Institutional Repository - Research Portal
Dépôt Institutionnel - Portail de la Recherche
researchportal.unamur.be
University of Namur

THESIS / THÈSE

MASTER EN SCIENCES BIOLOGIQUES

Approche d'un bilan des nutriments au lac Muhazi, Rwanda

Wilmart, Gaëtan

Award date:
1990

Awarding institution:
Universite de Namur

Link to publication

General rights
Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

Take down policy
If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Download date: 02. May. 2026

17-12-90

FACULTÉS UNIVERSITAIRES N.D.DE LA PAIX
NAMUR
FACULTÉ DES SCIENCES

Approche d'un bilan des nutriments au lac Muhazi (RWANDA)

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de Licencié en Sciences biologiques par

WILMART Gaëtan

1990

Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix
FACULTE DES SCIENCES
Rue de Bruxelles, 61 - 5000 NAMUR
Tél. 081/72.41.11 - Telex 59222 Facnam-b - Telefax 081/23.03.91

Approche d'un bilan des nutriments au lac Muhazi (Rwanda).

WILMART Gaëtan

Résumé

L'objectif de ce travail est d'esquisser le bilan en nutriments dans deux zones distinctes du lac Muhazi (Rwanda) ainsi qu'au niveau des six affluents principaux. Les deux zones se différencient aussi bien au niveau de la production primaire, de la biomasse phytoplanctonique et de la production piscicole. Les huit campagnes de mesures effectuées dans quatre stations du lac permirent de montrer la charge importante en nutriments de ce lac eutrophe, et l'importance de la circulation des masses d'eau dans leur disponibilité et leur utilisation. Le mélange de la colonne d'eau est avantagé à l'Ouest du lac du fait d'une profondeur moyenne nettement plus faible que pour la partie Est. De plus les apports des affluents, nettement plus importants en azote à l'Ouest, confirment cette plus grande disponibilité pour le phytoplancton.

Abstract

The aim of this work was an approach of the nutrient budget for two distincts parts of lake Muhazi (Rwanda) and six main tributaries. These two parts differ with regard to primary production, phytoplankton biomass and fish production. Eight measurements series were carried out at four sites and allowed to assess the high nutrient loading in this eutrophic lake, and the importance of water circulation for their availability and utilization. As the western part of the lake is shallower, more frequent mixing of the water column occurs. In relation with higher nitrogen inputs from tributaries in the west, we can confirm the higher nutrients availability for phytoplankton in this part of the lake.

Mémoire de licence en Sciences biologiques
Décembre 1990
Promoteurs : J-C. MICHA et J-P. DESCY (U.N.E.C.E.D)

Au terme de ce mémoire, je tiens à remercier Monsieur le Professeur J. Cl. Micha, promoteur de ce travail, pour m'avoir accueilli dans son laboratoire et pour la supervision de mon travail.
J'exprime toute ma gratitude à Monsieur J.P. Descy pour l'intérêt constant qu'il a manifesté, pour ses conseils judicieux et enfin, pour sa sympathie prodiguée tout au long de ce travail.

Merci à ceux qui m'ont aidé sur le terrain : Laurence Massaut, Jean-Baptiste Gakiga et Emile.

Toute mon amitié et ma reconnaissance à Yves Mine, André Evrard, Denise Mukagisagara, Euphrasie Kayirangirwa, Alain Gillet, Fabienne Martens pour la mise au net de ce manuscrit et à tous les membres du laboratoire d'écologie.

MERCI pour leur aide morale et physique à Jacques Didier, Nathalie Zammatteo, Laurence Massaut, Yves Mine, André Evrard, à mes amis extérieurs et à mes parents malgré quelques heurts de génération.

Enfin, tous mes remerciements à la CGER dont la générosité m'a permis de financer mon séjour au Rwanda.

TABLE DES MATIERES

Résumé

1. Introduction 1

2. Situation générale du lac 2

2.1. Caractéristiques physico-chimiques 2

2.1.1. Géographie 2

2.1.2. Géologie 2

2.1.3. Bathymétrie 2

2.1.4. Précipitations 2

2.1.5. Niveau du lac 3

2.1.6. Température de l'air 3

2.1.7. Température de l'eau 3

2.1.8. Tranparence 4

2.1.9. Oxygène dissous 4

2.1.10. pH 5

2.1.11. Conductivité 5

2.2. Caractéristiques biologiques 5

2.2.1. Production primaire 5

2.2.1.1. Phytoplancton 5

2.2.1.2. Macrophytes 6

2.2.2. Faune aquatique 6

2.2.2.1. Invertébrés 6

2.2.2.2. Vertébrés 7

a. Faune ichtyologique 7

b. Autres vertébrés 8

3. Aspect théorique 9

3.1. Caractéristiques générales sur les nutriments 9

3.1.1. Généralités 9

3.1.2. Autres éléments importants 9

3.1.3. Conséquences des variations 9

3.1.4. Caractéristiques propres à l'Afrique 10

3.1.5. Mesures indispensables à l'estimation d'une limitation 10

3.2. Etude des différents nutriments 11

3.2.1. l'azote 11

3.2.1.1. Formes de l'azote 11

3.2.1.2. Sources 11

3.2.1.3. Pertes 11

3.2.1.4. Processus important du cycle de l'azote 12

3.2.1.5. Caractéristiques des formes minérales et organiques de l'azote 13
a. Nitrates 13
b. Nitrites 13
c. Ion ammonium 14
d. Variations des formes minérales 15
e. Formes organiques 15
3.2.1.6. Particularités des lacs africains 16
3.2.1.7. Particularités liées aux lacs rwandais 17
3.2.1.8. Connaissances sur le lac Muhazi au départ de cette étude 17
3.2.2. Le phospore 18
3.2.2.1. Formes principales d'existence 18
3.2.2.2. Sources 18
3.2.2.3. Pertes 18
3.2.2.4. Processus important du cycle du phosphore 19
3.2.2.5. Particularités liées aux différentes formes du phosphore 20
a. Le phosphore inorganique dissous 20
b. Le phosphore organique dissous 21
c. Le phosphore particulaire 21
3.2.2.6. Particularités liées aux lacs africains 22
3.2.2.7. Particularités liées aux lacs rwandais 23
3.2.2.8. Connaissances sur le lac Muhazi au départ de cette étude 24
3.2.3. La silice 24
3.2.3.1. Formes d'existence 24
3.2.3.2. Sources 24
3.2.3.3. Pertes 25
3.2.3.4. Processus important du cycle de la silice 25
3.2.3.5. Importance et rôle de la silice en tant que macronutriment 26
a. Rôle de la silice 26
b. Distribution de la silice dans les lacs 26
c. Utilisation de la silice par les diatomées 27
3.2.3.6. Particularités liées aux lacs africains 27
3.2.3.7. Particularités liées aux lacs rwandais 29
3.2.3.8. Connaissances sur le lac Muhazi au départ de cette étude 29
3.3. Relation nutriment-phytoplancton 29
3.3.1. Proportions entre nutriments 30
3.3.2. Réponses du phytoplancton aux contraintes du milieu 30
3.3.3. Hypothèses quant à la prédominance des groupes alguaux 31
3.3.4. Caractéristiques du phytoplancton africain 31
4. Matériel et méthodes 33

4.1. Cadre d'étude 33
4.2. Analyses physico-chimiques de l'eau 35
4.2.1. Prélèvements et préservation des échantillons d'eau 35
4.2.2. Méthode et mesures physico-chimiques 35
4.2.2.1. Température 35
4.2.2.2. pH 35
4.2.2.3. Oxygène dissous 35
4.2.2.4. Conductivité 36
4.2.2.5. L'azote ammoniacal (NH_4^+ -N) 36
4.2.2.6. L'azote nitreux (NO_2^- -N) 36
4.2.2.7.L'azote nitrique (NO_3^- -N) 36
a. Préparation de la colonne 36
b. Utilisation de la colonne et dosage 38
4.2.2.8. Le phosphore réactif soluble (SRP) 38
4.2.2.9. Le phosphore total et le phosphore organique dissous 38
4.2.2.10. La silice 39
4.3. Mesure de la vitesse du vent 39
4.4. Mesure du débit des affluents 39
4.4.1. Vitesse du courant 39
4.4.2. Débit 39
5.Résultats et discussion 40
5.1. Introduction 40
5.2. Stratification et mélanges 40
5.2.1. Introduction 40
5.2.2. Température 40
5.2.3. Oxygène dissous 42
5.2.4. pH 43
5.2.5. Ammoniac 43
5.2.6. Conclusions 44
5.3. Discussion sur les teneurs en nutriments 46
5.3.1. L'azote 46
5.3.2. Le phosphore 48
5.3.3. La silice 49
5.3.4. Conclusion 50
5.4. Etude des apports par les affluents 51
5.4.1. Introduction 51
5.4.2. Discussion des différents paramètres 52
5.4.2.1. Conductivité 52
5.4.2.2. Température 52

5.4.2.3. Oxygène dissous 52
5.4.2.4. Le phosphore 53
5.4.2.5. L'azote 55
5.4.3. Conclusion 56
6. Conclusion générale 57
Liste des figures 59
Liste des tableaux 61
Bibliographie 62
Annexes 67

1. INTRODUCTION

Le Rwanda rencontre actuellement des problèmes alimentaires qui sont dus à des difficultés démographiques et économiques. Pour cette raison, le Rwanda tente d'augmenter les sources de protéines animales notamment en favorisant le développement de l'exploitation du potentiel piscicole des lacs. Ces lacs représentent ± 1400 km^2, soit 5% de la superficie du pays.

En 1957, la production piscicole annuelle du lac MUHAZI fut de 350 tonnes de *Tilapia nilotica* , cette production chuta et en 1984, elle n'était plus que de 30 tonnes. Cette diminution dans le stock piscicole a été causée par plusieurs facteurs: la surexploitation du lac par les pêcheurs, étant la principale, la pauvreté du lac en espèces de poissons, la disparition des prairies immergées et enfin, la chute du niveau du lac.Il semble raisonnable, grâce à une bonne gestion, d'espérer pouvoir restaurer le stock piscicole.Et par là, d'assurer un apport en protéines animales pour la population.

Afin de contribuer à l'amélioration de la production piscicole du lac MUHAZI par une étude préalable et un aménagement approprié, un projet de coopération belgo-rwandais intitulé "Etude et Aménagement Piscicole du lac MUHAZI" (EAPLM) a commencé ses activités en 1985.

Le but de ce projet étant dès lors la restructuration du stock piscicole (gérance du stock, repeuplement et introduction d'espèces nouvelles), il était donc intéressant de connaître au mieux ce lac. L'étude de celui-ci a donc été entreprise.

Cette étude générale est subdivisée en trois parties :

- la pêche expérimentale,
- la limnologie du lac,
- l'étude sociologique et la formation des pêcheurs.

L'intérêt de ce travail est d'apporter un complément d'information aux études déjà effectuées sur le milieu. Nous allons tenter d'esquisser un bilan des nutriments (N, P, Si) pour mettre en évidence une éventuelle limitation à la production primaire planctonique. Cette production primaire planctonique influence en effet directement le stock piscicole car *Tilapia nilotica* , l'espèce la plus exploitée, est typiquement planctonophage.

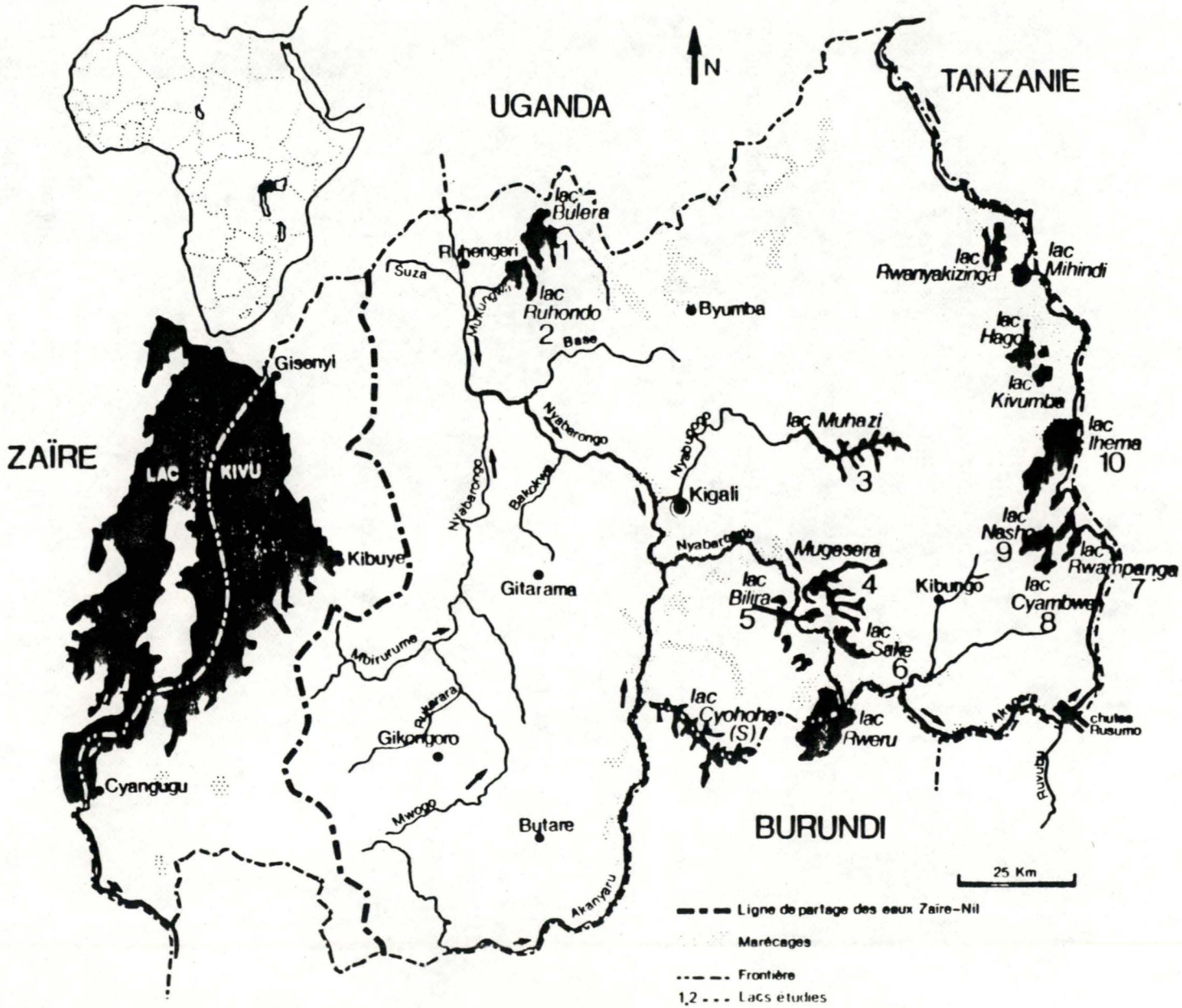


Fig. 1 : Carte hydrographique du Rwanda.

2. SITUATION GENERALE DU LAC

2.1. Caractéristiques physico-chimiques

2.1.1. Géographie

Le lac MUHAZI se trouve dans une dépression séparant les différentes collines du plateau central, à plus ou moins 20 km au Nord-Est de Kigali (figure 1). Le niveau du lac se trouve à 1.443 m d'altitude. Sa superficie est de 34,6 km^2 pour une longueur de 37 km et une largeur moyenne de 0,6 km. La superficie de son bassin versant est de 860 km^2.

Le lac MUHAZI est alimenté par de nombreux affluents souvent asséchés en saison sèche. De nombreuses sources peu distantes des rives alimentent également le lac. Certaines de ces sources sont particulièrement riches en sels minéraux.

2.1.2. Géologie

On observe deux types de régions traversées par le lac MUHAZI : une région schisteuse à l'Ouest et une région granitique à l'Est.

2.1.3. Bathymétrie

PLISNIER (1989) a réalisé la carte bathymétrique du lac en utilisant un échosondeur. On observe une moyenne de profondeur de 7,6 m avec des maxima supérieurs à 13 mètres.

Ce qui est important à faire remarquer c'est l'augmentation brutale de la profondeur dans les premiers mètres en bordure des rives dans la partie centrale du lac. Par contre, dans les bras, la profondeur augmente beaucoup plus lentement. Les zones de frayères pour *Tilapia nilotica* sont principalement réduites aux bras du lac. Cela montre le danger de la pêche à la frappe que pratiquent les pêcheurs, dans les bras, pour le recrutement de ce stock piscicole.

2.1.4. Précipitations

Les précipitations varient à Buganya entre 900 mm et 1100 mm dans les années les plus pluvieuses. Les saisons des pluies et les saisons sèches sont très bien marquées.

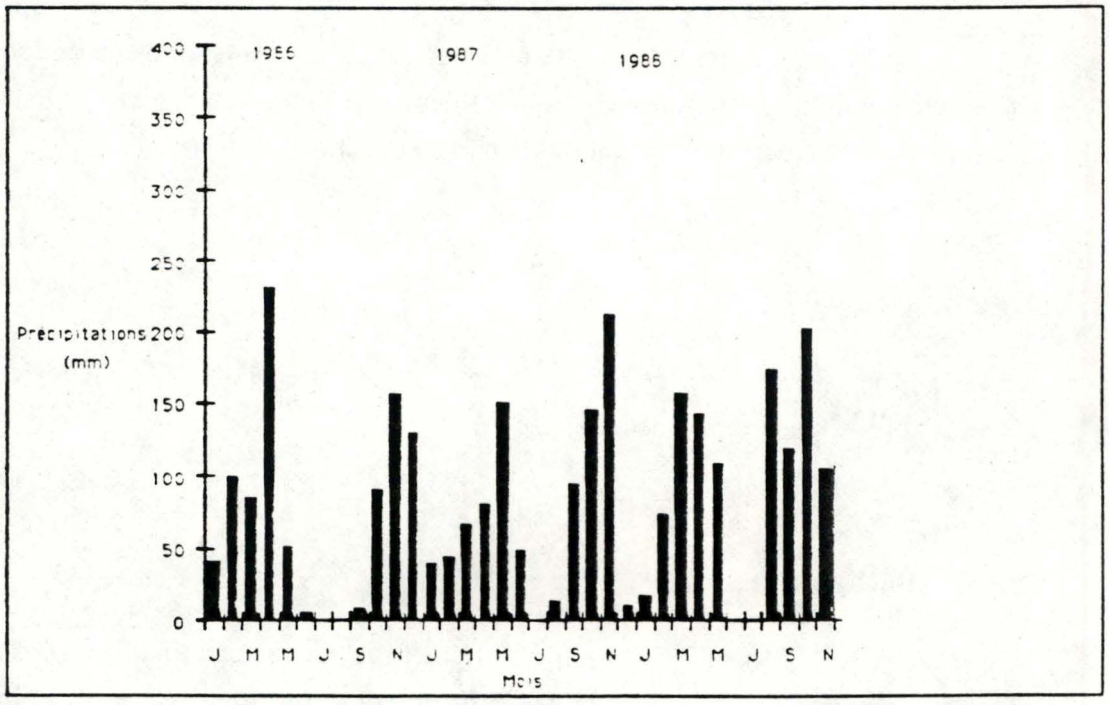


Fig. 2 : Précipitation au lac Muhazi de janvier 1986 à novembre 1988 (d'après PLISNIER, 1989).

Quatres saisons se succèdent : - la petite saison sèche (de janvier à février),
- la grande saison des pluies (de mars à mai);
- la grande saison sèche (de juin à septembre);
- la petite saison des pluies (d'octobre à décembre).

Ces successions sont bien observables sur le graphique des précipitations (figure 2) relevées entre 1986 et 1988 (PLISNIER, 1989).

2.1.5. Niveau du lac

Le niveau du lac varie en fonction de l'évaporation et des fluctuations des précipitations. On observe un décalage d'environ un mois entre le pic des précipitations et celui du niveau maximum du lac. Le marnage varie, suivant les années, entre 35 et 65 cm.

Le lac est obstrué à l'Est par un bouchon végétal qui a cédé en partie en 1971. La conséquence en a été une baisse spectaculaire du niveau du lac entre 1,2 m et 1,7 m, et simultanément une réduction de sa superficie de 52 km^2 à environ 35 km^2 (PLISNIER, 1989).

2.1.6. Température de l'air

Les températures semblent être constantes d'année en année. La température moyenne de l'air mesurée sur une durée de deux ans est de 20,8°C. Les minima se situent autour de 13°C et les maxima aux alentours de 28°C.

2.1.7. Température de l'eau

La température de l'eau reste très stable tout au long de l'année et est en moyenne de l'ordre de 25°C à 1 m de profondeur et à midi. On observe une stratification nette des eaux particulièrement durant la grande saison des pluies. La thermocline se situe entre 4 et 5 m (DAMAS, 1954).

La stratification s'estompe généralement en fin de nuit. La température en surface est alors proche de la température du fond, c'est-à-dire comprise entre 22 et 23°C. A ce moment, les mélanges peuvent se faire aisément sous l'action des vents. Les vents semblent avoir des vitesses plus élevées durant la saison sèche (PLISNIER,1989).

La température joue un rôle important dans la croissance du phytoplancton car elle contrôle le taux de photosynthèse et de respiration ainsi que la quantité d'O_2 disponible dans l'eau. Elle influence également la biodégradation bactérienne ainsi que l'activité d'autres organismes (LEWIS, 1978; THIBAULT & COUTURE, 1982).

2.1.8. Transparence

La transparence des eaux du lac MUHAZI est mesurée à l'aide du disque de SECCHI. La transparence moyenne varie entre 64 et 70 cm à Buganya en fonction des années. Elle semble être plus élevée à l'Est du lac à la station de Karambi où l'on trouve des valeurs proches de 75 cm.

Une autre mesure pour renseigner sur les propriétés optiques de l'eau est, le calcul du coefficient d'extinction pour trois raies du spectre lumineux. MASSAUT (1990) a pu mesurer un coefficient numérique permettant une conversion simple entre ces deux mesures pour le lac Muhazi il est de 1,51.

2.1.9. Oxygène dissous

La variation de l'O_2 est régulière. On trouve en surface des concentrations de l'ordre de 7 mg/l d'O_2 dissous, ce qui représente couramment une saturation supérieure à 100% et dans le fond un pourcentage de saturation variant entre 0% et 50%.

MUKANKOMEJE (1988) et PLISNIER (1989) ont mis en évidence deux types de variations de l'O_2. La première est une diminution régulière de la teneur en O_2 sur toute la colonne d'eau ce qui est signe de mélange de la masse d'eau par les vents. L'autre est une chute nette de l'O_2 entre 4 et 5 m de profondeur pour atteindre une valeur proche de 0% de saturation dans le fond. Cette stratification serait due d'après PLISNIER (1989) à de faibles différences de température, (2°C entre la surface et le fond), entrainant cependant des différences de densité suffisantes pour empêcher le mélange des eaux.

2.1.10. Le pH

Le pH moyen est neutre à légèrement basique, il varie entre 7 et 9. Les valeurs de pH montrent une stratification bien nette avec une chute entre 4 et 5 m de profondeur (DESCY & THEATE, 1990).

Les valeurs de pH dépendent surtout du rapport bicarbonate -CO_2 influencé par les activités biologiques telles que la photosynthèse, la respiration et la biodégradation.

2.1.11. La conductivité

Au lac MUHAZI, la concentration en éléments dissous est assez importante, ce qui donne une conductivité de l'ordre de 500 µS/cm à 25°C (PLISNIER, 1989). Ces valeurs de conductivité sont les plus élevées rencontrées dans les lacs rwandais à l'exception du lac Kivu. Cela est dû probablement aux apports par les affluents qui ont des conductivités pouvant aller jusque 700 µS/cm, ainsi qu'aux sources particulièrement riches en sels minéraux que l'on trouve aux abords du lac.

2.2. Caractéristiques biologiques

2.2.1. La production primaire

Le phytoplancton tient une place très importante dans la biomasse végétale du lac MUHAZI. En effet, depuis la disparition des prairies immergées à *Chara*, *Potamogeton* spp. et *Ceratophyllum* , le plancton est la principale source de matière organique. En bordure du lac et principalement à l'embouchure des affluents on trouve des marais à macrophytes.

2.2.1.1. Le phytoplancton

La concentration en chlorophylle a est un indice de la richesse du lac en phytoplancton. On observe que cette concentration est, en général, plus importante à un mètre de profondeur.

Les concentrations semblent être plus faibles à l'Est (Karambi et Duha, de l'ordre de 25 à 30 mg/m^3) qu'à l'Ouest où l'on trouve des concentrations entre 35 et 40 mg/m^3 aux stations de Nyarubuye et Karambo (MUKANKOMEJE, 1988; DESCY & THEATE, 1990).

CYANOPHYCEES	*Anabaenopsis philippinensis*	+
	Aphanothece clathrata	+
	Aphanothece elabens	+
	Chroococcus minutus	+
	Lyngbya contorta	+ +
	Lyngbya limnetica	+ +
	Lyngbya perelegans	+
	Merismopedia punctata	+ +
	Merismopedia tenuissima	+
	Microcystis aeruginosa	+ + +
	Microcystis densa	+
	Microcystis (Aphanocapsa) delicatissima	+ +
	Microcystis (Aphanocapsa) elachista	+
	Microcystis incerta	+
	Microcystis novacekii	+ +
	Oscillatoria formosa	+ + +
	Oscillatoria sp	+
	Pseudanabaena mucicola	+
	Synechococcus leopoliensis	+
	Synechococcus cf. linearis	+
	Synechocystis aquatilis	+
PYRROPHYTES (**Cryptophycees** +**Dinophycées**)	*Ceratium hirundinella*	+ + +
	Chroomonas sp.	+
	Cryptomonas cf. erosa	+
	Peridinium sp.	+
EUGLENOPYCEES	*Trachelomonas sp.*	+
BACILLARIOPHYCEES (**Diatomées**)	*Achnanthes microcephala*	+
	Melosira granulata	+
	Melosira granulata var. angustissima	+
	Nitzschia acicularis	+
	Nitzschia romana	+ ?
	Nitzschia sp.	+
	Synedra cf. nana	+
CHLOROPHYCEES		
Chlorococcales	*Dictyosphaerium pulchellum*	+
	Dictyosphaerium sp.	+
	Keratococcus bicaudatus	+
	Monoraphidium arcuatum	+
	Monoraphidium circinale	+
	Monoraphidium contortum	+
	Monoraphidium komarkovae	+
	Monoraphidium tortile	+
	Pediastrum simplex var. echinulatum	+
	Scenedesmus acutus	+
	Scenedesmus ovalternus	+
	Scenedesmus sp.	+
	Tetraedon minimum	+
Desmidiales	*Cosmarium div.sp.*	(+)

Tableau 1 : Liste des taxons phytoplanctoniques échantillonnées en juillet 1987 à Giheta au lac Muhazi (détermination : DESCY, com. pers.)
(+ = présent, ++ = courant, +++ = abondant).

Ces concentrations sont d'après PLISNIER (1989) de 30% inférieures à celles mesurées au lac Ihema.

Au niveau de sa composition spécifique (tableau 1) le phytoplancton du lac MUHAZI est dominé par les Cyanophycées comme c'est le cas pour les lacs Ihéma, Cyohoha et Rweru (PLISNIER, 1989).

Les différents facteurs entraînant la dominance des Cyanophycées ont été revus récemment par SHAPIRO (1989): - préférence pour les eaux relativement chaudes

- carence en azote qui favoriserait les espèces fixatrices d'azote moléculaire
- pH et alcalinité élevés
- moindre sensibilité au grazing du zooplancton (colonies de taille élevée et contenant des toxines).

2.2.1.2. Les macrophytes

Parmi les plantes bordant le lac MUHAZI, on notera la présence de phragmites, *Phragmites mauritianus* KUNTH. Elles recouvrent 90% des rives et ce sur une largeur pouvant atteindre 7 m (FRANK, 1986).

A l'Ouest du lac, les peuplements de papyrus, *Cyperus papyrus* LINNE, recouvrent les vallées des affluents.

A l'Est, ce sont les roseaux, *Typha augustifola* LINNE et *Miscanthidium veraceum* STAPF (PLISNIER, 1986).

A l'enbouchure des affluents, dans les marécages, on trouve également des *Carex* sp., des myriophylles, des utriculaires, des *Chara* et des *Potamogeton* spp.

2.2.2. La faune aquatique

2.2.2.1. Les invertébrés

Le zooplancton du lac MUHAZI est mal connu. Il semblerait d'après GASHAIJA (1988) qu'il y ait des quantités assez importantes de Chaoborus et de Chironomides qui ont été détectées par l'échosondeur. Ils effectueraient des migrations journalières du fond vers la surface.

Protozoaires				*Vorticella sp*	LINNE, 1766
				Epistylis sp.	EHRENBERG,1831
				Stentor sp.	GEOFFROY, 1812
				Coleps sp	NITZSCH , 1827
				Arcella sp	EHRENBERG,1830
Coelentérés	Acrinopodes			*Limnocnida tanganyikae*	GUNTHER, 1893
Rotifères				*Trichocerca pusilla*	(JENNINGS, 1903)
				Notops necrurus	BARROIS & DADAY
				Brachionus calyciflorus	PALLAS, 1766
				Brachionus angularis	GOSSE, 1851
				Brachionus caudatus	BARROIS & DADAY
				Keratella tropica	(APSTEIN,1907)
				Tetramastix opolienis	ZACHARIAS, 1898
Mollusques:	Gastéropodes:	Prosobranches	Thiaridae	*Melanoides tuberculata*	(MULLER,1774)
			Ampullariidae	*Pila ovata*	(OLIVIER,1804)
		Pulmonés	Lymnaeidae	*Lymnaea natalensis*	KRAUSS,1848
			Bulinidae	*Bulinus aff.tropicus*	(KRAUSS,1848)
			Planorbidae	*Biomphalaria pfeifferi*	(KRAUSS,1848)
			Planorbidae	*Biomphalaria sudanica*	(MARTENS,1870)
			Planorbidae	*Gyraulus sp.*	CHARPENTIER,1837
			Planorbidae	*Lentorbis chevalieri*	(GERMAIN,1904)
	Lamellibranches		Sphaeridae	*Sphaerium hartmanni*	(JICKELI,1874)
Annelides:	Oligochètes		Tubificidae ?		
	Achètes		Hirudidae		
Arthropodes: Crustacea	Copepodes		Argulidae	*Argulus sp*	
				Thermocyclops macrocanthus	KIEFER
				Thermocyclops infrequens	KIEFER
	Cladocères			*Polyphemoidea ?*	
				Moina dubia	GUERNE & RICHARD
Arachnidea				*Hydracarina div. spp*	
Insectes	Odonates	Zygoptères:	Coenagridae	*Pseudagnon spp ?*	
		Anisoptères:	Gomphidae		
			Libellulidae		
			ou Cordulidae spp		
	Hétéroptères		Nepidae	*Ranatra sp*	
			Belostomidae		
			Notonectidae tri. Nychini		
	Ephéméroptères		Caenidae	*Caenodes sp*	
			Polymitarcyidae	*Povilla adusta*	NAVAS
	Diptères		Syrphidae		
			Chironomidae	*Chironomus sp*	
			Chaoboridae	*Chaoborus sp*	

Tableau 2 : Liste d'invertébrés observés au lac Muhazi (d'après PLISNIER, 1989).

Par la suite, des larves de Chaoborus ont été échantillonnées dans la vase et leur densité a été estimée à 1260 à 1980 individus par m^2.

PLISNIER (1986) a mesuré la concentration moyenne de zooplancton du lac MUHAZI et trouve 0,042 g/m^3, ce qui est très faible.

On trouve dans le zooplancton la méduse d'eau douce *Limnocnida tanganyikae* , mais aussi des Copépodes, des Rotifères et des Cladocères.

Au niveau de la faune benthique, on trouve une espèce dominante qui est *Melanoides tuberculata* . Vu son abondance, on a décidé d'introduire dans le lac un poisson malocophage, le protoptère : *Protopterus aethiopicus.*

Une liste des invertébrés du lac MUHAZI a été dressée par PLISNIER (1989) d'après les observations de STROOT, comm. pers, PHILIPPOT, 1987 et DAMAS, 1952 (Tableau 2).

2.2.2.2. Les vertébrés

a. La faune ichtyologique

Depuis l'introduction du protoptère en mai 1990, on estime à 16 espèces la faune ichtyologique du lac MUHAZI, mais quatre seulement seraient autochtones, les autres ayant été introduites durant ces 60 dernières années (FRANK, 1986). Les espèces rencontrées sont reprises au tableau 3.

FAMILLE	ESPECE	AUTEUR	INTRODUIT INDIGENE
Cichlidae	*Tilapia nilotica*	Boulenger, 1912	introduit, 1935-36
	Tilapia rendalli	Boulenger, 1898	introduit avant 1952
	Haplochromis sp.	Snoeks,en prép.	indigène
	Gaurochromis sp.	Snoeks,en prép.	indigène
Clariidae	*Clarias liocephalus*	Boulenger, 1911	indigène
	Clarias gariepinus	Burchell, 1822	introduit 1984
Cyprinidae	*Barbus apleurogramma*	Boulenger, 1911	introduit
	Barbus neumayeri	Fischer, 1884	introduit
	Barbus mohasicus	Pappebheym et Boulenger, 1914	introduit

	Cyprinus carpio sp.	Linne, 1758	introduit par projet coréen
	Labeo victorianus	Boulenger,1901	
	Ctenopharyngodon idella	Valencienne, 1884	introduit 1979
	Hypophtamichthys molitrix	Valencienne, 1884	introduit 1979
Mastacembelidae	*Aethioastacembelus frenatus*	(Boulenger, 1901)	introduit 1960 ou indigène
Protopteridae	*Protopterus aethiopicus*	(Heckel, 1851)	introduit 1990

Tableau 3 : Liste des espèces de poissons observées au lac Muhazi (d'après GASHAYIJA, 1988; MOUTON, 1988; PLISNIER, 1989)

b. Les autres vertébrés

Les oiseaux pêcheurs représentent quelques espèces de vertébrés prédatrices des poissons : l'aigle pêcheur, *Haliaëtus vocifer* ; le balbuzard pêcheur, *Pandion haliaëtus* ; plusieurs espèces de martins-pêcheurs, le pélican gris, *Pelecanus rufescens* ; deux espèces de cormorans ainsi que des hérons.

Mais le plus gros prédateur des poissons après l'homme, est la loutre, *Hydrictis maculicollis* qui fait des dégâts importants dans le stock piscicole (LEJEUNE, 1989). Une autre espèce de loutre existe mais elle est nettement moins abondante et vit principalement à l'embouchure des affluents.

3. ASPECT THEORIQUE

3.1. Caractéristiques générales sur les nutriments

3.1.1. Généralités

L'importance des nutriments dans les eaux est due au fait qu'ils jouent fréquemment le rôle de facteur limitant de la croissance du phytoplancton.

Les éléments pouvant créer cette limitation sont : l'azote (N), le phosphore (P) et la silice (Si). Cette dernière n'est importante que dans le cas des diatomées.

Le but de notre étude est de chercher à mettre en évidence une limitation éventuelle du développement phytoplanctonique par l'azote, le phosphore ou la silice. Pour compléter cette étude, nous tenterons d'estimer les apports en nutriments dans le lac par ses affluents les plus importants, ceux-ci se situant au Nord.

3.1.2. Autres éléments importants

Certaines études ont pu mettre en évidence l'importance des micronutriments en ce qui concerne la survie ou une limitation de la croissance du phytoplancton (REYNOLDS, 1984). La catégorie des micronutriments comprend le Fe, Cu, Zn, B, Mo, V et Co présents sous forme de traces dans les cellules (moins de 0,1% du poids) mais jouant un rôle essentiel dans les réactions cellulaires.

En Afrique, il semble que le Fe puisse jouer un rôle important dans la limitation du taux de croissance phytoplanctonique (RICHARD *et al* ., 1977).

3.1.3. Conséquences des variations

Comme dit précédemment, les nutriments ont une grande importance au niveau de la régulation, de l'abondance, de la composition et de la distribution géographique et périodique du phytoplancton. En effet, on a pu mettre en évidence une relation étroite entre la concentration en nutriments et le taux de croissance algale (HARRIS, 1986).

On a montré que le phosphore était l'élément le plus important quant à la limitation de la croissance phytoplanctonique dans la plupart des lacs. En effet, les concentrations en phosphore inorganique dissous y sont habituellement très faibles (DAJOZ, 1985). Cela semble

être valable pour la grande majorité des lacs à condition de ne pas tenir compte de ceux recevant des apports liés aux activités humaines. Ces lacs subissent alors une eutrophisation de leurs eaux ce qui crée souvent une dégradation de l'écosystème.

Le phosphore total et l'azote total peuvent être mis en relation avec la concentration en Chl a. PRIDMORE *et al* . (1985) ont mis en évidence un rapport entre le log TP et le log Chl a. Par contre, ils n'ont pu répéter cela pour l'azote total des lacs étudiés. il semblerait qu'il ne soit pas courant de trouver une relation suffisamment corrélée aussi bien pour l'azote total que pour le phosphore total en même temps. En Afrique, c'est généralement la relation TN : Chl a qui est significative alors que TP : Chl a l'est rarement (SYMOENS *et al.*, 1981). Le rapport Chl a : TP est indépendant de la concentration en phosphore et les variations de rapport entre les différents lacs peuvent être partiellement expliquées par les différences de profondeur (PRIDMORE *et al* ., 1985).

3.1.4. Caractéristiques propres à l'Afrique

En Afrique, contrairement à ce que l'on trouve ailleurs à l'exception de quelques régions, les apports en azote dissous sont très faibles (SYMOENS *et al.*, 1981), relativement plus faibles que les apports en phosphore dissous. Il a d'ailleurs été montré que pour les lacs tropicaux africains c'est plus fréquemment l'azote que le phosphore qui est le facteur limitant pour la croissance algale à l'inverse de la règle dans les régions tempérées (KALFF, 1983). Il semblerait plus exact malgré tout de distinguer cette limitation en fonction du niveau d'eutrophisation des lacs. En effet, RICHARD *et al* (1977), ont déterminé que dans les lacs oligotrophes et mésotrophes la limitation est principalement due au phosphore mais peut varier suivant les périodes de l'année. Par contre, pour les lacs eutrophes la seule limitation qu'ils ont observée est due à l'azote. D'autres facteurs peuvent limiter la croissance phytoplanctonique en région tropicale, il s'agit du Fe, des sulfates, mais surtout de l'intensité lumineuse qui peut, dans certains cas, être le facteur limitant numéro un (HENRY *et al* ., 1984).

3.1.5. Mesures indispensables à l'estimation d'une limitation

Il est nécessaire de faire remarquer que la mesure de concentration des nutriments ne suffit pas pour pouvoir affirmer si oui ou non il y a limitation par l'un ou l'autre. Il est en effet absolument nécessaire de connaître la taille des ressources et le taux de turnover.

Les ressources comprennent évidemment les apports par le lessivage du bassin versant mais également les stocks contenus dans les eaux des lacs sous la forme de phytoplancton,

zooplancton et poissons ainsi que dans les sédiments. Le taux de turnover représente la vitesse à laquelle le stock de nutriments est renouvelé (BOWLING & TYLER, 1986).

Il est indispensable de prendre en compte les mouvements d'eau pouvant créer des turbulences favorisant le turnover des nutriments et la croissance algale (KLING, 1988).

3.2. Etude des différents nutriments

3.2.1. L'azote

3.2.1.1. Formes de l'azote

Dans l'eau, on rencontre l'azote sous trois formes : la forme gazeuse N_2, c'est un gaz inerte faiblement soluble; l'azote minéral composé par les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-) et l'ammoniaque (ion ammonium NH_4^+ ou NH_4OH) et enfin sous forme organique, c'est-à-dire azote associé à la matière organique dissoute (DON) ou particulaire (PON) (WETZEL, 1975; DAJOZ, 1985).

3.2.1.2. Sources

Les sources d'azote comprennent : les précipitations à la surface des lacs, la fixation de l'azote sous sa forme moléculaire par certaines algues bleues et, enfin, les apports par les eaux de surface et les eaux souterraines (WETZEL, 1975).

3.2.1.3. Pertes

Les pertes principales sont dues à la sortie des eaux par les effluents du bassin, le retour de l'N_2 à l'atmosphère après dénitrification bactérienne des NO_3^- et aux composés contenant de l'azote organique dans les sédiments (WETZEL, 1975).

L'assimilation biologique cause également des pertes dans le stock d'azote bien qu'une proportion non négligeable de cette absorption soit recyclée après la mort des organismes (GARDNER *et al* ., 1987).

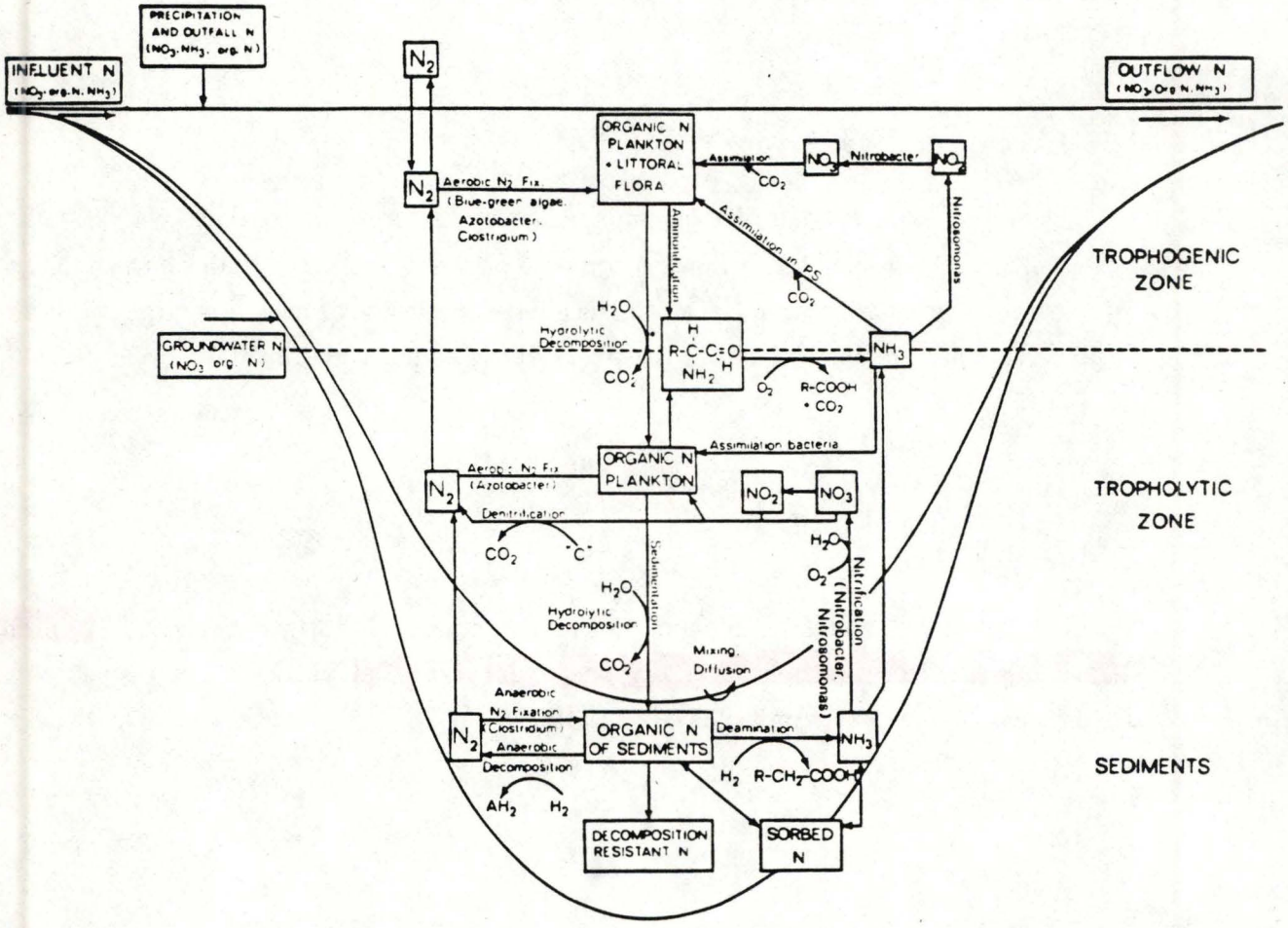


Fig. 3 : Cycle général de l'azote dans les eaux douces (d'après WETZEL, 1983).

3.2.1.4. Processus importants du cycle de l'azote (figure 3)

La fixation de l'azote atmosphérique N_2 par certaines algues bleues et bactéries semble être un des mécanismes les plus importants puisqu'il peut représenter plus de 50% des apports totaux en azote (WETZEL, 1975).

La fixation de l'azote n'est pas l'exclusivité des algues à hétérocystes. Par exemple, *Plectonema* ou *Gloecocapsa* fixent également l'azote ainsi que *Oscillatoria* spp. (REYNOLDS, 1984). Chez *Microcystis* et *Gomphosphaeria* cette propriété n'a pas pu être démontrée avec certitude (RIPPKA *et al .*, 1971 in REYNOLDS,1984).

L'azote inorganique présent sous forme dissoute dans les eaux est assimilé par les macrophytes aquatiques et le phytoplancton. Les plantes assimilent préférentiellement le NH_4^+. Vient ensuite le NO_3^- mais son incorporation aux molécules organiques demande une dépense en énergie car NO_3^- doit être réduit en NH_4^+ par la nitrate réductase.

Dans la zone oxydante de la colonne d'eau a lieu la nitrification. Elle est effectuée principalement par des bactéries (*Nitrosomonas* , *Nitrobacter*) mais également par des champignons et des organismes autotrophes (KUSTNETSOV, 1970 in WETZEL,1975).

La dénitrification s'effectue quant à elle dans des conditions anaérobies comme l'hypolimnion des lacs eutrophes ou dans les sédiments. Elle est couplée avec la minéralisation de l'azote se déroulant également dans les sédiments (GARDNER *et al.*, 1987). La dénitrification nécessite l'action de bactéries anaérobies.

Le troisième mécanisme après la nitrification et la dénitrification pour le recyclage interne du stock d'azote est la désamination. La désamination se produit lors de la dégradation aérobie de la matière organique morte avec libération de l'azote sous forme d'NH_3 ou d'ion ammonium, NH_4^+.

A ce stade, mélange et diffusion jouent un grand rôle pour remettre ce stock à la disposition des organismes.

La régénération de l'azote inorganique dissous est une source importante pour le phytoplancton. Dans les océans, on estime entre 98 et 99% des besoins en azote fournis par le recyclage *in situ* (HARRIS, 1986). Certains mécanismes tels que la désamination et la dénitrification sont fortement accentués dans des eaux eutrophes ainsi que dans les régions tropicales (REYNOLDS, 1984; HARRIS, 1986).

3.2.1.5. Caractéristiques des formes minérales et organiques de l'azote

a. Les nitrates

La forme nitrate est la forme dominante de l'azote inorganique dissous (DIN) dans les eaux douces oxygénées. Cela est dû à la rapidité de la nitrification dans les eaux naturelles (HARRIS, 1986). Par contre, dans des eaux appauvries en O_2, les nitrates sont rapidement réduits et c'est l'ammonium qui devient la forme dominante (REYNOLDS, 1984).

Dans les eaux océaniques, il est habituel de ne pas trouver de nitrate à la surface des eaux durant les périodes de stratification thermique (Mc CARTHY, 1980). En effet, une stratification thermique limite fortement le flux vertical des nitrates (DUSSART, 1966). Où les vents mélangent les couches supérieures, on observe une augmentation nette de l'utilisation des nitrates par le phytoplancton (Mc CARTHY, 1980). Une caractéristique importante des eaux océaniques est le peu d'importance des formes NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+ par rapport à la forme moléculaire N_2 qui représente plus ou moins 95% de l'azote des océans (HARRIS, 1986).

Les nitrates jouent un rôle non négligeable dans le recyclage du phosphore. Un apport de nitrate aux abords de sédiments saturés en phosphore entraîne la libération du phosphore. Les nitrates maintiennent un haut potentiel redox facilitant la cassure de la liaison fer-phosphore (TIREN & PETTERSON, 1985).

b. Les nitrites

Les nitrites sont habituellement rencontrés en faibles concentrations, excédant rarement 0,5µM, dans les zones profondes (LEHMAN, 1988).

Ils peuvent s'accumuler localement quand les concentrations en oxygène sont faibles (REYNOLDS, 1984). Dans les grands lacs comme dans les océans, il y a coincidence entre la profondeur maximale de la chlorophylle et les régions de forte teneur en NO_2^- (HARRIS, 1986). Ceci s'explique du fait que le phytoplancton capte au bas de la zone euphotique plus de nitrate et libère des nitrites ou de l'acide nitreux (Mc CARTHY, 1980). les nitrites peuvent être formés également par des bactéries oxydant l'ammonium ou réduisant les nitrates (WETZEL, 1975).

Les nitrites sont également assimilés par le phytoplancton comme c'est le cas pour les nitrates après réduction. Mais à faible concentration en oxygène dissous, la réduction de NO_2^- et également de NO_3^- peut aboutir à une dénitrification entraînant une perte en azote sous forme de N_2.

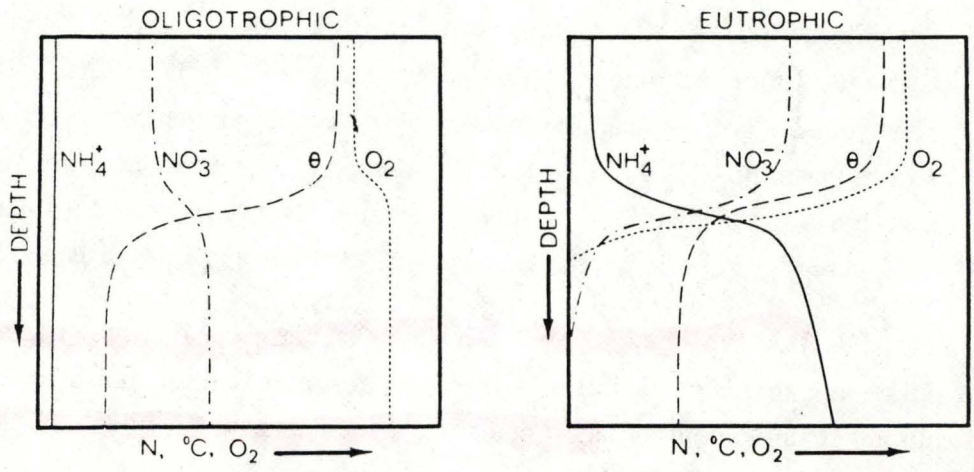


Fig. 4 : Distribution verticale de l'ammonium et des nitrates dans des lacs stratifiés à faible et forte stratification (d'après WETZEL, 1983)

c. L'ion ammonium

Les concentrations en ammonium sont habituellement assez faibles dans les eaux océaniques et dans les eaux douces non polluées (Mc CARTHY, 1980). En absence de pollution dans les eaux douces, ces ions proviennent de la dégradation bactérienne de la matière organique ou de l'excrétion des animaux. Les concentrations alors rencontrées sont inférieures à 150 µg N/l . Dans l'hypolimnion anoxique de petits lacs eutrophes il est possible de rencontrer des teneurs en ammonium supérieures à 1 mg N/l (REYNOLDS, 1984).

On observe une forte variabilité spatiale et temporelle de la disponibilité en ammonium. Cela s'explique par la variabilité du taux de turnover et de la nitrification (HARRIS, 1986). Le recyclage interne dépend de plusieurs facteurs tels que le niveau d'eutrophisation, l'importance de la biomasse zooplanctonique dans les sédiments pouvant multiplier l'importance du flux en ammonium par cent et plus, la hauteur de la colonne d'eau, la température de l'eau et enfin les mélanges (WETZEL, 1975; MATISOFF *et al.* , 1985; FORSBERG *et al.* , 1988).

La distribution verticale des concentrations en ammonium dépend de l'état d'eutrophisation du lac. Dans des eaux oligotrophes les teneurs en ammonium sont quasi nulles sur toute la hauteur de la colonne d'eau, par contre dans des eaux eutrophisées, les concentrations en ammonium ont un profil inverse à celui de l'oxygène et les teneurs en nitrates suivent le profil des teneurs en oxygène (figure 4).

La forme ammonium est la forme la plus facilement utilisable par le phytoplancton car elle ne demande pas une dépense d'énergie pour son incorporation aux molécules organiques. Mais sous la forme NH_3 (NH_4OH) il peut devenir toxique pour les organismes vivants (WETZEL, 1975). Cet équilibre entre NH_4^+ et NH_3 varie en fonction du pH et de la température. Ce rapport peut être calculé par la formule suivante :

$$\frac{NH_3}{NH_4^+} = \frac{Ka}{H+} = \frac{\alpha}{1-\alpha} = b$$

avec $\log b = - pKa + pH$

$$- \log Ka = 0{,}11 + \frac{2{,}7.10^3}{273 + t}$$

L'attaque de l'ammoniac s'effectue à différents niveaux :

- au niveau du système nerveux,
- au niveau des branchies,
- au niveau du sang (avec diminution du nombre d'erythrocytes),
- au niveau du foie et des reins avec blocage de leurs fonctions

(VANDERBORGHT,1980).

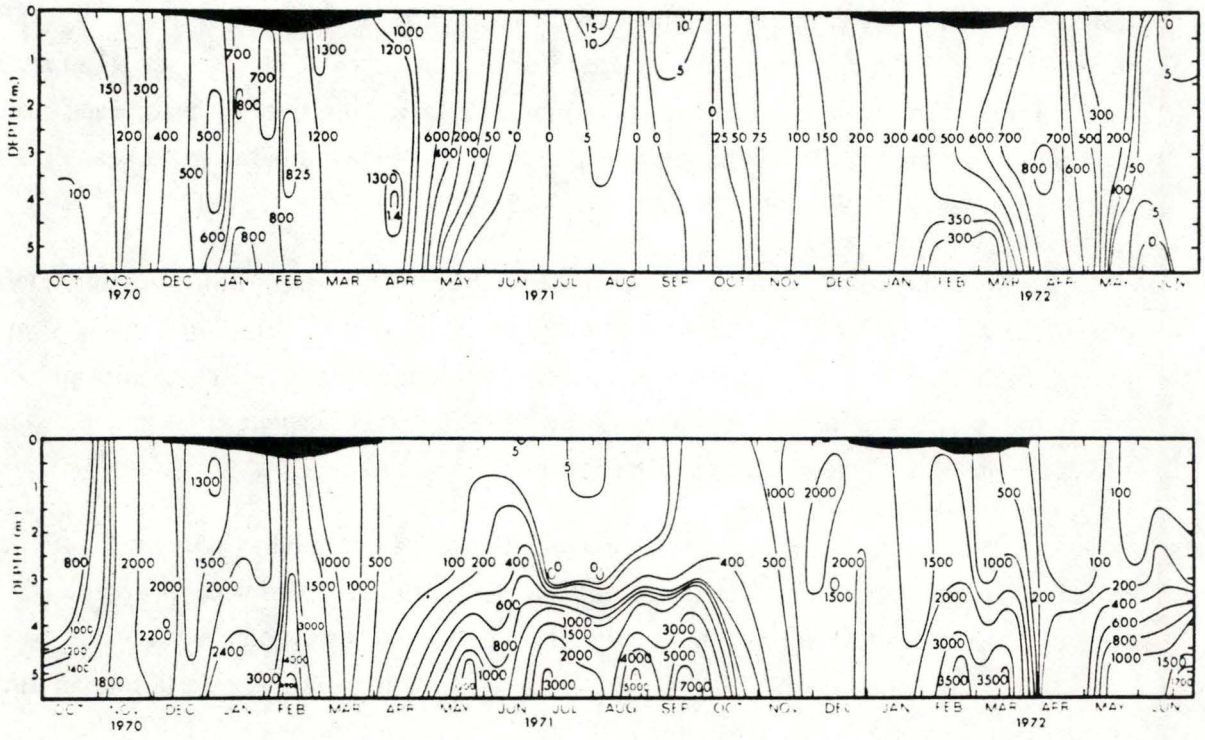


Fig. 5 : Diagramme profondeur-temps des concentrations en NO_3^- -N + NO_2^- - N (au-dessus) et d'NH_4^+ -N (en bas) en ∝g/l dans le lac Wintergreen, Michigan, de 1970 à 72 (WETZEL, 1983).

Dans le cas d'une haute teneur en NH_3, plusieurs algues et macrophytes grandissent mieux avec les nitrates comme source d'azote (RODHE, 1948). Pour les poissons, la toxicité devient importante à partir de 25µg/l de NH_3 mais pour certaines espèces de poissons des régions chaudes elle n'apparaît qu'à partir de 100 µg/l (WELCH, 1963).

d. Variations des formes minérales

L'azote utilisé par le phytoplancton est sous forme dissoute (DIN). Le DIN contient les formes suivantes d'azote : le NH_4^+, le NO_2^- et le NO_3^-.

La taille des ressources en DIN dans les eaux eutrophes augmente et montre une assez faible variabilité dans le temps et dans l'espace mais montre habituellement une dépendance importante pour les sources externes. En effet, le recyclage est souvent peu important si l'on exclut la période printanière et les jours de tempête (REYNOLDS, 1984).

Le taux de turnover du DIN est plus rapide dans les eaux oligotrophes que dans les eaux eutrophes. Les eaux oligotrophes semblent être plus dépendantes du recyclage interne (HARRIS, 1986).

Une variation dans le temps et dans l'espace existe en ce qui concerne les concentrations en NH_4^+ et en NO_3^- , NO_2^- . Au niveau de la distribution saisonnière de l'azote, on observe une concentration plus élevée en période froide du $NO_3^- + NO_2^-$, par contre, durant la période chaude la concentration en NH_4^+ augmente et celle en $NO_3^- + NO_2^-$ diminue nettement (fig. 5) (HARRIS, 1986). Ces variations dans le temps sont souvent rencontrées dans les régions tempérées où l'on a affaire à des lacs dimictiques : deux périodes de stratification avec donc deux périodes de mélange.

e. Formes organiques

La forme organique de l'azote est composée de l'azote fixé à de la matière organique. Elle peut être subdivisée en deux fractions importantes : l'azote organique dissous et l'azote particulaire. Ce dernier représente l'azote contenu dans le phytoplancton mais également dans le zooplancton, les bactéries et les détritus se trouvant dans les échantillons d'eau. Pour cette raison, on trouve rarement une relation linéaire entre l'azote sous sa forme particulaire et la Chlorophylle a (HAGER *et al.*, 1984). L'azote organique dissous est quant à lui plus facilement régénéré et donc plus vite disponible pour le phytoplancton (HARRIS, 1986).

L'azote organique joue un grand rôle dans le flux de l'azote disponible pour le phytoplancton. En effet, celui-ci peut être recyclé soit *in situ* dans les couches de surface et cela pour les océans ou les lacs profonds, soit dans les sédiments. Dans les océans, on donne comme proportion 80 à 90% de recyclage *in situ* et seulement 10 à 20% en zones profondes (HARRIS, 1986). Pour les eaux peu profondes, la décomposition de l'azote organique s'effectue principalement dans les sédiments. Dans des conditions anaérobies, l'ammonification s'effectue de manière importante ce qui permet la libération sous forme d'azote inorganique dissous directement assimilable par le phytoplancton (WETZEL, 1975).

Certaines formes d'azote organique sont résistantes à la décomposition et sont donc perdues définitivement dans les sédiments (WETZEL, 1983).

Dans les systèmes eutrophes, le recyclage est fortement favorisé dans les régions à forte insolation, haute température et à mélange peu fréquent (GRIMM *et al.*, 1984).

Il est bon de faire remarquer que le taux de turnover pour l'azote est généralement moins rapide que pour celui du phosphore (HAMILTON-GALAT & GALAT, 1983).

3.2.1.6. Particularités des lacs africains

Dans les lacs africains les apports en nutriments sont souvent très irréguliers, principalement dans les régions arides ou semi-arides où les apports en nutriments sont tributaires de la saison des pluies. On a observé dans certaines régions arides d'Afrique que jusqu'à 90% du budget en nutriments peut provenir des apports par le bassin versant pendant la saison des pluies (SYMOENS *et al.*, 1981). La pluie peut également amener une quantité non négligeable de nutriments non par lessivage mais en précipitant les poussières. Cela représente, en certains endroits, 20% d'apport en azote par cette voie, comme c'est le cas pour le lac Taupo, lac oligotrophe de Nouvelle-Zélande ou une dizaine de % pour le lac George en Ouganda (SYMOENS *et al.*, 1981; VINER, 1987).

Une autre source naturelle d'azote est la fixation par les algues bleues de N_2 telles que *Anabaena* et par les bactéries. Cet apport a montré qu'il pouvait avoir une contribution significative comme au lac George où HORNE et VINER (1971) l'ont estimée à 33%. Le facteur humain n'est pas à exclure dans les apports même si à l'exception des rejets des villes, l'agriculture et l'industrie ne semblent pas déverser actuellement une grosse quantité de nutriments dans les eaux africaines (SYMOENS *et al.*, 1981).

L'azote semble être l'élément primordial pour le développement phytoplanctonique dans les lacs africains. En effet, des études récentes ont montré que l'azote était limitant pour les lacs eutrophes et mésotrophes, du moins pendant une bonne partie de l'année (TALLING & TALLING, 1965; ROBARTS & SOUTHALL, 1977; REYNOLDS, 1984).

3.2.1.7. Particularités liées aux lacs rwandais

D'après les études menées actuellement dans les lacs rwandais, les nitrates sont toujours absents ou du moins en concentration inférieure à la limite de détection des méthodes de mesure utilisées, aussi bien dans les lacs d'altitude tels que les lacs Bulera ou Ruhondo que dans les lacs de la dépression du Bugesera et ceux de la plaine de l'Akagera. On trouve, à l'état de traces, des nitrites dans quelques lacs : les lacs Rwampanga, Bulera ainsi que le lac Ihema. La seule forme sous laquelle on rencontre en quantité significative les composés azotés est celle des sels ammoniacaux. Ceux-ci sont rencontrés dans presque tous les lacs en concentration allant de traces dans le lac Ihema à 1,5 mg/l de $N^- NH_4^+$ au lac Ruhondo (DAMAS,1954). Il est pourtant indispensable de souligner que les méthodes de mesure utilisées étaient la plupart du temps trop peu sensibles.

Les teneurs en azote très faibles que l'on rencontre sont probablement l'indice d'une consommation par les organismes au fur et à mesure de sa production (BEADLE, 1981).

3.2.1.8. Connaissance sur le lac Muhazi au départ de l'étude

Au lac Muhazi, des analyses effectuées par DESCY & THEATE (1990) ont montré l'existence des nitrates en quantités inférieures à 40 µg/l N.

L'ion ammonium était présent à des concentrations assez élevées de l'ordre de 0,6 mg/l de $N\text{-}NH_4^+$ dans le bas de la colonne d'eau.

3.2.2. Le phosphore

3.2.2.1. Formes principales d'existence

a) Le phosphore inorganique dissous : le phosphore inorganique est constitué principalement par les orthophosphates. Cette fraction inorganique n'est pas mesurable dans son entièreté avec la méthode classique ou molybdate, pour cette raison on est obligé de faire la distinction entre DIP (dissolved inorganic phosphorus) et SRP (soluble reactive phosphorus). Mais sous la dénomination SRP nous avons toutefois une grosse partie de la forme dissoute assimilable par les végétaux (BLOESCH et al., 1988; PSENNER ET PUCSKO, 1988).

b) Le phosphore organique dissous (DOP) dont une fraction peut se présenter sous forme colloïdale.

c) Le phosphore particulaire : est la fraction majeure dans les milieux aquatiques naturels. Son origine peut être allochtone ou autochtone. Le phosphore d'origine allochtone provient principalement de la roche ou des sols du bassin versant. Celui d'origine autochtone est formé par le phytoplancton et par le phosphore incorporé aux organismes (bactéries, phyto- et zooplancton) (BLOESCH et al., 1988).

3.2.2.2. Sources

a) Les apports du bassin versant par drainage : ceux-ci se font principalement en surface. En effet, au niveau des apports en phosphore les eaux souterraines ainsi que les précipitations directes contribuent rarement pour beaucoup au budget global des apports. Dans les eaux de surface, ce sont les effluents domestiques et les détergents rejetés par les industries qui viennent augmenter le stock en phosphore (NALEWAJKO & LEAN, 1980).

b) La biodégradation de la matière organique composée par le phytoplancton, les bactéries et le zooplancton (WETZEL, 1975).

c) L'excrétion des organismes : ce type d'apport devient important dans la situation d'un lac peu profond avec une haute densité de population.

3.2.2.3. Pertes

Les pertes sont principalement de quatre types : la formation de complexes insolubles après liaison avec le Ca^{++} et le Fe^{+++} qui entraîne sa sédimentation; l'adsorption sur colloïdes

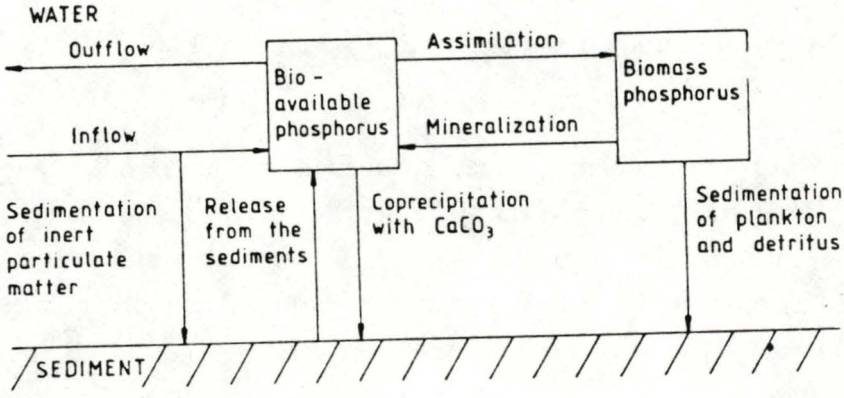


Fig. 6 : Cycle général du phosphore dans les lacs (d'après PETTERSON & BOSTRÖM, 1986).

et particules d'argile; les pertes par les exutoires des lacs et enfin par son assimilation biologique (WETZEL, 1983; PETTERSON ET ISTVANOVICS, 1988; GOLTERMAN, 1988).

3.2.2.4. Processus importants du cycle du phosphore (fig.6)

Les apports liés à la nature du terrain sont plus importants pour les roches sédimentaires que pour les roches métamorphiques et ignées. Les apports par les précipitations, faibles habituellement, prennent de l'importance en zone urbaine et industrielle. Les apports par les activités humaines sont de plus en plus importants, allant jusqu'à 50% et plus dans des situations bien particulières (BALON & COCHE, 1974; WETZEL, 1983).

- La réactivité du phosphore inorganique en conditions oxydantes avec Ca^{++} et Fe^{+++} formant un complexe non soluble (GOLTERMAN, 1988).
- L'adsorption des ions PO_4^{3-} sur des colloïdes organiques et inorganiques et sur des particules minérales telles que les argiles.
- La résolubilisation du phosphore au niveau des sédiments en conditions réductrices.
- L'assimilation du phosphore inorganique dissous par les plantes mais également du phosphore organique dissous après hydrolyse par les phosphatases alcalines attachées à la surface des cellules ou excétées. La production de cette enzyme est induite par une carence en phosphore inorganique.
- La désorption des PO_4^{3-} absorbés sur les colloïdes et les particules, favorisée par un pH bas (WETZEL, 1975).

Le temps de turnover est généralement plus court pour le phosphore que pour l'azote. Ce temps est favorisé par :

a. Une température et une intensité lumineuse élevées. En effet, on observe des temps de turnover de 10 à 1250 fois plus rapide en été qu'en hiver dans les lacs des régions tempérées (HALMANN & STILLER, 1974; PETERS, 1975).
b. Une turbulence importante au niveau des sédiments. Par contre, si celle-ci entraine le recouvrement de sédiments anaérobies par une couche fine de sable cela entraine la diminution du dégagement du phosphore par création d'une couche superficielle oxygénée stable à la surface du sédiment (WETZEL, 1983; IMBERGER & PARKER, 1985).
c. Des conditions anaérobies favorisant grandement la libération du phosphore bloqué dans les sédiments (SHAW & PREPAS, 1989).
d. Un pH acide favorise le recyclage du phosphore .
e. Des macroinvertébrés benthiques pouvant dans certaines conditions augmenter le flux de phosphate entre les sédiments et l'eau, il faut pourtant se garder de généraliser car, par exemple, sous conditions anaérobies les tubificidés n'augmentent pas ce flux mais au contraire le diminuent (MATISOFF et al., 1985).

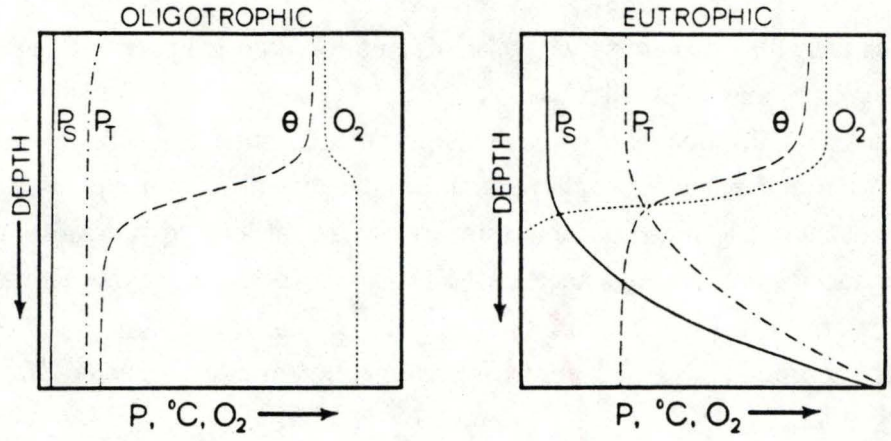


Fig. 7 : Distribution verticale du phosphore dissous (P_S) et du phosphore total (P_T) dans des lacs stratifiés de faible et forte productivité (d'après WETZEL, 1983).

f. Une densité de zooplancton élevée dans l'épilimnion des eaux douces et marines peut entrainer une régénération significative du phosphate pour la croissance algale (NALEWAJKO & LEAN, 1980).
g. Une absence de macrophytes permet un meilleur mélange et donc diminue le temps de résidence du SRP recyclé par minéralisation du phosphore organique (SHAW & PREPAS, 1989).

3.2.2.5. Particularités liées aux différentes formes de phosphore

a. Le phosphore inorganique dissous

Le phosphore inorganique est en majorité composé par les orthophosphates, particulièrement dans les lacs et dans les océans, ceux-ci étant directement assimilables par les plantes, par les polyphosphates et par du phosphore combiné avec des colloïdes (WETZEL, 1975; BONEY, 1976).

Cette fraction minérale provient d'une roche en particulier, l'hydroxyapatite ainsi que des détergents synthétiques pour ce qui concerne les polyphosphates (DUSSART, 1966).

Le PO_4^{3-} se complexe facilement avec le Fe^{+++}, Al^{+++} et Ca^{++} ce qui peut occasionner une séquestration du phosphore dans les sédiments jusqu'à plus de 60% du PT contenu dans les sédiments (PETTERSON et al., 1988).

Pourtant le P lié au calcium ne réagit pas de la même manière que celui lié au Fe^{+++} ou au Al^{+++}. En effet, le Ca^{+++} fixe particulièrement bien le P et le taux de libération du P est très faible alors qu'en ce qui concerne le P lié au Fe^{+++} ou à l'Al^{+++} la libération peut être importante en conditions anaérobies et avec des pH élevés (PETTERSON, 1986). Ce recyclage en conditions anaérobies serait dû à des bactéries, il semble pourtant que ce ne soit pas le seul mécanisme qui entre en jeu, mais actuellement ce ne sont que des hypothèses (GATCHER, 1988).

Le phosphore soluble diffusant à partir des sédiments peut s'accumuler dans l'hypolimnion anaérobie des lacs eutrophes (WETZEL, 1983).

Dans les lacs eutrophes le phosphore soluble compose presque la totalité du phosphore total dans le bas de l'hypolimnion (fig.7) (WETZEL, 1975).

L'absence de phosphore soluble dissous dans l'eau n'est significative qu'en fonction de l'existence ou non de formes momentanément bloquées au fond (DUSSART, 1966). En effet, le taux d'assimilation du phosphate par le phytoplancton peut être élevé ce qui provoque la prise

quasi instantanée du stock de phosphore soluble dissous mais il ne faut pas oublier que ce stock est renouvelé continuellement et que le temps de recyclage peut être également très rapide se situant entre 1 et 100 minute(s) en été et sous les tropiques (LEAN & NALEWAJKO, 1979; ISTVANOVICS & HERODEK, 1985).

b. Le phosphore organique dissous

Le phosphore organique dissous qui est composé principalement par du phosphore sous forme colloïdale se rencontre habituellement en très petite quantité dans les eaux naturelles mais peut parfois représenter jusqu'à 60% du phosphore total (WETZEL, 1983).

Il peut être utilisé par les plantes lors de carence en phosphore inorganique dissous, mais son utilisation demande l'action d'une enzyme, la phosphatase alcaline. Etant souvent de poids moléculaire élevé, cette forme n'est pas toujours une source d'utilisation aisée pour le phytoplancton (NALEWAJKO & LEAN, 1980; WETZEL, 1983).

Le mécanisme rencontré habituellement est la polycondensation des composés organiques dissous de poids moléculaire faible donnant un composé colloïdal de poids moléculaire élevé qui peut être utilisé par les plantes mais qui a tendance à sédimenter (LEAN *et al.*, in WETZEL, 1975).

c. Le phosphore particulaire

Le phosphore particulaire représente souvent en milieu lacustre la plus grosse proportion de phosphore, jusqu'à 90% du phosphore total. Il joue un rôle important au niveau de la réserve en nutriments dans le cycle du phosphore (WETZEL, 1975; PRIDMORE *et al.*, 1985).

Durant l'été son recyclage peut fournir jusqu'à 80% des apports en phosphore pour le phytoplancton d'un milieu lacustre (GARBER et HARTMAN, 1985).

Le phosphore particulaire est trouvé sous deux formes :

- Sous forme inorganique s'il provient des roches ou du sol ou si l'on a affaire à du phosphore provenant de l'agriculture ou de l'industrie et qui aurait été adsorbé sur l'argile. On trouve aussi du phosphore inorganique dans les lacs eutrophes riches en carbonate (BLOESCH *et al.*, 1988).
- Sous forme organique qui est produite par la production primaire du phytoplancton et par la prise du phosphore chez les autres organismes (bactéries, zooplancton) (BLOESCH *et al.*, 1988).

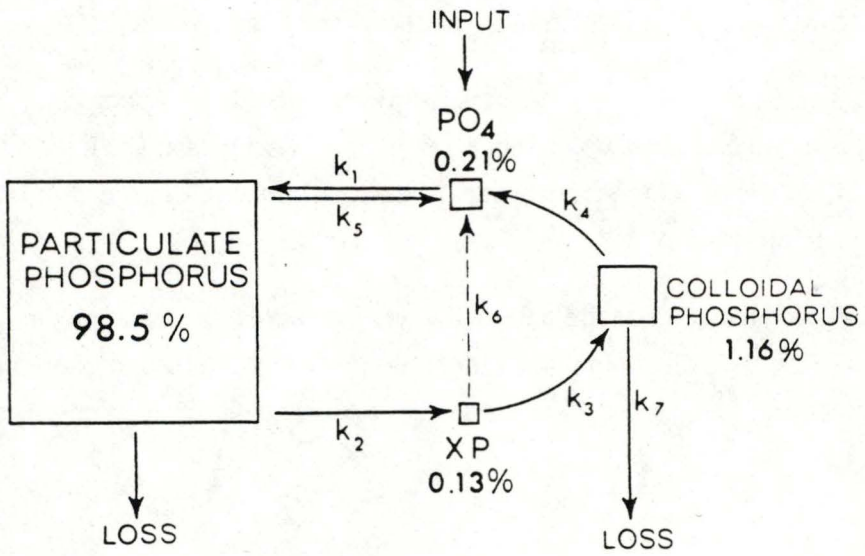


Fig. 8 : Mouvement du phosphore dans Heart Lake, Ontario.Mécanisme d'échange entre le phosphore et la fraction particulaire (d'après WETZEL , 1983).
K1 : assimilation du DIP par le plancton
K2 : libération de composés organiques phosphorés (XP) par le plancton
K3 : fixation du XP par condensation
K4 : hydrolyse du phosphore colloïdal en orthophosphate soluble (PO_4)
K5 : libération du (PO_4) par le plancton
K6 : hydrolyse directe du XP en orthophosphate soluble
K7 : perte de phosphore colloïdal par sédimentation

Le phosphore particulaire étant de poids moléculaire élevé a tendance à sédimenter et donc de passer de l'épilimnion à l'hypolimnion puis dans les sédiments. Une partie généralement réduite dans les eaux de faible profondeur mais pouvant être de 90% dans les lacs profonds ou les océans, est recyclée *in situ* . Dans les eaux de faible profondeur la grande majorité de ce phosphore est recyclée au niveau des sédiments (SHAW & PREPAS, 1989).

Cette fraction du phosphore total est la principale réserve en phosphore, particulièrement dans les systèmes lacustres. Il est donc important que celle-ci soit transformée, puis remise à la disposition du phytoplancton (fig.8). Comme on l'a vu au niveau du cycle, le zooplancton, les macrophytes, mais aussi les mécanismes de mélange, l'intensité lumineuse, la température ou encore le pH jouent un rôle primordial dans ces flux de phosphore (WETZEL, 1983; MATISOFF *et al.*, 1985).

3.2.2.6. Particularités liées aux lacs africains

Contrairement aux lacs des régions tempérées, certains lacs tropicaux reçoivent un apport significatif de phosphore par les précipitations. Lors des pluies, principalement aux abords des côtes, il y a précipitation des poussières en suspension contenant du phosphore. On a estimé à 30% l'apport par cette voie dans les lacs d'Afrique du Sud et même 37% pour le lac George en Ouganda (SYMOENS, 1981; VINER, 1987).

Comme cela a été dit pour l'azote, les entrées de phosphore occasionnées par les activités humaines ne sont pas significatives actuellement en Afrique, si ce n'est à proximité d'une ville ou dans une région réduite d'agriculture intensive (BALON & COCHE, 1974).

Au sujet des pertes, il semblerait qu'une large partie du stock en phosphore puisse être emprisonnée par les sédiments. C'est le cas pour 90% du phosphore des lacs eutrophes africains d'après TWINCH et BREEN (in SYMOENS, 1981).

Dans certains grands lacs profonds africains les nutriments peuvent être perdus par blocage dans l'hypolimnion. Ceci est causé par une stratification thermique sans mélange des couches profondes comme c'est le cas pour le lac Malawi et Tanganyika, ou par une stratification dûe à une différence de salinité comme au lac Kivu (lac à Chemocline). Ces nutriments ne sont jamais remis à la disposition des organismes de l'épilimnion ou alors avec un turnover de plusieurs centaines d'années (BEADLE, 1981).

Au point de vue des mélanges, les profondeurs de mélange des lacs tropicaux sont plus importantes que celles de leurs équivalents des régions tempérées. Cette différence est due en partie aux faibles écarts de température et à un plus petit gradient dans les densités absolues de ces eaux (BEADLE, 1981; KLING, 1988). On a pu mettre en relation la profondeur des

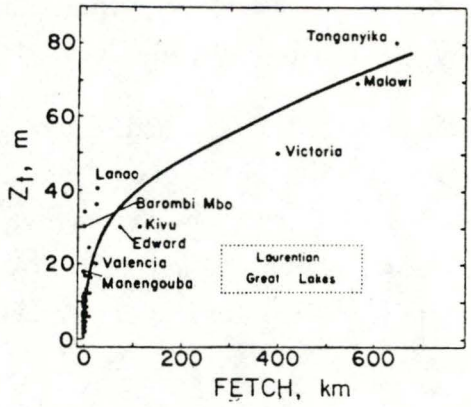


Fig. 9 : Relation entre la profondeur de la thermocline (Zt) et l'étendue du lac (d'après KLING, 1988).

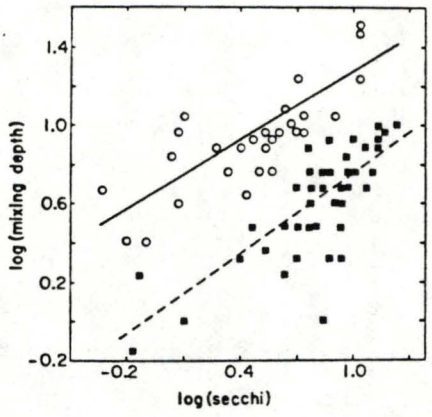


Fig. 10 : Relation entre le log. de la profondeur de mélange et le log. de la profondeur de transparance mesurée au disque de Secchi pour des lacs de cratère ougandais et camerounais (d'après KLING, 1988).

mélanges ou la profondeur de la thermocline avec l'étendue du lac (fig.9) et avec la transparence des eaux (fig. 10). En effet, plus le lac est grand plus la profondeur de mélange est importante et plus la pénétration de l'énergie lumineuse est grande, plus élevée est la profondeur de mélange (KLING, 1988).

Les mouvements d'eau favorisent le recyclage et donc la croissance phytoplanctonique en augmentant la disponibilité en phosphore se trouvant généralement à proximité des sédiments dans les eaux eutrophes (BEADLE, 1981).

Il semble que dans la plupart des lacs africains, particulièrement des lacs peu profonds, le recyclage soit intense. Le temps de turnover est très court jusqu'à 0,7 min dans le lac Elmenteita mais se situant plus couramment entre 1 et 10 min. La température semble favoriser ce haut taux de turnover (LEAN & NALEWAJKO, 1979; KALFF, 1983). Le recyclage dans les eaux africaines est également favorisé par l'abondance des organismes vivant dans la vase, tels les oligochètes, nématodes, ostracodes, crustacés, larves d'insectes principalement des chironomides, les escargots et les mollusques bivalves mais également par les bactéries (MATISOFF *et al.*, 1985; GATCHER *et al.*, 1988).

Enfin, il semblerait qu'il y ait une relation entre les besoins en phosphore du phytoplancton et le taux de turnover (REYNOLDS, 1984).

3.2.2.7. Particularités liées aux lacs rwandais

Les phosphates sont absents de l'épilimnion dans pratiquement tous les lacs rwandais mais on peut en trouver dans l'hypolimnion de quelques lacs de Bugesera et de l'Akagera mais cela ne dépasse guère 10 µg/l P (DAMAS, 1954; KISS, 1976).

Par contre dans le lac Ruhondo, lac d'altitude, on trouve jusqu'à 120 µg/l P entre 40 et 60 m de profondeur (DAMAS, 1954). Le lac Bulera contient également un peu de phosphate dans son hypolimnion. Cette accumulation s'explique par la profondeur importante de ces lacs par rapport aux lacs de plaine.

Comme pour l'azote, ces résultats doivent être nuancés vu l'utilisation de méthodes de mesure trop peu sensibles.

3.2.2.8. Connaissance sur le lac Muhazi au départ de l'étude

Les concentrations mesurées par PLISNIER (1987), DESCY et THEATE (1990) ne dépassent jamais 5 µg/l P pour le SRP. Il ne semble pas y avoir non plus de différence entre l'hypolimnion et l'épilimnion, ni entre l'Est et l'Ouest du lac. Les concentrations en phosphore total obtenues par DESCY et THEATE (1990) varient entre 35 et 50 µg/l P pour l'Est du lac et 20 à 30 µg/l P pour l'Ouest. Cette concentration représenterait principalement le phosphore incorporé à la biomasse phytoplanctonique.

3.2.3. La silice

3.2.3.1. Formes d'existence

La silice se trouve, dans les eaux naturelles, principalement sous deux formes :

- La forme dissoute H_4SiO_4, qui provient de la dissolution de SiO_2 et des silicates. C'est probablement sous cette seule forme que la silice est consommée par les diatomées pour la construction du frustule (WETZEL, 1983; REYNOLDS, 1984).
- La seconde forme sous laquelle on rencontre la silice est la forme particulaire. La silice particulaire peut être subdivisée en deux fractions : la silice incorporée à la matière vivante (paroi des algues siliceuses) et celle complexée avec l'hydroxyde de fer et d'aluminium (PAASCHE, 1980; WETZEL, 1983).

3.2.3.2. Sources

L'apport par drainage est certainement le plus important. La principale source provient de la dégradation des aluminosilicates mais également de la dissolution par les eaux souterraines des roches volcaniques (WETZEL, 1983). Cet apport est beaucoup plus constant dans le temps que pour les autres nutriments (PAASCHE, 1980).

On a pu mesurer un apport de silice directement par les précipitations mais c'est faible par rapport au drainage. Les chiffres obtenus pour le Mirror Lake dans le New-Hampshire sont de 0,02 mg:l pour les précipitations contre 4,01 mg/l par le drainage et cela durant la même période (LIKENS, 1985).

Le recyclage des frustules peut avoir une contribution significative comme source de silice. Ce recyclage se fait par minéralisation par une faune benthique mais des bactéries sont capables également, en cas de déficit en Si, de dégrader les roches dans les régions arides tropicales.

Il peut y avoir désorption des agrégats de silice s'étant formés dans des conditions particulières de pH < 3 mais devenant mobiles dans la plage d'un pH de 4 à 9 (WETZEL, 1983).

3.2.3.3. Pertes

Les pertes principales sont celles dues aux sorties d'eau par les effluents; à l'adsorption sur des particules solides et l'oxygénation de la silice entrainant sa sédimentation; et enfin, à la sédimentation des diatomées mortes.

3.2.3.4. Processus importants du cycle de la silice

Au niveau des apports on peut juger que seul le drainage des sols par les eaux provenant des précipitations et la dissolution des roches, particulièrement les roches volcaniques, par les eaux souterraines sont à retenir. En effet, contrairement à l'azote et au phosphore, la silice n'a pas un recyclage rapide ce qui n'en fait pas une source conséquente pour les algues silicieuses (PAASCHE, 1980; SOMMER, 1990).

L'assimilation par les diatomées est la partie la plus importante du cycle. Cette assimilation est synchronisée en fonction de l'alternance lumière - obscurité (REYNOLDS, 1984). La demande en silice varie en fonction de l'espèce de diatomée mais peut être très élevée. L'importance du développement des diatomées peut créer une chute de la concentration en silice des eaux, provoquant par là même une succession d'espèces vers des diatomées moins exigeantes en silice ou même un remplacement pur et simple des diatomées par des algues vertes. Pour éviter ces successions, certaines diatomées, telle *Stephonodiscus astrea* semblent augmenter leur croissance, pour maintenir une concentration en silice peu élevée dans les eaux, favorisant ainsi leur suprématie (KILHAM *et al.*, 1977). Dans d'autres cas pour d'autres espèces, il peut simplement y avoir stockage au niveau cellulaire jusqu'à quatre ou cinq fois la concentration en silice nécessaire à leur croissance (KILHAM, 1971; PAASCHE, 1980; SOMMER, 1990).

Le troisième point important du cycle est la perte par sédimentation des diatomées. La silice sédimentaire est généralement associée à de la matière organique (PAASCHE, 1980).

Comme cela a été dit ci-dessus, le recyclage est assez faible et nettement plus long que pour le phosphore et l'azote. Le zooplancton, par excrétion, contribue à ce recyclage en rejetant des débris particulaires qui se dissolvent lentement, les bactéries peuvent également aider au recyclage (WETZEL, 1983; SOMMER, 1990). Les macroinvertébrés benthiques favorisent le

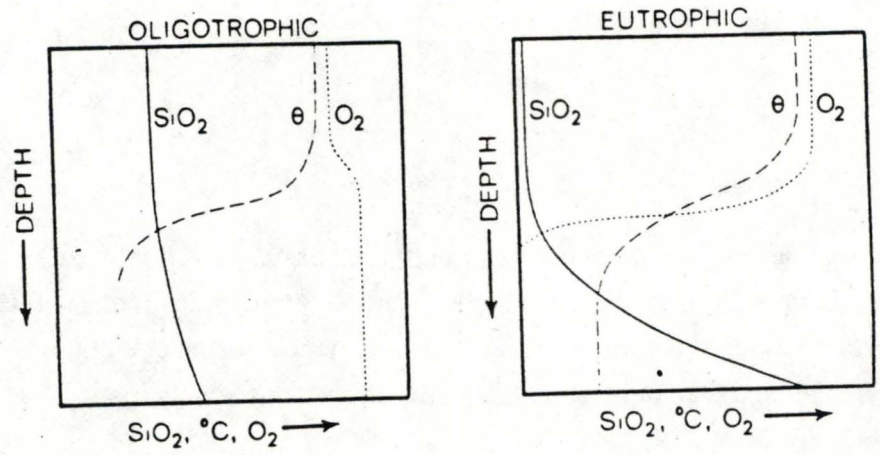


Fig. 11 : Distribution verticale théorique des concentrations en silice dans les lacs stratifiés à faible et forte productivité (d'après WETZEL, 1983).

passage de la silice des sédiments à l'eau par leur nutrition, locomotion, respiration et activité d'excrétion. C'est le cas principalement pour les chironomidés et les bivalves qui peuvent en grande densité, de l'ordre de 6000 individus par m^2, multiplier le flux par 60 (MATISOFF, 1985).

3.2.3.5. Importance et rôle de la silice en tant que macronutriment

a. Rôle de la silice

La silice joue un rôle de macronutriment dans le cycle des diatomées et des chrysophycées. Chez les diatomées elle est le composant amorphe de la paroi bivalve ou frustule. La présence de silice en quantité suffisante permet aux diatomées d'être compétitives et de faire partie des successions algales. Ce qui influence la dominance d'une espèce à une période bien déterminée est le rapport N:P ou Si:N ou Si:P ou encore les rapports entre nutriments et intensité lumineuse (TILMAN *et al.*, 1982; SOMMER, 1990).

b. Distribution de la silice dans les lacs

La seule fraction probablement disponible pour les diatomées et pour d'autres algues siliceuses est les SRS (soluble reactive silicon), le $Si(OH)_4$. Habituellement les concentrations en silice sont exprimées en µg de SiO_2/l , la conversion donne une µmole de $Si(OH)_4$/l = 60 µg de SiO_2/l, = 28 µg de Si (ou SRS)/l (REYNOLDS, 1984).

Dans les eaux douces on trouve des concentrations souvent plus élevées que dans les océans, se situant entre 100 à 200 µmole/l maximum alors que pour les océans on trouve habituellement le maximum < à 100 µmole/l et plus couramment proche de 20 µmole/l (PAASCHE, 1980). Certaines eaux naturelles peuvent être quasi dépourvues de silice du moins pendant une période de l'année (WETZEL, 1983).

Dans les eaux oligotrophes, les concentrations sont légèrement plus faibles dans l'épilimnion. Dans les eaux eutrophes, on a une concentration particulièrement faible dans la zone oxygénée et une augmentation très nette dans l'hypolimnion (fig.11). Les concentrations en silice augmentent dans l'hypolimnion des lacs durant les périodes de stratification d'été et d'hiver. Des chutes de concentration peuvent apparaître lors du développement des diatomées au printemps et en début d'hiver. On a en effet montré que la concentration en silice dans les eaux est liée à l'importance de la croissance des diatomées, principalement dans les eaux eutrophes (KILHAM, 1971; WETZEL, 1975).

Dans les sédiments on trouve des concentrations élevées en silice dissoute à des pH inférieurs à 7 ou supérieurs à 9, ainsi qu'à des températures élevées. La diffusion de cette silice se trouvant dans l'eau interstitielle est lente, souvent cela prend plusieurs semaines et elle est influencée par les courants, les mouvements créés par les organismes benthiques et les bulles de gaz s'échappant des sédioments (WETZEL, 1983; MATISOFF *et al.*, 1985).

c. Utilisation de la silice par les diatomées

Les diatomées sont les seuls organismes aquatiques qui utilisent la silice dans des quantités aussi importantes. En effet, leur frustule, qui est leur structure de base, est formée par la silice. Ces valves sont construites en 10 à 20 minutes, mais la construction des sculptures sur les valves et les épines peut prendre plusieurs heures supplémentaires (PAASCHE, 1980; REYNOLDS, 1984).

La prise de la silice dissoute par les algues est liée au cycle jour-nuit et est réduite en période de division cellulaire. S'il y a carence de silice au moment de la division, les deux cellules restent liées entre elles tant que les valves ne sont pas construites (PAASCHE, 1980; WETZEL, 1983).

La silice est transportée de l'extérieur de l'algue à l'intérieur par une enzyme qui se trouve à la surface de la cellule. La concentration de la silice dans la réserve intracellulaire peut être de 30 à 250 fois supérieure à celle rencontrée dans les eaux, permettant par là même de limiter les jours de manque en ce nutriment (KILHAM *et al.*, 1977; PAASCHE, 1980; REYNOLDS, 1984).

Les concentrations en silice et leurs variations temporelles contrôlent la diversité et les fluctuations quantitatives des diatomées. Pourtant, il faut observer que la silice ne semble pas à elle seule régler ces variations mais qu'il s'agit plutôt d'une association d'effets provenant de plusieurs nutriments, ou encore de facteurs tels que le pH, la température ou l'alcalinité (KILHAM *et al.*, 1982; SOMMER, 1990).

3.2.3.6. Particularités liées aux lacs africains

On trouve en général dans les eaux africaines des concentrations élevées en silice souvent supérieures à 10 mg/l de Si et même au-delà de 100 mg/l comme c'est le cas pour les lacs Nakuru, Elementeita et Mahadi. En régions tempérées, en effet, les moyennes de concentration rencontrées se situent entre 1,2 et 12 mg/l de Si. Ces teneurs élevées sont probablement dûes à une densité et une mobilité élevée de la silice dans les sols africains et par une remise en

solution des composés siliceux plus rapide dans des eaux salines à pH et alcalinité élevés (TALLING & TALLING, 1965; WETZEL, 1983).

Au niveau de la flore algale de l'Afrique, il semble que les diatomées ne soient pas dominantes dans les régions humides alors qu'elles le sont dans les régions sèches. COUTE & ROUSSELIN,1975 et MAILLARD,1977 (in SYMOENS *et al.* 1981) estiment pouvoir subdiviser en deux parties l'Afrique, en fonction de la disponibilité ou non de l'eau douce toute l'année. Dans la partie sèche, il trouve en général une prédominance de diatomées avec 35 à 50% de la totalité du nombre de taxons, 17 à 21% d'algues bleues et enfin 9 à 13% de desmidiées. Par contre, dans la partie humide de l'Afrique, c'est une majorité de desmidiées 50%, qui est le plus souvent observée et seulement 30% de diatomées. Les algues bleues se rencontrent également mais dans une très faible proportion de l'ordre de 3 à 5% des taxons.

Evidemment, il y a encore dans les diatomées la prédominance d'un ou l'autre genre et de l'une ou l'autre espèce en fonction du lac étudié. Plusieurs hypothèses ont été proposées pour expliquer le pourquoi de ces prédominances. En 1949, HUSTEDT (in BEADLE, 1981) qui a étudié les lacs de la Rift Valley avait conclu que c'était l'alcalinité qui était déterminante pour la composition en espèces des lacs, principalement en ce qui concernait les diatomées.

En 1966, TALLING (in KILHAM, 1971) montre que dans le lac Victoria c'était les nitrates et le fer qui limitaient la croissance des diatomées en déduisant par là qu'un des nutriments pouvait influer sur la dominance d'une espèce.

Enfin en 1986, KILHAM *et al.*, ayant étudié les raisons d'existence de certaines espèces de diatomées dans les lacs africains, sont arrivés à l'hypothèse basée sur la théorie de TILMAN (1982) que l'abondance d'une espèce de diatomée n'est pas due uniquement ou principalement à une concentration bien déterminée en SRS ou à un autre nutriment mais plutôt à des rapports entre Si et P, entre Si et N ou encore entre intensité lumineuse et phosphore.

La succession au niveau des espèces algales est assez constante dans les régions tempérées ou les saisons sont bien marquées mais, sous les tropiques, ces successions sont plus irrégulières vu la plus grande constance du climat. Dans ces régions, les changements de dominance peuvent être dus à des variations d'apports en éléments nutritifs, de vitesse des vents ou d'intensité lumineuse (BEADLE, 1981; SYMOENS *et al.*, 1981; KLING, 1988).

3.2.3.7. Particularités liées aux lacs rwandais

On a très peu de données sur les concentrations en silice dans les eaux des lacs rwandais. les seules mesures faites donnent des concentrations de 10 à 11 mg/l de Si pour le lac Kivu (TALLING & TALLING, 1965). et 6 mg/l pour le lac Cyambwe (KISS, 1976).

La composition phytoplanctonique quant à elle nous permet de comparer avec des lacs plus étudiés. En effet, d'après les études sur le phytoplancton effectuées par DAMAS (1955), KISS (1976) et MARLIER (1960 in BUNEP, 1986) sur les lacs rwandais, on observe une similitude entre sa composition et les espèces abondantes avec les lacs Rweru, Victoria, George et Kariba (KANANGIRE, 1988) ayant tous des concentrations en Si s'étalant entre 3 et 12 mg/l. Trois lacs rwandais font pourtant exception, il s'agit des lacs Bulera, Ruhondo et Rwampanga dont le phytoplancton a une forte densité en diatomées et principalement en espèces recherchant de fortes concentrations en Si mais surtout acceptant une forte carence en phosphore (KILHAM *et al.*, 1986; KANANGIRE, 1988).

3.2.3.8. Connaissances au départ de l'étude sur le lac Muhazi

La concentration en silice du lac Muhazi semble assez élevée et ne varie pas suivant les zones et la profondeur du lac. Elle a été mesurée par DAMAS (1955) et TALLING & TALLING (1965) et était de l'ordre de 8,8 mg/l de Si. Une étude plus récente de DESCY et THEATE (1990) donne une valeur de 7 mg/l de Si.

Quant à la composition phytoplanctonique la dominance va aux Cyanophycées et aux Chlorophycées. Deux genres de diatomées sont rencontrés en assez forte abondance, il s'agit de *Nitzchia* et de *Synedra* , qui dominent habituellement aux rapports Si/P élevés.

3.3. Relation nutriment-phytoplancton

Les nutriments jouent un rôle important au niveau de la composition spécifique et de l'abondance du phytoplancton. Ce ne sont pourtant pas les seuls qui déterminent une population algale mais plutôt l'effet global causé par les ions majeurs, le pH, les autres facteurs physiques et évidemment par les nutriments limitants (TILMAN et al., 1982).

Plusieurs hypothèses pour expliquer la présence, l'absence ou l'abondance d'une espèce ont été émises. Aucune ne justifie avec certitude ces phénomènes, mais il semble actuellement

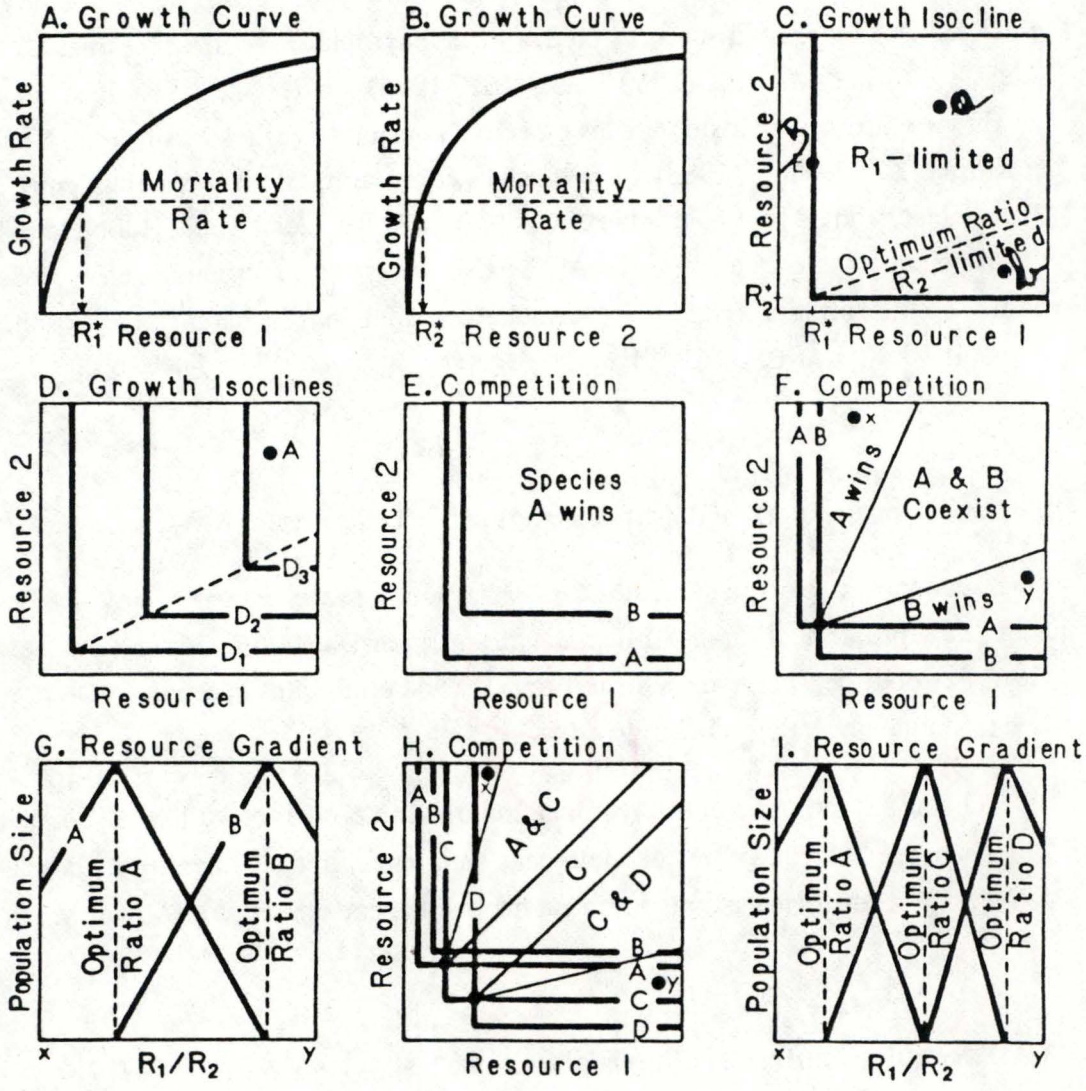


Fig. 12 : Exemples de compétition entre espèces pour les ressources en nutriments (d'après TILMAN *et al.*, 1982).

que l'hypothèse basée sur les rapports entre ressources nutritives peut déterminer la survie des espèces algales (KILHAM & KILHAM, 1984).

3.3.1. Proportions entre nutriments

Dans le plancton marin le rapport moyen rencontré est de 106 C : 16 N : 1 P (en atomes), ce qui correspond à 42 C : 7 N : 1 P (en poids) et à un rapport C : N de 6,625. Ce rapport a été calculé par GOLDMAN et al., 1979; in SOMMER, 1990. Dans l'Atlantique Ouest le rapport prenant en compte la silice est de 231 Si : 6,7 N : 1 P (en poids). Pour le plancton des eaux douces le rapport moyen a été estimé à 116 C : 9,9 N : 1 P (en poids) (BOYD & LAWRENCE, 1967; in HARRIS, 1986).

Ce sont évidemment des moyennes qui ont été calculées sur un échantillon de plancton ou de phytoplancton pris sans tenir compte des espèces. Or il est nécessaire de faire remarquer que chaque espèce a un rapport qui diffère plus ou moins fort de la moyenne. Cette différence provoque la présence, l'abondance ou l'absence de telle ou telle espèce en fonction des caractéristiques physico-chimiques du milieu. Pour qu'une espèce algale se développe il faut que les disponibilités en nutriments se rapprochent le plus possible du rapport des nutriments composant sa structure (REYNOLDS, 1984).

Les rapports habituellement utilisés pour définir les préférences des algues sont les rapports N : P, Si : P, intensité lumineuse : P et parfois Si : Light (KILHAM et al., 1986).

Dans les prises de nutriments, la compétition entre espèces (fig. 12) joue un rôle important quant à la sélection des plus aptes à subsister et à se multiplier (TILMAN et al., 1982).

3.3.2. Réponses du phytoplancton aux contraintes du milieu

Vu les fluctuations des disponibilités en nutriments au cours de l'année, les algues ont dû s'adapter. Pour ce faire, elles diminuent le contenu en nutriments limitants dans leur structure cellulaire tel *Asterionella formosa* dans le lac Windermere qui passe de 0,5 µg P x 10^{-6}/cell à 0,28 entre la période de carence et la période du "bloom" de printemps. En culture, on a obtenu une diminution au tiers du contenu cellulaire de "période faste". Ce contenu interne dépend de la concentration dans le milieu (TILMAN & KILHAM, 1976; NALEWAJKO & LEAN, 1980).

Une autre manière de s'adapter à une période de limitation est le stockage intracellulaire de nutriments durant la période d'abondance et son utilisation durant la période défavorable. C'est le cas par exemple chez *Anabaena flos-aquae* ou pour *Scenedesmus* qui peuvent emmagasiner

jusqu'à 30 fois la concentration nécessaire à leur croissance (Mc CARTHY, 1980; KILHAM et al., 1982).

3.3.3. Hypothèses quant à la prédominance des groupes algaux

Quelques grandes lignes semblent se dégager quant au développement des familles algales. En effet, on a pu remarquer qu'un lac avec un rapport N : P élevé > 64 (en atome) avait habituellement une faible proportion d'algues bleues (< 10%) par contre pour les lacs ayant un rapport N : P bas cela permet, mais ce n'est pas systématique, la prédominance des algues bleues (SOMMER, 1990).

Si on a un apport élévé en phosphore mais également un apport élévé en azote les Chlorococcales dominent. Dans le cas d'une disponibilité critique en phosphore (N : P élevé) le phytoplancton sera dominé par des Chlorophytes coloniales ou des Chrysophycées. Ces dominances sont créées par la compétition pour le nutriment limitant (KILHAM et al., 1986).

En ce qui concerne les diatomées, il est beaucoup plus difficile de prévoir leur dominance vu la grande gamme d'adaptation qu'ont les différentes espèces. En effet, on trouve par exemple des petites diatomées centriques avec un rapport optimal Si : P de 6 mais on peut malgré tout affirmer que pour avoir prédominance de diatomées le rapport Si : P doit être assez élevé. Par exemple, un rapport de 700 a été calculé pour le lac de Constance et le lac Schöhsee ayant respectivement une dominance en diatomées de 85% et de 75% (KILHAM et al., 1986; SOMMER, 1990).

3.3.4. Caractéristiques du phytoplancton africain

Les facteurs limitants en Afrique ne correspondent pas tout à fait à ceux rencontés dans les régions tempérées. En effet, il semble plus courant de rencontrer une limitation par l'azote que par le phosphore dans les eaux africaines. De plus, l'intensité lumineuse ainsi que les sulfates peuvent également être limitants (ROBARTS & SOUTHALL, 1977; KILHAM et al., 1986).

Contrairement aux régions tempérées, les eaux africaines montrent généralement des fluctuations saisonnières moins marquées au niveau de l'abondance ou des successions en espèces phytoplanctoniques (SYMOENS et al., 1981).

De nombreuses études ont été entreprises sur les limitations du phytoplancton dans les eaux africaines. Nous allons donner ici quelques hypothèses émises sur certains taxons que

nous rencontrons au lac Muhazi. SHAPIRO (1990) a passé en revue les hypothèses sur la dominance des Cyanophycées :

- la préférence pour les eaux relativement chaudes;
- la carence en azote favorisant les espèces fixatrices d'azote (ex.: *Anabaena*);
- lorsque le pH et l'alcalinité sont élevés, les algues bleues sont plus compétitives que les autres algues pour l'utilisation du CO_2 à faible concentration et des bicarbonates;
- moindre sensibilité au grazing du zooplancton du fait des colonies de tailles parfois importantes et des toxines émises par certaines Cyanophycées.

Les algues bleues coccoïdes du genre *Microcystis* sont un des éléments importants du Muhazi. Ces *Microcystis* sont quant à eux beaucoup plus sensibles à l'azote limitant, n'étant pas fixatrice d'azote (ROBARTS & SOUTHALL, 1977). Ce genre est particulièrement important au lac Muhazi.

SHAPIRO (1990) a démontré toute l'importance de la disponibilité en CO_2 et de l'utilisation des bicarbonates (HCO_3^-) dans la dominance des algues bleues : en milieu alcalin, où le CO_2 est à très faible concentration, les cyanophycées se voient favorisées par leur point de compensation pour les CO_2 très bas, de même que par la forte affinité de leur anhydrase carbonique pour les ions HCO_3^-. Les conditions prévalant au lac Muhazi et la dominance des cyanophycées sont en accord avec cette hypothèse.

Enfin le lac Muhazi a une transparence réduite et des teneurs élevées en silice. Les suppositions de KILHAM *et al.*. (1986) y sont donc confirmées, dans la mesure où les peuplements de diatomées se composent notamment de *Melosira*, peu exigeantes pour la lumière (compétitives aux rapports Si : intensité lumineuse élevés). D'autre part, on y rencontre aussi des *Synedra* (*S.acus*) et des petits *Nitzschia* , favorisés par des rapports Si : P élevés.

Quant à *Cyclotella stelligera*, diatomée centrique assez abondante au Muhazi, il semble qu'elle soit typiquement associée à *Melosira granulata* et *Synedra acus* (GASSE, 1986) dans les lacs africains peu profonds.

D'autre part, les Chlorococcales bien représentées par le nombre d'espèces au lac Muhazi semblent avoir une croissance favorisée par un apport conséquent en azote et être moins dépendantes de la concentration en phosphore (KILHAM et al., 1986).

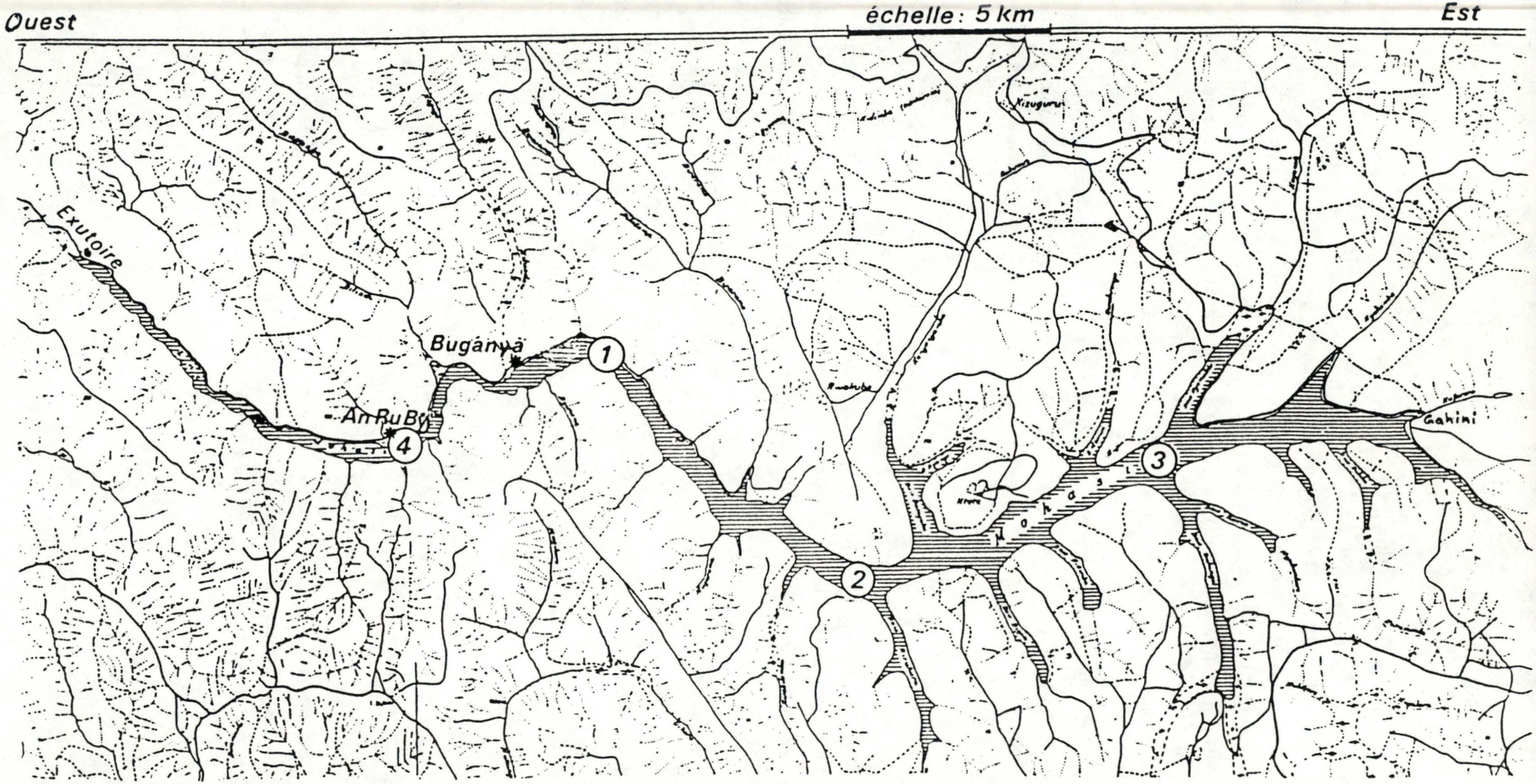


Fig. 13 : Carte du lac Muhazi avec les sites de prélèvements et mesures physico-chimiques : 1, Nyarubuye; 2, Duha; 3, Karambi; 4, Karambo.

4. MATERIEL ET METHODE

4.1. Cadre d'étude

Pour étudier le lac sur sa longueur, d'Est en Ouest, on a choisi quatre stations (fig.13) : Karambi, Duha, Nyaruburye et Karambo. Ce sont ces stations qui avaient également été le cadre de l'étude effectuée en juillet 1989 par DESCY et THEATE (1990).

De même, pour cerner la variation dans le temps, on a effectué huit campagnes reprenant à chaque fois les quatre stations et réparties entre le 7 février 1990 et le 3 mai 1990 (tableau 4).

Stations	Campagnes	Date 1990	Heure
Karambi	1	07-02	9h00
	2	22-02	8h45
	3	07-03	8h30
	4	14-03	8h15
	5	21-03	8h15
	6	28-03	8h40
	7	27-04	8h30
	8	02-05	8h40
Duha	1	08-02	9h45
	2	23-02	10h35
	3	07-03	10h10
	4	14-03	9h40
	5	21-03	9h30
	6	28-03	10h00
	7	27-04	10h00
	8	02-05	10h15
Nyarubuye	1	07-02	11h00
	2	22-02	8h00
	3	08-03	10h00
	4	15-03	7h25
	5	22-03	7h40
	6	29-03	8h05
	7	28-04	8h00
	8	03-05	7h45
Karambo	1	08-02	11h00
	2	23-02	9h25
	3	08-03	9h00
	4	15-03	8h30
	5	22-03	8h45
	6	29-03	9h10
	7	28-04	9h10
	8	03-05	8h50

Tableau 4 : Tableau reprenant les dates des différentes campagnes effectuées entre le 7/2/90 et le 3/5/90 sur le lac ainsi que l'heure des mesures et prélèvements.

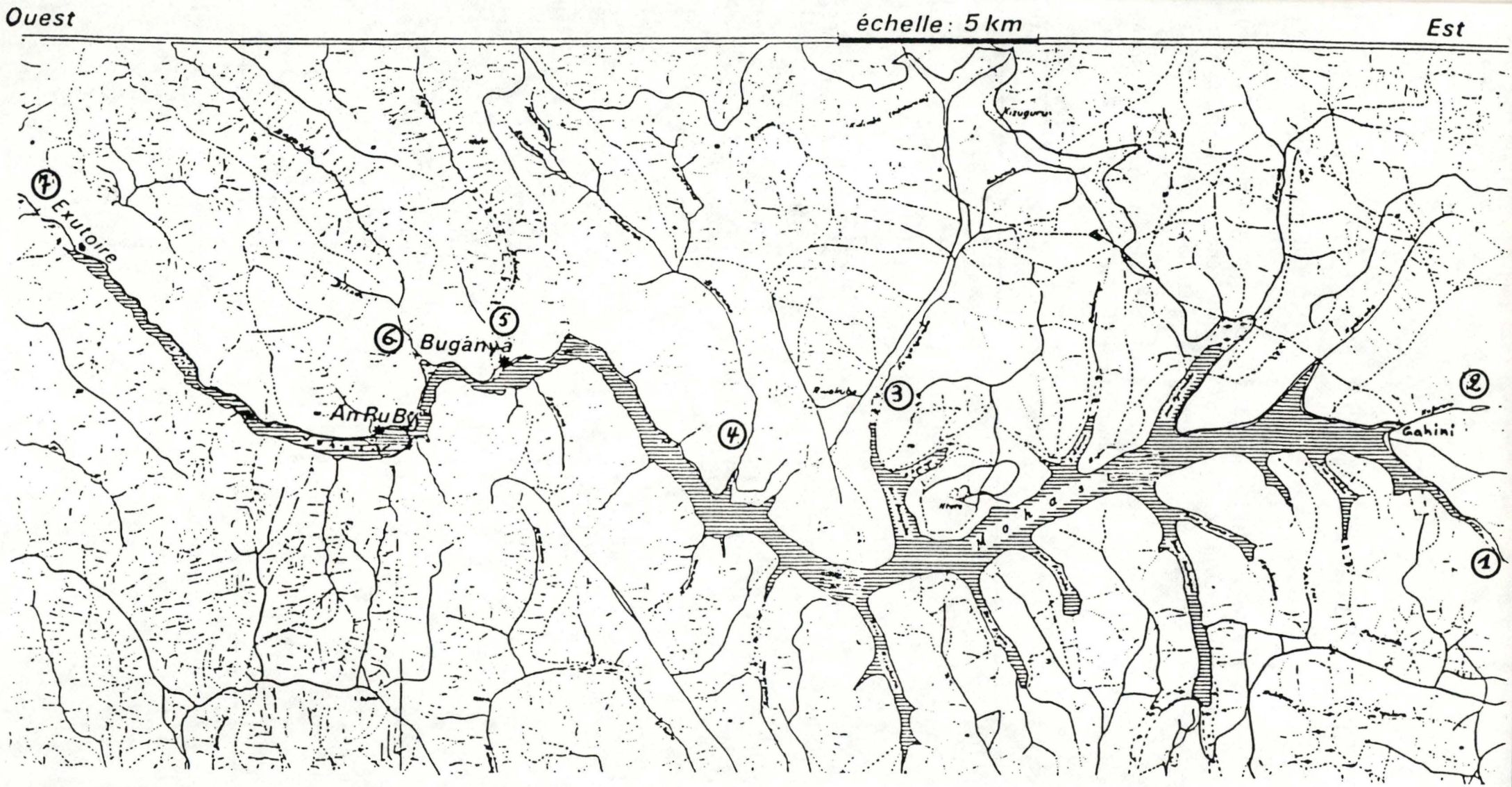


Fig. 14 : Carte du lac Muhazi avec les affluents étudiés : 1, Ntaruka; 2, Gashogoshogo; 3, Kanyonyomba; 4, Njume; 5, Buganya; 6, Nyiaragatugu; 7, Exutoire.

L'étude des affluents s'est faite sur sept d'entre eux : Ntaruka, Gashogoshogo, Kanyonyomba, Njume, Buganya et Nyiaragatugu, faciles d'accès et se situant tous au Nord du lac (fig.14). De plus, les affluents choisis ont tous été drainés. En effet, des analyses entreprises sur un affluent n'ayant pas été drainé ne seraient pas représentatives de la contribution de celui-ci aux apports du lac, les marais à papyrus et à roseaux pompant une bonne partie de ces apports. En plus de ces sept affluents, l'exutoire a été étudié pour pouvoir juger des pertes par exportation.

Pour les affluents et l'exutoire, quatre campagnes ont été effectuées entre le 14 février et le 1 mai 1990 (tableau 5).

Affluents	Campagnes	Date 1990	Heure
Ntaruka	1	14-02	10h20
	2	06-03	10h45
	3	27-03	15h25
	4	01-05	11h30
Gashogoshogo	1	14-02	11h00
	2	06-03	11h10
	3	27-03	15h45
	4	01-05	11h10
Kanyonyomba	1	14-02	12h00
	2	06-03	12h00
	3	27-03	16h20
	4	01-05	10h30
Njume	1	14-02	12h45
	2	06-03	12h30
	3	27-03	16h45
	4	01-05	10h05
Buganya	1	14-02	18h05
	2	06-03	17h41
	3	27-03	17h45
	4	01-05	09h05
Nyiaragatugu	1	14-02	17h50
	2	06-03	17h26
	3	27-03	18h40
	4	01-05	09h15
Exutoire	1	14-02	15h45
	2	06-03	16h34
	3	27-03	19h05
	4	01-05	08h15

Tableau 5 : Tableau reprenant les dates des différentes campagnes effectuées entre le 14/2/90 et le 1/5/90 sur les affluents ainsi que l'heure des mesures et prélèvements.

4.2. Analyse physico-chimique de l'eau

4.2.1. Prélèvement et préservation des échantillons d'eau

L'eau destinée aux analyses en laboratoire a été prélevée avec une bouteille VAN DORN à chaque profondeur soit -1m, -3m, -5m, -7m, -9m, -11m pour les stations de Karambi et Duha, tandis que pour les deux stations Ouest du lac, les prélèvements s'arrêtaient à -7m, et stockée dans des flacons en polyéthylène.

Pour leur préservation, on les a fixées avec :

- pour le phosphore total : eau non filtrée fixée avec $H_2SO_4$4N à raison de 5 ml/l;
- pour le phosphore organique dissous et SRP : eau filtrée fixée avec $H_2SO_4$4N à raison de 5 ml/l;
- pour la silice et cations : eau filtrée fixée avec de l'HCl 0,1 N à raison de 1 ml/l.

4.2.2. Méthodes et mesures physico-chimiques

4.2.2.1. Température

Mesure effectuée *in situ* à chaque profondeur avec la sonde WTW LF 91. Domaine de mesure de - 5°C à +45°C avec une précision de ± 0,2°C.

4.2.2.2. pH

Mesure effectuée *in situ* sur les échantillons prélevés à la bouteille de VAN DORN avec les pH-mètre WTW 90 et Aqua-lytic pH 17, étalonnés avec les tampons à pH 7 et 9. Gamme de mesure de pH sur le pH-mètre WTW 90 : 0,00 à 14,00 avec une précision de ± 0,01 pH. Gamme de mesure de pH sur le pH-mètre Aqua-lytic pH 17 : 0,0 à 14,0 avec une précision de ± 0,1 pH.

4.2.2.3. Oxygène dissous

Mesure effectuée *in situ* à chaque profondeur avec la sonde ANKERSSMIT AIII, après calibration à température ambiante. Le taux de saturation a été rectifié en tenant compte de l'altitude, de la température à la surface du lac et de la profondeur avec la formule suivante :

O_2 sat (mg/l) = [475/(33+T)] x (P_0 + 0,0967Z)

ou T = température en °C

P_0 = pression normale à 1450 m soit 0,835 atm

Z = profondeur en m.

4.2.2.4. Conductivité

Mesure effectuée *in situ* à chaque profondeur au moyen d'un conductimètre WTW LF 91; la lecture donne la conductivité à la température de référence de 25°C.

4.2.2.5. L'azote ammoniacal (NH_4^+ -N)

L'azote ammoniacal a été dosé par la technique colorimétrique au dichloroisocyanurate-salicylate (H.M.S.O.; 1982) sur un spectrophotomètre BAUSCH & LOMB équipé de cellules de 1 cm de parcours optique : les droites étalons se trouvent en annexe E.

4.2.2.6. L'azote nitreux (NO_2^- -N)

L'azote nitreux a été mesuré par la méthode de l'acide sulfaminique (A.P.H.A., 1985).

4.2.2.7. L'azote nitrique (NO_3^- -N)

L'azote nitrique a été dosé par réduction en nitrites sur une colonne cadmium-cuivre.

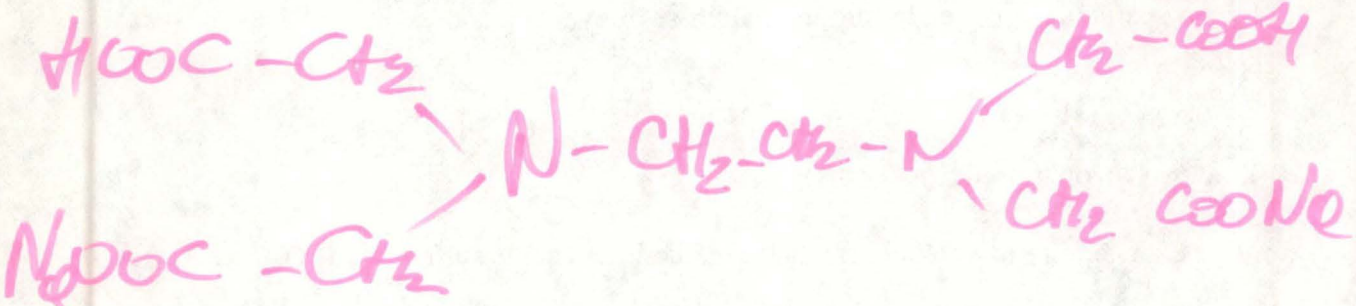
Cette méthode ayant été légèrement transformée pour améliorer la stabilité de la colonne, elle sera décrite ci-dessous. Malgré cela, les résultats obtenus devront être analysés avec beaucoup de prudence vu la non-disponibilité d'eau désionisée. Les courbes étalons utilisées sont celles obtenues en début de séjour avec un reste d'eau désionisée de qualité suffisante (annexe E).

La précision de cette méthode permet de mesurer des concentrations en azote inférieures à 0,1 mg/l.

a. Préparation de la colonne

1. Matériel :

- une colonne de verre fabriquée par VEL;
- récipients en verre;
- cylindre gradué;
- laine de verre;
- grains de cadmium, Cd (FLUKA 20890-PM : 112,40);



$C_{10}H_{14}N_2O_8Na_2$

- Nitrate de sodium $NaNO_3$ (UCB 1757-PM : 84,89);
- Chlorure d'ammonium NH_4Cl (UBB 1141-PM : 53,49);
- Di-Sodium tétraborate $Na_2B_4O_7$ $10H_2O$ (UCB 1715-PM : 381,37);
- Kestranal 2S $C_{10}H_{14}N_2Na_2O_8 2H_2O$ (UCB 1412-PM : 372,23);
- Sulfate de cuivre $CuSO_4 5H_2O$ (UCB 1284-PM : 249,68);
- Acide chlorydrique Hcl (Merck 317).

2. Méthode :

* Réactif :

- Solution 1 : Tampon NH_4Cl-EDTA. Ce tampon sert à la conservation de la colonne
  Dissoudre 13 g d'NH_4Cl et 1,7 g d'EDTA (KESTRANAL 2S) dans 900 ml d'H_2O distillée. Ajuster le pH à 8,5 avec NH_4OH (NH_3).
  Amener le volume à 1l.
  Pour obtenir la solution finale, mélanger 300 ml de cette solution à 200 ml d'eau distillée.

- Solution 2 : Tampon NO_3-
  Dissoudre 100 mg d'NH_4Cl, 20 g d'$Na_2B_4O_7$ et 1 g d'Na_2 EDTA.$2H_2O$ dans 1 l. d'H_2O distilée.

- Solution 3 : Solution de $CuSO_4$
  Dissoudre 50 g de $CuSO_4$ dans 1 l. d'eau distillée.

- Solutions étalons :
  1. Solution stock : dissoudre 0,6072 g de nitrate de sodium ($NaNO_3$) dans 800 ml d'eau.
     Amener à 1 l.
     Cette solution contient 100 mg/l. de NO_3^- -N.
  2. Solution standard : préparer une dilution de 1000 x à partir de la solution stock.
     Cette solution contient 0,1 mg de NO_3^- -N par l.

* Préparation de la colonne proprement dite

- placer 5 cm de laine de verre dans le fond de la colonne;
- remplir la colonne avec le tampon NH_4Cl-EDTA et enlever les bulles d'air;
- verser les grains de cadmium, préalablement décapés à l'HCl 2N, dans la colonne; par la suite le cadmium ne peut être en contact avec l'air;
- faire passer la solution réductrice du $CuSO_4$ préalablement acidifié par de l'HCl 2N à raison de 2 ml/l., sur la colonne; laisser couler rapidement au début puis plus lentement de l'ordre de 5 ml/min.;

- stopper l'écoulement lorsque les grains deviennent rougeâtres;
- rincer avec la solution 1.

  Remarque : pour réactiver la colonne faire passer rapidement 50 ml de la solution réductrice puis rincer avec la solution 1.

b. Utilisation de la colonne et dosage

- A une prise d'essai de 100 ml ajouter 10 ml de la solution 2. Faire passer sur la colonne.
- Ecarter les 60 premiers ml et garder les 50 ml suivants.
- Ces 50 ml seront dosés par la méthode à l'acide sulfanilique (APHA, 1965).

4.2.2.8. Le phosphore réactif soluble (SRP)

Le SRP a été dosé par la méthode au molybdate (GOLTERMAN et CLYMO, 1969). Ce dosage s'est effectué sur un échantillon de 150 ml d'eau filtrée sur un filtre Whatman GF/C. Au vu des concentrations sous forme de traces rencontrées au lac Muhazi, il est nécessaire d'améliorer la sensibilité par extraction et concentration du complexe coloré et d'utiliser pour la lecture le spectrophotomètre BAUSCH & LOMB muni de cellules de 5 cm de parcours optique. Ceci permet une détection de 0,5 µg/l P. Les courbes étalons se trouvent en annexe E.

Pour le dosage nous avons utilisé 150 ml d'eau placé dans une ampoule à décanter; après avoir additionné les réactifs et attendu le temps de la coloration, on ajoute 15 ml de n-Hexanol (utilisé lors de la première campagne) ou 15 ml de Butyl-acétate (utilisé pour les campagnes suivantes). On agite durant 2 min puis on laisse décanter une dizaine de minutes. On obtient deux phases que l'on sépare. La phase organique colorée est mise à centrifuger puis son absorbance est lue au spectrophotomètre dans des cellules de 5 cm.

Pour éviter toute contamination, la vaisselle est faite avec un détergent sans phosphate (R.B.S. 50 Pf)

4.2.2.9. Le phosphore total et le phosphore organique dissous

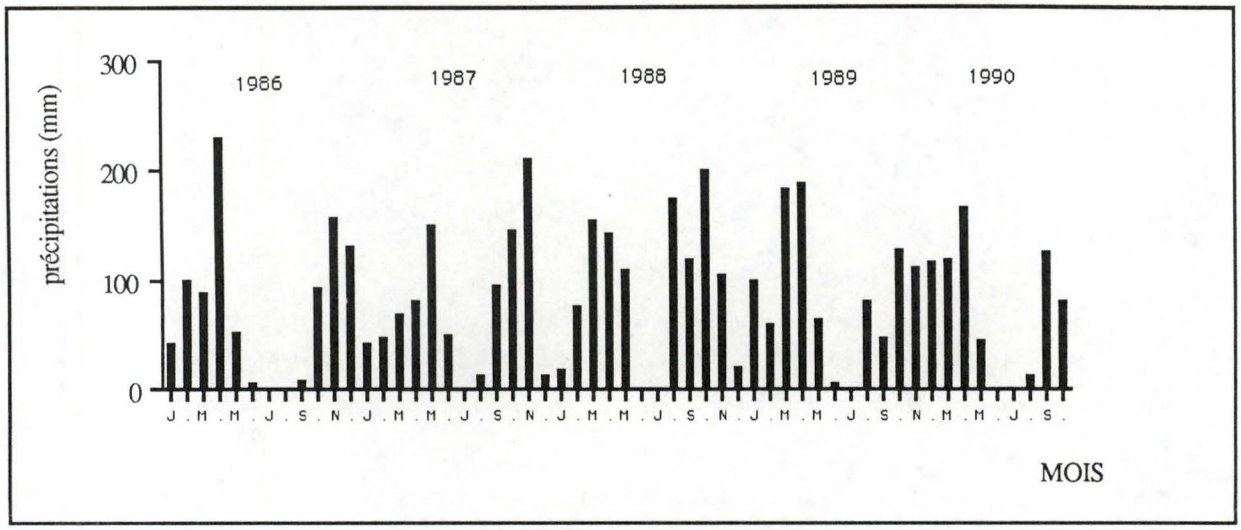
Le P total et le POD ont été dosés après le retour de mission sur des échantillons préservés à l'H_2SO_4 4N. La mesure est effectuée par la méthode au molybdate après oxydation à chaud à l'autoclave en présence de $K_2S_2O_8$ (WETZEL et LIKENS, 1979).

Par la suite il est possible de calculer le P particulaire.

(G. WILMART)

ERRATA

Page 2' : fig.2 actualisée par données de 1989-1990



Page 40' : "...résistance thermique..."au lieu de"...force nécessaire..."

Page 54 : "...Buganya..."au lieu de"...Buyanya..."

Page 57 : "...dans l'épilimnion sont..."au lieu de"...dans l'épilimniom sont..."

Page 58 : "...les apports plus importants..."au lieu de"...les apports plus important..."

Page 58 : "...cette limitation relative..."au lieu de"...cette limitatiuon relative..."

Page 61 : "...résistance thermique..."au lieu de"...force nécessaire..."

Au niveau des profils : NO_3^--N au lieu de NO_3^-

Annexe A : Température °C au lieu de Température

Annexe B : prof(m) au lieu de prof
cond(µS/cm) à 25°C au lieu de cond
O_2 (mg/l) au lieu de O_2
NH_4^+(µg/l) au lieu de NH_4^+(µg/
NO_3^-(µg/l) au lieu de NO_3^-(µg/
Chl a (µg/l) au lieu de Chl a (mg/l)

4.2.2.10. La silice

La silice a également été mesurée après le retour de mission par la technique colorimétrique au molybdate de sodium (GOLTERMAN, 1969).

4.3. Mesure de la vitesse du vent

La vitesse du vent a été mesurée en fonction des données relevées tous les jours, à la station de Buganya, sur un anémomètre totaliseur.

4.4. Mesure du débit des affluents

4.4.1. Vitesse du courant

On a estimé la vitesse à l'aide d'un flotteur confectionné en plastique et en bois. Il plongeait dans l'eau de plus ou moins 7-8 cm. Pour permettre sa récupération vu l'accès difficile aux berges, ce flotteur était relié à une ficelle de 15 m. L'utilisation de ce même flotteur pour chaque mesure permettait des comparaisons.

La distance parcourue par le flotteur pour le chronométrage variait entre 6 et 10 m en fonction des possibilités du terrain.

4.4.2. Débit

Le débit est calculé à partir de la formule proposée par DAVIS (1938, in WETZEL & LIKENS, 1979) tenant compte de la nature, du substrat ralentissant la vitesse du courant à sa proximité :

$$Q = \frac{w.d.l.a}{t}$$

w = largeur moyenne du cours d'eau en m
d = profondeur moyenne en m
l = distance parcourue par le flotteur en m
a = coefficient dépendant de la nature du substrat
0,8 si le substrat est dur
0,9 si le substrat est mou
Dans notre cas le substrat est mou (vase) pour les sept cours d'eau étudiés.
t = temps mis par le flotteur pour parcourir la distance (l.) en sec.

Station	Date	Profondeur	T (°C)	Cond	P(Kg/dm^3)	Station	Date	Profondeur	T (°C)	Cond	P(Kg/dm^3)
Ki	07-03	1	22,6	570	0,999610	Ki	02-05	1	23,1	519	0,999490
		2	22,6	570	0,999614			2	23	525	0,999500
		3	22,6	570	0,999620			3	24,9	522	0,999510
		4	22,6	564	0,999624			4	23,8	527	0,999568
		5	22,5	560	0,999634			5	23,2	544	0,999602
		6	22,5	550	0,999638			6	23,1	545	0,999610
		7	22,5	547	0,999643			7	22,7	547	0,999634
		8	22,5	540	0,999648			8	22,6	544	0,999643
		9	22,4	535	0,999656			9	22,4	543	0,999656
		10	22,1	534	0,999674			10	22,4	544	0,999659
Du		1	23,1	530	0,999588	Du		1	24,9	524	0,999501
		2	22,6	530	0,999615			2	24,7	526	0,999515
		3	22,5	528	0,999625			3	24,6	526	0,999525
		4	22,4	528	0,999633			4	24,5	526	0,999534
		5	22,4	525	0,999638			5	23,7	528	0,999578
		6	22,2	527	0,999651			6	23,0	546	0,999615
		7	22,2	530	0,999656			7	28,8	548	0,999629
		8	22,0	534	0,999669			8	22,4	552	0,999652
		9	22,0	536	0,999679			9	22,4	552	0,999656
		10	22,0	540	0,999678			10	22,3	549	0,999665
Ny	08-03	1	22,2	545	0,999629	Ny	03-05	1	25,5	483	0,999469
		2	22,1	549	0,999637			2	25,5	481	0,999473
		3	22,1	547	0,999642			3	25,4	480	0,999484
		4	22,1	545	0,999646			4	24,9	460	0,999514
		5	22,1	546	0,999649			5	24,2	489	0,999554
		6	22,1	550	0,999655			6	23,9	506	0,999573
		7	22,0	533	0,999664			7	23,6	511	0,999592
Ko		1	22,5	534	0,999616	Ko		1	25,2	467	0,999485
		2	22,5	535	0,999620			2	25,2	467	0,999489
		3	22,4	534	0,999629			3	25,0	463	0,999505
		4	22,4	533	0,999633			4	25,0	462	0,999509
		5	22,5	533	0,999634			5	24,3	471	0,999549
		6	22,5	532	0,999638			6	24,3	473	0,999553
		7	22,5	532	0,999643			7	24,0	476	0,999573

Tableau 6: Relation entre densité et température mesurée pour de l'eau pure et rectifiée de l'effet de la profondeur et de l'altitude.

5. RESULTATS ET DISCUSSION

5.1. Introduction

Pour discuter ces résultats, nous aurons besoin de nous référer à l'ensemble des mesures effectuées durant la période du 7 février 1990 au 3 mai 1990 (période des pluies). Ces mesures sont reprises en annexe B et C dans les tableaux où sont rassemblés tous les résultats par campagne.

A partir de ces données, nous avons réalisé des profils en fonction de la profondeur de prélèvement. En annexe A ces profils sont repris par paramètre. Certains de ces mêmes profils seront présentés dans la discussion, permettant ainsi de mettre en relation différents paramètres sur une même page pour obtenir une meilleure vision globale.

5.2. Stratification et mélanges

5.2.1. Introduction

Nos données n'étant qu'une photographie des conditions à un moment donné, il n'est pas possible de tirer des renseignements sur la dynamique des mélanges. Par contre, quelques conclusions sur cette dynamique ont été tirées des cycles effectués par PLISNIER en 1986, 1987, dans la partie théorique de ce travail.

Dans cette étude, on va essayer de montrer s'il y a ou non mélange et quelle en est l'importance. Pour ce faire, nous allons discuter les profils verticaux de quatre paramètres ayant une forte stratification dans des eaux eutrophisées : la température, le pourcentage de saturation en oxygène dissous, le pH et enfin l'ion ammonium.

5.2.2. La température

Le gradient thermique dépasse rarement 3°C sur toute la hauteur de la colonne d'eau. C'est un gradient faible par rapport à certains lacs des régions tempérées, mais à des températures supérieures à 20°C la résistance de l'eau aux mélanges est nettement plus importante qu'à des températures proches de 4°C.

En effet, la différence de densité à ces températures est beaucoup plus grande : entre 4 et 5°C on trouve une différence de 9.10^{-7} mg/cm3. Ces écarts de densité stabilisant plus rapidement les eaux "chaudes" sont encore accentués par l'effet de la compression dû à la profondeur qui est de $4,57 \times 10^{-5}$ (unité de volume/atm) à 25°C (LIKENS, 1985). Une idée de

Station	Date	Profondeur (m)	Température (°C)	Densité au niv. de la mer (g/cm^3)	+ densité due à la profondeur (g/cm^3)	- densité due à l'altitude de (g/cm^3)	PT2 - PT1 ($g.cm^3$)	$\frac{AC^2}{12}$ [PT2 - PT1] (erg)
Karambi			Sup 22°85	0,9996030	0,9996030	0,9995954		
Duha	07-03	10					811.10^{-7}	$67,58.10^5$
			Inf 22°05	0,9996384	0,9996841	0,9996765		
Nyarubuye			Sup 22°35	0,9996253	0,9996253	0,9996177		
Karambo	08-03	7					364.10^{-7}	$14,86.10^5$
			Inf 22°25	0,9996297	0,9996617	0,9996541		
Karambi			Sup 25°00	0,9994987	0,9994987	0,9994911		
Duha	02-05	11					1769.10^{-7}	$178,37.10^5$
			Inf 22°35	0,9996253	0,9996756	0,9996680		
Nyarubuye			Sup 25°35	0,9994804	0,9994804	0,9994728		
Karambo	03-05	7					1102.10^{-7}	$45,00.10^5$
			Inf 23°80	0,9995586	0,9995906	0,9995830		

Tableau 7 : Calcul pour de l'eau pure de la force nécessaire au mélange en fonction de la température et de la profondeur.

l'effet qu'à la densité sur la stratification est donnée (tableau 6) pour la campagne des 7 et 8 mars où le mélange est évident et pour celle des 2 et 3 mai où la statification est bien établie. Pour simplifier ce calcul, nous n'avons pas tenu compte de la salinité. Pour l'eau pure, la densité à une certaine température est obtenue par la formule de TILTON & TAYLOR (1937, in LIKENS,1985) :

$$PT = 1 - \frac{(C - 3,9863)^2}{508929,2} * \frac{C + 28,819414}{C + 68,12963}$$

avec : C = la température de l'eau (°C)
PT = densité (g/cm^3)

La correction a été effectuée pour la différence due à l'altitude à laquelle se trouve le lac et pour la profondeur à laquelle la densité est mesurée.

L'effet de la salinité n'a pas pu être mesuré faute de formule adaptée permettant son incorporation. On a pourtant mis la conductivité en relation avec la densité (tableau 6). Cela nous permet d'observer que lors d'une stratification (campagne des 2 et 3 mars 1990), l'effet de la salinité accentue encore les différences de densité bien que ces différences soient assez faibles. Par contre, en période de mélange, la salinité semble généralement stable sur toute la hauteur de la colonne d'eau, ce qui n'influencerait pas les écarts de densité et, par là, la résistance au mélange.

Sur la base de ces calculs de densité simplifiés, on peut calculer la résistance thermique au mélange pour le lac Muhazi (tableau 7) par la formule de BIRGE (1910, in WETZEL & LIKENS,1979).

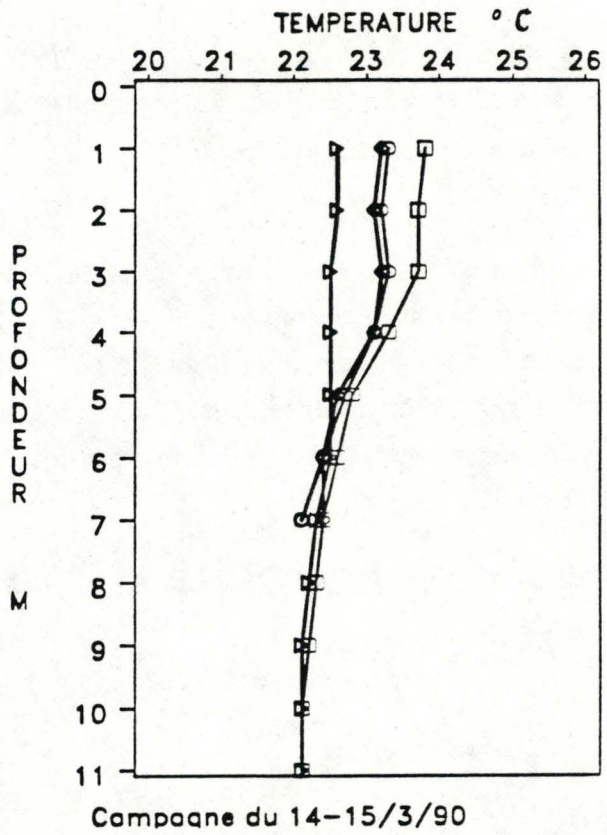
La formule est : $T = \frac{A.C.^2}{12} * (PT2 - PT1)$

avec T = travail en erg
A = surface en cm^2
C = hauteur de la colonne d'eau en cm
PT1 = densité au sommet de la colonne d'eau en g/cm^3
PT2 =densité au bas de la colonne d'eau en g/cm^3

Afin de pouvoir comparer, les calculs se font pour une surface unitaire de $1m^2$ soit 10^4 cm^2. Les calculs se feront pour deux campagnes (7 et 8 mars) et (2 et 3 mai) et ce, aux quatre stations, deux stations avec une colonne d'eau de 7 m et les 2 autres de 11 m. On a en effet calculé une moyenne pour les deux stations Est de 11 m et celles de l'Ouest de 7 m.

Etant donné que la T ° n'a pas été relevée à la surface de l'eau, nous considérons par approximation qu'elle est identique à celle relevée à 1 m de profondeur.

MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990



STATION KARAMBI KARAMBO NYARUBUYE DUHA

Fig. 15

Ces calculs nous permettent d'expliquer la difficulté d'avoir mélange lorsqu'il y a stratification. On observe la nécessité d'un travail pour vaincre la résistance thermique deux à trois fois supérieur lorsqu'il y a stratification de la colonne d'eau. Mais le plus intéressant à ressortir de ces mesures est le travail nettement moins important qui est nécessaire à l'Ouest du lac pour que le mélange complet ait lieu . Ce travail est pour l'Est de $67,58.10^5$ erg le 07/03/90 et $178,37.10^5$ erg le 02/05/90 , alors que pour l'Ouest il est de $14,86.10^5$ erg le 08/03/90 et de $45,00.10^5$ erg le 03/05/90. Cela est explicable par la formule de BIRGE donnant une très forte importance à la hauteur de la colonne d'eau .

Il est à remarquer que comme le lac est de forme allongée, situé dans une vallée d'axe Est-ouest assez étroite et que la prédominance des vents est dans cet axe, il est acceptable de supposer que la vent s'accélère d'Est en Ouest et que les effets prépondérants se font sentir au centre du lac [effet VENTURI-(fluide)]

Le gradient de température semble moins important à l'Ouest qu'à l'Est du lac, de l'ordre de 2°C maximum (Annexe B).

Lorsque le gradient thermique varie autour de 2°C, on observe la formation d'une thermocline entre 3 et 6 m de profondeur. Cela confère au lac une bonne stabilité et donc une résistance assez forte aux mélanges entre l'épilimnion et l'hypolimnion. Dans l'hypolimnion (jusqu'à 3 ou 4 m), on observe très peu de variation de la température, si ce n'est l'une ou l'autre exception (Duha, 7/3 et Nyarubuye 23/2, 22/3). cela avait déjà été observé par PLISNIER (1989) et avait été interprété comme étant un échauffement de la couche supérieure.

Si l'on peut déceler des écarts de température assez importants dans les couches supérieures de la colonne d'eau entre les différentes stations, il semble par contre que dans l'hypolimnion du lac il y ait une plus grande stabilité des températures.

On ne peut pas déduire l'état du lac sur l'observation d'une seule station. En effet, la stratification thermique lorsqu'elle apparait ne se réalise pas obligatoirement sur l'ensemble du lac (fig. 15). Ceci peut s'expliquer par l'étendue du lac, sa forme allongée et des orientations différentes des vents pour les tronçons échantillonnés.

5.2.3. L'oxygène dissous

Les concentrations en oxygène dissous sont souvent bien stratifiées. Les profils rencontrés sont le signe que l'on a affaire à un milieu fortement eutrophisé (Annexe A).

Le pourcentage de saturation en surface varie habituellement entre 70 et 120%. On observe souvent une diminution rapide de cette concentration entre 3 et 6 m. Dans

MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990

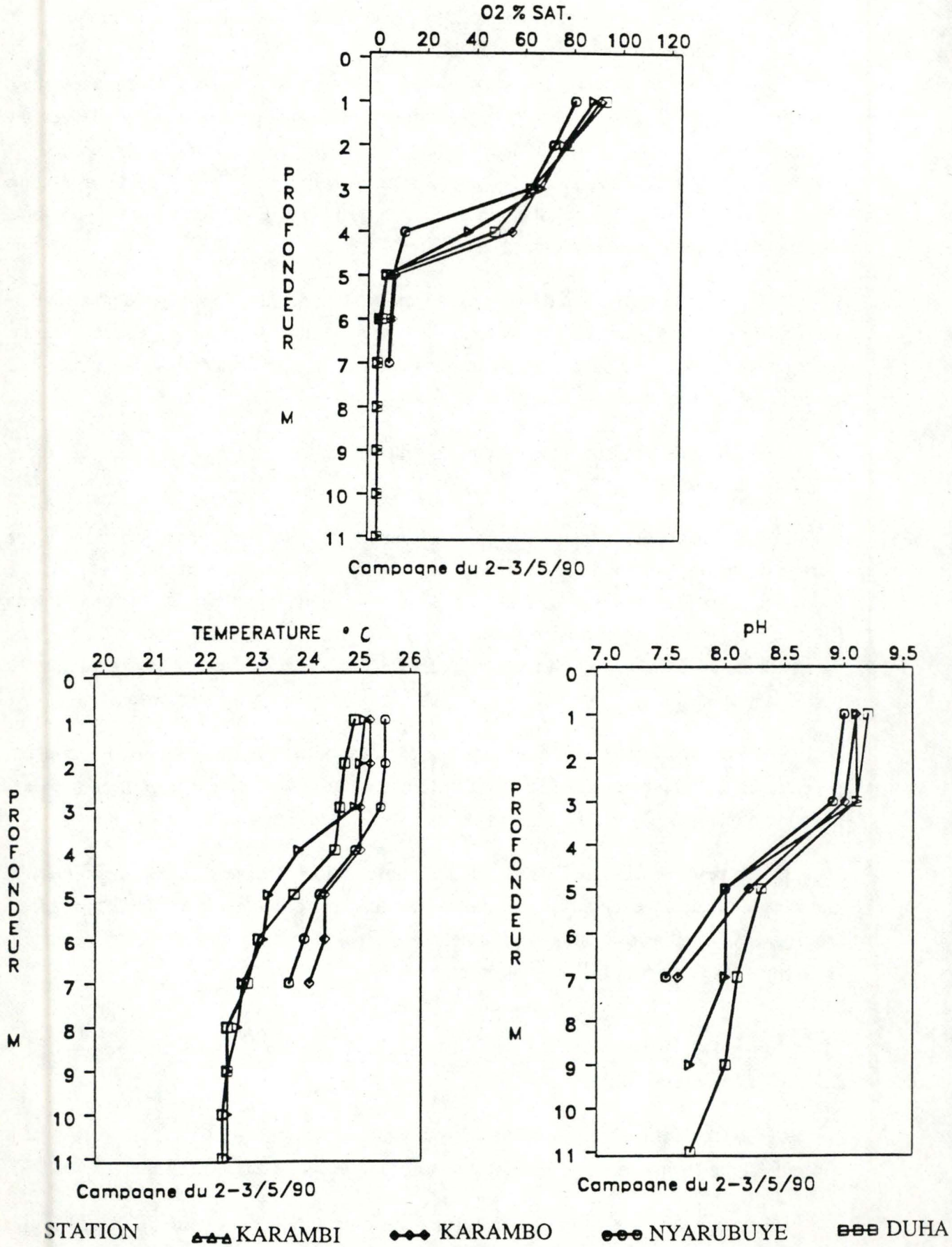


Fig. 16

l'hypolimnion, les valeurs rencontrées sont proches de 0%. Ceci nous montre que l'hypolimnion est rarement oxygéné. On peut expliquer cela par la forte activité hétérotrophe s'y déroulant.

La concentration en oxygène dissous est à mettre en relation avec la température. En effet, on observe que lorsqu'il y a homogénéité de température sur toute la hauteur de la colonne d'eau on a oxygénation de l'hypolimnion. Mais il est utile de faire remarquer que l'activité hétérotrophe est telle qu'il est très rare de mesurer des saturations supérieures à 20% dans le bas de l'hypolimnion. Lorsqu'il y a homogénéité de cette température, la résistance aux mélanges est très faible, ce qui permet à un vent même faible d'entrainer ces mélanges. A partir d'un gradient thermique supérieur à 0,5°C on a stabilisation de la colonne d'eau et augmentation de la stratification au niveau de l'oxygène dissous. Ceci se confirme assez bien par les mesures effectuées par PLISNIER (1989) durant les cycles de 24 heures.

La situation de mélange extrême le 8/3/90 principalement à Nyarubuye, peut s'expliquer par une turbulence supérieure à la normale ayant eu lieu grâce à un gradient thermique très faible (0,2°C) sur la colonne d'eau et un vent probablement important. Cette turbulence aurait atteint les sédiments, augmentant de la sorte l'activité hétérotrophe, ce qui peut expliquer la très faible saturation en oxygène dissous (< à 20%) sur toute la hauteur de la colonne d'eau.

5.2.4. Le pH

Le pH est assez constant sur l'ensemble du lac, il est compris entre 7 et 9,5. Une stratification est observable et elle suit généralement bien celle de l'oxygène dissous et de la température. Les profils obtenus pour le pH ainsi que pour l'O_2 dissous confirment bien la stratification que l'on peut observer par le gradient thermique (fig. 16).

Lors de la campagne du 7-8/3/90, suite à des problème de pH-mètre, on n'a pas pu mesurer les valeurs de pH pour trois stations. Un mauvais étalonnage est la cause de l'homogénéité du pH à Nyarubuye et Karambo le 29/3/90.

5.2.5. L'ammoniaque

Les profils de l'ammoniaque sont typiques d'un lac eutrophe. L'ammonium n'apparaît que sous la couche oxygénée c'est-à-dire dans l'hypolimnion. Les valeurs sont assez élevées dans le fond, de l'ordre de 500 à 1500 µg/l N.

Les teneurs en ion ammonium semblent être moins influencées que les autres paramètres par les mélanges. Les 7 et 8 mars 1990, nous observons un mélange de la colonne d'eau à

MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990

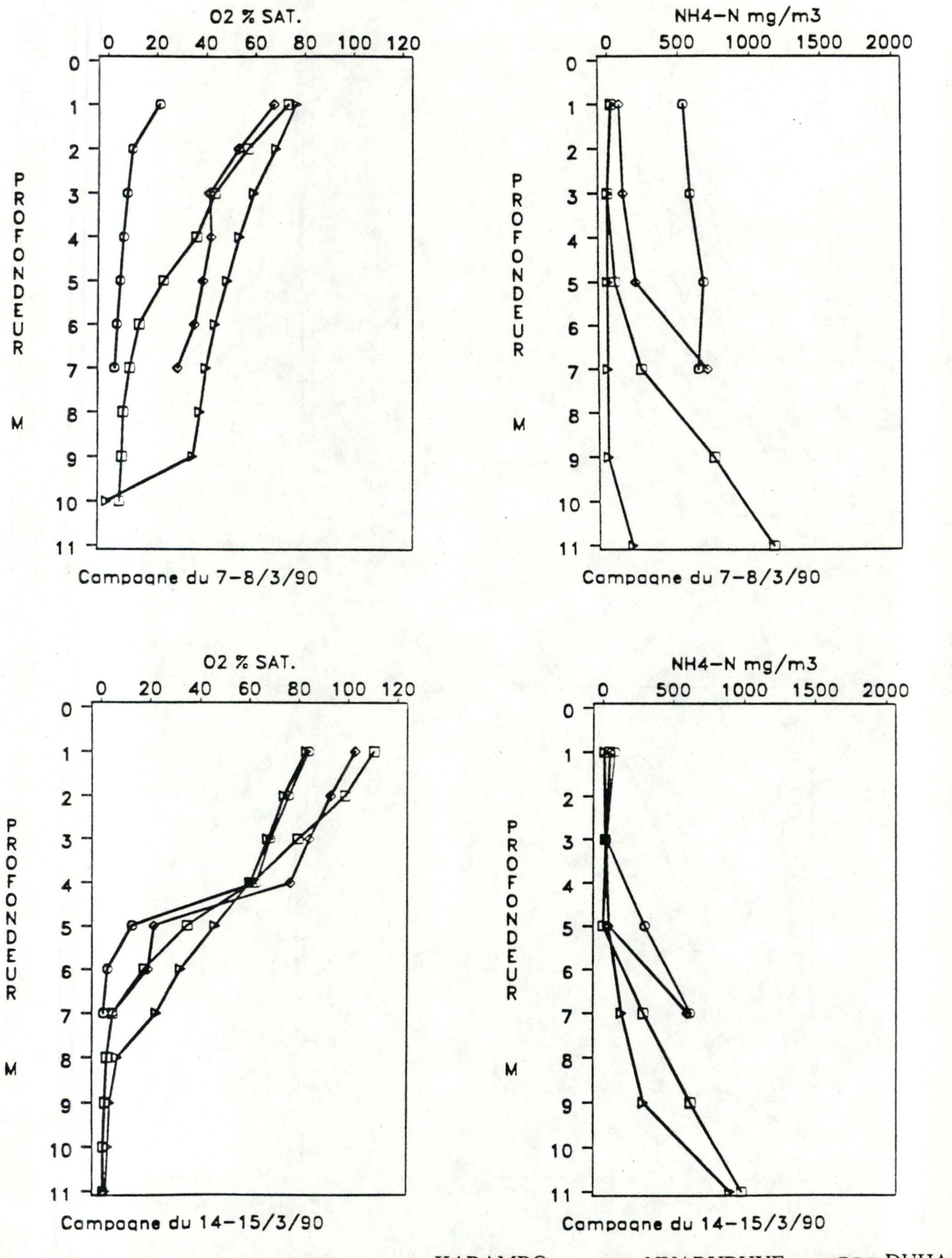


Fig. 17

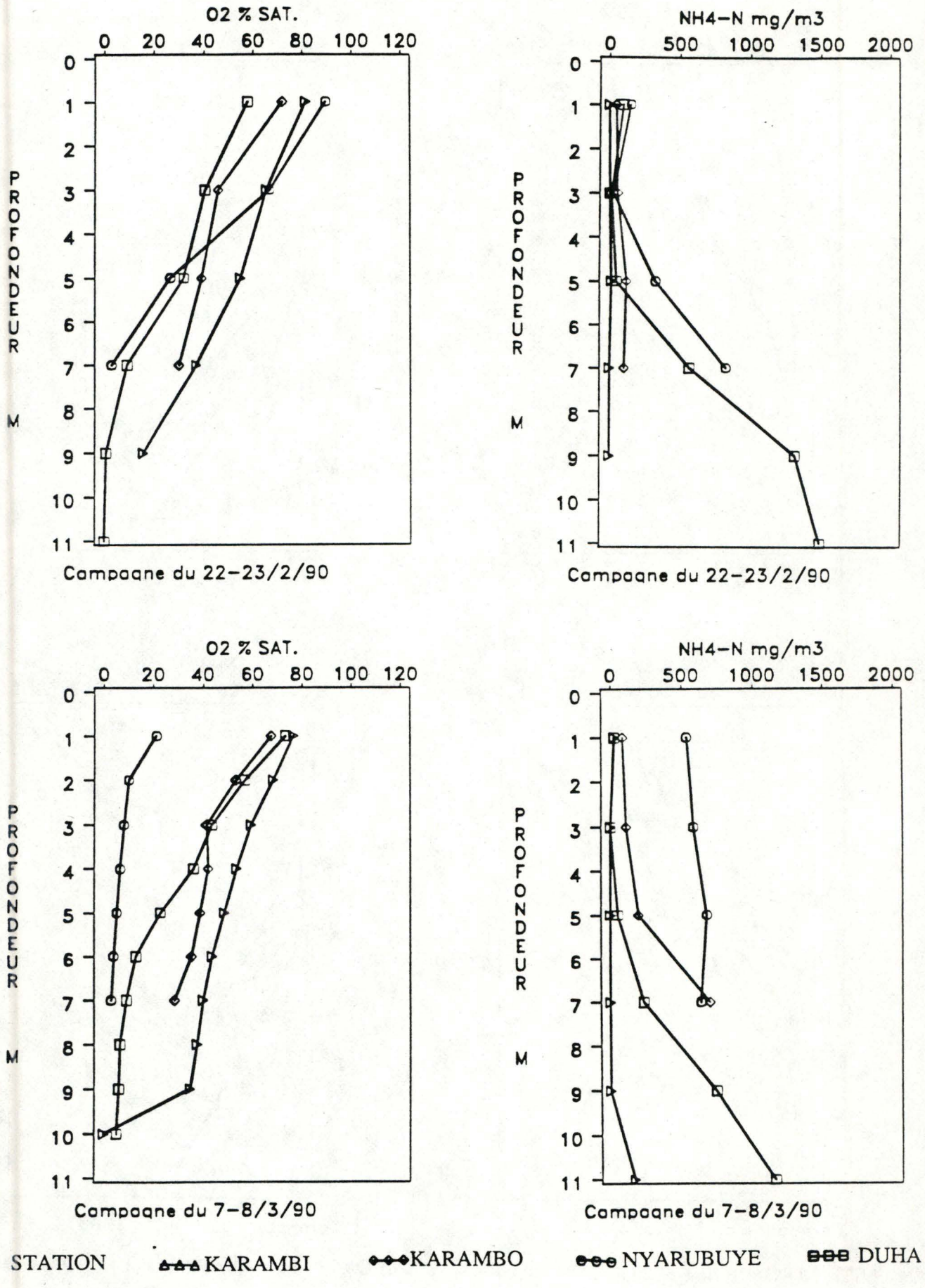

MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990
O2 % SAT.
0 20 40 60 80 100 120
PROFONDEUR M
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11
Campagne du 22-23/2/90
NH4-N mg/m3
0 500 1000 1500 2000
PROFONDEUR M
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11
Campagne du 22-23/2/90
O2 % SAT.
0 20 40 60 80 100 120
PROFONDEUR M
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11
Campagne du 7-8/3/90
NH4-N mg/m3
0 500 1000 1500 2000
PROFONDEUR M
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11
Campagne du 7-8/3/90
STATION
KARAMBI
KARAMBO
NYARUBUYE
DUHA

Fig. 18

Karambo et Duha, alors que les concentrations en ammonium sont proches de celles rencontrées lorsqu'il y a stratification, comme c'est le cas les 14 et 15 mars 1990 (fig. 17).

Deux types de situation lors des mélanges sont à mettre en évidence. Il s'agit de ceux de Karambi et Karambo lors de la campagne des 22 et 23 mars 1990 et celui de Nyarubuye le 8 mars 1990. Dans les deux cas on a mélange de la colonne d'eau mais la réaction est opposée. Les 22 et 23 mars 1990 on a une augmentation de la concentration en ion ammonium sur toute la hauteur de la colonne d'eau. Ceci est probablement dû à une turbulence jusqu'au niveau des sédiments ayant eu comme résultat d'augmenter l'activité hétérotrophe et la libération de NH_4^+ emprisonné dans les sédiments (fig. 18).

5.2.6. Conclusions

Il y a une certaine uniformité dans les résultats obtenus à des périodes proches dans le temps (1 à 2 jours) sur l'ensemble des stations. Mais il est possible, dans des conditions particulières, d'avoir une ou deux stations montrant de fortes discordances avec les résultats obtenus sur une autre partie du lac.

La température et le vent se secondent pour orchestrer les mélanges. En effet, le vent est indispensable au mélange mais il semble nécessaire, pour pouvoir agir efficacement, que le gradient de température ne dépasse guère 1°C. Au-delà, la résistance aux mélanges semble empêcher toute rupture de la stratification dans des conditions normales de vent. Au vu des résultats obtenus par PLISNIER (1989) durant des cycles de 24 heures, on peut en déduire que les conditions de mélange sont généralement réunies en fin de nuit, où la température est homogène sur toute la hauteur de la colonne. Cela est dû au refroidissement des couches supérieures durant la nuit, du fait des températures de l'air descendant sous les 15°C (Annexe D). Il est intéressant de remarquer qu'au vu des moyennes de vitesse des vents relevées sur la nuit et sur la journée (tableau 8), une moyenne élevée ne soit pas nécessaire au mélange mais qu'il faut plutôt l'action conjuguée d'une homogénéisation de la température avec un vent même réduit pour avoir mélange. Il faut pourtant se garder de généraliser car on ne mesure que des vitesses moyennes du vent sur des laps de temps élevés. Il serait nécessaire de pouvoir relever ces tendances à des moments bien précis. De plus, les mesures sont relevées à Buyanga à flanc de colline et non aux différentes stations sur le lac.

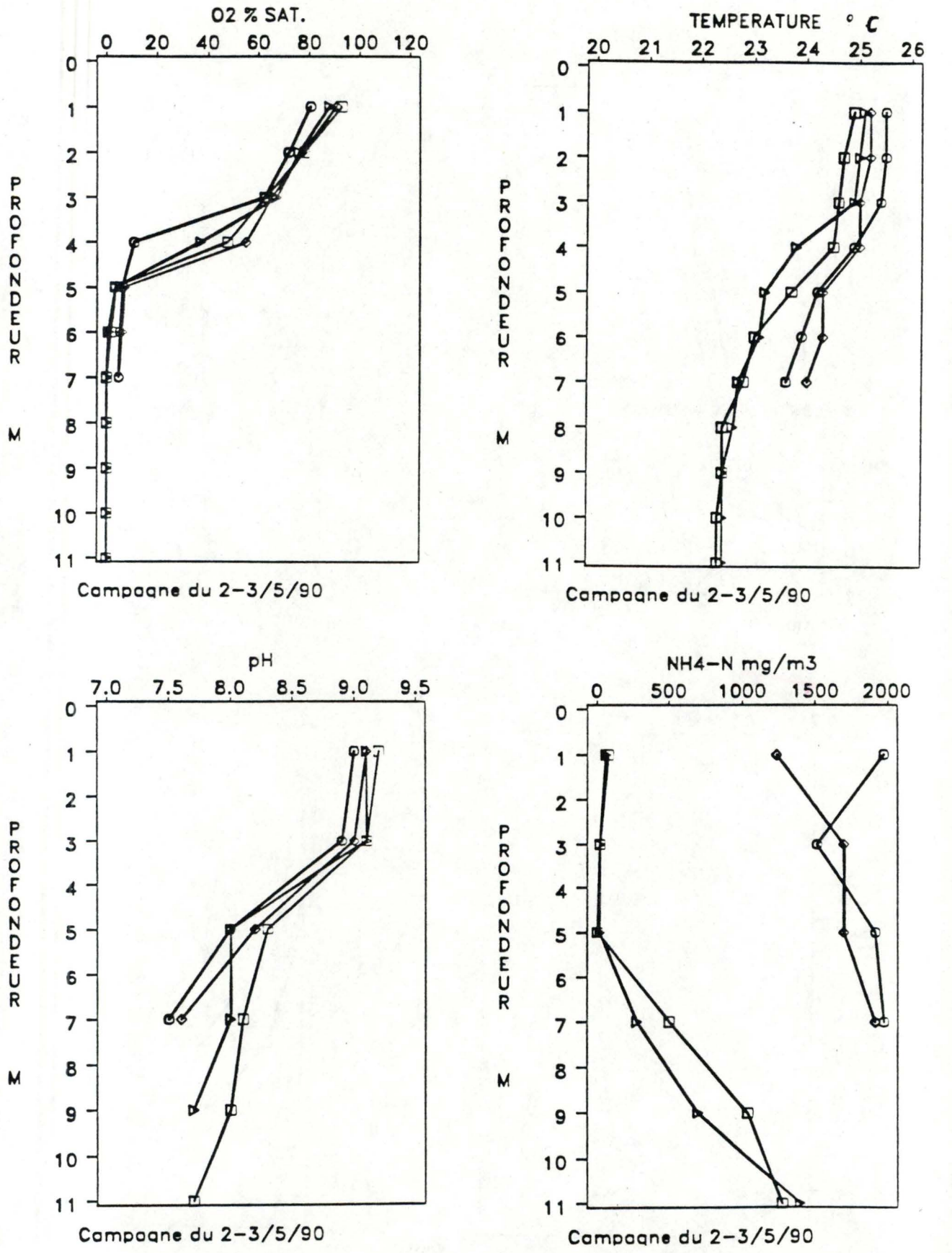

MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990
O2 % SAT.
0 20 40 60 80 100 120
TEMPERATURE ° C
20 21 22 23 24 25 26
PROFONDEUR M
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11
Campagne du 2-3/5/90
pH
7.0 7.5 8.0 8.5 9.0 9.5
NH4-N mg/m3
0 500 1000 1500 2000
STATION KARAMBI KARAMBO NYARUBUYE DUHA

Fig. 19

MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990

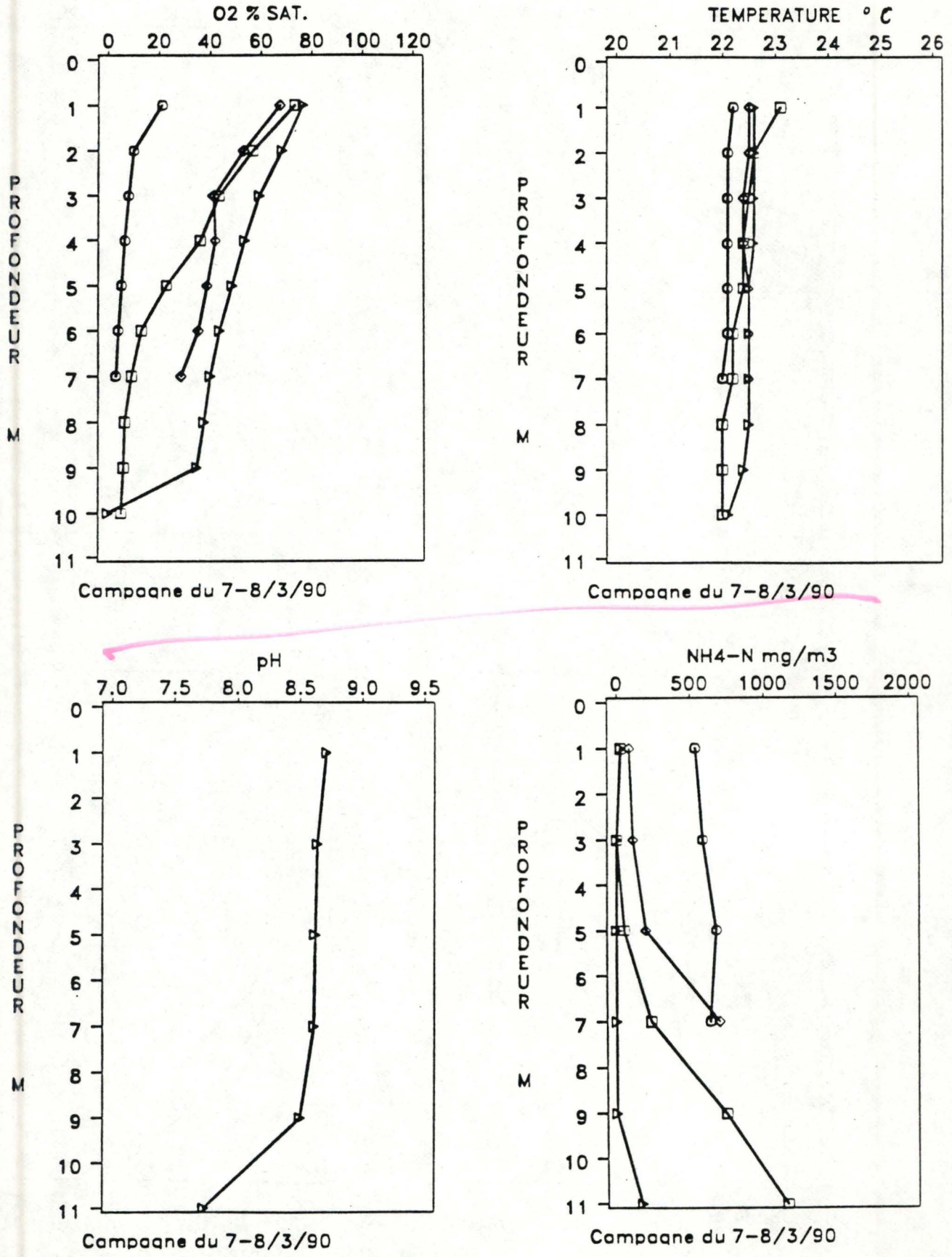


Fig. 20

	Vitesse moyenne du vent à 7 h. (Km/h)	Vitesse moyenne du vent à 17 h. (Km/h)
Janvier	1,62	3,34
Février	0,96	2,75
Mars	1,52	3,11
Avril	1,25	3,18

Tableau 8 : Vitesse moyenne du vent de jour et de nuit pour les mois de janvier et avril 1990.

Il serait intéressant de mettre en relation une étude conjugée du vent et de la stratification de la température. Cela permettrait de mieux cerner les conditions de mélange et la fréquence des épisodes de circulation.

Pour déterminer s'il y a stratification ou mélange, quatre paramètres sont à notre disposition. Ces paramètres (température, oxygène dissous, pH et ion ammonium) relevés lors des huit campagnes, varient en fonction des mélanges. Ceci est d'autant plus visible, au niveau de l'oxygène et de l'ion ammonium, que le lac Muhazi est fortement eutrophisé. Durant la campagne des 2 et 3 mars 1990 nous avons un profil type de statification (fig. 19) avec la courbe parfaitement clinograde de l'oxygène. Par contre, les 7 et 8 mars 1990 nous avons affaire à un mélange qui trouble les profils et rend les valeurs mesurées nettement plus homogènes sur toute la hauteur de la colonne d'eau (fig. 20).

Il semblerait que les mélanges soient plus fréquents à l'Ouest du lac qu'à l'Est. En effet, à l'Ouest la profondeur est limitée à 7 m et de plus le gradient thermique ne dépasse pas 2°C, alors qu'à l'Est il atteint 3°C. Ce qui se confirme par les calculs du travail nécessaire aux mélanges (tableau 7). A l'Est, nous n'observons que très rarement une oxygénation jusqu'au niveau des sédiments alors qu'à Nyarubuye et Karambo cela se présente de temps à autre.

Au niveau de la succession saison sèche - saison des pluies, il n'est pas possible de tirer des conclusions sur leur influence, du moins en fonction des mesures effectuées jusqu'à présent.

Il ne semble pas judicieux de définir une fréquence des mélanges au vu de nos mesures qui ne sont qu'une photographie des conditions à un moment donné. Grâce aux cycles effectués par PLISNIER (1989) nous pouvons simplement dire qu'il y a des jours où la stratification reste stable toute la journée, ce qui veut dire que le mélange n'est pas quotidien et

MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990

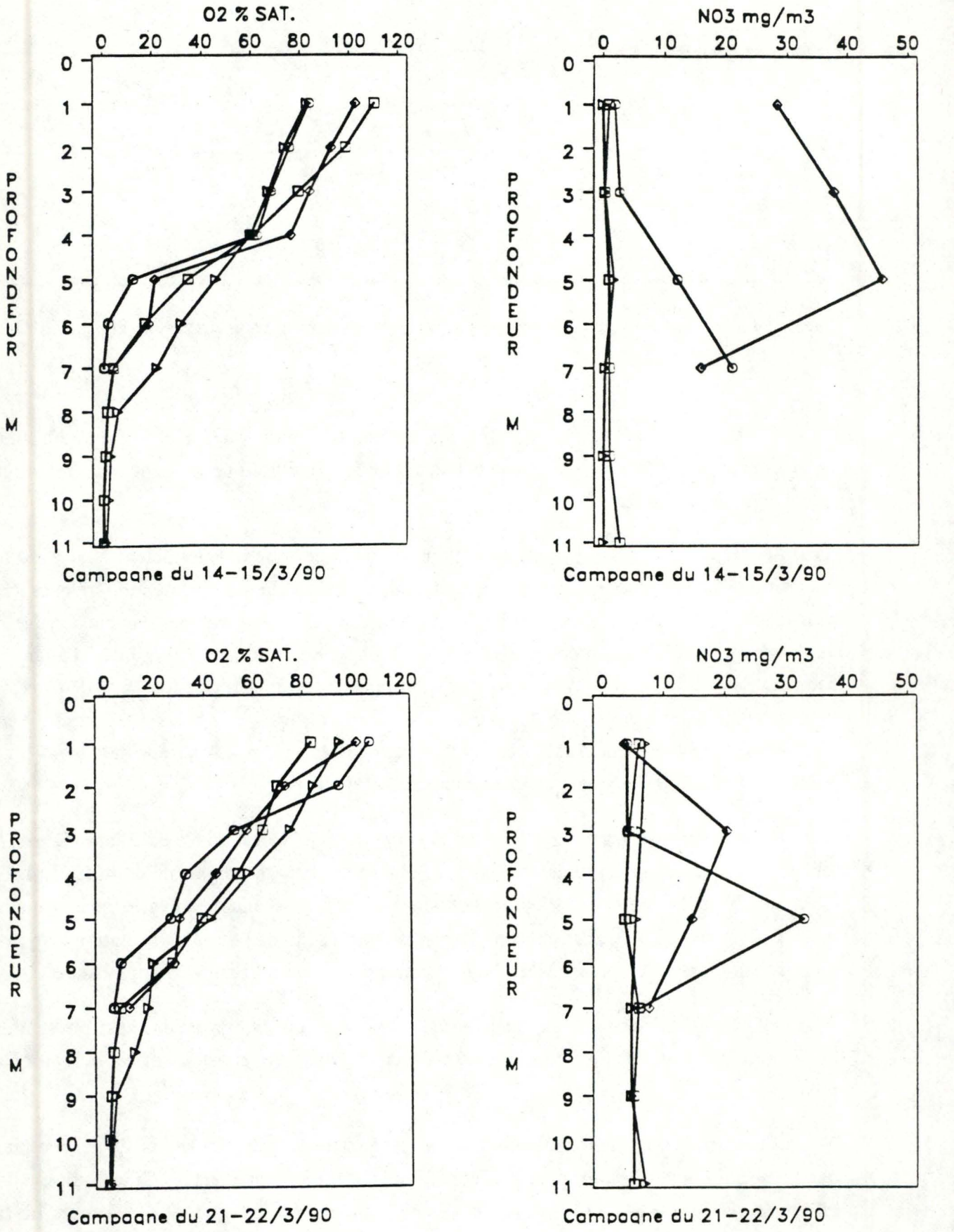


Fig. 21

MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990

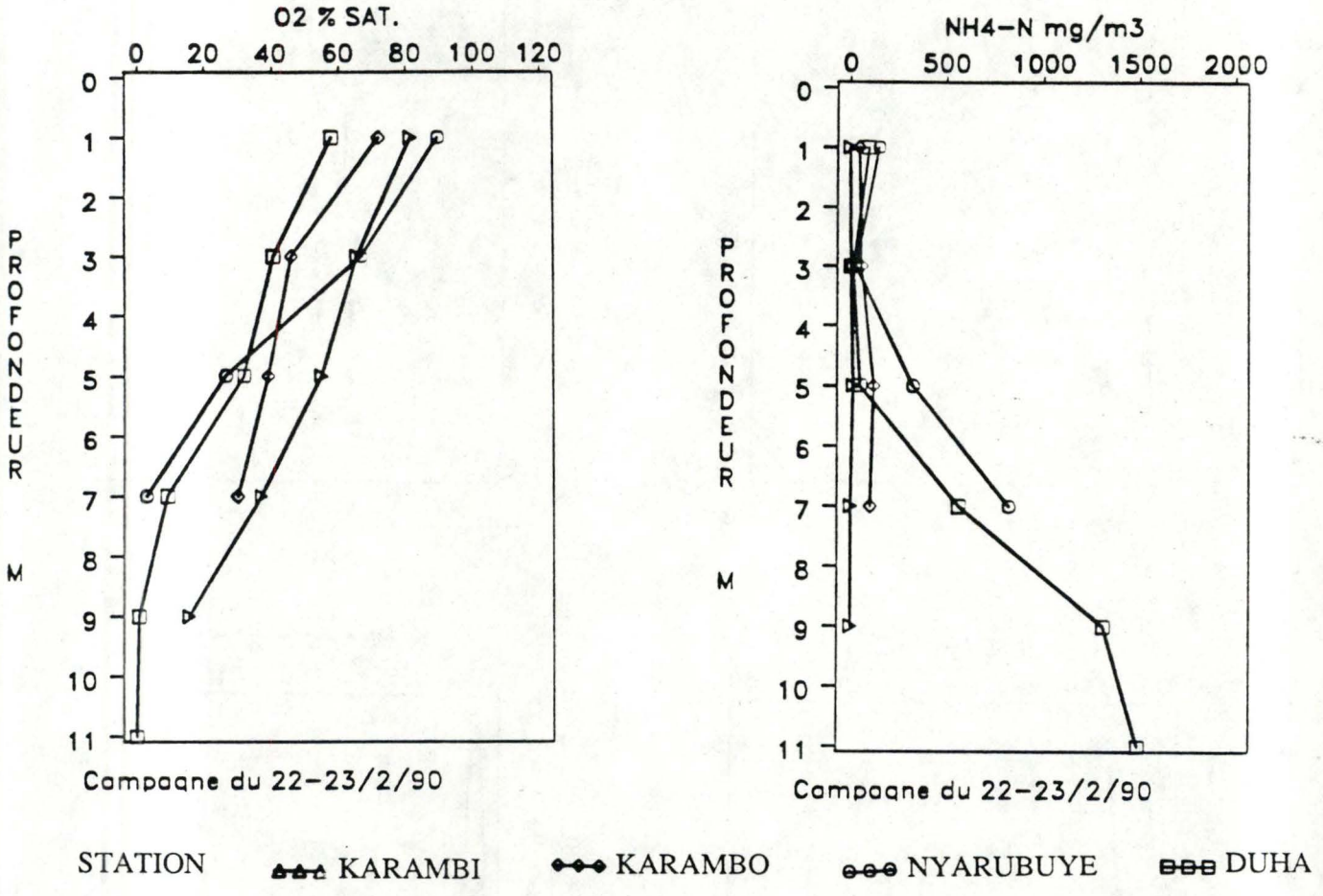


Fig. 22

MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990

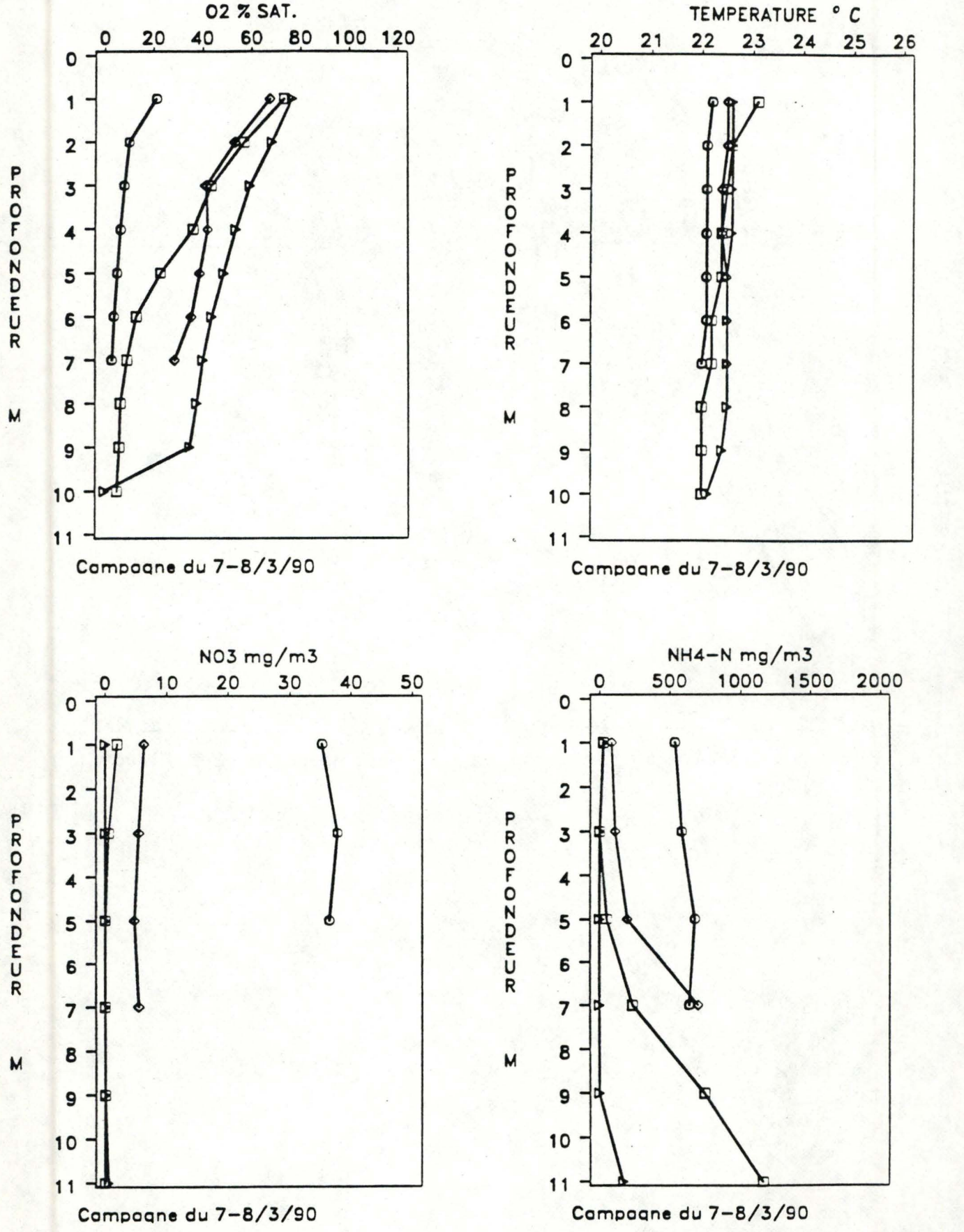


Fig. 23

que, de cette manière, cela peut poser des problèmes pour la disponibilité en nutriments vu la biomasse phytoplanctonique rencontrée au lac Muhazi.

5.3. Discussion sur les teneurs en nutriments

5.3.1. L'azote

L'azote nitrique se trouve en concentration très faible sur toute l'étendue du lac. Les teneurs en NO_3^- se situent entre 1 et 100 µg/l N mais sont généralement inférieures à 10 µg/l N.

Vu les faibles concentrations mesurées, on peut penser que les nitrates se forment dans la couche supérieure oxygénée et sont directement utilisés par le phytoplancton, étant la seule source d'azote disponible pour le phytoplancton dans l'épilimnion. De telles situations se rencontrent généralement dans des eaux de faibles profondeurs eutrophisées (REYNOLDS, 1984).

Sur quelques profils (fig 21), on observe une concentration plus élevée en nitrate à la profondeur de 5 et même 7 mètres. Vu la concentration en O_2 dissous, faible à cette profondeur, il semble que les teneurs rencontrées pour les nitrates soient dues à des erreurs de mesures.

Les nitrites sont totalement absents des eaux du lac Muhazi. Ceci s'explique par la présence de Chlorophylle a sur toute la hauteur de la colonne d'eau étant donné la faible profondeur du lac. En dehors de cette excrétion par le phytoplancton les nitrites pourraient être formés par des bactéries réductrices ou oxydantes. Dans ce cas, deux solutions sont possibles: soit tout ce qui est formé est utilisé instantanément par le phytoplancton, soit ces processus sont pratiquement inexistants (HARRIS, 1986).

L'ion ammonium, lui, est présent en quantité importante dans l'hypolimnion. C'est une nouvelle confirmation du caractère eutrophe de ces eaux (WETZEL, 1983). Les concentrations rencontrées se situent généralement au-delà des 500 µg/l N et sont souvent proches de 1000 à 1500 µg/l N dans le bas de l'hypolimnion. Par contre, lorsque la stratification est désorganisée par des mélanges, la concentration peut chuter fortement. Cela est dû à l'oxygénation de l'entièreté de la colonne d'eau entraînant l'oxydation de l'ammonium et son assimilation par le phytoplancton ce qui à été observé à KARAMBO et KARAMBI durant la campagne du 22-23/3/90 (fig 22). Par contre, si l'agitation est encore plus intense, cela peut accentuer fortement le recyclage entraînant une libération importante de l'ammonium, observation faite le 8/3/90 à Nyarubuye (fig 23).

MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990

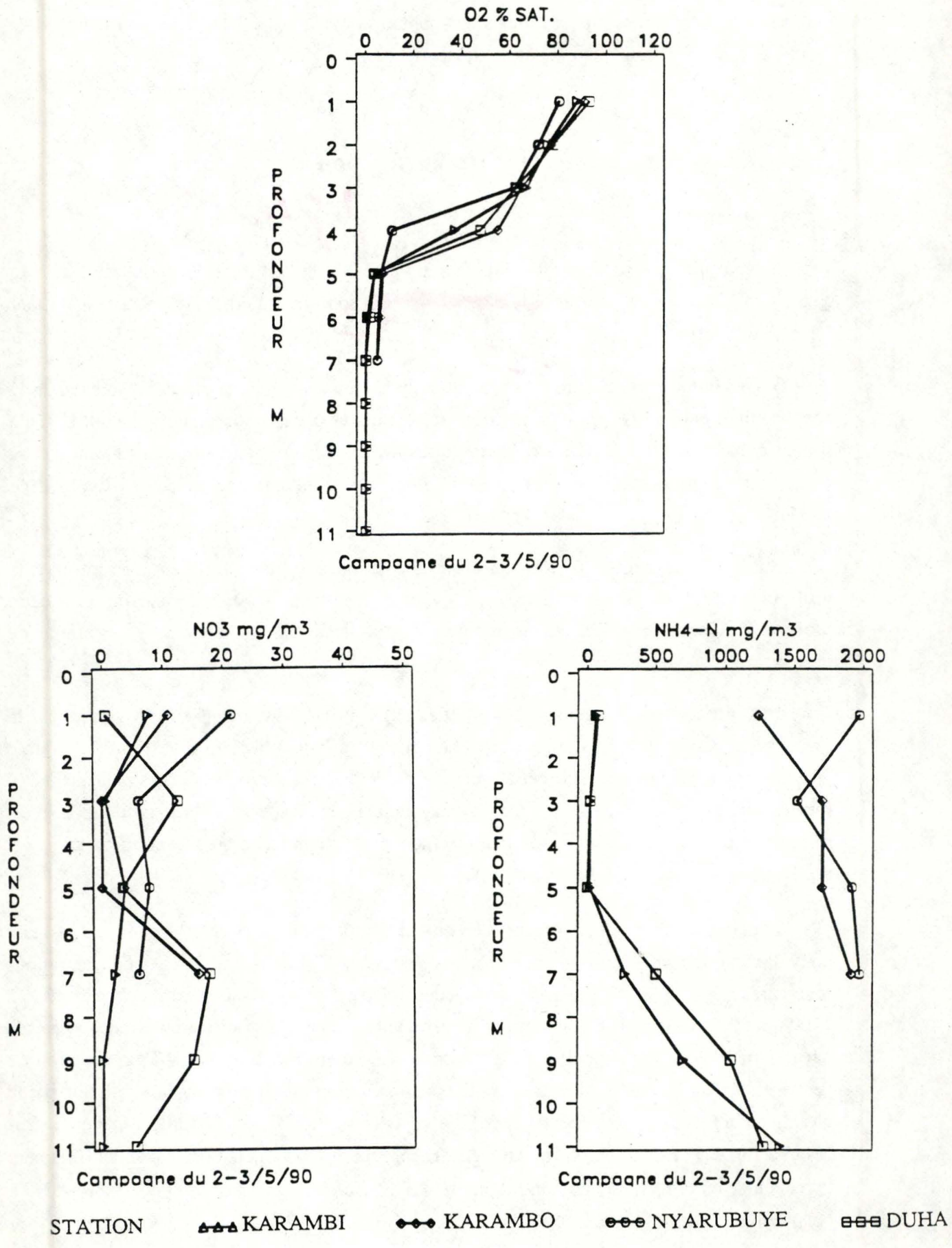
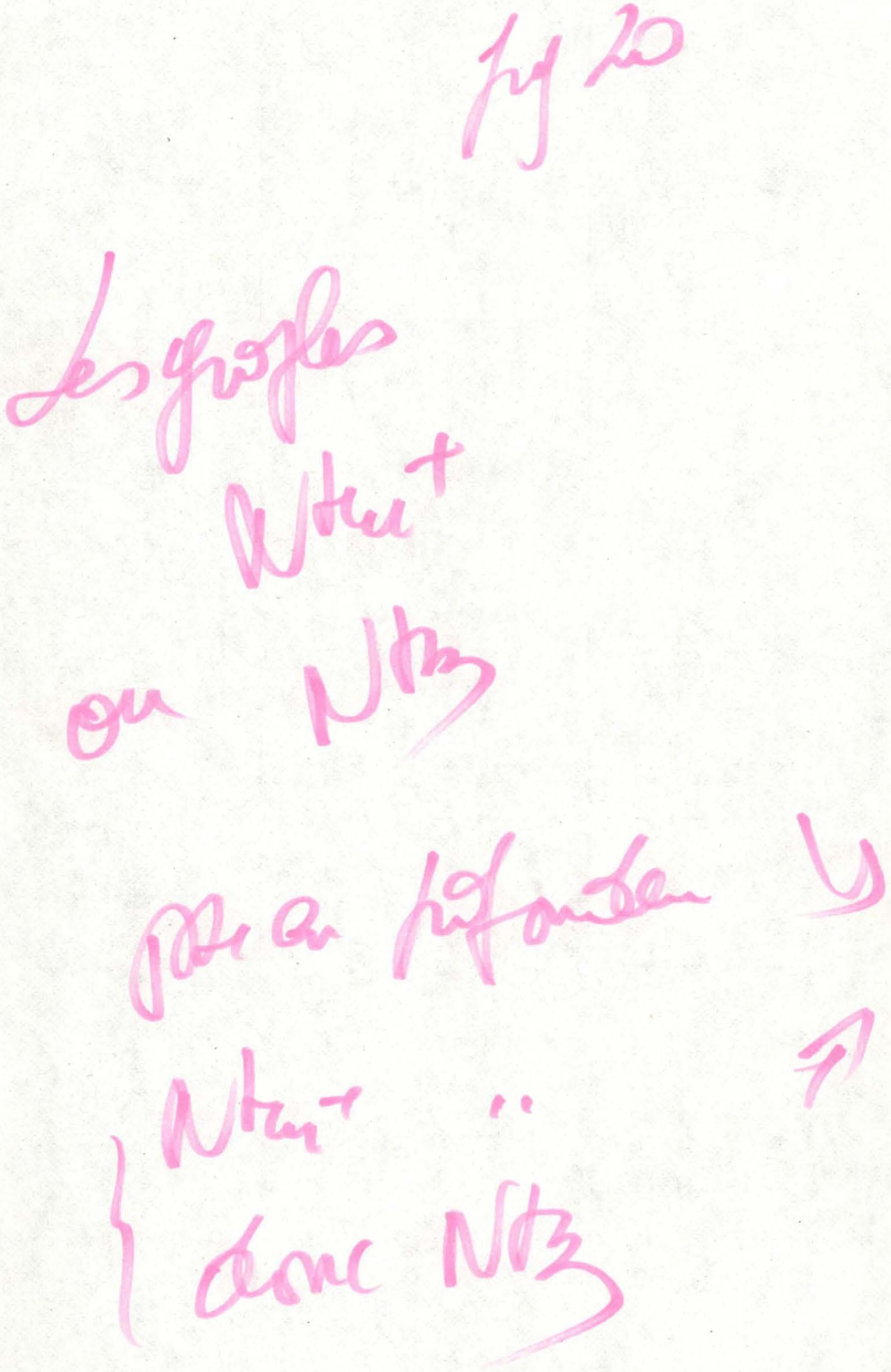


Fig. 24

Station	Date	Pmax	Chla	T	pH	SRP	NH_4^+	NO_3^-
		(mg O_2/mg Chla/h)	(µg/l)	(°C)		(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)
Nyambuye	08/03	18,16	7,71	22,2	*	0	534,7	35,2
	15/03	13,34	13,49	23,3	8,5	0	86,3	2
	22/03	7,22	22,17	24,1	7,9	0	41,6	4,1
	29/03	5,7	17,35	23,9	*	2	20,8	8,5
	28/04	16,21	18,51	24,5	8,4	0,1	41,6	10,1
	03/05	31,11	11,57	25,5	9	0,1	1973,1	21,4
		15,29	15,13	23,9	8,2	6,4	449,7	13,6
Karambo	08/03	8,65	23,13	22,5	*	0	86,3	6,3
	15/03	8,74	18,31	23,2	8,7	0	52,4	28,4
	22/03	6,92	31,81	23,4	8,1	0	41,6	3,7
	29/03	12,6	26,99	23,8	*	0	41,6	6,3
	28/04	9,57	32,39	24,4	9	0	5,8	19,4
	03/05	20,75	23,13	25,2	9,1	0	1239,5	10,9
		11,21	25,96	23,8	8,4	0	244,5	12,5

Tableau 9 : Paramètres physico-chimiques en relation avec les valeurs de Pmax et de Chla (ces dernières étant mesurées par MASSAUT).



Lors de la campagne des 7 et 8 mars 90, on a observé un mélange important pour toutes les stations. Nyarubuye présente pourtant une particularité par rapport aux autres stations : la quasi totale désoxygénation de toute la colonne d'eau. Dans un même temps, on mesure des concentrations élevées en nitrates, supérieures à 30 µg/1 N et allant même jusqu'à 100 µg/1 N dans le fond de la colonne d'eau (fig 23). Au niveau des teneurs en ammonium, on observe une augmentation des concentrations sur toute la hauteur de la colonne d'eau (fig 23). Ces teneurs sont de l'ordre de 500 à, 600 µg/1 N.

On expliquera cela par une turbulence importante sur toute la hauteur de la colonne d'eau ayant entraîné deux phénomènes : une nitrification et une libération de l'ammonium maintenu prisonnier dans les sédiments.

Un phénomène particulier s'est déroulé également aux stations de Nyarubuye et de Karambo le 03/05/90 : l'augmentation sur toute la hauteur de la colonne d'eau de la teneur en ammonium (fig 24). Ces teneurs sont de l'ordre de 1500 à 2000 µg/1 N. Rien ne permet d'expliquer ce phénomène puisque la colonne d'eau est stratifiée et bien oxygénée en surface. Cette observation nous permet tout de même de poser l'hypothèse que l'azote serait le nutriment limitant pour le phytoplancton au lac Muhazi, comme cela est courant pour les eaux eutrophes africaines (ROBARTS & SOUTHALL, 1977). Pour étayer cette hypothèse, je me réfère aux mesures de production primaire effectuée par L. MASSAUT à la même date, qui donnent des valeurs au moins deux fois supérieures à celles rencontrées habituellement (tableau 9). Evidemment, ce n'est pas une certitude que ce soit uniquement les nutriments qui aient provoqué cette différence, le pH et la température par exemple, peuvent également influencer la production primaire.Le danger d'une situation pareille est l'existence d'un rapport NH_3/NH_4^+ élevé et donc d'une teneur en NH_3 élevée. Une teneur supérieure à 25 µg/1 de NH_3 devient toxique pour la faune piscicole. Or, dans ce cas, nous avons à 1 m. de profondeur 669,4 µg/1 de NH_3 à Nyarubuye et 472,6 µg/1 de NH_3 à Karambo. Si un phénomène pareil avait lieu sur toute la surface du lac, on aurait probablement une mortalité importante dans le stock des poissons n'ayant pas la possibilité de venir capter l'oxygène en surface.

Il ressort de ces campagnes que les teneurs en nitrates sont très faibles et assez variables. Par contre, les teneurs en ion ammonium sont assez élevées à partir de 5 m. de profondeur sur toute la longueur du lac. Vu les mesures effectuées, nous ne pouvons pas tirer de conclusions claires sur une différence Est-Ouest. Pour ce faire, il serait nécessaire d'effectuer des mesures sur le recyclage de l'azote au niveau des sédiments et de l'hypolimnion. Ce recyclage est en tout cas probablement très efficace vu l'activité hétérotrophe importante mesurée par DESCY & THEATE (1990) et l'accumulation hypolimnétique de NH_4^+ en condition de stratification. Actuellement, on peut juste dire que vu les mélanges probablement plus importants à l'Ouest, ils favorisent le recyclage dans ces zones. Cependant les mesures élevées en ammonium à

MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990

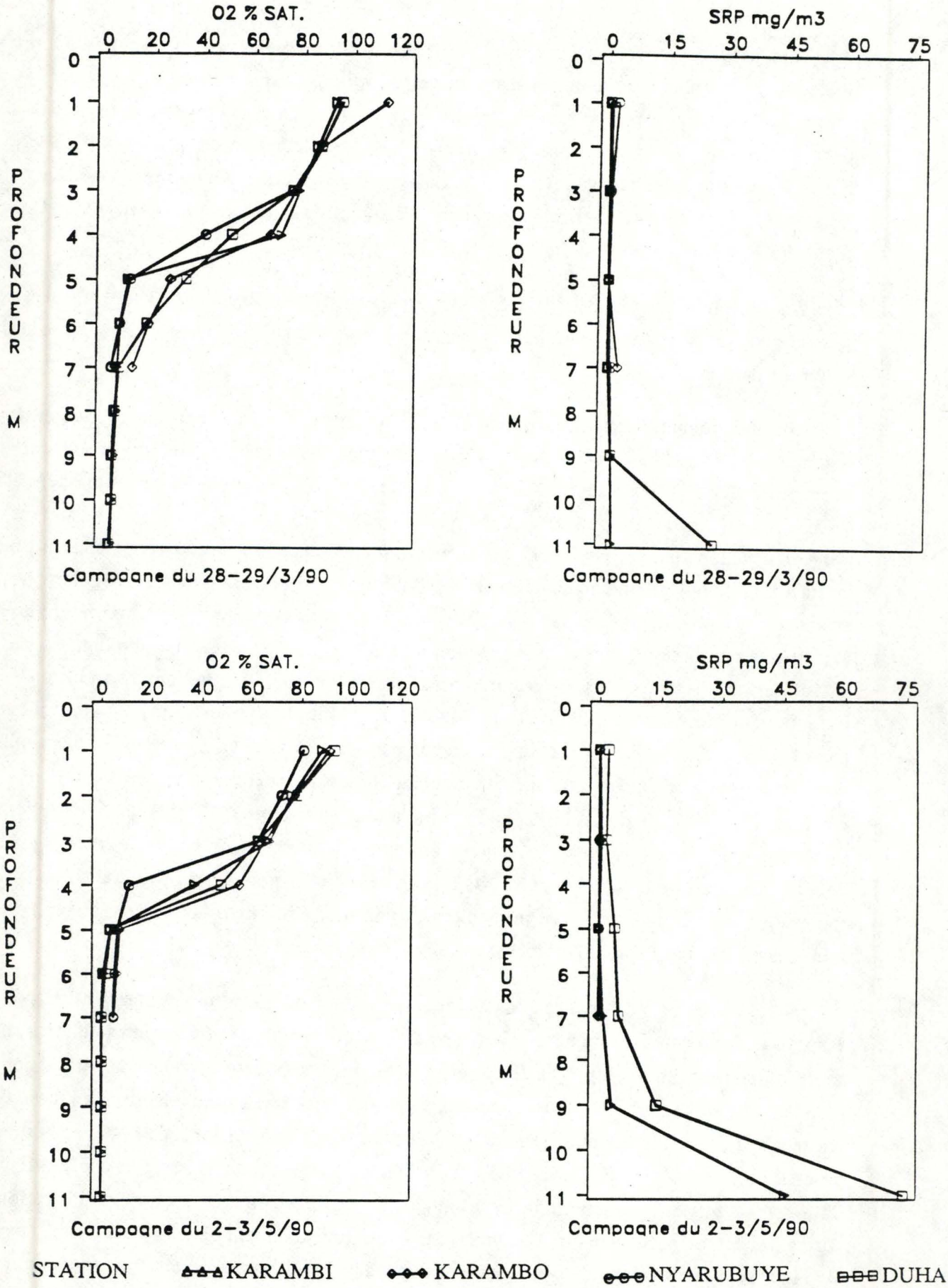


Fig. 25

Karambo et à Nyarubuye peuvent, peut-être, être expliquées par les apports des affluents (voir paragraphe 5.4.).

5.3.2. Le Phosphore

Les teneurs en phosphore inorganique sont partout très faibles et cela varie très peu dans le temps. Nous pouvons juste observer des concentrations légèrement plus élevées dans le bas de l'hypolimnion au delà des neuf mètres. Plus la stratification est établie, plus le phosphore semble se concentrer dans la couche la plus basse de l'hypolimnion (fig. 25).

Cette élévation des teneurs en phosphore inorganique dissous, principalement à Duha mais également à Karambi, sont typiques des lacs eutrophes (WETZEL, 1983). Cela indique aussi que le recyclage est probablement très important au niveau des sédiments. Pour soutenir cette hypothèse, nous nous réferons aux caractéristiques favorisant un haut taux de turnover, décrites en 3.2.2.4. Ce lac regroupe, en effet, un grand nombre de ces caractéristiques : une température et une intensité lumineuse élevées, un mélange des eaux assez fréquent avec pourtant des eaux désoxygénées pratiquement en continu dans le bas de l'hypolimnion, un pH basique, une abondance de macroinvertébrés benthiques (*Chaoborus*) et enfin, très peu de macrophytes limitant les mélanges.

Les faibles concentrations rencontrées sur quasi toute la hauteur de la colonne d'eau ne sont donc pas le signe d'absence du phosphore mais plutôt de la rapidité à laquelle il est assimilé par le plancton. Ces très faibles teneurs en SRP ne sont probablement pas le signe non plus d'une carence car il est tout à fait envisageable que, comme beaucoup de lacs africains, le recyclage du phosphore soit intense au lac Muhazi.

Ce temps de turnover est généralement beaucoup plus court pour le phosphore que pour l'azote (LEAN & NALEWAJKO, 1979; KALFF, 1983).

Les mesures effectuées par DESCY ET THEATE (1990) ne montrent pas à Duha et Karambi des concentrations plus élevées dans le bas de l'hypolimnion. Nous pouvons tenter d'expliquer cela par :

- soit un recyclage moins élevé en période sèche;
- soit des mélanges plus fréquents et plus intenses en période sèche qui entraînent une plus grande disponibilité du phosphore recyclé pour le phytoplancton.

Dans les autres lacs rwandais où des analyses ont été entreprises par DAMAS (1954), TALLING & TALLING (1965) et KISS (1976), nous n'avons trouvé le phosphore que sous forme de traces également, excepté pour deux lacs d'altitude où le phosphore est décelable dans le bas de l'hypolimnion, il s'agit des lacs Ruhondo et Bulera. Il faut également remarquer que les techniques de mesure utilisées n'étaient pas très sensibles.

MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990

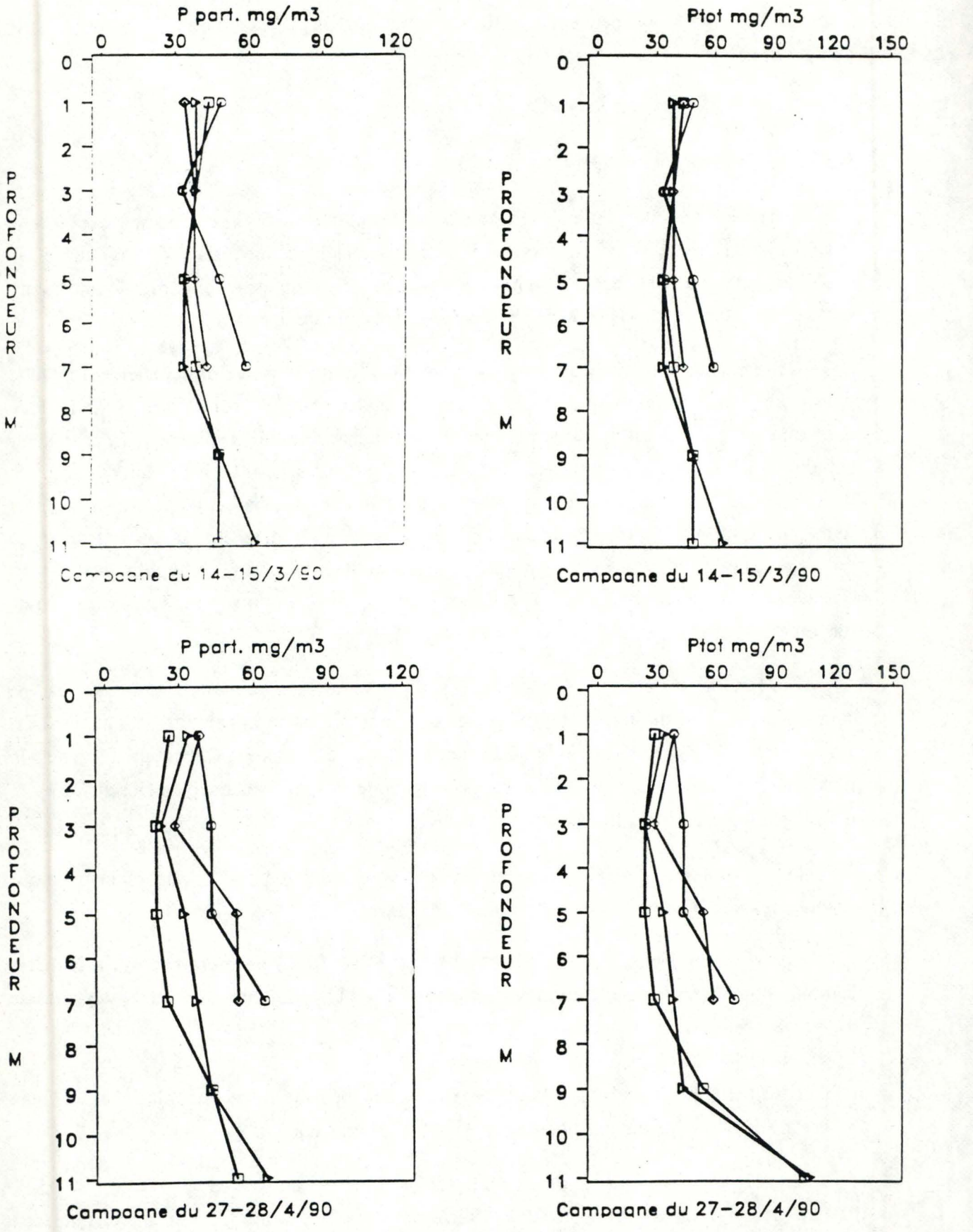


Fig. 26

Le phosphore inorganique dissous est pratiquement absent des eaux du lac Muhazi. Les teneurs assez importantes rencontrées lors de la première campagne sont dues à l'utilisation d'une technique inadéquate ayant largement surestimé les valeurs réelles. Ces très faibles teneurs sont dues :

- soit à la polymérisation des molécules organiques et à leur sédimentation;
- soit à leur hydrolyse par les phosphatases;
- soit encore, à leur dégradation, vu la forte activité hétérotrophe, par des bactéries.

Sur pratiquement toute la hauteur de la colonne d'eau, le phosphore particulaire représente au moins 90% du phosphore total (fig. 26). Ceci est courant pour un milieu lacustre et plus particulièrement lorsque celui-ci est eutrophisé. La majorité de ce phosphore particulaire est sous forme organique c'est-à-dire produit par la production primaire et par l'assimilation du phosphore par les bactéries et le zooplancton. Il peut également se trouver sous forme inorganique principalement dans le bas de l'hypolimnion où nous avons des sédiments en suspension (BLOESCH et al., 1988).

Les formes autres que celles produites par la production primaire pourraient expliquer le peu de corrélation obtenu par MASSAUT entre le carbone et le phosphore. Les résultats obtenus par DESCY ET THEATE en juillet 1989 sur ce rapport C/P sont un peu réductionnistes étant donné qu'ils ont été calculés sur une seule campagne, alors que sept campagnes ont été reprises dans notre cas et, de plus, présentent déjà de fortes variations pour une même station aux différentes profondeurs . Si cette non-corrélation dans les rapports C/P mesurés par MASSAUT se confirmait, nous pourrions supposer que la limitation au lac Muhazi proviendrait bien de l'azote. En effet, nous remarquons que les rapports carbone-nutriment et Chl a-nutriment calculés dans la plupart des études effectuées sur des lacs mésotrophes ou eutrophes tropicaux, donnent un rapport stable entre la Chl a ou le carbone et la forme organique du nutriment limitant. Cela ressort particulièrement des calculs effectués par ROBARTS & SOUTHALL (1977), et VINER (1987).

Ce phosphore particulaire est la partie principale du stock de phosphore recyclable. Cette fraction est généralement recyclée au niveau des sédiments dans les lacs peu profonds. Nous verrons dans le paragraphe suivant, ayant trait aux apports, que ces apports en phosphore par les affluents ne représentent pas grand chose par rapport au stock contenu dans le lac.

5.3.3. La silice

Les concentrations rencontrées pour la silice sur l'ensemble du lac Muhazi sont très peu variables. Elles sont assez élevées de l'ordre de 7,5 mg/l de Si sur toute la hauteur de la colonne (annexe B), comme cela a été montré par les mesures de DESCY et THEATHE (1990).

MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990

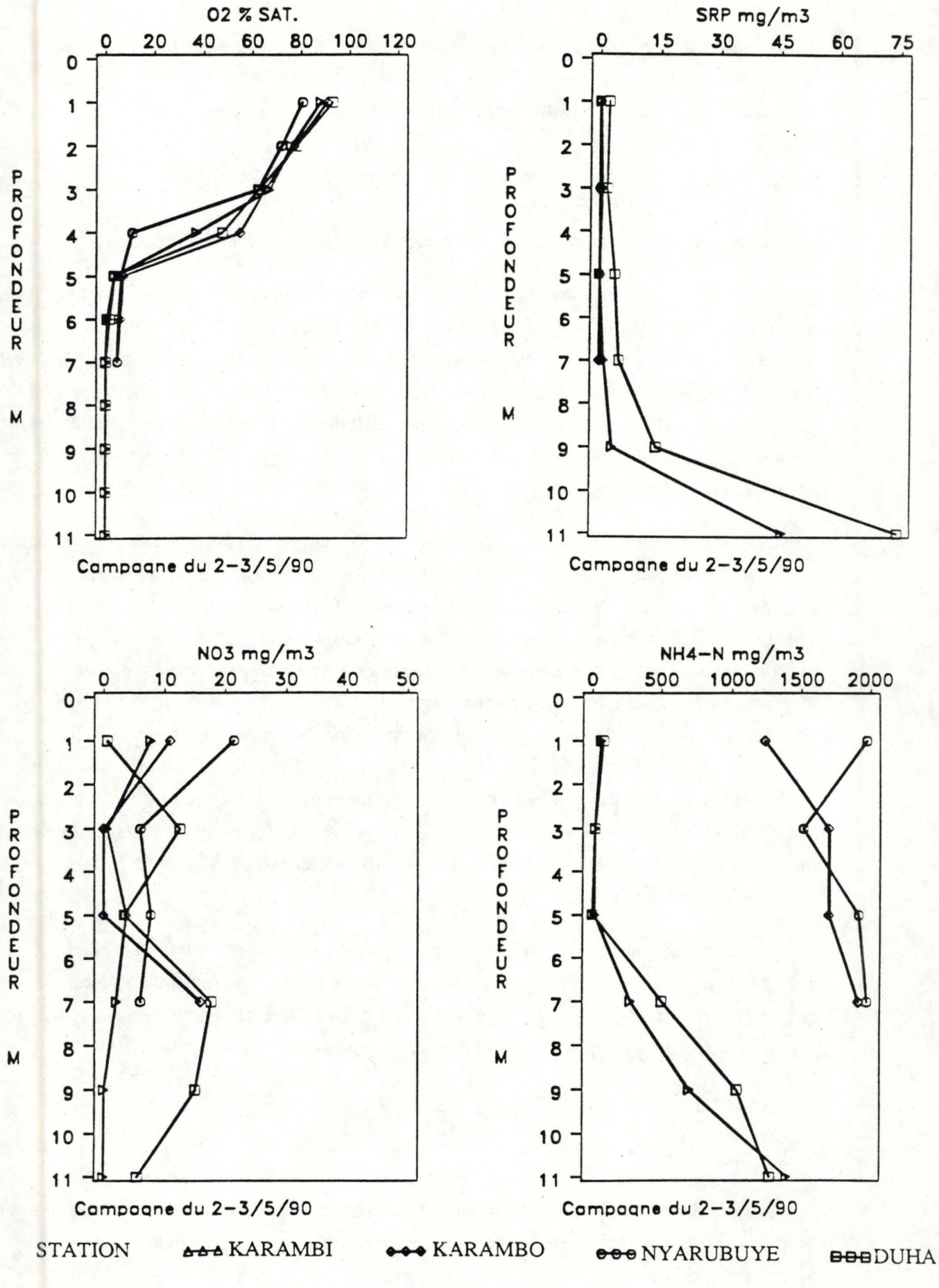


Fig. 27

Ces concentrations ne varient pas suivant les stations visitées. Les teneurs élevées sont probablement dues à la densité et à la mobilité élevée de la silice dans les sols africains, ce qui fait que son apport est probablement largement excédentaire et en équilibre avec les consommations.

Les concentrations rencontrées dans d'autres lacs rwandais, Kivu et Cyambwe, se rapprochent assez fort de celles du lac Muhazi. Au vu des teneurs mesurées par DAMAS (1959) et TALLING & TALLING (1965) et celles obtenues durant nos campagnes, nous pouvont observer de très faible variations avec le temps.

Il est très probable vu ces fortes teneurs en Si et la possible limitation par l'azote, que les diatomées acceptant un rapport Si/N faible soient les plus compétitives. Pour le phosphore, il est difficile de pouvoir affirmer quoi que ce soit tant que des études sur son recyclage n'auront pas été entreprises. Mais nous pouvons constater que le rapport Si/P est assez élevé. Cela favoriserait les diatomées acceptant de faibles apports en phosphore, ce qui le confirme par la présence au lac Muhazi, en assez grande abondance, de *Nitzschia lanceolis* et de *Synedra acus* .

5.3.4. Conclusions

Le lac Muhazi présente les caractéristiques d'un lac eutrophe c'est-à-dire faible concentration en azote et phosphore particulièrement dans l'épilimnion où ils sont consommés par un phytoplancton abondant, mais concentrations élevées en ion ammonium dans l'hypolimnion et en SRP dans le bas de l'hypolimnion (fig. 27).

Les nitrites sont totalement absents du lac Muhazi. Cela est probablement dû à sa faible profondeur.

Les très faibles teneurs aussi bien en azote qu'en phosphore dans l'hypolimnion ne peuvent pas nous permettre d'affirmer qu'il y a limitation pour l'un ou l'autre de ces nutriments mais tout simplement montrer que l'assimilation est importante. Pour pouvoir donner une réponse à l'hypothèse de limitation par l'azote qui a été soulevée, des études sur l'effet d'enrichissement sur la croissance algale doivent être menées. Des études sur le recyclage au niveau des sédiments associées à des études sur les mélanges pourraient être également très bénéfiques pour une bonne connaissance du turnover dans ce milieu.

Il est probable que le taux de turnover du phosphore soit particulièrement élevé et que celui de l'azote soit plus faible ce qui expliquerait que ce dernier soit l'élément limitant. Mais ces hypothèses sont encore à vérifier.

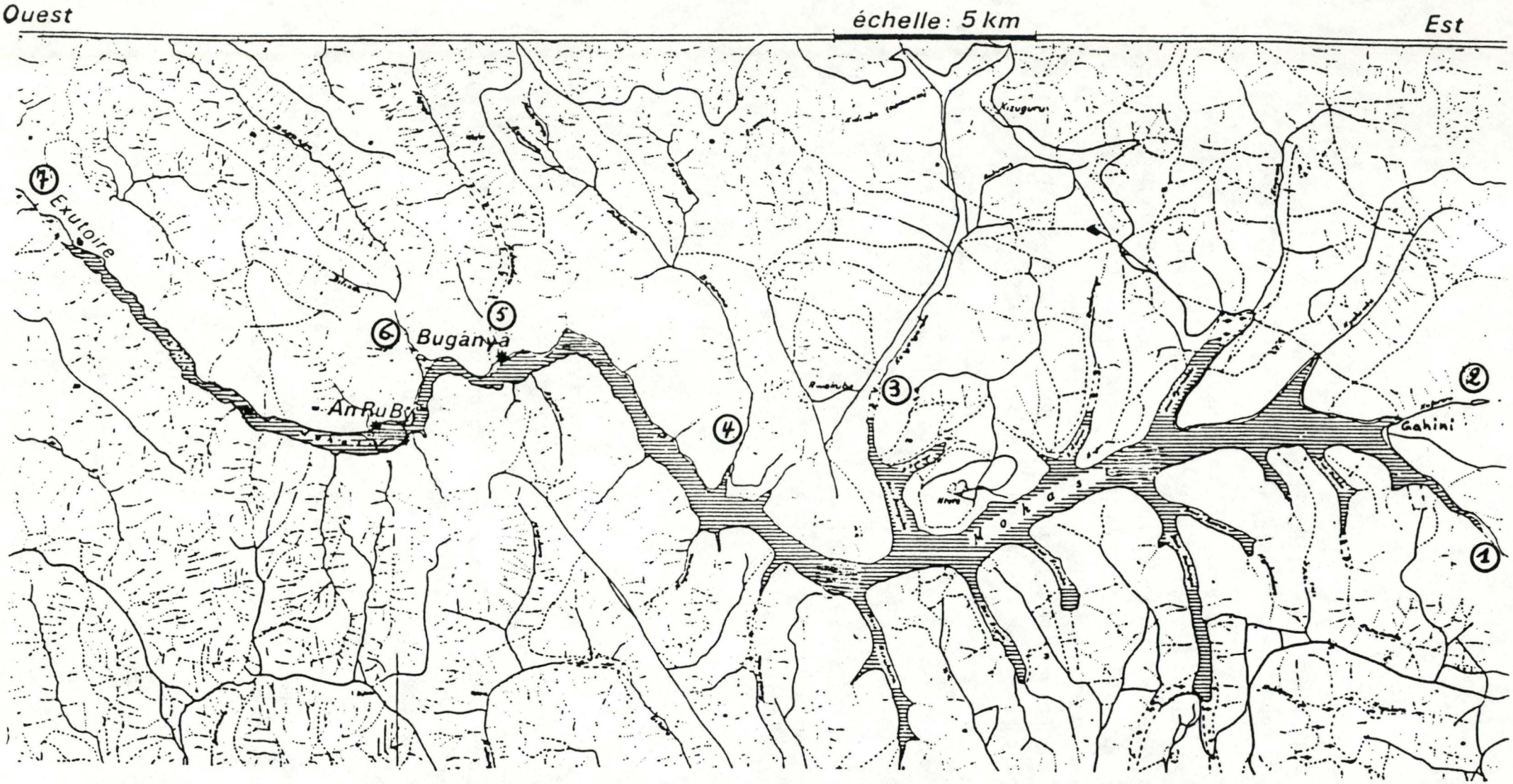


Fig. 28: Carte du lac Muhazi avec les affluents étudiés : 1, Ntaruka; 2, Gashogoshogo; 3, Kanyonyomba; 4, Njume; 5, Buganya; 6, Nyiaragatugu; 7, Exutoire.

La prédominance des cyanophycées au lac Muhazi tendrait à confirmer cette hypothèse puisque d'après SOMMER (1990) ces algues dominent généralement dans les lacs où l'on rencontre un rapport N:P bas. La présence des Chlorococcales, par contre, aurait tendance à indiquer un apport en azote et phosphore élevé, simultanément.

Enfin, la silice rencontrée en abondance devrait favoriser la présence des diatomées vu qu'un rapport Si/P élevé a tendance à les rendre dominantes dans les eaux tempérées (KILHAM et al., 1986; SOMMER, 1990). Il est donc probable que ces dernières soient moins compétitives que les cyanophycées pour l'ensemble des conditions rencontrées dans ce milieu : eaux relativement chaudes, probable carence en azote, pH et alcalinité élevés.

5.4. Etude des apports par les affluents

5.4.1. Introduction

Notre but dans ce paragraphe est de montrer si oui ou non les apports par les affluents sont significatifs et dans quelle proportion se situe ce recyclage pour le renouvellement du stock de nutriments. Evidemment, il est difficile d'avoir une idée nette sur les apports sans connaître le temps de séjour de l'eau dans le lac. Pour ce faire, des études sur l'importance des apports, de l'évaporation et des pertes par l'exutoire devraient être menées simultanément au cours des différentes saisons (sêches et des pluies). D'autre part, on tâchera de comprendre de quelle manière sont distribuées les eaux provenant des affluents lors de leur entrée dans le lac et comment les nutriments sont mis à la disposition du phytoplancton.

Nous avons choisi pour ces mesures d'étudier six des affluents situés au Nord du lac (fig. 28).

- Trois de ces affluents se trouvent en amont de Duha (partie Est du lac) : Ntaruka, Gashogoshogo et Kanyonyomba.
- Trois dans la partie Ouest du lac : Njume, Buganya et Nyiaragatugu, situés en amont de Karambo.

Ces affluents ont été choisis pour leur facilité d'accès car au sud du lac il n'existe pas de piste passant à proximité des embouchures. De plus, les affluents situés au Nord sont les seuls drainés, car normalement ils traversent un marais à *Papyrus* ou à *Typha angustifolia* qui pompent la majorité des éléments véhiculés par les affluents.

On a également fait des mesures sur l'exutoire du lac pour estimer les sorties par ce biais (annexe C).

5.4.2. Discussion des différents paramètres

5.4.2.1. Conductivité

Les concentrations en éléments dissous dans les affluents sont relativement élevées et entraînent une conductivité se situant entre 300 et 700 µS/cm (annexe C). Ceci rend le lac riche en éléments dissous. Ce qui se confirme par la conductivité du lac Muhazi, la plus élevée rencontrée avec celle du lac Kivu pour les lacs rwandais (BEADLE, 1981; KANANGIRE, 1988).

La minéralisation la plus élevée se rencontre pour Njume et Kanyonyomba, la plus faible pour Buganya. Ces résultats confirment ceux obtenus antérieurement par PLISNIER (1989).

D'autres affluents avaient une conductivité élevée de l'ordre de 700 µS/cm à l'endroit accessible par la route mais devaient encore traverser un marais. Dans ce cas, on observait une chute de la conductivité de 200 µS/cm entre ce point et un point situé dans le bras du lac où il se jetait. C'était le cas pour Nyamarebe, affluent situé dans la partie Est du lac.

On peut donc en déduire que les marais assimilent une grande partie des apports en éléments dissous. Dans de telles circonstances, pratiquement tout le stock de nutriments, azote et phosphore, est consommé dans ces marais.

5.4.2.2. Température

La température des affluents est inférieure de trois à quatre degrés en moyenne à celle rencontrée dans le lac à 1 m de profondeur. On peut déduire de cela que l'eau et les sels minéraux s'enfoncent immédiatement dans l'hypolimnion du lac qui, lui-même, est encore à une température plus élevée de l'ordre de 1°C.

Il semble donc indispensable qu'il y ait mélange pour que ces apports soient mis en contact avec le phytoplancton. Pour affirmer cela, il serait d'abord opportun d'étudier les concentrations en nutriments dans le bras. Ceci, afinde déterminer si ces nutriments ne sont pas déjà consommés dans le bras qui est généralement de faible profondeur et possède du phytoplancton actif sur toute sa hauteur capable d'assimiler ces apports.

5.4.2.3. Oxygène

Deux affluents sont en général peu oxygénés, il s'agit de Ntaruka et de Gashogoshogo. Par contre, en ce qui concerne les autres situés plus à l'Ouest, l'oxygénation est importante mais toujours inférieure à la saturation. La faible oxygénation de Ntaruka et Gashogoshogo

peut être expliquée par la faible turbulence de ces eaux, dûe à une vitesse assez lente, une largeur de rivière importante, ainsi qu'à l'importance de la vase (milieu réducteur). Les mesures sur ces deux affluents ont été effectuées au niveau de tuyaux passant sous la route, seul accès possible. Cela explique la largeur importante de l'affluent.

La très faible teneur en oxygène de l'exutoire semble bien être une barrière biologique pour la propagation des espèces piscicoles. En effet, à part les poissons munis d'organes respiratoires capables de capter l'oxygène au niveau de la surface, tel que le *Clarias* , on voit difficilement d'autres poissons franchir cette barrière.

5.4.2.4. Le phosphore

Les apports en phosphore total et en phosphore dissous ont été calculés (tableaux 10 et 11). Le phosphore total a été choisi pour estimer le rapport entre les apports et le phosphore contenu dans le lac vu la grande rapidité avec laquelle le phosphore dissous est assimilé par le phytoplancton.

Date de la campagne sur les affluents et l'exutoire		**14/02**	**06/03**	**27/03**	**01/05**
Entrées du PT	Est	1,468	1,471	7,403	7,109
(KgP/24h)	Ouest	2,173	9,638	7,454	11,731
Ensemble des 6 affluents		3,641	11,109	14,857	18,841
Sortie du PT (KgP/24h)		4,318	8,471	78,775	28,330
Poid du PT calculé pour le lac (KgP) (date des mesures dans le lac)		35873 (7-8/2)	8651 (7-8/3)	13978 (28-29/3)	16360 (2-3/5)
Rapport entres les entrées sur 24h de PT mesuré dans le lac		$6{,}1.10^{-3}$%	$1{,}3.10^{-3}$%	$1{,}1.10^{-3}$%	$1{,}2.10^{-3}$%

Tableau 10 : Rapport entre les apports et le stock de phosphore total du lac, intégré sur 24 h.

On peut dire, grâce à ces calculs repris au tableau 10, que les apports en phosphore total sont généralement assez semblables tant à l'Est qu'à l'Ouest. La mesure élevée à l'Ouest le 6 mars est peut-être explicable par la forte pluie ayant eu lieu entre nos prélèvements Est et Ouest.

La teneur en phosphore du lac est élevée, ce qui explique le faible rapport calculé sur 24h entre les apports et le stock dans le lac. Ceci confirme la nécessité d'un recyclage important pour subvenir aux besoins du plancton. Le rapport particulièrement faible pour la première

campagne est probablement dû au fait que la quantité de phosphore contenue dans le lac a été mesurée à une semaine de décalage par rapport aux prélèvements sur les affluents.

On remarquera encore qu'il y a d'assez fortes fluctuations des résultats en fonction des périodes de prélèvement mais que les rapports entrées/stock du lac sont stables.

En ce qui concerne les apports en phosphore dissous (tableau 11), il y a également une assez bonne équivalence entre l'Est et l'Ouest. Mais, comme pour le phosphore total, il y a une assez forte variabilité en fonction de l'époque de prélèvement.

Date de la campagne sur les affluents et l'exutoire		**14/02**	**06/03**	**27/03**	**01/05**
Entrées du P dissous	Est	0,895	8,768	6,455	8,819
(SRP/POD) (KgP/24h)	Ouest	0,622	0,512	5,182	7,462
	Ensemble	1,517	9,281	11,636	16,281
Sortie du P dissous (SRP/POD) (KgP/24h)		7,843	4,815	23,359	2,193
Entrées de l'azote dissous	Est	4,922	9,716	10,429	23,518
($NO_3^- = NO_2^- = NH_4^+$)	Ouest	224,649	610,670	139,253	108,619
(KgP/24h)	Ensemble	229,571	620,386	149,682	132,137
Sortie de l'azote dissous ($NO_3^- = NO_2^- = NH_4^+$) (KgP/24h)		409,531	315,242	219,638	263,832

Tableau 11 : Tableau reprenant les apports en phosphore et azote estimés pour les affluents Est et Ouest du lac. Sont repris également les pertes en ces nutriments par les sorties à l'exutoire.

Au niveau des sorties, on observera leur importance mais également leur forte fluctuation.

L'ensemble de ces fluctuations pourrait probablement s'expliquer par des différences des pluviosités. Mais les relevés effectués à Buyanya ne sont certainement pas suffisants pour défendre cette hypothèse vu la forte hétérogénéité de la localisation de ces pluies et de la faible étendue des zones concernées.

5.4.2.5. L'azote

L'azote total n'ayant pas été mesuré sur les affluents, on n'a pas pu calculer un rapport entre la contenance du lac et les apports. Par contre, on a mesuré les apports en azote inorganique total (NO_3^- + NO_2^- + NH_4^+) (tableau 11). Ce qui nous donne une idée sur son importance mais surtout sur la différence existant entre l'Est et l'Ouest pour ce nutriment.

Sachant que le recyclage de l'azote est habituellement nettement plus faible que celui du phosphore, on comprendra l'importance que représente ces apports. Les apports sont beaucoup plus faibles à l'Est du lac par rapport à ceux mesurés à l'Ouest. Ceci serait une nouvelle donnée favorable à l'hypothèse d'une carence en azote. En effet, on remarquera que cette différence peut être mise en relation avec la mesure de Chlorophylle a donnant une idée de la biomasse phytoplanctonique et qui est en moyenbne de 14,0 mg/l pour les stations de l'Est (Karambi et Duha) et de 20,1 mg/l pour les stations Ouest (Nyarubuye et karambo). De plus une autre relation peut également être mise en évidence, c'est celle existant entre les apports et le rapport C/N mesuré par L.MASSAUT pour l'Est et l'Ouest du lac qui sont respectivement de 9,9 et 6,6, c'est-à-dire qu'à l'Ouest ce rapport est nettement plus proche du Redfield ratio qui est lui de 6,63. Cet apport plus élevé à l'Ouest permettrait donc le développement plus important du phytoplancton qu'on y rencontre et expliquerait également en partie les fortes concentrations en ammoniac qu'il nous est arrivé de rencontrer.

Les teneurs élevées en azote dans la Buganya et dans Nyiaragatugu sont dues très probablement à des élevages et à des cultures intensives se situant en amont de leur embouchure.

Au niveau des pertes par l'exutoire, elles sont particulièrement importantes comme celles observées pour le phosphore. Ces mesures élevées que l'on y rencontre ne sont, semble-t-il, pas dues à la culture industrielle de canne à sucre se situant en amont. En effet, il semblerait qu'ils n'utilisent aucun engrais, ce serait donc bien des nutriments provenant du lac.

Nous n'avons pas voulu faire un bilan en nutriments, car les apports mesurés ne représentent certainement pas la totalité de ces apports. En effet, on trouve de nombreux petits ruisseaux alimentant le lac et ceux-ci n'ont pas été repris dans nos relevés. Mais la sommation de leur contribution ainsi que celle du ruissellement directement au niveau du sol représente certainement un apport significatif pouvant être particulièrement élevé en période de forte pluie, étant donné le fort encaissement dans lequel se trouve le lac Muhazi.

5.4.3. Conclusions

Les apports de nutriments par les affluents sont relativement faibles par rapport au stock du lac, ce qui nous permet de penser que le recyclage y est conséquent, principalement en ce qui concerne le phosphore.

Les quantités des apports sont assez variables en fonction du temps. Une étude de plus longue durée permettrait peut-être de mettre en évidence une différence saisonnière ou une différence en rapport avec la pluviosité, ce qui ne nous est pas possible actuellement.

Une différence Est-Ouest a été démontrée clairement par les apports d'azote. Elle explique également la différence de la biomasse phytoplanctonique mesurée par la quantité de Chlorophylle a. Cela pourrait donner encore plus de crédit à l'hypothèse de limitation par l'azote.

En ce qui concerne le phosphore, il semble que les apports soient assez semblables pour l'Est et l'Ouest. Mais, comme l'azote, ils varient assez bien en fonction du temps.

Lorsque des études relatives au recyclage dans le lac auront été entreprises, il sera intéressant de comparer leur importance par rapport aux apports des affluents. Dans les lacs eutrophes tropicaux on observe généralement un rapport recyclage/apport élevé. Le lac Muhazi ne devrait pas faillir à la règle.

Les pertes par l'exutoire sont importantes. Ce qui ne veut pas dire que le bilan est négatif, vu le faible nombre d'affluents sondés.

L'exutoire présente une caractéristique, désoxygénation quasi complète, qui en fait une barrière naturelle aussi bien pour l'immigration que l'émigration de la faune aquatique n'ayant pas les facultés de se passer de l'oxygène dissous dans les eaux.

6. CONCLUSION GENERALE

Les travaux antérieurs montrent des différences spatiales entre l'Est et l'Ouest du lac Muhazi à plusieurs niveaux : production primaire, biomasse phytoplanctonique, production piscicole. Cette hétérogénéité a été mise en évidence par MUKANKOMEJE (1988), PLISNIER (1989), DESCY & THEATE (1990) et MASSAUT (1990).

L'hypothèse de départ de ce travail est que les variations spatiales de biomasse phytoplanctonique sont liées à une disponibilité différente en nutriments. Etant donné la charge importante en nutriments de ce lac eutrophe, les conditions de circulation des masses d'eau sont à priori un facteur déterminant. Ces conditions dépendent du gradient thermique sur la colonne d'eau et de l'action des vents, habituellement orientés d'Est en Ouest.

Comme les auteurs précédents, nous avons montré que le gradient thermique, existant la plupart du temps, est faible : il est au maximum de 2°C à l'Ouest du lac et de 3°C à l'Est.

Nous avons calculé, sans tenir compte de la salinité homogène sur tout le lac, que le travail nécesaire pour vaincre la résistance thermique est moins élevé dans la partie Ouest du lac, et ce, surtout à cause de la profondeur moyenne plus réduite. Les mélanges y sont donc plus fréquents que dans la partie Est, ce qui favorise une meilleure disponibilité en nutriments.

Les mesures faites par PLISNIER (1989) montrent que, comme dans la plupart des lacs tropicaux peu profonds, les mélanges ont lieu en fin de nuit, au moment où le gradient de température s'atténue suite au refroidissement de la zone de surface. Bien qu'ayant observé des situations physico-chimiques favorables au mélange ou témoignant d'une circulation récente, nous ne pouvons pas préciser la fréquence de ces épisodes de mélange. Dans ce cadre, il serait utile d'entreprendre dans différentes parties du lac, une étude de la variation de plusieurs paramètres (T, O_2, nutriments en solution et totaux) pendant plusieurs cycles de 24 h consécutifs, avec un contrôle plus précis de la vitesse du vent.

Au niveau des teneurs en nutriments mesurées, on n'en observe que des traces dans la zone de mélange (généralement < à 50 µg/l pour l'azote dissous et proche de 0 µg/l pour le phosphore dissous). Dans l'hypolimnion, l'ion ammonium est présent en quantité plus ou moins importante. Les faibles teneurs en nutriments rencontrées dans l'épilimniom sont probablement dues à l'assimilation rapide par le phytoplancton. Le recyclage est certainement important au niveau des sédiments comme le montre la présence d'azote et de phosphore dans le bas de la colonne d'eau. Pour quantifier cela, une étude directe du taux de recyclage des nutriments doit être entreprise et doit comprendre une mesure de la biomasse bactérienne et de l'activité hétérotrophe dans l'eau ainsi qu'une mesure d'échanges des nutriments au contact eau-sédiment.

Chris Lopez
Quisqueya
Luis

Comme pour la majorité des lacs eutrophes et mésotrophes africains, une limitation de la productivité primaire par l'azote, du moins pour l'Est du lac, semble ressortir des observations faites jusqu'à présent au lac Muhazi :

- Le rapport C/N proche ou égal au Redfield ratio à l'Ouest est de 6,6; alors que ce rapport est de 9,9 à l'Est (MASSAUT, 1990).
- Le coefficient de corrélation très bas pour le rapport C/P, ce qui se vérifie dans d'autres études sur des lacs tropicaux montrant une limitation par l'azote.
- Le mélange plus important à l'Ouest favorise principalement le recyclage du phosphore par rapport à celui de l'azote.

Un autre point que nous avons abordé est l'étude des apports par les affluents. Les apports en phosphore sont assez semblables pour l'Est et l'Ouest du lac, par contre, les apports en azote sont assez faibles et montrent une variation spatiale importante. A l'Ouest, on a des apports sur 24 h en azote dissous de 270 kg pour 12 kg à l'Est. Ces apports sont sans doute significatifs surtout en saison des pluies, mais la connaissance du débit à long terme est imprécise, ce qui nécessite une étude hydrologique en vue de calculer l'influence de ces apports en fonction du temps de séjour de l'eau dans le lac.

En conclusion, le lac Muhazi a un caractère eutrophe prononcé ainsi que le montrent divers indices : accumulation hypolimnétique de nutriments (en particulier NH_4^+), désoxygénation rapide sous la thermocline, activité hétérotrophe élevée (DESCY & THEATE, 1990), production primaire brute généralement supérieure à 1 $gC.m^{-2}.j^{-1}$. L'eutrophisation du lac semble être un phénomène récent, parallèle à la diminution des captures de *Tilapia nilotica* au cours des 30 dernières années.

Cependant, à cause de la profondeur du lac, la fréquence des mélanges est relativement réduite et entraîne une disponibilité en nutriments variable, et ce malgré la charge nutritionnelle importante. Ainsi, une certaine limitation par l'azote semble exister dans la partie Est du lac, où la profondeur plus importante assure une relative stabilité de la stratification. C'est sans doute la différence de profondeur moyenne entre les zones Est et Ouest du lac et les apports plus important d'azote par les affluents à l'Ouest du lac qui expliquent les différences de productivité.

Malgré cette limitatiuon relative, les ressources en phytoplancton du lac Muhazi restent élevées et incomplètement exploitées par les phytophages qui n'ont pas accès aux zones profondes pauvres en oxygène. Tout indique qu'une fraction majeure de la biomasse du phytoplancton sédimente et alimente l'activité hétérotrophe. Dans l'optique d'un aménagement et pour une meilleure exploitation des ressources, il serait souhaitable d'envisager des mesures pour "récupérer" cette production perdue et améliorer l'efficacité trophique du lac : en d'autres termes, le maintien d'un stock plus important de poissons phytophages paraît tout à fait possible.

LISTE DES FIGURES

Fig. 1 : Carte hydrographique du Rwanda.

Fig. 2 : Précipitation au lac Muhazi de janvier 1986 à novembre 1988 (d'après PLISNIER, 1989).

Fig. 3 : Cycle général de l'azote dans les eaux douces (d'après WETZEL, 1983).

Fig. 4 : Distribution verticale de l'ammonium et des nitrates dans des lacs stratifiés à faible et forte stratification (d'après WETZEL, 1983)

Fig. 5 : Diagramme profondeur-temps des concentrations en NO_3^--N + NO_2^--N (au-dessus) et d'NH_4^+-N (en bas) en ∝g/l dans le lac Wintergreen, Michigan, de 1970 à 72 (WETZEL, 1983).

Fig. 6 : Cycle général du phosphore dans les lacs (d'après PETTERSON & BOSTRÖM, 1986).

Fig. 7 : Distribution verticale du phosphore dissous (P_S) et du phosphore total (P_T) dans des lacs stratifiés de faible et forte productivité (d'après WETZEL, 1983).

Fig. 8 : Mouvement du phosphore dans Heart Lake, Ontario.Mécanisme d'échange entre le phosphore et la fraction particulaire (d'après WETZEL , 1983).
K1 : assimilation du DIP par le plancton
K2 : libération de composés organiques phosphorés (XP) par le plancton
K3 : fixation du XP par condensation
K4 : hydrolyse du phosphore colloïdal en orthophosphate soluble (PO_4)
K5 : libération du (PO_4) par le plancton
K6 : hydrolyse directe du XP en orthophosphate soluble
K7 : perte de phosphore colloïdal par sédimentation

Fig. 9 : Relation entre la profondeur de la thermocline (Zt) et l'étendue du lac (d'après KLING, 1988).

Fig. 10 : Relation entre le log. de la profondeur de mélange et le log. de la profondeur de transparance mesurée au disque de Secchi pour des lacs de cratère ougandais et camerounais (d'après KLING, 1988).

Fig. 11 : Distribution verticale théorique des concentrations en silice dans les lacs stratifiés à faible et forte productivité (d'après WETZEL, 1983).

Fig. 12 : Exemples de compétition entre espèces pour les ressources en nutriments (d'après TILMAN *et al.*, 1982).

Fig. 13 : Carte du lac Muhazi avec les sites de prélèvements et mesures physico-chimiques : 1, Nyarubuye; 2, Duha; 3, Karambi; 4, Karambo.

Fig. 14 : Carte du lac Muhazi avec les affluents étudiés : 1, Ntaruka; 2, Gashogoshogo; 3, Kanyonyomba; 4, Njume; 5, Buganya; 6, Nyiaragatugu; 7, Exutoire.

Fig. 15 à 27: Profils de paramètres physico-chimiques

Fig. 28: Carte du lac Muhazi avec les affluents étudiés : 1, Ntaruka; 2, Gashogoshogo; 3, Kanyonyomba; 4, Njume; 5, Buganya; 6, Nyiaragatugu; 7, Exutoire.

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Liste des taxons phytoplanctoniques échantillonnées en juillet 1987 à Giheta au lac Muhazi (détermination : DESCY, com. pers.)
(+ = présent, ++ = courant, +++ = abondant).

Tableau 2 : Liste d'invertébrés observés au lac Muhazi (d'après PLISNIER, 1989).

Tableau 3 : Liste des espèces de poissons observés au lac Muhazi (d'après GASHAYIJA, 1988; MOUTON, 1988; PLISNIER, 1989).

Tableau 4 : Tableau reprenant les dates des différentes campagnes effectuées entre le 7/2/90 et le 3/5/90 sur le lac ainsi que l'heure des mesures et prélèvements.

Tableau 5 : Tableau reprenant les dates des différentes campagnes effectuées entre le 14/2/90 et le 1/5/90 sur les affluents ainsi que l'heure des mesures et prélèvements.

Tableau 6 : Relation entre densité et température mesurée pour de l'eau pure et rectifiée de l'effet de la profondeur et de l'altitude.

Tableau 7 : Calcul pour de l'eau pure de la force nécessaire au mélange en fonction de la température et de la profondeur.

Tableau 8 : Vitesse moyenne du vent de jour et de nuit pour les mois de janvier à avril 1990.

Tableau 9 : Paramètres physico-chimiques en relation avec les valeurs de Pmax et de Chl a (ces dernières étant mesurées par MASSAUT).

Tableau 10 : Rapport entre les apports et le stock de phosphore total du lac, intégré sur 24 h.

Tableau 11 : Tableau reprenant les apports en phosphore et azote estimés pour les affluents Est et Ouest du lac. Sont repris également les pertes de ces nutriments par les sorties à l'exutoire.

BIBLIOGRAPHIE

A.P.H.A., 1965. Standard methods for the examination of water and wastewater, New-York, 769 p.

BALON E.K. & COCHE A.G., 1974. Lake Kariba : A Man-Made tropical ecosystem in Central Africa. Publishers the Hague, 766 p.

BEADLE L.C., 1981. The inland waters of Tropical Africa. An introduction to tropical limnology. Longman Group Limited, New-York, Deuxième édition, 475p.

BLOESCH J., ARMENGOL J., GIOVANOLI F. & STABEL H.H., 1988. Phosphorus in suspended and settling particulate matter of lakes, in "Sediment phosphorus group : Working group summaries and proposals for future research". *Arch. Hydrobiol. Beih.*, **30**, 83-112.

BONEY A.D., 1976. Phytoplankton, The Camelot Press Ltd, Southampton, 115 p.

BOWLING L.C. & TYLER P.A., 1986. The underwater light-field of lakes with marked physicochemical and biotic diversity in the water column, *J. Plankton Res.*, **8**, 69-77.

BUNEP, 1986. Etude pour le développement de la pêche et de l'empoissonnement des lacs du Nord et de l'Est du Rwanda, Rapport définitif, Etude bibliographique : phase I, MINAGRI Rwanda, 99 p.

DAJOZ R., 1985. Précis d'écologie, Bordas, Paris, 5ème édition, 505 p.

DAMAS H., 1954. Etude limnologique de quelques lacs rwandais. II Etude thermique et chimique, Mémoires de l'Institut Royal Colonial Belge, Collection in 8ème tome XXIV fasc. 4, 116 p.

DAMAS H., 1955. Etude limnologique de quelques lacs rwandais. III le plancton, *Ac. Roy.Sc. Col.*, 68 p.

DESCY J.P. & THEATE J.M., 1990. Rapport de mission au lac Muhazi (Rwanda), UNECED, FNDP, Namur, 23 p.

DROOP M.R., 1973. Some thoughts on nutrient limitation in algae, *J. Phycol.*, **9**, 264-272.

DUSSART B., 1966. Limnologie - Etude des eaux continentales. Gauthier Villars, Paris, 677 p.

FORSBERG B.R., DEVOL A.H., RICHEY J.E., MARTINELLI L.A. & DOS SANTOS H., 1985. Factors controlling nutrient concentrations in Amazon floodplain lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **33** (1), 41-56.

FRANK V., BIZIMANA F., PLISNIER P.D., MUKANKOMEJE R., GARIGA J.B., BWIKO T. & LEJEUNE A., 1987. Projet "Etude et aménagement piscicole du lac Muhazi". Rapport annuel Minagri, Kigali (Rwanda) 1987, 104 p.

GARBER K.J. & HARTMAN R.T., 1985. Internal phosphorus loading to shallow Edinboro Lake in Northwestern Pennsylvania, *Hydrobiologia*, **122**, 42-52.

GARDNER W.S., NALEPA T.F. & MALCZYK J.M., 1987. Nitrogen mineralisation and denitrification in lake Michigan sediments. *Limnol. Oceanogr.*, **32** (6), 1226-1238.

GASHAIJA V., 1988. Contribution à l'étude des paramètres biologiques et du régime alimentaire de *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) espèce ichtyologique à intérêt économique nouvellement introduite au lac Muhazi (Rwanda) Mémoire UNR, Butare, Rwanda, 113 p.

GASSE F., 1986. East African diatoms: taxonomy, ecological distribution. *Bibl. Diatom.* **11**, Cramer, Berlin-Stuttgart. 38-39.

GÄTCHER R., MEYER J.S. & MARES A., 1988. Contribution of bacteria to release and fixation of phophorus in lake sediments, *Limnol. oceanogr.*, **33** (6 part 2), 1542-1558.

GOLTERMAN H.L. & CLYMO R., 1969. Methods for chemical analysis of fresh waters. IBP Handbook, 8, Blackwell Scientific Publication, Oxford, 166 p.

GOLTERMAN H.L., 1988. Reflections on fractionation and biovalability of sediment bound phosphate. *Arch. Hydrobiol. Beih.*, **30**, 1-4.

GRIMM N.B. & FISHER S.G., 1984. Exchange between intenstitial and surface water : Implications for stream metabolism and nutrient cycling. *Hydrobiologia*, **111**, 219-228.

HAGER S.W., HARMON D.D. & ALPINE A.E., 1984. Chemical Determination of Particulate Nitrogen in San Francisco Bay. Nitrogen : Chloropyll a Ratios in Plankton. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **19**, 193-204.

HALMANN M. & STILLER M., 1974. Turnover and uptake of dissolved phosphate in freshwater. A study in lake Kinneret, *Limnol. Oceanogr.*, **19**, 774-783.

HAMILTON-GALAT K., GALAT D.L., 1983. Seasonal variation of nutrient, organic carbon, ATP, and microbial standing crops in a vertical profile of Pyramid Lake, Nevada, *Hydrobiologia*, **105**, 27-43.

HARRIS G.P., 1986. Phytoplancton ecology. Structure, function and fluctuation. Chapman and Hall, London, New-York, 384 p.

HENRY R., TUNDISI J.G. & CURI P.R., 1984. Effects of phosphorus and nitrogen enrichment on the phytoplankton in a tropical reservoir (Lobo Reservoir, Brazil). *Hydrobiologia*, **118**, 177-185.

H.M.S.O., 1982. Ammonia in waters, 1982. In "Methods for the examination of water and associated materials", Standing Comittee of Analysts, D.O.E., London, 46 p.

HORNE A.J. & VINER A.B., 1971. Nitrogen fixation and its significance in tropical lake George, Uganda, *Nature*, **232**, 417-418.

IMNERGER J. & PARKER G., 1985. Mixed layer dynamics in a lake exposed to a spatially variable wind field. *Limnol. Oceanogr.*, **30**(3), 473-488.

ISTVANOVICS V. & HERODEK S., 1985. Orthophosphate uptake of planktonic microorganisms in lake Balaton, *Hydrobiologia*, **122**, 159-166.

KALFF J., 1983. Phosphorus limitation in some tropical African lakes. *Hydrobiologia*, **100**, 101-112.

KANANGIRE K., 1988. Typologie des lacs rwandais sur base de leurs caractéristiques abiotiques et biotiques. Mémoire de certificat en écologie des eaux douces, FNDP, Namur, 81 p.

KILHAM P., 1971. A hypothesis concerning silica and the freshwater planktonic diatoms, *Limnol. Oceanogr.*, **16**(1), 10-18.

KILHAM P., KILHAM S.S.&HECKY R.E., 1986. Hypothesized resource relationships among African planktonic diatoms. *Limnol. Oceanogr.*, **36**(1), 1169-1181.

KILHAM S.S., KOTT C.L. & TILMAN D., 1977. Phosphate and silicate kinetics for the lake Michigan diatom *Diatoma elongatum* , *Internat. Assoc. Great Lakes Res*, **3**(1-2), 93-99.

KILHAM S.S. & KILHAM P., 1984. The importance of resource supply rates in determining phytoplankton community structure, AAAS Selected symposium, 7-27.

KISS K., 1974. Effect of the turbidity of the water on the development of algal associations in the TISZA. Tiscia / Szeged / 9, 9-24.

KISS R., 1976. Etude hydrobiologique des lacs de l'Akagera moyenne, Institut National de Recherche Scientifique Butare, Publication n°16, 167 p.

KLING G.W., 1988. Comparative Transparency, depht of mixing and stability of stratification in lakes of Cameroon, West Africa, *Limnol. Oceanogr.*, **33**(1), 27-40.

LEAN D.R.S. & NALEWAJKO C., 1979. Phosphorus Turnover Time and phosphorus demand in large and small lakes, *Arch. Hydrobiol. Beih.*, **13**, 120-132.

LEHMAN J.T., 1988. Hypolimnetic metabolism in Lake Washington : Relative effects of nutrient load and food with structure on lake productivity. *Limnol. Oceanogr.*, **33**(6, 1), 1334-1347.

LEJEUNE A., 1989. Les loutres, *Lutra (Hydrictis) maculicollis* Lichtenstein, et la pêche artisanale au lac Muhazi (Rwanda). *Rev. Zool. afr. -J. Afr. Zool.*, **103,** 215-223.

LEWIS W.M., 1978. Dynamics and successions of the phytoplankton in a tropical lake : lake Lanao, Philippines. *Journal of Ecology*, **66**, 849-880.

LIKENS G.E., 1985. An Ecosystem Approach to Aquatic Ecology, Mirror Lake and its Environment, Springer-Verlag New-York, 516 p.

MASSAUT L., 1990. Etude de la production primaire phytoplanctonique au lac Muhazi (Rwanda). Mémoire présenté pour l'obtention du grade de licencié en Sciences Biologiques. UNECED, FNDP, Namur, 123 p.

MATISSOF G., BERTON FISHER J. & MATIS S., 1988. Effects of benthic macroinvertebrates on the exchange of solutes between sediments and freshwater. *Hydrobiologia*, **122**, 19-33.

Mc CARTHY J.J., 1980. Nitrogen. In : Morris, I. (ed.) "The physilogical ecology of phytoplancton" (studies in ecology 7), Blackwell Sc. Publ., Oxford, 191-233.

MOUTON G., 1988. Population d'*Haplochromis* sp. du lac Muhazi (Rwanda). Mémoire de fin d'études. Fac. Sc. Agr., Gembloux : 103 p.

MUKANKOMEJE R., 1988. Etude de la production primaire en rapport avec la production piscicole du lac Muhazi (Rwanda). Rapport de doctorat, 1ère année, 69 p.

NALEWAJKO C. & LEAN D.R.S., 1980. Phosphorus. In : Morris, I. (ed.) "The physilogical ecology of phytoplancton" (studies in ecology 7), Blackwell Sc. Publ., Oxford, 235-258.

PAASCHE E., 1980. Silicon. In : Morris, I. (ed.) "The physilogical ecology of phytoplancton" (studies in ecology 7), Blackwell Sc. Publ., Oxford, 259-284.

PETERS R.M., 1975. Orthophosphate turnover in central European lakes, 369-273. In WETZEL R.G., Limnology, Saunders College Publishing, second edition, 767 p.

PETTERSON K., 1986. The fractional composition of Phosphorus in lakes sediments of different characteristics, Springer-Verlag New-York Inc., 149-155.

PETTERSON K. & BOSTRÖM B., 1986. Phosphorus exchange between sediment and water in lake Balaton, Springer-Verlag New-York Inc., 427-435.

PETTERSON K. & ISTAVNOVICS V., 1988. Sediment phosphorus in Lake Balaton - forms and mobility. *Arch. Hydrobiol. Beih.* : **30,** 25-41.

PETTERSON K., BOSTRÖM B. & JACOBSEN O.-S., 1988. Phosphorus in sediments-speciation and analysis, *Hydrobiologia*, **170**, 91-101.

PLISNIER P.D., 1986. Rapport sur les premiers résultats de l'étude du lac Muhazi et les populations piscicoles (1985-1986). Rapport CECODEL n°4, Projet "Etude et aménagement piscicole du lac Muhazi", 20 p.

PLISNIER P.D., 1987. Rapport sur les premiers résultats de l'étude du lac Muhazi et des populations piscicoles (1986-1987). Rapport CECODEL, Projet "Etude et aménagement piscicole du lac Muhazi", 30 p.

PLISNIER P.D., 1989. Etude hydrobiologique et développement de la pêche au lac Muhazi (Bassin de l'Akagera, Rwanda). Rapport final de doctorat, 179 p.

PRIDMORE R.D., VANT W.N. & RUTHERFORD J.C., 1985. Chlorophyll-nutrient relationships in North Island lakes (New-Zealand). *Hydrobiologia*, **121**, 181-189.

PSENNER R. & PUCSKO R., 1988. Phosphorus fractionation advantages and limits of the method for the study of sediment P origins and interactions. *Arch. Hydrobiol. Beih*, **30**, 43-59.

REYNOLDS C.S., 1984. The ecology of freshwater phytoplancton. Cambridge University Press, 384 p.

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),1-35.

SHAPIRO J., 1989. Current beliefs regarding dominance by blue-greens : the case for the importance of CO_2 and pH. 24th congress of the international association of theoretical and applied limnology, Munich, 1-23.

SHAW J.F.H. & PREPAS E.E., 1989. Temporal and spatial patterns of porewater phosphorus in shallow sediments and its potential transport into Narrow lake, Alberta. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **46**, 981-988.

SOMMER U., 1990. Phytoplankton nutrient competition from Laboratory to lake, Academic Press Inc., 193-213.

SYMOENS J.J., BURGIS M. & GAUDET J.J., 1981. The ecology and utilization of african inland waters. UNEP reports and proceeding series 1, 191 p.

TALLING J.F. & TALLING I.B., 1965. The chemical composition of African Lake waters, *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, **50**, 3, 421-463.

THIBAULT Y. & COUTURE R., 1982. Effets de la température sur la croissance de deux algues vertes du fleuve Saint-Laurent; secteur de Gentilly, Québec. *Hydrobiologia*, **88**, 309-318.

TILMAN D. & KILHAM S.S., 1976. Phosphate and silicate growth and uptake kinetics of the diatoms *Asterionella formosa* and *Cyclotella meneghiniana* in batch and semi continuous culture, *J. Phycol.*, **12**, 375-383.

TILMAN D., KILHAM S.S. & KILHAM P., 1982. Phytoplankton community ecology : the role of limiting nutriments, *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **13**, 349-372.

TIREN T.& PETTERSON K., 1985. The influence of nitrate on the phosphorus flux to and from oxygen depleted lake sediments. *Hydrobiologia*, **120**, 207-223.

VANDERBORCHT P., 1980. Etude physico-chimique des eaux de la Semois. Thèse de doctorat, Fondation Universitaire Luxembourgeoise (FUL), Arlon, 264 p.

VINER A.B., 1987. Inland waters in New-Zealand. Wellington, 494 p.

VOLLENWEIDER R.A., 1974. A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. Blackwell Scientific Publications, Second edition, 225 p.

WELCH P.S., 1948. Limnological methods. Philadelphia, Blakiston, Co., 381 p.

WETZEL R.G., 1975. Limnology, W.B. Saunders Cie, Philadelphia, London, Toronto, 743 p.

WETZEL R.G., 1983. Limnology, W.B. Saunders Cie, Philadelphia, London, Toronto, second edition, 767 p.

WETZEL R.G. & LIKENS G.E., 1979. Limnological analyses, W.B. Saunders Cie, Philadelphia, London, Toronto, 357 p.

ANNEXES

A : Profils verticaux des paramètres physico-chimiques pour les huit campagnes effectuées

B : Résultats des mesures physico-chimiques effectuées sur le lac lors des huits campagnes

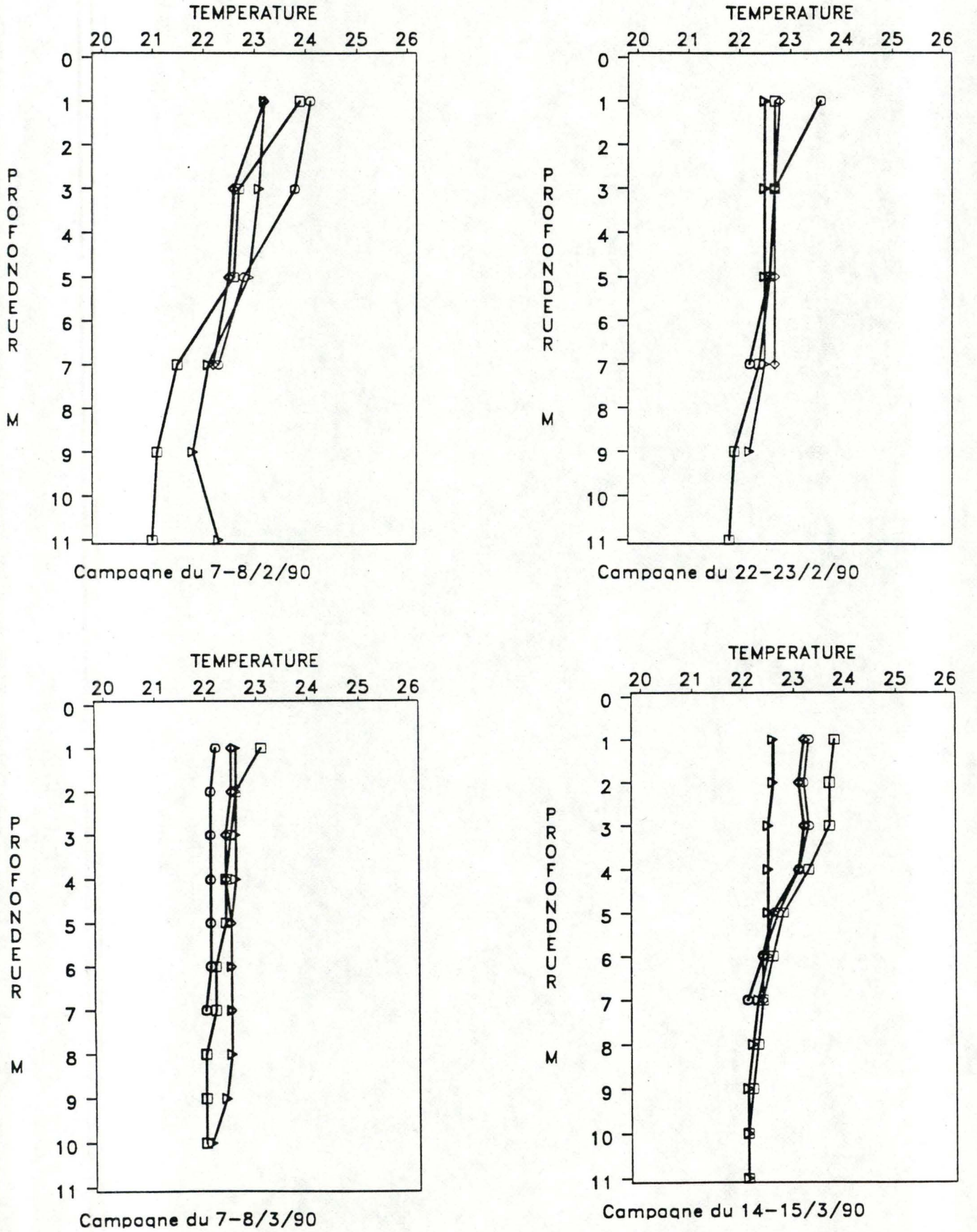
C : Résultats des mesures physico-chimiques effectuées sur les affluents lors des quatre campagnes

D : Mesures météorologiques relevées à Buganya pour les mois de janvier à avril 1990

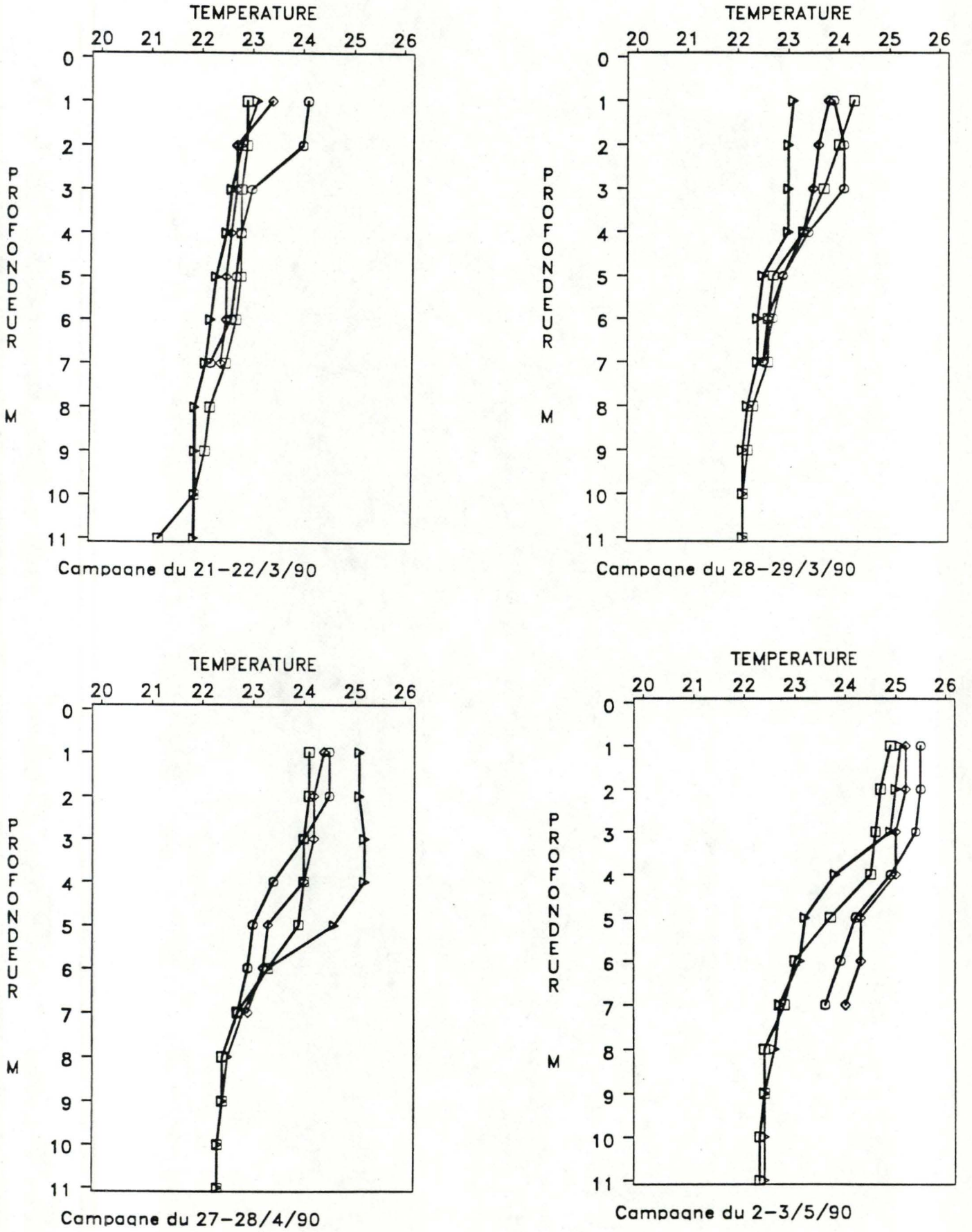
E : Courbes étalons

Annexe A : Profils verticaux des paramètres physico-chimiques pour les huit campagnes effectuées

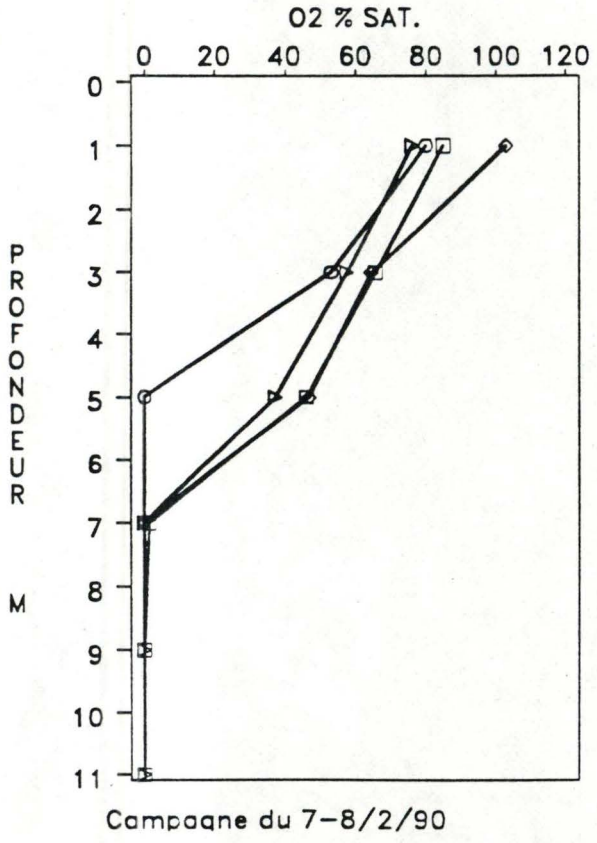
MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990

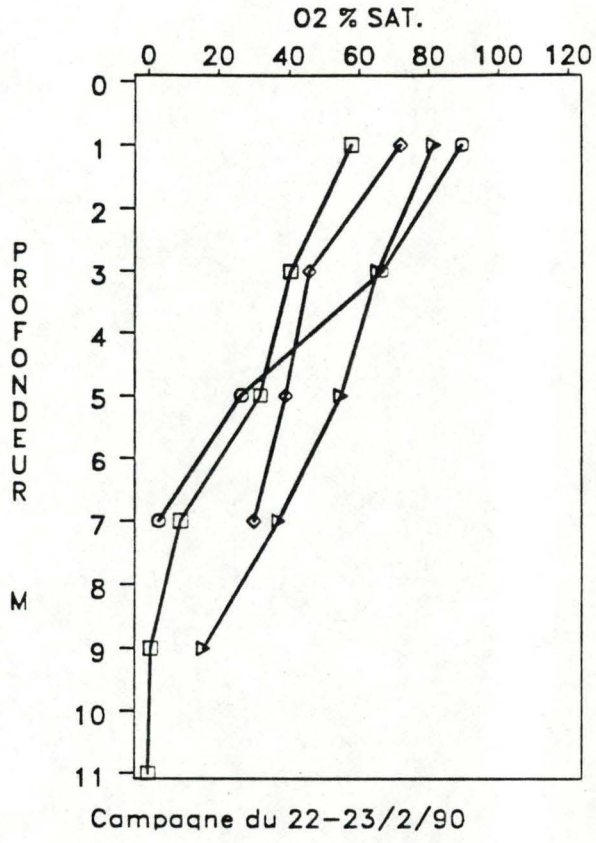


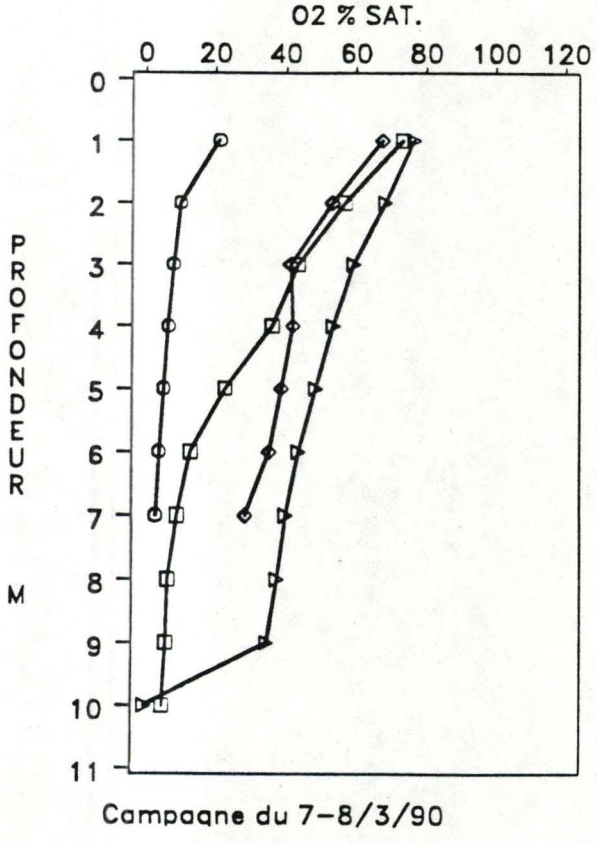
MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990

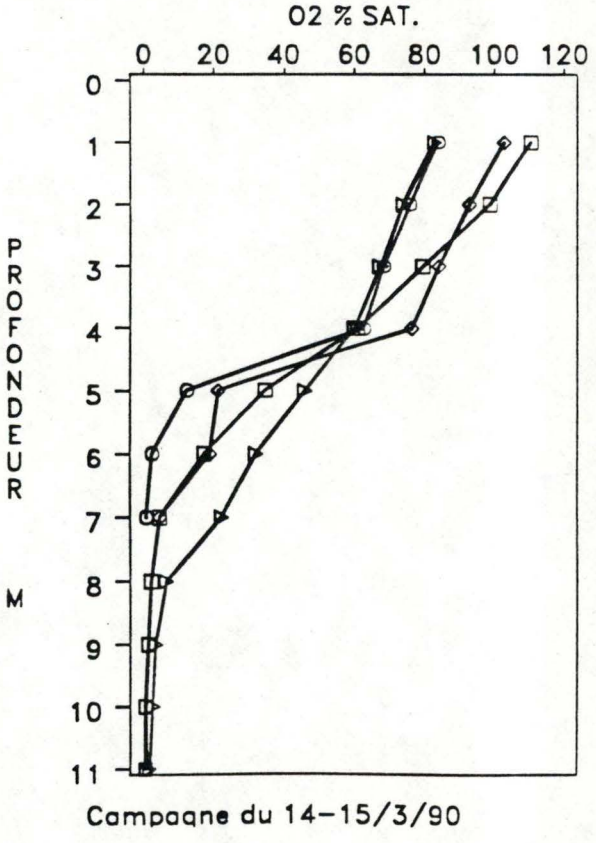


MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990



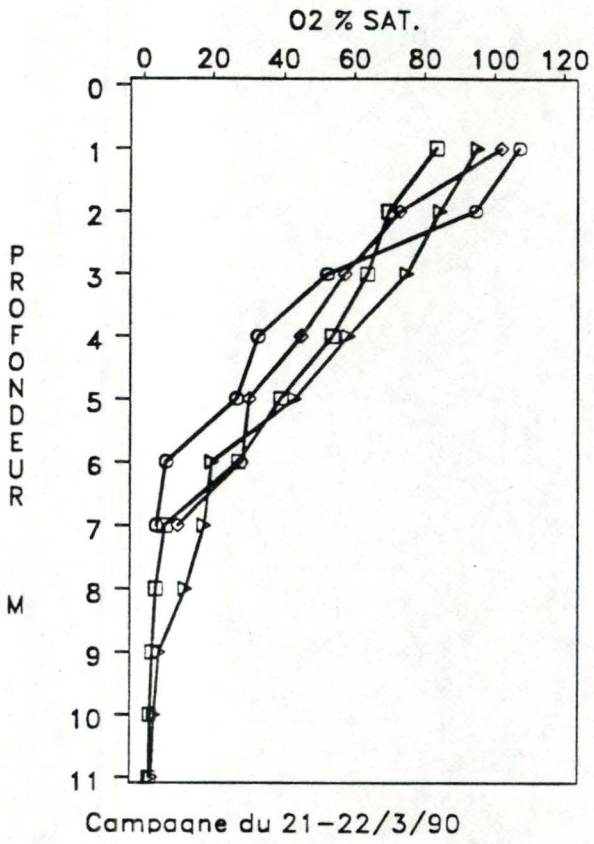




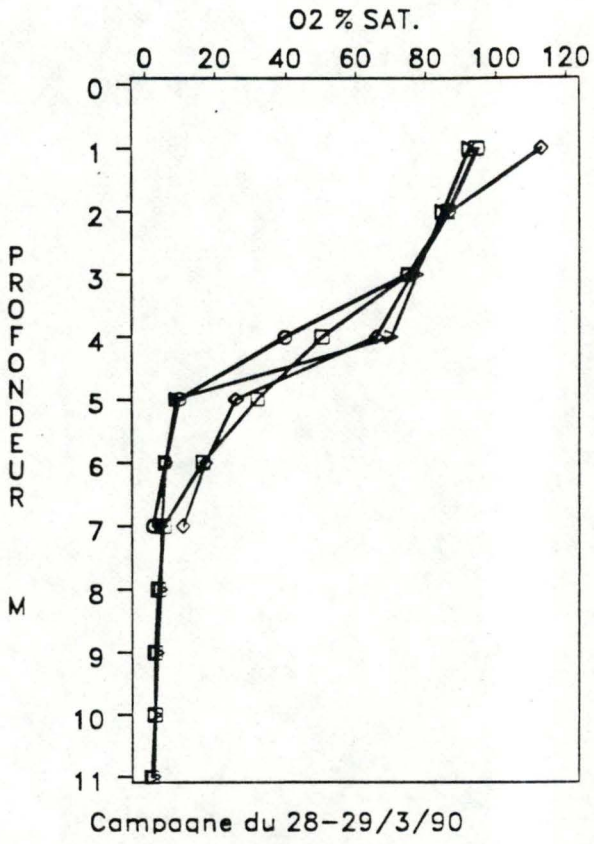


STATION KARAMBI KARAMBO NYARUBUYE DUHA

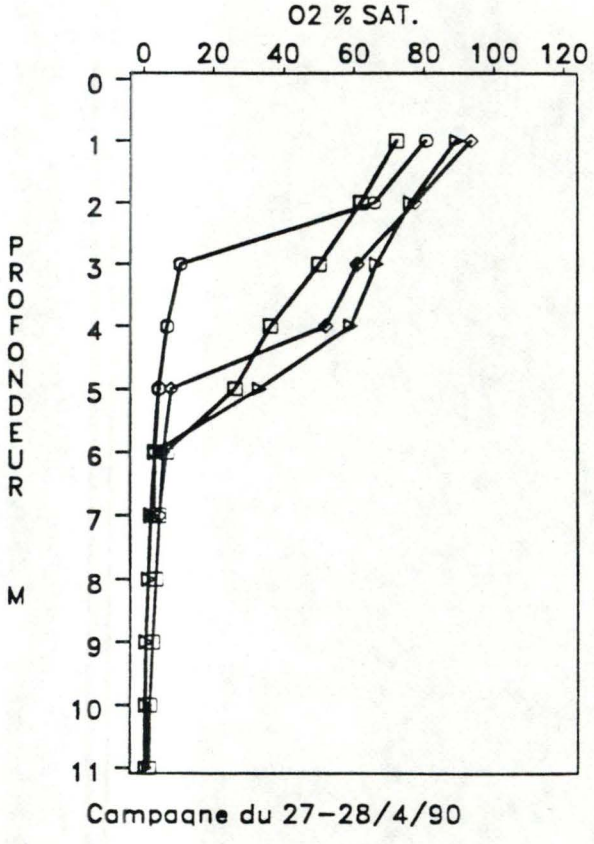
MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990



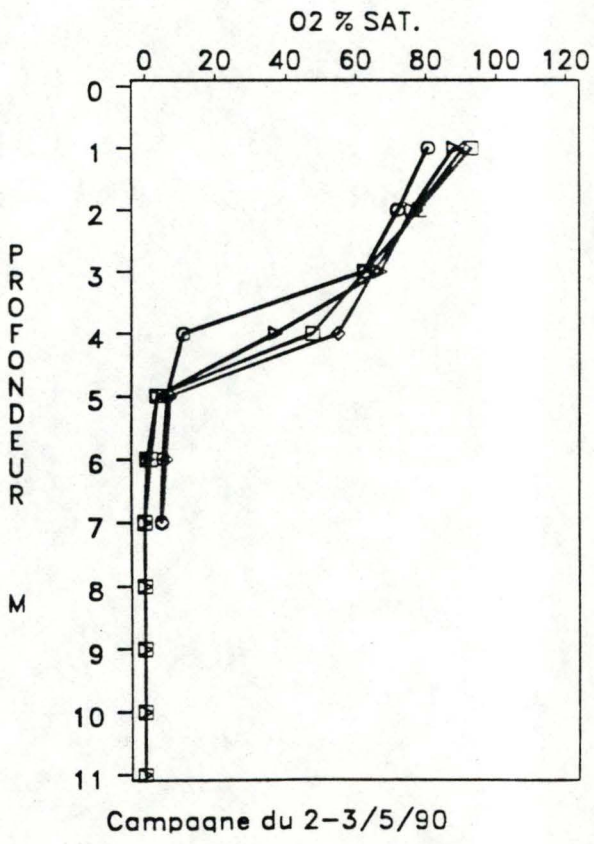
Campagne du 21–22/3/90



Campagne du 28–29/3/90



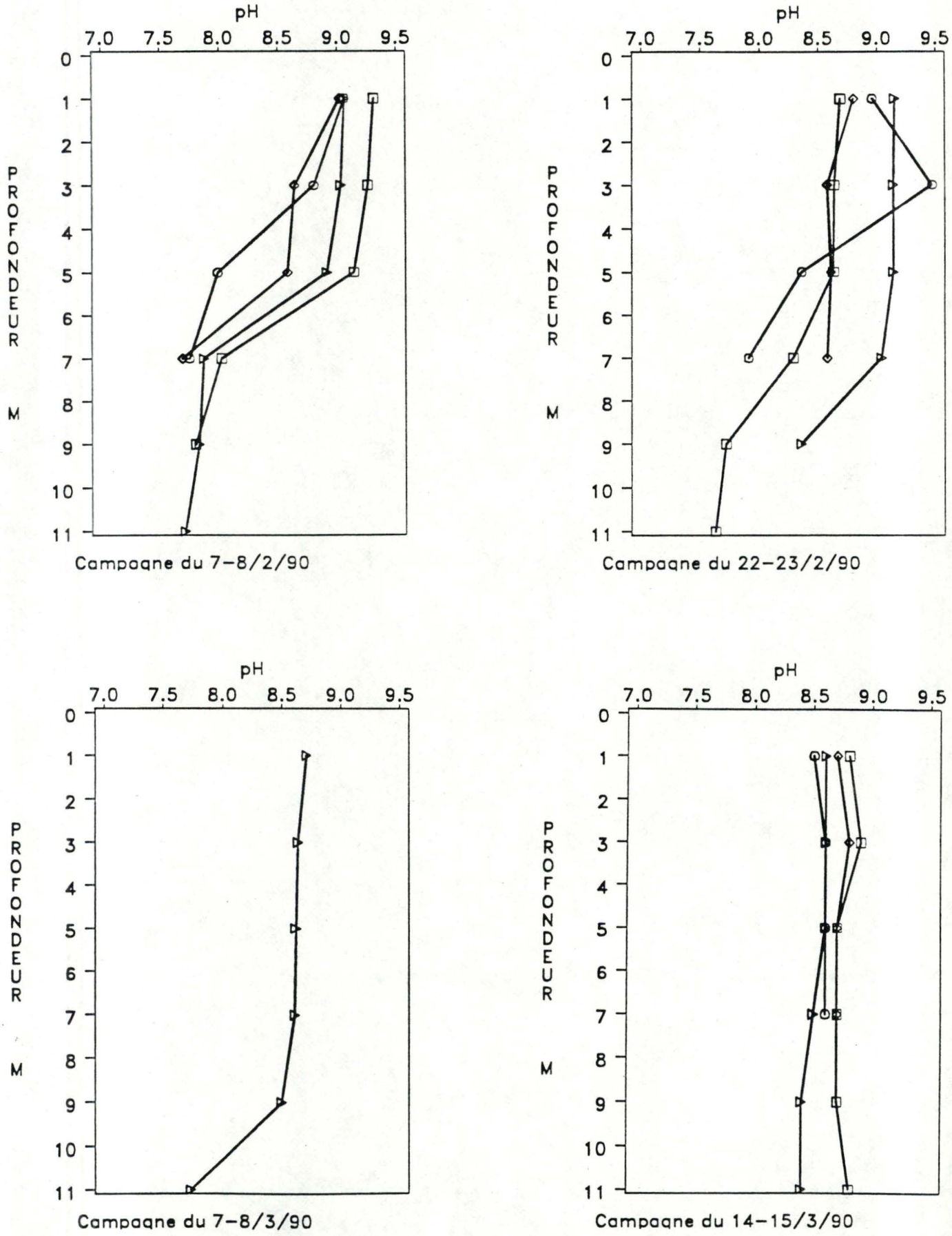
Campagne du 27–28/4/90



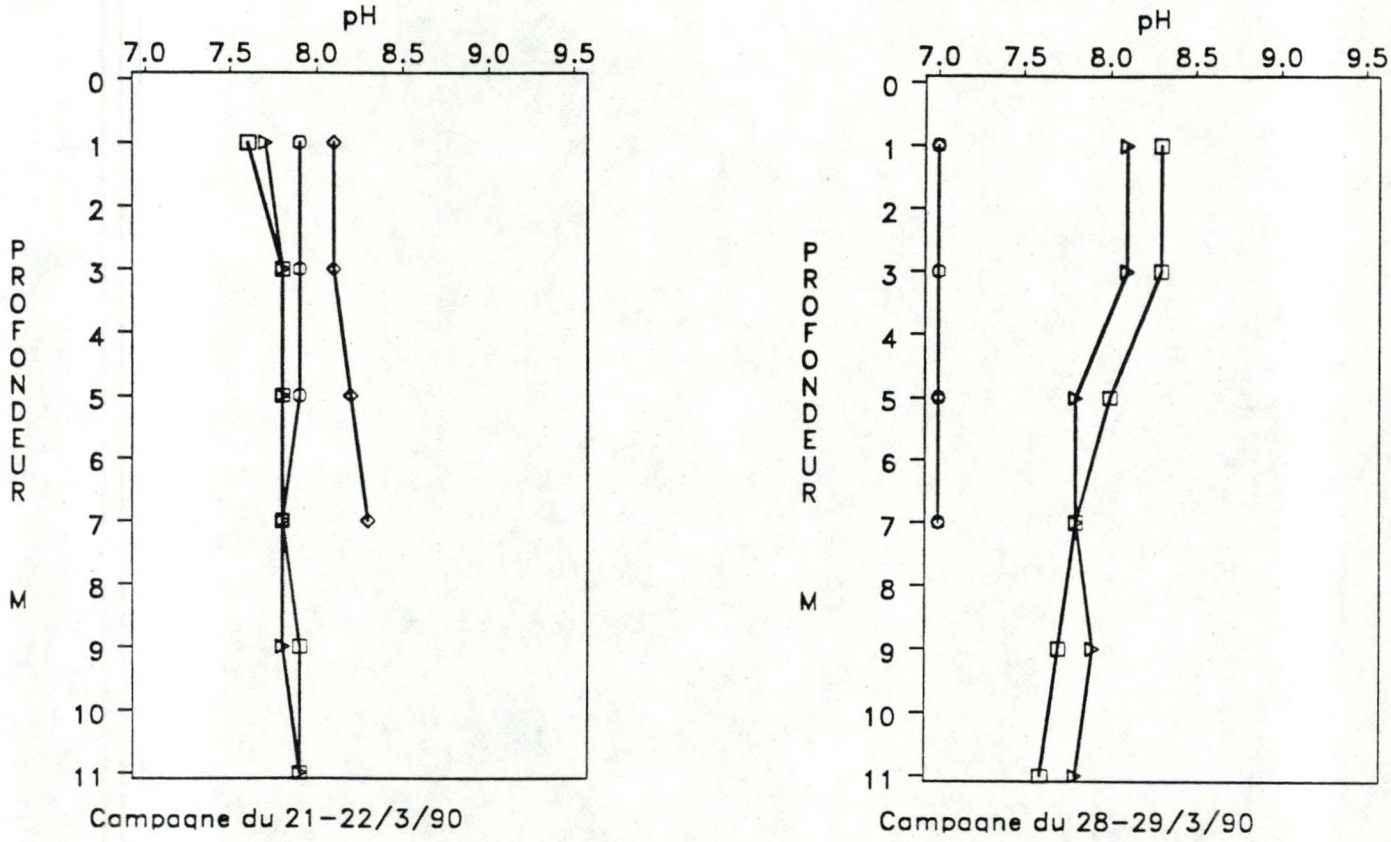
Campagne du 2–3/5/90

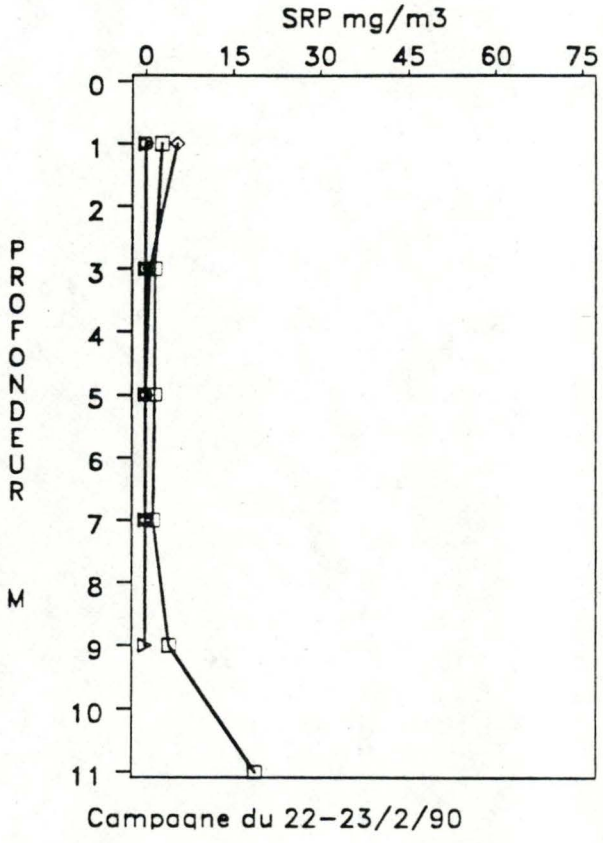
STATION △△△ KARAMBI ◆◆◆ KARAMBO ⊖⊖⊖ NYARUBUYE ⊟⊟⊟ DUHA

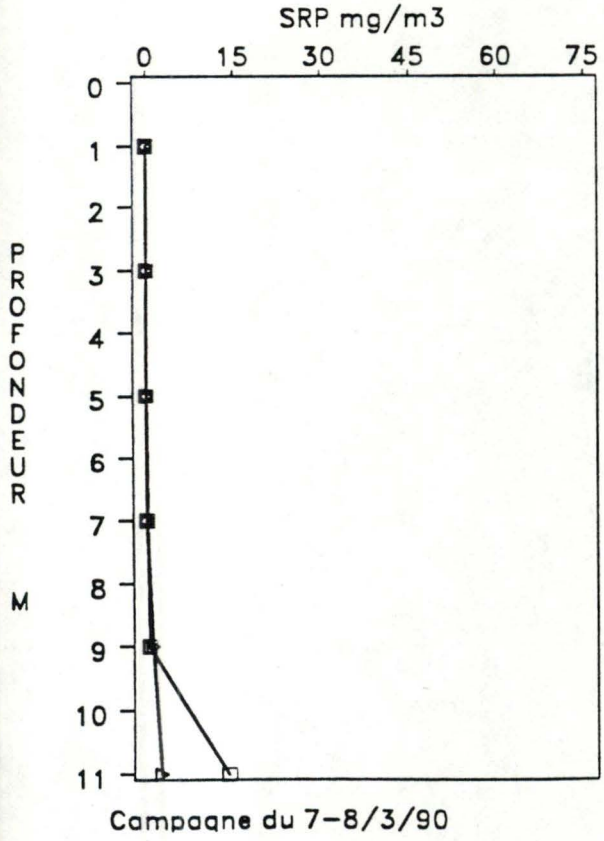
MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990

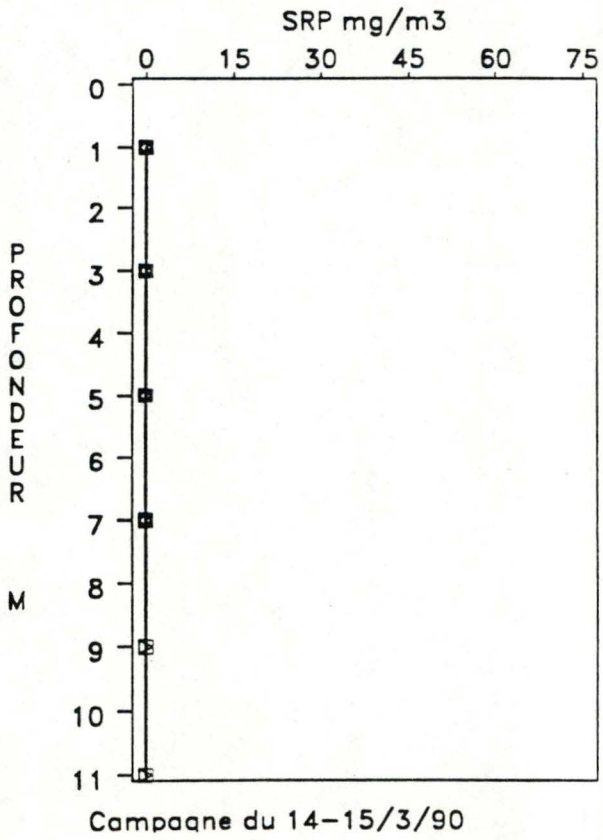


MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990



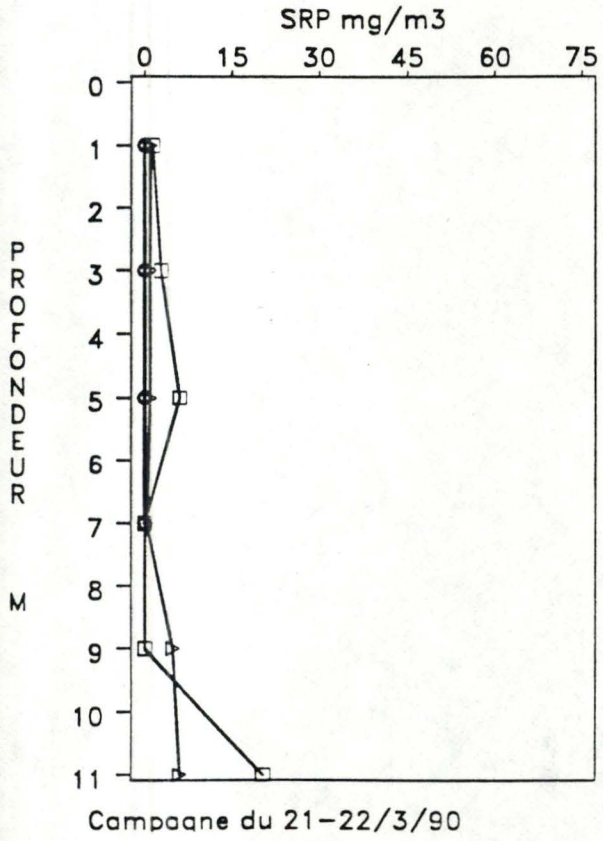


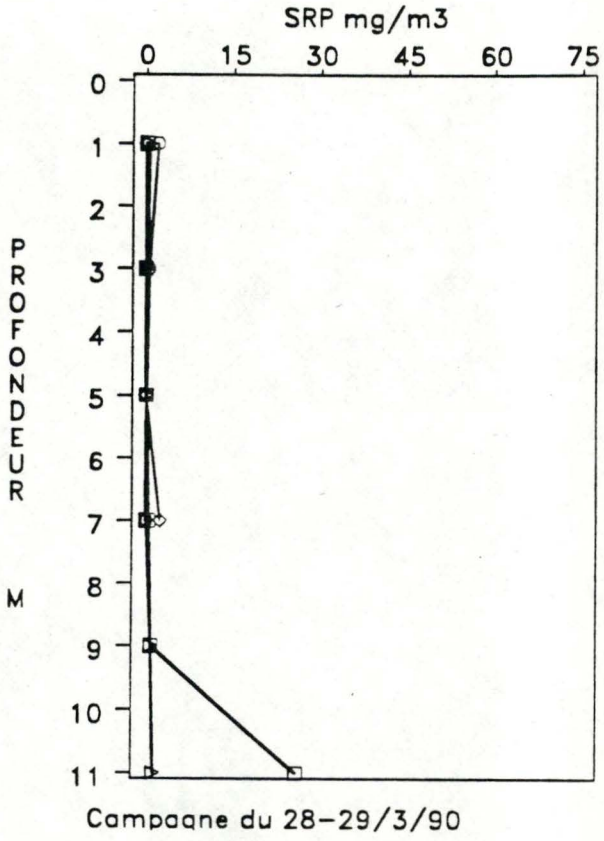


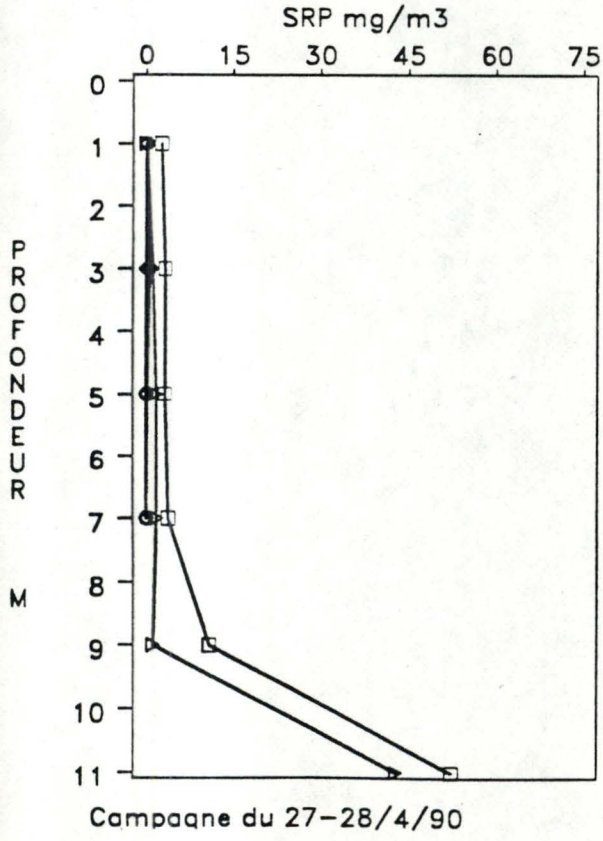


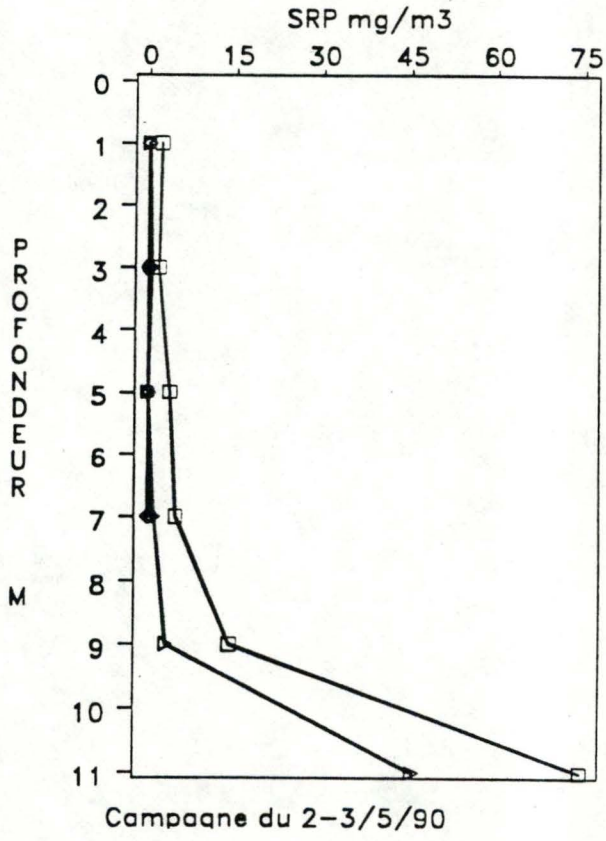
STATION KARAMBI KARAMBO NYARUBUYE DUHA

MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990

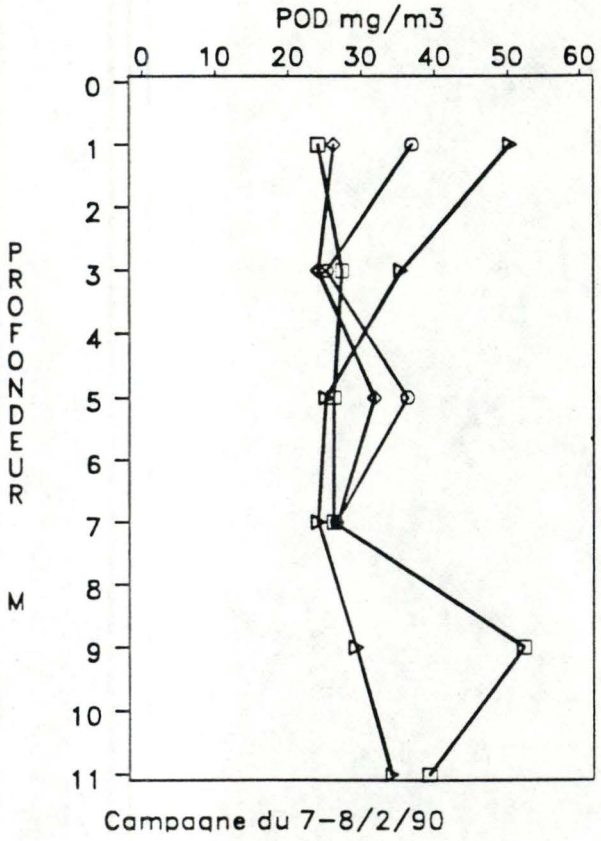


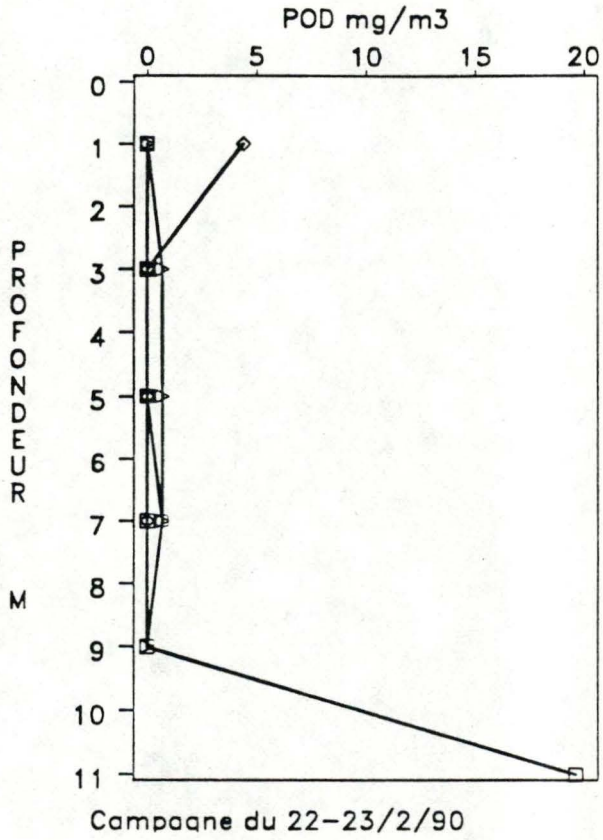


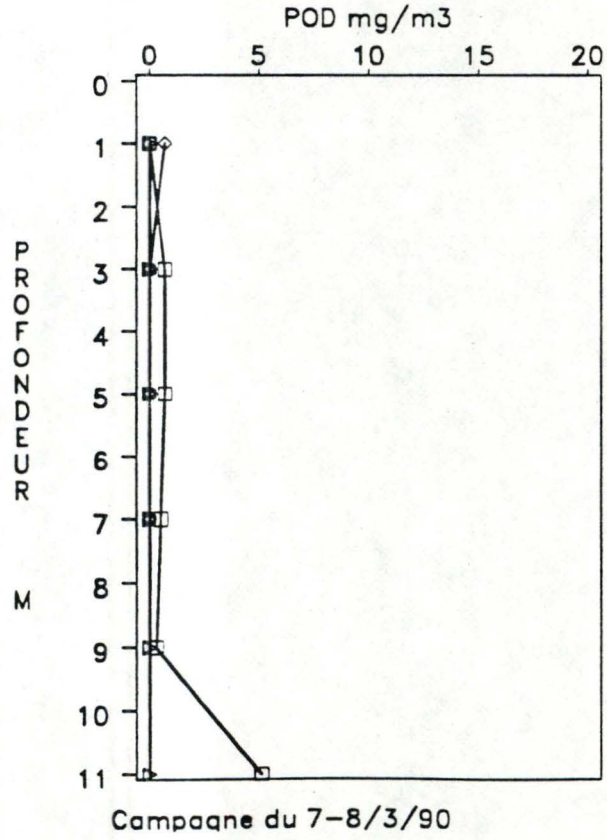


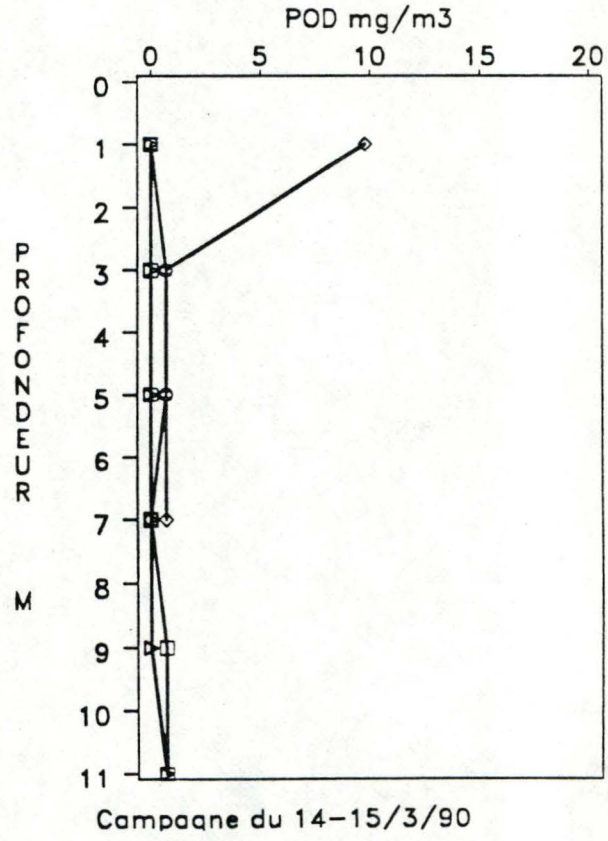


STATION ▲▲▲ KARAMBI ◆◆◆ KARAMBO ○○○ NYARUBUYE ▭▭▭ DUHA

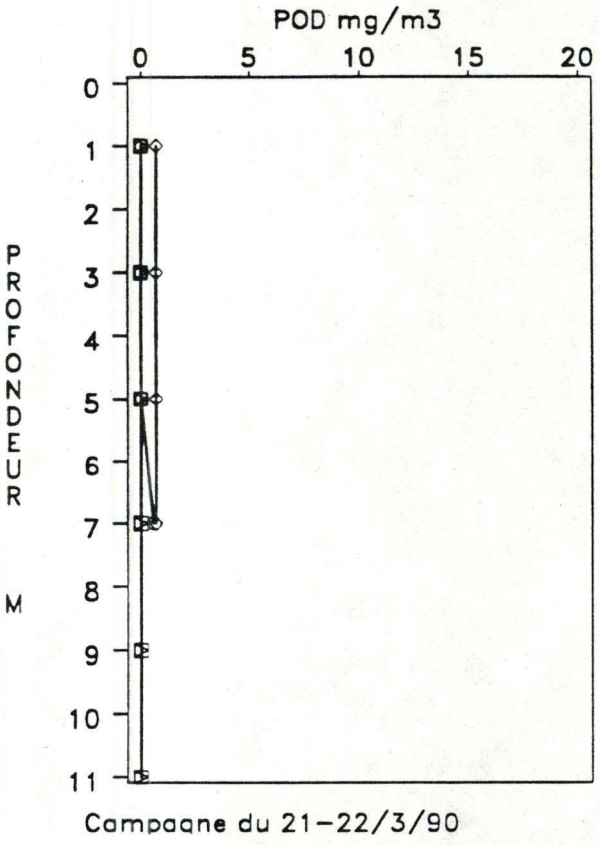




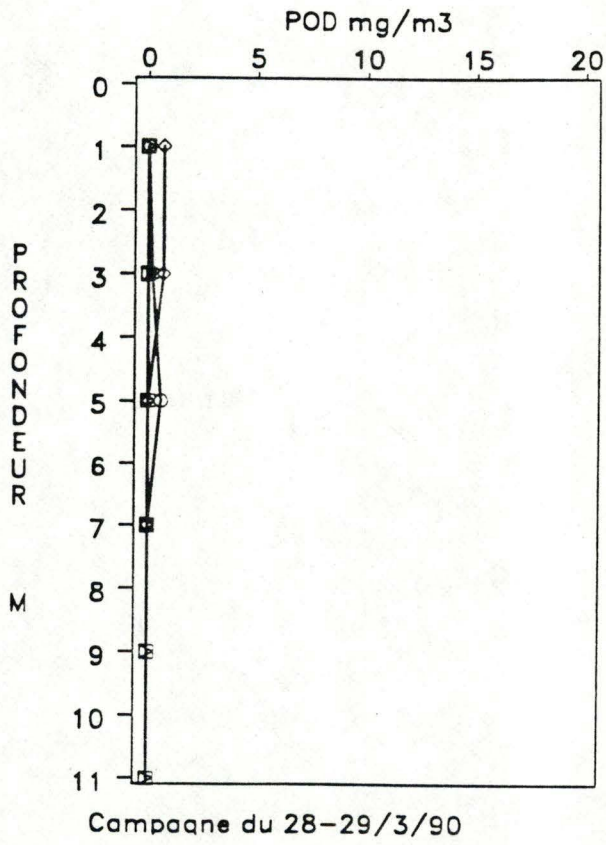




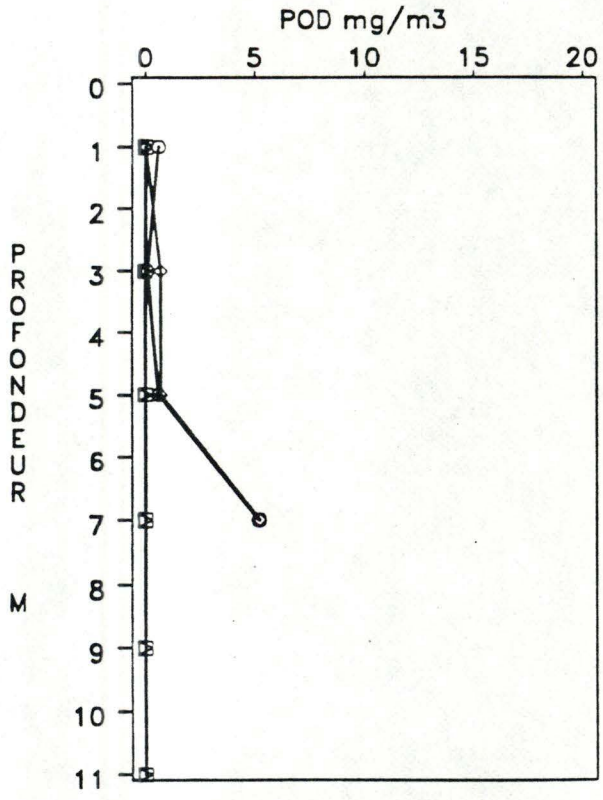
STATION KARAMBI KARAMBO NYARUBUYE DUHA



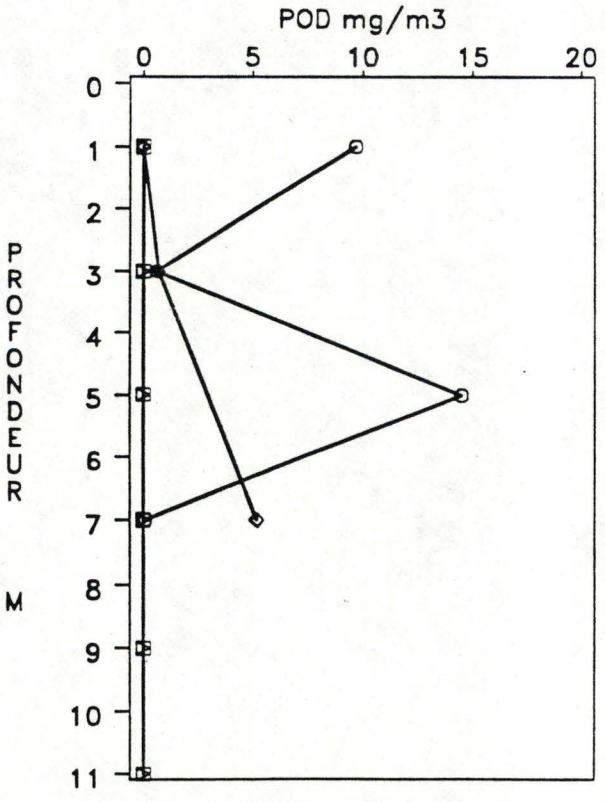
Campagne du 21–22/3/90



Campagne du 28–29/3/90

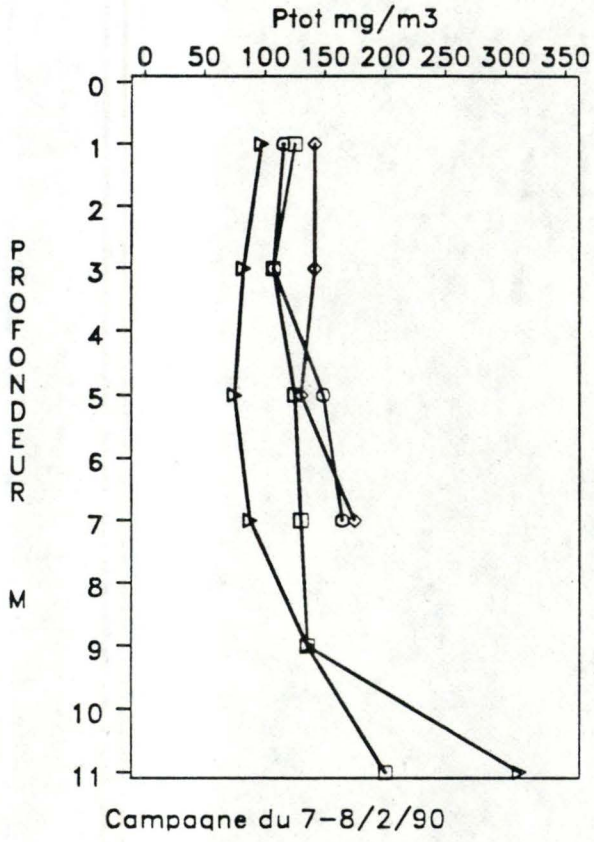


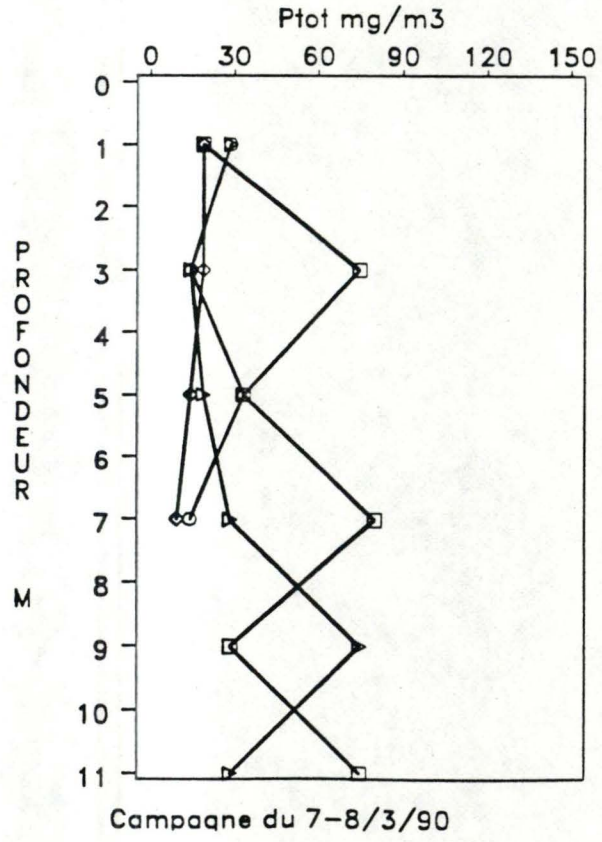
Campagne du 27–28/4/90

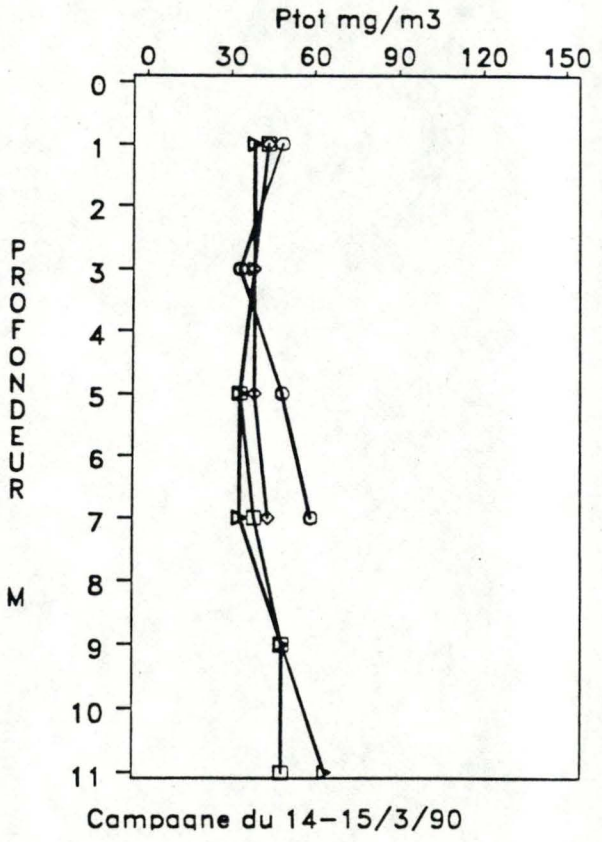


Campagne du 2–3/5/90

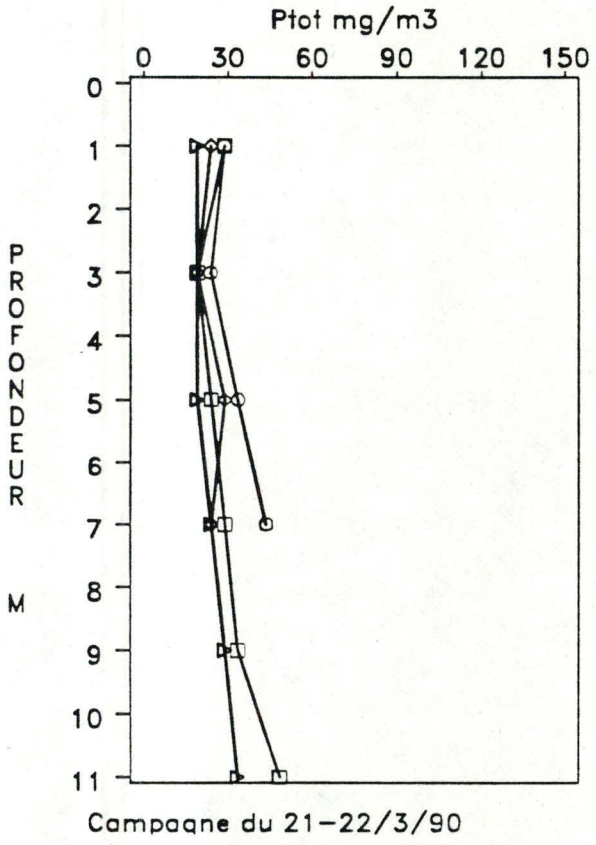
STATION KARAMBI KARAMBO NYARUBUYE DUHA

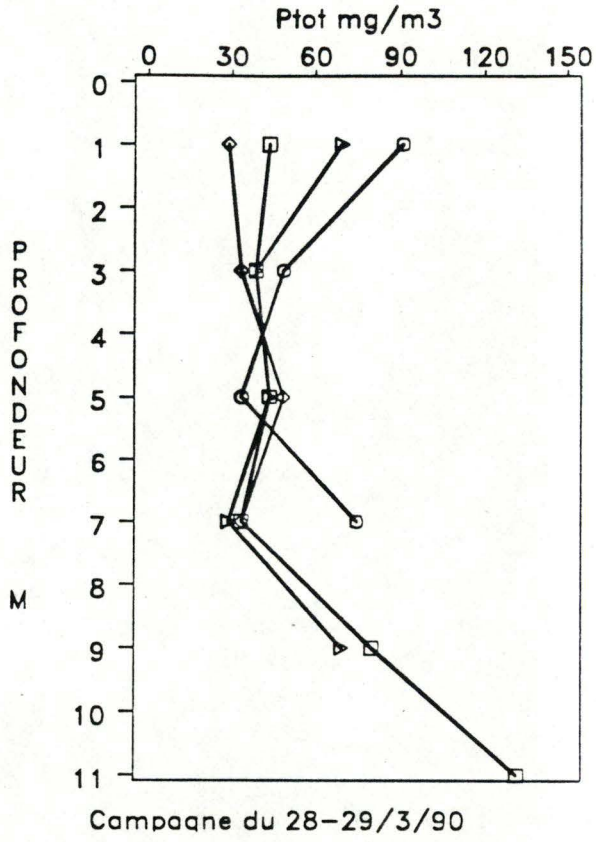


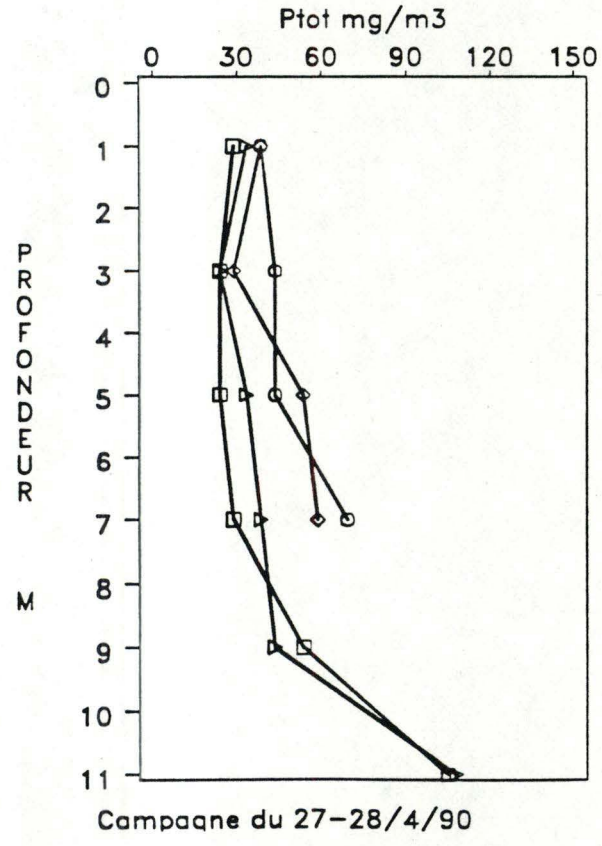


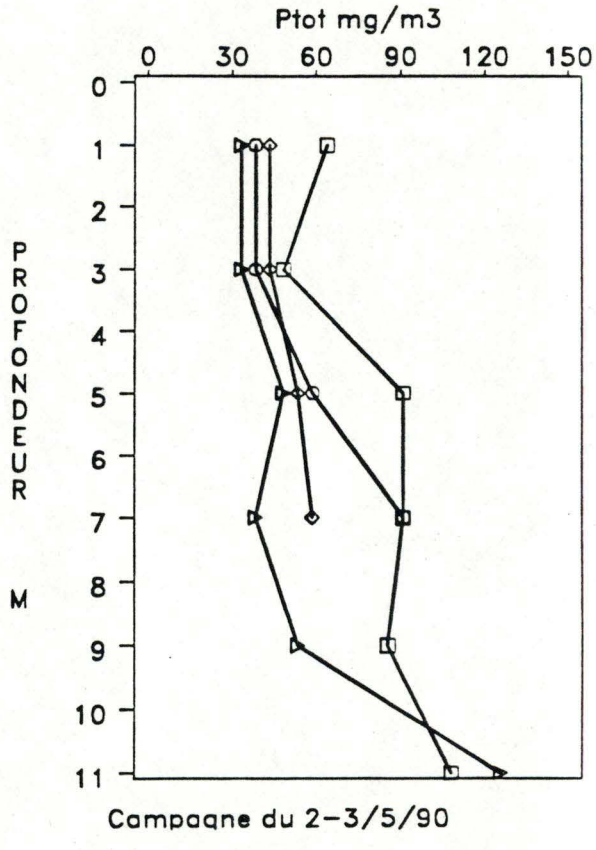


STATION KARAMBI KARAMBO NYARUBUYE DUHA

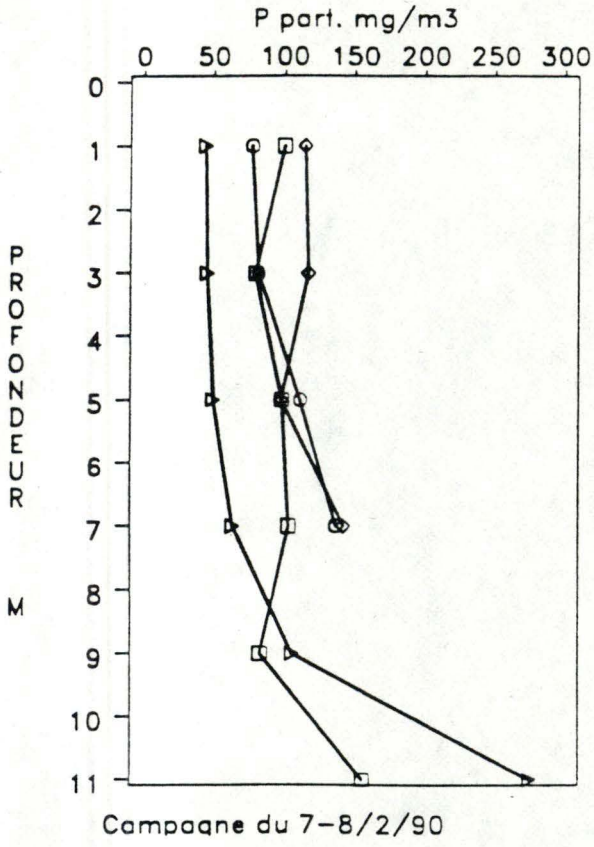


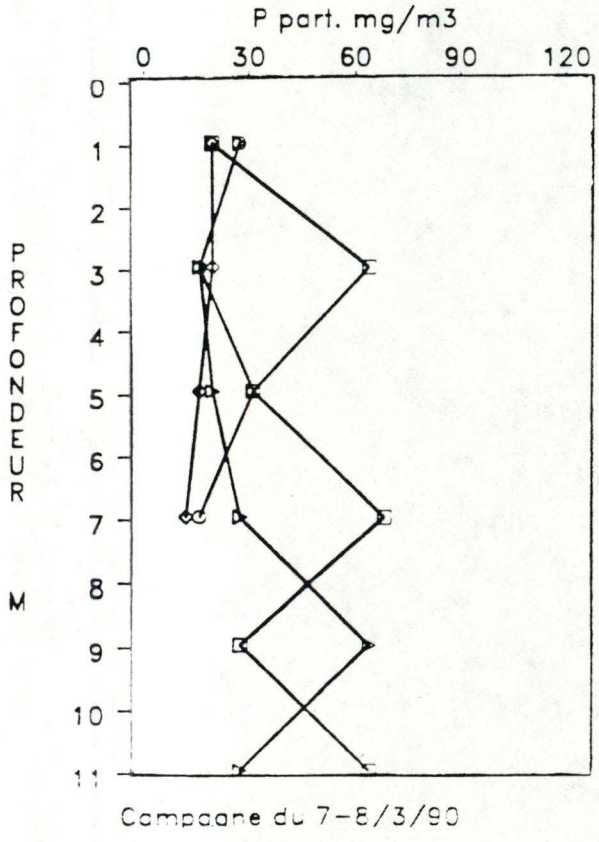


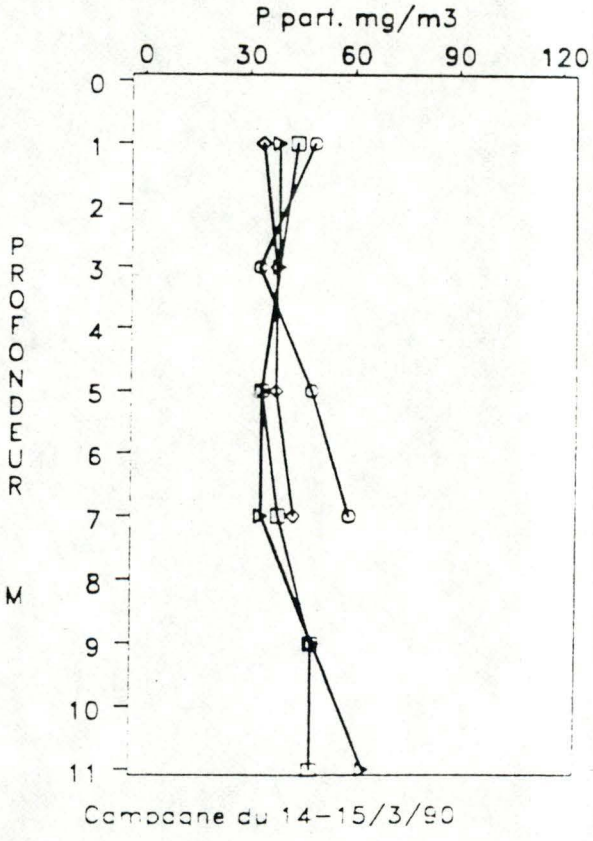




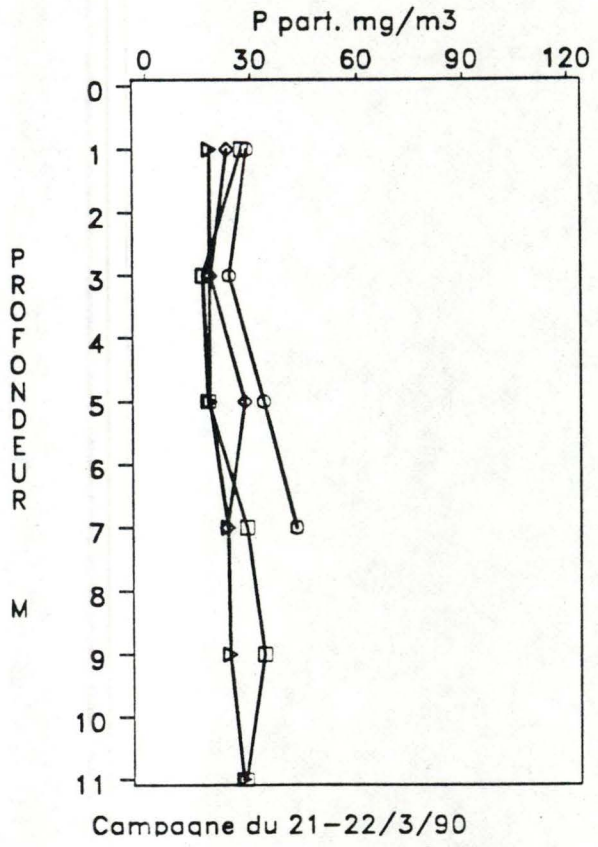
STATION KARAMBI KARAMBO NYARUBUYE DUHA

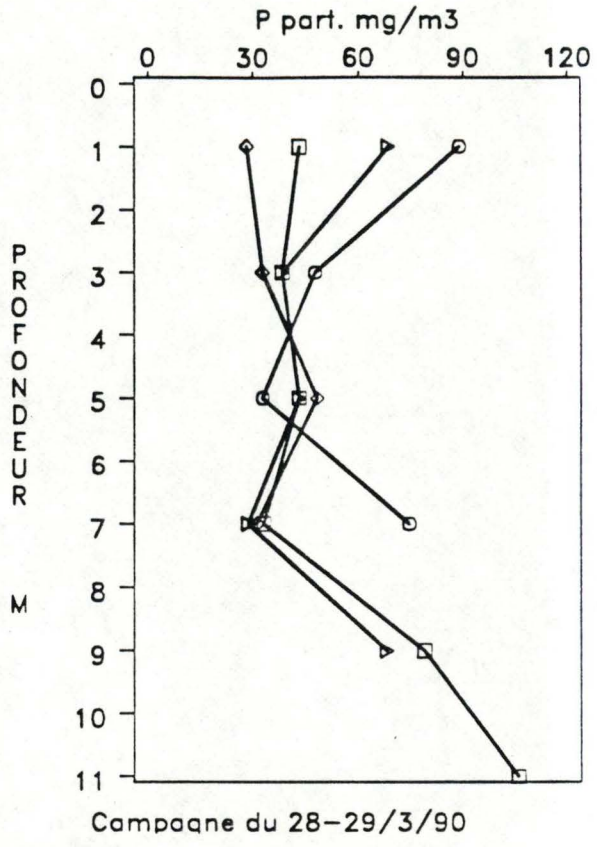


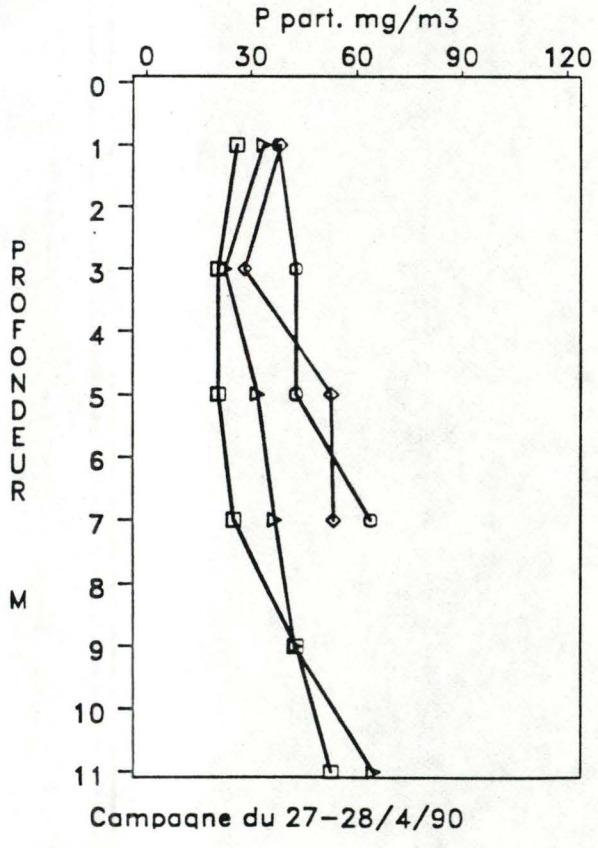


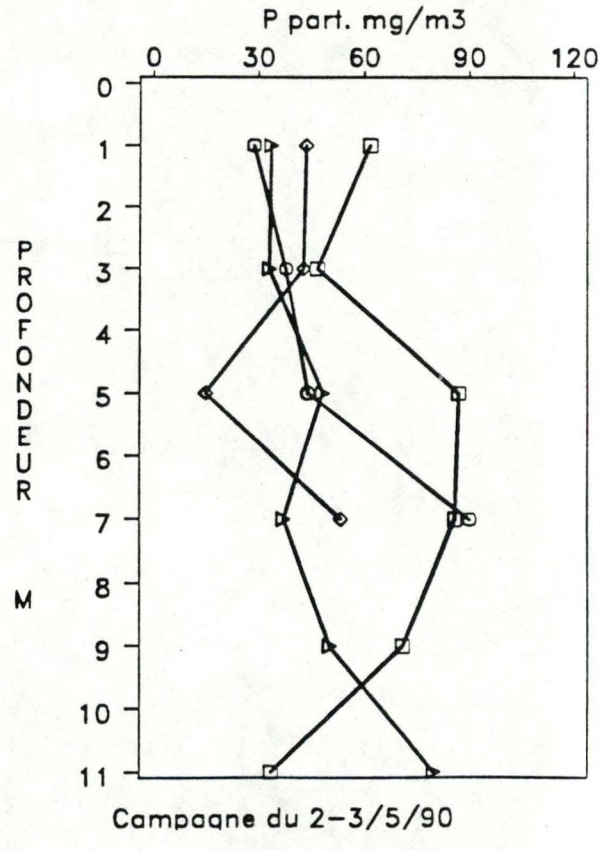


STATION KARAMBI KARAMBO NYARUBUYE DUHA



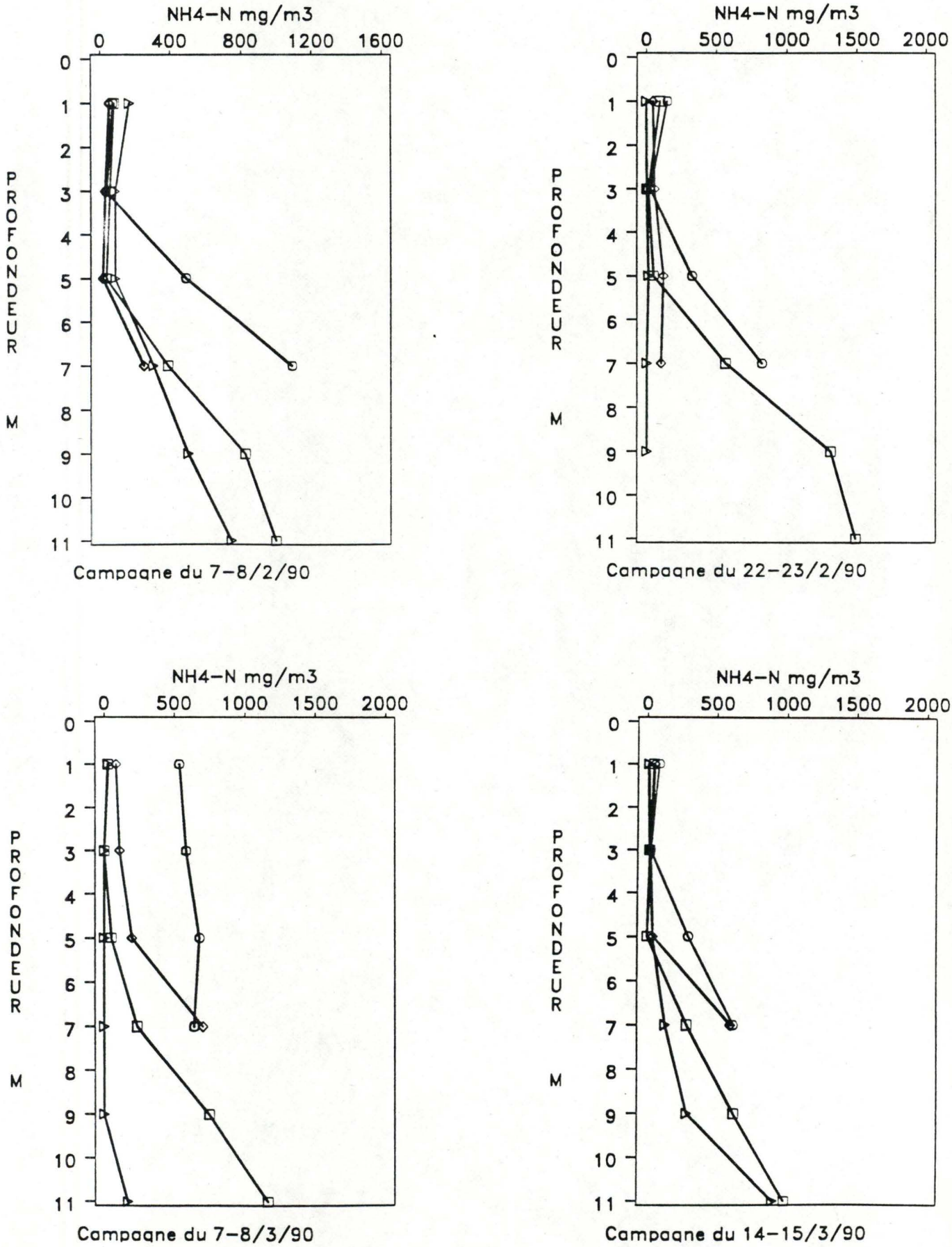




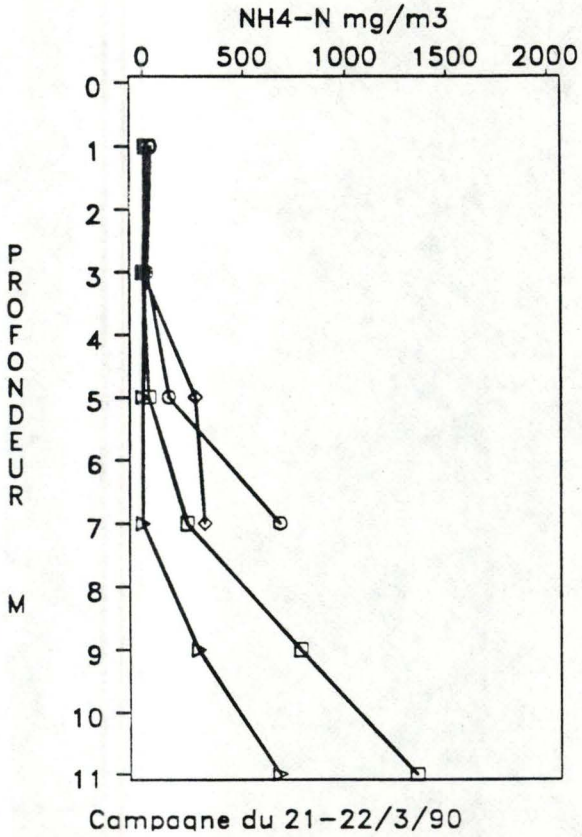


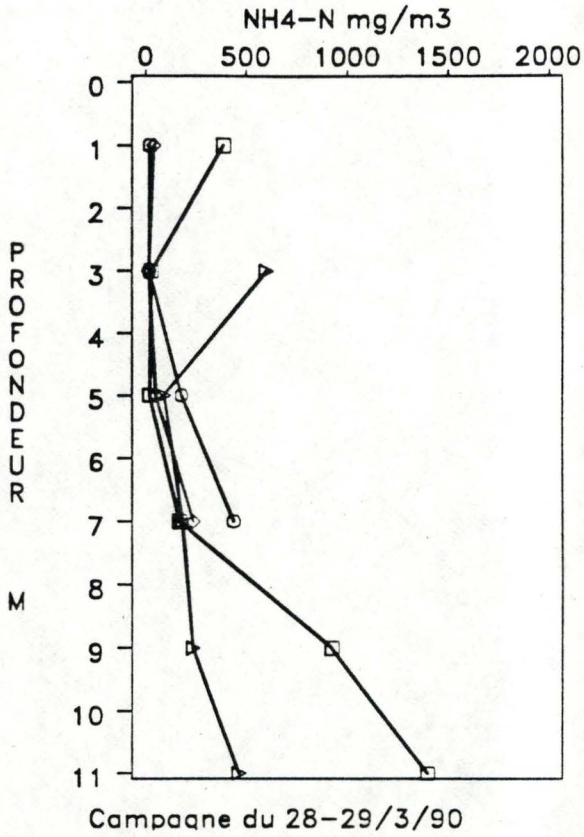
STATION KARAMBI KARAMBO NYARUBUYE DUHA

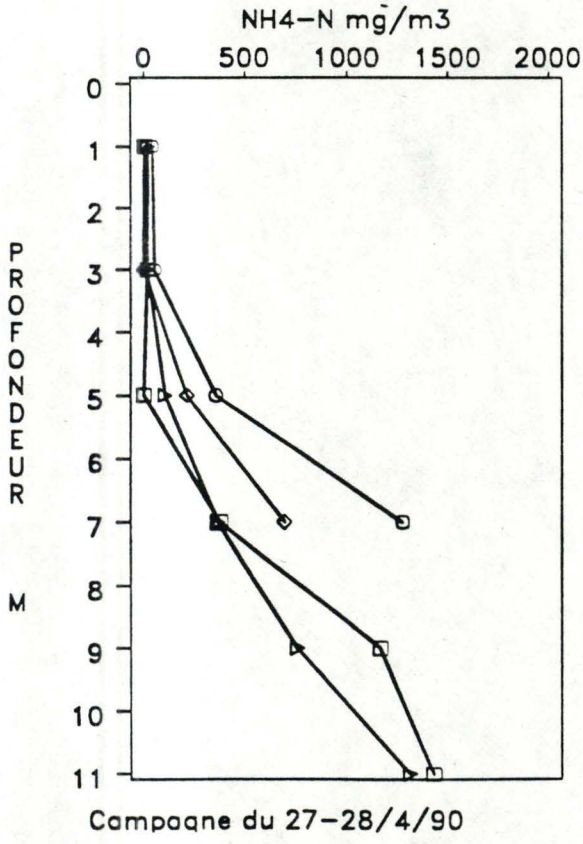
MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990

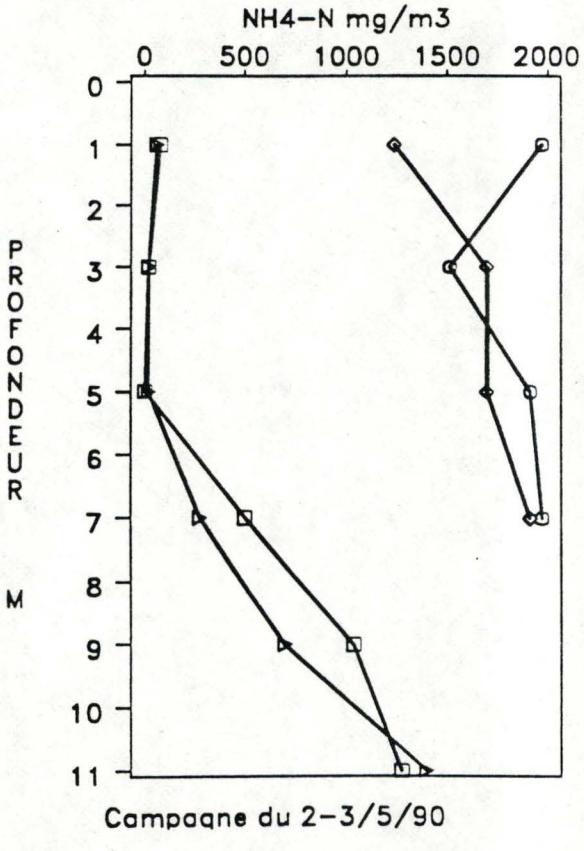


MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990



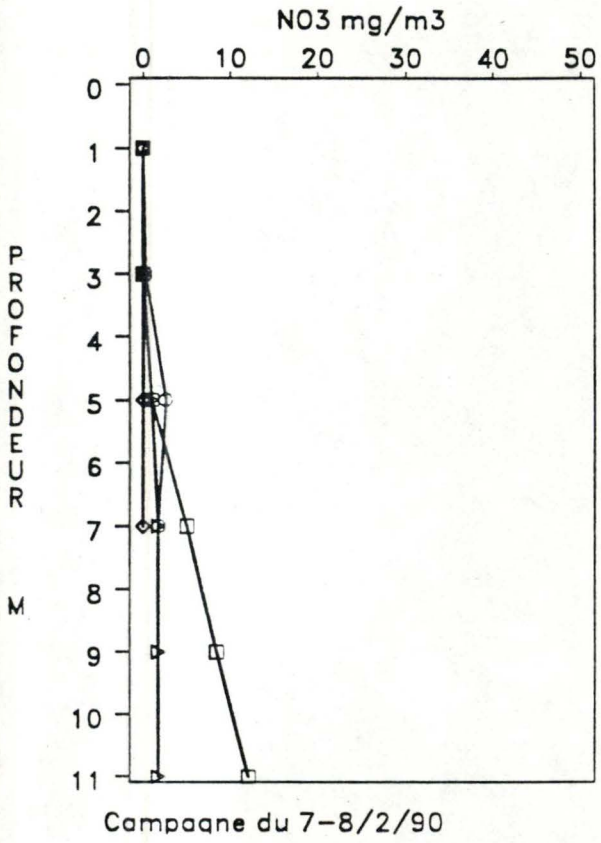


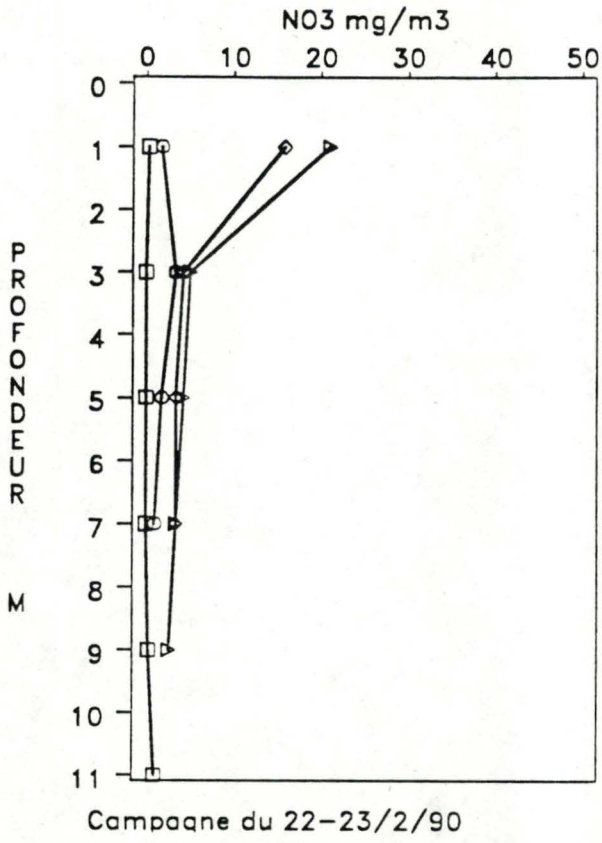


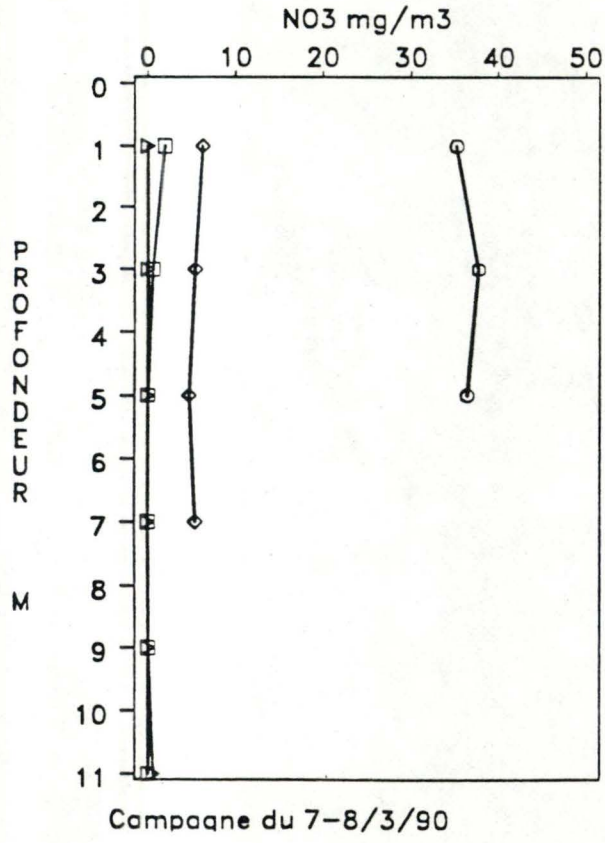


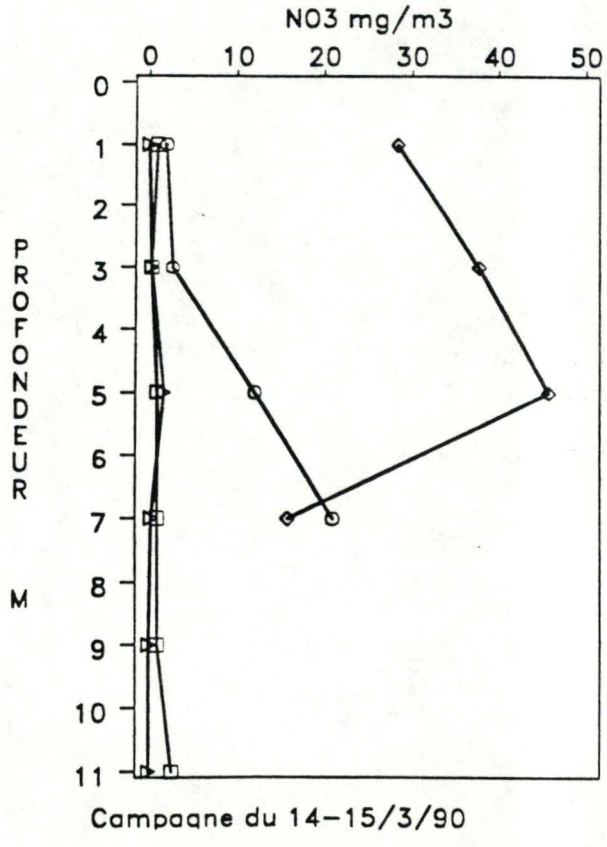
STATION KARAMBI KARAMBO NYARUBUYE DUHA

MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990

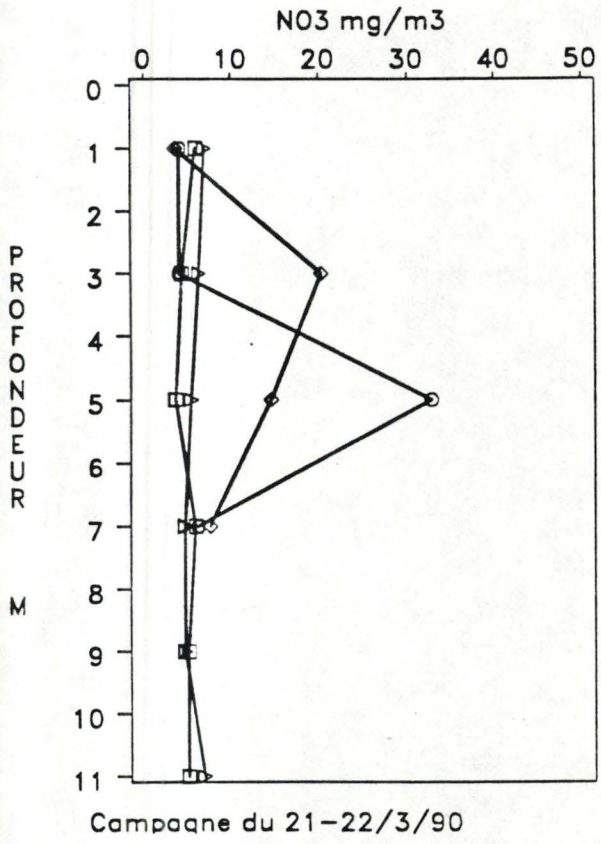




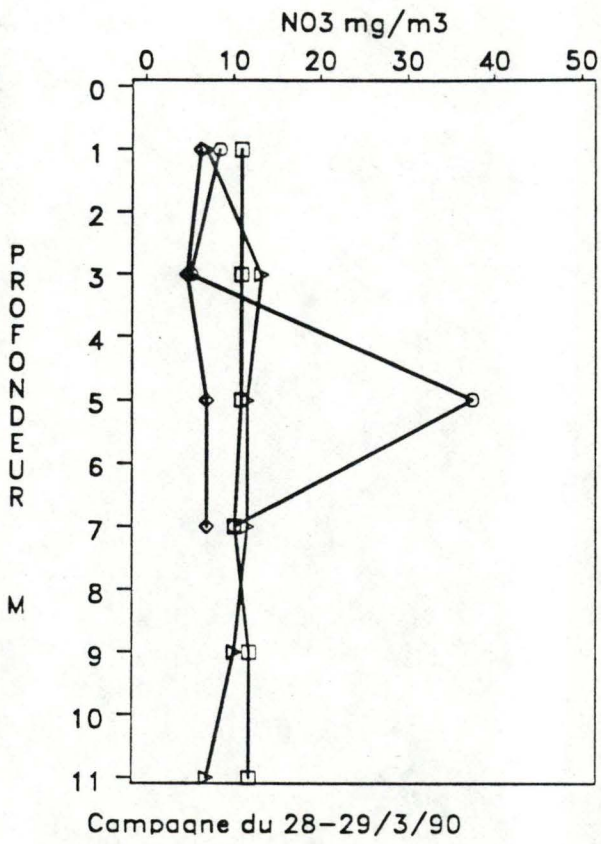




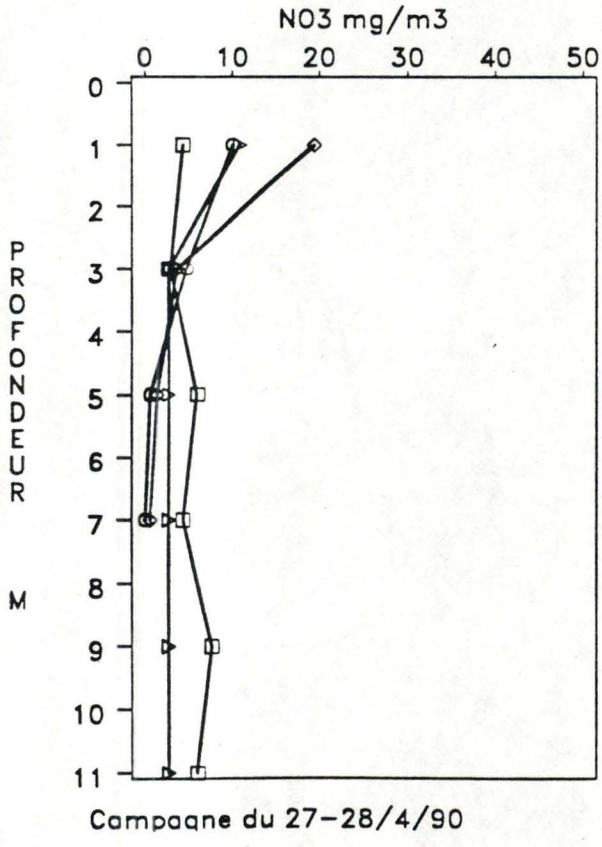
STATION KARAMBI KARAMBO NYARUBUYE DUHA



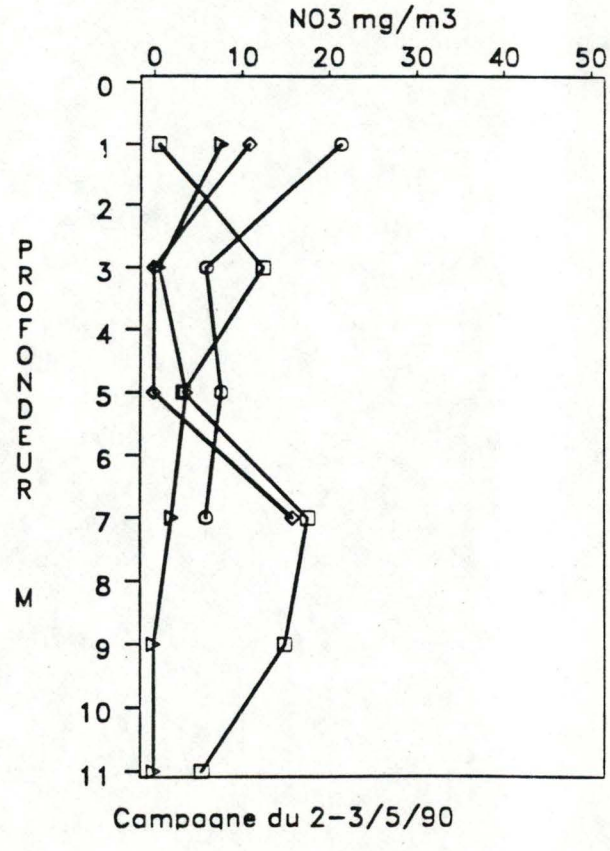
Campagne du 21–22/3/90



Campagne du 28–29/3/90



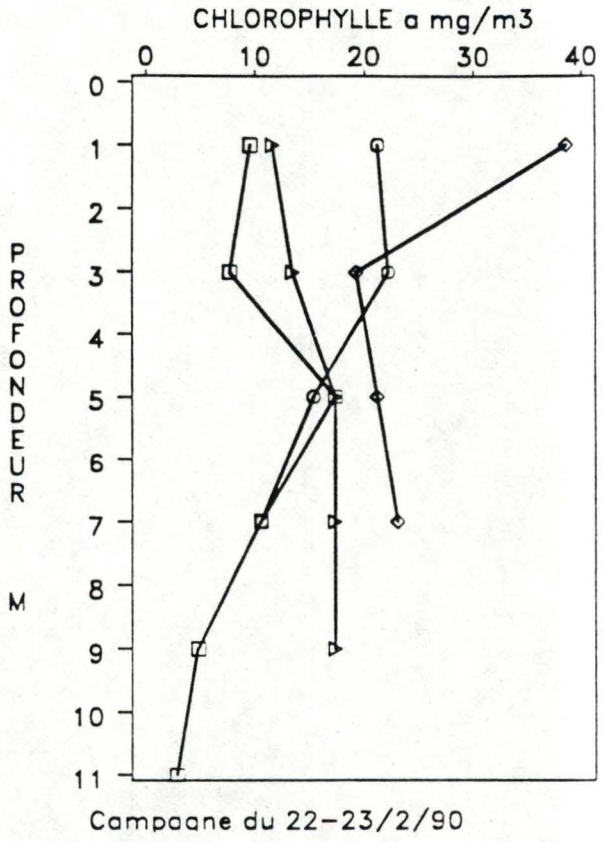
Campagne du 27–28/4/90

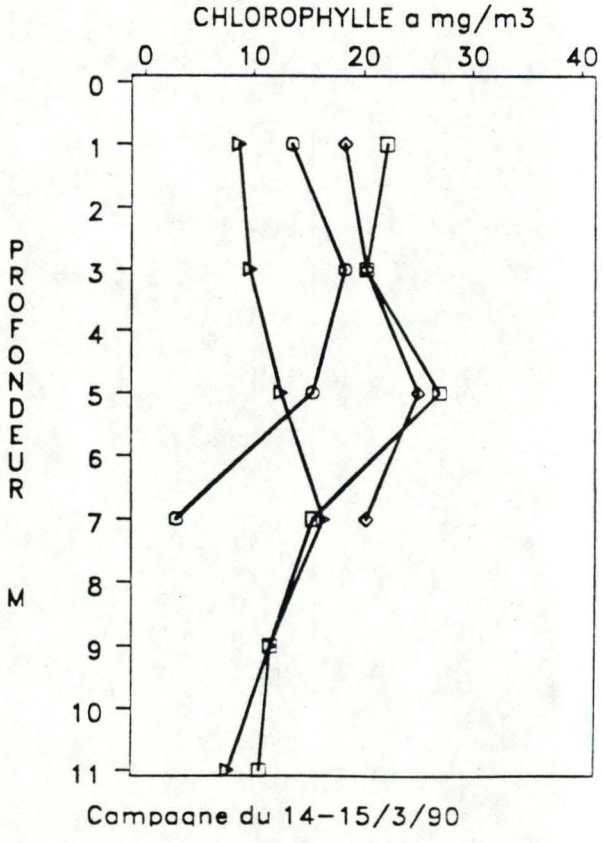


Campagne du 2–3/5/90

STATION KARAMBI KARAMBO NYARUBUYE DUHA

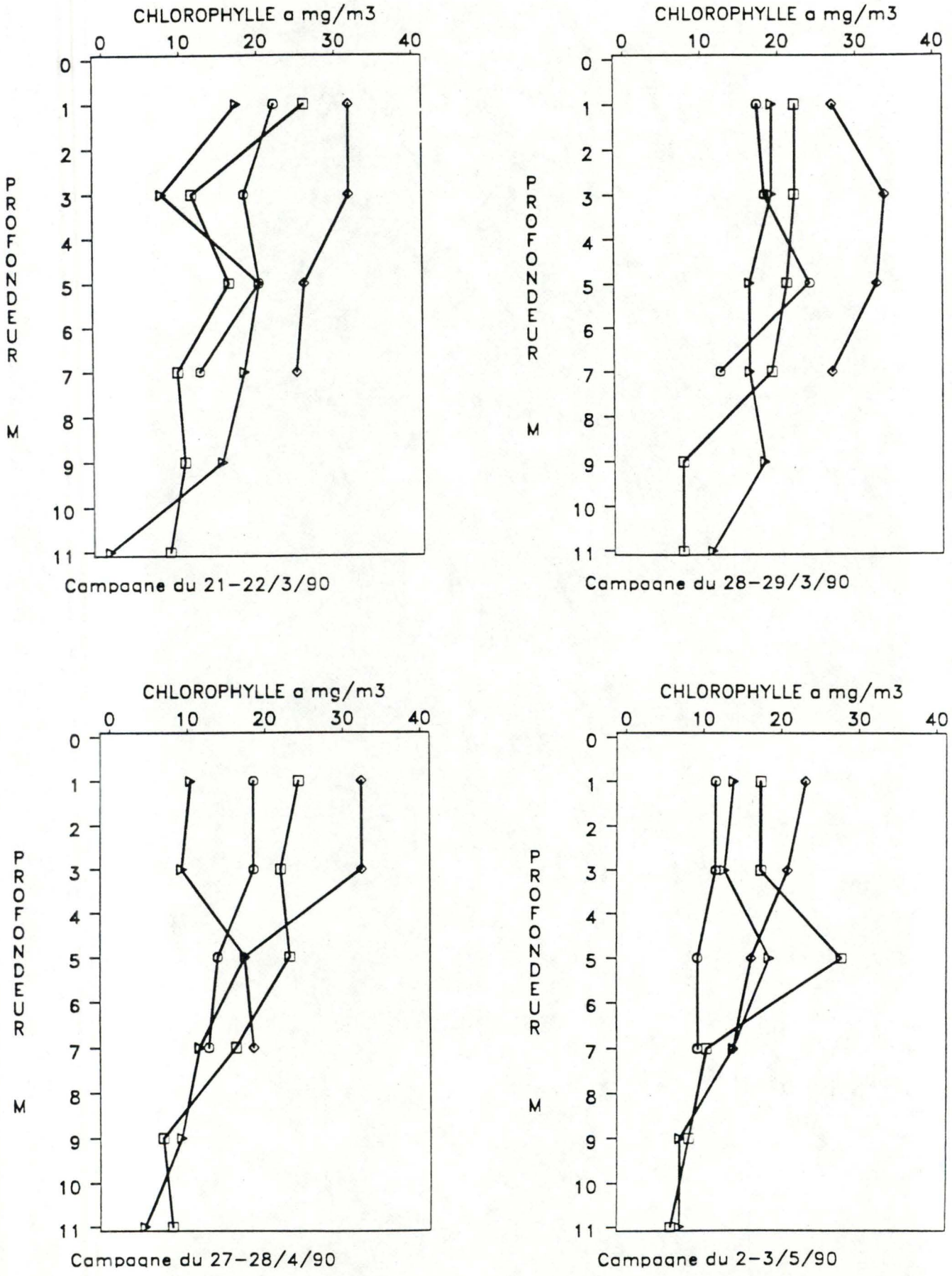
MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990





STATION KARAMBI KARAMBO NYARUBUYE DUHA

MUHAZI SAISON DES PLUIES 1990



station	date	prof.	cond.	O2	%sat.O2	T°(°C)	pH	SRP(µg/l)	POD(µg/l	PT(µg/l)	PP(µg/l)	NH4+(µg/	NO3-(µg/l	Si(mg/l)	Ca2+(mg/l	K+(mg/l)	Chla(mg/l
Ki	7-Fév	1	529	6	76,2	23,2	9,06	1,9	50,4	96,9	44,6	169,5	0	7,1	29,6	10	*
Ki	7-Fév	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	7-Fév	3	538	5,5	57,7	23,1	9,03	1,3	35,4	82,5	45,8	86,3	0	*	*	*	*
Ki	7-Fév	4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	7-Fév	5	533	4,2	37,5	22,9	8,91	0	25,1	75,2	50,1	86,3	1	*	*	*	*
Ki	7-Fév	6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	7-Fév	7	532	0	0,0	22,1	7,87	0	24,1	87,9	63,8	307,5	1,8	*	*	*	*
Ki	7-Fév	8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	7-Fév	9	527	0	0,0	21,8	7,83	0,2	29,3	135,3	105,8	504,8	1,8	*	*	*	*
Ki	7-Fév	10	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	7-Fév	11	600	0	0,0	22,3	7,71	2,5	34,2	311,6	274,9	746,2	1,8	*	*	*	*
Du	8-Fév	1	557	6,6	84,9	23,9	9,31	0	24,1	124,6	100,5	80,5	0	7,3	29,8	10,6	*
Du	8-Fév	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	8-Fév	3	542	6,3	65,7	22,7	9,26	0	27,3	107,3	80	57,9	0	*	*	*	*
Du	8-Fév	4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	8-Fév	5	536	5,2	46,2	22,6	9,14	0	26,2	124,6	98,4	36,3	1	*	*	*	*
Du	8-Fév	6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	8-Fév	7	554	0,2	1,5	21,5	8,02	0	26,2	129,7	103,5	390	5,1	*	*	*	*
Du	8-Fév	8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	8-Fév	9	554	0	0,0	21,1	7,8	0	52,3	135,3	83	825,8	8,5	*	*	*	*
Du	8-Fév	10	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	8-Fév	11	613	0	0,0	21	*	5,4	39,3	200,4	155,7	999,3	12,1	*	*	*	*
Ny	7-Fév	1	522	6,2	80,0	24,1	9,06	1	36,9	115,4	77,5	74,4	0	6,7	28,2	10,7	*
Ny	7-Fév	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	7-Fév	3	512	5	53,1	23,8	8,8	0	25,2	107,3	82,1	36,3	0,3	*	*	*	*
Ny	7-Fév	4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	7-Fév	5	523	0	0,0	22,8	7,99	0,4	36,3	148,2	111,5	490,5	2,6	*	*	*	*
Ny	7-Fév	6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	7-Fév	7	525	0	0,0	22,3	7,75	0,7	26,6	164,4	137,1	1092,2	1,8	*	*	*	*
Ko	8-Fév	1	515	8,1	102,9	23,2	9,02	0	26,2	141,4	115,2	52,4	0	6,6	27,4	10	*
Ko	8-Fév	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	8-Fév	3	515	6,2	64,5	22,6	8,64	0	24,1	141,4	117,3	31,1	0	*	*	*	*
Ko	8-Fév	4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	8-Fév	5	513	5,3	47,0	22,5	8,58	0	31,8	129,7	97,9	15,7	0	*	*	*	*
Ko	8-Fév	6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	8-Fév	7	516	0	0,0	22,2	7,69	5,1	26,7	174,3	142,5	254	0	*	*	*	*

station	date	prof.	cond.	O2	%sat.O2	T°(°C)	pH	SRP(µg/l)	POD(µg/l)	PT(µg/l)	PP(µg/l)	NH4+(µg/l)	NO3-(µg/l	Si(mg/l)	Ca2+(mg/l	K+(mg/l)	Chla(mg/l
Ki	22-Fév	1	668	6,5	81,5	22,5	9,15	0	0	*	*	0,9	21	7,6	30,6	10	11,6
Ki	22-Fév	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	22-Fév	3	677	6,3	65,4	22,5	9,14	0	0,7	*	*	5,8	5,1	*	*	*	13,5
Ki	22-Fév	4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	22-Fév	5	669	6,2	54,9	22,5	9,14	0	0,7	*	*	15,7	4,3	*	*	*	17,4
Ki	22-Fév	6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	22-Fév	7	672	4,8	37,1	22,5	9,04	0	0,7	*	*	5,8	3,4	*	*	*	17,4
Ki	22-Fév	8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	22-Fév	9	673	2,3	15,7	22,2	8,36	0	0	*	*	5,8	2,6	*	*	*	17,4
Ki	22-Fév	10	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	22-Fév	11	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	23-Fév	1	641	4,6	57,9	22,7	8,69	2,8	0	*	*	98,2	0,3	7,3	29,8	10,4	9,6
Du	23-Fév	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	23-Fév	3	647	3,9	40,6	22,7	8,64	1,6	0	*	*	15,7	0	*	*	*	7,7
Du	23-Fév	4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	23-Fév	5	642	3,6	32,0	22,6	8,63	1,6	0	*	*	52,4	0	*	*	*	17,4
Du	23-Fév	6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	23-Fév	7	656	1,2	9,3	22,4	8,29	1,3	0	*	*	566,6	0	*	*	*	10,6
Du	23-Fév	8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	23-Fév	9	666	0,1	0,7	21,9	7,72	4,1	0	*	*	1315,4	0,3	*	*	*	4,8
Du	23-Fév	10	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	23-Fév	11	711	0	0,0	21,8	7,63	18,9	19,6	*	*	1492,4	1	*	*	*	2,9
Ny	22-Fév	1	707	7	89,5	23,6	8,96	0	0	*	*	149	1,8	7,1	30,2	10,7	21,2
Ny	22-Fév	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	22-Fév	3	704	6,4	66,7	22,7	9,47	0	0	*	*	31,1	3,4	*	*	*	22,2
Ny	22-Fév	4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	22-Fév	5	700	3	26,6	22,6	8,36	0	0	*	*	326,8	1,8	*	*	*	15,4
Ny	22-Fév	6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	22-Fév	7	706	0,4	3,1	22,2	7,91	0	0,7	*	*	825,8	1	*	*	*	10,6
Ko	23-Fév	1	612	5,7	71,9	22,8	8,8	5,4	4,4	*	*	47	15,9	7,1	27,8	10,3	38,6
Ko	23-Fév	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	23-Fév	3	609	4,4	45,9	22,7	8,58	0,7	0	*	*	57,9	4,3	*	*	*	19,3
Ko	23-Fév	4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	23-Fév	5	605	4,4	39,1	22,7	8,61	0	0	*	*	122,9	3,4	*	*	*	21,2
Ko	23-Fév	6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	23-Fév	7	604	3,9	30,2	22,7	8,58	0	0	*	*	104,2	3,4	*	*	*	23,1

station	date	prof.	cond.	O2	%sat.O2	T°(°C)	pH	SRP(µg/l)	POD(µg/l)	PT(µg/l)	PP(µg/l)	NH4+(µg/l	NO3-(µg/l	Si(mg/l)	Ca2+(mg/l	K+(mg/l)	Chla(mg/l
Ki	7-Mar	1	570	6,1	76,6	22,6	8,71	0	0	28,8	28,8	31,1	0	7,3	29,2	11,5	*
Ki	7-Mar	2	570	6	68,3	22,6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	7-Mar	3	570	5,7	59,3	22,6	8,64	0	0	14,5	14,5	0,9	0	*	*	*	*
Ki	7-Mar	4	564	5,6	53,6	22,6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	7-Mar	5	560	5,5	48,7	22,5	8,62	0	0	19,2	19,2	0,9	0	*	*	*	*
Ki	7-Mar	6	550	5,3	43,8	22,5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	7-Mar	7	547	5,2	40,2	22,5	8,61	0	0	28,8	28,8	0,9	0	*	*	*	*
Ki	7-Mar	8	540	5,2	37,8	22,5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	7-Mar	9	535	5,1	34,9	22,4	8,5	1	0	74,5	73,5	0	0	*	*	*	*
Ki	7-Mar	10	534	0	0,0	22,1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	7-Mar	11	*	0	*	*	7,73	2,5	0	28,8	26,3	169,5	0,6	*	*	*	*
Du	7-Mar	1	530	5,8	73,5	23,1	*	0	0	19,2	19,2	25,9	2	7,6	28,8	10,5	*
Du	7-Mar	2	530	5	56,9	22,6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	7-Mar	3	528	4,2	43,6	22,5	*	0	0,7	74,5	73,8	0	0,6	*	*	*	*
Du	7-Mar	4	525	3,8	36,3	22,4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	7-Mar	5	527	2,6	23,0	22,4	*	0	0,7	33,6	32,9	52,4	0	*	*	*	*
Du	7-Mar	6	530	1,6	13,1	22,2	*	*	*	*	*	*/	*	*	*	*	*
Du	7-Mar	7	534	1,2	9,2	22,2	*	0,2	0,5	79,9	79,2	237,4	0	*	*	*	*
Du	7-Mar	8	536	0,9	6,5	22	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	7-Mar	9	540	0,9	6,1	22	*	0,4	0,3	28,8	28,1	746,2	0	*	*	*	*
Du	7-Mar	10	543	0,8	5,1	22	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	7-Mar	11	*	0,8	*	*	*	14,1	5,1	74,5	55,3	1166,9	0	*	*	*	*
Ny	8-Mar	1	545	1,7	21,2	22,2	*	0	0	28,8	28,8	534,7	35,2	7,7	36	10,7	*
Ny	8-Mar	2	549	0,9	10,2	22,1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	8-Mar	3	547	0,8	8,2	22,1	*	0	0	14,5	14,5	583,5	37,7	*	*	*	*
Ny	8-Mar	4	545	0,7	6,6	22,1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	8-Mar	5	546	0,6	5,3	22,1	*	0	0	33,6	33,6	678,3	36,4	*	*	*	*
Ny	8-Mar	6	550	0,5	4,1	22,1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	8-Mar	7	533	0,4	3,1	22	*	0	0	14,5	14,5	638	100,4	*	*	*	*
Ko	8-Mar	1	534	5,4	67,7	22,5	*	0	0,7	19,2	18,5	86,3	6,3	7,6	27	10,4	*
Ko	8-Mar	2	535	4,7	53,4	22,5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	8-Mar	3	534	4	41,5	22,4	*	0	0	19,2	19,2	110,3	5,5	*	*	*	*
Ko	8-Mar	4	533	4,4	42,0	22,4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	8-Mar	5	533	4,4	39,0	22,5	*	0	0	14,5	14,5	198,5	4,8	*	*	*	*
Ko	8-Mar	6	532	4,3	35,5	22,5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	8-Mar	7	532	3,7	28,6	22,5	*	0	0	9,8	9,8	699,8	5,5	*	*	*	*

station	date	prof.	cond.	O2	%sat.O2	T°(°C)	pH	SRP(µg/l)	POD(µg/l)	PT(µg/l)	PP(µg/l)	NH4+(µg/l	NO3-(µg/l	Si(mg/l)	Ca2+(mg/l	K+(mg/l)	Chla(mg/l
Ki	14-Mar	1	524	6,6	82,9	22,6	8,6	0	0	38,5	38,5	10,7	0	8	30,4	11,3	8,68
Ki	14-Mar	2	523	6,5	74,0	22,6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	14-Mar	3	523	6,5	67,5	22,5	8,6	0	0	38,5	38,5	15,7	0,3	*	*	*	9,64
Ki	14-Mar	4	526	6,3	60,2	22,5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	14-Mar	5	528	5,2	46,1	22,5	8,6	0	0	33,6	33,6	41,6	1,8	*	*	*	12,53
Ki	14-Mar	6	526	3,9	32,2	22,5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	14-Mar	7	528	2,9	22,3	22,3	8,5	0	0	33,6	33,6	135,7	0,3	*	*	*	16,39
Ki	14-Mar	8	523	0,9	6,5	22,2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	14-Mar	9	529	0,5	3,4	22,1	8,4	0	0	48,5	48,5	288,9	0	*	*	*	11,57
Ki	14-Mar	10	529	0,4	2,6	22,1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	14-Mar	11	560	0,3	1,8	22,1	8,4	0	0,7	63,9	63,2	900,5	0	*	*	*	7,71
Du	14-Mar	1	540	8,6	110,4	23,8	8,8	0	0	43,5	43,5	47	1	7,7	30,6	11,2	22,17
Du	14-Mar	2	538	8,5	98,7	23,7	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	14-Mar	3	538	7,5	79,6	23,7	8,9	0	0	*	*	20,8	0,3	*	*	*	20,24
Du	14-Mar	4	536	6,3	61,1	23,3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	14-Mar	5	537	3,9	34,7	22,8	8,7	0	0	33,6	33,6	5,8	1	*	*	*	26,99
Du	14-Mar	6	540	2,1	17,4	22,6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	14-Mar	7	542	0,6	4,6	22,4	8,7	0	0	38,5	38,5	288,9	1	*	*	*	15,42
Du	14-Mar	8	545	0,3	2,2	22,3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	14-Mar	9	546	0,2	1,4	22,2	8,7	0	0,7	48,5	47,8	619,1	1	*	*	*	11,57
Du	14-Mar	10	545	0,1	0,6	22,1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	14-Mar	11	579	0,1	0,6	22,1	8,8	0	0,7	48,5	47,8	981,1	2,6	*	*	*	10,6
Ny	15-Mar	1	527	6,6	84,0	23,3	8,5	0	0	48,5	48,5	86,3	2	7,6	28,4	10,4	13,49
Ny	15-Mar	2	526	6,6	75,9	23,2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	15-Mar	3	525	6,5	68,5	23,3	8,6	0	0,7	33,6	32,9	25,9	2,7	*	*	*	18,31
Ny	15-Mar	4	523	6,5	62,8	23,1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	15-Mar	5	519	1,4	12,5	22,7	8,6	0	0,7	48,5	47,8	298,1	12,1	*	*	*	15,42
Ny	15-Mar	6	513	0,3	2,5	22,4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	15-Mar	7	519	0,1	0,8	22,1	8,6	0	0	58,7	58,7	619,1	21	*	*	*	2,89
Ko	15-Mar	1	513	8,1	102,9	23,2	8,7	0	9,8	43,5	33,7	52,4	28,4	7,3	26,8	10,6	18,31
Ko	15-Mar	2	513	8,1	93,0	23,1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	15-Mar	3	514	8	84,1	23,2	8,8	0	0,7	38,5	37,8	25,9	37,7	*	*	*	20,24
Ko	15-Mar	4	512	7,9	76,4	23,1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	15-Mar	5	514	2,4	21,3	22,6	8,7	0	0,7	38,5	37,8	47	45,7	*	*	*	25,06
Ko	15-Mar	6	514	2,3	19,0	22,4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	15-Mar	7	516	0,6	4,6	22,4	8,7	0	0,7	43,5	42,8	600,9	15,9	*	*	*	20,24

station	date	prof.	cond.	O2	%sat.O2	T°(°C)	pH	SRP(µg/l)	POD(µg/l)	PT(µg/l)	PP(µg/l)	NH4+(µg/l	NO3-(µg/l	Si(mg/l)	Ca2+(mg/l	K+(mg/l)	Chla(mg/l
Ki	21-Mar	1	520	7,5	95,1	23,1	7,7	1	0	19,2	18,2	10,7	7	8,2	29,8	12,6	17,35
Ki	21-Mar	2	519	7,4	84,5	22,8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	21-Mar	3	525	7,2	74,9	22,6	7,8	1	0	19,2	18,2	10,7	6,3	*	*	*	7,71
Ki	21-Mar	4	537	6,1	58,3	22,5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	21-Mar	5	542	4,9	43,3	22,3	7,8	1	0	19,2	18,2	0	5,5	*	*	*	20,24
Ki	21-Mar	6	540	2,4	19,7	22,2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	21-Mar	7	540	2,3	17,6	22,1	7,8	0,5	0	23,9	23,4	0,9	4,8	*	*	*	18,31
Ki	21-Mar	8	537	1,7	12,2	21,9	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	21-Mar	9	544	0,7	4,7	21,9	7,8	5	0	28,8	23,8	280	4,8	*	*	*	15,42
Ki	21-Mar	10	545	0,5	3,2	21,9	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	21-Mar	11	578	0,4	2,4	21,9	7,9	6,1	0	33,6	27,5	678,3	7	*	*	*	0,96
Du	21-Mar	1	563	6,6	83,4	22,9	7,6	1,5	0	28,8	27,3	25,9	6	7,6	29,8	11,7	26,03
Du	21-Mar	2	562	6,1	69,8	22,9	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	21-Mar	3	561	6,1	63,7	22,8	7,8	3	0	19,2	16,2	0,9	4,4	*	*	*	11,57
Du	21-Mar	4	552	5,6	53,8	22,8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	21-Mar	5	552	4,4	39,2	22,8	7,8	6,1	0	23,9	17,8	31,1	3,7	*	*	*	16,39
Du	21-Mar	6	550	3,3	27,3	22,7	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	21-Mar	7	552	0,8	6,2	22,5	7,8	0,1	0	28,8	28,7	221,5	6	*	*	*	9,64
Du	21-Mar	8	560	0,5	3,6	22,2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	21-Mar	9	561	0,4	2,7	22,1	7,9	0,1	0	33,6	33,5	780	5,2	*	*	*	10,6
Du	21-Mar	10	557	0,3	1,9	21,9	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	21-Mar	11	598	0,3	1,8	21,2	7,9	20,4	0	48,5	28,1	1356,6	5,2	*	*	*	8,68
Ny	22-Mar	1	531	8,3	107,1	24,1	7,9	0	0	28,8	28,8	41,6	4,1	7,7	28,8	11	22,17
Ny	22-Mar	2	532	8,1	94,5	24	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	22-Mar	3	534	5	52,4	23	7,9	0,1	0	23,9	23,8	20,8	4,1	*	*	*	18,31
Ny	22-Mar	4	534	3,4	32,7	22,8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	22-Mar	5	534	3	26,7	22,7	7,9	0,1	0	33,6	33,5	129,3	32,8	*	*	*	20,24
Ny	22-Mar	6	527	0,8	6,6	22,6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	22-Mar	7	543	0,5	3,8	22,2	7,8	0,1	0,6	43,5	42,8	678,3	6,3	*	*	*	12,53
Ko	22-Mar	1	527	8	102,0	23,4	8,1	0	0,7	23,9	23,2	41,6	3,7	7,1	27,6	13	31,81
Ko	22-Mar	2	527	6,4	73,0	22,7	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	22-Mar	3	527	5,5	57,3	22,7	8,1	0	0,7	19,2	18,5	0,9	20,3	*	*	*	31,81
Ko	22-Mar	4	528	4,7	45,0	22,6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	22-Mar	5	528	3,4	30,1	22,5	8,2	0	0,7	28,8	28,1	262,5	14,6	*	*	*	26,03
Ko	22-Mar	6	528	3,4	28,1	22,5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	22-Mar	7	528	1,3	10,0	22,4	8,3	0	0,7	23,9	23,2	307,5	7,7	*	*	*	25,06

station	date	prof.	cond.	O2	%sat.O2	T°(°C)	pH	SRP(µg/l)	POD(µg/l)	PT(µg/l)	PP(µg/l)	NH4+(µg/l	NO3-(µg/l	Si(mg/l)	Ca2+(mg/l	K+(mg/l)	Chla(mg/l
Ki	28-Mar	1	509	7,3	92,5	23,1	8,1	0,5	0	69,2	68,7	2984,8	7	7,7	30,8	14,2	19,28
Ki	28-Mar	2	510	7,4	84,8	23	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	28-Mar	3	516	7,4	77,5	23	8,1	0,1	0	38,5	38,4	600,9	13,3	*	*	*	19,28
Ki	28-Mar	4	524	7,3	70,4	23	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	28-Mar	5	523	1	8,9	22,5	7,8	0,1	0	43,5	43,4	92,2	11,7	*	*	*	16,39
Ki	28-Mar	6	523	0,7	5,8	22,4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	28-Mar	7	525	0,6	4,6	22,4	7,8	0,1	0	28,8	28,7	183,8	11,7	*	*	*	16,39
Ki	28-Mar	8	521	0,6	4,3	22,2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	28-Mar	9	524	0,5	3,4	22,1	7,9	1	0	69,2	68,2	237,4	10,1	*	*	*	18,31
Ki	28-Mar	10	520	0,4	2,6	22,1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	28-Mar	11	554	0,4	2,4	22,1	7,8	1,5	0	*	*	463,3	7	*	*	*	11,57
Du	28-Mar	1	558	7,3	94,5	24,3	8,3	0,1	0	43,5	43,4	390	11	7,3	29,4	11,8	22,17
Du	28-Mar	2	554	7,4	86,3	24	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	28-Mar	3	551	7,1	75,3	23,7	8,3	0	0	38,5	38,5	31,1	11	*	*	*	22,17
Du	28-Mar	4	551	5,2	50,4	23,3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	28-Mar	5	550	3,6	32,0	22,7	8	0,1	0	43,5	43,4	20,8	11	*	*	*	21,21
Du	28-Mar	6	557	2	16,5	22,6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	28-Mar	7	550	0,7	5,4	22,6	7,8	0,5	0	33,6	33,1	169,5	10,2	*	*	*	19,28
Du	28-Mar	8	560	0,5	3,6	22,3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	28-Mar	9	562	0,4	2,7	22,2	7,7	1	0	79,9	78,9	926,6	11,9	*	*	*	7,71
Du	28-Mar	10	554	0,4	2,6	22,1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	28-Mar	11	583	0,3	1,8	22,1	7,6	25,8	0	131,6	105,8	1399,7	11,9	*	*	*	7,71
Ny	29-Mar	1	515	7,4	95,1	23,9	7	2	0	90,9	88,9	20,8	8,5	7,6	28,4	11,8	17,35
Ny	29-Mar	2	516	7,4	86,5	24,1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	29-Mar	3	516	7	74,8	24,1	7	0,5	0,2	48,5	47,8	20,8	5,2	*	*	*	18,31
Ny	29-Mar	4	513	4,1	39,8	23,4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	29-Mar	5	500	1,1	9,8	22,9	7	0,1	0,6	33,6	32,9	176,6	37,4	*	*	*	24,1
Ny	29-Mar	6	504	0,7	5,8	22,7	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	29-Mar	7	509	0,3	2,3	22,5	7	0	0	74,5	74,5	437,6	10,2	*	*	*	12,53
Ko	29-Mar	1	509	8,8	112,9	23,8	7	0	0,7	28,8	28,1	41,6	6,3	7,6	27,2	14,9	26,99
Ko	29-Mar	2	509	7,5	86,9	23,6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	29-Mar	3	510	7,2	76,1	23,5	6,9	0	0,7	33,6	32,9	15,7	4,8	*	*	*	33,74
Ko	29-Mar	4	508	6,8	66,0	23,3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	29-Mar	5	511	2,9	25,9	22,9	7	0	0	48,5	48,5	52,4	7	*	*	*	32,77
Ko	29-Mar	6	514	2,1	17,4	22,6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	29-Mar	7	513	1,4	10,8	22,5	7	2,5	0	33,6	31,1	237,4	7	*	*	*	26,99

station	date	prof.	cond.	O2	%sat.O2	T°(°C)	pH	SRP(µg/l)	POD(µg/l	PT(µg/l)	PP(µg/l)	NH4+(µg/l	NO3-(µg/l	Si(mg/l)	Ca2+(mg/l	K+(mg/l)	Chla(mg/l
Ki	27-Avr	1	507	6,8	89,3	25,1	9,2	0	0	33,6	33,6	20,8	10,9	7,6	31,6	10,7	10,41
Ki	27-Avr	2	509	6,4	76,1	25,1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	27-Avr	3	506	6,1	66,4	25,2	9,1	1,2	0	23,9	22,7	15,7	2,7	*	*	*	9,25
Ki	27-Avr	4	502	5,9	59,2	25,2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	27-Avr	5	508	3,6	33,1	24,6	8,8	1,7	0	33,6	31,9	104,2	2,7	*	*	*	17,35
Ki	27-Avr	6	507	0,4	3,4	23,3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	27-Avr	7	527	0,3	2,3	22,8	8	1,7	0	38,5	36,8	368	2,7	*	*	*	11,57
Ki	27-Avr	8	509	0,2	1,5	22,5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	27-Avr	9	512	0,1	0,7	22,4	7,8	1,2	0	43,5	42,3	757,7	2,7	*	*	*	9,25
Ki	27-Avr	10	509	0,1	0,6	22,3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	27-Avr	11	563	0,1	0,6	22,3	7,8	42,9	0	107,9	65	1315,4	2,7	*	*	*	4,63
Du	27-Avr	1	512	5,6	72,3	24,1	8,8	2,7	0	28,8	26,1	5,8	4,4	7,1	30,6	11,9	24,29
Du	27-Avr	2	504	5,3	62,0	24,1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	27-Avr	3	504	4,7	50,1	24	8,7	3,3	0	23,9	20,6	15,7	2,9	*	*	*	21,98
Du	27-Avr	4	500	3,7	36,3	24	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	27-Avr	5	499	2,9	26,3	23,9	8,6	3,3	0	23,9	20,6	0,9	6	*	*	*	23,13
Du	27-Avr	6	514	0,8	6,7	23,3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	27-Avr	7	518	0,6	4,7	22,7	8	3,8	0	28,8	25	378,9	4,4	*	*	*	16,19
Du	27-Avr	8	521	0,5	3,6	22,4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	27-Avr	9	523	0,4	2,7	22,4	7,8	10,9	0	53,6	42,7	1166,9	7,7	*	*	*	6,94
Du	27-Avr	10	520	0,3	1,9	22,3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	27-Avr	11	566	0,3	1,8	22,3	7,5	52,3	0	105	52,7	1430,1	6	*	*	*	8,1
Ny	28-Avr	1	476	6,2	80,6	24,5	8,4	0,1	0,6	38,5	37,8	41,6	10,1	7,3	27,6	10,3	18,51
Ny	28-Avr	2	474	5,6	65,9	24,5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	28-Avr	3	489	1	10,7	24	7,5	0,6	0,1	43,5	42,8	52,4	4,8	*	*	*	18,51
Ny	28-Avr	4	516	0,7	6,8	23,4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	28-Avr	5	524	0,5	4,5	23	7,4	0,1	0,6	43,5	42,8	357,3	0,6	*	*	*	13,88
Ny	28-Avr	6	515	0,4	3,3	22,9	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	28-Avr	7	520	0,4	3,1	22,7	7,4	0	5,2	69,2	64	1276	0	*	*	*	12,72
Ko	28-Avr	1	476	7,2	93,4	24,4	9	0	0	38,5	38,5	5,8	19,4	6,9	28,4	9,5	32,39
Ko	28-Avr	2	475	6,6	77,3	24,2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	28-Avr	3	475	5,7	61,0	24,2	8,7	0	0,7	28,8	28,1	0,9	3,7	*	*	*	32,39
Ko	28-Avr	4	473	5,3	52,1	24	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	28-Avr	5	474	0,9	8,1	23,3	8	0	0,7	53,6	52,9	213,7	1,4	*	*	*	17,35
Ko	28-Avr	6	482	0,7	5,9	23,2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	28-Avr	7	483	0,6	4,7	22,9	7,9	0	5,2	58,7	53,5	693,8	0,6	*	*	*	18,51

station	date	prof.	cond.	O2	%sat.O2	T°(°C)	pH	SRP(µg/l	POD(µg/l	PT(µg/l)	PP(µg/l)	NH4+(µg/	NO3-(µg/l	Si(mg/l)	Ca2+(mg/l	K+(mg/l)	Chla(mg/l
Ki	2-Mai	1	519	6,7	88,0	25,1	9,1	0,1	0	33,6	33,5	63,4	7,7	7,6	30,4	11,9	13,88
Ki	2-Mai	2	525	6,4	76,0	25	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	2-Mai	3	522	6,2	67,2	24,9	9,1	0,6	0	33,6	33	20,8	0,6	*	*	*	12,72
Ki	2-Mai	4	527	3,8	37,2	23,8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	2-Mai	5	544	0,4	3,6	23,2	8	0	0	48,5	48,5	20,8	3,7	*	*	*	18,51
Ki	2-Mai	6	545	0,1	0,8	23,1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	2-Mai	7	547	0	0,0	22,7	8	1,2	0	38,5	37,3	280	2,1	*	*	*	13,88
Ki	2-Mai	8	544	0	0,0	22,6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	2-Mai	9	543	0	0,0	22,4	7,7	3,3	0	53,6	50,3	699,8	0	*	*	*	6,94
Ki	2-Mai	10	544	0	0,0	22,4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ki	2-Mai	11	589	0	0,0	22,4	*	45,4	0	125,5	80,1	1399,7	0	*	*	*	6,94
Du	2-Mai	1	524	7,1	92,9	24,9	9,2	2,2	0	63,9	61,7	80,5	0,6	7,6	31,8	12,1	17,35
Du	2-Mai	2	526	6,6	78,0	24,7	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	2-Mai	3	526	5,8	62,5	24,6	9,1	1,7	0	48,5	46,8	20,8	12,5	*	*	*	17,35
Du	2-Mai	4	526	4,8	47,6	24,5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	2-Mai	5	528	0,4	3,6	23,7	8,3	3,8	0	90,9	87,1	5,8	3,4	*	*	*	27,76
Du	2-Mai	6	546	0,2	1,7	23	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	2-Mai	7	548	0	0,0	22,8	8,1	4,9	0	90,9	86	504,8	17,6	*	*	*	10,41
Du	2-Mai	8	552	0	0,0	22,4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	2-Mai	9	552	0	0,0	22,4	8	14,2	0	85,3	71,1	1039	15	*	*	*	8,1
Du	2-Mai	10	549	0	0,0	22,3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Du	2-Mai	11	596	0	0,0	22,3	7,7	74,3	0	107,9	33,6	1276	5,5	*	*	*	5,78
Ny	3-Mai	1	483	6,1	80,6	25,5	9	0,1	9,7	38,5	28,7	1973,1	21,4	7,1	28,4	9,9	11,57
Ny	3-Mai	2	481	6	71,9	25,5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	3-Mai	3	480	5,7	62,3	25,4	8,9	0,1	0,6	38,5	37,8	1514,4	6	*	*	*	11,57
Ny	3-Mai	4	460	1,1	11,0	24,9	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	3-Mai	5	489	0,7	6,4	24,2	8	0	14,5	58,7	44,2	1914	7,7	*	*	*	9,25
Ny	3-Mai	6	506	0,6	5,1	23,9	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ny	3-Mai	7	511	0,6	4,7	23,6	7,5	0,6	0,1	90,9	90,2	1973,1	6	*	*	*	9,25
Ko	3-Mai	1	467	6,9	90,7	25,2	9,1	0	0	43,5	43,5	1239,5	10,9	7,7	27,2	11,2	23,13
Ko	3-Mai	2	467	6,5	77,4	25,2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	3-Mai	3	463	6	65,1	25	9	0	0,7	43,5	42,8	1699,9	0	*	*	*	20,82
Ko	3-Mai	4	462	5,5	55,0	25	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	3-Mai	5	471	0,8	7,3	24,3	8,2	0,1	38,5	53,6	15	1699,9	0	*	*	*	16,19
Ko	3-Mai	6	473	0,7	6,0	24,3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ko	3-Mai	7	476	0,6	4,8	24	7,6	0	5,2	58,7	53,5	1914	15,9	*	*	*	13,88

AFFLUENT	DATE	COND µs/cm	pH	T(°C)	%sat O2	SRP µg/l	DOP µg/l	TP µg/l	PP µg/l	N-NH+4 µg/l	N-NO3- µg/l	N-NO2- µg/l	Si mg/l	Q m3/s
NTARUKA	14-Fév	440	7,14	19,3	50,1	1,6	14,4	53	37	63,7	95,8	6,7	9	0,23
GASHOGOSHOGO	14-Fév	425	7,25	17,6	40,8	1,3	19	48	27,7	26,9	3,3	1,7	8	0,1
KANYONYOMBA	14-Fév	638	7,52	18,9	87,7	4,1	5,2	*	*	21,9	6,6	2,6	8,2	0,5
NJUME	14-Fév	709	7,63	19,5	78,1	6,9	5,2	43,1	31	86,2	163,6	7,8	6,2	0,1
BUGANYA	14-Fév	457	5,63	19,1	88	0	5,2	19	13,8	724,4	1446,6	36,6	8,5	0,96
NYIARAGATUGU	14-Fév	368	7,14	19,2	78,9	1,3	0,7	5,2	3,2	147,7	701,6	60,8	6,4	0,5
EXUTOIRE	14-Fév	524	7,44	22,9	8,5	3,4	14,4	9,8	*	621,7	298,3	9,4	7,3	5,1

AFFLUENT	DATE	COND µs/cm	pH	T(°C)	%sat O2	SRP µg/l	DOP µg/l	TP µg/l	PP µg/l	N-NH+4 µg/l	N-NO3- µg/l	N-NO2- µg/l	Si mg/l	Q m3/s
NTARUKA	6-Mar	452	6,74	19,8	42,6	30,2	9,8	28,5	*	32	109,5	11,2	11,4	0,18
GASHOGOSHOGO	6-Mar	416	7,09	19	56,4	7	0,7	9,8	2,1	2,3	11	3,1	7,7	0,29
KANYONYOMBA	6-Mar	568	7,2	20,8	84,1	52,2	0,7	5,2	*	16,9	18,6	10,6	8,8	1,74
NJUME	6-Mar	682	6,18	21,8	88,4	3,3	0,7	5,2	1,2	52,9	361,7	21,7	6,4	0,25
BUGANYA	6-Mar	409	5,83	20,7	73,1	0	0,7	33,3	32,6	302,6	1635,6	66,5	7,1	3,2
NYIARAGATUGU	6-Mar	447	6,35	19,7	41,2	3,1	0,7	5,2	1,4	109,8	640,3	16,1	6,6	0,71
EXUTOIRE	6-Mar	517	7,08	22,2	11,1	10,1	0,7	19	9,2	393,9	307,6	5,6	7,1	5,16

AFFLUENT	DATE	COND µs/cm	pH	T(°C)	%sat O2	SRP µg/l	DOP µg/l	TP µg/l	PP µg/l	N-NH+4 µg/l	N-NO3- µg/l	N-NO2- µg/l	Si mg/l	Q m3/s
NTARUKA	27-Mar	420	*	20,5	26,9	41,4	5,2	43,1	*	32	54	5,1	12,4	0,45
GASHOGOSHOGO	27-Mar	408	*	19,1	56,5	9,4	0,7	38,1	28	26,9	14,7	7,8	8,2	0,14
KANYONYOMBA	27-Mar	562	*	19,7	83,7	40,3	5,2	53	7,5	26,9	30,8	5,6	8	1,15
NJUME	27-Mar	656	*	21	89,9	20,4	5,2	68,5	42,9	63,8	261,4	3,6	6,6	0,13
BUGANYA	27-Mar	311	*	20,4	86,2	9,4	38,1	68,5	21	103,8	898,9	6,2	7,3	0,78
NYIARAGATUGU	27-Mar	438	*	21,2	80,6	14,2	5,2	23,7	4,3	86,2	684	4,1	6,2	1,01
EXUTOIRE	27-Mar	499	*	23,7	18,6	6,6	43,1	167,6	117,9	321,4	138,7	7,2	7,7	5,44

AFFLUENT	DATE	COND µs/cm	pH	T(°C)	%sat O2	SRP µg/l	DOP µg/l	TP µg/l	PP µg/l	N-NH+4 µg/l	N-NO3- µg/l	N-NO2- µg/l	Si mg/l	Q m3/s
NTARUKA	1-Mai	400	*	21,2	35,5	52,3	14,4	53	*	47,6	150,3	36,6	9,6	0,78
GASHOGOSHOGO	1-Mai	386	*	20,8	59,7	10,9	9,8	43,1	22,4	16,9	15,5	37,6	7,7	0,37
KANYONYOMBA	1-Mai	505	*	21,1	85,9	58,6	14,4	43,1	*	47,6	48,8	12,9	7,7	0,58
NJUME	1-Mai	688	*	20,3	90	31	5,2	187,7	151,5	69,3	187,7	27,2	5,9	0,13
BUGANYA	1-Mai	344	*	20,1	66,9	6,6	58,1	89,9	25,2	141,2	621,6	45,8	8,2	1,02
NYIARAGATUGU	1-Mai	435	*	20,3	87,3	19,2	19	48	9,8	122,1	803,7	38,7	6,4	0,41
EXUTOIRE	1-Mai	504	*	24,3	14,5	4,9	*	63,3	*	331,1	187,7	70,7	6,9	5,18

Annexe D : Mesures météorologiques relevées à Buganya pour les mois de janvier à avril 1990

Dates JANVIER	Temp(°C) air à 7H	Temp(°C) air à 12H	Temp(°C) air à 17H	Temp(°C) Max	Temp(°C) Min	Temp(°C) Moyenne	Amplitude de Temp(°C)	Pluviométrie (mm) à 7H	Pluviométrie (mm) à 17H	Temp(°C) eau du lac	Var. niveau du lac (cm)	Vit. du vent Km/h à 7H	Vit. du vent Km/h à 17H
1	*	*	*	29,4	13,2	21,3	16,2	*	*	*	149	*	*
2	17	*	*	22,4	15,2	18,8	7,2	18	*	*	150	*	*
3	15,2	22	23,8	28	13	20,5	15	*	*	23	150	*	2,36
4	14,6	24,2	18,7	27,8	15	21,4	12,8	*	10,3	25	148	0,77	2,77
5	16	21	21,4	23,2	13,2	18,2	10	9,5	0,9	23	152	1,28	2,05
6	15	26,2	*	*	*	*	*	*	*	22,5	153	*	*
7	16,4	*	20,2	28,4	12,6	20,5	15,8	*	29,6	*	*	*	0,97
8	11,2	26	25,6	28,6	9,8	19,2	18,8	*	*	24	*	0,95	3,59
9	10,6	28,6	27	30	9	19,5	21	*	*	23	*	2,53	3,54
10	12,4	28,8	27,3	30,2	8	19,1	22,2	*	*	23,5	*	*	*
11	13	28,8	27,2	30,8	7,8	19,3	23	*	*	23,5	155	1,45	3,44
12	14,4	28,4	26	30,8	8	19,4	22,8	*	*	24,5	153	*	*
13	14,6	28,2	*	*	*	*	*	*	*	24	152	*	*
14	14	28,6	*	*	*	*	*	*	*	24	151	*	*
15	13,8	*	*	30,8	8	19,4	22,8	*	*	24	150	2,12	2,97
16	*	28,6	*	*	*	*	*	*	*	23,5	150	*	*
17	14,2	27,6	23,6	31,2	11,8	21,5	19,4	*	*	23,5	150	*	3,37
18	12,6	27	25	31,2	10,4	20,8	20,8	*	*	24	150	1,38	3,55
19	15,6	27,2	23,6	31	10,2	20,6	20,8	*	*	24,5	150	1,38	3,64
20	10,6	18,2	*	28	10,2	19,1	17,8	*	*	23,5	150	*	*
21	*	*	*	30	10,2	20,1	19,8	2,5	11,8	23,5	150	*	*
22	13,2	25,6	24,6	28,2	10,2	19,2	18	*	*	*	150	*	2,74
23	14,2	26,6	*	29	11	20	18	*	*	24	150	1,5	4,09
24	15,2	29	*	29,5	12	20,7	17,5	*	*	24	150	1,11	4,02
25	16	28,2	23,2	30,4	11	20,7	19	*	*	24,5	152	2,79	3,91
26	13	29	25,2	30	11,2	20,6	18,8	*	*	*	150	*	5,07
27	14,2	28,4	*	*	*	*	*	*	*	*	149	2,09	*
28	*	*	*	29	11,8	20,4	17,2	*	*	*	150	*	*
29	14,6	28	28,8	31	11,4	21,2	19,6	*	*	24	150	*	3,44
30	15,4	26,8	24	29,8	11,8	20,8	18	*	*	24,5	150	1,24	4,52
31	16,2	25	22,6	29,8	15,8	22,8	14	*	*	24,5	150	2,14	3,45
MOYENNE	14,2	25,6	21,9	29,2	10,8	20,2	17,9			23,8	150,5	1,62	3,34

Dates FEVRIER	Temp(°C) air à 7H	Temp(°C) air à 12H	Temp(°C) air à 17H	Temp(°C) Max	Temp(°C) Min	Temp(°C) Moyenne	Amplitude de Temp(°C)	Pluviométrie (mm) à 7H	Pluviométrie (mm) à 17H	Temp(°C) eau du lac	Var. niveau du lac (cm)	Vit. du vent Km/h à 7H	Vit. du vent Km/h à 17H
1	17,4	26,2	19,2	29,8	15,8	22,6	14	*	*	24,5	148	1,08	4,31
2	16,3	27,2	*	30	14	22	16	*	*	24	148	2,16	3,59
3	16	27	*	*	*	*	*	27,1	*	24	150	1,5	*
4	*	*	*	29,8	15,8	22,8	14	*	*	24	*	*	*
5	18,2	26	15,4	28,4	14,6	21,5	13,8	12	15,1	24,5	*	*	2,61
6	15,4	*	*	*	14,4	*	*	5,7	*	24	*	*	*
7	16	25,4	*	*	*	*	*	*	*	24,5	*	*	*
8	16	26,6	23,4	29	14	21,5	15	*	*	24	151	*	5,91
9	16,8	24,8	25,5	29	13,8	21,4	15,2	*	*	24	150	1,39	2,43
10	15	29	24,5	30	13	21,5	17	*	*	25	150	0,96	2,91
11	*	*	*	29	13	21	16	*	*	*	*	*	*
12	14,8	27,2	24,8	30	*	*	*	5,4	*	23,5	`150	*	2,73
13	15	26,6	24	30,4	13	21,7	17,4	*	*	24	*	0,9	3,24
14	16	22,6	18,4	30,4	12,8	21,6	17,6	*	11,5	24	150	0,4	2,35
15	14,8	27,2	24,8	28,6	12,2	20,4	16,4	*	*	24,5	148	1,28	2,1
16	15	28	25,8	30,4	12,6	21,5	17,8	*	*	24	149	0,84	3,1
17	17,4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	150	*	*
18	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	152	*	*
19	16	24,6	23,4	28,8	15	21,9	13,8	*	*	*	*	*	1,81
20	15,6	24,6	26	*	*	*	*	*	*	24	153	0,9	2,68
21	16,5	18,5	18,8	29,9	15	22,4	14,9	14,1	4,5	23,5	156	0,79	0,98
22	16,4	25,2	20,8	30	15	22,5	15	*	*	24	156	0,8	3,6
23	18	22,8	21,4	25,2	14,9	20,1	10,3	2,2	*	24	156	0,33	2,93
24	16,2	21,3	20	23,1	16	19,6	7,1	*	*	23,5	155	0,81	0,82
25	16,8	*	17	24,6	15	19,8	9,6	*	13,5	24	155	0,38	1,59
26	15,6	28,4	22,8	26,4	13	19,5	13,4	*	*	23	156	0,62	2,57
27	15	26,4	*	28,2	14,2	21,2	14	*	*	23,5	155	1,3	*
28	15,6	27,2	19,4	27,8	15,2	21,5	12,6	*	3,7	24	156	*	2,8
MOYENNE	16,1	25,6	21,9	28,6	14,2	21,3	14,3			24	145	0,96	2,75

Dates MARS	Temp(°C) air à 7H	Temp(°C) air à 12H	Temp(°C) air à 17H	Temp(°C) Max	Temp(°C) Min	Temp(°C) Moyenne	Amplitude de Temp(°C)	Pluviométrie (mm) à 7H	Pluviométrie (mm) à 17H	Temp(°C) eau du lac	Var. niveau du lac (cm)	Vit. du vent Km/h à 7H	Vit. du vent Km/h à 17H
1	17,2	27	25	29,4	14,6	22	14,8	0,3	*	23	156	*	2,74
2	15,4	22,4	22,2	24,2	14,6	19,4	9,6	*	*	23,5	156	*	2,18
3	15,6	25,8	*	*	14,6	*	*	*	30,3	26	156	*	*
4	17,6	*	*	29,4	14,8	22,1	14,6	*	*	*	*	*	*
5	16	22,8	*	29,6	14,8	22,2	14,8	4,3	*	23	159	*	2,22
6	16,6	25,4	17,4	29,4	13,8	21,6	15,6	*	8,4	23	*	1,22	3,28
7	*	20,1	20,6	29,6	14,4	22	15,2	*	10,5	23	*	*	*
8	16	*	23,6	25,8	14	19,9	11,8	*	*	*	165	*	*
9	17	27,2	26	29,6	14,4	22	15,2	*	*	24	163	1,56	2,61
10	16,2	24,5	18,6	29,4	14	21,7	15,4	*	*	24	163	0,95	4,46
11	*	*	25,3	26	13,6	19,8	12,4	*	*	*	164	*	*
12	15	27	20	29,6	14,3	22	15,3	*	*	24,5	163	1,75	3,71
13	*	26,8	25,5	29,6	16,4	23	13,2	*	0,8	25	163	*	*
14	17,8	24,7	21	28	14	21	14	*	*	24,2	162	1,8	3,08
15	15,8	*	23,4	28,2	15,2	21,7	13	*	*	24	162	1,31	3,72
16	*	18,8	22,6	28,2	13,8	21	14,4	*	8,3	23,5	160	*	*
17	16,8	*	*	*	*	*	*	*	11,2	*	*	1,46	*
18	*	*	*	28,4	12,2	20,3	16,2	*	*	*	*	*	*
19	14	25,6	21,8	27,2	12,8	20	14,4	*	*	24,5	162	*	3,04
20	14,2	*	*	27	13,8	20,4	13,2	*	*	*	*	1,45	3,95
21	14	27,8	13,8	29,4	13	21,2	16,4	*	*	*	161	*	*
22	*	21,2	22,4	29,2	13,8	21,5	15,4	*	26,2	*	162	*	*
23	15	21,2	26,2	*	12,8	*	*	*	*	24	162	0,96	*
24	15,2	18	21,9	25	13,8	19,4	11,2	*	7,5	23,2	161	1,87	1,94
25	15,2	*	*	29	13,2	21,1	15,8	*	*	*	*	*	*
26	15,4	20	21	27	12	19,5	15	*	3,8	24	160	1,37	2,62
27	17	*	*	*	*	*	*	*	*	*	160	*	*
28	*	26,8	*	*	14	*	*	*	*	25,5	160	*	*
29	16,4	*	24,6	29,4	*	*	*	*	*	24	160	*	3,98
30	*	*	*	29	13	21	16	*	*	*	*	*	*
31	17	22,2	*	*	*	*	*	6,7	*	23,5	*	2,52	*
MOYENNE	15,9	23,8	22,3	27,3	13,9	21,1	14,3			24	160,9	1,52	3,11

Dates AVRIL	Temp(°C) air à 7H	Temp(°C) air à 12H	Temp(°C) air à 17H	Temp(°C) Max	Temp(°C) Min	Temp(°C) Moyenne	Amplitude de Temp(°C)	Pluviométrie (mm) à 7H	Pluviométrie (mm) à 17H	Temp(°C) eau du lac	Var. niveau du lac (cm)	Vit. du vent Km/h à 7H	Vit. du vent Km/h à 17H
1	*	*	*	26,6	14,4	20,5	12,2	*	*	*	*	*	*
2	15,6	27,2	24,2	29,4	15	22,2	14,4	5	1	25	164	*	2,97
3	17,2	27	18,4	29,2	14	21,6	15,2	30,3	*	24,5	167	1,34	3,59
4	17	26,2	23	28,3	15	21,7	13,3	22	*	25,8	171	0,94	3,87
5	16,4	26,2	21,2	28,2	15	21,6	13,2	*	1,4	24	167	1,5	2,81
6	16,8	23,8	19,6	28,2	14,8	21,6	13,4	*	*	23,5	170	1,14	1,9
7	17	26,2	*	*	*	*	*	*	*	26,5	175	*	*
8	*	*	*	30,2	15,6	22,9	14,6	*	*	*	*	*	*
9	18,3	23,7	19,8	27	16	21,5	11	9,7	*	24	175	*	2,15
10	17,8	24	16,4	28,6	15,2	21,9	13,4	*	*	24	176	0,36	2,48
11	16,6	24,8	19,3	28,6	15,4	22	13,2	14,1	*	24,5	178	1	3,53
12	18,4	25,2	25	28,4	14,4	21,4	14	0,8	*	24,9	179	1,44	3,87
13	16,6	27,2	24,6	30	14,6	22,3	15,4	*	*	25	179	1,31	3,24
14	15,8	27,9	*	29	15,2	23,8	13,8	15,1	*	26,2	179	2,14	*
15	17,4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
16	*	*	*	*	*	*	*	19,1	*	*	*	*	*
17	16	27,7	25	30	15	22,5	15	*	*	26	181	*	3,79
18	18	27,4	23,2	29,8	16,8	23,3	13	*	*	25,5	182	1,91	2,81
19	17,8	23,2	17,8	25,8	15,2	20,5	10,6	*	15,8	26,5	181	0,89	2,34
20	17	26,8	23	29	16,2	22,6	12,8	*	*	26	182	1,32	3,6
21	18,4	27,2	26	30	14,8	22,4	15,2	*	*	26	182	0,77	*
22	17	*	*	*	*	*	*	*	*	*	181	*	*
23	18,6	27	24,8	30	14,8	22,4	15,2	*	1	25,5	181	*	4,19
24	18	28,4	26	29	15	22	14	0,5	*	26	181	1,57	*
25	18	26,6	25	27	14,2	20,6	12,8	12,4	0,7	26	182	*	4,09
26	17,6	23,8	23	29,4	16,4	22,9	13	21,1	3,4	25,5	184	1,44	2,77
27	17,3	25,4	*	29	15,4	22,2	13,6	1,8	*	25	185	1,02	*
28	16,6	28	24	29	*	*	*	*	*	24,5	*	*	3,21
29	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
30	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
MOYENNE	17,2	26,1	22,5	28,7	15,1	22,1	13,6			24,2	177,8	1,25	3,2

Courbe étalon phosphate (specto B&L882 mm) - 8/2/90 avec extraction à l'hexanol

PO_4-P µg/l	Tr % 5 cm	D.O. 5 cm	C. Calc
0	97	0,013	
2	84	0,076	2,4
5	77	0,114	4,6
10	65	0,187	8,8
25	31	0,509	27,3
50	13	0,886	49,0

PO_4 µg/l = 0,0575 * DO - 0,002
r^2 = 0,9948

Courbe étalon nitrate (specto B&L520 mm) - 9/2/90 avec colonne cadmium-cuivre 1

NO_3-N µg/l	Tr % 5 cm	D.O. 5 cm	C. Calc
0	99	0,004	
5	84	0,076	4,2
10	76	0,119	10,9
25	62	0,208	24,9
50	43	0,367	49,9

NO_3 µg/l = 0,1575 * DO - 0,0078
r^2 = 0,9987

Courbe étalon ion ammonium (specto B&L655 mm) - 9/2/90

NH_4^+ N µg/l	Tr % 1 cm	D.O. 1 cm	C. Calc
0	96	0,018	
100	76	0,119	122,9
250	58	0,237	248,7
500	36	0,444	469,5
750	20	0,699	741,4
1000	11	0,959	1018,6

NH_4 µg/l = 1,0663 * DO - 0,004
r^2 = 0,9964

Courbe étalon nitrate (specto B&L520 mm) - 8/3/90 avec colonne cadmium-cuivre 2

NO_3-N µg/l	Tr % 5 cm	D.O. 5 cm	C. Calc
0	98	0,009	
2	88	0,056	1,9
5	83	0,081	5,3
10	77	0,114	9,8
25	59	0,229	25,4
50	39	0,409	49,8

NO_3 µg/l = 0,1359 * DO - 0,0057
r^2 = 0,9998

Courbe étalon phosphate (specto B&L882 mm) - 15/3/90 avec extraction au butyl acetate

PO_4^- P µg/l	Tr % 5 cm	D.O. 5 cm	C. Calc
0	96	0,018	
2	87	0,061	0,8
5	81	0,092	4,9
10	72	0,143	11,6
25	57	0,244	24,9
50	37	0,432	49,7

PO_4 µg/l = 0,1315 * DO - 0,0071
r^2 = 0,9973

Courbe étalon nitrate (specto B&L520 mm) - 15/3/90 avec colonne cadmium-cuivre 2

NO_3^-N µg/l	Tr % 5 cm	D.O. 5 cm	C. Calc
0	98	0,009	
2	88	0,056	1,8
5	83	0,081	5,2
10	77	0,114	9,7
25	59	0,229	25,4
50	39	0,409	49,9

NO_3 µg/l = 0,1359 * DO - 0,0057
r^2 = 0,9998

Courbe étalon nitrate (specto B&L520 mm) - 22/3/90 avec colonne cadmium-cuivre 1

NO_3^-N µg/l	Tr % 5 cm	D.O. 5 cm	C. Calc
0	97	0,013	
2	90	0,046	1,2
5	85	0,071	4,9
10	79	0,108	10,4
25	61	0,215	26,5
50	43	0,367	49,2

NO_3 µg/l = 0,1498 * DO - 0,0057
r^2 = 0,9976

Courbe étalon phosphate (specto B&L482 mm) - 22/3/90 avec extraction au butyl acetate

PO_4^- P µg/l	Tr % 5 cm	D.O. 5 cm	C. Calc
0	98	0,009	
2	95	0,022	1,9
5	88,5	0,053	5,2
10	80	0,097	9,8
25	57	0,244	25,2
50	33	0,481	49,9

PO_4 µg/l = 0,1045 * DO - 0,0004
r^2 = 0,9999

Courbe étalon phosphate (specto B&L882 mm) - 28/4/90 avec extraction au butyl acetate

PO_4- P µg/l	Tr % 5 cm	D.O. 5 cm	C. Calc
0	98	0,009	
2	94	0,027	2,1
5	88	0,056	5,4
10	80	0,097	10,0
25	60	0,222	24,1
50	35	0,456	50,4

PO_4 µg/l = 0,1125 * DO - 0,0009

r^2 = 0,9992