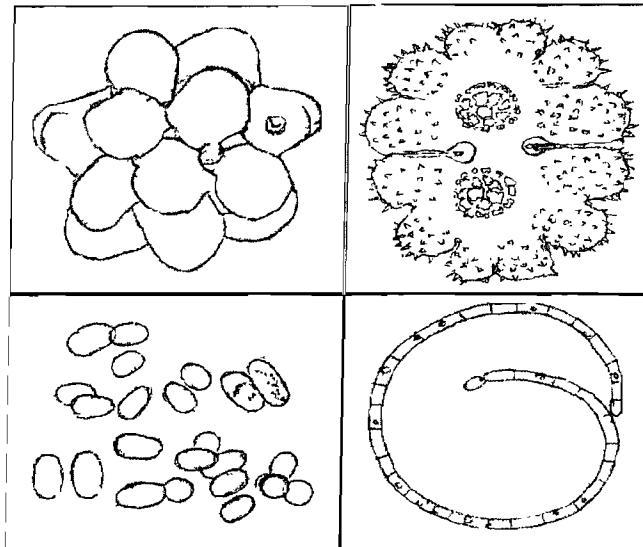


Université Cheikh Anta Diop de Dakar
Faculté des Sciences et Techniques
Département de Biologie Végétale



Thèse de Doctorat de 3^e Cycle de l'Université Cheikh Anta Diop
de Dakar (Sénégal).



*LA COMMUNAUTE PHYTOPLANCTONIQUE DU LAC DE
GUIERS (SENEGAL) : TYPES D'ASSOCIATIONS
FONCTIONNELLES ET APPROCHES EXPERIMENTALES
DES FACTEURS DE REGULATION*

Par
Ngansoumana BA
Soutenue le 30 janvier 2006

Devant le jury composé de :

Président : Prof Tidiane BA , UCAD Dakar
Rapporteur : MC Kandioura NOBA, UCAD Dakar
Membres : Dr Robert ARFI, IRD Dakar
MC Elhadji SOW, UCAD Dakar
Dr Marc BOUVY, IRD Dakar (directeur de thèse)

DEDICACES

Je dédie ce travail

A la mémoire de mon père : Qu'ALLAH vous fasse bénéficier de sa miséricorde. Amen ;

*A ma mère avec tout mon respect et mon admiration : Qu'ALLAH vous accorde une longue vie
Amen ;*

A ma famille avec tout mon attachement ;

*A mon épouse, pour les moments de solitude que tu as endurée, pour ta bonté, tu mérites beaucoup.
Je te dédie ce travail en plus de mon amour.*

REMERCIEMENTS

II

La réalisation de cette étude ainsi que son évaluation ont été rendues possible grâce à l'appui de beaucoup de personnes auxquelles je témoigne ici ma profonde gratitude.

Mes remerciements s'adressent à Monsieur Robert ARFI qui a accepté de m'accueillir dans son unité de recherche.

Pour ce travail je suis redevable à Monsieur Marc BOUVY. Je l'ai connu après mon DEA et depuis il m'a beaucoup appris. Ses analyses, ses critiques et son pragmatisme me furent d'un apport considérable. Pour cela qu'il soit assuré de mon estime et de mon respect.

Je suis reconnaissant aux professeurs Amadou T. BA, directeur de l'Institut des Sciences de l'Environnement (ISE) et à Kandioua NOBA, chef de département de Biologie Végétale, mes encadreurs de l'université, dont la rigueur scientifique ainsi que les qualités de chercheur m'ont guidé dans mon travail. En cela je leur dis merci.

Monsieur le professeur El hadj SOW, vous avez accepté de juger ce travail malgré vos occupations. Veuillez accepter mes remerciements.

Mes interrogations multiples et variées ont trouvé des réponses favorables auprès des autres chercheurs de l'UR : Marc PAGANO, Xavier LAZZARO, Gisèle CHAMPALBERT. Soyez tous témoins de ma reconnaissance.

L'assistance de Daniel CORBIN, de El hadj NDOUR, de Maïmouna MBOUP, de Yacine DIOP et de Ndeye Fatou Dieng a été déterminante. A tous je vous adresse mes sincères remerciements.

Je suis aussi reconnaissant à l'équipe du laboratoire de Botanique-Biodiversité : Aboubacry KANE, Mame Samba MBAYE, Reymond SARR, Amadou HANE et Maïmouna KANE, dont les suggestions pertinentes ont été toujours constantes. Veuillez accepter ma gratitude.

Cheikh NDIAYE, documentaliste, ta compagnie tout au long de cette thèse a été fructueuse. Je te remercie.

Mes collègues Seyni SANE, Samba KA, Caroline RONDEL, Bassirou DIONE et Pierre SENE ensemble nous avons cheminé paisiblement. Vos apports scientifiques me furent profitables. Je vous en remercie.

J'adresse également mes remerciements au professeur Alain COUTE et à Madame Cécile BERNARD ainsi qu'à toute leur équipe et tout particulièrement Céline BERGER. Mon stage au sein de votre laboratoire au Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) de Paris m'a beaucoup apporté.

Je ne saurais terminer ce paragraphe sans rendre un hommage sincère à l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) qui a apporté son appui financier.

SOMMAIRE

III

DEDICACES.....	I
REMERCIEMENTS.....	II
SOMMAIRE	III
LISTE DES FIGURES.....	VI
LISTE DES TABLEAUX & SIGLES.....	IX
RESUME.....	X
1) INTRODUCTION.....	1
2) SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE.....	7
2-1 GENERALITES SUR LE PHYTOPLANCTON	7
2-2 LA PLACE DU PHYTOPLANCTON DANS LE RESEAU TROPHIQUE.....	7
2-3 COMPOSANTES DU PHYTOPLANCTON.....	8
2-4 ECOPHYSIOLOGIE DU PHYTOPLANCTON.....	11
2-5 FACTEURS SPECIFIQUES DETERMINANTS LE DEVELOPPEMENT DE CYANOBACTERIES	12
3) SITE D'ETUDE.....	16
3-1 SITUATION GEOGRAPHIQUE	16
3-2 AMENAGEMENTS DU FLEUVE SENEGAL ET FONCTIONNEMENT DU LAC.....	16
3-3 MILIEU PHYSIQUE	17
3-3-1 <i>Climat</i>	17
3-3-1-1 Précipitations.....	17
3-3-1-2 Température de l'air.....	19
3-3-1-3 Radiations solaires.....	19
3-3-2 <i>Bathymétrie</i>	20
3-3-3 <i>Hydrodynamisme</i>	20
3-3-4 <i>Hydrologie</i>	20
3-3-4-1 Salinité.....	20
3-3-4-2 Turbidité.....	21
3-3-4-3 Température des eaux.....	21
3-3-4-4 Nutriments	22
3-4 FACTEURS BIOLOGIQUES.....	22
3-4-1 <i>Zooplancton</i>	22
3-4-2 <i>Végétation aquatique</i>	23
3-5 LES PRINCIPAUX UTILISATEURS DE L'EAU DU LAC DE GUIERS.....	24
3-6 CARACTERISTIQUES DU LAC DE GUIERS.....	25

4) METHODOLOGIE.....	27
4-1 SUIVI EN MILIEU NATUREL.....	27
4-2 EXPERIMENTATION EN MICROCOSMES.....	29
4-2-1 <i>Etude du taux de croissance de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i></i>	29
4-2-2 <i>Etude de l'impact du broutage du zooplancton</i>	31
4-2-2-1 Phytoplancton naturel.....	31
4-2-2-2 Cultures pures de cyanobactéries.....	32
4-3 ANALYSES QUALITATIVE ET QUANTITATIVE DU PHYTOPLANCTON.....	34
4-3-1 <i>Analyse qualitative</i>	34
4-3-1-1 Identification des espèces.....	34
4-3-1-2 Diversité globale.....	34
4-3-2 <i>Analyse quantitative</i>	38
4-3-2-1 Abondance.....	38
4-3-2-2) Biovolume.....	39
4-3-3 <i>Analyse des données</i>	40
5) RESULTATS.....	41
5-1 SUIVI EN MILIEU NATUREL DU PHYTOPLANCTON (CYCLE ANNUEL).....	41
5-1-1 <i>Composition taxonomique du phytoplancton</i>	41
5-1-2 <i>Richesse spécifique, indice de diversité et succession d'espèces phytoplanctoniques</i>	41
5-1-2-1 Richesse spécifique.....	41
5-1-2-2 Indices de diversité.....	43
5-1-2-3 Diagramme rang-fréquence.....	49
5-1-3 <i>Abondance et biovolume du phytoplancton</i>	51
5-1-3-1 Contribution des différentes classes.....	52
5-1-3-2 Dynamique du phytoplancton à la station de pompage P.....	54
5-1-3-3 Contribution des espèces.....	56
5-1-4 <i>Variations spatiales du phytoplancton au niveau du lac de Guiers</i>	72
5-1-5 <i>Les groupes fonctionnels au sein du phytoplancton</i>	74
5-1-5-1 Composition des groupes fonctionnels.....	74
5-1-5-2 Dynamique saisonnière des groupes fonctionnels.....	76
5-1-6 <i>Relations entre phytoplancton et variables environnementales et biologiques</i>	78
5-1-6-1 Compartiment zooplanctonique.....	78
5-1-6-2 Variables physiques et chimiques.....	80
5-1-6-3 Analyses des données par la co-inertie.....	84
5-2 APPROCHES EXPERIMENTALES.....	89
5-2-1 <i>Impact du broutage du phytoplancton par le zooplancton</i>	89
5-2-2 <i>Impact du broutage de culture de cyanobactéries par deux types de zooplancton</i>	91
5-2-3 <i>Taux de croissance de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i></i>	95

6) DISCUSSION	98
6-1 COMPOSITION ET STRUCTURE DU PHYTOPLANCTON DU LAC DE GUIERS	98
6-1-1 <i>Composition du phytoplancton</i>	98
6-1-3 <i>Successions des groupes fonctionnels dominants</i>	100
6-2 DYNAMIQUE ET FACTEURS DE CONTROLE DU PHYTOPLANCTON DU LAC DE GUIERS.	102
6-2-1 <i>Impact des facteurs physiques</i>	104
6-2-2 <i>Impact des éléments nutritifs</i>	106
6-2-3 <i>Impact du broutage exercé par le zooplancton</i>	107
6-2-4 <i>Aménagements et réchauffement climatique</i>	108
6-3 DEVELOPPEMENT DE CYLINDROSPERMOPSIS RACIBORSKII AU LAC DE GUIERS.....	109
6-3-1 <i>Distribution géographique</i>	109
6-3-2 <i>Morphologie de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i></i>	110
6-3-3 <i>Toxicité de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i></i>	111
6-3-4 <i>Déterminisme de croissance de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i></i>	113
7) CONCLUSION GENERALE	116
8) REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	120
9) ANNEXES	131

Figure 1 : Schéma résumant les grands compartiments et les grandes voies de transfert au sein du réseau trophique pélagique	6
Figure 2 : Localisation du lac de Guiers au Sénégal. Le barrage de Diama, le canal de la Taoué et le village de N'Gnith au centre du lac sont également localisés.	15
Figure 3 : Intégration journalière de l'éclairement solaire à Ngnith au cours du cycle annuel (mars 2002 à mars 2003).....	18
Figure 4 : Evolution du niveau du lac à Ngnith de 1976 à 2004. Traits pleins horizontaux correspondent aux côtes moyennes du lac de Guiers	18
Figure 5 : Localisation des stations échantillonnées mensuellement (Large, Baie et Typha) et de manière bi-hebdomadaire (station P) dans la zone centrale du lac de Guiers.....	26
Figure 6 : Localisation des stations échantillonnées au cours de la radiale sud-nord réalisée en mai 2003. La station Large du cycle annuel est comprise dans la radiale.	30
Figure 7 : Schéma montrant les stades de succession écologique (d'après Frontier 1976).	36
Figure 8 : Moyenne annuelle de l'indice de diversité de Shannon aux trois stations et au deux niveaux (L, B et T pour station Large, baie et Typha ; s et f respectivement pour surface et fond)...	42
Figure 9 : Evolution de l'indice de diversité de Shannon calculé à partir des abondances aux deux niveaux (moyenne des trois stations).	44
Figure 10 : Evolution de l'indice de diversité de Shannon (basé sur les effectifs) pour la station de pompage P en surface	44
Figure 11 : Evolution de l'indice de diversité de Simpson au cours du cycle annuel (moyenne des trois stations et des deux niveaux).	46
Figure 12 : Diagrammes rangs-fréquences des trois stations aux deux niveaux échantillonnés.	48
Figure 13 : Variation de l'abondance du phytoplancton total au cours du cycle annuel aux trois stations et aux deux profondeurs (n=6).....	50
Figure 14 : Variation du biovolume phytoplanctonique total aux trois stations aux deux profondeurs (surface et fond) au cours du cycle annuel	50
Figure 15 : Pourcentages d'effectifs des 7 classes aux quatre stations durant le cycle annuel.....	53
Figure 16 : Evolution du pourcentage d'effectif des différentes classes dans la communauté phytoplanctonique au site type (station P).	53
Figure 17 : Abondance de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel.....	55
Figure 18 : Abondance de <i>Lyngbya versicolor</i> aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel.....	55
Figure 19 : Abondance de <i>Fragilaria</i> sp. aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel.....	55
Figure 20 : Abondance de <i>Anabaena miniata</i> aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel.....	57
Figure 21 : Abondance de <i>Chroococcus globosus</i> aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel.....	57
Figure 22 : Abondance de <i>Chroococcus limneticus</i> aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel.....	57
Figure 23 : Abondance de <i>Chroococcus turgidus</i> aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel.....	59
Figure 24 : Abondance de <i>Merismopedia tenuissima</i> aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel.....	59
Figure 25 : Abondance de <i>Merismopedia warmingiana</i> aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel.....	59

Figure 26 : Abondance de <i>Merismopedia glauca</i> aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel.....	61
Figure 27 : Abondance de <i>Microcystis aeruginosa</i> aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel.....	61
Figure 28 : Abondance de <i>Rhabdoderma lineare</i> aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel.....	61
Figure 29 : Abondance de <i>Monoraphidium circinalis</i> aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel.....	63
Figure 30 : Abondance de <i>Oocystis lacustrus</i> aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel.....	63
Figure 31 : Abondance de <i>Scenedesmus magnus</i> aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel.....	63
Figure 32 : Abondance de <i>Tetraedron caudatum</i> aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel.....	65
Figure 33 : Abondance de <i>Tetraedron muticum</i> aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel.....	65
Figure 34 : Variation du biovolume total de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> aux trois stations et aux deux profondeurs (surface et fond) au cours du cycle annuel.....	65
Figure 35 : Variation du biovolume de <i>Lyngbya versicolor</i> aux trois stations et aux deux profondeurs (surface et fond) au cours du cycle annuel	67
Figure 36 : Variation du biovolume de <i>Chroococcus globosus</i> aux trois stations et aux deux profondeurs (surface et fond) au cours du cycle annuel	67
Figure 37 : Variation du biovolume moyen de 4 espèces de cyanobactéries au cours du cycle annuel	67
Figure 38 : Variation du biovolume de <i>Fragilaria</i> sp. aux trois stations et aux deux profondeurs (surface et fond) au cours du cycle annuel.....	69
Figure 39 : Variation du biovolume de <i>Gyrosigma wormleyi</i> aux trois stations et aux deux profondeurs (surface et fond) au cours du cycle annuel	69
Figure 40 : Variation du biovolume de <i>Pediastrum clatrathum</i> aux trois stations et aux deux profondeurs (surface et fond) au cours du cycle annuel	69
Figure 41 : Variation du biovolume de <i>Pediastrum duplexe</i> var. <i>typicum</i> aux trois stations et aux deux profondeurs (surface et fond) au cours du cycle annuel.....	71
Figure 42 : Variation du biovolume de <i>Euglena anabaena</i> aux trois stations et aux deux profondeurs (surface et fond) au cours du cycle annuel	71
Figure 43 : Evolution du compartiment du phytoplancton au cours du cycle à partir des paramètres descriptifs (moyennes).....	71
Figure 44 : Variation de l'abondance du phytoplancton total le long du transect sud-nord (voir carte).....	73
Figure 45 : Composition du phytoplancton le long de la radiale sud-nord.....	73
Figure 46 : Evolution de l'abondance des trois espèces dominantes de phytoplancton le long de la radiale sud- nord.	73
Figure 47 : Evolution du pourcentage d'effectif des différents groupes fonctionnels dans la communauté phytoplanctonique.	77
Figure 48 : Variation de l'abondance du zooplancton total aux trois stations.	77
Figure 49 : Evolution comparée de la moyenne de l'abondance du zooplancton et des trois espèces dominantes de phytoplancton au cours du cycle annuel à la station Baie.....	81
Figure 50 : Evolution de la vitesse et de la direction du vent (composante Nord et composante Est) et de l'intensité de la lumière (irradiance totale).....	81
Figure 51 : Variation du rapport N/P (moyenne des trois stations stations) par rapport à celui de Redfield.....	81

Figure 52 : Analyse de co-inertie (Station large). (A) : Position des paramètres environnementaux dans le plan de la co-inertie F1 x F2 avec la position des échantillonnages mensuels dans le même plan F1 x F2 environnemental. (B) Position des variables biologiques dans le plan de la co-inertie F1 x F2 avec la position des échantillonnages mensuels dans le même plan F1 x F2 biologique (JA : janvier ; DE : décembre ; MA1 : mars 2002 ; MA2 : mars 2003).....	83
Figure 53 : Analyse de co-inertie (Station Baie). (A) : Position des paramètres environnementaux dans le plan de la co-inertie F1 x F2 avec la position des échantillonnages mensuels dans le même plan F1 x F2 environnemental. (B) Position des variables biologiques dans le plan de la co-inertie F1 x F2 avec la position des échantillonnages mensuels dans le même plan F1 x F2 biologique (JA : janvier ; DE : décembre ; MA1 : mars 2002 ; MA2 : mars 2003).....	86
Figure 54 : Analyse de co-inertie (Station Typha). (A) : Position des paramètres environnementaux dans le plan de la co-inertie F1 x F2 avec la position des échantillonnages mensuels dans le même plan F1 x F2 environnemental. (B) Position des variables biologiques dans le plan de la co-inertie F1 x F2 avec la position des échantillonnages mensuels dans le même plan F1 x F2 biologique (JA : janvier ; DE : décembre ; MA1 : mars 2002 ; MA2 : mars 2003).....	87
Figure 55 : Variations en fonction du temps des concentrations en <i>Cylindrospermopsis</i> et <i>Synechocystis</i> avec et sans prédateur (<i>Chaoborus</i> et <i>Pseudodiaptomus</i>). Moyenne de duplicats.	92
Figure 56 : Variations de la teneur en chlorophylle après 48 heures d'incubation des deux cyanobactéries <i>Synechocystis</i> (Syn) et <i>Cylindrospermopsis</i> (Cyl) en présence et en absence de prédateurs zooplanctoniques (<i>Chaoborus</i> : Cha ; <i>Pseudodiaptomus</i> : Pseu).....	92
Figure 57 : Variations de volumes des particules et des spectres de tailles des deux cyanobactéries dans les témoins et en présence de prédateurs (<i>Chaoborus</i> et <i>Pseudodiaptomus</i>)	94
Figure 58 : Evolution de spectres de taille des particules dans l'eau de Guiers avec la présence de la souche de <i>C. raciborskii</i> à T0 et après 9 jours d'incubation (T9). A T0, noter deux pics, celui du phytoplancton local suivi de celui de la souche.....	96

Tableau 1 : Calendrier des sorties mensuelles.....	28
Tableau 2 : Différentes conditions expérimentales en présence de la souche <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> . Brute : en présence des bactéries et du phytoplancton local ; 0,2 μm : en absence des bactéries et du phytoplancton local.	31
Tableau 3 : Richesse spécifique en phytoplancton selon la station et la profondeur au cours du cycle annuel au lac de Guiers (2002-2003). Moyennes et coefficients de variation (CV) sont mentionnés.	43
Tableau 4 : Les principaux groupes fonctionnels du lac de Guiers identifiés selon les critères de Reynolds et al. (2002).....	75
Tableau 5 : Pourcentages des différents groupes zooplanctoniques de la station Baie au cours des expériences de broutage sur le phytoplancton total au cours du cycle annuel. Abréviations : Rot : Rotifères ; Cycl A : cyclopidés A ; Cycl B : cyclopidés B ; Cal : calanides ; Ostr : ostracodes	90
Tableau 6 : Espèces phytoplanctoniques de la station Baie subissant une pression de broutage significative ($t\text{-test}>2$) de la communauté zooplanctonique au cours du cycle annuel.	91
Tableau 7 : Valeurs des taux de croissance du phytoplancton (brute sans souche), de la souche <i>C. raciborskii</i> (eau filtrée sur 0,22 μm) et du phytoplancton avec la souche (brute) avec et sans enrichissement en sels nutritifs (SN).....	95
Tableau 8 : Comparaison de la composition du phytoplancton selon quatre études différentes.	99

LISTE DES SIGLES

ONU	Organisation des Nations Unies
IWRM	Integrated Water Resources Management
UR	Unité de Recherche
FLAG	Efflorescence Algale
RPA	Rayonnement Photosynthétiquement Actif
CYROCO	Cyanobactéries des milieux aquatiques peu profonds Rôles et Contrôles
PSP	Paralytic Shellfish Poisoning
KMS	Keur Momar Sarr (ville au sud du lac de Guiers)
RPA	Rayonnement Photosynthétiquement Actif
CSS	Compagnie Sucrière Sénégalaise
SDE	Sénégalaise des Eaux
SAED	Société d'Aménagement et d'Exploitation du Delta
PMC	Paris Muséum Culture
MNHN	Muséum National d'Histoire Naturelle
VCI	Volontaire du Service Civil International
IVF	In Vivo Fluorescence
IRD	Institut de Recherche pour le Développement
ESD	Equivalent Spherical Diameter
AFC	Analyse Factorielle des Correspondances
ACP	Analyse en Composantes Principales
DRF	Diagramme Rangs-Fréquences
ANOVA	Analyse de Variance
ADE4	Analyse de Données Ecologiques et Environnementales avec des procédures Exploratoires d'essence Euclidienne
ARN	Acide RiboNucléique

Cette étude porte sur un écosystème aquatique peu profond, le lac de Guiers (Sénégal) où est prélevée une bonne partie (30%) de l'eau potable pour la ville de Dakar. Elle vise à identifier les facteurs susceptibles de provoquer et /ou de contrôler le développement des espèces phytoplanctoniques en général et en particulier celui des cyanobactéries potentiellement toxiques présentes depuis la mise en fonction d'aménagements hydrauliques dans les années 80 (1985 et 1987) sur le fleuve Sénégal.

Le phytoplancton a été échantillonné au cours d'un cycle annuel (mars 2002 à février 2003) dans la zone centrale du lac (4 stations représentatives). Une approche spatiale Nord-Sud avec 10 stations échantillonnées a permis d'appréhender l'hétérogénéité du lac.

L'évolution de la communauté phytoplanctonique (taxonomie, richesses spécifique, indice de diversité, abondance et biovolume) ainsi que ses interactions avec les autres composantes de l'écosystème (17 variables environnementales dont la température et le vent ; 18 paramètres biologiques dont le zooplancton) ont été étudiées par analyses multivariées. Parmi les 111 espèces recensées au cours de l'étude, 24 sont prédominantes (se regroupant en 11 groupes fonctionnels selon la classification de Reynolds *et al.*, 2002) dont 3 espèces forment toute l'année le cortège dominant de la communauté : deux cyanobactéries (*Cylindrospermopsis raciborskii* et *Lyngbya versicolor*) et une bacillariophycée (*Fragilaria* sp.). Le taux de croissance de l'une des espèces de cyanobactéries potentiellement toxiques, *Cylindrospermopsis raciborskii*, a été estimé ainsi que l'impact du broutage du zooplancton exercé sur cette espèce dominante. Une alternance nette a été observée au lac de Guiers entre la prédominance des deux cyanobactéries et la prédominance de la diatomée.

Même si les souches isolées de *C. raciborskii* ne se sont pas révélées toxiques, un volet permanent d'observation doit s'établir au lac de Guiers pour suivre la salubrité des eaux et une éventuelle toxicité future dans ces écosystèmes aquatiques à vocation multiple qui tendent à se généraliser dans les zones tropicales.

Mot clés : phytoplancton, cyanobactéries, facteurs de contrôle, lac de Guiers, Sénégal.

SUMMARY

This study concerns a shallow aquatic ecosystem, Lake Guiers (Senegal) which the main vocation is the distribution of tap water for Dakar City (30%). The main objectifs were to understand the factors susceptible to control the development of the different phytoplankton species, and particularly the cyanobacteria developing in the lake since the operating of hydraulic dams in the 80s on the Senegal River.

The phytoplankton was analyzed during (1) an annual cycle from march 2002 to february 2003 in the central zone of the lake (4 representative stations) and (2) a north-south spatial approach with 10 sampled stations to study the heterogeneity if the lake.

The evolution of the phytoplanktonic community (taxonomy, species richness, diversity index, abundance and biovolume) as well as its interactions with the other components of the ecosystem (17 environmental variables among which temperature and wind; 18 biological parameters including zooplankton) were studied using multivariate analyses. Among the 111 species listed during the study, 24 are dominant constituting 11 functional groups according to Reynolds *et al.*'s classification (2002). Three species form the bulk of the phytoplankton community: two cyanobacteria (*Cylindrospermopsis raciborskii* and *Lyngbya versicolor*) and a bacillariophyceae (*Fragilaria* sp.).

Experiments allowed to estimate the growth rates of one of the potentially toxic cyanobacteria, *Cylindrospermopsis raciborskii*, as well as the impact of the grazing exerted by the zooplankton on this dominant species.

We observed a clear alternation between the cyanobacteria dominance (July-October) (temperature averages of 29,5°C) under dominant winds (maritime trade winds) explaining the water column stability and the diatom dominance in response to the flood and the change of wind direction (continental trade winds).

Toxicity tests performed on the strains of *C. raciborskii* isolated from the lake were all negative. However, a permanent survey should usefully be established on Lake Guiers to follow water quality and healthiness, and prevent future possible toxicity events in these multi-purpose aquatic reservoirs which tend to become widespread in the tropical zones.

Keywords : phytoplankton, cyanobacteria, bottom-up and top-down factors, Lake Guiers, Senegal.

1 INTRODUCTION

1) INTRODUCTION

La conférence des Nations Unies sur l'eau, tenue à Mar del Plata en 1977, a été le premier événement international qui a attiré l'attention sur les enjeux de l'eau à l'échelle planétaire. Depuis, de nombreuses conférences et sommets internationaux sur la thématique de l'eau ont été tenus. C'est ainsi que le Conseil Mondial de l'Eau a vu le jour en 1996. L'Organisation des Nations Unies (ONU) a décrété l'année 2003 comme l'année internationale de l'eau douce en même temps que se déroulait le 3^{ème} forum mondial sur l'eau à Kyoto au Japon (BOUCHARD, 2004).

L'importance de la ressource « eau » a émergé devant le constat que de nombreux pays souffrent actuellement de pénuries d'eau mais, surtout, devant les prédictions pour les vingt-cinq prochaines années. Celles-ci indiquent que 49% de la population vivront avec moins de 1700 m³ d'eau, soit une quantité d'eau inférieure au seuil établi par l'ONU pour définir une situation de pénurie d'eau (BOUCHARD, 2004). L'origine de cette pénurie planétaire d'eau vient du fait que l'eau douce ne représente qu'une part infime de la réserve mondiale, soit 2,5% (www.webencyclo.com, 2004). En plus certains facteurs contribuent à la diminution de l'offre. C'est le cas de la dégradation des écosystèmes aquatiques en même temps que de la qualité de leurs eaux, conduisant généralement au phénomène d'eutrophisation, défini comme étant l'enrichissement d'un plan d'eau par des éléments nutritifs utiles à la croissance des plantes ou autres producteurs primaires, souvent sous forme azotée et phosphorée (WETZEL & LIKENS 2000). On distingue l'eutrophisation naturelle de l'eutrophisation anthropique, la deuxième étant un processus accélérant de façon drastique l'évolution du plan d'eau vers un état eutrophe. Les diverses pressions anthropiques induisent généralement une pollution des eaux douces (rejets d'effluents industriels, agricoles, domestiques ...), qui se traduit fréquemment par une eutrophisation des eaux, tant en zone tempérée qu'en zone tropicale, avec l'apparition d'efflorescences de cyanobactéries (toxiques ou non). Ces efflorescences sont souvent à l'origine de déséquilibres écologiques mais aussi d'intoxications dans le cas de libération de toxines (CHORUS & BARTRAM 1999). Elles représentent un problème croissant pour les activités économiques liées au milieu aquatique (tourisme, pisciculture, aquaculture...), mais surtout pour la distribution d'eau potable et plus généralement pour la santé humaine (FALCONER 1999).

Un écosystème aquatique de type pélagique est caractérisé par l'existence d'un réseau trophique au sein duquel la production primaire, source d'oxygène essentielle pour les organismes hétérotrophes, est assurée par le phytoplancton. Or la succession saisonnière et les variations interannuelles ou spatiales du phytoplancton et du plancton en général sont fonction de facteurs de régulation (facteurs de contrôle) de nature physicochimique et/ou biologique (Mc QUEEN *et al.*, 1986). Au sein du phytoplancton, certaines caractéristiques environnementales (stabilité de la colonne d'eau, transparence des eaux, richesse nutritive ...) provoquent un remplacement des espèces phytoplanctoniques en raison de l'opportunité de certaines espèces à se développer dans de nouvelles conditions, dont les cyanobactéries définies par certains auteurs comme des organismes « écostratégiques » (CHORUS & BARTRAM 1999). En utilisant la combinaison de paramètres multiples tels que la température, l'intensité lumineuse, les besoins en nutriments, la vitesse de croissance, le déplacement dans la colonne d'eau ou la pression de broutage, REYNOLDS *et al.* (2002) ont défini des groupes ou « assemblages » pour l'ensemble des populations phytoplanctoniques, ce qui permet de suivre des associations fonctionnelles d'espèces en fonction du temps.

Si en milieu tempéré la température est généralement un facteur déterminant du déclenchement des efflorescences, les milieux tropicaux se caractérisent par un remplacement de la saisonnalité thermique par une saisonnalité hydrologique, à laquelle se rajoute une forte variabilité interannuelle des précipitations (LEWIS, 1995). Une autre singularité des milieux tropicaux est la rareté des grands herbivores zooplanctoniques et des poissons zooplanctophages au sein des réseaux trophiques pélagiques qui induit ainsi un réseau trophique généralement tourné vers les organismes de la boucle microbienne (LAZZARO, 1987 ; BOUVY, 1991). Ces quelques spécificités limitent l'extrapolation aux conditions tropicales des connaissances acquises en milieu tempéré en terme de fonctionnement des écosystèmes aquatiques.

L'aménagement intégré des ressources en eau (IWRM) est l'un des thèmes actuels et prioritaires de multiples organisations internationales en terme de développement des ressources en eau, et l'Afrique de l'Ouest est désignée comme l'une de ces régions à travers le Programme Intégré de Développement du Bassin du Sénégal (VARIS & LAHTELA, 2002). Le fleuve Sénégal, long de 1800 km, est partagé par 4 nations (Guinée, Mali, Mauritanie, Sénégal) avec une alimentation majeure venant des pluies de Guinée. Le

fleuve et ses tributaires comme le lac de Guiers au Sénégal subissent une pression forte, liée à la démographie dans ces régions, à l'utilisation très importante d'intrants pour l'agriculture et ceci sous des contraintes climatiques fortes, comme les périodes de sécheresse.

Pour réguler le cours du fleuve Sénégal et permettre l'installation de périmètres irrigués et la production d'électricité, de nombreux aménagements hydrauliques ont été réalisés sur le fleuve Sénégal comme les barrages de Diama (barrage anti-sel empêchant la remontée des eaux marines) et de Manantali au Mali (barrage hydroélectrique). La mise en fonction de ces barrages, Diama en 1985 et Manantali en 1987, a profondément modifié le fonctionnement hydrologique et la qualité des eaux du lac de Guiers, principale source d'alimentation d'eau potable pour la ville de Dakar. En raison principalement de l'adoucissement des eaux et de la stabilisation du niveau du lac, des modifications sont apparues entraînant en particulier un fort développement de la végétation aquatique dans les zones peu profondes ainsi que des modifications des communautés biologiques dont celles du phytoplancton (COGELS *et al.*, 1993).

Au Sénégal, jusqu'à ce jour, peu de travaux ont porté sur le phytoplancton. Les seuls travaux que l'on peut citer concernent d'abord ceux de GUERMEUR (1954) et de DE POUQUES (1956) qui se sont surtout intéressés à l'inventaire des peuplements algaux dans quelques plans d'eau de la région de la presque île du Cap Vert. Par la suite, une étude sur la fixation de l'azote moléculaire par les Cyanobactéries (REYNAUD & ROGER, 1981 a et b) et une étude descriptive des cyanobactéries (BA *et al.*, soumis) dans quelques rizières de la région du fleuve Sénégal ont été réalisées. Dans le cas particulier du lac de Guiers, quelques études descriptives des communautés phytoplanctoniques ont été publiées, en particulier les travaux de DIA & REYNAUD (1982) avant l'aménagement du barrage anti-sel de Diama et ceux de COMPERE (1991) et COGELS & GAC (1995) après les aménagements survenus sur le fleuve Sénégal. Enfin une étude bathymétrique et limnologique du lac de Guiers réalisée en 1998 par un cabinet d'expertise danois CARLBRO (1999) a fourni un inventaire phytoplanctonique le long d'une radiale Nord-Sud du lac de Guiers, en notant pour la première fois la présence de 8 espèces de cyanobactéries potentiellement toxiques. Par contre, aucune étude de fonctionnement trophique de l'écosystème n'a été réalisée au lac de Guiers et il reste à comprendre les facteurs susceptibles de provoquer et/ou de contrôler les successions des espèces

phytoplanctoniques, en particulier le développement de cyanobactéries potentiellement toxiques.

C'est dans ce cadre que cette étude est menée à travers ce sujet de thèse s'intégrant dans un travail pluridisciplinaire au sein de l'Unité de Recherche UR 098¹ de l'IRD (FLAG : Efflorescences Algales en milieu tropical peu profond) sur le fonctionnement hydrobiologique du lac de Guiers. L'objectif général de l'UR créée en 2001 est de connaître le déterminisme des développements algaux et leurs conséquences en termes de productivité et de qualité de l'eau dans les milieux aquatiques peu profonds d'Afrique de l'Ouest. Parmi les sites retenus figure le lac de Guiers et l'étude de son fonctionnement hydrobiologique.

Au sein de ce travail d'équipe, l'objectif principal de la thèse est l'étude de la dynamique des communautés phytoplanctoniques du lac de Guiers et de leurs principaux facteurs de contrôle. Les objectifs spécifiques de la thèse sont :

- d'identifier les espèces phytoplanctoniques et de déterminer la structure des communautés phytoplanctoniques du lac de Guiers ;
- d'analyser les variations spatio-temporelles des différentes espèces de phytoplancton présentes dans trois stations représentatives de la zone centrale du lac et du lac dans l'ensemble ;
- de déterminer les principaux groupes fonctionnels incluant le maximum d'espèces phytoplanctoniques selon les critères de REYNOLDS *et al.* (2002) et d'établir les successions saisonnières des groupes fonctionnels ;
- de suivre en particulier le développement de *Cylindrospermopsis raciborskii*, espèce de cyanobactérie potentiellement toxique, récemment identifiée dans le lac.

A partir d'approches expérimentales réalisées sur le terrain ou au laboratoire au centre IRD, certaines conditions environnementales susceptibles de déclencher une efflorescence de *Cylindrospermopsis raciborskii* dans le lac ont été évaluées. Ainsi l'étude s'est proposée :

- d'estimer les taux de croissance de *Cylindrospermopsis raciborskii* dans différentes conditions de qualité d'eau, avec ou sans compétiteurs (phytoplancton local), avec ou sans enrichissement en sels nutritifs ;

¹ En 2005, l'UR 98 a fusionné avec l'UR 99 pour la création de l'UR 167 CYROCO dont la thématique générale est l'étude du rôle et des contrôles des cyanobactéries en milieu tropical peu profond.

- d'estimer les facteurs de régulation des principaux assemblages phytoplanctoniques dont les cyanobactéries, prenant en compte particulièrement ceux liés aux prédateurs zooplanctoniques.

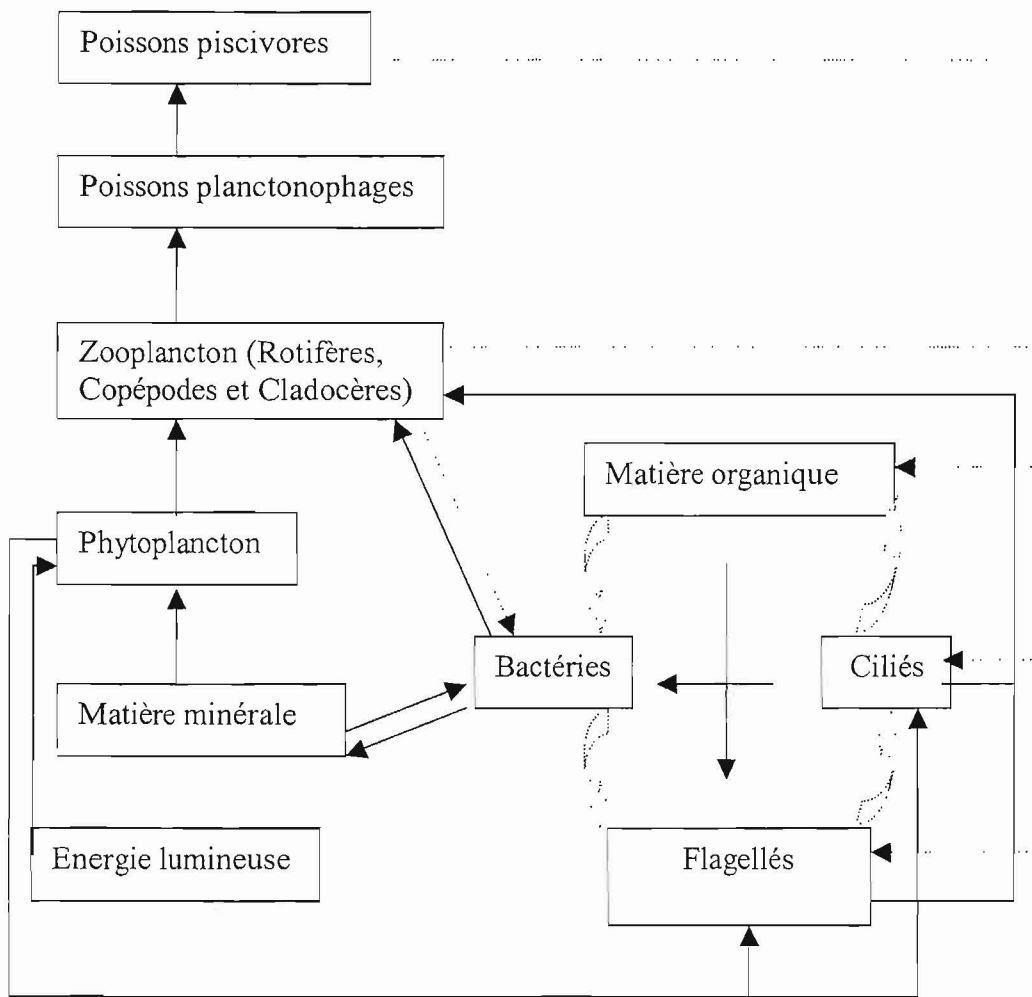




Figure 1 : Schéma résumant les grands compartiments et les grandes voies de transfert au sein du réseau trophique pélagique

-  Boucle microbienne
-  Principales voies de transfert

2 SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

2) SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

2-1 Généralités sur le phytoplancton

Le phytoplancton est composé d'organismes végétaux (unicellulaires, filamenteux ou coloniaux) microscopiques en suspension dans la colonne d'eau, caractérisés par la présence de pigments chlorophylliens dont majoritairement la chlorophylle a. Ces micro-organismes sont qualifiés de thallophytes, c'est à dire dépourvus de tige, racine et de vaisseaux conducteurs. Ils sont localisés dans les couches superficielles éclairées des étendues d'eau, soit généralement de la surface à 100 m de profondeur (pour les mers). En effet leur métabolisme est dominé par le mode de vie autotrophe basé sur la photosynthèse (besoin de lumière) qui est la source principale voire unique de leur énergie et permettant la constitution des molécules pour les cellules (DAUTA & FEUILLADE, 1995). Toutefois, certains groupes du phytoplancton comme les dinoflagellés (*Protoperidium* sp., *Gymnodinium* sp...) sont hétérotrophes et utilisent des substances organiques à la base de leur métabolisme (DE REVIERS, 2003). La flore algale est estimée à 474 - 504 genres regroupant 3444 - 4375 espèces selon les auteurs. Mais ces chiffres augmentent au gré des découvertes (ird.nc/BASE/BIODIVERSITE, 2004). Les espèces de phytoplancton se répartissent à l'échelle mondiale (espèces cosmopolites) ou se distribuent selon des grandes divisions climatiques classiques. On distingue ainsi des espèces d'eaux froides, d'eaux tempérées et d'eaux chaudes intertropicales (ird.nc/BASE/BIODIVERSITE, 2004).

2-2 La place du phytoplancton dans le réseau trophique

Les organismes phytoplanctoniques sont à la base des chaînes trophiques pélagiques et donc responsables d'une part essentielle de la production primaire dans les milieux aquatiques (Fig. 1). Lorsque certaines conditions sont favorables (températures élevées associées à des conditions météorologiques calmes, niveaux élevés d'éléments nutritifs d'origine anthropique ou naturelle), certaines espèces peuvent proliférer de manière significative (REYNOLDS, 1988). Selon MCQUEEN *et al.* (1986), la structure de toute communauté aquatique est sous le contrôle de différents facteurs qui interagissent simultanément entre eux :

- les facteurs ascendants (« bottom-up » en anglais) qui se définissent en particulier par la dynamique des ressources nutritives (apports endogènes et exogènes) et qui vont déterminer le type de peuplement algal,
- les facteurs descendants (« top-down » en anglais) qui sont définis en particulier par la pression de prédation exercée par les herbivores et qui vont en retour modifier la structure du réseau trophique.

Ainsi les organismes photosynthétiques seront broutés par du zooplancton herbivore, lui-même consommé par du zooplancton de plus grande taille, ou par des poissons brouteurs. Dans tous les cas, les poissons carnivores représentent le niveau trophique supérieur des écosystèmes aquatiques. Chaque étape génère des détritiques de matière organique particulaire et dissoute dont les bactéries assurent la minéralisation en bouclant ainsi le système.

Au sein du phytoplancton, la stabilisation de la colonne d'eau (relation avec le vent, le courant ...) provoque un remplacement des espèces non motiles comme les diatomées présentes au cours des périodes de brassage et de crue, par des espèces flagellées (comme les Dinophycées et Chrysophycées) et les cyanobactéries (JONES & POPLAWSKI, 1998). Ces dernières se déplacent dans la colonne d'eau pour optimiser leur activité photosynthétique en fonction de l'éclairement et des concentrations en sels nutritifs, ce qui justifie la mention d'écostratégie de CHORUS & BARTRAM (1999).

En utilisant la combinaison de paramètres multiples tels que la température, l'intensité lumineuse, les besoins en nutriments, la vitesse de croissance, le déplacement dans la colonne d'eau et /ou la pression de broutage, REYNOLDS (1998) et REYNOLDS *et al.* (2002) ont défini des groupes ou assemblages pour l'ensemble des espèces phytoplanctoniques dans le but de caractériser puis de comparer des états trophiques entre eux. Ces associations peuvent aussi être déterminantes lors de modifications écologiques perturbant l'écosystème (KRUG *et al.*, 2002). Un total de 31 groupes fonctionnels est actuellement identifié avec des propriétés écologiques définies et remis en question périodiquement par les différents chercheurs suivant l'écosystème étudié.

2-3 Composantes du phytoplancton

Le phytoplancton regroupe deux catégories bien marquées d'organismes en se fondant sur un caractère cytologique, à savoir la présence ou l'absence de membrane nucléaire. Les

individus qui en sont munis sont classés sous le nom d'eucaryotes ou algues vraies, ceux qui en sont dépourvus sous le nom de procaryotes ou Cyanobactéries. Actuellement la systématique est en pleine évolution, les moyens d'investigation progressant avec le microscope électronique à balayage, les microsondes ou les méthodes d'analyse chimiques et génétiques. A l'heure actuelle, sept embranchements sont recensés dans les milieux dulçaquicoles à partir de critères (1) cytologiques, (2) biochimiques dont les types de molécules de chlorophylle, de la présence ou l'absence de phycobiline ou pigments surnuméraires (phycoérythrine, phycocyanine), et de la nature chimique des réserves photosynthétiques au cours du métabolisme et leur localisation dans la cellule et (3) de reproduction (COUTE & CHAUVEAU, 1994).

□ Les Cyanophytes ou Cyanobactéries

Les Cyanophytes se distinguent des autres embranchements car ils regroupent les micro-organismes procaryotes (sans membrane nucléaire définie). Cet embranchement est composé de la classe des Cyanophycées. Ces micro-organismes sont dépourvus de flagelles et leur appareil végétatif peut être unicellulaire, colonial ou filamenteux. Les cellules renferment de la chlorophylle a et des phycobiliprotéines. Les réserves sont constituées par le glycogène, la cyanophycine et des gouttelettes lipidiques. Il existe aussi des granules de polyphosphates. La multiplication s'effectue principalement par division cellulaire et par fragmentation chez les filamenteux (DE REVIERS, 2003).

□ Les Dinophytes

Les dinophytes sont majoritairement unicellulaires. Il existe quelques rares formes filamenteuses. Ce sont des micro-organismes en général monadoïdes, mais il existe des formes amiboïdes, coccoïdes ou coloniales palmelloïdes. Les dinophytes sont pourvues de deux flagelles dissemblables généralement insérés sur la face ventrale (ou à la partie antérieure) le plus souvent vers le milieu du corps. L'un d'eux, orienté transversalement, est inséré dans un sillon équatorial (*cingulum*) tandis que l'autre, longitudinal, est logé dans un sillon longitudinal (*sulcus*). Les dinophytes contiennent les chlorophylles a et c. Les pigments surnuméraires sont principalement la péridine et le β -carotène. L'hydrate de carbone de réserve est l'amidon synthétisé à l'extérieur du plaste. Les dinophytes sont majoritairement marins, mais il existe de nombreuses espèces dulçaquicoles. La reproduction est essentiellement asexuée par division cellulaire et / ou par divers types de spores (DE REVIERS, 2003).

□ Les Chromophytes

Les Chromophytes contiennent également de la chlorophylle *a* et *c*. Leurs réserves sont constituées de chrysolaminarine ou de laminarine selon le cas, toujours dans le cytoplasme. Quatre classes composent cet embranchement :

☞ les Chrysophycées essentiellement unicellulaires, solitaires ou rarement coloniales. Cette classe a pour propriété de pouvoir élaborer des structures de résistance intracellulaire siliceuses. La sexualité est rare. Ces micro-organismes sont en majorité dulçaquicoles libres ou fixés, il existe cependant des taxons marins (DE REVIERS, 2003).

☞ Les Bacillariophycées ou Diatomées unicellulaires, coloniales. Les cellules synthétisent une enveloppe externe siliceuse souvent très ornementée (frustule). Elles sont dépourvues de flagelles et les mouvements se font grâce à la sécrétion de mucilage. Les diatomées sont diploïdes et se reproduisent essentiellement par multiplication végétative. Ce sont des micro-organismes extrêmement répandus dans le monde aquatique (DE REVIERS, 2003).

☞ Les Xanthophycées de couleur vert-jaune, présentant tous les types d'organisation et capables de fabriquer des kystes siliceux intracellulaires. La sexualité n'est connue que chez deux genres. La grande majorité des xanthophycées est dulçaquicole, mais certaines se rencontrent dans les eaux saumâtres ou marines (DE REVIERS, 2003).

□ Les Euglénophytes

Ces algues sont unicellulaires flagellés rarement coloniales. Les euglénophytes contiennent de la chlorophylle *a* et *b* et leurs réserves glucidiques sont constituées par le paramylon stocké dans le cytoplasme. Des gouttelettes lipidiques constituent des réserves supplémentaires. La classe des Euglénophycées est unique pour cet embranchement. Ce sont des micro-organismes dulçaquicoles (en particulier dans des milieux riches en matière organique), marins ou d'eaux saumâtres. La multiplication s'effectue par division cellulaire (DE REVIERS, 2003).

□ Les Chlorophytes

Les Chlorophytes ou algues vertes renferment les chlorophylles a et b. La réserve fondamentale est l'amidon localisé dans l'appareil photosynthétique. Cet embranchement se divise en plusieurs classes dont trois d'entre elles se rencontrent dans le phytoplancton d'eau douce. Ce sont :

☞ les Prasinophycées, micro-organismes unicellulaires, monadoïdes ou coccoïdes, parfois coloniaux. Le corps cellulaire et les flagelles sont recouverts d'écailles organiques. La reproduction est principalement asexuée. Ce sont des organismes présents dans le milieu marins comme dans les eaux douces (DE REVIERS, 2003).

☞ les Chlorophycées dont le thalle est unicellulaire, colonial ou filamenteux, coccoïde ou monadoïde. Les cellules sont nues ou munies d'une thèque. La reproduction est sexuée ou asexuée. Ce sont des micro-organismes presque tous dulçaquicoles.

☞ les Zygnematophycées (ou zygophycées), cette classe regroupe des algues unicellulaires ou filamenteuses. Les plastes contiennent un ou plusieurs pyrénoides. Ce sont des algues dépourvues de flagelles. La reproduction est sexuée ou asexuée. Ces algues sont dulçaquicoles, avec quelques espèces d'eau saumâtre (DE REVIERS, 2003).

2-4 Ecophysiologie du phytoplancton

En supposant la lumière, la température et l'hydrodynamisme favorables à la croissance du phytoplancton, la biodisponibilité des nutriments présents dans l'eau (contrôle ascendant) et l'intensité de la prédation (contrôle descendant) commandent le développement des espèces phytoplanctoniques. La demande exercée par les organismes est fonction de la composition de leurs tissus vivants. L'une des sources de carbone est sous forme de gaz carbonique d'origine atmosphérique qui se dissout facilement dans les écosystèmes aquatiques par diffusion (HUTCHINSON, 1957). Il est généralement admis que le carbone est excédentaire environ d'un coefficient 30, et donc rarement limitant (SCHINDLER *et al.*, 1971; SCHINDLER, 1974; MOSS, 1980; WELCH, 1980). Toutefois, dans les milieux très eutrophisés, l'augmentation du pH entraîne une diminution de la solubilité des bicarbonates dans l'eau pouvant créer une limitation de croissance du phytoplancton (SEVRIN-REYSSAC *et al.*, 1996). Par contre, l'azote peut être le facteur limitant du développement du phytoplancton (DUFOUR & BERLAND, 1999). Les sources sont généralement minérales : nitrate, ammonium ou même le nitrite. Les deux premières sont susceptibles de provoquer les mêmes vitesses de croissance, tandis que les nitrites ont

rapidement un effet toxique à faibles concentrations (POURRIOT & MEYBECK, 1995). En terme moléculaire, d'après les calculs de REDFIELD (1934), la composition intracellulaire des algues en culture se traduit par des concentrations en azote (N) environ 16 fois plus élevées qu'en phosphore (P). Les résultats d'expériences faites par CHIANDANI & VIGHI (1974) confirment ces travaux et montrent que les demandes algales en N et P peuvent varier entre des rapports compris entre 17 : 1 et 13 : 1. Cependant, les modifications de la production au cours d'expérience de fertilisation par divers éléments sous des formulations diverses, ont montré qu'un apport en azote exerçait peu ou pas d'effet alors que même une petite quantité de phosphore pouvait stimuler la production d'une façon considérable (PALOHEIMO & ZIMMERMAN, 1983). Les apports en carbone et en oligo-éléments ont également un effet limité (GOLDMAN, 1960; SCHINDLER *et al.* 1971; SCHINDLER & FEE, 1974; ROBARTS & SOUTHALL, 1977). Le phosphore peut être fortement adsorbé par des espèces phytoplanctoniques dont certaines sont prédisposées à la sédimentation et donc à terme être éliminées de la colonne d'eau (WELCH, 1980; SONZOGNI *et al.*, 1982).

Bien que les vitamines comme la cobalamine, la thiamine et la biotine / coenzyme R soient essentielles à partir d'études réalisées en laboratoire, on a rarement constaté que la carence d'un de ces éléments soit cause de problèmes dans les conditions naturelles (WELCH, 1980). Des recherches ont montré que le bore, le soufre et le chlore ne sont jamais ou rarement liés à une limitation de croissance du phytoplancton. (MOSS, 1980).

2-5 Facteurs spécifiques déterminants le développement de cyanobactéries

Il existe des facteurs pré-requis spécifiques aux développements des cyanobactéries dans les écosystèmes aquatiques. Plusieurs hypothèses sont présentes dans la littérature scientifique (DOKULIL & TEUBNER, 2000 ; OLIVER & GANF, 2000).

- La température de l'eau, sachant que les cyanobactéries possèdent un optimum de croissance à des températures élevées (autour de 25°C ; ROBARTS & ZOHARY, 1987), bien qu'elles soient capables de tolérer et de survivre à des températures bien plus basses (BRIAND, 2001).
- La lumière, sachant que les cyanobactéries sont capable de croître à de très faibles intensités lumineuses en raison de plus faibles exigences énergétiques des cellules (RICHARDSON *et al.*, 1983). La cyanobactérie *Cylindrospermopsis raciborskii* peut former des efflorescences à des intensités lumineuses très faibles à 0,5 m de

profondeur, proches de $9 \mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$ dans certains réservoirs brésiliens (BOUVY *et al.*, 1999).

- Les teneurs en sels nutritifs, en azote et en phosphore, sont des éléments essentiels de croissance mais sont généralement limitant dans l'eau (WETZEL & LIKENS, 2000). Fréquemment, les efflorescences de cyanobactéries sont liées à de fortes concentrations ponctuelles en phosphore et en azote.
- Le rapport azote/phosphore dissout peut être déterminant pour certains auteurs (SMITH, 1983), avec une prolifération des cyanobactéries quand le rapport est faible, inférieur à 29. D'autres auteurs estiment que la consommation forte d'azote lors des proliférations contribuerait à diminuer ce rapport, ainsi l'explication de ce faible rapport serait plus une conséquence qu'une cause de ces proliférations (LATHROP, 1988).
- Le pH et le carbone inorganique dissous évoluent lors des efflorescences de cyanobactéries, avec généralement de fortes valeurs de pH lors de leur croissance et donc des diminutions importantes en carbone inorganique dissous, généralement défavorables pour les autres communautés phytoplanctoniques (SHAPIRO, 1997).
- La fixation d'azote atmosphérique moléculaire est l'apanage des cyanobactéries hétérocystées. La capacité de fixer l'azote atmosphérique leur confère un avantage lorsque l'azote inorganique devient l'élément limitant dans la colonne d'eau. De plus les cyanobactéries (procaryotes) ont une préférence pour l'azote sous forme d'ammonium (N-NH_4^+) alors que le nitrate (N-NO_3^-) est la forme préférentielle des cellules eucaryotes du phytoplancton (BLOMQVIST *et al.*, 1994).
- Les réserves internes en phosphore sont caractéristiques des cyanobactéries sous forme de polyphosphates (KROMKAMP, 1987). Ainsi les cellules stockent du phosphore en conditions non limitantes (près des sédiments) et l'utilisent quand les conditions de lumière deviennent favorables.
- La libération de toxines par certaines espèces de cyanobactéries, sous certaines conditions environnementales non clairement définies, peut déclencher des déséquilibres écologiques importants pour un écosystème (perte de biodiversité). La présence de ces toxines dans certains écosystèmes comme des réservoirs d'eau potable s'avère préoccupante pour la santé publique à l'échelle locale, voire régionale. De plus une même espèce peut synthétiser plusieurs toxines différentes,

dont des hépatotoxines peptidiques (microcystines et nodularines), la cylindrospermopsine et ses dérivées, les neurotoxines (anatoxines et les Paralytic Shellfish Poisons ou PSP), les dermatoxines et certains lipopolysaccharides (CHORUS & BARTRAM, 1999).

- Le broutage par le zooplancton, l'un des facteurs de contrôle descendant du phytoplancton, s'exerce peu sur les cyanobactéries par rapport aux autres groupes du phytoplancton. Certaines cyanobactéries ont développé différents moyens de défense pour éviter leur consommation par le zooplancton. Hormis une libération de composés chimiques, voire toxiques, leur association en colonies ou leur forme en filaments ne permette pas au zooplancton de réaliser leurs mécanismes de filtration ou de broutage (LAMPERT, 1987 ; BOUVY *et al.* , 2001).
- La régulation de leur position dans la colonne d'eau par l'intermédiaire de vacuoles gazeuses est l'une des caractéristiques des cyanobactéries (OLIVER & GANF, 2000). Ces mécanismes leur permettent d'exploiter les gradients opposés de lumière et de sels nutritifs qui peuvent apparaître lors de stratification (REYNOLDS, 1992).

Parmi tous ces facteurs, il est souvent difficile de différencier celui qui domine et structure la communauté phytoplanctonique, car différentes échelles de temps et d'espace sont impliquées pour chacun d'eux, en synergie ou non. Cependant, il est important de souligner l'influence des processus physiques sur la biologie et la physiologie des organismes aquatiques ; leur intégration dans les études d'écologie est indispensable pour comprendre la dynamique d'un compartiment trophique (comme le phytoplancton), et donc de la dynamique générale des propriétés d'un plan d'eau comme le lac de Guiers.

L'ensemble de ces facteurs sera abordé dans cette étude afin d'expliquer la structure des communautés phytoplanctoniques d'un lac africain peu profond (2 m en moyenne), le lac de Guiers au Sénégal, principal réserve d'eau potable du pays, sachant que les cyanobactéries peuvent y proliférer périodiquement.

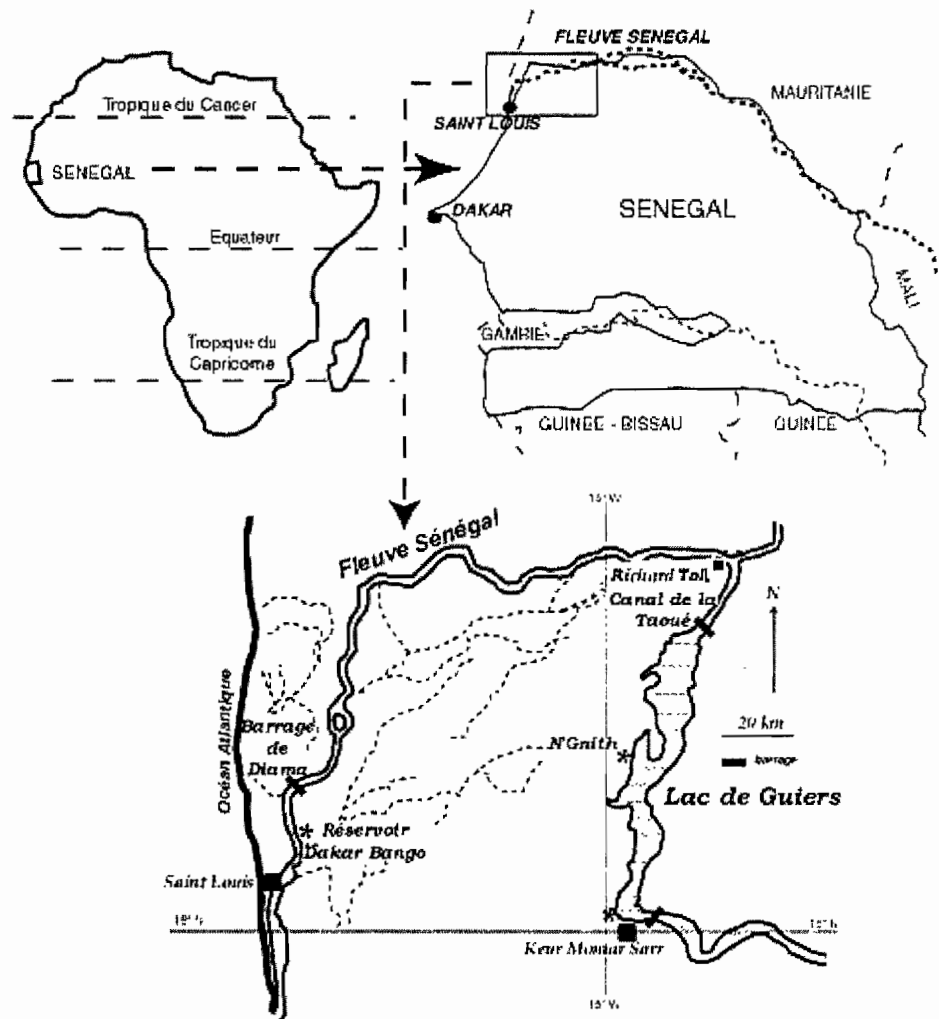


Figure 2 : Localisation du lac de Guiers au Sénégal. Le barrage de Diama, le canal de la Taoué et le village de N'Gnith au centre du lac sont également localisés.

3 SITE D' ETUDE

3) SITE D'ETUDE

3-1 Situation géographique

Le lac de Guiers est situé au Nord du Sénégal à la latitude 16° - 16°30'N et à la longitude 15°40' - 16°W (Fig. 2). Ce lac plat est d'origine tectonique et occupe une dépression allongée dans l'axe nord-sud. Il est long de 50 km et large de 7 km et présente une superficie d'environ 250 km² et contient 400 millions m³ lorsque le plan d'eau est au niveau moyen de 1,25 m IGN (www.environnement.gouv.sn, 2005). Le lac de Guiers est alimenté par le fleuve Sénégal à son extrémité Nord via le canal de la Taoué. Une digue permet la régulation des hauteurs d'eau à Keur Momar Sarr vers la vallée du Ferlo.

3-2 Aménagements du fleuve Sénégal et fonctionnement du lac

Pour bien comprendre l'évolution du milieu et du fonctionnement du lac de Guiers, une présentation de la chronologie des aménagements entrepris autour du lac et sur le fleuve Sénégal depuis le début du siècle est présentée ci-après.

☞ **Avant 1985**

Le lac de Guiers a fonctionné en système naturel, son existence et son extension dépendaient alors uniquement de l'importance et de la durée des crues et décrues du fleuve Sénégal. Du fait de l'invasion des eaux marines en période d'étiage vers l'amont du fleuve, des ouvrages de protection avaient été édifiés, comme un barrage en terre en 1916 suivi de celui de Richard Toll en 1947. Aussi pour assurer au lac son rôle de réservoir d'eau douce, la digue de Keur Momar Sarr fut construite au sud en 1956. Pour améliorer les capacités de remplissage du lac, le canal de la Taoué et la première digue étaient construits au nord du lac en 1974, suivie par une deuxième digue en 1985 (CARLBRO, 1999).

☞ **Depuis 1985**

La mise en fonction du barrage de Diama en 1985 et de celui de Manantali au Mali en 1987 et la disponibilité quasi permanente d'eau douce au niveau de la jonction fleuve-Taoué ont induit une nouvelle destinée pour le lac de Guiers. Moins sollicité par les pompages de la Compagnie Sucrière Sénégalaise (désormais à 90% fluviaux), le lac a fait l'objet alors d'importants aménagements hydroagricoles sur son pourtour (CARLBRO, 1999).

Les aménagements successifs autour du lac et sur le fleuve ont fortement influencé l'évolution de la quantité et de la qualité des eaux. Avant la mise en fonction des barrages, l'année hydrologique du lac comportait deux phases : une phase de remplissage durant 3

mois (juillet à septembre) et une phase d'isolement les 9 mois restants. Actuellement les remplissages se font plusieurs fois par an pour stabiliser le niveau du lac. En raison de l'adoucissement des eaux et de la stabilisation du niveau du lac, des modifications sont apparues ce qui a entraîné en particulier :

- un fort développement de la végétation aquatique de type macrophytes dans les zones peu profondes,

- une croissance de la biomasse phytoplanctonique dans la zone centrale du lac de Guiers. Ce sont généralement des cyanobactéries potentiellement toxiques (COGELS *et al.*, 1993).

Sur le plan économique, la zone Nord a été fortement influencée avec un développement important de la culture irriguée principalement consacrée à la canne à sucre et à la riziculture.

3-3 Milieu physique

3-3-1 Climat

3-3-1-1 Précipitations

L'ensemble Guiers - Fleuve Sénégal est caractérisé par deux types de régions climatiques : la zone sahélienne au Nord et la zone sub-sahélienne au Sud.

- ✓ la zone climatique sahélienne comprend la portion septentrionale de la région, soit au Nord de Keur Momar Sarr (KMS). Cette zone se caractérise par une pluviométrie moyenne inférieure à 350 mm reçue en moins de 70 jours de pluie. Les températures extrêmes varient de 9,0 à 44,2°C. L'évaporation équivaut à 2,9 m par an et l'humidité relative est de 45% (FALL, 1982).

- ✓ la zone climatique sub-sahélienne est présente au Sud de Keur Momar Sarr. On y observe une pluviométrie moyenne supérieure, soit de 350 à 500 mm de pluie. Les températures extrêmes varient de 11,4 à 49,3° C. L'évaporation moyenne annuelle est de 3,8 m et l'humidité relative de 51% (LEGER *et al.*, 1990).

Le climat hydrologique est caractérisé par deux saisons :

- ✓ la saison des pluies, suivie de la période des crues (de juillet à octobre) : les pluies sont apportées par les vents de direction sud-ouest ou alizé méridional de Ste Hélène de type mousson et par des vents de direction Nord-Ouest avec la brise de mer (FALL, 1982). Dans cette région les précipitations sont des pluies de convection qui se manifestent en général sous forme de grains orageux en début et fin d'hivernage et sous

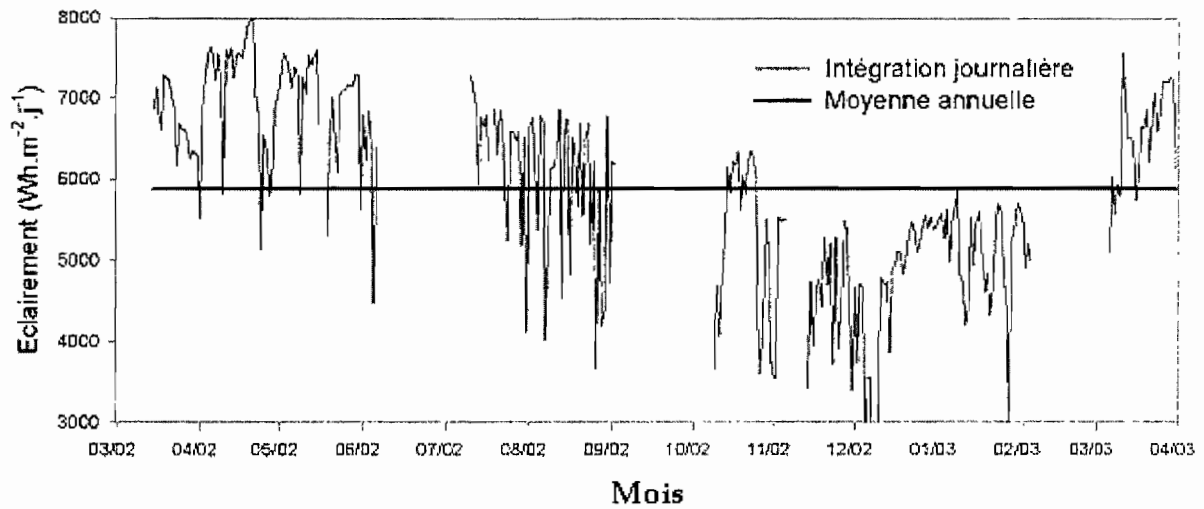


Figure 3 : Intégration journalière de l'éclairement solaire à Ngnith au cours du cycle annuel (mars 2002 à mars 2003)

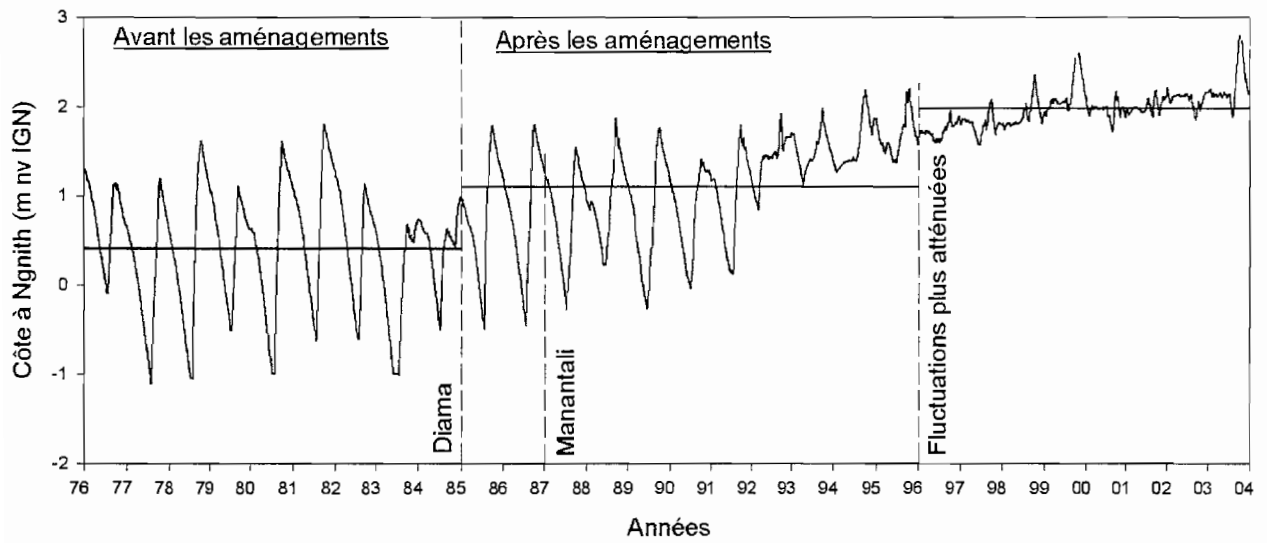


Figure 4 : Evolution du niveau du lac à Ngnith de 1976 à 2004. Traits pleins horizontaux correspondent aux côtes moyennes du lac de Guiers

forme d'averses orageuses au milieu de cette saison. Ces pluies sont érosives en raison de leur puissance pouvant être supérieure à 1 mm / heure (FALL, 1982).

✓ la saison sèche (novembre à juin), au cours de laquelle de faibles précipitations proviennent soit des pluies provoquées par l'arrivée soudaine des masses d'air polaire (entre novembre et décembre), soit venant du brouillard et de la rosée suivant les localisations.

3-3-1-2 Température de l'air

La température de l'air reste élevée dans l'ensemble de la région du lac de Guiers. Les mesures effectuées par l'équipe de l'UR FLAG de mars 2002 à mars 2003 reportent une température moyenne de 26,3°C. Les maxima sont enregistrés au mois de mai (41,5°C), alors que les températures les plus basses sont observées au cours du mois de janvier (12,2°C).

3-3-1-3 Radiations solaires

Le rayonnement solaire arrivant à la surface du lac a une importance fondamentale pour la dynamique des processus de photosynthèse et donc pour la dynamique de l'écosystème (POURRIOT & MEYBECK, 1995). L'intensité de l'éclairement a un impact très déterminant sur la composition spécifique du phytoplancton (SEVRIN-REYSSAC, 1997). Le rayonnement solaire varie à deux échelles de temps différentes mais liées entre elles : la saison et la durée du jour. Comme la distribution du rayonnement incident à la surface du lac est généralement homogène, le processus d'absorption est le phénomène le plus important dans le fonctionnement de l'écosystème. Pour les organismes photosynthétiques, seule une partie de la lumière visible appelée « Rayonnement Photosynthétiquement Actif » (RPA ou PAR en anglais) dans les longueurs d'ondes comprises entre 400 et 700 nm est utile. La croissance du phytoplancton est fortement dépendante du processus de pénétration de ces longueurs d'ondes de lumière dans la colonne d'eau (POURRIOT & MEYBECK, 1995).

Au niveau du lac de Guiers, l'évolution journalière de l'éclairement au cours de l'étude (mars 2002 à mars 2003) présente un cycle marqué (Fig. 3). L'évolution de la somme journalière de lumière reçue met en évidence, à l'échelle saisonnière, un éclairement élevé de mars à août avec une amplitude maximale au mois d'avril et un éclairement faible de septembre à février.

3-3-2 Bathymétrie

Les résultats des travaux de CARLBRO (1999) montrent que la bathymétrie du lac de Guiers se caractérise par un accroissement des profondeurs du Sud au Nord. Le lac de Guiers présente une profondeur moyenne de 2 m, ce qui le classe parmi les lacs plats comme la plupart des lacs sahéliens (TALLING & LEMOALLE, 1998). Du point de vue morphologique, le plan d'eau se caractérise par un rapport surface/volume important favorisant ainsi une forte évaporation mais aussi un renouvellement rapide des eaux en absence de fosses profondes (POURRIOT & MEYBECK, 1995).

3-3-3 Hydrodynamisme

Les fluctuations du niveau du lac sont liées au cycle hydrologique annuel, qui se caractérise par des apports nets plus importants dans le lac en période de crue et un maintien du niveau d'eau le reste de l'année. Les moyennes mensuelles de niveau d'eau démontrent une certaine stabilité avec des amplitudes de fluctuations saisonnières relativement faibles. La Figure 4 montre l'évolution des côtes enregistrées à Ngnith entre 1976 et 2004. L'évolution de la courbe permet de visualiser trois phases principales marquées selon les aménagements. Avant les aménagements, on enregistre des fluctuations saisonnières et interannuelles très importantes. Après les aménagements, les fluctuations sont bien atténuées avec une régulation forte enregistrée à partir de 2002 en raison de la mise en service du barrage de Manantali sur la rivière Bafing au Mali.

3-3-4 Hydrologie

3-3-4-1 Salinité

Les valeurs de salinité des eaux mesurées à N'gnith entre 1976 et 1998 ont été extrapolées à l'ensemble du lac grâce aux corrélations établies par CARLBRO (1999). Cette évolution de la salinité présente des périodes bien marquées :

- ✓ Avant la mise en fonction du barrage de Diama, l'évolution de la salinité est influencée par l'hydrologie du lac avec des variations très marquées. L'évaporation intense était la cause principale d'augmentation de la salinité en fin de saison sèche.
- ✓ Depuis la mise en service du barrage de Diama en 1985, une diminution de la salinité des eaux est observée avec des variations annuelles de la concentration des éléments dissous moins fortes. Ces deux facteurs caractérisent les nouvelles conditions chimiques du lac de Guiers. La conductivité moyenne du lac est de 380 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en fin 1998

(CARLBRO, 1999) alors que les valeurs fluctuaient entre 500 et 4000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ selon la zone avant le barrage de Diama (COGELS et al., 2001).

La qualité chimique des eaux du lac de Guiers et son évolution annuelle sont sous la dépendance respective de la qualité et de l'importance volumétrique des divers termes du bilan hydrologique et des effets conjugués de l'évaporation. Mis à part les ions chlorure et sodium dissous considérés comme conservatifs, les autres éléments interviennent de manière plus ou moins marquée dans les divers processus de la régulation géochimique et biochimique (CARLBRO, 1999). Des cycles chimiques régulateurs sont réalisés dans la colonne d'eau, à l'interface eau-sédiment et au niveau de la biologie aquatique. Ces processus au niveau des éléments dissous sont à l'origine des variations de leur concentration, indépendamment du seul cycle dilution-minéralisation engendré par les entrées et sorties d'eau du lac et par l'évaporation (CARLBRO, 1999).

3-3-4-2 Turbidité

Dans le fleuve et le canal de la Taoué reliant le fleuve au lac de Guiers, le taux de matière en suspension est faible, entre 4 et 6 mg/l en février et mai 1999. Avec l'arrivée de la crue, le taux de matière en suspension augmente avec des valeurs d'environ 286 à 351 mg/l dans le fleuve (CARLBRO, 1999). Dans le lac, les teneurs de matière en suspension sont faibles dans la partie Nord (5 à 10 mg/l), avec une augmentation dans la zone centrale. Au Sud les valeurs sont de nouveau faibles, ce qui peut s'expliquer par l'existence de macrophytes qui diminue l'hydrodynamisme induisant ainsi une sédimentation plus importante que dans la zone centrale (CARLBRO, 1999). Au cours d'une radiale réalisée par l'équipe FLAG en 2003, les résultats obtenus confirment les faibles valeurs de la quantité de matière en suspension dans la partie Sud du lac. Toutefois dans la zone d'étude au centre du lac, les valeurs atteignent en 2002 des valeurs moyennes proche de 30 mg/l, plus élevées que celles obtenues par CARLBRO (1999).

3-3-4-3 Température des eaux

La température joue un rôle prépondérant sur la croissance des organismes et par conséquent sur celle du phytoplancton. Une partie du rayonnement solaire dans la bande de lumière visible est captée par le phytoplancton lors de la photosynthèse (PAR, voir plus haut), mais la majeure partie de l'énergie n'est pas utilisée. Etant donnée la chaleur spécifique élevée de l'eau, l'énergie lumineuse dissipée s'accumule donc sous forme de chaleur. Celle-ci a une influence sur la stratification thermique et les systèmes de

circulation du lac influençant le cycle des nutriments, la distribution des gaz dissous et l'adaptation du comportement des organismes (POURRIOT & MEYBECK, 1995). D'après les mesures effectuées par l'équipe FLAG, la température moyenne des eaux est de 25,2°C. L'évolution annuelle est bien marquée avec un minimum en janvier (17,7°C) et un maximum en septembre (34,4°C). L'amplitude moyenne annuelle est importante (16,7°C).

3-3-4-4 Nutriments

La composition chimique de l'eau dans les lacs concerne le carbone organique dissous, les éléments majeurs (NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , SiO_2 ...) et les oligo-éléments qui influencent le développement des végétaux aquatiques (HUTCHINSON, 1957). L'azote et le phosphore sont des éléments qui entrent dans le cycle métabolique, alors que la silice est utilisée pour la frustule qui est l'enveloppe siliceuse des Diatomées. Par leurs concentrations et leurs rapports respectifs, ces éléments contrôlent la croissance des algues. Au niveau du lac de Guiers, CARLBRO (1999) indique des concentrations élevées en nitrate (13,4 $\mu\text{M}/\text{l}$) et en phosphate (6,4 $\mu\text{M}/\text{l}$) en août 1999. Les mesures d'éléments nutritifs (phosphate, nitrate), effectuées par l'équipe FLAG, indiquent des concentrations souvent très faibles. Les concentrations en phosphate sont généralement inférieures à 1 $\mu\text{M}/\text{l}$, alors que les concentrations en nitrate sont généralement comprises entre 0,5 et 1 $\mu\text{M}/\text{l}$.

3-4 Facteurs biologiques

3-4-1 Zooplancton

Le zooplancton est l'ensemble des organismes animaux incapables de lutter contre les courants d'eau. Trois grands groupes dominant fréquemment les écosystèmes aquatiques : les rotifères, les cladocères et les copépodes. Dans les milieux continentaux, les rotifères, de petites tailles, peuvent être dominants en terme de densité, et la maille inférieure du filet à plancton est généralement fixée par les limnologues à 50-60 μm . Le zooplancton herbivore joue une influence fondamentale sur la densité et la composition du phytoplancton (HENNING *et al.*, 1991). Son impact sur le phytoplancton dépend surtout de sa composition spécifique et non de son abondance numérique (SEVRIN-REYSSAC, 1997). Les travaux de HRBÁČEK (1962) et HRBÁČEK & HRBÁČEKOVA (1966) ont montré que ce sont surtout les grands cladocères filtreurs qui sont efficaces pour limiter la biomasse des espèces phytoplanctoniques de grande taille. Quant aux petits filtreurs, leur pression de prédation s'exerce sur le nanophytoplancton (organisme de taille comprise

entre 2 et 20 μm ; SIEBURTH *et al.*, 1977), favorisant ainsi le développement du phytoplancton de grande taille (DAWIDOWICZ, 1990).

Au niveau du lac de Guiers, THIAM *et al.* (1993) ont identifié avant le barrage de Diama plus de 24 espèces de zooplancton : 5 espèces de rotifères, 13 espèces de cladocères, 6 espèces de copépodes, auxquels s'ajoutaient des ostracodes, des larves d'insectes. En 1999, les études de CARLBRO ne reportent que 12 espèces de zooplancton. Au cours de cette étude, menée par l'équipe FLAG, plus de 48 espèces de zooplancton ont été déterminées par l'étudiant Samba Ka ². Ces espèces se répartissent entre les rotifères (24 espèces), les cladocères (7 espèces), les cyclopidés (10 espèces), les calanides (7 espèces) et autres invertébrés (comme les larves d'insectes *Chaoborus*, les hydrocariens, puces d'eau, nymphes d'insectes, hydres, Tanaiidacae, crevettes, vers, ostracodes). Toutes ces études ont montré que la richesse spécifique augmentait du nord au sud, avec une abondance relativement faible au nord et au centre du lac et une forte abondance au sud.

3-4-2 Végétation aquatique

L'historique de l'hydrologie et de l'hydrochimie du lac de Guiers avec ses phases d'alternance de hautes eaux et d'épisodes à forte salinité a entraîné des conséquences majeures sur les peuplements hydrophytes. Les premiers travaux faisaient état d'une importante végétation aquatique composée de *Typha*, *Phragmites*, *Echinochloa* et de *Nymphaea*. L'espèce *Typha domingensis* abondant dans les années 1950 (TRAORE, 1995) a connu une régression entre 1970 et 1985, due à la baisse importante du niveau du lac consécutif au déficit pluviométrique grave du début des années 1970 (THIAM, 1984 ; THIAM *et al.*, 1993).

Cependant, les nouvelles conditions hydrologiques (stabilisation du niveau d'eau et adoucissement permanent des eaux) sont des facteurs écologiques favorables à une nouvelle phase d'expansion de *Typha domingensis* (THIAM *et al.*, 1993). La macrophyte flottante, *Pistia stratiotes*, a connu en 1992 un extraordinaire développement (COGELS *et al.*, 1993). En outre dans la région Nord et sur le côté Nord-Ouest du lac, *Potamogeton schweinfurthii* est l'espèce aquatique qui connaît depuis 1990 un développement accéléré. A l'extrémité méridionale du lac, au niveau du village de Sier, THIAM *et al.* (1993) ont signalé également la présence de quelques groupements de *Potamogeton schweinfurthii*.

² Lors de l'étude du lac de Guiers entre 2002 et 2003, la partie du zooplancton a été menée par Samba KA, étudiant de l'équipe réalisant sa thèse sur ce sujet.

Ces macrophytes interviennent dans les cycles biogéochimiques des écosystèmes aquatiques. La capacité d'oxygénation de leur rhizosphère leur permet d'élever le potentiel redox du milieu. Celui-ci tend à réduire le taux de transfert de certains métaux (Fe, Mn) et des nutriments sédimentaires vers l'eau libre (JAYNES & CARPENTER, 1986). En terme de bioconcentration des éléments minéraux, les macrophytes sont en mesure d'accumuler de l'azote et du phosphore en excès de l'ordre de 0,13 % pour le phosphore et 1,3 % pour l'azote.

3-5 Les principaux utilisateurs de l'eau du lac de Guiers

Comme la plupart des lacs de l'Afrique de l'Ouest, le lac de Guiers fait l'objet d'un usage multiple (TALLING & LEMOALLE, 1998). Les principaux utilisateurs de l'eau du lac de Guiers peuvent être répartis en trois groupes (TRAORE, 1995). Parmi les grands utilisateurs, on peut citer :

☞ La Compagnie Sucrière Sénégalaise (CSS)

La CSS utilisait l'eau du lac de Guiers pour irriguer près de 7500 hectares de canne à sucre. En 1992, les prélèvements pour l'irrigation de la canne à sucre s'élevaient à 100 m³/ha/j (GAC *et al.*, 1993). Actuellement, grâce à la disponibilité d'une importante quantité d'eau douce à l'amont du barrage de Diama, au relèvement et à la stabilité du plan d'eau dans le fleuve et le canal de la Taoué, la CSS ne s'approvisionne plus qu'occasionnellement à partir du lac (COGELS *et al.*, 1993). Cependant, elle rejette dans le lac 112 240 m³/j d'eau de drainage provenant principalement de la région proche de la Taoué. COGELS *et al.* (2001) ont noté la présence de métaux lourds et de pesticides, comme l'atrazine, dans ces eaux de drainage.

☞ La Sénégalaise des Eaux (SDE)

L'usine des eaux de la SDE, installée à N'Gnith, pompe dans le lac de Guiers tous les jours près de 42 000 m³ d'eau qu'elle traite pour l'alimentation en eau potable de la presqu'île du Cap-Vert (Ville de Dakar et sa grande banlieue). Une deuxième usine de pompage est en fin de construction à Keur Momar Sarr au sud du lac et permettra ainsi d'approvisionner au mieux les populations urbaines en pleine expansion.

☞ La Société d'Aménagement et d'Exploitation du Delta (SAED)

La SAED possède de part et d'autre du canal de la Taoué depuis 1990 deux types d'exploitation agricole : un casier rizicole en rive Ouest et un casier de polyculture en rive Est (GAC *et al.*, 1993).

A côté de ces grands utilisateurs, on dénombre autour du lac de Guiers des exploitations de taille moyenne (20 à 100 hectares). Elles utilisent des motopompes de taille modeste. Les prélèvements varient en fonction des spéculations et du calendrier culturel. Ce type d'exploitation est appelé à se développer du fait de l'amélioration de la qualité chimique des eaux du lac de Guiers.

Enfin il existe des petits utilisateurs avec leurs petites exploitations maraîchères autour des villages bordant les rives du lac. Il est vrai également que les populations riveraines et le cheptel s'approvisionnent directement au lac pour l'eau de boisson sans tenir compte de la qualité bactériologique et chimique des eaux.

En conclusion, hormis la SDE, les grands et moyens utilisateurs contribuent à la dégradation de l'écosystème aquatique par une eutrophisation du milieu aquatique, comme les eaux de drainage de la CSS qui peuvent contenir 1,2 mm³/l d'éléments minéraux variés (COGELS *et al.*, 2001).

3-6 Caractéristiques du lac de Guiers

En résumé le lac de Guiers est caractérisé par une faible profondeur (2 m de profondeur en moyenne), soumis à l'action des vents dominants (alizés du Nord est), non stratifié thermiquement, et caractérisé par une masse d'eau turbide. La zone euphotique est au moins égale à la hauteur de la colonne d'eau ce qui favorise le développement du phytoplancton. Le lac de Guiers est situé dans une zone marquée par des précipitations faibles et des températures élevées. Le lac est divisé en trois zones bien distinctes dont une zone centrale nettement plus productive. Suite aux nouvelles conditions écologiques liées aux aménagements réalisés sur le fleuve Sénégal, un développement important de macrophytes flottantes et fixées est observé dans certaines zones du lac. D'autre part, l'apparition de cyanobactéries potentiellement toxiques a été signalée récemment, principalement dans la zone centrale du lac. Comme la plupart des lacs africains, le lac de Guiers peut se qualifier de lac à vocation multi-usage dont l'un des rôles majeurs est l'approvisionnement en eau potable de la ville de Dakar. Les impacts anthropiques croissants ne peuvent que modifier le fonctionnement du lac vers une eutrophisation excessive, s'accompagnant actuellement par de fortes biomasses de phytoplancton.

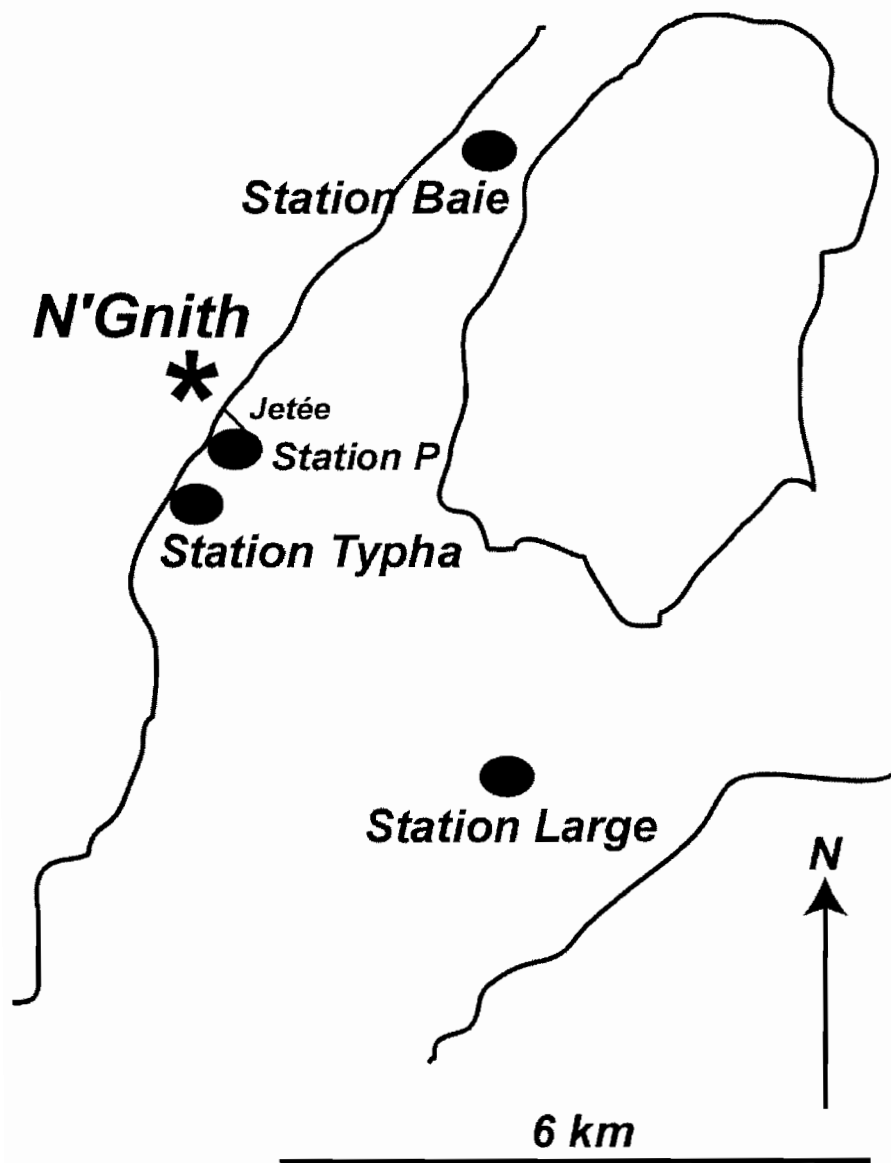


Figure 5 : Localisation des stations échantillonnées mensuellement (Large, Baie et Typha) et de manière bi-hebdomadaire (station P) dans la zone centrale du lac de Guiers.

4 METHODOLOGIE

4) METHODOLOGIE

La stratégie d'étude s'appuie sur deux types d'approches complémentaires destinés à répondre aux différents objectifs : un suivi en milieu naturel basé sur un cycle annuel d'échantillonnage et des expérimentations au laboratoire en microcosmes (volume ne dépassant pas 2 litres).

4-1 Suivi en milieu naturel

L'étude en milieu naturel de la communauté phytoplanctonique a été réalisée au cours d'un cycle annuel (mars 2002 à février 2003) sur des échantillons collectés dans quatre stations représentatives de la zone centrale du lac selon 2 types de prélèvement : prélèvement mensuel et prélèvement bihebdomadaire.

- **Les prélèvements mensuels.** Trois stations caractéristiques de la zone centrale du lac ont été prospectées mensuellement (Fig. 5) :

- la station Large (L), située environ à 4 kilomètres de la jetée dans le chenal central au milieu du lac de Guiers, avec une profondeur moyenne de 2,70 m, sur des fond sableux et soumis aux vents dominants, les alizés.
- la station Baie (B), localisée en zone abritée à 3 kilomètres au nord de la jetée, avec une profondeur de 2,30 m et caractérisée par des fonds sablo-vaseux. Les taux de sédimentation y sont plus élevés par rapport à la station Large. La station Baie se situe dans une zone abritée, où les mouvements hydrodynamiques apparaissent plus faibles.
- la station Typha (T), située à 300 mètres au sud de la jetée dans une zone rendue artificiellement libre, entourée par les Typhas et donc protégée des vents dominants, avec une profondeur de 1,20 m environ. Les fonds sont vaseux caractérisés par l'abondance de nombreux débris végétaux issus des macrophytes.

Treize sorties mensuelles ont été réalisées entre mars 2002 et mars 2003 (Tableau 1).

Tableau 1 : Calendrier des sorties mensuelles

G1	mercredi 13 mars 2002	G8	mardi 8 octobre 2002
G2	mardi 9 avril 2002	G9	mardi 5 novembre 2002
G3	lundi 6 mai 2002	G10	mardi 10 décembre 2002
G4	jeudi 6 juin 2002	G11	mardi 7 janvier 2003
G5	jeudi 4 juillet 2002	G12	mardi 4 février 2003
G6	mardi 6 août 2002	G13	mercredi 5 mars 2003
G7	mardi 10 septembre 2002		

A chaque station, deux niveaux de prélèvement ont été échantillonnés au sein de la colonne d'eau à l'aide d'un tube vertical de 3,5 cm de diamètre compartimenté comme suit :

* de 0 à 1,5 m et de 1,5 m à 2 m pour les 2 stations profondes (station Large et Baie), correspondant respectivement à l'échantillon noté Surface et Fond.

* de 0 à 0,5 m et de 0,5 à 1 m pour la station localisée dans une zone à typha (station Typha), correspondant respectivement également à l'échantillon noté Surface et Fond.

Lors de chaque sortie, les prélèvements ont été généralement effectués entre 11 h et 15 h. Les échantillons ont été collectés dans des bouteilles propres et rincées avec l'eau du milieu, ramenées au laboratoire de N'Gnith. Des échantillons de 50 ml sont fixés au lugol (1 ml) pour la conservation des organismes phytoplanctoniques. Les flacons sont stockés à l'obscurité jusqu'au comptage au centre IRD Bel Air de Dakar.

- Les prélèvements bi - hebdomadaires.

Les prélèvements bihebdomadaires, effectués à la demande de l'équipe par un technicien de la station de N'Gnith, ont débuté en février 2002 au pied de la station de pompage (P). Cette station est située le long du wharf sur des fonds sableux et soumise aux vents dominants (voir Fig. 5). L'eau est prélevée à l'aide d'une bouteille à prélèvement horizontale sous la surface et à 2 m de profondeur puis acheminé au laboratoire de la SDE pour conditionnement (voir ci dessus).

A côté de ces prélèvements au tube compartimenté et à la bouteille à prélèvement dont les échantillons sont destinés au dénombrement des cellules, des prélèvements au filet à plancton de vide de maille de 20 µm ont été réalisés périodiquement pour les échantillons destinés à la détermination des espèces. Ces échantillons sont récupérés dans des flacons de 50 ml puis formolés.

- Les radiales pour la distribution spatiale

Dans le but d'étudier la répartition spatiale du phytoplancton au lac de Guiers et de comparer les résultats obtenus dans la zone centrale du lac (3 stations), des prélèvements au niveau de 10 stations le long d'un transect nord-sud (Fig. 6) en mars-avril 2003 ont été réalisés. Les mêmes conditions de fixation et de stockage, décrites ci-dessus, ont été réalisées pour ces échantillons.

4-2 Expérimentation en microcosmes

4-2-1 Etude du taux de croissance de *Cylindrospermopsis raciborskii*

A partir d'une souche pure de *Cylindrospermopsis raciborskii* issue du lac de Guiers (PMC 118.02 isolée puis purifiée par le MNHN suite à la mission réalisée en 2002), l'objectif était de suivre les capacités de croissance de cette souche avec ou sans ajout de sels nutritifs dans son milieu d'origine (lac de Guiers) et dans un autre milieu, le réservoir de Dakar Bango alimentant en eau potable la ville de Saint Louis (voir carte ; Figure 2). L'une des caractéristiques du réservoir de Dakar bango est la rareté de *C. raciborskii*. Un autre objectif était de suivre la compétition de croissance entre *Cylindrospermopsis*, le phytoplancton local et les bactéries liées à la culture non axénique (Tableau 2). Les expériences ont été réalisées en erlens stériles de 250 ml, sous un éclairage faible de 30 µE/m²/s, proche de l'éclairage naturel. Les ajouts de nutriments (uniquement en source d'azote et de phosphore) en référence avec le milieu de culture ASM-1 (annexe 1) sont sous la forme de NaNO₃ (conc. fin.: 2 mM) et de K₂HPO₄ (conc. fin. : 0,2 mM). Des ajouts périodiques en sels nutritifs ont été effectués pour maintenir la croissance des cyanobactéries. Des expériences en parallèle ont été réalisées avec de l'eau filtrée sur 0,22 µm pour supprimer le phytoplancton et les bactéries du milieu naturel.

L'ensemencement a été effectué à des concentrations proches des concentrations rencontrées dans le milieu. Au total, 16 erlens de 150 ml de milieu (8 essais en doubles) ont été suivis pendant 17 jours avec 6 points de prélèvements.

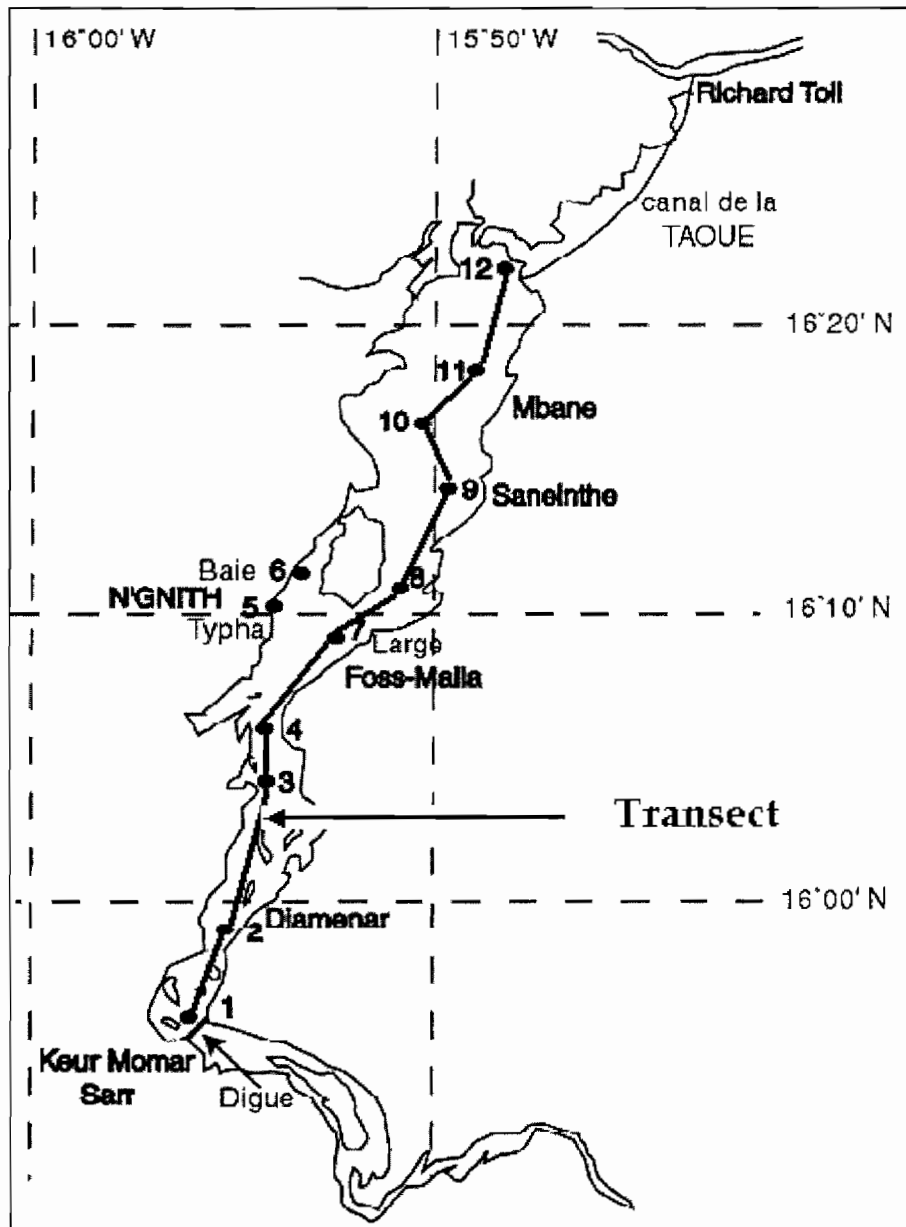


Figure 6 : Localisation des stations échantillonnées au cours de la radiale sud-nord réalisée en mai 2003. La station Large du cycle annuel est comprise dans la radiale.

Tableau 2 : Différentes conditions expérimentales en présence de la souche *Cylindrospermopsis raciborskii*. Brute : en présence des bactéries et du phytoplancton local ; 0,2 µm : en absence des bactéries et du phytoplancton local.

Eau Dakar Bango (DB)	Eau de GUIERS (G)
Eau DB-brute	Eau G-brute
Eau DB brute + Nutriments	Eau G brute + Nutriments
Eau DB filtrée sur 0,2µm	Eau G filtrée sur 0,2µm
Eau DB filtrée sur 0,2µm +Nutriments	Eau G filtrée sur 0,2µm +Nutriments

Sur chaque échantillon ont été réalisés la mesure de la fluorescence au fluorimètre (IVF) et le dosage de la chlorophylle-*a* après extraction des pigments au méthanol (YENTSCH & MENZEL, 1963). Les taux de croissance du phytoplancton, du phytoplancton associé à la culture et de la culture seule ont été estimés par l'équation suivante :

μ (h⁻¹) = (ln N_{t2} - ln N_{t1})/(t₂-t₁) avec N_{t2} et N_{t1} les fluorescences notées respectivement au temps t₂ et t₁. Le temps de génération du phytoplancton est obtenu par l'équation suivante : g (h) = Ln (2)/ μ .

4-2-2 Etude de l'impact du broutage du zooplancton

Les études de broutage ont été réalisées en collaboration avec l'étudiant travaillant sur le zooplancton du lac de Guiers (Samba Ka). Ces expériences avaient pour objectif de suivre le devenir du matériel phytoplanctonique en présence de différents brouteurs, matériel pouvant être du phytoplancton naturel ou des cultures de cyanobactéries cultivées au centre IRD de Bel Air.

4-2-2-1 *Phytoplancton naturel*

A chaque sortie sur le terrain lors du cycle annuel, les expériences de broutage ont été réalisées sur des lots de zooplancton total prélevés la nuit au filet de maille de 200 µm à la station Baie et mis en incubation dans des flacons de 300 ml contenant de l'eau prélevée dans les trois stations³. Les eaux d'incubation, prélevées le jour, sont au préalable tamisées sous maille de 200 µm et les flacons sont remplis simultanément par siphonage. Pour chaque type d'eau, 1 flacon de contrôle (sans zooplancton) et 1 flacon expérimental (avec zooplancton) sont incubés. Afin d'éviter la croissance et la sédimentation des algues, les flacons sont placés à l'obscurité sur une roue tournant dans un plan vertical à faible vitesse

³ Nous avons considéré que la communauté zooplanctonique collectée à la station Baie était représentative des trois stations échantillonnées la nuit.

(1 tr.min⁻¹). Après incubation 1 aliquote tamisé à 200 µm est prélevé dans chaque flacon puis fixé au lugol pour la détermination et le dénombrement du phytoplancton au microscope inversé. Les taux de broutage ont été estimés à partir des différences de concentrations observées en fin d'incubation entre flacons témoins et expérimentaux en tenant compte du nombre d'individus présents et de la durée de l'expérience (autour de 12 heures). Il a été déterminé ainsi pour chaque flacon expérimental, un taux d'ingestion (I, volume des particules ingérées par le zooplancton total par unité de temps) d'après la relation suivante :

$I (\mu\text{m}^3.\text{ind}^{-1}.\text{h}^{-1}) = V (C_t - C_e) / N \Delta t$, où N est le nombre d'individus comptés, Δt le temps d'incubation en heures, C_t et C_e les concentrations dans les flacons témoins et expérimentaux en fin d'expérience, et V le volume du flacon. Pour notre étude, nous avons considéré uniquement les différences d'abondance des différentes espèces du phytoplancton avant et après incubation de 12 heures.

4-2-2-2 Cultures pures de cyanobactéries

Ces expériences ont pour but (1) d'estimer les taux d'ingestion et la sélectivité du zooplancton sur différents types d'assemblages d'algues et (2) de déterminer le type d'organismes capables de consommer et/ou de transformer les cyanobactéries filamenteuses. Les hypothèses suivantes ont été ainsi testées :

- les cyanobactéries filamenteuses ne sont pas directement consommées par les principaux brouteurs planctoniques (cladocères, petits copépodes, rotifères), comme démontré par BOUVY *et al.* (2001) au Brésil.
- Les cyanobactéries sont ingérées ou fractionnées par des organismes plus gros (calanides, larves d'insectes, micronecton, ichtyoplancton, poissons), mais ne sont pas forcément digérées par ceux-ci.

En 2003, des expériences de broutage ont été réalisées avec des proies et des prédateurs ciblés. Deux types de prédateurs zooplanctoniques ont été testés : le copépode calanide *Pseudodiaptomus hessei* et la larve d'insecte carnivore *Chaoborus anomalus* présents en grand nombre au réservoir de Dakar Bango. Les incubations ont été réalisées dans des flacons transparents de 500 ml en lumière atténuée et sans agitation durant 48 heures.

Dans une première série d'expériences, les fourrages utilisés étaient du plancton brut issu du lac de Guiers.

Le protocole expérimental suivant a été adopté :

- Eau de Guiers (sans prédateurs)
- Eau de Guiers + *Chaoborus anomalus*
- Eau de Guiers + *Pseudodiaptomus hessei*

Dans une deuxième série, des souches pures de cyanobactéries ont été utilisées : la souche de *Cylindrospermopsis raciborskii* isolée du lac de Guiers (PMC 118.02) et la souche pure de *Synechocystis* sp. isolée par le laboratoire Ecosystèmes Lagunaires de l'Université de Montpellier II, toutes les deux en culture dans l'algothèque du centre IRD Bel Air de Dakar.

Le protocole expérimental suivant a été adopté :

- Eau de Guiers + *C. raciborskii*
- Eau de Guiers + *C. raciborskii* + *Chaoborus anomalus*
- Eau de Guiers + *C. raciborskii* + *Pseudodiaptomus hessei*
- Eau de Guiers + *Synechocystis*
- Eau de Guiers + *Synechocystis* + *Chaoborus anomalus*
- Eau de Guiers + *Synechocystis* + *Pseudodiaptomus hessei*

A chaque temps d'échantillonnage (toutes les 4 heures), des mesures directes de fluorescence *in vivo* et de chlorophylle a par fluorométrie, et des analyses au Coulter Counter pour connaître les spectres de taille de particules ingérés ont été réalisées. Les données au Coulter Counter permettent d'estimer le type de matériel (quantité et taille des particules) filtré par l'organisme zooplanctonique. Les déterminations sont réalisées avec un Coulter Counter Multisizer II équipé d'une sonde avec une ouverture de 70 µm. Pour chaque échantillon, un volume de 0,5 ml est analysé sachant que près de 10 replicats sont analysés par échantillon. Les résultats obtenus à la fin des expériences permettent de calculer le volume de particules filtré par classe de taille (exprimée en ESD, Equivalent Spherical Diameter) et de définir le spectre de taille des particules avant et après incubation.

4-3 Analyses qualitative et quantitative du phytoplancton

4-3-1 Analyse qualitative

4-3-1-1 Identification des espèces

Dans un premier temps les échantillons destinés à la détermination des espèces sont analysés comme suit :

- Après le dépôt des espèces phytoplanctoniques formolées ou lugolées au fond du flacon, une goutte d'eau est prélevée au fond à l'aide d'une pipette pasteur. Cette goutte est déposée entre lame et lamelle puis observée au microscope photonique (OLYMPUS BX 60) à l'objectif 40. Suivant la morphologie générale des taxons observés, une première détermination des espèces a été faite au centre IRD de Dakar à partir des travaux de BOURELLY (1966, 1968, 1970) et de COMPERE (1991). En plus des observations, des photographies des taxons ont été réalisées grâce à une caméra numérique (OLYMPUS DP 50) reliée à un ordinateur pour permettre des mensurations plus aisées.
- Au cours de mon stage d'alternance chez le professeur Alain COUTE au Muséum d'Histoire Naturelle de Paris au laboratoire de Cryptogamie⁴, des dessins en chambre claire et à l'objectif d'immersion (objectif 100) ainsi que des mesures de dimensions ont été réalisées pour la plupart des espèces. A partir de ces données (photos, dessins) une identification plus fine des espèces (hormis les diatomées) a été possible grâce aux travaux de LAUTERBORN (1915), SKUJA (1948, 1956), GRÖNBLAD *et al.* (1958), COUTE & ROUSSELIN (1975), KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS (1995). L'identification des diatomées a été faite grâce aux travaux d'abord de SOURNIA (1968), puis de COMPERE (1991) et de KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986-2000).

4-3-1-2 Diversité globale

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

⁴ Stage réalisé de janvier à mars 2004 au MNHN à Paris dans le cadre de la bourse DSF-IRD (en alternance).

- **Méthodes univariées**

- **Richesse spécifique**

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

- **Indices de diversité**

La richesse spécifique ne considérant pas l'abondance relative des différentes espèces, sa valeur écologique est donc limitée (TRAVERS, 1964). De nombreux indices de diversité sont ainsi proposés et permettent de donner une expression qualitative plus ou moins pertinente de la structure de l'écosystème.

Dans cette étude deux indices ont été utilisés : l'indice de Shannon et l'indice de Simpson. Ces deux indices considèrent à la fois l'abondance et la richesse spécifique.

- **Indice de Shannon**, indépendant d'une hypothèse de distribution. Il considère à la fois l'abondance et la richesse spécifique. Cet indice a été calculé sous les deux formes, en utilisant le biovolume et l'effectif spécifique.

$I_{sh} = -\sum ((n_i/N) * \ln(n_i/N))$ avec n_i = le biovolume ou l'effectif de la $i^{\text{ème}}$ espèce et N est le nombre total d'individus dans l'échantillon.

- **Indice de Simpson**, indépendant également d'une hypothèse de distribution. Il correspond à la probabilité que deux individus tirés au hasard appartiennent à la même espèce. Il a été calculé à partir des effectifs spécifiques. Lorsque la diversité est maximale, sa valeur est 0, lorsque la diversité est minimale la valeur tend vers 1. Dans le but d'obtenir des valeurs « plus intuitives », on peut préférer l'indice de diversité de Simpson représenté par $1-D$, le maximum de diversité étant représenté par la valeur 1, et le minimum de diversité par la valeur 0 (www.ifremer.fr, 2005).

$I_{sp} = 1 - \sum (n_i * n_i) / N * N$, avec n_i l'effectif de la $i^{\text{ème}}$ espèce et N est le nombre total d'individus dans l'échantillon.

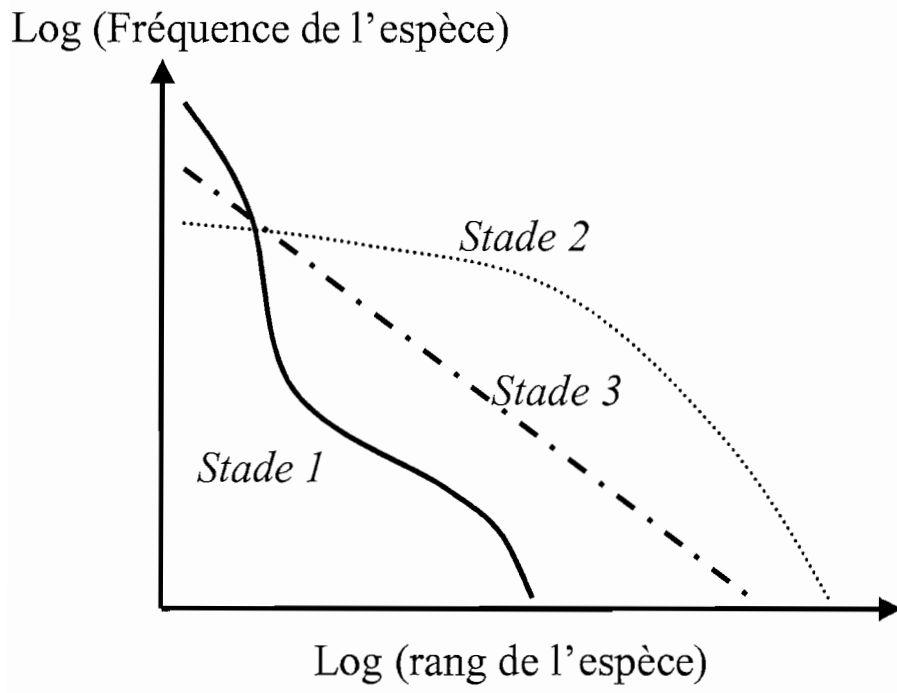


Figure 7 : Schéma montrant les stades de succession écologique (d'après Frontier 1976).

- **Méthodes graphiques**

- **Diagramme rangs-fréquences et successions écologiques**

Le degré d'organisation de la communauté dans l'écosystème peut être caractérisé par des Diagrammes Rangs-Fréquences (DRF). Ceux-ci permettent de représenter la structure d'un peuplement et d'en distinguer, au cours de son évolution, les différentes phases d'une succession écologique (FRONTIER 1969, 1976). De tels diagrammes sont obtenus par présentation en coordonnées logarithmiques de la fréquence relative et du rang classé par ordre décroissant de chaque espèce. La fréquence relative est calculée à partir des effectifs spécifiques. Sachant qu'un peuplement peut se trouver à trois stades de maturité (Fig. 7) :

- **Stade 1** dit « pionnier » ou « début de succession », faiblement diversifié. La courbe montre une allure concave vers le haut dans sa partie gauche, indiquant une prédominance d'un très petit nombre d'espèces. La courbe subit une inflexion et devient convexe dans sa partie droite.
- **Stade 2** de début de maturité du système, diversité maximale. La courbe devient entièrement convexe, se rapprochant de la distribution en bâton brisé.
- **Stade 3** dit « climacique » ou « fin de succession » avec diminution de la diversité. La courbe devient sensiblement rectiligne par augmentation des espèces les plus abondantes du peuplement précédent. On peut observer une flexure vers le bas dans la partie gauche avec la disparition de quelques espèces de derniers rangs.

Un peuplement stressé par une pollution ou par un facteur abiotique très contraignant sera au stade 1, rarement au stade 2 alors qu'un peuplement stable sera au stade 3.

- **Méthodes multivariées**

Ce sont des méthodes d'analyse permettant de regrouper des taxons ou des sites ayant des caractéristiques semblables. Elles indiquent avant tout le degré de ressemblance ou de disparité de la composition en espèces de différentes stations ou de la même station au cours du temps. Une forte corrélation de cause à effet ne peut être obtenue qu'en reliant les groupements de stations aux gradients mesurés de l'environnement (GRAY & PEARSON, 1982). Comme toutes ces méthodes se fondent sur des critères formels, elles semblent plus objectives que d'autres. Contrairement aux indices de diversité, les méthodes multivariées

permettent de conserver l'identité de l'espèce et sont généralement considérées comme étant plus sensibles aux changements qui touchent la structure de la communauté; par conséquent, elles permettent de détecter les effets d'un phénomène donné sur une communauté biologique (WARWICK & CLARKE, 1991; GRAY *et al.*, 1990). Cette partie sera développée et détaillée au paragraphe « Analyse des données ».

4-3-2 Analyse quantitative

4-3-2-1 Abondance

En tant que concept écologique, l'abondance est une composante importante de la diversité (HURLBERT, 1971). La méthode de comptage d'UTERMÖHL (1958) a été adoptée pour l'étude quantitative du phytoplancton. Cette technique s'appuie sur la sédimentation des organismes dans une cellule de comptage, d'un échantillon de volume connu. En raison de la richesse des échantillons en particules et en organismes, une dilution des échantillons a été indispensable pour faciliter les comptages tout en gardant une bonne représentativité en terme d'effectif de l'ensemble des organismes présents. Ainsi à partir des échantillons d'eau brute fixés au Lugol, un sous échantillonnage de 5 ml a été réalisé après agitation et homogénéisation. A ces 5 ml d'échantillon, 20 ml d'eau distillée sont additionnés avant une sédimentation des particules pendant 24 heures. Suivant le type d'organismes, l'unité de comptage a été soit une cellule, une colonie ou un filament. Dans chaque champ, le nombre d'individu (ou unité de comptage) est déterminé. Le nombre de champs compté est de 20 pour les espèces les plus fréquemment rencontrées dans l'échantillon (présentes dans tous les 20 champs) et de 40 pour toutes les autres espèces. Pour les colonies, le nombre de cellules par colonie a été déterminé. La répartition de ces champs sur la surface de la cellule de comptage est aléatoire avec un comptage débutant systématiquement au niveau de la partie gauche de la cellule et se terminant au niveau de sa partie droite. Le comptage est effectué à l'aide d'un microscope inversé OLYMPUS, et d'un objectif 40 avec des balayages de plus de 80% de la surface de la cellule de comptage avec alternance de transects. Sont pris en compte dans l'énumération, les individus dont la structure est restée intacte. Entre deux champs, les individus situés vers la partie gauche et qui ne sont pas entièrement situés dans le deuxième ne sont pas comptabilisés pour éviter la répétition de comptage d'un même individu.

Le calcul de la densité s'exprime par la formule suivante : $D = N_i \cdot R \cdot 1000 / v$

D = densité en nombre d'individus par litre

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

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

1000 = facteur de conversion en litre

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

4-3-2-2) *Biovolume*

□ **Notion de Biovolume**

Le volume et la surface des unités de comptage ont été calculés en utilisant des combinaisons de formules géométriques simples, en approchant le plus possible les différentes espèces phytoplanctoniques des formes géométriques connues d'après les formules décrites par DIA & REYNAUD (1982). Les dimensions (diamètre des cellules, diamètre des colonies et des coenobes, longueur et diamètre des filaments...) sur un nombre variable d'unités de comptage sont mesurées à l'aide de la caméra DP 50 adaptée sur le microscope inversé OLYMPUS et d'un logiciel de traitement d'image (ANALYSIS).

Ainsi :

Pour les formes sphériques, on a $V = 4 \times \pi \times r^3 / 3$ et $S = 4 \times \pi \times r^2$

Pour les formes cylindriques, on a $V = \pi \times r^2 \times h$ et $S = (2 \times \pi \times r \times h) + (2 \times \pi \times r^2)$

Pour les formes pyramidales, on a $V = \pi \times r^2 \times h / 3$ et $S = (2 \times \pi \times r \times \text{apothème} / 2) + (\pi \times r^2)$

Pour les autres formes géométriques complexes, nous nous sommes inspirés des travaux de SUN & LIU (2003).

□ **Calcul du biovolume**

L'estimation du biovolume total est approchée par le calcul du volume plasmique cellulaire suivant la formule de SMAYDA (1965) :

$V_p = (S \times E) + (0,1 \times V)$ avec V_p volume plasmique (μm^3), S : surface cellulaire (μm^2), E : épaisseur du cytoplasme pariétal, évalué en fonction du rapport Surface/Volume

$S/V < 0,35 = 2$; S/V de 0,36 à 0,5 = 1,5 ; S/V de 0,51 à 0,89 = 1 ;

Si $S/V > 0,90$ le volume plasmique est alors égal au volume total

Le biovolume total d'une espèce est obtenu en multipliant le biovolume moyen d'un organisme par son effectif total. Pour la communauté phytoplanctonique, le biovolume total est la somme de tous les biovolumes spécifiques, exprimé en mm^3/l .

□ Contribution spécifique

Les estimations de dominance ont été faites soit à partir des effectifs ou des biovolumes grâce aux deux formules suivantes :

$$Dm = Dsp / DT * 100$$

$$Dm = Bvsp / BvT * 100$$

Dm = dominance en pourcentage ; Dsp = densité spécifique ; DT = densité totale ; Bvsp = biovolume spécifique ; BvT = biovolume total

Les espèces dominantes aussi bien en terme d'effectif que de biovolume ont été définies en choisissant celles qui ont un pourcentage supérieur à 5%.

4-3-3 Analyse des données

L'ensemble des résultats a été traité dans un premier temps avec le logiciel Excel. Les représentations graphiques ont été réalisées avec les logiciels Sigma plot 2000 et Quattro Pro-9. Les analyses statistiques (ANOVA, test de Bonferroni) ont été réalisées avec le logiciel Sigma Stat 2.0. Les analyses de données (Analyses en Composantes Principales et Analyses en co-inertie) ont été développées avec le logiciel ADE4 (THIOULOUSE *et al.*, 1997) sous R.

5 RESULTATS

5) RESULTATS

5-1 Suivi en milieu naturel du phytoplancton (Cycle annuel)

La communauté phytoplanctonique du lac de Guiers a été étudiée sous différents aspects : la composition taxonomique et la diversité spécifique, la distribution spatiale et temporelle des espèces ainsi que leur abondance et biovolume dans les stations étudiées. La notion de succession d'espèces dans des conditions écologiques évoluant a été abordée pour les espèces dominantes. Enfin l'ensemble des variables ci-dessous décrit pour l'étude saisonnière des trois stations de la zone centrale du lac (mars 2002-mars 2003) est également étudié pour l'étude ponctuelle de 10 stations positionnées le long d'une radiale nord- sud réalisée en mai 2003.

5-1-1 Composition taxonomique du phytoplancton

Au cours du cycle annuel, 111 espèces (annexe 2, page 132) ont été répertoriées toutes stations et niveaux confondus, regroupant 7 Classes. En terme de nombre d'espèces, les Chlorophycées représentent la classe la plus importante (32%), suivie par celle des Cyanobactéries (25%) puis celle des Bacillariophycées et Zygnématophycées (15% chacune). Les Euglénophycées et les Xanthophycées forment respectivement 8 et 4% du nombre total des espèces, tandis que les Dinophycées forment la classe la moins représentée soit 1%. Les classes regroupent 19 familles qui renferment au total 51 genres (annexes 9 et 10, page 141).

5-1-2 Richesse spécifique, indice de diversité et succession d'espèces phytoplanctoniques

Une relation étroite existe entre la diversité spécifique et la diversité fonctionnelle au sein du phytoplancton. Ainsi selon LAWTON *et al.* (1998) et TILMAN (1999) la diversité spécifique est souvent utilisée comme une variable explicative du fonctionnement de l'écosystème et est supposée être un bon indicateur de la diversité fonctionnelle.

5-1-2-1 Richesse spécifique

Le phytoplancton du lac de Guiers est caractérisé par une richesse spécifique importante, avec plus de 100 espèces (annexes 2-8, pages 132-140) répertoriées au cours du cycle annuel toutes stations et niveaux échantillonnés confondus. En moyenne par station, 45 espèces différentes ont été recensées avec une richesse maximale de 63 espèces à la station « Large » au niveau fond en janvier et une richesse minimale de 30 espèces à la station « Typha » au niveau surface en mars 2003 (Tableau 3). Statistiquement, aucune différence

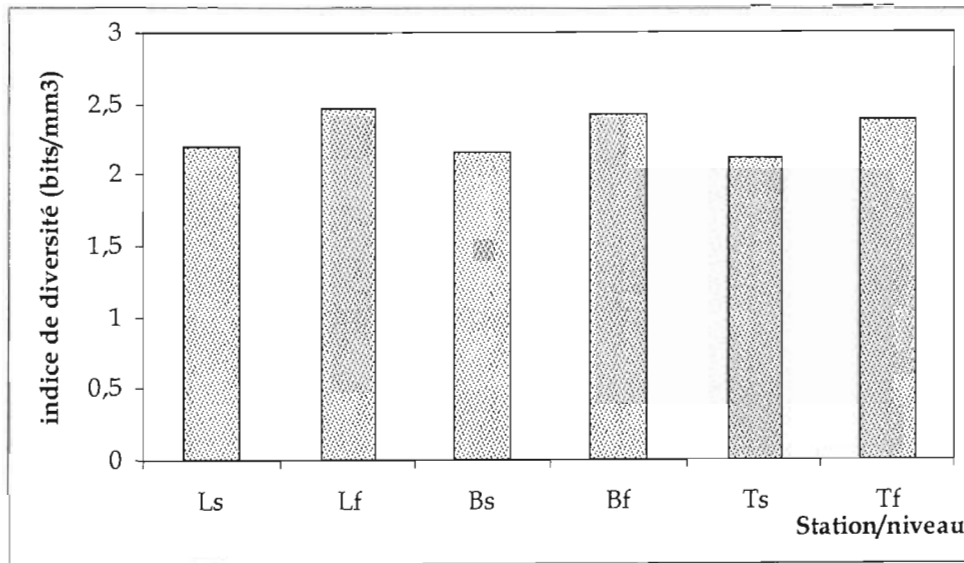


Figure 8 : Moyenne annuelle de l'indice de diversité de Shannon aux trois stations et au deux niveaux (L, B et T pour station Large, baie et Typha ; s et f respectivement pour surface et fond).

significative de la richesse spécifique n'a été observée entre les stations et niveaux échantillonnés (ANOVA, $p=0,502$; $p=0,230$, respectivement) et ni au cours du temps (ANOVA, $p=0,173$).

Tableau 3 : Richesse spécifique en phytoplancton selon la station et la profondeur au cours du cycle annuel au lac de Guiers (2002-2003). Moyennes et coefficients de variation (CV) sont mentionnés.

Station	LARGE		BAIE		TYPHA	
	Surface	Fond	Surface	Fond	Surface	Fond
Mars-2002	49	37	47	40	54	41
Avril	38	40	49	38	55	52
Mai	51	50	48	38	55	51
Juin	45	39	43	40	38	40
Juillet	42	48	48	43	37	46
Août	45	36	48	48	34	47
Septembre	47	52	46	52	55	58
Octobre	51	51	43	52	48	54
Novembre	39	60	45	51	38	46
Décembre	33	52	48	46	46	38
Janvier	44	63	41	35	37	42
Février	37	60	39	40	43	38
Mars-2003	42	53	44	35	30	43
<i>Moyenne</i>	43	49	45	43	44	46
<i>CV</i>	12,8	18,2	6,9	14,5	20,3	13,8

5-1-2-2 Indices de diversité

5-1-2-2-1 Indice de Shannon

- à partir des biovolumes spécifiques

L'indice de Shannon est basé sur les proportions d'espèces observées. Les valeurs calculées à partir des biovolumes varient de 1,12 bits/mm³ en mai à la station Large en surface à 3,07 bits/mm³ en novembre à la même station. Au cours du cycle annuel, cette diversité présente des valeurs élevées, avec une moyenne de 2,20 bits/mm³ (CV=19,6%).⁵ Aucune différence significative de diversité n'est observée entre les stations (ANOVA, $p=0,842$) et les périodes d'échantillonnage (ANOVA, $p=0,642$). Les indices de Shannon ne varient significativement qu'en fonction du niveau échantillonné (ANOVA, *Bonferroni*,

⁵ CV = Coefficient de variation (pourcentage du rapport entre l'écart type et la moyenne).

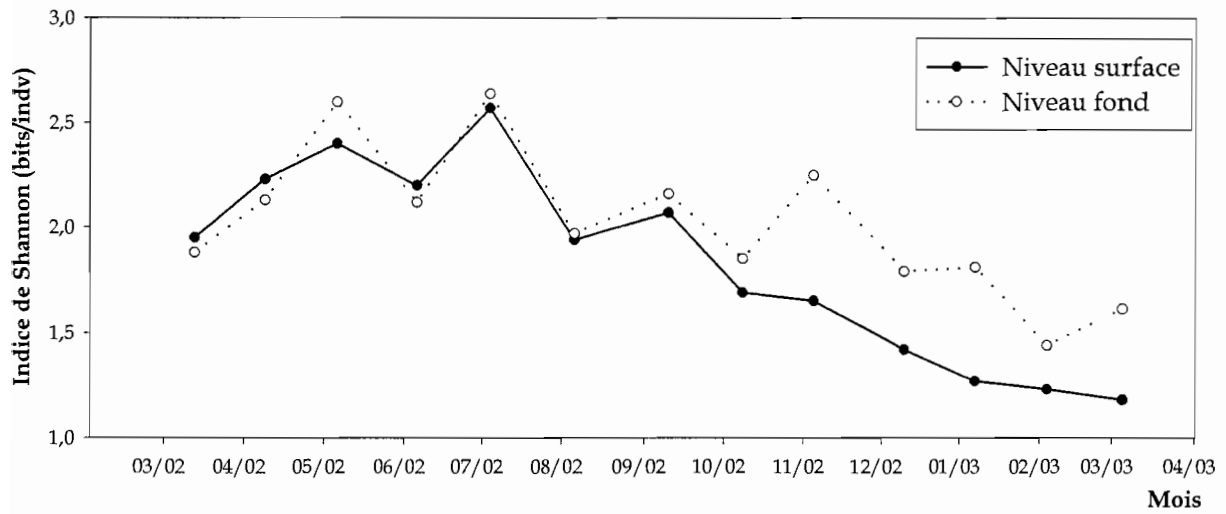


Figure 9 : Evolution de l'indice de diversité de Shannon calculé à partir des abondances aux deux niveaux (moyenne des trois stations).

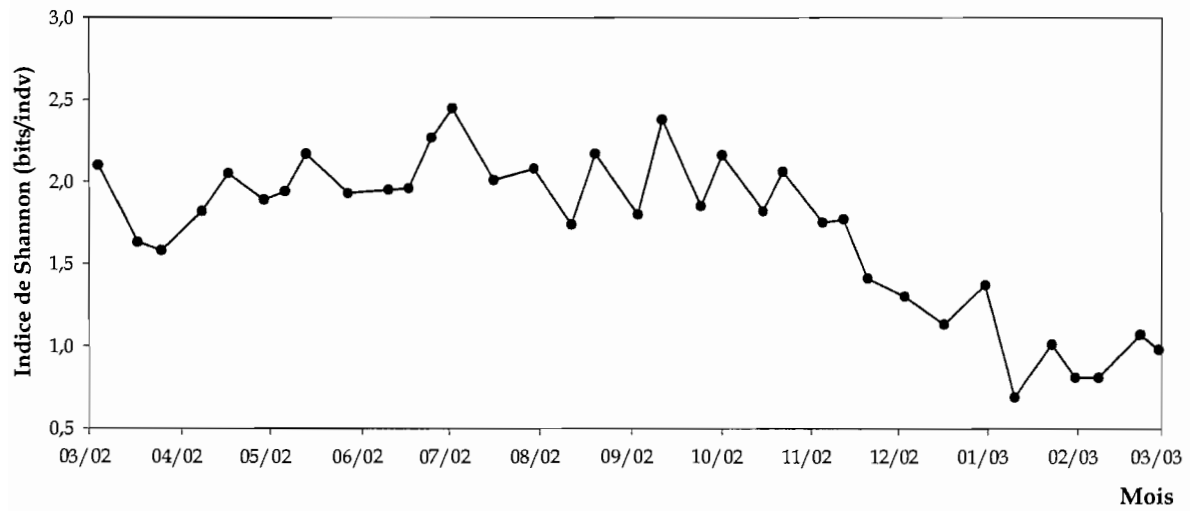


Figure 10 : Evolution de l'indice de diversité de Shannon (basé sur les effectifs) pour la station de pompage P en surface

$p=0,001$). Ainsi la moyenne annuelle de la diversité spécifique à chaque niveau a été prise en compte pour la représentation (Fig. 8).

La diversité spécifique est plus élevée au niveau inférieur (niveau fond) pour l'ensemble des stations avec une moyenne annuelle de 2,46 bits/mm³ (CV=14,9%) pour la station Large, de 2,43 bits/mm³ (CV=11,1%) pour la station Baie et 2,38 bits/mm³ (CV=14,6%) pour la station Typha. Par contre, en surface la diversité spécifique est moins élevée avec 2,20 bits/mm³ (CV=10,7%) à la station Large, de 2,16 bits/mm³ (CV=14,1%) à la station Baie et 2,11 bits/mm³ (CV=14,6%) à la station Typha.

- **À partir des effectifs spécifiques**

La diversité spécifique calculée à partir des effectifs varie de 1,03 bits/indv en mars à la station Typha en surface à 2,98 bits/indv en mai à la station Typha au fond. La diversité spécifique présente une valeur moyenne annuelle de 1,93 bits/indv (CV= 24,8%). À l'inverse de la diversité spécifique calculée à partir du biovolume, les indices de Shannon calculés à partir des abondances présentent à la fois une variation saisonnière (ANOVA, Bonferroni, $p=0,001$) et une variation entre niveaux échantillonnés (ANOVA, Bonferroni, $p=0,045$). Par contre, aucune différence significative de la diversité spécifique n'a été observée entre les stations (ANOVA, $p = 0,884$). Ainsi pour la représentation graphique, la moyenne de la diversité des trois stations pour chaque niveau a été choisie (Fig. 9).

D'avril à septembre, la diversité spécifique moyenne varie entre 2,03 et 2,11 bits/indv selon la station. Cette diversité ne se maintient pas car une baisse survient d'octobre à mars (1,60 bits/indv). En moyenne pour toutes les stations, la diversité spécifique est plus élevée au fond (2,01 bits/indv) qu'en surface (1,81 bits/indv).

Par rapport aux 3 stations du cycle annuel (Large, Baie, Typha) de la zone centrale du lac, la diversité spécifique de Shannon à la station de pompage P présente une moyenne annuelle plus faible, de 1,71 bits/indv (CV=27,8%). Cette diversité présente également une évolution cyclique, similaire à celle des autres stations (Fig. 10) (ANOVA, Bonferroni, $p = 0,001$). Les fortes valeurs de diversité sont observées d'avril à septembre (2,11 à 2,36 bits/indv). Elle diminue par la suite d'octobre à mars pour atteindre une valeur moyenne de 1,64 bits/indv. Ce résultat obtenu à la station P confirme les tendances observées aux trois stations échantillonnées mensuellement.

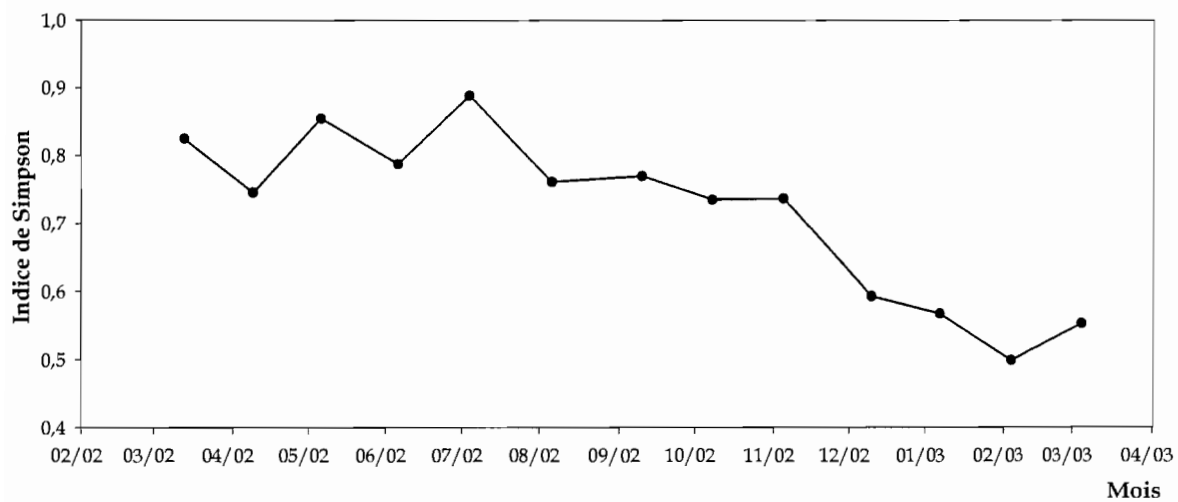


Figure 11 : Evolution de l'indice de diversité de Simpson au cours du cycle annuel (moyenne des trois stations et des deux niveaux).

5-1-2-2-2 Indice de Simpson

L'indice de Simpson correspond à la probabilité que deux individus choisis au hasard appartiennent à la même espèce. Cet indice a été calculé à partir des effectifs spécifiques. Aucune différence significative n'a été observée entre les stations (ANOVA, $p=0,983$), ni entre les niveaux échantillonnés (ANOVA, $p=0,208$). La moyenne annuelle est de 0,72 pour toutes les stations (CV=19,6%). Seule une variation saisonnière caractérise la diversité spécifique (ANOVA, Bonferroni, $p=0,001$) (Fig. 11) comme observée avec l'indice de Shannon calculé à partir des effectifs spécifiques. D'avril à septembre, les valeurs de l'indice de Simpson sont élevées (0,75 à 0,79). Cette tendance est suivie d'une baisse de diversité spécifique intervenue d'octobre à mars où les valeurs chutent en moyenne à 0,60.

- **Diversité des différentes classes**

En tenant compte de l'indice de diversité de Shannon calculé à partir des effectifs, seulement 4 classes parmi les 7 sont plus diversifiées. Ce sont les cyanobactéries (1,06 bits/indv, CV=27,8%) suivi des chlorophycées (0,42 bit/indv, CV=42,1%), des bacillariophycées (0,29 bit/indv, CV=38,9%) et des zygnématophycées (0,12 bit/indv, CV=49,4%). Les dinophycées, les euglénophycées et les xanthophycées sont nettement moins diversifiées (0,01 à 0,02 bit/indv). Au cours du cycle, les chlorophycées n'ont pas connu de grandes variations de leur diversité (ANOVA, $p = 0,351$). Les cyanobactéries sont plus diversifiées d'avril à septembre (1,08 à 1,17 bits/indv) par rapport aux indices observés d'octobre à mars (0,79 bit/indv). Toutefois le nombre d'espèces (13 à 14 espèces) n'a pas significativement varié (ANOVA, $p=0,141$). En ce qui concerne les bacillariophycées, cette classe est moins diversifiée de juin à septembre (0,18 bit/indv), alors que de octobre à mai leur diversité a connu une légère hausse (0,36 bit/indv). Les zygnématophycées se caractérisent par une variation spatio-temporelle marquée (ANOVA, Bonferroni, $p=0,049$ et $p=0,038$). Cette classe est plus diversifiée aux stations Large (0,13 bit/indv) et Typha (0,11 bit/indv) qu'à la station Baie (0,09 bit/indv). Elle est moins diversifiée d'avril à septembre (0,10 à 0,11 bit/indv), alors que de octobre à mars la diversité a augmenté (0,14 bit/indv). Pour chacune de ces classes aucune corrélation n'existe entre la diversité et le nombre d'espèce ($r=0,13$, $p=0,346$ pour les cyanobactéries ; $r=0,43$, $p=6 \times 10^{-5}$ pour les chlorophycées ; $r=0,32$, $p=0,003$ pour les bacillariophycée et $r=0,49$, $p=3 \times 10^{-6}$ pour les zygnématophycées).

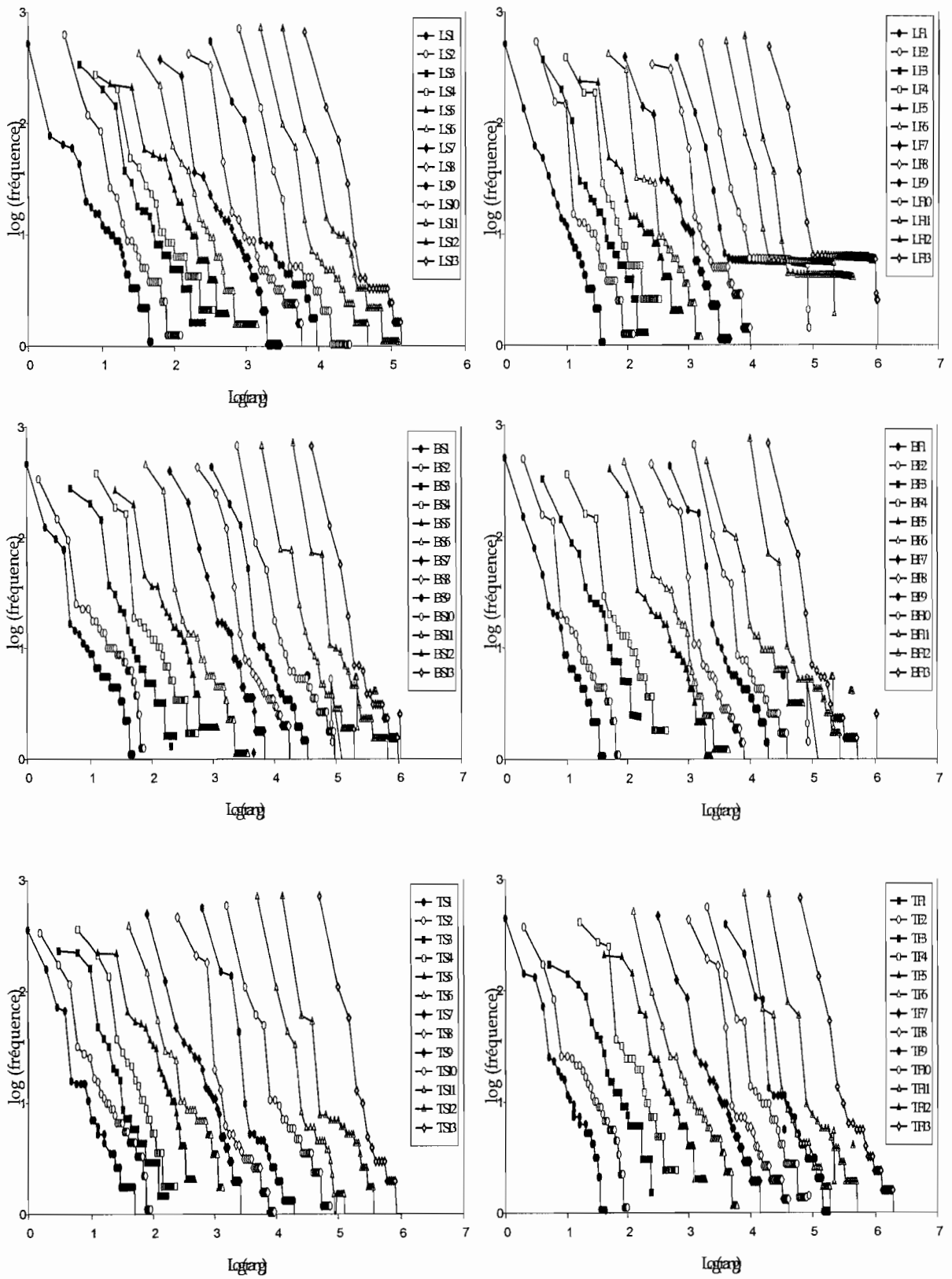


Figure 12 : Diagrammes rangs-fréquences des trois stations aux deux niveaux échantillonnés.

5-1-2-3 Diagramme rang-fréquence

L'étude de la succession des espèces de la communauté phytoplanctonique du lac de Guiers au cours du cycle annuel a été également abordée par les diagrammes rangs-fréquences ⁶ obtenus dans les différentes stations aux 2 niveaux échantillonnés.

Les différents diagrammes obtenus par site (Fig. 12) ne permettent pas de détecter au cours de l'année une succession nette au sein de la communauté phytoplanctonique. Les profils obtenus sont tous au stade 1 (début de succession). Globalement on distingue un nombre limité d'espèces dominantes (de 4 à 5) en haut de la courbe, et un grand nombre d'espèces accompagnatrices dont les espèces rares à l'extrémité de la courbe. Généralement à partir du mois de décembre (prélèvement 10) les courbes de diagrammes deviennent plus ou moins rectilignes. L'existence de paliers à l'extrémité droite de tous les diagrammes rang - fréquence rend compte de la superposition de plusieurs espèces rares en raison d'un même ordre de grandeur d'abondance.

La communauté phytoplanctonique dans les trois sites est caractérisée à chacun des deux niveaux de prélèvement par la coexistence d'espèces abondantes (situées en haut à gauche de la courbe), représentées par les deux cyanobactéries *Cylindrospermopsis raciborskii* et *Lyngbya versicolor* et la diatomée *Fragilaria* sp., et d'espèces peu abondantes. Différentes particularités dans certains diagrammes peuvent être relevées :

- A partir du mois de novembre, les profils des diagrammes de la station Large en surface présentent une partie gauche de plus en plus rectiligne et la dominance est assurée par une seule espèce (*Fragilaria* sp.).
- A partir du mois de novembre (prélèvement 9), le diagramme de la station Large au Fond ne met en valeur que 5-6 espèces très dominantes (partie rectiligne verticale), et toutes les autres espèces sont considérées comme des espèces rares accompagnatrices (queue de la distribution).

⁶ Il faut rappeler que l'allure des diagrammes rangs - fréquences varie essentiellement en fonction de la diversité spécifique, que le nombre d'espèces se voit à l'extension de la courbe vers la droite, et que la régularité s'étudie à l'allure de la courbe plus ou moins convexe ou concave.

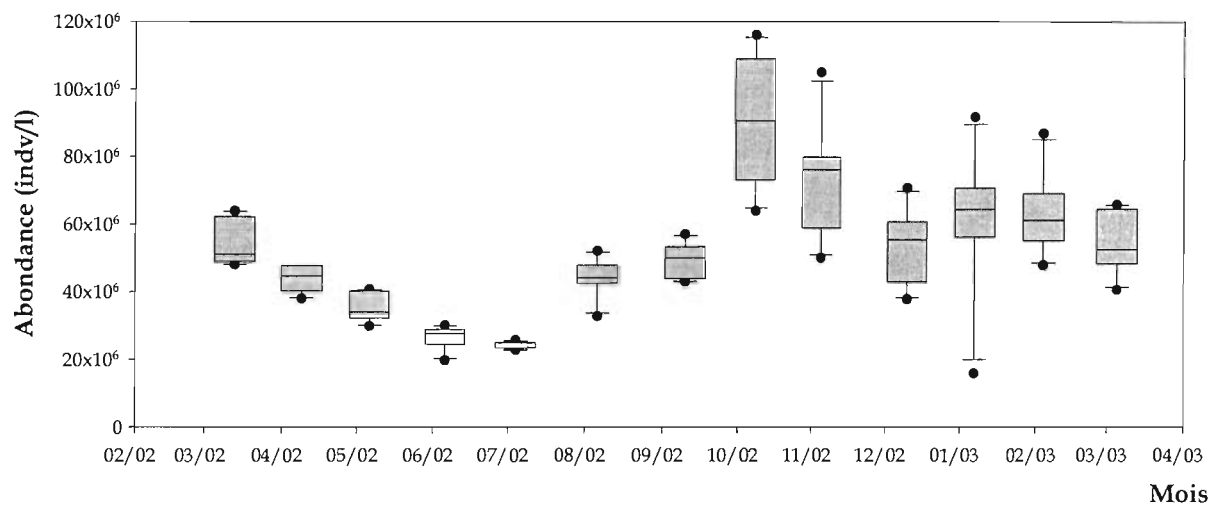


Figure 13 : Variation de l'abondance du phytoplancton total au cours du cycle annuel aux trois stations et aux deux profondeurs (n=6)

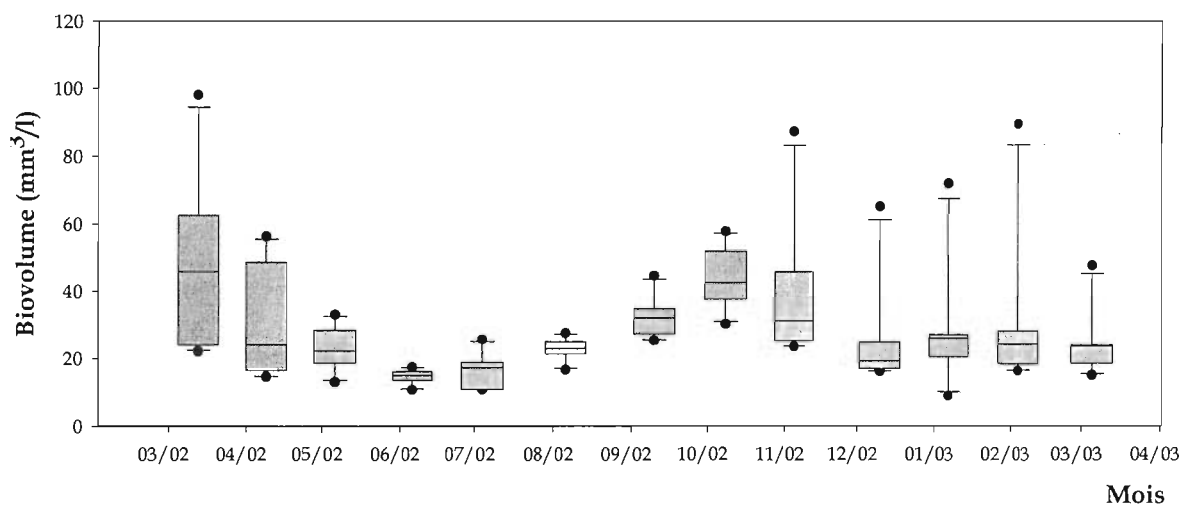


Figure 14 : Variation du biovolume phytoplanctonique total aux trois stations aux deux profondeurs (surface et fond) au cours du cycle annuel

- Alors que les diagrammes sont souvent verticaux dans la partie gauche de la courbe, de juin à août, on observe généralement une partie convexe pour les espèces abondantes suggérant une complexification du système.

Conclusions : Il ressort des résultats que la communauté phytoplanctonique est composée de 7 classes dont 4 sont plus représentatives en terme de nombre d'espèces. Ce sont les Chlorophycées, suivie par celle des Cyanobactéries puis celle des Bacillariophycées et Zygnématophycées. Les Euglénophycées, les Xanthophycées et les Dinophycées sont moins représentées.

Globalement le lac de Guiers est caractérisé par une richesse spécifique importante, avec plus de 100 espèces répertoriées avec en moyenne 45 espèces par station. Ce nombre reste relativement constant au cours de l'année.

La diversité spécifique calculée à partir des indices de Shannon montre une variation entre niveau et au cours du temps. Les valeurs de diversité les plus fortes sont observées d'avril à septembre, les plus faibles d'octobre à mars. Si les valeurs de l'indice de Simpson confirment les variations saisonnières observées avec l'indice de Shannon, elles ne mettent pas en évidence une différence de diversité entre le fond et la surface. En tenant compte de l'indice de diversité de Shannon, ce sont les cyanobactéries suivi des chlorophycées, des bacillariophycées et des zygnématophycées qui sont les plus diversifiées. Les dinophycées, les euglénophycées et les xanthophycées sont nettement moins diversifiées.

La communauté phytoplanctonique dans les trois sites est caractérisée par la coexistence d'espèces abondantes, représentées par les deux cyanobactéries *Cylindrospermopsis raciborskii* et *Lyngbya versicolor* et la diatomée *Fragilaria* sp., accompagnées d'espèces peu abondantes.

5-1-3 Abondance et biovolume du phytoplancton

Les abondances phytoplanctoniques fluctuent entre un minimum de $2,00 \times 10^7$ cellules/l en juin et un maximum de $1,16 \times 10^8$ cellules/l en octobre (Fig. 13), avec une valeur moyenne de $5,19 \times 10^7$ cellules/l (CV = 39,9%).

En terme de biovolume les valeurs n'ont pas excédé $100 \text{ mm}^3/\text{l}$ au cours du cycle annuel. Les valeurs varient entre $11,3 \text{ mm}^3/\text{l}$ en juillet à la station Baie (Fig. 14) à $98,3 \text{ mm}^3/\text{l}$ en mars de la même station avec une moyenne de $31,5 \text{ mm}^3/\text{l}$ (CV = 33,1%).

Statistiquement, il n'existe pas de différence significative d'abondance ou de biovolume du phytoplancton total entre les stations (*ANOVA*, $p=0,903$, $p= 0,342$) ni entre les niveaux échantillonnés (*ANOVA*, $p= 0,899$, $p= 0,132$). Alors que le biovolume du phytoplancton n'a pas subi de variation significative au cours du cycle annuel (*ANOVA*, $p=0,558$), les abondances ont montré une variation saisonnière (*ANOVA*, *Bonferroni* $p=0,002$). Ainsi les abondances les plus faibles sont notées d'avril à juin ($4,27 \times 10^7$ individus/l). Par la suite, les densités augmentent de juillet à septembre ($5,21 \times 10^7$ cellules/l). Cette croissance s'accroît d'octobre à mars avec une moyenne de $6,30 \times 10^7$ individus/l.

5-1-3-1 Contribution des différentes classes

Parmi les 7 classes composant le phytoplancton du lac de Guiers, seulement 2 d'entre elles forment la majeure partie des effectifs : les bacillariophycées et les cyanobactéries. Pour chacune de ces classes, la différence du pourcentage d'effectif n'est pas significative ni entre les stations (*ANOVA*, $p=1$), ni entre les niveaux (*ANOVA*, $p=1$). Ainsi, une moyenne du pourcentage d'effectif des différentes classes a été choisie pour la représentation aux stations Large, Baie et Typha de la contribution de ces classes au phytoplancton (Fig. 15).

Ce sont les diatomées et les cyanobactéries qui forment la plus grande partie des individus de la communauté phytoplanctonique. Le pourcentage d'abondance de ces deux classes fluctue selon les stations : les diatomées dominent le phytoplancton à la station Large (47%) alors que les cyanobactéries ne représentent que 41%.

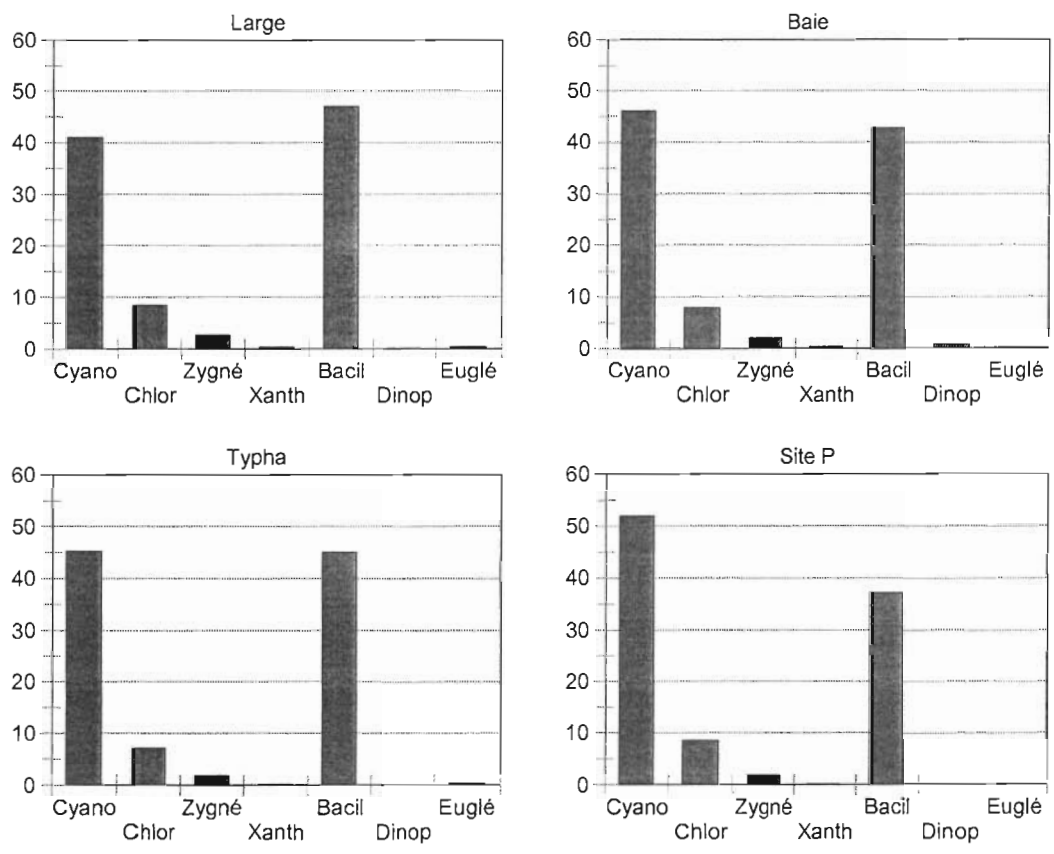


Figure 15 : Pourcentages d'effectifs des 7 classes aux quatre stations durant le cycle annuel

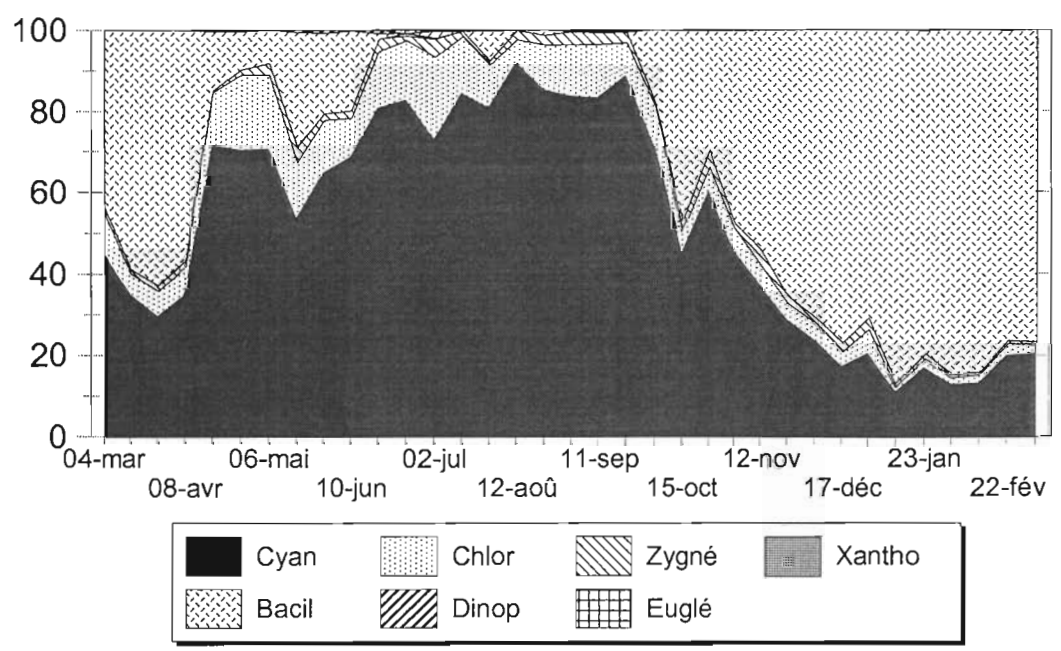


Figure 16 : Evolution du pourcentage d'effectif des différentes classes dans la communauté phytoplanctonique au site type (station P).

A la station Baie, à l'inverse les cyanobactéries sont plus représentatives avec 46% contre 43% pour les diatomées. A la station Typha, ces deux classes forment chacune 45% des effectifs du phytoplancton. Enfin à la station P, la tendance est respectée avec une dominance des Cyanobactéries (52,4%) par rapport aux diatomées (36,9%) .

5-1-3-2 Dynamique du phytoplancton à la station de pompage P

Les résultats présentés dans ce chapitre sont ceux obtenus au niveau du site type (station P), localisé également dans la zone centrale, où la fréquence de prélèvement est plus élevée (bi-hebdomadaire) que celle du cycle annuel. Au total 35 prélèvements entre mars 2002 et mars 2003 ont été analysés pour ce travail, dans le but de préciser les grandes tendances décrites lors du cycle annuel des trois stations.

Les assemblages d'espèces phytoplanctoniques sont similaires à ceux rencontrés lors du cycle annuel dans les trois stations, avec une dominance forte des cyanobactéries, principalement *C. raciborskii*, entre avril et septembre. A partir du mois d'octobre, les diatomées avec *Fragilaria* sp. contribuent nettement aux effectifs totaux de la communauté phytoplanctonique, passant de 0% à 88% en janvier. Les effectifs des chlorophycées ont augmenté jusqu'à 20% du phytoplancton total entre les mois de mai et septembre. Puis leur effectifs diminuent et restent constants d'octobre à avril (Fig. 16). En terme de biovolume, les cyanobactéries dominant d'avril à septembre (62,8 à 72,9%) puis leur biovolume baisse (27,1%) à partir d'octobre et jusqu'en février. Par contre d'octobre à mars, les diatomées deviennent prépondérantes (61,4% en moyenne). Par la suite leur contribution au sein du biovolume total phytoplanctonique devient faible variant de 7,5 à 19,6%. Le biovolume des chlorophycées augmente de mai à octobre (10,2 à 13,7%) puis baisse au cours du reste du cycle (7,2%). Le biovolume des zygnématophycées a légèrement baissé d'octobre à mars passant de 4,3-4,5% (avril à septembre) à 3,4%. Les euglénophycées n'ont présenté de forts biovolumes qu'entre avril et juillet (2,3%) et sont présentes avec une faible contribution d'août à mars (0,3 à 0,8%).

Conclusion : Deux classes dominant le phytoplancton : les cyanobactéries et les bacillariophycées. Les classes accompagnatrices sont les chlorophycées, les zygnématophycées, les euglénophycées, les xanthophycées et les dinophycées

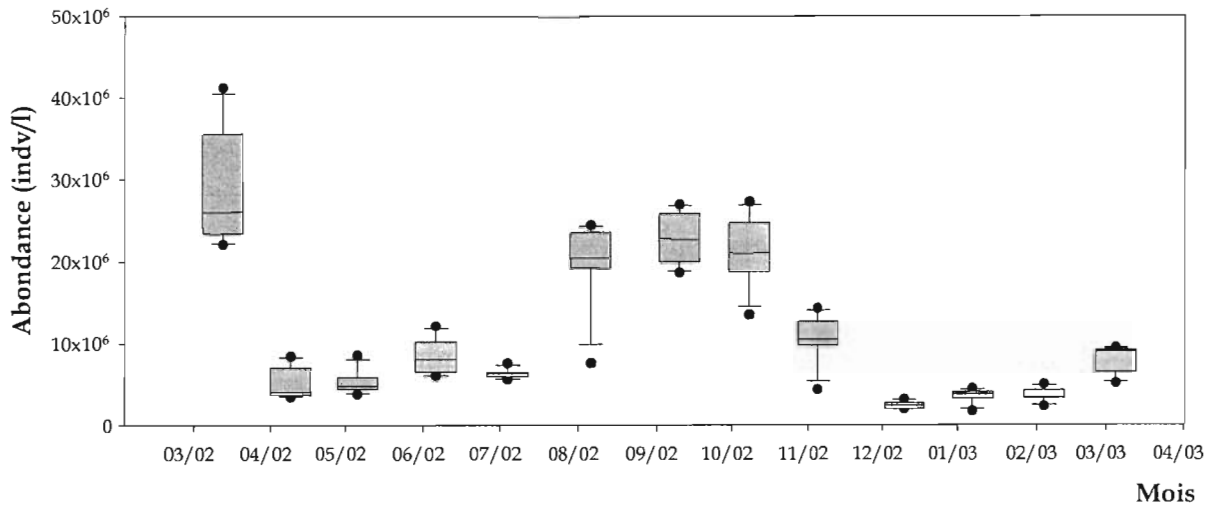


Figure 17 : Abondance de *Cylandrospermopsis raciborskii* aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel

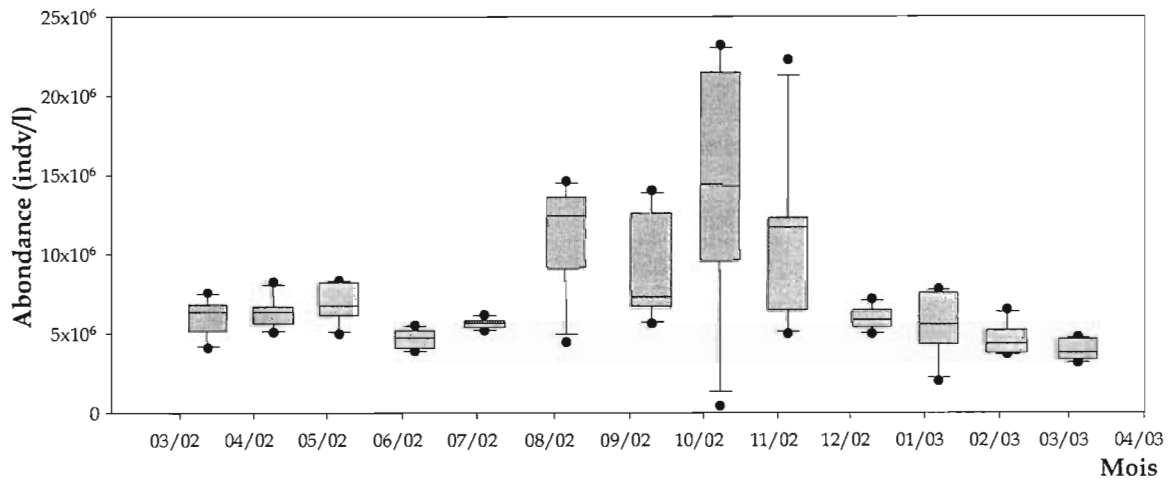


Figure 18 : Abondance de *Lyngbya versicolor* aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel

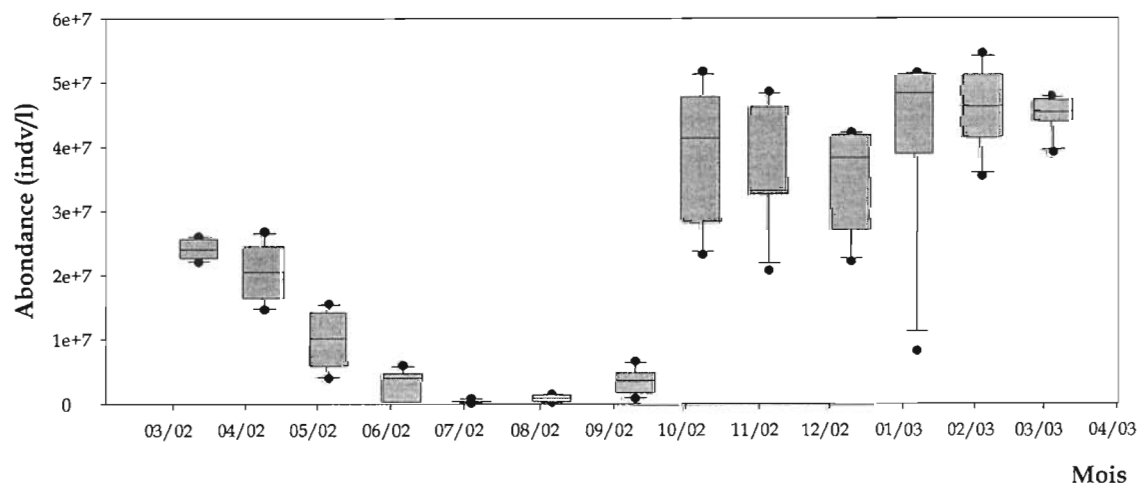


Figure 19 : Abondance de *Fragilaria* sp. aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel

5-1-3-3 Contribution des espèces

- **Abondance des espèces dominantes**

La communauté phytoplanctonique est composée d'un assemblage de 111 espèces dont 17 espèces présentent un pourcentage d'effectif supérieur à 5%. L'ensemble de ces 17 espèces contribue jusqu'à 88% de l'effectif total des individus du phytoplancton. Parmi ces espèces dominantes, suivant la fréquence et le pourcentage des effectifs spécifiques, 3 espèces caractérisent cet écosystème.

- ✓ *Abondance des 3 espèces caractéristiques*

Les 3 espèces caractéristiques sont les 2 espèces de cyanobactéries que sont *Cylindrospermopsis raciborskii* et *Lyngbya versicolor* et la diatomée *Fragilaria* sp.. Les 2 espèces de cyanobactéries filamenteuses sont observées dans toutes les séries de prélèvement (100%) et contribuent jusqu'à 64% de l'abondance totale. Pour la diatomée, elle est présente dans 85% des séries de prélèvements et peut former jusqu'à 74% des effectifs du phytoplancton. Ces trois espèces ne présentent aucune différence significative de leur abondance, ni entre stations (ANOVA, $p=0,855$ (*C. raciborskii*), $p=0,644$ (*L. versicolor*)) et $p=0,882$ (*Fragilaria* sp.) ni entre les deux niveaux échantillonnés (ANOVA, $p=0,781$ pour *C. raciborskii*), $p=0,477$ pour *L. versicolor* et $p=0,741$ pour *Fragilaria* sp.). Cependant ces espèces présentent chacune un cycle saisonnier (ANOVA, Bonferroni $p=0,001$).

La cyanobactérie *Cylindrospermopsis raciborskii* se caractérise par un développement cyclique bien marqué (Fig. 17) avec des effectifs plus élevés ($1,75 \times 10^7$ trichomes/l) de juillet à octobre. Ensuite sa présence est moins marquée de novembre à juin ($5,00 \times 10^6$ trichomes/l) avec un pic en mars 2002.

Les cyanobactéries sont également représentées par les effectifs de *Lyngbya versicolor* variant de la même manière que ceux de *C. raciborskii* (Fig. 18). Les densités sont également plus fortes entre juillet et octobre ($9,91 \times 10^6$ filaments/l). De novembre à juin, les abondances sont plus faibles ($5,23 \times 10^6$ à $6,92 \times 10^6$ filaments/l).

L'évolution des effectifs de la diatomée *Fragilaria* sp. est également bien marquée (Fig. 19) avec une période de fortes densités observées de octobre à mars ($3,86 \times 10^7$ cellules/l). D'avril à septembre les effectifs baissent nettement (jusqu'à $1,10 \times 10^7$ cellules/l) avec une absence totale de l'espèce dans certaines stations entre juillet et août.

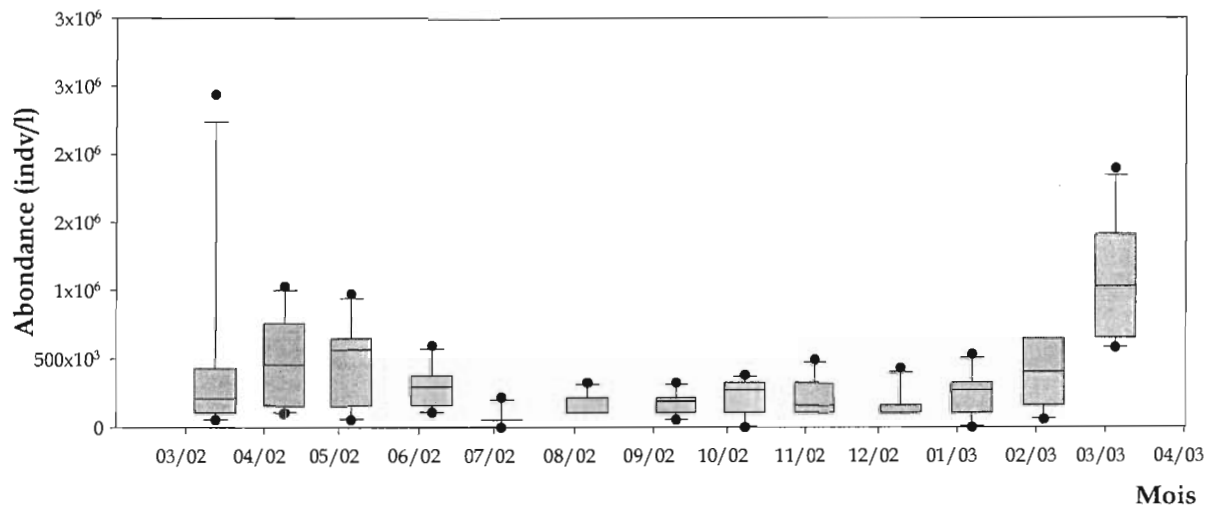


Figure 20 : Abondance de *Anabaena miniata* aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel

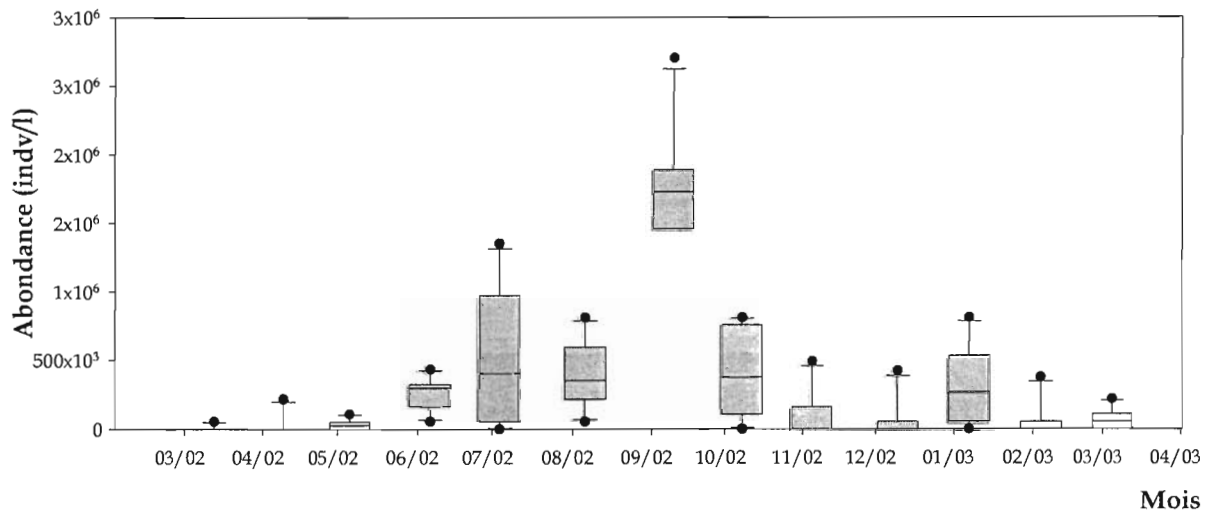


Figure 21 : Abondance de *Chroococcus globosus* aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel

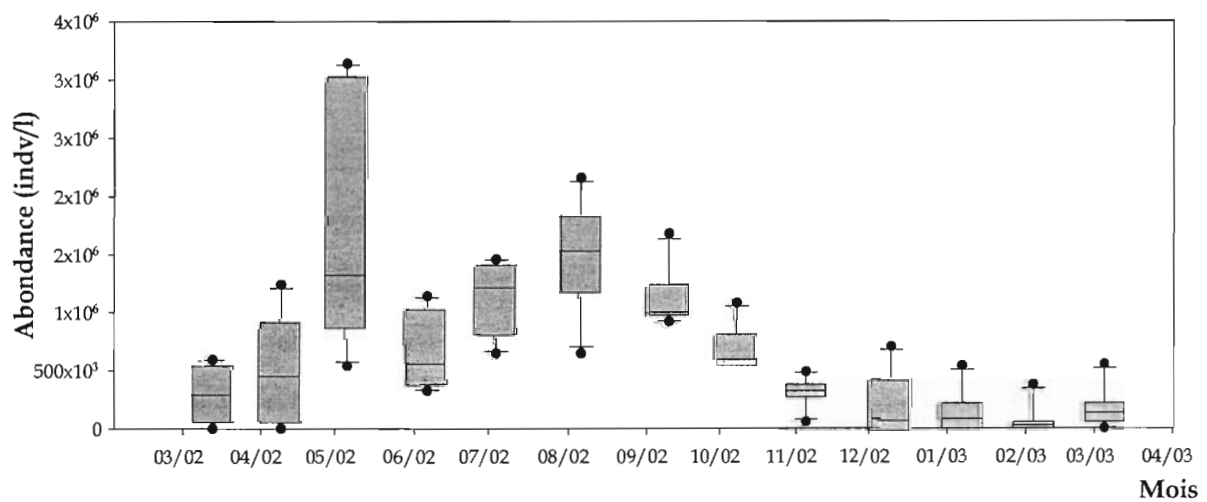


Figure 22 : Abondance de *Chroococcus limneticus* aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel

✓ *Abondance des autres espèces dominantes*

Certaines espèces présentant également des fréquences élevées dans les divers échantillons (fréquence de 54 à 92%) peuvent montrer à une période donnée un développement significatif contribuant à plus de 5% des effectifs totaux du phytoplancton.

Il s'agit :

- des cyanobactéries comme *Anabaena miniata*, *Chroococcus globosus*, *Chroococcus limneticus*, *Chroococcus turgidus*, *Merismopedia glauca*, *Merismopedia tenuissima*, *Merismopedia warmingiana*, *Microcystis aeruginosa* et *Rhabdoderma lineare*.
- des Chlorophycées *Monoraphidium circinalis*, *Oocystis lacustris*, *Scenedesmus magnus*, *Tetraedron caudatum* et *Tetraedron muticum*.

Ces espèces comme les espèces caractéristiques ne présentent aucune différence significative ni entre les stations ni entre les niveaux. Toutefois, une dynamique saisonnière caractérise l'évolution de l'ensemble de ces espèces sauf pour *M. glauca* et *R. lineare*.

La moyenne annuelle de l'abondance de *Anabaena miniata* est de $3,62 \times 10^5$ indiv/l (CV=70,7 %). Les fortes densités ($5,95 \times 10^5$ indiv/l) sont observées de mars à juin (Fig. 20). De juillet à mars, les densités baissent significativement ($1,69 \times 10^5$ indiv/l).

La moyenne annuelle des densités de *Chroococcus globosus* est de $3,20 \times 10^5$ indiv/l (CV=145,6%). La variation de l'abondance de cette espèce (Fig. 21) est caractérisée par de fortes densités de juillet à octobre ($7,91 \times 10^5$ indiv/l) avec les plus fortes valeurs observées en septembre 2002 ($1,83 \times 10^6$ indiv/l). Cette phase est suivie d'une baisse de densité avec des valeurs de $8,30 \times 10^3$ indiv/l de novembre à juin.

Par rapport à *C. globosus*, *C. limneticus* présente des densités plus élevées au cours du cycle annuel (en moyenne $6,64 \times 10^5$ indiv/l, CV=77,9%). C'est également de juillet à octobre que les densités sont plus fortes ($1,11 \times 10^6$ indiv/l), alors que de novembre à juin, les effectifs sont plus faibles (respectivement $1,89 \times 10^5$ indiv/l à $6,86 \times 10^5$ indiv/l ; Fig. 22).

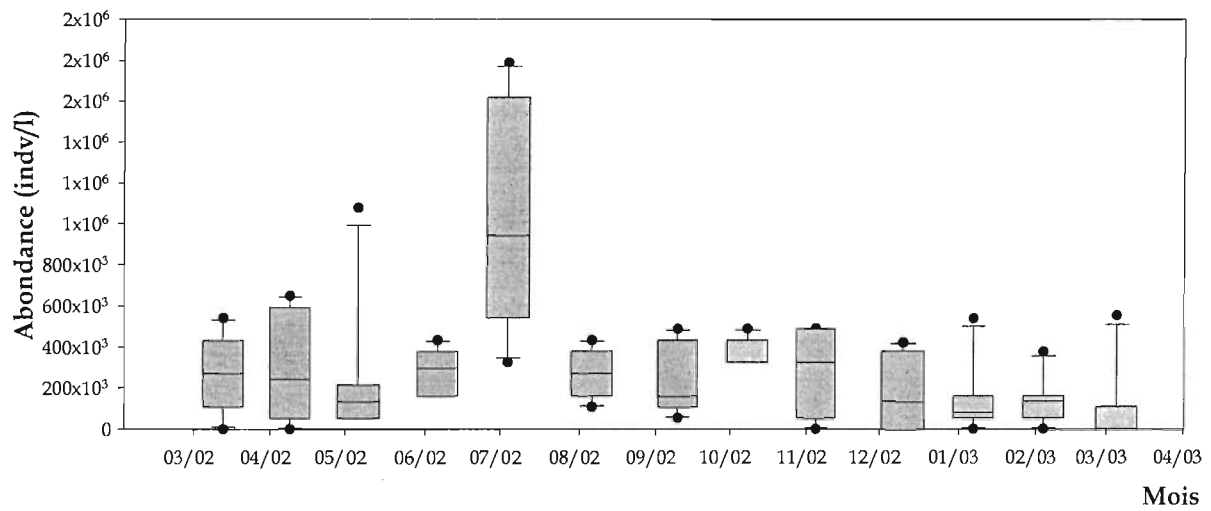


Figure 23 : Abondance de *Chroococcus turgidus* aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel

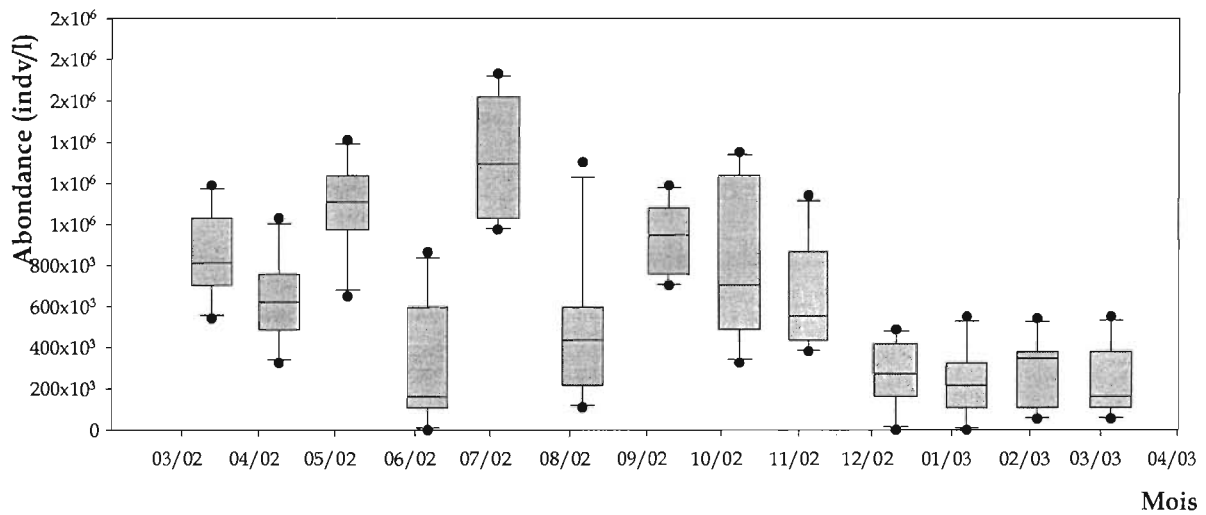


Figure 24 : Abondance de *Merismopedia tenuissima* aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel

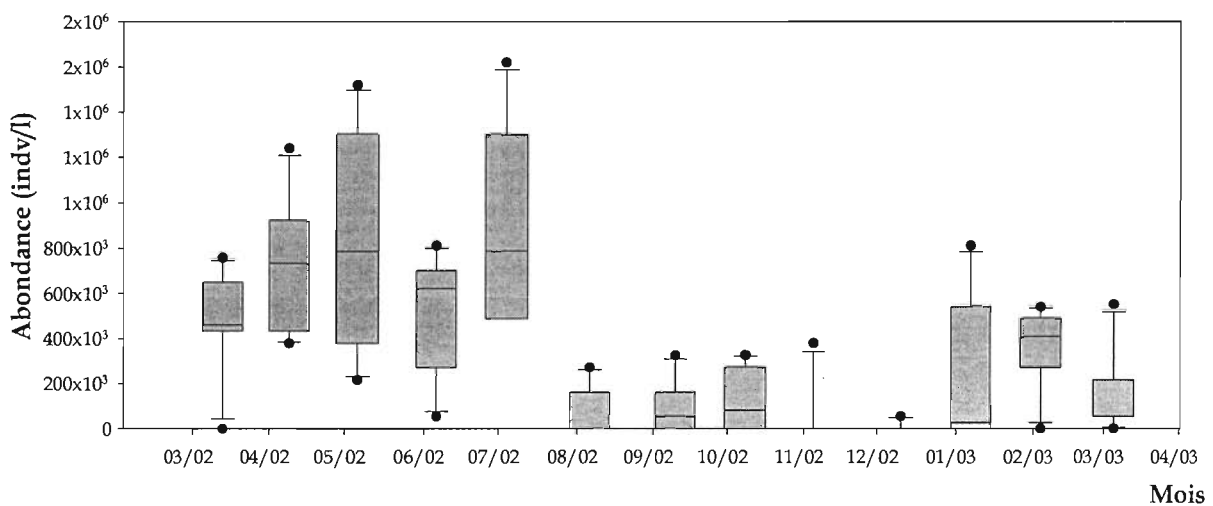


Figure 25 : Abondance de *Merismopedia warmingiana* aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel

Les densités de *C. turgidus* sont plus faibles que celles des deux autres espèces du genre *Chroococcus* (en moyenne $2,25 \times 10^5$ indiv/l, CV=72,2% ; Fig. 23). Cette espèce présente aussi les plus fortes densités de juillet à octobre ($4,85 \times 10^5$ indiv/l).

La densité moyenne de *Merismopedia tenuissima* (Fig. 24) est de $6,27 \times 10^5$ indiv/l (CV=54,6%). Des densités élevées sont observées (sauf pour juin et août) de mars à novembre ($6,24 \times 10^5$ à $8,95 \times 10^5$ indiv/l). A partir de décembre jusqu'en février, cette cyanobactérie présente une abondance faible ($3,63 \times 10^5$ indiv/l).

Les densités de *M. warmingiana* (Fig. 25) sont moins abondantes que celles de *M. tenuissima* ($3,51 \times 10^5$ indiv/l, CV = 85,6%). Cette espèce présente les effectifs les plus élevés ($5,4 \times 10^5$ indiv/l) de mars à juillet. A partir d'août et jusqu'en février, les effectifs chutent pour atteindre des valeurs moyennes de $1,64 \times 10^5$ indiv/l.

Par rapport aux deux autres espèces du même genre, la cyanobactérie *M. glauca* est la plus abondante (Fig. 26). Les densités moyennes annuelles sont de $1,63 \times 10^6$ indiv/l (CV = 75,8%). Cette espèce, à l'inverse des deux autres, présente de fortes croissances en mars puis en octobre et novembre. Hormis ces dates, les densités sont bien plus faibles avec une forte homogénéité entre les stations et les niveaux.

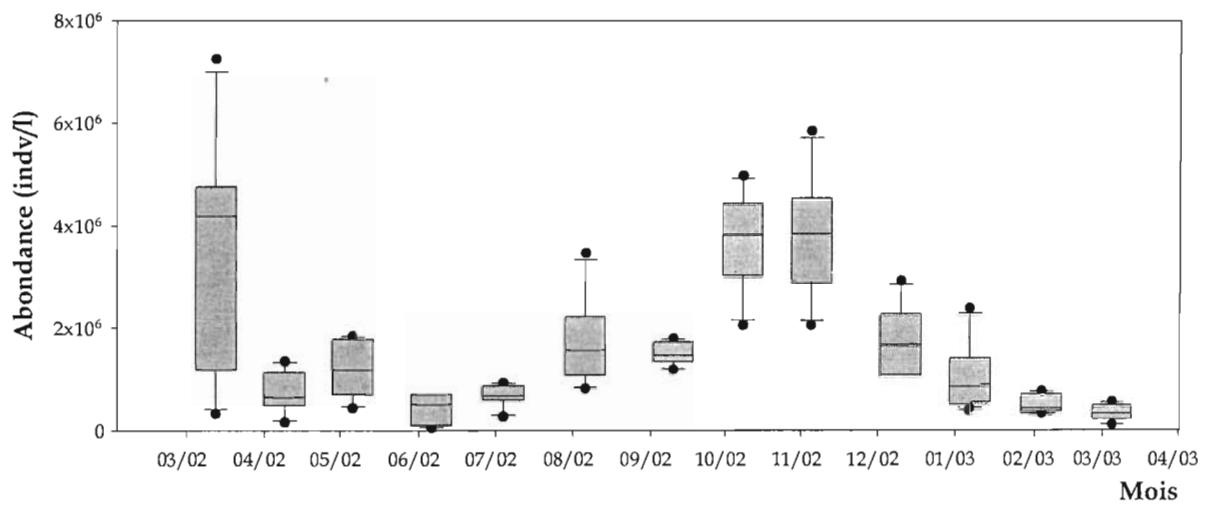


Figure 26 : Abondance de *Merismopedia glauca* aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel

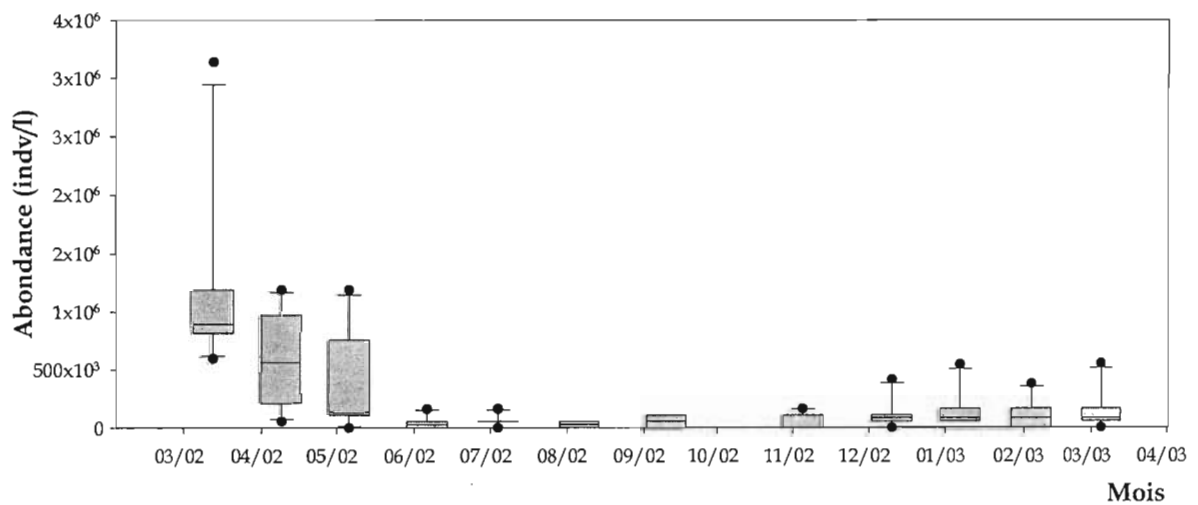


Figure 27 : Abondance de *Microcystis aeruginosa* aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel

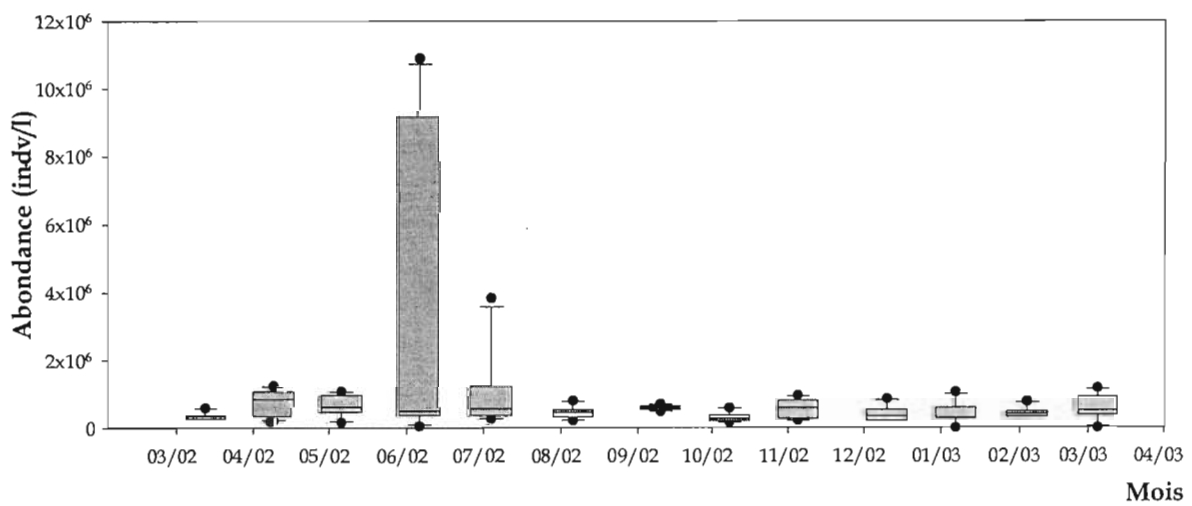


Figure 28 : Abondance de *Rhabdoderma lineare* aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel

La densité moyenne annuelle de la cyanobactérie coloniale *Microcystis aeruginosa* (Fig. 27) est faible, de l'ordre de $2,33 \times 10^5$ indiv/l. Hormis la forte hétérogénéité observée en mars 2002, les densités sont relativement homogènes entre les stations et les niveaux. Les fortes valeurs d'abondance sont observées en avril-mai ($6,24 \times 10^5$ indiv/l) et les plus faibles valeurs observées de juin à mars.

Enfin parmi les cyanobactéries, l'espèce *Rhabdoderma lineare* présente un cycle de densité peu marqué (Fig. 28) avec une moyenne annuelle de $7,98 \times 10^5$ indiv/l (CV=104%). L'hétérogénéité des densités est due à une forte poussée de cette espèce en juin 2002, à la station typha ($1,09 \times 10^7$ indiv/l en surface et $9,20 \times 10^6$ indiv/l au fond). Mis à part ce développement important en juin, les densités ne varient pas significativement au cours du cycle annuel (ANOVA, $p= 0,222$).

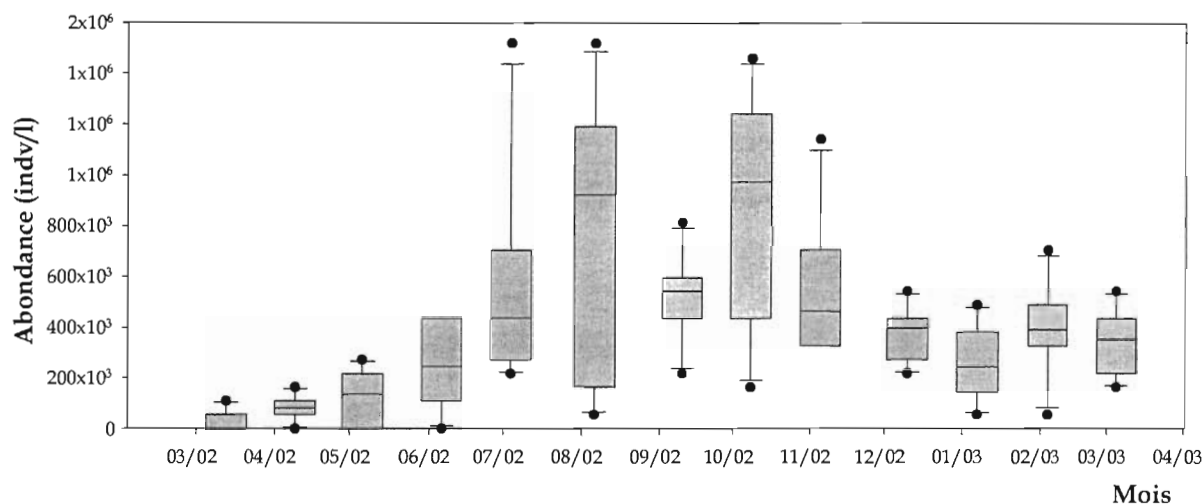


Figure 29 : Abondance de *Monoraphidium circinalis* aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel

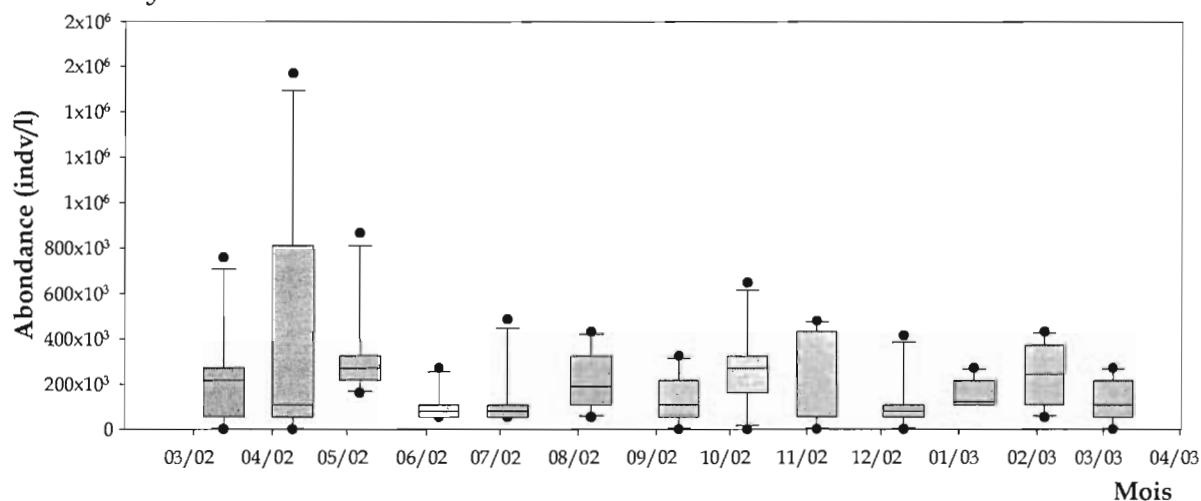


Figure 30 : Abondance de *Oocystis lacustris* aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel

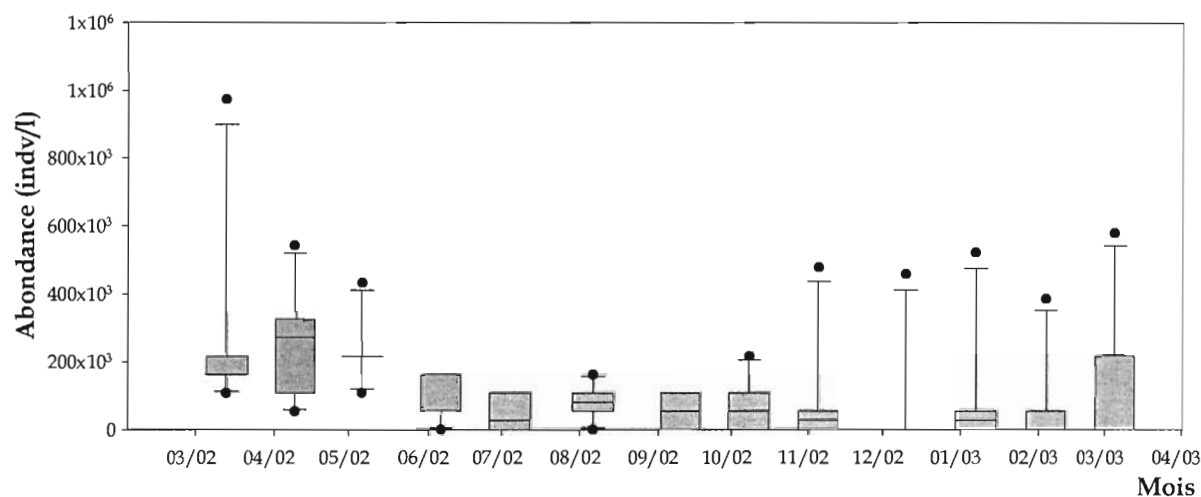


Figure 31 : Abondance de *Scenedesmus magnus* aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel

Parmi les chlorophycées, *Monoraphidium circinalis* présente un cycle annuel marqué (Fig. 29) avec des densités moyennes annuelles de $3,42 \times 10^5$ indiv/l (CV=62,3%). L'abondance de cette espèce est nettement plus importante de juillet à novembre ($6,97 \times 10^5$ indiv/l). Par la suite de décembre à mars, les effectifs sont plus faibles ($1,67 \times 10^5$ indiv/l).

La chlorophycée *Oocystis lacustris* présente également des densités peu élevées, en moyenne $2,12 \times 10^5$ indiv/l (CV=45,3%). Hormis les effectifs élevés en mars-avril à la station Typha et en mai à la station Baie (Fig 30), cette espèce ne présente pas de variation significative de densités au cours de l'étude (ANOVA, $p= 0,460$).

Caractérisée par une faible abondance (Fig. 31) avec une moyenne annuelle de $1,32 \times 10^5$ indiv/l (CV=65,1%), la chlorophycée *Scenedesmus magnus* présente des effectifs plus élevés de mars à mai ($2,01 \times 10^5$ cellules/l). Ensuite ces effectifs baissent de juin à février ($6,31 \times 10^4$ indiv/l à $8,80 \times 10^4$ indiv/l). Par ailleurs une différence significative des effectifs de cette espèce (ANOVA, Bonferroni, $p= 0,007$) a été notée avec $2,26 \times 10^5$ indiv/l à la station Large en surface et $3,81 \times 10^4$ indiv/l à la station Baie au fond.

Parmi les chlorophycées, on peut noter la présence constante de deux espèces du genre *Tetraedron*. Les effectifs de *Tetraedron caudatum* sont plus élevés (Fig. 32) par rapport aux autres chlorophycées, avec une moyenne de $4,23 \times 10^5$ cellules/l et un CV de 35%, démontrant une forte homogénéité des effectifs au cours du cycle annuel. Les plus fortes densités sont observées de mars à novembre ($4,41 \times 10^5$ à $4,96 \times 10^5$ cellules/l). Par la suite les densités sont plus faibles de décembre à février ($3,26 \times 10^5$ cellules/l).

Quant à *Tetraedron muticum*, les densités sont en moyenne plus faibles $2,68 \times 10^5$ cellules/l avec un faible CV (35,2%). Présente également toute l'année à l'image de l'autre espèce (Fig. 33), sa dynamique est marquée par de fortes densités ($3,38 \times 10^5$ cellules/l) de juillet à novembre. Ensuite une baisse de densité a été observée de décembre à juin.

L'annexe 11 (page 143) récapitule les présences - absences des espèces dominantes et accompagnatrices aux trois stations et aux deux niveaux en terme d'abondance en fonction du temps (1 à 13 : mars 2002 à mars 2003 ; S et F : surface et fond).

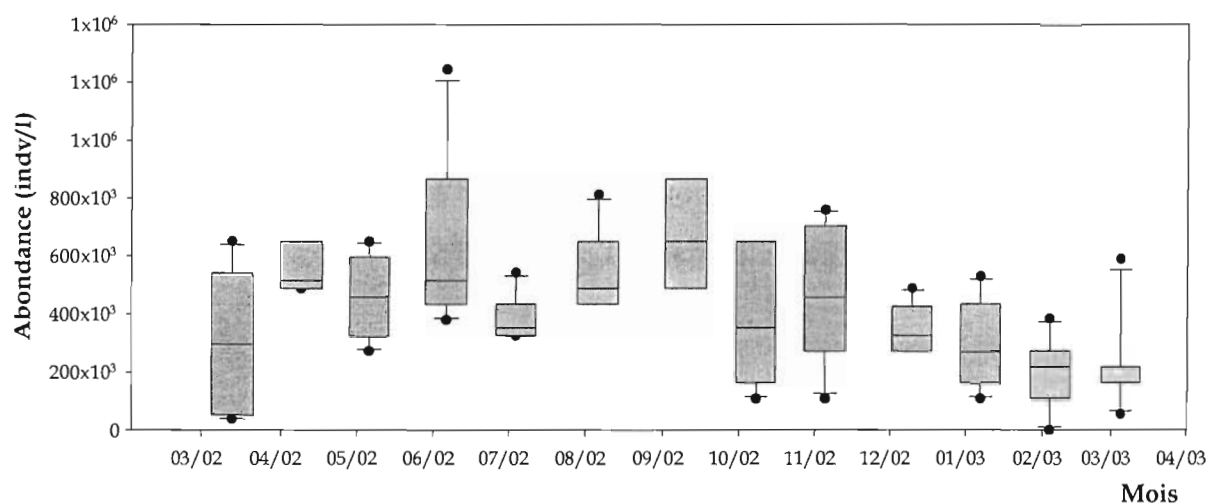


Figure 32 : Abondance de *Tetraedron caudatum* aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel

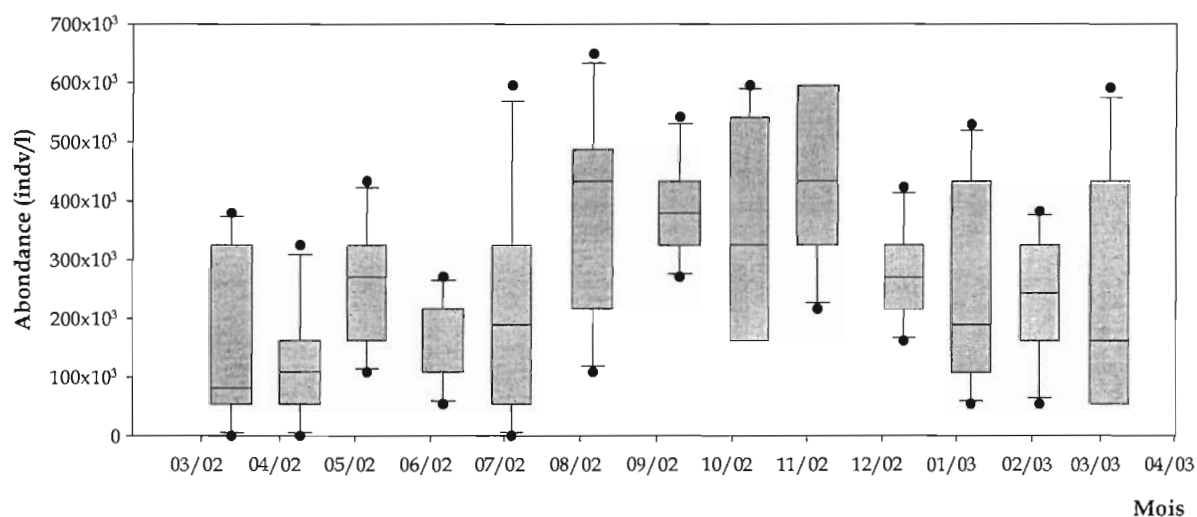


Figure 33 : Abondance de *Tetraedron muticum* aux trois stations et aux deux niveaux au cours du cycle annuel

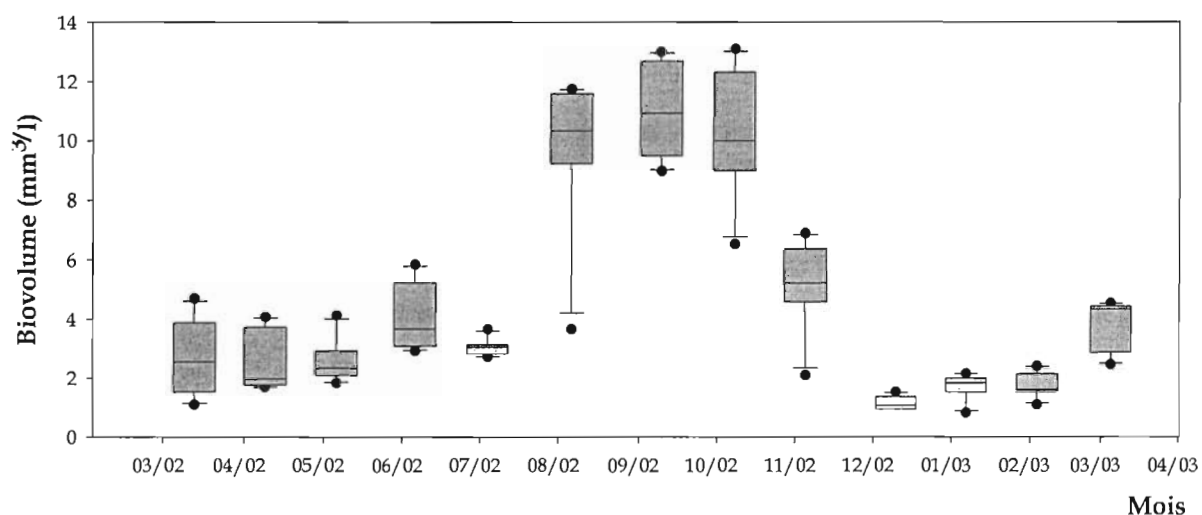


Figure 34 : Variation du biovolume total de *Cylindrospermopsis raciborskii* aux trois stations et aux deux profondeurs (surface et fond) au cours du cycle annuel

Conclusion : Les effectifs du phytoplancton ne présentent pas de variation entre les stations et niveaux échantillonnés. Au cours du temps, les densités les plus faibles sont notées d'avril à juin, et les plus élevées sont observées de juillet à septembre. Les effectifs du phytoplancton sont assurés par 17 espèces dont une espèce de diatomée (*Fragilaria* sp.) et deux espèces de cyanobactéries (*Cylindrospermopsis raciborskii* et *Lyngbya versicolor*).

- **Biovolume des espèces dominantes**

En terme de biovolume, la communauté phytoplanctonique est dominée uniquement par 12 espèces. Avec une occurrence variant de 46 à 100%, ces espèces contribuent chacune à plus de 5% du biovolume phytoplanctonique, soit de manière constante ou périodique.

Ce sont :

- les cyanobactéries *Anabaena flos-aquae* var. *laxa*, *Anabaena solitaria*, *Chroococcus globosus*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Lyngbya versicolor*, *Merismopedia glauca* et *Oscillatoria irrigua* ;
- les diatomées *Gyrosigma wormleyi* et *Fragilaria* sp. ;
- l'euglénophycée *Euglena anabaena* ;
- les chlorophycées *Pediastrum clatrathum* et *Pediastrum duplex* var. *typicum*.

L'ensemble de ces 12 espèces peut constituer jusqu'à 89% du biovolume total du phytoplancton. Statistiquement, certaines espèces de cyanobactéries comme *A. flos-aquae* var. *laxa*, *A. solitaria*, *M. glauca* et *O. irrigua* ne présentent aucune différence de biovolume entre les stations, les niveaux et les saisons. A l'inverse, les cyanobactéries *Ch. globosus*, *C. raciborskii*, *L. versicolor*, et les diatomées *G. attenuata* et *Fragilaria* sp. présentent des variations saisonnières marquées, mais pas entre stations et niveaux échantillonnés. Enfin les biovolumes de *P. clatrathum*, *P. duplex* var. *typicum* et *E. anabaena* varient significativement entre stations et niveaux et également entre saisons (sauf pour *P. duplex* var. *typicum*).

La cyanobactérie *C. raciborskii* présente un biovolume moyen annuel de 4,5 mm³/l (CV=77%). Ce biovolume suit une évolution cyclique (Fig. 34) marquée par des valeurs élevées de août à novembre (8,4 mm³/l).

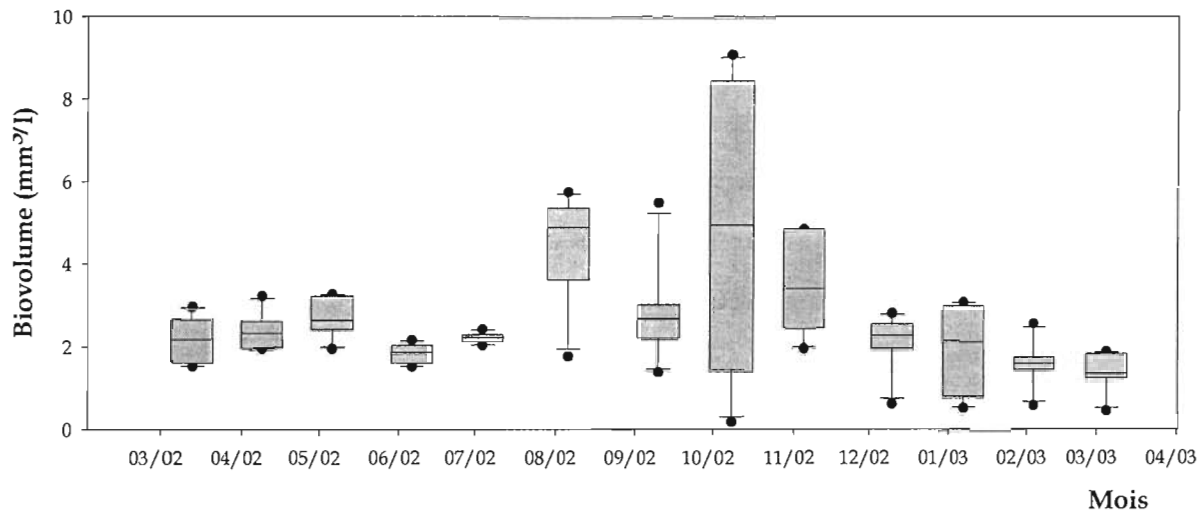


Figure 35 : Variation du biovolume de *Lyngbya versicolor* aux trois stations et aux deux profondeurs (surface et fond) au cours du cycle annuel

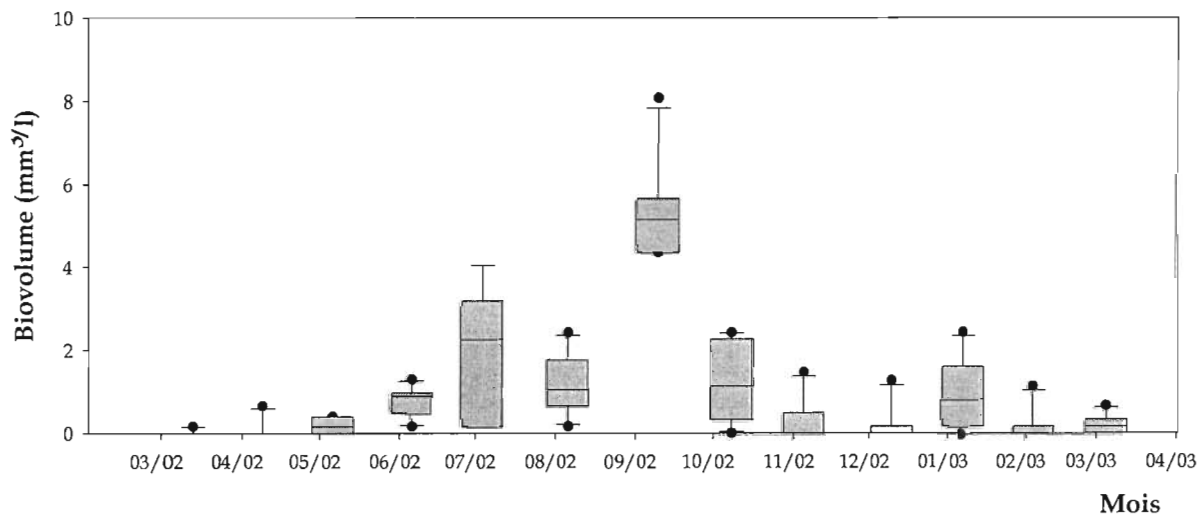


Figure 36 : Variation du biovolume de *Chroococcus globosus* aux trois stations et aux deux profondeurs (surface et fond) au cours du cycle annuel

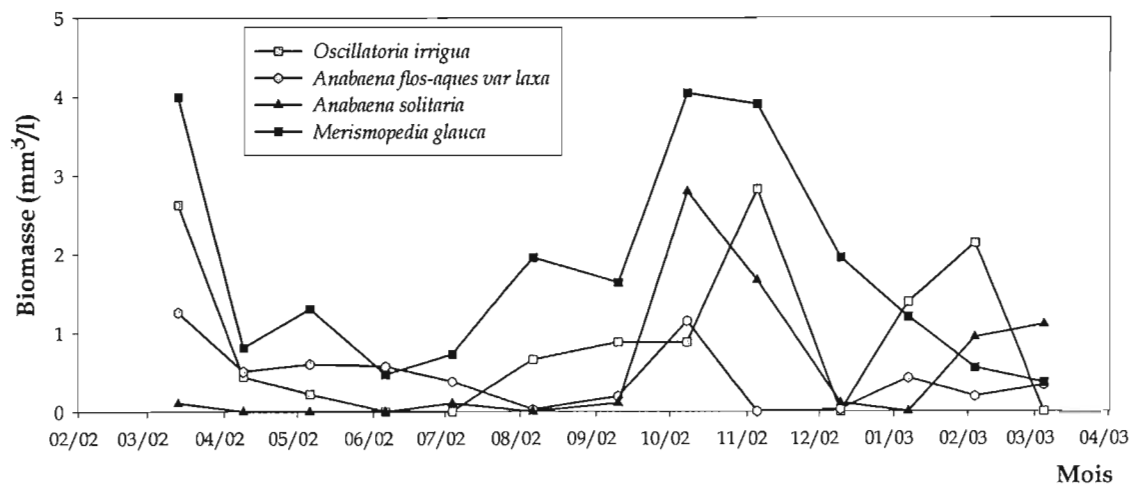


Figure 37 : Variation du biovolume moyen de 4 espèces de cyanobactéries au cours du cycle annuel

Le biovolume moyen de *Lyngbya versicolor* (Fig. 35) est de 2,6 mm³/l (CV= 57%), avec de fortes valeurs observées également de août à novembre (3,6 mm³/l). Hormis cette période, cette espèce évolue peu avec un biovolume relativement constant (entre 2,1 mm³/l et 2,3 mm³/l).

Avec un biovolume moyen faible d'environ 1 mm³/l (CV=157%), *Chroococcus globosus* est une cyanobactérie dont le développement se caractérise par une variation cyclique. Entre juillet et octobre, les biovolumes sont plus forts (2,4 mm³/l) comparés à ceux observés durant le reste de l'année (moyenne entre 0,26 et 0,43 mm³/l; Fig. 36).

D'autres espèces de cyanobactéries comme *A. flos-aquea* var. *laxa*, *A. solitaria*, *M. glauca* et *O. irrigua* se caractérisent par un optimum de biovolume entre octobre et novembre. En moyenne, le biovolume de ces espèces est faible, variant de 0,44 mm³/l à 1,8 mm³/l (CV de 87,5% à 199,8%) selon les espèces (Fig. 37).

Le biovolume de la diatomée *Fragilaria* sp. (Fig. 38) se caractérise par une variation cyclique bien marquée avec une valeur moyenne annuelle la plus élevée du cortège d'espèces dominantes (6,3 mm³/l, CV=77,3%). Les valeurs les plus élevées sont observées entre octobre et mars (5,4 à 10,6 mm³/l). Les faibles valeurs de biovolume sont rencontrées d'avril à septembre (3,3 mm³/l).

La deuxième espèce de diatomée, *Gyrosigma wormleyi*, non représentée en terme d'effectifs comme dominante selon nos critères, se caractérise par un biovolume moyen annuel nettement plus faible (2,6 mm³/l, CV=219,1%), avec une forte hétérogénéité de biovolume (Fig. 39). Cette espèce est surtout présente de mars à mai 2002 avec des biovolumes élevés (5,6 mm³/l). De juin à février, cette espèce est généralement absente de la colonne d'eau quelque-soit la station ou présente avec un biovolume très faible (0,29 à 1,1 mm³/l).

Parmi les chlorophycées, deux espèces du genre *Pediastrum* contribuent parfois à plus de 5% du biovolume du phytoplancton. Ces espèces présentent une variation spatio-temporelle de leur biovolume. Le biovolume de *P. clatrathum* (Fig. 40) est faible (en moyenne 0,85 mm³/l, CV=145%) avec des valeurs élevées surtout de mars à avril (2,1 mm³/l) à la station Large en surface. Concernant *P. duplexe* var. *typicum* la moyenne annuelle du biovolume est également faible avec 0,76 mm³/l (CV=208%).

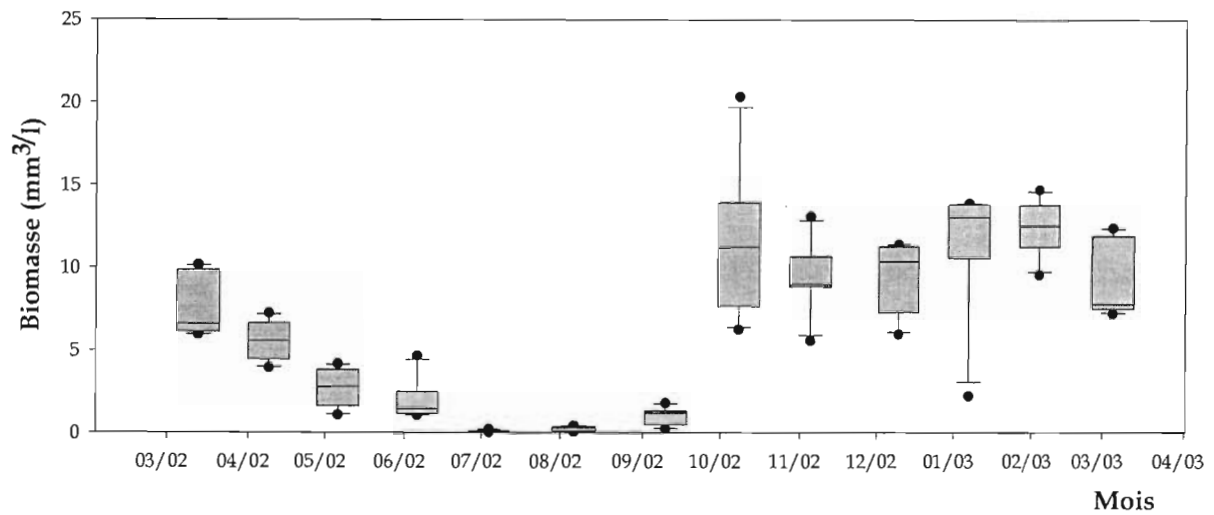


Figure 38 : Variation du biovolume de *Fragilaria* sp. aux trois stations et aux deux profondeurs (surface et fond) au cours du cycle annuel

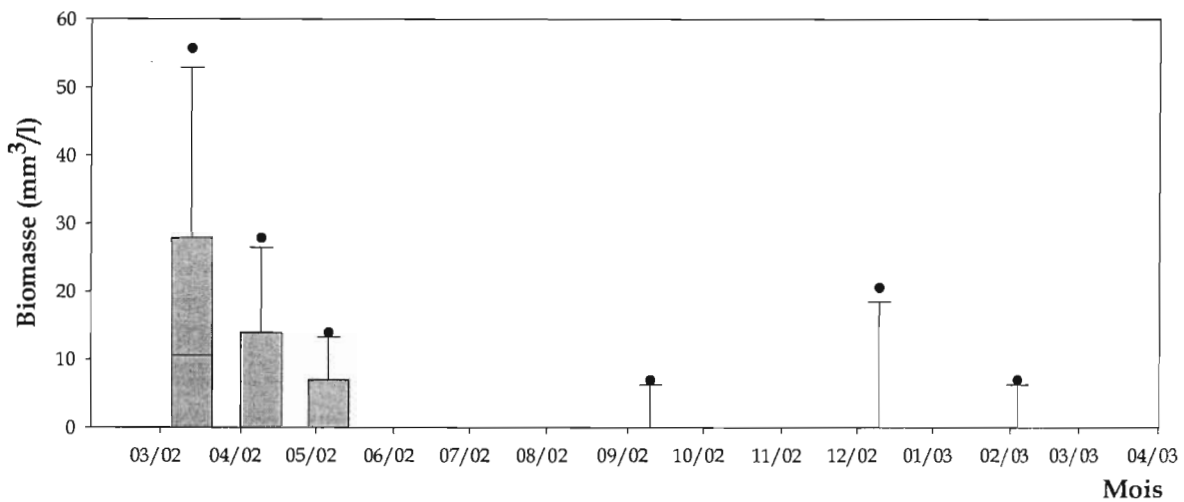


Figure 39 : Variation du biovolume de *Gyrosigma wormleyi* aux trois stations et aux deux profondeurs (surface et fond) au cours du cycle annuel

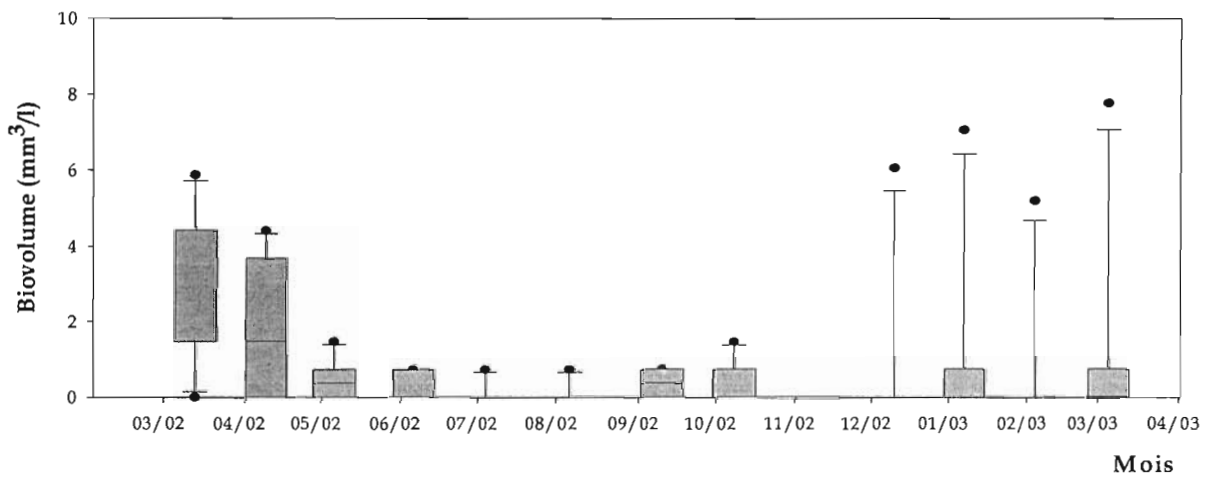


Figure 40 : Variation du biovolume de *Pediastrum clatrathum* aux trois stations et aux deux profondeurs (surface et fond) au cours du cycle annuel

Son évolution est également cyclique (Fig. 41) avec des valeurs plus élevées observées à la station Large au fond (5,3 mm³/l) en janvier.

Les Euglénophycées sont représentées en terme de biovolume par l'espèce *Euglena anabaena*. La moyenne annuelle du biovolume de cette espèce est faible (0,76 mm³/l avec un CV=207,8%). Son biovolume est très hétérogène (Fig. 42) avec les valeurs les plus élevées observées en novembre (11,4 mm³/l) et janvier (12,4 mm³/l) à la station Large au fond uniquement.

L'annexe 12 (page 144) récapitule les présences - absences des espèces dominantes et accompagnatrices aux trois stations et aux deux niveaux en terme de biovolume en fonction du temps (1 à 13 : mars 2002 à mars 2003 ; S et F : surface et fond).

- **Comparaison des méthodes d'estimation du compartiment phytoplancton**

La dynamique du phytoplancton a été étudiée à l'aide de trois types de descripteurs : l'abondance, le biovolume et la biomasse chlorophyllienne⁷.

La comparaison des résultats obtenus à partir de ces trois descripteurs au cours du cycle annuel (Fig. 43) montre une forte similitude des évolutions, avec des valeurs élevées observées à partir du mois de septembre. Les plus faibles valeurs sont notées d'avril à juillet. L'absence de corrélation de la chlorophylle a avec les deux autres variables s'explique par les fortes valeurs observées après décembre alors que l'abondance et les biovolumes spécifiques diminuent graduellement. Par contre, une corrélation nette existe entre l'abondance et le biovolume spécifique ($r^2 = 0,78$, $n=35$).

⁷ Le dosage de la chlorophylle a été réalisé par fluorométrie après extraction au méthanol du matériel phytoplanctonique recueilli sur filtre Whatman GF/F (Yentsch & Menzel 1963).

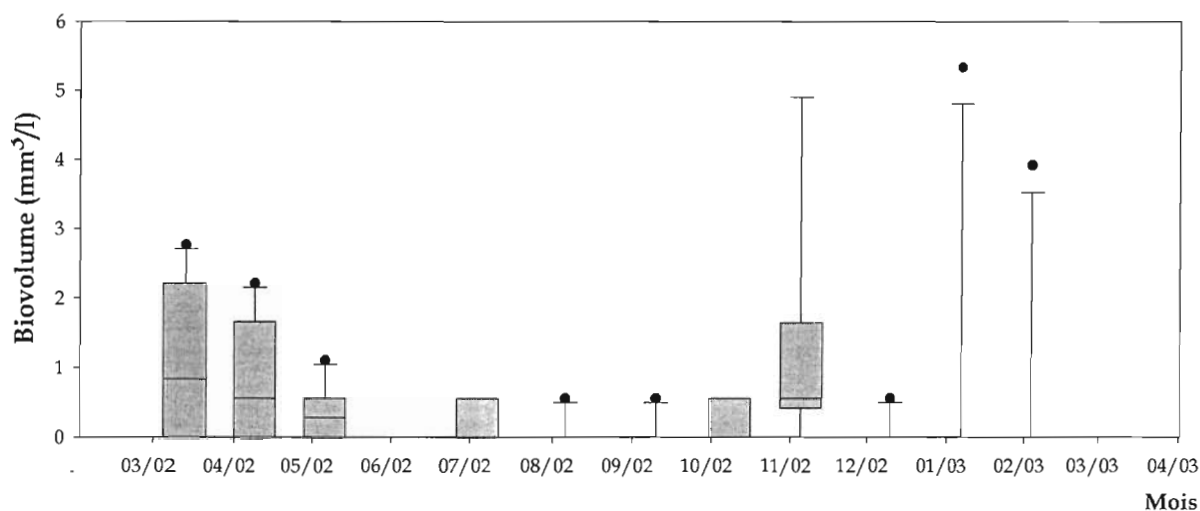


Figure 41 : Variation du biovolume de *Pediastrum duplexe* var. *typicum* aux trois stations et aux deux profondeurs (surface et fond) au cours du cycle annuel.

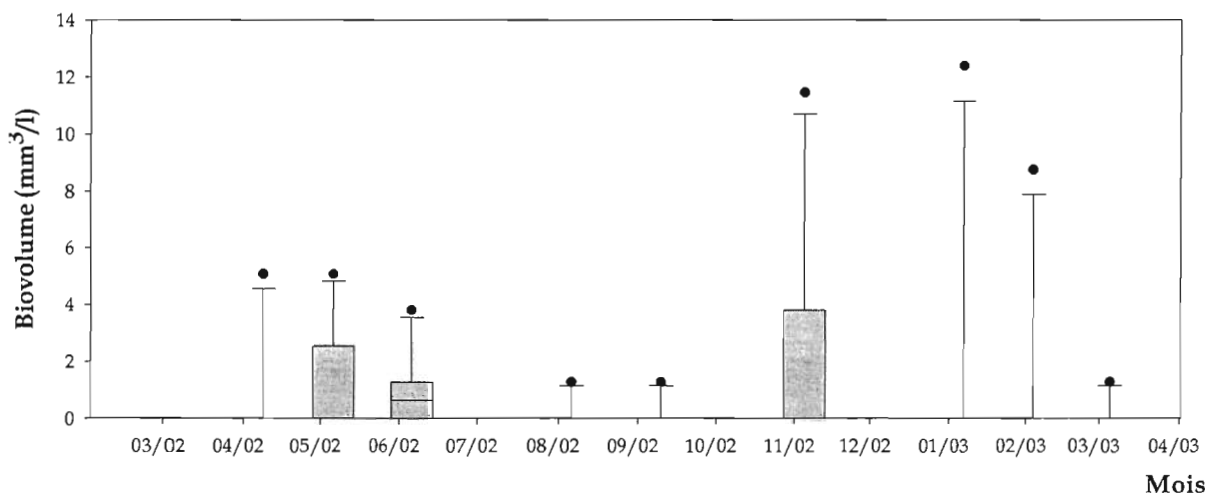


Figure 42 : Variation du biovolume de *Euglena anabaena* aux trois stations et aux deux profondeurs (surface et fond) au cours du cycle annuel

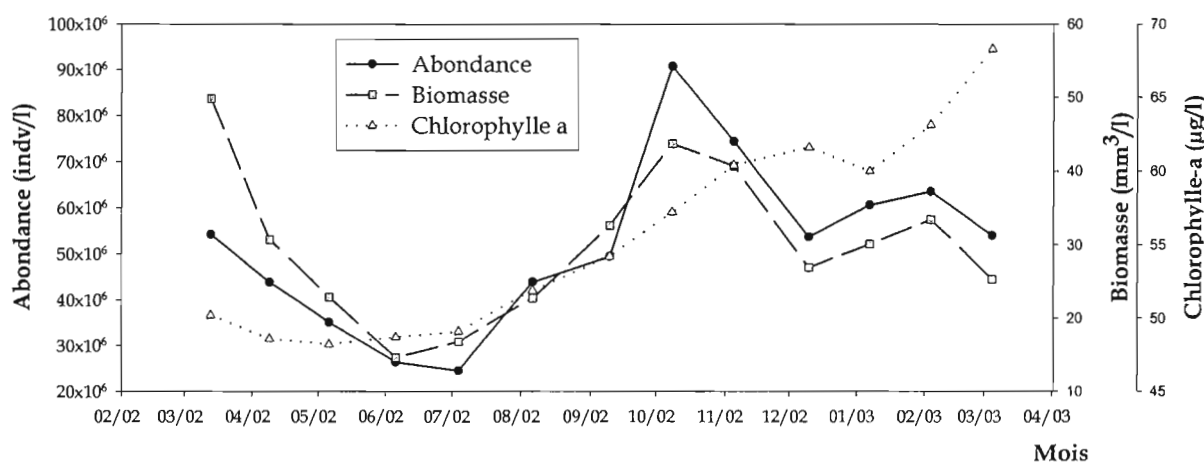


Figure 43 : Evolution du compartiment du phytoplancton au cours du cycle à partir des paramètres descriptifs (moyennes).

5-1-4 Variations spatiales du phytoplancton au niveau du lac de Guiers

Les variations spatiales du phytoplancton ont été suivies le long d'un transect sud-nord en mai 2003 (Fig. 44). L'abondance du phytoplancton est faible au Sud du lac, aux stations 1 et 2. Elle augmente vers la zone centrale pour se stabiliser ensuite plus au Nord du lac. La station la plus au Nord (station 12), proche du canal de la Taoué et des usines sucrières présente également une forte valeur de densité. La concentration de chlorophylle-a, mesurée directement *in situ* par la sonde fluoprobe bbe⁸, confirme la pauvreté relative en phytoplancton de la partie Sud du lac. Malgré une tendance proche entre les deux courbes, aucune corrélation significative n'existe entre les deux descripteurs ($r^2 = 0,52$, $p=0,125$).

La composition générale du phytoplancton, observée dans la zone centrale du lac, se retrouve au niveau du transect (stations 4 et 7) avec une dominance des cyanobactéries et des diatomées (Fig. 45). Les espèces se distribuent différemment selon les stations. Au sud du lac, le phytoplancton n'est composé que de 26 à 35 % de cyanobactéries. L'espèce *C. raciborskii* ne représente que 22,4% des effectifs totaux. Le pourcentage de cyanobactéries augmente de 45 à 50% dans la zone centrale, à aux stations 4 et 7. La contribution des cyanobactéries est stable dans la partie Nord (autour de 41%) avec toutefois une faible valeur à la station 11.

Les diatomées forment l'essentiel du phytoplancton dans la partie Sud du lac (de 39 à 60% selon les stations) ainsi que dans la partie Nord avec un pourcentage pouvant atteindre également 60% à la station 8. C'est dans la zone centrale (stations 4 et 7) que la contribution des diatomées est la plus faible (46 à 48 %). Avec des effectifs plus faibles que les deux classes précédentes, les chlorophycées sont mieux représentées à l'extrême Sud du lac et dans la zone Nord. Trois autres classes sont nettement plus représentées dans la zone Sud du lac : les zygnématophycées, les dinophycées et les euglénophycées.

Les espèces répertoriées le long du transect présentent les mêmes effectifs que celles des espèces dominantes rencontrées lors du cycle annuel dans la zone centrale (Fig. 46). Les deux espèces de cyanobactéries *C. raciborskii* et *L. versicolor* sont plus abondantes dans la zone centrale que dans la zone Sud et Nord. Il est à noter que des effectifs plus importants de *L. versicolor* par rapport à ceux de *C. raciborskii* sont notés au Nord du lac.

⁸ La sonde Fluoprobe bbe a pour propriété d'émettre une certaine gamme de longueur d'onde et de recevoir en retour la fluorescence émise dans différents canaux correspondants à 4 groupes d'algues différenciés. Plus d'informations voir LÉBOULANGER *et al* (2002).

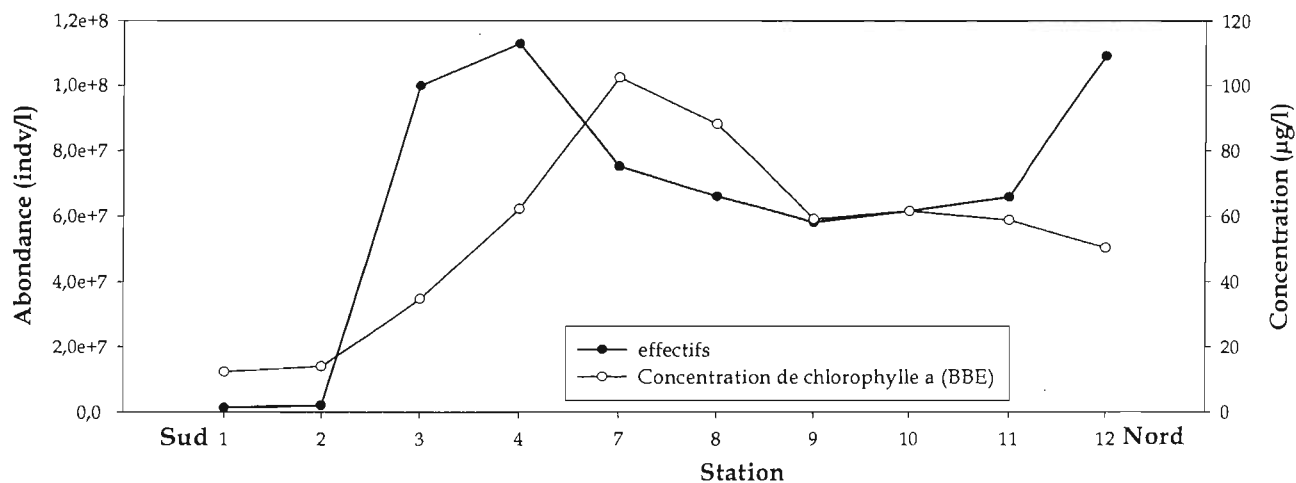


Figure 44 : Variation de l'abondance du phytoplancton total le long du transect sud-nord (voir carte).

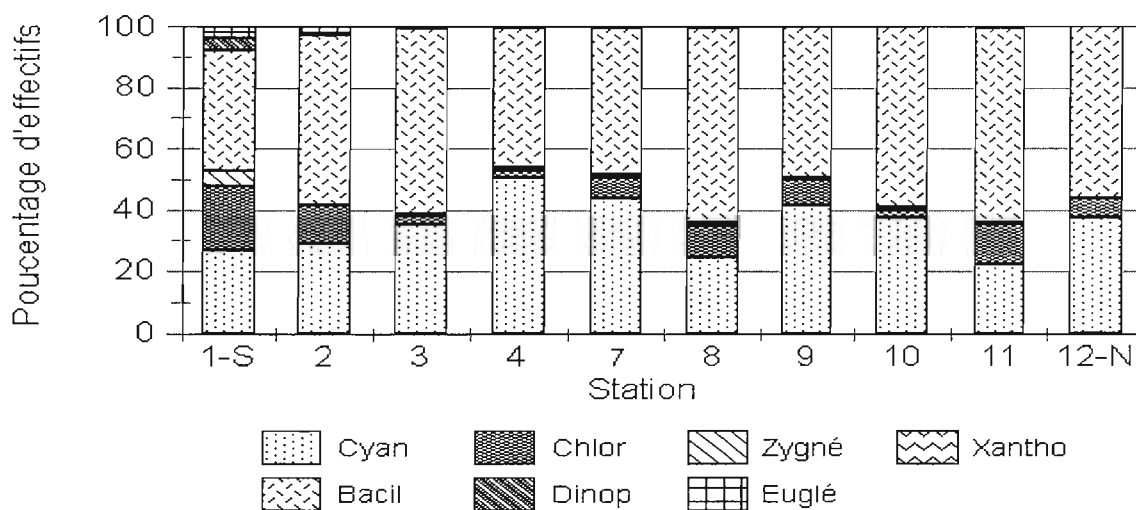


Figure 45 : Composition du phytoplancton le long de la radiale sud-nord.

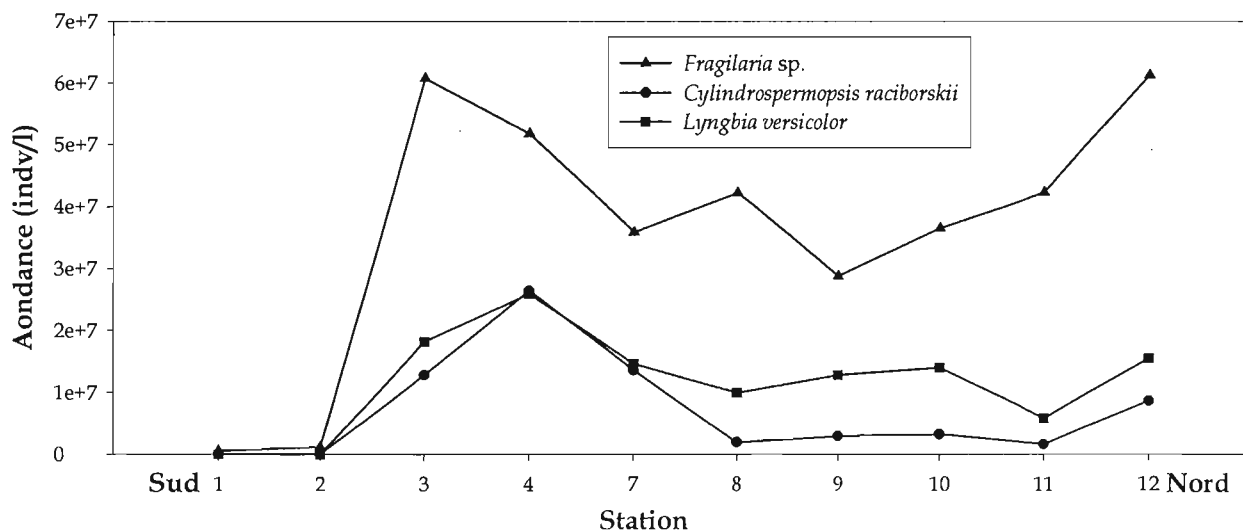


Figure 46 : Evolution de l'abondance des trois espèces dominantes de phytoplancton le long de la radiale sud-nord.

L'espèce *C. raciborskii* semble trouver son optimum de croissance et de développement dans la partie centrale du lac (station 4). La diatomée *Fragilaria* sp. est prépondérante tout au long du transect avec des densités plus faibles au centre du lac (station L) et en aval de la partie Nord (station 9).

Conclusion : La composition générale du phytoplancton, observée dans la zone centrale du lac, se retrouve au niveau de la radiale aux stations 4 et 7 avec une dominance des cyanobactéries et des diatomées. L'abondance du phytoplancton est plus faible au sud du lac. Elle augmente vers la zone centrale pour se stabiliser ensuite plus au nord du lac. Les cyanobactéries sont abondantes dans la zone centrale alors que les diatomées sont plus abondantes au sud et au nord du lac.

5-1-5 Les groupes fonctionnels au sein du phytoplancton

A côté des classifications taxonomiques déterminées classiquement par la morphologie des organismes, la notion de groupes fonctionnels développée par REYNOLDS (1988) et REYNOLDS *et al.* (2002) est basée sur la représentation d'espèces phytoplanctoniques ayant des fonctions et des effets similaires sur les processus de l'écosystème ou des réponses similaires aux pressions environnementales. Ces auteurs ont déterminé 31 associations reconnaissables par un code alphanumérique dont les lettres reflètent des changements saisonniers.

5-1-5-1 Composition des groupes fonctionnels

Au niveau du lac de Guiers, la structure des assemblages d'espèces phytoplanctoniques, à partir des espèces définies comme dominantes (voir Matériel et Méthodes) se caractérise par 11 groupes fonctionnels (Tableau 4) selon les critères de REYNOLDS *et al.* (2002).

Tableau 4 : Les principaux groupes fonctionnels du lac de Guiers identifiés selon les critères de Reynolds et al. (2002).

	Codon	Habitat	Tolérance	Sensibilité
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	Sn	strate d'eau chaude et mélangée	lumière et azote déficients	fort courant
<i>Anabaena miniata</i>	H1		azote faible	brassage et lumière faible
<i>Lyngbya versicolor</i>	S	strate d'eau turbide et mélangée	lumière déficiente	fort courant
<i>Fragilaria</i> sp.	P	épilimnion eutrophe	lumière moyenne Et déficiente en carbone	stratification chute de Si
<i>Chroococcus globosus</i> <i>Chroococcus limneticus</i> <i>Chroococcus turgidus</i>	X2	lacs mésotrophes, clairs et mélangés	stratification	Mélange Filtration
<i>Microcystis aeruginosa</i>	L _M	épilimnion des lacs eutrophes	teneur en carbone très faible	Brassage
<i>Rhabdoderma lineare</i>	K	strate d'eau moins riche en nutriments		brassage profond
<i>Merismopedia glauca</i> <i>Merismopedia tenuissima</i> <i>Merismopedia warmingiana</i>	Lo	lacs mésotrophes	nutriments peu élevés	déficiência en CO ₂ prolongée ou brassage profond
<i>Monoraphidium circinalis</i> <i>Tetraedron caudatum</i> <i>Tetraedron muticum</i>	X1	strate d'eau chaude riche et mélangée	stratification	déficiência en nutriments Filtrage Phagotrophie
<i>Oocystis lacustris</i>	F	épilimnion transparent	nutriments peu élevés forte turbidité	déficiência en CO ₂
<i>Scenedesmus magnus</i>	J	lacs, étangs et rivières peu profonds et riches		eau transparente, azote faible

Parmi ces groupes fonctionnels, 7 groupes réunissent les cyanobactéries (**Sn**, **H1**, **S**, **X2**, **L_M**, **K** et **Lo**), 1 groupe pour la diatomée dominante (**P**), et 3 groupes pour les chlorophycées (**X1**, **F** et **J**). Le groupe **S** avec *Lyngbya versicolor* regroupe les cyanobactéries filamenteuses capable de s'adapter à la lumière. Le groupe **Sn** défini récemment par PADISÁK & REYNOLDS (1998) caractérise le genre *Cylindrospermopsis*, souvent associé à des écosystèmes pauvres en azote (présence / absence d'hétérocystes terminaux), tolérants aux mélanges verticaux le différenciant ainsi des autres Nostocales mais sensible au courant et à la destratification. Le groupe **L_M** représenté par l'espèce *Microcystis aeruginosa* est rencontré dans des lacs eutrophes, tolérant les teneurs très faibles en carbone mais sensible au mélange et à la stratification lumineuse même faible. Le groupe **Lo** se réfère au départ à l'association *Peridinium-Woronichina* dans des lacs mésotrophes stratifiés associant également des cyanobactéries comme *Merismopedia* plutôt eurytrophique ; cet assemblage mérite des éclaircissements selon REYNOLDS et al. (2002). Le groupe **P**, renfermant

l'unique Bacillariophycée *Fragilaria* sp., est caractéristique des eaux eutrophes, avec des organismes tolérant la lumière faible et sensible à la stratification et à la réduction de la teneur en Si.

Les cyanobactéries coloniales du genre *Chroococcus* peuvent être représentées par le groupe X2. Celui-ci est caractéristique des réservoirs méso-eutrophes, peu profonds, tolérant la stratification mais pas les mélanges verticaux.

Le groupe F représenté par l'espèce *Oocystis lacustris* est caractéristique des eaux claires, tolérant à la turbidité et aux faibles teneurs en nutriments. Le groupe J, comprenant *Scenedesmus magnus* est présent dans les lacs eutrophes peu profonds ou au niveau des étangs et rivières, sensible aux faibles intensités lumineuses. Le groupe X1 est représenté par *Monoraphidium circinalis*, *Tetraedron caudatum* et *Tetraedron muticum*. Ce groupe est rencontré dans des habitats riches, peu profonds et à couche mélangée, tolérant aussi de faible stratification.

5-1-5-2 Dynamique saisonnière des groupes fonctionnels

Aucune différence significative d'abondance n'existe entre les stations et les niveaux pour les différentes espèces composant ces groupes fonctionnels. Ainsi, une moyenne des effectifs par stations et niveaux échantillonnés a été choisie pour suivre l'évolution des groupes fonctionnels au cours du temps (Fig. 47). Sur l'ensemble des 11 groupes déterminés, 4 groupes caractérisent le phytoplancton avec une contribution moyenne individuelle supérieure à 5%. Ce sont les groupes P (44,9%), Sn (22,4%), S (17,8%) et Lo (6,5%). Ces 4 groupes fonctionnels, au cours du cycle annuel, dominent les assemblages phytoplanctoniques avec 91,5%. Si la contribution du groupe Lo reste peu variable au cours du temps (ANOVA, $p=0,619$), celle des trois autres groupes varie significativement (ANOVA, Bonferroni, $p=0,001$). Ainsi, le groupe P avec *Fragilaria* sp. domine de octobre à mars formant 62,0%. Quant aux groupes Sn et S, regroupant en particulier *C. raciborskii* et *L. versicolor*, ils dominent entre juillet et octobre et contribuent jusqu'à 61,3% du phytoplancton. Lors des phases de dominance du groupe P, les groupes Sn et S deviennent minoritaires et contribuent pour 29,0% d'octobre à mars et 34,8% d'avril à juin. Ces variations annuelles apparaissent évidentes car dans notre étude les trois groupes fonctionnels dominants ne sont représentées que par une seule espèce dominante.

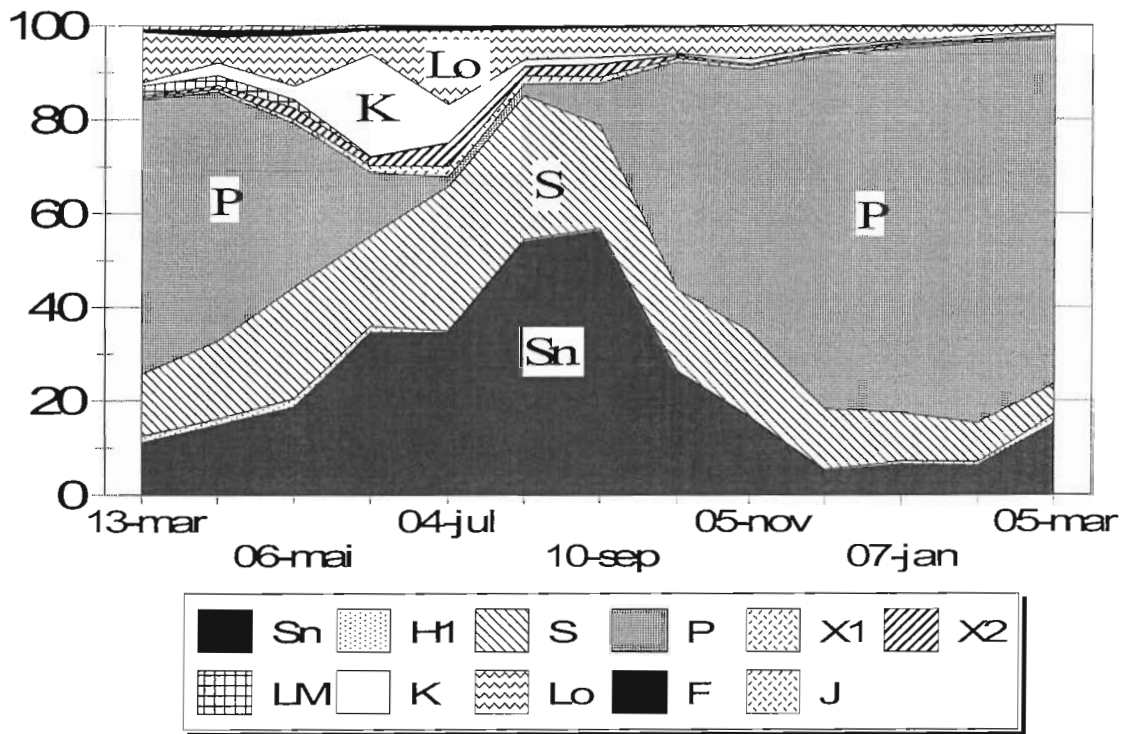


Figure 47 : Evolution du pourcentage d'effectif des différents groupes fonctionnels dans la communauté phytoplanctonique.

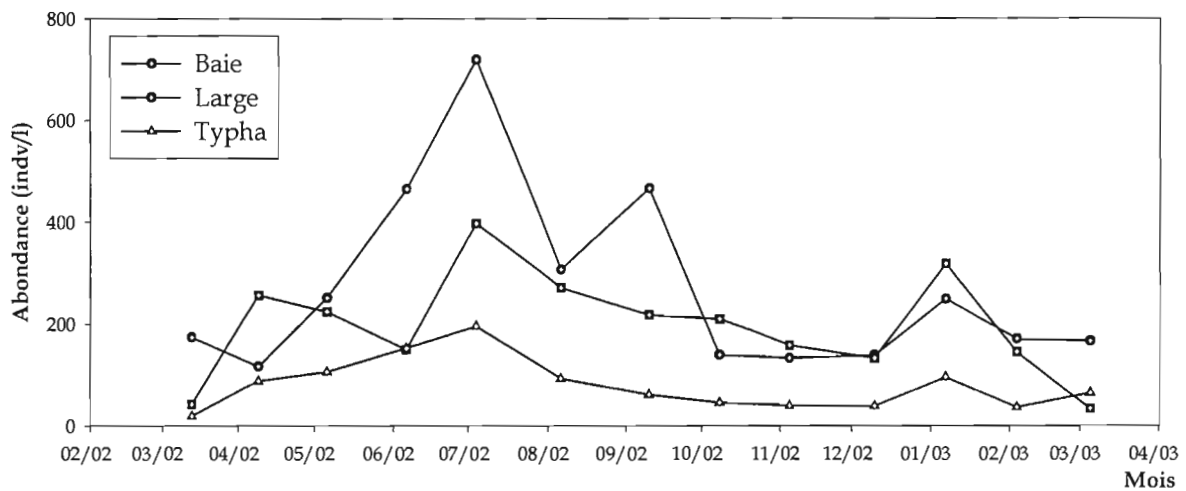


Figure 48 : Variation de l'abondance du zooplancton total aux trois stations.

Conclusions : La structure des assemblages d'espèces phytoplanctoniques, à partir des espèces dominantes, se caractérise par 11 groupes fonctionnels dont 4 groupes dominants (P, S, Sn et L0). La contribution des groupes S, Sn et P varient au cours du temps. Le groupe P avec *Fragilaria* sp. domine de octobre à mars. Quant aux groupes Sn et S, regroupant en particulier *C. raciborskii* et *L. versicolor*, ils dominent entre juillet et octobre. Lors des phases de dominance du groupe P, les groupes Sn et S deviennent minoritaires et inversement.

5-1-6 Relations entre phytoplancton et variables environnementales et biologiques

La prédominance d'une espèce au sein de la communauté phytoplanctonique dépend d'un grand nombre de facteurs, incluant des variables physiques (comme la stabilité hydrodynamique de la colonne d'eau), chimiques (comme les sels nutritifs) et biologiques (comme le broutage et la compétition).

5-1-6-1 Compartiment zooplanctonique

Le suivi du compartiment zooplanctonique (effectif, biomasse, broutage des principaux groupes zooplanctoniques) a été réalisé dans les mêmes stations et à la même périodicité par Samba Ka.

Quarante huit espèces de zooplancton ont été recensées: 24 espèces de rotifères, 10 espèces de cyclopidés et 7 espèces de calanides composant les copépodes, et 7 espèces de cladocères. D'autres invertébrés, des larves d'insecte (*Chaoborus anomalus*, *Chironomus* sp.), 1 notonecte, 1 hydracarien, 1 puce d'eau et des larves de poisson (2 espèces) et 1 ostracode ont été également observés. Dans cette étude, seuls les rotifères, les copépodes et les cladocères sont pris en compte.

Le zooplancton présente des différences significative d'effectifs selon la station (ANOVA, Bonferroni, $p=0,001$). Les stations Baie et Large présentent les plus fortes abondances (en moyenne 271 et 201 indiv/l, respectivement) et les plus faibles à la station Typha (79 indiv/l). Les abondances en zooplancton montrent également des variations annuelles marquées (ANOVA, Bonferroni, $p=0,023$) avec des valeurs plus élevées de mai à septembre (260 indiv/l ; Fig. 48). Les abondances sont minima entre octobre et avril (138 à 154 indiv/l) à la station Typha. L'étude de la radiale nord-sud du lac révèle une abondance plus importante du zooplancton dans la partie sud qu'au centre et au nord du lac avec des espèces dominantes différentes.

Au niveau des groupes, les rotifères sont les mieux représentés en terme d'effectifs (50,2%) suivis des cladocères (34,6%) et des cyclopidés (23,8%). Seuls les cyclopidés ne présentent pas une variation saisonnière de leurs effectifs (*ANOVA*, $p=0,082$); toutefois, ce groupe varie suivant les stations (*ANOVA*, *Bonferroni*, $p=0,019$) avec des effectifs plus élevés à la station Typha (48,4%) qu'aux 2 autres stations (16,4 à 25,9%). Les effectifs des rotifères présentent une variation spatio-temporelle (*ANOVA*, *Bonferroni*, $p=0,035$; $p=0,022$). Les forts pourcentages de rotifères sont rencontrés aux stations Large (76,1%) et Baie (71,3%) comparés à la station Typha (58,5%). Ce groupe domine également de octobre à mai (72,1 à 76,5%), puis diminue de juillet à septembre (57,3%). Si les effectifs des cladocères ne varient pas entre les stations (*ANOVA*, $p=0,579$), les effectifs montrent une variation saisonnière marquée, avec une meilleure représentation entre octobre et mars (23,1%) comparée à celle observée de avril à septembre (entre 2,3 et 3,9%).

Une évolution comparée des effectifs des 3 espèces dominantes du phytoplancton et des effectifs du zooplancton est présentée à la figure 49. L'optimum des effectifs du zooplancton est observé en juillet au moment où les effectifs des 2 espèces de cyanobactéries sont encore faibles. Toutefois aucune corrélation n'existe entre les effectifs du zooplancton et ceux de *C. raciborskii* ($r= 0,29$, $p=0,328$) ou de *L. versicolor* ($r=0,34$, $p=0,244$). A l'inverse, le minimum de développement de la diatomée *Fragilaria* sp. entre juin à septembre correspond également à la période où le zooplancton est à son maximum de croissance. Puis en octobre les deux cycles s'inversent. Le développement de la diatomée apparaît liée à l'impact du zooplancton, expliqué par la corrélation négative existant entre les effectifs du zooplancton et ceux de la diatomée ($r= -0,77$, $p=0,002$ pour la station Large ; $r= -0,69$, $p=0,008$ pour la station Baie et $r= -0,72$, $p=0,005$ pour la station Typha).

5-1-6-2 Variables physiques et chimiques

Le suivi des variables physico-chimiques au lac de Guiers a été réalisé dans les mêmes stations et à la même périodicité. Cette étude environnementale a été abordée par Seyni Sané, l'un des trois étudiants réalisant également sa thèse au sein de l'UR FLAG. Les résultats obtenus montrent que pour l'ensemble des variables physiques et chimiques étudiées, aucune différence significative n'a été décelée entre les niveaux échantillonnés.

La vitesse des vents atteint une valeur moyenne de 3 m/s au cours de l'étude avec des maxima en mars (4,7 m/s) et des minima en octobre-novembre (1,3 m/s). La direction des vents varie également de manière significative. La composante nord est majoritaire

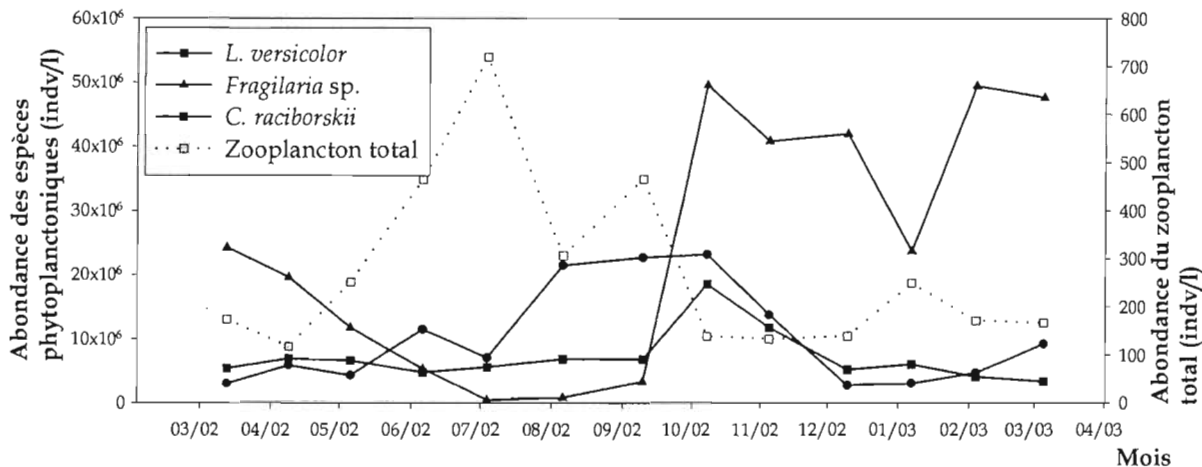


Figure 49 : Evolution comparée de la moyenne de l'abondance du zooplancton et des trois espèces dominantes de phytoplancton au cours du cycle annuel à la station Baie.

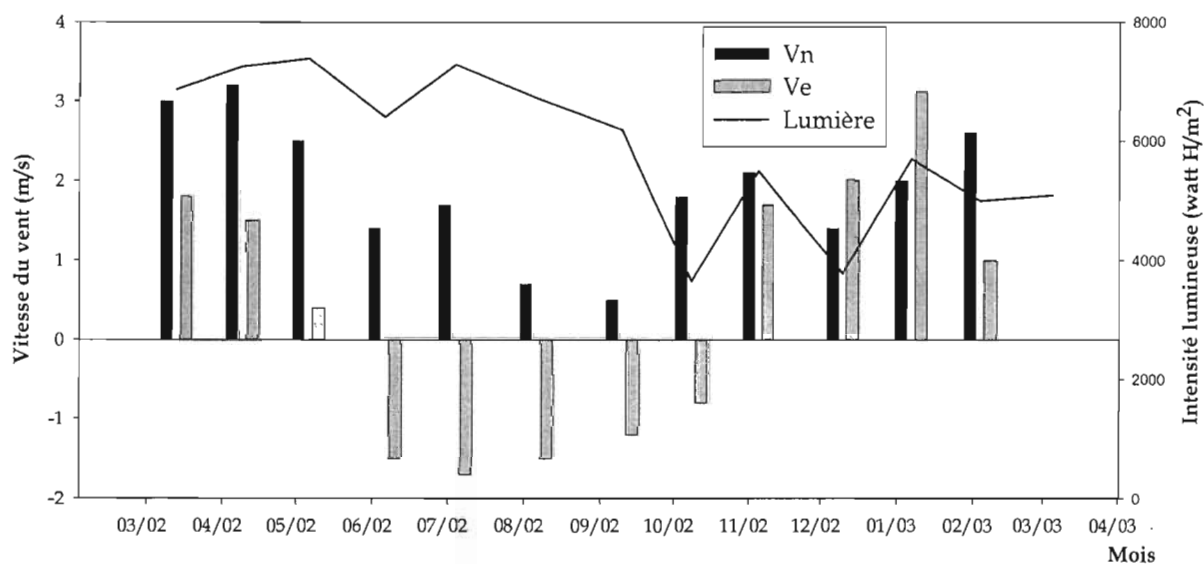


Figure 50 : Evolution de la vitesse et de la direction du vent (composante Nord et composante Est) et de l'intensité de la lumière (irradiance totale).

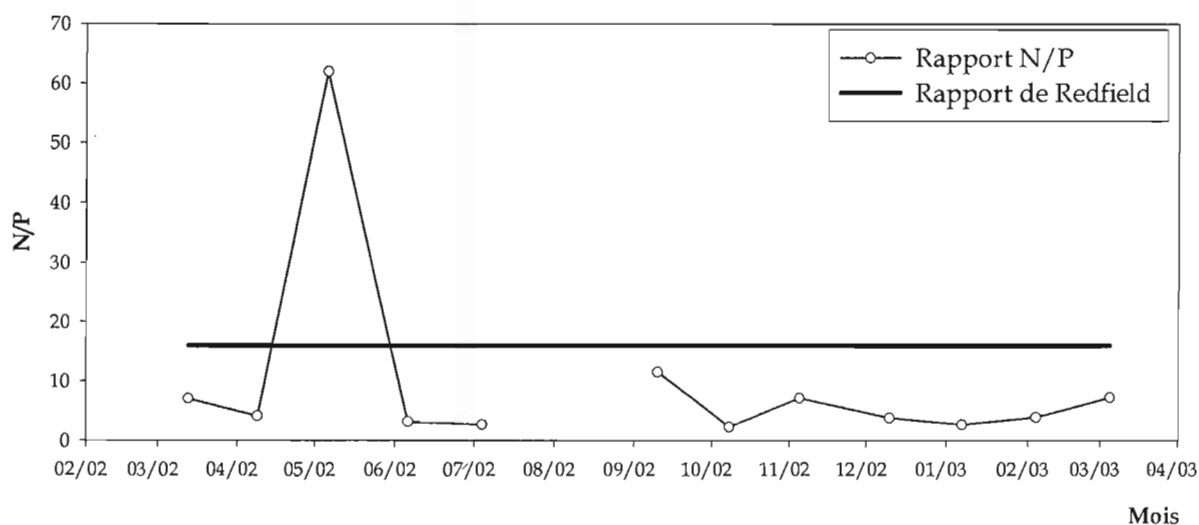


Figure 51 : Variation du rapport N/P (moyenne des trois stations) par rapport à celui de Redfield.

(Alizés) avec une direction est marquée d'octobre à mai et une composante ouest de juin à septembre (Fig. 50). En raison de l'orientation générale du lac (nord-est ; sud-ouest), la composante nord-est crée en particulier un hydrodynamisme marqué avec un brassage quotidien de la colonne d'eau et donc une remontée des sels nutritifs issue de l'interface eau-sédiment. L'irradiance totale varie entre 3658 Wh/m²/j en décembre et 7388 Wh/m²/j en juillet. La température des eaux varie de 19,1 à 30,6°C, avec des maxima entre juillet et octobre (29,5°C en moyenne) et des minima à partir de novembre. Le pH varie de 6,59 à 8,63 tandis que l'alcalinité fluctue entre 0,92 et 1,22 meq/l. Ces deux variables ont leurs maxima entre juillet et octobre, coïncidant également aux plus forts biovolumes des cyanobactéries. Cependant, à l'échelle spatiale du lac, les valeurs les plus élevées pour ces deux paramètres sont observées au niveau de la partie Sud du lac. Les valeurs de conductivité oscillent entre 125 et 308 µS/cm avec d'importantes variations spatio-temporelles. Les valeurs sont plus fortes entre juillet et octobre. La partie Sud du lac présente les valeurs maximales lors de l'étude spatiale nord-sud avec des valeurs proches de 390 µS/cm. Les teneurs en éléments nutritifs analysées (nitrate, ammoniacque et phosphate) sont peu élevées toute l'année, toujours inférieures à 1 µmol/l. Ces concentrations en éléments nutritifs sont très faibles dans la partie Sud par rapport aux valeurs observées au centre et au Nord du lac, suggérant une consommation importante des nutriments par les macrophytes fortement représentées dans la partie Sud.

Les valeurs du rapport N/P dissous sont faibles et nettement inférieures au rapport de Redfield (N/P=16 ; REDFIELD, 1934) suggérant une limitation de l'azote dans les eaux du lac de Guiers (Fig. 51). Les quantités de matières en suspension varient de 14,2 à 80,6 mm³/l alors que les concentrations en chlorophylle -a varient entre 24,7 à 74,7 µg/l. Ces 2 variables présentent leurs minima de juillet à octobre avant une augmentation de leurs valeurs de novembre à mars en fin de saison sèche.

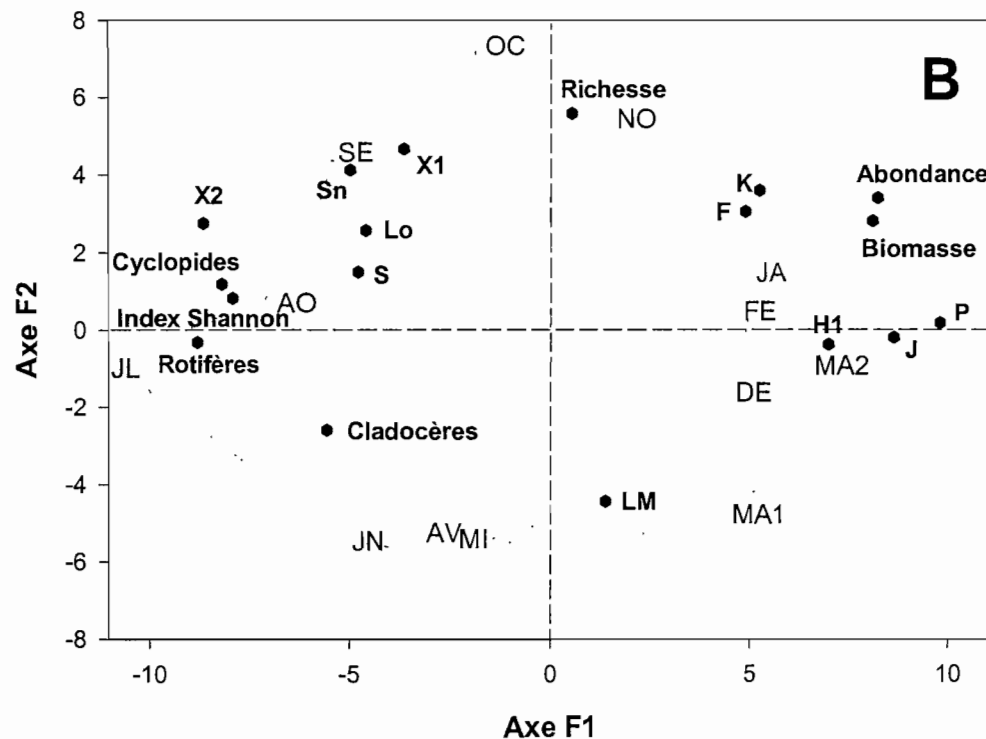
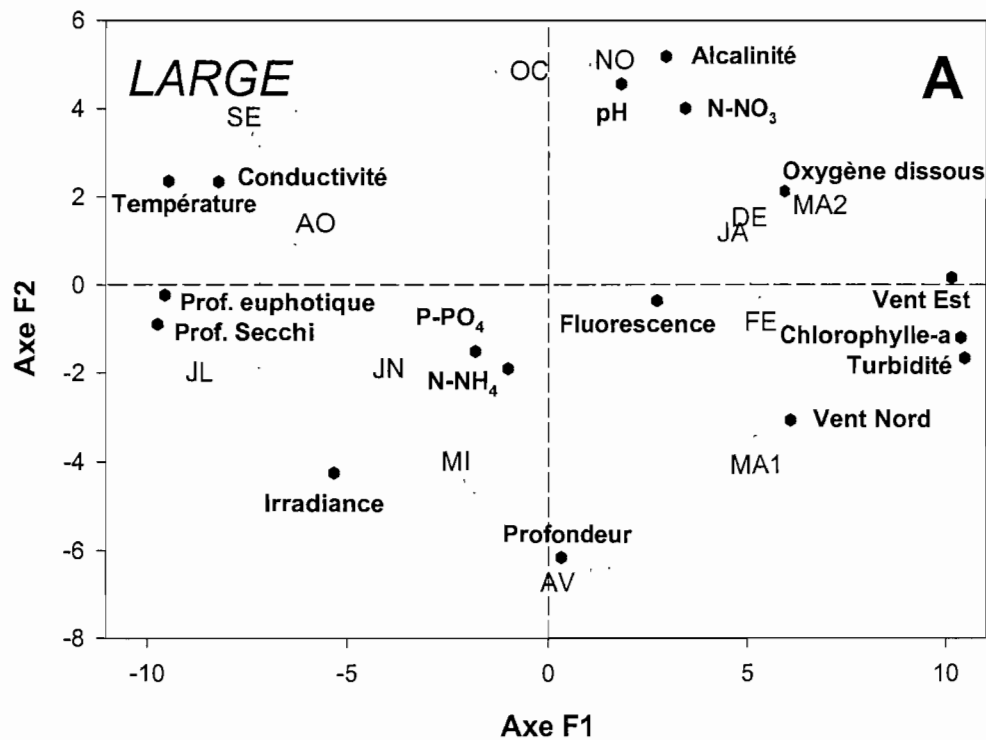


Figure 52 : Analyse de co-inertie (Station large). (A) : Position des paramètres environnementaux dans le plan de la co-inertie F1 x F2 avec la position des échantillonnages mensuels dans le même plan F1 x F2 environnemental. (B) Position des variables biologiques dans le plan de la co-inertie F1 x F2 avec la position des échantillonnages mensuels dans le même plan F1 x F2 biologique (JA : janvier ; DE : décembre ; MA1 : mars 2002 ; MA2 : mars 2003).

5-1-6-3 Analyses des données par la co-inertie

Pour tenter de synthétiser les informations recueillies, une analyse en co-inertie a été réalisée pour chaque station.

Dans un premier temps, par station, deux Analyses en Composantes Principales (ACP) sur les variables environnementales et biologiques ont été réalisées sur l'ensemble des données (13 prélèvements, 17 paramètres environnementaux, 18 variables biologiques). Compte tenu de l'absence de différence significative entre les deux niveaux échantillonnés, la moyenne des deux valeurs a été effectuée pour cette étude. Les informations fournies par les deux premiers axes de chaque plan factoriel formaient plus de 80% de la variabilité totale (89,8% pour la station Large ; 86,8% pour la station Baie et 80,7% pour la station Typha).

Dans un deuxième temps, les analyses de co-inertie ont été menées sur les informations fournies par les deux premiers axes de l'ACP précédente. Pour une station donnée, chaque plan factoriel de la co-inertie (un plan par table ; deux tables : la table environnementale et la table biologique) explique la variance d'une table par rapport à l'autre, et vice versa. Par exemple pour la station Large, la table environnementale explique 54,3 % de la variance et la table biologique explique 61,1 % de la variance. Le test de permutation de Monte-Carlo étant significatif ($p=0,001$), l'analyse de la co-inertie peut démontrer l'existence d'un lien et d'une éventuelle co-structure entre les variables environnementales et les paramètres biologiques.

Les plans factoriels A de chaque figure (Figs. 52 ; 53 ; 54) représentent la position des variables environnementales entre elles en fonction des paramètres biologiques. Pour les deux stations d'eau libre (Large et Baie), on observe une opposition nette sur l'axe horizontal F1, entre d'une part la température, la conductivité, l'irradiance, la profondeur euphotique et la profondeur du disque de Secchi (à gauche de l'axe F1), et d'autre part les variables Vent est, chlorophylle-a, turbidité et oxygène dissous (à droite de l'axe F1). Le second axe F2 est moins informatif opposant l'alcalinité et le pH avec la profondeur, suggérant une activité photosynthétique intense lors des faibles profondeurs. Il faut noter également la faible contribution des sels nutritifs dans le plan factoriel (position des variables au centre du plan). Pour la station Typha (protégée par les typhas), la turbidité n'est plus une variable corrélée à l'axe F1 alors que les sels nutritifs N-NH₄ et P-PO₄ sont en opposition nette avec l'oxygène dissous, l'alcalinité et le pH, mettant en évidence une

consommation intense des nutriments lors des fortes activités photosynthétiques. Ces résultats montrent également que les teneurs en chlorophylle *a* sont corrélées avec la fluorescence lors des faibles valeurs de profondeur du Secchi et des faibles valeurs d'irradiance.

Les plans factoriels B de chaque figure (Figs. 52 ; 53 ; 54) représentent la position des paramètres biologiques en fonction des variables environnementales. Il existe une nette opposition entre le groupe **P** (*Fragilaria* sp.) associé aux abondances et biovolumes et les groupes de cyanobactéries **S** et **Sn** (*C. raciborskii* et *L. versicolor*). L'ensemble de ces relations est moins marqué à la station Typha par rapport aux deux stations d'eau libre. Le groupe fonctionnel **Lm** (*Microcystis aeruginosa*) est marginalisé par rapport aux autres groupes fonctionnels de cyanobactéries, généralement opposé aux variables alcalinité et pH, et donc aux fortes activités photosynthétiques. On observe également une nette opposition entre d'une part, la richesse spécifique et l'indice de Shannon, et d'autre part le groupe **P**, en particulier pour les stations Baie et Typha.

Les trois groupes zooplanctoniques Rotifères, Cladocères et Copépodes sont fortement corrélés entre eux, en présence des cyanobactéries des groupes fonctionnels **S** et **Sn** et en opposition avec la présence du groupe **P**. Ces relations sont moins nettes à la station Typha.

Enfin sur chaque plan factoriel des 3 stations, la position du centroïde des différents mois échantillonnés met en évidence un cycle annuel saisonnier remarquable des différentes variables environnementales et paramètres biologiques. On observe un modèle spatial et saisonnier marqué dans la distribution des différentes espèces phytoplanctoniques, avec par exemple des conditions optimales apparentes de croissance pour les deux cyanobactéries (groupes **Sn** et **S**) d'août à octobre pour les 3 stations. Pour l'espèce *Fragilaria* sp. (groupe **P**), les conditions optimales de croissance semblent réunies entre décembre et mars et ceci pour les trois stations étudiées.

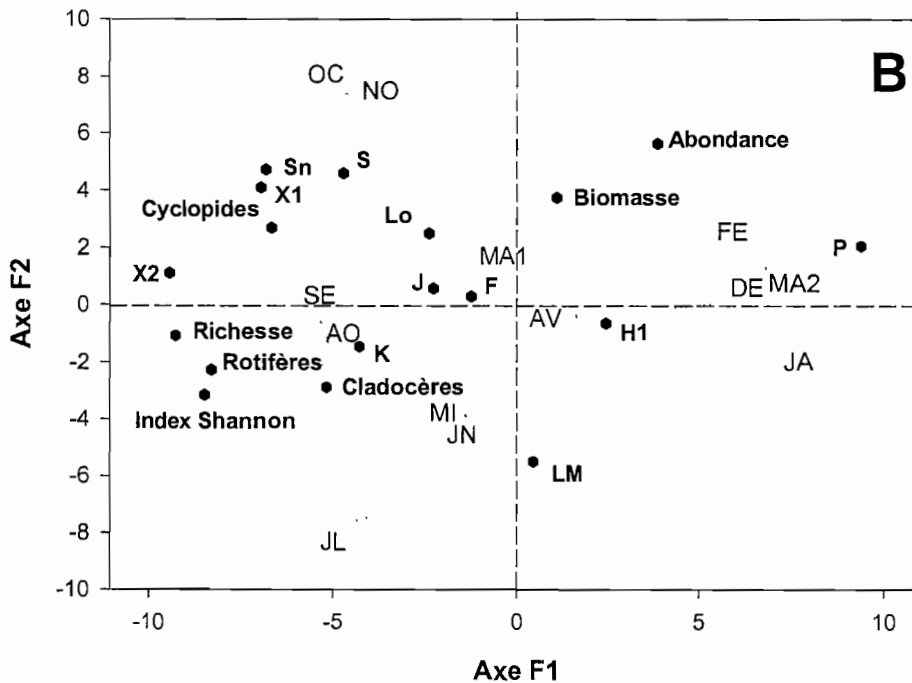
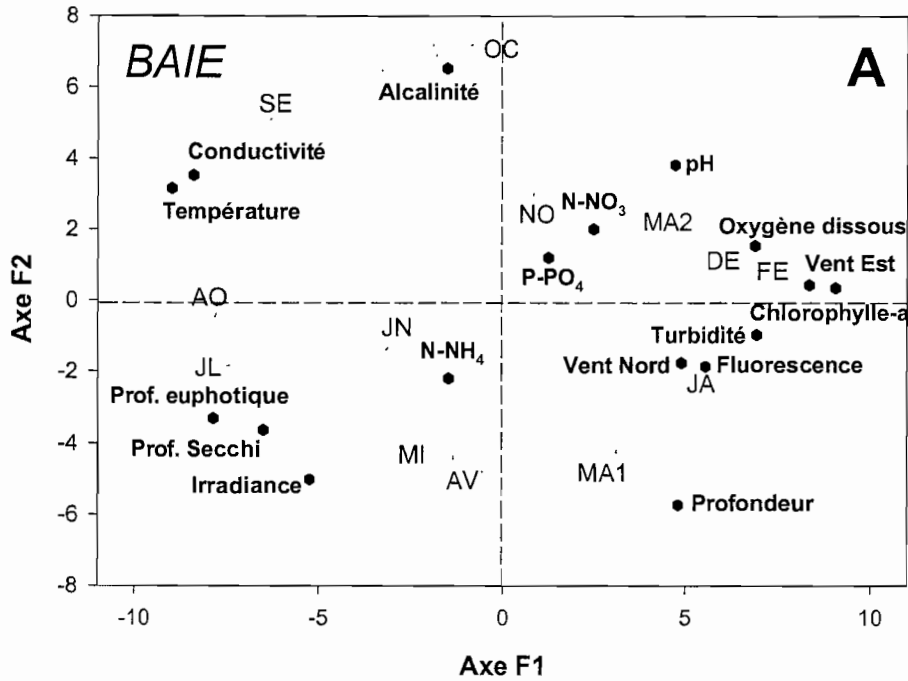


Figure 53 : Analyse de co-inertie (Station Baie). (A) : Position des paramètres environnementaux dans le plan de la co-inertie F1 x F2 avec la position des échantillonnages mensuels dans le même plan F1 x F2 environnemental. (B) Position des variables biologiques dans le plan de la co-inertie F1 x F2 avec la position des échantillonnages mensuels dans le même plan F1 x F2 biologique (JA : janvier ; DE : décembre ; MA1 : mars 2002 ; MA2 : mars 2003).

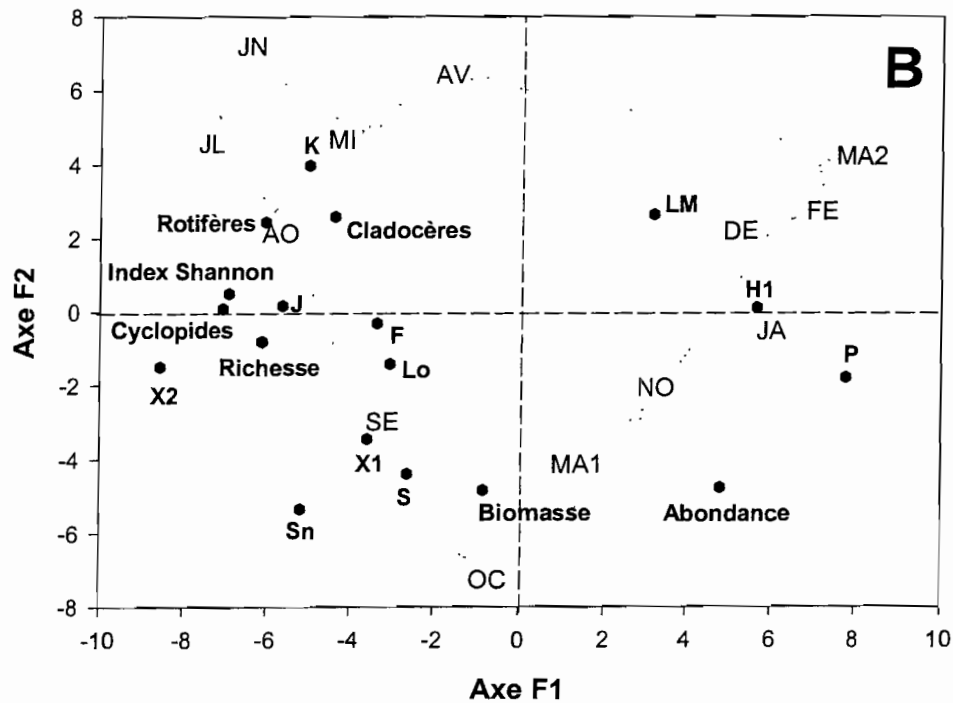
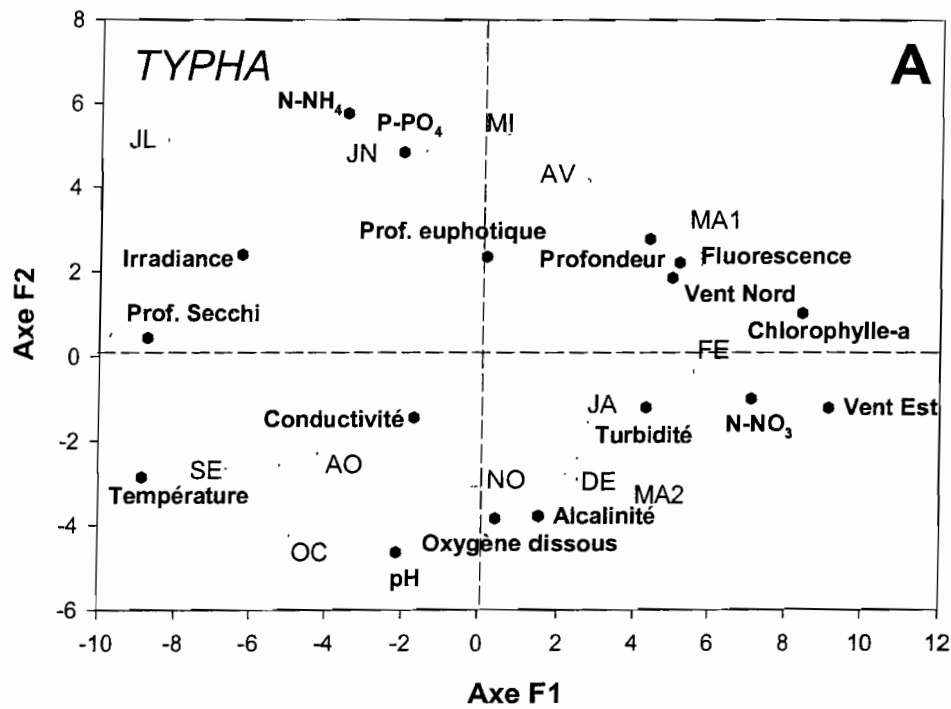


Figure 54 : Analyse de co-inertie (Station Typha). (A) : Position des paramètres environnementaux dans le plan de la co-inertie F1 x F2 avec la position des échantillonnages mensuels dans le même plan F1 x F2 environnemental. (B) Position des variables biologiques dans le plan de la co-inertie F1 x F2 avec la position des échantillonnages mensuels dans le même plan F1 x F2 biologique (JA : janvier ; DE : décembre ; MA1 : mars 2002 ; MA2 : mars 2003).

Conclusions : L'ensemble de ces résultats par station nous permet de dégager des informations générales sur le contexte environnemental permettant le développement des espèces dominantes phytoplanctoniques et des groupes fonctionnels algaux du lac de Guiers :

- La croissance des deux principales espèces de cyanobactéries représentant les groupes **S** et **Sn** présente des évolutions annuelles similaires avec des phases de croissance au moment des fortes températures, des changements de pénétration lumineuse coïncidant avec des directions de vent venant de l'Ouest (de août à octobre). Au cours de cette période, les indices de Shannon sont élevés ainsi que la richesse spécifique de la communauté phytoplanctonique.

- La bacillariophycée dominante *Fragilaria* sp. du Groupe **P** se développe principalement au moment où les espèces de cyanobactéries des groupes **S** et **Sn** se caractérisent par leurs plus faibles densités, coïncidant également avec les plus faibles températures, les plus faibles intensités lumineuses et aux vents alizés dominants de direction est (de décembre à mars). Les indices de Shannon sont peu élevés au cours du développement de *Fragilaria* sp. suggérant que les espèces dites accompagnatrices sont peu représentées lors de la dominance du groupe **P**. Les analyses montrent également que le groupe **P** est fortement corrélé aux fortes abondances et biovolumes de la communauté phytoplanctonique.

- Les organismes zooplanctoniques apparaissent jouer un rôle direct sur la présence de *Fragilaria* sp. (Groupe **P**) alors que ces organismes supérieurs ne semblent pas influencer le développement des cyanobactéries des groupes **S** et **Sn**.

- Ces phénomènes peuvent trouver leur explication par leur lien avec les facteurs environnementaux (facteurs ascendants) et/ou en relation avec les interactions entre les organismes de l'écosystème (facteurs descendants). Les approches expérimentales suivantes ont pour objectif d'expliquer certains processus et certaines interactions explicatives de ces phénomènes.

5-2 Approches expérimentales

5-2-1 Impact du broutage du phytoplancton par le zooplancton

Les estimations du broutage du phytoplancton par le zooplancton ont été réalisées mensuellement sur le site de Guiers. Les expériences ont consisté à incuber du matériel phytoplanctonique total sans prédateurs (prélevé de jour) avec du matériel zooplanctonique pêché de nuit à la station Baie (filet de maille de 200 μm). Les résultats sont basés sur la comparaison des concentrations d'effectifs des espèces phytoplanctoniques entre le témoin (sans zooplancton) et celui en présence de zooplancton.

La communauté zooplanctonique de la station Baie montre des variations annuelles importantes de densité et surtout de composition taxonomique. D'octobre à janvier les abondances sont faibles pouvant expliquer le faible broutage exercé sur les algues à cette période. D'une manière générale, la communauté zooplanctonique est dominée par les copépodes cyclopidés (2 espèces) représentant en moyenne 85,6% avec un maximum de 99,6% en septembre (Tableau 5). Les cladocères sont peu représentés avec une moyenne annuelle de 1%, ne jouant donc aucun rôle sur le contrôle du phytoplancton. Les rotifères ne sont pas présents dans cette étude expérimentale en raison de l'utilisation d'un filet de maille 200 μm d'ouverture, sachant que les rotifères ne peuvent pas consommer ces proies.

Tableau 5 : Pourcentages des différents groupes zooplanctoniques de la station Baie au cours des expériences de broutage sur le phytoplancton total au cours du cycle annuel. Abréviations : Rot : Rotifères ; Cycl A : cyclopidés A ; Cycl B : cyclopidés B ; Cal : calanides ; Ostr : ostracodes

	Total Ind/l	% % Rot	% Nauplii	% Cycl A	% Cycl B	% Cal	% Clad	% Ostr	% Autres
Mars 2002	191	0,0	0,0	77,9	2,7	0,0	1,6	17,8	0,0
avril	655	0,0	0,0	96,6	3,3	0,0	0,0	0,0	0,0
mai	433	0,0	0,0	97,7	0,8	0,7	0,4	0,0	0,4
juin	373	0,1	0,3	67,2	4,5	0,0	5,4	22,5	0,0
juillet	453	0,1	0,1	77,5	2,8	0,0	0,8	18,3	0,5
août	621	0,0	0,0	40,7	0,1	0,0	0,1	59,0	0,0
septembre	733	0,0	0,0	99,6	0,1	0,0	0,0	0,0	0,3
octobre	265	0,0	0,0	75,0	2,8	21,9	0,2	0,0	0,0
novembre	203	0,0	0,0	85,9	2,9	3,8	0,2	7,2	0,0
décembre	383	0,0	0,0	77,6	15,6	0,0	0,8	5,2	0,8
janvier	376	0,0	0,0	89,3	10,7	0,0	0,0	0,0	0,0
février	923	0,0	0,0	94,0	4,4	0,0	1,5	0,0	0,0
Mars 2003	781	0,0	0,0	83,2	13,6	0,6	0,3	2,3	0,0
Moyenne	521	0,0	0,0	80,5	5,1	2,3	1,0	11,0	0,2
Min	220	0,0	0,0	40,7	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1
Max	971	0,1	0,3	99,6	15,6	21,9	5,4	59,0	0,8
STD	292	0,0	0,1	15,9	5,3	6,3	1,5	17,2	0,3

Après 12 heures d'incubation à température contrôlée et à l'obscurité, les comptages des différents effectifs d'espèces phytoplanctonique sont réalisés avec une analyse systématique de la signification des différences par le test statistique « t ». Au cours du cycle annuel, seules 7 espèces de phytoplancton sont consommées par la communauté zooplanctonique associée (Tableau 6). La diatomée *Fragilaria* sp. est consommée significativement de janvier à juin (exceptée en mars 2002), et très significativement en février et mai ($t\text{-test} > 4$). Les comptages de la cyanobactérie *C. raciborskii* ne révèlent aucune différence significative de concentration après incubation et ceci quel que soit le mois de l'année. Des cyanobactéries comme *Lyngbya versicolor*, les 3 espèces de *Merismopedia* (*M. glauca*, *M. tenessuima* et *M. warmingiana*) et *Chroococcus limneticus* sont consommées significativement en mars, août et septembre 2002. De même lors des fortes abondances de *Fragilaria* sp. à partir d'octobre, la communauté zooplanctonique ne joue apparemment aucun rôle comme facteur de contrôle du développement de cette espèce. Enfin les communautés zooplanctoniques, et en particulier les copépodes cyclopidés, ne semblent avoir aucun impact sur la population de *Cylindrospermopsis raciborskii* et ceci quel que soit la période de l'année.

Tableau 6 : *Espèces phytoplanctoniques de la station Baie subissant une pression de broutage significative (t-test>2) de la communauté zooplanctonique au cours du cycle annuel.*

	mars	avril	mai	juin	juillet	août	sept	oct	nov	dec	jan	fev	mars
<i>Fragilaria</i> sp.		■	■	■							■	■	■
<i>Lyngbya versicolor</i>						■	■						
<i>Merismopedia glauca</i>	■												
<i>Merismopedia tenuissima</i>			■	■				■	■				
<i>Merismopedia warmingiana</i>	■												
<i>Chroococcus limneticus</i>							■	■					
<i>Tetraedron caudatum</i>	■					■	■						

5-2-2 Impact du broutage de culture de cyanobactéries par deux types de zooplancton.

Les expériences de l'impact du broutage d'espèces zooplanctoniques sur des cyanobactéries en culture ont été réalisées au cours de la mission de mars - avril 2003, en collaboration avec l'équipe Zooplancton (Marc Pagano, chercheur IRD et Samba Ka). Ces expériences ont été menées avec des souches pures de cyanobactéries, une filamenteuse issue du lac de Guiers *Cylindrospermopsis raciborskii* (PMC 118.02), et une de type unicellulaire, *Synechocystis* sp, issue de l'algothèque de Montpellier.

Les résultats obtenus en fluorescence (IVF) après 48 h d'incubation (duplicats) révèlent (Fig. 55) :

- une croissance nette des différentes souches dans les flacons témoins sans prédateurs, avec un taux de croissance μ de $0,003 \text{ h}^{-1}$ (231 h de temps de génération) pour *Cylindrospermopsis* et de $0,011 \text{ h}^{-1}$ (63 h) pour *Synechocystis*.
- un taux de broutage net exercé par le copépode calanide *Pseudodiaptomus hessei* sur les deux types de cyanobactéries, même sur les filaments de *Cylindrospermopsis*. Les taux de broutage (taux de croissance négatifs) atteignent $0,006 \text{ h}^{-1}$ pour les deux espèces de cyanobactéries.
- l'impact des larves de *Chaoborus* est non significatif par rapport aux témoins sur les deux types de cyanobactéries.

Le même type de résultat est confirmé par les mesures de chlorophylle-a réalisées au temps zéro et en fin d'incubation. On observe également une augmentation significative de la croissance des deux cyanobactéries seules et en présence des larves de *Chaoborus*, et une décroissance marquée des concentrations en chlorophylle-a en présence du copépode *Pseudodiaptomus hessei*, même pour *Cylindrospermopsis* (Fig. 56).

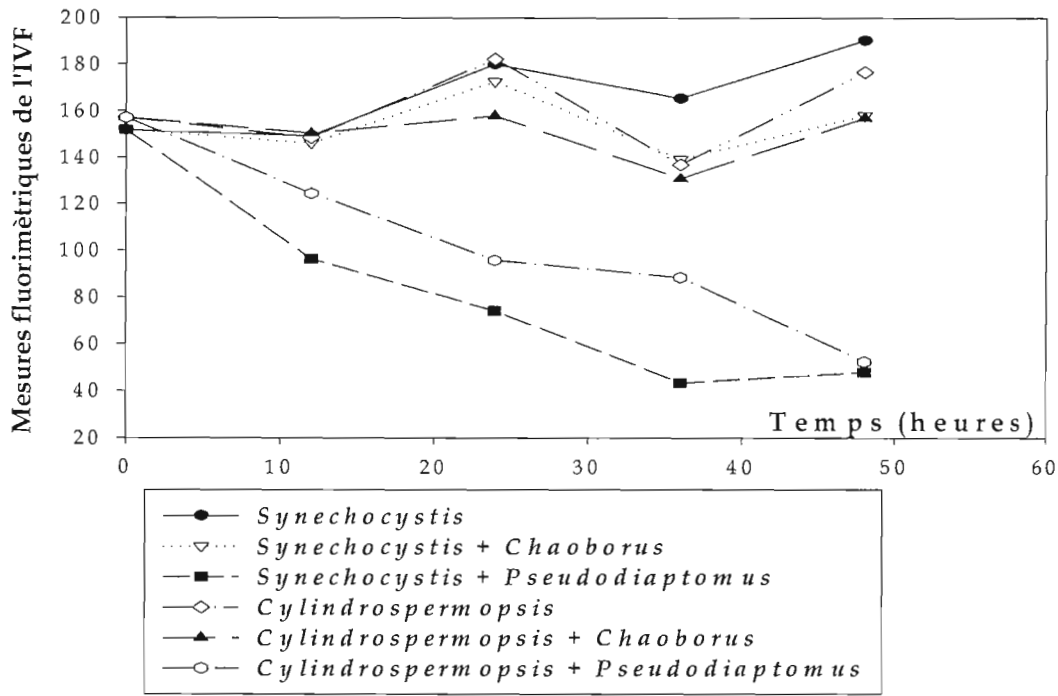


Figure 55 : Variations en fonction du temps des concentrations en *Cylandrospermopsis* et *Synechocystis* avec et sans prédateur (*Chaoborus* et *Pseudodiaptomus*). Moyenne de duplicats.

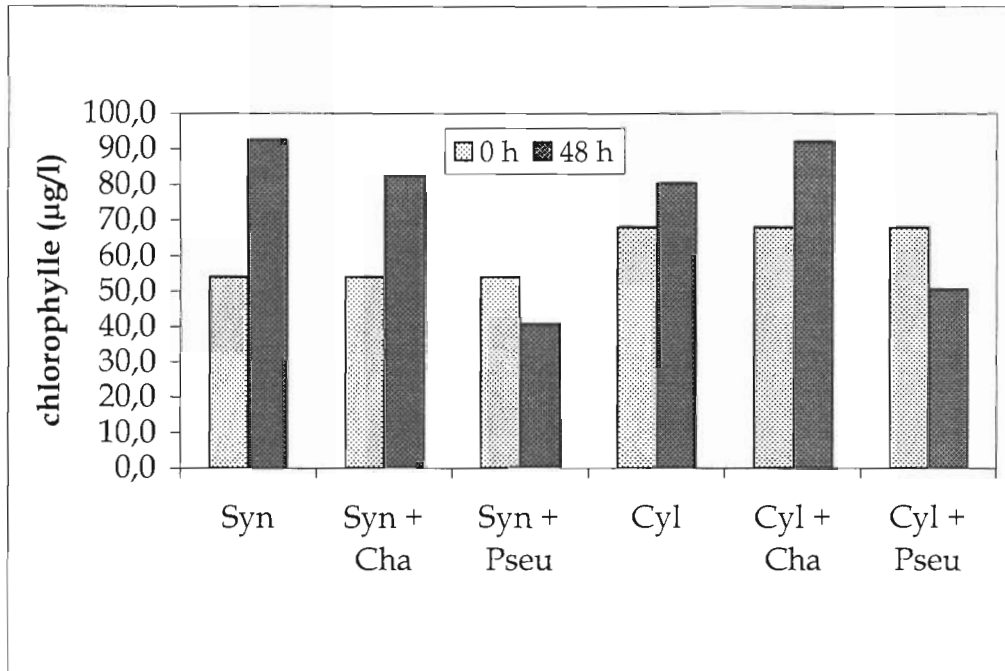


Figure 56 : Variations de la teneur en chlorophylle après 48 heures d'incubation des deux cyanobactéries *Synechocystis* (Syn) et *Cylandrospermopsis* (Cyl) en présence et en absence de prédateurs zooplanctoniques (*Chaoborus* : Cha ; *Pseudodiaptomus* : Pseu).

Enfin les analyses en Coulter Counter permettent d'analyser les spectres de taille des cellules cyanobactériennes consommées. Au temps zéro, les concentrations en cellules sont identiques. A la fin du temps d'incubation, on observe une diminution du volume des particules ainsi qu'une modification des spectres de taille en présence du copépode *Pseudodiaptomus* (Fig. 57).

Conclusions : Ces trois types d'analyses confirment la potentialité du copépode *Pseudodiaptomus hessei* à exercer un impact significatif sur la croissance de la cyanobactérie filamenteuse *Cylindrospermopsis raciborskii*.

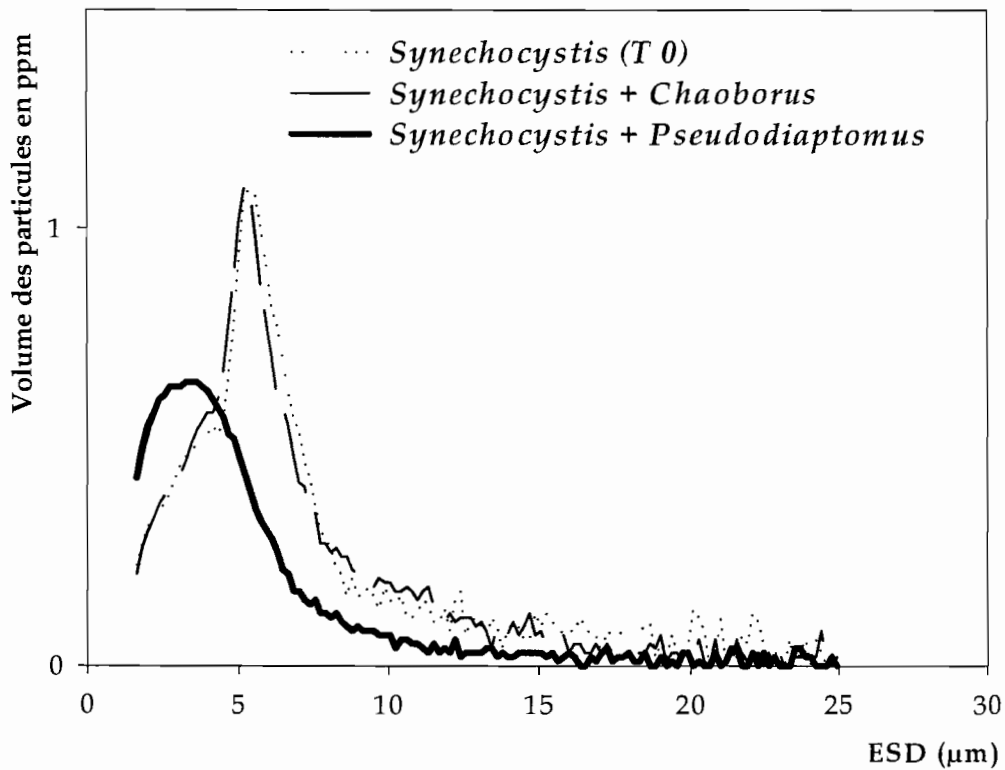
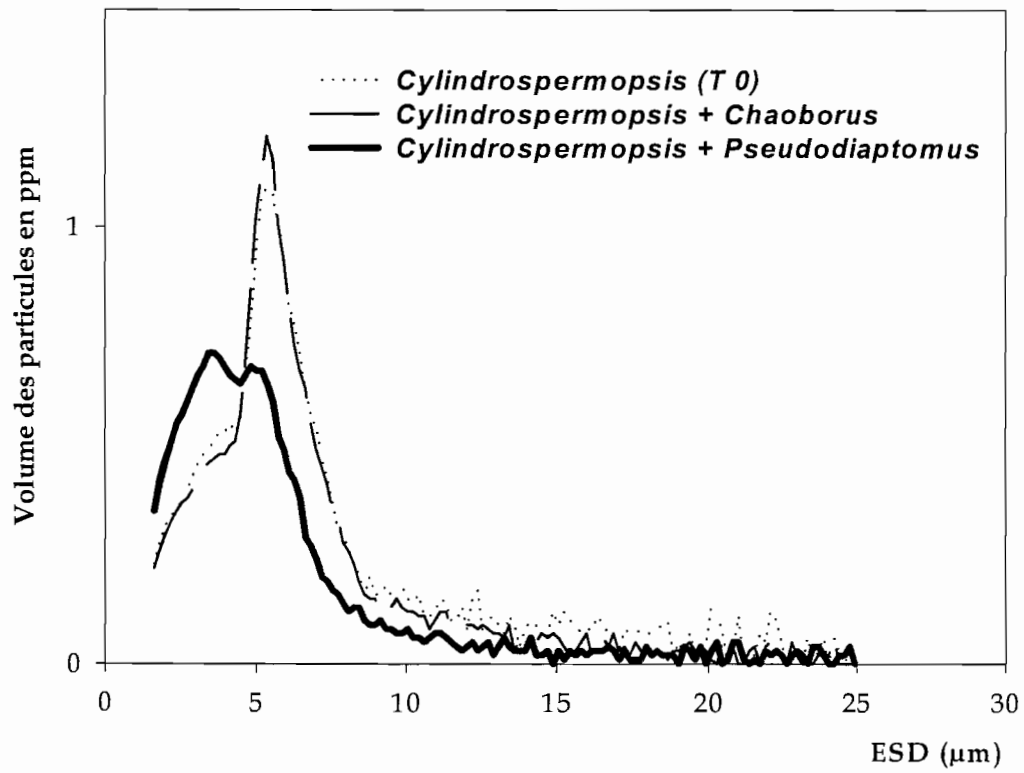


Figure 57 : Variations de volumes des particules et des spectres de tailles des deux cyanobactéries dans les témoins et en présence de prédateurs (*Chaoborus* et *Pseudodiaptomus*)

5-2-3 Taux de croissance de *Cylindrospermopsis raciborskii*

Les expériences de taux de croissance de *C. raciborskii* ont été réalisées lors de la mission « FLAG » en mai 2004 en partenariat avec nos collègues du MNHN et de l'Université Montpellier II. Le travail de dépouillement de données a été réalisé en partie par Enora Briand (Volontaire Civil International).

Ces expériences ont été menées avec la souche pure isolée de Guiers en mai 2002 par le MNHN (PMC 118.02). Les incubations ont été réalisées avec l'eau de Guiers et avec de l'eau provenant de Dakar Bango, réservoir proche de Saint Louis, où cette cyanobactérie est très rare. La détermination des taux de croissance a été calculée à partir des mesures de IVF (fluorescence *in vivo*) généralement après 9 jours d'incubation. Aucune différence significative n'a été observée entre les duplicats (test de Mann-Whitney ; normalité non respectée) et ainsi la moyenne des duplicats a été prise en compte pour cette étude. Les résultats en Coulter Counter, grâce à la distinction des pics de la souche *C. raciborskii* de la population locale du phytoplancton, ont permis d'identifier le type de population qui se développe. Un exemple est donné à la figure 58. Initialement au T0, on observe deux pics, le premier étant celui du phytoplancton local (contrôle de Guiers sans la souche), le second étant celui de la souche rajoutée (contrôle avec le spectre de la souche seule). Au T9 jour, seul le deuxième pic, correspondant à celui de la souche, augmente.

En absence de compétiteurs, dans de l'eau de Guiers filtrée sous 0,22 μm , le taux de croissance de la souche de *C. raciborskii* atteint 0,002 h⁻¹ et seulement 0,0005 h⁻¹ en présence de l'ajout de sels nutritifs (Tableau 7).

Tableau 7 : Valeurs des taux de croissance du phytoplancton (brute sans souche), de la souche *C. raciborskii* (eau filtrée sur 0,22 μm) et du phytoplancton avec la souche (brute) avec et sans enrichissement en sels nutritifs (SN).

Eau Dakar Bango (DB) avec souche <i>C. raciborskii</i>		Eau de Guiers (G) avec souche <i>C. raciborskii</i>	
brute	0,0006	Brute	0,0110
brute + SN	0,0040	brute + SN	0,0150
filtrée sur 0,2 μm	0,0040	filtrée sur 0,2 μm	0,0020
filtrée sur 0,2 μm + SN	0,0060	filtrée sur 0,2 μm +SN	0,0013
brute sans souche +SN	-0,0032	brute sans souche +SN	0,0039

Avec l'eau de Dakar Bango, les taux de croissance sont légèrement supérieurs atteignant 0,004 h⁻¹ et de 0,006 h⁻¹ en présence de sels nutritifs. En parallèle, des expériences ont été menées avec de l'eau brute, en présence des compétiteurs potentiels de *C. raciborskii* pour

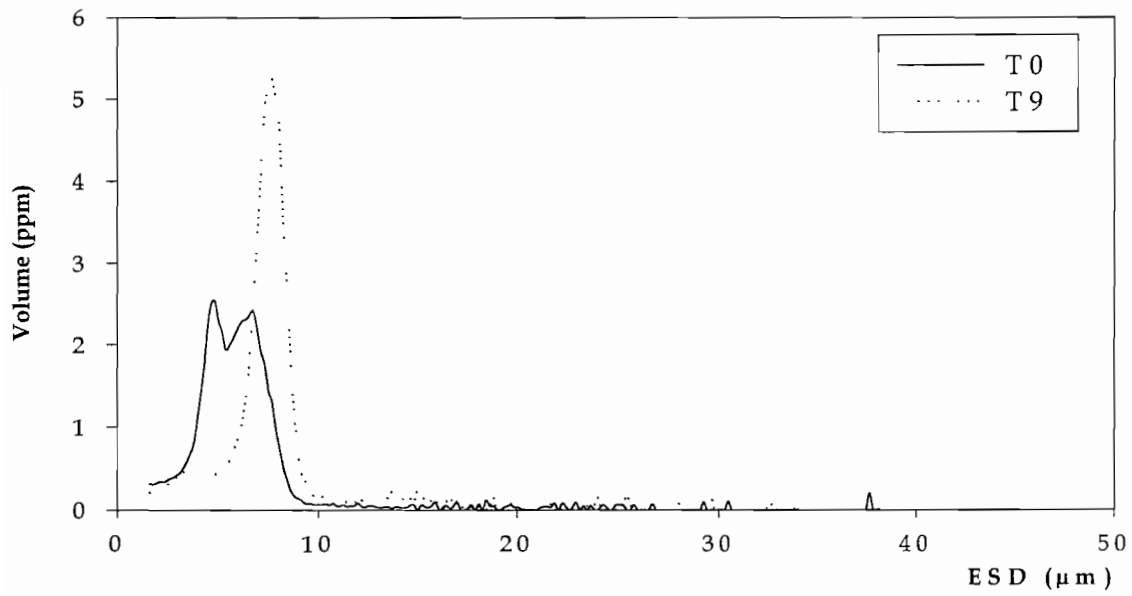


Figure 58 : Evolution de spectres de taille des particules dans l'eau de Guiers avec la présence de la souche de *C. raciborskii* à T0 et après 9 jours d'incubation (T9). A T0, noter deux pics, celui du phytoplancton local suivi de celui de la souche.

les sels nutritifs que sont le phytoplancton local et les bactéries hétérotrophes. Avec l'eau brute de Guiers, les taux de croissance globaux (phytoplancton local + souche) sont les plus élevés avec des valeurs de $0,011 \text{ h}^{-1}$ et de $0,015 \text{ h}^{-1}$ en présence de sels nutritifs. Cependant, avec l'eau brute de Dakar Bango, les taux de croissance sont plus faibles ($0,0006 \text{ h}^{-1}$ et $0,004 \text{ h}^{-1}$ en présence de sels nutritifs).

Des incubations d'eau brute sans rajout de souches en présence de sels nutritifs ont été également réalisées en parallèle en guise de témoins de croissance du phytoplancton local. Les taux de croissance sont négatifs pour le phytoplancton issu de Dakar Bango ($-0,0032 \text{ h}^{-1}$) alors que ceux du phytoplancton issu de Guiers sont légèrement positifs ($0,0039 \text{ h}^{-1}$). Ainsi les taux de croissance de la souche de *C. raciborskii* dans les deux eaux brutes en présence du phytoplancton peuvent être déduits par différence, avec en particulier pour l'eau de Guiers, des valeurs élevées de $0,011 \text{ h}^{-1}$ en présence de sels nutritifs.

Conclusions : Il est remarquable de mettre en évidence plusieurs points majeurs :

- la capacité adaptative de *C. raciborskii* à se développer dans l'eau de Dakar Bango avec une croissance plus élevée sans les compétiteurs, et une réponse positive aux ajouts de sels nutritifs qui semblent donc limitants pour cette espèce dans l'eau de Dakar Bango.
- Une meilleure croissance de *C. raciborskii* dans le lac de Guiers par rapport à l'eau de Dakar Bango. De plus la souche présente des taux de croissance plus élevés en présence des autres compétiteurs phytoplanctoniques (proche de $0,011 \text{ h}^{-1}$ équivalent à un temps de génération de 2,63 jours) qu'en absence de compétiteurs. Un certain commensalisme⁹ entre le phytoplancton local et *C. raciborskii* semble expliquer le développement de la cyanobactérie.

⁹ Commensalisme : relation positive, bénéfique et réciproque entre deux types d'organismes.

6 DISCUSSION

6) DISCUSSION

6-1 Composition et structure du phytoplancton du lac de Guiers

6-1-1 Composition du phytoplancton

Les communautés phytoplanctoniques sont constituées d'assemblages d'espèces présentant des caractéristiques morphologiques (taille, forme...) et physiologiques (mode de nutrition, taux de croissance...) très différentes dont l'organisation est une composante essentielle à la compréhension du fonctionnement d'un écosystème (KLUG & TIEDJE, 1993). Selon KARR (1991), la connaissance de la composition taxonomique des peuplements constitue une source d'informations nécessaire. En effet, la composition taxonomique des communautés phytoplanctoniques permet d'établir de véritables outils de diagnose et d'évaluation de pollution, comme les indices diatomiques (DESCY & COSTE., 1990).

Au sein du phytoplancton du lac de Guiers, on rencontre aussi bien les cyanobactéries (procaryotes) que les algues vraies (eucaryotes) regroupant les chlorophycées, les zygnématophycées, les bacillariophycées (diatomées), les euglénophycées, les xanthophycées et les dinophycées. En terme de structure, la communauté phytoplanctonique est caractérisée par un nombre d'espèces plus élevé de chlorophycées (32%) suivi par des cyanophycées (24%), des zygnématophycées et des bacillariophycées qui forment chacun environ 15%. Les autres classes présentes sont les euglénophycées (8%), les xanthophycées (4%) et les dinophycées (1%). La forte représentativité des chlorophycées confirme les travaux de COGELS *et al.* (2001) montrant que cette classe représente 35% du nombre d'espèce du phytoplancton à Guiers en 1999. Comparée aux travaux de DIA & REYNAUD (1982) et de COMPERE (1991) avant la mise en place des barrages sur le fleuve Sénégal, la structure de la communauté phytoplanctonique est marquée d'une part par une forte baisse du nombre d'espèces de bacillariophycées, également notée par CARLBRO (1999), et par une augmentation du nombre de cyanobactéries et de chlorophycées (Tableau 8). Par conséquent, cette prédominance des chlorophycées et la hausse du nombre d'espèces de cyanobactéries témoignent des modifications qui sont intervenues dans la communauté phytoplanctonique. Ces changements de la biocénose phytoplanctonique peuvent avoir leur explication dans les modifications hydrologiques survenues sur le fleuve Sénégal (arrêt de l'intrusion d'eau de mer et permanence de l'eau douce) et le statut trophique du lac de Guiers. Avant les

barrages, les espèces d'eau saumâtres pouvaient se développer (COMPERE, 1991) alors que les espèces non tolérantes au sel comme *Cylindrospermopsis raciborskii* ne pouvaient prétendre à une croissance (BERGER *et al.*, 2005).

Tableau 8 : Comparaison de la composition du phytoplancton selon quatre études différentes.

Classe d'algue	Selon Dia et Reynaud 1981		Selon Compère 1984		Selon Carlbro 1999		Présente étude 2002-2003	
	Nbre taxons	%	Nbre taxons	%	Nbre taxons	%	Nbre taxons	%
Cyanophycées	8	16	58	15	22	11	27	24
Dinophycées	0	0	1	0	9	4,5	1	1
Euglénophycées	4	8	35	9	19	9,5	9	8
Cryptophycées	0	0	0	0	6	3	0	0
Chrysophycées	0	0	0	0	11	5,5	0	0
Xanthophycées	0	0	7	2	4	2	4	4
Bacillariophycées	23	46	183	46	32	16	17	15
Chlorophycées	15	30	113	29	76	38	36	32
Raphidophycées	0	0	0	0	1	0,5	0	0
Zygophycées	0	0	0	0	20	10	17	15
Total	50	100	397	100	200	100	111	100

6-1-2 Richesse, diversité spécifique du phytoplancton

Les modifications de la communauté phytoplanctonique en réponse aux perturbations environnementales ou anthropiques se concrétisent également à travers le nombre des espèces, les indices de diversité et les successions des espèces.

Cette étude a permis de recenser 111 taxons en tenant compte des 4 stations prospectées périodiquement et des 10 stations de la radiale. Ce nombre est faible par rapport à ceux reportés par COMPERE (1991) et CARLBRO (1999) qui ont respectivement déterminé 397 et 200 taxons au lac de Guiers¹⁰. Le nombre de taxon est également faible par rapport à ceux reportés pour certains lacs de la zone tropicale comme le lac mésotrophe Naivasha au Kenya (170 espèces ; LUNG'AYIA *et al.*, 2000) et le lac Baleta au Brésil (174 espèces ; HUSZAR *et al.*, 2000). Par contre les réservoirs eutrophes Ingazeira et Barra Bonita au Brésil, où 30 espèces (BOUVY *et al.*, 1999) et 84 espèces (DOS SANTOS & CALIJURI, 1998) ont été respectivement recensées, sont moins riches que le lac de Guiers. Toutefois le lac de Guiers présente une richesse spécifique comparable à celle du lac Victoria au Kenya où 103 espèces ont été inventoriées par LUNG'AYIA *et al.* (2000).

Le lac de Guiers se caractérise par une faible variation du nombre d'espèces à l'échelle spatio-temporelle reflétant ainsi une certaine homogénéité voire une stabilité de la zone

¹⁰ Une comparaison directe entre les travaux est délicate en raison du nombre varié de stations étudiées par les auteurs.

centrale. Dans ce cas ce descripteur seul ne permet pas de mettre en évidence les changements qui interviennent dans l'écosystème. En accord avec GONZALEZ & DESCAMPS-JULIEN (2004), la forte diversité en espèces permettrait une plus grande stabilité du fonctionnement de l'écosystème face aux perturbations environnementales. Les indices de Shannon et de Simpson à la différence de la richesse spécifique considèrent à la fois l'abondance et le nombre d'espèces (GRAY *et al.*, 1990). Ces deux indices de diversité spécifique présentent au lac de Guiers un cycle annuel marqué avec des valeurs élevées d'avril à septembre et des minima entre octobre et mars. Les périodes de forte diversité spécifique correspondent aux faibles valeurs du pourcentage d'effectifs de l'espèce la plus abondante *Fragilaria* sp. (1,45 à 45%), alors que la baisse de la diversité spécifique coïncide avec l'augmentation du pourcentage d'effectif de cette espèce (45 à 70%). En fait la dominance de *Fragilaria* sp. peut s'expliquer par les changements hydrologiques et climatiques en période de crue, influençant un grand nombre d'espèces comme les cyanobactéries. Inversement au cours de la dominance de *C. raciborskii*, les indices de diversité sont élevés alors que cette espèce est considérée jouer un rôle de compétiteur vis à vis des nutriments et de la lumière (PADISÁK, 1997 ; BOUVY *et al.*, 1999). Le nombre d'espèces n'ayant sensiblement pas varié au cours du temps, les fluctuations des indices de la diversité peuvent s'expliquer par les changements d'espèces et du nombre d'individu par espèce composant la communauté phytoplanctonique. STIRLING & WILSEY (2001) ont démontré que la diversité peut changer avec la compétition, la prédation et les successions, lesquelles peuvent altérer l'indice de Shannon à travers les variations de la régularité sans aucune variation de la richesse spécifique. Cette hypothèse semble se vérifier au lac de Guiers avec l'absence de corrélation significative entre la diversité et la richesse spécifique. Ces résultats corroborent également les travaux de REED (1978) montrant que les indices de diversité sont étroitement liés à la régularité, alors que le nombre d'espèce est sans importance dans la détermination de la diversité spécifique.

6-1-3 Successions des groupes fonctionnels dominants

S'opposant à la vue traditionnelle d'un niveau de division taxonomique, le cadre des assemblages phytoplanctoniques alliant la fonctionnalité avec la morphologie a provoqué un véritable changement dans la compréhension des structures algales. Un total de 31 groupes fonctionnels est actuellement identifié avec des propriétés écologiques définies et

remis en question périodiquement par les différents chercheurs suivant l'écosystème étudié (REYNOLDS, 1998 et REYNOLDS *et al.*, 2002). Bien évidemment c'est un vrai challenge de pouvoir comparer les assemblages algaux tropicaux à ceux décrits généralement en zone tempérée par REYNOLDS *et al.* (2002). Par exemple, les associations caractéristiques d'un développement printanier de diatomées sont représentées par les lettres **A**, **B** ou **C**, alors que des assemblages se développant dans la couche de l'épilimnion de lacs sont représentées par les lettres **N**, **P**, **T**, **H2**, **U** et/ou **Lo**.

Au lac de Guiers, 11 groupes fonctionnels dominants ont pu être identifiés pour caractériser la dynamique de la communauté phytoplanctonique. Les cyanobactéries sont fortement représentées au lac de Guiers avec 3 groupes fonctionnels distincts pour les filamenteuses (**H1**, **S** et **Sn**). La distribution géographique cosmopolite de *Cylindrospermopsis raciborskii* peut s'expliquer par sa tolérance aux faibles intensités lumineuses, comme dans des zones tempérées ou en zones tropicales au sein d'écosystèmes turbides, ce qui a incité PADISÁK & REYNOLDS (1998) à différencier cette espèce des autres cyanobactéries nostocales hétérocystées (**H**) en créant un nouveau groupe fonctionnel (**Sn**). Au lac de Guiers, les deux associations **Sn** (*Cylindrospermopsis raciborskii*) et **S** (*Lyngbya versicolor*) ont leur optimum de croissance au cours des mêmes périodes, donc avec les mêmes affinités écologiques les rendant compétitives entre elles. PADISÁK *et al.* (2003) concluent que le groupe **Sn** ne peut pas s'associer à d'autres groupes non cyanobactériens. Pourtant au lac de Guiers, le groupe **Sn** présente également de fortes affinités avec le groupe **X1** représentant quelques espèces de chlorophycées. L'ensemble de ces espèces accompagnatrices du groupe dominant (**Sn**) explique la forte diversité spécifique de la communauté phytoplanctonique du lac à cette période (d'avril à août), suggérant un possible commensalisme entre ces espèces et non une compétition comme souvent admis. En réalité au lac de Guiers, le développement de *C. raciborskii* ne se réalise pas en « efflorescence » mais uniquement en groupe dominant qui nécessite des interactions avec d'autres groupes algaux (voir partie expérimentale ; taux de croissance). Par contre, le groupe **H1** (*Anabaena miniata*) est toujours en étroite association avec l'autre groupe dominant, le groupe **P** (*Fragilaria* sp.), groupe de diatomées caractéristique des épilimnions eutrophes et dépendant d'une zone de mélange continue ou semi-continue d'une épaisseur de 2 à 3 m (REYNOLDS, 1987 ; REYNOLDS *et al.*, 2002). Ces conditions favorables sont présentes à partir d'octobre dans le lac de Guiers et permettent ainsi le fort

développement du groupe **P** jusqu'en mars. Les deux groupes **P** et **H1** ne possèdent donc aucune affinité écologique avec les deux groupes **S** et **Sn**.

Les groupes **J** (*Scenedesmus magnus*) et **K** (*Rhabdoderma lineare*) sont représentatifs des lacs turbides, peu profonds et riches en nutriments (PADISÁK *et al.*, 2003), et ont ainsi une forte affinité toute l'année avec les conditions environnementales rencontrées au lac de Guiers. Le groupe **X2** regroupant les 3 genres de cyanobactéries de type *Chroococcus* rencontrés au lac de Guiers n'a aucune affinité avec les autres groupes, et ce groupe est présent uniquement lors des faibles biomasses et densités de la communauté phytoplanctonique (voir figures de co-inertie). Ce résultat corrobore les observations de PADISÁK *et al.* (2003) qui concluent que ce groupe ne peut être dominant que si la biomasse du phytoplancton est faible en période de forte stabilité de la colonne d'eau, conditions représentées entre juillet et septembre au lac de Guiers. Le groupe **LM** représenté par la cyanobactérie *Microcystis aeruginosa* présente ses plus fortes concentrations de colonies en mars-avril en fin de période de déstabilisation. Cette espèce se caractérise par ses excellentes capacités de migration verticale, profitant ainsi de la turbulence et de l'homogénéisation de la colonne d'eau pour se développer en conditions optimales. Ce groupe fait la transition avec les deux principaux groupes cités ci dessus (**Sn** et **P**).

A notre connaissance, seules quelques séquences de successions de groupes écologiques ont été décrites dans la littérature (DOKULIL & TEUBNER, 2003 ; LEITÃO *et al.*, 2003 ; NASELLI-FLORES & BARONE, 2003). Au lac de Guiers, une succession nette de groupes fonctionnels caractérise la communauté phytoplanctonique: **H1** - **P** (de novembre à avril) → **LM** (janvier à mars) → **Sn** - **S** (juin à novembre) avec une dominance marquée de cyanobactéries toute l'année. Il est intéressant de souligner que toutes ces espèces sont des espèces filamenteuses ou coloniales, difficilement consommables par les prédateurs zooplanctoniques présents au lac de Guiers. Ce même type d'associations de cyanobactéries **H1** → **Sn** → **S** a été également décrit par PADISÁK & REYNOLDS (1998) dans le lac Balaton en Hongrie.

6-2 Dynamique et facteurs de contrôle du phytoplancton du lac de Guiers.

En 1993, pour la première fois, des proliférations de cyanobactéries sont signalées dans la zone centrale du lac de Guiers (COGELS, 2001). Sachant que certaines des espèces identifiées étaient potentiellement toxiques et que la vocation principale du lac de Guiers

est la distribution d'eau potable pour la ville de Dakar en particulier, cette étude écologique a permis de confirmer la présence de certaines de ces espèces et de suivre leur développement au sein du phytoplancton à l'échelle temporelle et spatiale du lac de Guiers.

Spatialement les effectifs du phytoplancton ont montré des densités plus élevées dans les zones centre et nord par rapport à la zone sud du lac. Ces résultats corroborent la subdivision du lac en différentes zones de production par COGELS *et al.* (2001). Cette zonation est confirmée par les mesures *in situ* de la chlorophylle-a détectées par la sonde Fluoprobe avec des valeurs plus élevées dans les mêmes zones. Hormis ces différences d'effectifs, la zone sud est dominée par les diatomées avec *Fragilaria sp.*, contrairement à l'étude de COGELS *et al.* (2001) notant une dominance de chrysophycées. Quant à la zone centre, elle est caractérisée par une prédominance de cyanobactéries alors que la zone Nord se caractérise par la présence commune de bacillariophycées (*Fragilaria sp.*) et de cyanobactéries (*C. raciborskii*, *L. versicolor*). Ces résultats confirment les hypothèses émises par CARLBRO (1999) : la zone Nord est fortement associée à des algues indiquant une eutrophisation (cyanobactéries, bacillariophycées), la zone centrale est très fortement associée avec les cyanobactéries, de moindre mesure avec les chlorophycées et bacillariophycées, apparaissant comme un système plus eutrophe, et la zone sud associée à des bacillariophycées et à quelques chrysophycées et cryptophycées caractéristiques des masses d'eaux fermées non turbides. Cette zone sud est caractérisée par la présence de macrophytes flottantes et fixées piégant les particules et puisant les sels nutritifs rendant le milieu moins turbide et moins eutrophe.

La communauté phytoplanctonique présente aussi une variation saisonnière des effectifs de certaines espèces. Ainsi les fortes densités observées entre octobre et juin sont liées à la prolifération de la diatomée *Fragilaria sp.* De juillet à septembre, la hausse des effectifs du phytoplancton s'explique principalement par celles des deux cyanobactéries *Cylindrospermopsis raciborskii* et *Lyngbya versicolor*. Toutefois, certaines espèces de cyanobactéries *Chroococcus globosus*, *Chroococcus limneticus*, *Chroococcus turgidus*, *Rhabdoderma lineare* et des chlorophycées *Monoraphidium circinalis* et *Tetraedron muticum* ont contribué à un moindre degré à la hausse des effectifs du phytoplancton au cours de cette période caractérisée par le changement de direction des vents dominants. Cette redistribution des effectifs phytoplanctoniques peut s'expliquer par le fait que chaque

espèce planctonique possède ses propres conditions optimales de croissance et que leur densité est principalement due à l'adaptation des divers organismes face aux paramètres physico-chimiques et biologiques du milieu (SCHULZE & CADWELL., 1995).

6-2-1 Impact des facteurs physiques

L'arrivée de la crue du fleuve Sénégal au niveau de Richard Toll survient au cours du mois de juillet. En raison de l'alimentation du lac de Guiers par le fleuve, la dynamique générale du phytoplancton observée à l'échelle de la saison apparaît contraire à certaines observations faites au niveau de différents lacs peu profonds où l'arrivée de la crue engendre une dilution des eaux et entraîne alors une baisse de densité (ENGLE & MELACK, 1993; HUSZAR & REYNOLDS, 1997).

Au moment de l'arrivée de l'onde de crue du fleuve Sénégal au Nord du lac en juillet, le lac est soumis à une vidange partielle (1/6 du volume), de août à septembre permettant l'évacuation des eaux fortement ionisées de la partie sud et provoquant une baisse du niveau du lac d'environ 20 cm (ARFI *et al.*, 2003). Parallèlement, la dominance des alizés maritimes venant de l'ouest de juin à octobre provoque la diminution du fetch¹¹ et donc une modification de l'hydrodynamisme général du lac (des mouvements verticaux moins prononcés induisant une plus forte stabilité de la colonne d'eau). Cette période coïncide également à l'enregistrement des plus fortes températures. Les effets de ces modifications, en conjonction avec la baisse du niveau du lac, ont eu un impact direct sur la communautés phytoplanctonique à travers les deux principales espèces de cyanobactéries, *C. raciborskii* et *L. versicolor*. Ces conditions environnementales, liées aux facteurs physiques, sont très favorables à la croissance de ces cyanobactéries comme l'ont montré différents travaux (PAERL, 1988 ; FABBRO & DUIVENVOORDEN, 1996 ; PADISÁK, 1997 ; BOUVY *et al.*, 1999). Ces résultats confirment également que les variations des conditions physiques peuvent entraîner des changements significatifs dans la composition et la biomasse des espèces dominantes de phytoplancton (SOMMER *et al.* 1986; INTERLANDI *et al.* 1999; WETZEL, 2001).

Si les cyanobactéries ont dominé au cours d'une période particulière du cycle, il n'a pas été observé d'efflorescences (ou scums en anglais), contrairement aux observations de COGELS *et al.* (2001) dans la zone centrale du lac par temps calme et ensoleillé. Cependant aucune efflorescence de *C. raciborskii* en surface n'a été relevée dans la littérature

¹¹ Fetch : distance parcourue par le vent entre la côte et la station étudiée

(PADISÁK, 1997) exceptée celle observée dans le réservoir d'Ingazeira au Brésil lors de conditions particulières de fin de sécheresse liées au phénomène El Nino de 1997 (BOUVY *et al.*, 2001).

Au développement des cyanobactéries, fait suite une poussée d'octobre à mars de la diatomée *Fragilaria* sp. Selon CHISHOLM (1992) et RIEGMAN *et al.* (1998), en présence de silice, les diatomées sont considérées comme de bons compétiteurs en condition de limitation en éléments nutritifs et de faible luminosité. Dans notre étude, les fortes densités de *Fragilaria* sp. ont coïncidé avec les plus faibles températures, les faibles intensités lumineuses ainsi que de forte turbidité en raison du brassage des eaux lié aux changements de direction des vents. Les alizés continentaux du nord-est sont devenus dominants à partir d'octobre avec un fetch important induisant un hydrodynamisme intense et de fortes turbulences verticales déstabilisant la colonne d'eau. Ces observations confirment celles de REYNOLDS (1984), montrant une dominance des diatomées, même en été, en milieu brassé et faiblement stratifié. HAVENS *et al.* (1998) concluent également que la force environnementale expliquant les successions du phytoplancton est l'énergie lumineuse disponible, qui est déterminée par le vent (vitesse et direction), l'irradiance solaire et la stabilité thermique de la colonne d'eau. Dans deux réservoirs brésiliens, BOUVY *et al.* (1999, 2003) démontrent que les changements climatiques (comme les sécheresses) peuvent altérer le contexte physique de l'écosystème, créant des conditions idéales de température et d'irradiance pour la dominance de *C. raciborskii*. L'ensemble de nos résultats, en particulier ceux des analyses de co-inertie, corrobore les conclusions émises par d'autres travaux démontrant que les biomasses de *C. raciborskii* étaient fortement reliées aux températures élevées, avec une tolérance aux faibles intensités lumineuses et une préférence à une forte stabilité de la colonne d'eau. Au lac de Guiers, la dominance des vents alizés de secteur ouest engendre un hydrodynamisme peu marqué et donc une stabilité des eaux favorisant le développement de *C. raciborskii*. Les études *in vitro* ont également montré que la température optimale de la croissance de *C. raciborskii* est proche de 30°C avec une croissance nette positive entre 20 et 30°C (SAKER & GRIFFITHS, 2000 ; BRIAND *et al.*, 2004). Cette espèce se caractérise aussi par une bonne tolérance aux fortes intensités lumineuses (FABBRO & DUIVENVOORDEN 1996 ; DOKULIL & MAYER, 1996 ; BRIAND *et al.*, 2004). Inversement, *Fragilaria* sp. peut croître sous de très faibles températures comme reporté par BUTTERWICK *et al.* (2005) pour

Fragilaria crotonensis. Dans notre étude, toutes les corrélations avec la température sont négatives (r compris entre $-0,58$ et $-0,72$, respectivement à la station Large et Typha). Au point P, BERGER *et al.* (2006) reportent un développement de *Fragilaria* sp. également fortement corrélé aux vents de secteur Est ($r= 0,97$; $n = 39$) induisant une forte instabilité de la colonne d'eau. Il semble donc que la zone centrale du lac de Guiers soit une zone homogène en terme de facteurs physiques contrôlant la structure de la communauté phytoplanctonique.

6-2-2 Impact des éléments nutritifs

L'impact des éléments nutritifs sur le développement des espèces dominantes semble moins significatif que la température et la stabilité de la colonne d'eau, comme le montrent les analyses en co-inertie au niveau des trois stations et également à la station P (BERGER *et al.*, 2006). Les concentrations en éléments nutritifs dans le lac de Guiers au cours du cycle annuel sont faibles avec des valeurs de phosphate toujours inférieures à $0,3 \mu\text{mole/l}$ et des valeurs d'ammoniaques maximales au cours de la période des crues avec $4 \mu\text{mole/l}$ (moyenne annuelle de $0,65 \mu\text{mole/l}$). Malgré ces faibles valeurs en sels nutritifs, les espèces de la communauté phytoplanctonique se développent avec des effectifs et des biovolumes comparables à ceux observés dans d'autres écosystèmes tropicaux, en particulier *C. raciborskii* avec des densités moyennes de $5,2 \times 10^7$ cellules/l et des biovolumes compris entre 11 et $98 \text{ mm}^3/\text{l}$ (HAVENS *et al.*, 1998 ; BOUVY *et al.*, 1999). Sa capacité à fixer l'azote atmosphérique lui permet de se développer en absence de nitrate et d'ammonium. Or cette espèce a une forte affinité pour l'ammonium et peut ainsi croître sans formation d'hétérocystes (processus consommateur d'énergie) même avec des niveaux d'ammonium très faibles (PRESING *et al.*, 1996; BOUVY *et al.*, 1999; HUSZAR *et al.*, 2000). Les faibles valeurs en phosphate ne sont pas limitantes pour le développement de *C. raciborskii* entre juin et octobre, en raison de sa forte affinité pour le phosphore (ISVANOVICS *et al.*, 2002) , ce qui lui donne des avantages certains par rapport aux autres cyanobactéries comme *Microcystis aeruginosa*, et autres groupes algaux comme les bacillariophycées (BRANCO & SENNA, 1994). Lors de l'arrivée de la crue, coïncidant avec les changements météorologiques (voir ci dessus), les quantités en éléments nutritifs augmentent permettant aux espèces limitées en nutriments comme *Fragilaria* sp. de pouvoir se développer dans leurs conditions favorables (HARRIS & BAXTER, 1996 ; BUTTERWICK *et al.*, 2005).

6-2-3 Impact du broutage exercé par le zooplancton

Les algues planctoniques sont à la base des chaînes trophiques pélagiques et donc responsables d'une part essentielle de la production primaire dans les milieux aquatiques. Selon MCQUEEN *et al.* (1986), la structure de toute communauté aquatique est sous le contrôle de différents facteurs dont les facteurs descendants qui sont définis par la pression de prédation.

Les analyses en co-inertie ont montré que les effectifs de la communauté zooplanctonique étaient inversement corrélés avec les abondances et biomasses du phytoplancton total laissant supposer un impact négatif du zooplancton sur les algues. De nombreux travaux ont montré que la pression de broutage exercée par le zooplancton herbivore sur le phytoplancton joue une influence fondamentale sur la densité et la composition du phytoplancton (HENNING *et al.*, 1991; SEVRIN-REYSSAC, 1997). Inversement, le type de proie comme les cyanobactéries filamenteuses joue un rôle fondamental sur la capacité de filtration du zooplancton, en particulier de grande taille, en interférant sur les processus de filtration (BRIAND & McCAULEY, 1978). Nos résultats montrent que s'il existe une corrélation négative significative entre les abondances en zooplancton et celles de la diatomée *Fragilaria* sp. suggérant un impact direct de prédation, aucune corrélation n'est observée entre le zooplancton et les deux cyanobactéries filamenteuses *C. raciborskii* (groupe Sn) et *L. versicolor* (groupe S). Certains auteurs soulignent le rôle des rotifères dans la disparition des algues lors de phases « d'eaux claires » dans les lacs peu profonds (SOMMER *et al.*, 1986). Des études ont montré que des espèces du genre *Brachionus* sont capables d'ingérer des diatomées (HANSEN *et al.*, 1997 ; HATOS, 2003). Nos expériences prouvent que les cyclopides peuvent avoir un impact sur certaines espèces du phytoplancton local comme sur *Fragilaria* sp., et sur certaines cyanobactéries coloniales comme les espèces du genre *Merismopedia*.

Les expériences en laboratoire de broutage du phytoplancton local par le zooplancton au cours du cycle annuel ne révèlent aucun impact sur *C. raciborskii* quel que soit le mois, alors que *Fragilaria* sp. subit une pression de prédation significative par le zooplancton de janvier à juin. Le zooplancton utilisé pour les expériences de broutage est dominé par les copépodes cyclopides (2 espèces) représentant en moyenne 85,6% avec un maximum de 99,6% en septembre. Les cladocères de petite taille sont peu représentés avec une moyenne annuelle de 1%. Les études sur les communautés zooplanctoniques des lacs eutrophes tropicaux ont montré qu'elles étaient dominées par des copépodes, des rotifères et des

cladocères de petite taille avec une très faible fréquence voire une absence totale des cladocères de grande taille comme *Daphnia* (ORCUTT & PACE, 1984). Le zooplancton herbivore présente des stratégies différentes d'alimentation ou des modes d'action variés de sélection de la nourriture (BOGDAN & GILBERT, 1987). En milieu tempéré, le potentiel pour les grands cladocères (*Daphnie*) de contrôler les cyanobactéries filamenteuses a été souligné par certains auteurs (LYNCH, 1980; DAWIDOWICZ, 1990). Cette notion de régulation des cyanobactéries filamenteuses est limitée par l'absence de grands cladocères au niveau du lac de Guiers.

6-2-4 Aménagements et réchauffement climatique

En comparant les situations de 1980 (avant la construction du barrage de Diama) avec celles de 2001 (après le barrage), les résultats montrent une modification de la structure de la communauté phytoplanctonique, en particulier celles des espèces dominantes. Selon DIA & REYNAUD (1982), avant la construction du barrage en période de crue, les espèces telles que *Gloeothece* sp., *Diatoma* sp., *Pinnularia interrupta*, *Scenedesmus quadricauda* et *Ulothrix* sp. contribuent majoritairement à la biomasse phytoplanctonique. Tandis qu'en étiage, *Nitzschia acicularis*, *Scenedesmus quadricauda*, *Navicula acomoda*, *Euglena* sp., *Phacus* sp., *Navicula cuspidata*, *Navicula exigua* et *Navicula placentula* constituent la plus grande partie de la biomasse du phytoplancton. A la suite de ces travaux, COGELS *et al.* (2001) ont noté une prédominance de cyanobactéries d'avril à août dans la zone centrale. Notre étude met clairement en évidence la dominance de cyanobactéries entre juillet et novembre. Suite aux aménagements, le niveau du lac est nettement plus stable, le taux de renouvellement est beaucoup plus faible, les concentrations en sels sont moins élevées, rendant ainsi les conditions écologiques plus favorables aux cyanobactéries.

Le réchauffement climatique pourrait avoir une incidence indirecte sur les processus se déroulant dans le lac de Guiers suite aux aménagements, comme démontré dans certains lacs et réservoirs en zone tempérée (SCHINDLER, 1997). De grands phénomènes climatologiques tels que l'oscillation Nord Atlantique ont été reliés aux changements à long terme de la composition du phytoplancton (WEYHENMEYER *et al.*, 1999). Les modèles climatiques prévoient une augmentation globale de la température moyenne de 1°C à 2,5°C en 2050 (ALLEN *et al.*, 2000) qui risque de modifier les conditions limnologiques et provoquer un changement de succession du phytoplancton (PIERCE, 2004). L'ensemble des conditions liées au réchauffement climatique (stratification plus

importante, température plus élevée de l'eau, ...) pourrait donc favoriser les cyanobactéries et mener à une augmentation de l'incidence des efflorescences de cyanobactéries (WEYHEMEYER, 2001). Récemment, PADISÁK (1998) conclut que les changements globaux conduisent à des modifications de la dynamique du phytoplancton avec l'exemple du réchauffement affectant la fréquence des efflorescences de *C. raciborskii*. Les changements des conditions climatiques liés au phénomène El Nino de 1997 dans le Nord-est brésilien ont modifié les conditions écologiques de plusieurs réservoirs, dont celui d'Ingazeira avec la présence de l'efflorescence de *C. raciborskii* toute l'année 1998 (BOUVY *et al.*, 1999). En fait l'eutrophisation s'accroît en raison du rapport évapotranspiration/précipitation augmentant avec les conditions de sécheresse, ce qui réduit le temps de renouvellement hydraulique du lac, ainsi que l'effet de dilution (SCHINDLER, 1997).

6-3 Développement de *Cylindrospermopsis raciborskii* au lac de Guiers

6-3-1 Distribution géographique

Malgré son origine tropicale et/ou sub-tropicale, la distribution géographique de *Cylindrospermopsis raciborskii* est cosmopolite (PADISÁK, 1997) en raison de sa grande adaptabilité aux conditions environnementales. Un certain nombre de travaux récents ont montré cette flexibilité et à ce jour elle se développe sous un très large éventail de latitudes en Europe (comme en Autriche : DOLUKIL & MAYER, 1996, ou en France : COUTE *et al.*, 1997 ; BRIAND *et al.* 2002), sur le continent américain en particulier au Brésil (BRANCO & SENNA, 1991 ; KOMÁRKOVÁ *et al.*, 1999 ; BOUVY *et al.*, 1999 ; HUSZAR *et al.*, 2000) et en Asie (LI *et al.*, 2001 en Thaïlande). Les observations de *C. raciborskii* en Afrique sont rares, signalées particulièrement au Nigéria, Kenya, Ouganda et Afrique du sud (BRIAND, 2001). En 2002, BOUVY *et al.* (2001) relèvent la présence de *C. raciborskii* dans une mare au Mali et dans quelques réservoirs au Nord de la Côte d'Ivoire. Récemment, notre équipe a reporté des occurrences de *C. raciborskii* dans de nombreux écosystèmes du bas Delta du fleuve Sénégal (BERGER *et al.*, 2005).

Il est certain que les études sur le phytoplancton réalisées avant les aménagements sur le fleuve Sénégal n'ont jamais signalé la présence de *Cylindrospermopsis raciborskii* dans cette région du Sénégal (DIA & REYNAUD, 1982; COMPERE, 1991). Les modifications physico-chimiques qui ont suivi la mise en fonction des barrages de Diama et de Manantali se sont accompagnées d'une forte croissance en phytoplancton signalée depuis 1993 par COGELS

et al. (2001). L'étude en 1998 menée par CARLBRO (1999) mentionne que la zone centrale du lac de Guiers est caractérisée par une forte biomasse en phytoplancton et reporte la présence de 8 espèces de cyanobactéries potentiellement toxiques dont *Cylindrospermopsis raciborskii*. Dans notre étude, nous signalons que cette espèce est présente toute l'année avec des pourcentages de biovolume pouvant atteindre 58,7% entre juillet et octobre. Récemment, GUGGER *et al.* (2005) ont étudié les possibles voies d'invasion de *C. raciborski* vers les pays tempérés mais aussi vers les pays africains à partir d'études génomiques sur des souches provenant de 4 continents. L'une des conclusions de cette étude est la très forte proximité génétique entre les souches australiennes et africaines (Sénégal) laissant supposer une invasion récente de cette espèce venant de l'Australie. Néanmoins, des études complémentaires sur d'autres clones des deux continents doivent impérativement être réalisées pour conclure définitivement sur l'origine de l'invasion africaine (GUGGER *et al.*, 2005).

6-3-2 Morphologie de *Cylindrospermopsis raciborskii*

En raison de son aptitude à envahir des plans d'eau variés, *C. raciborskii* est l'une des espèces la mieux connue de son genre (KOMÁRKOVÁ, 1998), genre qui possède actuellement 10 espèces différentes (COUTE & BOUVY, 2004). Contrairement à *C. raciborskii* caractérisée par une très importante aire de répartition, les autres espèces du genre *Cylindrospermopsis* ont des répartitions très limitées, comme *C. catemaco* au Mexique ou *C. acuminato-crispa* au Nord Brésil.

Morphologiquement, *C. raciborskii* se présente sous différentes formes, très variables en fonction des conditions environnementales (KOMÁRKOVÁ *et al.*, 1999). La majorité des travaux reporte l'existence d'un mélange de filaments droits et spiralés bien que certains auteurs relèvent la prédominance de filaments droits (COUTE *et al.*, 1997 ; KOMÁRKOVÁ *et al.*, 1999 ; BRIAND *et al.*, 2002) alors que d'autres observent une prédominance des filaments spiralés (FABBRO & DUIVENVOORDEN, 1996 ; BOUVY *et al.*, 1999). Au niveau du lac de Guiers, en plus des deux formes connues (droite et spiralée), on observe des formes dites en croissant et circulaire, appelées flexueuses décrites par BERGER *et al.* (2005). *Cylindrospermopsis raciborskii* est une espèce qualifiée d'« écostratégistes » (CHORUS & BARTRAM, 1999), capable de fixer l'azote atmosphérique (phénomène appelé diazotrophie) dans des cellules spécialisées que sont les hétérocystes terminaux, et ceci généralement dans des écosystèmes limités en azote minéral disponible. La quantité

de trichomes avec hétérocystes peut donc varier selon les conditions environnementales. BOUVY *et al.* (1999) observent une proportion moyenne de 12% des filaments avec hétérocystes dans le réservoir Ingazeira au Brésil, résultat similaire (9%) à celui reporté par BRANCO & SENNA (1994). Ces faibles pourcentages laissent supposer que les formes azotées dissoutes étaient suffisantes pour leurs développements et n'induisaient donc pas une forte présence d'hétérocystes terminaux. Dans notre étude, le pourcentage moyen est de 87,5% de trichome hétérocystés. Les trichomes à deux hétérocystes représentent 46% des trichomes totaux, alors que ceux à un hétérocyste représentent 54%. Les faibles concentrations des formes azotées, et les faibles rapports N/P reportées dans notre étude, confirment la limitation en azote de l'écosystème, induisant la présence importante d'hétérocystes dans la population de *C. raciborskii* au lac de Guiers. Cette fixation importante d'azote atmosphérique par la population de *C. raciborskii*, processus coûteux énergiquement, est certainement l'une des causes de la non prolifération en efflorescence de cette population dans le lac de Guiers.

6-3-3 Toxicité de *Cylindrospermopsis raciborskii*

Les toxines de cyanobactéries sont des molécules secondaires très diversifiées avec plusieurs modes d'actions possibles. Elles peuvent être classées selon leur structure chimique en trois familles : les peptides cycliques (hépatotoxines comme les microcystines et nodularines), les alcaloïdes (la cylindrospermopsine, les anatoxines, saxitoxines et ses dérivés PSP ou Paralytic Shellfish Poisons) et les lipopolysaccharides (ROBILLOT & HENNION, 2001).

Les cyanotoxines produites par l'espèce *Cylindrospermopsis raciborskii* sont nombreuses avec deux principaux types répertoriés :

- la cylindrospermopsine, produites par de nombreuses souches australiennes et américaines (OHTANI *et al.*, 1992 ; BURNS *et al.*, 2000),
- des PSPs produits par des souches neurotoxiques issues du Brésil (LAGOS *et al.*, 1999 ; BOUVY *et al.*, 1999).

Les effets des toxines de cyanobactéries libérées dans les écosystèmes aquatiques sont multiples, avec des risques sanitaires, économiques et écologiques souvent encore méconnus selon la cyanotoxine (CHORUS & BATRAM, 1999). La présence de ces cyanotoxines dans les eaux constitue donc un risque potentiel de santé publique pour de

nombreuses populations tributaires de ces réservoirs pour l'approvisionnement en eau potable (FALCONER, 2001).

En raison des usages multiples du lac de Guiers, en particulier la vocation de distribution d'eau potable pour la capitale Dakar, la recherche d'une toxicité potentielle de l'espèce *Cylindrospermopsis raciborskii* a été privilégiée par les partenaires de notre équipe (MNHN, laboratoire de Cryptogamie-Algues Toxiques). En mai et novembre 2002, des échantillons spécifiques à la station P à N'Gnith ont été collectés avec un filet à plancton de maille de 20 µm dans le but d'isoler au laboratoire des clones de *C. raciborskii* (BERGER *et al.*, 2006). Au total 21 clones (13 en mai 2002 et 8 en novembre 2002) ont été obtenus puis la recherche de leur toxicité a été réalisée : (1) par injection intra péritonéale chez des souris d'extraits pour suivre la toxicité potentielle des souches (comportement, examen des tissus et organes, histologie, BERNARD *et al.*, 2003), (2) par spectrométrie de masse pour analyser la présence de cylindrospermopsine, de microcystines, de saxitoxines et d'anatoxines -a (voir protocoles de BRIAND, 2001). Après 48h d'observation suite à l'injection intra péritonéale, aucun symptôme d'une toxicité n'a été décelé chez les animaux par rapport aux réactions obtenues avec des souches témoins de *C. raciborskii* productrices d'hépatotoxines ou de neurotoxines. Les études en histologie n'ont révélé aucune lésion micro - ou macroscopiques. Toutes les souches se sont révélées non productrices d'anatoxines-a, de microcystines et de saxitoxines (BERGER *et al.*, 2006). Enfin des recherches en biologie moléculaire et en génétique sur les souches isolées ont montré qu'après amplification du gène ARN 16S, le gène ps ou pk (responsable de la production de cylindrospermopsine dans les souches australiennes, FERGUSSON & SAINT, 2003) était absent dans tous les clones isolés du lac de Guiers. Ces résultats négatifs sont surprenants suite aux travaux en phylogénie moléculaire menés par GUGGER *et al.* (2005) sur différents clones de *C. raciborskii* provenant de différents continents. En effet ces auteurs mettent en exergue la très forte similarité entre certaines séquences d'ARN obtenues entre les souches australiennes toxiques et celles du Sénégal non toxiques. Cependant de nombreux travaux ont montré que les efflorescences de cyanobactéries sont composées de clones toxiques et non toxiques (HISBERGUES *et al.*, 2003 ; KURMAYER *et al.* 2005). L'une des explications de la présence de toxicité dans certaines populations de cyanobactéries est que la toxicité confère un avantage adaptatif contre les conditions environnementales défavorables comme la pression de prédation exercée par des prédateurs tel que le zooplancton

(WIEGAND & PFLUGMACHER, 2005). Or au lac de Guiers, la pression de prédation sur la population de *C. raciborskii* est peu marquée en raison de l'absence de brouteurs zooplanctoniques efficaces. Dans le cas où la toxicité est une réponse pour limiter la pression de prédation, les clones toxiques de cyanobactéries ne seraient pas sélectionnés, et constitueraient alors une faible proportion de la population de *C. raciborskii* au lac de Guiers.

6-3-4 Déterminisme de croissance de *Cylindrospermopsis raciborskii*

Avec les nombreux travaux récents sur *C. raciborskii*, on peut dégager de la littérature un certain nombre de paramètres susceptibles d'expliquer la dominance de cette espèce :

- une grande stabilité de la masse d'eau (BOUVY *et al.*, 1999),
- des valeurs de pH et des concentrations en oxygène élevées (HAWKINS *et al.*, 1985 ; de SOUZA *et al.*, 1998, BOUVY *et al.*, 1999),
- des concentrations en sels nutritifs relativement faibles (BRANCO & SENNA, 1994 ; PRESING *et al.*, 1996),
- l'intensité lumineuse variable en raison de sa grande tolérance (SAKER & GRIFFITHS, 2000 ; BRIAND, 2001),
- un faible impact des prédateurs comme celui du zooplancton (FABBRO & DUIVENVOORDEN, 1996 ; BOUVY *et al.*, 2001).

La cyanobactérie *C. raciborskii* est présente toute l'année au lac de Guiers avec une dominance marquée entre juillet et octobre. A l'inverse des zones tempérées où les efflorescences sont limitées aux périodes les plus chaudes (TOTH & PADISÁK, 1986 ; COUTE *et al.*, 1997 ; BRIAND *et al.*, 2002), la présence de cette espèce en zone tropicale est souvent constante toute l'année avec des températures au sein de la colonne d'eau proches de 28°C-30°C, descendant que rarement sous 15-20°C (FABBRO & DUIVENVOORDEN, 1996 en Australie ; KOMÁRKOVÁ *et al.*, 1999, BOUVY *et al.*, 1999 au Brésil). Avec des températures comprises entre 19°C et 31°C (moyenne de 29,5°C en période de crue entre juillet et octobre) au lac de Guiers, l'espèce *C. raciborskii* y trouve des conditions favorables comme le souligne la corrélation positive entre ces deux paramètres.

- **Taux de croissance de *C. raciborskii***

Lors de nos expériences en laboratoire sur les taux de croissance de *C. raciborskii*, l'ajout de sels nutritifs (NaNO₃ et K₂HPO₄) augmente le taux de croissance de la souche dans l'eau

de Guiers en présence du phytoplancton local (eau brute, $\mu = 0,015 \text{ h}^{-1}$ comparée à $0,011 \text{ h}^{-1}$ sans ajout). Les taux de croissance de la souche seule sont plus faibles dans l'eau de Dakar Bango (μ entre $0,004$ et $0,006 \text{ h}^{-1}$), et ces taux sont proches de ceux reportés par Dufour *et al.* (2003) avec la même souche sous 30°C et $100 \mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$ (μ proche $0,0045 \text{ h}^{-1}$). Par contre, on observe une croissance très faible de la souche seule (eau filtrée sous $0,22 \mu\text{m}$) en présence de sels nutritifs ($\mu=0,0013 \text{ h}^{-1}$) laissant supposer que la croissance de *C. raciborskii* est sous la dépendance (commensalisme) du phytoplancton local de Guiers. Les inhibitions et les stimulations entre les organismes autotrophes semblent induire des développements privilégiés et mal connus entre eux, phénomène appelé « allélopathie » (GROSS, 2003). Une autre explication pourrait être l'utilisation des sels nutritifs par les communautés bactériennes associées à la souche non axénique de *C. raciborskii*. En effet simultanément, les taux de croissance bactériennes ont été mesurés (par incorporation de thymidine tritiée) révélant des taux très élevés avec la souche seule ($\mu=0,030 \text{ h}^{-1}$) comparés aux taux bactériens relevés en présence du plancton total en eau brute ($\mu=0,006 \text{ h}^{-1}$). L'ensemble de ces résultats met en exergue la compétition des sels nutritifs entre les communautés bactériennes (naturelles et associées à la souche) et le phytoplancton, en particulier la souche de *C. raciborskii*. Ces données corroborent celles de JOINT *et al.* (2002) concluant que les bactéries hétérotrophes en conditions carbonées favorables sont capables de supplanter le phytoplancton vis à vis des nutriments inorganiques disponibles. Ces interactions entre cyanobactéries et bactéries forment un consortium microbien peu étudié avec des modes d'associations complexes (PAERL & PINCKNEY, 1996).

- **Broutage de *C. raciborskii* par le zooplancton**

Les expériences en laboratoire avec le copépode herbivore *Pseudodiaptomus hessei* et une culture pure de *Cylindrospermopsis raciborskii* (PMC 118.02) ont permis de confirmer certains résultats obtenus à partir des échantillonnages mensuels. Les résultats révèlent une modification des spectres de taille de la culture de la cyanobactérie vers des petits filaments après 24 h d'incubation. Lors de l'efflorescence de *C. raciborskii* dans le réservoir Ingazeira au Brésil, BOUVY *et al.* (2001) ont suggéré que les trichomes devaient être coupés par les copépodes cyclopidés avant que les filaments coupés (et donc plus courts) puissent être ingérés par d'autres groupes zooplanctoniques comme les cladocères herbivores de petite taille. De même KA *et al.* (2005) ont démontré que le petit cladocère *Moina micrura* était incapable d'ingérer les filaments de la souche de *C. raciborskii* (aucune

modification de spectre de taille) alors que cette espèce était capable de consommer significativement de petites particules et de petits filaments d'*Anabaena solitaria*. Ces mêmes expériences n'ont pas pu malheureusement être réalisées avec *Fragilaria* sp. en raison des difficultés à obtenir une souche pure de cette espèce. Ces différents types d'analyse confirment la potentialité du copépode *Pseudodiaptomus hessei* à exercer un impact significatif sur la croissance de la cyanobactérie filamenteuse *Cylindrospermopsis raciborskii*. Or cette espèce zooplanctonique est absente du lac de Guiers à l'exception de la partie sud du lac (KA *et al.*, soumis) ce qui peut expliquer la présence de la cyanobactérie *C. raciborskii*. Le copépode *Pseudodiaptomus* est également présent dans d'autres écosystèmes aquatiques du bas delta du fleuve Sénégal comme au réservoir de Dakar Bango où la présence de *C. raciborskii* est faible. Enfin, l'étude de la toxicité des clones de *C. raciborskii* issue du lac de Guiers a révélé des résultats négatifs (BERGER *et al.*, 2006) et ainsi la toxicité ne peut expliquer l'inhibition de la croissance d'un prédateur potentiel zooplanctonique comme démontré dans de nombreux travaux (DEMOTT *et al.*, 1991 ; HENNING *et al.*, 1991). Ainsi l'impact des communautés zooplanctoniques semble mineur sur la structure et le fonctionnement des assemblages phytoplanctoniques du lac de Guiers.

7 CONCLUSION GENERALE

7) CONCLUSION GENERALE

L'un des objectifs de recherche en Ecologie est d'identifier les facteurs et d'étudier les interactions qui contrôlent la distribution et l'abondance des organismes dans un environnement. L'étude des changements temporels de la composition et de l'abondance du phytoplancton peut être conçue comme l'analyse d'un gradient temporel direct formé à partir du complexe de variables environnementales. Ces variables peuvent ainsi présenter de fortes corrélations entre elles, intervenant comme un facteur de forçage complexe qui sélectionne les groupes d'espèces partageant ensemble les mêmes exigences écologiques. Il ressort des résultats que la communauté phytoplanctonique est composée de 7 classes dont 4 sont plus représentatives en terme de nombre d'espèces. Ce sont les Chlorophycées, suivie par celle des Cyanobactéries puis celle des Bacillariophycées et Zygnématophycées. Les Euglénophycées, les Xanthophycées et les Dinophycées sont moins représentées.

Nos données ont permis de constater qu'il existe une forte homogénéité spatiale dans la zone centrale du lac de Guiers. Les variables phytoplanctoniques (richesse spécifique, indice de diversité, abondance et biovolume) étudiées ont montré de grandes similitudes entre les stations étudiées (malgré des localisations différentes dans la zone). Toutefois une variation saisonnière de certaines d'entre elles est observée. Les faibles densités sont notées d'avril à juin. Par la suite, les densités augmentent de juillet à septembre à mars. Les effectifs du phytoplancton sont assurés par 17 espèces dont une espèce de diatomées (*Fragilaria* sp.) et deux espèces de cyanobactéries (*Cylindrospermopsis raciborskii* et *Lyngbya versicolor*) qui sont plus caractéristiques.

La composition générale du phytoplancton, observée dans la zone centrale du lac, se retrouve au niveau de la radiale avec une dominance des cyanobactéries et des diatomées. L'abondance du phytoplancton est faible au Sud du lac. Elle augmente vers la zone centrale pour se stabiliser ensuite plus au Nord du lac. Les cyanobactéries sont abondantes dans la zone centrale alors que les diatomées sont plus abondantes au Sud et au Nord du lac. La structure des assemblages d'espèces phytoplanctoniques, à partir des espèces dominantes, se caractérise par 11 groupes fonctionnels dont 4 groupes (P, S, Sn et L0) dominant le phytoplancton. La contribution des groupes S, Sn et P varient au cours du temps. Le groupe P avec *Fragilaria* sp. domine de octobre à mars formant Quant aux groupes Sn et S, regroupant en particulier *C. raciborskii* et *L. versicolor*, ils dominent entre

juillet et octobre. Lors des phases de dominance du groupe **P**, les groupes **Sn** et **S** deviennent minoritaires et inversement.

Il est apparu qu'au lac de Guiers, les organismes zooplanctoniques apparaissent jouer un rôle direct sur la présence de *Fragilaria* sp. (Groupe **P**) alors que ces organismes supérieurs ne semblent pas influencer le développement des cyanobactéries des groupes **S** et **Sn**. Il se distingue également par les analyses de co-inertie un groupe déterminant de variables environnementales composé de la température, de l'irradiance totale, de la direction du vent et de la turbidité des eaux se caractérisant par des tendances saisonnières marquées. Face à ce complexe environnemental, différents groupes fonctionnels sont sélectionnés et structurés dans la communauté phytoplanctonique. Le groupe **P** (*Fragilaria* sp.) accompagné par le groupe **H1** (*Anabeana miniata*) caractérise la communauté de décembre à mars (suite à la crue du fleuve Sénégal) lors des faibles températures, des faibles irradiances et avec des vents de direction nord-est déstructurant la colonne d'eau. A l'inverse les groupes de cyanobactéries (**Sn** et **S** avec *Cylindrospermopsis raciborskii* et *Lyngbya versicolor*) caractérisent la communauté phytoplanctonique d'avril à septembre lors des fortes températures, des fortes irradiances avec des vents dominants de direction nord-ouest stabilisant la colonne d'eau. Ce schéma général observé au lac de Guiers avec les interactions entre crue, stabilité de la colonne d'eau, température et occurrence des espèces dominantes semble représenter un type de fonctionnement fréquemment observé dans les lacs et réservoirs tropicaux et sub-tropicaux. Les genres phytoplanctoniques dominants d'un réservoir sub-tropical australien sont semblables à ceux observés au lac de Guiers, avec une alternance nette entre les proliférations de cyanobactéries (*Cylindrospermopsis*, *Microcystis*) au cours de la saison sèche et les proliférations de diatomées (*Aulacoseira*) en réponse aux crues (HARRIS & BAXTER, 1996).

Dans les environnements aquatiques, la stabilité de la colonne d'eau est considérée comme le facteur clé dans le contrôle de la structure des assemblages phytoplanctoniques (HARRIS *et al.*, 1983 ; DOKULIL & TEUBNER, 2003). A l'échelle de temps mensuel, le passage d'un environnement non stratifié, avec un mélange de la colonne d'eau à des conditions de haute stratification et de stabilité de la colonne d'eau induit logiquement une sélection des espèces avec des stratégies différentes.

La cyanobactérie *C. raciborskii* présente des taux de croissance plus élevés en présence des autres compétiteurs phytoplanctoniques. Cette espèce présente une meilleure croissance

dans le lac de Guiers par rapport à l'eau de Dakar Bango. Les expériences montrent la potentialité du copépode *Pseudodiaptomus hessei* à exercer un impact significatif sur la croissance de la cyanobactérie filamenteuse *Cylindrospermopsis raciborskii*.

La création du barrage de Diama dans les années 80 en aval du fleuve Sénégal a modifié profondément les caractéristiques environnementales du bas Delta, en particulier en créant un hydrosystème stable, le lac de Guiers, en terme d'hydrodynamisme, de salinité et de richesse nutritive. L'apparition dans les années 90 de la cyanobactérie potentiellement toxique *Cylindrospermopsis raciborskii* dans le lac et la disparition de son prédateur potentiel (le copépode *Pseudodiaptomus hessei*) sont des conséquences directes de ces modifications à l'échelle régionale. Il faut également noter que la toxicité des souches de *Cylindrospermopsis raciborskii* n'a jamais été mise en évidence au cours de cette période (2002-2003) alors que la toxicité a été démontrée pour de très nombreuses souches issues du Brésil, de la Hongrie, de l'Australie, de l'Amérique du Nord et même de France. Enfin cette étude met en exergue le fort potentiel d'adaptation de cette espèce dans des conditions environnementales bien différentes de celles reportées par ailleurs, comme au Brésil, en Australie ou en France.

L'augmentation de la fréquence d'apparition d'efflorescences toxiques dans les réservoirs d'eau potable a été rapportée dans le monde entier (CODD, 2000). Les écosystèmes aquatiques eutrophes sont déjà prédisposés aux efflorescences de cyanobactéries et il importe donc de trouver des solutions pour lutter contre l'eutrophisation et prévoir des efforts de restauration de milieu. Ce phénomène récent d'efflorescences toxiques constitue donc un nouveau sujet de préoccupation sanitaire pour les autorités locales, voire internationales. La salubrité de l'eau pour l'Homme, l'élevage et l'aquaculture nécessitent une vigilance constante avec une mise au point de techniques d'étude, de surveillance et de traitements fiables en fonction du contexte économique du pays. En effet la multiplication des barrages, essentiellement dans des zones géographiques à faible ressource en eau comme le cas des pays sahéliens, provoque un risque sanitaire croissant. En effet, les usines de potabilisation associées à ces barrages ne disposent pas de moyens financiers permettant la mise en place rapide de traitement adéquat dans le cas d'une libération possible d'une cyanotoxine.

Même dans le cas où les efflorescences de cyanobactéries seraient non toxiques, un volet d'observation permanent des microalgues doit être développé ainsi que la recherche d'un

potentiel toxique par des tests de toxicité simples par voie chimique ou immunologique. La surveillance des écosystèmes aquatiques à vocation multi-usage doit se généraliser pour éviter des intoxications humaines dues aux cyanotoxines.

De ce travail, quelques perspectives peuvent se dégager :

- poursuivre l'isolement de *Fragilaria* sp. pour son identification. La culture pure de cette espèce permettra de continuer les études de broutage avec le copépode calanide et permettre de comparer les résultats avec ceux obtenus avec *Cylindrospermopsis raciborskii*;
- étudier la toxicité d'une autre cyanobactérie *Anabaena torulosa* isolée du lac de Guiers lors du travail de thèse;
- étendre l'inventaire des microalgues à d'autres écosystèmes aquatiques du bas delta du fleuve Sénégal.

8 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

8) REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Allen M. R., Stott P.A., Mitchell J.F.B., Schnur R. & Delworth T.L., 2000. Quantifying the uncertainty in forecasts of anthropogenic climate change. *Nature*, **407** : 617-620.
- Arfi R., Ba N., Bouvy M., Corbin D. Diop Y., Ka S., Lebihan F., Mboup M., Ndour E.M., Pagano M. & Sané S., 2003. Lac de Guiers: conditions environnementales et communautés phytoplanctoniques. Rapport, IRD/FLAG. 77p.
- Ba N., Noba K., Dieye M., Kane A., Mbaye M. S., Sarr R. S., Kane M., Hane P. D. & Ba A. T., 2005. Etude systématique des Cyanophycées de quelques rizières de la moyenne vallée et du delta du fleuve Sénégal. *Webbia*, soumis.
- Berger C., Couté A., Ba N. & Gugger M., 2005. Cyanobacterial taxa of the Senegal River hydrosystem (northern Senegal, West Africa). *Algol. Stud.* 117: 147-176.
- Berger C., Ba N., Gugger M., Bouvy M., Rusconi F., Couté A., Troussellier M., & Bernard C., 2006. Seasonal dynamics and toxicity of *Cylindrospermopsis raciborskii* in Lake Guiers (Senegal, West Africa). *FEMS*, sous presse.
- Bernard C., Harvey M., Briand J.F., Bire R., Krysz S. & Fontaine J.J., 2003. Toxicological comparison of diverse *Cylindrospermopsis raciborskii* strains: evidence of liver damage caused by a French *C. raciborskii* strain. *Environ. Toxicol.*, **18** : 176-86.
- Blomqvist P., Pettersson A. & Hyenstrand P., 1994. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Arch. Hydrobiol.*, **132** : 141-164.
- Bogdan K.G. & Gilbert J.J., 1987. Quantitative comparison of food niches in some freshwater zooplankton. *Oecologia*, **72**: 331-340.
- Bouchard V.M., 2004. Floraisons de cyanobactéries au lac Saint-Augustin: dynamique à court terme et stratification, Université Laval.
- Bourelly P., 1966. Les algues d'eau douce : les algues vertes, éd. N.Boubée, **1** 572 p.
- Bourelly P., 1968. Les algues d'eau douce : les algues jaunes et brunes, éd. N.Boubée, **2** 517p.
- Bourelly P., 1970. Les algues d'eau douce : les algues bleues et rouges, éd. N.Boubée, **3** 606 p.
- Bouvy M. 1991. Contrôle du compartiment bactérien dans les écosystèmes aquatiques tropicaux : le rôle de la prédation. Doc . Habilitation à diriger des recherches, Université Montpellier II.
- Bouvy M., Molica R., Oliveira S., Marinho M. & Beker B., 1999. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. *Aquat. Microb. Ecol.* **20** : 285-297.
- Bouvy M., Pagano M. & Troussellier M., 2001. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). *Aquat. Microb. Ecol.* **25** (3) : 215-227.
- Bouvy M., Nascimento S.M., Molica R.J.R., Huszar V. & Azevedo S., 2003. Approche écologique de la qualité de l'eau des réservoirs dans l'état du Pernambouc (Nordeste brésilien). *Sécheresse* **14** (2) : 85-93.
- Branco C.W.C. & Senna P.A.C., 1991. The taxonomic elucidation of the Paranoá Lake (Brasilia, Brazil) problem: *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Bull. Jard. Bot; Nat. Belg*; **61** : 85-91.

- Branco C.W.C. & Senna P.A.C.**, 1994. Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. *Algol. Stud.* **75** : 85-96.
- Briand J.F.**, 2001. Cyanobactéries toxiques : prolifération et production toxinique de deux espèces de la région parisienne, *Cylindrospermopsis raciborskii* et *Planktotrix agardhii*. Développement d'un bio-essai sur neuroblastomes pour la détection des toxines de type PSP. Thèse doctorat MNHN.
- Briand J.F., Robillot C., Quiblier-Llobéras C., Humbert J.F., Couté A. & Bernard C.**, 2002. Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. *Water Res.*, **36** : 3183-3192.
- Briand J.F. Leboulanger C., Humbert J.F. Bernard C. & Dufour P.**, 2004. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming. *J. Phycol.*, **40** (2) : 231-238.
- Briand J.F., McCauley E.**, 1978. Cybernetic mechanisms in lake plankton systems: how to control undesirable algae. *Nature*, **30** : 273-228.
- Burns J, Chapman A, Williams C, Flewelling L, Carmichael W.W., Pawlowicz M.**, 2000. Cyanotoxins blooms in Florida(lake, rivers and tidal river estuaries) : the recent invasion of toxigenic *Cylindrospermopsis raciborskii* and consequences for Florida's drinking water supplies. In *Conference Abstracts of the 9th Int. Conf. Harmful Algae. Hobart, Australia.*
- Butterwick C., Heaney S. I. & Talling J. F.**, 2005. Diversity in the influence of temperature on the growth rates of freshwater algae, and its ecological relevance. *Freshw. Biol.*, **50**. 291-300
- Carl Bro International**, 1999. Etude bathymétrique et limnologique du lac de Guiers. Rapport de synthèse *Hydroconsult international, SGP*. 119 p.
- Chiandani G. & Vighi M.**, 1974. The N: P ratio and testes with *Selenastrum* to predict eutrophication in lakes. *Water Res.*, **8** : 1062-1069.
- Chisholm S.W.**, 1992. Phytoplankton size. In: Falkowski PG, Woodhead AD (eds) Primary production and biogeochemical cycles in the sea. *Plenum Press, New York* : 213-237.
- Chorus I. & Bartram J.**, 1999. Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management. *E & FN Spon.*, London. 415 p.
- Codd G.A.**, 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecological Engineering*, **16** : 51-60.
- Cogels F.X., Thiam A. et Gac J.Y.**, 1993. Premiers effets des barrages du fleuve Sénégal sur le lac de Guiers. *Rev. Hydrobiol. Trop.*, **26** (2) : 105-117.
- Cogels F.X. & Gac J.Y.**, 1995. Lake of Guiers (Senegal, West Africa). *ILEC Newsletter*, **20** : 6-7.
- Cogels F.-X., Fraboulet-Jussila S. & Varis O.**, 2001. Multipurpose use and water quality challenges in Lac de Guiers (Senegal). *Water Sci. Technol.*, **44** : 35-46.
- Compère P.**, 1991. Contribution à l'étude des algues du Sénégal. Algues du lac de Guiers et du Bas Sénégal. *Bulletin du jardin botanique national de Belgique*, **61** : 171-267.
- Couté A. & Bouvy M.**, 2004. A new species of the genus *Cylindrospermopsis*, *C. acuminato-crispa* spec. nova (Cyanophyceae, Nostocales) from Ingazeira reservoir, Northeast Brazil. *Algol. Stud.* **113** : 57-72.

- Couté A. & Chauveau O., 1994. Algae. *Encyclopaedia Biospeologica I*, éd., Société de Biopédologie, ISSN 0398-7973, 3^{ème} trimestre : 371-380.
- Couté A., Leitao M. & Martin C., 1997. Première observation du genre *Cylindrospermopsis* (Cyanophyceae, Nostocales) en France. *Cryptogamie Algol.*, **18** : 57-70.
- Couté A. et Rousselin ., 1975. Contribution à l'étude des algues d'eau douce du Moyen Niger (Mali). *Bul. Mus. Nat. Hist. Nat. Paris Ser. 3, 277 Bot.*, **21** : 73-176.
- Dauta A. & Feuillade J., 1995. Croissance et dynamique des populations algales. In : Limnologie générale. R. Pourriot et M. Meybeck. Paris, Masson ; Coll. Ecol. (25) : 328- 350.
- Dawidowicz P., 1990. Effectiveness of phytoplankton control by large-bodied and small-bodied zooplankton. *Hydrobiologia*, **200** (201) : 43-47.
- DeMott W.R., Zhang Q. & Carmichael W.W., 1991 Effects of toxic cyanobacteria and purified toxins on the survival and feeding of a copepod and three species of *Daphnia*. *Limnol. Oceanogr.*, **36** : 1346-1357.
- De Reviere B., 2003. Biologie et phylogénie des algues. *Belin*, Paris. Collection Sup Sciences. Tome 2 : 255p.
- Descy J.P. & Coste M., 1990. Utilisation des diatomées benthiques pour l'évaluation de la qualité des eaux courantes. Rapport final. UNECD-NAMUR, CEMAGREF, Bordeaux CEE-B. 112 p.
- Dia A. & Reynaud P.A., 1982. Le phytoplancton du lac de Guiers : approche qualitative et quantitative. *Cahiers ORSTOM, série Biologie*, **45** : 35-47.
- Dokulil M.T. & Mayer J., 1996. Population dynamics and photosynthetic rates of a *Cylindrospermopsis -Limnothrix* association in a highly eutrophic urban lake, Alte Donau, Vienna, Austria. *Algol. Stud.*, **83** : 179-195.
- Dokulil M. T. & Teubner K., 2000. Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, **438** : 1-12.
- Dokulil M.T. & Teubner K., 2003. Steady state phytoplankton assemblages during thermal stratification in deep alpine lakes. Do they occur ? *Hydrobiologia*, **502**: 65-72.
- Dos Santos A.C.A. & Calijuri M.C., 1998. Survival strategies of some species of the phytoplankton community in the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, **367** : 139-152.
- Dufour P. & Berland B. 1999. Nutrient control of phytoplanktonic biomass in atoll lagoons and Pacific ocean waters: studies with factorial enrichment bioassays. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **234** (2) : 147-166.
- Dufour P., Sarazin G., Quiblier C., Leboulanger C., Sane S., 2003. Cascading nutrient limitation of the cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* in a sahelian lake (North Senegal). *soumis*
- Engle D. L. & Melack J. M., 1993. Consequences of riverine flooding for seston and the periphyton of floating meadows in an Amazon floodplain lake. *Limnol. Oceanogr.*, **38** : 1500-1520.
- Fabbro L.D. & Duivenvoorden L.J., 1996. Profile of a bloom of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya and Subba Raju in the Fitzroy River in tropical central Queensland. *Mar. Freshw. Res.*, **47** : 685-694.
- Falconer I.R., 1999. An overview of problems caused by toxic blue-green algae (cyanobacteria) in drinking and recreational water. *Environ. Toxicol.*, **14** : 5-12.

- Falconer I.R.**, 2001. Toxic cyanobacterial bloom problems in Australian waters : risks and impacts on human health. *Phycologia*, **40** : 228-233.
- Fall I.**, 1982. Etude de la végétation spontanée et cultivée de la région du lac de Guiers, Secteur de -Ngnith Mémoire de DEA, ISE. 125p.
- Fergusson K.M. & Saint C.P.**, 2003. Multiplex PCR assay for *Cylindrospermopsis raciborskii* and cylindrospermopsin-producing cyanobacteria. *Environ. Toxicol.*, **18** : 120-125.
- Frontier, S.**, 1969. Sur une méthode d'analyse faunistique rapide du zooplancton. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **3** : 18-26.
- Frontier, S.**, 1976. Utilisation des diagrammes rangs-fréquences dans l'analyse des écosystèmes. *J. Rech. Oceanogr.*, **1** : 35-47.
- Gac J.Y., Coly A. Niang A. Carn M. & Cogels F.X.**, 1993 Bilan hydrologique du lac de Guiers en 1992 : vers une gestion concertée des crues du fleuve Sénégal. *Doc mult. ORSTOM*.
- Goldman C.R.**, 1960. Primary production and limiting factors in three lakes of the Alaskan peninsula. *Ecol. Monogr.*, **30** : 207-230.
- Gonzalez A. & Descamps-Julien B.**, 2004. Population and Community Variability in Randomly Fluctuating Environments. *Oikos*, **106** : 105-116.
- Gray J.S. & Pearson T.H.**, 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. Comparative methodology. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **9** : 111-119.
- Gray J.S., Clarke K.R., Warwick R.M. & Hobbs G.**, 1990. Detection of initial effects of pollution on marine benthos: an example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **66** : 285-299.
- Grönblad R., Prowse G.A. & Scott A.M.** 1958. Sudanese Desmids. *Acta Botanica Fennica* **58**: 1-82.
- Gross E.M.**, 2003. Allelopathy of aquatic autotrophs. *Crit. Rev. Plant. Sci.*, **22** : 313-339.
- Guermeur P.**, 1954. Diatomées de l'AOF (Première liste : Sénégal), IFAN. Catalogue, **12**, 137 p.
- Gugger M., Molica R., Le Berre B., Dufour P., Bernard C. & Humbert J.F.**, 2005. Genetic diversity of *Cylindrospermopsis* Strains (Cyanobacteria) isolated from four continents. *Appl. Environ. Microbiol.*, **71** (2) : 1097-1100.
- Hansen B., Wernberg-Moller T. & Wittrup L.**, 1997. Particule grazing efficiency and specific growth efficiency of the rotifer *Brachionus plicatilis* (Muller). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **215** : 217-233.
- Harris G. P., Piccinin B.B. & Van R.J.**, 1983. Physical variability and phytoplankton communities : 5 Cell size, niche diversification and the role of competition. *Archiv Hydrobiol.*, **98** : 215-239.
- Harris G.P. & Baxter G.**, 1996. Interannual variability in phytoplankton biomass and species composition in North Pine Dam, Brisbane. *Freshw. Biol.* **35** : 545-560.
- Hatos G.N.**, 2003. Growth, filtration and ingestion rate of the rotifer *Brachionus plicatilis* fed with large (*Asteromonas gracilis*) and small (*Chlorella sp.*) celled algal species. *Aquat. Res.*, **34**: 793-802.

- Havens K.E., Phlips E., Cichra M. & Li B., 1998. Light availability as a possible regulator of cyanobacteria species composition in a shallow subtropical lake. *Freshw. Biol.*, **39** : 547-556.
- Hawkins P.R., Runnegar M.T.C., Jackson A.R.B. & Falconer I.R., 1985. Severe hepatotoxicity caused by the tropical cyanobacterium (blue-green algae) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya and Subba Raju isolated from a domestic supply reservoir. *Appl. Environ. Microbiol.*, **50** : 1292-1295.
- Henning M., Hertel H., Wall H. & Kohl J. G., 1991. Strain-specific influence of *Microcystis aeruginosa* on food ingestion and assimilation of some cladocerans and copepods. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.*, **76** : 37-45.
- Hisbergues, M., Christiansen, G., Rouhiainen, L., Sivonen, K. & Börner, T. , 2003. PCR-based identification of microcystin-producing genotypes of different cyanobacterial genera. *Archiv Microbiol.*, **180** : 402-410.
- Hrbacek J., 1962. Species composition and the amount of the zooplankton in relation to the first stock. *Rozpr. Ceskosl. Akad. Ved.*, **72** : 1-116.
- Hrbacek J. & Hrbacekova M.E., 1966. The taxonomy of the genus *Daphnia* and problem of "Biological indication". *Verh. Inter. Ver. Limnol.*, **16** : 1661-1667.
- Hurlbert S. H., 1971. The non-concept of species diversity: A critique and alternative parameters. *Ecology*, **52** : 577-586.
- Huszar V.L.M. & Reynolds C.S., 1997. Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Pará, Brazil): responses to gradual environmental change. *Hydrobiologia*, **346** : 169-181.
- Huszar V.L.M., Silva L.H.S., Marinho M., Domingos P. & Sant'Anna C.L., 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, **424** : 67-77.
- Hutchinson G. E., 1957. A treatise on Limnology. Vol. 1. Geography, Physico and Chemistry. *John Wiley and Sons, Inc.*, New York, 1115 p.
- Interlandi S. J., Kilham S. S. & Theriot E. C., 1999. Responses of phytoplankton to varied resource availability in large lakes of the Greater Yellowstone Ecosystem. *Limnol. Oceanogr.* **44** : 668-682.
- Istvánovics V., Somlyódy L. & Clement A., 2002. Cyanobacteria mediated internal eutrophication in shallow Lake Balaton after load reduction. *Water Res.* **36** : 3314-22.
- Jaynes M. L. & Carpenter S.R., 1986. Effects of vascular and nonvascular macrophytes on sediment redox and solute dynamics. *Ecology*, **67** : 875-882.
- Joint I., Henriksen P., Fonnes G.A., Bourne D., Thingstad T.F. & Riemann B., 2002. Competition for inorganic nutrients between phytoplankton and bacterioplankton in nutrient manipulated mesocosms. *Aquat. Microb. Ecol.*, **29** : 145-159.
- Jones G.J. & Poplawski W., 1998. Understanding and management of cyanobacterial blooms in subtropical reservoirs of Queensland, Australia. *Water Sci. Technol.*, **37** : 161-168.
- Kâ S., Pagano M., Bouvy M., Kouassi E., Champalbert G., Thiaw O. T., 2005. Feeding of *Pseudodiaptomus hessei* on filamentous cyanobacteria in tropical shallow reservoirs (Senegal). IX International symposium of Copepods, Hammamet, Tunisie, 10-15 July 2005.
- Kâ S., Pagano M; Ba N., Bouvy M., Leboulanger C., Arfi R., Thiaw O. T., NDour E.H.M., Corbin D., Defaye D., Cuoc C. & Kouassi E., 2006. Zooplankton distribution related to

- environmental factors and phytoplankton in a shallow tropical lake (Lake Guiers, Senegal, West Africa), soumis.
- Karr J.R.**, 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecol. Appl.*, **1** (1) : 66-84.
- Klug M.J. & Tiedje J.M.**, 1993. Response of microbial communities to changing environmental conditions: chemical and physiological approaches. pp. 371-374. In R. Guerrero and C. Pedros-Alio (eds.), *Trends in Microbial Ecology, Spanish Society for Microbiology*, Barcelona, Spain.
- Komárková, J.**, 1998. The tropical planktonic genus *Cylindrospermopsis* (Cyanophytes, Cyanobacteria). In : *Proceedings of 4th Latin-american Congress of Phycology*. - (Ed. Azevedo, T. de Paiva). - Sao Paulo, Secretaria do Meio Ambiente do Estado. 14 s.S. : 327-340.
- Komárkova J., Laudaes-Silva R. & Senna P. A. C.**, 1999. Extreme morphology of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria) in the Lagoa do Peri, a freshwater coastal lagoon, Santa Catarina, Brazil. *Algol. Stud.*, **94** : 207-22.
- Komárek J. & Anagnostidis K.**, 1995. Cyanoprokaryota. Süßwasserflora von Mitteleuropa : 49-96.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H.**, 1986-2000. -. Bacillariophyceae. In : *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & Mollenhauer D., eds). Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, 1-5.
- Kromkamp J.**, 1987. Formation and functional significance of storage products in cyanobacteria. *New Zeal. J. Mar. Fresh. Res.*, **21** : 457-465.
- Kruk C., Mazzeo N., Lacerot G. & Reynolds C.S.**, 2002. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *J. Plankton Res.*, **24**, 901-912.
- Kurmayer R, Christiansen G., Gumpenberger M. & Fastner J.**, 2005. Genetic identification of microcystin ecotypes in toxic cyanobacteria of the genus *Planktothrix*. *Microbiology*, **151** : 1525-1533.
- Lagos N., Onodera H., Zagatto P.A., Andrinolo D., Azevedo S.M.F.Q. & Oshima Y.**, 1999. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. *Toxicon*, **37** : 1359-1373.
- Lampert W.**, 1987. Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zeal. J. Mar. Fresh. Res.* **21** : 483-490.
- Lathrop C.**, 1988. Evaluation of whole-lake nitrogen fertilization for controlling blue-green algal blooms in a hypereutrophic lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **45** : 2061-2075.
- Lauterborn R.** (1915) Die sapropelische lebewelt. (Ein Beitrag zur biologie des Faulschlammes. Natürlicher Gewässer) *Verh. Naturhist. Mediz. Ver. Heidelberg, N.F.*, **13** : 317-323.
- Lawton J.H., Naeem S., Thompson L.J., Hector A. & Crawley M.J.**, 1998. Biodiversity and ecosystem function: getting the Ecotron experiment in its correct context. *Funct. Ecol.*, **12** : 848-852.
- Lazarro X.**, 1987. A review of planktivorous fishes: their evolution, feeding behaviours, selectivities, and impacts. *Hydrobiologia*, **146** : 97-167.
- Leboulanger C., Dorigo U., Jacquet S., Le Berre B., Paolini G. & Humbert J.F.**, 2002. Application of a submersible spectrofluorometer for rapid monitoring of freshwater cyanobacterial blooms: a case study. *Aquat. Microb. Ecol.*, **30** : 83-89.

- Leger D., Schmit J.P., Youla M., Cogels F.X. & Gac J.Y., 1990. Etude d'un écosystème aquatique sahélien. Composition chimique élémentaire des eaux du lac de Guiers (Sénégal). Rapport du CECI. 85 p.
- Leitão M., Morata S., Rodriguez S. & Vergon J.P., 2003. The effects of perturbations on phytoplankton assemblages in a deep reservoir (Vougans, France). *Hydrobiologia*, **502** : 73-83.
- Lewis W.M.J., 1995. Tropical lakes : how latitude makes a difference. In Timotius K.H. & Goltenboth F., Tropical Limnology (eds), vol 1. Datya Wacana Christian University, Salatiga, Indonesia : 29-44.
- Li R., Charmichael W.W., Brittain S., Eaglesham G.K., Shaw G.R., Mahakhant A., Noparatnaraporn N., Yongmanitchai W., Kaya K. & Watanabe M.M. 2001. Isolation and identification of the cyanotoxin cylindrospermopsin and deoxy-cylindrospermopsin from a Thailand strain of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria). *Toxicon* **39** : 973-980.
- Lung'aya H. B.O., M'Harzi A., Tackx M., Gichuki J. & Symoens J.J., 2000. Phytoplankton community structure and environment in the Kenyan waters of Lake Victoria. *Freshw. Biol.*, **43**: 529-543.
- Lynch M., 1980. *Aphanizomenon* blooms: alternate control and cultivation by *Daphnia pulex*. In Kerfoot W.C. (Ed), Evolution and ecology of zooplankton communities. *The University Press of New England*, Hanover (N.H.); London : 299-304.
- Magurran A.E., 1988, Ecological diversity and its measurement. *Princeton Univ. Press*, Princeton. 179 p.
- McQueen D.J., Post J.R. & Mills E.L., 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **43** : 1571-1581.
- Moss B., 1980 Ecology of Freshwaters. *Blackwell Scientific Publications*, Oxford. NP
- Naselli-Flores L. & Barone R., 2003. Steady state assemblages in a Mediterranean hypertrophic reservoir. The role of *Microcystis* eco-morphological variability in maintaining an apparent equilibrium. *Hydrobiologia*, **502** : 133- 143.
- Ohtani I., Moore R. & Runnegar M.T.C., 1992. Cylindrospermopsin: a potent hepatotoxin from the blue-green alga *Cylindrospermopsis raciborskii*. *J Am Chem Soc*, **114** : 7941-7942.
- Oliver R.L. & Ganf G.G., 2000. Freshwater blooms, p. 149-194. In Whitton B. A. & Potts M. [eds.], The Ecology of Cyanobacteria - Their Diversity in Time and Space. *Kluwer Academic Publishers*.
- Orcutt J.D. & Pace M.L., 1984. Seasonal dynamics of rotifer and crustacean zooplankton populations in a eutrophic, monomictic lake with a note on rotifer sampling techniques. *Hydrobiologia*, **119** : 73-83.
- Padisák J., 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, **4** : 563-593.
- Padisák J. 1998. Sudden and gradual responses of phytoplankton to global climate change: case studies from two large , shallow lakes (Balaton, Hungary; Niesiedlersee, Austria/Hungary). In: George D.G., Jones J.G., Ouncochar P., Reynolds C.S. & Sutcliffe D.X. (Eds). Management of lakes and reservoirs during global change. *Kluwer Acad. Publ. Dordrecht*, London : 111-125.

- Padisák J. & Reynolds C. S.**, 1998. Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia*, **384** : 41-53.
- Padisák J., Borics G., Fehér G., Grigorsky I., Oldal I., Schmidt A. & Zamboné-Doma Z.** 2003. Dominant species, functional assemblages in Hungarian small shallow lakes. *Hydrobiologia*, **502** : 157-168.
- Paerl H.W.**, 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. *Limnol. Oceanogr.*, **33** : 823-847.
- Paerl H.W. & Pinckney J.L.**, 1996 A mini-review of microbial consortia: their roles in aquatic production and biogeochemical cycling. *Microb. Ecol.* **31** : 225-247.
- Paloheimo J.E. & Zimmerman A.P.**, 1983. Factors influencing phosphorus-phytoplankton relationships. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **40** : 1804-1812.
- Pierce D.**, 2004. Future changes in biological activity in the North Pacific due to anthropogenic forcing of the physical environment. *Climatic Change*, **62** : 389 - 418.
- Pouques de M.L.**, 1956. Examen de la flore algale de quelques mares du Sénégal. IFAN. *Extrait du Bulletin de la Société des Sciences de Nancy* : 76-83.
- Pourriot R. & Meybeck M.**, 1995. Limnologie générale, Masson, Paris. 956 p.
- Présing M., Herodek S., Vörös L. & Kóbor I.**, 1996. Nitrogen fixation, ammonium and nitrate uptake during a bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii* in Lake Balaton. *Arch. Hydrobiol.* **136** : 553-562.
- Redfield A.C.**, 1934. On the proportion of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton, James Johnston Memorial Volume : 176-192.
- Reed C.**, 1978. Species diversity in aquatic micro-ecosystems. *Ecology*, **59** : 481-488.
- Reynaud P.A. & Roger P.A.**, 1981. Devenir d'inoculum de cyanobactéries pendant les deux premiers mois du cycle du riz sur un sol engorgé. *Cahiers ORSTOM, série Biologie*, **43** : 53-59.
- Reynaud P.A. & Roger P.A.**, 1981. Distribution verticale des algues et de l'activité fixatrice d'azote dans un tapis algal. *Cahiers ORSTOM, série Biologie*, **43** : 67-73.
- Reynolds C. S.**, 1984. The Ecology of Freshwater Phytoplankton. *Cambridge University Press*. 384 p.
- Reynolds C. S.**, 1987. Cyanobacterial water-blooms. *Adv. Bot. Res.* **13** : 68-143.
- Reynolds C.S.**, 1992. Dynamics, selection and composition of phytoplankton in relation to vertical structure in lakes. *Arch. Hydrobiol. Beih. Engeben. Limnol.*, **35** : 13-31.
- Reynolds C.S.**, 1997. Vegetation processes in the pelagic : a model for ecosystem theory. *Ecology Insitute, Oldendorf/ Luhe.* pp 371.
- Reynolds C.S.**, 1998. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia*, **11** (26) : 369-370.
- Reynolds C.S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L. & Melo S.**, 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.*, **24** : 417-428.
- Richardson K., Beardall J. & Raven J.A.**, 1983. Adaptation of unicellular algae to irradiance: An analysis of strategies. *New Phytologist*, **93** : 157-191.
- Riegman R., Flaming I.A. & Noordeloos A.A.M.**, 1998. Size-fractionated uptake of ammonium, nitrate and urea and phytoplankton growth in the North Sea during spring 1994. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* , **173** : 85-94.

- Robarts R.D. & Southall G.C.**, 1977. Nutrient limitation of phytoplankton growth in seven tropical man-made lakes, with special reference to Lake McIlwaine, Rhodesia. *Arch. Hydrobiol.*, **79** : 1-35.
- Robarts R.D. & Zohary T.**, 1987. Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. *New Zeal. J. Mar. Fresh. Res.*, **21** : 391-399.
- Robillot C. & Hennion M.C.**, 2001. Les principales classes de cyanotoxines et leur détermination. In : toxines d'algues dans l'alimentation. Frémy JM & Lassus P (Eds), *Ed Ifremer* : 41-85.
- Saker M.L. & Griffiths D.J.**, 2000. The effect of temperature on growth and cylindrospermopsin content of seven isolates of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanophyceae) from water bodies in northern Australia. *Phycologia*, **39** : 349-354.
- Schindler D. W.**, 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. *Science*, **184** : 897-899.
- Schindler D.W.**, 1997. Widespread effects of climatic warming on freshwater ecosystems in North America. *Hydrol.Process.*, **11** : 1043-1067.
- Schindler D.W. & Fee E.J.**, 1974. Experimental lakes area: Whole-lake experiments in eutrophication. *J. Fish. Res. Board Can.*, **31** : 937-953.
- Schindler D.W., Armstrong F.A.J., Holmm3ren S.K., & Brunskill G.J.**, 1971. Eutrophication of Lake 227, Experimental Lakes Area, northwestern Ontario, by addition of phosphate and nitrate. *J. Fish. Res. Board Can.*, **28** : 1763.1782.
- Schulze E.D. & Caldwell M.M.**, 1995. Ecophysiology of Photosynthesis. *Springer Verlag*, Berlin. 576 p.
- Sevrin-Reyssac J.**, 1997. Instabilité du phytoplancton dans les étangs de pisciculture. Le phénomène des eaux claires. *Exp. Environ. Bot.*, **38** : 211-221.
- Sevrin-Reyssac J., Blier R., Dumes A. & Ouelette Y.**, 1996. Epuration du lisier de porcs par des cultures intensives de micro-algues. *Bull. Ecol.* **35** : 41-68.
- Shapiro J.**, 1997. The role of carbon dioxide in the initiation and maintenance of blue-green dominance in lakes. *Freshw. Biol.* **37** : 307-323.
- Sieburth J.M., Johnson K.M., Burney C.M. & Lavoie D.M.**, 1977. Estimation of *in situ* rates of heterotrophy using diurnal changes in dissolved organic matter and growth rates of picoplankton in diffusion culture. *Helgol Wiss Meeresunters*, **30** : 565-574.
- Skuja H.**, 1948. Taxonomische des phytoplankton Einiger seen in uppland schweden. *Symbolae Botanicae Upsalienses*, **9** (3) : 1-399.
- Skuja H.**, 1956. Taxonomische und bioloische Studien Uber Das Phytoplankton Schwedischer Binnengewässer *Nova acta regiae societatis scientiarum. Upsaliensis* Ser. 4,16, **3** : 1-404.
- Smayda T.J.**, 1965. A quantitative analysis of the phytoplankton Gulf of Panama: On the relationship between ¹⁴C assimilation and diatom standing crop. *Bull. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, **9** (7) : 465-531.
- Smith V. H.**, 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, **221** : 669-671.
- Sommer U., Gliwicz Z.M., Lampert W. & Duncan A.**, 1986. The PEG-model of seasonal succession of plankton events in freshwaters. *Archiv Hydrobiol.*, **106** : 436-440.
- Sonzogni W.C. & Chapra S.C., Armstrong D.E., & Logan T.J.**, 1982. Bioavailability of phosphorus inputs to lakes. *J. Environ. Qual.*, **11** : 555-563.

- Source internet** <http://www.ird.nc/BASE/BIODIVERSITE>. Le phytoplancton.
- Source internet** <http://www.Webencyclo.com>. Réserve mondiale en eau douce.
- Source internet** <http://www.environnement.gouv.sn>. Environnement et cadre de vie
- Source internet** http://www.ifremer.fr/rebent/Document/fiches_techniques. Traitement des données stationnelles.
- Sournia, A.**, 1968. Diatomées planctoniques du Canal de Mozambique et de l'île Maurice. *Mem. O.R.S.T.O.M.*, **31**. Paris. 120 p.
- Souza de R.C.R., Carvalho M.C. & Truzzi A.C.**, 1998. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolos.) Seenayya et Subba Raju (Cyanophyceae) dominance and a contribution to the knowledge of Rio Pequeno Arm, Billings reservoir, Brazil. *Environ.Toxicol. Water Qual.*, **13** : 73-81.
- Stirling G. & Wilsey B.J.**, 2001. Empirical relationships between species richness, evenness and proportional diversity. *Am. Nat.*, **158** : 286-300.
- Sun J. & Liu D.**, 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and area for phytoplankton. *J. Plankton Res.*, **25** (11) : 1331-1346.
- Talling J. & Lemoalle J.**, 1998. Ecological dynamics of tropical inland waters. *Cambridge University Press*. 384 p.
- Thiam A.**, 1984. Contribution à l'étude phytoécologique de la zone de décrue du lac de Guiers(Sénégal), Thèse de 3^{ème} cycle, UCAD, Faculté des Sciences. 105 p.
- Thiam, A., NDiaye R. & Ouattara M.**, 1993. Macrophytes aquatiques et zooplancton du lac de Guiers (Sénégal). Université Cheikh Anta Diop, ISE, Dakar, Sénégal, 51 pp.
- Thioulouse J., Chessel D., Dolédec S. & Olivier J.M.**, 1997 : ADE 4 : a multivariate analysis and graphical display software. *Stat. Comput.*, **7** : 75-83.
- Tilman D.**, 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles. *Ecology*, **80**, 1455-1474.
- Tóth G.L. & Padisák J.**, 1986. Meteorological factors affecting the bloom of *Anabaenopsis raciborskii* Wolosz. (Cyanophyta: Hormogonales) in the shallow lake Balaton, Hungary. *J. Plankton Res.*, **8** : 353-363.
- Traoré O.**, 1995. Etude des échanges hydrogéologiques entre les eaux du lac de Guiers et la nappe alluviale superficielle sous-jacente (Sénégal) Mem. DEA Institut des sciences de l'environnement. 107 p.
- Travers M.**, 1964. Diversité du microplancton du Golf de Marseille. Station Marine d'Endoume et Centre d'Océanographie, Marseille, France : 308-343.
- Utermöhl H.**, 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Method. *Int. Ver. theor. angew. Limnol.*, **9** : 1-39.
- Varis O. & Lahtela V.**, 2002. Integrated water resources management along the Senegal River - Introducing an analytical framework. *Internat. J. Water Res. Develop.*, **18**: 501-521.
- Warwick R.M. & Clarke K.R.**, 1991. A comparison of some methods for analysing changes in benthic community structure. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **71** : 225-244.
- Welch E.B.**, 1980. Ecological effects of waste water. Cambridge, Cambridge University Press, 337 p.
- Wetzel. R. G. & Likens G.E.**, 2000. Limnological Analyses 3rd edition *Springer-Verlag*. 429 p.

- Wetzel R. G., 2001. *Limnology : Lake and River Ecosystems*, 3rd . *Academic Press*. 1006 p.
- Weyhenmeyer G.A., 2001. Warmer winters: Are planktonic algal populations in Sweden's largest lakes affected? *Ambio*, **30** : 565 - 571.
- Weyhenmeyer G. A., Blenckner T. & Pettersson K., 1999. Changes of the plankton spring outburst related to the North Atlantic Oscillation. *Limnol. Oceanogr.*, **44** : 1788-1792.
- Wiegand C. & Pflugmacher S., 2005. Ecotoxicological effects of selected cyanobacterial secondary metabolites - A short review. *Toxicol. Appl. Pharmol.*, **203** : 201-218.
- Yentsch C. S. & Menzel D. W., 1963. A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. *Deep Sea Res.*, **10**: 221-231.

9 ANNEXES

9) ANNEXES

Annexe 1: Milieu de culture ASM1

Solutions stocks : 500 ml

	<i>g</i>
(1) NaNO ₃	42,5
(2) Mm ₃ SO ₄ , 7 H ₂ O	24,6
(3) Mm ₃ Cl ₂ , 6 H ₂ O	20,3
(4) CaCl ₂ , 2 H ₂ O	14,7
(5) K ₂ HPO ₄	8,71
ou	
K ₂ HPO ₄ , 3 H ₂ O	11,4
(6) Na ₂ HPO ₄ , 12 H ₂ O	17,9
ou	
Na ₂ HPO ₄ , 7 H ₂ O	13,4
(7) EDTA-Na ₂	10
(8) Na ₂ CO ₃	200
(9) Solution d'éléments-traces : 500 ml	
mm³	
(a) FeCl ₃ , 6 H ₂ O	540
(b) H ₃ BO ₃	1236
(c) MnCl ₂ , 4 H ₂ O	692
(d) ZnCl ₂	218
(e) CoCl ₂ , 6 H ₂ O	5 ml
<i>(Solution-mère de CoCl₂, 6 H₂O : 194 mm³/100 ml)</i>	
(f) EDTA-Na ₂ , 2 H ₂ O	4121 mm ³
ou	
EDTA-Na ₂	3722 mm ³

Préparation d'un litre de milieu :

*La solution d'oligo-éléments (7) est à **chauffer** mais **sans faire bouillir**, afin de dissoudre les cristaux

Prendre 2 ml de (1) et 1 ml de (2 à 9)
Autoclavage du milieu : 30 min à 120°C

Nota Bene : Utiliser de l'eau Milli-Q fraîche pour préparer les solutions stocks et le milieu.

Les solutions stocks sont conservées au réfrigérateur

Annexe 2 : Liste des espèces inventoriées avec leur biovolume moyen ; nd : non déterminé

Espèce	Code	Famille	Classe	Biovol (µm ³)
<i>Anabaena elliptica</i> Skuja.	C1	Nostocacée	Cyanophycée	6584
<i>Anabaena flos-aque</i> var. <i>laxa</i> (Lyngb.) Bréb.	C2	Nostocacée	Cyanophycée	2968
<i>Anabaena torulosa</i> Born. & Flah.	C3	Nostocacée	Cyanophycée	770
<i>Anabaena solitaria</i> Kleb.	C4	Nostocacée	Cyanophycée	2306
<i>Anabaena miniata</i> (Nag.) Oltm.	C5	Nostocacée	Cyanophycée	11494
<i>Anabaena variabilis</i> Born. & Flah.	C6	Nostocacée	Cyanophycée	716
<i>Aphanocapsa</i> sp.	C7	Chroococcacée	Cyanophycée	34
<i>Aphanothece stagnina</i> (Spreng.) A. Br.	C8	Chroococcacée	Cyanophycée	1696
<i>Chroococcus globosus</i> (Elen.) Hind.	C9	Chroococcacée	Cyanophycée	700
<i>Chroococcus limneticus</i> Lemm.	C10	Chroococcacée	Cyanophycée	2984
<i>Chroococcus turgidus</i> (Kütz.) Näg.	C11	Chroococcacée	Cyanophycée	297
<i>Cylindrospermopsis Africana</i> Komár. & Kling	C12	Nostocacée	Cyanophycée	290
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Wolo.) Seen. & Subba Raju	C13	Nostocacée	Cyanophycée	1099
<i>Koovophorum minutum</i> Skuja.	C14	Oscillatoriacée	Cyanophycée	482
<i>Lyngbya major</i> Gom.	C15	Oscillatoriacée	Cyanophycée	3126
<i>Lyngbya versicolor</i> Gom.	C16	Oscillatoriacée	Cyanophycée	1570
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehr.) Kütz.	C17	Chroococcacée	Cyanophycée	392
<i>Merismopedia ferrophilla</i> Meyenn.	C18	Chroococcacée	Cyanophycée	531
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	C19	Chroococcacée	Cyanophycée	1093
<i>Merismopedia warmingiana</i> Lagerh.	C20	Chroococcacée	Cyanophycée	91
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.	C21	Chroococcacée	Cyanophycée	68
<i>Microcystis incerta</i> Lemm.	C22	Chroococcacée	Cyanophycée	1818
<i>Oscillatoria irrita</i> Gom.	C23	Oscillatoriacée	Cyanophycée	459
<i>Oscillatoria quadripunctata</i> Brühl & Bisw.	C24	Oscillatoriacée	Cyanophycée	24322
<i>Pseudoabaena galeata</i> Böcher	C25	Oscillatoriacée	Cyanophycée	2621
<i>Rhabdoderma lineare</i> Schmid. & Laut.	C26	Chroococcacée	Cyanophycée	774
<i>Rhabdoderma</i> sp.	C27	Chroococcacée	Cyanophycée	270
<i>Ankistrodesmus tortus</i> Chod.	H1	Oocystacée	Chlorophycées	730
<i>Botryococcus braunii</i> Kütz.	H2	Dictyosphaeriacee	Chlorophycées	71060
<i>Closterium limneticum</i> Lemm.	H3	Desmidiacee	Zygophycées	1145
<i>Closterium strigosum</i> Breb.	H4	Desmidiacee	Zygophycées	12252
<i>Crucigenia apiculata</i> Laut. & Schmid.	H5	Scenedesmacée	Chlorophycées	6072
<i>Crucigenia tetrapedia</i> Kirch.	H6	Scenedesmacée	Chlorophycées	202
<i>Coelastrum astrodeum</i> De Not.	H7	Scenedesmacée	Chlorophycées	386
<i>Coelastrum</i> sp.	H8	Scenedesmacée	Chlorophycées	2138
<i>Cosmarium angulosum</i> Bréb.	H9	Desmidiacee	Zygophycées	989
<i>Cosmarium granatum</i> Bréb.	H10	Desmidiacee	Zygophycées	652
<i>Cosmarium orthopunctulatum</i> Schemid.	H11	Desmidiacee	Zygophycées	363
<i>Cosmarium portianum</i> Archer	H12	Desmidiacee	Zygophycées	479
<i>Dydimocystis bicellularis</i> (Chod.) Kom.	H13	Scenedesmacée	Chlorophycées	214
<i>Euastrum denticulum</i> var. <i>quadrifarium</i> Gay	H14	Desmidiacee	Zygophycées	912
<i>Euastrum platycerum</i> Reins.	H15	Desmidiacee	Zygophycées	6475

<i>Euastrum spinulosus</i> Delp.	H16	Desmidiacée	Zygophycées	11309
<i>Kircheneriella contorta</i> Schemid.	H17	Oocystacée	Chlorophycées	141
<i>Kircheneriella diana</i> (Bohlin) Comas	H18	Oocystacée	Chlorophycées	297
<i>Monoraphidium circinalis</i> Nygaard	H19	Oocystacée	Chlorophycées	38
<i>Monoraphidium griffitii</i> (Berk.) Kom. & Legn.	H20	Oocystacée	Chlorophycées	273
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	H21	Oocystacée	Chlorophycées	425
<i>Pediatrum clatrathum</i> (Schröd.) Lemm.	H22	Hydrodictyacée	Chlorophycées	13565
<i>Pediatrum duplex</i> var. <i>typicum</i> Meyenn.	H23	Hydrodictyacée	Chlorophycées	10202
<i>Pediastrum simplex</i> Meyenn.	H24	Hydrodictyacée	Chlorophycées	3241
<i>Pediastrum</i> var. <i>echinulatum</i> Wittr.	H25	Hydrodictyacée	Chlorophycées	1068
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehr.) Ralfs	H26	Hydrodictyacée	Chlorophycées	2265
<i>Scenedesmus acumumatus</i> (Lagerh.) Chod.	H27	Scenedesmacée	Chlorophycées	112
<i>Scenedesmus acutiformis</i> Schröd.	H28	Scenedesmacée	Chlorophycées	623
<i>Scenedesmus armatus</i> Chod.	H29	Scenedesmacée	Chlorophycées	593
<i>Scenedesmus bicaudatus</i> Dedus.	H30	Scenedesmacée	Chlorophycées	470
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehr.) Chod.	H31	Scenedesmacée	Chlorophycées	1123
<i>Scenedesmus intermedius</i> Chod.	H32	Scenedesmacée	Chlorophycées	200
<i>Scenedesmus magnus</i> Meyenn.	H33	Scenedesmacée	Chlorophycées	369
<i>Scenedesmus producto capitatus</i> Schumala	H34	Scenedesmacée	Chlorophycées	164
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Bréb.	H35	Scenedesmacée	Chlorophycées	1728
<i>Scenedesmus</i> sp.	H36	Scenedesmacée	Chlorophycées	200
<i>Scenedesmus tropicus</i> Crow	H37	Scenedesmacée	Chlorophycées	167
<i>Staurastrum hexacerum</i> Ehr.	H38	Desmidiacée	Zygophycées	479
<i>Staurastrum tetracerum</i> Ralfs	H39	Desmidiacée	Zygophycées	76
<i>Staurastrum volvens</i> Ralfs	H40	Desmidiacée	Zygophycées	608
<i>Stauroidesmus mamillatus</i> (Nordst.) Teiling	H41	Desmidiacée	Zygophycées	959
<i>Stauroidesmus orbiculare</i> (Ehr.) Ralfs	H42	Desmidiacée	Zygophycées	3452
<i>Stauroidesmus quadratus</i> (Schmid.) Teil.	H43	Desmidiacée	Zygophycées	1726
<i>Stauroidesmus</i> sp.	H44	Desmidiacée	Zygophycées	1589
<i>Tellingia granulata</i> (Roy. & Biss.) Bourr.	H45	Desmidiacée	Zygophycées	158
<i>Tetraedrum caudatum</i> (Corda) Hansg.	H46	Chlorococcacée	Chlorophycées	126
<i>Tetraedrum minimum</i> (A.Br.) Hansg.	H47	Chlorococcacée	Chlorophycées	38
<i>Tetraedrum muticum</i> Bréb.	H48	Chlorococcacée	Chlorophycées	53
<i>Tetraedrum pentaedricum</i> W. & G.S. West	H49	Chlorococcacée	Chlorophycées	48
<i>Tetraedrum regulare</i> Näg.	H50	Chlorococcacée	Chlorophycées	21
<i>Tetraedrum triangulare</i> Korsh.	H51	Chlorococcacée	Chlorophycées	587
<i>Tetrastrum heterecanthum</i> (Nordst.) Chod.	H52	Scenedesmacée	Chlorophycées	57
<i>Tetrastrum triangulare</i> (Chod.) Kom.	H53	Scenedesmacée	Chlorophycées	305
<i>Euglena anabaena</i> Mainx	E1	Euglénacée	Euglénophycées	23407
<i>Euglena promixa</i> Dangeard	E2	Euglénacée	Euglénophycées	3174
<i>Euglena viridis</i> Ehr.	E3	Euglénacée	Euglénophycées	7823
<i>Leptocinclis senegalensis</i> Compère	E4	Euglénacée	Euglénophycées	3948
<i>Phacus brevicaudatus</i> (Klebs.) Lemm.	E5	Euglénacée	Euglénophycées	8320
<i>Strombomonas fluviatilis</i> (Lemm.) Delf.	E6	Euglénacée	Euglénophycées	4596
<i>Trachelomonas</i> sp.	E7	Euglénacée	Euglénophycées	2422
<i>Trachelomonas</i> sp.1	E8	Euglénacée	Euglénophycées	1363

<i>Trachelomonas scabra</i> Playf.	E9	Euglénacée	Euglénophycées	1299
<i>Peridinium umbonatum</i> Lemm.	D1	Peridiniacée	Dinophycées	1588
<i>Goniochloris spinosa</i> Pascher	X1	Pleurochloridaceae	Xanthophycées	159
<i>Tetraedriella</i> sp.	X2	Pleurochloridaceae	Xanthophycées	137
<i>Tetraedriella</i> sp.1	X3	Pleurochloridaceae	Xanthophycées	1017
<i>Tetraedriella spingera</i> Pascher	X4	Pleurochloridaceae	Xanthophycées	178
<i>Coscinodiscus</i> sp.	B1	Coscinodiscacée	Bacillariophycées	Nd
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	B2	Coscinodiscacée	Bacillariophycées	1017
<i>Cymbella turgida</i> (Gregory) Cleve	B3	Naviculacée	Bacillariophycées	1020
<i>Gomphonema augur</i> var. <i>turris</i> (Her.) Lange-Bert.	B4	Naviculacée	Bacillariophycées	3080
<i>Gomphonema parvulum</i> Kütz.	B5	Naviculacée	Bacillariophycées	2315
<i>Gyrosigma wormleyi</i> (Sullivan) Boyer	B6	Pleurisigmatacées	Bacillariophycées	2133
<i>Epithemia adnata</i> (Kütz.) Bréb.	B7	Epithémiacée	Bacillariophycées	128561
<i>Melosira granulata</i> Ehr.	B8	Coscinodiscacée	Bacillariophycées	7890
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehr.) Pfitz.	B9	Naviculacée	Bacillariophycées	854
<i>Nitzschia subacicularis</i> Hustedt	B10	Nitzschiacée	Bacillariophycées	527
<i>Nitzschia</i> sp.	B11	Nitzschiacée	Bacillariophycées	809
<i>Fragilaria</i> sp.	B12	Fragilariacée	Bacillariophycées	269
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bert	B13	Fragilariacée	Bacillariophycées	43263
<i>Nitzschia filiformis</i> (W. Smith) Van Heurck	B14	Nitzschiacée	Bacillariophycées	1340
<i>Pinnularia cardinalis</i> (Ehrenb.) W. Sm.	B15	Naviculacées	Bacillariophycées	2314
<i>Anomoeoneis styriaca</i> (Grunow) Hustedt	B16	Naviculacée	Bacillariophycées	4741
<i>Surirella robusta</i> Ehr.	B17	Surirellacée	Bacillariophycées	19846

Annexe 3

Planche 1

1 *Anabaena elliptica*; 2 *Anabaena flos aquae* var. *laxa*; 3 *Anabaena miniata*; 4 *Anabaena torulosa*; 5 *Anabaena variabilis*; 6 *Aphanocapsa* sp.; 7 *Aphanothece stagnina*; 8 *Chroococcus globosus*; 9 *Chroococcus limneticus*; *Chroococcus turgidus*; 11 *Merismopedia tenuissima*; 12 *Merismopedia warmingiana*; 13 *Merismopedia ferrophilla*; 14 *Merismopedia glauca*; 15 *Cylindrospermopsis raciborskii*; 16 *Konvophorum minutum*; 17 *Lyngbya major*; 18 *Lyngbya versicolor*

Planche 2

1 *Microcystis aeruginosa*; 2 *Microcystis wesenbergii*; 3 *Aphanothece hegewaldii*; 4 *Rhabdoderma lineare*; 5 *Oscillatoria quadripunctata*; 6 *Pseudanabaena galeata*; 7 *Ankistrodesmus tortus*; 8 *Crucigenia tetrapedia*; 9 *Coelastrum* sp.; 10 *Coelastrum astrodeum*; 11 *Cosmarium angulosum*; 12 *Cosmarium orthopunctulatum*; 13 *Dydimocystis bicellularis*; 14 *Cosmarium granatum*; 15 *Monoraphidium circinalis*; 16 *Cosmarium portianum*; 17 *Euastrum denticulum* var. *quadrifarium*; 18 *Kircheneriella contortum*; 19 *Kircheneriella diana*; 20 *Oocystis lacustris*

Planche 3

1 *Tetraedriella* sp.1; 2 *Scenedesmus tropicus*; 3 *Goniochloris spinosa*; 4 *Tetraedron triangulare*; 5 *Tetraedron caudatum*; 6 *Tetraedron pentaedricum*; 7 *Tetraedron muticum*; 8 *Telingia granulata*; 9 *Stauroidesmus quadratus*; 10 *Euastrum spinulosus*; 11 *Stauroidesmus* sp.; 12 *Euastrum platycerum*; 13 *Stauroidesmus orbiculare*; 14 *Stauroidesmus mamillatus*; 15 *Scenedesmus ecornis*; 16 *Staurastrum volvens*

Planche 4

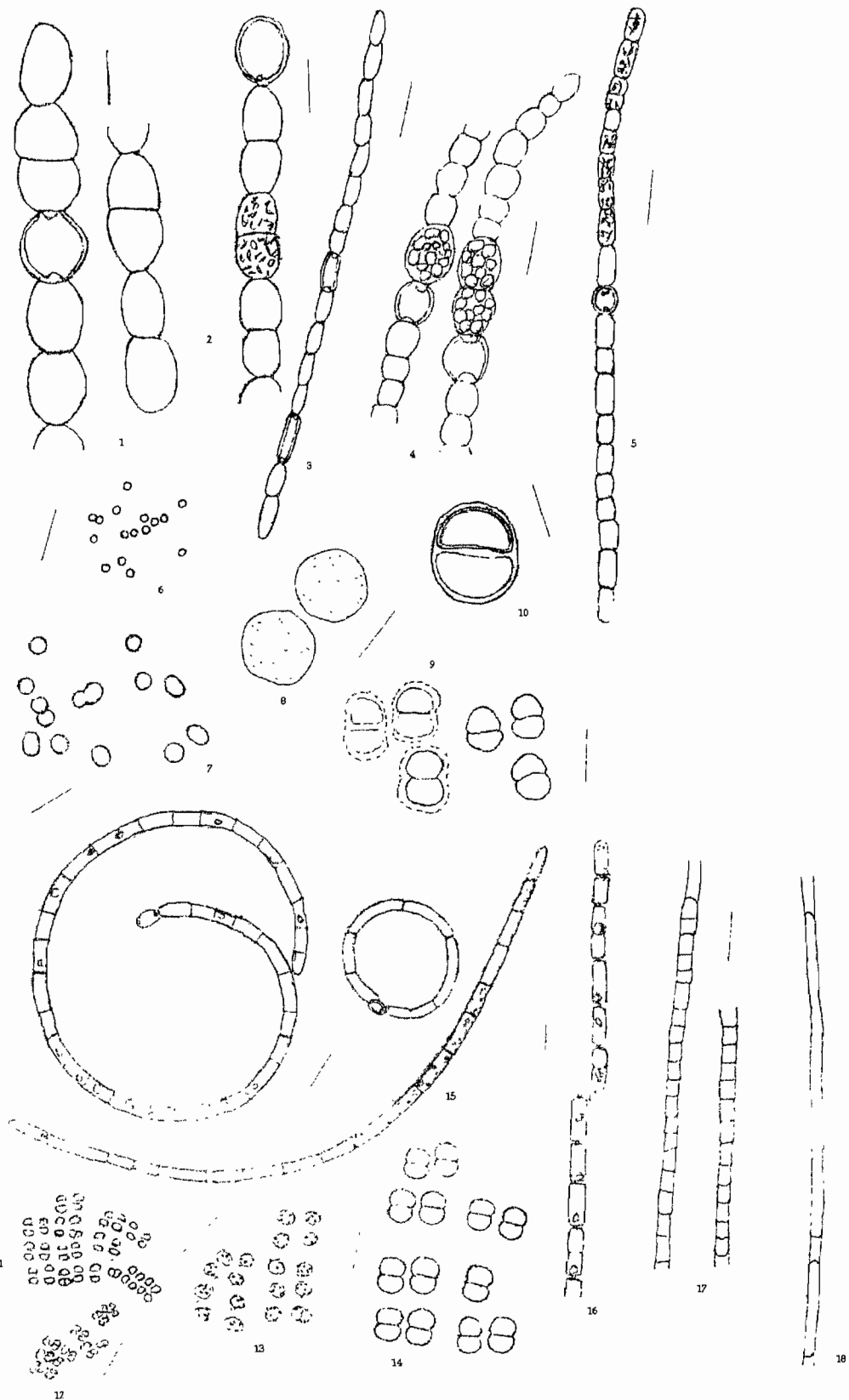
1 *Pediastrum clatrathum*; 2 *Pediastrum duplex* var. *typicum*; 3 *Pediastrum simplex*; 4 *Pediastrum simplex* var. *echunullatum*; 5 *Pediastrum tetras*; *Scenedesmus intermedius*; 7 *Scenedesmus armatus*; 8 *Scenedesmus acumunatus*; 9 *Scenedesmus quadricauda*; 10 *Scenedesmus magnus*; 11 *Scenedesmus* sp.; 12 *Staurastrum hexacerum*; 13 *Staurastrum tetracerum*

Planche 5

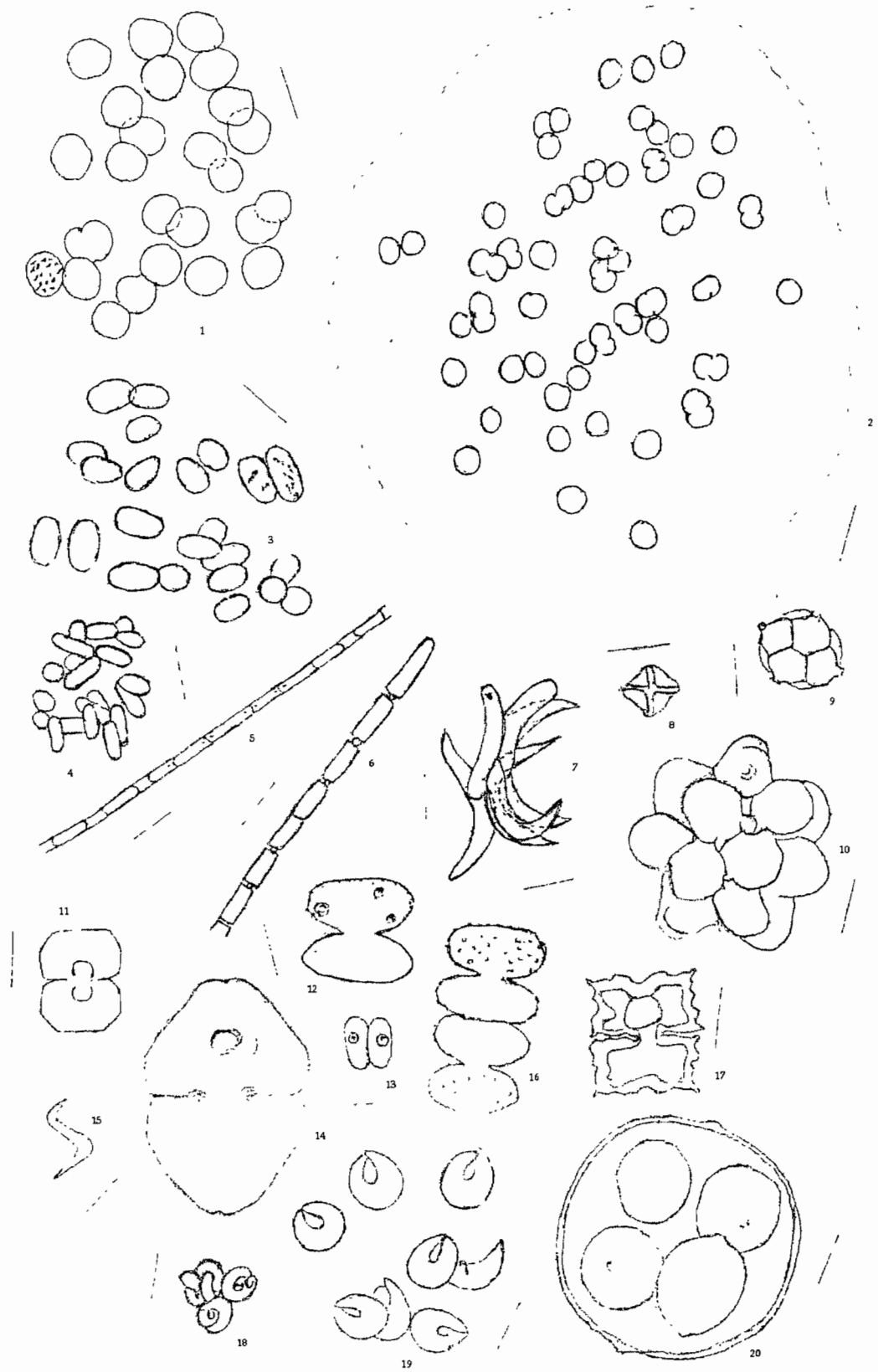
1 *Boryococcus braunii*; 2 *Euglena anabaena*; 3 *Euglena promixa*; 4 *Euglena viridis*; 5 *Strombomonas fluviatilis*; 6 *Trachelomonas* sp.; 7 *Trachelomonas* sp1; 8 *Phacus brevicaudatus*; 9 *Peridinium umbonatum*; 10 *Cymbella turgida*; 11 *Fragilaria* sp.; 12 *Gomphonema parvulum*; 13 *Nitzschia filiformis*; 14 *Anomoeoneis styriaca*

Remarques : Seules les espèces qui ont pu être dessinées font l'objet de ces planches (un total de 81 sur 111 identifiées). Sur chaque planche les traits correspondent à 10 µm.

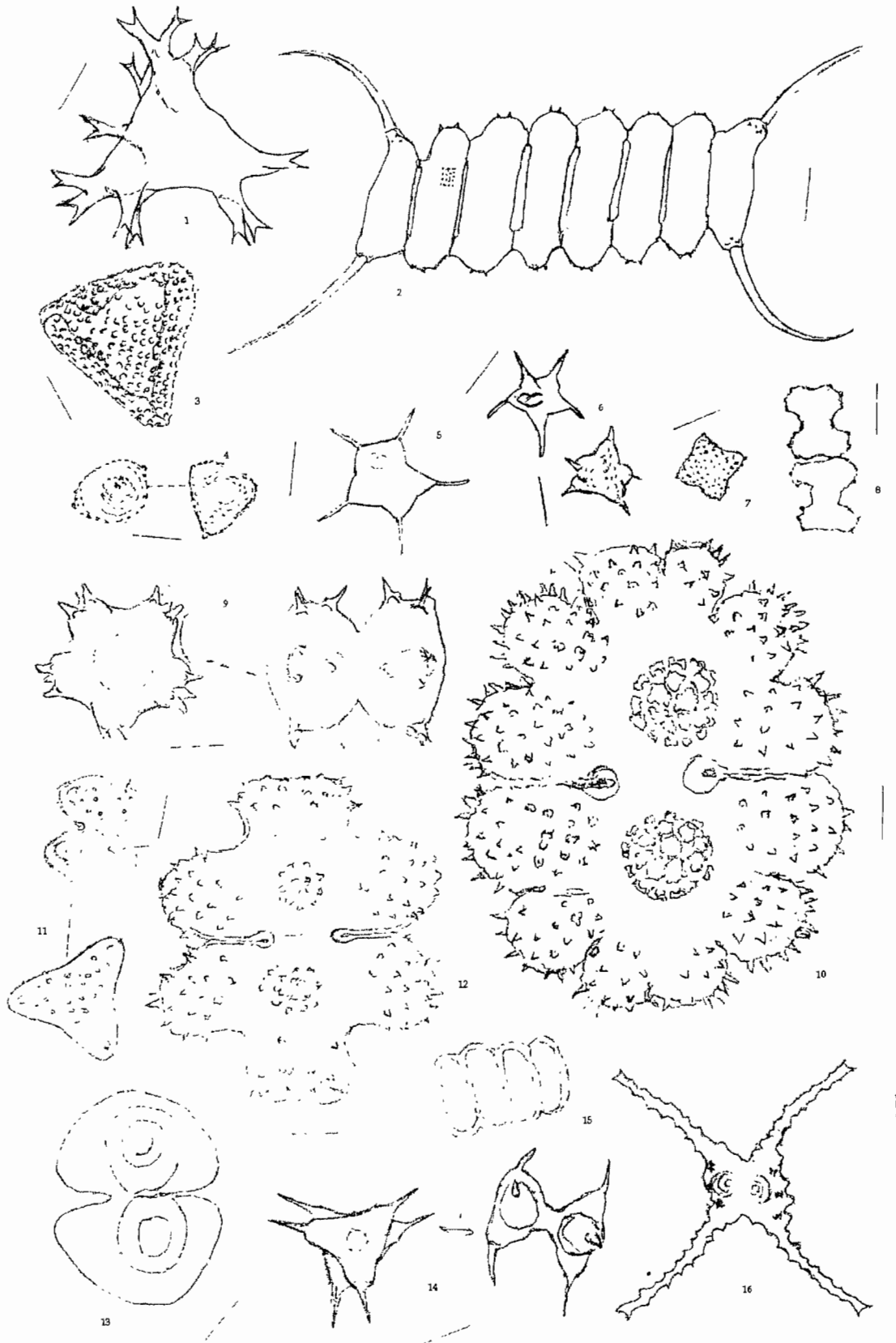
Annexe 4 : Planche 1



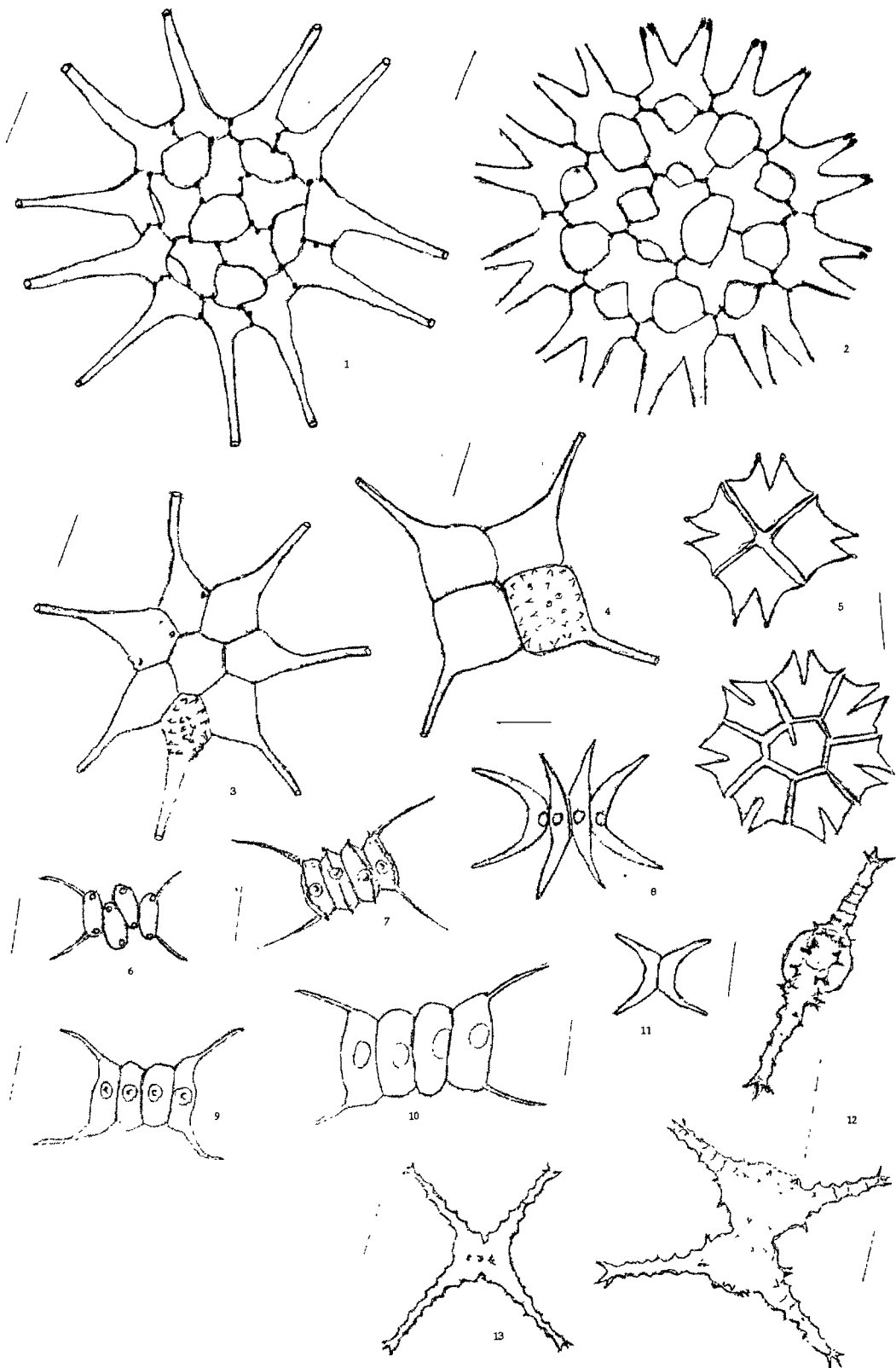
Annexe 5 : Planche 2



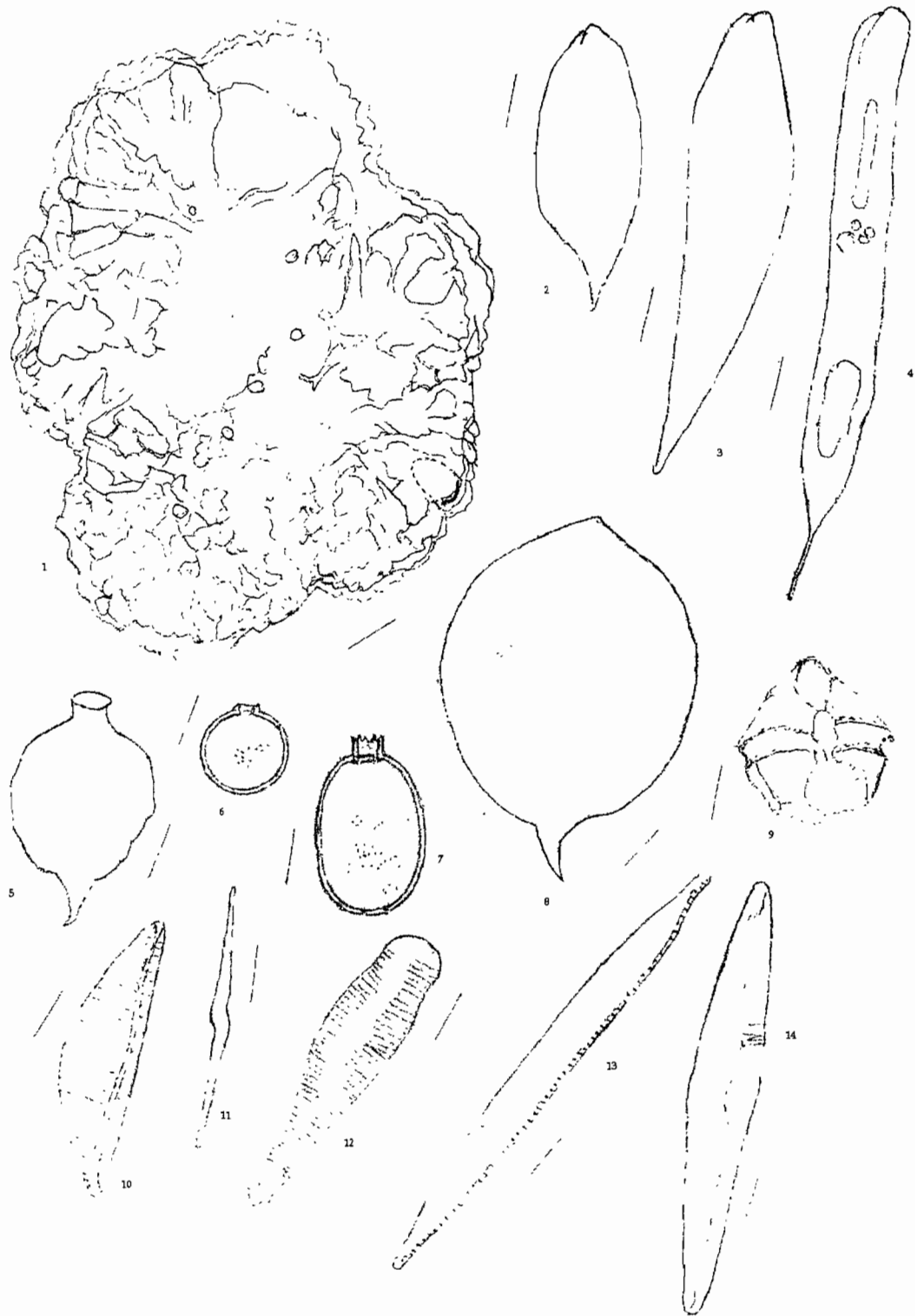
Annexe 6 : Planche 3



Annexe 7 : Planche 4



Annexe 8 : Planche 5



Annexe 9 : Les différentes familles rencontrées et le nombre de genre par famille

Famille	Nombre de Genre par famille	%
Chroococcaceae	6	12
Nostocaceae	2	4
Oscillatoriaceae	4	8
Euglénaceae	5	10
Péridiniaceae	1	2
Pleurochloridaceae	2	4
Coscinodiscaceae	3	6
Naviculaceae	4	8
Epithémiaceae	1	2
Fragilariaceae	1	2
Nitzschiaceae	1	2
Surirellaceae	1	2
Pleurosigmataceae	1	2
Chlorococcaceae	2	4
Oocystaceae	4	8
Dictyosphaeriaceae	1	2
Scenedesmaceae	5	10
Hydrodictyaceae	1	2
Desmidiaceae	6	12
Total	51	100

Annexe 10 : Les différents genres rencontrés

Genre	Nombre d'espèces par genre	%
<i>Anabaena</i>	6	5
<i>Aphanocapsa</i>	1	1
<i>Aphanothece</i>	1	1
<i>Chroococcus</i>	3	3
<i>Cylindropermopsis</i>	2	2
<i>Konvophorum</i>	1	1
<i>Lynghya</i>	2	2
<i>Merismopedia</i>	4	4
<i>Microcystis</i>	2	2
<i>Oscillatoria</i>	2	2
<i>Pseudoanabaena</i>	1	1
<i>Rhabdoderma</i>	2	2
<i>Ankistrodesmus</i>	1	1
<i>Botryococcus</i>	1	1
<i>Closterium</i>	2	2
<i>Crucigenia</i>	2	2
<i>Coelastrum</i>	2	2
<i>Cosmarium</i>	4	4
<i>Dydimocystis</i>	1	1

<i>Euastrum</i>	3	3
<i>Kircheneriella</i>	2	2
<i>Monoraphidium</i>	2	2
<i>Oocystis</i>	1	1
<i>Pediastrum</i>	5	5
<i>Scenedesmus</i>	11	10
<i>Staurastrum</i>	3	3
<i>Staurodesmus</i>	4	4
<i>Tellingia</i>	1	1
<i>Tetraedron</i>	6	5
<i>Tetrastrum</i>	2	2
<i>Goniochloris</i>	1	1
<i>Tetraedriella</i>	3	3
<i>Euglena</i>	3	3
<i>Lepocinclis</i>	1	1
<i>Phacus</i>	1	1
<i>Strombomonas</i>	1	1
<i>Trachelomonas</i>	3	3
<i>Peridinium</i>	1	1
<i>Coscinodiscus</i>	1	1
<i>Cyclotella</i>	1	1
<i>Cymbella</i>	1	1
<i>Gomphonema</i>	2	2
<i>Gyrosigma</i>	1	1
<i>Epithemia</i>	1	1
<i>Melosira</i>	1	1
<i>Anomeoneis</i>	2	2
<i>Fragilaria</i>	2	2
<i>Nitzschia</i>	3	3
<i>Pinnularia</i>	1	1
<i>Surirella</i>	1	1
Total	111	100

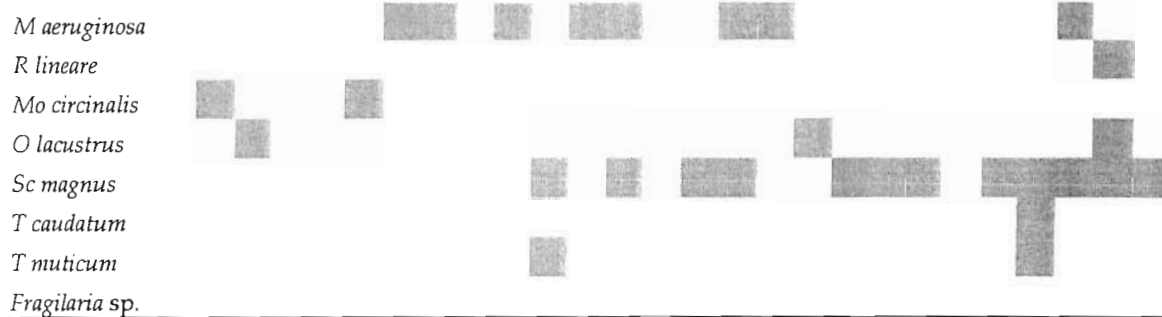
Annexe 11 : Présence – absence des espèces dominantes et accompagnatrices aux trois stations et aux deux niveaux échantillonnés en terme d'abondance en fonction du temps (1 à 13 : mars 2002 à mars 2003 ; S et F : surface et fond). (les carrés noirs mentionnent l'absence des espèces).

	G1		G2		G3		G4		G5		G6		G7		G8		G9		G10		G11		G12		G13	
	S	F	S	F	S	F	S	F	S	F	S	F	S	F	S	F	S	F	S	F	S	F	S	F	S	F
<i>A miniata</i>																										
<i>Ch globosus</i>																										
<i>Ch limneticus</i>																										
<i>Ch turgidus</i>																										
<i>C raciborskii</i>																										
<i>L versicolor</i>																										
<i>M glauca</i>																										
<i>M tenuissima</i>																										
<i>M warmingiana</i>																										
<i>M aeruginosa</i>																										
<i>R lineare</i>																										
<i>Mo circinalis</i>																										
<i>O lacustrus</i>																										
<i>Sc magnus</i>																										
<i>T caudatum</i>																										
<i>T muticum</i>																										
<i>Fragilaria sp.</i>																										
<i>A miniata</i>																										
<i>Ch globosus</i>																										
<i>Ch limneticus</i>																										
<i>Ch turgidus</i>																										
<i>C raciborskii</i>																										
<i>L versicolor</i>																										
<i>M glauca</i>																										
<i>M tenuissima</i>																										
<i>M warmingiana</i>																										
<i>M aeruginosa</i>																										
<i>R lineare</i>																										
<i>Mo circinalis</i>																										
<i>O lacustrus</i>																										
<i>Sc magnus</i>																										
<i>T caudatum</i>																										
<i>T muticum</i>																										
<i>Fragilatria sp.</i>																										
<i>A miniata</i>																										
<i>Ch globosus</i>																										
<i>Ch limneticus</i>																										
<i>Ch turgidus</i>																										
<i>C raciborskii</i>																										
<i>L versicolor</i>																										
<i>M glauca</i>																										
<i>M tenuissima</i>																										
<i>M warmingiana</i>																										

Large

Baie

Typha



Annexe 12 : Présence – absence des espèces dominantes et accompagnatrices aux trois stations et aux deux niveaux échantillonnés en terme de biovolume en fonction du temps (1 à 13 : mars 2002 à mars 2003 ; S et F : surface et fond). (les carrés noirs mentionnent l'absence des espèces).

