout relativement faibles, alors qu'elles sont variables et parfois très fortes en période II.

Tableau C 3. Concentration en phosphore soluble réactif dans diverses régions du Tchad. ($\mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$)

Région	Période I			Période II		
	Date	$\text{PO}_4\text{-P}$		Date	$\text{PO}_4\text{-P}$	
Eaux libres du sud-est	4.12.72	37,4	n = 10	5.2.74	22,0	n = 4
				20.3.74	99,8	n = 5
Archipel de l'est	26.8.72	19,2	n = 12	25.4.75	22,0	n = 6
Cuvette nord	10.4.75	23,3	n = 9	18.3.76	982	n = 7
Kindjéria	-			21.1.76	1030	n = 1
				17.2.76	125	n = 1
				15.3.76	266	n = 1
				21.4.76	338	n = 1

Les valeurs de phosphate dissous publiées antérieurement pour le lac Tchad (Carmouze, 1968 ; Carmouze et al, 1973) sont surestimées. En effet, les échantillons correspondants, acidifiés par 2 ml HNO_3 par litre d'eau au moment du prélèvement, ont été filtrés "trois à quatre semaines après le prélèvement" (Carmouze, 1968). Les valeurs citées sont donc probablement plus proches du phosphore total que du phosphate dissous.

C.2.2 - PRECIPITATION CHIMIQUE DU PHOSPHORE EN MILIEU REDUCTEUR : LA VIVIANITE.

En milieu réducteur, et en l'absence de sulfures, les concentrations en fer II et en phosphate sont limitées par la solubilité du phosphate ferreux, la vivianite ($\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8 \text{H}_2\text{O}$) dont le produit de solubilité et le domaine de stabilité ont été définis par Nriagu (1972), qui fait intervenir les formations de complexes et de paires d'ions. Ce domaine de stabilité correspond aux conditions de milieu des sédiments lacustres dans lesquels ce minéral a été effectivement trouvé (Mackereth, 1965 ; Rosenquist, 1970). Ce dernier auteur cite un pH de 7,4, $\text{Fe}^{2+} = 3 \cdot 10^{-5}$ mole/litre et phosphate de 10^{-6} mole/litre. Un potentiel d'oxydo-réduction inférieur à 70 mV est par ailleurs nécessaire.

La vivianite est fréquente dans la vase de l'archipel de Bol. Ce minéral est caractérisé par la forme des cristaux, une teinte bleu métallique lorsqu'il est exposé à l'air. Une analyse chimique effectuée sur un fragment de 22,1 mg a donné un rapport P/Fe de 1,11, pour un rapport théorique de 1,13, et une pureté (basée sur la formule de la vivianite) de 92 %.

Dans le sédiment, la vivianite contribue à réguler la concentration du phosphate dans l'eau interstitielle, et donc les échanges avec l'eau sus-jacente.

La formation de ce minéral est également possible dans l'eau emprisonnées dans les macrophytes en période de Petit Tchad ; les concentrations observées lors de la crue de 1974 à Bol ($\text{Fe} \approx 10 \text{ mg/l}$, dont une fraction importante sous forme de Fe^{2+} , $\text{PO}_4^{3-} = 150 \text{ } \mu\text{g/l}$, $\text{pH} \approx 7$) excèdent largement les valeurs citées par Rosenquist. Une précipitation de phosphate ferreux est donc susceptible de contrôler les concentrations en phosphore minéral dissous dans les zones anaérobies.

Par ailleurs le passage en phase oxydante du fer ferreux et du phosphate se traduit par une précipitation d'hydroxydes ferriques susceptibles d'entraîner le phosphate par coprécipitation. De tels passages sont observés dans les zones d'eau libre proches des zones de marécages en phase de Petit Tchad. Ils peuvent aussi se produire lorsque la turbulence de l'eau atteint les niveaux réduits du sédiment en phase de Tchad normal.

C.2.3 - EXPERIENCES D'ADSORPTION SUR LE SEDIMENT.

Cinq échantillons de sédiment superficiel, représentatifs de la cuvette sud, ont été utilisés pour effectuer quelques expériences de sorption du phosphate dissous, au cours desquelles ont été testées l'influence de l'alcalinité et de la concentration en PO_4^{3-} .

Méthodes.

Les caractéristiques des sédiments sont résumées dans la liste ci-dessous où sont indiqués le lieu de prélèvement, la nature du sédiment, la teneur en eau (% du poids sec) et la teneur en fer (exprimée en Fe_2O_3 %).

Sédiment 1 : à la sortie du delta du Chari, sable et argile, H_2O 30 %, Fe_2O_3 0,15.

Sédiment 2 : dans les eaux libres, argile et oolithes, H_2O 85 %, Fe_2O_3

Sédiment 3 : dans les eaux libres, vase molle et argile, H_2O 292 %, Fe_2O_3 0,58.

Sédiment 4 : dans les îlots-bancs, vase, H_2O 298 %, Fe_2O_3 0,27 %.

Sédiment 5 : près de Bol, vase organique, H_2O 790 %, fer 0,30 %.

Dans les trois expériences qui suivent, une certaine quantité de sédiment conservé humide était agitée dans 100 ml d'eau distillée, le jour $j = 0$. Par la suite, du phosphate (phosphate de sodium) ou du carbonate (carbonate de sodium) étaient ajoutés pour faire varier les concentrations de ces éléments. Pendant l'équilibration, les flacons, conservés à l'obscurité, étaient agités deux fois chaque jour. Le phosphate était ensuite dosé par la méthode décrite plus haut, sans extraction, après centrifugation.

Résultats.

Expérience 1. Cinétique de l'équilibre.

Les quantités de sédiment utilisées sont 1,5 g (poids humide) sauf pour sédiment 5 dont on a employé 2 g. Les concentrations de PO_4 en solution ont été mesurées au cours du temps, pour plusieurs concentrations initiales : 4,80, 2,0 et 1,0 mg P/l. Les résultats, résumés figure C 5, indiquent que l'équilibre est atteint en 5 à 8 jours, et d'autant plus rapidement que la quantité adsorbée est faible. Le sédiment 2 (vase + oolithes) est le plus actif. Le fait qu'un plateau d'équilibre soit atteint montre qu'il y a une relation entre le phosphore adsorbé et le phosphore en solution.

Expérience 2. Influence de l'alcalinité.

Sédiments utilisés : 2 (1,5 g), 3 (1,5 g) et 5 (2 g).

Quantités de phosphate : 0, 50, 100, 200 et 500 μg P/100 ml. Trois séries ont été faites.

Addition de carbonate : 0 dans la série A

5 mmole/l le jour $j = 1$ dans la série B

5 mmole/l le jour $j = 5$ dans la série C

Dosage de $PO_4 - P$ pour $j = 10$.

Les résultats pour les trois séries sont représentés figure C 6. Nous constatons que, sans carbonate, l'adsorption est importante et proportionnelle à la concentration du phosphate dans la gamme de concentrations étudiée. L'élévation de l'alcalinité crée une désorption de PO_4^{3-} , tandis que l'addition simultanée de carbonate inhibe fortement l'adsorption.

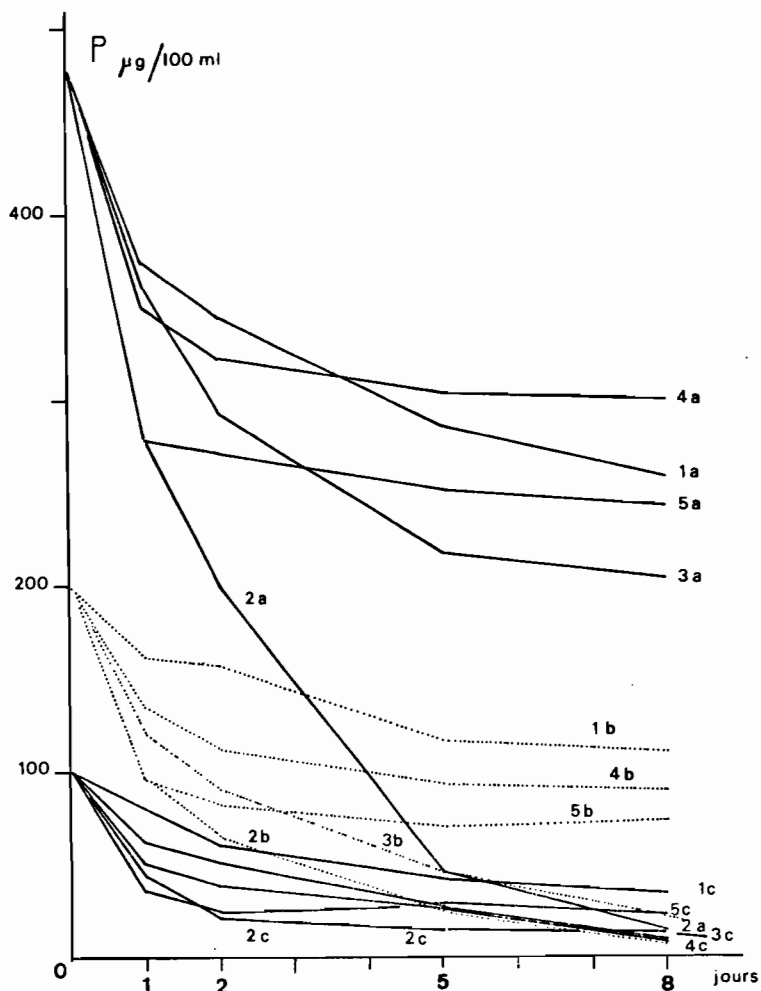


Figure C 5 - Cinétique de l'équilibre entre phosphate et sédiments : Phosphore soluble réactif en fonction du temps de contact. Pour chaque courbe, le nombre indique la nature du sédiment (voir texte) et la lettre indique la concentration initiale en phosphate a = 480 $\mu\text{g P}/100 \text{ ml}$, b = 200 et c = 100 $\mu\text{g P}/100 \text{ ml}$.

Expérience 3. Influence d'une alcalinité variable.

Les sédiments et la quantité utilisés sont les mêmes que pour l'expérience précédente. Pour $j = 1$, 500 $\mu\text{g P}/100 \text{ ml}$ sont ajoutés à tous les flacons séparés en deux séries :

série A, addition de 0, 1, 2, 5 et 7 mé/l de carbonate le jour $j = 5$

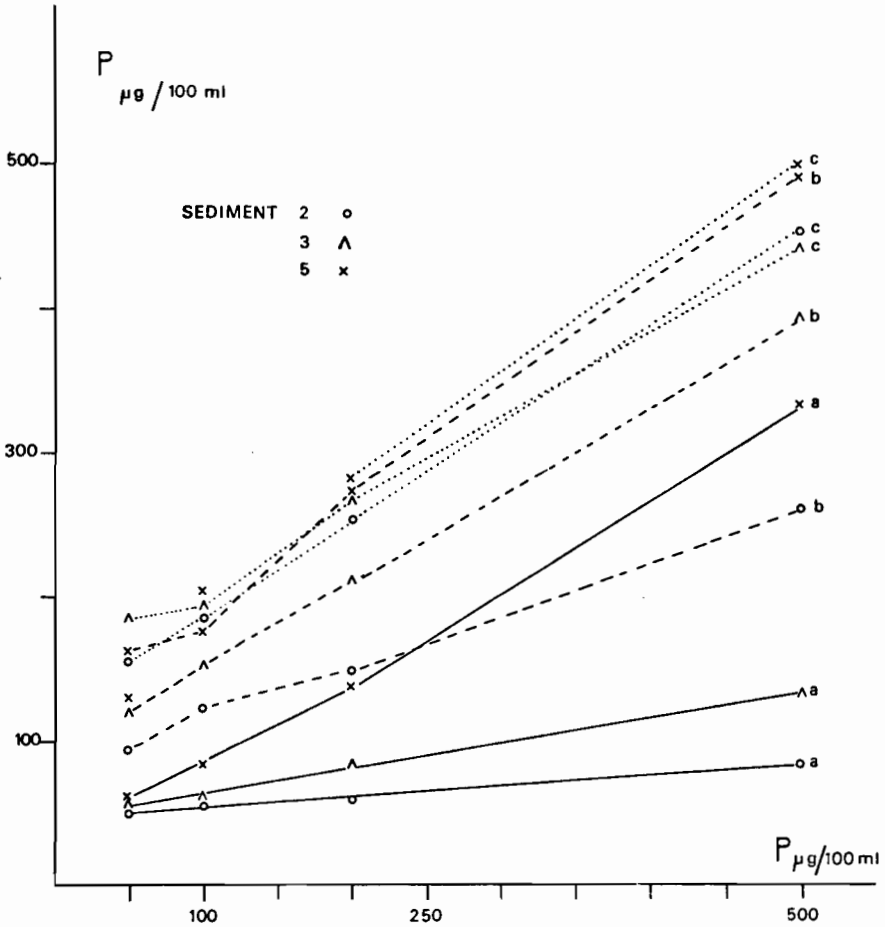


Figure C 6 = Phosphore restant en solution en fonction du phosphore ajouté ; o = sédiment 2, Δ = sédiment 3, x = sédiment 5
 a = sans addition de carbonate, b = addition de carbonate ajouté après 5 jours, c = addition de carbonate avec le phosphate.

Les dosages de PO_4^{3-} en solution, et les mesures de pH ont été faites à $j = 10$. Les résultats sont résumés figure C 7 où le phosphate en solution est fonction de l'alcalinité.

Ces résultats confirment l'expérience précédente et montrent que le plateau apparaît pour une alcalinité de l'ordre de 2 à 3 mē/l.

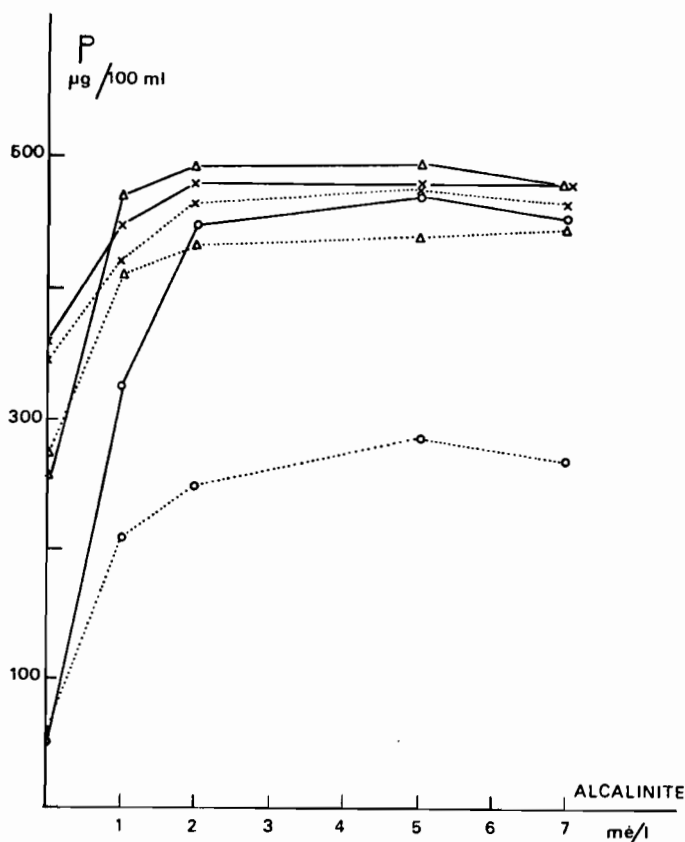


Figure C 7 - Phosphore restant en solution en fonction de l'alcalinité. Série a : addition de carbonate avec le phosphate (traits pleins) ; série b, addition de carbonate après 5 jours d'équilibre (pointillé).

Discussion.

Les résultats obtenus et les conclusions que nous pouvons faire ici se rapportent à des expériences de laboratoire, d'interaction entre des solutions synthétiques et des sédiments naturels. Les équilibres considérés ne font pas intervenir les autres éléments sus-

ceptibles de modifier les concentrations en phosphore dissous, et notamment le calcium qui peut être un élément essentiel de contrôle des phosphates par précipitation d'hydroxylapatite (Stumm et Morgan, 1970 ; Golterman, 1975).

Bien que les concentrations utilisées soient nettement plus élevées que celles qui peuvent être rencontrées dans le milieu, les expériences effectuées mettent en évidence :

- la cinétique d'adsorption du phosphore sur divers types de sédiments de la cuvette sud ; la moitié de la capacité d'adsorption est atteinte entre 0,5 et 1,5 jours.

- la capacité d'adsorption, qui est particulièrement importante lorsque les argiles sont présentes.

- l'existence d'un équilibre entre phosphore en solution et phosphore adsorbé.

- le déplacement de cet équilibre par les variations d'alcalinité, qui correspond étroitement avec le comportement de la kaolinite décrit par Nagarajah et Posner (1968). D'une façon générale une élévation de pH, ou d'alcalinité, provoque une désorption des anions (Stumm et Morgan, 1970). Considérées indépendamment des réactions entre phosphore réactif et ions en solution dans l'eau du Tchad, nous constatons qu'une turbulence et une alcalinité croissantes, en phase de concentration, sont susceptibles d'induire une désorption du PO_4-P à partir des sédiments.

Il a par ailleurs été constaté que lorsqu'on augmente l'alcalinité d'une eau brute (Bol) préalablement enrichie en PO_4-P (100 μg P/l), le phosphore soluble réactif diminue. Cette contradiction apparente peut s'expliquer de deux façons. Si le phosphore est adsorbé sur les colloïdes, l'augmentation de leur taille en diminue la quantité filtrable. D'autre part, l'augmentation de l'alcalinité et du pH, en présence de Ca dissous dans l'eau lacustre, favorise la précipitation de l'hydroxyapatite.

Les interactions entre sédiment et phosphore, particulièrement importantes pour l'eutrophisation des lacs, ont donné lieu à de très nombreuses publications dans lesquelles tous les types de liaison ont été étudiés : combinaisons chimiques stables avec l'aluminium (Harter, 1968), le fer (Shukla et al, 1971), substitution au calcium dans la calcite (Stumm, 1973), adsorption labile (Harter, 1968 ; Li et al, 1972 ; Golterman, 1977). Outre les conditions de milieu (pH,

potentiel rédox) la composition du sédiment intervient de façon importante dans ces réactions.

C.2.4. - CONCLUSION.

Dans les lacs plats, les sédiments sont fréquemment remis en suspension par la turbulence due au vent : le phosphore total dans l'eau est fonction de la vitesse du vent dans l'Ijsselmeer aux Pays Bas (Lijklema, 1977), et dans le lac Uttran (Suède) le phosphore total dépend du vent qui souffle dans l'axe du lac (Ryding et Forsberg, 1977). En période de Tchad normal, le vent a une action similaire dans l'ensemble du lac. Le passage des particules d'un milieu (sédiment) à un autre (eau) peut provoquer des modifications de la capacité d'adsorption et une redissolution de phosphate. Les particules les plus fines, qui restent en suspension, peuvent par ailleurs être utilisées directement dans l'eau comme source de phosphore par le phytoplancton, certaines formes du phosphore adsorbé restant assimilables par les algues (Golterman et al, 1969 ; Golterman, 1977).

Le phosphore soluble réactif est donc un mauvais indicateur du phosphore disponible pour la photosynthèse dans le cas des lacs plats dont les eaux sont plus ou moins riches en suspensions minérales provenant du sédiment. La méthode récemment proposée par Golterman (1977) utilisant le NTA (acide nitrilotriacétique) comme complexant est susceptible de fournir une estimation du phosphore assimilable plus proche des besoins de l'hydrobiologiste.

Considérons maintenant la stratégie du phytoplancton vis à vis du phosphore disponible.

Une température et un éclaircissement relativement élevés et constants, caractéristiques des lacs tropicaux, favorisent une utilisation optimale et continue des éléments nutritifs. Le lac George est, de ce point de vue, l'exemple type du lac tropical (Viner, 1977). Il n'en est pas de même pour les lacs tempérés où il y a un déphasage entre la période de concentration maximale en sels nutritifs (printemps) et la période de forte biomasse phytoplanctonique (été) ; c'est ainsi que les concentrations printanières de phosphate dissous peuvent servir d'indicateur de la biomasse de l'été à venir (Dillon et Rigler, 1974).

Il peut cependant exister un déphasage du même type, mais pour une échelle de temps beaucoup plus courte, dans les lacs plats tropicaux. On entend ici par lac plat un lac dans lequel la turbulen-

ce, induite au niveau du fond par l'action du vent, est fréquente : un lac peu profond, mais bien protégé par un relief environnant, sera moins "plat" qu'un lac plus profond mais plus exposé.

Le déphasage observé dans les lacs tempérés a été transposé dans l'espace et dans le temps, pour le lac George (Viner, 1973 ; 1977) : il s'agit alors d'un cycle au cours duquel les algues emmagasinent du carbone par photosynthèse dans la zone trophogène avant de sédimenter. Dans le sédiment superficiel, les algues sont en contact avec une concentration maximale de sels nutritifs qu'elles peuvent ainsi absorber dans l'obscurité. Il a été montré que le phytoplancton peut rester ainsi assez longtemps en attente, jusqu'à plusieurs mois, en conservant sa capacité de photosynthèse. Au cours d'une turbulence, le sédiment superficiel est remis en suspension, les algues accèdent de nouveau à la zone euphotique et peuvent reprendre la photosynthèse (Ganf, 1974 b ; Lehman, 1976 ; Viner, 1977).

Dans un lac plat comme le Tchad, la turbulence verticale fréquente distribue de façon homogène le phytoplancton et le phosphore disponible. Un cycle comme celui qui vient d'être décrit complète l'action de la turbulence lorsque celle-ci cesse, au cours de l'après-midi. Les mesures de chlorophylle et les comptages d'algues sur des échantillons prélevés autour de midi ont montré la répartition verticale uniforme des organismes dans la colonne d'eau. Cependant Lauzanne et Iltis (1975) ont mis en évidence la sédimentation algale dans une anse de 1,4 m de profondeur, après six heures de calme plat. Il existe donc un cycle de sédimentation plus ou moins marqué suivant les milieux, qui permet aux algues d'utiliser alternativement la lumière solaire et les sels nutritifs. La baisse du niveau de l'eau a favorisé l'augmentation de la fréquence de ce cycle.

C.3 - ELEMENTS SUR LA CHIMIE DU FER

Les formes et la disponibilité du phosphore présent dans les eaux naturelles dépendent en partie de celles du fer qui, elles-mêmes, reflètent fidèlement un ensemble de conditions de milieu, comme le pH et le potentiel d'oxydo-réduction, auxquelles cet élément est particulièrement sensible. Nous avons par ailleurs montré les relations qui lient, en période de Tchad normal, la transparence au fer réactif. La nature des formes du fer et leur concentration repré-

sentent donc, pour la biologie du lac Tchad, un paramètre important qui est abordé ici sous quelques uns de ses aspects. Nous définirons d'abord les modes opératoires utilisés, la description des techniques de dosage étant souvent la meilleure façon de définir les formes du fer qui sont ainsi évaluées.

C.3.1 - DEFINITION DES TERMES UTILISES. METHODES.

Le fer dissous.

Par convention, un élément est considéré comme dissous (ou soluble), du point de vue analytique, lorsqu'il n'est pas retenu par des membranes filtrantes de 0,5 μ m de diamètre de pores (Golterman, 1969). Des expériences de filtration ont été faites sur des échantillons du lac, qui sont généralement riches en particules minérales ou organiques. On a pu ainsi constater que le colmatage progressif des filtres, par les particules retenues sur la membrane, diminue le diamètre effectif des pores ainsi que la concentration en fer dans le filtrat (Lemoalle, 1969). Ainsi les valeurs de fer soluble d'échantillons préalablement décantés sont-elles, en général, plus élevées que lorsque l'eau est filtrée sur membrane après avoir été agitée.

Ces expériences de filtration indiquent la nature essentiellement particulaire du fer contenu dans les eaux du lac Tchad (Tchad normal), comme cela était prévisible du fait de la bonne aération de ces eaux liée à une faible teneur en matière organique susceptible de former des complexes solubles avec le fer.

Pour une égale concentration en particules minérales, en filtrant un même volume (60 ml) d'échantillon, le fer soluble est d'autant plus important que les particules associées au fer sont plus petites. Comme pour le phosphore, des expériences ont montré que le fer soluble diminue quand l'alcalinité de l'échantillon est augmentée par addition de carbonate de sodium. Ce résultat est attribué à une floculation des particules auxquelles est associé le fer (Lemoalle, 1969).

Le fer particulaire.

Le fer étant principalement sous forme particulaire, l'étude de sa répartition dans le temps et dans l'espace a été abordée sous les deux aspects, quantitatif et qualitatif.

Quantitativement, on a essayé de déterminer quelle quantité de fer est susceptible de réagir avec le milieu sous l'effet de modifications physico-chimiques. Cette fraction, désignée par le terme de

fer réactif, est définie par le mode opératoire employé, basé sur une mise en solution de l'élément par 10 minutes d'ébullition en milieu HCl 4 % (Strickland et Parsons, 1960).

Qualitativement, les formes du fer peuvent être différenciées par leur plus ou moins grande aptitude à réagir aux variations du milieu. Shapiro (1967, 1969) a établi des ferrigrammes représentant la réactivité du fer en fonction du pH choisi alors comme variable du milieu. Par comparaison avec des tests biologiques, il a pu ainsi montrer quelle fraction du fer réactif est susceptible d'être assimilée par le phytoplancton. Sa méthode de dosage (avec le thiocyanate) ne fournissant pas des valeurs stables dans le cas des eaux du lac Tchad, une variante de sa méthode a été utilisée ; les courbes obtenues ici sont néanmoins appelées ferrigrammes.

Mode opératoire.

Les modes de mise en solution dépendent de la forme du fer que l'on veut doser. Toutefois le dosage colorimétrique est le même, utilisant l'ortho-phénanthroline (1 ml à 0,5 % dans HCl 0,01 N) pour un échantillon de 50 ml en milieu tampon acétate (5 ml, 2 M ; pH final \approx 4,5) et colorimétrie à 490 nm après 30 minutes. Cette manipulation a été effectuée soit manuellement soit à l'Autoanalyseur Technicon.

Le fer réactif est mis en solution par ébullition 10 minutes de 50 ml d'échantillon avec 2 ml HCl et 1 ml de chlorhydrate d'hydroxylamine (1 % dans HCl 0,01 N) comme réducteur. Après ajustement à 50 ml et centrifugation, une aliquote est prélevée pour le dosage.

Le fer soluble était estimé à partir d'échantillons bruts de 60 ml filtrés sur membrane 0,45 μ m.

Pour les ferrigrammes, un échantillon d'eau brute (environ 500 ml) était divisé en 10 sous-échantillons amenés à des pH variant de 0,5 unité entre chaque sous-échantillon, entre pH 5,5 et pH 1. Ces ajustements de pH étant effectués avec HCl en concentrations variables de façon à utiliser le plus petit volume d'acide possible. Après agitation et mise au repos pendant 24 h, une aliquote de chaque sous-échantillon était centrifugée avant réduction par le chlorhydrate d'hydroxylamine et dosage suivant le mode décrit plus haut.

Discussion sur le mode opératoire.

La technique d'estimation du fer réactif est celle proposée par Strickland et Parsons (1960) qui considèrent que le fer ainsi ex-

trait correspond à la fraction biologiquement assimilable. Dans le lac Tchad riche en particules minérales, les formes dominantes du fer sont probablement différentes de celles qui existent dans la mer, et une méthode plus douce de complexation par EDTA ou NTA (Chau et Shiomi, 1971) pourrait fournir une autre approche du fer assimilable. En effet, la concentration en fer réactif est, en général, supérieure à celle obtenue à pH 1 dans les ferrigrammes, alors que Shapiro situe le fer assimilable dans les eaux qu'il étudie, comme réagissant à un pH moins acide.

Une comparaison a été faite entre le fer réactif, tel qu'il est défini ici, et le fer libre des pédologues (Deb, 1950) pour plusieurs échantillons de la cuvette sud en phase de Tchad normal ; la similitude des résultats permet de penser que le fer effectivement réactif est dosé par la méthode proposée, cette quantité n'étant pas nécessairement assimilable dans les conditions de milieu présentes au cours de l'échantillonnage.

C.3.2 - FER DISSOUS

Les mesures de fer analytiquement dissous ont été faites sur des échantillons de 60 ml filtrés aussitôt après le prélèvement.

Bien que sans signification quant au fer réellement dissous, les résultats obtenus sur l'ensemble du lac en 1968 fournissent néanmoins un renseignement sur le comportement du fer dans les eaux du Tchad : le fer soluble, notable pour les faibles alcalinités, devient très faible au dessus de 2 mé/l (figure C 8). Compte tenu des expériences de filtration des eaux naturelles, la diminution du fer filtrable peut être interprété soit comme un colmatage plus efficace des pores des filtres, soit comme une diminution réelle du nombre de particules fines.

Une expérience a été faite sur un échantillon de Bol (alcalinité initiale $C_0 = 1,49$ mé/l, Fe_0 dissous initial = 0,21 mg/l) divisé en plusieurs fractions auxquelles ont été ajoutées des quantités variables de carbonate de sodium. Après équilibre pendant 20 heures, le fer soluble a été dosé dans les différentes fractions (figure C 8). Pour une concentration constante en fer total, le fer soluble devient très faible quand l'alcalinité est supérieure à 2 mé/l. Vérification ayant été faite que l'alcalinité n'intervient pas sur le pH final de dosage, il apparait que la taille des particules, auxquelles le fer est associé, augmente sous l'effet de l'augmentation de l'alcalinité.

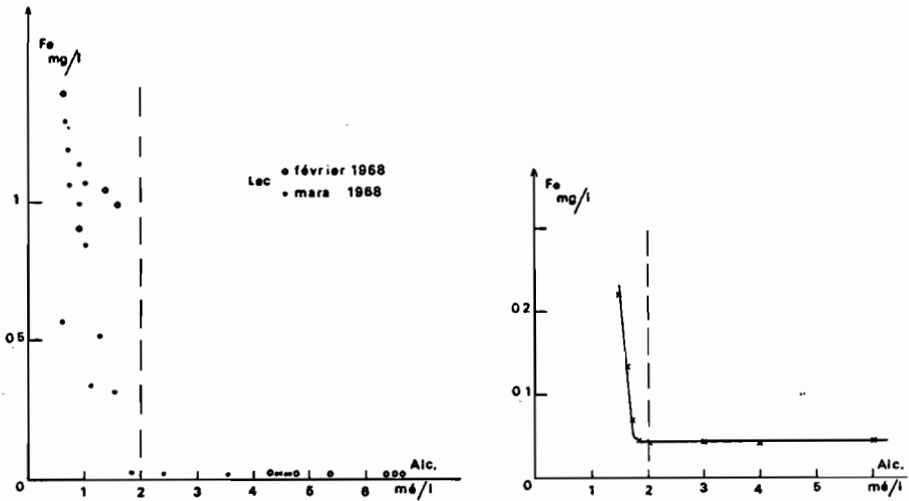


Figure C 8 - Concentrations en fer "soluble" en fonction de l'alcalinité. A gauche, dans le milieu naturel en période de Tchad normal (1968) ; à droite, lors de l'addition de bicarbonate de sodium sur un échantillon de Bol.

Cet effet est important pour expliquer les variations de transparence en fonction de la salinité de l'eau.

En phase de Petit Tchad, au cours des périodes de stratification à Bol et à Bérin, des échantillons de l'hypolimnion ont été prélevés et filtrés immédiatement. L'eau, initialement limpide, se troublait rapidement par oxydation du fer dissous ; les concentrations mesurées ont varié de 2 à 6 mg/l de fer initialement réellement dissous.

C.3.3 - FER REACTIF

En phase de Tchad normal, le fer réactif peut être considéré comme un indicateur de la concentration des particules minérales en suspension, et donc comme un élément essentiel de la transparence. Rappelons la relation générale établie dans l'étude de la transparence pour la cuvette sud :

$$I/DS = k_0 + 0,46 [Fe] + 0,015 B$$

où DS est la transparence au disque de Secchi, $[Fe]$ et B les concen-

trations en fer réactif (mg/l) et en chlorophylle (mg/m^3).

Cette relation, correspondant à la loi de Beer, n'est pas valable pour les concentrations en fer observées à Bol en phase de concentration ou en phase de Petit Tchad, où le fer est peu important relativement à la chlorophylle et à la matière organique estimée par la demande chimique en oxygène de l'eau brute, CODB en $\text{m}\ell/\text{l}$ (figure C 9). Les corrélations entre $[\text{Fe}]$, B, CODB et $1/\text{DS}$, ont été faites pour les résultats obtenus au cours de trois périodes successives :

Période 1, d'août 1972 au 1er octobre 1973, période de concentration en l'absence de macrophytes ;

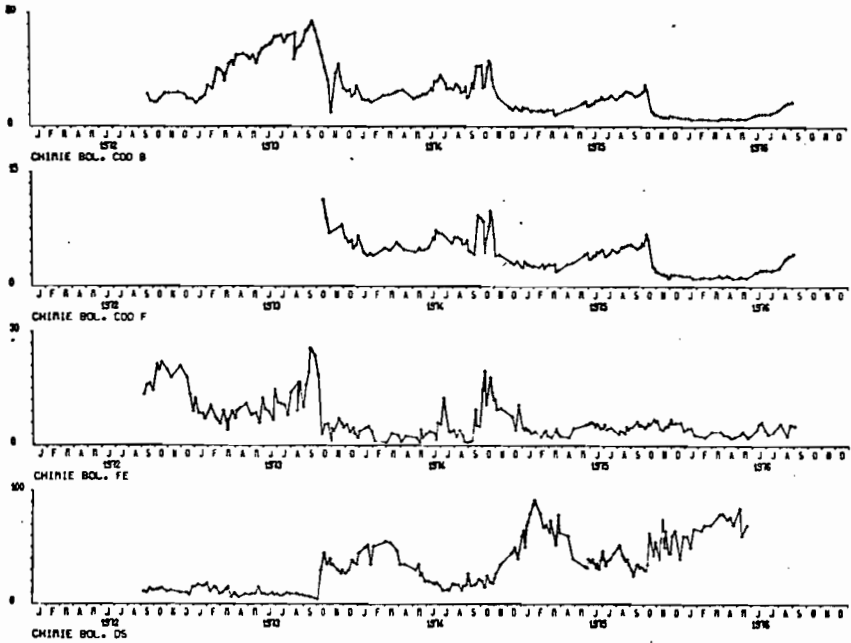


Figure C 9 - Evolution de la concentration en fer réactif (mg/l), de l'oxydabilité de la matière organique dans l'eau brute (COD B) et dans l'eau filtrée (COD F) en ($\text{m}\ell/\text{l}$) et de la transparence DS (cm) au cours de la période 1972-76 à Bol.

Période 2, octobre 1973 à octobre 1974, première année de Petit Tchad avec exondation des seuils à macrophytes.

Période 3, octobre 1974 à mai 1976, phase de Petit Tchad avec macrophytes.

Les trois matrices de corrélation permettent d'estimer l'importance relative des variables dans la transparence.

Matrices de corrélation

	Période 1				Période 2				Période 3			
	Fe	B	COBD	1/DS	Fe	B	COBD	1/DS	Fe	B	COBD	1/DS
Fe	1	0,32	0,09	0,39	1	0,48	0,62	0,69	1	0,14	0,73	0,83
B		1	0,92	0,83		1	0,58	0,70		1	0,10	0,06
COBD			1	0,77			1	0,51			1	0,85
1/DS				1				1				1

En phase de Tchad normal, la concentration en fer réactif est indépendante de la quantité de matière organique et permet d'expliquer 80 % de la variance de l'absorption de la lumière, représentée par 1/DS. Au cours de la phase de concentration (période 1) nous constatons que le fer est toujours indépendant de la matière organique, mais qu'il n'intervient que pour une faible part dans l'absorption de la lumière, car le phytoplancton prend alors une part prépondérante.

Par la suite, la part du fer croît dans l'absorption de la lumière, mais ce fer n'est plus indépendant de la matière organique. Il est de plus en plus étroitement corrélé à celle-ci, constituée par 75 à 80 % de produits dissous (figure C 9). En phase de Petit Tchad avec macrophytes, à Bol, les variations du fer réactif sont associées à celles de la matière organique. Le milieu étant protégé de la turbulence, la quantité de particules du sédiment remises en suspension est faible, et nous pouvons supposer que le fer est alors associé à la matière organique. Cette hypothèse est corroborée par l'étude qualitative des formes du fer.

C.3.4 - ETUDE QUALITATIVE DU FER : LES FERRIGRAMMES.

La réactivité du fer en fonction du pH, présentée sous forme de ferrigrammes $[Fe] = f(pH)$, a été analysée dans les tributaires (Chari, Logone), dans la cuvette sud en période de Tchad normal, et à Bol en période de Petit Tchad. Ceci afin de suivre une éventuelle variation des formes du fer en fonction des conditions de milieu.

Dans le Chari et le Logone, les ferrigrammes présentent une forme régulière avec accroissement notable de Fe à partir de pH 3. Des exemples de début de crue (juin 1969) et de milieu de crue (septembre 1970) sont donnés figure C 10.

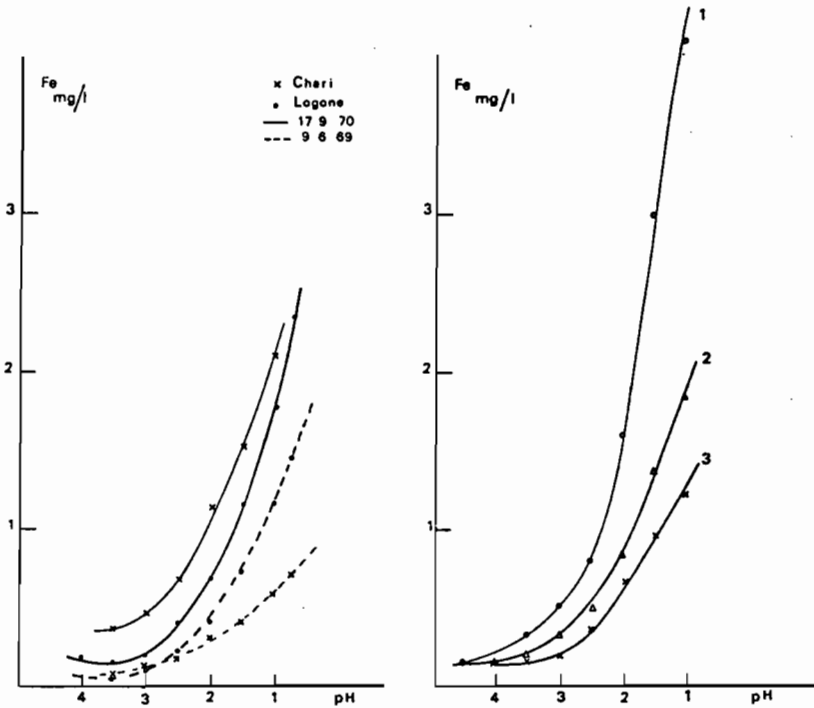


Figure C 10 - Ferrigrammes du Chari et du Logone en début de crue (juin) et en milieu de crue (septembre). A droite, ferrigrammes de divers points du lac en période de Tchad normal : 1 et 2 Grande Barrière, juin 1969 ; 3 Bol, juillet 1969.

Une forme tout à fait semblable se retrouve pour l'ensemble des points analysés de la cuvette sud (eaux libres, îlots-bancs, Bol, Grande Barrière) (figure C 10). La similitude des courbes permet d'estimer que le fer est sous la même forme que dans les fleuves.

Les ferrigrammes observés sont assez semblables à ceux produits par une solution jeune de FeCl_3 en milieu pH 7 dans laquelle

les molécules d'hydroxyde n'ont pas eu le temps d'évoluer en colloïdes organisés et moins hydratés (figure C 11). Le fer en solution à pH 4 est de l'ordre de 0,1 à 0,2 mg/l dans les eaux naturelles comme dans les solutions de chlorure.

Cette similitude de forme ne permet pas de conclure que le fer des eaux du lac est à l'état d'hydroxyde, en excluant la présence d'autres composés minéraux insolubles. On peut toutefois conclure à un état particulaire relativement peu organisé.

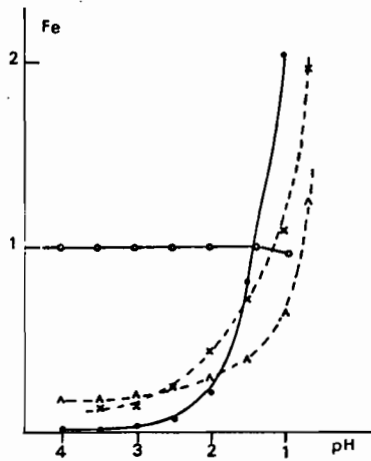


Figure C 11 - Ferrigrammes de solutions synthétiques : chlorure ferrique jeune (x), après 6 jours (Δ) ; citrate ferrique ($^{\circ}$) ; phosphate ferrique (\bullet). Fe en mg/l.

Cette interprétation est confirmée par l'étude de l'évolution d'un ferrigramme d'eau du lac quand le temps de mise en solution est augmenté : il apparait un aspect cinétique qui montre qu'il s'agit d'une véritable dissolution, ou désorption, et non pas de la destruction, généralement rapide, d'un complexe dont la stabilité dépend du pH.

A cet égard, la différence avec les ferrigrammes obtenus à Bol en période de Petit Tchad est nette. En effet, ces derniers n'évo-

luent pas avec le temps de contact. Les différences de forme sont aussi évidentes : deux séries de ferrigrammes ont été réalisées au cours des crues lacustres en 1973 et 1974 à Bol sur des échantillons bruts et des échantillons filtrés (qui sont alors aisément filtrés sans colmatage des filtres) (figures C 12 et C 13).

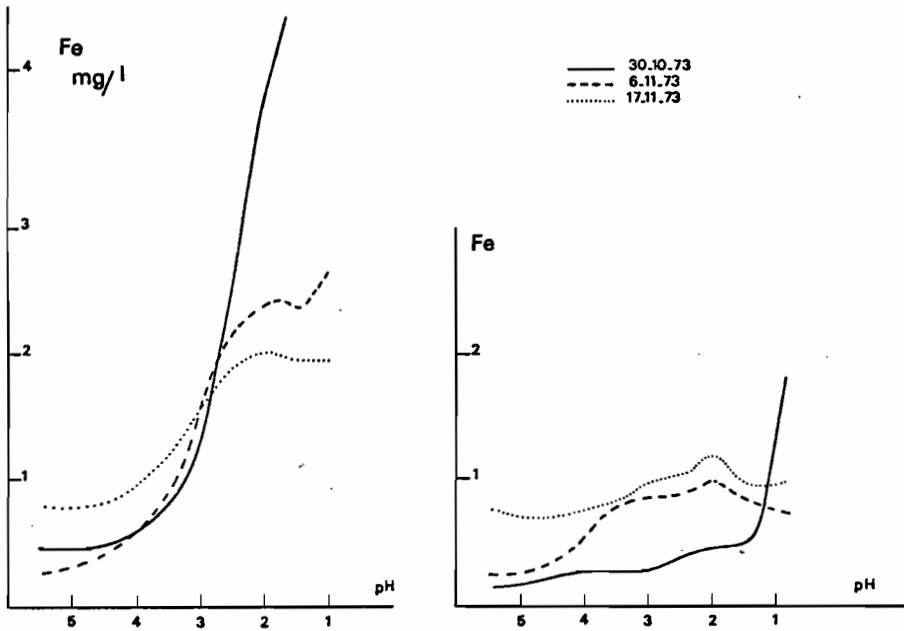


Figure C 12 - Ferrigrammes d'eau de Bol lors de la crue lacustre de 1973 ; à gauche eau brute ; à droite, eau filtrée. Les conditions réductrices et la matière organique dissoute interviennent de façon de plus en plus sensible.

Le fer dosable est alors notable dès pH 5 et totalement dû à la fraction filtrable des échantillons dont les ferrigrammes présentent des formes compliquées, sans croissance régulière (figure C 12). Au cours de la crue de 1973 les formes du fer évoluent depuis le type eaux-libres décrit précédemment (23.10.73) au type organique avec palier à partir de pH 2,5 (6 et 11 novembre 1973).

Au cours de la crue de 1974, la décomposition des macrophytes joue un rôle important : les ferrigrammes des échantillons filtrés et non filtrés sont identiques, de forme compliquée avec un minimum vers pH 2,5. L'exemple du 21.10.74 (figure C 13) est représentatif d'une série de 4 mesures hebdomadaires effectuées au cours du mois d'octobre 1974 où le fer est en concentration notable à pH 4 ou 5 : 5- à 6 mg/l.

Les études de Shapiro (1957, 1964, 1967, 1969) ont montré les liaisons possibles entre la matière organique et le fer, les acides humo-limniques étant capables de complexer 1,5 mg Fe par mg de matière organique pour un pH de 7 à 8.

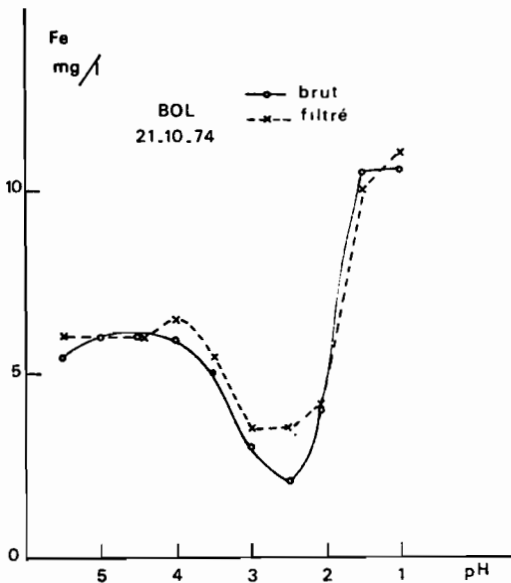


Figure C 13 - Ferrigramme d'une eau de crue à Bol en 1974 : il n'y a pas de différence entre l'eau brute et l'eau filtrée.

Cependant certains de ses résultats, et les expériences de Plumb et Lee (1973) montrent la grande variabilité de la capacité de complexation en fonction de la concentration même du complexant. De plus ces complexes matière organique-fer sont en fait sous forme colloïdale et donc sensibles à la concentration ionique du milieu. L'ad-

dition de HCl nécessaire à l'obtention des ferrigrammes se traduit dans les échantillons par une variation du pH, mais aussi par l'addition d'ions Cl^- en quantités importantes, relativement aux concentrations ioniques présentes ; ces modifications de la force ionique peuvent provoquer des floculations.

L'extraordinaire susceptibilité du fer aux modifications du milieu font qu'il est difficile de déterminer les formes de cet élément dans les eaux naturelles (Morgan et Stumm 1965, Stumm et Morgan 1970). Les expériences de filtration et l'examen des ferrigrammes obtenus au Tchad permettent cependant de conclure à la nature essentiellement particulaire du fer dans la cuvette sud en période de Tchad normal, ce fer particulaire réagissant comme un hydroxyde ferrique très peu cristallisé. Dans une eau organique à Bol, en période de Petit Tchad, le fer est plus réactif pour un pH de 4 à 5 ; les ferrigrammes indiquent d'autre part des formes ou des associations différentes du fer qui peuvent être mises en relation avec la matière organique dissoute qui est alors abondante. Ces résultats confirment les hypothèses émises lors de l'étude du fer réactif.

En période de Tchad normal, le pH de l'eau est intermédiaire entre les points de zéro de charge (ZPC) de l'hydroxyde ferrique hydraté (ZPC = 9) et des argiles (ZPC entre 2 et 5 pour la kaolinite et la montmorillonite) (Parks 1965, 1967). Dans ce cas il y a association des deux types de particules chargées différemment (Lemoalle 1973 b). Ce qui explique la bonne relation entre la transparence (estimée par $1/DS$) et le fer, considéré alors comme indicateur de la quantité de particules minérales en suspension.

C.3.5 - BILAN DES APPORTS EN FER AU LAC TCHAD.

Une estimation des apports en fer réactif par le Chari et le Logone a été faite pour les périodes de 1970-73 (annexe H 6) et 1973-75 (Chouret, 1975). Les résultats obtenus, résumés dans le tableau C 4, établissent l'ordre de grandeur des apports moyens, 100 000 tonnes par an de fer réactif, et soulignent l'importance des plaines d'inondation dans lesquelles se déversent, en année moyenne, 30 à 50 % des suspensions transportées par le Logone à Moundou. Ces mêmes déversements ont été évalués à 0 % en 1972-73 et à 20 % en 1973-74, du fait des faibles amplitudes de crue (Chouret, 1975).

Tableau C 4 - Apports en fer réactif au lac Tchad par les fleuves
(en milliers de tonnes par an).

Année	Chari	Logone	Total
1970-71	52	46	98
1971-72	59	51	110
1972-73	45	102	147
1973-74	41	62	103
1974-75	55	53	108

Pour la période considérée (1970-75) le fer représente en moyenne 5 % des suspensions totales apportées au lac Tchad par le Chari et le Logone. Cette teneur peut être utilisée pour estimer la concentration en suspensions dans les eaux libres de la cuvette sud. Plus loin dans le lac, la composition des sédiments évoluant rapidement, ce pourcentage peut être modifié.

C.3.6 - RELATIONS FER - PHOSPHORE DANS L'EAU ET LES SÉDIMENTS.

Le bilan des apports en fer par les fleuves permet d'estimer ceux-ci à $100 \cdot 10^6$ kg de fer par an, soit pour un lac normal de 33 km^3 de volume, une quantité annuelle de 3 mg par litre de fer susceptible de réagir avec d'autres éléments. Les quantités de fer entrant dans les cycles biologiques sont très faibles par rapport à ces concentrations qui, en moyenne, vont donc se trouver incorporées au sédiment.

Les différentes techniques utilisées ont permis de mettre en évidence : 1) la forme particulaire et les fortes concentrations du fer en période de Tchad normal, 2) son association à la matière organique en phase de Petit Tchad avec macrophytes, et 3) la présence de fer ferreux en concentration notable (2 à 6 mg/l) en milieu réducteur. Ces trois formes correspondent à un comportement différent vis à vis du phosphore dissous dans l'eau. La première présente des possibilités d'adsorption, et donc de limitation du phosphate ; la deuxième, liée à la décomposition des macrophytes semble relativement indifférente tandis que la troisième présente des possibilités de précipitation en milieu réducteur (phosphate ferreux) ou de coprécipitation lors de la réoxygénation du milieu.

Une analyse de corrélation de rang de Spearman effectuée pour 14 éléments sur 61 échantillons de sédiments superficiels du lac a permis de constater qu'il n'y a aucune relation quantitative entre fer et phosphore dans les vases et les argiles. Il en est de même pour une série de 25 prélèvements dans la région de Bol. Par contre, il apparaît dans les sédiments à oolithes des relations entre le phosphore et le manganèse (seuil d'incertitude 1 %) d'une part, et le phosphore et le fer (seuil 5 %) d'autre part. L'existence de ces corrélations n'implique pas nécessairement de relation causale. Cependant les conditions de milieu en bordure des eaux libres, en bordure de marécages au cours de la phase de Petit Tchad correspondent, sur une dimension horizontale, aux conditions (sur une dimension verticale) de formation d'oolithes ferrugineuses dans le lac Malawi et probablement dans le lac Tanganyika (Müller et Förstner, 1973). Ces auteurs attribuent la formation des oolithes à une zone de turbulence entre une eau de source géothermale, riche en fer ferreux et silice, et une zone d'eau aérée. En phase de Petit Tchad avec macrophytes, il existe de telles zones de mélange entre les eaux libres de la cuvette sud et les masses d'eau des marécages (milieu réducteur, riche en Fe II et SiO₂) qui se déplacent sous l'effet de l'alternance des vents. La limite entre marécages et eaux-libres se situe (1974-78) dans la région du lac où les oolithes constituent le sédiment superficiel (Lemoalle et Dupont, 1973). Une coprécipitation in situ expliquerait la relation observée entre phosphore, fer et manganèse.

Chapitre D

LES CARACTÉRISTIQUES DE L'ACTIVITÉ PHOTOSYNTHÉTIQUE DU PHYTOPLANCTON

Si l'on considère la participation du phytoplancton dans la chaîne alimentaire, il importe de distinguer la biomasse de la production proprement dite. En effet, les consommateurs secondaires ne sont concernés, à un instant donné, que par la concentration de la nourriture disponible, et c'est alors la biomasse qui importe. Par contre, en ce qui concerne la chaîne trophique dans son ensemble, ce sont les échanges d'énergie entre les différents niveaux qu'il faut considérer, le premier étant la transformation de l'énergie lumineuse par la photosynthèse. Cette production primaire n'est pas uniquement fonction du stock présent.

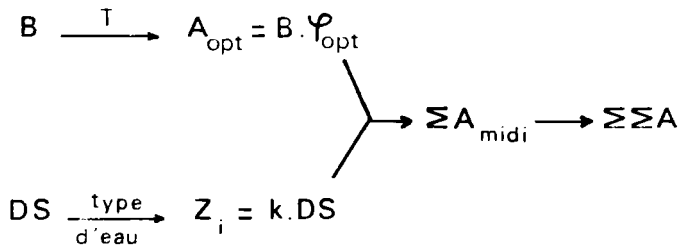
La biomasse et l'activité photosynthétique du phytoplancton sont donc deux aspects complémentaires de la participation du phytoplancton à la chaîne trophique. La première est évaluée indirectement par la concentration de la chlorophylle, la deuxième par la mesure des échanges d'oxygène entre les algues et le milieu.

Les dimensions, l'hétérogénéité et l'évolution du lac au cours du temps ont imposé l'emploi de méthodes simplifiées pour l'estimation de l'activité photosynthétique du phytoplancton dans le lac Tchad. Pour ce faire, les relations entre les différents paramètres de base de la production ont été établies à partir de mesures de terrain aussi complètes que possible.

On a ainsi pu relier la production brute journalière $\Sigma \Sigma A$ (mgO_2/m^2 jour) à la production par unité de surface autour de midi, ΣA_{midi} ($\text{mgO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{h}$). Celle-ci est fonction de l'activité optimale A_{opt} ($\text{mgO}_2/\text{m}^3 \cdot \text{h}$) et d'une fonction Z_i (m) ; on a ensuite montré que Z_i est une fonction de la transparence DS, dépendant du type d'eau considéré. Par ailleurs, A_{opt} dépend de la concentration B en chlorophylle (mg/m^3 , non corrigée des produits de décomposition) et, dans une moindre mesure, de la température T ($^{\circ}\text{C}$).

Les paramètres de base sont donc B, DS et T. Après avoir décrit les variations de DS et T, nous présentons ici la distribution des concentrations en chlorophylle dans le lac Tchad, et les principales séries de mesures qui sont utilisées pour l'établissement des relations fonctionnelles entre les différents paramètres.

Dans le schéma ci-dessous, chacun des paramètres représentés peut être mesuré directement, le minimum indispensable étant B et DS. L'utilisation des relations observées permet ensuite d'atteindre $\Sigma\Sigma A$ avec plus ou moins de précision selon que les bases de départ (paramètres observés) sont plus ou moins proches du but $\Sigma\Sigma A$.



D 1 - DEFINITION ET SYMBOLES DES TERMES EMPLOYES.

Le vocabulaire concernant la production du phytoplancton est souvent employé avec des sens différents. Dussart (1966) après une revue étendue des mots et du sens que leur attribuent différents auteurs, conserve les termes de production, productivité et taux de production. Jacques (1970) citant Mc Fayden (1948) constate que des confusions interviennent quand les cycles de l'énergie et de la matière ne sont pas suffisamment distingués l'un de l'autre.

Restant dans le domaine du phytoplancton, nous pouvons considérer que les termes sont définis par les modes opératoires qui permettent de les quantifier.

Les symboles et unités employés sont ceux préconisés par le P.B.I. (Winberg et al., 1971) :

A : activité photosynthétique du phytoplancton, mesurée par l'oxygène produit par photosynthèse (différence entre flacon clair et flacon sombre). Dimensions : $M L^{-3} T^{-1}$. Synonymes : production brute (Strickland, Winberg, 1971), photosynthèse brute (Golterman, 1975). Unités : milligrammes d'oxygène par unité de volume et de temps.

B : biomasse ou densité du phytoplancton. Elle est généralement exprimée ici par son contenu en chlorophylle \underline{a} , non corrigée pour les produits de décomposition. Dimensions ML^{-3} ($mg\ Chla/m^3$).

$\varphi = \frac{A}{B}$: activité (ou production) spécifique, ou taux de production. Un paramètre souvent employé est $\varphi_{opt} = A_{opt}/B$, l'activité optimale (ou maximale) par unité de biomasse, qui représente le taux de production optimale. Synonymes : productivité de Dussart (1966). Dimensions : les unités employées ici ($g\ O_2/m^3\ h$ et $mg\ Chla/m^3$ pour A et B) font qu'il n'y a pas d'ambiguïté.

R : respiration, est une consommation d'oxygène exprimée avec les mêmes unités que A. La distinction est faite entre respiration globale, qui est la consommation d'oxygène par l'unité de volume du milieu, et la respiration algale, du phytoplancton seul. La mesure de cette dernière est très difficile en milieu naturel.

L'intégration de A et R, en fonction de la profondeur, conduit aux intégrales horaires par unité de surface du lac :

$$\Sigma A = \text{production brute horaire par unité de surface} \\ (mgO_2/m^2 \cdot h)$$

$$\Sigma R = \text{respiration horaire de la colonne d'eau } (mgO_2/m^2 \cdot h)$$

Ces intégrales ont pour dimension $ML^{-2}T^{-1}$. Si elles sont étendues à la journée nous obtenons :

$$\Sigma\Sigma A = \text{production brute journalière par unité de surface} \\ (mgO_2/m^2)$$

$\Sigma\Sigma R = \text{respiration journalière de la colonne d'eau } (mgO_2/m^2)$, dont la dimension est ML^{-2} . Cependant, l'habitude est de préciser les bornes des intégrales en exprimant la production et la respiration journalière en mgO_2/m^2 jour.

Lorsque nous considérons l'unité de surface du lac (m^2), les sigles Σ et $\Sigma\Sigma$ s'appliquent donc respectivement aux valeurs horaires et aux intégrales journalières de l'irradiation (ΣI et $\Sigma\Sigma I$), de la production brute et de la respiration.

L'activité photosynthétique du phytoplancton, A, est dépendante de l'éclairement I qu'il reçoit, selon une fonction $A = f(I)$ dont la figure D1 a est un exemple. Les paramètres qui définissent cette fonction sont la pente à l'origine K' et la hauteur du plateau A_{opt} (notée A_{max} par Talling, 1957 a).

La pente K' , déterminée par la vitesse des réactions lumineuses de la photosynthèse, dépend de la quantité de lumière absorbée par unité de pigment et du rendement de la conversion de l'énergie lumineuse en énergie chimique. Dans un milieu naturel stable, K' est relativement constant : de 0,22 à 0,86 au lac George (Ganf, 1975), 0,31 au Loch Leven (Bindloss, 1976) et de l'ordre de 0,5 dans le Lake District (Talling, 1966) (en $\text{mg O}_2/\text{mg Chl}a$ par Watt/m^2). Ce coefficient dépend du spectre de l'énergie lumineuse disponible et des pigments photosynthétiques présents, donc de la nature du phytoplancton

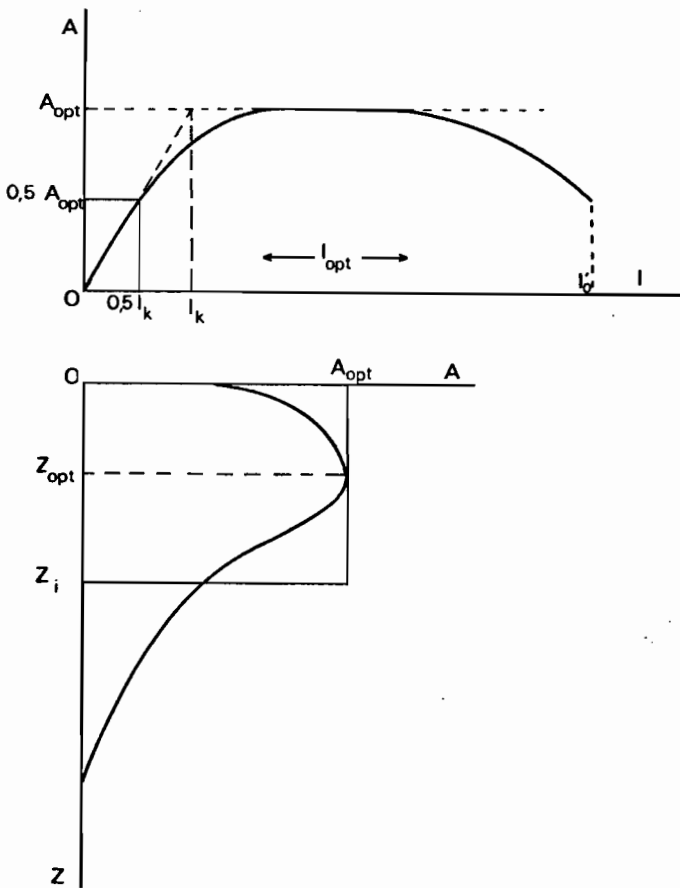


Figure D 1 - a) en haut : exemple de fonction $A = f(I)$. b) en bas : caractéristiques d'un profil de photosynthèse.

et de la qualité optique de l'eau. Sa limite est définie par le rendement quantique optimal (8 quanta pour l'assimilation d'un atome de carbone).

La hauteur A_{opt} du plateau à lumière saturante est limitée par la vitesse des réactions enzymatiques "obscurées" de la photosynthèse. La vitesse de ces réactions chimiques est dépendante, entre autres facteurs, de la température.

Enfin, une troisième caractéristique, I_K , exprime le rapport entre les réactions obscures et les réactions lumineuses. Ce paramètre, défini par Talling (1957 a) correspond à l'éclairement pour lequel serait atteinte A_{opt} en l'absence de phénomènes de saturation lumineuse : $I_K = A_{opt}/K'$ (figure D1 a).

Si nous supposons que la distribution verticale du phytoplancton est homogène, le profil de photosynthèse ($A =$ fonction de z) observé dans un lac représente la combinaison, à un moment donné, de la fonction $A = f(i)$ et de la fonction $I = g(z)$ qui décrit la variation de l'éclairement en fonction de la profondeur (figure D1 b). Parmi les caractéristiques de ce profil, A_{opt} représente l'activité optimale qui se produit à la profondeur Z_{opt} . La surface comprise entre les axes et la courbe représente l'intégrale ΣA , production par unité de surface lacustre.

Lorsque la colonne d'eau est homogène en ce qui concerne la transparence (et la distribution du phytoplancton), la combinaison des deux fonctions $A = f(i)$ et $i = g(z)$ permet d'intégrer sur la profondeur $\Sigma A = \int_0^{\infty} f(g(z)) dz$ et, en appliquant la loi d'atténuation verticale de l'éclairement

$$dI = -\epsilon I dz$$

nous obtenons

$$\Sigma A = \frac{1}{\epsilon} \int_0^{I'_0} f(I) dI$$

qui peut généralement s'écrire

$$\Sigma A = \frac{A_{opt}}{\epsilon} F(I)$$

où $F(I)$ dépend de I'_0 et I_K .

Pratiquement, il est possible de définir une surface rectangulaire égale à ΣA et de dimensions A_{opt} et Z_i telles que

$$\Sigma A = A_{opt} \cdot Z_i$$

ce qui définit le terme Z_i qui est l'un des paramètres de base employés

au cours de cette étude. Des deux dernières équations nous voyons que

$$Z_i = \frac{F(I)}{\epsilon}$$

Nous ne faisons pas, pour l'instant, d'hypothèses sur la fonction $F(I)$ ni sur la relation entre Z_i tel qu'il est défini ici et le paramètre $Z_{0,5I_K}$ du modèle de Talling.

Rappelons enfin la définition conventionnelle de la zone euphotique Z_{eu} : la profondeur de la zone euphotique est égale à la profondeur à laquelle parvient 1 % de la lumière visible qui pénètre dans l'eau. Par définition de ϵ nous avons donc la relation $Z_{eu} \times \epsilon = 4,6$.

D.2. - METHODES

D.2.1 - PRODUCTION PRIMAIRE

L'activité photosynthétique du phytoplancton a été évaluée par la différence de concentration en oxygène entre flacons clairs et flacons obscurs après incubation, par la méthode de Winkler. Cette activité correspond, par convention, à la production primaire brute (Vollenweider, 1969).

Mode opératoire

Les prélèvements ont été faits au seau et représentent donc environ 0,4 m de la couche supérieure de la colonne d'eau. Après un brassage vigoureux à la main pour amener l'oxygène à une tension proche de la saturation, les flacons en verre à bouchon rodé (Hydrobios) étaient remplis par immersion et aussitôt placés à leur profondeur d'incubation. Les flacons obscurs étaient rendus opaques par du papier d'aluminium.

Profils in situ.

L'incubation in situ aux différentes profondeurs a été obtenue de deux façons suivant la turbidité. Pour les eaux d'assez grande transparence ($DS > 0,3$ m) les flacons étaient suspendus à une cordelette munie de boucles. Par la suite les incubations ont été faites en flacon horizontal, sur support en fil métallique, avec rotation de 30° autour de la tige verticale entre chaque profondeur de façon à limiter les ombres. La profondeur notée correspond dans chaque cas au milieu du flacon. La ligne ou la tige était attachée au milieu d'une barre horizontale de 1,2 m munie à ses extrémités de flotteurs en plastique expansé.

Chaque profil de 5 à 9 flacons clairs comprenait deux flacons obscurs, l'un près de la surface et l'autre avec le flacon clair le plus profond. En fin d'incubation l'oxygène de chaque flacon était fixé dès sa sortie de l'eau par les réactifs de Winkler, le dosage proprement dit (acidification et dosage de l'iode) ayant lieu dans les 2 ou 3 heures suivantes.

Mesures en incubateur.

Un aquarium de 0,6 m de long et 0,2 m de large a été utilisé avec éclairage par tubes fluorescents de type lumière du jour par les deux faces vitrées. Les flacons étaient suspendus en pleine eau à distance constante des parois.

L'intensité de l'éclairement sur les flacons a été déterminée empiriquement afin d'obtenir une activité égale à l'activité optimale du phytoplancton in situ. En pratique 7 tubes fluorescents (4 sur une face et 3 sur l'autre, à distance constante des parois) se sont avérés suffisants.

La température était maintenue constante à $\pm 1^\circ \text{C}$ par échange d'eau avec un bac isolé que l'on refroidissait ou échauffait suivant les besoins.

L'éclairement étant plus faible aux extrémités de l'incubateur, seules les 6 positions centrales sur les 10 disponibles ont été utilisées pour les flacons clairs. Il n'y a pas de différence significative d'activité pour ces 6 positions. En pratique, les échantillons de Bol ont été étudiés avec 3 flacons clairs et 2 flacons obscurs, l'activité étant déterminée par la différence des moyennes.

Discussion sur le mode opératoire.

La méthode décrite dans ses grandes lignes a été choisie en fonction des conditions de milieu et des possibilités de travail sur place. Les choix portent aussi bien sur le principe lui-même que sur des détails du mode opératoire qui peuvent avoir leur importance et que nous discuterons successivement.

a) Utilisation de l'oxygène.

Il est généralement reconnu que la mesure de l'activité photosynthétique par l'oxygène donne une évaluation des échanges énergétiques entre le phytoplancton et le milieu (Strickland, 1960 ; Golterman, 1975). La production primaire brute du phytoplancton est ainsi bien définie et comparable aux résultats publiés ailleurs.

La grande sensibilité, qui fait la valeur de la méthode au ^{14}C de Steemann-Nielsen pour les eaux oligotrophes, n'est pas nécessaire dans le cas du lac Tchad, et les résultats obtenus par l'oxygène ont l'avantage d'être immédiats. Les résultats obtenus au ^{14}C ont d'autre part l'inconvénient de donner une mesure intermédiaire entre production nette et production brute (Steemann-Nielsen 1952, 1960 ; Sournia 1971) qui reste difficile à interpréter malgré l'amélioration constante des techniques de comptage.

Une limitation importante de la méthode par l'oxygène est la mesure de la production nette : il n'est pas possible de mesurer la respiration du phytoplancton seul, la consommation d'oxygène par le milieu étant due aussi à d'autres organismes (zooplancton, bactéries) et à des oxydations chimiques. Cette difficulté fait que, dans l'ensemble de cette rédaction, le terme respiration s'applique à la consommation globale d'oxygène par le milieu, sauf lorsque les organismes ou réactions mis en jeu sont précisés.

La respiration propre du phytoplancton est variable et dépend de son état physiologique et de l'éclairement (Brown et Webster, 1953). L'utilisation d'un inhibiteur de photosynthèse, le DCMU (3 (3,4 - dichlorophényl) - 1,1 - diméthylurée) a permis à Golterman (1971) de mesurer de façon simple les différences de respiration en présence et en l'absence de lumière. Il suggère l'emploi de ce produit en flacons clairs pour remplacer les flacons obscurs, sous réserve que l'efficacité du DCMU dans les divers milieux naturels soit prouvée. Une mise en évidence indirecte des variations de consommation d'oxygène sous éclairement de surface, par comparaison de deux méthodes (oxygène et carbone 14), est donnée en annexe (H 8).

b) Prélèvements en seau

Le prélèvement par cette méthode est limité à la couche d'eau supérieure de 0,4 m, précaution étant prise de ne pas remplir le seau avec la seule couche superficielle. Un seau n'est donc représentatif de la zone euphotique que si celle-ci, de profondeur $Z_{\text{eu}} \approx 3 \text{ DS}$, est suffisamment homogène. Les comptages d'algues à Bo1 (Gras et al, 1967) en 1965 indiquent une variation négligeable entre la surface et le fond à 5 et 6 m. Plus tard, le niveau du lac ayant baissé, la turbulence est devenue plus générale et plus importante : en 1968, à Bo1 les mesures de pigments en surface et à 2 m ne sont pas différentes de façon significative, ainsi que l'indiquent, par exemple, les mesures suivantes :

Date	Chl a (mg/m ³)	
	Surface	2 m
19.7.68	15,7	14,7
21.8.68	18,0	19,2
11.9.68	18,3	18,7

Il arrive que durant les journées particulièrement calmes, une fleur d'eau apparaisse en fin d'après-midi. Ce phénomène se produisant généralement après le début de la dernière incubation de la journée n'a pas été pris en compte lors des prélèvements. Un exemple de stratification du phytoplancton en fin de journée, après six heures de calme plat, est donné par Lauzanne et Iltis (1975) pour une anse d'une île de la partie nord du lac.

De telles conditions sont cependant rares au lac Tchad, à l'inverse du lac George où se produisent des modifications notables de la répartition verticale du phytoplancton au cours de la journée (Ganf, 1974). Cette stratification biologique est une résultante de la très forte stratification thermique, favorisée par le temps calme du début de journée, qui s'établit chaque jour. Les écarts, supérieurs à 8° C entre la surface et 2 m sont sans commune mesure avec les variations verticales de température observées au Tchad.

c) Brassage de l'eau prélevée.

En début de matinée, en période de lac normal, l'eau est généralement proche de la saturation en oxygène. Si l'on remplit successivement 7 à 10 flacons dans le même seau, les bulles créées au cours du remplissage n'affectent pas de façon mesurable la concentration en O₂ du seau. Si, par contre, l'eau prélevée est loin de la saturation (sur-saturation l'après-midi ou sous-saturation dans l'archipel en période de Petit Tchad), les mêmes bulles tendent à mettre l'eau en équilibre avec l'atmosphère et la concentration en O₂ varie avec le nombre de flacons remplis. La figure D 2 est un exemple de cette variation dans un cas extrême (t° = 32° C, O₂ = 120 % saturation) où la différence atteint 0,9 mg O₂/l entre le 1er et le 9ème flacon.

Afin d'éviter cette cause d'incertitude, le contenu du seau était vigoureusement brassé à la main pendant 2 à 3 minutes avant de remplir les flacons. De plus les flacons obscurs ont toujours été remplis en début et en fin de série : une grande différence entre eux indiquerait un remplissage douteux.

Ce mode opératoire, qui conduit à mesurer la production pour une concentration initiale proche de la saturation, a l'avantage de créer des conditions de mesures reproductibles. De plus il tend à éviter la formation de bulles de sursaturation dans les flacons en cas de forte activité.

Toutefois les conditions dans les flacons sont alors différentes de celles qui existent dans le milieu. Il a été montré (Ganf 1972) que la production d'oxygène par le phytoplancton du lac George peut diminuer de moitié quand la saturation en oxygène passe de 100 à 200 %, l'effet étant le plus sensible aux faibles sursaturations. Ce type de résultat est confirmé aux très fortes tensions d'oxygène par les expériences de Downton et al (1976). Par contre, Bindloss (1976) n'a pu mettre en évidence une inhibition liée aux sursaturations dans le Loch Leven.

d) L'éclairement dans l'incubateur.

Deux points de discussion concernant l'éclairement sont à étudier : la répartition de l'éclairement dans l'incubateur et la détermination de l'éclairement optimum.

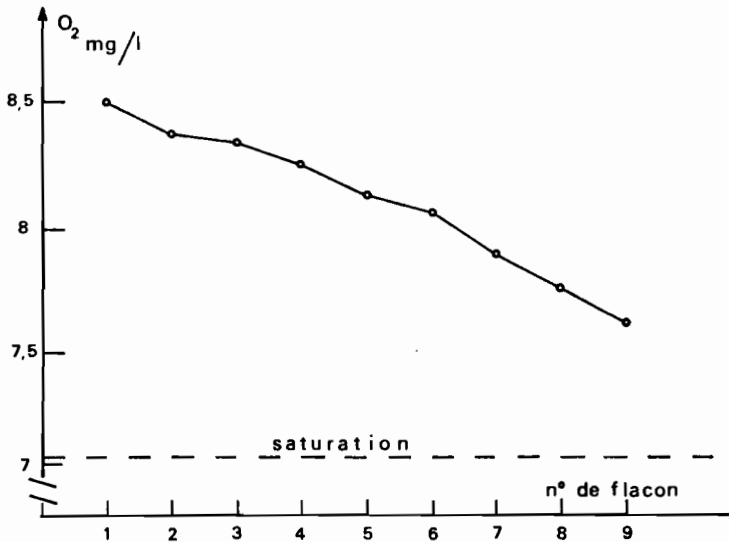


Figure D 2 - Variation de la concentration en O_2 initial dans les flacons lorsque l'eau de remplissage n'est pas en équilibre avec l'atmosphère.

La longueur de l'incubateur est légèrement inférieure à celle des tubes fluorescents, les extrémités de l'aquarium reçoivent moins de lumière que les parties centrales et sur les dix positions possibles pour les flacons, notées de 1 à 10 d'une extrémité à l'autre, seules les 6 positions centrales reçoivent un éclairage plus fort.

La détermination de l'éclairage optimal a été faite empiriquement par comparaison avec la mesure de A_{opt} in situ en 1972 (eau argileuse) et en 1974 (eau organique). On sait que cet éclairage dépend de facteurs tels que l'adaptation à la lumière, la température, l'état physiologique et la nature du phytoplancton. Des exemples de l'activité photosynthétique de populations naturelles en fonction de l'éclairage sont donnés par de nombreux auteurs (Talling 1957 a ; Jorgensen et Steemann-Nielsen 1965 ; Bindloss 1976 ; Jewson 1977) ou peuvent être déduits de profils in situ représentés en fonction de la profondeur optique (Rodhe 1965 ; Vollenweider 1965). La fonction $A = f(I)$ présente le plus souvent un plateau où la valeur A_{opt} se maintient pour une variation importante de l'éclairage I . A condition de se trouver dans l'intervalle défini par ce plateau, il n'est donc pas nécessaire de déterminer I avec précision pour obtenir l'activité optimale. La faible variation de l'éclairage naturel incident au cours de l'année est par ailleurs un facteur de stabilité de l'éclairage optimal, le phytoplancton n'ayant pas à s'adapter à de fortes variations saisonnières.

La distribution spectrale de la lumière émise par les tubes type "lumière du jour" est probablement différente de celle de l'éclairage in situ. Cette différence est sans importance tant que l'activité mesurée en incubateur correspond à A_{opt} in situ. Des comparaisons entre A_{opt} et $A_{inc.}$, l'incubateur étant fixe au laboratoire de N'Djamena, ont été faites entre 1972 et 1976 afin de vérifier la représentativité des mesures : les écarts sont inférieurs à 10 % et peuvent être considérés comme dus aux traitements différents subis par les échantillons.

e) Evaluation de la précision sur les dosages d'oxygène.

Les calculs concernant la reproductibilité des dosages sont décrits ailleurs (Lemoalle, 1973). Rappelons les principaux résultats : la valeur de l'activité A est obtenue à $\pm 0,11$ mg O_2 /l (sécurité 95 %), ce qui correspond à une incertitude de l'ordre de ± 34 mg O_2 /m² h pour une production de 200 à 500 mg O_2 /m² h (incubation de 3 heures) soit environ 10 %.

D.2.2 - BIOMASSE DU PHYTOPLANCTON

La concentration en chlorophylle a, notée B, exprimée en mg/m^3 , a été utilisée comme indicateur de la biomasse du phytoplancton par unité de volume. Les valeurs obtenues dans la détermination des pigments dépendent de façon notable du mode opératoire ; celui-ci, décrit ci-dessous de façon détaillée, est très proche de la méthode présentée par Talling et Driver, notée chapitre 7.8.1 dans le manuel du PBI n° 8 (Golterman, 1969).

Mode opératoire

Un échantillon de 25 à 250 ml (V) est filtré sur fibre de verre Gelman, le volume étant choisi de façon que le temps de filtration, sous une différence de pression de 0,3 à 0,5 atmosphère, ne soit pas supérieur à 30 minutes. Le filtre est ensuite plié et essoré entre les doigts. Lorsque le dosage ne peut être effectué immédiatement, il est stocké en dessiccateur, à l'obscurité et au froid.

L'extraction s'effectue par broyage (broyeur de Potter) dans l'acétone à 90 % pour les filtres secs ou à 95 % pour les filtres frais. Après rinçage et complément à $v = 15 \text{ ml}$, le contenu est centrifugé pendant 20 minutes à 3500 t/min.

La mesure de la densité optique de la liqueur surnageante est faite à 665 et 750 nm dans des cuves de longueur convenable ($l = 2$ ou 4 cm), le coefficient d'absorption de la chlorophylle dans l'acétone étant pris comme étant 11,9 ($\mu\text{g Chl a/ ml}$ solvant et pour 1 cm de trajet optique).

$$B (\text{mg Chl a/m}^3) = 11,9 \times 1000 \frac{V}{V} (D_{665} - D_{750}) \times \frac{1}{l}$$

Discussion de la méthode

Les critiques sur les déterminations de la biomasse issues de la méthode décrite portent sur plusieurs points que nous examinerons successivement.

En supposant que la chlorophylle a soit déterminée correctement, il n'est pas possible d'utiliser un facteur constant de conversion pour obtenir la biomasse du phytoplancton. Ce coefficient dépend en effet de la nature et de l'état physiologique du phytoplancton. Seul un ordre de grandeur peut être obtenu en utilisant un facteur moyen (Strickland, 1960 ; Winberg, 1971). Parmi les avantages de l'utilisation de la chlorophylle on peut citer la spécificité et la grande diffusion de la méthode : il s'agit en effet d'une technique utilisée dans toutes les

études de production primaire, ce qui rend les résultats comparables, et c'est un indicateur du phytoplancton seul, où les autres particules organiques n'interviennent pas, ce qui évite une séparation qui, dans le cas des eaux du lac Tchad, serait particulièrement difficile.

La forte proportion de chlorophylle a par rapport aux autres pigments, et son importance relative dans le pic d'absorption à 663-665 nm, font que l'équation monochromatique de Talling et Driver (1963) peut prétendre à la même précision que les équations trichromatiques.

La phéophytine a apparaît dans le premier stade de la dégradation de la chlorophylle. Son absorption, bien que moins forte, reste notable à 665 nm, le rapport des densités optiques étant de 1,7. Par acidification de l'extrait acétonique il est possible de convertir la chlorophylle en phéophytine et ainsi de doser les deux produits. A l'essai sur des échantillons du Tchad, cette technique a donné des résultats incompatibles avec les rapports d'absorptions théoriques et a été abandonnée.

Les résultats de chlorophylle sont donnés ici sans correction pour les produits de dégradation et surestiment donc parfois la chlorophylle active dans les processus de photosynthèse, mais, en tenant compte des produits de dégradation, fournissent un indicateur de la biomasse plus exact que ne le serait la chlorophylle a au sens strict. En effet, les cellules senescentes ayant perdu leur activité restent encore quelque temps disponibles au même titre que les cellules vivantes, pour les consommateurs secondaires.

Des essais comparatifs ont montré que le broyage des cellules dans l'acétone permet une extraction plus complète que la simple immersion du filtre dans le solvant pendant 24 heures ; la différence peut atteindre 20 % (moyenne 14 %, n = 18). L'efficacité est alors comparable à celle obtenue par l'extraction au méthanol bouillant, préconisée par Talling (Vollenweider, 1969).

La concentration en eau de l'acétone a été ajustée de façon qu'elle soit de 10 % dans l'extrait final, que le filtre utilisé soit sec ou humide.

Un détail technique rarement abordé concerne la résolution spectrale du spectrophotomètre utilisé. Si la largeur optique de la bande utilisée est notable (mauvaise sensibilité du récepteur à 665 nm, manque de résolution du monochromateur ...) par rapport à la largeur du pic d'absorption de la chlorophylle a, les valeurs de densité optique des échantillons sont sous estimées. Des essais sur le Beckman

DU2 montrent que la variation de sensibilité pour un même échantillon est nulle entre 1,6 et 5 nm de largeur de bande. Elle atteint 10 % pour 12 nm et 25 % pour 19 nm (qui est la largeur du pic de la chlorophylle a à mi-hauteur).

Les premières mesures obtenues à Bo1 (1968-71) (Lemoalle 1973) ont été faites avec un spectrophotomètre dont le récepteur, mal adapté aux longueurs d'ondes utilisées, nécessitait une large ouverture. Il en est résulté des valeurs sous-estimées par un facteur k qui a été déterminé par la suite, par comparaison avec les résultats obtenus sur le spectrophotomètre Beckman DU2. En estimant que ces coefficients de correction $k = 1,6$ (Bo1 1968-70) et $k = 1,4$ (1970-71) sont valables pour l'ensemble des séries antérieures, ce sont les valeurs ainsi corrigées qui sont utilisées ici.

Il existe enfin une autre obligation pour un dosage convenable de la chlorophylle : les filtres doivent être conservés à l'obscurité et au froid jusqu'au moment du dosage. Au cours de divers essais, nous avons pu constater qu'une conservation à 25° C pendant 12 à 15 heures amène une sous-estimation de l'ordre de 15 %. La température ambiante étant généralement bien supérieure, des précautions spéciales doivent être prises, en l'absence de réfrigérateur. Les résultats de nombreux prélèvements n'ont pu être pris en considération du fait de délais trop importants entre le moment du prélèvement et le retour au laboratoire.

D.2.3 - RELATION ENTRE LES ESTIMATIONS DE BIOVOLUMES (V) ET DE CHLOROPHYLLE (B)

Des évaluations du volume algal et de la concentration en chlorophylle ont été faites sur des échantillons de la cuvette nord en 1974 et 1975 ; les biovolumes V ont été déterminés par comptage et estimation des volumes cellulaires (Iltis, 1977), les concentrations en chlorophylle par la méthode décrite plus haut. Le rapport V/B (mg d'algues par mg de chlorophylle) est estimé en supposant que la densité du phytoplancton est de 1.

Les résultats, reportés figure D 3, mettent en évidence la grande variabilité du rapport entre biovolumes et chlorophylle. Les données de la littérature indiquent que ce rapport dépend de la nature des peuplements et de leur état physiologique, notamment des carences en éléments nutritifs (Steele et Baird, 1965) ou de l'adaptation à la

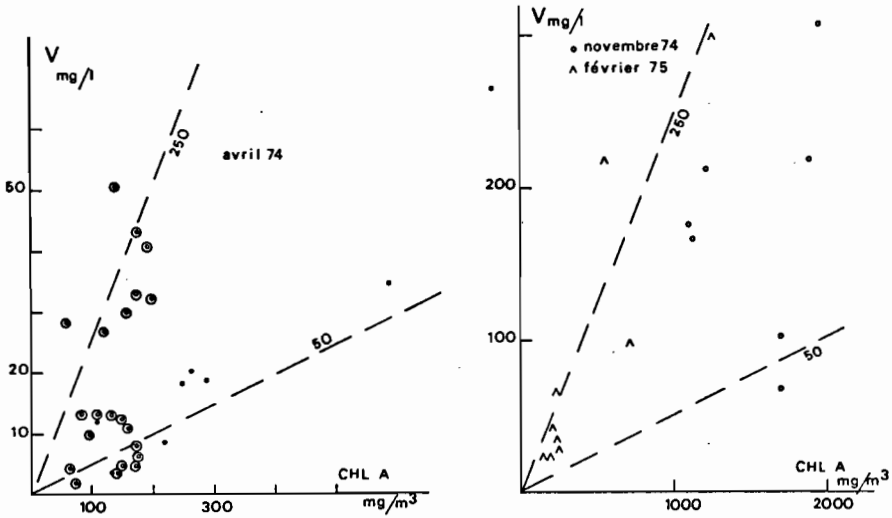


Figure D 3 - Relations entre chlorophylle (B), et biomasse (V) estimée d'après les volumes d'algues pour 3 séries de mesures dans la cuvette nord du lac. En avril 1974, les points cerclés correspondent à plus de 50 % de diatomées dans le biovolume.

lumière (Jørgensen, 1969). Dans le cas des échantillons étudiés, l'influence de la nature des peuplements se manifeste par la différence entre diatomées d'une part, et cyanophycées et chlorophycées d'autre part. Les plus forts rapports V/B correspondent en effet à des dominances de diatomées : en février 1975 celles-ci représentent de 84 à 93 % (en volume) du phytoplancton et pour avril 1974, les points correspondant à plus de 50 % de diatomées, entourés d'un cercle figure D 3, sont généralement situés plus haut que les autres. Fin 1974 (du 25 novembre au 3 décembre), les diatomées sont relativement peu abondantes, le rapport V/B diminue à mesure que chlorophycées et cyanophycées occupent une plus large part de la biomasse.

Dans l'ensemble, le rapport V/B pour les trois séries de mesures varie de 50 à 300 (mg d'algues (poids frais) par mg de Chl a). La valeur de 250 est généralement admise comme facteur de conversion de la chlorophylle en biomasse pour des calculs d'ordre de grandeur (Strickland 1960, Talling 1965, Tilzer 1974). Les facteurs réels sont parfois

différents et généralement variables pour un même lac. Bailey-Watts (1976) a publié une valeur moyenne de 180 avec des valeurs extrêmes de 125 et 250 pour un peuplement de diatomées du Loch Leven. Dans le Lough Neagh, le même facteur vaut en moyenne 143, avec des extrêmes de 100 à 250 (Jewson, 1976). Ces valeurs publiées récemment pour des lacs peu profonds sont, comme celles du lac Tchad, relativement faibles par rapport à celles qui ont été publiées antérieurement pour le milieu marin. La conversion en biomasses des mesures de chlorophylle reste donc sujette à caution et ne peut être utilisée que pour comparer des ordres de grandeur.

D.3 - MESURES DE CHLOROPHYLLE ET D' ACTIVITE PHOTOSYNTHETIQUE

D.3.1 - MESURES A BOL (1968-76).

La station de Bol peut être considérée comme "point moyen" du lac en ce sens que tous les évènements qui se sont produits en un point quelconque du lac se sont aussi produits à Bol, avec plus ou moins d'intensité. De sorte que la série de mesures assez complète qui y a été faite permet de mieux comprendre l'évolution des autres régions, qu'il n'était pas possible de suivre de façon aussi régulière.

L'activité optimale et la chlorophylle.

L'évolution de l'activité optimale par unité de volume, A_{opt} , a été suivie in situ jusqu'en août 1972, et en incubateur par la suite. Les concentrations en chlorophylle a qui représentent, en première approximation, la capacité de photosynthèse de phytoplancton, subissent des variations du même type que celles de A_{opt} au cours de la période étudiée. L'ensemble des résultats est reporté figure D 4.

Les mesures de A_{opt} et B effectuées en 1968-69 mettent en évidence une variation saisonnière nette, avec un minimum bien marqué en saison fraîche (novembre - janvier), et une longue période de forte productivité en saison chaude. L'amplitude de variation est relativement peu importante, avec un rapport entre maximum et minimum compris entre 2 et 3.

Au cours de l'évolution du lac jusqu'à fin 1972, une augmentation des valeurs extrêmes de A_{opt} se superpose à ces variations saisonnières (tableau D 1). Les quelques valeurs de B disponibles en 1970-72 laissent supposer pour la chlorophylle une évolution du même type.

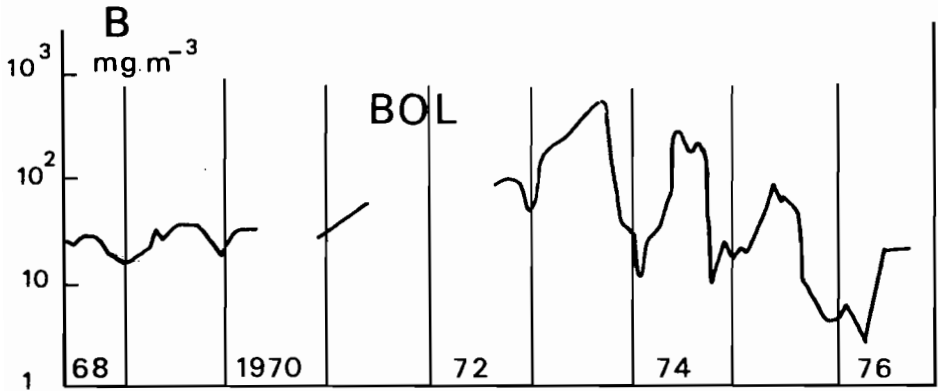


Figure D 4 - Concentration en chlorophylle à Bol (1968 - 1976).

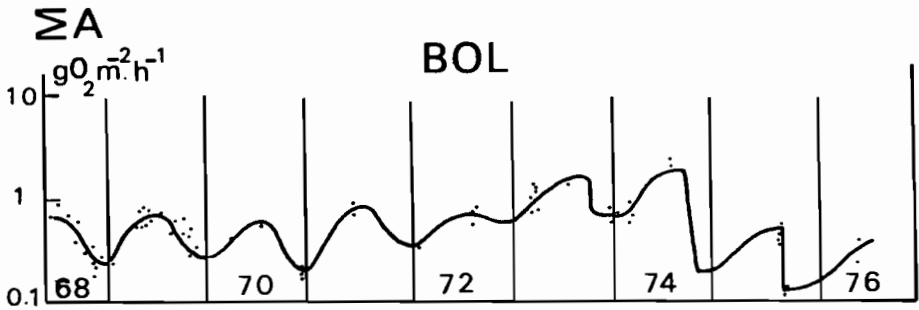


Figure D 5 - Evolution de ΣA à Bol, d'après les mesures in situ, représentées par les points, et les mesures en incubateur (août 1972 - mai 1976).

Tableau D 1 - Evolution des maximums et minimums saisonniers de A_{opt} à Bol ($\text{mg O}_2/\text{m}^3 \text{ h}$).

Années	1968-69	1970	1971	1972
$(A_{opt}) \text{ min}$	300-400	300	500	700
$(A_{opt}) \text{ max}$	700-800	1000	2000	2500-3000

Au début de 1973, A_{opt} et B augmentent très fortement au cours de la période de réchauffement mais, à la différence des années précédentes, ne se stabilisent pas pendant la saison chaude et atteignent en septembre les valeurs les plus fortes mesurées à Bol au cours de cette étude : $A_{opt} = 15000 \text{ mg O}_2/\text{m}^3 \text{ h}$ et $B = 650 \text{ mg}/\text{m}^3$. Ce développement considérable correspond à une phase d'isolement et de concentration de la région de Bol. A la remise en eau, la décroissance est très rapide pour atteindre des valeurs de 2000 à 3000 $\text{mg O}_2/\text{m}^3 \text{ h}$ pour A_{opt} et 100 à 200 mg/l^3 pour B.

Avec un nouvel isolement, la productivité augmente à nouveau en 1974, de façon importante, et plus rapidement que l'année précédente, jusqu'à fin juin ($A_{opt} > 6000 \text{ mg O}_2/\text{m}^3 \text{ h}$). Le maximum de 1973 n'est cependant pas atteint, et cette croissance cesse avec la fin de la phase d'évaporation. On observe ensuite une chute de A_{opt} et de B en septembre avec l'arrivée de la crue du lac.

En 1975 et 1976, la zone de Bol n'est pas isolée du reste du lac, mais l'eau circule à travers les macrophytes, notamment au cours de la crue lacustre. Les variations saisonnières sont alors de moins grande amplitude en valeur absolue, mais restent importantes en valeur relative (rapport de 1 à 4) tandis que les forts maximums observés au cours des deux années précédentes ne se reproduisent pas : en 1976 l'activité moyenne est inférieure à celle de 1968.

Il apparait donc trois types de cycles annuels suivant les états du lac dans la région de Bol :

- 1968-72 : - lac normal en régression, alimentation hydrique normale,
 - amplitude modérée des variations saisonnières de A_{opt} et de B,
 - augmentation progressive des valeurs moyennes.

- 1973-74 : - isolement temporaire de la région étudiée. Phase de Petit Tchad,
 - très fortes amplitudes saisonnières marquées par une chute brutale lors des remises en eau,
 - très forts maximums de A_{opt} .

- 1975-76 : - l'alimentation hydrique est normale mais se fait à travers les macrophytes. Phase de Petit Tchad;
 - amplitude notable des variations saisonnières,
 - tendance à une diminution des valeurs moyennes de l'activité optimale et des concentrations en chlorophylle.

Production horaire par unité de surface, ΣA , à Bol.

Nous verrons plus loin comment estimer la production par unité de surface ΣA à partir de la production optimale A_{opt} . Les résultats présentés ici ont été obtenus à Bol par incubation in situ à différentes profondeurs et planimétrie du profil $A = f(z)$ ainsi déterminé. Ils sont exprimés en milligrammes d'oxygène par mètre carré et par heure, les périodes d'incubation correspondant au milieu de la journée et donc au maximum de ΣA pour les jours clairs.

Bien que les séries de données soient peu nombreuses, il apparaît cependant que la gamme de variation de ΣA est nettement inférieure à celle de l'activité optimale A_{opt} (figure D 5).

En période de lac normal, la variation saisonnière de ΣA (entre 200 et 800 mg O_2/m^2 h) est nette et du même type que celle de A_{opt} , avec un minimum bien accusé en saison fraîche (novembre - janvier), mais la tendance à une augmentation interannuelle, notée pour A_{opt} entre 1968 et 1972 n'apparaît pas pour ΣA .

Les valeurs moyennes les plus fortes sont relevées au cours de la période de Petit Tchad (700 à 2000 mg O_2/m^2 h) jusqu'à la remise en eau de septembre 1974, qui provoque une chute importante de ΣA .

Avec le retour de la région de Bol à une alimentation hydrique continue, qui se fait à travers les barrières végétales sans exondation des seuils (1975 et 1976), les valeurs de ΣA deviennent plus faibles qu'en période de Tchad normal (150 à 500 mg O_2/m^2 h).

D.3.2 - LA CUVETTE SUD EN PHASE DE TCHAD NORMAL (1970-71)

De 1968 à 1972 la cuvette sud peut être considérée comme un ensemble qui sera d'abord traité comme tel, avant d'étudier l'évolution séparée des eaux libres pérideltaïques et de la région de l'archipel de Bol en période de Petit Tchad (1973-76).

Trois tournées ont été effectuées dans la cuvette sud en juin et décembre 1970 et juin 1971. Les valeurs de A_{opt} et ΣA ont été évaluées in situ au cours d'incubations de 3 heures débutant entre 10 h 30 et 12 h. Chaque jour, les profils de production de 3 à 4 stations distantes de plusieurs kilomètres les unes des autres ont pu aussi être établis. Les résultats reportés figure D 6 correspondent pour la quasi totalité à un ciel clair (conditions climatiques "standard"). Les biomasses sont indiquées par les concentrations en chlorophylle ; A_{opt} est représenté par un trait oblique dont la longueur est proportionnelle à la valeur mesurée et dont le milieu correspond au point de prélèvement.

Les valeurs obtenues en juin 1970 et en juin 1971, qui représentent approximativement le maximum annuel, sont du même ordre de grandeur ; les points de mesure n'étant pas identiques, il est difficile de pousser plus avant la comparaison, mais il est permis de penser que, comme à Bol, la période 1969-71 correspond à une relative stabilité inter-annuelle de A_{opt} et de B.

La dissection de la cuvette sud en plusieurs régions est basée sur la répartition de l'activité photosynthétique en juin et en décembre :

a - région pérideltaïque, proche du delta, où $A_{opt} \leq 800$ mg O_2/m^3 h en juin ($B \leq 50$ mg/ m^3). Cette région subit l'influence continue du Chari et n'atteint pas des valeurs importantes d'activité photosynthétique ou de chlorophylle. En décembre, elle est complètement balayée par les eaux de crue ; A_{opt} est alors 4 fois plus faible, inférieur à 200 mg O_2/m^3 h, et $B < 15$ mg/ m^3 .

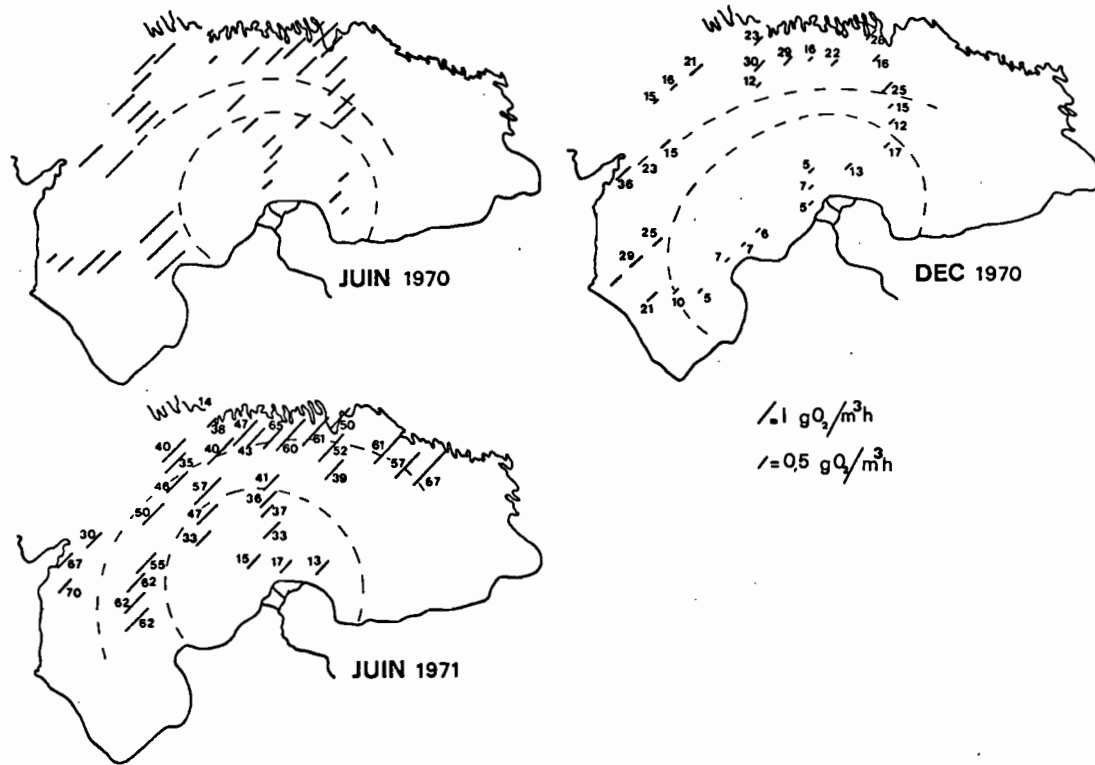


Figure D 6 - Répartition de B et A_{opt} dans la cuvette sud. Les nombres indiquent la concentration en chlorophylle ; les traits obliques indiquent la valeur de A_{opt} .

b - région de transition : elle se comporte comme une zone lacustre en saison sèche, avec A_{opt} compris entre 800 et 1200 et $B \approx 50$. Elle est par contre sous l'effet direct des eaux de crue du Chari et de l'El Beïd en décembre ; celles-ci font diminuer A_{opt} et B de façon importante, le rapport entre juin et décembre est de l'ordre de 5.

c - région lacustre moyenne : c'est la zone la plus étendue, d'un comportement semblable à celui que l'on observe à Bol, avec une amplitude de variation saisonnière de 1 à 3 : $A_{opt} = 800$ à 1200 en juin, et $200 < A_{opt} < 500$ en décembre.

d - région de l'archipel à l'est de Bol : A_{opt} y atteint les plus fortes valeurs de la cuvette sud en saison chaude ($A_{opt} > 1200$ mg O_2/m^3 h, $B > 60$).

D.3.3 - LES EAUX LIBRES DE LA CUVETTE SUD EN PHASE DE PETIT TCHAD (1973-76).

La répartition de la chlorophylle a été suivie sur la radiale delta-Kalom-îlots-bancs de décembre 1972 à juin 1976 (en tireté à partir du delta sur la figure D 7).

Les caractères communs aux diverses années permettent de mettre en évidence une évolution saisonnière (figure D 8) :

- d'octobre à janvier la crue du Chari balaie la région péri-deltaïque où les concentrations en chlorophylle sont alors faibles, inférieures à 10 mg/m^3 (décembre 1972, février et novembre 1973, décembre 1974, octobre 1975 et janvier 1976). Les mesures de juillet et septembre 1974 donnent un exemple de l'effet du début de crue où les eaux du Chari, contenant peu de chlorophylle, repoussent et diluent progressivement les eaux lacustres plus riches. Ce même mouvement des eaux a été mis en évidence par l'étude des conductivités (Chantraine et Lemoalle, 1975).

- en saison chaude, avant le début de crue, la concentration en chlorophylle est plus importante, avec en général un minimum au delta. Cependant, la répartition de B le long de l'axe delta-Kalom est assez hétérogène en 1973 et 1974 alors qu'un gradient marqué est observé en 1975 et 1976.

Une évolution inter-annuelle se superpose donc aux variations saisonnières ; nous attribuons cette différence de comportement à la circulation de l'eau dans cette région.

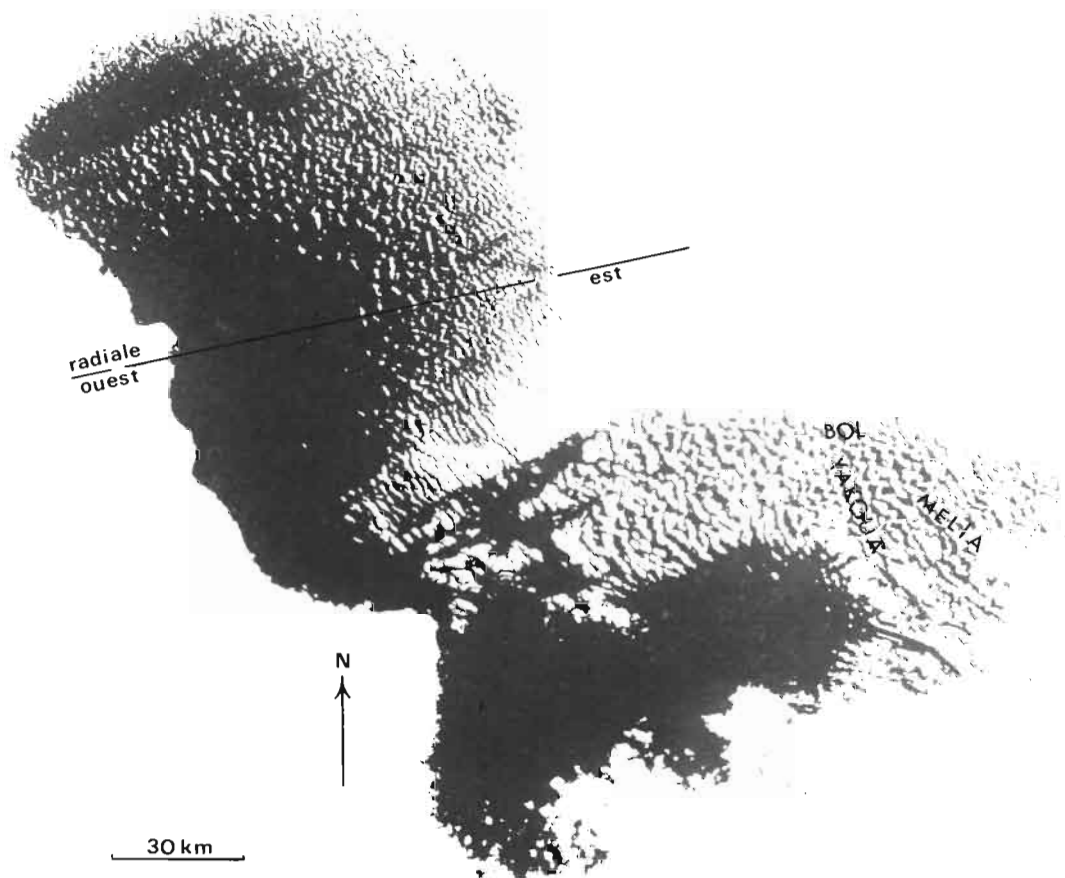


Figure D 7 - Positions de la radiale delta-Kalom dans la cuvette sud, et de la radiale est-ouest dans la cuvette nord (tiretés) (d'après une mosaïque Landsat de janvier 1973).

Au cours des saisons chaudes (avril à septembre) de 1973 et 1974, il y a eu exondation des seuils qui entourent la région péri-deltaïque. Les apports du Chari sont alors restés dans cette zone circulaire et soumis à divers courants, notamment aux courants dûs au vent, sans direction privilégiée tant que le niveau de l'eau ne dépassait pas le seuil des îlots-bancs. L'influence du vent et de la topographie des fonds, dont l'effet est d'autant plus important que le niveau de l'eau est bas, se manifeste alors par un gradient plus rapide à la sortie du delta et une hétérogénéité dans l'ensemble de la cuvette.

En 1975 et 1976, au contraire, il y a eu alimentation continue de l'archipel de l'est à partir des eaux libres, et donc un courant moyen régulier en direction du nord. Quelques inversions de ce courant ont été constatées dues à des retournements ou à des arrêts des vents dominants, en liaison avec les oscillations de courte période du F.I.T. (chapitre A 4). Le mouvement moyen des masses d'eau est néanmoins resté orienté du delta vers Bol. L'âge lacustre de l'eau (le temps passé par une masse d'eau dans le lac depuis son arrivée au delta), facteur favorable au développement du phytoplancton, était alors fonction de sa distance au delta.

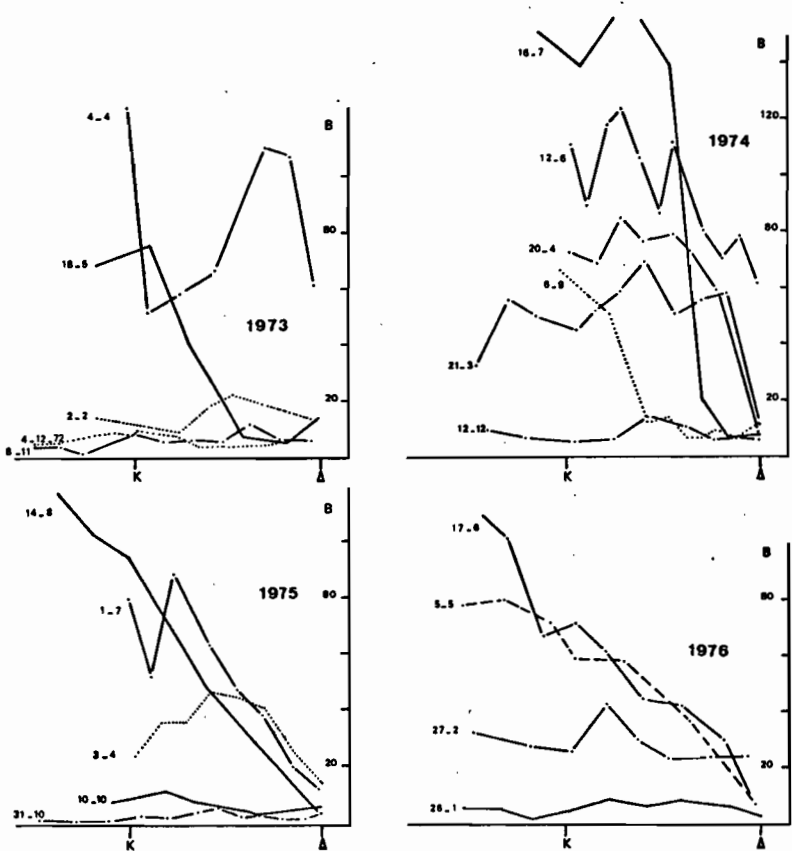


Figure D 8 - Distribution des concentrations en chlorophylle dans les eaux libres de la cuvette sud sur la radiale du delta (Δ) à Kalom (K).

D.3.4 - L'ARCHIPEL DE BOL EN PHASE DE PETIT TCHAD (1973-76)

Avant d'étudier les résultats obtenus dans l'archipel de Bol, il est nécessaire de décrire quelques éléments de l'hydrologie de cette région au cours de la période d'étude.

Conditions hydrologiques

Les dunes d'un erg, comme celui qui constitue l'archipel, sont le plus souvent associées en cordons. Le long d'un même cordon, les dunes sont séparées les unes des autres par des creux (équivalents à des cols en montagne) qui sont beaucoup moins prononcés que les dépressions séparant deux cordons parallèles (équivalents à des vallées). Au cours de la baisse de niveau, il y a donc eu d'abord exondation des cols et formation d'îles parfois très longues qui ont modifié la circulation de l'eau dans l'archipel. Deux exemples notables sont représentés figure D 7 : la presqu'île se terminant à Méliá et la barrière formée par le cordon d'îles prolongeant Yakoua. La passe entre Bérim, et Yakoua, est progressivement devenue le principal point de passage de l'eau alimentant l'archipel à l'est de Bol.

Au cours des bas niveaux de 1973, l'archipel étant privé de son alimentation, les macrophytes ont envahi toutes les zones exondées et seules sont restées en eau les mares les plus profondes, alors isolées les unes des autres. Par la suite, ces eaux libres se sont progressivement étendues en gagnant sur la végétation, notamment en 1976.

Lors des remises en eau de l'archipel, il y a circulation de l'eau à travers les barrières végétales qui filtrent les particules minérales et organiques. Les effets de cette filtration ont déjà été constatés lors de l'étude de la transparence (chapitre B), et nous avons vu l'influence de la dimension des zones d'eau libre par rapport à l'importance du déplacement des masses d'eau : à courant égal, le taux de filtration est plus important pour une petite mare que pour une grande.

Résultats

Compte tenu de ces facteurs hydrologiques, les mesures de concentration en chlorophylle dans l'archipel de Bol peuvent être étudiées au cours de deux périodes successives (figure D 9) où les concentrations en chlorophylle sont placées en fonction de la position du point de prélèvement sur le trajet Bérim-Lafia. Ce dernier point désigné par L sur la figure D 9, se trouve à 15 km de Bérim (B).


An	73	73	73	73	74	74	74	74	75	75	75	75	76	76	76	
Mois	1	3	4	9	1	2	5	12	4	9	10	12	2	4	5	
Trajet	Jour															
	19	273		235	20	83	62	27	27	29	2	1,8	12,5	43	26	
		172	284		18	24	74				2	2,2		13	24	
				exondé												
					17	21	25		31	2	1,3	11	7	39		
			232				24	10	16	52	2	0,5	11	12	39	
	78	103		423					18					15	41	
					16	37	21	38		75	2	0	45	22		
				exondé												
	83	119					85	24		83		0	7,1			75
				246				75	51	121		0				117
	105													20		
										130						
	122	78	252	--	25	82	24	100	45	325	--	1,3	20	--		131

Figure D 9 - Schéma indiquant les variations des concentrations en chlorophylle sur le trajet de Bêrim (B) à Lafia (L). La trajectoire sur la carte et dans le tableau indique les zones de macrophytes. La répartition verticale des données correspond à la position des points de prélèvements sur le schéma.

- Phase de concentration (janvier-septembre 1973).

Au début de 1973 la concentration en chlorophylle augmente de Berim vers Lafia, comme la conductivité, en fonction de la circulation de l'eau (28 janvier 1973). Avec la baisse du niveau, les mares s'isolent ensuite les unes des autres et leur surface diminue tandis que conductivité et chlorophylle subissent une augmentation rapide, comme celle constatée à Bol jusqu'à la remise en eau au début d'octobre (29 mars, 28 avril, 17 septembre 1973).

- Phase de Petit Tchad (octobre 1973-1976).

Les remises en eau se font à travers la végétation qui fixe les particules minérales (argile), mais aussi le phytoplancton, tant que les masses d'eau circulent dans l'archipel (26 janvier 1974, 23 octobre et 9 décembre 1975). Les zones d'eau libre les plus grandes sont parfois moins sensibles à cette filtration (région de Lafia en décembre 1974), et présentent des concentrations en chlorophylle plus élevées.

Au cours de la saison chaude de 1974, l'alimentation de l'archipel est à nouveau interrompue et les courants sont peu importants,

ce qui se traduit par une évolution hétérogène de biomasses (28 février et 14 mai 1974).

En 1975 et 1976, l'alimentation constante de l'archipel détermine des courants, faibles mais relativement continus, dont les effets sont plus marqués sur les petites zones d'eau libre que sur les plus grandes (Lafia en mai et septembre 1975, et mai 1976).

Discussion.

La distribution des biomasses telle qu'elle ressort de ces résultats est en accord avec les variations de la transparence dans cette région et souligne l'importance de la filtration par les barrières de macrophytes.

Dans ce cadre, la mare de Bol représente un moyen terme : elle est en effet de faibles dimensions, mais parcourue par des courants limités. La mare de Berim, plus étendue et plus profonde, est le lieu de passage d'une grande partie des eaux d'alimentation de l'archipel à l'est de Yakoua, ce qui se traduit par des courants importants et des concentrations en chlorophylle faibles. La mare qui entoure la pointe nord de Lafia est très vaste et parcourue par des courants faibles qui affectent principalement les concentrations en bordure des barrières végétales au nord et à l'est. Cette région, de par sa surface, est par ailleurs beaucoup plus sensible au vent que les autres.

A partir de ces exemples, il est clair que les conditions de milieu sont différentes dans toutes les mares d'eau de l'archipel, qui n'occupent qu'une faible fraction de la surface disponible, le reste étant colonisé par une végétation semi-immergée de densité variable dans le temps et dans l'espace.

D.3.5 - MESURES DANS LA CUVETTE NORD.

La chlorophylle à Kindjéria

Pratiquement privée de ses apports au début de 1973, la cuvette nord a fonctionné comme un bassin d'évaporation jusqu'en décembre 1974. Durant cette période, l'augmentation de la concentration en chlorophylle a été considérable à Kindjéria : de 43 mg/m^3 en mars 1973 à 2700 mg/m^3 en décembre 1974 (figure D 10). Après une brève remise en eau en janvier 1975, l'évolution a repris au même rythme pour attein-

dre $B = 3600 \text{ mg/m}^3$ en août, juste avant l'assèchement complet de la cuvette. Après le développement d'une végétation de macrophytes durant l'assèchement, une biomasse de 120 à 340 mg/m^3 est présente au début de 1976 dès la remise en eau.

Les résultats mettent donc en évidence une évolution très rapide de B , le taux mensuel de concentration étant de 3,8 de mars à décembre 1974 et de février à août 1975.

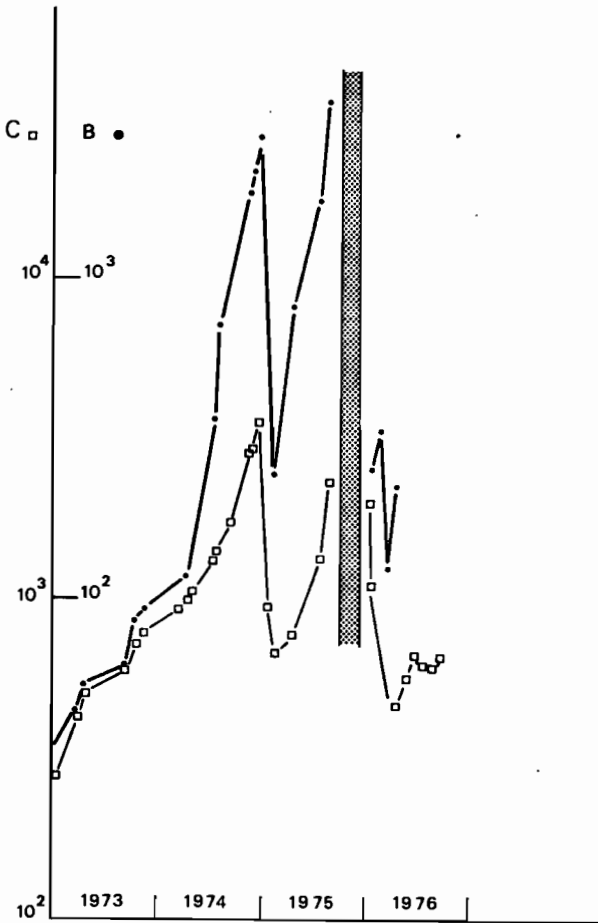


FIGURE D 10 - Evolution en fonction du temps de la conductivité ($\mu\text{S/cm}$) et de la chlorophylle (mg Chl a/m^3) à Kindjéria.

La chlorophylle sur la radiale est-ouest en 1973 (figure D 7).

Les résultats obtenus à Kindjéria montrent que l'évolution de B est soumise aux variations hydrologiques : dans ces conditions, le cycle saisonnier du phytoplancton est certainement masqué par l'évolution rapide du niveau. On a noté l'évolution spatiale et temporelle de la transparence sur la radiale est-ouest partant de Baga-Kiskra (Chapitre B). Les mesures de B sont reportées ici sur un diagramme du même type (figure D 11) : après des valeurs inférieures à 50 mg/m^3 en début d'année (janvier, mars, avril 1973), les concentrations en chlorophylle sont de l'ordre de 100 mg/m^3 en fin d'année, marquant ainsi une évolution semblable à celle qui a été observée à Kindjéria. L'augmentation de concentration est la plus sensible dans l'archipel, à l'exception des fonds de bras.

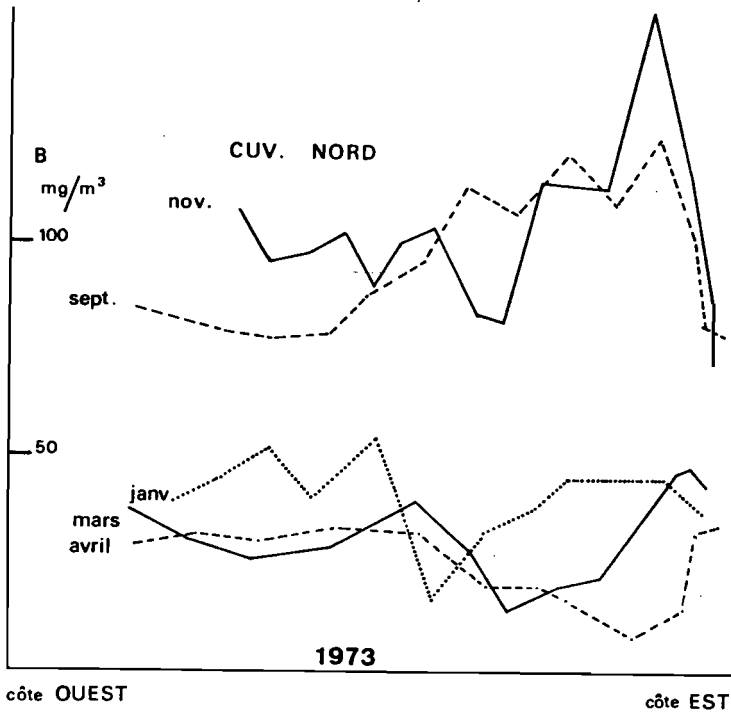


Figure D 11 - Variations des concentrations en chlorophylle sur la radiale est-ouest de la cuvette nord en 1973.

Evolution pluri-annuelle dans le centre de la cuvettenord.

Du fait des importantes variations spatiales et temporelles constatées, il est difficile d'estimer l'évolution pluri-annuelle à partir d'échantillonnages réduits. On peut donc se demander si les mesures faites à Kindjéria sont représentatives de la valeur moyenne de la partie centrale de la cuvette nord.

Les tournées effectuées dans cette région ont permis d'obtenir un certain nombre de mesures dont une partie se trouvent dans un rayon de 20 km autour de Kindjéria. En ne considérant que les mesures provenant de l'intérieur de ce cercle, on peut calculer la moyenne et l'écart type de la concentration en chlorophylle pour chaque tournée. La comparaison de ces moyennes avec les valeurs obtenues à Kindjéria (tableau D 2) montre que, malgré une importante hétérogénéité spatiale à certaines époques, révélée par les écarts types, les mesures à Kindjéria donnent une bonne estimation de l'évolution du phytoplancton dans la région centrale de la cuvette.

Tableau D 2 - Moyennes et écarts-types de B dans un rayon de 20 km autour de Kindjéria ; concentrations en chlorophylle B_{Kj} à Kindjéria.

Date	Nbre de stations	B mg/m ³	σ	B_{Kj}
21-24 mars 1973	9	39	5,1	44,2
24-29 avril 1973	11	40,7	13,5	76
18 septembre 1973	8	82,5	20	---
11-22 nov. 1973	14	102,9	16	94
19-27 avril 1974	11	141,2	37	120
26-31 juil. 1974	21	343	214	366-708
25-30 nov. 1974	7	1658	360	1963
16-18 fév. 1975	9	204	107	246
10-13 avril 1975	16	464	257	803
16-21 avril 1976	6	208	41	228

En dehors de cette zone circulaire, on constate une augmentation des concentrations en chlorophylle vers le nord et le nord est (figure D 12).

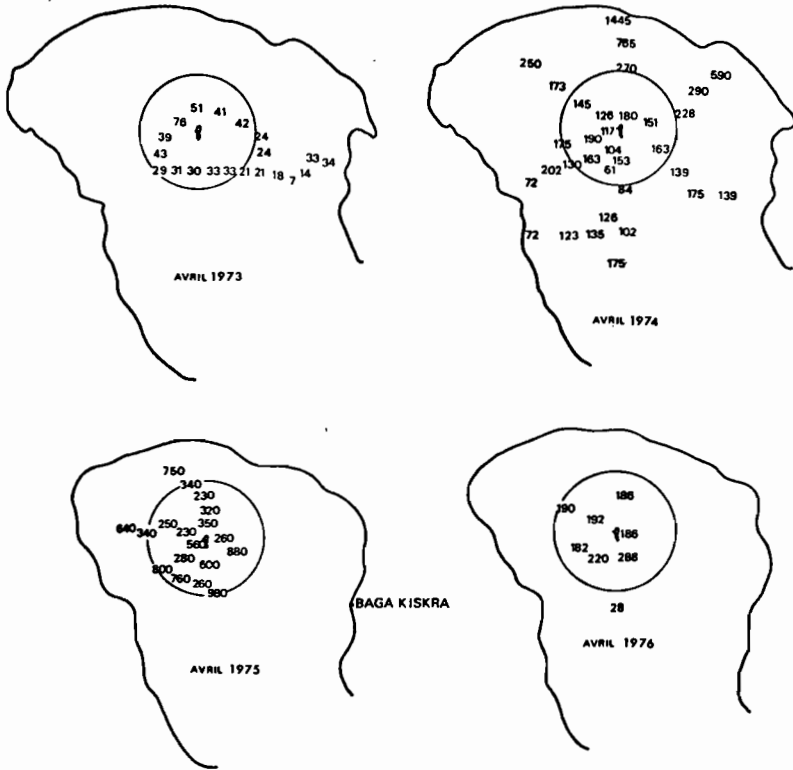


Figure D 12 - Exemple de répartition des concentrations en chlorophylle dans la cuvette nord au mois d'avril. Le cercle centré sur Kindjéria a 20 km de rayon.

Mesures de la production dans la cuvette nord

Une série de mesures de l'activité photosynthétique dans la cuvette nord a été faite du 20 au 30 avril 1974. La technique utilisée consistait à récolter en hors-bord 4 ou 5 échantillons, le matin entre 8 h et 10 h 30, sur un trajet de 30 à 50 km se terminant à Kindjéria. Ces échantillons étaient mis en incubation dans le lac, à une profondeur fixe $z = 21$ cm, en même temps qu'était déterminée la partie supérieure du profil de photosynthèse de l'eau de Kindjéria autour de midi par des incubations in situ à 0, 10, 15, 21 et 25 cm de profondeur. La profondeur 0,21 m ne correspondant pas à Z_{opt} , la relation $A_{opt} = 1,24 A_{0,21}$ ($n = 9$, $\sigma = 0,03$) établie d'après les profils de l'eau de Kindjéria, a été utilisée pour calculer A_{opt} des différents échantillons. Les conditions d'éclairement correspondent à

un jour clair standard, et la transparence à Kindjéria est restée DS = 20 ± 1 cm au cours de la série de mesures.

Les valeurs de A_{opt} ainsi calculées sont reportées figure D 13. On constate une relative homogénéité de tout le centre de la cuvette (A_{opt} de 1,35 à 4,0 $g\ O_2/m^3\ h$) tandis que dans la partie nord les valeurs croissent progressivement pour atteindre 12 à 30 $g\ O_2/m^3\ h$ dans les zones extrêmes les plus riches. Nous reviendrons plus loin sur ces très fortes valeurs qui correspondent à des productions par unité de surface proches du maximum théorique.

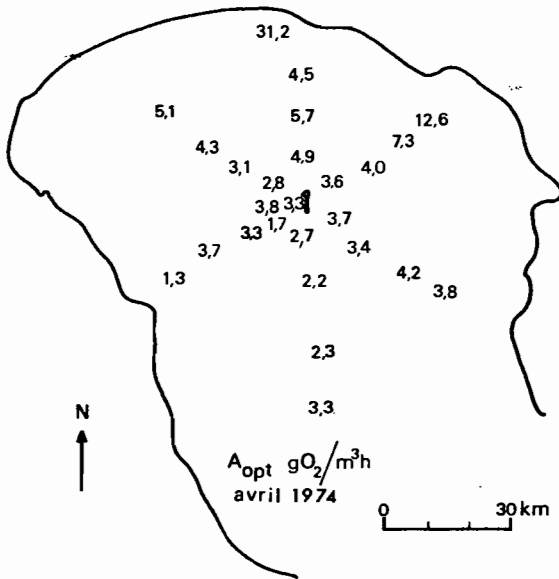


Figure D 13 - Répartition des activités optimales dans la cuvette nord en avril 1974.

D.4 - LES PARAMETRES DE LA PRODUCTION INSTANTANEE.

D.4.1 - FORME DES PROFILS

Les profils de photosynthèse déterminés in situ, autour de midi, ont une forme simple qui résulte des propriétés du milieu et des techniques opératoires. La distribution verticale homogène du phytoplancton, la turbulence et l'absence de stratification dans la zone euphotique permettent en effet l'utilisation d'un échantillon de surface pour l'incubation sur l'ensemble du profil (la faible profondeur de la couche trophogène rendrait d'ailleurs difficile le prélèvement de plusieurs échantillons représentatifs de diverses profondeurs). Afin de réduire l'incertitude sur les profondeurs, les incubations ont souvent été faites en flacons horizontaux. Cependant, en cas de faible transparence, le diamètre (5 cm) de ces flacons n'est pas négligeable par rapport à la dimension du profil.

Les résultats de mesures à Bol en août 1972 et en août 1975 sont reportés figure D 14 à titre d'exemple de profils obtenus en eau à turbidité minérale (1972) et en eau à turbidité organique (1975). La similitude des profils obtenus au cours de ces deux périodes, malgré les différences d'échelles sur les deux axes, met en évidence la persistance de la forme du profil, bien que les différences de transparence, de nature de l'eau et de concentration en chlorophylle soient importantes.

La série d'août 1972 débute par une incubation par temps couvert (4 août), avec l'activité optimale A_{opt} près de la surface, et une transparence assez faible ($DS = 15$ cm). Le profil est décalé vers la surface par rapport à ceux des trois jours suivants, considérés comme "standard", obtenus par ciel clair. La profondeur Z_{opt} à laquelle se produit A_{opt} est de l'ordre de DS , tandis que Z_i (signalé par une flèche sur chaque profil) est nettement supérieur à DS . L'inhibition de surface ($A_{opt} - A_0$), déterminée graphiquement par extrapolation du profil jusqu'à la surface, atteint 40 % de A_{opt} .

En fin de soirée du 7 août, un très violent orage cause un important déplacement latéral des eaux et une turbulence notable. Ses effets se traduisent notamment par une mortalité en masse de poissons et une diminution de la transparence ($DS = 9$ cm). La résultante sur le profil du 8 août et des jours suivants est un aplatissement du profil vers le haut dû à la diminution de DS , et une augmentation de A_{opt} .

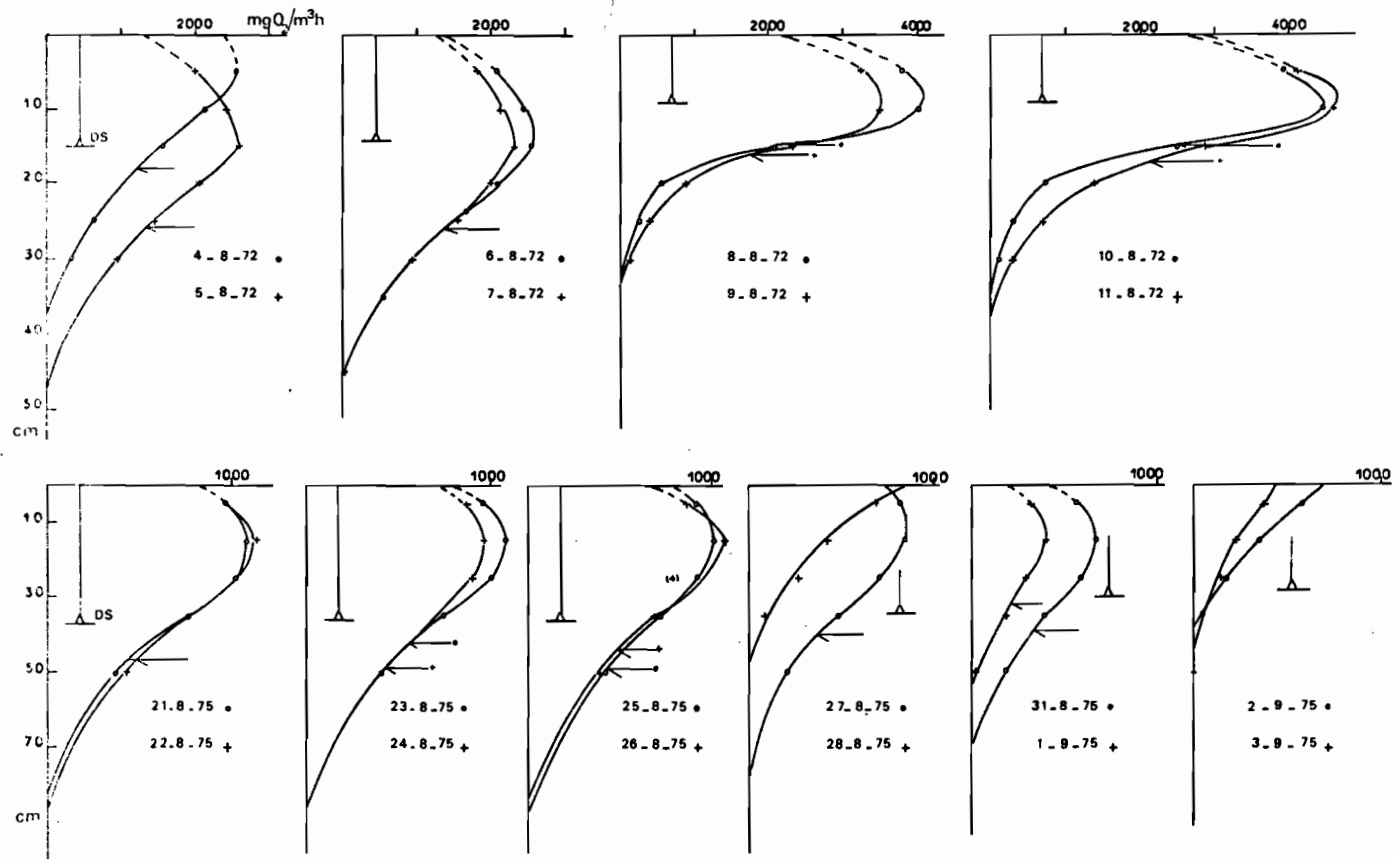


Figure D 14 - Exemples de profils de photosynthèse à Bol en août 1972 et août 1975. Les transparences sont indiquées par le disque de Secchi et Z_1 par une flèche sur chaque profil.

Bien que des mesures de chlorophylle n'aient pu alors être faites, cette augmentation est attribuée à la remise en suspension d'algues sédimentées mais viables. Il est cependant notable que la diminution de la transparence ne modifie pas les positions relatives de Z_{opt} , DS et Z_i .

En août 1975, en période de Petit Tchad, les eaux de Bol sont à dominante organique, avec participation notable du phytoplancton dans l'absorption de la lumière. Les profils d'activité successifs (représentés figure D 14) correspondent à des ensoleillements très variables avec pluie ou ciel couvert du 27 août au 3 septembre.

Bien que la transparence diminue progressivement sous l'influence de la turbulence, les principales variations de forme des profils sont dues aux variations de l'énergie incidente en cette période de saison des pluies. L'inhibition de surface reste notable durant les jours de ciel clair. Dans ces eaux, Z_{opt} est nettement inférieur à DS tandis que Z_i n'est que légèrement supérieur à DS.

Un élément important de la forme des profils est la profondeur Z_{opt} à laquelle se produit l'activité optimale A_{opt} par temps clair. On remarque (figure D 14) que Z_{opt} est voisin de DS en eau argileuse (août 1972) alors que DS est à peu près deux fois plus grand que Z_{opt} en eau organique (août 1975). Cette différence de comportement est générale pour les mesures effectuées au Tchad.

Etant donné l'imprécision sur l'estimation de Z_{opt} , les droites représentatives de la relation $Z_{opt} = f(DS)$ ont été déterminées par ajustement visuel. On a de plus utilisé les relations entre ϵ et DS définies antérieurement (chapitre B) pour évaluer Z_{opt} en fonction de ϵ pour les eaux argileuses (groupes a et b) et les eaux organiques (groupe c).

Eau argileuse : mesures de juin 1970 et juin 1971 dans la cuvette sud (figure D 15a) et mesures à Bol (1968)70 (figure D 15 b)

$$Z_{opt} = 0,95 (DS) = \frac{1,59}{\epsilon}$$

Eau organique en phase de Petit Tchad : mesures à Bol de décembre 1973 à mai 1976 (figure D 15 c)

$$Z_{opt} = 0,35 (DS) = \frac{0,82}{\epsilon}$$

Eau de concentration : mesures faites en fin d'assèchement à Bol et dans la cuvette nord (figure D 15 d)

$$Z_{opt} = 0,5 (DS)$$

Il apparaît ainsi que la profondeur de l'optimum de photosynthèse en milieu de journée (jours clairs) se produit pour des niveaux d'éclairement différents selon le type de milieu.

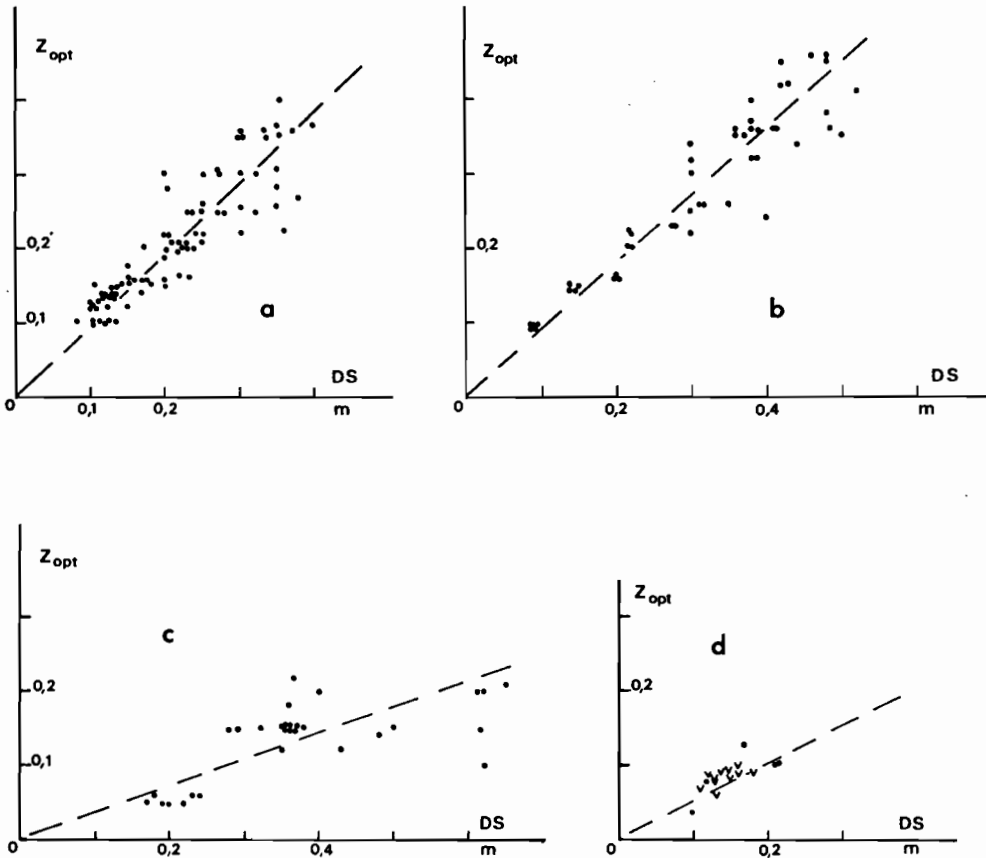


Figure D 15 - Relations observées entre Z_{opt} et DS : a) cuvette sud en 1970-71 ; b) Bol (1968-70) ; c) Bol en phase de Petit Tchad (décembre 1973 - mai 1976), en eau organique et d) en eau de concentration à Bol (V) et dans la cuvette nord (.).

D.4.2 - RELATION ENTRE BIOMASSE B ET ACTIVITE OPTIMALE A_{opt}

L'activité optimale $A_{opt} = B \varphi_{opt}$, dépend de nombreux facteurs, le principal étant, pour le Tchad, la concentration B en chlorophylle. La nature du phytoplancton, les sels nutritifs et la température interviennent sur φ_{opt} , l'activité spécifique optimale.

Nous examinons d'abord les relations liant A_{opt} et B dans différentes conditions de milieu et de mesures.

Résultats

1) Mesures en incubateur sur l'eau de Bol (1972-76).

La série de mesures pour lesquelles la concentration B en chlorophylle a , et l'activité optimale A_{opt} ont été mesurées dans les meilleures conditions, est celle de Bol (1972-76) où ces deux paramètres ont été déterminés au laboratoire dans un délai assez court après le prélèvement. A cet effet les échantillons ont été expédiés par avion aussitôt après le prélèvement. L'activité photosynthétique était en général mesurée par des incubations commençant moins de 90 minutes plus tard.

Pour les 158 couples de valeurs disponibles, la dispersion de A_{opt} augmente avec la valeur de B. De plus les distributions des deux variables sont fortement dissymétriques (A_{opt} moyenne 2572 mg O_2/m^3 h, médiane 932, B moyenne 115 mg/m³, médiane 52,8). Une transformation en logarithmes rend les moyennes et les médianes presque identiques (A_{opt} : 6,84 et 6,84; B : 3,90 et 3,97) et stabilise les variances, comme le montre la dispersion des points sur la figure D 16.

La droite de régression de $\log A_{opt}$ en $\log B$ (droite des moindres carrés), calculée pour 158 couples de valeurs, a pour équation :

$$\log A_{opt} = 1,190 + 1,053 \log B \quad r = 0,976 \quad (1)$$

soit $A_{opt} = 15,5 B^{1,05}$

L'intervalle de confiance de la pente b de la droite est, avec une probabilité de 95 % : $1,017 \leq b \leq 1,090$.

Cette équation représente la meilleure estimation statistique de la relation $A_{opt} = f(B)$ pour les résultats obtenus en incubateur avec les échantillons de Bol pour la période 1972-76.

Le coefficient de corrélation indique que 95 % de la variance de $\log A_{opt}$ est due à la variation de B qui apparaît donc comme le facteur déterminant de l'activité photosynthétique optimale.

Avant d'évaluer la relation $A_{opt} = f(B)$ pour une autre série de mesures dans d'autres conditions de milieu, rappelons que la série qui vient d'être examinée, bien qu'elle porte sur un seul point du lac, concerne une succession de milieux très variés depuis la période de Tchad normal jusqu'à la phase Petit Tchad.

2) Mesures in situ.

Les résultats d'incubations in situ autour de midi sont représentés figure D 16 pour Bol (1968-70) et pour l'ensemble de la cuvette sud en décembre 1970 et juin 1971.

L'équation de régression s'écrit

$$\log A_{opt} = 1,25 + 1,05 \log B \quad r = 0,95 \quad (2)$$

$$n = 97$$

Les mesures ont été faites en milieu plus homogène qu'en 1972-76. Cependant toutes les fortes valeurs ont été obtenues en saison chaude, alors que les plus faibles concentrations et activités sont notées en saison fraîche.

Relation générale et discussion

Les pentes des droites correspondant aux équations (1) et (2) sont semblables. De plus, les ordonnées à l'origine ne sont pas significativement différentes.

Nous pouvons donc calculer la relation pour l'ensemble des données :

$$\log A_{opt} = 1,22 + 1,044 \log B$$

$$n = 298 \quad r = 0,97 \quad (3)$$

Cette équation représente la relation moyenne entre l'activité optimale et la concentration en chlorophylle. Le coefficient de corrélation indique que 95 % de la variance de A_{opt} est due aux variations de B. En moyenne, les autres facteurs de milieu sont donc peu importants pour évaluer A_{opt} , et la température, par exemple, n'aura des effets sensibles que dans une gamme limitée de variation de B.

Le calcul de l'intervalle de confiance (à 95 % de sécurité) sur une estimation isolée de A_{opt} à partir d'une mesure de chlorophylle indique que, dans le domaine $10 < B < 1000 \text{ mg/m}^3$, l'incertitude sur $\log A_{opt}$ est de $\pm 0,275$:

$$\log A_{opt} \text{ réel} = \log A_{opt} \text{ estimé} \pm 0,275$$

soit $\frac{A_{opt} \text{ estimé}}{1,9} < A_{opt} \text{ réel} < 1,9 A_{opt} \text{ estimé}$

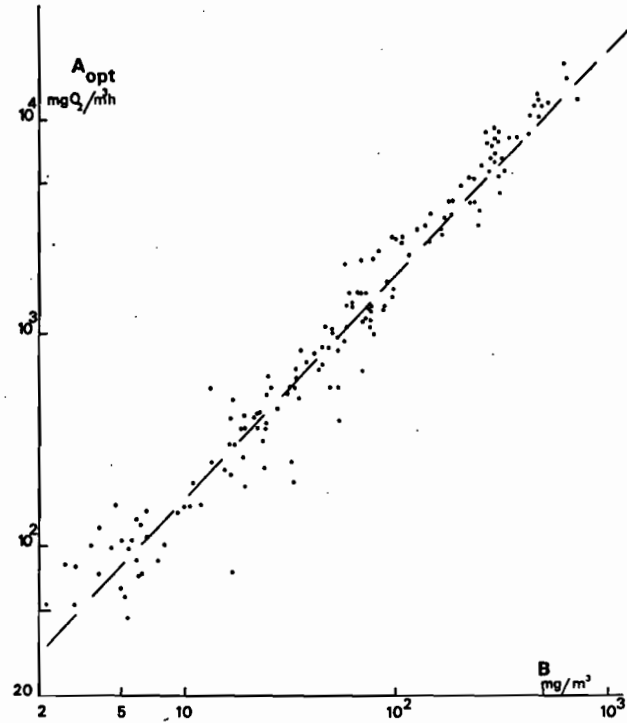
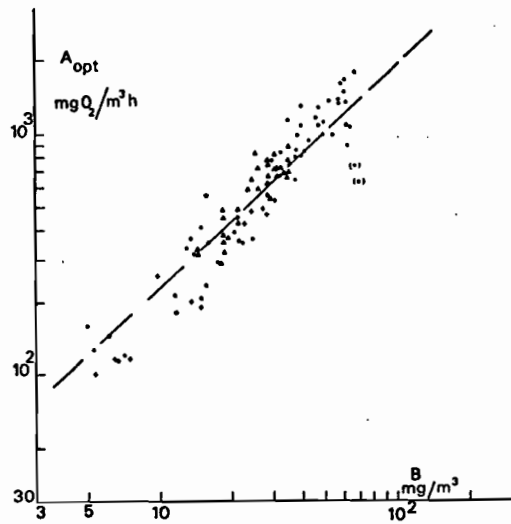


Figure D 16 - A_{opt} en fonction de B (échelles logarithmiques). A gauche mesures in situ : Bol (Δ) et cuvette sud en décembre 1970 (+) et en juin 1971 (.). Les points () concernent des mesures par temps couvert. A droite, mesures en incubateur sur les eaux de Bol (1972-76).

Examinons les résultats obtenus au Tchad sous deux aspects : la forme de la fonction $A_{opt} = f(\log B)$, et la valeur moyenne de φ_{opt} .

Le coefficient de régression, légèrement supérieur à 1, indique que φ_{opt} augmente quand la biomasse B augmente.

Les résultats publiés dans la littérature à ce sujet sont assez variables pour qu'il soit permis de penser qu'il n'existe pas de loi ré-gissant la variation de φ_{opt} en fonction de B dans le domaine des eaux naturelles. Cependant les résultats obtenus pour le lac Tchad se démar-quent assez nettement de ceux qui sont publiés ailleurs. Ces derniers, en effet, peuvent se classer en 3 groupes :

$A_{opt} = f(B)$ est linéaire

$A_{opt} = f(B)$ subit une dépression aux fortes valeurs de B

A_{opt} n'est pas corrélée à B.

Parmi les relations linéaires, on peut citer celle de Talling (1965 b) pour le lac Victoria, et celle de Ichimura (1958) pour le lac Nakanuma (Japon).

Des exemples de dépression de φ_{opt} pour les fortes concen-trations de chlorophylle ont été signalés notamment par Wright (1960), et Ganf (1972). Ce dernier a montré que φ_{opt} diminue de façon linéaire lorsque B augmente de 100 à 300 mg Chl a/m³. Il fait cependant remar-quer que la relation ne tient pas compte des variations diurnes de l'ac-tivité spécifique, qui sont importantes au lac George. Jewson (1976) signale également une dépression de φ_{opt} pour les fortes valeurs de B dans le Lough Neagh (Irlande), qui peut être due à une élévation du pH associée à la consommation du CO₂. Une même explication est donnée par Abeliovitch (1967), et par Bindloss (1974) pour le Loch Leven. Ce der-nier auteur constate une très grande variabilité de φ_{opt} qui évolue dans un rapport de 1 à 8, indépendamment de B.

Dans des lacs du Minnesota, Mégard ne trouve aucune relation consistante entre φ_{opt} et la température ou la concentration en chlo-rophyllle du lac Shagawa (1973). Par contre, il montre une tendance vers une augmentation de l'activité spécifique optimale pour les fortes va-leurs de chlorophylle dans le lac Minnetonka (Mégard, 1972).

D'une façon générale, les résultats publiés concernent des mesures pour lesquelles tous les facteurs ne sont pas maîtrisés ou pris en compte. Le calcul de $A_{opt} = f(B)$ revient à calculer φ_{opt}

lorsque la biomasse varie. Or φ_{opt} dépend de nombreux facteurs dont certains, tels que la température, sont quantifiables, tandis que d'autres, tels que la nature ou l'état du phytoplancton, le sont beaucoup moins.

En période de Tchad normal (relation (2)), la biomasse est en général plus élevée en saison chaude qu'en saison froide ; ceci est vrai pour Bol (figure D 4) et pour l'ensemble de la cuvette sud en 1970-71. La relation entre biomasse et température est moins stricte à Bol en période de Petit Tchad, où l'influence de la crue annuelle du lac est prépondérante. Les faibles biomasses notées en octobre et mars correspondent néanmoins à une température nettement plus faible que pendant le reste de l'année.

Les relations $A_{opt} = f(B)$ trouvées pour les différents milieux du Tchad sont donc biaisées du fait de l'effet de la température sur φ_{opt} .

Les valeurs moyennes de φ_{opt} indiquées par la relation (3) sont, pour quelques concentrations B :

B	10	100	500	1000	mg Chla/m ³
φ_{opt}	18,4	20,3	21,8	22,5	mg O ₂ /mg Chla.h

Si, d'une façon générale, les faibles biomasses sont associées aux faibles températures, ces estimations sont en accord avec les valeurs généralement acceptées de l'activité spécifique optimale : 20 à 25 pour les lacs africains tropicaux (Talling, 1965 b ; Talling et al, 1973 ; Ganf, 1975), tandis qu'elle varie de 3 à 18 pour les lacs tempérés.

D.4.3 - VARIATION DE φ_{opt} AVEC LA TEMPERATURE

Nous estimons l'effet des variations de température par le coefficient Q_{10} , déterminé dans différents intervalles de température. Q_{10} est le facteur d'accroissement de φ_{opt} pour une élévation de température de 10°.

Si A est l'activité photosynthétique et ΔT l'écart de température

$$Q_{10} = \exp \left(\frac{10}{\Delta T} \Delta (\text{Log } A) \right)$$

Le coefficient de température peut être évalué de différentes façons :

- en observant la variation de φ_{opt} in situ en fonction de la température au cours de l'année : les résultats de Bol (1968-70) ont été

analysés de cette façon, de même que les résultats de tournées dans la cuvette sud du lac en décembre 1970 et juin 1971. Les mesures de φ_{opt} faites en incubateur de 1972 à 1976, à une température proche de celle du lac, entrent aussi dans cette catégorie.

- en mesurant l'activité d'un même échantillon à des températures différentes dans un laps de temps réduit. Quelques expériences de ce type ont été faites en 1973 et 1974. Cette méthode présente l'avantage de porter sur les activités photosynthétiques sans faire intervenir la mesure de chlorophylle, et élimine ainsi un élément d'incertitude.

Résultats

Estimation de Q_{10} in situ

La valeur moyenne de φ_{opt} entre 11 et 15 heures à Bol (1968-70) a été calculée dans deux domaines distincts de température : entre 20 et 23° C d'une part et 29 et 32° C d'autre part. Pour ces deux groupes de données on obtient :

T° moyenne = 20,4° C φ_{opt} moyenne = 20,4 mg O₂/mg Chl. h

T° moyenne = 30,0° C φ_{opt} moyenne = 23,4 mg O₂/mg Chl. h

En supposant que les lois de la cinétique chimique s'appliquent,

$$Q_{10} = 1,15 \text{ entre } 20 \text{ et } 30^{\circ} \text{ C}$$

Ce coefficient, faible, concerne le phytoplancton in situ que l'on peut en général considérer comme adapté à son milieu.

Les résultats des deux tournées effectuées dans la cuvette sud du lac en décembre 1970 et juin 1971 permettent, pour ces deux périodes, le calcul des activités spécifiques optimales moyennes qui sont significativement différentes :

décembre 1970 φ_{opt} moyen = 18,82 n = 30 $\sigma_m = 0,78$

juin 1971 φ_{opt} moyen = 23,07 n = 33 $\sigma_m = 0,78$

Les températures moyennes étant respectivement estimées (d'après les mesures faites à Bol) à 20° C et 30,5° C, le coefficient calculé est :

$$Q_{10} = 1,21 \text{ entre } 20 \text{ et } 30^{\circ} \text{ C}$$

Mesures en incubateur.

La variation de l'activité spécifique optimale en fonction du temps a été suivie en incubateur sur les échantillons de Bol (figure D 17).

Une première période (septembre 1972 à septembre 1973) se caractérise par des variations relativement peu importantes, avec dépres-

sion de φ_{opt} entre décembre et avril. Cette période correspond à la fin de la phase de Tchad normal avec une augmentation considérable de la chlorophylle, et une température moyenne inférieure à 25° C de novembre à fin mars. La relation $\text{Log } \varphi_{opt} = f(T)$, déterminée par son axe majeur réduit donne une valeur :

$$Q_{10} = 1,55 \pm 0,08 \text{ (intervalle de confiance à 95 \% de probabilité)}$$

La deuxième période commence en octobre 1973 et se prolonge jusqu'aux dernières mesures de 1976 : les variations de φ_{opt} sont brusques, importantes et fréquentes, sans liaison apparente avec les variations de température. On note, en particulier, des chutes de l'activité spécifique au cours des crues annuelles du lac à Bol : début octobre 1973, septembre 1974 et 1975. L'ensemble des variations de φ_{opt} conduit à une évolution sans relation avec les variations saisonnières de température.

Des expériences ont été faites pour mesurer la variation de l'activité optimale d'un même peuplement à différentes températures. A la différence des mesures précédentes, le phytoplancton a donc été soumis à des chocs thermiques (variations atteignant 10° C en 15 minutes) ; par contre, les autres conditions de milieu restaient identiques.

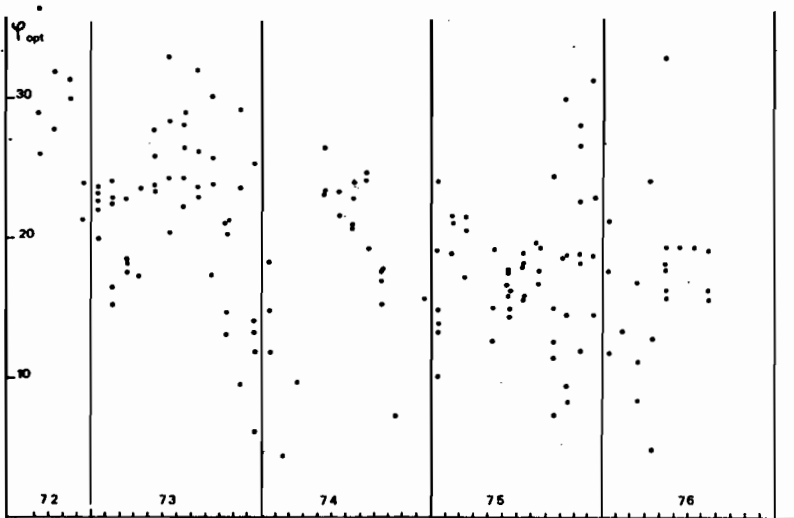


Figure D 17 - Variation au cours du temps de φ_{opt} mesuré en incubateur sur l'eau de Bol.

Les résultats des 18 expériences sont représentés figure D 18.

On constate que ψ_{opt} passe par une valeur maximale entre 28 et 33° C, température au delà de laquelle l'activité diminue ensuite rapidement.

Entre 20 et 30° C, les différents échantillons présentent des comportements différents aussi bien en ce qui concerne Q_{10} que la valeur même de ψ_{opt} . Ces résultats sont résumés dans le tableau D 3.

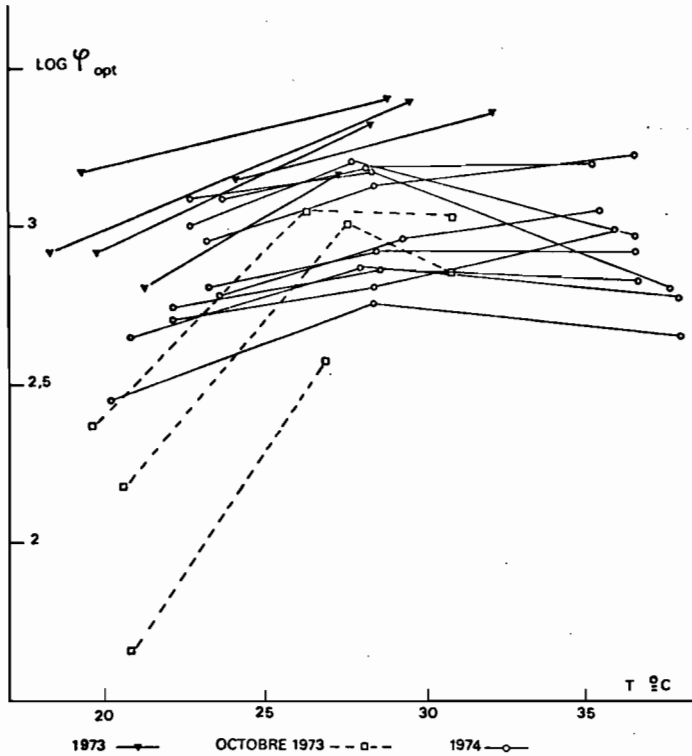


Figure D 18 - Mesures en incubateur. Variations de $\text{Log } \psi_{opt}$ en fonction de la température.

Tableau D 3 : Valeurs de Q_{10} évaluées par variations artificielles de la température.

Période	Q_{10} moyen	T° C	Remarques
mars - sept. 1973	1,6	18 - 29	n = 4, valeurs extrêmes 1,33-1,85
16 octobre 1973	4,7		
23 octobre 1973	3,4	19 - 28	Crue du lac
30 octobre 1973	2,8		
juillet-sept. 1974	1,3	20 - 30	n = 10, valeurs extrêmes 1,18-1,51

Les valeurs trouvées par cette technique en mars-septembre 1973 sont légèrement supérieures aux valeurs de Q_{10} in situ (1,4).

En regard des faibles Q_{10} généralement observés au Tchad, les mesures d'octobre 1973 paraissent exceptionnelles. Il faut cependant noter que ces échantillons diffèrent de ceux habituellement reçus au laboratoire par une forte anoxie, due aux conditions de milieu qui régnaient à cette période. Ils ont donc été soumis, préalablement aux incubations, à une aération active ; cette aération est nécessaire pour évaluer la production brute dans la mesure où une anoxie dans les flacons obscurs ne permet pas de déterminer la respiration globale du milieu.

Compte tenu des conditions expérimentales, nous constatons que l'activité photosynthétique, mesurée sur les échantillons de Bol en octobre 1973, est très sensible à la température. Cette sensibilité se produit au cours de la première crue du lac après son assèchement partiel : les eaux qui arrivent à Bol sont enrichies en sels nutritifs et en matière organique qui provoquent l'apparition d'Eugléniens jusqu'alors rares. Ces conditions nouvelles se traduisent par une valeur élevée de Q_{10} .

Discussion

Une augmentation de 10° C provoque un doublement de la vitesse d'une réaction chimique se produisant à température ordinaire et dont l'énergie d'activation est d'environ 20 kcal/mole (équation d'Arrhénius). Les réactions contribuant à la synthèse de la matière organique ont une

énergie d'activation du même ordre et sont donc susceptibles de présenter un Q_{10} de l'ordre de 2. De telles valeurs ont été trouvées en milieu naturel pour l'activité photosynthétique du phytoplancton : 2,1 pour les diatomées dans le lake District (Talling, 1966), 2,2 au Loch Leven entre 5 et 16° C (Bindloss, 1974), 2,1 au Lough Neagh (Jewson 1976).

La faible valeur $Q_{10} = 1,4$ entre 7 et 25° C, mesurée par Mégard (1972) pour A_{opt} mesurée sur la journée entière, est attribuée par cet auteur à l'effet dépressif des faibles éclairagements en fin de journée. Une relation linéaire $\varphi_{opt} = f(T)$ présentée par Stadelmann et al (1974) pour le lac Ontario permet de calculer un Q_{10} moyen (entre 2 et 20° C) de 2 pour la station cotière et de 1,5 pour une station plus centrale, 70 % de la variabilité de φ_{opt} étant expliquée par les variations de température.

Les résultats de Q_{10} obtenus au Tchad sont donc généralement inférieurs à beaucoup de valeurs publiées. Il convient cependant de faire deux remarques :

- lorsque Q_{10} est déterminé in situ, des facteurs autres que la température sont susceptibles d'intervenir : concentration en sels nutritifs, effet dépressif des fortes biomasses sur φ_{opt} . Le coefficient mesuré n'est donc pas exactement un coefficient de température.

- la température moyenne du lac, et surtout la gamme des températures observées, ne sont pas très éloignées de la gamme 28-32° C à partir de laquelle Q_{10} peut changer de signe. La courbe $\text{Log } \varphi_{opt} = f(T)$ est donc proche de son maximum et présente alors une pente moins forte que pour des températures plus basses qui sont celles rencontrées dans les lacs tempérés. Un optimum de température du même type mais vers 15 à 17° C, pour des eaux plus froides, a notamment été décrit pour l'estuaire de la rivière Fraser (Takahashi et al, 1973).

La bonne adaptation du phytoplancton à son milieu constitue donc un élément de dépression du Q_{10} .

L'activité optimale étant fonction à la fois de la biomasse et de la température, nous pouvons calculer les équations de régression multiple de A_{opt} en fonction de B et T. Ceci suppose que ces deux variables sont indépendantes. Nous avons vu que cela n'est pas le cas pour les mesures in situ (Boi 1968-70, cuvette sud 1970-71). Les mesures en incubateur ont été faites à des températures variant dans une

gamme moins large que dans le milieu lui même, mais sans relation directe avec la biomasse. L'équation de régression multiple s'écrit :

mesures en incubateur, Bol 1972-76

$$\log A_{opt} = 0,988 + 1,053 \log B + 0,0075 T$$

$$n = 158 \quad R = 0,977 \quad 2 < B < 700$$

Cette équation peut se comparer à celle que nous avons calculée sans tenir compte de la température

$$\log A_{opt} = 1,190 + 1,053 \log B$$

$$n = 158 \quad r = 0,976$$

L'introduction de la température n'améliore pas sensiblement la détermination de A_{opt} , bien que le coefficient de la température corresponde à $Q_{10} = 1,19$, qui est de l'ordre des Q_{10} observés in situ. La variance résiduelle de A_{opt} doit donc être attribuée aux conditions de milieu, très variables au cours de la période 1972-76, plutôt qu'à l'effet de la température de l'eau.

En résumé de cette discussion nous pouvons faire quelques remarques sur les résultats obtenus :

- l'activité spécifique optimale φ_{opt} a une valeur généralement élevée, comparable à celle d'autres lacs tropicaux, attribuée à la température moyenne de l'eau ;

- les coefficients Q_{10} de température sont relativement faibles, parce que la température est proche de l'optimum pour un phyto-plancton adapté aux conditions tropicales ;

- la variabilité des autres conditions physico-chimiques du milieu masque l'effet de la température, notamment en phase de Petit Tchad.

D.4.4. - RELATION ENTRE ΣA et A_{opt} : CALCUL DE Z_i .

La définition de $Z_i = \Sigma A / A_{opt}$ implique dans le modèle général

$$Z_i = F(I)/\epsilon$$

Z_i est donc une fonction de la transparence. Dans la plupart des mesures effectuées au Tchad celle-ci a été évaluée à l'aide du disque de Secchi. Nous pouvons poser :

$$\frac{1}{\epsilon} = U. (DS)$$

où U est différent suivant le type d'eau ; Z_i est alors une fonction de DS dont nous examinons les variations.

Phase de Tchad normal.

Z_i faisant intervenir la fonction d'éclairement les valeurs de

ΣA utilisées sont celles obtenues autour de midi afin d'éliminer aux mieux l'influence des fluctuations du rayonnement incident. La relation entre Z_i et DS à Bo1 en 1968-70 est représentée figure D 19 a. La même relation regroupant des résultats obtenus dans la cuvette dus du lac en juin et décembre 1970 et juin 1971 est représentée figure D 19 b. L'ensemble des résultats correspond donc à la cuvette sud en période de Tchad normal. Quelques points se détachent du nuage par ailleurs assez homogène (notés () sur la figure 19 b). Il s'agit de profils obtenus dans des eaux particulièrement peu chargées en particules : à la sortie du delta en décembre 1970 (station 011) ou dans un fond de bras protégé par des macrophytes immergés (station 072 en décembre 1970, 102 en juin 1970 et 062 en juin 1971). Ces quatre points n'ont pas été inclus dans le calcul de la relation $Z_i = f(DS)$ parce qu'ils ne correspondent pas à des conditions habituelles de la cuvette sud en phase de Tchad normal. Ils indiquent cependant l'évolution possible vers un rapport Z_i/DS plus faible lorsque les particules minérales perdent leur importance dans l'absorption de la lumière (ce qui était notamment le cas en 1964-65).

Pour l'ensemble des points restants, la droite de régression de Z_i en DS, qui fournit la meilleure estimation de Z_i lorsque DS est connu, s'écrit

$$Z_i = 2,068 (DS) + 0,0085$$

$$r = 0,950 \quad n = 142$$

intervalle de confiance de la pente, à 95 % de probabilité :

$$1,97 \leq \beta \leq 2,19$$

L'ordonnée à l'origine n'est pas significativement différente de 0.

L'intervalle de confiance de prédiction d'une valeur isolée de Z_i , DS étant donné, reste très proche de 0,15 (probabilité 95 %) dans le domaine des transparences pour lesquelles la régression est établie.

Nous pouvons donc utiliser pour déterminer Z_i :

$$\text{Tchad normal (argileux) } Z_i = 2,07 (DS) \pm 0,15$$

Le coefficient de corrélation indique que 90 % de la variance de Z_i est expliquée par la variabilité de (DS). Compte tenu des incertitudes de mesure, nous pouvons donc estimer que F (I) autour de midi est relativement peu variable en période de Tchad normal.

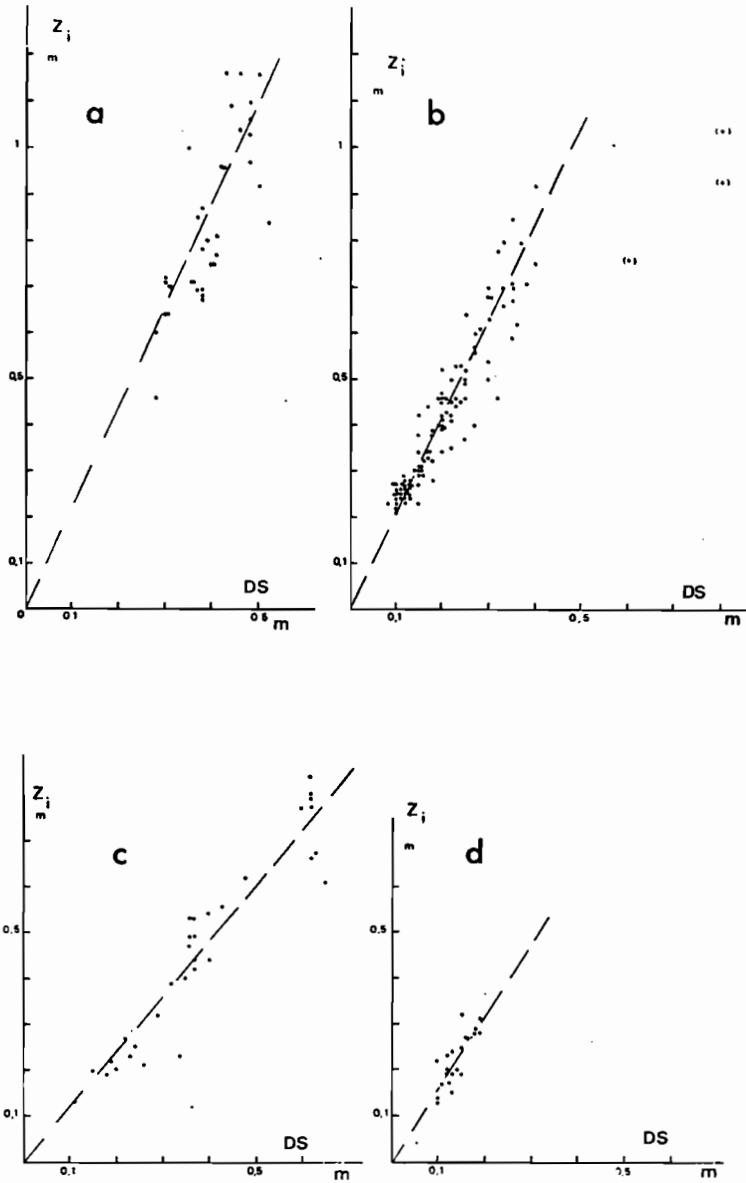


Figure D 19 - Z_i fonction de DS à Bol en 1968-70 (a) ; dans la cuvette sud en 1970-71 (b) où les points () concernent des eaux peu chargées en particules ; en phase de Petit Tchad avec macrophytes à Bol en 1973-76 (c) ; en phase de concentration (d).

Phase de Petit Tchad

Avec la phase de Petit Tchad, les relations liant ϵ et DS ne sont plus les mêmes, l'eau est de qualité optique différente et la relation $Z_i = f(DS)$ prend des valeurs nettement plus faibles.

Les données obtenues à Bol en - décembre 1973

- mars, juin et décembre 1974

- août 1975

- mai 1976

correspondent à des eaux organiques, de phase Petit Tchad avec macrophytes, mais ne comprennent pas la phase de concentration qui sera étudiée plus loin. En ne conservant que les données obtenues par temps clair aux environs de midi, la droite de régression s'écrit (figure D 19 c)

$$Z_i = 1,196 (DS) - 0,007$$

$$r = 0,952 \quad n = 28 \quad 1,04 < \beta < 1,35 \text{ à } 95 \% \text{ de probabilité.}$$

La pente de la droite obtenue ici est significativement différente de celle trouvée pour les eaux argileuses du Tchad normal (1968-71).

L'intervalle de confiance (95 % de probabilité) d'une estimation de Z_i à partir d'une mesure isolée de DS est de $(0,133 \pm 0,007)$ dans la gamme des DS observés.

La relation utilisée par la suite sera donc (unité = le mètre)

$$\text{Petit Tchad (organique) } Z_i = 1,20 (DS) \pm 0,13$$

Cette équation, sensiblement différente de la première, marque bien l'importance des conditions de milieu et de la qualité optique de l'eau.

Phase de concentration

Entre le stade Tchad normal, où les particules minérales dominent dans l'absorption de la lumière, et le stade Petit Tchad où l'eau est enrichie en matière organique, se situe la phase de concentration avant l'apparition des macrophytes. Dans la région de Bol cette phase est marquée par une forte concentration du phytoplancton qui joue alors une part importante dans l'absorption de la lumière. Nous avons vu que, à ce type d'eau, correspond un spectre de ϵ intermédiaire entre les deux autres.

Sur la figure D 19 d sont reportées quelques valeurs de Z_i

d'eaux en phase de concentration obtenues en divers points du lac. Pour ces mesures peu nombreuses la relation, estimée graphiquement est :

$$Z_i = 1,55 \text{ (DS)}$$

Il y a donc passage progressif, au cours de la baisse de niveau du lac, du type normal à ce type intermédiaire. Cette transition, liée à l'augmentation de concentration du phytoplancton, sera étudiée plus loin. Nous pouvons toutefois noter que les résultats obtenus à Bol en mars 1973 correspondent à ce type.

D.4.5 - RELATION $Z_i - Z_{0,5 A_{opt}}$

Rappelons les différents paramètres et notations utilisés :

Z_i est obtenu par le rapport des valeurs mesurées de ΣA et

$Z_{0,5 A_{opt}}$ est déterminé graphiquement sur le profil de photosynthèse.

$Z_{0,5 I_k}$ par détermination de I_k sur le profil de photosynthèse en coordonnées semi-logarithmiques.

La concordance entre Z_i et $Z_{0,5 A_{opt}}$ est un test de la validité du modèle de Talling déjà effectué avec succès par Rodhe (1965) sur une variété de lacs européens, bien que le modèle ne s'applique qu'en cas de distribution verticale homogène du phytoplancton, ce qui n'est pas toujours le cas, au moins pour certains d'entre eux (Pellétier, 1973).

Suivant la forme du profil et l'espacement des flacons in situ, A_{opt} (et donc $0,5 A_{opt}$) est déterminé avec une bonne sécurité, alors que Z_{opt} est moins bien défini. Par contre $Z_{0,5 A_{opt}}$ se situe dans la partie du profil où la pente dA/dz est proche de son maximum ; ce qui permet de définir $Z_{0,5 A_{opt}}$ avec une bonne précision.

Nous avons vu que Z_i dépend de DS et du milieu lacustre. Les relations entre $Z_{0,5 A_{opt}}$ et Z_i seront donc recherchées pour les principaux types de milieu rencontrés dans le lac Tchad.

Résultats

a) Phase de Tchad normal, eau argileuse.

Les profils utilisés sont ceux de la cuvette sud (juin 1970, décembre 1970 et juin 1971) et ceux de Bol (1968-70) entre 11 et 15 heures, à l'exception des profils obtenus par temps très couvert avec éclaircissement sub-optimal en surface.

L'axe majeur réduit qui décrit la relation a pour équation (figure D 20 a)

$$Z_{0,5} A_{opt} = 0,983 Z_i + 0,011 \quad 0,1 < DS < 1,0 \text{ m}$$

$$r = 0,988 \quad n = 142$$

$$0,980 \leq \beta \leq 0,986$$

où β est compris dans l'intervalle de confiance à 95 % de probabilité.

b) Phase de Petit Tchad, eau organique.

Le regroupement des données disponibles à Bol en phase de Petit Tchad (décembre 1973, mars, juin et décembre 1974, août 1975 et mai 1976) conduit au nuage de points représenté figure D 20 b.

L'équation de l'axe majeur réduit :

$$Z_{0,5} A_{opt} = 0,999 Z_i - 0,025 \quad 0,1 \leq DS \leq 1 \text{ m}$$

$$r = 0,988 \quad n = 28$$

Intervalle de sécurité de la pente (95 % de probabilité) : $0,937 < \beta < 1,061$

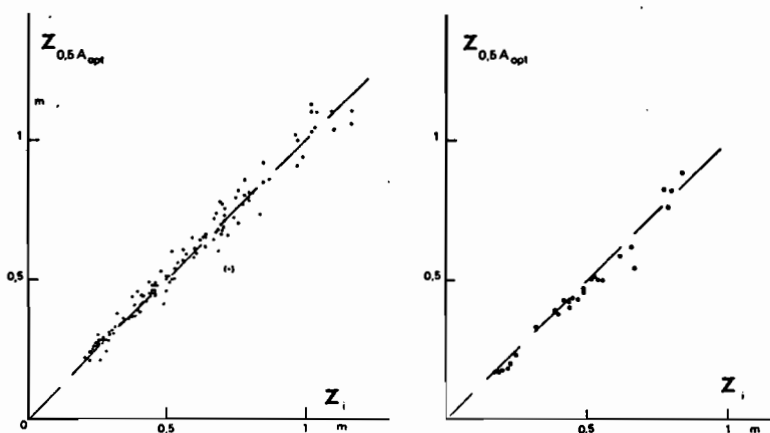


Figure D 20 - $Z_{0,5} A_{opt}$ fonction de Z_i en Tchad normal à Bol et dans la cuvette sud (à gauche) et en phase de Petit Tchad (1973-76) à Bol (à droite).

Cette relation présente une pente qui n'est pas significativement différente de celle qui a été évaluée pour l'eau argileuse du Tchad normal (1968-71). Elle est de plus fortement influencée par les résultats de juin 1974, obtenus pour une très faible transparence dans une eau riche en phytoplancton, où Z_i et $Z_{0,5 A_{opt}}$ sont de l'ordre de 0,2 m. Bien que les flacons aient été disposés horizontalement leur dimension n'est pas négligeable vis à vis de celle des profils de photosynthèse : l'activité mesurée dans chacun des flacons correspond à une profondeur qui peut ne pas être exactement celle du centre du flacon. Compte tenu de cette incertitude, la relation entre Z_i et $Z_{0,5 A_{opt}}$ en eau organique (Petit Tchad) peut être considérée comme semblable à celle déterminée en eau à turbidité minérale (Tchad normal).

Discussion

La moyenne des rapports $Z_{0,5 A_{opt}} / Z_i$ pour l'ensemble des mesures est :

$$m = Z_{0,5 A_{opt}} / Z_i = 0,995 \quad n = 170$$

avec un intervalle de confiance sur cette moyenne (95 %)

$$m = 0,995 \pm 0,014 \quad 0,98 < m < 1,01$$

Cette valeur, très proche de l'unité, montre l'égalité de Z_i et $Z_{0,5 A_{opt}}$. Rappelons que ces deux paramètres sont déterminés à partir des profils de photosynthèse, sans autre hypothèse, mais avec la condition que A_{opt} existe, c'est-à-dire $I'_0 > I_k$.

Si nous supposons que la fonction $A = f(I)$ est linéaire aux faibles intensités, avec

$$0,5 I_k = I_{0,5 A_{opt}} \quad (1)$$

Dans un milieu homogène, la loi d'atténuation verticale de la lumière s'écrit

$$I_z = I'_0 e^{-\epsilon z} \quad \text{ou} \quad \text{Log} \frac{I'_0}{I_z} = \epsilon z \quad (2)$$

En reportant (1) dans (2) nous obtenons

$$\text{Log} \frac{I'_0}{0,5 I_k} = \epsilon Z_{0,5 A_{opt}} \quad (3)$$

Cette relation (3) ne découle que de la linéarité de $A = f(I)$ aux faibles intensités ($I < 0,5 I_k$) et de la loi générale d'atténuation

de la lumière en milieu homogène, avec $I'_0 > 0,5 I_k$. Si nous introduisons (3) dans la relation expérimentale :

$$Z_i = Z_{0,5} A_{opt}$$

nous obtenons

$$Z_i = \frac{1}{\epsilon} \text{Log} \frac{I'_0}{0,5 I_k} \quad \text{avec } I'_0 \gg I_k \quad (4)$$

qui correspond à la relation établie par Talling (1957) pour la définition de la fonction $F(I)$, où ϵ est le coefficient d'atténuation verticale de la lumière utile à la photosynthèse (400-700 nm).

Vollenweider (1965) a montré que la solution $F(I)$ de Talling est une solution approchée de l'intégration sur la profondeur de la formule de Smith qui ne fait pas intervenir d'inhibition pour les forts éclaircissements. Pratiquement, la formule de Talling donne des résultats suffisamment proches des résultats observés pour garder son applicabilité. C'est notamment le cas du lac Tchad puisque la relation expérimentale :

$$Z_i = Z_{0,5} A_{opt}$$

revient à vérifier que le modèle de Talling s'applique aux intégrales instantanées mesurées, à condition, toutefois, de choisir convenablement la valeur de ϵ dont nous avons vu qu'elle varie avec la profondeur.

Malgré sa bonne concordance avec les mesures expérimentales, le modèle de Talling ne devrait pas être utilisé pour en déduire les propriétés fondamentales de la fonction $F(I)$. Il est cependant possible d'utiliser les profils mesurés de photosynthèse pour déterminer l'ordre de grandeur de I_k , la valeur du coefficient d'atténuation de l'énergie utile au phytoplancton, et les variations de I_k au cours du temps.

D.4.6 - LES PARAMETRES DE Z_i . COMPARAISON EAU ORGANIQUE - EAU ARGILEUSE.

Le modèle est applicable aussi bien aux eaux organiques de la période Petit Tchad qu'aux eaux à turbidité argileuse de la phase Tchad normal. La relation entre ϵ et DS, de même que la courbure de $\epsilon = f(z)$ ont déjà été abordées. Reste donc à considérer l'influence de I_k et de I'_0 sur la fonction $F(I)$.

La valeur de I_k dépend des algues présentes dans le milieu. Cependant, on constate généralement que, en milieu naturel homogène, les variations de I_k suivent celles de φ_{opt} (Rabinovitch 1951, Talling 1961, Yentsch et Lee 1966, Bindloss 1976). La température étant un facteur important de la variation de φ_{opt} , il en est de même pour I_k (Talling 1957, 1966 ; Aruga 1965 ; Steemann Nielsen et Jørgensen 1968). Pour la plupart des lacs, et en particulier en région tempérée, la température varie avec I'_0 . Donc I_k et I'_0 sont forts (été) et faibles (hiver) en même temps, avec cependant un déphasage au cours des saisons intermédiaires. Ce n'est pas le cas du lac Tchad où I'_0 varie très peu au cours de l'année, tandis que I_k peut dépendre de la température, mais aussi des conditions de milieu (stratification, par exemple) quand le lac change d'état. Il s'ensuit que la valeur de $F(I)$ peut être moins stable que dans les lacs plats tempérés.

Pour comparer l'influence des deux types de milieu (eau à turbidité argileuse de Tchad normal et eau organique de Petit Tchad) prenons un exemple arbitraire où $\epsilon = 4,6 \text{ m}^{-1}$ pour chacun des milieux, ϵ étant le coefficient d'atténuation de l'énergie utilisable pour la photosynthèse (400-700 nm). Par définition, la zone euphotique a alors une épaisseur de 1 m ; nous pouvons comparer les différents paramètres de la photosynthèse en utilisant les relations expérimentales $Z_i = f(DS)$ et $\epsilon = f(DS)$ qui sont reportées dans le tableau D 4 et appliquées au cas particulier où $\epsilon = 4,6$.

La relation (1) permet de calculer DS (3), dont les valeurs sont nettement différentes. En reportant (3) dans l'équation (2) nous obtenons la valeur de Z_i (4). D'où $F(I)$ d'après l'équation (5) commune aux deux types d'eau. En supposant le modèle de Talling applicable, nous pouvons calculer le rapport $I'_0/0,5 I_k$ et évaluer I_k en prenant la valeur moyenne de I'_0 au cours de l'année. Nous pouvons constater que I_k varie presque du simple au double suivant le type d'eau considéré. Pour une même valeur $A_{opt} = 1000 \text{ mg O}_2/\text{m}^3 \text{ h}$, l'intégrale instantanée est plus forte en eau à turbidité argileuse (10).

Pour compléter cet exemple, soit \bar{I}'_0 la valeur moyenne de l'énergie subsuperficielle (400 - 700 nm) reçue au cours d'une journée.

Tableau D 4 - Comparaison des paramètres de la production dans deux types d'eau rencontrés à Bo1. Exemple pour $\epsilon = 4,6$

Eau argileuse		Eau organique
$\frac{1}{\epsilon} = 0,60$ (DS)	(1)	$\frac{1}{\epsilon} = 0,43$ (DS)
$Z_i = 2,07$ (DS)	(2)	$Z_i = 1,20$ (DS)
DS = 0,36	(3)	DS = 0,51
$Z_i = 0,75$	(4)	$Z_i = 0,61$
	$Z_i = \frac{1}{\epsilon} F$ (I) (5)	
F (I) = 3,45	(6)	F (I) = 2,85
	F (I) = $\frac{1}{\epsilon} \text{Log} \frac{I'_o}{0,5 I_k}$	
$I'_o / 0,5 I_k = 31,50$	(7)	$I'_o / 0,5 I_k = 17,3$
	$I'_o = 138 \text{ J/cm}^2 \text{ h}$ (400-700 nm)	(8)
$I_k = 8,8 \text{ J/cm}^2 \text{ h}$ (400-700 nm)		$I_k = 15,9 \text{ J/cm}^2 \text{ h}$
	$A_{opt} = 1000 \text{ mg O}_2/\text{m}^3 \text{ h}$	(9)
$\Sigma A = 750 \text{ mg O}_2/\text{m}^2 \text{ h}$	(10)	$\Sigma A = 610 \text{ mg O}_2/\text{m}^2 \text{ h}$
	$T'_o = 84 \text{ J/cm}^2 \text{ h}$	
$\Sigma \Sigma A = 9,13 \Sigma A$		$\Sigma \Sigma A = 8,9 \Sigma A$
$\Sigma \Sigma A = 6850 \text{ mg O}_2/\text{m}^2 \text{ j}$		$\Sigma \Sigma A = 5435 \text{ mg O}_2/\text{m}^2 \text{ j}$

Appliquons la formule de Talling pour calculer $\Sigma \Sigma A$ et le rapport $\Sigma \Sigma A / \Sigma A$, (12) et (13) ; la différence entre les deux types d'eau est encore accentuée, nous y reviendrons plus loin.

En ce qui concerne l'intégrale instantanée, la valeur de Z_i suivant le milieu conduit à des estimations très différentes de I_k , si nous estimons que la valeur de ϵ est identique dans les deux cas. Nous allons examiner les causes possibles de cette différence qui peut résider dans :

- la distribution spectrale de la lumière in situ.
- la quantité de lumière disponible à une profondeur donnée.
- l'adaptation du phytoplancton au climat lumineux auquel il est soumis.

En fait, pour un même ϵ , l'énergie reçue par le phytoplancton à une profondeur z peut différer quantitativement et qualitativement suivant le milieu.

La distribution spectrale est en effet très différente selon le type d'eau, avec plus d'énergie (ou de quanta) dans le rouge pour les eaux organiques et relativement moins dans le reste du spectre. Les spectres d'action de la lumière sur le phytoplancton en milieu naturel sont mal connus. Ils dépendent de la nature des pigments photosynthétiques (chlorophylle a et pigments accessoires) et donc de la composition des peuplements. Les cyanophycées, par exemple, sont plus susceptibles d'utiliser les radiations du milieu du spectre 400 - 700 nm que les chlorophycées et seraient donc avantagées par rapport à ces dernières dans une eau à turbidité minérale. A conditions égales par ailleurs, la distribution spectrale de l'éclairement in situ, bien que son rôle soit mal connu, est donc susceptible d'influer sur la valeur de I_k .

La mesure de ϵ ne tient compte que de l'éclairement dirigé vers le bas, la fraction de lumière diffusée vers le haut n'est pas prise en compte. Cette fraction dépend des valeurs relatives des coefficients d'absorption proprement dite, et de rétrodiffusion. La rétrodiffusion est beaucoup plus importante dans une eau contenant des particules minérales que dans une eau qui en est dépourvue. Les relations liant DS à ϵ pour des eaux "argileuses" ou des eaux "organiques" sont une illustration de ces différences.

Le pourcentage de lumière diffusée vers le haut peut atteindre 6 à 7 % en eau côtière océanique, et dans certains lacs "organiques" (Whitney, 1938). Les données pour des eaux argileuses turbides sont rares, mais Kirk (1977) donne des exemples de 17 à 21 % pour quelques lacs plats australiens dont l'atténuation verticale est du même ordre que celle du lac Tchad.

En admettant qu'une rétrodiffusion de 20 % existe dans les eaux du type "argileux" dans le lac Tchad, ce phénomène ne fait varier la valeur efficace de ϵ que de 15 à 3 % suivant la valeur de ϵ et la profondeur considérée. L'évaluation graphique de ϵ efficace, déterminé par la pente de $\text{Log } A = f(z)$ dans le bas des profils de photosynthèse, n'est pas assez précise pour mettre en évidence des variations de cet ordre, d'autant plus que l'effet de la rétrodiffusion diminue

quand la profondeur augmente. Les phénomènes de rétrodiffusion ne peuvent donc expliquer qu'en partie la disparité observée entre les valeurs de I_K . La différence de I_K dans les deux types de milieu peut aussi provenir d'une adaptation à la lumière qui n'est pas la même du fait d'une stratification saisonnière, créant un épilimnion de faible profondeur optique dans lequel les algues sont accoutumées à un éclairage plus fort. D'une façon générale, la profondeur optique de la zone de mélange est beaucoup plus faible à Bol en période de Petit Tchad : les valeurs de ϵ sont plus faibles, la profondeur moyenne n'est pas plus grande qu'au cours de la phase Tchad normal étudiée, et il se forme, de plus, une stratification saisonnière qui diminue l'épaisseur de la zone de mélange. La différence entre un état de stratification et un état de turbulence réside ici principalement dans le fait que les algues qui sédimentent sont perdues pour la zone euphotique lorsqu'elles franchissent la thermocline, alors qu'elles peuvent s'adapter à l'obscurité et être ensuite remises en suspension à partir du sédiment en milieu turbulent. L'importance de la profondeur optique de la zone de mélange a notamment été démontrée par Talling (1971), et suffirait à expliquer la différence de I_K observée ici.

D.5 - LA PRODUCTION AU COURS DE LA JOURNÉE.

La production journalière par unité de surface $\Sigma\Sigma A$ ($\text{mg O}_2/\text{m}^2$ jour) est déterminée par la somme des productions instantanées ΣA , mesurées au cours de la journée. La production brute, telle qu'elle est évaluée par différence entre flacons clairs et flacons obscurs, fait intervenir l'action de la lumière. Elle cesse donc avec le jour sans qu'il soit nécessaire de mesurer les différentes pertes dues au métabolisme durant la nuit comme c'est le cas pour la production nette.

La détermination pratique de $\Sigma\Sigma A$ est néanmoins longue et contraignante, d'autant plus que les incubations doivent être suffisamment courtes pour éviter l'apparition de phénomènes parasites dus à l'emprisonnement de l'eau dans les flacons.

Plusieurs séries de mesures ont permis, d'une part, d'évaluer la variation de ΣA au cours de la journée et, d'autre part, d'établir la relation moyenne entre $\Sigma\Sigma A$ et ΣA aux environs de midi.

D.5.1 - EVOLUTION DE LA PRODUCTION AU COURS DE LA JOURNEE. RESULTATS EXPERIMENTAUX.

Il est difficile de déterminer l'évolution de ΣA au cours de la journée pour les faibles productivités qui ne peuvent être mesurées qu'avec des incubations relativement longues. Les fortes productivités observées en 1974 ont permis le tracé de ΣA en fonction de l'heure (figure D 21). Les quatre exemples utilisés ne peuvent cependant pas être considérés comme représentatifs de l'évolution de ΣA au cours de la journée, du fait des valeurs anormalement élevées de la production.

Des nuages le matin à Bol (28 juin 1974) et une brume sèche l'après-midi à Baga Kiskra (7 mars 1974) ont perturbé l'évolution diurne de ces deux jours qui ne peuvent donc être considérés comme "standard". En deux autres occasions le ciel est resté clair toute la journée : le 15-16 juin 1974 à N'Goudouboul, et le 14 juin 1974 à Baga Kiskra.

On remarque la variation très rapide de ΣA en début et en fin de journée. Il y a symétrie autour de midi par ciel clair à Bol, tandis qu'à N'Goudouboul les très fortes valeurs observées ont pu créer soit une auto-inhibition soit un déficit en éléments nutritifs. D'autre part, les variations relatives de ΣA autour de midi sont faibles.

D.5.2 - RELATIONS ENTRE DIVERSES INCUBATIONS AU COURS D'UNE MEME JOURNEE.

a) Incubations autour de midi

Si l'on veut comparer plusieurs échantillons, il est souhaitable qu'ils reçoivent un rayonnement aussi semblable que possible au cours de l'incubation. Afin de laisser une marge de temps suffisante entre les débuts d'incubation, il est donc préférable de centrer celles-ci autour de midi quand la variation relative du rayonnement est la plus faible. Le tableau D 5 résume quelques résultats qui permettent d'évaluer la variation de ΣA en milieu de journée. L'ensoleillement est indiqué par +++ pour un ciel très clair, ++ pour un ciel voilé, + pour un ciel nuageux et - pour des nuages constants ou de la pluie.

Tableau D 5-Variation de ΣA autour de midi

Date	Heure	ΣA	Soleil	ΣA moyen
31.7.69	10,00-13,00	609	+++	504
	11,00-14,00	500	+	
	12,00-15,00	508	+	
1.8.69	10,00-13,00	600	+++	538
	11,00-14,00	526	+	
	12,00-15,00	551	+	
20.2.70	9,00-12,00	318	+++	349
	10,00-13,00	358		
	11,00-14,00	340		
	12,00-15,00	350		
24.3.70	10,00-13,00	404	+++	420
	11,00-14,00	436		
	12,00-15,00	420		
11.6.70	10,00-13,00	179	+++	165
	11,00-14,00	163		
	12,00-15,00	154		
6.12.70	10,30-13,30	94	+++	96,3
	10,40-13,40	96		
	10,50-13,50	99		
27.4.74	10,10-11,40	987	+++	897
	11,45-13,15	907		
28.4.74	10,15-11,45	1200	+++	1195
	11,45-13,15	1190		

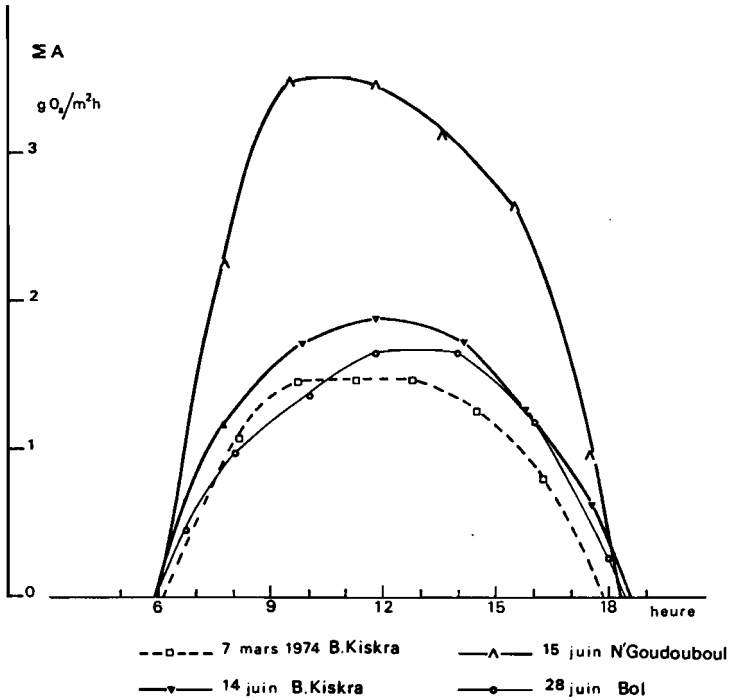


Figure D 21 - Exemples d'évolution de ΣA au cours de la journée dans le cas de fortes productions.

L'apparition de nuages à partir de midi le 31 juillet et le 1^{er} août 1969 explique les fortes valeurs des premières incubations par rapport aux suivantes. Pour des journées claires, ou par temps uniformément couvert, la variation de ΣA autour de midi est faible et rentre dans les limites de reproductibilité de la méthode.

Ce résultat a plusieurs conséquences : d'une part, il permet de mesurer et de comparer l'activité du phytoplancton en plusieurs points du lac, le même jour, à condition que les incubations débutent entre 10 et 12 heures. La faible dispersion des résultats implique d'autre part une homogénéité horizontale de la distribution du phytoplancton dont la concentration en un même point ne varie pas de façon sensible au cours de deux heures malgré la présence des courants. Enfin, il permet d'étendre à des incubations décalées dans le temps, autour de midi, la relation établie à Bol pour les incubations de 11 à 15 heures.

b) Relation entre ΣA_{7-11} et ΣA_{11-15} à Bol

La droite qui représente la relation entre les deux incubations est donnée figure D 22.

$$\text{Par temps clair } \Sigma A_{11-15} = 1,43 \Sigma A_{7-11} - 49 \quad n = 22 \quad r = 0,94$$

Pour l'ensemble des données :

$$\Sigma A_{11-15} = 1,27 \Sigma A_{7-11} - 35 \quad n = 35 \quad r = 0,78$$

En moyenne $\Sigma A_{11-15}/\Sigma A_{7-11}$ vaut 1,29 par beau temps et 1,18 pour l'ensemble des données.

D'après le modèle de Talling

$$F(l)_2 - F(l)_1 = \text{Log } I'_{o2} - \text{Log } I'_{o1}$$

Nous avons calculé ces différences pour les résultats de Bol et l'énergie incidente moyenne correspondant à ces incubations :

$$F(l)_{11-15} - F(l)_{7-11} = 0,58$$

$$\text{Log } I'_{o(11-15)} - \text{Log } I'_{o(7-11)} = 0,59$$

Ces résultats montrent que $F(l)$ varie bien comme le logarithme de l'énergie incidente.

c) Relation entre ΣA_9 et ΣA_{11}

A l'occasion de différentes tournées à Bol, la production a été mesurée au cours de deux incubations le matin. L'heure moyenne (du milieu) des expositions se situe entre 8 h 30 et 9 h pour la première et entre 11 h et 11 h 30 pour la deuxième, leur durée étant accordée à la productivité du moment (tableau D 6).

Tableau D 6 - Données utilisées pour estimer la relation entre deux incubations effectuées successivement le matin.

Date	Durée	Heure moyenne	Nombre de mesures
mars 1973	2 h	9 h et 11 h	13
décembre 1973	3 h	8 h 30 et 11 h 30	4
juin 1974	1 h	8 h 30 et 11 h	8
août 1975	3 h	9 h	
	2 h	11 h 30	10

En éliminant les résultats pour lesquels les éclairagements sont très différents au cours des deux incubations successives, du fait de

nuages ou de pluie (23 et 24 juin 1974, 2 et 3 septembre 1975), le rapport moyen entre les deux incubations s'écrit :

$$\Sigma A_{11}/\Sigma A_9 = 1,43 \quad n = 31 ; \sigma = 0,12$$

Cette relation montre que ΣA évolue de façon marquée au cours de la matinée, d'où la nécessité de mesurer l'activité autour de midi si l'on veut comparer plusieurs échantillons.

D.5.3 - PRODUCTION JOURNALIERE ET PRODUCTION HORAIRE.

Les mesures effectuées à Bol de juin 1968 à mars 1970 permettent de rechercher la relation entre la production moyenne horaire par unité de surface au cours d'une incubation, ΣA , et la production de la journée $\Sigma \Sigma A$. L'activité du phytoplancton a été évaluée in situ au cours d'incubations de 7 à 11 h, de 11 à 15 h, de 15 à 18 h et par une incubation du contrôle de 18 à 7 h. Les résultats, désignés respectivement par ΣA_{7-11} , ΣA_{11-15} , ΣA_{15-18} sont évalués en milligrammes d'oxygène par mètre carré. L'axe majeur réduit est utilisé pour représenter la relation entre $\Sigma \Sigma A$ et ΣA (moindres rectangles).

Les relations observées pour toutes les données sont :

$$\Sigma \Sigma A = 11,09 \Sigma A_{7-11} + 15 \quad n = 36 \quad r = 0,93 \text{ (fig. D 23 a)}$$

$$\Sigma \Sigma A = 9,03 \Sigma A_{11-15} + 214 \quad n = 34 \quad r = 0,92 \text{ (fig. D 23 b)}$$

Si l'on ne considère que les journées de beau temps (ciel clair) :

$$\Sigma \Sigma A = 11,64 \Sigma A_{7-11} + 106 \quad n = 23 \quad r = 0,96 \quad (5)$$

$$\Sigma \Sigma A = 8,74 \Sigma A_{11-15} + 163 \quad n = 22 \quad r = 0,96 \quad (6)$$

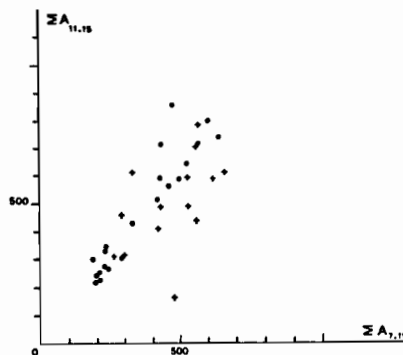


Figure D 22 - ΣA_{11-15} en fonction de ΣA_{7-11} à Bol (1968-70).

Il apparaît donc un meilleur coefficient de corrélation pour les journées de beau temps où l'éclairement suit une loi simple, ce qui était prévisible. Mais on remarque que $\Sigma\Sigma A$ est relativement plus faible (pente et ordonnée à l'origine) quand on inclut les données de temps variable dans la relation avec ΣA_{7-11} , tandis qu'elle est légèrement plus forte dans la relation avec ΣA_{11-15} . Cette différence peut s'expliquer par une nébulosité plus fréquente ou plus importante l'après-midi que le matin.

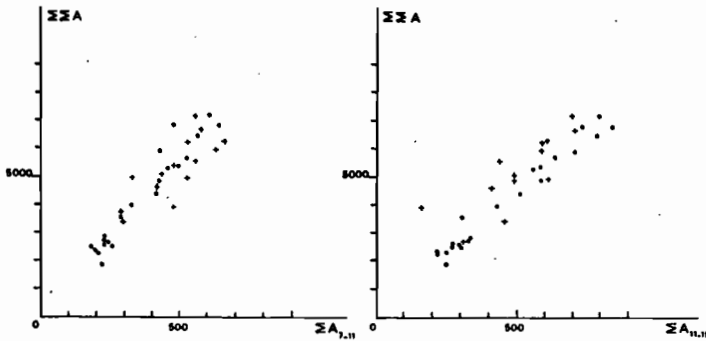


Figure D 23 - Relations entre production journalière et production horaire au cours d'incubations de 7 à 11 heures (à gauche) et de 11 à 15 heures (à droite) à Bol (1968-70) par beau temps (.) et par temps variable (+).

Afin de déterminer une éventuelle variation saisonnière des relations entre $\Sigma\Sigma A$ et ΣA , l'ensemble des valeurs du rapport $\Sigma\Sigma A/\Sigma A_{11-15}$ obtenues à Bol (1968-70) par beau temps a été regroupé sur une année (figure D 24). Malgré quelques valeurs plus élevées en saison froide, il n'est pas possible de définir avec certitude une évolution saisonnière de ce rapport. Si l'on inclut les résultats obtenus au cours de journées perturbées, la dispersion des points augmente sans fournir d'indication supplémentaire. Dans un premier temps nous pouvons donc estimer que les relations établies entre $\Sigma\Sigma A$ et ΣA ne subissent pas de variations saisonnières et sont donc valables tout au long de l'année pour un type d'eau donné. Notons que ces résultats sont en accord avec le fait que l'énergie incidente horaire autour de midi reste une fraction constante de l'énergie incidente journalière, tout au long de l'année (chapitre B).

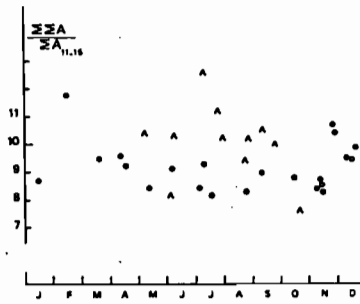


Figure D 24 - Evolution saisonnière du rapport $\Sigma\Sigma A/\Sigma A_{11-15}$: mesures par beau temps (o) et par temps variable (Λ).

La moyenne du rapport de $\Sigma\Sigma A$ à ΣA en phase de concentration, évaluée sur 4 exemples, est de 8,76. En phase de Petit Tchad avec eau organique, l'augmentation de I_K devrait conduire à une diminution de la valeur moyenne de ce rapport.

D.5.4 - ESTIMATION DE LA PRODUCTION JOURNALIERE A PARTIR DE LA PRODUCTION AUTOUR DE MIDI

En période de Tchad normal, le regroupement des données liant $\Sigma\Sigma A$ à ΣA_{11-15} d'une part ($n = 34$) et à ΣA_{midi} d'autre part ($n = 6$) conduit aux équations de régression suivantes :

$$\Sigma\Sigma A = 8,80 \Sigma A + 232 \text{ avec } 40 \text{ couples de valeurs, } r = 0,96 \quad (8)$$

Si nous ne retenons que les mesures faites au cours des journées de beau temps

$$\Sigma\Sigma A = 8,30 \Sigma A + 330 \text{ avec } n = 28 \text{ et } r = 0,99 \quad (9)$$

Cette dernière équation peut être considérée comme une ébauche d'un modèle de la production applicable à un jour "standard" où $200 < \Sigma A < 1000 \text{ mg } O_2/m^2 \text{ h}$. La notion de jour standard est celle définie par Vollenweider (1965) et s'applique à un jour de beau temps où l'énergie incidente suit une loi sinusoïdale.

La valeur du coefficient de corrélation, $r = 0,99$, trouvé entre les mesures par beau temps (10), implique une distribution à courte échelle suffisamment homogène : le déplacement des masses d'eau au cours d'une journée ne perturbe pas de façon sensible les

relations entre les incubations successives.

Les profils ayant été établis avec des échantillons de surface, la relation (9) suppose évidemment une répartition verticale homogène du phytoplancton. Cette condition est en général respectée.

Afin de prévoir $\Sigma\Sigma A$ à partir de ΣA , nous cherchons l'équation de régression sous la forme simplifiée $y = bx$. En estimant que la variance de $\Sigma\Sigma A$ (y) est proportionnelle à ΣA (x), le coefficient cherché $b = \Sigma y / \Sigma x$ (Snedecor et Cochran, 1971).

Soit ici la relation moyenne

$$\Sigma\Sigma A / \Sigma A = 9,08 \pm 0,3 \text{ (sur la moyenne)}$$

ou, pour une mesure isolée : $\Sigma\Sigma A / \Sigma A = 9,1 \pm 1,6$ (seuil de 95 %)

pour les jours de beau temps, ΣA étant évalué autour de midi.

Pour comparer la valeur 9,1 trouvée pour le lac Tchad, aux résultats obtenus ailleurs, il faut considérer que les modèles théoriques de la production mettent en évidence l'importance de la durée du jour dans la valeur du rapport $\Sigma\Sigma A / \Sigma A$ (Talling, 1965 b ; Vollenweider 1965). On peut donc concevoir que pour les faibles latitudes ce rapport puisse être considéré comme constant, tandis qu'il varie largement pour les latitudes moyennes ou élevées.

Dans les zones équatoriales ou tropicales, $\Sigma\Sigma A / \Sigma A$ a généralement une valeur proche de 9 :

- 9 dans un réservoir du Nil et pour le lac Victoria (Talling, 1965 b).
- entre 7,3 et 11,9 au lac George, sur l'équateur (Ganf, 1975)
- 9,5 en Israël (Hepher, 1962).

Les valeurs d'été, ainsi que l'amplitude de variation du rapport, augmentent avec la latitude :

- de 11 en été à 6,6 en hiver au lac Léman, 46° N (d'après Pelletier, 1973)
- 12 en été à Windermere, 54° N, pour 16 heures de jour (Talling, 1965 b)
- 14 en été en Suède, 59° N (Vollenweider et Nauwerck, 1961).

Dans le modèle de Talling (1957) le coefficient de conversion pour un jour moyen standard dépend de I_k . Dans le cas du lac

Tchad, suivant les milieux $7 < I_k < 18 \text{ J/cm}^2 \text{ h}$, d'où un coefficient compris entre 8,15 et 9,0 : le coefficient empirique, concorde bien avec les valeurs déduites du modèle.

D 6 - MODELE DE L'ACTIVITE PHOTOSYNTHETIQUE

Les mesures effectuées dans le lac Tchad ont permis d'établir des relations entre les paramètres de base de la production du phytoplancton. C'est un résumé de ces relations qui est d'abord présenté, avant de comparer les divers modèles proposés par d'autres auteurs.

D.6.1 - LES RELATIONS OBSERVEES

Le but du travail effectué à Bol (1968-70) était d'établir des relations expérimentales (empiriques), afin de pouvoir estimer plus rapidement la production en de nombreux points du lac. L'utilisation de l'incubateur à bord d'un bateau de taille suffisante, le J. Daget, devait notamment permettre de mesurer l'activité optimale du phytoplancton pour un nombre important de stations, au cours des croisières. L'évolution du lac au cours de la période 1972-76, et l'impossibilité qui en est résultée de naviguer avec des gros bateaux, a orienté différemment la suite du travail. Les équations établies permettent néanmoins d'évaluer la production en divers points du lac, avec plus ou moins de sécurité suivant les paramètres qu'il a été possible de mesurer.

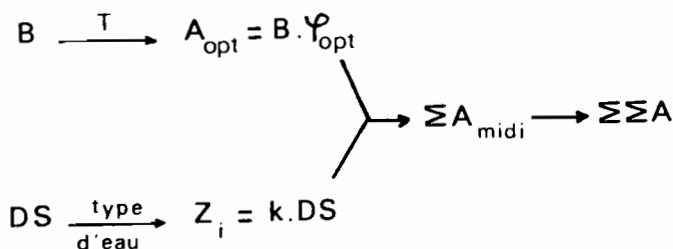
Les équations obtenues sont résumées dans le tableau D 7. Dans le cas de relations statistiques, deux intervalles de confiance IC (probabilité 95 %) ont été calculés :

- d'une part l'intervalle de confiance de la droite de régression (ou d'une valeur moyenne) établie à partir de l'ensemble des mesures utilisées : ICA

- d'autre part l'intervalle de confiance ICB pour l'estimation d'une valeur isolée de la fonction, une valeur de la variable étant donnée. Dans ce deuxième cas, il a été constaté que l'incertitude varie peu dans le domaine de grandeur des valeurs mesurées. L'intervalle de confiance donné correspond à l'incertitude aux bornes de la gamme de variation spécifiée.

TABLEAU D 7 - RELATIONS OBSERVEES ENTRE LES PARAMETRES DE LA PRODUCTION

Equation	Type d'eau	Intervalle de sécurité		Gamme étudiée
		I.C.A.	I.C.B.	
$\Sigma A = 9,1 \Sigma A_{\text{midi}}$	eau argileuse jour standard	$\pm 0,3$	$\pm 1,6$	$\Sigma A < 1000 \text{ mg } O_2/m^2 \text{ h}$
$\Sigma A = A_{\text{opt}} Z_i$ $Z_i = 2,07 \text{ (DS)}$	argileuse	$\pm 0,013$ $0,10 < DS < 0,35$	$\pm 0,15$	$0,1 < DS < 1 \text{ m}$
$Z_i = 1,55 \text{ (DS)}$	concentration	---	---	$DS < 0,4 \text{ m}$
$Z_i = 1,20 \text{ (DS)}$	organique	$\pm 0,04$ $(0,2 < DS < 0,6)$	$\pm 0,13$	$0,1 < DS < 1 \text{ m}$
A	incubation 3 heures incertitude due aux dosages	---	$\pm 0,36$	$\text{mg } O_2/m^3 \text{ h}$
ΣA	incubation 3 heures incertitude due aux dosages	---	$\pm 0,1 \Sigma A$	$200 < \Sigma A < 500 \text{ mg } O_2/m^2 \text{ h}$
$\log A_{\text{opt}} = 1,22 + 1,044 \log B$	tous milieux	---	$\pm 0,275$	$10 < B < 1000 \text{ mg}/m^3$
$r_1(1) = 3,45$	argileuse	---	---	---
$r_1(1) = 2,85$	organique	---	---	---
$Q_{10} = 1,4$	in situ	---	---	---
$r_{\text{min}} = \frac{1,95 + k_1}{DS}$	organique	$k_1 = \pm 0,11$	$k_1 = \pm 0,54$	$0,1 < DS < 1 \text{ m}$
$r_{\text{min}} = \frac{1,39 + k_2}{DS}$	argileuse	$k_2 = \pm 0,11$	$k_2 = \pm 0,56$	$0,1 < DS < 1 \text{ m}$



D.6.2 - COMPARAISON AVEC DES MODELES EXISTANTS

Les résultats obtenus au Tchad ont permis l'établissement de trois types de relations expérimentales

- a) $A_{opt} = f(B)$
- b) $Z_i = f(DS)$ ou $Z_i = f(\epsilon)$
- c) $\Sigma A = f(\Sigma A)$

a) Nous avons déjà comparé les relations liant A_{opt} et B dans le lac Tchad avec des résultats publiés ailleurs. Les interactions complexes entre le milieu et les algues, ainsi que la forte température de l'eau, font que les variations de température ne permettent pas, en général, d'expliquer les fluctuations de l'activité optimale φ_{opt} .

b) Dans l'étude du profil de photosynthèse nous avons trouvé

$$Z_i = Z_{0,5} A_{opt}$$

et, avec la seule hypothèse que $0,5 A_{opt}$ est obtenue approximativement pour un éclaircissement de $0,5 I_K$, l'expression de $F(l)$ obtenue est identique à celle de Talling (1957). Ce résultat nous amène à comparer quelques fonctions $A = f(l)$ et leur intégration sur la profondeur $F(l)$. Nous n'avons considéré que les équations basées sur I_K et A_{opt} et ne faisant donc pas intervenir l'inhibition de surface qui intervient peu, en pratique, sur l'estimation de la production par unité de surface. Pour simplifier l'écriture, nous utilisons $i' = I/I_K$ (tableau D 8)

D'après Jassby et Platt (1976), les équations proposées conviennent plus ou moins bien, statistiquement, à une série de mesures effectuées en incubateur avec des eaux côtières océaniques. Compte tenu de la technique de calcul utilisée, les meilleures probabilités d'ajustement sont obtenues, dans l'ordre, pour les équations 5, 2 et 6.

Bien que les caractéristiques du profil de photosynthèse qui sont utilisées ici ne puissent servir à déterminer exactement la fonction $f(l)$ (Vollenweider, 1965), nous constatons que la relation

$$Z_{0,5i_K} = Z_{0,5A_{opt}}$$

est raisonnablement en accord avec ces 3 équations dans lesquelles $0,5 A_{opt}$ est obtenu pour $0,50 < i' < 0,58$.

Tableau D 8 - Exemples d'équations $A = f(I)$ ne prenant pas en compte l'inhibition de la photosynthèse aux forts éclaircissements.

Auteur	Equation	I pour $0,5 A_{opt}$	Remarques
1 Baly (1935)	$A = A_{opt} \frac{i'}{1+i'}$	i'	Cité par Jassby et Platt (1976) ; ne peut utiliser la pente à l'origine pour définir I_K .
2 Smith (1936)	$A = A_{opt} \frac{i'}{\sqrt{1+i'}} \cdot 2$	$0,58 i'$	
3 Rodhe (1960)	---	$0,50 i'$	fonction arbitraire pour arriver au modèle de Talling, et dont la seule caractéristique est notée ci-contre
4 Platt et al. (1970) modifiée	$A = \frac{i'(1 - A_{opt} i')}{4}$	dépend de A_{opt}	modifiée pour ne pas tenir compte de l'inhibition de surface
5 Jassby et Platt (1976)	$A = A_{opt} \tanh i'$	$0,55 i'$	meilleur ajustement à un grand nombre de données
6 Blackman (1906)	$A = A_{opt} i' \quad i' < 1$ $A = A_{opt} \quad i' > 1$	$0,50 i'$	cité par Jassby et Platt (1976)

TABLEAU D 9 - Exemples de fonction $F(i)$

Auteur	Equation	basée sur	Remarques
1 Talling (1957 a,b)	$\text{Log } 2 i'$	$Z_i = Z_{0,5} I_K$	intégration approchée de la formule de Smith
2 Vollenweider	$\text{Arg Sh } i'$	Smith	intégration analytique de la formule de Smith (Vollenweider, 1965)
3 Rodhe	$\epsilon Z_{0,5} I_K$	$Z_i = Z_{0,5} I_K$	i_K mesurée sur les profils de photosynthèse en coordonnées semi log. Nécessite une bonne précision sur le bas du profil de photosynthèse (Vollenweider 1960).
4 -	$\int \frac{1}{i'} \tanh i' di'$	Jassby et Platt	Solution numérique de la fonction de Jassby et Platt (1976)
5 -	$1 + \text{Log } i'$	Blackman (1905)	Intégration analytique proposée ici.
6 -	$\text{Log } 2 i'$	$Z_i = Z_{0,5} A_{opt}$	empirique tenant compte de l'inhibition de surface ; suppose que $I_{0,5} A_{opt} = 0,5 I_K$

Nous avons vu que

$$F(l) = \frac{I}{A_{opt}} \int_0^k \frac{1}{i'} f(i') di'$$

Cette intégrale n'est pas toujours analytiquement soluble, et des solutions approchées, ou des solutions numériques, doivent parfois être recherchées. Nous pouvons examiner quelques unes de ces solutions déduites des équations précédentes (tableau D 9).

La fonction $F(l)$ trouvée pour le lac Tchad est le modèle de Talling obtenu en supposant que $0,5 A_{opt}$ est obtenue pour $0,5 I_K$. Rappelons cependant que l'existence d'une inhibition de surface implique une certaine imprécision sur la forme exacte de la fonction $f(l)$ réelle, ainsi que dans l'évaluation de I_K .

Les valeurs de $F(l)$ obtenues avec les différentes formules ont été calculées pour quelques valeurs de I'_0/I_K (tableau D 10). Pour $i' \geq 3$, nous constatons une similitude suffisante entre les trois premiers modèles pour qu'ils puissent être considérés comme équivalents, les deux premiers étant identiques pour $i' \geq 5$. La formule de Blackman conduit à des valeurs de $F(l)$ sensiblement différentes.

TABLEAU D 10 - Valeurs numériques de quelques fonctions $F(l)$

$i' = I'_0/I_K$	$\text{Log } 2 i'$	$\text{Arg Sh } i'$	$\int_0^{i'} \frac{1}{i'} \tanh i'$	$1 + \text{Log } i'$
1	0,69	0,88	0,91	1,00
2	1,39	1,44	1,51	1,69
3	1,79	1,82	1,90	2,10
5	2,30	2,31	2,41	2,61
8,5	2,83	2,83	2,90	3,14
10	3,00	3,00	3,08	3,30
15	3,40	3,40	3,45	3,71
20	3,69	3,69	3,72	4,00
30	4,09	4,10	4,06	4,40

Pour les faibles valeurs de i' ($i' \leq 0,5$) le modèle de Talling (de même que les modèles 3 et 6) n'est plus valable. Dans la portion linéaire de $A = f(l)$, l'intégration donne $F(l) = i'$. Or pour

$$i' \leq 0,5 \quad \text{Arg Sh } i' \approx i'$$

Il y a donc là un argument en faveur de cette fonction, bien qu'un

éclaircissement $i' \leq 0,5$ ne se produise au Tchad que dans les deux demies heures extrêmes de la journée. Cette fonction suppose cependant que la formule de Smith est exactement applicable, hypothèse que nous n'avons pas faite pour l'étude des résultats expérimentaux. Tout en notant l'utilité potentielle de $\text{Arg Sh } i'$, nous conserverons donc la fonction

$$F(i) = \text{Log}(I'_0/I_K)$$

qui est par ailleurs plus facile à traiter lorsque I'_0 varie et que I_K est mal connu.

c) Le modèle de Talling est donc bien ajusté aux mesures de la production autour de midi. Nous avons de plus vérifié, pour Bol 1968-70, que $F(i)$ varie comme $\text{Log } I'_0$ au cours d'incubations successives. Nous pouvons maintenant comparer la relation

$$\Sigma\Sigma A = 9,1 \Sigma A$$

observée en eau argileuse au Tchad, avec les résultats prévus par le modèle d'intégration à la journée (Talling, 1957).

$$\frac{\Sigma\Sigma A}{\Sigma A} = 0,9 \Delta t \frac{\text{Log } I'_0 - \text{Log } 0,5 I_K}{\text{Log } I'_0 - \text{Log } 0,5 I_K} = \frac{\text{LDH}}{\text{LD}}$$

où I'_0 , I'_0 midi et I_K sont estimées tous trois sur le spectre visible (400-700 nm) ou sur le rayonnement global.

Sur la base des relations liant Z_i , DS et ϵ , en utilisant les valeurs moyennes

$$I'_0 = 148 \text{ J/cm}^2 \text{ h et } \overline{I'_0} = 84 \text{ J/cm}^2 \text{ h (spectre visible)}$$

le modèle de Talling donne

$$\Sigma\Sigma A/\Sigma A_{\text{midi}} = 9,2 \text{ en eau argileuse } (I_K = 8,8 \text{ J/cm}^2 \text{ h})$$

$$\Sigma\Sigma A/\Sigma A_{\text{midi}} = 8,9 \text{ en eau organique } (I_K = 16 \text{ J/cm}^2 \text{ h})$$

Compte tenu de l'incertitude sur ΣI et $\Sigma\Sigma I$, nous pouvons considérer que l'extension à la journée du modèle de Talling concorde bien avec les résultats observés, justifiant ainsi son emploi par la suite. Cette concordance est par ailleurs vérifiée pour les deux types d'eau dans un modèle d'intégration graphique de la production sur la profondeur et dans le temps, proposé en annexe H 9.

D.6.3 - CONCLUSION

Les relations expérimentales (tableau D 7) sont limitées à l'estimation de la production pour un jour standard de temps clair. Elles permettent cependant de vérifier que le modèle de Talling s'applique, d'où une estimation de la valeur moyenne de i_K dans les différents milieux.

Connaissant i_K , nous pouvons calculer $F(1)$ et $\Sigma\Sigma A/\Sigma A$ en fonction des conditions climatiques réellement observées à Bol, et estimer ainsi la variabilité de la production brute d'un jour à l'autre.

Le modèle de Talling faisant intervenir des paramètres (ϵ , I'_0 et i_K) qui ne sont pas mesurés directement, l'utilisation des relations établies expérimentalement permet d'estimer au mieux l'activité photosynthétique moyenne.

Chapitre E

UTILISATION DE LA TÉLÉDETECTION POUR L'ÉVALUATION DE LA PRODUCTION

Le lac Tchad est un écosystème vaste et hétérogène dans lequel les paramètres de la production primaire (transparence et chlorophylle) varient dans une large gamme en fonction du lieu et du temps. Il en résulte que les mesures qu'il est possible d'effectuer sur le terrain sont insuffisantes pour obtenir une estimation synoptique convenable de la répartition des différents paramètres sur l'ensemble du lac.

Une solution à ce problème est fournie, dans certaines conditions, par les satellites Landsat d'observation de la terre dont les données ont été utilisées pour des études de la qualité des eaux de surface en différentes régions du monde. Nous donnons ici un exemple de l'application de ces données dans une estimation synoptique de la production phytoplanctonique des eaux libres de la cuvette sud du lac Tchad (1500 km² en 1975) à partir d'une série de mesures de terrain effectuées sur une radiale.

E.1 - METHODES

E.1.1 - LES DONNEES LANDSAT

Nous rappelons ici les principales caractéristiques des satellites et données Landsat qui sont abondamment décrites par ailleurs (Equipe Fralit, 1977 ; ORSTOM, 1977 et 1978).

Les Landsat ont une orbite quasi-circulaire à 920 km d'altitude. Ils couvrent toute la surface de la terre, à l'exception des zones polaires, en 18 jours ; l'orbite étant héliosynchrone, ils fournissent une vue de chaque point de la terre vers 9 H 30 locale (azimut du soleil constant). Chaque scène a environ 180 km de côté.

Le radiomètre à balayage (multispectral scanner, MSS) possède 4 canaux MSS4 (500 - 600 nm), MSS5 (600 - 700 nm), MSS6 (700 - 800 nm) et MSS7 (800 - 1100 nm) dans le proche infra-rouge. Le radiomètre enregistre dans les 4 canaux l'énergie lumineuse que lui envoie un élément de surface terrestre de 79 x 79 m, qui constitue la résolution au sol. Du fait du recouvrement latéral des éléments successifs, le point élémentaire de l'image (élément d'image, ou pixel) correspond à 57 x 79 m. Une image est constituée de 2256 lignes de 3240 éléments chacune. L'énergie envoyée par un élément de résolution est sa luminance, qui est égale au produit de l'énergie incidente au sol par son coefficient de réflexion. Du fait de l'absorption et de la diffusion par l'atmosphère, la luminance observée par le satellite est différente de la luminance réelle.

Dans une scène, chaque point est caractérisé par sa position dans la ligne (X ou n° de colonne) et par le numéro de sa ligne (Y) ; les luminances observées dans le canal i sont notées L_i .

Pour chacune de ces scènes de 180km de côté, les données sont retransmises à une station de réception, après stockage éventuel en mémoire si aucune station n'est en vue directe du satellite. Nous notons ici l'avantage pour le continent africain de disposer prochainement d'une station de réception à Ouagadougou. En effet, les mémoires des Landsat sont rapidement encombrées par la masse des données qu'ils accumulent, d'où une limitation actuelle des données disponibles, et une fréquence d'obtention de données sur le lac Tchad, par exemple, beaucoup plus faible que la fréquence théorique.

Les données originales sont donc des données numériques, disponibles sur bandes magnétiques délivrées par les stations de réception.

A partir de ces bandes, des images semblables à des photographies aériennes peuvent être reconstituées, soit une image en noir et blanc pour chaque canal, soit une combinaison colorée des canaux 4, 5 et 7 (fausses couleurs).

E.1.2 - UTILISATION DES DONNEES LANDSAT POUR L'ETUDE DES EAUX DE SURFACE

Bien que l'intérêt pratique domine ici, nous rappelons d'abord brièvement quelques aspects théoriques de l'application des données Landsat aux eaux superficielles.

La luminance d'une surface d'eau dépend de son facteur de réflexion diffuse R_λ , qui est proportionnel au rapport b'/a où b' est le coefficient de rétrodiffusion optique et a le coefficient d'absorption vraie (Duntley et al., 1974). L'influence de substances participant à ces coefficients (chlorophylle du phytoplancton, substances dissoutes ou particulaires) a été étudiée en détail par Morel et Prieur (1977, 1978) pour le milieu marin, dans le domaine visible. Ces auteurs ont montré qu'une bonne connaissance des relations liant les propriétés optiques du milieu est nécessaire pour lever l'indétermination associée aux valeurs de R_λ seul. Pour des masses d'eau océaniques, cette indétermination peut être résolue par des mesures de terrain simultanées.

Le signal qui provient en satellite est la luminance de l'eau, modifiée par la réflexion spéculaire à la surface, par la rétrodiffusion atmosphérique, qui peut être bien supérieure au signal lui-même en milieu marin, et par l'absorption du signal initial lors de son trajet à travers l'atmosphère, ces modifications étant dépendantes de la longueur d'onde λ . Nous pouvons remarquer que si le signal initial diminue quand λ augmente, c'est aussi dans le domaine du rouge et du proche infra-rouge que les modifications dues à l'atmosphère sont les plus faibles.

L'épaisseur de la couche d'eau qui participe à 90 % du signal (donc de R_λ) est $Z_{90} \approx 1/\epsilon_\lambda$ où ϵ_λ est le coefficient d'atténuation verticale de la lumière pour la longueur d'onde λ . Dans le cas d'eaux très claires, Z_{90} est d'environ 19 m en canal MSS4, de 2,3 m en canal MSS5 et de l'ordre du centimètre en MSS7 (Gordon et Mc Cluney, 1975 ; Thomas, 1978).

La complexité des interactions entre les différents paramètres qui interviennent chacun selon son spectre propre, et l'indétermination inhérente qui en résulte, font que les données de télédétection ne sont utilisables que dans les cas simples. En pratique, il faut que les substances qui participent aux valeurs de a et b' restent dans un rapport constant, ou que l'une des substances ait une action bien supérieure aux autres qui sont alors négligeables. Il faut de plus que les gradients horizontaux soient assez importants pour que les différences de luminances puissent être détectées.

Dans l'étude des eaux intérieures, la faible luminance de l'eau dans les canaux 6 et 7 est utilisée pour inventorier et délimiter les surfaces en eau, comme en cartographie infra-rouge aéroportée. La répétitivité des données Landsat est mise à profit dans le cas de nappes d'eau de surface variables, notamment pour délimiter l'extension de crues fluviales (Deutsch, 1976) ou les variations de surface des lacs peu profonds : lac Tchad (Annexe H 1), ou playas d'Iran (Krinsley, 1976). Des données de terrain simultanées sont néanmoins indispensables pour différencier les terrains humides (sables, sols ou vases) des surfaces d'eau libre turbide dont la réflectance spectrale est très voisine (Equipe Fralit, 1977 ; Annexe H 1).

Les surfaces en eau étant identifiées, trois principaux types d'études ont jusqu'à présent été faites : étude qualitative et quantitative des particules minérales, classification trophique des lacs, et estimation des concentrations en chlorophylle.

L'étude qualitative des sédiments consiste en la détermination des concentrations relatives et des trajets suivis par les particules dans les estuaires ou le long des côtes, ainsi que des points éventuels d'érosion ou de sédimentation. Les variations de luminance en canal 5 sont généralement employées, et les exemples d'application sont nombreux (Bukata et al., 1974 et 1975 ; Abiodun, 1976 ; David et al., 1976 ; Equipe Fralit, 1977 ; Thomas, 1978).

Dans certains cas, il est possible d'établir des corrélations entre la concentration en solides et les luminances Landsat, d'où des estimations quantitatives des phénomènes décrits plus haut. Le canal MSS 5 est là aussi plus utilisé (Bennett et Sydor, 1974 ; Klemas et al., 1974 ; Rouse et Coleman, 1976). Les influences de l'angle du soleil (Mc Cauley et Yarger, 1975), ainsi que celle de la taille et de la nature des particules ont été décrites (Bowker et al., 1975). Les lumi-

nances en canal 6 ou 7 sont employées pour de fortes turbidités (Ritchie et al., 1975 et 1976). Cependant, si le phytoplancton intervient pour une part notable et variable dans l'absorption de la lumière, les corrélations sont moins nettes (Johnson, 1975).

Inversement, les déterminations de chlorophylle peuvent être complètement perturbées par une turbidité minérale importante (Bowker et al., 1975 ; Bowker et Witte, 1975 ; Szekiolda et al., 1977). Une situation favorable pour l'estimation des concentrations phytoplanctoniques apparait dans le cas de fleurs d'eau, lorsque la chlorophylle domine dans les luminances en canal 6 (Strong, 1974) ou lorsque turbidité et chlorophylle sont liées par des relations étroites, déterminées in situ pour toute la gamme des concentrations observées (Harris et al., 1976). L'utilisation des canaux 6 et 7, pour lesquels Z_{90} est très faible, implique alors que la colonne d'eau a une structure verticale homogène.

L'état trophique des lacs est défini par des indices faisant intervenir, entre autres, la transparence de l'eau et la concentration en chlorophylle au cours de l'été. Certaines relations expérimentales entre l'état trophique d'une série de lacs et des combinaisons entre canaux de leurs luminances de surface ont été établies (Boland, 1976 ; Wezernack et al., 1976). Ces comparaisons entre différents lacs observés sur une même scène ne sont valables que si un même type d'eau est présent partout, ce qui est rarement le cas. De plus l'optimisation des corrélations multivariables utilise des combinaisons de canaux dont la signification physique peut être complexe, interdisant toute extrapolation.

E.2 - RESULTATS DE JUIN 1975, CUVETTE SUD.

Une partie de la scène 82 2151 08 394 du 22 juin 1975 (sur bande magnétique), correspondant aux eaux libres du sud-est situées au nord du delta du Chari, a été étudiée au moyen de programmes réalisés par le bureau de télédétection de l'ORSTOM. Les données de terrain correspondantes ont été obtenues lors d'un trajet sur l'axe delta-Kalom Limnigraphe le 1er juillet 1975 (tourné W, dont l'ensemble des résultats physico-chimiques est donné ailleurs (Chantraine et Lemoalle, 1976)), (figure E 1).

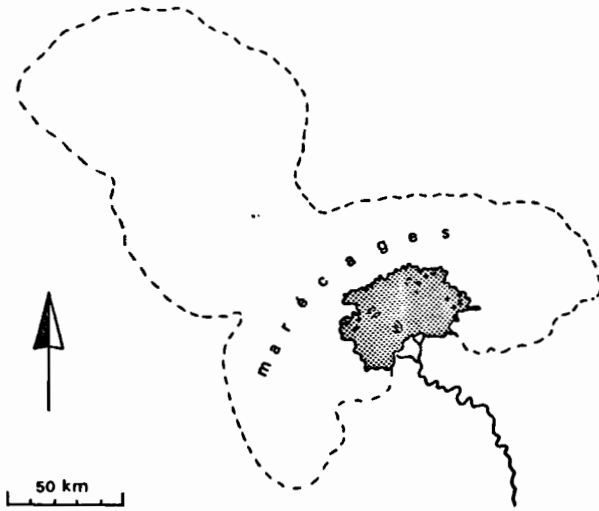


Figure E 1 - Les eaux libres de la cuvette sud du lac Tchad en juin 1975 (grisé) et limites du lac pour un niveau normal (tireté).

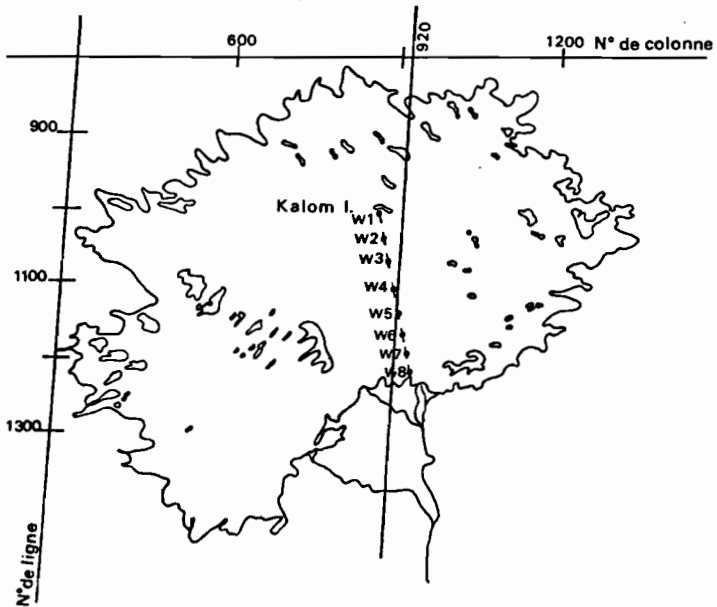


Figure E 2 - Situation de Kalom et système de référence par ligne et colonne dans la vue du 22.6.1975. Position des prélèvements effectués le 1.1.1975 (points W).

E.2.1. - LES DONNEES LANDSAT.

Une première étude effectuée sur une transversale de la zone étudiée a permis de définir les luminances de l'eau du lac dans cette région. La lecture des luminances a été faite sur des groupements de 5 x 5 éléments d'image centrés sur la colonne $X = 920$ (figure E 2) et correspondant à l'eau libre du lac. Dans chacun des groupements la moyenne de chaque ligne a été calculée. De ces cinq moyennes, on a éliminé la plus forte et la plus faible de façon à ne pas retenir les valeurs aberrantes qui peuvent provenir du dérèglement de l'un des six détecteurs (striping). La moyenne des trois lignes restantes est considérée comme définissant le groupement du centre $Y, 920$. Les valeurs ainsi obtenues pour 23 groupements, reportées dans le tableau E 1, permettent de définir une représentation synthétique des caractéristiques spectrales des eaux libres (figure E 3, où sont représentées la moyenne et les valeurs extrêmes des luminances dans chaque canal). Nous remarquons en outre que :

- La gamme des luminances observées dans chaque canal, représentée par l'étendue et l'écart type de 23 valeurs, est relativement faible, mais aussi variable suivant le canal. En supposant que l'étendue représente la sensibilité à une variation de la qualité de l'eau, cette sensibilité est bonne en canal 6, encore notable en canal 7, mais très faible dans les bandes 4 et 5.

- Les relations entre les luminances des différents canaux, résumées par la matrice de corrélation ci-dessous, indiquent une certaine redondance entre les informations fournies par les canaux 6 et 7 en ce qui concerne la région des eaux libres de la cuvette du lac.

Matrice de corrélation ($n = 23$)

	L_4	L_5	L_6	L_7
L_4	1	0,28	0,20	0,03
L_5		1	0,16	0,16
L_6			1	0,91
L_7				1

La relation linéaire entre les luminances L_6 et L_7 est représentée figure E 4. Cette relation, qui n'est valable que pour la région étudiée, indique que les eaux appartiennent à un même type, c'est-à-dire de constante composition relative des divers éléments qui participent à la

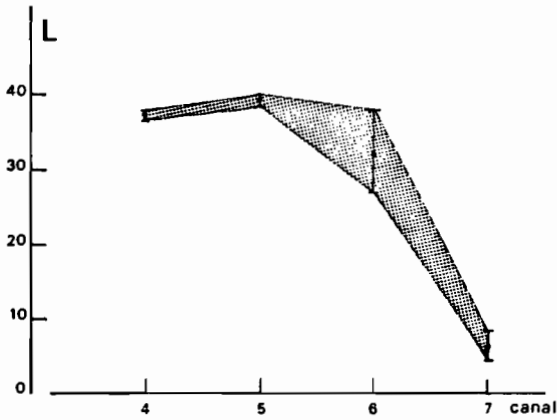


Figure E 3 - Luminances moyennes et extrêmes des eaux libres. La surface ainsi définie en grisé représente le "serpent" des des eaux libres dans la scène Landsat.

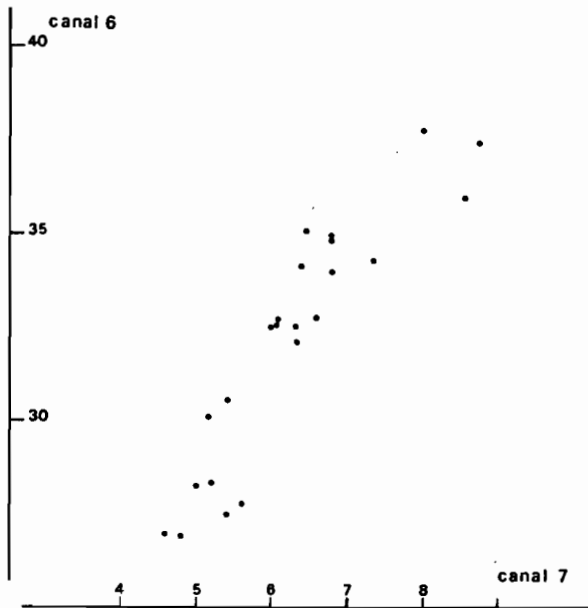


Figure E 4 - Relation entre les luminances de l'eau en canal 6 et 7, pour les 23 groupements de la colonne 920.

luminance. Il n'en n'est pas de même des petites zones d'eau libre disséminées dans les marécages de l'archipel situé plus au nord où une forte luminance L_7 correspond à une plus faible valeur de L_6 , dans des eaux riches en matière organique dissoute et en phytoplancton et pauvres en suspensions minérales.

L'évolution des luminances dans les canaux 6 et 7 a été suivie, en utilisant la même technique des groupements 5 x 5 éléments d'images, sur une trajectoire correspondant au trajet parcouru sur le terrain (et définie sur l'image par l'équation $Y = 325x - 1855$). Ces luminances, reportées figure E 5 en fonction de Y, présentent un minimum vers le delta, les plus fortes valeurs étant observées vers le nord.

E.2.2 - MESURES DE TERRAIN.

Sur le terrain, la localisation approximative des points de prélèvements a été faite par chronométrage des temps de parcours successifs entre le delta et l'île de Kalom (figure E 2). Les paramètres retenus sont la transparence DS mesurée au disque de Secchi, et la concentration B en chlorophylle des échantillons de surface, exprimée en $\text{mg Chl}a/\text{m}^3$ (tableau E 1)*. Du fait de la turbulence et de la faible profondeur (entre 1 et 2 m aux points de prélèvement), la répartition verticale du phytoplancton est en général homogène. La concentration de surface est donc représentative de toute la colonne d'eau.

Alors qu'il n'existe pas, en période de Tchad normal, de relation entre la transparence et la chlorophylle, une relation du type $B = f(1/DS)$ apparaît parfois depuis l'assèchement partiel de 1973. C'est notamment le cas des échantillons prélevés le 1er juillet 1975 où, pour les 8 échantillons, le coefficient de corrélation entre B et $1/DS$ est de 0,96 (figure E 5) bien que la part du phytoplancton dans l'absorption de la lumière soit relativement faible (14 %) dans les eaux centrales de la cuvette (p %, tableau E 1). Une telle relation, fréquente dans des lacs plus profonds généralement pauvres en suspensions minérales, limite, ici, la généralité pour le Tchad de l'exemple traité.

L'examen de la figure E 6 indique par ailleurs que tous les échantillons présentent la même relation entre B et DS, ce qui définit un même type d'eau incluant aussi le point W2, bien que celui-ci se situe à part dans l'évolution nord-sud des concentrations et des transparences.

* voir page 218

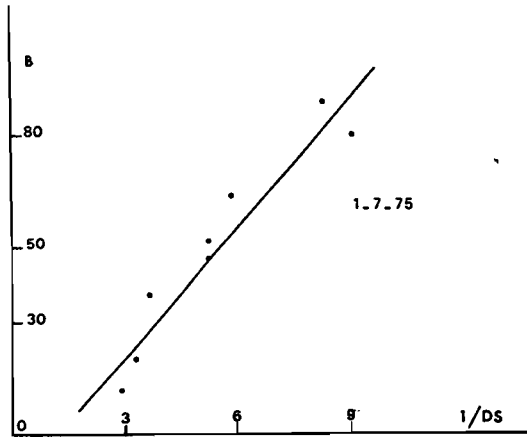


Figure E 5.- Relation entre les mesures de terrain B (mg Chla/m³) et $1/DS$ (m⁻¹)

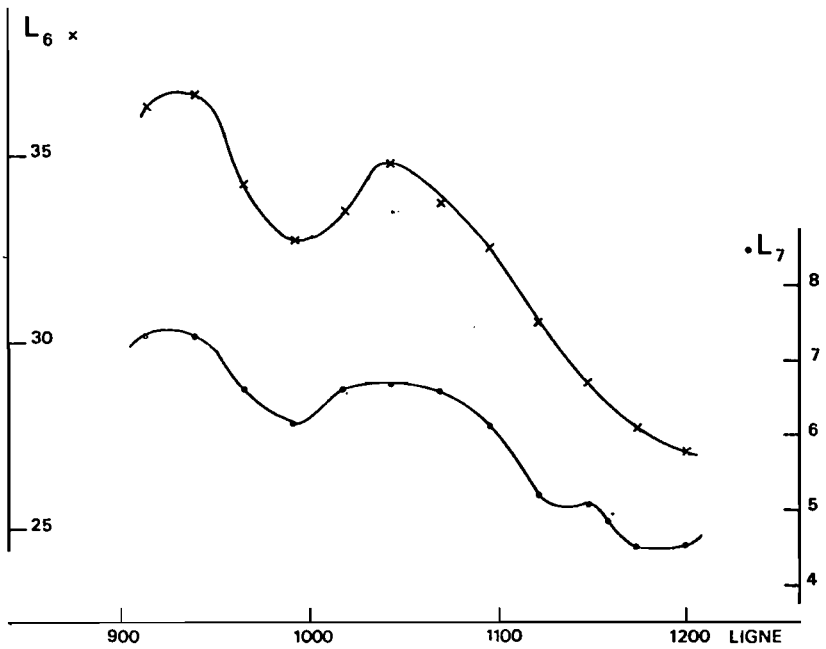


Figure E 6 - Evolution des luminances L_6 et L_7 sur la radiale joignant le delta et Kalom.

E.2.3 - RELATIONS ENTRE LES DONNEES LANDSAT ET LES MESURES DE TERRAIN

Ayant déterminé les coordonnées des points de prélèvement dans le système (Y, X) de l'image Landsat, les courbes de la figure E 6 représentant $L_6 = f(Y)$ et $L_7 = f(Y)$ permettent de définir les luminances de ces points (tableau E 1). Les relations entre les luminances L_6 et L_7 et les paramètres B et 1/DS sont représentées figure E 7.

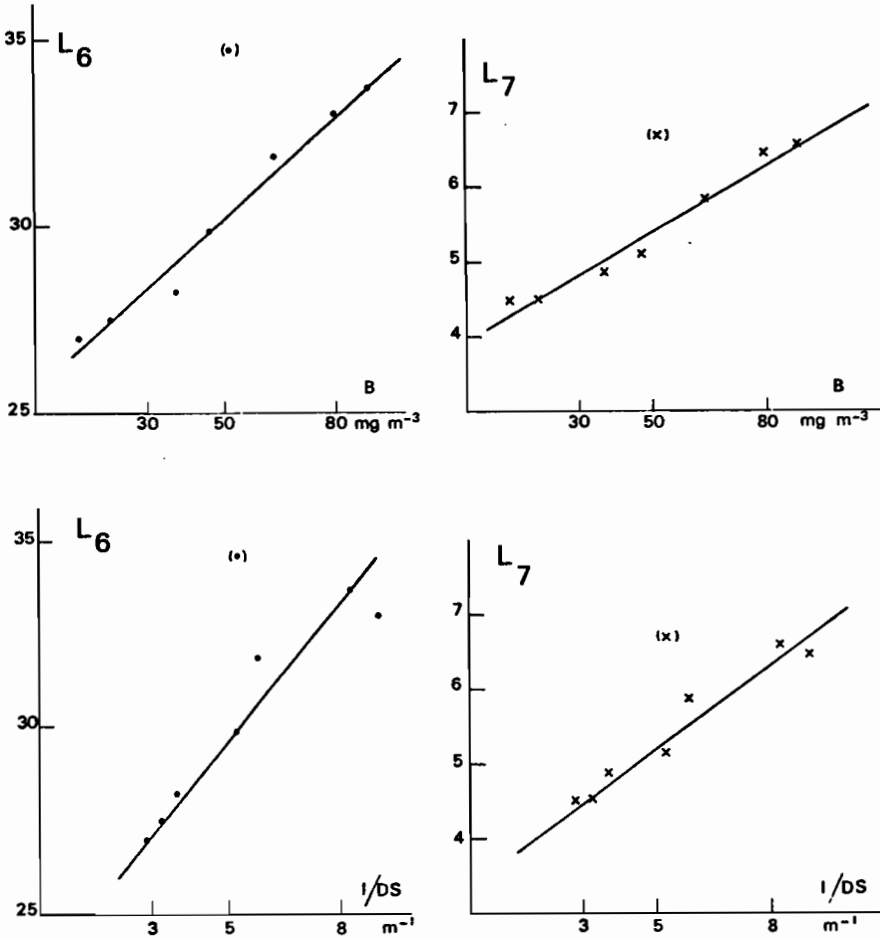


Figure E 7 - Relations entre les mesures de terrain et les luminances observées par le satellite.

Dans les quatre cas de figure, un point se détache du groupe de mesures : le point W2 dont nous avons indiqué que, bien que correspondant au même type d'eau que les autres, il se situait à part dans l'évolution spatiale des transparences. Nous pouvons supposer que les valeurs trouvées en W2 le 1^{er} juillet correspondent à une masse d'eau très localisée qui n'existait pas à cet endroit lors du passage du satellite le 22 juin.

En admettant cette hypothèse, il est possible d'éliminer le point W2 et de tracer les relations liant L_6 et L_7 à B et 1/DS (figure E 7). Rappelons que ces relations ne sont valables que pour la scène considérée et dans la gamme de variation des paramètres mesurés. Elles mettent cependant en évidence l'effet des paramètres du milieu sur les luminances perçues par le satellite, et donc l'utilité de ce dernier pour détecter les variations spatiales de la qualité de l'eau d'un lac.

Les droites de régression, qui donnent la meilleure estimation de B ou de 1/DS, L_1 étant mesuré, sont :

$$\left. \begin{array}{l} 1/DS = 0,86 L_6 - 20,5 \quad n = 7 \quad r = 0,963 \\ B = 10,58 L_6 - 269 \quad n = 7 \quad r = 0,987 \end{array} \right\} (1)$$

Pour cette dernière droite, l'intervalle de confiance de la droite, avec une probabilité de 95 %, est défini par :

$$t_{0,05} \quad s_{\hat{y}} = 2,57 \times 4,95 \sqrt{\frac{1}{7} + \frac{x^2}{44,59}}$$

soit pour $I_6 = 30$ $B = B_{\text{estimé}} \pm 4,8 \text{ mg/m}^3$
 $I_6 = 30 \pm 3$ $B = B_{\text{estimé}} \pm 7,5 \text{ mg/m}^3$

Bien que la sensibilité en canal 7 soit moindre, les équations

$$\left. \begin{array}{l} 1/DS = 2,68 I_7 - 9,0 \quad n = 7 \quad r = 0,973 \\ B = 32,2 I_7 - 125 \quad n = 7 \quad r = 0,983 \end{array} \right\} (2)$$

permettent d'estimer les paramètres de terrain avec une précision du même ordre :

$$\begin{array}{l} \text{pour } I_7 = 5,4 \quad B = B_{\text{estimé}} \pm 5,7 \text{ mg/m}^3 \\ \text{pour } I_7 = 5,4 \pm 1 \quad B = B_{\text{estimé}} \pm 9,1 \text{ mg/m}^3 \end{array}$$

Le trajet effectué le 1er juillet 1975 s'arrête à l'île de Kalom. Les relations observées sont donc limitées à $B < 80 \text{ mg/m}^3$. Cependant, des mesures effectuées à la même époque ont mis en évidence une augmentation de la chlorophylle au voisinage de la bordure de marécages qui forment la limite septentrionale des eaux libres. Les fortes luminances L_6 et L_7 détectées dans cette dernière région sont donc en accord avec les connaissances que nous en avons, et permettent d'extrapoler légèrement les relations que nous venons d'établir.

E.2.4 - DISCUSSION. PRODUCTION JOURNALIERE DES EAUX LIBRES.

Bien que de faible profondeur, la région étudiée peut être considérée comme optiquement profonde vis à vis de la télédétection, c'est-à-dire que le fond n'intervient pas dans les luminances de surface. En effet, la profondeur active Z_{90} s'écrit pour le Tchad $Z_{90} < 0,55 \text{ DS}$ dans le visible (chap. B 5) et est beaucoup plus faible dans le proche infra-rouge.

Nous avons constaté que, dans la scène étudiée, les canaux 4 et 5 sont relativement insensibles aux variations de qualité de l'eau. Les concentrations de suspensions ne sont cependant pas supérieures aux exemples décrits ailleurs (jusqu'à 300 mg/l) pour lesquels le canal 5 est un bon indicateur. Bien que la nature des particules ait une importance, nous pouvons penser que la diffusion atmosphérique, qui est surtout sensible dans les canaux 4 et 5, joue un rôle important dans cette scène.

Une représentation de la répartition des luminances dans les canaux 6 et 7 a été faite sur table traçante, ce qui permet de distinguer plusieurs classes d'eau et d'en tracer les limites, représentées figure E 8. La zone subissant l'influence directe du Chari apparaît ainsi bien représentée à l'ouest du delta fonctionnel, le long de la côte (figure E 8). La zone pérideltaïque au sens large occupe aussi la pointe sud du lac, tandis que les plus fortes valeurs de chlorophylle et de turbidité occupent les régions les plus éloignées du delta, avec cependant des zones plus transparentes sous le vent (de sud-ouest) de certains îlots-bancs.

Nous avons vu que l'activité photosynthétique par unité de surface autour de midi ΣA ($\text{mg O}_2/\text{m}^2 \text{ h}$) et l'activité photosynthétique journalière $\Sigma \Sigma A$ ($\text{mg O}_2/\text{m}^2 \text{ jour}$) pour un jour d'ensoleillement normal peuvent s'écrire (chap. D 6) :

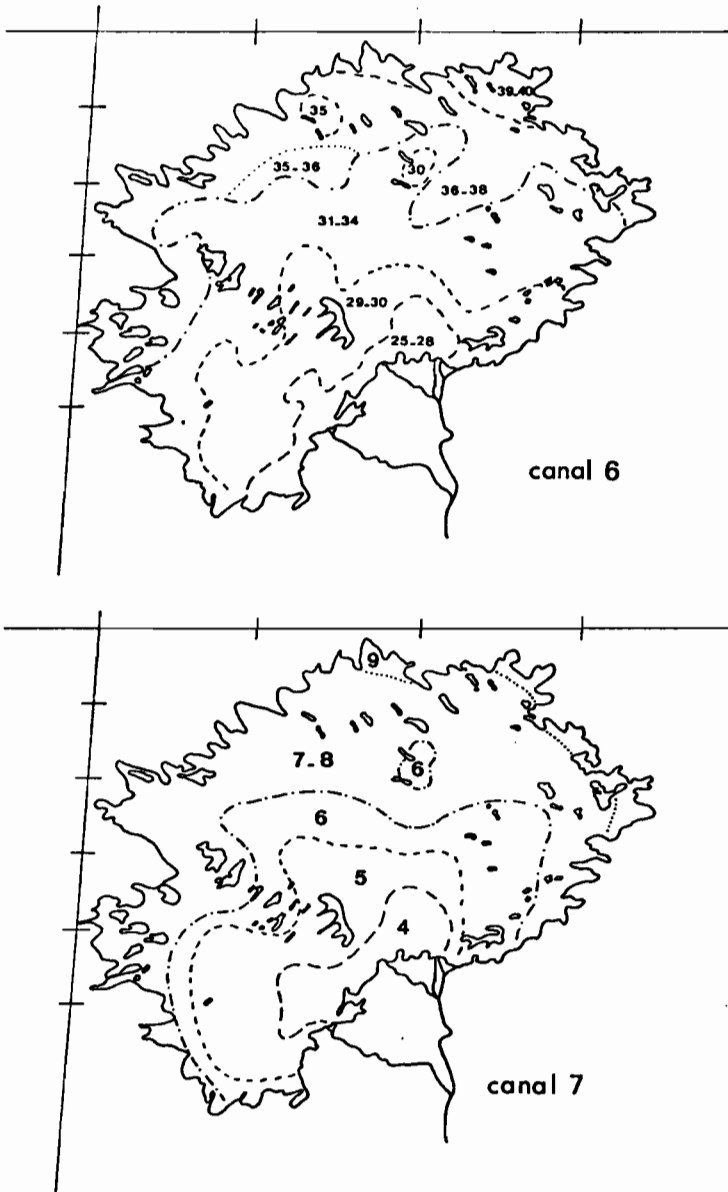


Figure E 8 - Schéma de répartition des luminances (voir texte)

$$\left. \begin{aligned} \log \Sigma A &= 1,540 + 1,044 \log B - \log (1/DS) \\ \log \Sigma \Sigma A &= 0,96 + \log \Sigma A \end{aligned} \right\} (3)$$

La production phytoplanctonique peut donc être évaluée au moyen des données Landsat, pour l'ensemble des eaux libres de la cuvette, en utilisant les relations (1) et (2) introduites dans (3) (tableau EE 2). On en déduit

une production journalière des eaux libres de 5640 tonnes O_2/j pour une surface de 1500 km^2 soit en moyenne $3,76 \text{ g } O_2/m^2$ jour pour la date considérée (22 juin 1975). La concentration moyenne étant $B = 86 \text{ mg/m}^3$, soit pour une profondeur moyenne de 1,5 m une quantité de phytoplancton de l'ordre de 40.000 tonnes en appliquant un facteur de conversion (poids frais/chlorophylle) de 200. Ces relations ne seraient cependant pas valables pour les mares de l'archipel, qui contiennent des concentrations notables de matière organique dissoute et peu de suspensions minérales.

E.3. RESULTATS D'OCTOBRE 1975

E.3.1. - Les données

Mesures de terrain

Des prélèvements ont été effectués sur la radiale delta-Kalom Limnigraphe le 10 octobre 1975 (tournée Y ; figure E 9). A cette époque de l'année, les eaux argileuses, turbides, du début de crue du Chari, arrivées dans le lac au début du mois d'août, sont remplacées par la pointe de crue fluviale, avec des eaux nettement plus claires. L'élévation du niveau, de 1,2 m depuis l'étiage, contribue au maintien d'une transparence plus élevée en limitant la turbulence au fond. La région des eaux libres est par ailleurs soumise à une circulation intense, puisque le temps de renouvellement de l'ensemble de la masse d'eau est alors de l'ordre de 18 jours. Ces différentes caractéristiques font que les eaux libres de la cuvette sud constituent plus une extension du système fluvial, à cette époque, qu'un milieu lacustre proprement dit.

La relation observée le 10 octobre entre B et DS est inhabituelle, puisque ces deux paramètres augmentent ensemble (tableau E 2*, figure E 10). Cependant nous constatons que cette relation existe le long de la radiale étudiée, et nous pouvons supposer qu'elle reste valide dans le domaine où les eaux restent du même type. Si les luminances permettent d'estimer quantitativement la répartition de DS, il sera possible d'évaluer la production brute, en évaluant B par la relation linéaire figurée (figure E 10).

* voir page 218

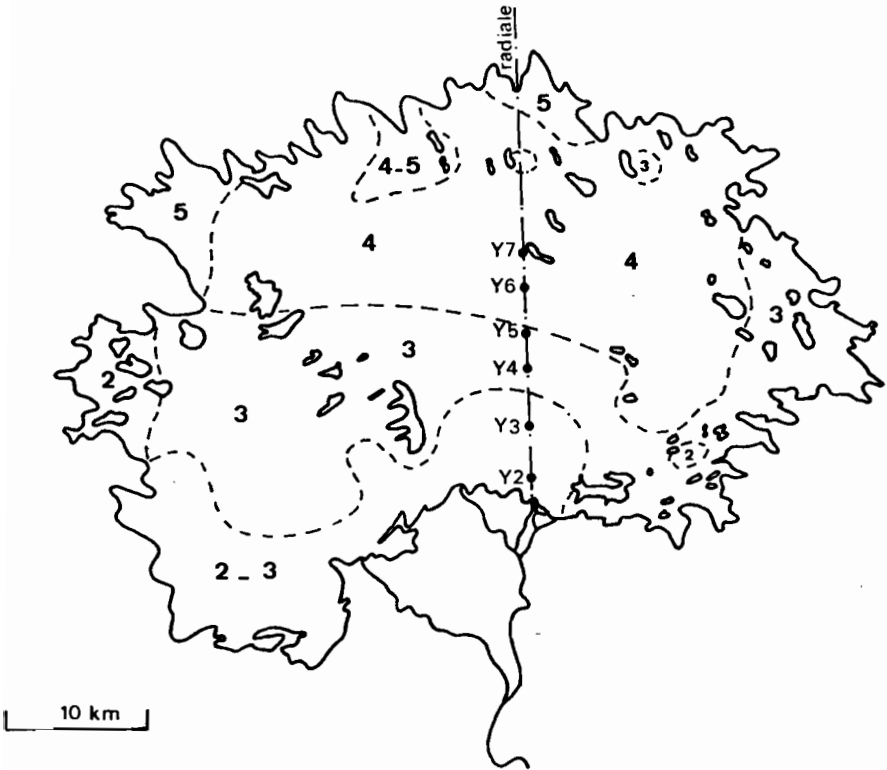


Figure E 9 - Les eaux libres de la cuvette sud en octobre 1975. Position des points de prélèvement sur la radiale, et répartition des luminances en canal MSS7.

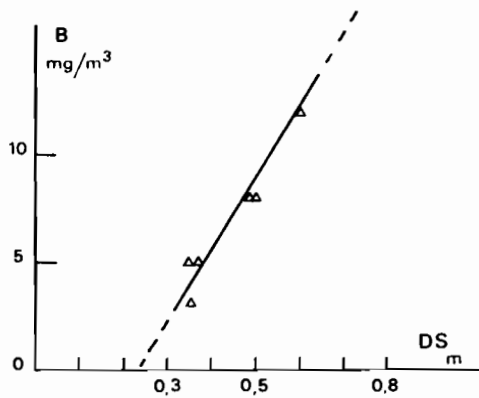


Figure E 10 - Relation entre B et DS sur la radiale de prélèvements le 10 octobre 1975.

Les données Landsat

Les données numériques de la scène 82 259 08381 du 8 octobre 1975 ont été utilisées.

Les moyennes de groupements successifs de 6 x 6 éléments d'images, sur la radiale de prélèvements, permettent de décrire l'évolution spatiale des luminances depuis le delta jusqu'à la limite septentrionale des eaux libres de la cuvette sud (figure E 11). (Les moyennes sur 6 lignes, correspondant aux 6 détecteurs de Landsat, permettent d'éliminer le phénomène de rayage de façon plus simple qu'au paragraphe précédent). Après une légère décroissance à la sortie du delta, les luminances augmentent progressivement vers le nord. Au nord-est des îlots-bancs, une diminution nette

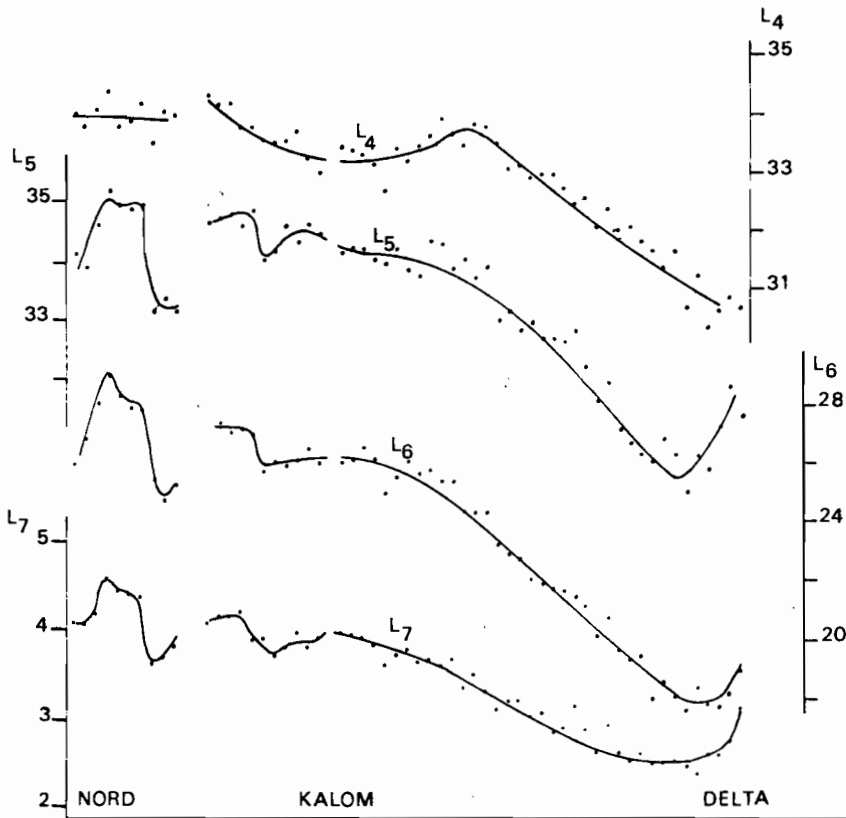


Figure E 11 - Variations des luminances dans les différents canaux, le long de la radiale de prélèvements. Les moyennes de groupements adjacents de 6 x 6 éléments d'image ont été utilisés.

des luminances correspond à une zone abritée des vents de mousson, moins turbulente, de façon semblable à ce qui avait été observée en juin 1975 au nord-est de Kalom-Limnigraphe et de l'îlot-banc voisin (figure E 8). Les luminances augmentent ensuite jusqu'à l'abord des côtes de l'archipel.

Le satellite Landsat observe donc une répartition des qualités optiques de surface des eaux libres. Celle-ci est utilisable à deux conditions :

- 1) les eaux de la région étudiée doivent appartenir à un même type et
- 2) les luminances observées doivent être liées aux paramètres mesurés in situ.

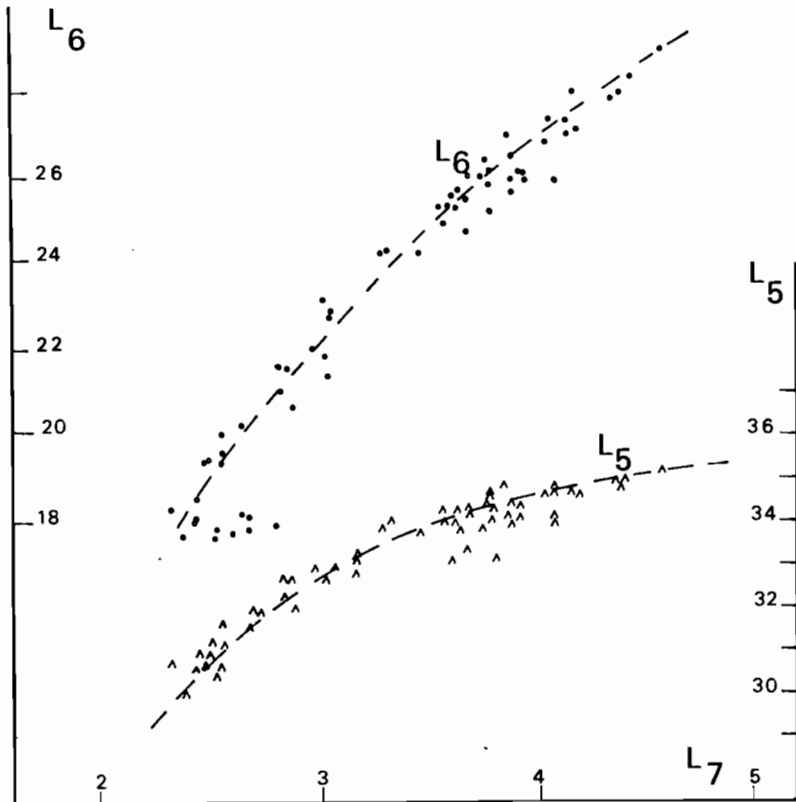


Figure E 12 - Représentation des variations de L_6 et L_5 en fonction de L_7 sur la radiale (groupement 6 x 6 éléments d'image).

Le point 1) est résolu par l'étude des relations qui lient entre elles les luminances observées dans les quatre canaux MSS. A titre d'exemple, L_6 et L_5 sont représentées en fonction de L_7 (figure E 12 où les groupements 6 x 6 de la radiale ont été utilisés). La répartition des points indique que, dans l'ensemble, les luminances dans les différents canaux sont liées par des relations univoques, homogènes. Dans le détail, nous constatons cependant que la relation $L_6 = f(L_7)$ est différente près du delta, et que la relation $L_5 = f(L_7)$ présente une moins bonne corrélation dans la zone abritée du vent près des îlots-bancs. En ce qui concerne les luminances, les eaux observées ne sont donc pas strictement du même type sur l'ensemble de la radiale. A côté du type "normal" défini par les plus grandes parties des courbes, existent donc des eaux pour lesquelles les relations entre luminances sont différentes. De l'extension de ces eaux "irrégulières" dépend l'exactitude des estimations de transparence et de production.

Données Landsat et mesures de terrain

Cette différence de types d'eau se retrouve lorsque les luminances dans les quatre canaux sont représentées en fonction de $1/DS$ (figure E 13, tableau E 4). La station Y1, proche du delta, est représentée par un point situé à part de l'évolution générale dans les canaux 4 et 6, mais elle est alignée avec les autres points dans les canaux 5 et 7. Ces deux derniers apparaissent donc comme moins sensibles aux variations de type d'eau, au moins en ce qui concerne les échantillons prélevés sur la radiale. Nous constatons cependant que ceux-ci ne couvrent pas toute la gamme des luminances observées sur les eaux libres (L_5 de 28 à 36 et L_7 de 2 à 5). Une extrapolation des relations observées est donc nécessaire pour estimer les transparences et les concentrations en chlorophylle.

Estimation de la production

Nous posons en hypothèse que la relation $L_7 = f(1/DS)$ est linéaire pour $2 < L_7 < 5$. De la distribution des luminances dans les eaux libres, nous pouvons alors estimer la répartition des transparences, de la concentration en chlorophylle et de la production journalière (tableau EE 3)

Les valeurs moyennes pour les eaux libres de la cuvette sud sont

$$\overline{DS} = 0,4 \text{ m} \quad \overline{B} = 5,5 \text{ mg Chl a/m}^3 \quad \overline{\Sigma SA} = 0,91 \text{ g O}_2/\text{m}^2 \cdot \text{jour}$$

soit au total, une production de 1345 tonnes d'oxygène par jour sur une surface de 1480 km^2 (328 964 éléments d'image).

Rappelons les hypothèses qui sont à la base de ce calcul :

- échantillonnage de terrain représentatif des types d'eau existant à ce moment dans les eaux de la cuvette sud.
- relation linéaire entre L_7 et I/DS pour $2 < L_7 < 5$.

Le résultat de production n'est donc donné qu'à titre indicatif, mais nous pensons qu'il illustre les possibilités de la méthode.

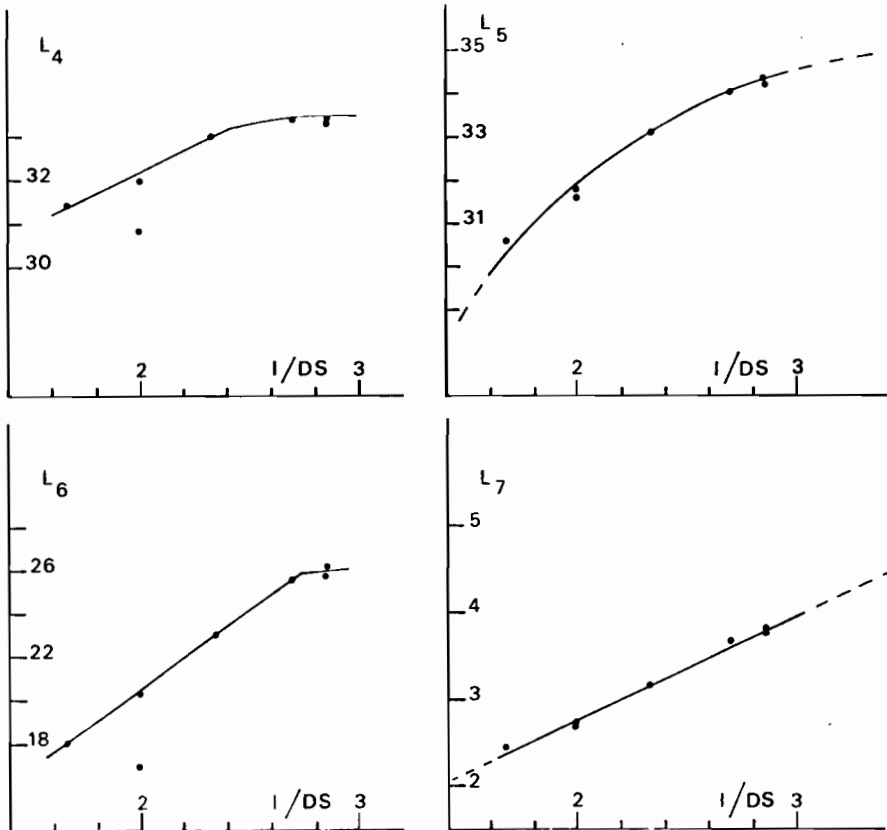


Figure E 13 - Relations entre les luminances observées et l'inverse de la transparence sur la radiale de prélèvements.

E.4. CONCLUSION

Grâce aux données Landsat, il est donc possible d'extrapoler à une surface de lac les mesures de chlorophylle et de transparence effectuées sur le terrain le long d'une transversale. Dans le cas où de grandes distances sont en jeu, comme pour le lac Tchad, cette technique présente un intérêt évident. Il faut cependant remarquer qu'elle n'est valable que si

- la colonne d'eau est homogène dans la zone euphotique,
- les paramètres B et DS sont situés dans une gamme telle que leurs variations sont détectables par le satellite,
- la surface étudiée ne comporte ni nuage ni ombre de nuage,
- des données de terrain sont collectées de façon aussi synchrone que possible du passage du satellite,
- les eaux étudiées appartiennent toutes à un même type. C'est à dire qu'il doit exister une relation univoque entre la transparence de l'eau et la concentration en phytoplancton, la même relation étant valable pour toute la surface considérée.

Ces conditions limitent certes l'utilisation des données des satellites. Nous venons cependant de montrer qu'il existe des cas favorables, qui sont probablement plus fréquents pour des lacs eutrophes, de profondeur moyenne, où la zone euphotique est homogène et moins sujette à des turbidités minérales. Dans de telles situations, l'apport des données Landsat prend toute sa valeur et apporte une connaissance du milieu qui n'était pas accessible par les moyens classiques.

TABLEAU E 1 - Paramètres concernant les mesures de terrain
(tourné du 1.7.1975)

Point	Ligne	B mg/m ³	DS cm	p %	L ₆	L ₇
w1	1010	80	11	13	33,0	6,45
w2	1040	52	19	15	34,7	6,70
w3	1070	89	12	16	33,7	6,57
w4	1105	64	17	16	31,9	5,85
w5	1130	47	19	13	29,9	5,10
w6	1160	38	27	15	28,2	4,85
w7	1180	20	30	9	27,5	4,50
w8	1200	12	35	6	27,0	4,50

TABLEAU E 2 - Données de terrain et luminances correspondantes
(8 - 10 octobre 1975)

Point	B	DS	1/DS	Z _m	L ₄	L ₅	L ₆	L ₇
Y1	8	0,50	2,0	3,3	30,83	31,81	18,44	2,72
Y2	12	0,60	1,67	3,3	31,44	30,61	18,08	2,44
Y3	8	0,50	2,0	3,4	32,00	31,58	20,33	2,67
Y4	--	0,43	2,33	2,8	33,03	33,14	23,06	3,17
Y5	3,1	0,35	2,86	3,4	33,44	34,33	25,78	3,75
Y6	5	0,35	2,86	3,2	33,42	34,22	26,22	3,81
Y7	5	0,38	2,63	2,7	33,44	34,11	25,53	3,67

Chapitre F

RÉPARTITION ET ÉVOLUTION DE LA PRODUCTION PRIMAIRE DANS LE LAC TCHAD RELATIONS AVEC LES CONDITIONS DE MILIEU

L'application aux données de terrain des relations entre les paramètres de la production permet de définir les grands traits de l'activité du phytoplancton du lac Tchad. Nous allons tenter de déterminer de quelle façon les conditions physiques et chimiques du milieu influent sur les trois éléments essentiels du niveau primaire : la concentration du phytoplancton, la part d'énergie solaire qu'il utilise (production brute), et la fraction de cette énergie qui est mise à la disposition des autres niveaux trophiques (production nette).

F. 1 - REPARTITION ET EVOLUTION DE LA PRODUCTION DU PHYTOPLANCTON

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 tournées effectuées sur le terrain, nous nous sommes efforcés de couvrir une gamme de variation de transparence et de chlorophylle aussi grande que possible. Les valeurs présentées ici n'ont donc d'autre ambition que de fournir une gamme d'estimation de l'activité photosynthétique du phytoplancton en fonction des données disponibles. Celles-ci peuvent être classées en quatre principaux types :

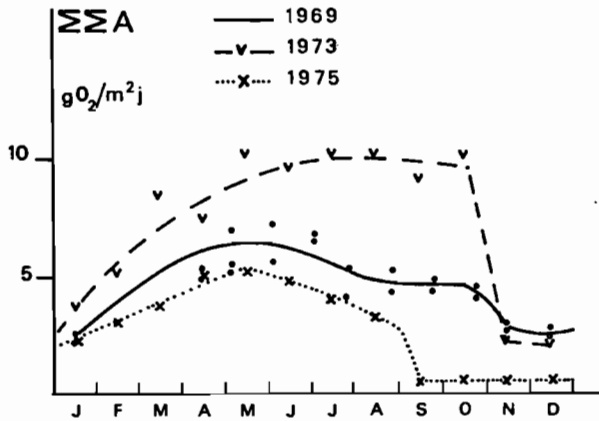


Figure F 1 - Variations saisonnières de l'activité photosynthétique journalière ($\text{g O}_2/\text{m}^2 \text{ jour}$) du phytoplancton à Bol, au cours de 3 années représentatives de l'évolution générale de cette région du lac.

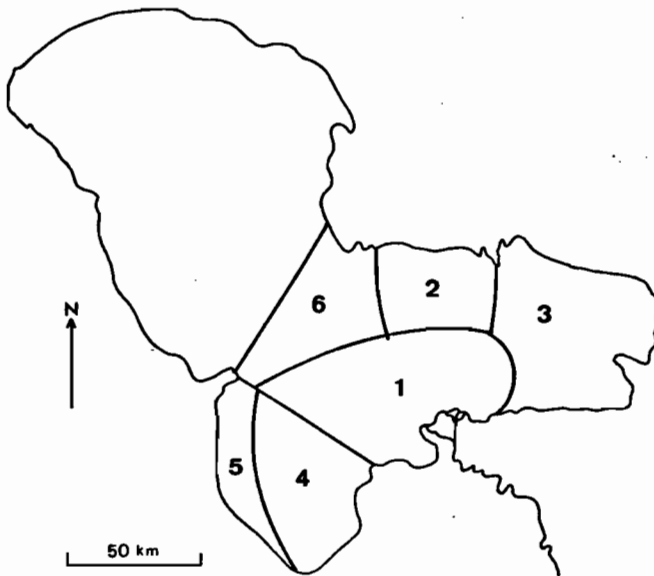


Figure F 2 - Principales zones de production du phytoplancton de la cuvette sud en période de Tchad normal.

- a) ΣA mesurée in situ, autour de midi
- b) ΣA estimée d'après les mesures de A_{opt} et DS en fonction du type d'eau
- c) ΣA estimée d'après les mesures de B et DS
- d) B et DS évalués par télédétection à partir d'étalonnage in situ.

F.1.1 - LA PRODUCTION A BOL ET DANS LA CUVETTE SUD.

Les variations saisonnières de l'activité à Bol sont représentées figure F 1 pour trois années différentes qui peuvent être considérées comme représentatives des différentes périodes d'évolution du lac dans cette région (voir aussi figure D 4 et D 5).

La période de Tchad normal bas (1968-72) est représentée par l'année 1969, avec ses variations liées aux fluctuations saisonnières de niveau, de transparence et de température. La production horaire (mesurée in situ, type a) est comprise entre 0,3 et 0,8 g O_2/m^2 h, avec une moyenne annuelle de 4,2 g O_2/m^2 jour.

L'année 1973 est caractéristique de la phase de concentration, avec remise en eau importante et brutale en octobre. Les données disponibles (types a et b) indiquent pour les fortes biomasses observées (jusqu'à 600 mg Chl a/ m^3) un maximum de 1,1 g O_2/m^2 h en saison chaude, et un minimum de 0,2 g O_2/m^2 h après la remise en eau. La moyenne annuelle de l'activité journalière, estimée d'après la courbe des moyennes mensuelles (figure F 1), est de 7,4 g O_2/m^2 jour. Bien que des valeurs plus fortes aient été observées en 1974 (jusqu'à 2 g O_2/m^2 h), la plus longue période de circulation des eaux se traduit par une activité moyenne du même ordre en 1973 et 1974.

La période de retour vers un niveau "normal" de l'eau est représentée par l'année 1975, où l'action des macrophytes reste notable en période de circulation des eaux à travers la végétation. Une moins bonne utilisation de la lumière (I_k plus fort) se traduit par une production plus faible (0,58 g O_2/m^2 h) en saison chaude. La production moyenne annuelle est de 2,7 g O_2/m^2 jour (estimation par planimétrie de la courbe tracée à partir des moyennes mensuelles).

Un ordre de grandeur de la production du phytoplancton de la cuvette sud en période de Tchad normal est donné par les résultats obtenus en 1970-71. Les résultats de juin 1970 et juin 1971 ont été regroupés pour souligner la différence entre saison chaude (basses eaux) et saison froide (hautes eaux) influencée par la crue du Chari.

Au total 114 mesures (type a) ont été utilisées pour diviser la cuvette en 6 régions (figure F 2), de comportement différent (tableau F 1). Cette zonation, qui correspond approximativement aux grandes régions naturelles des paysages de la cuvette à cette époque, est en relation avec les zones de transparence : la production est la plus élevée dans l'archipel proprement dit, et nettement soumise à l'influence du Chari au large du delta du Chari et dans la Grande Barrière, qui sont des zones de transit des eaux de crues.

TABLEAU F 1 - Distribution de la transparence (DS), de l'activité optimale A_{opt} ($\text{mg O}_2/\text{m}^3 \text{ h}$) et de la production journalière ΣA ($\text{g O}_2/\text{m}^2 \text{ jour}$) dans la cuvette sud en 1970-71.

Région	juin			décembre		
	DS (m)	A_{opt} $\text{mg O}_2/\text{m}^3 \text{ h}$	ΣA $\text{g O}_2/\text{m}^2 \text{ j}$	DS (m)	A_{opt} $\text{mg O}_2/\text{m}^3 \text{ h}$	ΣA $\text{g O}_2/\text{m}^2 \text{ j}$
1	0,20	500	2,3	0,25-0,40	150	0,9
2	0,25-0,30	1000	3,7	0,20	400	1,15
3	0,30-0,35	1200-1500	7,2	0,20	500	1,9
4	0,10-0,15	1200	3,1	0,25-0,40	150	0,9
5 ^x	---	---	---	0,12	500	1,6
6	0,10	1000	1,9	0,15	300	0,9

x données insuffisantes en juin 1970 et 1971.

En période de Petit Tchad avec macrophytes, les surfaces en eau libre sont très réduites dans l'archipel où l'essentiel de la production primaire est alors dû aux macrophytes et aux épiphytes. Les eaux libres de la cuvette sud ont conservé une surface sensiblement constante au cours de la période 1974-76. Les estimations de la production dans cette région sont fournies par l'utilisation des données Landsat (figures E 8, E 9)

Eaux libres de la cuvette sud :

fin juin 1975 : $3,76 \text{ g O}_2/\text{m}^2 \text{ j}$
 8 - 10 octobre 1975 : $0,91 \text{ g O}_2/\text{m}^2 \text{ j}$

Comparées aux résultats de la région 1 en 1970-71, ces valeurs mettent en évidence une augmentation sensible de l'activité photosynthétique de la région pérideltaïque après 1973, résultant de plus fortes concentrations du phytoplancton (figure D 4) et de transparences légèrement plus élevées (figure B 4). Cette différence est attribuable aux macrophytes dont l'un des effets essentiels est la diminution du fetch, et donc de la turbulence.

F.1.2 - LA PRODUCTION A KINDJERIA ET DANS LA CUVETTE NORD.

Pour évaluer la production à Kindjéria à partir de données de chlorophylle et de transparence (type c), nous avons utilisé diverses valeurs du coefficient k dans la relation $Z_i = k DS$:

$k = 2,07$ jusqu'en juin 1974 (eau argileuse)

$k = 1,55$ jusqu'à l'assèchement d'octobre 1975 (concentration)

$k = 1,20$ en 1976 (eau organique).

L'évolution de ΣA à Kindjéria est représentée figure F 3 où nous avons ajouté les valeurs moyennes $\overline{\Sigma A}$ des productions horaires estimées en avril dans la région circulaire définie plus haut (rayon 20 km autour de la station de Kindjéria). Ces moyennes sont suffisamment proches des résultats de Kindjéria pour que cette station puisse être considérée comme représentative de la région de 1256 km² qui l'entoure.

Du fait des variations fortes et rapides de la production à Kindjéria (figure F 3), et du nombre relativement faible de mesures, il est difficile d'estimer la production moyenne annuelle. Nous ne donnons donc ici que les extrêmes observés pour chaque année, ainsi que la valeur moyenne de $\overline{\Sigma A}$ en avril, déterminée sur n points présentant un écart-type estimé σ (tableau F 2).

Tableau F 2. Valeurs de la production dans la cuvette nord à Kindjéria

Année	$\Sigma \Sigma A$ g O ₂ /m ² jour	$\overline{\Sigma A}$ mg O ₂ /m ² h	n	σ
1973	4,9-10	570	11	0,22
1974	6,7-36	1150	11	0,33
1975	9,1-36	1730	15	0,77
1976	12,7-30	1310	8	0,86

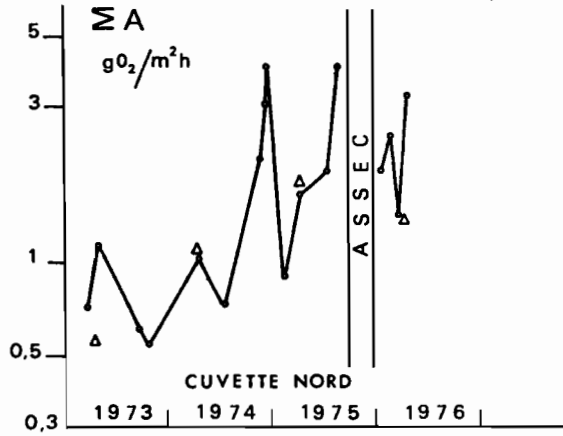


Figure F 3 - Evolution de la production horaire autour de midi à Kindjéria (°) et dans la région de 20 km de rayon (Δ), estimée à partir des valeurs de chlorophylle et de transparence.

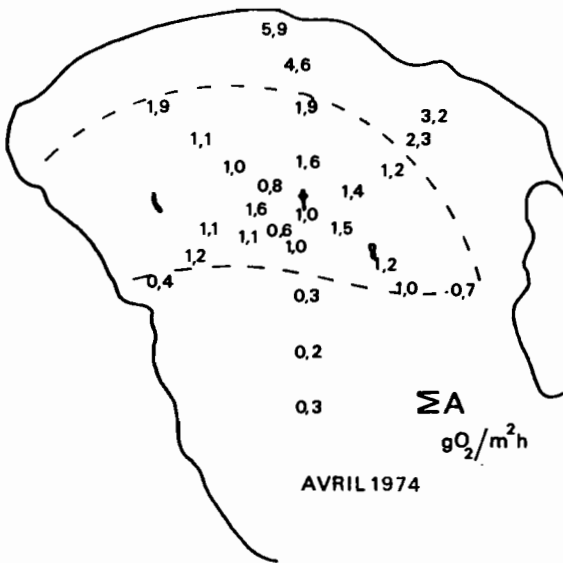


Figure F 4 - Répartition de la production horaire autour de midi (g O₂/m² h) dans la cuvette nord en avril 1974.

En supposant que chaque point de mesure de la tournée d'avril 1974 (figure F 4) soit représentatif d'une égale surface d'eau, la valeur moyenne, pour 27 points, de l'activité photosynthétique dans l'ensemble de la cuvette nord serait $\Sigma A = 1,49 \text{ g O}_2/\text{m}^2 \text{ h}$ ou $13,5 \text{ g O}_2/\text{m}^2 \text{ jour}$ pour une surface de 6000 km^2 , soit une production globale journalière de 81000 tonnes d'oxygène par jour. Ce résultat est à comparer à l'estimation de la biomasse phytoplanctonique, évaluée avec la même hypothèse de calcul par Iltis (1977) de 167000 à 200000 tonnes de poids frais.

F.2 - RELATIONS ENTRE LES BIOMASSES PHYTOPLANCTONIQUES ET LES CONDITIONS DE MILIEU.

F.2.1 - RELATION ENTRE CONDUCTIVITE ET CHLOROPHYLLE.

Une augmentation de la concentration B en chlorophylle a été constatée lors de la baisse du niveau de l'eau dans les différentes régions du lac. A cette baisse de niveau était généralement associée une augmentation de la concentration en sels dissous dont la conductivité C est un bon indicateur.

1 - Résultats

Les variations de B ($\text{mg Chl a}/\text{m}^3$) sont représentées en fonction de la conductivité C ($\mu\text{S}/\text{cm}$, 25° C) sur les diagrammes $\log B = f(\log C)$.

Dans les eaux libres de la cuvette sud, la relation moyenne, pour la période 1973-76, s'écrit :

$$\log B = 5 \log C - 8,0 \text{ (figure F 5)}$$

La conductivité et le niveau moyen de cette région étant restés relativement constants au cours de la période étudiée, cette relation décrit plus les variations saisonnières d'une masse d'eau par ailleurs hétérogène, qu'une évolution à long terme.

Dans l'archipel de Bol, la chlorophylle augmente avec la conductivité au cours de la phase de concentration. Par la suite, les filtrations, variables à travers les barrières de macrophytes, perturbent les relations éventuelles entre les deux paramètres (figure F 6). Pour la station de Bol, pendant la période de concentration (août 1972 - juillet 1973), l'évolution des points représentatifs du milieu suit une courbe correspondant à celle des autres stations de l'archipel (figure F 6).

Les données de la période 1968-70 portées sur cette même figure, se situent dans le prolongement du premier nuage de points.

Les mesures dans la cuvette nord peuvent aussi être séparées en deux groupes : au cours de la phase de concentration, il existe une relation nette entre chlorophylle et conductivité (période de janvier 1973 à décembre 1974) (figure F 7). Après la faible remise en eau du début de 1975, les concentrations en chlorophylle restent relativement fortes pour une conductivité qui a nettement diminué. Les données de Kindjéria pour les deux années de concentration correspondent bien aux données concernant l'ensemble de la cuvette (figure F 7) ; elles seront utilisées plus loin comme représentatives des phénomènes observés dans cette région.

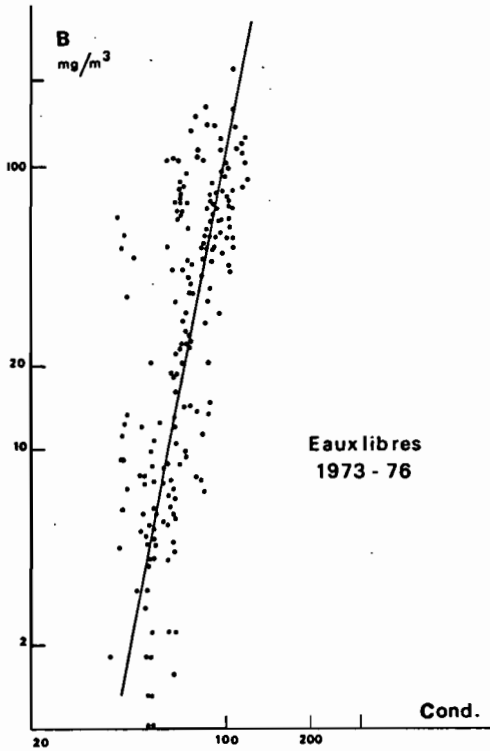


Figure F 5 - Relation entre concentration en chlorophylle et conductivité dans les eaux libres de la cuvette sud en 1973-76 (échelles logarithmiques).

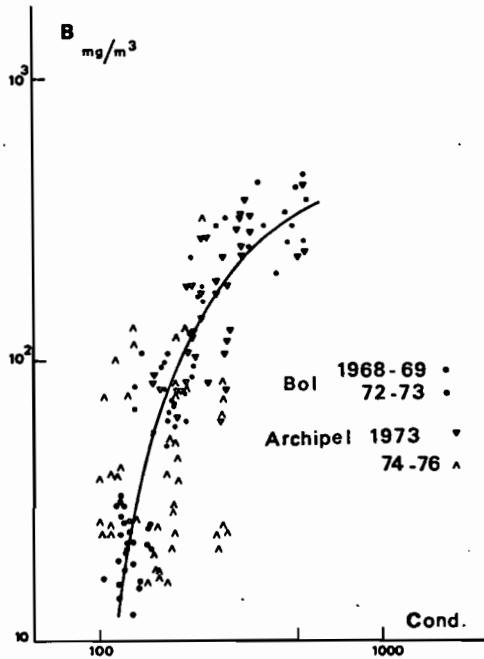


Figure F 6 - Relations entre concentration en chlorophylle et conductivité à Bol en 1968-69 (°) et en 1972-73 (.) ainsi que dans l'archipel avant le développement des macrophytes en 1973 (∇) et en présence des macrophytes en 1974-76 (Δ).

En addition aux observations que nous avons effectuées sur le lac, les résultats concernant les mares permanentes du Kanem (Iltis, 1974) sont portés figure F 8 où sont aussi résumées les évolutions des différents milieux que nous venons de décrire.

La relation établie par Iltis

$$\log V = 0,63 \log Q + 1,35$$

où V est le biovolume du phytoplancton (ppb) et Q la salinité (g/l) a été utilisée, après transformation du biovolume ($V = 200 B$) et l'utilisation d'une abaque donnant la conductivité C en fonction de Q.

Sur cette même figure F 8 est figurée, par une ligne en tirets, la limite maximale des concentrations B observées en fonction de la conductivité.

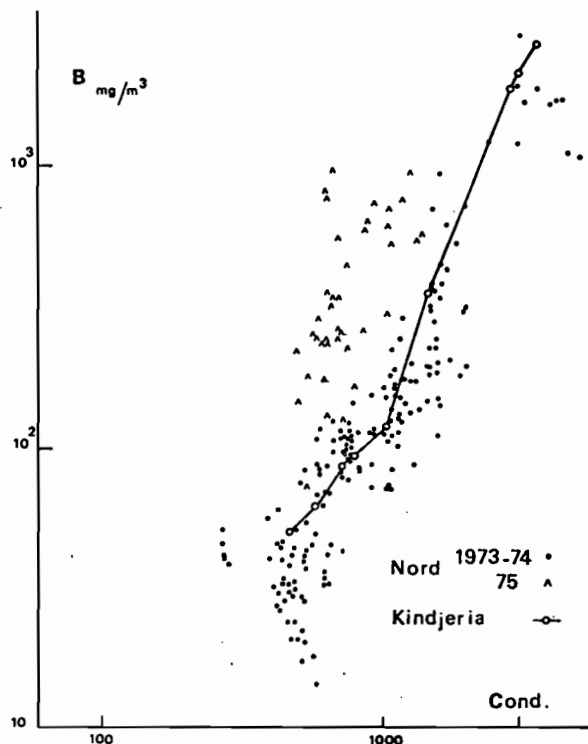


Figure F 7 - Relation entre concentration en chlorophylle et conductivité dans la cuvette nord. L'évolution à Kindjéria (o) est marquée par la ligne brisée.

2.2 - Discussion

Les résultats qui viennent d'être présentés permettent plusieurs observations :

- 1 - Au cours d'une phase de concentration, il apparaît une relation nette entre la conductivité et la concentration en chlorophylle dans l'archipel de Bol et dans la cuvette nord. Les stations de Bol et de Kindjéria sont représentatives de ces évolutions.
- 2 - Dans les eaux libres de la cuvette sud, où il n'y a pas de phénomène de concentration, l'évolution saisonnière de B et C conduit à une relation du même type.
- 3 - Les relations mises en évidence sont différentes pour chacun des milieux observés.

- 4 - Il est possible de tracer une enveloppe supérieure de l'ensemble des points, qui représente les concentrations maximales observées en fonction de la conductivité (figure F 8). Cette enveloppe est valable pour l'ensemble du lac.

Les deux premiers points conduisent à rechercher s'il existe un facteur de causalité dans les relations $B = f(C)$. En effet, la conductivité varie en fonction de plusieurs facteurs.

Dans les eaux libres de la cuvette sud, la conductivité varie avec le niveau de l'eau et avec la saison : les niveaux sont bas en saison chaude avant l'arrivée de la crue. Il y a donc plusieurs facteurs dont les variations sont concomitantes : conductivité (ou salinité), niveau de l'eau et température. A l'accroissement saisonnier de conductivité, après la fin de la crue du Chari, correspondent une augmentation de température, une diminution du niveau et de la transparence (elle même souvent liée, en 1975-76, à une augmentation de B).

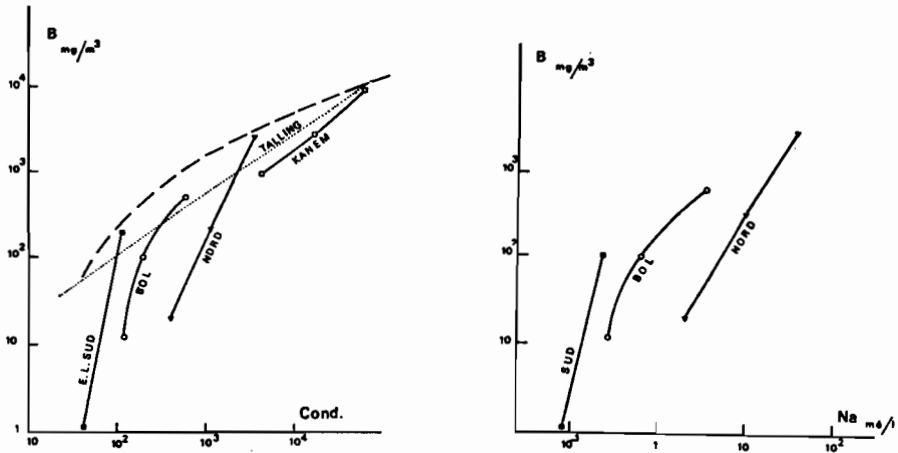


Figure F 8 - Evolution schématique de la concentration en chlorophylle en fonction de la conductivité dans les différents milieux, en l'absence des macrophytes (à gauche). La ligne pointillée indique la limite approximative des biomasses maximales observées par Talling. En tireté, la limite observée au Tchad. A droite, biomasses en fonction de la concentration en sodium (voir texte).

Dans la cuvette nord, les variations saisonnières n'apparaissent pas au cours de la phase d'assèchement considérée ici, qui est de 2 ans. L'influence éventuelle de la température peut donc être négligée. Restent la concentration progressive des éléments dissous et la diminution du niveau.

Le facteur de concentration de l'eau peut, en première approximation, être suivi par la concentration de l'ion sodium qui est le moins réactif des ions dosés. Les mesures effectuées à Kindjéria tendent à vérifier cette hypothèse pour la région et la période considérée (Chantraine, 1978). Nous constatons (figure F 8) que le facteur de concentration de B est supérieur au facteur de concentration de Na, la pente de $\log B = f(\log Na)$ étant supérieure à l'unité pour chacun des 3 bassins considérés.

Notons par ailleurs que, pour une évaporation égale, le facteur de concentration est d'autant plus élevé que la profondeur initiale est faible. Afin de décrire le phénomène dans son ensemble, une nouvelle variable incluant la profondeur et la conductivité peut être utilisée : il s'agit de l'indice morpho-édaphique de Ryder, que nous aborderons plus loin après avoir étudié la relation entre la conductivité et l'enveloppe supérieure de B.

F.2.2 - LIMITATION DES BIOMASSES PAR LE CARBONE MINERAL.

La disponibilité des éléments nutritifs limite la concentration du phytoplancton : de l'équilibre dynamique entre consommation et réminéralisation résulte une concentration instantanée susceptible de réduire la vitesse de la synthèse de la matière organique et donc le maintien d'une biomasse plus ou moins importante.

Talling et al (1973) estiment que les fortes productivités observées dans les lacs alcalins sont dues à une valeur élevée de l'activité spécifique optimale φ_{opt} couplée à des biomasses importantes, tandis que φ_{opt} décroît généralement quand B augmente dans des milieux d'alcalinité plus faible. Le CO_2 minéral est en effet susceptible de limiter l'activité photosynthétique soit :

- 1) directement si tout le CO_2 est consommé, soit
- 2) indirectement par les variations de pH induites par la diminution du CO_2 dissous consommé par la photosynthèse (Bindloss, 1974 ; Talling, 1976).

Le point 1) impose la connaissance des mécanismes de fixation du carbone minéral par les algues. Une étude récente (Talling, 1976) a montré que si certaines espèces n'assimilent que le CO_2 dis-

sous (CO_2 et H_2CO_3), d'autres peuvent consommer directement l'ion HCO_3^- . Des comportements intermédiaires ont également été mis en évidence (fixation de CO_2 et HCO_3^-). Ces diverses propriétés sont notamment susceptibles d'influer sur les successions des populations.

Des considérations simples sur les équilibres de l'acide carbonique montrent que les alcalinités élevées favorisent des productions importantes en élevant le CO_2 disponible ainsi que le pouvoir tampon de l'eau.

Soit C_T la concentration totale en carbone minéral :

$$C_T = \text{H}_2\text{CO}_3^* + \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{--}$$

$$\text{avec } \text{H}_2\text{CO}_3^* = \text{CO}_2 \text{ dissous} + \text{H}_2\text{CO}_3$$

les constantes d'hydratation et de dissociation ont pour valeur approchée

$$pK_H = 1,5 ; pK_1 = 6,3 ; pK_2 = 10,2$$

à la température ordinaire. Ces valeurs peuvent éventuellement être corrigées par l'approximation du Gntelberg en fonction de la force ionique du milieu (Stumm et Morgan, 1970).

L'alcalinité A' s'écrit

$$A' = 2 [\text{CO}_3^{--}] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{OH}^-] + X$$

où X représente l'alcalinité non hydroxyde non carbonique (la silice, par exemple). Pour une eau en équilibre avec l'atmosphère ($p\text{CO}_2 = 10^{-3,5}$ atm.), en négligeant X :

$$A' = K_H p\text{CO}_2 \left(\frac{1 + 2r_2}{r_1} \right) + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+]$$

$$\text{où } r_1 = \frac{K_1}{[\text{H}^+]} \text{ et } r_2 = \frac{K_2}{[\text{H}^+]}$$

$$\text{et } [C_T] = (A' - [\text{OH}^-] + [\text{H}^+]) \left(\frac{1 + r_1 + r_2}{1 + 2r_2} \right)$$

L'intensité du pouvoir tampon β est, par définition :

$$\beta = -\frac{\partial C_T}{\partial \text{pH}}$$

et peut être calculé par une formule simplifiée (Stumm et Morgan, 1970)

$$\beta = 2,3 A \frac{r_1 + r_2}{(1 + 2r_2)^2}$$

ou, en tenant compte des hydroxydes et de l'alcalinité X , par des équations plus complètes (Talling, 1976). En ne considérant pas X ,

$$\beta = 2,3 A \frac{r_1 + r_2}{(1 + r_2)^2} + 1,15 [\text{OH}^-] \left(1 + \frac{1}{(1 + 2r_2)^2} \right)$$

Pour une eau en équilibre avec l'atmosphère, le pH peut être calculé en fonction de l'alcalinité et de la pression partielle en CO_2 (figure F 9), d'où le pouvoir tampon : la valeur de β est représentée pour des eaux d'alcalinité comprise entre 0,16 et 22 mé/l, figure F 9.

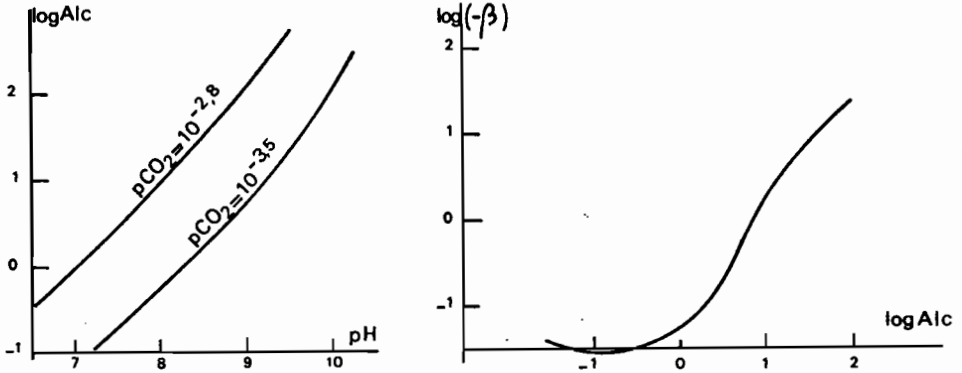


Figure F 9 - Relation entre pH et alcalinité d'eaux en équilibre avec une pression partielle de CO_2 de $10^{-3,5}$ et $10^{-2,8}$ atmosphère . Augmentation du pouvoir tampon d'une eau en fonction de l'alcalinité.

Le pouvoir tampon est donc faible pour une alcalinité inférieure à 1 mé/l, et il augmente ensuite rapidement avec l'alcalinité. Une variation de 1 unité de pH ($\pm 0,5$) autour de l'équilibre correspond à des variations de 1,7 et 7,7 mg C/l pour des alcalinités respectivement de 2,6 et 5,6 mé/l. Lorsqu'il peut se produire une précipitation de carbonate de calcium, l'alcalinité diminue en fonction du carbonate précipité mais le pouvoir tampon reste important.

Dans le milieu naturel, une variation notable de pH consécutive à la photosynthèse n'apparaît que si la concentration en chlorophylle (ou l'activité du phytoplancton) est suffisamment importante vis à vis de l'alcalinité. Cette relation, établie pour des lacs d'alcalinité comprise entre 0,05 et 1000 mé/l (Talling, 1970) est reportée en pointillé figure F 8 pour le cas où les ions de l'acide carbonique représentent l'essentiel de la concentration anionique.

Nous constatons que la ligne ainsi définie, bien que située au-dessous de l'enveloppe des biomasses maximales observées au Tchad, correspond au même ordre de grandeur. Nous pouvons donc en conclure que les plus fortes valeurs de B observées en différents points du lac Tchad induisent dans le milieu des variations de pH susceptibles de limiter l'activité photosynthétique du phytoplancton. Il y a alors limitation indirecte de la production par le carbone minéral, ce qui suppose que les autres éléments nutritifs sont en concentration suffisante : l'alcalinité de l'eau apparaît ainsi comme facteur limitant des biomasses maximales observées.

F.2.3 - L'INDICE MORPHO-EDAPHIQUE.

Définition

La notion d'indice morpho-édaphique a été introduite par Ryder (1965) à la suite de nombreuses observations selon lesquelles la productivité d'un lac est liée à sa morphométrie ou à la composition chimique des eaux (Rawson, 1955 ; Moyle, 1956 ; Fryer et Iles, 1972).

L'indice morpho-édaphique d'un lac, IME, peut être défini par

$$\text{IME} = \frac{\text{Conductivité } (\mu \text{ mhos/cm à } 25^\circ \text{ C})}{\text{profondeur moyenne (m)}}$$

bien qu'à l'origine la concentration en solides dissous ait été employée à la place de la conductivité.

Il a été montré que la production en poissons d'une série de lacs peut être liée de façon significative à leur indice morpho-édaphique à condition qu'ils appartiennent à une même classe ; celle-ci est définie par l'homogénéité de conditions climatiques, de composition ionique et de temps de renouvellement des eaux, et de turbidité minérale (Henderson et al., 1973).

L'utilisation parfois abusive de cet indice, par manque de respect des conditions d'homogénéité, ainsi que sa simplicité apparente, font qu'il est souvent mésestimé. De plus, les deux paramètres qui le constituent englobent de nombreux facteurs de la production dont aucun n'apparaît clairement (Henderson et al, 1973). Il a été principalement employé pour l'estimation de la productivité en poissons des lacs de l'Amérique du Nord (Ryder, 1965 ; Matuszek, 1978), de lacs oligotrophes (Ryder, 1972), de réservoirs en climat tempéré ou de lacs africains (Henderson et Welcomme, 1974).

Il existe cependant de bonnes relations entre le niveau primaire et la production en poissons de divers milieux, la biomasse phytoplanctonique ou la production primaire brute étant utilisées comme estimation de la production primaire (Hrbacek, 1969 ; Melack, 1976 ; Mc Connel et al., 1977). Nous pouvons donc tenter d'utiliser l'indice morpho-édaphique pour la comparaison de la productivité (ou de la biomasse) primaire d'une série de lacs appartenant à une classe homogène.

Conditions d'application aux eaux du Tchad.

Nous avons décrit les relations qui existent entre conductivité et biomasse phytoplanctonique (exprimée par la concentration B en chlorophylle) dans quatre types de masses d'eau : eaux libres de la cuvette sud, station de Bol, centre de la cuvette nord et mares permanentes du Kanem.

L'indice morpho-édaphique doit être redéfini en fonction du but poursuivi (l'étude de la biomasse phytoplanctonique), et en fonction du milieu étudié : le lac Tchad, peu profond et hétérogène aussi bien dans le temps que dans l'espace.

Au lieu de comparer les situations de plusieurs lacs au cours de la même période, comme cela a été fait jusqu'à présent pour l'index morpho-édaphique, nous introduisons une nouvelle notion de classe chronologique, qui consiste à comparer les différentes étapes d'un même lac au cours du temps. L'existence d'une telle classe suppose que le paramètre biologique étudié, ici la biomasse phytoplanctonique, reste en équilibre avec le milieu et donc que les variations physico-chimiques ne sont pas trop rapides. Il est de plus nécessaire que les conditions d'homogénéité continuent d'être respectées.

L'indice morpho-édaphique au sens classique prend en compte la conductivité et la profondeur moyennes de la masse d'eau. Nous avons utilisé ici la profondeur et la conductivité au point de mesure. En effet, les dimensions du lac Tchad, ainsi que l'hétérogénéité de la répartition des concentrations phytoplanctoniques et des conductivités, rendent irréaliste l'utilisation des valeurs moyennes dans les différents bassins étudiés. Nous pouvons d'autre part considérer que la production et la biomasse du phytoplancton sont des phénomènes relativement localisés : dans la mesure où la profondeur au point d'échantillonnage est représentative de la profondeur moyenne d'une région suffisamment étendue par rapport aux échanges par convection latérale,

cette région peut être considérée comme autonome. Il est évident qu'une telle interprétation ne saurait être appliquée à des peuplements de poissons dont les déplacements dépassent les limites ainsi définies.

Compte tenu de cette nouvelle définition, nous allons examiner quelles sont les périodes au cours desquelles les différentes régions du lac peuvent constituer une classe chronologique homogène.

Les mares permanentes du Kanem constituent une classe, au sens strict de l'utilisation de l'indice morpho-édaphique : série de lacs aux caractères homogènes, dont les principales différences résident dans des conductivités et des profondeurs inégales.

La station de Bol, de 1968 jusqu'à la fin de la première phase de concentration, peut être considérée comme formant une classe si nous ne conservons que les mesures faites au point A, avant que la zone en eau ne soit réduite à la seule mare, (point C), relativement profonde par rapport à sa surface. La classe A est donc constituée par la région de Bol de 1968 à mars 1973, et pour l'archipel autour de Bol par les données de janvier 1973 (les seules disponibles avant l'exondation des seuils).

Il en est de même pour la cuvette nord jusqu'à la première remise en eau de janvier 1975 au cours de laquelle une faible quantité d'eau organique a pénétré dans le bassin. Cependant la différence de qualité de milieu n'est véritablement apparue qu'après le premier assèchement total (octobre 1975) et la remise en eau, plus importante, qui a suivi (décembre 1975 - janvier 1976). Nous avons noté, pour février et avril 1975, que les concentrations en chlorophylle apparaissaient plus élevées, à conductivité égale, qu'en 1973-74 (figure F 7). Cette différence apparaît beaucoup moins quand l'indice morpho-édaphique est utilisé (figure F 10 b). Dans un premier temps, la classe B est néanmoins limitée à la cuvette nord de 1973 à décembre 1974.

Les conditions physico-chimiques dans les eaux libres de la cuvette sud n'ont pas sensiblement évolué au cours de la période 1973-76. Cependant les variations saisonnières observées mettent en évidence l'influence prépondérante du Chari dans cette région du lac dont une part, variable suivant les saisons, constitue plus une extension du fleuve qu'un lac proprement dit. Cette zone des eaux libres de la cuvette sud ne présente donc pas les caractères d'homogénéité présentés par les classes A et B qui viennent d'être définies.

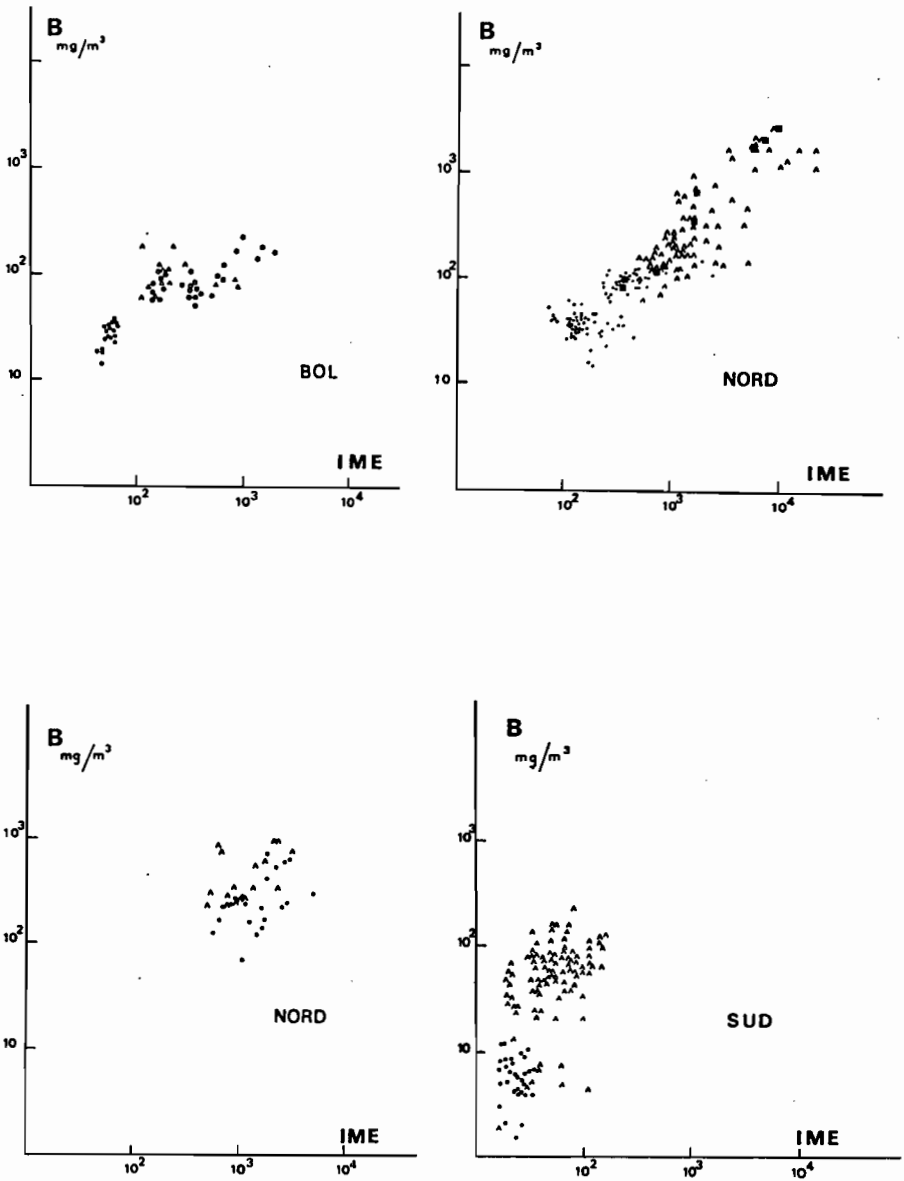


Figure F 10 - Biomasses phytoplanctoniques (mg Chla/m^3) en fonction de l'indice morpho-édaphique. a) Bol en 1968-70 (.), en 1972-73 (o) et archipel en janvier 1973 (Δ); b) cuvette nord en 1973 (.) en 1974 (Δ) et à Kindjéria (\blacksquare); c) cuvette nord en février 1975 (.) et avril 1975 (Δ); d) cuvette sud en 1973-76 en saison de crue (.) et le reste de l'année (Δ).

Nous verrons plus loin si l'introduction des classes C (cuvette nord en 1975) et D (eaux libres de la cuvette sud) perturbent de façon nette les relations $B = f(\text{IME})$ que nous pouvons définir pour A et B.

Résultats et discussion.

Les résultats correspondant aux différentes classes A, B, C et D que nous venons de définir sont reportés dans des diagrammes $\log B = f(\log \text{IME})$ dans les figures F 10 a, b, c et d.

Les classes A et B, du fait de leurs caractères semblables, peuvent être regroupées dans une même classe, spécifique de lacs peu profonds, d'eau bicarbonatée, à turbidité provenant essentiellement de la turbulence due au vent. Nous avons vu que pour ces deux groupes de données il existe une assez bonne relation entre la concentration B en chlorophylle et la conductivité C. Il s'agit maintenant de vérifier que l'introduction de l'indice morpho-édaphique améliore la corrélation et permet une meilleure description des phénomènes observés.

Les calculs portent sur 244 points de mesure, et les équations de régression s'écrivent

$$\log B = -0,410 + 0,866 \log C \quad r_1 = 0,705$$

$$\log B = 0,062 + 0,736 \log (\text{IME}) \quad r_2 = 0,870$$

Les intervalles de confiance des coefficients de corrélation ont été estimés (par transformation tangente hyperbolique (Snedecor et Cochran, 1971)) :

$$0,634 < r_1 < 0,762$$

$$0,835 < r_2 < 0,897$$

Pour un degré de sécurité de 95 %, les intervalles de confiance sont nettement disjoints, ce qui permet de conclure que l'indice morpho-édaphique fournit une meilleure description ou estimation des concentrations en chlorophylle pour les classes A et B définies plus haut.

Les intervalles de confiance à 95 % de la droite de régression, ainsi que le domaine de sécurité pour la prédiction d'une valeur de B, IME étant donné, sont représentés figure F 11. Alors que la conductivité seule permet une estimation de B à un facteur $\pm 3,6$ près (sécurité 90 %), l'utilisation de l'indice morpho-édaphique donne un facteur de $\pm 2,5$.

Le fait d'avoir utilisé la profondeur au point de mesure introduit sans doute un léger facteur d'incertitude dans le calcul de IME. En effet, si la conductivité au point considéré est bien repré-

sentative de la masse d'eau, la profondeur peut varier en fonction de la topographie du fond autour du point d'échantillonnage. L'exactitude de l'indice calculé dépend donc de la représentativité de la profondeur au point de mesure par rapport à la zone alentour.

On a ajouté sur la figure F 11 un segment de droite représentant les conditions observées dans les lacs permanents du Kanem, pour lesquels une profondeur moyenne de 1 m a été utilisée (d'après les données Iltis, 1974). Un autre lac, qui appartient à la même classe que celle définie par A et B, est le lac Fitri pour lequel nous

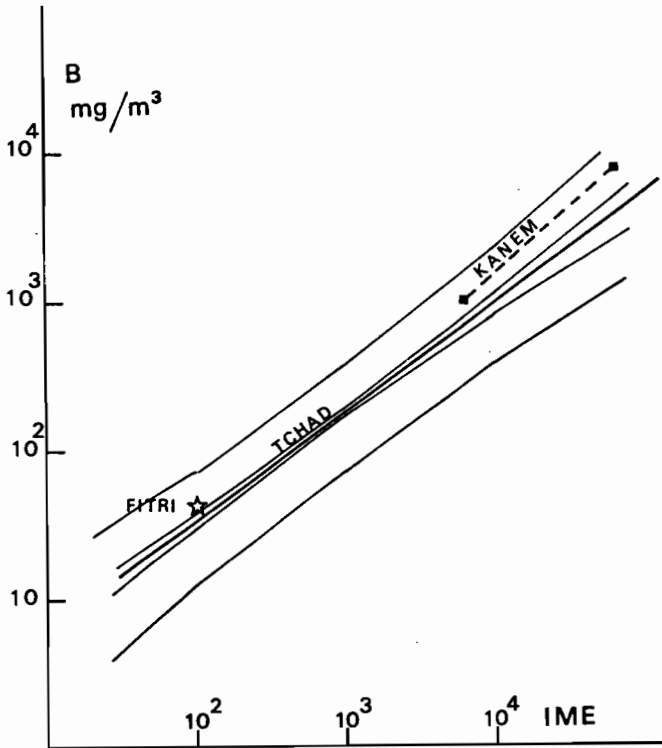


Figure F 11 - Droite de régression $\log B = f(\log \text{IME})$ pour les classes A et B du lac Tchad. Limites de confiance à 95 % de la droite, et limites de confiance à 90 % de l'estimation de B pour une valeur donnée de IME. Les résultats du lac Fitri (décembre 1973, moyenne sur 9 mesures). et des mares permanentes du Kanem (d'après Iltis, 1974). sont représentés.

ne disposons que d'une série de mesures (rapport de mission Franc-Lemoalle, décembre 1973) (figure F 11). Nous constatons que les points représentatifs de ces différents milieux s'intègrent bien dans le groupe qui vient d'être décrit. Remarquons cependant que ce n'est pas ici la valeur prédictive de l'indice qui est recherchée, mais sa valeur descriptive des phénomènes observés en vue d'une meilleure compréhension.

L'introduction dans la classe A et B des groupes C (cuvette nord en 1975) et D (eaux libres de la cuvette sud en 1973-76) (figure F 10 c et d) modifie le nuage des points représentatifs du milieu dans le diagramme $\log B = f(\log \text{IME})$. En ce qui concerne les eaux libres de la cuvette sud, nous remarquons que les points se divisent en deux sous-groupes : l'un, pour les faibles valeurs de B, correspond aux données de saison de crue du fleuve ou à des échantillonnages proches du delta, l'autre représente les données de la période des basses eaux annuelles, et donc de saison chaude. Par rapport à une évolution purement lacustre, un biais est donc introduit par l'influence directe du Chari en saison fraîche, et par le fait que seules les données de saison chaude correspondent à une phase de relative stabilité des eaux. Après le minimum de niveau en 1973 et le développement des macrophytes, les concentrations en chlorophylle ont d'autre part atteint des valeurs qui n'étaient pas observées avant, ces fortes valeurs étant attribuées soit à une turbulence moins grande, soit à l'apport de sels nutritifs en relation avec la circulation de l'eau à travers les bordures de macrophytes.

Au sens strict de la notion de classe pour l'utilisation de l'indice morpho-édaphique, les eaux libres de la cuvette sud ne peuvent donc pas être intégrées à la classe définie par les périodes de concentration de la région de Bol et de la cuvette nord. Si cependant cette notion peut être élargie, elle doit l'être pour les eaux libres de la cuvette sud en période de Tchad normal, avant le développement important des macrophytes (décembre 1972-novembre 1973). En ce qui concerne la cuvette nord, nous pouvons utiliser les données de 1975 (février et avril) pour lesquelles les infiltrations d'eau organique en provenance de la Grande Barrière sont peu importantes. Les 74 points de mesure ainsi ajoutés conduisent aux relations

$$\begin{array}{lll} \log B = 0,294 + 0,931 \log C & r = 0,747 & n = 318 \\ \log B = 0,093 + 0,798 \log (\text{IME}) & r = 0,875 & \end{array}$$

qui ne modifient pas sensiblement les conclusions précédentes.

Les données obtenues en phase de Petit Tchad avec macrophytes (cuvette nord en 1976, cuvette sud dans son ensemble en 1974-76) correspondent à des situations très variables, et à des classes qui ne sont pas comparables.

Conclusion

La notion d'indice morpho-édaphique a été appliquée à des données ponctuelles réparties sur l'ensemble du lac Tchad au cours d'une phase de récession. Par rapport à la conductivité seule, l'introduction de l'IME améliore de façon significative la description de l'évolution de la biomasse phytoplanctonique B en fonction des conditions de milieu.

Si, d'une façon générale, une interprétation de l'indice morpho-édaphique est difficile (Henderson et al., 1973), dans le cas du Tchad et avec l'utilisation que nous en avons faite, l'IME peut se décomposer en ses deux paramètres : la conductivité et la profondeur.

Nous avons vu que la conductivité qui exprime ici la quantité de carbone minéral disponible et le pouvoir tampon de l'eau, constitue une évaluation de la production et de la biomasse maximale. A la concentration en ions majeurs peuvent d'autre part être associées des concentrations en éléments nutritifs.

La profondeur intervient en fonction inverse : quand la profondeur décroît, B augmente. Ce résultat est probablement lié à une augmentation de la turbulence due au vent, qui diminue la sédimentation des algues. Mais il faut noter aussi qu'une diminution de la profondeur, à biomasse égale, diminue la profondeur optique du milieu (le rapport de la profondeur à la transparence), ce qui se traduit par une photosynthèse nette supérieure, et donc possibilité d'accroissement de la biomasse.

F 3 - RELATIONS ENTRE LES CONDITIONS DE MILIEU ET L'ACTIVITE PHOTOSYNTHETIQUE (PRODUCTION BRUTE).

Nous avons vu que le modèle de Talling s'applique aux résultats obtenus au lac Tchad.

$$\Sigma A = B \cdot \varphi_{opt} \cdot \frac{1}{\epsilon} [\text{Log } I'_0 - \text{Log } 0,5 I_K] \quad (1)$$

$$\Sigma \Sigma A = B \cdot \varphi_{opt} \cdot \frac{1}{\epsilon} [\text{Log } I'_0 - \text{Log } 0,5 I_K] \times 0,9 \Delta t \quad (2)$$

Les deux équations permettent d'étudier les variations de l'activité photosynthétique en fonction des variations de l'un des paramètres. Nous les utiliserons pour étudier successivement l'importance de certains d'entre eux.

F.3.1 - L'ABSORPTION DE LA LUMIERE DUE AU PHYTOPLANCTON.
INTRODUCTION DU PARAMETRE p.

Considérons d'abord la seule variation de la concentration en chlorophylle, en supposant que celle-ci influe sur la valeur de ϵ , mais n'a pas d'effet sur l'activité spécifique optimale φ_{opt} , ni sur I_K .

Nous pouvons évaluer le pourcentage p de l'absorption de la lumière qui est dû à la présence du phytoplancton. Si ϵ_B est le coefficient spécifique d'atténuation du phytoplancton considéré

$$p = 100 \frac{B \epsilon_B}{\epsilon}$$

où ϵ_B est exprimé en m^{-1} par $mg \text{ Chla}/m^3$, soit en m^2/mg .

En reportant dans (1) nous obtenons

$$\Sigma A = \varphi_{opt} \frac{p}{100 \epsilon_B} [\text{Log } I'_0 - \text{Log } 0,5 I_K] \quad (3)$$

En première approximation, ϵ_B ne dépend pas de la concentration B. Il apparait donc que, φ_{opt} et I_K ne changeant pas, l'activité par unité de surface est directement proportionnelle à p, indépendamment de la valeur de ϵ . Une faible valeur de p peut en effet apparaître aussi bien dans le cas de très faibles transparences (comme pour le lac Tchad en phase normale, où les particules minérales interviennent de façon dominante) que dans le cas d'eaux très transparentes où l'absorption par l'eau pure est prépondérante par rapport à l'atténuation de la lumière due à un phytoplancton très peu important (Lac Tahoe, Tilzer et al., 1975).

La valeur ϵ_B tient en fait compte de l'absorption par les cellules, mais aussi de la diffusion qui augmente le trajet de la lumière dans l'eau, d'où une absorption supplémentaire par l'eau et ses composants non phytoplanctoniques. Il s'ensuit que le produit $B \epsilon_B$ surestime

la fraction de l'énergie incidente véritablement absorbée par le phytoplancton.

Dans le cas du lac Tchad, où la transparence DS est mesurée au disque de Secchi, nous avons établi la relation générale (Chap. B.5)

$$1/DS = \gamma_w + \gamma_{Fe} + \gamma_B B$$

Le paramètre p s'écrit alors

$$p = 100 \gamma_B \cdot B. (DS)$$

où $\gamma_B = 0,015 \text{ m}^2/\text{mg}$ (chapitre B.5)

La valeur de p a été calculée au moyen de cette formule pour les résultats obtenus dans la cuvette sud en décembre 1970 et juin 1971, pour la cuvette nord en avril 1974, pour Bol au cours de la période 1968-70, et pour des mesures réparties entre mars 1973 et mai 1976. Les relations entre ΣA et p sont représentées figure F 12 pour chacune de ces séries, dans un diagramme $\log \Sigma A = f(\log p)$. L'ensemble des résultats forme un nuage de points alignés suivant une droite de pente unité. Cette pente indique que ΣA est proportionnel à p.

Nous remarquons qu'il a été trouvé pour la cuvette nord des valeurs de p qui approchent et même, pour les 3 plus fortes, qui dépassent 100. Ces fortes valeurs indiquent que le coefficient γ_B utilisé est trop fort pour le phytoplancton considéré. Une valeur γ_B plus faible, en diminuant p d'un facteur constant, rapprocherait les points représentatifs de la cuvette nord de l'ensemble des autres.

Les résultats obtenus au Tchad vérifient donc la relation théorique exposée plus haut : la production dépend de la proportion de lumière absorbée par le phytoplancton, indépendamment des concentrations absolues en phytoplancton, en particules minérales ou en substances dissoutes.

Notons qu'une représentation équivalente a été utilisée, notamment par Talling (1965), dans des diagrammes $\Sigma A = f(\Sigma n)$ où Σn représente la quantité de chlorophylle par unité de surface de la zone euphotique. Si $Z_{eu} = 4,6/\epsilon$, la quantité $\Sigma n = B \times 4,6/\epsilon$ correspond, à un facteur près, à $B \times DS$ et représente donc l'absorption relative de la lumière par le phytoplancton.

F.3.2. - LE RENDEMENT DE LA PHOTOSYNTHESE

F.3.2.1 - Définition et propriétés.

Les plantes utilisent une fraction du rayonnement solaire pour synthétiser la matière organique. La quantité d'énergie mise en jeu est d'environ 10 kcal par gramme de carbone assimilé (Vinberg, 1971),

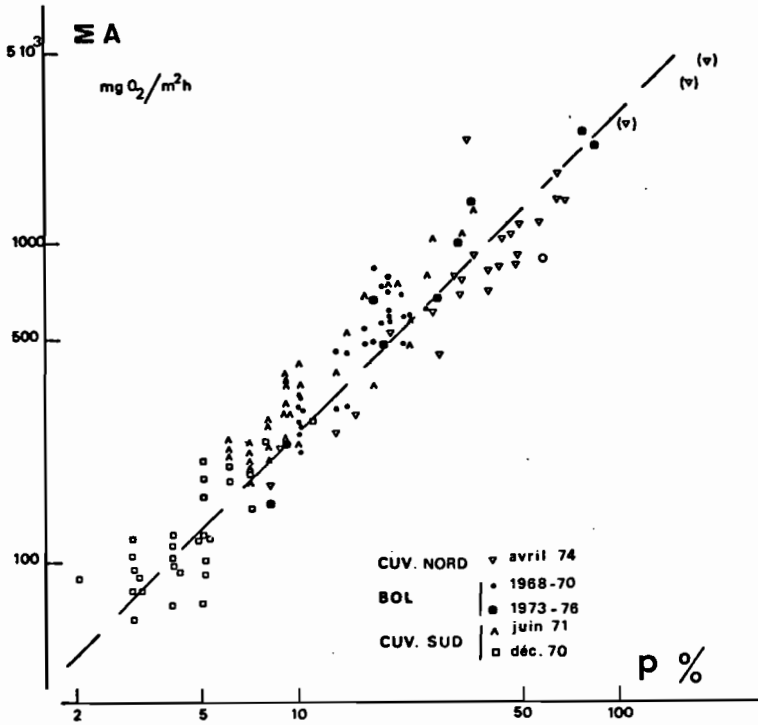


Figure F 12 - Relations entre ΣA et p pour diverses séries de mesures effectuées dans le lac Tchad (échelles logarithmiques)

soit 3,33 kcal par gramme d'oxygène produit par photosynthèse. Le rendement photosynthétique s'exprime par le rapport de l'énergie assimilée à l'énergie reçue.

Une définition claire de ce rendement est nécessaire, car la production primaire peut être évaluée différemment (par l'oxygène, par le carbone 14 avec ou sans les produits d'excrétion), de même que l'énergie rayonnante pour laquelle certains auteurs considèrent la seule énergie visible incidente, puisque seul ce rayonnement est utilisable par les plantes. Nous considérons ici le rendement ρ_{tot} de la production primaire brute (qui représente l'énergie effectivement absorbée) par rapport à l'énergie globale incidente moyenne pendant la période considérée.

$$\text{Pour une journée } \rho_{\text{tot}} = \frac{\Sigma \Sigma A}{\Sigma \Sigma I} \times 100$$

En moyenne sur une journée $\Sigma \Sigma I = \bar{I}_0 \Delta t$ où \bar{I}_0 est le rayonnement incident moyen sur la surface et Δt la longueur du jour. Le rayonnement subsuperficiel, du fait des réflexions à la surface est

$$\bar{I}'_0 \approx 0,95 I'_0$$

Si nous considérons la formule de Talling,

$\Sigma \Sigma A = B \cdot \varphi_{opt} \cdot \frac{1}{\epsilon} \left[\text{Log } \bar{I}'_0 - \text{Log } 0,5 I_k \right] \times 0,9 \Delta t$
 où ϵ est le coefficient moyen sur le spectre visible de l'atténuation verticale de la lumière, le rendement de photosynthèse s'écrit

$$P_{tot} = 0,86 B \cdot \varphi_{opt} \cdot \frac{1}{\epsilon} \left[\frac{\text{Log } I'_0 - \text{Log } 0,5 I_k}{I'_0} \right] \times 100$$

Nous remarquons que, pour un peuplement phytoplanctonique donné, de propriétés constantes au cours de la journée, le rendement diminue quand l'irradiation $\Sigma \Sigma I$ augmente. Il n'en n'est pas nécessairement de même pour les variations saisonnières au cours desquelles le plancton peut s'adapter à l'évolution de l'énergie incidente.

Bien que les eaux tropicales puissent être très productives, il n'est pas évident que leur rendement photosynthétique moyen annuel soit supérieur à celui des lacs tempérés. En effet, les compensations d'adaptation à la lumière peuvent intervenir dans ces derniers pour que l'utilisation de l'énergie lumineuse reste optimale.

Afin d'évaluer la limite supérieure pratique de P_{tot} dans le cas d'un lac tropical, nous pouvons définir les meilleures conditions de la production, bien que celles-ci soient rarement présentes simultanément.

$\Sigma \Sigma A = 9 \Sigma A$ pour une journée de 12 heures

$$\Sigma A = B \cdot \varphi_{opt} \cdot \frac{1}{1,33 \epsilon_{min}} \cdot F(I)$$

ou $\varphi_{opt} = 25 \text{ mg } O_2/\text{mg} \cdot \text{h}$ (Talling, 1965 ; Lemoalle, 1973)
 et $F(I) = 3,5$

Dans le cas d'une forte concentration phytoplanctonique, le coefficient d'atténuation de la lumière est presque entièrement dû au phytoplancton et $\epsilon_{min} = B \epsilon_s$ où ϵ_s est le coefficient d'atténuation spécifique dans la longueur d'onde la moins absorbée ; $\epsilon_s = 0,012 \text{ m}^{-1}$ est une valeur relativement optimiste (Bindloss, 1976) que nous utilisons ici. Ces conditions étant réunies,

$$\Sigma \Sigma A_{max} = 50 \text{ g } O_2/\text{m}^2 \cdot \text{jour}$$

Cette valeur, effectivement trouvée dans certaines occasions,

peut être considérée comme la limite supérieure de l'activité photosynthétique quand une forte activité spécifique de phytoplancton est associée à une forte biomasse (Talling et al., 1973) alors que le phénomène inverse semble fréquent (Ganf, 1972).

Sous les latitudes tropicales, un jour clair correspond à un rayonnement de 5000 à 5500 kcal/m² jour. Utilisant cette dernière valeur, la limite supérieure P_{\max} de P_{tot} sera

$$P_{\max} = 3,0 \%$$

en moyenne, sur une journée, en supposant que le phytoplancton absorbe toute l'énergie disponible. En réalité, les matières dissoutes et les particules absorbent une part non négligeable de la lumière. L'effet dépressif des fortes biomasses sur φ_{opt} est vraisemblable, au moins pendant une partie de l'année. Nous devons par ailleurs noter que cette valeur de 50 g O₂/m² jour a été évaluée par un bilan de l'oxygène in situ, tandis qu'à la même date, la mesure de production par la méthode classique, utilisant des flacons, a fourni des estimations sensiblement moindres, de l'ordre de 20 à 25 g O₂/m² jour (Talling et al., 1973). Les estimations par bilan d'oxygène in situ sont nettement supérieures à celles qui sont faites au moyen de flacons lorsque des fortes concentrations de phytoplancton sont en jeu (Melack et Kilham, 1974).

Pratiquement, avec la méthode utilisée, un rendement photosynthétique, journalier ou annuel, de 2 % est rarement atteint en milieu naturel. Cette valeur peut sembler faible, comparée au rendement des plantes terrestres. Elle résulte de l'absorption de la lumière par l'eau et des mécanismes de régulation, dont l'intérêt est discuté par Vollenweider (1970). Selon cet auteur, l'existence d'un niveau de saturation suivi d'une inhibition de l'activité photosynthétique en fonction de l'éclairement doit être considéré comme un mécanisme d'amortissement des variations irrégulières d'éclairement qui protège l'écosystème des déséquilibres du flux d'énergie qui se produiraient si la réponse du phytoplancton était fonction linéaire de l'énergie incidente.

F.3.2.2 - Résultats

La valeur moyenne mensuelle de l'énergie incidente sur le lac Tchad varie peu au cours de l'année (2030 à 2580 10⁴ J/m².j). Cette caractéristique distingue les lacs tropicaux des lacs tempérés où l'amplitude des variations saisonnières du rayonnement incident atteint le rapport de 1 à 9 (pour le Léman, par exemple). Nous avons vu que l'un

des paramètres importants de la production est la valeur de p , le pourcentage d'absorption de la lumière par le phytoplancton. Le rendement de la photosynthèse est donc dépendant de p , qui varie ici de 2 à près de 100 %.

Nous allons examiner les variations de ρ_{tot} sur un cycle annuel à Bol, en phase de Tchad normal. Le rendement est calculé en convertissant les données de production en unités énergétiques, et en utilisant les moyennes mensuelles de l'énergie incidente à N'Djaména. L'évolution de ρ_{tot} à Bol au cours de l'année 1969 est représentée figure F 13. Le rendement varie de 0,15 % en saison fraîche à 0,4 % en saison chaude avec une moyenne annuelle de 0,26 %. Nous constatons qu'il varie comme ΣA et p : les conditions de transparence sont donc dominantes dans l'évolution saisonnière du rendement.

En ce qui concerne les mesures effectuées dans les eaux libres de la cuvette sud en juin (1970 et 1971) d'une part, et en décembre (1970) d'autre part, le rendement photosynthétique pour les journées claires varie comme ΣA , puisque la même valeur moyenne de ΣI est utilisée pour chacune des deux périodes. Les limites de ρ_{tot} sont 0,04 à 0,19 % en décembre et 0,08 à 0,53 % en juin.

Pour l'ensemble des mesures effectuées in situ, la gamme de variation de ρ_{tot} varie donc, dans le lac Tchad pour des jours clairs, entre 0,04 et 1,80 %, le paramètre p apparaissant comme le principal facteur de variation.

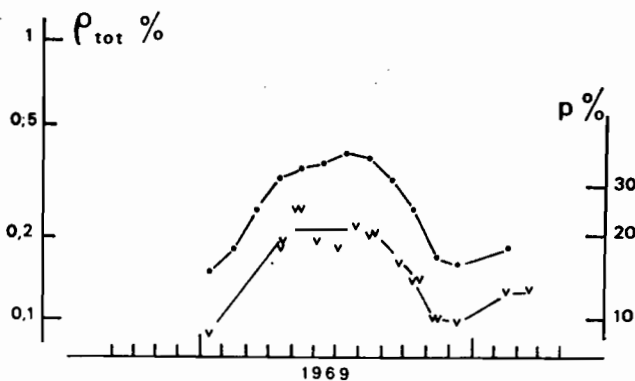


Figure F 13 - Variations de p (v) et ρ_{tot} (.) à Bol au cours de l'année (1969), en période de Tchad normal.

F.3.2.3. - Discussion.

Utilisant les résultats du Programme Biologique International, Brylinsky et Mann (1973) ont mis en évidence une corrélation entre le rendement photosynthétique annuel et la concentration en chlorophylle de lacs dispersés dans le monde, avec des valeurs extrêmes de P_{tot} de 0,01 et 1,11 % (après transformation de leur rendement, calculé par rapport à l'énergie visible incidente). En mer, Morel (1978) obtient des valeurs de 0,01 à 0,10 % en mer des Sargasses et en mer des Caraïbes et de 0,16 à 0,69 % dans l'upwelling de Mauritanie qui est l'une des régions océaniques les plus riches en phytoplancton. Si nous appliquons une conversion de 1 mg de chlorophylle en 200 mg de biomasse phytoplanctonique (poids frais), des résultats du même ordre ont été présentés par Tilzer et al. (1975) qui ont cherché en outre une relation entre P_{tot} et p . Cette deuxième relation semble toutefois moins bonne que celle qui lie P_{tot} à B pour les exemples choisis, probablement du fait d'adaptations différentes du phytoplancton à des milieux qui n'ont rien de commun (à noter que les valeurs P_{tot} du Loch Leven sont surestimées par rapport aux données originales de Bindloss, 1974).

La relation entre le rendement photosynthétique et p est représentée figure F 14 pour quelques exemples de lacs peu profonds et différents points du lac Tchad :

- Bol 1969, variations saisonnières,
- Bol, juin 1974, phase de petit Tchad
- cuvette nord du lac, juin 1974, phase de concentration à N'Goudouboul, où ont été observées les plus fortes valeurs de ΣA (p estimé à 85 %)
- eaux libres de la cuvette sud (ELSE) en décembre 1970
- deux valeurs du lac Kilotes, Ethiopie, d'après Talling et al. (1973) en utilisant $\Sigma A = 9 \Sigma A$, $\epsilon_B = 0,018 \text{ m}^{-1}$ et $\Sigma I = 6000 \text{ kcal/m}^2 \text{ j}$: le 1.1.1966 $P_{tot} = 0,67 \%$ $p = 24 \%$; le 7.7.1966 $P_{tot} = 0,78 \%$, $p = 31 \%$. Ces valeurs de P_{tot} et p de 1966 sont sensiblement moins élevées que celles de 1964, notées K figure F 14.
- les moyennes annuelles estimées pour le Loch Leven, Ecosse (Bindloss, 1974), le Lough Neagh, Irlande (d'après Jewson, 1976), le lac George, Ouganda (d'après Ganf, 1972) et le Clear Lake, USA (Tilzer et al., 1975).

Nous constatons que malgré les différences de situation géographique, le rendement de la photosynthèse des lacs plats est fonction

du pourcentage p de la lumière absorbé par le phytoplancton. Dans les lacs plus profonds, moins homogènes verticalement, la distribution du phytoplancton et le rendement photosynthétique peuvent varier sensiblement en fonction de la profondeur, et ainsi perturber la relation entre ρ_{tot} et p .

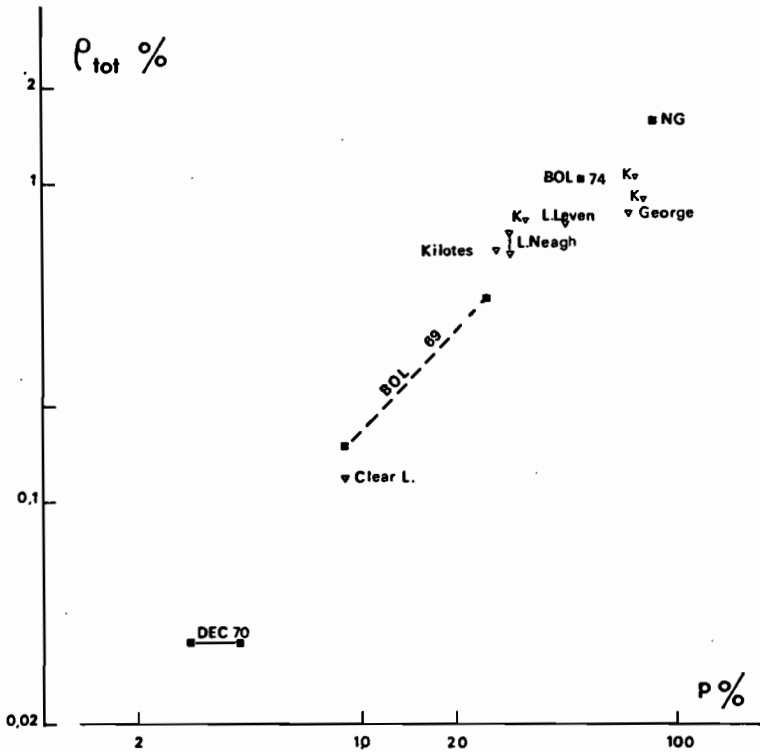


Figure F 14 - Relation entre ρ_{tot} et p pour diverses séries de mesures dans le lac Tchad (■) et dans d'autres lacs peu profonds (▽).

F.3.3 - LES VALEURS MAXIMALES DE LA PRODUCTION.

L'estimation qui a été faite au paragraphe précédent

$$\Sigma A_{max} = 5,5 \text{ g O}_2/\text{m}^2 \text{ h}$$

correspond à une combinaison des valeurs optimales des différents paramètres de la production. Cette combinaison est rarement rencontrée, et

des valeurs aussi fortes ne sont observées qu'au moyen de bilans d'oxygène in situ, tandis que l'utilisation de flacons dans la méthode classique fournit, pour les mêmes milieux, des estimations environ moitié moindres (Talling et al., 1973 ; Melack et Kilham, 1974).

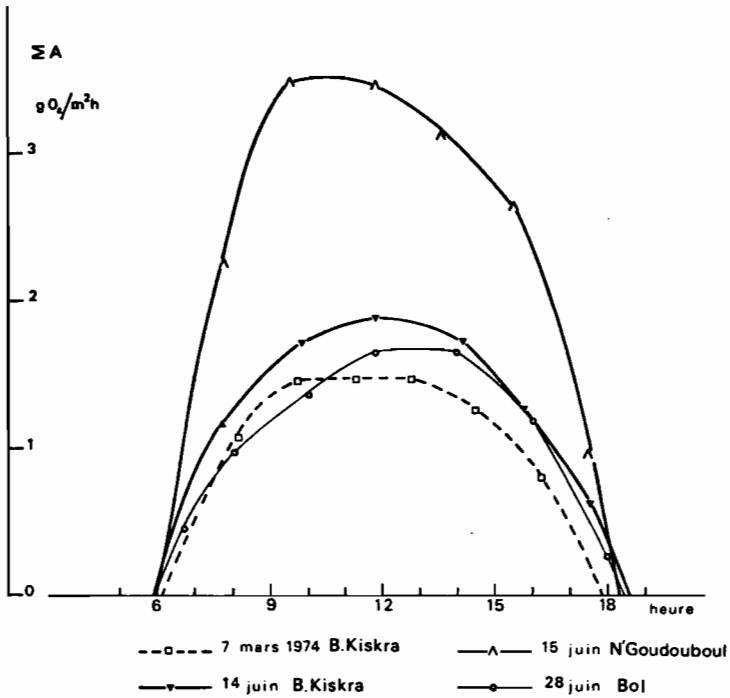


Figure F 15 - Evolution de ΣA au cours de la journée lors de très fortes valeurs de la production dans la cuvette nord et à Bol. Mesures in situ. Chaque point indique l'heure moyenne d'une incubation.

L'évolution de ΣA au cours de la journée a été décrite (chap. D) pour des fortes valeurs de production observées en divers endroits du lac Tchad. Une activité intense permet en effet de faire des incubations plus courtes, et donc de mieux suivre son évolution au cours du temps. L'ensemble des résultats obtenus (tableau FF 1, en annexe) est résumé dans le tableau F 2 et dans la figure F 15. La respiration dans la colonne d'eau au point de mesure peut être importante ; il s'ensuit

une désoxygénation quasi complète du milieu en fin de nuit. Par ailleurs, la variation de l'activité optimale A_{opt} au cours de la journée est peu importante : il n'existe donc pas de dissymétrie marquée entre le matin et le soir, dissymétrie fréquente dans le cas d'une limitation de la production par manque d'éléments nutritifs disponibles en fin de journée (La dissymétrie observée le 15 juin est due aux variations d'éclairement).

Tableau F 2 - Quatre exemples de forte activité photosynthétique ($g O_2$)

Lieu	Date	A_{opt} $g O_2/m^3 \cdot h$	ΣA_{midi} $g O_2/m^2 \cdot h$	$\Sigma \Sigma A$ $g O_2/m^2 \cdot j$	DS m.
Baga Kiskra	7 mars 1974	4,9	1,43	16,8	0,17
Baga Kiskra	14 juin 1974	10	1,87	16,8	0,12
N'Goudouboul	15 juin 1974	28	3,48	31,0	0,10
Bol	28 juin 1974	9,8	1,65	14,3	0,18

Talling et al. (1973) ont fait une analyse détaillée des facteurs qui permettent les fortes productions des lacs Kilotes et Aran-guadi en Ethiopie. Le manque de données sur l'énergie incidente et la concentration en chlorophylle ne permettent pas de faire de même ici. Nous constatons cependant qu'en certaines occasions les eaux du lac sont susceptibles d'approcher les plus fortes valeurs de la production mesurées en milieu naturel. Outre les quatre exemples cités, des productions supérieures à $9 g O_2/m^2 \cdot j$ ont été estimées, notamment :

- à Bol de mars à septembre 1973 et d'avril à septembre 1974
- dans la bordure nord-est de la cuvette nord en avril 1974.

Dans ces différents cas, les caractéristiques du milieu correspondent à la fin d'une phase importante de concentration, qui se traduit par une faible profondeur dans un milieu de dimensions restreintes (fond de bras d'archipel ou mare isolée), relativement protégé du vent, avec une eau de température et d'alcalinité élevées.

L'absence de turbulence due au vent dans un milieu peu profond limite la remise en suspension des particules minérales du sédiment, tout en favorisant une circulation verticale nocturne suffisante pour une redistribution des éléments nutritifs. Cette situation favorise aussi l'existence d'une forte valeur de p , pourcentage d'absorption de la lumière par le phytoplancton.

Une forte alcalinité signifie par ailleurs forte réserve en CO_2 minéral, et pouvoir tampon important ; ces deux propriétés sont

propices aux productions élevées : la plupart des fortes activités photosynthétiques en milieu tropical naturel ont été observées dans des eaux d'alcalinité notable :

- lac Mariut, Egypte, 5-6 mé/l (Aleem et Samaan, 1969)
- lacs Kilotes et Aranguadi, 51-57 mé/l (Talling et al., 1973)
- lacs alcalins de Kenya et Tanzanie, 84-168 mé/l (Melack et Kilham, 1974).

Seul le lac George (Ouganda), présente une forte production ($12 \text{ g O}_2/\text{m}^2 \text{ j}$) pour une alcalinité peu élevée de 2 mé/l (Ganf, 1972).

F 4 - RELATIONS ENTRE LES CONDITIONS DE MILIEU ET LA PRODUCTION NETTE.

F.4.1 - DEFINITIONS ET RELATIONS GENERALES

A l'activité photosynthétique brute $\Sigma\Sigma A$, évaluée en termes d'oxygène, correspond une photosynthèse nette $\Sigma\Sigma P$ telle que, par définition

$$\Sigma\Sigma P = \Sigma\Sigma A - \Sigma\Sigma R$$

où $\Sigma\Sigma R$ est la quantité d'oxygène consommée par les algues pour leur respiration, pendant 24 heures, dans l'unité de surface du lac. La photosynthèse nette ainsi définie est légèrement supérieure à la production primaire nette car elle ne tient pas compte des pertes par oxydation du matériel algal mort (Golterman, 1975).

La respiration horaire des algues, par unité de volume, est souvent définie par rapport à A_{opt} par la relation

$$R = r A_{\text{opt}}$$

où r est le facteur de respiration, généralement compris entre 0,05 et 0,1 (Ryther, 1954 ; Talling, 1971), bien que d'autres auteurs aient défini des limites différentes (Bindloss, 1974). En pratique, ce facteur est difficile à évaluer en milieu naturel, où il n'est pas possible de séparer le phytoplancton du reste de la communauté vivante ; la respiration globale que l'on peut mesurer comprend en effet celle des autres organismes présents et la consommation d'oxygène par des réactions d'oxydation diverses. Dans un lac tempéré, le Tjeukemeer (Pays-Bas), Golterman (1975) a estimé que la respiration des algues ne dépasse pas 50 % de la consommation globale d'oxygène par le milieu. Ganf (1974) situe cette même fraction entre 50 et 90 % pour le lac George. Les effets de la température sur l'activité photosynthétique et sur la respiration ne sont pas toujours semblables, la respiration continuant d'augmenter quand l'optimum de température de la photosynthèse est

dépassé (Ganf, 1972). De plus il apparaît que le facteur r peut n'être pas constant sur toute la colonne du fait de l'influence de la lumière (Golterman, 1971; Ganf, 1974 ; Gibson, 1975).

Malgré ces incertitudes, qui représentent le principal obstacle à l'estimation correcte de la photosynthèse nette, nous conservons ici le facteur r . Sur un cycle de 24 heures, et pour une profondeur Z de la zone de mélange,

$$\Sigma \Sigma R = 24 \cdot r \cdot A_{\text{opt}} \cdot Z$$

et la photosynthèse nette s'écrit alors

$$\Sigma \Sigma P = \Sigma \Sigma A - 24 \cdot r \cdot A_{\text{opt}} \cdot Z \quad (1)$$

ou encore, en explicitant les différents paramètres

$$\Sigma \Sigma P = A_{\text{opt}} \cdot \frac{H(I)}{\epsilon} - 24 \cdot r \cdot Z \quad (2)$$

en utilisant le modèle de Talling (1971) où

$$H(I) = 0,9 \left[\text{Log } \bar{I}'_0 - \text{Log } 0,5 I_K \right] \Delta t$$

La condition pour que la photosynthèse nette soit positive est que

$$\frac{1}{\epsilon} \geq \frac{24 \cdot r}{H(I)} Z \quad (3)$$

qui exprime, pour un peuplement phytoplanctonique donné, de distribution verticale homogène, une relation entre la profondeur de la zone de mélange et la transparence. Dans le cas du lac Tchad, où il n'y a pas généralement de stratification, la profondeur de la zone de mélange est équivalente à la profondeur réelle. La relation (3) traduit alors le fait que la photosynthèse nette est positive si la transparence est suffisamment importante par rapport à la profondeur pour que la production brute, limitée à la zone euphotique, l'emporte sur la respiration algale répartie sur toute la colonne d'eau.

Les implications les plus évidentes de la relation (3) pour le lac Tchad concernent les relations entre la concentration en chlorophylle et la profondeur.

Supposons un milieu de profondeur Z , homogène, occupé par un phytoplancton de caractéristiques constantes (I_K et r constants) au cours d'une succession de jours standards ($H(I)$ constant). Nous pouvons décomposer ϵ en une composante non phytoplanctonique ϵ_x (atténuation par l'eau pure et les substances dissoutes et particulières) et une composante due au phytoplancton $B \cdot \epsilon_B$ où ϵ_B est le coefficient spécifique d'atténuation verticale de la lumière par les algues considérées.

$$\epsilon = \epsilon_x + B \epsilon_B \quad (4)$$

En introduisant (4) dans (3), il vient

$$\epsilon_x + B \epsilon_B \leq \frac{H(I)}{24 r} \cdot \frac{1}{Z} \quad (5)$$

Cette nouvelle formulation de la relation (3) montre que la concentration du phytoplancton* (exprimée par B) a une limite maximale imposée par les conditions de milieu ϵ_x et Z. Plus ϵ_x est grand, plus la concentration du phytoplancton est limitée. Z étant constant, si B augmente au delà de la limite définie par (5), la production nette devient négative, ce qui ramène B à des valeurs plus faibles. Il n'y a, par contre, pas de limite inférieure à la concentration du phytoplancton. Par ailleurs, pour un type d'eau donné (ϵ_x constant) la valeur de B varie en fonction inverse de la profondeur Z. Ce résultat, théorique, correspond aux observations effectuées au Tchad : périodes de concentration du phytoplancton lors de la baisse de niveau dans les différents bassins, variations saisonnières de B à Bol (1968-70) en opposition avec les variations du niveau de l'eau.

F.4.2 - APPLICATION AU LAC TCHAD.

La respiration globale observée en diverses occasions dans le lac Tchad est de l'ordre de 15 % de A_{opt} en eau argileuse et de 20 à 30 % en eau organique. Il en résulte le plus souvent des bilans d'oxygène négatifs pour la colonne d'eau, considérée sur un cycle de 24 heures. D'autres études sur le phytoplancton des lacs plats (Bindloss, 1974 ; Ganf, 1974) indiquent de semblables bilans négatifs, qui ne s'expliquent que par un apport allochtone de matière organique qui fournit une proportion notable de l'énergie requise pour la respiration de la population bactérienne. L'apport allochtone, dans le cas du Tchad, est constitué par les macrophytes de bordure qui entrent pour une part importante dans la composition des tourbes et des vases d'archipel.

Le facteur de respiration propre du phytoplancton n'ayant pas été mesuré directement, nous avons là une source d'incertitude importante sur l'estimation des conditions de milieu qui permettent une photosynthèse nette positive. Ce n'est cependant pas la seule.

En utilisant les paramètres effectivement mesurés au Tchad, l'équation de photosynthèse nette s'écrit

$$\Sigma P = 9,1 A_{opt} \cdot Z_i - 24 r A_{opt} Z = A_{opt} [9,1 k_1 DS - 24 r Z]$$

où $Z_i = k_1 DS = F(I) \cdot U \cdot DS$

Nous avons observé que k_1 varie suivant les milieux et la valeur de ce paramètre a été estimée pour des eaux argileuses et pour

* Une simulation de l'évolution de B en fonction des conditions de milieu est faite en annexe H 10.

des eaux organiques. La transition entre ces deux milieux est progressive : k_1 évolue donc de façon continue lors de la transition de l'état Tchad normal à l'état Petit Tchad avec macrophytes (nous avons notamment évalué une valeur intermédiaire de k_1 en phase de concentration). Cette variabilité de k_1 constitue une seconde source d'incertitude dans la condition

$$\frac{DS}{Z} \geq 2,64 \frac{r}{k_1}$$

qui décrit la relation nécessaire qui doit exister entre les variables physiques (Z et DS) et les paramètres relatifs à la biologie du phytoplancton (r et k_1) pour que la photosynthèse nette soit positive au cours d'un jour standard. A noter toutefois que DS dépend en partie de la concentration en phytoplancton et que k_1 est fonction de la qualité optique de l'eau : il y a toujours inter-action entre les variables physiques et les variables biologiques.

Dans un diagramme $DS = f(Z)$ la droite

$$DS = 2,64 \frac{r}{k_1} Z$$

divise le plan en deux secteurs. Un point représentatif situé au-dessus de cette ligne limite correspond à des conditions de milieu favorable à une photosynthèse nette positive, tandis qu'un point situé en-dessous représente des conditions de milieu défavorables, si la profondeur au point de mesure est représentative de la zone considérée.

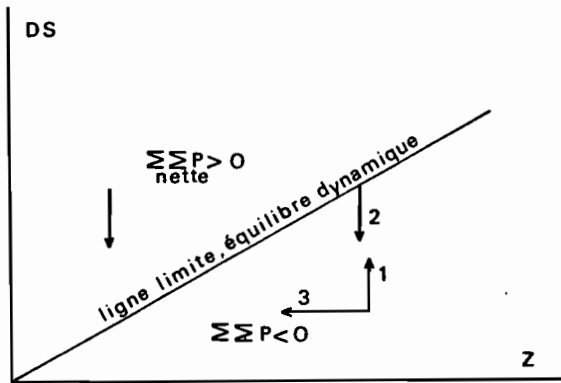


Figure F 16 - Schéma indiquant les positions de la ligne limite (production nette nulle) et les différentes évolutions possibles du phytoplancton en cas de conditions de photosynthèse nette négative (voir texte).

Pour une profondeur donnée, un point situé en-dessous de cette limite représente un milieu où la concentration en chlorophylle ne peut que diminuer si r et k_1 sont constants (solution 1 figure F 16), à moins d'adaptation du phytoplancton par modification de r et k_1 (solution 2 figure F 16, où la limite s'abaisse). Il existe une autre possibilité d'adaptation qui consiste pour le phytoplancton à diminuer la profondeur à laquelle il se tient (par flottaison pour les Cyanophycées, par déplacement actif pour les flagellés), (solution 3 de la figure F 16). Dans ce cas, où la distribution verticale n'est pas homogène, l'ensemble des équations décrites n'est évidemment plus valable.

Un point situé au-dessus de la ligne limite est une condition nécessaire à un accroissement de la biomasse phytoplanctonique qui va se traduire par une diminution de DS et se rapprocher des conditions d'équilibre dynamique. Ce n'est cependant pas une condition suffisante car elle ne représente que les possibilités d'utilisation optimale de la lumière, sans considération d'autres facteurs limitants éventuels : sels nutritifs, substances inhibitrices, broutage, temps de renouvellement de l'eau trop court. Ce dernier facteur intervient notamment, comme nous l'avons vu avec l'indice morpho-édaphique, dans la zone pérideltaïque.

Résultats

L'incertitude sur r et k_1 rend la définition de la ligne limite relativement imprécise. Nous nous bornerons donc, dans l'étude des résultats, à étudier l'évolution des conditions de milieu, montrant ainsi dans quel sens doit éventuellement se faire l'adaptation du phytoplancton à son milieu dans les différents cas étudiés.

1 - Cuvette sud en phase de Tchad normal

Les couples (Z - DS) correspondant aux mesures effectuées dans la cuvette sud en 1970-71 sont représentés figure F 17. La grande variabilité des rapports DS/Z montre l'hétérogénéité du milieu.

Compte tenu de la valeur $k_1 = 2,07$ estimée précédemment, les lignes limites pour $r = 0,05$ et $r = 0,1$ ont été tracées. Le domaine compris entre ces deux limites correspond approximativement à un état d'équilibre où la production nette est peu importante. Les points situés en-dessous représentent des milieux impropres au développement du phytoplancton si la valeur $r = 0,05$ est bien une limite inférieure de r . En juin 1970, 4 stations de ce type sont situées dans la région des flots bancs, région de transition à forte turbidité, de profondeur

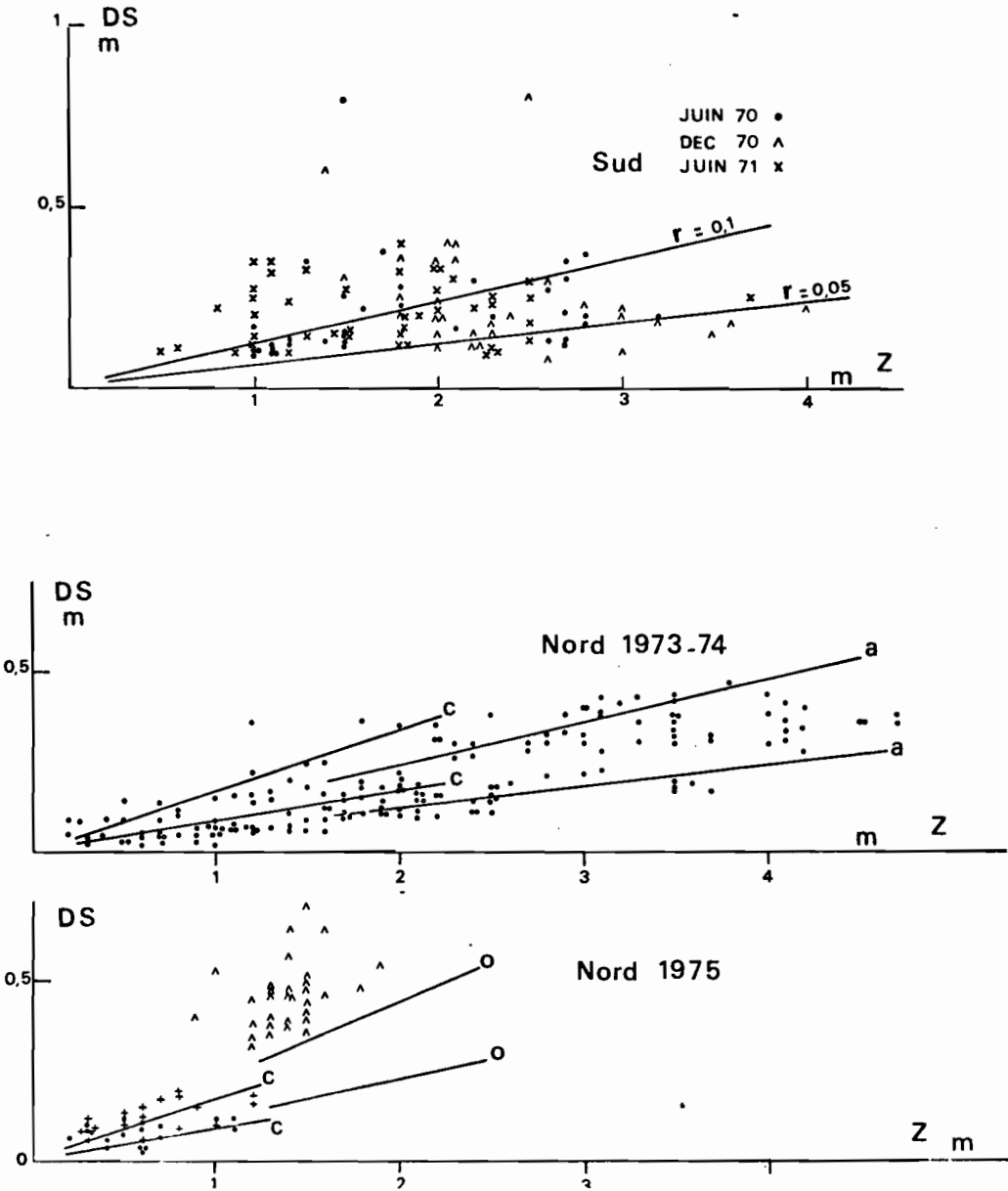


Figure F 17 - Relation DS/Z pour les points de mesures effectuées dans la cuvette sud en période de Tchad normal (en haut) et dans la cuvette nord en 1973-74 et en 1975-76. Les lignes limites calculées pour $r = 0,1$ et $r = 0,05$ sont indiquées. pour les eaux argileuses (a), les eaux organiques (o) et la phase de concentration (c); (. février 1975 ; + avril 1975 ; Δ avril 1976).

moyenne faible. Cette dernière caractéristique nous a conduit pratiquement à effectuer les échantillonnages dans les endroits suffisamment profonds pour circuler en hors bord, d'où une surestimation possible de Z par rapport aux masses d'eau considérées. En juin 1971, les couples DS/Z faibles correspondent à la même région (stations 121 à 124). En décembre 1970, en saison fraîche et lors de la crue du lac, la côte ouest du lac, au sud de Baga Kawa, zone de courants en direction de la cuvette nord, est peu propice à une photosynthèse nette (stations 41 à 52), de même que les points les plus profonds de l'archipel (stations 71, 81, 93).

Compte tenu de la répartition des points dans le diagramme, la valeur $r = 0,05$ apparaît donc cohérente comme limite inférieure du facteur de respiration.

Les points à très fort rapport DS/Z représentent des stations d'eau claire, filtrée par les macrophytes, qui constituent des milieux particuliers par rapport à l'ensemble de la cuvette.

2 - Station de Bol en 1968-70

Les stations à photosynthèse nette positive (pour $r = 0,1$) observées dans cuvette sud, correspondent aux conditions de milieu relevées à Bol au point A au cours de la période 1968-70. L'évolution de DS/Z au cours du temps est représentée figure F 18 pour cette station.

Utilisant la valeur $k_1 = 2,07$ qui a été établie pour cette période, nous constatons que les conditions de milieu restent favorables à une photosynthèse nette pour un facteur de respiration $r \leq 0,11$. La courbe présente des minimums en saison fraîche et des valeurs plus fortes en saison chaude. Les variations saisonnières de la concentration en chlorophylle sont donc de même type que celles de DS/Z. La relation de causalité n'est cependant pas évidente. En effet, la production nette concerne la quantité de phytoplancton présent dans le milieu et non seulement une concentration. Or les variations saisonnières du niveau de l'eau et celles de la concentration en chlorophylle sont ici en opposition. Si V est le volume du bras d'archipel de la région de Bol, et B la concentration en chlorophylle, la quantité totale de chlorophylle, exprimée par (B.V.), varie proportionnellement moins que B. De plus, nous ne savons pas dans quelle mesure les pertes par sédimentation et par broutage interviennent dans l'évolution de la biomasse.

Nous pouvons donc retenir qu'au point A, pour la période

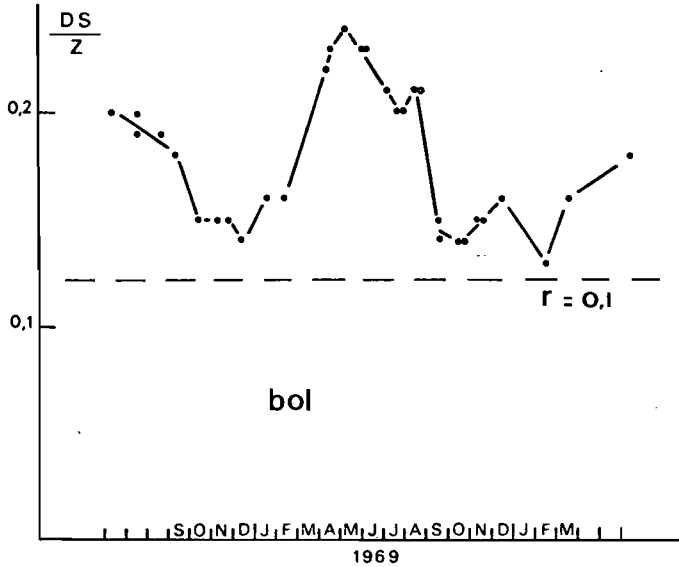


Figure F 18 - Evolution du rapport DS/Z au cours de l'année 1969 à Bol. La ligne limite (tireté) est calculée pour un facteur de respiration $r = 0,1$.

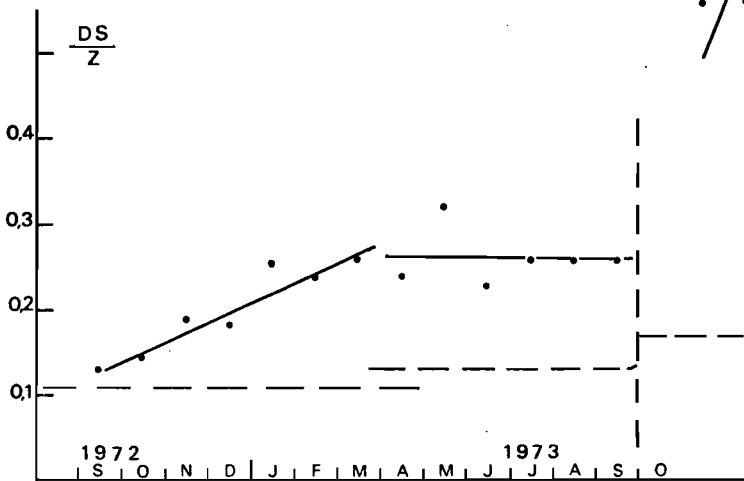


Figure F 19 - Evolution du rapport DS/Z (valeurs moyennes mensuelles) à Bol en 1972-73. Les lignes limites tracées (tireté) sont calculées avec $r = 0,1$ pour une eau argileuse jusqu'à mars 1973, pour une phase de concentration jusqu'à la crue du 1.10.73 (tireté vertical), et ensuite pour une eau organique.

1968-70, les conditions de milieu sont favorables à une photosynthèse nette positive, avec une évolution saisonnière marquée par un maximum en saison chaude.

3 - Station de Bol en 1972-73.

Avec la baisse du niveau de l'eau, la profondeur au point A devient moins représentative de la profondeur dans l'ensemble du bras de Bol pour lequel nous avons utilisé ici la profondeur moyenne, en relation avec les moyennes décennales de la transparence (figure F 19).

La période étudiée ici couvre la transition entre le Tchad normal bas (septembre - décembre 1972) et une phase de concentration culminant en septembre 1973. Le rapport DS/Z augmente progressivement à partir de 0,13 pour atteindre un palier à 0,26. La valeur moyenne de k_1 évaluée sur 10 profils en août 1972 est $k_1 = 1,8$ ($\sigma = 0,08$), ce qui détermine une ligne limite de l'ordre de 0,11 pour DS/Z au cours de la fin de 1972. Pour une phase de concentration (mars à septembre 1973), nous avons $k_1 = 1,55$ soit une valeur limite de 0,13 pour un coefficient de respiration de 0,075. Les variations observées du rapport DS/Z vont donc dans le sens d'une augmentation des possibilités de photosynthèse nette, concomitante avec une augmentation considérable de la concentration en chlorophylle. La quantité de phytoplancton par unité de surface augmente aussi sensiblement au cours de cette période, mais la biomasse totale reste du même ordre du fait de la réduction, en surface et en volume, de la masse d'eau présente.

4 - Cuvette nord.

La distribution dans le diagramme DS/Z des mesures faites en 1973 dans la cuvette nord est moins hétérogène que pour la cuvette sud ; la plupart des points se situent entre les droites limites ($r = 0,05$ et $r = 0,1$) évaluées pour une eau argileuse (figure F 17). En 1974 et au début de 1975, le milieu est assimilable à une phase de concentration où les conditions de production nette sont peu favorables. Cependant les difficultés de circulation dans une profondeur faible (juillet et novembre 1974) font que les profondeurs aux points de prélèvement sont généralement plus élevées que la moyenne, ce qui crée une surestimation des profondeurs de l'ensemble de la cuvette.

Les mesures d'avril 1976 (figure F 17) ont été faites après un apport important d'eau organique à travers la Grande Barrière. Les conditions de milieu sont favorables à une forte production nette. Elles correspondent à une augmentation rapide de la concentration en

phytoplancton et à une faible biomasse des consommateurs qui ont presque tous disparu lors de l'assèchement.

Discussion

Avec les notations utilisées pour le lac Tchad, la photosynthèse nette peut être évaluée en fonction de la production brute par

$$\Sigma\Sigma P = \Sigma\Sigma A \left(1 - 2,64 \frac{r \cdot Z}{K_1 \cdot DS} \right)$$

la valeur de $\Sigma\Sigma P$ dépend largement de la valeur attribuée au facteur de respiration. Ainsi, pour la cuvette nord en avril 1974, où se développaient un phytoplancton et un peuplement en poissons en pleine croissance, la valeur moyenne de Z/DS pour les 34 points de mesures était de 8,96.

Nous pouvons estimer, suivant les valeurs attribuées à r , la valeur de $\Sigma\Sigma P$:

$$\begin{aligned} \Sigma\Sigma P &= 0,4 \Sigma\Sigma A & \text{si } r &= 0,05 \\ \Sigma\Sigma P &= 0,1 \Sigma\Sigma A & \text{si } r &= 0,075 \\ \Sigma\Sigma P &= -0,18 \Sigma\Sigma A & \text{si } r &= 0,1 \end{aligned}$$

Les relations entre Z et DS ne peuvent donc être utilisées que pour estimer les tendances de la production nette.

La dispersion des points par rapport aux lignes limites suggère que $r = 0,05$ peut être considérée comme limite inférieure du facteur de respiration : un nombre relativement réduit de points ont alors une production nette nulle ou légèrement négative. Par contre, la valeur $r = 0,1$ qui semble acceptée pour le milieu marin (Parsons et al., 1977) représente une valeur trop élevée qui placerait la plupart des points de mesures effectuées au Tchad dans le domaine de la production nette négative (figure F 17).

Nous remarquons que le rapport DS/Z augmente lors de la transition entre Tchad normal (eau argileuse) et Petit Tchad (eau organique), aussi bien à Bol que dans la cuvette nord. Parallèlement, nous avons observé à Bol que la fonction $F(I)$ est plus faible (I_K plus fort) en eau organique qu'en eau argileuse. Ces relations peuvent être résumées dans le tableau F 3.

Tableau F 3 - Schéma des relations observées entre les paramètres de la production.

	DS/Z	k_L	U	I_K
eau argileuse	faible	fort	fort	faible
eau organique	fort	faible	faible	fort

Il y a donc adaptation du phytoplancton à son milieu, les algues susceptibles de mieux utiliser une faible énergie lumineuse sont trouvées en période de faible transparence relative, et inversement.

Les simulations de l'évolution de B en fonction des conditions de milieu sont peu représentatives des conditions naturelles, puisque de nombreux paramètres ne sont pas pris en considération. Elles indiquent néanmoins une possibilité d'adaptation très rapide du phytoplancton vers un état d'équilibre correspondant à une production nette qui compense uniquement les pertes. Il apparaît ainsi que la photosynthèse nette s'établit de telle sorte que le phytoplancton occupe au maximum le milieu disponible.

Dans le cas du lac Tchad, et pour les limites du facteur de respiration que nous nous sommes fixées, les conditions de milieu correspondent à des possibilités de production nette qui sont en général faibles. Ceci indique que le phytoplancton occupe le maximum de l'espace écologique disponible : biomasse forte mais faible production nette. Il semble donc y avoir une sous-exploitation des capacités de production du niveau primaire, sur lequel la prédation a peu d'influence. Il faut cependant remarquer que l'exploitation d'un niveau trophique par un autre est fonction de la productivité du premier niveau, mais aussi de sa disponibilité pour le deuxième : la concentration du phytoplancton est un facteur positif pour son utilisation par les phytoplanctophages, qui dépensent moins d'énergie pour se nourrir.

F.5 - COMPARAISON AVEC D'AUTRES LACS - CONCLUSION

La variabilité du lac Tchad rend difficile une comparaison avec d'autres milieux plus stables. Ses caractères de lac peu profond, endoréïque et instable sont cependant aussi ceux du lac Chilwa, Malawi. Dans ces deux lacs, les variations de niveau, qui vont jusqu'à l'assè-

chement, entraînent les mêmes phénomènes de concentration des sels et du phytoplancton, de croissance des macrophytes, de mortalité et de recolonisation par les poissons (Howard-Williams et Lenton, 1975) (Annexe H 3).

Dans les paragraphes qui précèdent, nous avons décrit les variations au cours du temps des paramètres de la production primaire dans les diverses régions du lac Tchad, ce qui constitue une comparaison du lac avec lui même à différentes étapes de son évolution. La gamme des variations observées de la production brute (de 1,4 g O_2/m^2 jour dans la région péri-deltaïque en 1970-71, à 30 g O_2/m^2 jour dans l'archipel septentrional de la cuvette nord en 1974) équivaut à celle observée par Brylinsky et Mann (1973) dans leur première synthèse des résultats du P.B.I., sur 55 lacs répartis entre 0 et 65° de latitude.

En simples termes de production brute, la comparaison de différents lacs apporte donc peu d'informations. Rappelons cependant que l'une des conclusions de l'étude de Brylinsky et Mann est que la latitude explique 57 % de la variance observée de la productivité des lacs étudiés : en supposant qu'il n'y ait aucun biais dans l'échantillon des lacs utilisés, la production d'un lac tropical peut être plus importante que celle des milieux tempérés. Dans une étude comparée du développement des diatomées dans les lacs Victoria (latitude 0) et Windermere (45° N), Talling (1965 b) montre que la différence essentielle porte sur l'activité spécifique optimale φ_{opt} , nettement plus élevée en eau tropicale qu'en milieu tempéré, plus froid.

La biomasse et la production du phytoplancton résultant de l'interaction de nombreuses conditions de milieu, nous porterons la comparaison sur les paramètres essentiels mesurés dans quelques milieux représentatifs.

L'introduction de l'indice morpho-édaphique a permis de situer les variations de la concentration en chlorophylle en fonction des conditions de milieu pour le Tchad et les masses d'eau annexes (mares du Kanem, lac Fitri) qui forment une classe de lacs tropicaux, carbonatés, dont la turbidité minérale diminue quand la conductivité augmente.

Dans le diagramme $\log B = f(\log IME)$, les points représentatifs du lac George (IME 87, $B = 200 \text{ mg/m}^3$) ou du lac Mariut en

Egypte (IME dû à l'alcalinité 50, biomasse très importante) (Aleem et Samaan, 1969) ont des biomasses beaucoup plus fortes que le Tchad, relativement à leur indice morpho-édaphique. Il en est de même pour le Loch Leven, Ecosse, dont la biomasse moyenne est, de plus, sensible aux variations climatiques. Par rapport au Tchad, ces trois lacs, peu profonds, ont une caractéristique commune : l'absorption de la lumière dans l'eau est principalement due au phytoplancton, comme le montrent les relations étroites entre B et DS ou ϵ (Aleem et Samaan, 1969 ; Bindloss, 1974 ; Ganf, 1972).

Si nous considérons l'indice morpho-édaphique, le Tchad en phase normale se trouve donc caractérisé par une biomasse faible, relativement aux lacs peu profonds tropicaux pour lesquels des données sont disponibles. La turbidité minérale, importante pour les faibles valeurs de l'IME, est responsable de cette situation et rapproche le Tchad de lacs où la turbulence au niveau du fond est notable : lac Balaton (Entz, 1964), Ijsselmeer (Lijklema, 1976), Neusiedlersee (Dokulil, 1973) ou certains lacs plats d'Australie (Kirk, 1977). La nécessité de corriger l'IME pour la turbidité, signalée par Henderson et al. (1973) dans les applications de cet indice à la prédiction de la production halieutique, apparaît donc aussi pour les biomasses phytoplanctoniques.

Dans le domaine des forts IME, il existe peu de données moyennes annuelles et le signalement de fortes biomasses ou productions n'est pas toujours accompagné de valeurs de la chlorophylle. Certains lacs de l'Est africain entrent dans cette catégorie, pour laquelle les conditions de fortes production ont été bien étudiées par Talling et al. (1973) : lac Simbi, Kenya (Melack, 1979) ; lac Chilwa, Malawi (Mc Lachlan et Morgan, 1972) ; lacs alcalins d'Ethiopie (Talling et al. 1973), du Kenya et de Tanzanie (Melack et Kilham, 1974).

En ce qui concerne l'activité photosynthétique par unité de surface, les résultats obtenus au Tchad mettent en évidence l'importance du pourcentage p d'atténuation de la lumière dû au phytoplancton. A cet égard les points représentatifs de lacs plats de diverses latitudes s'intègrent bien aux données du Tchad dans le diagramme $\log \hat{I}_{\text{tot}} = f(\log p)$ de la figure F 14, bien que les variations saisonnières de l'énergie incidente et de la production soient beaucoup plus importantes en milieu tempéré.

Les valeurs de ψ_{opt} dans différents milieux, notées dans le tableau F 4, confirment la distinction entre lacs tempérés et tropicaux notée par Talling (1965 b). Plus récemment, Lastein et Gargas (1978) ont montré, pour 18 lacs plats du Danemark, que ψ_{opt} et I_k sont directement fonction de la température, la différence entre lacs eutrophes et oligotrophes n'intervenant que de façon secondaire. Si l'effet de la température sur ψ_{opt} est net pour les exemples cités dans le tableau F 4, il n'en est pas de même pour I_k qui dépend de l'adaptation des algues au climat lumineux (rendement quantique et atténuation par unité de pigments) et dont la mesure est par ailleurs délicate. L'estimation de I_k dans le lac Tchad, qui est de $8,8 \text{ j/cm}^2 \text{ h}$ (400-700 nm) en eau argileuse et de $15,9 \text{ j/cm}^2 \text{ h}$ en eau organique, souligne l'importance de l'adaptation du phytoplancton.

Nous avons vu que, dans un lac comme le Tchad, les biomasses maximales et la production dépendent du climat lumineux défini par le rapport de la transparence à la profondeur, ainsi que par les caractéristiques du phytoplancton I_k et ϵ_B . Dans une controverse sur l'influence de la morphométrie sur la productivité des lacs, Richardson (1975) et Horne et al. (1975) avancent des arguments opposés en ce qui concerne les lacs peu profonds. Ceux-ci 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) mais peuvent être défavorisés par la turbidité minérale et une faible couche euphotique (Horne et al.). Des exemples viennent, bien évidemment, à l'appui des deux thèses.

L'influence des sels nutritifs, et notamment de l'azote et du phosphore, n'a pas été prise en compte dans cette étude : les seules mesures de concentration sont insuffisantes, et il aurait fallu aborder la dynamique des diverses formes de ces deux éléments. Les valeurs observées de ψ_{opt} permettent cependant de penser que les éléments nutritifs n'imposent pas de contrainte à l'activité photosynthétique optimale.

Nous nous trouvons donc dans le cas des lacs peu profonds holomictiques cités par Richardson, d'où un facteur favorable à la productivité du Tchad. En ce qui concerne le climat lumineux, nous avons constaté que les biomasses et les productions les plus fortes

Tableau F 4 - Caractéristiques des paramètres de base de la production dans quelques lacs tropicaux et tempérés : ΣEI en 10^5 J/ m² jour, moyenne annuelle ; ΣEA en g O₂/m².jour, moyenne annuelle, φ_{opt} en mg O₂/mg Chl. a. h ; I_k en J/cm². h ; f_{tot} % comme défini plus haut.

Lac	ΣEI	ΣEA	φ_{opt}	I_k	f_{tot} %	Référence
Lacs de l'Est africain	--	--	25 ± 5	7,2	---	Talling (1965 a)
Victoria	177	7	25	7,2	0,55	Talling (1965 b)
George	198	12	20 ± 4	15	0,84	Ganf (1972,1975)
Kossou	162	6,7	--	--	0,57	Kassoum (1977)
Lubumbashi	192	--	20,2 ± 6	--	--	Freson (1972)
Titicaca	213	4,3 ¹	--	--	0,28	Richerson et al (1977)
Mariut	194	5,1 ¹	--	--	--	Aleem et Samaan (1969)
Simbi	--	--	1 - 19	--	--	Melack (1979)
Tchad	231	4,2	18,8-23	8,8-15,9	0,27	à Bol (1969)
Loch Leven	106	5,8	1,6-19,6	2,5-18,7	0,89	de 1968 à 1971 Bindloss (1974)
Lough Neagh	(106)	4,1-4,9	4-11,4	7,5-20	0,30-0,36	Jewson (1975)
18 lacs Danemark	--	--	3,7-7,5 ¹	10-20,6	---	moyennes, Lastein et Gargas (1978)

1) valeurs transformées du carbone par 1 g C = 3 g O₂

sont en général observées quand les conditions de milieu (DS/Z) sont les plus favorables à la production nette. Avec cependant une exception, quand l'effet de filtration dû à la circulation de l'eau à travers les macrophytes limite la concentration du phytoplancton. En dehors de ce dernier cas, les rendements photosynthétiques atteignent alors les valeurs les plus élevées notées dans les milieux eutrophes.

Si nous considérons séparément les différents paramètres de la production primaire, nous constatons que le lac Tchad ne présente pas de caractéristiques particulières. Cependant, la turbidité argileuse en Tchad normal, et l'effet global de filtration par les macrophytes en période de Petit Tchad, contribuent pour une grande part à son individualité lorsque les biomasses et la production phyto-planctoniques sont considérées dans leur ensemble.

Il apparaît ainsi qu'en l'absence d'une limitation sévère d'éléments nutritifs, les caractères physiques d'un lac conditionnent son évolution biologique. Dans le cas particulier des lacs peu profonds, l'intensité de la turbulence au fond est essentielle.

Chapitre G

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

La période durant laquelle les observations ont été faites correspond à une phase d'évolution rapide autour d'une situation hydrologique extrême, constituée par les bas niveaux de la cuvette sud en 1973 et l'assèchement de la cuvette nord en 1975. Les phénomènes qui se produisent alors ayant des répercussions à long terme, leur observation permet ici de mieux comprendre les états plus "normaux" du lac. C'est aussi l'occasion d'étudier, sur un plan plus général, les réactions d'une partie d'un écosystème lors de transitions entre milieu lacustre et milieu marécageux, transitions qui ne sont pas spécifiques du seul lac Tchad.

Des variations saisonnières des concentrations en phytoplancton de la cuvette sud ont été mises en évidence en période de Tchad normal bas (1968-71), en relation avec les fluctuations intra-annuelles de niveau et de température.

A partir de 1972, l'évolution du niveau de l'eau masque en grande partie les variations saisonnières, et introduit une hétérogénéité dans le temps supérieure à l'hétérogénéité spatiale. L'apparition des macrophytes modifie en outre de nombreux caractères qualitatifs des eaux, de façon plus ou moins prononcée suivant les régions. La structure de la colonne d'eau, les conditions d'oxygénation et de transparence, ainsi que les concentrations en phytoplancton, ont été très sensibles à ces évolutions, notamment du fait des variations de turbulence au niveau du fond.

Ces nouvelles conditions de milieu ont des répercussions très nettes, d'une part sur les peuplements de poissons, d'autre part sur la composition relative des eaux en ions majeurs et en silice. Par comparaison entre deux phases d'évaporation (1973 et 1974), nous avons mis en évidence les effets directs ou indirects de la présence des macrophytes : diminution du pH et de la turbulence, qui réduit les interactions et déplace les équilibres entre l'eau et les argiles. Etant donné les surfaces que peuvent occuper les macrophytes à certaines périodes, ces modifications doivent être prises en compte dans les bilans à long terme des substances dissoutes.

L'activité photosynthétique du phytoplancton a été étudiée en fonction des principales variables, de façon à définir un ensemble d'équations qui permettent d'évaluer la production brute en fonction d'un minimum de variables relativement faciles à mesurer : (qualité de l'eau, transparence, concentration en chlorophylle, évolution de l'énergie incidente au cours de la journée). Un effort particulier a été porté sur la station de Bol qui peut être considérée comme représentative du lac, en ce sens que tous les phénomènes qui sont intervenus dans les différentes régions du lac se sont aussi produits à Bol, bien qu'avec intensités variables. La surveillance plus particulière de cette station améliore donc l'interprétation de mesures moins fréquentes réparties dans le reste du lac. Ces dernières sont complétées par quelques données des satellites Landsat, qui produisent une image de grandes surfaces du lac et permettent d'estimer les répartitions de la transparence ; nous avons montré qu'en certaines circonstances, lorsqu'il existe une relation univoque entre la transparence et la concentration en chlorophylle, il est aussi possible d'évaluer par ce moyen les concentrations en phytoplancton, et donc la production primaire. L'introduction de cette nouvelle techni-

que fournit des estimations synoptiques qui sont hors de portées des méthodes classiques de terrain, du fait des dimensions et de l'hétérogénéité du lac.

Les résultats obtenus ont permis de mettre en évidence les relations entre facteurs du milieu et phytoplancton qui peuvent être schématisées figure G 1.

Le paramètre de base est le niveau de l'eau, symbolisé par la profondeur Z en un point. En fonction des variations passées et actuelles du niveau, les macrophytes émergents sont plus ou moins abondants (figure A 7) et leur action porte sur quatre variables principales : sur la concentration B en chlorophylle (1) ainsi que sur la transparence (3) par les effets de filtration des particules argileuses ou algales lors de la circulation à travers les barrières végétales, et sur la qualité optique de l'eau lorsque les particules sont remplacées par la matière organique dissoute, d'où une modification du coefficient k de la relation $Z_i = k DS$ (2).

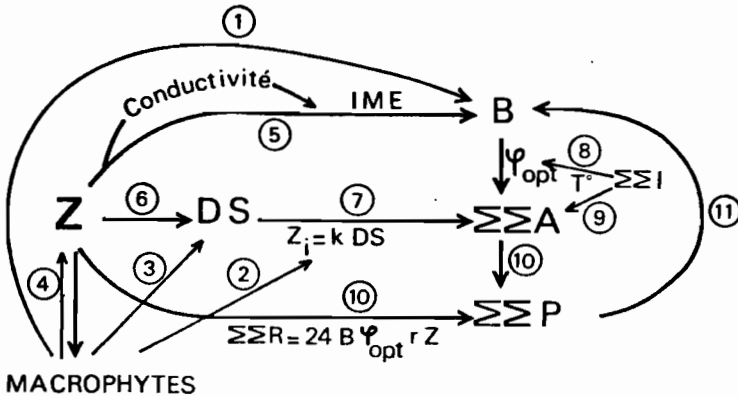


Figure G 1 - Schéma des interactions entre facteurs du milieu et phytoplancton dans le lac Tchad.

Par ailleurs, les macrophytes limitent le fetch, amortissent les oscillations à courte période du niveau de l'eau, agissent en véritable barrière à l'encontre de la circulation de l'eau vers la cuvette nord.

et sont susceptibles de modifier le bilan hydrique du lac en intervenant dans l'évapotranspiration. Il en résulte une interaction entre le niveau et les macrophytes (4).

Les variations du niveau de l'eau ont en outre un effet direct sur différents paramètres qui agissent sur le niveau primaire :

- l'indice morpho-édaphique (5), auquel est liée de façon significative la concentration B en chlorophylle, sans que les phénomènes qui interviennent dans cette relation puissent être clairement définis,
- la transparence DS (6) et la qualité de l'eau, qui déterminent Z_i .

De la combinaison de B , φ_{opt} et Z_i , résulte l'activité photosynthétique journalière ΣSA pour un jour standard (7), sur laquelle les conditions climatiques et l'énergie globale incidente ΣEI interviennent également, soit indirectement par l'intermédiaire de la température de l'eau sur φ_{opt} (8), soit directement par l'énergie disponible (9).

Les paramètres qui viennent d'être introduits, et la profondeur, conditionnent la respiration R du phytoplancton dans la colonne d'eau (10), d'où la production nette ΣSP qui, elle-même, influe sur les variations de B (11). La détermination exacte de la production nette n'étant pas encore possible, faute de mesures convenables de la respiration algale, seules les tendances en ont été définies, en fonction des conditions de milieu, et notamment du rapport DS/Z .

Les résultats présentés ne permettent donc pas de situer la production du phytoplancton dans le réseau trophique du lac Tchad. Cependant, les observations sur les biomasses phytoplanctoniques, associées à la répartition et à l'évolution des peuplements du zooplancton et des poissons (à paraître), devraient permettre de mieux comprendre l'écologie de ce milieu particulier.

L'exploitation des ressources du système fluvio-lacustre s'intensifie progressivement. Les possibilités sont diverses et, outre la pêche, comprennent notamment l'agriculture, la navigation et l'exploitation du natron. Un développement continu de ces activités suppose des aménagements du milieu pour limiter, autant que cela est possible en milieu sahélo-soudanien, les effets des variations climatiques saisonnières et interannuelles qui sont la caractéristique de cette région de l'Afrique.

Le niveau du lac résulte essentiellement de l'équilibre entre les apports et l'évaporation. Le faible relief de la région rend relativement faciles des travaux de terrassement comme l'endiguage ou le percement de canaux qui peuvent modifier de façon sensible les surfaces inondées, et donc l'évaporation. Des prélèvements pour l'irrigation, effectués dans le lac lui même ou dans ses affluents peuvent aussi influencer sur le niveau de l'eau.

Dans ce travail, nous avons essayé de relier, aux variations naturelles de niveau du lac, les modifications des caractères physiques (surface en eau, oxygénation et transparence de l'eau) ou biologiques (biomasse et activité photosynthétique du phytoplancton, évolution de quelques peuplements ichtyologiques). L'interprétation qui en est faite permet d'estimer quelles pourraient être les effets de modifications artificielles de l'équilibre hydrique. En ce sens, cette étude, associée aux résultats obtenus dans les autres domaines de la limnologie du Tchad, contribue pour sa part, modeste, à la connaissance nécessaire à une gestion efficace des ressources du Bassin tchadien.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ABELIOVITCH (A.), 1967.- Oxygen regime in Beit-Shean fish ponds related to summer mass fish mortalities. Preliminary observations. Bamidgeh., 10 : 3-15.
- ABIODUN (A.A.), 1976.- Satellite survey of particulate distribution patterns in lake Kainji. Remote Sens. Environ., 5 : 109-123.
- ADENEY (W.E.), BECKER (H.G.), 1919.- On the rate of solution of atmospheric nitrogen and oxygen by water. Part II. Sci. Proc. R. Dublin Soc., 15 : 609-628.
- ALEEM (A.A.), SAMAN (A.A.), 1969.- Productivity of lake Mariut, Egypt. Int. Rev. Ges. Hydrobiol., 54, 3 : 313-355
4 : 491-527.
- ARUGA (Y.), 1965.- Ecological studies of photosynthesis and matter production of phytoplankton. II. Photosynthesis of algae in relation to light intensity and temperature. Bot. Mag. Tokyo., 78 : 360-365.
- BAILEY-WATTS (A.F.), 1976.- Planktonic diatoms and silica in Loch Leven, Kinross, Scotland : a one month silica budget. Freshwater Biol., 6 : 203-213.
- BANNISTER (T.T.), 1974.- Production equations in terms of chlorophyll concentration, quantum yield and upper limit to production. Limnol. Oceanogr., 19, 1 : 1-12.
- BANNISTER (T.T.), 1975.- Reply to comment by G.A. Riley. Limnol. Oceanogr., 20, 1 : 152-153.
- BENECH (V.), LEMOALLE (J.), QUENSIERE (J.), 1976.- Mortalités de poissons et conditions de milieu dans le lac Tchad au cours d'une période de sécheresse. Cah. O.R.S.T.O.M., sér. Hydrobiol., 10, 2 : 110-130.
- BENNETT (P.), SYDOR (M.), 1974.- Use of ERTS in measurements of water quality in lake Superior and the Duluth Superior Harbor. Remote Sensing of Earth Res., Vol. 3, Tullahoma, Tennessee, U.S.A. : 85-92.
- BILLON (B.), CALLEDE (J.), SABATIER (P.), 1963.- Etude hydro-climatologique des polders de la région de Bol. O.R.S.T.O.M., Fort Lamy, 69 p. multi-graphié.
- BINDLOSS (M.E.), 1974.- Primary productivity of phytoplankton in Loch Leven, Kinross. Proc. R. Soc. Edinb., (B), 74 : 157-181.
- BINDLOSS (M.E.), 1976.- The light climate of Loch Leven, a shallow scottish lake, in relation to primary production. Freshwater Biol., 6 : 501-518.
- BOLAND (D.H.P.), 1976.- Trophic classification of lakes using Landsat 1 (ERTS-1) multispectral scanner data. Environ. Prot. Agency., 600/3-76-037, 245 p.
- BOWKER (D.E.), FLEISCHER (P.), GOSINK (T.A.), HANNA (W.J.), LUDWIG (J.C.), 1975.- An investigation of the waters in the lower Chesapeake Bay area. Proc. 10th Symp. Remote Sensing of Environ. Ann Arbor, U.S.A. : 411-420.

- BOWKER (D.F.), WITTE (W.G.), 1975.- Evaluation of ERTS MSS digital data for monitoring water in the lower Chesapeake Bay area. In : Remote Sensing of Earth Res., Vol. 4, Tullahoma, Tennessee, U.S.A. : 591-600.
- BOYD (C.), 1969.- Production, mineral nutrient absorption, and biochemical assimilation by *Justicia americana* and *Alternanthera philoxeroides*. Arch. Hydrobiol., 66 : 130-160.
- BOYD (C.), 1971.- The dynamics of dry matter and chemical substances in a *Juncus effusus* population. Am. Midl. Nat., 86 : 28-45.
- BROWN (A.H.), WEBSTER (G.C.), 1953.- The influence of light on the rate of respiration of the blue green *Anabaena*. Am. J. Bot., 40 : 753-758.
- BRYLINSKY (M.), MANN (K.H.), 1973.- An analysis of factors governing productivity in lakes and reservoirs. Limnol. Oceanogr., 18, 1 : 1-14.
- BRYLINSKY (M.), MANN (K.H.), 1975.- The influence of morphometry and of nutrient dynamics on the productivity of lakes. Limnol. Oceanogr., 20, 4 : 666-667.
- BUKATA (R.P.), PARAS (W.S.), BRUTON (J.E.), 1975.- The application of ERTS-1 digital data to water transport phenomena in the Point Pelee-Rondeau area. Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol., 10 : 168-178.
- BUKATA (R.P.), HARRIS (G.P.), BRUTON (J.E.), 1974.- The detection of suspended solids and chlorophyll a utilizing digital multispectral ERTS-1 data. In : Comptes-rendus 2^e Symp. Canada Télédétection, Ottawa : 551-570.
- BUNT (J.), 1965.- Measurements of photosynthesis and respiration in a marine diatom with the mass-spectrometer and with carbon 14. Nature, 207 : 1373-1375.
- BURTAN (K.), 1971.- Primary production, carbon dioxide exchange and transpiration in *Phragmites communis* Trin. on the lake Neusiedlersee, Austria. Hidrobiologia (Bucarest), 12 : 203-218.
- CARMOUZE (J.P.), 1968.- Ions majeurs, phosphates et silicates dans le lac Tchad en avril 1968. O.R.S.T.O.M., Fort Lamy, 18 p. multigraphié.
- CARMOUZE (J.P.), 1976.- La régulation hydrogéochimique du lac Tchad. Trav. et Doc. O.R.S.T.O.M., n° 58, O.R.S.T.O.M., Paris, 418 p.
- CARMOUZE (J.P.), CHOURET (A.), DURAND (J.R.), 1973.- Données récentes sur l'évolution du lac Tchad en 1972-1973. O.R.S.T.O.M., N'Djaména, 11 p. multigraphié.
- CARMOUZE (J.P.), DEJOUX (C.), DURAND (J.R.) et al., 1972.- Grandes zones écologiques du Tchad. Cah. O.R.S.T.O.M., sér. Hydrobiol., 6, 2 : 103-169.
- CARMOUZE (J.P.), GOLTERMAN (H.L.), PEDRO (G.), 1976.- The neoformation of sediments in lake Chad ; their influence on the salinity control. In : Interactions between sediments and freshwater, H.L. Golterman ed., Junk Publ. La Haye : 33-39.

- CARPENTIER (J.H.), 1965.- The accuracy of the Winkler method for dissolved oxygen analysis. Limnol. Oceanogr., 10 : 135-140.
- CHANTRAINE (J.M.), 1977.- Analyses d'eau du lac Tchad (année 1976, premier trimestre 1977). O.R.S.T.O.M., N'Djaména, 10 p. multigraphié.
- CHANTRAINE (J.M.), 1978.- Evolution hydrochimique du lac Tchad de septembre 1973 à septembre 1975, au cours d'une phase de décrue. Cah. O.R.S.T.O.M., sér. Hydrobiol., 12, 1 : 3-17
- CHANTRAINE (J.M.), LEMOALLE (J.), 1976.- Analyses d'eau du lac Tchad de septembre 1973 à décembre 1974. O.R.S.T.O.M., N'Djaména, 17 p. multigraphié.
- CHANTRAINE (J.M.), LEMOALLE (J.), 1976.- Analyses d'eau du lac Tchad en 1975. O.R.S.T.O.M., N'Djaména, 14 p. multigraphié.
- CHAU (Y.K.), SHIOMI (T.M.), 1972.- Complexing properties of nitrilotriacetic acid in the lake environment. Water, Air & Soil Pollut., 1 : 149-164.
- CHOURET (A.), 1975.- Etude des transports solides en suspension au Tchad. O.R.S.T.O.M., N'Djaména, 24 p. multigraphié.
- CHOURET (A.), 1977.- La persistance des effets de la sécheresse sur le lac Tchad. O.R.S.T.O.M., N'Djaména, 10 p. multigraphié.
- CHOURET (A.), FRANC (J.), LEMOALLE (J.), 1974.- Evolution hydrologique du lac Tchad de juillet à décembre 1973. O.R.S.T.O.M., N'Djaména, 9 p. multigraphié.
- CHOURET (A.), LEMOALLE (J.), 1974.- Evolution hydrologique du lac Tchad durant la sécheresse 1972-74. O.R.S.T.O.M., N'Djaména, 12 p. multigraphié.
- CHOURET (A.), LEMOALLE (J.), 1975.- Evolution hydrologique du lac Tchad (juillet 1974 - octobre 1975). O.R.S.T.O.M., N'Djaména, 6 p. multigraphié.
- COCHE (A.G.), 1968.- Description of physico-chemical aspects of lake Kariba, an impoundment in Zambia-Rhodesia. Fish. Res. Bull. Zambia, 5 : 200-267.
- DAVID (D.J.), DERIFS (J.), VERGER (F.), JOLY (G.), 1976.- Cartographie automatique des données des satellites Landsat. Soc. Fr. Photogramm., Bull. Fr., 62 : 25-31.
- DEB (R.C.), 1950.- The estimation of free iron oxides in soils and clays, and their removal. J. Soil Sci., 1, 2 : 212-280.
- DENNY (P.), 1972.- Lakes of south-western Uganda. I. Physical and chemical studies on lake Bunyoni. Freshwater Biol., 2 : 143-158.
- DEUTSCH (M.), 1976.- Optical processing of ERTS data for determining extent of the 1973 Mississippi river flood. In : ERTS-1, a new window on our planet. Geological Survey Profess. Paper 929 : 209-213.
- DEVAUX (J.), 1973.- Contribution à l'étude des populations phytoplanctoniques du lac de Tazenat (Puy de Dôme). Ann. de la Stn. Biol. de Besse-en-Chandesse., 7 : 1-101.

- DILLON (P.J.), RICLER (F.H.), 1974.- The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. Limnol. Oceanogr., 19, 5 : 767-773.
- DOKULIL (M.), 1973.- Planktonic primary production within the Phragmites community of lake Neusiedlersee (Austria). Pol. Arch. Hydrobiol., 20, 1 : 175-180.
- DORIZE (L.), 1974.- L'oscillation pluviométrique récente sur le bassin du lac Tchad et la circulation atmosphérique générale. Rev. Géogr. Phys., Géol. Dyn., 16, 4 : 393-420.
- DOWNTON (W.J.S.) et al., 1976.- Oxygen inhibition of photosynthetic oxygen evolution in marine plants. Aust. J. Plant. Physiol., 3 : 73-79.
- DUNTLEY (S.O.), AUSTIN (R.W.), WILSON (W.H.) et al., 1974.- Ocean color analysis. Scripps Inst. Oceanogr., 74-10 : 67 p.
- DUPONT (B.), 1968.- Etude sédimentologique du lac Tchad. Premiers résultats. O.R.S.T.O.M., Fort Lamy, 76 p. multigraphié.
- DUPONT (B.), 1970.- Distribution et nature des fonds du lac Tchad (nouvelles données). Cah. O.R.S.T.O.M., sér. Géol., 2, 1 : 9-42.
- DUPONT (B.), FRAUDET (P.), 1972.- Etude bathymétrique et sédimentologique d'un bras du lac Tchad (Yakoua-Mandi). O.R.S.T.O.M., Fort Lamy, 50 p. multigraphié.
- DUPONT (B.), LEMOALLE (J.), 1972.- Les oolithes et pseudo-oolithes ferrugineuses du lac Tchad. C.R. Séance Soc. Géol. Fr., 4 : 309-310.
- DUPONT (B.), LEVEQUE (C.), 1968.- Biomasse en mollusques et nature des fonds dans la zone est du lac Tchad. Cah. O.R.S.T.O.M., sér. Hydrobiol., 2, 2 : 113-126.
- DUSSART (R.H.), 1966.- Limnologie. L'étude des eaux continentales. Gauthiers-Villars, Paris, 676 p.
- ENTZ (B.), 1964.- Light conditions of lake Balaton, a shallow lake in Hungary. Verh. Int. Ver. Limnol., 15 : 260-264.
- FEE (E.J.), 1971.- A numerical model for the estimation of integral primary production and its application to lake Michigan. Thèse, Univ. Wisconsin, XI - 169 p.
- FEE (E.J.), 1971.- Digital computer programs for estimating primary production, integrated over depth and time, in water bodies. Spec. Rep., Centre for Great Lakes Studies Univ. Wis., 14 : 42 p.
- FEE (E.J.), 1973.- A numerical model for determining integral primary production and its application to lake Michigan. J. Fish. Res. Bd. Canada., 30 : 1447-1468.
- FEE (E.J.), 1973.- Modelling primary production in water bodies : a numerical approach that allows vertical inhomogeneities. J. Fish. Res. Bd. Canada., 30 : 1469-1473.
- FOTIUS (G.), LEMOALLE (J.), 1976.- Reconnaissance de l'évolution de la végétation du lac Tchad entre janvier 1974 et juin 1976. O.R.S.T.O.M., N'Djaména, 13 p. multigraphié.

- FRALIT (Equipe), 1977.- Télédétection du littoral océanique de la France. Montrouge : Ecole Normale Sup., 310 p.
- FRESON (R.E.), 1972.- Aspect de la limnchimie et de la production primaire au lac de la Lubumbashi. Verh. Int. Ver. Limnol., 18, 2 : 661-665.
- FRYER (G.), ILES (T.D.), 1972.- The cichlid fishes of the great lakes of Africa. Oliver and Boyd, Edinburgh, 641 p.
- GAC (J.Y.), DROUBI (A.), FRITZ (E.), TARDY (Y.), 1977.- Geochemical behaviour of silica and magnesium during the evaporation of waters in Chad. Chem. Geol., 19 : 215-228.
- GANAPATI (S.V.), SREENVASAN (A.), 1972.- Energy flow in aquatic ecosystems in India. In : Productivity problems of freshwaters, Kajak et Hillbricht-Ilkowska eds, PWN, Warszawa-Krakow : 457-475.
- GANF (G.G.), 1972.- The regulation of net primary production in lake George, Uganda, east Africa. In : Productivity problems of freshwaters, 7. Kajak et A. Hillbricht-Ilkowska eds, Warszawa - Krakow : 693-708.
- GANF (G.G.), 1974.- Rates of oxygen uptake by the planktonic community of a shallow equatorial lake (lake George, Uganda). Oecologia, 15 : 17-32.
- GANF (G.G.), 1974.- Incident solar irradiance and underwater light penetration as factors controlling the chlorophyll a content of a shallow equatorial lake (lake George, Uganda). J. Ecol., 62 : 593-609.
- GANF (G.G.), 1974.- Diurnal mixing and the vertical distribution of phytonlankton in a shallow equatorial lake (lake George, Uganda). J. Ecol., 62 : 611-629.
- GANF (G.G.), 1975.- Photosynthetic production and irradiance - photosynthesis relationships of the phytoplankton from a shallow equatorial lake (lake George, Uganda). Oecologia, 18 : 165-183.
- GANF (G.G.), HORNE (A.J.), 1975.- Diurnal stratification, photosynthesis and nitrogen fixation in a shallow equatorial lake (lake George, Uganda). Freshwater Biol., 5, 1 : 13-40.
- GANF (G.G.), VINER (A.R.), 1973.- Ecological stability in a shallow equatorial lake (lake George, Uganda). Proc. R. Soc. London, B, 184 : 321-346.
- GAUDET (J.), 1975.- Mineral concentrations in papyrus in various african tropical swamps. J. Ecol., 63 : 483-491.
- GAUDET (J.J.), 1977.- Uptake, accumulation and loss of nutrients by papyrus in tropical swamps. Ecology, 58 : 415-422.
- GIBSON (C.E.), 1975.- A field and laboratory study of oxygen uptake by phytonlanktonic blue-green algae. J. Ecol., 63 : 867-879.
- GOLDMAN (J.C.), 1979.- Outdoor algal mass cultures. II. Photosynthetic yield limitations. Water Res., 13, 2 : 119-136.

- GOLTERMAN (H.L.), 1960.- Studies on the cycle of elements in fresh waters. Acta Botanica Neerlandica., 9 : 1-58.
- GOLTERMAN (H.L.), 1964.- Mineralization of algae under sterile condition or by bacterial breakdown. Verh. int. Ver. Limnol., 15 : 544-548.
- GOLTERMAN (H.L.), 1969.- Methods for chemical analysis of fresh waters. IBP Handbook n° 8, Blackwell Sci. Publ., Oxford, 166 p.
- GOLTERMAN (H.L.), 1971.- The determination of mineral losses in correlation with the estimation of net primary production with the oxygen method and chemical inhibitors. Freshwater Biol., 1, 3 : 249-256.
- GOLTERMAN (H.L.), 1975.- Physiological limnology : an approach to the physiology of lake ecosystems. Amsterdam, Elsevier, 480 p.
- GOLTERMAN (H.L.), 1977.- Sediments as a source for algal growth. In : Interaction between sediment and freshwater, H.L. Golterman ed., Junk-Pludoc, La Haye, : 286-293.
- GOLTERMAN (H.L.), BAVELS (C.C.), JAKOPS-MOGELYN (J.), 1969.- Availability of mud phosphates for the growth of algae. Verh. int. Ver. Limnol., 17 : 467-479.
- GORDON (H.R.), Mc CLUNEY (W.P.), 1975.- Estimation of the depth of sunlight penetration in the sea for remote sensing. Applied Optics, 14, 2 : 413-416.
- GRAHAM (J.J.), 1966.- Secchi disc observations and extinction coefficients in the central and eastern north Pacific ocean. Limnol. Oceanogr., 11 : 184-190.
- GRAS (P.), ILTIS (A.), LÉVEQUE-DUMAT (S.), 1967. - Le plancton du Chari et de la partie est du lac Tchad. Cah. O.P.S.T.O.M., sér. Hydrobiol., 1, 1-4 : 25-100.
- HARRIS (G.P.), DUKATA (R.P.), RPUTON (J.E.), 1976.- Satellite observations of water quality. Transp. Eng. J., 102, TE 3 : 537-554.
- HARTER (R.D.), 1968.- Adsorption of phosphorus by lake sediment. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 32 : 514-518.
- HENDERSON (F.), RYDER (P.A.), KUDHONGANIA (A.W.), 1973.- Assessing fishery potentials of lakes and reservoirs. J. Fish. Res. Board Canada, 30 : 2000-2009.
- HENDERSON (P.F.), WILCOX (R.L.), 1974.- The relationship of yield to morphoedaphic index and number of fishermen in african inland fisheries. CIFA occasional paper n° 1, FAO, Rome, 19 p.
- HEPHER (B.), 1962.- Primary production in fishponds and its application to fertilization experiments. Limnol. Oceanogr., 7 : 131-136.
- HOLMES (R.W.), 1970.- The Secchi disc in turbid coastal waters. Limnol. Oceanogr., 15, 5 : 688-694.

- HOPSON (A.J.), 1968.- Seasonal changes in the pattern of salinity distribution in the northern basin of lake Chad. In : Annual Report 1966-67, Fed. Fish. Serv. lake Chad Res. St. Malamfatori, Nigeria, : 13-26.
- HORNE (A.J.), NEWBOLD (J.D.), TILZER (M.M.), 1975.- The productivity, mixing modes, and management of the world's lakes. Limnol. Oceanogr., 20, 4 : 663-666.
- HOWARD-WILLIAMS (C.), LENTON (G.M.), 1975.- The role of the littoral zone in the functioning of a shallow tropical lake ecosystem. Freshwater Biol., 5 : 445-459.
- HRBACEY (J.), 1969.- Relation between some environmental parameters and the fish yield as a basis for a predictive model. Verh. int. Ver. Limnol., 17 : 1069-1081.
- HUTCHINSON (G.E.), 1957.- A treatise on limnology. I. Geography, physics and chemistry. John Wiley & Sons, New-York, 1015 p.
- ICHIMURA (S.), 1956.- On the ecological meaning of transparency for the production of matter in phytoplankton community of lake. Bot. Mag., Tokyo, 69 : 219-226.
- ICHIMURA (S.), 1958.- On the photosynthesis of natural phytoplankton under field conditions. Bot. Mag., Tokyo, 71 : 110-116.
- ILTIS (A.), 1974.- Le phytonlancton des eaux naitrées du Kanem (Tchad). Influence de la teneur en sels dissous sur le peuplement algal. O.R.S.T.O.M., Paris, 271 p.
- ILTIS (A.), 1977.- Peuplements phytonlanctoniques du lac Tchad. III. Remarques générales. Cah. O.R.S.T.O.M., sér. Hydrobiol., 11, 3 : 189-199.
- ILTIS (A.), LEMOALLE (J.), 1975.- Un plancton à diatomées à Bol (lac Tchad) en 1973. O.R.S.T.O.M., N'Djaména, 21 p.
- JACQUES (G.), 1970.- Sur les concepts de production et de productivité. Vie & Milieu, 21, 2 B : 513-516.
- JAMES (M.R.), PIRGE (T.A.), 1958.- A laboratory study of the absorption of light by lake waters. Trans. Wis. Acad. Sci. Arts Lett., 31 : 1-154.
- JASSBY (A.D.), PLATT (T.), 1976.- Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. Limnol. Oceanogr., 21, 4 : 540-547.
- JERLOV (N.G.), 1977.- Classification of sea water in terms of quantum irradiance. J. Cons. int. Explor. Mer, 37, 3 : 281-287.
- JEWSON (D.H.), 1975.- The relation of incident radiation to diurnal rates of photosynthesis in Lough Neagh. Int. Rev. Ges. Hydrobiol., 60, 6 : 759-767.
- JEWSON (D.H.), 1976.- The interaction of components controlling net phytonlancton photosynthesis in a well mixed lake (Lough Neagh, northern Ireland). Freshwater Biol., 6 : 551-576.
- JOHNSON (R.W.), 1975.- Quantitative sediment mapping from remotely sensed multispectral data. Remote Sensing of Earth Res., Vol. 4, Tullahoma, Tennessee, U.S.A., : 565-576.

- JONES (D.), WILLS (M.S.), 1956.- The attenuation of light in sea and estuarine waters in relation to the concentration of suspended solid matter. J. Mar. Biol. Ass., U.K., 35, 2 : 431-441.
- JONES (D.D.), WALTERS (C.J.), 1976.- Catastrophe theory and fisheries regulation. J. Fish. Res. Board Can., 33 : 2829-2833.
- JORGENSEN (E.G.), STEEMANN-NIELSEN (E.), 1965.- Adaptation in plankton algae. In : Primary Prod. in Aquatic Environments, Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 18, suppl. : 39-46.
- KASSOUM (T.), 1977.- Premières données sur les facteurs du milieu et sur la production primaire du lac de Kossou. Thèse, Univ. Nat. Abidjan, Côte d'Ivoire, 106 p.
- KIEFFER (D.A.), AUSTIN (R.W.), 1974.- The effect of varying phytoplankton concentration on submarine light transmission in the Gulf of California. Limnol. Oceanogr., 19, 1 : 55-64.
- KIRK (J.T.O.), 1975.- A theoretical analysis of the contribution of algal cells to the attenuation of light within natural waters. I. General treatment of suspensions of pigments. New Phytol., 75 : 11-20.
- KIRK (J.T.O.), 1975.- A theoretical analysis of the contribution of algal cells to the attenuation of light within natural waters. II. Spherical cells. New Phytol., 75 : 21-36.
- KIRK (J.T.O.), 1977.- Use of a quanta meter to measure attenuation and underwater reflectance of photosynthetically active radiation in some inland and coastal south-eastern Australian waters. Aust. J. Mar. Freshwater Res., 28 : 9-21.
- KJENSMO (J.), 1972.- Gjende. A glacier-fed mountain lake. Verh. int. Ver. Limnol., 18 : 343-348.
- KLEMAS (V.), BARTLETT (D.) et al., 1974.- Coastal and estuarine studies with ERTS I and Skylab. Remote Sens. Environ., 3, 3 : 153-174.
- KREITH (F.), SELLERS (W.D.), 1975.- General principles of natural evaporation. In : Heat and mass transfer in the biosphere. I. Transfer processes in plant environment. D.A. de Vries and NH Afgan eds. Wiley & Sons, : 207-227.
- KRINSLEY (D.B.), 1976.- Lake fluctuations in the Shiraz and Neriz plavas of Iran. In : ERTS-1, a new window on our planet : Geological Survey Profess. Paper 929, : 143-149.
- LASTETN (E.), GARGAS (E.), 1978.- Relationship between phytoplankton photosynthesis and light, temperature and nutrients in shallow lakes. Verh. int. Ver. Limnol., 20 : 678-680.
- LAUZANNE (L.), ILTIS (A.), 1975.- La sélection de la nourriture chez *Tilapia galilea* (Pisces, Cichlidae) du lac Tchad. Cah. O.R.S.T.O.M., sér. Hydrobiol., 9, 3 : 193-199.
- LEHMAN (J.T.), 1976.- Photosynthetic capacity and luxury uptake of carbon during phosphate limitation in *Pediastrum duplex* (Chlorophyceae). J. Phycol., 12, 2 : 190-193.
- LEMOALLE (J.), 1969.- Premières données sur la répartition du fer soluble dans le lac Tchad. O.R.S.T.O.M., Fort Lamy, 10 p. multigr.

- LEMOALLE (J.), 1969.- Premières données sur la production primaire dans la région de Bol (avril-octobre 1968), (lac Tchad). Cah. O.R.S.T.O.M., sér. Hydrobiol., 3, 1 : 107-120.
- LEMOALLE (J.), 1973.- L'énergie lumineuse et l'activité photosynthétique du phytoplancton dans le lac Tchad. Cah. O.R.S.T.O.M., sér. Hydrobiol., 7, 2 : 95-116.
- LEMOALLE (J.), 1978.- Application des images LANDSAT à la courbe bathymétrique du lac Tchad. Cah. O.R.S.T.O.M., sér. Hydrobiol., 12, 1 : 83-97
- LEMOALLE (J.), DUPONT (B.), 1973.- Iron bearing oolites and the present conditions of iron sedimentation in lake Chad (Africa). In : Ores in Sediments, Amstutz & Bernard eds, Springer Verlag Berlin, : 167-178.
- LEWIS (W.M.), 1975.- A theoretical comparison of the attenuation of light energy and quanta in waters of divergent optical properties. Arch. Hydrobiol., 75, 3 : 285-296.
- LI (W.C.), ARMSTRONG (D.E.), WILLIAMS (J.D.H.), 1972.- Rate and extent of inorganic phosphate exchange in lake sediments. Proc. Soil Sci. Soc. Am., 36, 2 : 279-285.
- LIJKLEMA (L.), 1977.- The role of iron in the exchange of phosphate between water and sediments. In : Interactions between sediments and freshwater, HL Gölterman ed., La Haye, Junk-Pudoc 1977, : 313-317.
- MACKERETH (F.J.H.), 1964.- An improved galvanic cell for determination of oxygen concentrations in fluids. J. Scient. Instrum., 41 : 38-41.
- MACKERETH (F.J.H.), 1965.- Some chemical observations on post-glacial lake sediments. Phil. Trans. Roy. Soc. London, 250 : 165-213.
- MATUSZEK (J.E.), 1978.- Empirical predictions of fish yields of large north American lakes. Trans. Am. Fish. Soc., 107, 3 : 385-394.
- MATUZIAK (K.), WOJCIECHOWSKI (I.), 1975.- Some physical factors as the ecological background in the pelagial of the Sosnowickie lakes. Acta Hydrobiol., 17, 2 : 103-139.
- Mc ALLISTER (C.D.), 1961.- Observations on the variation of planktonic photosynthesis with light intensity, using both the O₂ and C¹⁴ methods. Limnol. Oceanogr., 6, 4 : 483-484.
- Mc CAULEY (J.R.), YARGER (H.L.), 1975.- Kansas water quality using TRIS-1. In : Remote Sensing of Earth Res., Vol. 4, Tullahoma, Tennessee, : 521-541.
- Mc CONNELL (W.J.), LEWIS (S.), OLSON (J.E.), 1977.- Gross photosynthesis as an estimator of potential fish production. Trans. Am. Fish. Soc., 106, 5 : 417-423.
- Mc LACHLAN (A.J.), MORGAN (P.R.), 1972.- Aspects of the recovery of a saline African lake following a dry period. Arch. Hydrobiol., 70 : 325-340.
- MEGARD (R.O.), 1972.- Phytoplankton, photosynthesis and phosphorus in lake Minnetonka, Minnesota. Limnol. Oceanogr., 17, 1 : 68-87.

- MECARD (R.O.), 1973.- Rates of photosynthesis and phytoplankton growth in Shagawa lake, Minnesota. EPA R3 73 039, U.S.A., 65 p. multigr.
- MELACK (J.M.), 1976.- Primary productivity and fish yields in tropical lakes. Trans. Am. Fish. Soc., 105, 5 : 575-580.
- MELACK (J.M.), 1979.- Photosynthesis and growth of Scirulina platenensis (Cyanophyta) in an equatorial lake (Lake Simbi, Kenya). Limnol. Oceanogr., (sous presse)
- MELACK (J.M.), 1979.- Photosynthetic rates in four tropical african fresh waters. Freshwater Biol., (sous presse)
- MELACK (J.M.), KILHAM (P.), 1974.- Photosynthetic rates of phytoplankton in east African alkaline, saline lakes. Limnol. Oceanogr., 19, 5 : 743-755.
- MORFL (A.), 1974.- Optical properties of pure water and pure sea water. In : Optical Aspects of Oceanogr. Jerlov, Steemann-Nielsen eds. Academic Press, NY, : 1-24.
- MORFL (A.), 1978.- Available, usable and stored radiant energy in relation to marine photosynthesis. Deep Sea Res., 25, 8 : 673-688.
- MORFL (A.), PRIEUR (L.), 1977.- Analysis of variation in ocean color. Limnol. Oceanogr., 22, 4 : 709-722.
- MORFL (A.), PRIEUR (L.), 1978.- Mesures par télédétection de la teneur de la mer en chlorophylle. Possibilités et limites des méthodes. Publ. Sci. Tech. CNEXO, Actes Colloq. n° 5, : 67-92.
- MORFL (A.), SMITH (R.C.), 1974.- Relation between total quanta and total energy for aquatic photosynthesis. Limnol. Oceanogr., 19, 4 : 591-600.
- MORGAN (J.J.), STUMPI (W.), 1965.- The role of multivalent metal oxides in limnological transformations as exemplified by iron and manganese. In : Advances in Water Pollution Research. O. Jaag ed., Pergamon Press, (N.Y.), : 103-131.
- MOYLE (J.B.), 1956.- Relationships between the chemistry of Minnesota surface waters and wildlife management. J. Wildl. Mgmt., 20 : 303-320.
- MULLER (G.), FORSTNER (U.), 1973.- Recent iron ore formation in lake Malawi (Africa). Mineral. Deposita (Berlin), 8 : 278-290.
- NAGARAJAH (S.), POSNER (A.M.), 1968.- Desorption of phosphate from kaolinite by citrate and bicarbonate. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 32 : 507-510.
- NIVAL (P.), 1976.- Relations phytoplankton - zooplancton ; essai de modélisation. Thèse, Univ. P. et M. Curie, Paris, 219 p. + annexes.
- NRIAGU (J.O.), 1972.- Stability of vivianite and ion-pair formation in the system $Fe_3(PO_4)_2 - H_3PO_4 - H_2O$. Geochim. cosmochim. Acta, 36 : 459-470.
- ODUM (H.T.), 1956.- Primary production in flowing waters. Limnol. Oceanogr., 1, 1 : 102-117.
- O.R.S.T.O.M., 1974.- Données climatologiques mensuelles, Station de Bol dune 1965-1970, Station de N'Djaména 1964-1973. O.R.S.T.O.M., N'Djaména, 24 - 52 p. multigr.
- O.R.S.T.O.M., 1977.- Les satellites d'observation de la terre Landsat. Initiations - Documentations techniques, O.R.S.T.O.M., Paris, n° 34, 41p.

- O.R.S.T.O.M., 1977.- Analyse multivariable. Procédure Loterie. - Initiations - Documentations techniques. O.R.S.T.O.M., Paris, n° 39, 78p.
- PARKS (G.A.), 1965.- The isoelectric points of solid oxides, solid hydroxides and aqueous hydroxocomplex systems. Chem. Rev., 65 : 177-198.
- PARKS (G.A.), 1967.- Aqueous surface chemistry of oxides and complex oxide minerals. In : Equilibrium Concepts in natural water systems. W. Stumm Ed. ACS 67, : 121-160.
- PARSONS (T.R.), TAKAHASHI (M.), HARGRAVE (B.), 1977. - Biological oceanographic processes. 2nd edition, Pergamon Press, 332 p.
- PECHLANER (R.), 1971.- Factors that control the production rate and biomass of phytoplankton in high -mountain lakes. Mitt. int. Ver. Limnol., 19 : 125-145.
- PFLLETTIER (J.), 1973.- Contribution à l'étude de la production primaire du Léman. Thèse, Univ. Provence, 112 p.
- PLATT (T.), JASSBY (A.D.), 1976.- The relationship between photosynthesis and light for natural assemblages of coastal marine phytonlankton. J. Phycol., 12 : 421-430.
- PLUMB (R.H.), LEE (G.F.), 1973.- A note on the iron-organic relationship in natural water. Water Res., 7 : 581-585.
- RABINOWITCH (F.I.), 1951.- Photosynthesis and related processes. Vol II. Part I. Wiley (Interscience), 605 p.
- RAWSON (D.S.), 1955.- Morphometry as a dominant factor in the productivity of lakes. Verh. int. Ver. Limnol., 12 : 164-175.
- REDFIELD (A.C.), 1949.- The exchange of oxygen across the sea surface. J. Mar. Res., 7 : 347-361.
- RICHARDSON (J.L.), 1975.- Morphometry and lacustrine productivity. Limnol. Oceanogr., 20, 4 : 661-663.
- RICHERSON (P.J.), WIDMER (C.), KITTEL (T.), 1977.- The limnology of lake Titicaca (Peru-Bolivia). A large, high altitude tropical lake. Institute of Ecology, Univ. of California, Davis, n° 14, 78 p.
- RILFY (G.A.), 1956.- Oceanography of long Island sound 1952-54. 2. Physical oceanography. Bull. Bingham Oceanogr. Coll., 15 : 15-46.
- RILEY (G.A.), 1975.- Transparency - chlorophyll relations. Limnol. Oceanogr., 20, 1 : 150-152.
- RIOU (C.), 1972.- Etude de l'évaporation en Afrique centrale (Tchad, Rép. Centrafricaine, Congo). Contribution à la connaissance des climats, Thèse Doct., O.R.S.T.O.M., Paris, 205 p.
- ROBINSON (A.), 1968.- Notes on diurnal and seasonal changes in temperature and oxygen regimes in lake Chad. In : Annual Report 1966-67, Fed. Fish. Services, Lake Chad Res. St. Malamfatori, Nigeria, : 26-34.
- ROCHE (M.A.), 1973.- Tracage naturel salin et isotopique des eaux du système hydrologique du lac Tchad. O.R.S.T.O.M., Paris, 398 p.
- RODEWALD-RUDESCU (L.), 1974.- Das Schilfohr, *Phragmites communis* Trinius. Die Binnengewässer, 27 : Stuttgart, Schweizerbart'sche Verl., 302 p.

- RODHE (W.), 1965.- Standard correlations between pelagic photosynthesis and light. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 18, suppl. : 365-381.
- ROSENOUITST (I.T.), 1970.- Formation of vivianite in Holocene clay sediments. Lithos, 3 : 327-334.
- ROUSE (L.J.), COLEMAN (J.M.), 1976.- Circulation observations in the Louisiana Bight using Landsat imagery. Remote Sens. Environ., 51 : 55-66.
- RYDER (R.A.), 1965.- A method for estimating the potential fish production of north-temperate lakes. Trans. Am. Fish. Soc., 93 : 260-269.
- RYDER (R.A.), 1972.- The limnology and fishes of oligotrophic glacial lakes in north America (about 1800 A.D.). J. Fish. Res. Board Canada, 29 : 617-628.
- RYDING (S.O.), FORSBERG (C.), 1977.- Sediments as a nutrient source in shallow polluted lakes. In : Interactions between sediments and freshwater, H.L. Golterman ed., La Haye, Junk-Pudoc, : 227-234.
- RYTHER (J.H.), 1954.- The ratio of photosynthesis to respiration in marine plankton algae and its effect upon the measurement of productivity. Deep Sea Res., 2 : 134-139.
- SAUBERER (F.), 1962.- Empfehlungen für die Durchführung von Strahlungsmessungen an und in Gewässern. Mitt. int. Ver. Limnol., 11 : 1-240.
- SERVANT (M.), 1970.- Données stratigraphiques sur le quaternaire supérieur et récent au nord-est du lac Tchad. Cah. O.R.S.T.O.M., sér. Géol., 2, 1 : 95-114.
- SHAPIRO (J.), 1957.- Chemical and biological studies on the yellow organic acids of lake water. Limnol. Oceanogr., 2, 3 : 161-179.
- SHAPIRO (J.), 1964.- Effects of yellow organic acids on iron and other metals in water. Am. Water Works Assoc., 56 : 1062-1082.
- SHAPIRO (J.), 1967.- Iron available to algae. In : Chemical environment in the aquatic habitat, H.L. Golterman and R.S. Clymo eds, N.V. Noord-Hollandsche Uitgevers, Amsterdam, : 219-228.
- SHAPIRO (J.), 1969.- Iron in natural waters, its characteristics and biological availability as determined with the ferrigramm. Verh. int. Ver. Limnol., 17 : 456-466.
- SHUKLA (S.), SYERS (J.K.), WILLIAMS (J.D.H.) et al., 1971.- Sorption of inorganic phosphate by lake sediments. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 35 (2) : 244-249.
- SMITH (E.L.), 1936.- Photosynthesis in relation to light and carbon dioxide. Proc. Natn. Acad. Sci. U.S.A., 22 : 504-
- SMITH (I.R.), SINCLAIR (I.J.), 1972.- Deep water waves in lakes. Freshwater Biol., 2, 4 : 387-399.
- SMITH (R.C.), TYLER (J.E.), 1967.- Optical properties of clear natural water. J. Opt. Soc. Am., 57 : 589-595.

- SNEDECOR (G.W.), COCHRAN (W.G.), 1971.- Methodes statistiques. (6ème édition, anglais. Trad 1971). Assoc. Coordination Tech. Agr., Paris, 649 n.
- SOURNTA (A.), 1971.- Mesure de la productivité primaire des océans par la méthode du ^{14}C . Univ. Madagascar, Terre Malgache, spécial n° 12 : 251-267.
- STADELMANN (P.), MOORE (J.E.), PICKETT (E.), 1974.- Primary production in relation to temperature structure, biomass concentration, and light conditions at an inshore and offshore station in lake Ontario. J. Fish. Res. Board Can., 31 : 1215-1232.
- STEEL (J.A.), 1972.- The application of fundamental limnological research in water supply system design and management. Symp. Zool. Soc. London, 29 : 41-67.
- STEEMANN-NIELSEN (E.), 1954.- On organic production in the oceans. J. Cons. int. Expl. Mer., 19 : 309-328.
- STEFMANN-NIELSEN (E.), JØRGENSEN (E.G.), 1968.- The adaptation of plankton algae. I. General part. Physiologia Pl., 21 : 401-413.
- STRICKLAND (J.D.H.), PARSONS (T.R.), 1960.- A manual of sea water analysis. Bull. Fish. Res. Board Can., 125 : 185 p.
- STRONG (A.E.), 1974.- Remote sensing of algal blooms by aircraft and satellite in lake Erie and Utah lake. Remote Sens. Environ., 3, 2 : 99-107.
- STUMM (W.), MORGAN (J.J.), 1970.- Aquatic chemistry. Wiley Interscience, New-York, 583 p.
- SZEKIELDA (K.H.), SUSZKOWSKI (D.J.), TABOR (P.S.), 1977.- Skylab investigation of the upwelling off the northwest coast of Africa. J. Cons. int. Expl. Mer., 37, 3 : 205-213.
- TAKAHASHI (M.), PARSONS (T.R.), 1972.- Maximization of the standing crop and primary productivity of marine phytoplankton under natural conditions. Indian J. Mar. Sci., 1 : 61-62.
- TALLING (J.F.), 1957a- Photosynthetic characteristics of some freshwater plankton diatoms in relation to underwater radiation. New Phytol., 56 : 29-50.
- TALLING (J.F.), 1957b- The phytoplankton population as a compound photosynthetic system. New Phytol., 56 : 133-140.
- TALLING (J.F.), 1957c- Diurnal changes of stratification and photosynthesis in some tropical african waters. Proc. R. Soc. B., 147 : 57-83.
- TALLING (J.F.), 1960.- Self shading effects in natural population of a planktonic diatom. Wett. Leben, 12 : 235-242.
- TALLING (J.F.), 1965a- The photosynthetic activity of phytoplankton in east African lakes. Int. Revue Ges. Hydrobiol., 50 : 1-3?.
- TALLING (J.F.), 1965b- Comparative problems of phytoplankton production and photosynthetic productivity in a tropical and a temperate lake. Memorie Ist. Ital. Idrobiol., 18 (suppl.) : 399-424.

- TALLING (J.F.) 1966.- Photosynthetic behavior in stratified and unstratified lake populations of a planktonic diatom. J. Ecol., 54 : 99-127.
- TALLING (J.F.), 1969.- The incidence of vertical mixing, and some biological and chemical consequences, in tropical African lakes. Verh. int. Ver. Limnol., 17 : 998-1012.
- TALLING (J.F.), 1970.- Generalized and specialized features of phytoplankton as a form of photosynthetic cover. IBP/PP Technical meeting, Trebon, 1969, : 431-445. In : Prédiction and measurement of photosynthetic productivity.
- TALLING (J.F.), 1971.- The underwater light climate as a controlling factor in the production ecology of freshwater phytoplankton. Mitt. int. Ver. Limnol., 19 : 125-145.
- TALLING (J.F.), 1976.- The depletion of carbon dioxide from lake water by phytoplankton. J. Ecol., 64 : 79-121.
- TALLING (J.F.), DRIVER (D.), 1963.- Some problems in the estimation of chlorophyll a in phytoplankton. Proceedings, Conf. on Primary Productivity Measurement, Marine and Freshwater, Hawaii, 1961. U.S. Atomic Energy Comm., : 142-146.
- TALLING (J.F.), WOOD (R.B.), PROSSER (M.V.), BAXTER (R.M.), 1973.- The upper limit of photosynthetic productivity by phytoplankton : evidence from Ethiopian Soda lakes. Freshwater Biol., 3 : 53-76.
- TAYLOR (A.H.), KERR (G.P.), 1941.- The distribution of energy in the visible spectrum of daylight. J. Opt. Soc. Am., 3 : 3-8.
- TERWINDT (J.H.J.), 1976.- Deposition, transportation and erosion of mud. In : Interactions between sediments and freshwater, H.L. Gölterman ed., La Haye, Junk-Pudoc, 1977, : 10-24.
- THOM (R.), 1972.- Stabilité structurelle et morphogénèse. Benjamin, New-York, 348 p.
- THOMAS (Y.F.), 1978.- Utilisation des données Landsat pour la mise en évidence de la turbidité en zones littorales ; limites des méthodes. Publ. Sci. Tech. CNEXO, Actes Colloq. n° 5 : 109-121.
- TILHO (J.), 1910.- Documents scientifiques de la mission Tilho - 1906-1909. Imp. Nationale, Paris t I : 412 p., t II : 598 p.
- TILHO (J.), 1928.- Variations et disparition possible du Tchad. Ann. Geogr. Fr., 37 : 238-260.
- TILZER (M.M.), GOLDMAN (C.R.), DE AMEZAGA (E.), 1975.- The efficiency of photosynthetic light energy utilization by lake phytoplankton. Verh. int. Ver. Limnol., 19 : 800-807.
- TOUCHEBOEUF DE LUSSIGNY (P.), 1969.- Monographie hydrologique du lac Tchad. Service hydrologique O.R.S.T.O.M., Paris, 169 p. multigr.
- TYLER (J.F.), 1968.- The Secchi disc. Limnol. Oceanogr., 13, 1 : 1-6.

- TYLER (J.E.), 1973.- Lux vs. quanta. Limnol. Oceanogr., 18, 5 : 810.
- UNESCO SCOR, 1969.- Technical report of sea trials conducted by the working group on photosynthetic radiant energy. Unesco Technical papers on marine science, n° 13.
- UNITED STATES ARMY, 1955.- Waves and wind tides in shallow lakes and reservoirs. Rep. of Project No CW-167, U.S. Corps of engineers.
- VINBERG (G.), 1940.- On the measurement of the rate of exchange of oxygen between a water basin and the atmosphere. C.R. Acad. Sci. U.R.S.S., 26 : 666-669.
- VINBERG (G.G.) et al., 1971.- Symbols, units and conversion factors in studies of fresh water productivity. IBP, London, 23 p.
- VINER (A.B.), 1973.- Responses of a mixed phytoplankton population to nutrient enrichments of ammonia and phosphate, and some associated ecological implications. Proc. R. Soc. London, B, 183 : 351-370.
- VINER (A.B.), 1977.- The influence of sediments upon nutrient exchanges in tropical lakes. In : Interactions between sediments and freshwater, HL Gölterman ed., La Haye, Junk-Pudoc, 1977 : 210-215.
- VINER (A.B.), SMITH (J.R.), 1973.- Geographical, historical and physical aspects of lake George. Proc. R. Soc. London, B, 184 : 235-270.
- VOLLENWEIDER (R.A.), 1961.- Relations existing in the spectral extinction of light in water. Memorie Ist. Ital. Idrobiol., 13 : 87-113.
- VOLLENWEIDER (R.A.), 1965.- Calculation models of photosynthesis density curves and some implications regarding dayrate estimates in primary production measurements. Memorie Ist. Ital. Idrobiol., 18 (suppl.) : 425-457.
- VOLLENWEIDER (R.A.), 1969.- A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. IBP Handbook n° 12, Blackwell Sci. Publ. Oxford Edinburgh, 213 p.
- VOLLENWEIDER (R.A.), NAUWERCK (A.), 1961.- Some observations on the ¹⁴C method for measuring primary production. Verh. int. Ver. Limnol., 14 : 134-139.
- WFZERNAK (C.T.), TANIS (F.J.), PAJZA (C.A.), 1976.- Trophic state analysis of inland lakes. Remote Sens. Environ., 5, 2 : 147-165.
- WHITNEY (L.W.), 1938.- Transmission of solar energy and the scattering produced by suspensoids in lake waters. Trans. Wisc. Acad. Sci. Arts, 31 : 201-221.
- WRIGHT (J.C.), 1969.- The limnology of Canyon Ferry reservoir. III. Some observations on the density dependence of photosynthesis and its cause. Limnol. Oceanogr., 5 : 356-361.
- YENTSCH (C.S.), LEE (R.W.), 1966.- A study of photosynthetic light reactions and a new interpretation of sun and shade phytoplankton. J. Mar. Res., 24 : 319-337.

H

ANNEXES ET TABLEAUX

Certaines annexes citées dans le texte ont déjà été publiées (H1, H3, H5, H6, H7 et H9) et leur référence seule est rappelée ici. Les autres (H2, H4, H8 et H10), ainsi que quelques tableaux (H11) qui peuvent être utiles pour une interprétation plus complète du texte, sont donnés ici.

ANNEXES PUBLIEES

- H1. LEMOALLE (J.), 1978. - Application des images Landsat à la courbe bathymétrique du lac Tchad. Cah. ORSTOM, sér. Hydrobiol. 12, 1, 83-87.
- H3. BENECH (V.), LEMOALLE (J.), QUENSIERE (J.), 1976. - Mortalités de poissons et conditions de milieu dans le lac Tchad au cours d'une période de sécheresse. Cah. ORSTOM, sér. Hydrobiol. 10, 2, 119-130.
- H5. LEMOALLE (J.), 1972. - Azote et phosphore dans les eaux de pluie à Fort Lamy (1970). Cah. ORSTOM, sér. Hydrol. 9, 4, 61-63.
- H6. LEMOALLE (J.), 1974. - Bilan des apports en fer au lac Tchad (1970-1973). Cah. ORSTOM, sér. Hydrobiol. 8, 1, 35-41.
- H7. LEMOALLE (J.), 1978. - Relations silice - diatomées dans le lac Tchad. Cah. ORSTOM, sér. Hydrobiol. 12, 2, 137-141.
- H9. LEMOALLE (J.), 1978. - Une solution graphique d'intégration de la

production primaire sur la profondeur et dans le
temps. Cah. ORSTOM, sér. Hydrobiol. 12, 3-4, (sous presse).

H2

ANNEXE H 2

COMPLEMENTS SUR LA TRANSPARENCE DES EAUX DU LAC TCHAD.

Nous décrivons ici, essentiellement, la technique d'utilisation du disque de Secchi et les variations spatiales de la transparence dans différentes régions du lac.

- METHODE. PRECISION ET REPRESENTATIVITE.

Un disque de 30 cm, à quadrants blancs et noirs a été utilisé. Etant donné la faible transparence générale, le disque était maintenu par une tige de 1,2 m fixée en son centre. L'opérateur était toujours, quelle que soit l'embarcation utilisée, très près de la surface, le niveau de l'eau sur la tige au moment de la disparition du disque étant repéré avec la main. Cette méthode présente plusieurs avantages :

- une rotation du disque au moyen de la tige permet de mieux détecter le moment de la disparition,

- il est plus facile d'éviter la réflexion du soleil à la surface ; dans le cas où le disque est dans l'ombre du bateau, la surface à travers laquelle se fait l'observation l'est aussi, ce qui ne perturbe pas la mesure. En général, cependant, les mesures ont été faites en dehors de la zone d'ombre, comme il convient habituellement de le faire (Tyler, 1968).

- la transparence étant parfois du même ordre de grandeur que la hauteur des vagues, le disque peut être maintenu à distance constante de la surface par des oscillations verticales de la tige.

Dans la suite du texte, la transparence mesurée au disque de Secchi sera notée DS.

Pour un même observateur la reproductibilité est de l'ordre de $\pm 3\%$ par beau temps et $\pm 5\%$ par mauvais temps.

En un même point, la transparence peut varier sensiblement dans une intervalle de temps court. Ces écarts proviennent de la combinaison de divers facteurs parmi lesquels, outre la précision de la méthode, on peut noter les courants, les orages ou les calmes prolongés. A Bol en 1965, des variations atteignant $\pm 10\%$ au cours de la journée, par beau temps, sont attribuées au déplacement des masses d'eau sous l'action périodique du vent (Gras et al., 1967). En période de Petit Tchad, les divers phénomènes résultant de la circulation de l'eau à travers les masses végétales peuvent parfois se traduire par des variations de 15 à 20 cm dans la journée (notamment à Bol en 1974 et 1975).

La forte turbidité des eaux libres du Tchad est le plus souvent due à la remise en suspension par les vagues des particules du sédiment. Les mesures ponctuelles de transparence reflètent donc en partie les conditions d'agitation récentes de la masse d'eau considérée ; c'est ainsi que la transparence est passée de 14 à 9 cm après un orage à Bol en août 1972, la forte turbidité restant constante plusieurs jours.

La dispersion des mesures qui résulte de ces différents phénomènes rend celles-ci difficilement comparables dans le détail et, surtout dans le cas de mesures espacées dans le temps, rend illusoire une étude détaillée des répartitions de la transparence dans l'espace ou dans le temps, dont seuls les grands traits peuvent être définis.

- TRANSPARENCE DANS L'ARCHIPEL DE L'EST.

Les radiales pour lesquelles des données sont utilisées ici vont de Bol aux eaux libres et de Bol à Lafia (figure 1). Elles permettent de décrire succinctement l'évolution de la transparence au cours du trajet de l'eau dans l'archipel.

Radiale Bol-Yakoua. Phase de lac normal.

Les premières données, pour l'année 1964-65, mettent en évidence l'augmentation de la transparence vers les fonds de bras de l'archipel (Gras et al. 1967). Ce trait est général en période Tchad normal, correspondant au déplacement progressif de l'eau du sud vers le nord avec sédimentation dans un milieu de plus en plus abrité.

Les résultats de juin 1970 et juin 1971 (figure 2 a) confirment la persistance du phénomène, avec un gradient du même ordre bien que les transparences aient fortement diminué. Les mesures de décembre 1970 marquent une évolution opposée, transitoire, que l'on peut attribuer à l'arrivée des eaux de crue vers l'intérieur de l'archipel dont les eaux ont déjà une turbidité notable. Le gradient habituel se retrouve, bien que peu marqué, en janvier 1973 alors que la crue de décembre n'a pas eu lieu et que le lac est proche de l'état Petit Tchad.

Radiale Bol-Lafia. Période de Petit Tchad.

Durant la dernière phase d'assèchement du lac, DS croît avec le cheminement de l'eau qui circule alors de Bérin vers Lafia (figure 2 b), la transparence restant faible, avec une évolution irrégulière dans le temps pour atteindre des valeurs minimales à l'étiage.

Avec la présence des macrophytes, l'évolution de la transparence dans les différentes zones d'eau libre est du même type que celle qui a été décrite pour Bol.

Conclusion : ensemble de l'archipel de l'est.

En période de lac normal (1965, 1968, 1970-71) (figure 2 a) on observe généralement un minimum de transparence dans la région des îlots-bancs, un accroissement à partir de cette région vers le nord et surtout vers l'est où se trouvent les plus grandes transparences.

En période de Petit lac, la végétation joue un rôle très important et complexe. Les zones d'eau libre isolées les unes des autres peuvent avoir des comportements différents suivant l'importance des courants et des barrières végétales traversées. La transparence est plus élevée qu'à niveau égal en phase Tchad normal et les variations saisonnières sont de grande amplitude.

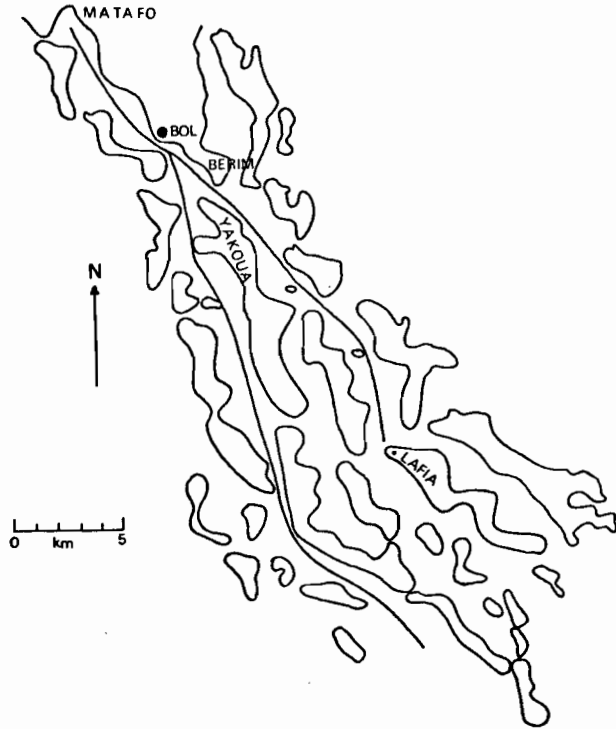


Figure 1 - Carte schématique de l'archipel dans la région de Bol. Trajets Bol-Lafia et Bol - eaux libres.

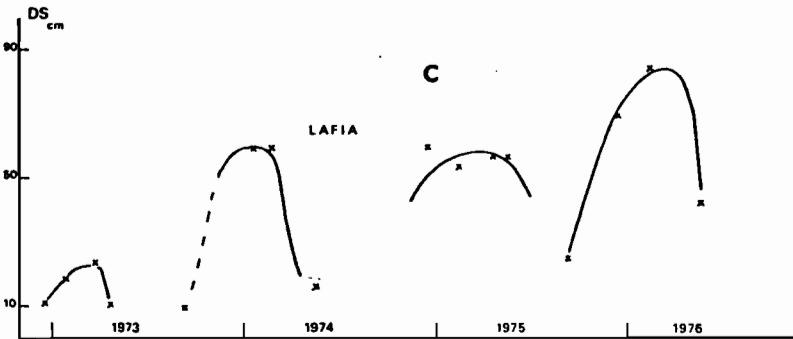
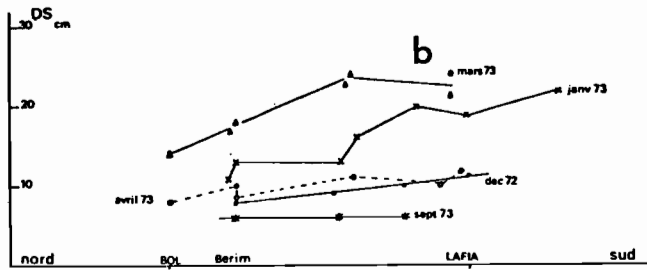
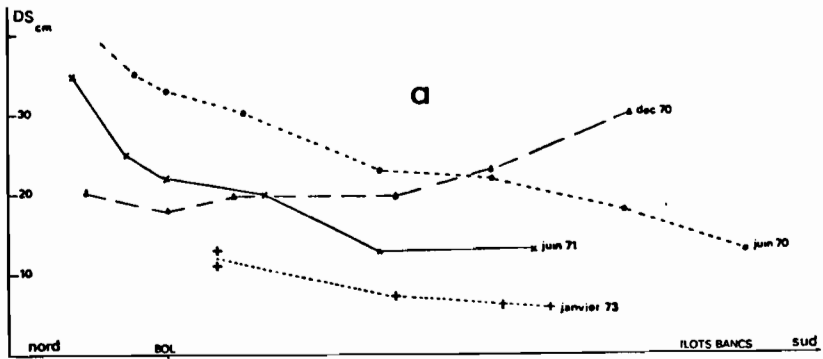


Figure 2 - Variations de la transparence dans l'archipel - a) sur le trajet Bol - eaux libres - b) sur le trajet Bol-Lafia - c) au cours du temps à Lafia.

REPARTITION ET EVOLUTION SAISONNIERE DANS LA CUVETTE NORD

La série de mesures faites à Kindjéria de 1973 à 1975 (figure 3) semble indiquer pour cette station une légère augmentation de DS en début d'année (février à avril). Cette augmentation est probablement due au fait que le point de mesure, situé près de l'île et à l'ouest de celle-ci, est protégé de l'harmattant (vent sec du nord-est) qui souffle en cette saison. La turbidité pour les faibles profondeurs alors enregistrées étant en grande partie due à l'agitation par les vagues, la variation de DS ne représente qu'un phénomène local sans relation avec un cycle saisonnier. En période de Petit Lac, par contre, une augmentation importante de la transparence a lieu lors de la remise en eau en 1976.

Hopson (1968) notait en 1967 l'arrivée des eaux douces et turbides du sud entre octobre et décembre au large de Malanfatori. En 1968, des mesures quasi hebdomadaires de DS ne sont pas suffisantes pour confirmer ce phénomène, bien que des faibles valeurs soient notées à partir d'octobre (Hopson, comm. personnelle).

De l'autre côté de la cuvette, des résultats obtenus en 1973 sur une radiale à l'est de Baga Kiskra, par la répétitivité des mesures dans l'espace et dans le temps, permettent une estimation plus sûre des transparences pour cette période : dans cette région la transparence croît de janvier à mars avant de diminuer progressivement jusqu'en novembre, DS étant dans l'ensemble plus grand vers les fonds de bras de l'archipel que dans les eaux libres. (figure 3).

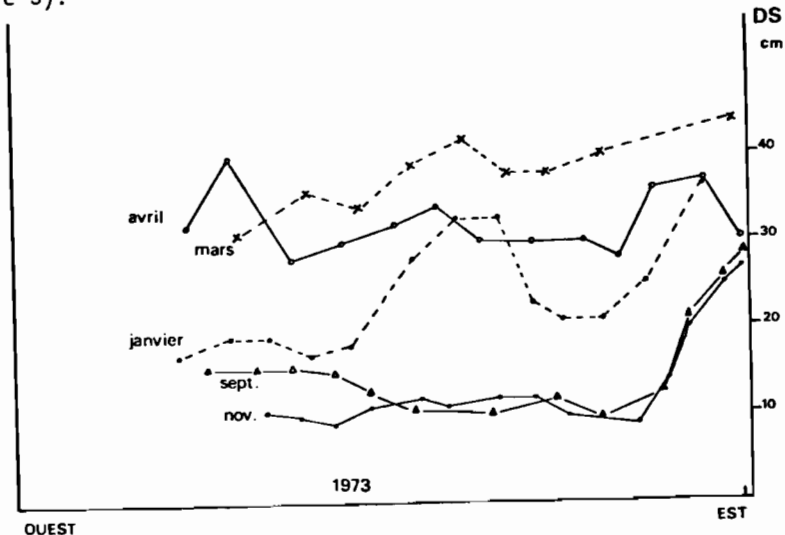


Figure 3 - Variations saisonnières de la transparence en 1973 sur une radiale est-ouest dans la cuvette nord.

LES ECHANGES AVEC L'ATMOSPHERE

Les faibles tensions d'oxygène trouvées à Bol le matin en période de Petit Tchad correspondent à une valeur importante de la respiration globale du milieu : 110 mg O_2/m^3 h en décembre 1974, 246 mg O_2/m^3 h en août 1975. Ces valeurs sont toutefois des respirations potentielles car elles ont été mesurées pour des teneurs en oxygène proches de la saturation, donc beaucoup plus élevées que les concentrations disponibles dans le milieu.

Si nous comparons ces respirations à celles mesurées en période de Tchad normal au point A à Bol : 50 mg O_2/m^3 h en décembre 1968 et 200 mg O_2/m^3 h en août 1969, nous constatons que la variation, notamment en saison chaude, est relativement peu importante. Cependant les régimes d'oxygénation de la colonne d'eau sont tout à fait différents. Les données de production et de consommation d'oxygène sont résumées dans le tableau et permettent d'établir que, dans tous les cas, le bilan d'oxygène sur 24 heures est déficitaire.

Tableau H 4.1 - Eléments du bilan d'oxygène.

	Déc. 1968	Août 1969	Déc. 1974	Août 1975
A opt autour de midi (g O_2/m^3 h)	0,38	0,7	0,22	1,00
Σ A autour de midi (g O_2/m^2 h)	0,27	0,54	0,17	0,50
$\Sigma\Sigma$ A (g O_2/m^2 j)	2,67	5,0	1,5	4,4
\bar{Z} de la zone de mélange (m.)	3	2	3	1,3
Respiration R (g O_2/m^3 h)	0,05	0,2	0,11	0,246
Σ R (g O_2/m^2 j)	3,6	9,6	7,9	7,7

Dans tous les cas le bilan d'oxygène sur 24 heures est déficitaire. En supposant que l'oxygène produit par photosynthèse ne sort

pas de l'eau aux heures chaudes de la journée, nous pouvons calculer la quantité d'oxygène qui doit entrer par unité de surface du lac.

La vitesse de transfert de l'oxygène dans l'eau est définie par

$$\frac{dO}{dt} = \alpha (P - p_t)$$

où α est exprimé en $\text{mg O}_2 / \text{m}^2 \text{ j. atm}$, avec P la pression partielle de l'oxygène dans l'air (0,2 atm.) et p_t la pression partielle dans l'eau à l'interface. Le coefficient α est peu sensible à la température et peut être considéré comme constant entre 10 et 30° C (Adeney et Becker 1919). Hutchinson (1957) cite les valeurs de $6,1 \times 10^5$ et $1,3 \times 10^5$ pour le Golfe du Maine en hiver et en été, la valeur forte s'expliquant par les vagues et les embruns qui augmentent la surface effective de l'interface, la valeur faible étant vraisemblablement due à une sous-estimation de la tension superficielle de l'oxygène (Redfield, 1949). Vinberg (1940) a évalué $\alpha = 0,38 \times 10^5$ dans une enceinte moins turbulente que le lac dans lequel elle était située, et Adeney et Becker (1919) ont mesuré avec agitation au laboratoire $\alpha = 3,5 \times 10^5$. Odum (1956) a fait une revue des coefficients de diffusion trouvés en eau calme, en rivière et au laboratoire. Les valeurs citées couvrent une large gamme variant, pour les eaux naturelles, de $0,036 \times 10^5$ à $6 \times 10^5 \text{ mg O}_2 / \text{m}^2 \text{ j. atm}$.

L'éventail de ces valeurs est dû à deux causes principales. La première concerne la variabilité de la turbulence au niveau de l'interface air-eau, et est donc liée aux conditions de milieu. La deuxième cause est due à la méconnaissance du gradient de tension d'oxygène juste sous la surface, dans la couche limite. De même que pour la température, ces mesures à l'interface sont délicates. Les résultats donnés pour Bol correspondant à des profondeurs comprises entre 5 et 20 cm peuvent donc être notablement différents de la tension d'oxygène réelle à l'interface.

En considérant les données de Bol nous pouvons supposer, en hypothèse de calcul, que l'équilibre dynamique est réalisé en fin de nuit : la vitesse d'entrée de l'oxygène à travers la surface est

égale à sa consommation par la zone de mélange.

La détermination de la tension d'oxygène juste sous la surface est difficile. Notons que, dans le calcul de α , c'est la différence $(P-p_t)$ qui intervient et que l'incertitude sur p_t est de peu d'importance pour les faibles tensions, mais qu'elle devient très importante quand on s'approche de la saturation. Posons $p_t = 0,1 P$ en 1974-75 et $p_t = 0,9 P$ en 1968-69

Nous obtenons alors :

$\alpha = 1,8 \times 10^5$	mg O_2 / m ² .j. atm. en décembre 1968
$\alpha = 4,8 \times 10^5$	en août 1969
$\alpha = 0,44 \times 10^5$	en décembre 1974
$\alpha = 0,42 \times 10^5$	en août 1975

Quelle est la valeur de ces résultats en regard des hypothèses faites ?

La faible tension d'oxygène observée en période de Petit Tchad est un indice de déséquilibre entre l'air et l'eau. Le coefficient α calculé pour cette période est donc une limite supérieure, car l'équilibre n'est pas atteint et il faudrait plus d'oxygène pour y parvenir.

En période de Tchad normal, l'équilibre est presque atteint, comme en témoignent les pourcentages de saturation. Les valeurs de p_t utilisées correspondent à la tension à 20 cm sous la surface. Elles sont donc probablement sous-estimées, ce qui entraîne une sous-estimation de α .

Nous pouvons donc conclure que le coefficient de transfert de l'oxygène à travers la surface est beaucoup plus faible en 1974-75 qu'en 1968-69. Cette différence est attribuée à la diminution de la turbulence en période de Petit Tchad, notamment du fait de la limitation de l'action du vent par la végétation qui réduit l'amplitude des vagues et des courants.

L'ordre de grandeur des valeurs trouvées pour le Tchad s'inclut dans la gamme des valeurs publiées. Notons qu'un coefficient de $3 \times 10^5 \text{ mg O}_2/\text{m}^2 \cdot \text{j. atm.}$ paraît probable pour les eaux libres où la turbulence de surface est importante. Dans ce cas, à une saturation de 50 % correspond un transfert de 1,2 g d'oxygène par mètre carré et par heure, ce qui souligne l'importance que peuvent prendre, dans ce milieu, les échanges entre l'eau et l'atmosphère. Echanges d'autant plus importants, sur les plans biologique et chimique, que la turbulence interne répartit généralement cette diffusion dans toute la masse d'eau.

Nous constatons par ailleurs que l'opération inverse, qui consisterait à évaluer la production d'oxygène in situ à partir du bilan d'oxygène dissous, nécessite une évaluation précise de α qu'il semble difficile d'établir.

COMPARAISON DE RESULTATS PAR LES DEUX METHODES, ^{14}C et O_2 .

1 - Méthode :

Les mesures au carbone 14 ont été faites suivant les recommandations du P.B.I. (Vollenweider, 1969). Une seule ampoule, contenant environ 8 μCi de bicarbonate de sodium était brisée dans un litre d'eau, pour remplir tous les flacons d'un même profil. Les filtres, rincés à l'eau, ont été séchés en présence de vapeur de formol puis conservés à l'obscurité. Les comptages ont été effectués au Limnologisch Instituut (Nieuwersluis, Pays-Bas) sur compteur à circulation de gaz et fenêtre fine, à raison de trois comptages par filtre. Le CO_2 total au moment de l'incubation était mesuré par titrage potentiométrique, après addition de soude diluée et soigneusement préservée du gaz carbonique atmosphérique. L'intervalle entre les deux points d'équivalence de l'enregistrement potentiométrique du dosage correspond au gaz carbonique total dans l'échantillon. Il n'a pas été tenu compte de la discrimination isotopique dans les calculs du carbone assimilé.

2 - Résultats.

S'il convient de considérer les valeurs absolues de production au carbone 14 avec beaucoup de prudence (Sournia, 1971), les valeurs obtenues sur un même profil à partir d'une seule solution de bicarbonate marqué, ne souffrent pas d'incertitudes relatives supérieures à celles qui pèsent sur les résultats obtenus par dosage d'oxygène.

Soient A_C et A_O les activités mesurées respectivement par le carbone et l'oxygène (tableau H8.1) et $R = A_C/A_O$ pour chaque point de mesure. Le tracé de la valeur de ce rapport en fonction de la profondeur (figure H8.1 indique une augmentation moyenne de A_C par rapport à A_O depuis le fond vers la surface, l'incertitude sur R étant plus grande pour les flacons profonds du fait du manque de sensibilité relatif de la méthode à l'oxygène. Il résulte de cette observation

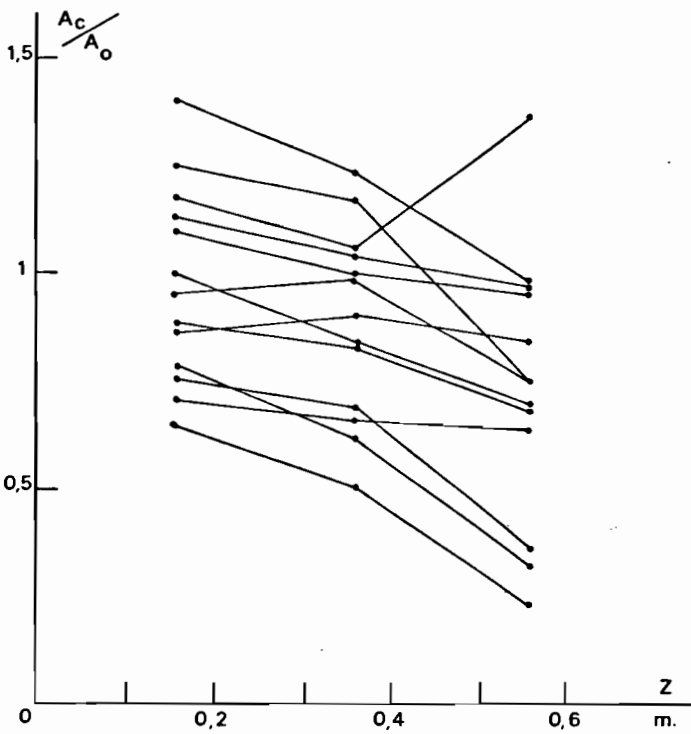


Figure H 8.1 - Diminution du rapport A_c/A_o en fonction de la profondeur d'incubation pour une série de profils in situ.

que le rapport entre les deux mesures dépend de l'intensité lumineuse, avec une saturation ou une inhibition de surface plus sensible pour l'oxygène que pour le carbone 14.

Le même type de résultat a été obtenu ailleurs en laboratoire, notamment par Mac Allister (1961) qui a montré que $(A_C - A_O)$ est d'autant plus sensible que les algues sont habituées à un éclairage faible. En fait la différence entre A_C et A_O provient d'une surconsommation d'oxygène, comme l'ont montré les travaux isotopiques de Brown et Webster (1953), Hoch, Owens et Kok (1963) ou Bunt (1965). Golterman (1971) a par ailleurs noté cet accroissement de la respiration apparente à la lumière par rapport à l'obscurité en utilisant un inhibiteur de la photosynthèse, le DCMU(3 - (3', 4' dichlorophenyl) - 1, 1 diméthylurée).

L'inhibition de surface, telle qu'elle apparaît dans la méthode à l'oxygène, est donc exagérée par rapport à l'inhibition de la photosynthèse proprement dite. La photorespiration induite dépendant elle même de la tension d'oxygène, les mesures en milieu confiné (flacons) tendent à fournir des résultats de production plus faibles que les estimations déduites des variations de concentration d'oxygène dissous dans le milieu (Talling et al, 1973 ; Melack et Kilham, 1974 ; Ganf et Horne, 1975).

L'incertitude ainsi créée dépend, entre autres, de la nature et de l'état d'adaptation du phytoplancton. Elle est, au moins en partie, due à l'utilisation des flacons obscurs pour mesurer la consommation d'oxygène près de la surface et pourrait être corrigée par l'utilisation de flacons clairs avec un inhibiteur de photosynthèse comme le propose Golterman. Une étude systématique serait à faire pour estimer le gain en précision que l'on pourrait ainsi espérer.

Tableau H.8.1 - Comparaison des résultats au ^{14}C et à l'oxygène.
(A_c et A_o en $\mu\text{mole/l.h.}$).

	28.7.69		29.7.69		30.7.69				
Bo1	11 h - 16 h		7h10 - 11h10		7 h - 11 h				
	DS = 39		DS = 39		DS = 39				
	A_c	A_o	A_c	A_o	A_c	A_o			
Z (m) = 0,16	27,9	31,5	33,0	26,5	30,2	27,5			
0,36	27,8	33,0	30,1	25,7	26,4	26,5			
0,56	18,8	27,7	15,1	20,5	18,1	19,0			
Lac	013		053		073		103		111
	26.11.70		30.11.70		2.12.70		5.12.70		6.12.70
	11h45-14H45		11h53-14h55		12h - 15h		11h45-14H45		10h50-13h50
	DS = 40		DS = 30		DS = 24		DS = 30		DS = 22
	A_c	A_o	A_c	A_o	A_c	A_o	A_c	A_o	A_c
Z (m) = 0,16	3,5	3,5	7,9	11,1	13,9	16,0	4,4	3,15	7,1
0,36	3,3	4,0	7,1	10,6	12,4	13,7	4,5	3,65	5,9
0,56	2,4	3,5	3,7	5,8	4,7	5,6	2,7	2,85	2,2
Bo1	4.6.71		5.6.71		19.7.71		20.7.71		20.7.71
	9h50-14h45		10h - 14h25		7h25-12h40		7h55-12h00		12h50-17h00
	DS = 22		DS = 22		DS = 20		DS = 20		DS = 20
	A_c	A_o	A_c	A_o	A_c	A_o	A_c	A_o	A_c
Z (m) = 0,16	33,4	29,5	39,5	40,5	47,7	62,0	54	69,5	36,1
0,36	28,8	27,5	33,5	33,9	17,4	28,1	16,5	24,0	11,4
0,56	13,5	14,1	13,8	18,5	1,5	4,8	1,6	4,5	1,1

Z indique la profondeur d'incubation de flacons (m.)

DS la transparence au disque de Secchi (cm)

La période d'incubation est notée. Les échantillons du lac de Nov. Déc. 1970 ont été traités lors de la tournée dans la cuvette sud faite à cette période.

EXEMPLES DE SIMULATION DE LA PRODUCTION NETTE.
APPLICATION A LA STATION DE BOL.

Les calculs de simulations permettent d'examiner comment varierait la biomasse phytoplanctonique dans des conditions de milieu déterminées. Nous négligeons ici la sédimentation et le broutage, et nous examinons l'effet de profondeurs et transparences variables sur la concentration B de la chlorophylle supposée distribuée de façon homogène dans la colonne d'eau.

LES EQUATIONS UTILISEES

En estimant que la production de 120 g d'oxygène correspond à la synthèse de 1 g de chlorophylle a, la production par unité de surface s'écrit :

$$\Sigma\Sigma P \text{ (mg } O_2/m^2 \text{ jour)} = \frac{1}{120} \Delta (B.Z) \text{ (mg Chla}/m^2 \text{ jour)}$$

avec la production nette

$$\Sigma\Sigma P = \Sigma\Sigma A - \Sigma\Sigma R = B \cdot \varphi_{opt} \left[\frac{H(i)}{\epsilon_x + B \epsilon_B} - 24 r Z \right] \quad (1)$$

Pour les exemples numériques, nous utilisons les valeurs moyennes

$$\begin{aligned} H(i) &= 28,4 \text{ h} & r &= 0,075 \\ \varphi_{opt} &= 24 \text{ mg } O_2/m^3 \text{ h} & \epsilon_B &= 0,015 \text{ m}^2/\text{mg Chla} \end{aligned}$$

La biomasse du phytoplancton (estimée par sa chlorophylle) est calculée comme étant l'intégrale de la production nette au cours du temps évalué en jours ; les résultats présentent l'évolution de la concentration en chlorophylle :

$$(B.Z) = \int_0^t \frac{1}{120} B \cdot \psi_{opt} \left[\frac{H(i)}{\epsilon_x + B \epsilon_B} - 24 r Z \right] dt$$

où ϵ_x représente la part de ϵ qui n'est pas due au phytoplancton.

RESULTATS

Les calculs portent sur trois types d'évolution de la concentration de la biomasse en fonction du milieu.

a) La vitesse d'adaptation du phytoplancton à des conditions données.

Les conditions initiales étant $B = 20$ et $\epsilon_x = 3$, nous constatons (figure H 10, 1) que la concentration d'équilibre est atteinte très rapidement. Les seules conditions de profondeur et de transparence déterminent la concentration à l'équilibre d'un phytoplancton de caractéristiques données, correspondant ici à la moyenne observée au Tchad.

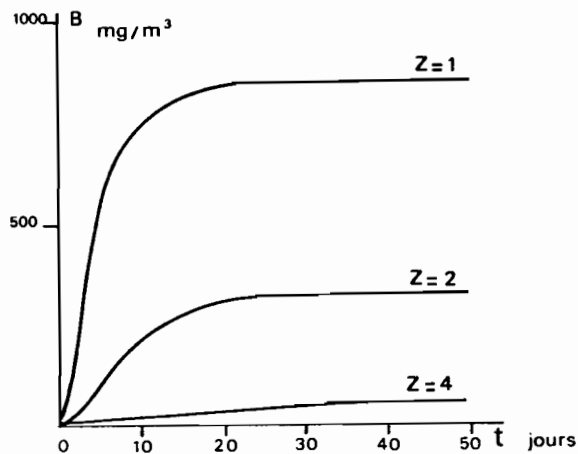


Figure 1 - Simulation de l'évolution de la concentration B en chlorophylle en fonction du temps, pour différentes profondeurs (Z en mètres), avec $\epsilon_x = 3$ et les valeurs des autres paramètres définies dans le texte.

b) Cas où la profondeur diminue, avec ϵ_x fonction de Z .

Nous posons une baisse de niveau constante de 1 m par an :

$$Z = Z_0 - 0,0027 t$$

et une valeur de ϵ_x qui augmente quand la profondeur diminue :

$$\epsilon_x = 3 + \frac{2}{Z^2}$$

La figure H 10, 2 représente l'évolution de B , avec pour conditions initiales $B = 100$ et $Z_0 = 1, 2, 3$ et 4 m.

Après une évolution rapide tendant à établir l'équilibre instantané, la concentration en chlorophylle évolue en fonction des conditions de milieu et représente la concentration d'équilibre pour les valeurs instantanées de Z et ϵ_x .

Nous pouvons ainsi estimer B pour toute profondeur comprise entre 4 et 0 m. Dans la dernière partie de l'évolution, pour $Z < 0,2$, les conditions de turbulence transforment le milieu en une mare de boue où le phytoplancton ne peut plus se développer. Pratiquement, ϵ_x ne pourrait augmenter jusqu'à l'infini, comme c'est le cas dans cette simulation.

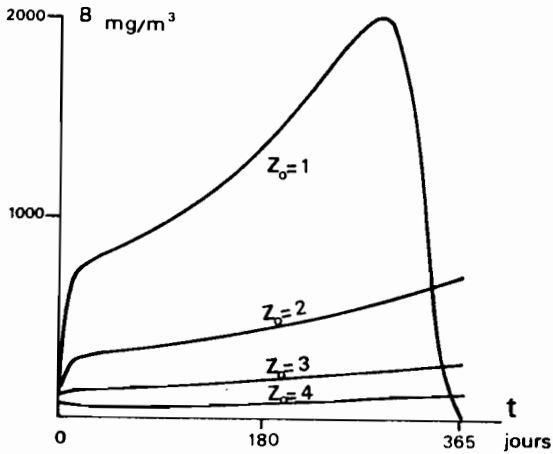


Figure 2 - Simulation de l'évolution de B au cours du temps, pour une baisse annuelle du niveau de 1 m, avec différentes valeurs de la profondeur initiale et $\epsilon_x = 3 + 2/Z^2$.

c) Variation périodique du niveau.

Nous pouvons supposer des variations cycliques du niveau, de période annuelle, d'amplitude 1 m, l'étiage se produisant en milieu d'année :

$$Z = Z_0 + 0,5 \cos \frac{2\pi t}{365}$$

Nous avons représenté B en fonction du temps pour $Z_0 = 1,5$ m avec $\epsilon_x = 3$ (courbe supérieure)

$$\epsilon_x = 3 + \frac{2}{Z^2} \text{ (courbe inférieure)}$$

La concentration de B évolue au cours de l'année, avec un maximum au milieu de l'année, à l'étiage (figure H 10, 3).

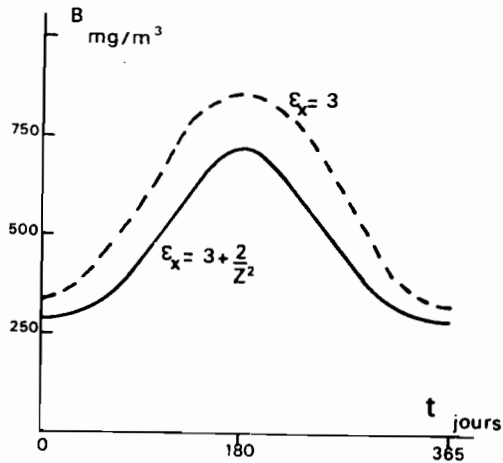


Figure 3 - Simulation de l'évolution de la concentration B en chlorophylle avec des variations du niveau d'amplitude 1 m et de période annuelle, avec l'étiage en milieu d'année, pour deux valeurs différentes de ϵ_x .

DISCUSSION. APPLICATION A LA STATION DE BOL

Avec les hypothèses faites, en négligeant la sédimentation et le broutage, la concentration du phytoplancton s'établit rapidement à la valeur d'équilibre, pour laquelle la production nette est nulle. Lorsque les conditions de milieu varient relativement lentement, l'adaptation du phytoplancton à son milieu lui permet de conserver sensiblement sa concentration d'équilibre, qui correspond à

$$\frac{H(i)}{\epsilon_x + B \epsilon_B} = 24 r Z \quad (2)$$

La simulation présentée figure H 10, 3 indique que les variations de la profondeur peuvent suffire à expliquer l'allure des variations saisonnières de B dans un bras du lac comme celui de Bol en période de Tchad normal, où les concentrations maximales sont observées au cours de l'étiage.

Il n'est pas question ici de modéliser la concentration du phytoplancton en un point quelconque du lac Tchad, mais simplement de montrer que les variations de profondeur suffisent à expliquer l'allure des variations de la concentration en chlorophylle au cours du temps, en se basant sur les données obtenues à Bol.

Considérons maintenant une échelle de temps plus longue : les valeurs de B en saison fraîche et en saison chaude à Bol (mesurées directement ou estimées d'après les valeurs de A_{opt}) sont reportées figure H 10, 4 pour la période 1968-1973.

Sur le même diagramme sont également représentées les valeurs B_1 et B_2 calculées en posant $Z = h - 1$, où h est le niveau de l'eau à l'échelle de Bol. La valeur Z ainsi définie correspond à la profondeur au point habituel de prélèvement.

B_1 est définie, pour une valeur constante $\epsilon_x = 5$, au moyen de l'équation (2).

B_2 est définie à partir des courbes de la figure H 10, 3, où ϵ_x dépend de la profondeur selon la relation

$$\epsilon_x = 3 + \frac{2}{Z^2}$$

Cette fonction a été choisie comme une approximation possible de l'atténuation par les particules minérales à Bol, où la turbulence au niveau du fond augmente quand le niveau diminue. Elle fournit des valeurs de ϵ_x du même ordre de grandeur que celles qui ont été estimées dans le milieu naturel, mais cette fonction ne prétend pas représenter l'évolution réelle de ϵ_x .

Nous constatons que B_1 et B_2 , calculées, sont beaucoup plus élevées que les concentrations observées. Cette discordance provient de l'incertitude sur les valeurs des paramètres moyens choisis, et du fait des hypothèses simplificatrices mentionnées plus haut.

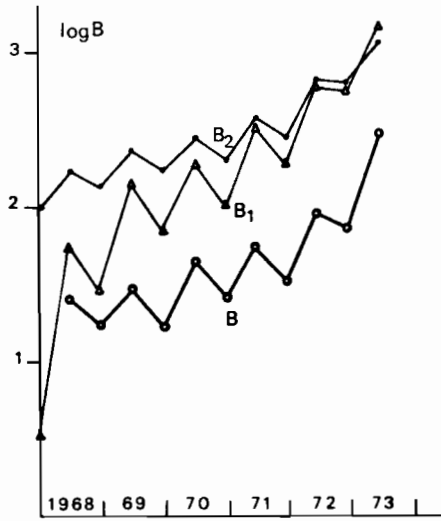


Figure 4 - Valeurs extrêmes annuelles de la concentration B en chlorophylle du phytoplancton observées à Bol (B) ou calculées avec $\epsilon_x = 5$ (B_1) ou $\epsilon_x = 3 + 2/Z^2$ (courbe B_2).

Ce qui importe ici est que l'évolution de B_1 et B_2 au cours du temps suit une croissance globale du même type que celle qui est observée dans le milieu naturel, modulée par des variations saisonnières synchrones. Indépendamment de ϵ_x , la profondeur apparaît donc comme le paramètre principal régissant les variations saisonnières et inter-annuelles de la concentration du phytoplancton.

H11

TABLEAU B.B.1 - Mesure du coefficient d'atténuation verticale de la lumière. Année 1970-71.

Date	Lieu	E (m^{-1})			DS cm	$\frac{1DS}{l'0}$ %	Couleur de l'eau	Z_{eu} m	Z 1/10 m
		Rouge	Orange Vert	Bleu					
29.05.70	+ 022	14,4	15,4	(30)	15	8	gris vert	0,29	0,13
30.05.70	032	11,5	15,4	(30)	12	16	gris vert	0,33	0,15
02.06.70	063	4,7	5,9	9,6	35	14	gris	0,83	0,39
05.06.70	092	6,7	7,9	8,2	28	13	gris	0,62	0,31
06.06.70	131	7,7	9,6	(20)	25	9	gris	0,51	0,23
10.06.70	141	11,5	10,4	21	13	21	gris	0,39	0,18
18.09.70	0 3	4,8	5,4	(10)	26	21	---	0,84	0,39
19.09.70	10	10,1	15,4	(20)	10	22	---	0,37	0,17
20.09.70	15	11,1	12,3	(20)	12	18	---	0,37	0,17
21.09.70	21	2,6	2,4	(6)	50	20	---	1,70	0,79
22.09.70	27	---	1,8	---	60	---	---	---	---
24.09.70	36	9,7	8,8	(20)	15	18	---	0,46	0,21
05.11.70	• 1	3,5	3,0	(7)	60	11	gris	1,32	0,61
06.11.70	7	14,9	11,5	23,2	12	14	gris	0,33	0,15
07.11.70	15	14,5	9,6	(30)	12	14	gris	0,38	0,17
08.11.70	20	3,1	3,3	4,3	42	24	claire	1,36	0,67
09.11.70	26	1,6	1,5	2,7	75	25	claire	2,76	1,31
10.11.70	32	2,8	3,1	4,0	59	16	claire	1,48	0,72
11.11.70	41	3,5	5,2	4,5	25	20	gris	1,12	0,54
12.11.70	47	7,5	7,9	11,5	17	24	gris	0,56	0,27
15.11.70	50 Bo1	5,5	7,6	(12)	15	11	gris	0,69	0,32
15.11.70	52	3,5	3,8	5,7	35	25	vert	1,18	0,51
16.11.70	61	3,8	5,0	8,5	30	22	vert	1,01	0,46
26.11.70	013	3,8	4,0	11,5	40	15	gris	1,09	0,50
27.11.70	023	3,6	3,6	8,5	40	18	gris	1,18	0,54
28.11.70	033	10,5	14,5	(25)	12	17	gris	0,36	0,16
29.11.70	043	9,2	11,5	(20)	12	21	gris	0,42	0,20
30.11.70	053	4,6	6,1	9,5	30	17	gris	0,83	0,39
01.12.70	063	9,2	15,6	(20)	15	13	gris	0,39	0,17
02.12.70	073	6,4	6,8	11,5	22	19	gris	0,65	0,30
03.12.70	083	5,7	8,5	(15)	22	15	gris	0,65	0,29
04.12.70	093 Bo1	5,7	9,2	(15)	18	20	gris	0,64	0,28
05.12.70	103	5,2	5,2	12,5	30	16	gris	0,82	0,38
06.12.70	111	6,4	8,1	(15)	22	13	gris	0,60	0,21
16.02.71	Δ 5	6,5	7,0	10,5	23	18	gris	0,64	0,30
17.02.71	9	10,7	15,9	17,8	12	19	gris	0,35	0,16
18.02.71	15	5,0	5,6	9,3	34	13	gris	0,81	0,38
19.02.71	21	4,2	3,3	7,7	45	15	vert	1,17	0,53
20.02.71	25'	2,4	1,7	3,3	70	20	vert	2,21	1,03
21.02.71	30	2,0	1,4	3,0	68	26	vert	2,68	1,23
22.02.71	34	2,0	1,7	3,3	75	20	vert	2,34	1,11
23.02.71	37	2,2	1,7	3,7	70	23	vert	2,26	1,04
24.02.71	43'	2,6	2,2	4,7	80	11	vert	1,80	0,84
25.02.71	48	2,5	2,5	4,2	74	12	vert	1,71	0,81
26.02.71	54	2,3	2,3	4,6	68	16	vert	1,85	0,87
28.02.71	61 Bo1	6,0	6,6	13,7	25	16	gris	0,68	0,31
01.03.71	63'	4,4	4,8	11,5	35	15	vert	0,93	0,42
02.03.71	72	5,6	7,4	14,5	28	13	vert	0,68	0,31
03.03.71	76"	5,4	5,4	7,7	36	13	gris	0,80	0,39
04.03.71	78	6,5	5,6	16,1	31	11	gris	0,71	0,32

TABLEAU BB2 - Mesure du coefficient d'atténuation verticale de la lumière. Année 1975-76.

Date	Lieu	ϵ (m^{-1})				DS cm	$\frac{I_{DS}}{I_0}$	Couleur de l'eau	Z_{eu} m	$Z_{1/10}$ m
		rouge	orange	vert	bleu					
27.05.75	Bol B1	4,2		6,8	12,5	40	9	organique	0,87	0,38
27.05.75	Berim C1	3,4		4,0	6,7	60	9	organique	1,17	0,55
21.08.75	Bol B2	4,7		7,7	14,4	38	8	rouille	0,78	0,34
22.08.75	Berim C2	4,5	5,2	6,0	10,0	39	10	rouille	0,84	0,39
24.08.75	Bol B3	4,8	5,6	7,4	13,5	35	9	rouille	0,77	0,34
13.08.75	Delta X1	11,7	11,0	16,4	24,2	11	17	jaune, parti- cules	0,32	0,15
13.08.75	Delta X2	5,6	8,1	10,2	17,7	27	10	organique	0,64	0,27
18.10.75	Bol B4	5,1	7,2	8,8	16,4	33	8,5	rouille	0,71	0,30
17.10.75	Berim C3	4,8	7,3	9,6	13,9	37	7,1	rouille	0,75	0,31
19.10.75	Archipel Y10	5,7	7,8	10,0	16,3	34	6,3	---	0,63	0,27
	Y9	5,3	7,0	8,1	12,4	40	5,8	noire	0,70	0,31
	Y12	5,1	6,8	9,0	14,8	44	4,4	noire	0,71	0,30
30.10.75	Eaux libres									
	YL 1	2,4	1,7	2,2	4,4	65	17,4	gris	1,86	0,88
	YL 2	3,1	2,1	2,5	4,8	55	17,3	gris vert	1,56	0,73
	YL 3	3,3	2,6	3,2	5,7	47	17,3	organique particule	1,31	0,62
	YL 4	2,6	2,1	2,6	5,0	60	16,2	gris vert	1,64	0,77
	YL 5	2,2	1,8	2,1	3,9	86	12,1	gris vert	1,98	0,94
	YL 6	2,5	1,9	2,5	4,4	72	12,8		1,71	0,81
	YL 7	2,2	1,8	2,0	4,0	81	14,0	gris vert	2,03	0,96
09.12.75	Berim Z1	3,7	4,3	5,4	8,5	57	6,1	organique	1,01	0,45
	Berim Z9	4,0	4,9	6,0	11,2	46	7,9	organique	0,93	0,41
21.06.76	Eaux libres									
	AA9	2,6	1,7	2,0	3,3	80	13,6	gris vert	1,94	0,93
	AA12	2,8	2,1	2,7	4,4	67	12,7	gris vert	1,56	0,75
	AA13	3,3	2,7	3,4	5,3	52	14,1	gris vert	1,28	0,62
	AA16	3,1	2,9	3,1	5,0	45	20,4	gris vert	1,38	0,66
	AA18	3,1	2,2	2,5	3,8	61	15,8	gris vert	1,58	0,77
	AA19	2,1	1,8	2,0	3,3	123	6,1	organique	2,09	1,01
	AA20	2,5	1,2	1,6	3,0	88	14,6	particules	2,31	1,07
04.02.76	Berim A21	2,3	2,6	3,3	5,8	104	4,4	rouille, or- ganique	1,62	0,73
	Yakoua A22	2,6	2,9	3,6	6,0	95	11	organique	1,45	0,66
	Bol A23	3,1	3,6	(5,0)	8,5	75	4	rouille, or- ganique	1,18	0,52
06.05.76	Eaux libres									
	AC 5	6,5	6,2	6,5	11,8	24	16	gris	0,65	0,31
	AC 8	8,9	10,0	11,2	15,3	23	8	gris, organi- que	0,44	0,21
	AC 1	3,1	2,1	2,2	4,4	57	18	vert	1,71	0,79
13.05.76	Bol B5	3,4	4,1	4,8	8,8	62	6	rouille	1,10	0,50
	Berim C4	2,3	2,4	3,0	4,5	78	10	vert clair	1,67	0,78
	Berim C5	2,5	2,3	2,8	(5)	81	9,0	organique		
	Berim C5	2,5	2,3	2,8	(5)	81	9,0	jaune vert	1,61	0,76
16.05.76	Reria C6	4,0	4,0	4,8	(8)	45	11,0	vert	0,98	0,46
	Lafia C7	4,2	4,7	5,1	7,1	38	12,7	vert	0,94	0,45

Date (an, mois, jour), conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C) ;
 Ca, Mg, Na, K, alcalinité en $\text{m}\ell/\text{l}$; Cl en mg/l ; SiO_2
 en mg/l ; oxydabilité de l'eau brute (CODB) et de
 l'eau filtrée (CODF) en $\text{m}\ell/\text{l}$; Fe fer réactif en mg/l ;
 Chla et $\text{PO}_4\text{-P}$ en mg/m^3 ; DS, transparence au disque de
 Secchi, et H, niveau à l'échelle de Bol, en cm.

DATE			Cond	pH	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	Alc.	SiO ₂	COD B	COD F	Fe	Chla	PO ₄ -P	DS	H
AN	M	J																
720816	130	7	20	530	360	52	150	02	1	41	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	225
720906	137	8	30	610	520	54	160	02	1	51	-1	-1	-1	13.5	82.0	-1	11	224
720913	141	8	30	550	470	56	160	02	1	52	-1	-1	-1	16.0	107.2	-1	10	216
720920	169	8	10	620	480	58	170	04	1	63	-15	70	-1	16.5	96.3	2	14	225
720927	157	8	10	790	390	59	170	02	1	74	-14	50	-1	14.5	57.0	8.9	12	223
721007	135	7	80	610	480	52	150	02	1	50	184	30	-1	21.5	68.0	5.0	13	225
721012	186	7	20	700	460	60	160	01	1	83	214	30	-1	20.0	71.0	8.0	13	232
721018	172	8	00	630	540	59	160	03	1	73	214	90	-1	22.0	100.15	0	14	224
721030	170	7	00	630	500	54	150	01	1	60	245	90	-1	20.0	80.13	0	11	195
721109	201	3	10	750	560	70	190	02	2	00	235	90	-1	18.0	79.15	0	12	189
721130	204	8	00	780	660	70	190	01	1	99	246	00	-1	21.0	84.18	7	10	189
721215	176	8	30	690	590	57	170	03	1	73	295	70	-1	18.0	108.37	0	10	185
721221	180	7	80	690	600	57	160	02	1	73	214	90	-1	13.5	72.27	0	8	187
721228	186	7	90	700	540	55	160	02	1	76	184	90	-1	9.0	70.19	0	15	189
730103	186	8	00	710	590	56	170	02	1	79	204	80	-1	12.5	58.92	0	15	187
730110	177	8	00	700	580	52	150	02	1	75	194	10	-1	8.5	50.02	0	17	185
730120	176	8	60	730	570	57	170	03	1	83	174	90	-1	8.3	62.5	-1	16	176
730124	177	8	00	750	600	58	170	03	1	88	185	10	-1	7.0	66.02	3.0	16	174
730130	207	8	10	780	630	62	180	03	2	03	175	50	-1	8.4	61.62	1.5	18	171
730207	220	7	70	780	630	67	180	03	2	08	167	30	-1	10.5	98.1	9.5	11	168
730217	219	8	30	710	650	76	190	03	2	18	176	70	-1	7.5	89.21	5.0	15	164
730227	218	9	20	750	560	75	190	02	2	15	187	90	-1	6.7	126.16	5	14	164
730228	224	8	90	750	530	78	220	02	2	27	1010	3	-1	5.7	170.23	0	9	156
730305	213	8	50	730	660	80	205	03	2	10	1210	0	-1	9.2	233.12	5	10	152
730312	237	8	70	630	620	97	230	03	2	25	49	20	-1	6.5	183.13	0	13	146
730314	234	8	70	750	65	92	225	03	2	35	68	10	-1	4.0	144.13	0	13	148
730317	233	8	70	610	59	95	240	03	2	28	19	30	-1	6.7	165.12	0	15	142
730324	237	8	30	61	631	07	260	03	2	34	211	1	-1	9.0	328.13	0	6	136
730331	267	8	20	59	721	22	270	04	2	60	811	6	-1	7.2	306.12	0	10	132
730404	284	8	20	70	681	31	300	04	2	87	1510	9	-1	9.2	328.12	0	8	128
730410	292	8	50	80	821	40	318	05	3	02	2212	6	-1	9.7	-1	-1	6	123
730424	344	8	30	94	821	69	372	06	3	47	2112	8	-1	11.0	255.	-1	9	114
730428	348	8	3	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
730504	349	8	10	84	90	-1	-1	07	3	47	2112	4	-1	8.0	280.	-1	8	105
730508	357	8	20	74	94	-1	-1	-13	62	2011	9	-1	8.2	296.	-1	9	104	
730515	390	8	20	96	87	-1	-1	-13	80	1712	6	-1	8.5	307.	-1	9	97	
730522	430	8	00	95	902	34	460	1344	10	1811	2	-1	6.0	203.	-1	15	94	
730529	450	8	10	83	942	34	440	1244	35	1912	9	-1	12.5	-1	-1	9	94	
730605	470	8	00	85	822	70	564	1344	55	2413	7	-1	9.5	267.	-1	9	83	
730612	490	8	20	82	682	74	560	1244	70	2014	1	-1	9.0	309.	-1	8	75	
730622	480	8	20	961	042	96	590	1304	40	2314	5	-1	6.7	341.	-1	10	68	
730626	500	8	31	921	003	01	630	1244	40	2614	9	-1	14.7	421.	-1	8	64	
730703	550	8	20	67	852	82	614	1344	55	2715	8	-1	11.2	375.	-1	9	61	
730710	540	8	20	70	673	16	636	1515	20	2615	9	-1	11.0	279.	-1	7	55	
730717	542	8	20	92	733	08	640	1584	80	2316	1	-1	10.7	468.	-1	8	49	
730724	576	8	21	92	933	04	776	1245	70	2314	9	-1	8.0	284.	-1	10	43	
730731	568	8	20	87	802	96	768	1745	30	2316	0	-1	14.0	428.	-1	9	42	
730814	396	8	00	75	752	70	484	1403	75	1811	8	-1	9.2	290.	-1	9	58	
730817	471	8	20	871	132	79	720	1604	60	1916	5	-1	16.7	522.	-1	9	47	
730821	407	8	00	67	702	72	490	1403	95	1913	8	-1	16.7	486.	-1	8	52	
730828	425	7	90	70	652	90	512	1303	80	2114	2	-1	10.0	473.	-1	8	47	
730904	440	8	1	65	603	01	520	1404	35	2215	1	-1	16.0	456.38	0	7	39	
730911	435	8	1	80	953	14	510	1364	15	2117	0	-1	19.5	642.15	0	7	38	
730914	449	8	1	90	853	15	502	1304	25	2116	9	-1	25.7	714.30	0	6	36	
730918	428	8	2	85	903	14	502	1404	35	2317	5	-1	25.0	616.	-1	6	33	
730925	444	8	1	901	103	44	560	1564	50	2418	5	-1	23.7	843.	-1	5	28	
731002	503	8	3	90	903	58	626	1704	85	2917	0	-1	18.2	475.	-1	4	45	
731009	354	7	21	301	251	30	325	91	3	90	8015	0	-1	3.0	309.	-1	30	96

Date (an, mois, jour), conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C) ;
 Ca, Mg, Na, K, alcalinité en $\text{m}\ell/\text{l}$; Cl en mg/l ; SiO_2
 en $\text{mg SiO}_2/\text{l}$; oxydabilité de l'eau brute (COdB) et de
 l'eau filtrée (COdF) en $\text{m}\ell/\text{l}$; Fe fer réactif en mg/l ;
 Chl_a et $\text{PO}_4\text{-P}$ en mg/m^3 ; DS, transparence au disque de
 Secchi, et H, niveau à l'échelle de Bol, en cm.

DATE			Cond	pH	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	Alc.	SiO ₂	COdB	COdF	Fe	Chl _a	PO ₄ -P	DS	H
An	M	J																
731016	325	7 11	301	131	07	256	00	2 75	7012	711	3 5	5243	-1	45	106			
731023	288	7 21	181	20	82	208	00	2 55	5510	3 8	9 5	7115	-1	35	112			
731030	264	7 21	151	03	76	184	00	2 48	63 8	3 7	0 1	249 5	-1	40	143			
731102	258	7 21	101	05	75	174	00	2 46	62 7	0 -1	4 5	545 9	-1	35	155			
731106	265	7 11	131	05	75	176	02	2 55	62 2	5 -1	3 7	45 9	-1	35	166			
731117	368	6 91	691	47	81	190	1503	00	73 9	4 -1	7 0	16 8	-1	30	180			
731124	401	6 81	901	47	87	202	0473	05	7011	0 -1	5 6	135 95	0	27	184			
731127	369	7 01	751	30	75	187	0472	70	53 8	9 8	0 4	769 656	0	30	185			
731204	318	7 11	451	23	60	138	2502	50	50 6	7 6	4 5	535 2	-1	27	187			
731211	288	6 81	441	00	54	118	0172	58	50 6	2 5	0 3	523 6	-1	30	187			
731218	255	6 91	301	02	49	095	0202	43	51 6	5 6	0 4	725 0	-1	39	188			
731221	252	6 91	34	98	49	093	0002	33	49 5	3 5	0 3	248 5	-1	37	187			
731228	254	6 91	311	07	49	071	0022	33	52 5	8 5	4 2	033 0	-1	35	184			
740102	278	6 91	481	140	54	093	00	2 53	547 246	60 3	852 6	-1	45	183				
740115	267	6 91	321	03	60	087	00	2 10	504 774	37 4	711 0	-1	50	179				
740122	268	6 81	401	00	56	090	00	2 10	494 614	05 5	0 6	240 0	0	52	176			
740129	266	6 91	321	05	56	090	00	2 05	484 694	29 3	715 5180	0	35	173				
740205	229	6 91	301	00	50	070	00	2 12	484 294	05 1	217 0115	0	51	169				
740301	292	7 21	451	13	72	095	00	2 55	475 445	02 0	720 4120	0	55	196				
740312	302	7 31	501	13	74	101	01	2 78	475 524	72 3	237 080 0	0	54	149				
740326	313	7 41	551	25	73	076	01	3 08	496 005	76 2	724 50	0	47	136				
740402	330	7 41	751	30	81	083	00	3 35	476 285	40 1	044 2	-1	35	131				
740412	336	7 41	901	35	80	080	00	3 55	466 484	80 2	530 3	-1	35	122				
740506	352	7 51	871	32	79	048	01	2 68	484 904	50 2	030 0	-1	30	102				
740513	360	7 51	921	43	-1	-1	01	3 94	465 144	74 0	735 7	-1	35	96				
740516	371	7 62	021	38	86	071	00	4 00	475 305	06 4	266 9	-1	25	92				
740520	390	8 02	081	43	86	071	00	4 07	465 304	75 2	066 9	-1	27	90				
740527	395	7 82	121	48	88	074	00	4 20	435 704	80 3	059 8	-1	20	84				
740606	406	7 72	161	53	97	081	01	4 25	365 753	04 3	767 8	-1	20	73				
740617	411	8 22	151	621	02	088	0	4 25	386 806	32 3	2229	-1	18	61				
740620	439	7 72	171	601	11	092	02	4 30	366 406	16 1	5298	-1	18	58				
740624	409	8 12	111	601	06	092	02	4 25	338 007	36 6	0294	-1	19	53				
740701	408	8 12	071	571	13	103	03	4 20	228 046	99 5	5315	-1	16	45				
740708	366	7 91	761	331	06	106	02	3 75	119 086	9112	5273	-1	12	48				
740719	373	7 81	771	531	10	124	03	3 60	107 55	-1 3	7 -1	-1	13	39				
740722	343	7 91	551	56	97	127	02	3 32	86 59	-1 3	5225 50	0	12	46				
740729	374	7 71	901	391	03	163	00	3 17	118 753	62 4	0180 41	0	18	45				
740805	370	8 01	721	231	04	148	01	3 28	106 516	43 2	2138 66	0	7	43				
740812	367	8 11	701	451	16	178	02	3 29	157 556	43 4	0186 66	0	7	36				
740819	324	8 41	541	330	96	220	03	2 84	136 906	11 2	5147 76	0	12	46				
740827	349	7 71	511	260	97	238	03	2 85	153 965	48 1	0245 72	0	16	45				
740829	343	7 91	581	170	99	187	03	2 89	166 205	64 7	-172 0	0	17	44				
740902	353	8 21	731	161	93	190	02	3 00	157 096	04 1	0238 60	0	27	42				
740905	356	8 21	601	211	07	199	02	3 00	155 084	68 1	0163 55	0	21	40				
740909	368	8 01	621	161	13	217	02	3 27	155 314	52 1	2226 38	0	16	37				
740917	341	8 61	561	071	07	178	02	2 85	147 784	20 9	5317 32	0	17	38				
740919	340	8 31	531	231	05	205	01	2 80	146 745	31 5	2250 27	0	17	37				
740926	586	7 12	271	831	38	596	03	2 19	5510 79	31 5	081 230	0	22	58				
741003	387	7 11	651	400	59	437	03	3 80	6610 78	9014	754 0205	0	20	133				
741008	324	7 01	471	160	49	357	00	3 25	5510 88	4819	7 8 0220	0	15	164				
741010	319	7 01	451	100	48	366	00	3 10	536 804	4010	7 1305	0	15	178				
741014	315	7 01	251	250	43	383	00	3 07	457 046	2413	5 1326	0	25	201				
741024	375	7 11	601	470	51	422	00	3 65	6011 69	8814	0 1168	0	19	240				
741031	313	7 31	301	170	45	389	00	2 85	478 406	8012	0 1190	0	23	261				
741104	251	7 11	101	050	31	340	00	2 50	437 094	03 9	5 1272	0	27	272				
741114	187	7 00	750	840	20	200	02	1 85	365 074	11 9	7 1200	0	35	293				
741021	328	7 31	501	220	51	377	02	3 35	4910 57	9218	0 1282	0	19	233				
741028	384	7 21	601	470	59	478	00	3 68	5711 08	7212	0 1304	0	18	251				
741209	132	6 80	650	820	19	125	02	1 28	343 283	12 7	513 1164	0	45	313				
741216	128	6 70	600	600	19	115	00	1 30	352 882	88 4	011 4112	0	50	309				

TABLEAU E.E.1 - Données Landsat du 22 juin 1975. Colonne 920

Ligne	L ₄	L ₅	L ₆	L ₇
870	36,67	39,27	36,00	8,53
895	37,33	40,00	37,47	8,73
900	37,33	39,67	37,80	8,00
945	36,87	39,27	34,33	7,33
950	37,13	39,20	34,00	6,80
955	37,60	38,27	32,80	6,60
960	37,33	39,53	32,13	6,33
995	37,20	39,20	32,73	6,07
1000	36,87	38,87	32,53	6,00
1025	37,00	39,93	34,13	6,40
1030	37,80	40,07	35,07	6,47
1055	37,73	40,00	34,80	6,80
1060	37,47	39,40	34,93	6,80
1095	37,47	39,67	32,60	6,07
1100	37,33	39,87	32,53	6,33
1125	37,47	39,60	30,60	5,40
1130	36,93	39,13	30,13	5,13
1155	37,07	38,60	28,33	5,20
1160	36,87	38,93	28,27	5,00
1195	37,53	39,47	27,00	4,60
1200	37,00	39,80	26,93	4,80
1220	37,00	39,87	27,53	5,40
1225	37,20	40,00	27,80	5,60
\bar{m}	37,23	39,46	32,19	6,28
σ	0,30	0,48	3,32	1,12
étendue	1,13	1,80	10,87	3,93

TABLEAU E.E.2 - Estimation des paramètres biologiques dans les eaux libres de la cuvette sud du lac Tchad à partir des luminances Landsat L₆ et L₇ le 22 juin 1975. n est le nombre d'éléments d'image ayant une luminance donnée, B et ΣA sont calculées d'après les relations établies dans le texte.

L ₆	ΣA	B	n	
26	134	6,6	4652	Σn = 338429 pixels
27	248	17,2	4444	Σ (nΣA) = 140688594
28	312	27,8	20402	Σ (nB) = 27502327
29	352	38,4	34870	D'où la surface en eau
30	380	49,0	7547	S = n x 79 x 57 m ² = 1527 km ²
31	402	59,6	27334	ΣA moyen = Σ(nΣA) / Σn =
32	418	70,2	44559	415,7 mgO ₂ /m ² .h
33	431	80,8	30778	B moyen = Σ(nB) / Σn =
34	442	91,4	63574	81,3 mg Chla/m ³
35	451	102	13896	Production horaire = Σ(nΣA) x
36	459	113	38380	79x57 mg O ₂ /h = 633 tonnes/h
37	466	123	26078	Prod. journalière = 5760 tonnes O ₂ /jour
38	472	134	7175	
39	478	144	13030	
40	483	155	1690	

L ₇	ΣA	B	n	
4	81	3,8	4128	Σn = 326935
5	332	36,0	49323	Σ (nΣA) = 134831162
6	402	58,2	100899	Σ (nB) = 29745063
7	437	100,4	97414	S = 1472 km ²
8	458	132,6	44569	ΣA moyen = 412 mg O ₂ /m ² .h
9	473	164,8	19884	B moyen = 91 mg Chla/m ²
10	484	197,0	10687	Prod. horaire = 607 tonnes O ₂ /h
				Prod. journalière = 5524 tonnes O ₂ /jour

TABLEAU E.E.3 - Distribution des luminances L_7 et estimation de la production dans les eaux libres de la cuvette sud (8-10 octobre 1975)

L_7	n	DS	B	$\Sigma\Sigma A$
2	29516	0,71	14,0	3,530
3	131304	0,45	7,1	1,114
4	130856	0,33	3,2	0,351
5	37288	0,26	0,8	0,065
Total	328964			

n = nombre d'éléments d'image ayant une luminance donnée.

$\Sigma\Sigma A$ calculé par $\log \Sigma\Sigma A = 2,50 + 1,044 \log B + \log DS$

Production moyenne $\Sigma\Sigma A = \Sigma (n \Sigma\Sigma A) / \Sigma n = 0,908 \text{ g } O_2/m^2 \text{ jour}$

Transparence moyenne DS = $\Sigma (n DS) / \Sigma n = 0,40 \text{ m}$

Surface en eau $\Sigma n \times 57 \times 79 \text{ m}^2 = 1480 \text{ km}^2$

Production totale $\Sigma (n \Sigma\Sigma A) \times 57 \times 79 \text{ g } O_2/\text{jour} = 1345 \text{ tonnes } O_2/\text{jour}$

Biomasse moyenne = $5,45 \text{ mg Chia}/m^3$

Biomasse totale = 4360 tonnes avec $\bar{z} = 2,7 \text{ m}$ et poids frais = 200 B

TABLEAU F.F.1 - Mesures de fortes activités photosynthétiques dans le lac Tchad. Evolution en fonction de la profondeur et du temps.

Boaga Kiskra 7 mars 1974

heure début	7h32	9 01	10 31	12 05	13 45	15 26	
fin	8 57	10 29	12 02	13 41	15 22	17 03	
Z (cm)	A	A	A	A	A	A	
0	2512	1481	1147	1150	1530	3840	
10	4518	4767	4610	4740	4701	3190	
20	2297	4087	4126	4560	3585	1767	
35	901	1427	1736	1760	1086	522	
50	326	486	526	680	335	167	
A _{opt}	4700	4200	4800	4900	4700	-	mg O ₂ /m ³ h
ΣA	1090	1430	1420	1430	1250	810	mg O ₂ /m ³ h
B = 132	μg/l ²						
φ _{opt}			36,3				
Z				2,0 m			
DS						0,17	cm
ΣΣA	12,2						g O ₂ /m ²

Vent de sable l'après-midi à partir de 12 h 30 = ciel couvert

Boaga Kiskra 14 juin 1974

heure début	7 24	9.28	11 27	13 13	15 25	17 16	
fin	8 04	10 12	12 02	13 50	15 58	17 48	
Z cm	A	A	A	A	A	A	mg O ₂ /m ³ h
2	7776	7767	5677	5811	7563	7080	
7	6984	9054	9270	10041	8610	4590	
12	5088	7789	8420	8847	5876	1740	
17	2784	5572	6523	4955	3287	1020	
27	1080	1746	2112	1997	407	120	
A _{opt}							
DS	12	13	11	12	11	11	cm
ΣA	1165	1717	1972	1730	1280	630	mg O ₂ /m ³ h
R	-	-	2660	2693	(2181)	2640	mg O ₂ /m ³ h
O ₂ satur	1,63	7,74	10,96	15,25	13,33	16,90	mg/l
ΣΣA	16,71						g O ₂ /m ²
R							
Z				0,5 m			
T °C					37	35	
ΣΣR							32,0 g O ₂ /m ²

Algues : *Microcystis* (*A. delicatissima*) x x x x
Synechocystis aquatilis x
Anabaenopsis tanganyikae x
Coccolinia laxissima x
Lyngbya immetica x

F.F. 1 suite

Bol 28 juin 1974

heure début	7 36	9 32	11 32	13 33	15 34	17 23	06 15
fin	8 40	10 32	12 32	14 33	16 34	18 17	07 15
Z cm	A mg O ₂ /m ³ R						
0	5742	6000	7168	7280	8728	3502	4800
5	6325	7712	9344	9808	8043	1155	3264
10	4037	6272	7840	8192	4800	568	1760
15	2661	4576	5200	4608	2784	266	1088
25	882	1184	1472	1295	912	16	448
50	44	16	0	-	-	-	0
DS cm	16			20			
ΣA	970	1350	1650	1650	1200	250	440 mg O ₂ /m ² R

images de 10 30 à 11 20

N' Guedoubaud 15-16 juin 1974
14°07' Nord

Z = 1,6 m. eau verte

heure début	15 17	17 14	07 34	09 16	11 27	13 15	
fin	15 51	17 44	08 06	09 47	12 01	13 48	
Z 0	24677	16480	26130	25114	18691	18501	} mg O ₂ /m ³ R
5	19962	6348	19680	28056	25185	24727	
10	8809	2688	6210	17789	16263	11345	
15	4743	1344	3600	7091	7792	7690	
25	1773	352	1350	23	2258	2210	
cm							
Resp.	3896	3616	3660	4335	3727	3956	
DS	10	10	-	-	10	10	
ΣA	2645	970	2250	3495	3450	2115	mg O ₂ /m ² R

O₂ in situ (10 cm sous la surface)

heure	15 50	17 45	20 10	22 00	5 30	8 00	9 45	12 05	13 45	16 05	17 30
O ₂	16,70	22,94	17,12	11,44	0,11	2,03	7,17	8,83	12,39	23,64	21,21

mg O₂/l.

algues

Synechocystis aquatilis x x
Microcystis (A) delicatissima x x
Lyngbya limnetica x x x x
Anabaenopsis tanganyikae x