



Moteurs et conséquences de la resuspension dans un lac sahélien peu profond : le lac de Guiers au Sénégal

Seyni SANE^{1*}, Ngansoumana BA¹, Papa Ibra SAMB¹, Kandioura NOBA¹ et Robert ARFI²

¹Département de Biologie Végétale, Université Cheikh Anta Diop (UCAD), BP 5005 Dakar, Sénégal.

²Département Environnement et Ressources, 44, boulevard de Dunkerque, CS 90009, F-13572 Marseille cedex 02, France.

*Auteur correspondant, E-mail: sane.seyni@gmail.com; Tel: +221 77439 93 02

RESUME

La dynamique des particules dans les systèmes aquatiques est régit par l'interaction entre la resuspension et la sédimentation. Cette étude est consacrée à la détermination des processus responsables de la resuspension des particules dans le lac de Guiers situé au nord du Sénégal. Des échantillons ont été collectés au cours d'un cycle annuel au niveau de trois stations prises dans la partie centrale du lac. Dans ce site, la resuspension des particules est liée à l'action des vents mais aussi à la crue du fleuve Sénégal. La resuspension sous l'effet des vents se produit pendant l'harmattan, alors qu'en période d'alizés maritimes, c'est la crue du fleuve Sénégal qui est responsable de la remise en suspension des particules. Le taux de particule en suspension est plus important en période d'harmattan qui est marquée par des vitesses du vent plus élevées (moyenne de $3,6 \text{ m.s}^{-1}$ fluctuant entre 1 et 7 m.s^{-1}), mais surtout par un fetch fort (24 km). Cette évolution saisonnière de la resuspension affecte la turbidité de l'eau, les taux de matière en suspension, la biomasse phytoplanctonique, le coefficient d'atténuation lumineuse, le flux des particules et la structure de la colonne d'eau. La resuspension sous l'effet des vagues créées par le vent associé au fetch élevé constitue dans ce système peu profond le principal processus contrôlant la dynamique des particules.

© 2015 International Formulae Group. All rights reserved.

Mots clés : Vagues, crue du fleuve, resuspension, particule, turbidité, lac de Guiers.

INTRODUCTION

Dans les systèmes aquatiques, les particules sédimentées peuvent être remises en suspension dans la colonne d'eau sous l'action des courants de marée ou par le vent à travers les vagues qu'il crée. Cependant, les vagues de surface restent les principales causes de la resuspension dans la plupart des lacs (Hofmann et al., 2011). Ainsi selon Prestigiacomo et al. (2007), l'effet de resuspension par les vagues constitue un des facteurs majeurs contrôlant la distribution

spatiale et temporelle des particules dans la colonne d'eau. Cette distribution spatiale des sédiments représente une interaction complexe entre les sources, les caractéristiques du sédiment qui atteints le lac, les processus limnologiques qui s'y produisent et la morphologie du lac (Gilbert, 2003). Si la resuspension et la redistribution des particules changent la structure du sédiment, mais elles causent aussi des variations abiotiques et biotiques des conditions d'habitat pour la croissance du phytoplancton et des

macrophytes par la libération des nutriments (Güde et al., 2000), par l'oxygénation de la couche sédiment-surface (Precht et Huettel, 2003 ; Precht et al., 2004), ou un changement sur l'atténuation lumineuse (Erm et Soomere, 2006 ; Pierson et al., 2003). En outre, si la répartition de la taille et la composition biochimique des particules varient suivant l'histoire récente de l'eau, leur resuspension par les vagues dépend de la hauteur de celles-ci, de leur période qui est liée au fetch et à la vitesse du vent (Ekeboom et al., 2003). Ce processus de resuspension tient compte de la localisation géographique, de la topographie environnante, de la taille, de la morphométrie et de la profondeur du lac ; mais aussi des vitesses et directions dominantes du vent (Hofmann et al., 2011). Une vitesse d'environ 4 ou 5 m.s⁻¹ est suffisante pour permettre la resuspension dans des lacs peu profonds (1,3 m en moyenne), (Lepage et al., 2000 ; Chaouachi et al., 2002). La resuspension se produit si la profondeur d'eau est inférieure à la moitié de la longueur de la vague (Precht et al., 2004). La resuspension est donc une fonction de la profondeur ; elle augmente quand la profondeur baisse (Van Druin et al., 2001 ; Lovstedt et Hargeby, 2005). La Figure 1 schématise le mécanisme de la resuspension sous l'effet des vagues dans les systèmes peu profonds. La resuspension se produit quand les vagues s'enfoncent dans les eaux profondes en décrivant des orbites circulaires. Les rayons de ces cercles ainsi que leurs trajectoires décroissent exponentiellement avec la profondeur. Près du fond, les orbites deviennent elliptiques induisant les mouvements oscillatoires. Ce phénomène crée la turbulence qui entraîne la resuspension des particules sédimentées. Mais, ce processus de resuspension est possible dans le cas où on a un vent régulier, un fetch effectif, une faible profondeur, une faible inégalité du plan d'eau et un sédiment non cohésif (Ekeboom et al., 2003). Cependant, dans la plupart des lacs, les vents sont moins fréquents et instables, les vitesses du vent sont faibles et le fetch effectif

est limité à quelques kilomètres (Holmann et al., 2011).

Dans ce système peu profond, la resuspension peut agir sur le devenir du matériel particulaire et favoriser la distribution dans toute la colonne d'eau des éléments nutritifs issus de la minéralisation de la Matière Organique (MO) à l'interface eau-sédiment. Egalement, les fluctuations du niveau d'eau accroissent l'intensité des échanges de nutriments à l'interface eau-sédiment, ce qui est caractéristique des lacs peu profonds (Vicente et al., 2012). La resuspension peut également assurer le transfert des cellules phytoplanctoniques vers la couche d'eau plus éclairée et donc s'opposer à l'effet de l'atténuation lumineuse. Ceci aura des conséquences sur l'activité photosynthétique et donc sur la production primaire. Ainsi, la présente étude a pour objectif principal de déterminer les moteurs et conséquences de la resuspension des particules dans le lac de Guiers par l'étude des variations annuelles de 2002/2003 : (1) du seston qui englobe la biomasse phytoplanctonique, (2) des flux et tailles des particules et (3) de la structure de la colonne d'eau ; en rapport avec l'action de resuspension par les vents.

MATERIEL ET METHODES

Site d'étude

Cette étude a été conduite dans la partie centrale (16°10' N, 15°70' W) du lac de Guiers à Ngnith. Situé au nord du Sénégal, le lac est alimenté par le fleuve Sénégal via le canal de la Taoué. Cette zone est caractérisée par un climat sahélien, avec une courte saison des pluies entre juillet et septembre, marquée par des précipitations très irrégulières. La pluviométrie annuelle varie entre 200 et 250 mm. Le niveau du lac est régulé grâce au pont barrage de Richard-Toll situé sur la Taoué au Nord et à la digue de Keur Momar Sarr située au Sud. Avec un volume d'environ 680 millions de m³, le lac de Guiers fournit jusqu'à 45% d'eau potable à la ville de Dakar, capitale du Sénégal. Ce lac plat peu profond

(2 m en moyenne), long de 50 km et large de 7 km (surface d'environ 320 km²), est soumis à l'influence bidirectionnelle des vents du nord-est (harmattan) soufflant dans le grand axe du lac de novembre à mai et du nord-ouest (alizés maritimes) de juin à octobre. Les échantillonnages ont été effectués en douze sorties mensuelles de mars 2002 à février 2003. Trois stations, représentatives des habitats caractéristiques du lac, ont été choisies pour l'étude (Figure 2).

1. La station Large «**L**» (16°11' N, 15°65' W) est située dans l'axe majeur du lac, donc soumis aux vents dominants. Avec une profondeur moyenne de 2,7 m, elle est caractérisée par un fond sablo-vaseux.

2. La station Baie «**B**» (16°12' N, 15°67' W) est située en zone abrité à faible influence des vents dominants ; d'une profondeur moyenne de 2,3 m, elle présente un fond vaseux.

3. La station Typha «**T**» (16°09' N, 15°70' W) est située dans une zone rendue artificiellement libre et entourée de typhas, donc protégée des vents. Sa profondeur moyenne est de 1,3 m et son fond est caractérisé par un substrat vaseux envahi par les systèmes racinaires des typhas.

Paramètres météorologiques

Une station météorologique est installée sur le pont de la prise d'eau destinée à la consommation. Située à environ 100 m du rivage et à 3 m au-dessus du niveau de l'eau, elle a permis de mesurer en continue les vitesses et directions du vent. C'est un enregistrement horaire effectué grâce à une console météorologique (Davis Instruments de type Weather Monitor II) reliée à un anémomètre et une girouette. Les données enregistrées ont été recueillies au moyen d'un micro-ordinateur portable. Les vitesses des directions du vent ont été calculées en effectuant une projection sur axe horizontal (abscisse) et vertical (ordonnée) des composantes Nord et Est du vent et en

appliquant la formule trigonométrique des angles.

Paramètres hydrologiques

L'atténuation verticale lumineuse a été estimée en calculant les coefficients d'extinction (K) de la lumière qui passent sous l'eau grâce à la Li-cor 200 (Quantamètre sphérique) Poole et Atkins (1929). La transparence de l'eau a été estimée en utilisant les mesures du disque de Secchi de 30 cm de diamètre. Des profils verticaux de la température (précision 0,01 °C) et de l'oxygène en pourcentage de saturation (précision 0,1 mg.l⁻¹) ont été obtenus à partir d'enregistrements à intervalle de 0,5 seconde de la surface au fond, grâce à une sonde multiparamètre Sea Bird 19.

Les particules en suspension dans un volume connu d'eau ont été concentrées sur une membrane en fibre de verre Whatman GF/F pré-pesées (porosité 0,7 µm). Les poids de seston (matières en suspension) ont ensuite été déterminés selon la procédure décrite par Aminot et Chaussepied (1983).

Le phytoplancton d'un volume d'eau connu a été concentré sur une membrane en fibre de verre Whatman GF/F (porosité 0,7 µm). L'extraction de la chlorophylle s'est faite à froid pendant 45 minutes dans du méthanol pur. Les concentrations en chlorophylle *a* ont été ensuite déterminées après la mesure de la fluorescence (Fluorimètre Turner Design 10-AU) selon la procédure de Holm-Hansen et al. (1965).

Le flux des particules en suspension dans la colonne d'eau a été déterminé grâce à des pièges à sédiment. Ce sont des tubes de PVC de 7 cm de diamètre sur 30 cm de hauteur et fermés à une extrémité et suspendus verticalement à 30 cm au dessus du fond sous une bouée fixée. Le poids des particules piégées a été ensuite déterminé en suivant la procédure de la détermination du poids de seston.

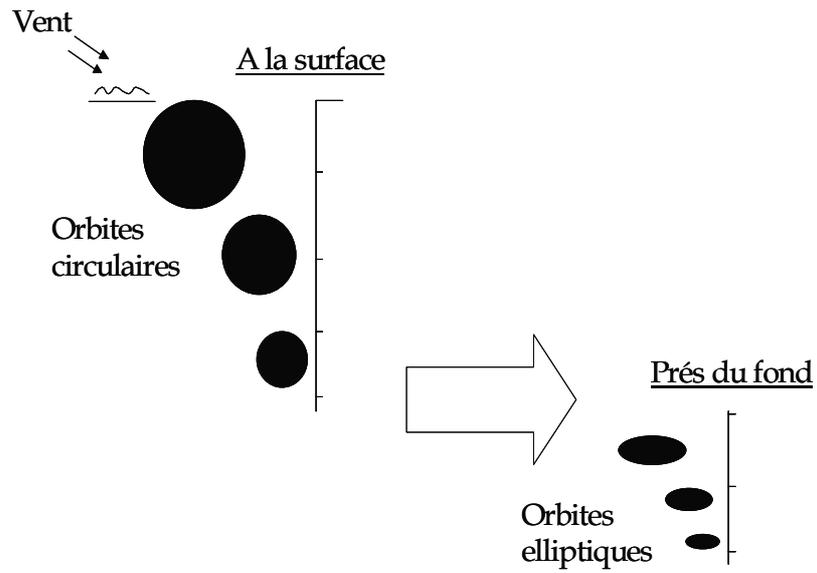


Figure 1 : Schéma du mécanisme de la resuspension.

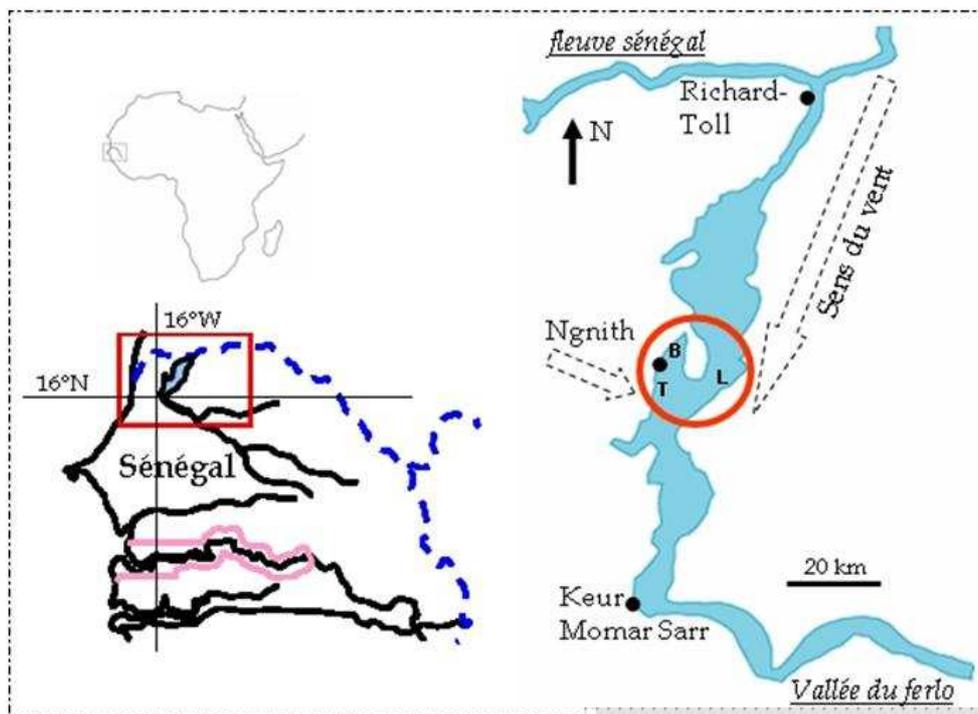


Figure 2 : Carte de la zone d'étude montrant la position des stations d'échantillonnage (B, L et T) dans le lac de Guiers.

La taille des particules en suspension dans la colonne d'eau a été déterminée grâce à un compteur de type Coulter Multisizer II équipé d'une sonde de 70 μm dont la gamme de mesure est comprise entre 1,6 et 46,7 μm . Les volumes totaux des particules ont été ensuite estimés par comparaison aux diamètres d'une sphère équivalente. Les particules ont été regroupées en trois (03) classes de taille ($< 3 \mu\text{m}$, $3-6 \mu\text{m}$ et $> 6 \mu\text{m}$).

Analyses statistiques

Les variables hydrobiologiques (transparence de l'eau, concentrations chlorophylliennes, seston, coefficient d'atténuation lumineuse, flux et volumes des particules sédimentées) ont été comparées entre les trois (03) stations. Une comparaison saisonnière des données en se basant sur le régime des vents dominants : harmattan (novembre à mai) et alizés maritimes (juin à octobre) a aussi été réalisée. Les différentes données ont été analysées statistiquement en adoptant une approche paramétrique quand la distribution est normale et que les variances sont égales ou une approche non paramétrique dans le cas contraire. Dans le cadre de l'approche paramétrique, les variations entre les stations ont été testées par l'analyse de variance (ANOVA à un facteur) pour une comparaison de plus de deux moyennes ou le test de Student Newman-Keuls (test-t) pour une comparaison de deux moyennes. Dans le cadre de l'approche non paramétrique, les variations ont été testées par le test de Kruskal-Wallis à un facteur (plus de deux moyennes) ou le test de Mann-Whitney (deux moyennes). Les mesures ne présentant pas de différence statistique significative entre les stations, les données ont été moyennées. Les tendances d'évolution des différentes variables hydrobiologiques ont été aussi comparées en utilisant une approche paramétrique (test des coefficients de corrélation de Pearson). Dans tous les cas, des tests paramétrique et non paramétrique, les différences ont été considérées significatives

quand la probabilité était inférieure à 5% ($p < 0,05$).

RESULTATS

Vitesses et directions du vent

La vitesse moyenne journalière montre une série très bruitée sur toute la période d'étude (Figure 3) avec des valeurs variant entre 1 m.s^{-1} et environ 7 m.s^{-1} . Des vitesses moyennes plus élevées sont observées de novembre à mai, elles baissent légèrement de juin à octobre. Cette évolution permet d'effectuer un découpage saisonnier basé sur les roses mensuelles (Figure 4) et les vitesses des directions (Figure 5) des vents. La période des vents forts de novembre à mai (vents de secteur NNE) correspond aux alizés du Nord-Est (harmattan). Et la période des vents faibles de juin à octobre (vents de secteur NNW) correspond aux alizés maritimes. Cette évolution bidirectionnelle des vitesses du vent va affectée celle des variables hydrobiologiques (coefficient d'atténuation lumineuse, seston, biomasse chlorophyllienne, flux et volumes totaux des particules), mais aussi la structure verticale de la colonne d'eau. Ces différentes variables hydrobiologiques ne montrent pas d'évolution spatiale (test d'Anova à un facteur, $p > 0,05$), les mesures effectuées au niveau des trois stations sont statistiquement identiques. Par contre une évolution saisonnière est observée pour les concentrations chlorophylliennes, les taux de matières en suspension et les flux verticaux des particules avec des différences significatives, test de Student Newman-Keuls $p < 0,05$ (Tableau 1).

Caractéristiques hydrobiologiques

Les mesures mensuelles (moyennes des trois stations et une fois l'écart type) de la transparence de l'eau, du coefficient d'atténuation lumineuse, de la chlorophylle *a*, du seston, des flux et volumes particuliers ont été superposées à celles des vitesses moyennes mensuelles du vent.

-La transparence de l'eau est statistiquement identique entre les trois (03) stations (test de Kruskal-Wallis ; $p=0,595$). Les valeurs moyennes des trois (03) stations (Figure 6) sont plus élevées en période de vent faible avec une plus forte mesure observée en juillet (0,92 m). Elles baissent en période de vents forts avec une valeur plus faible (0,5 m) en février. Une faible tendance évolutive inverse de la transparence de l'eau par rapport aux vitesses moyennes du vent est observée ($R=-0,237$; $p=0,459$).

-Les flux des particules entre les trois (03) stations sont statistiquement identiques (test de Kruskal-Wallis ; $p=0,451$). Les flux moyens sont plus importants pendant la période de forte transparence de l'eau avec une vitesse moyenne d'environ $280 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ en septembre (Figure 7). Une faible corrélation inverse par rapport aux vitesses moyennes du vent est observé ($R=-0,308$; $p=0,330$).

-Les volumes des particules ne présentaient pas de différences significatives entre les trois (03) stations (test d'Anova à un facteur : particule $< 3 \mu\text{m}$ $p=0,972$; particule $3-6 \mu\text{m}$ $p=0,128$; particule $> 6 \mu\text{m}$ $p=0,077$). Pendant la période de forte transparence de l'eau, les particules de taille $< 3 \mu\text{m}$ et celles de taille $> 6 \mu\text{m}$ augmentent de volume ; tandis que celles de taille intermédiaire ($3-6 \mu\text{m}$) baisse de volume (Figure 8). Cette dernière fraction domine les particules représentant 54% du volume total contre 29 et 17% respectivement pour les fractions $> 6 \mu\text{m}$ et $< 3 \mu\text{m}$. Des coefficients de corrélation négatifs très faibles par rapport aux vitesses du vent sont observés pour les particules $< 3 \mu\text{m}$ ($R=-0,0181$; $p=0,956$), $> 6 \mu\text{m}$ ($R=-0,247$; $p=0,440$) et positif pour les particules $3-6 \mu\text{m}$ ($R=0,235$; $p=0,462$).

-Les coefficients d'atténuation lumineuses (test d'Anova à un facteur, $p=0,206$), les concentrations chlorophylliennes (test d'Anova à un facteur,

$p=0,344$) et les poids des matières en suspension (test de Kruskal-Wallis, $p=0,294$) ne présentaient pas de différences statistiques significatives entre les trois stations. Une tendance évolutive identique par rapport aux vitesses moyennes du vent est observée pour le coefficient d'atténuation lumineuse ($R=0,254$; $p=0,426$) (Figure 9), les concentrations chlorophylliennes ($R=0,498$; $p=0,099$) (Figure 10) et celles des poids des matières en suspension ($R=0,634$; $p=0,026$) (Figure 11). La période des vents réduits est caractérisée par des valeurs plus faibles (K : $1,5 \text{ m}^{-1}$; chlorophylle a : $25,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ et Matières en suspension : $16,7 \text{ mg.l}^{-1}$ au mois de juillet). En période de vents forts, les valeurs sont multipliées environ par 3 (K : $2,5 \text{ m}^{-1}$; chlorophylle a : $67,2 \mu\text{g.l}^{-1}$ et Matières en suspension : $37,1 \text{ mg.l}^{-1}$ au mois de mars).

Structure de la colonne d'eau

La structure de la colonne d'eau du lac est définie par la distribution verticale de la température de l'eau et des concentrations d'oxygène exprimées en pourcentage de saturation (Figure 12). Les températures de l'eau et les concentrations d'oxygène sont statistiquement identiques respectivement entre les trois (03) stations (test d'Anova à un facteur, $p > 0,05$). Une distribution verticale de la température de l'eau marquée par un faible gradient thermique est notée au cours de la période d'étude. La température de l'eau est légèrement plus élevée en surface avec une différence thermique de l'ordre de 3°C enregistrée aux mois de septembre/octobre (Figure 12A). La distribution verticale est beaucoup moins nette pour les taux d'oxygène. Des sur-saturations sont rarement observées au cours de la période d'étude. Les sous-saturations sont plus fréquentes, mais elles sont maintenues à un niveau élevé avec l'oxygène qui est présent à plus de 60% jusqu'au fond (Figure 12B).

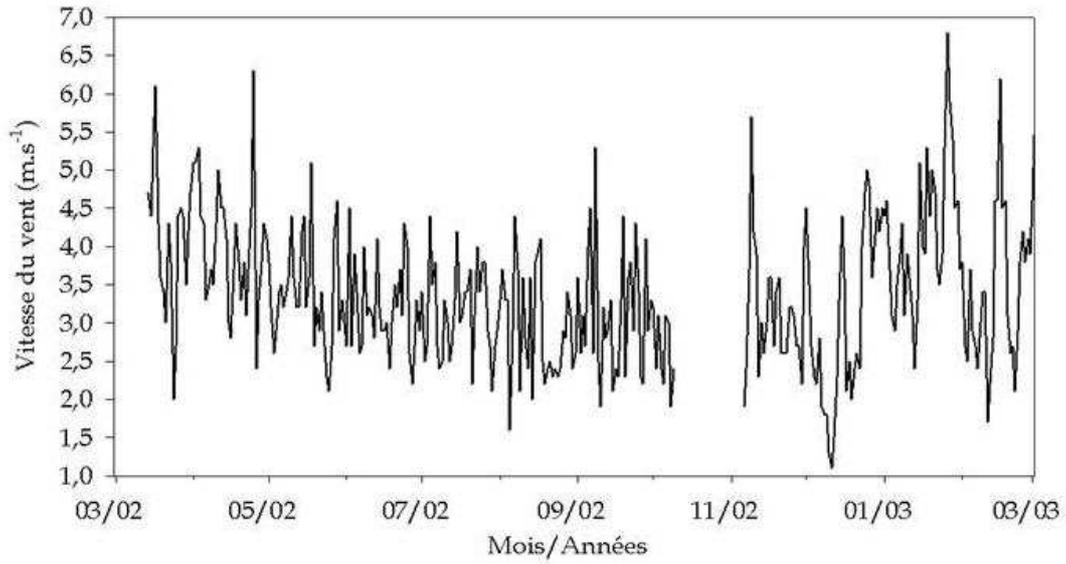


Figure 3 : Vitesse moyenne journalière du vent à Ngnith.

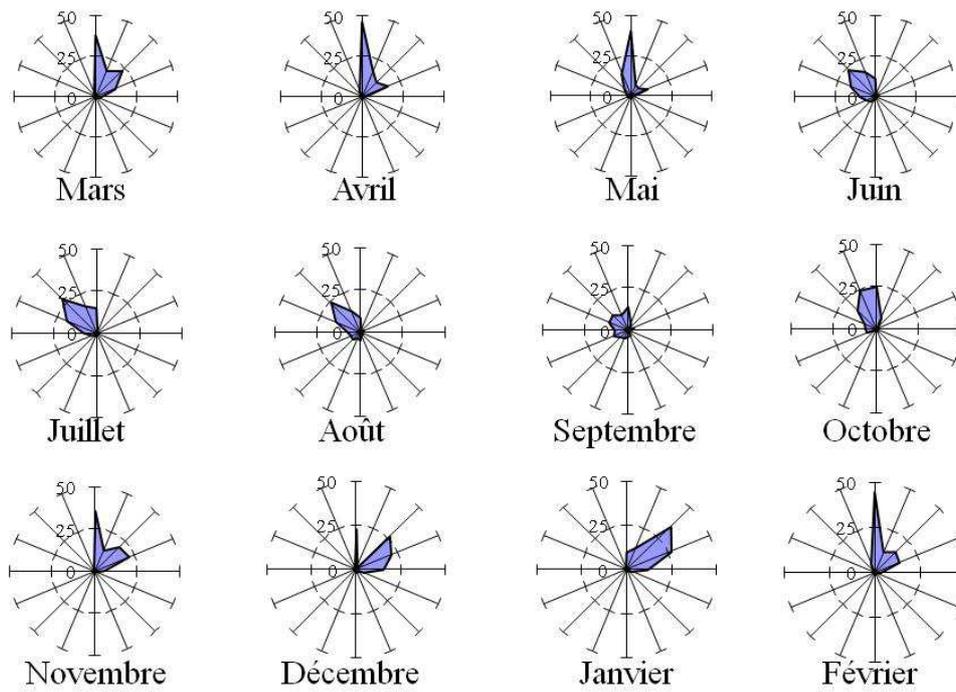


Figure 4 : Roses mensuelles des vents pendant la période de mars 2002 à février 2003.

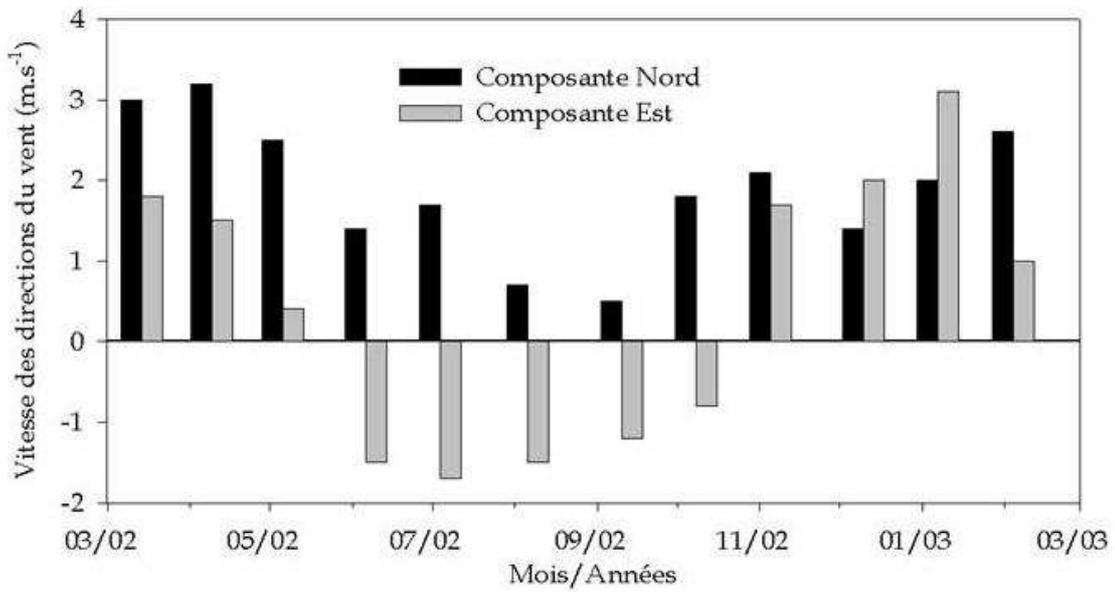


Figure 5 : Composantes Nord et Est du vent à Ngnith.

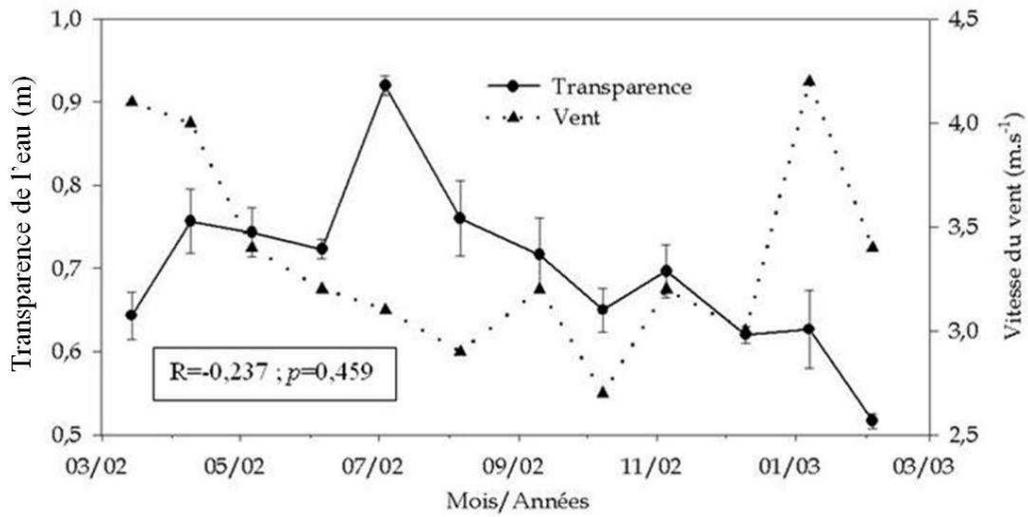


Figure 6 : Mesures mensuelles de la transparence de l'eau, moyenne des trois stations avec une fois l'écart type et vitesses moyennes mensuelles du vent.

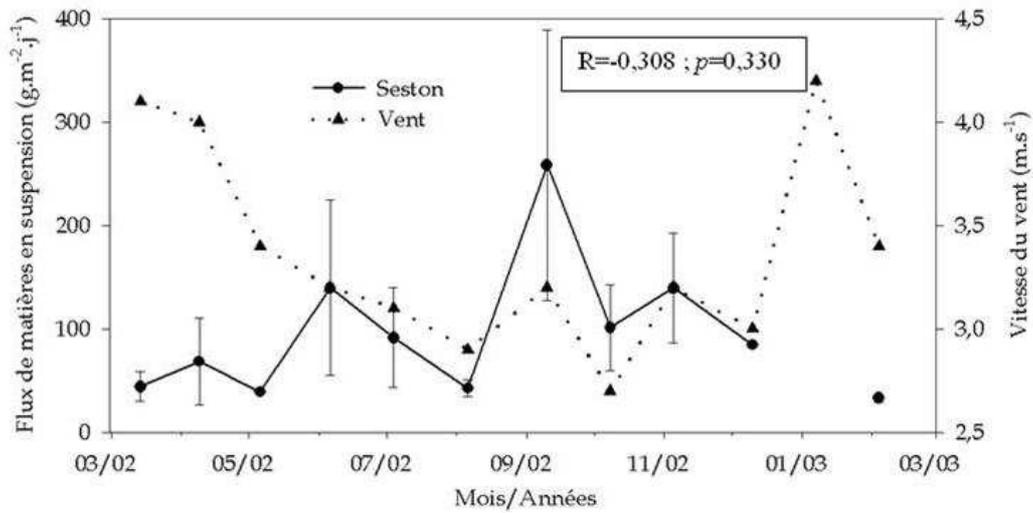


Figure 7 : Flux verticaux mensuels des particules, moyenne des trois stations avec une fois l'écart type et vitesses moyennes mensuelles du vent.

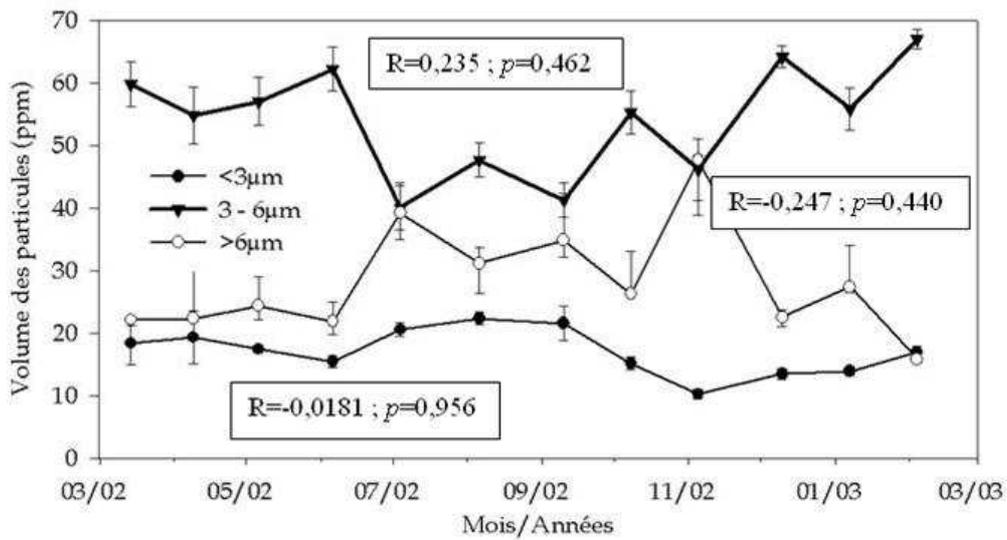


Figure 8 : Volumes mensuels des particules pour trois classes de taille (< 3 μm, 3 et 6 μm et > 6 μm) ; moyenne des trois stations avec une fois l'écart type.

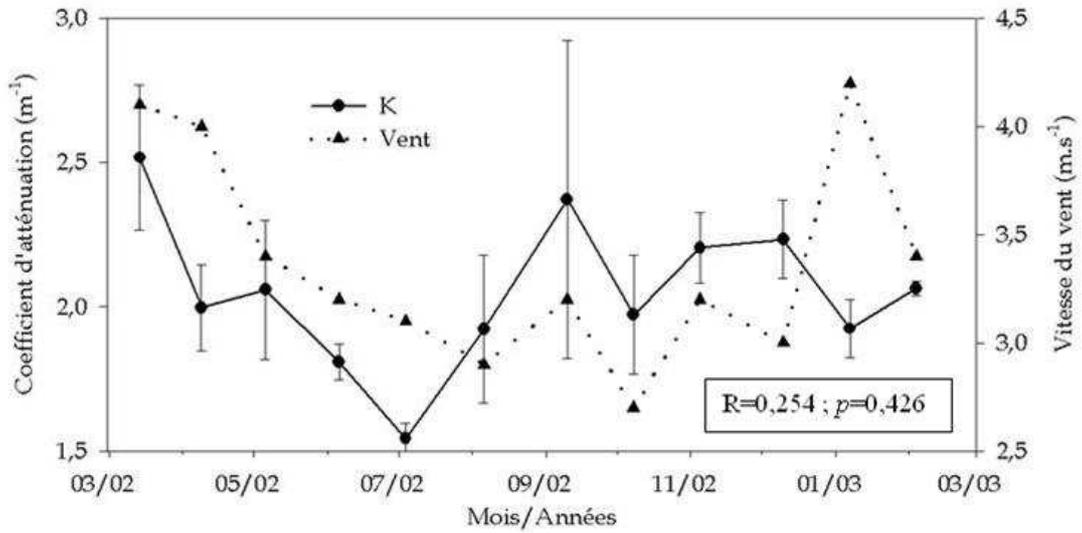


Figure 9 : Mesures mensuelles du coefficient d'atténuation lumineuse, moyenne des trois stations avec une fois l'écart type et vitesses moyennes mensuelles du vent.

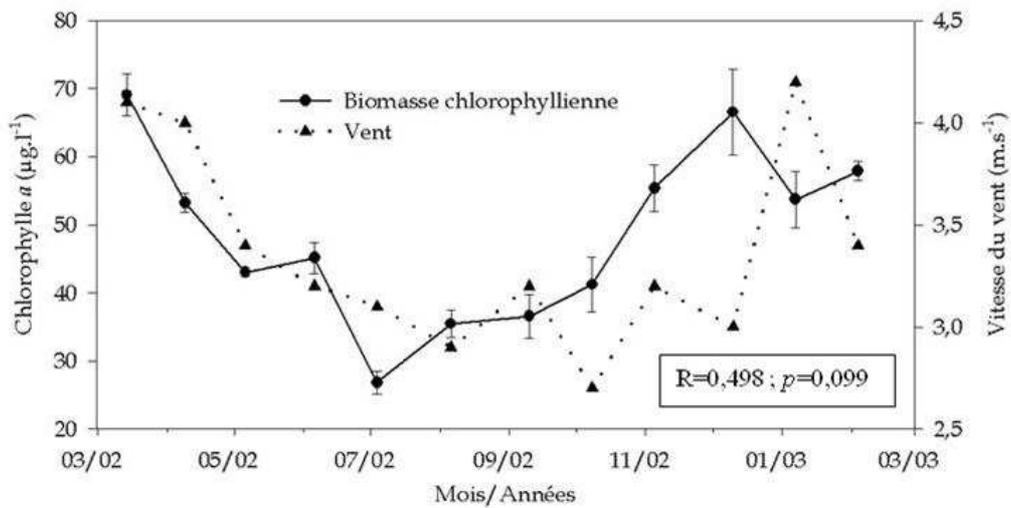


Figure 10 : Mesures mensuelles de la biomasse chlorophyllienne, moyenne des trois stations avec une fois l'écart type et vitesses moyennes mensuelles du vent.

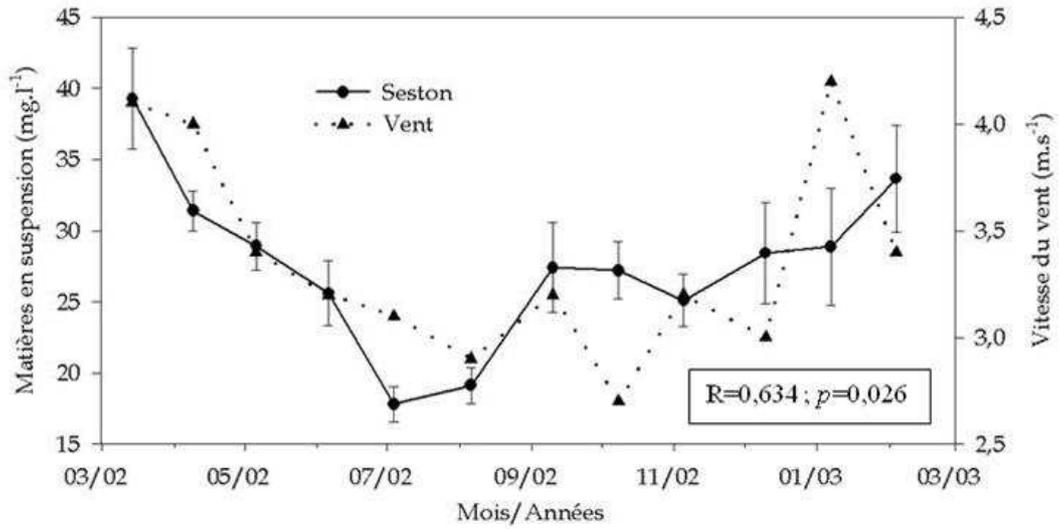


Figure 11 : Mesures mensuelles du seston, moyenne des trois stations avec une fois l'écart type et vitesses moyennes mensuelles du vent.

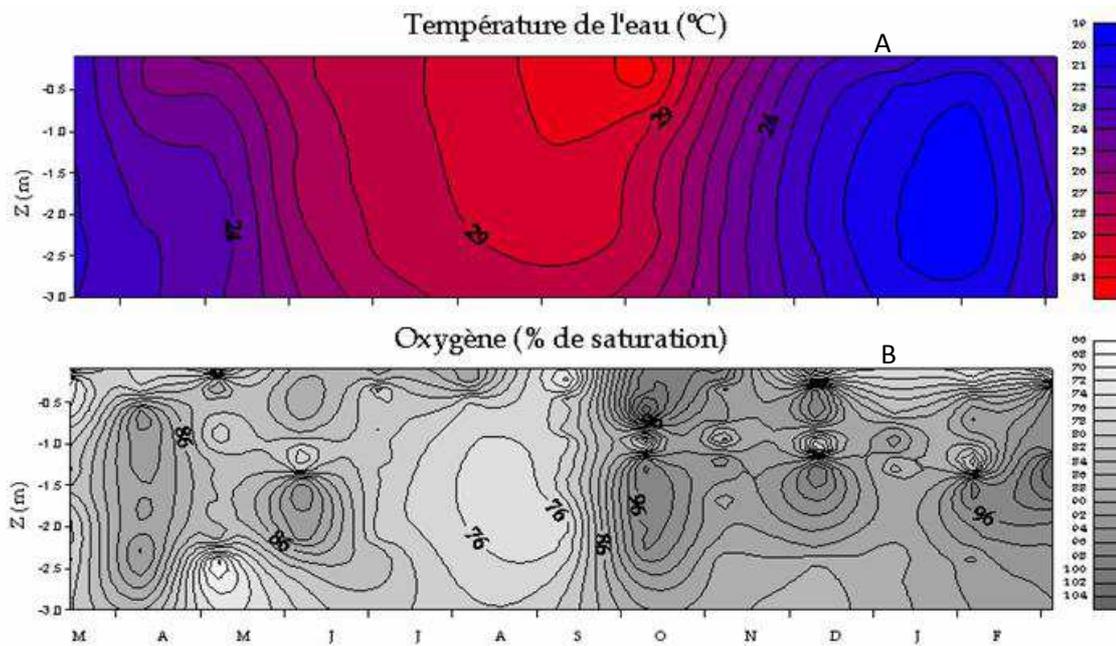


Figure 12 : Structure de la colonne d'eau, température (A) et pourcentage d'oxygène dissous de l'eau (B), moyenne des trois stations. Z = profondeur du lac.

Tableau 1 : Moyennes des différentes variables ; différences suivant les saisons testées en utilisant le test de Student Newman-Keuls : test-t.

	Harmattan	Alizés maritimes	Différence
Fetch (km)	~ 24	~ 3	
Vitesse du vent (m.s ⁻¹)	3,6	3,0	ns
Secchi (m)	0,7	0,8	ns
Coefficient d'extinction lumineuse (m ⁻¹)	2,1	1,9	ns
Chlorophylle <i>a</i> (µg.l ⁻¹)	56,2	35,1	**
Seston (mg.l ⁻¹)	30,1	22,3	*
Flux verticaux des particules (g.m ⁻² .j ⁻¹)	67,9	126,5	*
Volume des particules (ppm)	< 3 µm	15,7	ns
	3-6 µm	57,8	ns
	> 6 µm	26,5	ns

** p<0,001 ; * p<0,012 ; ns : p>0,05

DISCUSSION

Vent et resuspension

Le suivi régulier de la direction et de la vitesse du vent permet d'expliquer l'intensité de son impact sur le milieu ainsi que celle de ses interactions avec les autres variables de l'écosystème (Chaouachi et Hassine, 2000-2001). Les vents enregistrés au cours de cette étude décrivent un régime bidirectionnel caractérisé par des vents de secteurs NNE (Harmattan : de novembre à mai) et NNW (Alizés maritimes : de juin à octobre). Cette évolution classique pour cette zone a été antérieurement décrite par Sane (2006) et Sané et al. (2013). Les vitesses moyennes au cours de ces deux périodes, comparables à celles enregistrées dans la lagune de l'Ichkeul (Chaouachi et al., 2002) et le lac St. Francis (Lepage et al. 2000), sont suffisantes pour entraîner la resuspension des particules, si le fetch est effectif et la profondeur est faible (Chaouachi et al., 2002). Le fetch est la distance sur laquelle le vent souffle dans la même direction, plus elle est grande et plus l'effet des vagues créées est important. Au lac de Guiers, la resuspension des particules se produit surtout en période d'harmattan où le fetch est important (24 km). En effet, durant cette période les vents soufflant dans le grand axe du lac induisent la formation des vagues qui sont responsables de la resuspension. Par

contre pendant les alizés maritimes les vents sont perpendiculaires au grand axe du lac. Le fetch est moins important (3 km) et les vitesses du vent sont aussi moins intenses. Pendant cette dernière période, la sédimentation des particules est favorable, ce qui s'est traduit par des eaux plus transparentes. Ces résultats confortent les travaux de Douglas et al. (2003) qui montrent que le taux de sédimentation est différent durant les différentes saisons du fait de la différence de masse, de surface et de la fraction organique des particules.

Resuspension et turbidité

L'augmentation des solides en suspension dans la colonne d'eau, résultant de la resuspension des sédiments, a été reconnue comme un processus important influençant la qualité de l'eau dans les lacs peu profonds (Malmaeus et Håkanson, 2003). Ce processus peut affecter la transparence de l'eau, l'atténuation lumineuse, le seston et la biomasse phytoplanctonique. Au cours de cette étude, une évolution concordante est observée entre ces différentes variables et les vitesses du vent. En outre, la direction du vent et le fetch élevé concourent à l'effet de resuspension. Ainsi, dans ce site, la resuspension est surtout effective en période d'harmattan marquée par un fetch effectif,

mais aussi par des vents plus forts. Cette période se caractérise par une faible transparence, et donc une forte turbidité. Cependant, les résultats ont montré une eau turbide caractérisée par des valeurs du Disque de Secchi <1 m durant toute la période d'étude. Cette évolution de la turbidité est comparable à celle observée par Chaouachi et al. (2002) dans la lagune de l'Ichkeul. Dans beaucoup de systèmes aquatiques, la turbidité est liée à une entrée allochtone et/ou à la resuspension induite par les vents des particules inorganique et organique dans la colonne d'eau. Ces deux phénomènes sont responsables du maintien de la turbidité de l'eau pendant toute la période de l'étude. En effet, en période d'harmattan (saison sèche), la resuspension sous l'effet des vents entraîne la turbidité. Par contre, en période d'alizés maritimes (saison des pluies), la crue du fleuve Sénégal qui emporte une quantité importante de particules organiques et minérales (Ndiaye et al., 2013 ; Ndiaye et al., 2014) sont responsables de la turbidité. La plus forte turbidité observée en période d'harmattan montre la prévalence de l'effet de la resuspension. En effet, ce mécanisme assure le transfert physique des particules dans la colonne d'eau. Ce phénomène associé à la faible profondeur du lac favoriser la diffusion dans toute la colonne d'eau des sels nutritifs issus de la minéralisation de la matière organique à l'interface eau-sédiment. Ce flux des sels nutritifs issus du sédiment affecte la production et la composition des particules dont le phosphore (Carmichael et Valiela, 2005) et donc le statut trophique du milieu (Sané et al., 2013). Dans certains lacs, la silice est reconnue comme un élément important dans la régulation de la communauté planctonique par son rôle critique pour la croissance et la biomasse des diatomées (Chen et al., 2002) ainsi que la composition spécifique (Barbiero et al., 2002). Ces différents processus se traduisent par une augmentation des particules dans la colonne d'eau. La première conséquence de la resuspension des particules demeure l'atténuation lumineuse qui entraîne une

réduction de la production primaire et la biomasse phytoplanctonique (Malmaeus et Håkanson, 2003 ; Lövstedt et Hargeby, 2005). Mais dans ce système peu profond, la couche euphotique correspond à la colonne d'eau entière comme c'est le cas à la lagune Ichkeul (Chaouachi et al., 2002). La colonne d'eau n'est pas stratifiée et elle peut correspondre à la couche de mélange, ce qui assure le transfert régulier des cellules phytoplanctoniques dans la couche plus euphotique et près de la surface d'eau (Huettel et Rusch, 2000). Ce processus qui s'oppose à l'effet de l'atténuation lumineuse peut expliquer les fortes biomasses et la productivité élevée observée en période de plus forte turbidité de l'eau.

Resuspension et dynamique des particules

La dynamique des particules dans les systèmes aquatiques est régie par l'interaction entre la resuspension et la sédimentation. Une augmentation de la resuspension se traduirait par un faible flux vertical (sédimentation). La mesure des flux de sédimentation du seston est importante pour déterminer la qualité de l'eau et l'étude des cycles biogéochimiques. Selon Sanford et MAA (2001), la resuspension par les courants et les vagues joue un rôle majeur dans le transport des sédiments, les flux chimiques à la colonne d'eau et la productivité biologique. Un des impacts de la concentration des solides en suspension est la réduction dans la colonne d'eau de l'énergie lumineuse nécessaire à la photosynthèse (Davies-Colley, 2001). Cet auteur affirme que les particules affectent la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau par réflexion et absorption des photons lumineux. Les résultats de cette étude montrent que la resuspension des particules se produit durant toute l'année. Cependant, les flux verticaux sont faibles en période d'harmattan où la resuspension des particules est favorisée. Les taux de sédimentation (environ $100 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ au mois d'avril) sont comparables à ceux obtenus par Cecchi (rapport-pélagos-benthos, 2002) pendant la même période dans cette partie centrale du

lac. La taille des particules en suspension influence la turbidité. En effet, l'augmentation de la taille des particules se traduit par une augmentation de la dispersion des faisceaux lumineux (Allen, 2011). Dans notre site d'étude, les particules de taille intermédiaire (diamètre compris entre 3 et 6 μm) qui dominent le seston sont responsables de la turbidité de l'eau. Les grosses (> 6 μm) et fines (< 3 μm) particules sont moins affectées par l'effet de la resuspension par les vents ; elles contribuent alors faiblement à la turbidité pendant cette période. Par contre, ces grosses et fines particules sont légèrement plus importantes pendant les alizés maritimes marqués par la crue du fleuve Sénégal. Les plus faibles volumes des particules de taille intermédiaire témoignent de leurs flux verticaux importants. La réduction des vitesses du vent, associée au faible fetch concourt donc au maintien d'une sédimentation élevée. L'augmentation du volume des particules fines (< 3 μm) peut être attribuée à leur origine externe (allochtone) constituée par les apports du fleuve Sénégal. En effet, la crue du fleuve qui a lieu à cette période de l'année transporte une quantité importante de particules organiques et minérales (Ndiaye et al., 2013 ; Ndiaye et al., 2014). Les particules de taille plus élevée (> 6 μm) augmentent aussi de volume, car elles sont remises en suspension suite à l'entre d'eau du fleuve. En effet, le courant de l'eau s'accompagne d'une force qui permet de resuspendre les grosses particules. Ainsi des forts courants (> 6 cm.s^{-1}), peuvent resuspendre des particules de taille élevée (> 100 μm), (Mauro et al., 2002).

Resuspension et structure de la colonne d'eau

La structure de la colonne d'eau est définie par la distribution verticale des différentes variables hydrobiologiques (température, densité, conductivité, oxygène dissous etc.). Le vent et la resuspension constituent des facteurs déterminants dans le maintien de la structure verticale de l'eau. Une distribution homogène des particules est

observée dans des environnements peu profonds soumis au vent régulier et qui est associé au fetch important. La stratification thermique d'un lac est un phénomène qui se produit lorsque la radiation solaire et la température atmosphérique sont élevées et que la vitesse du vent est faible. Cette dernière condition qui limite la turbulence de l'eau et donc le mélange (Valentine, 2004) favorise la stratification de la colonne d'eau. Dans notre site, un faible gradient thermique vertical est observé en période de vent faible et de fetch réduit (période des alizés maritimes). En effet, les plus fortes températures de l'air observées pendant cette période (Sané, 2006) entraînent un réchauffement de l'eau de surface qui devient moins dense par rapport à celle du fond plus froide, donc plus dense (Wetzel, 2001). En outre, le faible brassage de l'eau contribue au maintien du gradient vertical décroissant. Un gradient vertical est aussi observé pour l'oxygène en cette période. Cependant, de plus faibles concentrations d'oxygène sont notées en période de plus fortes températures de l'eau. Ceci met en évidence l'influence de la température de l'eau sur la solubilité de l'oxygène surtout dans les eaux douces. D'après la Table de Winkler (Protec Traitement des Eaux, 2002), ainsi que les données de l'IBGE (2005), la solubilité de l'oxygène baisse avec l'augmentation de la température de l'eau. Les résultats obtenus confortent cette idée, en effet les sur-saturations sont régulièrement observées en période de faible température (situation d'harmattan). En outre, le brassage élevé de l'eau en cette époque est favorable à la dissolution et à l'homogénéisation de l'oxygène dans la colonne d'eau. Mais, durant toute la période de l'étude, les taux d'oxygénation se situent à plus de 60% jusqu'au fond. Ce maintien à un niveau relativement modéré de l'oxygène est dû à la faible profondeur du lac, mais surtout à l'effet du vent qui favorise, par brassage, une bonne aération de la colonne d'eau. En outre, les variations de la distribution de l'oxygène et de l'état redox des composés de fer sont causées par les changements des conditions

climatiques (Gerhardt et al., 2005) et de turbidité mécanique (Gerhardt et Schink, 2005).

Conclusion

Dans les systèmes aquatiques, les courants marées, les crues et les vagues créés sous l'action du vent constituent les agents responsables de la resuspension des particules. Au lac de Guiers, l'effet des courants marées est faible. Les vagues créées par l'action des vents constituent le facteur déterminant du transfert physique des particules dans la colonne d'eau. Cependant, il existe un autre facteur de resuspension des particules constitué par la crue du fleuve Sénégal. L'effet de ces deux facteurs est saisonnier, car la resuspension par les vagues se produit pendant la période d'harmattan ; tandis que celle de la crue du fleuve se produit pendant les alizés maritimes en saison des pluies. Cette resuspension des particules entraîne une turbidité de l'eau durant toute la période d'étude, mais qui est plus importante en période d'harmattan. Les fortes biomasses ainsi que les taux élevés du seston sont enregistrés en cette époque de l'année. Cela s'est traduit par une plus forte atténuation lumineuse et donc une faible productivité. Par contre, le transport régulier des cellules phytoplanctoniques vers la couche plus euphotique s'oppose à cet effet d'atténuation lumineuse. L'importance de la resuspension sous l'effet des vents s'oppose donc à la sédimentation des particules dont les flux sont restés faibles en période d'harmattan. Mais cette resuspension intéresse surtout les particules de taille comprise entre 3 et 6 μm . La présence dans la colonne d'eau des particules fines et celles de taille supérieure à 6 μm est liée à la crue du fleuve. Le brassage régulier de l'eau du lac permet une structuration homogène de la colonne d'eau. Cette structure homogène dépend du mélange de la colonne d'eau qui est lié à la vitesse du vent et au fetch. Le faible gradient vertical observé est lié à une baisse d'intensité des vents, mais surtout au changement de direction du vent correspondant à un fetch

faible. Cette étude transversale couvre les deux saisons sèche et humide du pays. La resuspension des particules est engendrée par les vagues induites par les vents et par la crue du fleuve Sénégal qui alimente le lac. Ces deux processus qui se produisent successivement aux deux saisons sont les moteurs qui actionnent la resuspension des particules dans ce système peu profond.

REMERCIEMENTS

Ce document est lié aux recherches conduites par l'IRD (Institut de Recherche pour le Développement) de Dakar (Sénégal) dans le cadre du programme FLAG d'études du "Déterminisme des Efflorescences Algales" en collaboration avec l'Université Cheikh Anta Diop de Dakar (UCAD, Sénégal). Nos remerciements sont adressés à l'ensemble de l'équipe de l'Unité de Recherche 098 (FLAG) pour son soutien pendant les travaux de terrain. Mais aussi nous adressons des remerciements à la structure française (IRD) pour le soutien financier (Bourse) dans l'accomplissement de ces travaux.

REFERENCES

- Allen CM. 2011. Seasonal Transport of Suspended Solids and Nutrients Between Bear River and Bear Lake. All Graduate Theses and Dissertations, Utah State University, p. 1277.
- Aminot A, Chaussepied M. 1983. *Manuel des Analyses Chimiques en Milieu Marin*. Brest, C.N.E.X.O.; p. 395.
- Barbiero RP, Tuchman ML, Warren GJ, Rockwell DC. 2002. Evidence of recovery from phosphorus enrichment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **59**: 1639–1647.
- Carmichael RH, Valiela I. 2005. Coupling of near-bottom seston and surface sediment composition: Changes with nutrient enrichment and implications for estuarine food supply and biogeochemical processing. *Limnol. Oceanogr.*, **50**(1): 97–105.

- Cecchi P. 2002. Premier bilan de la campagne atelier à Dakar Bango et Guiers. Rapport Pélagos Benthos, p. 7.
- Chaouachi B, Hassine B. 2000-2001. Impact des variables environnementales sur la pêche dans la lagune de l'Ichkeul. *Ichthyophysiological Acta*, **3**: 33-40.
- Chaouachi B, Hassine OKB, Lemoalle J. 2002. Impact du vent sur la transparence des eaux de la lagune de l'ichkeul. *Bull. Inst. Natn. Scien. Tech. Mer de Salammbô*, **29**: 87 – 93.
- Chen C, Rubao J, Schwab DJ, Beletsky D, Fahnenstiel GL, Jiang M, Johengen TH, Vanderploeg H, Eadie B, Budd JW, Bundy MH, Gardner W, Cotner J, Lavrentyev PJ. 2002. A model study of the coupled biological and physical dynamics in Lake Michigan. *Ecological Modelling*, **152**: 145–168.
- Douglas RW, Rippey B, Gibson CE. 2003. Estimation of in-situ settling velocity of particles in lakes using time series sediment trap. *Freshwater Biology*, **48**: 512-518.
- Ekebon J, Laihonon P, Suominen T. 2003. A GIS-based stepwise procedure for assessing physical exposure in fragmented archipelagos. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **57**: 887 – 898.
- Erm A, Soomere T. 2006. The impact of fast ferry traffic on underwater optics and sediment resuspension. *Oceanologia*, **48**(S): 283-301.
- Gerhardt SD, Brune A, Schink B. 2005. Dynamics of redox changes of iron caused by light-dark variations in littoral sediment of a freshwater lake. *Biogeochemistry*, **74**: 323-339.
- Gerhardt SD, Schink B. 2005. Redox changes of iron caused by erosion, resuspension and sedimentation in littoral sediment of a freshwater lake. *Biogeochemistry*, **74**: 341-356.
- Gilbert R. 2003. Spatially irregular sedimentation in a small, morphologically complex lake: implication for paleoenvironmental studies. *Journal of Paleolimnology*, **29**: 209–220.
- Güde H, Seidel M, Teiber PM, Weyhmüller M. 2000. Prelease from littoral sediments in Lake Constance. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **27**: 2624-2627.
- Hofmann H, Federwisch L, Peeters F. 2010. Wave-induced release of methane: Littoral zones as a source of methane in lakes, *Limnol. Oceanogr.*, **55**(5): 1990–2000.
- Hofmann H, Lorke A, Peeters F. 2011. Wind and ship wave-induced resuspension in the littoral zone of a large lake, *Water Resour. Res.*, **47**: 1 – 12.
- Holm-Hansen O, Lorenzen CJ, Holmes RW, Strickland JDH. 1965. Fluorimetric determination of chlorophyll. *J. Cons. Perm. Int. Explor. Mer*, **30**: 3-15.
- Huettel M, Rusch A. 2000. Transport and degradation of phytoplankton in permeable sediment. *Limnol. Oceanogr.*, **45**: 534–549.
- IBGE. 2005. *L'Eau à Bruxelles : Qualité Physico-Chimique et Chimique des Eaux de Surface, Cadre Général*. IBGE.
- Lepage S, Biberhofer J, Lorrain S. 2000. Sediment dynamics and the transport of suspended matter in the upstream area of Lake St. Francis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **57**(1): 52–62.
- Lövstedt CB, Hargeby A. 2005. Seasonal variation in resuspension in a shallow Swedish lake – Potential factors. 15th International Northern Research Basins Symposium and Workshop Luleå to Kvikkjokk, Sweden, 29 Aug. – 2 Sept.
- Lovstedt CB, Hargeby A. 2005. Seasonal variation in resuspension in a shallow swedish lake-potential factors. International northern research basins symposium and workshop lulea to kvikkjokk, Sweden, 101-109.
- Malmaeus JM, Håkanson L. 2003. A dynamic model to predict suspended particulate matter in lakes. *Ecological Modelling*, **167**: 247-262.

- Mauro LV, Barbieri A, Hanselmann KW. 2002. Phosphorus, carbon and nitrogen enrichment during sedimentation in a seasonally anoxic lake (Lake Lugano, Switzerland). *J. Limnol.*, **61**(2): 215-223.
- Ndiaye AD, Salem KMM, El Kory MBE, Kankou MOSAO, Baudu M. 2014. Contribution à l'étude de l'évolution Spatio-temporelle de la qualité physicochimique de l'Eau de la Rive droite du fleuve Sénégal (Contribution to Space and temporal Study of the physicochemical quality of water from the Senegal River right bank). *J. Mater. Environ. Sci.*, **5**(1): 320-329.
- Ndiaye AD, Thiam O, Kankou MOSAO, Namr KI. 2013. Turbidite et matieres en suspension dans l'eau : application a l'evaluation des metaux contenus dans l'eau de la rive droite du fleuve senegal. *Larhyss Journal*, **14**: 93-105.
- Pierson DC, Markensten H, Strömbeck N. 2003. Long and short term variations in suspended particulate material: The influence on light available to the phytoplankton community, *Hydrobiologia*, **494**: 299–304.
- Poole HH, Atkins WRG. 1929. Photo-electric measurement of submarine illumination throughout the year. *Journal Marine Biology Association*, **16**: 297-324.
- Precht E, Franke U, Polerecky L, Huettel M. 2004. Oxygen dynamics in permeable sediments with wave-driven pore water exchange. *Limnol. Oceanogr.*, **49**(3): 693–705.
- Precht E, Huettel M. 2003. Advective pore-water exchange driven by surface gravity waves and its ecological implications. *Limnol. Oceanogr.*, **48**(4): 1674–1684.
- Prestigiacomo AR, Effler SW, O'Donnell D, Hassett JM, Michalenko EM, Lee Z, Weldemann A. 2007. Turbidity and suspended solids levels and loads in a sediment enriched stream: implications for impacted lotic and lentic ecosystems. *Lake and Reservoir Management*, **23**: 231-244.
- Protec Traitement des Eaux. 2002. Solubilité de l'oxygène dans l'eau en fonction de la température. http://perso.wanadoo.fr/protec/22_Solubilite_de_l'oxygene.htm, Page 22. Document consulted 06/10/2005.
- Sané S, Bâ N, Samb PI, Arfi R. 2013. Artificialisation et évolution du statut trophique d'un lac sahélien peu profond: le lac de Guiers (Sénégal). *Sécheresse*, **24**: 64-77.
- Sane S. 2006. Contrôle environnemental de la production primaire du lac de Guiers, au nord du Sénégal. Thèse de doctorat de 3^{ème} cycle d'écologie planctonique, UCAD, Dakar, p. 199.
- Sanford LP, MAA JPY. 2001. A unified erosion formulation for fine sediments. *Marine Geol*, **179**: 9–23.
- Valentine MB. 2004. Floraisons de cyanobactéries au lac Saint-Augustin: dynamique à court terme et stratification. Mémoire de Maîtrise en Biologie. Faculté des sciences et de génie, Université Laval, p. 139.
- Van Duin EHS, Blom G, Los FJ, Maffione R, Zimmerman R, Cerco CF, Dortch M, Best EPH. 2001. Modeling underwater light climate in relation to sedimentation, resuspension water quality and autotrophic growth. *Hydrobiologia*, **444**: 25-42.
- Vicente I, López R, Pozo I, Green AJ. 2012. Nutrient and sediment dynamics in a Mediterranean shallow lake in southwest Spain. *Limnetica*, **31**(2): 231-250.
- Wetzel RG. 2001. *Limnology : Lake and River Ecosystems* (3rd edn). Academic Press; p. 1006.