

Sensibilité à la pollution métallique de deux grands lacs africains (Tanganyika et Malawi) The sensibility of two African great lakes (Tanganyika and Malawi) to metal contamination

P. Branchu, L. Bergonzini, M. Benedetti, J. P. Ambroisi et J. Klerkx

Volume 18, numéro hors-série, 2005

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/705582ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/705582ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (imprimé)

1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Branchu, P., Bergonzini, L., Benedetti, M., Ambroisi, J. P. & Klerkx, J. (2005). Sensibilité à la pollution métallique de deux grands lacs africains (Tanganyika et Malawi). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 18, 161-180. <https://doi.org/10.7202/705582ar>

Résumé de l'article

Les lacs Tanganyika et Malawi sont, de par leur volume, les deux plus grands lacs africains. Ces réservoirs semblent pour l'instant épargnés par la pollution en éléments en trace. Il est toutefois crucial, en raison de leurs caractéristiques hydrologiques, de poser la question du temps de réponse de ces systèmes à une pollution chronique potentielle véhiculée par les affluents. Cet article simule ainsi cette réponse dans la fraction dissoute suite à l'introduction pendant 50 ans de polluant par tous les affluents. Cette démarche s'appuie sur un modèle hydrologique intégrant les trois compartiments des colonnes d'eau (épi-, méta- et hypolimnion) et sur la prise en compte de la réactivité des éléments dissous dans ces compartiments par l'intermédiaire du taux de rétention élémentaire. Ainsi quatre types d'éléments sont considérés, (i) le type Cl, non réactif, (ii) le type Si, réactif-nutritif, (iii) le type Mn et (iv) le type V tous deux réactifs sensibles aux conditions d'oxydo-réduction. La réactivité de l'élément, l'efficacité du mélange vertical ainsi que la position de l'oxyclyne dans la colonne d'eau conditionnent l'amplitude et la cinétique de réponse des systèmes ainsi que le temps de retour à la situation initiale après l'arrêt des apports polluants. Ces caractéristiques propres à l'élément et au lac influent sur le risque potentiel encouru par l'écosystème et l'homme. Ainsi la pollution affecte principalement les eaux de surface (types Cl et V), les réseaux trophiques (type Si), les eaux profondes (types Si et Mn) et le compartiment sédimentaire (types Mn et V).

Sensibilité à la pollution métallique de deux grands lacs africains (Tanganyika et Malawi)

The sensibility of two African great lakes (Tanganyika and Malawi) to metal contamination

P. BRANCHU^{1*}, L. BERGONZINI², M. BENEDETTI³, J.-P. AMBROSI⁴, J. KLERKX⁵

Reçu le 30 octobre 2003, accepté le 26 août 2004**.

SUMMARY

Lakes Tanganyika and Malawi are the largest African lakes as measured by volume. They constitute essential water and protein resources for the surrounding populations. These aquatic systems have become stressed due to high human population density, growth and associated activities. While eutrophication was apparent locally and organic pollutants were detected in fish and water, concentrations of several dissolved trace elements corresponded to uncontaminated systems. However, due to their hydrological features, it was important to characterise the lake response time to chronic contamination loaded by the tributaries. This paper presents two simulations of this response, in the dissolved fraction, following 50 years of pollutant input by the tributaries. The first simulation corresponded to an annual pollutant input that was the same for both lakes, resulting in mean river input concentrations of $5.0 \text{ U}\cdot\text{L}^{-1}$ and $3.7 \text{ U}\cdot\text{L}^{-1}$ (where U is a weight or molar unit), respectively, for lakes Tanganyika and Malawi. The second simulation corresponded to an annual input proportional to the lake volume, with mean river input concentrations of $5.0 \text{ U}\cdot\text{L}^{-1}$ and $1.5 \text{ U}\cdot\text{L}^{-1}$, respectively, for lakes Tanganyika and Malawi. The polluted input was loaded by the dissolved fraction with the exception of Mn-type elements, which were carried by the particulate fraction. This approach was based on an annual hydrological model of three water column compartments (epi-, meta- and hypolimnion) of these meromictic lakes. In addition, the reactivity of dissolved elements in the water column was taken into consideration. The reactivity was characterised by the elemental retention rate that quantifies dissolved-particulate interac-

1. Centre GEOTOP-UQAM-McGill, CP 8888, succursale Centre-Ville, Montréal (Québec), H3C 3P8, Canada, Tél. : 1 (514) 495 4691 – Fax : 1 (514) 987-3635.
2. UMR-CNRS 8148 IDES, Université Paris-Sud, Bât. 504, 91405 Orsay Cedex, France.
3. Laboratoire de Géochimie et Métallogénie, UMR-CNRS 7047, Université de Paris VI, case 124, 4, place Jussieu, 75252 Paris Cedex 05, France.
4. IRD – CEREGE UMR 161 et CNRS UMR 6635 Centre IRD, 101, promenade Roger-Laroque, BP A5, 98848 Nouméa Cedex, Nouvelle-Calédonie, France.
5. International Bureau for Environmental Studies, Brussels ANC, Vrije Universiteit Brussel, Belgique.

* Correspondance : pons.branchu@wanadoo.fr

** Les commentaires seront reçus jusqu'au 31 mai 2006.

tions linked to biological and physico-chemical processes. The reactivity of trace elements was assessed through their concentration distribution profile in the water column. Four element types were considered: the non-reactive elements characterised by homogenous concentrations in the water column (Cl-like); the micronutrient-type elements (Si-like) characterised by a strong positive concentration gradient below the thermocline; redox-sensitive elements (Mn-like) characterised by a strong positive concentration gradient below the oxycline and other redox-sensitive elements (V-like) characterised by a strong negative concentration gradient below the oxycline. Trace elements (F, Al, Fe, Mn, V, Ba, Sr, Mo, Cr, Ni, Co, Cu and Pb) in both lakes were associated with these element types but they did not necessarily belong to the same type in both lakes. Other elemental types likely occurred (e.g., carbonate type and Fe types) but they were not clearly identified. After 50 years, surface concentrations ranged from 0 to $1.15 \text{ U}\cdot\text{L}^{-1}$ in Lake Tanganyika and from 0 to $2.40 \text{ U}\cdot\text{L}^{-1}$ in Lake Malawi. The difference between the lakes was linked to the greater volume of Lake Tanganyika, mainly in its hypolimnion, and to the longer vertical water exchange time in Lake Tanganyika. For Cl-type elements the concentration response decreased for both lakes from the epi- to the hypolimnion with similar kinetics for the epi- and metalimnion and a delay for the hypolimnion. For Si-type elements the response decreased in Lake Malawi from the hypo- to the epilimnion and for Lake Tanganyika the maximal concentration was calculated in the metalimnion. The concentration range was higher in Lake Malawi than in Lake Tanganyika. For the Mn-type elements, the maximum concentration was calculated in the hypolimnion with a higher response in Lake Malawi. The metalimnetic water concentration of Lake Tanganyika increased slightly and epilimnetic and metalimnetic waters of Lake Malawi did not react. For V-type elements the epilimnetic waters were more sensitive to the increase, with a higher response for Lake Malawi. In Lake Malawi concentrations also increased in the metalimnion. Concentrations in the hypolimnetic zone of both lakes and metalimnetic zone in Lake Tanganyika remained zero. Depending on the element type and on the lake, the time required to return to initial conditions, when contaminant inputs stopped, varied from 30 to 7 300 years. In the epilimnetic zone of both lakes the intensity of reaction and the pollution persistence were higher for Cl-type elements. For Si-type elements, mainly in Lake Malawi, the vertical input from deep waters was sufficient to sustain productivity even after the input of pollutants was stopped. For these elements the dissolved contamination was mainly stored in deep waters. For Mn-type elements the contamination was also stored in deep waters with a relatively slow net transfer to the sedimentary compartment. V-type pollutants were transferred from the dissolved to the particulate phase in deep waters leading to a relatively rapid net transfer to the sediment. Once the pollutant was in the system and until its evacuation to the outlet or to sediment, the risk for the ecosystem and for the population was associated with its presence in the dissolved phase of the surface water. The risk was then higher for Cl- and V-type elements as well as for the Si-type elements that were introduced into the web food. For the Si- and Mn-type elements that were mainly stored in deep waters, the associated risk was linked to a breaking of the thermo-haline stratification or to a reinforcement of vertical mixing. For the V-type elements and also for the sedimentary fraction of the Mn-type elements, the risk was also associated with possible remobilization from the sediments due to physico-chemical changes at the water-sediment interface.

Element reactivity, efficiency of the vertical mixing and the depth of the oxycline control the importance and the kinetic response. They also controlled the time to attain initial conditions once contaminant inputs were stopped. These features, relative to the element and to the lake, were key parameters in the assessment of the potential risk for both the ecosystem and people that rely on

these lakes. Even if the elemental typology was the same for both lakes, elements can be considered a different type from one lake to another. Contamination from the same pollutant would then have different consequences, for instance regarding the associated risk. Computed hydrochemical budgets were simple but realistic, illustrating the behaviour of elements in the water column. Computation of this budget requires the knowledge of global water column fluxes, which have to be improved mainly for Lake Tanganyika. The element's reactivity was mainly linked to liquid-solid reactions. It would be interesting in future studies to characterise particulate phases and their reactivity and to introduce such processes in hydro-geochemical models. Computations of chronic contamination response indicate that for both lakes, due to the inertia of the hydrochemical system, the lack of lake water contamination does not imply a systematic lack of pollution in the tributaries. Once pollution is detected, it will be persistent. A global watershed monitoring program should be organised in the near future. Monitored parameters should be relevant to metallic and organic pollutants, as well as eutrophication.

Keywords: *limnology, Tanganyika, Malawi, hydrochemistry, contamination, model, budget.*

RÉSUMÉ

Les lacs Tanganyika et Malawi sont, par leur volume, les deux plus grands lacs africains. Ces réservoirs semblent pour l'instant épargnés par la pollution en éléments en trace. Il est toutefois crucial, en raison de leurs caractéristiques hydrologiques, de poser la question du temps de réponse de ces systèmes à une pollution chronique potentielle véhiculée par les affluents. Cet article simule ainsi cette réponse dans la fraction dissoute suite à l'introduction pendant 50 ans de polluant par tous les affluents. Cette démarche s'appuie sur un modèle hydrologique intégrant les trois compartiments des colonnes d'eau (épi-, méta- et hypolimnion) et sur la prise en compte de la réactivité des éléments dissous dans ces compartiments par l'intermédiaire du taux de rétention élémentaire. Ainsi quatre types d'éléments sont considérés, (i) le type Cl, non réactif, (ii) le type Si, réactif-nutritif, (iii) le type Mn et (iv) le type V tous deux réactifs sensibles aux conditions d'oxydo-réduction. La réactivité de l'élément, l'efficacité du mélange vertical ainsi que la position de l'oxycline dans la colonne d'eau conditionnent l'amplitude et la cinétique de réponse des systèmes ainsi que le temps de retour à la situation initiale après l'arrêt des apports polluants. Ces caractéristiques propres à l'élément et au lac influent sur le risque potentiel encouru par l'écosystème et l'homme. Ainsi la pollution affecte principalement les eaux de surface (types Cl et V), les réseaux trophiques (type Si), les eaux profondes (types Si et Mn) et le compartiment sédimentaire (types Mn et V).

Mots clés : *limnologie, Tanganyika, Malawi, hydrochimie, pollution, simulation, bilan.*

1 – INTRODUCTION

Les bassins versants des lacs Tanganyika et Malawi sont relativement peuplés, environ 10 millions d'habitants chacun (BOOTSMA et HECKY, 1993 ; COHEN *et al.*, 1996) avec un taux de croissance proche de 2,5 % (Population Reference Bureau, 2003). Pour ces populations, les lacs constituent une ressource

en eau et en protéines animales. De plus, ils abritent des écosystèmes endémiques uniques. Les pressions anthropiques, urbaines, agricoles et industrielles, induisent des modifications de ces systèmes telles que l'eutrophisation mise en évidence dans certaines baies en aval de zones urbanisées et/ou industrialisées du Tanganyika (CALJON, 1992 ; CHALLE, 2000). De même, l'aménagement des versants (déforestation, changement des pratiques agricoles, ...) occasionne l'augmentation des écoulements (CALDER *et al.*, 1995 ; BERGONZINI *et al.*, 2002) et des apports sédimentaires qui modifient les écosystèmes et participent à l'arrivée de nutriments (COHEN *et al.*, 1996 ; HECKY *et al.*, 2003). Les pratiques agricoles entraînent également l'arrivée de pesticides présents aujourd'hui en traces dans les poissons des deux lacs (BAILEY-WATS *et al.*, 2000 ; BOOTSMA et HECKY, 1999) ainsi que dans les eaux du Malawi (BOOTSMA et HECKY, 1999). Dans les eaux du Tanganyika de faibles concentrations en métaux traces (cuivre, plomb, zinc et cadmium ; BRANCHU, 2001) sont associées à des concentrations normales dans les chairs de poissons (CHALLE, 2002). Cet état des lieux est identique pour l'eau (BRANCHU, 2001) et les poissons du Malawi (KIDD *et al.*, 1999). Ces systèmes, contrairement à d'autres grands lacs est-africains (COHEN *et al.*, 1996) semblent donc à l'heure actuelle relativement épargnés par la pollution métallique. Cependant en raison de son fonctionnement hydrologique le temps de réponse du Malawi à un apport important en polluant peut être très long (BOOTSMA et HECKY, 1993) ceci étant aggravé ou non en fonction du comportement des métaux dans la colonne d'eau (BRANCHU, 2001). Dans ce contexte, l'objectif de ce travail est d'estimer, dans une perspective de gestion, l'évolution des concentrations dissoutes en éléments en trace dans les deux lacs, et donc leur sensibilité à la pollution, en réponse à une pollution chronique par les affluents. L'approche est basée sur un modèle en trois boîtes intégrant les bilans hydriques et la réactivité des éléments en trace au sein des colonnes d'eau.

2 – SITES D'ÉTUDES

2.1 Contexte géographique

Les lacs Tanganyika et Malawi appartiennent à la branche occidentale du Rift Est Africain. Situés entre 3 et 15 ° Sud, ils s'allongent sur près de 600 km le long de 30 et 35° Est respectivement (figure 1). Ils sont, avec une profondeur maximale respective de 1470 et de 785 m, et un volume respectif de 18 880 et 7 790 km³, parmi les lacs mondiaux les plus profonds et volumineux. Le Tanganyika via son exutoire la Lukuga, affluent du Congo-Zaïre appartient au bassin Atlantique alors que le Malawi via la rivière Shire, affluent du Zambèze, se déverse dans l'Océan Indien (figure 1). Le bassin versant du lac Tanganyika s'étend sur près de 230 000 km² (dont 32 600 occupés par le lac) et celui du Malawi sur près de 126 500 km² (dont 28 800 occupés par le lac). En relation avec le déplacement du Front Inter Tropical, le climat est caractérisé par une saison sèche et venteuse de juin à octobre et une saison humide le reste de l'année. Avec une position plus proche de l'équateur, le Tanganyika connaît une petite saison sèche de décembre à janvier.

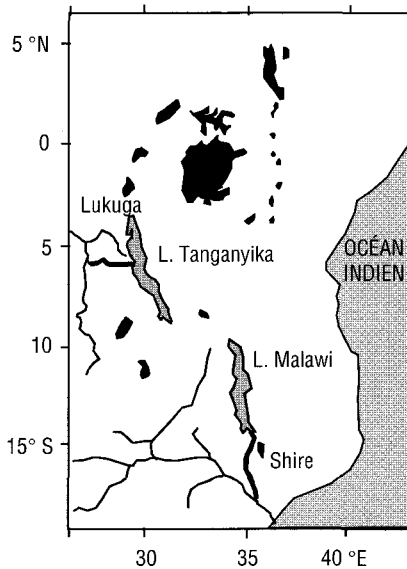


Figure 1 Localisation des lacs Tanganyika et Malawi et de leur exutoire.
 Location of lakes Tanganyika and Malawi and their outflow.

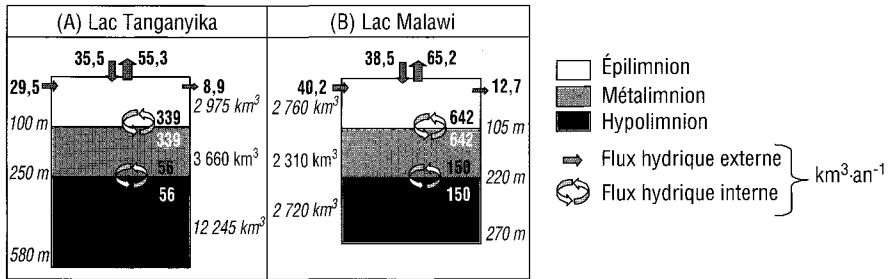
2.2 Structures physico-chimiques

La structure physico-chimique de ces lacs méromictiques est caractérisée par une stratification thermo-haline permanente (COULTER et SPIGEL, 1991 ; HALFMAN, 1993) séparant épilimnion, métalimnion et hypolimnion (figure 2). Cette stratification limite les mélanges et la pénétration de l'oxygène qui disparaît au-delà de 150 et 250 m respectivement pour le Tanganyika et le Malawi (COULTER et SPIGEL, 1991 ; HALFMAN, 1993) ; elle présente toutefois une variabilité spatiale et temporelle liée aux forçages climatiques, et plus particulièrement à l'intensité des vents du Sud, pouvant aboutir à des upwellings. La grande transparence des eaux (de l'ordre de 10 m, PLISNIER *et al.*, 1999 ; BOOTSMA *et al.*, 2003) ainsi que les apports limités en nutriments (e.g. de l'ordre de quelques μmol de phosphore par jour par m^2 de surface lacustre ; HECKY *et al.* 1991 ; HECKY, 2000), classent ces lacs comme oligotrophes. Cependant, leur productivité biologique primaire relativement forte (de l'ordre de $1\,000\text{ mg C}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{jour}^{-1}$; HECKY, 2000) les rapproche des lacs eutrophes. Leur salinité est faible 0,568 et 0,205 ‰ respectivement pour le Tanganyika et le Malawi (MILLERO, 2000).

2.3 Flux hydriques externes et internes

La proportion des différents termes dans les bilans hydriques annuels des deux cuvettes est comparable (BERGONZINI, 1998). Les flux et les réservoirs associés à ces bilans sont présentés dans la figure 2. Les apports se répartissent pour moitié entre précipitations directes et affluents, les apports du bassin versant étant légèrement supérieurs aux précipitations pour le Malawi et légèrement inférieurs pour le Tanganyika. De même, les pertes sont dominées, dans les deux systèmes, à 85 % par l'évaporation. Les flux sont supérieurs

pour le Malawi comparés à ceux associés au Tanganyika. En accord avec les hausses des niveaux lacustres au cours du siècle dernier, ces bilans sont excédentaires de $0,8 \text{ km}^3 \cdot \text{an}^{-1}$ (BERGONZINI, 1998). Le temps de renouvellement global de l'eau est d'environ 100 ans pour le Malawi et, en raison d'un volume plus grand et de flux plus faibles, est trois fois plus important pour le Tanganyika. Les flux internes dans la colonne d'eau stratifiée (figure 2) ont été déterminés par VOLLMER *et al.* (2002) pour le Malawi et estimés pour le Tanganyika pour rendre compte du comportement du silicium et par analogie au cycle de cet élément dans le lac Malawi (BRANCHU et BERGONZINI, 2004). L'hypothèse d'un comportement analogique du Si dans les deux lacs est fondée (HECKY *et al.*, 1996) mais en raison de l'approche suivie les flux internes dans le Tanganyika demeurent spéculatifs. En raison de flux internes plus faibles et d'un volume plus grand (figure 2), les temps d'échanges dans la colonne d'eau sont plus longs pour le Tanganyika.



Flux internes : pour le Tanganyika d'après BRANCHU et BERGONZINI (2004) ; pour le Malawi d'après VOLLMER *et al.* (2002) en choisissant la valeur correspondant à l'absence de dégradation du ChloroFluorocarbone-12 dans la zone anoxique.

Flux externes d'après BERGONZINI (1998).

Volume des compartiments : pour le Tanganyika estimations basées sur le volume du lac publié par HECKY et DEGENS (1973) ; pour le Malawi d'après VOLLMER *et al.* (2002). Les profondeurs en base d'hypolimnion sont les profondeurs moyennes des lacs.

Figure 2 Cycle hydrologique annuel des lacs Tanganyika (A) et Malawi (B).
Annual hydrological cycle of lakes Tanganyika (A) and Malawi (B).

3 – MÉTHODOLOGIE

3.1 Simulations de pollution

Cette étude se propose de préciser la sensibilité, ou la réponse, de ces masses d'eau à une pollution chronique en éléments en trace. Les simulations proposées correspondent à un apport de polluant par l'ensemble des affluents pendant 50 ans ; cette durée a été choisie en raison de l'hydrologie particulière de ces lacs et notamment de leur long temps de vidange par l'exutoire (BOOTSMA et HECKY, 1993). Les concentrations initiales dans les affluents et les lacs sont considérées comme nulles et les apports par les affluents cessent au bout de 50 ans. Les simulations sont réalisées au pas de temps annuel. Deux

scénarios de pollution sont proposés. Le premier, dont les résultats sont présentés par la suite, correspond à un apport annuel d'une même quantité de polluant aux deux lacs. La quantité choisie est de $147 \cdot 10^{12} \text{ U}\cdot\text{an}^{-1}$ (avec U une unité massique ou molaire), la concentration de l'affluent moyen étant alors de $5,0 \text{ U}\cdot\text{l}^{-1}$ et de $3,7 \text{ U}\cdot\text{l}^{-1}$ respectivement pour le Tanganyika et le Malawi. Le deuxième scénario dont les résultats sont discutés prend en compte les différences de volume entre les deux lacs (cf. partie 2.1). La masse de polluant apportée est alors proportionnelle au volume de chaque lac. Elle reste de $147 \cdot 10^{12} \text{ U}\cdot\text{an}^{-1}$ pour le Tanganyika et est alors de $61 \cdot 10^{12} \text{ U}\cdot\text{an}^{-1}$ pour le Malawi. Ces apports correspondent à une concentration dans l'affluent moyen de $5,0 \text{ U}\cdot\text{l}^{-1}$ et $1,5 \text{ U}\cdot\text{l}^{-1}$ respectivement pour le Tanganyika et le Malawi. Le résultat de cette simulation devrait permettre de comparer les fonctionnements aux exutoires et la rapidité des recyclages internes des lacs.

3.2 Modèle hydrochimique

Le modèle hydrochimique proposé décrit l'évolution des concentrations dissoutes en un élément i dans chaque compartiment lacustre (épi-, méta- et hypo-limnion) en fonction des apports et pertes sous forme dissoute et des interactions avec les phases particulaires. Il repose, de manière générique, sur les équations 1, 2 et 3.

$$\frac{d[\text{Ep}_i]}{dt} = \frac{1}{V_{\text{ep}}} \cdot (((1 - t_{\text{Ep},i}) \cdot ([R_i] \cdot Q + Q_{\text{em}} \cdot [\text{Met}_i])) - [\text{Ep}_i] \cdot (Q_{\text{em}} + Q_{\text{ex}})) \quad (1)$$

$$\frac{d[\text{Met}_i]}{dt} = \frac{1}{V_{\text{met}}} \cdot (((1 - t_{\text{Met},i}) \cdot (Q_{\text{em}} \cdot [\text{Ep}_i] + Q_{\text{hm}} \cdot [\text{Hyp}_i])) - [\text{Met}_i] \cdot (Q_{\text{em}} + Q_{\text{hm}})) \quad (2)$$

$$\frac{d[\text{Hyp}_i]}{dt} = \frac{1}{V_{\text{hyp}}} \cdot Q_{\text{hm}} \cdot (((1 - t_{\text{Hyp},i}) \cdot [\text{Met}_i]) - [\text{Hyp}_i]) \quad (3)$$

avec :

- les concentrations massiques ou molaires dissoutes en un élément i en $\text{U}\cdot\text{l}^{-1}$ (avec U une unité massique ou molaire) dans : l'affluent moyen $[R_i]$, l'épilimnion $[\text{Ep}_i]$, le métalimnion $[\text{Met}_i]$ et l'hypolimnion $[\text{Hyp}_i]$;
- les flux en $\text{l}\cdot\text{an}^{-1}$ (figure 2) : apporté par les affluents Q , échangé entre épilimnion et métalimnion Q_{em} , échangé entre hypolimnion et métalimnion Q_{hm} et exporté par l'exutoire Q_{ex} ;
- les volumes en l (figure 2) : de l'épilimnion V_{ep} , du métalimnion V_{met} , et de l'hypolimnion V_{hyp} ;
- les taux de rétention de l'élément i : dans l'épilimnion $t_{\text{Ep},i}$, le métalimnion $t_{\text{Met},i}$ et l'hypolimnion $t_{\text{Hyp},i}$.

Les taux de rétention traduisent dans chaque compartiment la réactivité aux interfaces dissous-particulaire de l'élément considéré. Dans un système stationnaire ($\frac{d[\text{Ep}_i]}{dt}$, $\frac{d[\text{Met}_i]}{dt}$ et $\frac{d[\text{Hyp}_i]}{dt} = 0$) le taux de rétention (t_i : équation 4) permet d'expliquer la différence entre les termes apports et sorties de l'élément i en phase dissoute.

$$t_i = (M_{a,i} - M_{e,i}) / M_{a,i} \quad (4)$$

avec :

- les quantités de l'élément i dissous en $U \cdot \text{an}^{-1}$: apportées $M_{a,i}$ et exportées $M_{e,i}$ au compartiment considéré.

Dans un tel système la réactivité d'un élément est caractérisée qualitativement par son profil de distribution des concentrations dissoutes en fonction de la profondeur et quantitativement par son taux de rétention t_i . Les éléments non réactifs (inertes) sont caractérisés, dans un tel modèle, par un taux de rétention proche de 0, les éléments caractérisés par un taux positif sont libérés en solution par une phase particulaire et ceux caractérisés par un taux négatif sont fixés sous forme particulaire. Le modèle hydrochimique présenté ne prend pas en compte individuellement les processus bio-physico-chimiques, mais l'utilisation du taux de rétention permet d'intégrer l'ensemble de ces processus. Dans un système non stationnaire, cas des simulations entreprises, la réactivité ne peut être caractérisée par le taux de rétention de l'équation 4. Des taux non stationnaires (t_i) sont alors définis pour chaque élément dissous et chaque compartiment comme la proportion de l'élément qui y est fixée ou rejetée par rapport au terme apport.

3.3 Typologie et réactivité des éléments en trace

Alors que la caractérisation qualitative de la réactivité d'un élément ne nécessite que la définition de son profil de concentrations, sa caractérisation quantitative (taux de rétention) implique une connaissance des termes dissous du bilan chimique de l'élément (apports, pertes). Si des profils de concentration ont été déterminés pour de nombreux éléments dans les deux lacs (BRANCHU, 2001), seuls des taux de rétention ont été proposés pour les éléments majeurs dans le Malawi (HECKY et BUGENYI, 1992 ; BRANCHU, 2001) et le Tanganyika (BRANCHU et BERGONZINI, 2004). La réactivité des éléments en trace est donc caractérisée par leur profil de distribution et dans certains cas par analogie avec le comportement d'éléments majeurs. Les analogies (corrélations) entre profils d'éléments mineurs et en trace (F, Al, Fe, Mn, V, Ba, Sr, Mo, Cr, Ni, Co, Cu et Pb) et majeurs (Si, Cl) ont permis, pour chaque lac d'adopter une typologie élémentaire, et de regrouper ces éléments en quatre grands types, type Chlore (Cl), type Silicium (Si), type Manganèse (Mn) et type Vanadium (V). Certains éléments peuvent être associés, sur la base de matrices de corrélations entre profils de concentrations (d'après BRANCHU, 2001), à l'un ou l'autre des types suivant le système lacustre considéré. Cette typologie des éléments n'est pas exhaustive d'autres types existant vraisemblablement : type carbonate de calcium, type Fe, ... mais n'ont pas été mis en évidence ou ont un comportement proche d'un des quatre types précédents.

Les éléments de type Cl ont des profils de concentrations qui s'apparentent à celui du chlore dissous (figure 3). Ce profil, avec des concentrations homogènes, illustre la non-réactivité du chlore dans la colonne d'eau où il est caractérisé par des taux de rétention faibles (figure 4, pour l'exemple du Tanganyika). F et Al dans le Tanganyika et F, Al, Ba et Sr dans le Malawi sont associés au type Cl. Ces éléments sont donc considérés comme non réactifs et des taux de rétention nuls leurs sont associés dans les différents compartiments des lacs.

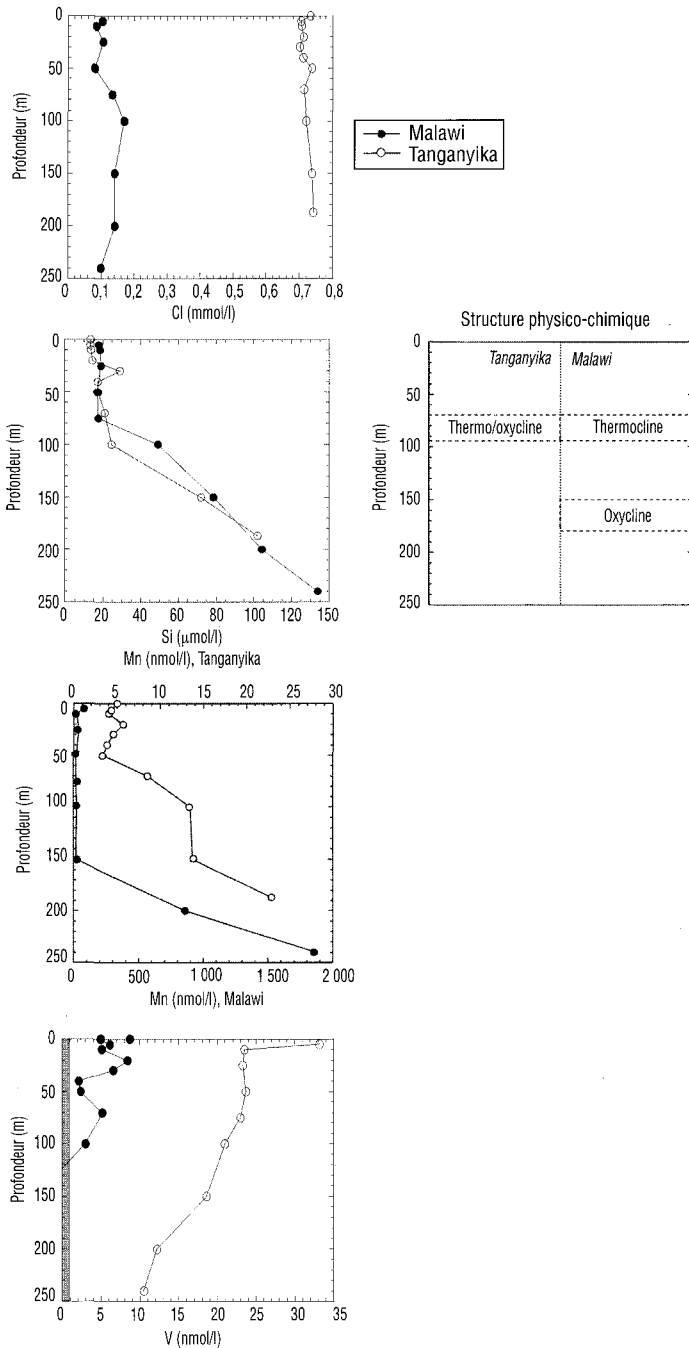


Figure 3 Profils de distribution des concentrations en chlorure, silicium, manganèse et vanadium dissous dans les lacs Tanganyika et Malawi (d'après BRANCHU, 2001).

Dissolved concentration profiles with depth of chloride, silica, manganese and vanadium in the lakes Tanganyika and Malawi (from BRANCHU, 2001).

Les éléments de type Si ont des profils qui s'apparentent à celui du silicium dissous (figure 3). Cet élément considéré comme nutriment dans les deux lacs est présent en faibles concentrations dans l'épilimnion, les concentrations augmentant fortement en profondeur. Le Si dissous est caractérisé par un taux de rétention dans les deux lacs de l'ordre de 96 %. La réactivité du Si le long de la colonne d'eau du Tanganyika est illustrée dans la figure 4. Le taux de rétention positif dans l'épilimnion est lié à l'assimilation du Si par les diatomées dans la zone euphotique. Les taux négatifs en profondeur correspondent à la dissolution des frustules des diatomées qui sédimentent. Sr, Ba, Mo et Cr sont associés au type Si dans le Tanganyika tandis qu'aucun des éléments caractérisés ne présente de corrélation avec le Si dans le Malawi.

Les éléments de type Mn ont des profils qui s'apparentent à celui du Mn dissous (figure 3). Les concentrations en Mn sont très faibles en surface et augmentent fortement sous l'oxycline. Le gradient d'augmentation des concentrations n'est pas à la même profondeur dans les deux lacs, l'oxycline étant située à plus grande profondeur dans le Malawi, environ 170 m pour 90 m dans le Tanganyika (figure 3 ; d'après BRANCHU, 2001). Cette augmentation sous l'oxycline est associée à la dissolution des oxy-hydroxydes de Mn. Ces éléments sont donc fortement réactifs et sensibles aux conditions d'oxydo-réduction. La mise en solution sous l'oxycline induit un taux de rétention négatif pour ces éléments. Le Ni dans le Tanganyika et le Cr, Co, Cu et Pb dans le Malawi sont associés au type Mn.

Le type V n'est représentatif, parmi les éléments caractérisés, que du vanadium dissous (figure 3). Ce profil est caractérisé par une forte diminution des concentrations en phase dissoute sous l'oxycline (figure 3). L'oxycline étant à des profondeurs différentes dans les deux lacs, cette diminution est donc décalée en profondeur. Cette diminution correspond à une baisse de solubilité associée à la réduction du V(V) en V(IV). Cet élément est donc fortement réactif et sensible aux conditions d'oxydo-réduction. Au-dessus de l'oxycline les concentrations homogènes sont associées à un taux de rétention nul alors qu'en dessous la fixation de cet élément à partir de la solution correspond à un taux positif. Ce transfert, en profondeur, du compartiment dissout vers le compartiment particulaire, est illustré par de plus fortes concentrations en V des sédiments échantillonnés par KIDD *et al.* (1999) sous les colonnes d'eau les plus importantes.

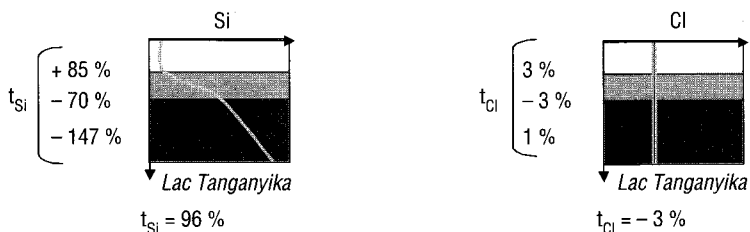


Figure 4 Taux de rétention (t) et profils schématiques de concentration du chlorure (élément conservatif) et du silicium (élément réactif) dans le lac Tanganyika et ses compartiments.

Retention rates (t) and schematic concentration profiles of chloride (conservative element) and silica (reactive element) in Lake Tanganyika and its compartments.

À partir de la réactivité des éléments définie précédemment des taux de rétention sont proposés, pour chaque compartiment de chaque lac et pour chaque type d'élément (tableau 1). Les éléments du type CI sont caractérisés par des taux de rétention nuls dans les différents compartiments de la colonne d'eau. Pour les éléments de type Si un taux de rétention de 50 % ($t_{Epi, Si} = 0,5$) est introduit dans les épilimnions, taux correspondant à leur soustraction sous forme particulaire. Ensuite 50 % de ces masses soustraites sont ensuite libérées dans les métalimnions et 50 % dans les hypolimnions. Après arrêt de l'apport polluant, la rétention persiste, avec un taux constant équivalent à celui correspondant à $t = 50$ ans et ceci tant que les concentrations des épilimnions sont suffisantes. La totalité de l'élément fixé est dissoute en profondeur alors qu'en réalité une faible quantité sédimente (BRANCHU et BERGONZINI, sous presse). Pour les éléments sensibles à l'oxydo-réduction, types Mn et V en raison du décalage entre les deux lacs de la position de l'oxycline, les taux associés aux compartiments diffèrent d'un lac à l'autre. Pour les éléments de type Mn, l'apport par les affluents se fait uniquement sous forme particulaire réactive de type oxy-hydroxyde de manganèse qui sédimente dans la colonne d'eau. Dans l'équation 1 $[R_i] = 0$, mais l'apport particulaire véhicule la même quantité d'élément. Pour ces éléments 30 % des apports particuliers se dissolvent dans le métalimnion et 60 % dans l'hypolimnion du Tanganyika. Les deux taux introduits dans le Tanganyika rendent compte des deux gradients d'augmentation caractérisés dans la figure 3. Pour le Malawi 90 % sont rejetés en solution dans l'hypolimnion. Ces taux induisent de façon assez réaliste, en raison des flux suspectés à l'interface eau-sédiment (BRANCHU et BERGONZINI, sous presse), la sédimentation des éléments de ce type. Les flux de Mn dissous des eaux profondes vers la couche oxygène donnent lieu à la précipitation d'oxy-hydroxydes qui s'ajoutent au flux particulaire provenant des affluents. Pour les éléments de type V, des taux nuls sont introduits dans les épilimnions et dans le métalimnion du Malawi et de 100 % dans le métalimnion et l'hypolimnion du Tanganyika ainsi que dans l'hypolimnion du Malawi. Les taux de rétention utilisés sont proportionnels dans les deux lacs aux apports et ne dépendent donc pas de la concentration dans les différents compartiments ; cette hypothèse de calcul, inhérente à la connaissance limitée des processus bio-géochimiques dans ces lacs, biaise probablement les résultats des simulations. Les taux de rétention utilisés dans ces simulations sont donc subjectifs, mais rendent toutefois compte qualitativement des profils de distribution observés (figure 3).

Tableau 1 Taux de rétention (t_i) dans les différents compartiments des lacs Tanganyika et Malawi, des éléments dissous de type Cl, Si, Mn et V utilisés dans les simulations.

Table 1 Retention rates (t_i) of dissolved elements of type Cl, Si, Mn and V in the water compartments of lakes Tanganyika and Malawi.

Type		$t_{Ep, i}$	$t_{met, i}$	$t_{Hyp, i}$
Cl	Tanganyika Malawi	0	0	0
Si	Tanganyika Malawi	0,5	$-0,5 \cdot t_{Ep, i} \cdot ([R_i] \cdot Q + Q_{em} \cdot [Met_i]) / (Q_{em} \cdot [Ep_i] + Q_{hm} \cdot [Hyp_i])$	$-0,5 \cdot t_{Ep, i} \cdot ([R_i] \cdot Q + Q_{em} \cdot [Met_i]) / (Q_{hm} \cdot [Met_i])$
Mn	Tanganyika Malawi	0 0	$-0,3 \cdot ([R_{part, Mn}] \cdot Q + Q_{em} \cdot [Met_i]) / (Q_{em} \cdot [Ep_i] + Q_{hm} \cdot [Hyp_i])$	$-0,6 \cdot ([R_{part, Mn}] \cdot Q + Q_{em} \cdot [Met_i]) / (Q_{hm} \cdot [Met_i])$ $-0,9 \cdot ([R_{part, Mn}] \cdot Q + Q_{em} \cdot [Met_i]) / (Q_{hm} \cdot [Met_i])$
V	Tanganyika Malawi	0 0	1 0	1 1

avec :

- les concentrations massiques ou molaires dissoutes en un élément i ($U \cdot l^{-1}$) dans : l'affluent moyen $[R_i]$, l'épilimnion $[Ep_i]$, le métalimnion $[Met_i]$ et l'hypolimnion $[Hyp_i]$, et la concentration massique ou molaire en manganèse particulaire dans les affluents $[R_{part, Mn}]$;
- les flux ($l \cdot an^{-1}$) : apporté par les affluents Q , échangé entre épilimnion et métalimnion Q_{em} , échangé entre hypolimnion et métalimnion Q_{hm} et exporté par l'exutoire Q_{ex} ;
- les volumes (l) : de l'épilimnion V_{ep} , du métalimnion V_{met} , et de l'hypolimnion V_{hyp} .

4 – RÉSULTATS - DISCUSSION

Les résultats de la modélisation ainsi que les profils schématisés de distribution à l'équilibre des concentrations en phase dissoute sont présentés pour les différents compartiments des deux lacs et pour les quatre types d'élément (Cl, Si, Mn et V respectivement dans les figures 5, 6, 7 et 8). La distribution à l'équilibre des concentrations correspond aux profils obtenus en laissant les concentrations entre les différents compartiments et les apports/sortie s'équilibrer en maintenant l'apport par les affluents. Les profils à $t = 50$ ans sont loin de la situation d'équilibre qui ne serait atteinte qu'avec des durées beaucoup plus longues. Le retour à la situation initiale après arrêt des apports n'est pas illustré pour tous les types d'éléments mais néanmoins commenté.

Pour le type Cl (figure 5) l'amplitude de réponse (en concentration) décroît pour les deux lacs de l'épi- vers l'hypo-limnion avec une cinétique à peu près équivalente pour l'épi- et le méta-limnion et un retard pour l'hypolimnion. L'amplitude de réponse est proche entre épi- et méta-limnion et est supérieure à celle de l'hypolimnion. Ces tendances sont identiques dans les deux lacs. Le maximum de concentration est atteint au bout de 50 ans pour les épilimnions et les métalimnions avec respectivement $1,15 U \cdot l^{-1}$ et $0,93 U \cdot l^{-1}$ pour le Tanganyika et $1,10 U \cdot l^{-1}$ et $0,98 U \cdot l^{-1}$ pour le Malawi. Les concentrations maximum

des hypolimnions sont atteintes environ 30 ans après l'arrêt des apports pour le Malawi avec $0,82 \text{ U}\cdot\text{l}^{-1}$ et 230 ans pour le Tanganyika avec $0,30 \text{ U}\cdot\text{l}^{-1}$. Le temps de retour à la situation initiale est très long, 7 500 ans pour l'hypolimnion du Tanganyika et 2 600 ans pour celui du Malawi. La simulation réalisée avec l'introduction d'une quantité de polluant pondérée au volume du lac indique que l'amplitude de réaction est plus faible pour l'épi- et le méta-limnion du Malawi mais plus forte pour l'hypolimnion. Ceci exprime la plus grande efficacité de l'exutoire et du recyclage interne dans le Malawi où ils sont respectivement responsables de 14 et 86 % des départs à partir de l'épilimnion dans le Malawi contre 11 et 89 % pour le Tanganyika à $t = 50$ ans.

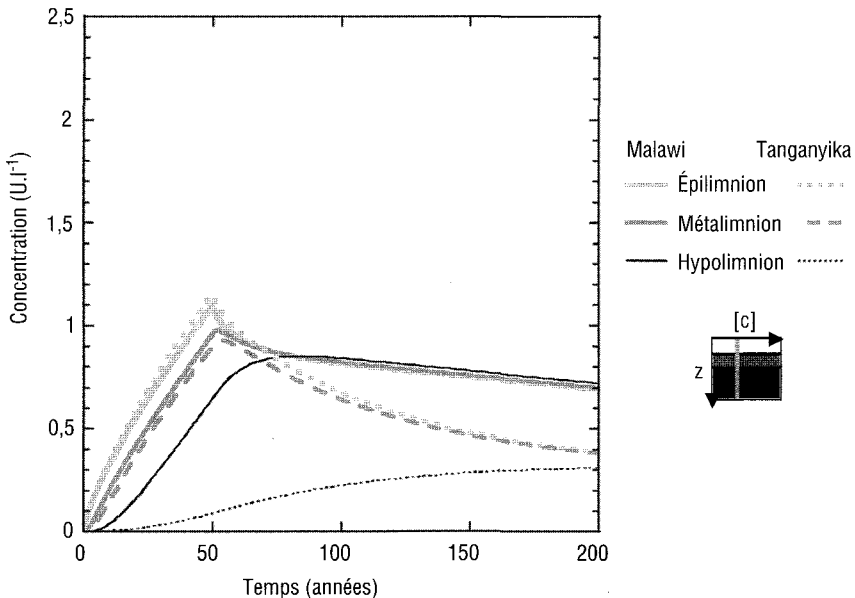


Figure 5 Évolution temporelle des concentrations dissoutes en un élément de type Cl dans les différents compartiments des lacs Malawi et Tanganyika en réponse à une pollution chronique véhiculée sous forme dissoute par les affluents pendant 50 ans.

Temporal evolution of concentrations of Cl-type elements in water compartments of lakes Malawi and Tanganyika in response to a dissolved chronic contamination from the tributaries. This input stops after 50 years.

Dans le cas du type Si (figure 6) la réponse des deux lacs diffère. Pour le Malawi, l'amplitude de réponse décroît de l'hypo- vers l'épi-limnion. Pour le Tanganyika, la concentration maximale est calculée dans le métalimnion. Les écarts de concentration sont plus faibles dans les compartiments du Tanganyika que dans ceux du Malawi. Le maximum est atteint à l'arrêt des apports pour l'épi- et le méta-limnion et avec un retard de 20 et 50 ans pour l'hypolimnion des lacs Tanganyika et Malawi. Le Tanganyika présente l'amplitude de réponse la plus faible avec un maximum de $0,48$; $0,64$ et $0,46 \text{ U}\cdot\text{l}^{-1}$ contre $0,50$; $0,86$ et $1,84 \text{ U}\cdot\text{l}^{-1}$ dans le Malawi, respectivement pour l'épi-, le méta- et

l'hypolimnion. Après arrêt des apports, les trois compartiments du Tanganyika retrouvent plus rapidement les conditions initiales que ceux du Malawi avec 71, 487 et 1 015 ans contre 1 553, 1 647 et 1 682 ans respectivement pour l'épi-, le méta- et l'hypolimnion. La simulation basée sur le deuxième scénario fournit le même type de résultats avec une amplitude de réponse du même ordre dans les deux lacs. La différence entre les deux lacs réside ici dans l'efficacité du mélange vertical. Il est plus efficace dans le Malawi et permet d'auto-alimenter, le phénomène de rétention (productivité) dans les eaux de surface ce qui le fait perdurer.

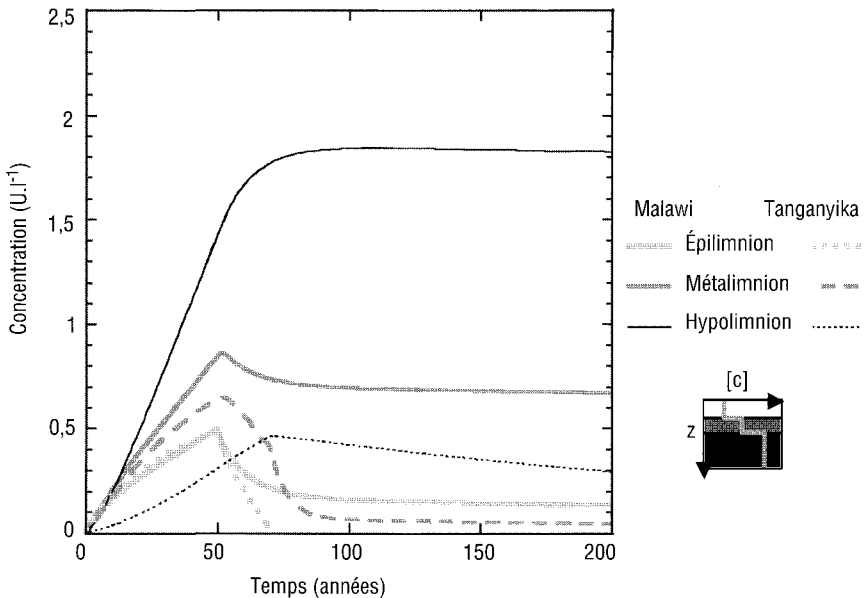


Figure 6 Évolution temporelle des concentrations dissoutes en un élément de type Si dans les différents compartiments des lacs Malawi et Tanganyika en réponse à une pollution chronique véhiculée sous forme dissoute par les affluents pendant 50 ans.

Temporal evolution of concentrations of Si-type elements in water compartments of lakes Malawi and Tanganyika in response to a dissolved chronic contamination from the tributaries. This input stops after 50 years.

Pour le type Mn (figure 7) les hypolimnions présentent l'amplitude de réponse la plus forte, le Malawi réagit plus fortement que le Tanganyika avec une concentration maximale de 2,14 U.l⁻¹ à l'arrêt de l'apport contre 0,46 U.l⁻¹ (20 ans après). Le métalimnion du Tanganyika répond faiblement (0,22 U.l⁻¹). Les épilimnions et le métalimnion du Malawi ne réagissent pas. Après l'arrêt des apports, l'état initial est atteint plus rapidement pour le Malawi, 950 ans contre 7 300 ans pour le Tanganyika. Dans la deuxième simulation, l'amplitude de réponse est toujours plus forte dans le Malawi. On illustre ici la plus grande efficacité du mélange dans le Malawi qui permet d'épuiser le stock plus rapidement par sédimentation. Dans les deux cas le transfert de pollution se fait de manière lente vers le compartiment sédimentaire.

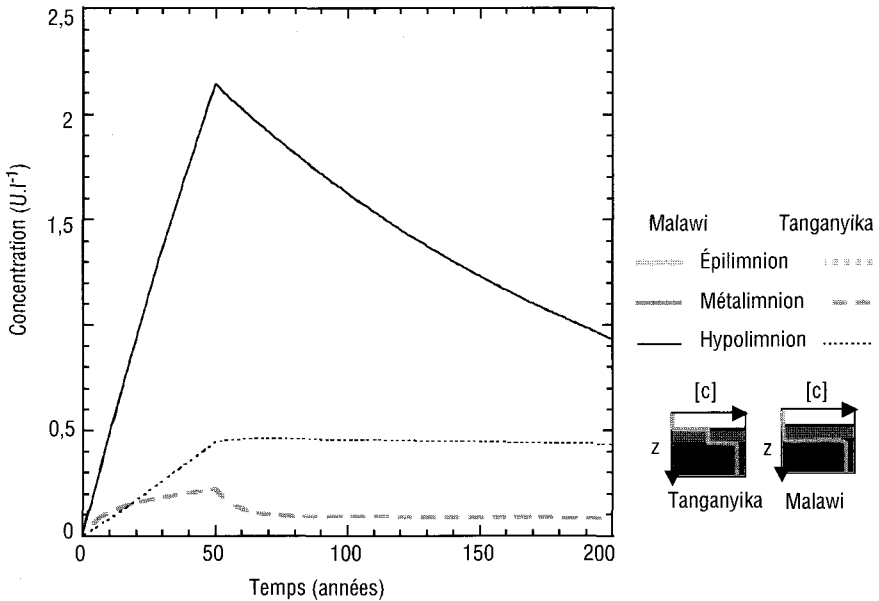


Figure 7 Évolution temporelle des concentrations dissoutes en un élément de type Mn dans les différents compartiments des lacs Malawi et Tanganyika en réponse à une pollution chronique véhiculée sous forme particulaire par les affluents pendant 50 ans.

Temporal evolution of concentrations of Mn-type elements in water compartments of lakes Malawi and Tanganyika in response to a chronic particulate contamination from the tributaries. This input stops after 50 years.

Enfin, pour le Type V (figure 8) l'épilimnion présente l'amplitude la plus forte avec, pour les deux lacs, des concentrations maximales de $0,43 \text{ U} \cdot \text{l}^{-1}$ et $0,87 \text{ U} \cdot \text{l}^{-1}$ respectivement pour le Tanganyika et le Malawi atteintes à l'arrêt des apports. Le métalimnion réagit également dans le Malawi et atteint la concentration maximale de $0,70 \text{ U} \cdot \text{l}^{-1}$ à l'arrêt de l'apport polluant. Les hypolimnions et le métalimnion du Tanganyika sont caractérisés par des concentrations nulles. Les concentrations retrouvent ensuite l'état initial 130 et 30 ans après l'arrêt de l'apport respectivement pour les lacs Malawi et Tanganyika. La deuxième simulation, avec une amplitude de réaction de l'épilimnion du Malawi inférieure à celle du Tanganyika, traduit la plus grande efficacité de l'exutoire et du recyclage interne dans le Malawi. Dans les deux lacs, on assiste à un transfert rapide de la pollution vers le compartiment sédimentaire. Dans le cas du Malawi la pollution est moins rapidement évacuée que dans le Tanganyika en raison d'un échange efficace entre épi- et méta-limnion et d'une rétention efficace uniquement dans l'hypolimnion.

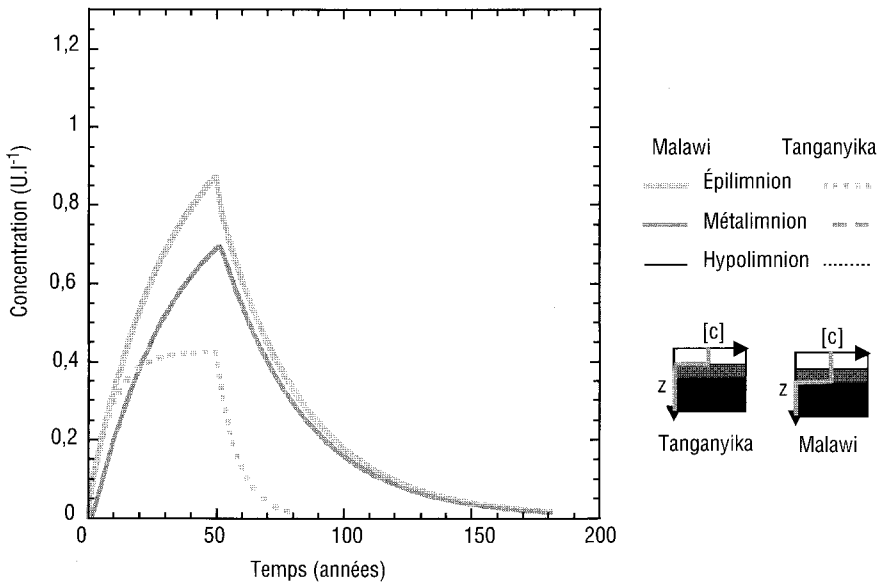


Figure 8 Évolution temporelle des concentrations dissoutes en un élément de type V dans les différents compartiments des lacs Malawi et Tanganyika en réponse à une pollution chronique véhiculée sous forme dissoute par les affluents pendant 50 ans.

Temporal evolution of concentrations of V-type elements in water compartments of lakes Malawi and Tanganyika in response to a dissolved chronic contamination from the tributaries. This input stops after 50 years.

Pour les différents types d'éléments alors que l'apport polluant est considérable, après 50 ans, la concentration en surface varie entre 0 et 1,15 U.l⁻¹ pour le Tanganyika et 0 et 2,40 U.l⁻¹ pour le Malawi. La différence de réponse entre les deux lacs est liée au volume supérieur du lac Tanganyika et principalement de son hypolimnion et aux temps d'échanges entre compartiments plus longs dans le Tanganyika. Ceci explique la différence d'amplitude et le délai de réponse très important de l'hypolimnion du Tanganyika. En fonction de l'élément et du lac, le retour aux conditions initiales varie grandement de 30 à 7 300 ans après l'arrêt de l'apport polluant. Dans les épilimnions des deux lacs l'intensité de réaction et la persistance de la pollution sont plus importants pour le type Cl. Dans le cas des éléments de type Si et principalement pour le Malawi le phénomène de recharge interne (réintroduction des nutriments dissous dans les eaux profondes vers la zone euphotique grâce au mélange vertical) est suffisant même après arrêt des apports pour autoalimenter le système. Pour ces éléments la pollution dissoute est principalement stockée dans les eaux profondes. Pour les éléments de type Mn la pollution est également stockée dans les eaux profondes avec un transfert vers le compartiment sédimentaire. Ce transfert est relativement lent en raison de la précipitation-sédimentation d'une partie du stock dissous dans les eaux oxygènes lors des

échanges verticaux dans la colonne d'eau. Les polluants du type V disparaissent de la phase dissoute en profondeur en passant en phase particulaire, induisant un transfert de pollution du lac vers les sédiments, ce transfert est rapide pour le type V. Une fois le polluant introduit et tant qu'il n'est pas évacué soit par l'exutoire soit vers les sédiments, le risque pour l'écosystème et pour l'homme est associé à la présence de polluants sous forme dissoute dans les eaux de surface. Le risque est donc plus élevé pour les éléments de types Cl et V mais également pour ceux de type Si qui entrent dans les chaînes trophiques. Pour les éléments de type Si et Mn, qui se concentrent préférentiellement dans les eaux profondes, le risque est lié à une rupture de la stratification ou à une augmentation de l'efficacité des mélanges verticaux. Pour les éléments de type V, mais aussi pour la partie des éléments du type Mn qui sédimente, le risque est également lié à leur remobilisation à partir des sédiments en cas de modifications des conditions physico-chimiques à l'interface eau-sédiment (oxygénation par exemple).

Bien entendu, certains éléments pourront avoir des comportements recouvrant les types précités, par exemple ceux qui sont associés à la fois aux oxyhydroxydes de Fe et/ou Mn ainsi qu'à la matière organique ou ceux qui apportés sous forme dissoute vont réagir, par exemple dans les eaux anoxiques avec des sulfures dissous, et rejoindre la phase particulaire. De même la typologie élémentaire adoptée ainsi que la liste des éléments caractérisés ne sont pas exhaustives et pourront être complétés par la suite.

5 – CONCLUSION

Dans ces milieux lacustres complexes, des simulations très simples de l'évolution des concentrations en phase dissoute en réponse à une pollution chronique par les affluents ont été entreprises. Elles s'appuient sur des bilans hydrochimiques et des taux de rétention déterminés sur la base des profils de concentrations dans les colonnes d'eau. Quatre types d'éléments ont été définis rendant compte de la diversité de comportement de quelques éléments en trace. Ces simulations ne distinguent pas directement les processus bio-physico-chimiques et particulièrement ceux aux interfaces liquide-solide, toutefois les taux de rétention subjectifs mais caractérisant la réactivité de l'élément rendent globalement compte de ces processus. La réponse des lacs dépend de la réactivité de l'élément dans chaque compartiment mais également à l'efficacité du mélange vertical et à la position de l'oxycline dans la colonne d'eau. En fonction de la typologie élémentaire la pollution affecte principalement l'épilimnion (types Cl et V), les eaux profondes (types Si et Mn), les chaînes trophiques (type Si) et le compartiment sédimentaire (types Mn et V) ce qui conditionne le risque associé au polluant. Une fois décelée, la pollution persiste après suppression de la source et la rapidité de son évacuation, par l'exutoire ou par sédimentation, est liée principalement à l'efficacité en tant que barrière de mélange de la stratification thermo-haline. Ainsi dans le Malawi les taux de mélanges sont plus importants et l'oxycline plus profonde que dans le Tanganyika ce qui permet d'évacuer plus vite une pollution en éléments des types Cl

et Mn, mais moins rapidement une pollution par des éléments appartenant aux types Si et V. Alors que la typologie élémentaire est identique dans les deux lacs, les éléments peuvent appartenir à des types différents d'un lac à l'autre. Ainsi Sr et Ba appartiennent au type Si dans le Tanganyika et au type Cl dans le Malawi ; une pollution en ces éléments identique dans les deux lacs aura donc des conséquences totalement différentes notamment en terme de risque.

Dans le Tanganyika, les taux de mélange reposent cependant sur des estimations ; leur caractérisation devra donc être menée pour valider les résultats proposés. Ainsi, même si aucune pollution n'est mise en évidence, une contamination par les affluents ou les retombées atmosphériques pourrait ne se dévoiler que dans plusieurs années. Au point de vue des processus bio-physico-chimiques, la réactivité des éléments est liée à celle de phases particulières et donc aux réactions aux interfaces dissous-particulaire. La caractérisation de ces phases et leur réactivité dans les différents compartiments des colonnes d'eau est donc nécessaire. De même, les flux à l'interface eau-sédiment doivent être quantifiés.

En raison de ce manque de connaissance des processus autant hydrologique que bio-géochimique, le modèle et les simulations présentés n'ont ni vocation à améliorer la connaissance des réactions au sein de la colonne d'eau, ni de prédire ou à rendre compte du devenir et du comportement des éléments traces. Ils permettent d'estimer la possible réponse de ces énormes réservoirs à une pollution chronique illustrant ainsi la nécessité de la mise en place par les pays limitrophes d'une véritable politique de gestion et de surveillance des lacs (eaux de surface et eaux profondes) ainsi que des affluents susceptibles d'être pollués. La pollution métallique doit être suivie au même titre que la pollution organique et l'eutrophisation.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été rendu possible grâce aux aides matérielles et financières du projet CASIMIR (Comparative Analysis of Sedimentary Infill Mechanisms in Rift), du GDR PROMESSE (Processus Physiques et Chimiques d'Enregistrement et de Perturbation des Messages Sédimentaires) et de la FU n° 17 du CNRS (Centre Européen de Recherche et d'Enseignement en Géosciences de l'Environnement).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BAILEY-WATTS A., FOXALL C., WEST K., 2000. Étude spécialisée de pollution (ESP). Les grandes conclusions de l'étude. Lutte contre la pollution et autres mesures pour protéger la biodiversité du lac Tanganyika (RAF/92/G32). *PNUD/FEM-UNOPS*, 10 p.
- BERGONZINI L., 1998. Bilans hydriques de lacs (Kivu, Tanganyika, Rukwa & Nyassa) du rift est-africain. *Mus. Roy. Afr. Centr., Tervuren, Ann. Sc. Geol.*, Vol 103, 183 p.
- BERGONZINI L., RICHARD Y., CAMBERLIN P., 2002. Variation interannuelle du bilan hydrique du lac Tanganyika (1932-1995): changement dans la relation précipitation-excédent lacustre. *Hydrological Sciences Journal*, 47 (5), 781-796.
- BOOTSMA H.A., HECKY R.E., 1993. Conservation of the African Great Lakes: A Limnological Perspective. *Conservation Biology*, 7, n° 3, 644-656.
- BOOTSMA H.A., HECKY R.E., JOHNSON T.C., KLING H.J., MWITA, A.J. 2003. Inputs, outputs and internal cycling of silica in a large, tropical lake. *J. Great Lakes Res.*, 29 (2), 121-138.
- BRANCHU Ph., 2001. Cycle des éléments majeurs et traces dans les grands lacs de rift tropicaux (Lacs Tanganyika et Malawi). Processus et enregistrements biogéochimiques. *Mus. Roy. Afr. Centr., Tervuren, Ann. Sc. Geol.*, Vol. 106, 374 p.
- BRANCHU Ph., BERGONZINI L. (2004). Chloride concentrations in Lake Tanganyika: an indicator of the hydrological budget? *Hydrology and Earth System Sciences*.
- CALDER I., HALL R., BASTABLE H., GUNSTON H., SHELA O., CHIRWA A., KAPUNDU G., 1995. The impact of land use change on water resources in sub Saharan Africa; a modelling study of Lake Malawi. *Journal of Hydrology*, 170, 123-135.
- CALJON A.G., 1992. Water quality in the Bay of Bujumbura (Lake Tanganyika) and its influence on phytoplankton composition. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.*, 23, 55-65.
- CHALLE F., 2000. Pollution Special Study. Studies in Tanzanian Waters. Lutte contre la pollution et autres mesures pour protéger la Biodiversité du lac Tanganyika (RAF/92/G32). *PNUD/FEM-UNOPS*, 20 p.
- CHALLE F., 2002. Trace metal concentrations in water, sediments and fish tissue from Lake Tanganyika. *The Science of the Total Environment*, 299, 115-121.
- COHEN A.S., KAUFMAN L., OGUTU-OHWAYO R., 1996. Anthropogenic threats, impacts and conservation strategies in the African great lakes: a review. In "Limnology, Climatology and Paleoclimatology of the east African Lakes", JOHNSON T.C. and ODADA E.O. [Ed.], Gordon and Breach, Amsterdam, pp. 575-624.
- COULTER G.W., SPIGEL R.H., 1991. Hydrodynamics. In "Lake Tanganyika and its Life", COULTER G.W. [Ed.], Natural History Museum Publications & Oxford University Press, pp. 49-75.
- HALFMAN J.D., 1993. Water column characteristics from modern CTD data, Lake Malawi, Africa. *J. Great Lakes Res.*, 19, 3, 512-520.
- HECKY R.E., 2000. A biogeochemical comparison of Lakes Superior and Malawi and the limnological consequences of an endless summer. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3, 23-33.
- HECKY R.E., BOOTSMA H.A., KINGDON M.L., 2003. Impact of land use on sediment and nutrient yields to Lake Malawi/Nyasa (Africa). *Journal of Great Lakes Research*, 29, 139-158.
- HECKY R.E., BOOTSMA H.A., MUGIDDE R., BUGENYI F.W.B., 1996. Phosphorus pumps, nitrogen sinks, silicon drains: plumbing nutrients in the African Great Lakes. In "The limnology, climatology and paleoclimatology of the East African lakes", JOHNSON T.C. and ODADA E.O. [Ed.], Gordon and Breach, Amsterdam, pp. 205-224.
- HECKY R.E., BUGENYI F.W.B., 1992. Hydrology and chemistry of the African Great Lakes and water quality issues: Problems and solutions. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.*, 23, 45-54.
- HECKY R.E., DEGENS E.T., 1973. Late Pleistocene-Holocene chemical stratigraphy and paleolimnology of the rift val-

- ley lakes of central Africa. *Woods Hole Oceanographic Institution, Technical report*, WHOI-73-28.
- HECKY R.E., SPIGEL R.H., COULTER G.W., 1991. The nutrient regime. In "*Lake Tanganyika and its Life*", COULTER G.W. [Ed.], London, Natural History Museum Publications & Oxford University Press, pp. 76-89.
- KIDD K.A., LOCKHART L., WILKINSON P., MUIR D.C.G., 1999. Metals, Pesticides and other Persistent Contaminants in Water, Sediments and Biota from Lake Malawi/Nyasa. In "*Water quality report*", BOOTSMA H.A. and HECKY R.E. [Ed.]. Lake Malawi/Nyasa biodiversity conservation project, pp. 243-286.
- MILLERO F.J., 2000. The equation of State of Lakes. *Aquat. Geochem*, 6, 1-17.
- PLISNIER P.-D., CHITAMWEBWA D., MWAPE L., TSHIBANGU K., LANGENBERG V., COENEN E, 1999. Limnological annual cycle inferred from physical-chemical fluctuations at three stations of Lake Tanganyika. *Hydrobiologia*, 407, 45-58.
- POPULATION REFERENCE BUREAU, 2003. 2003 World population Datasheet of the Population Reference Bureau, 13 p.
- VOLLMER M.K., WEISS R.F., BOOTSMA H.A., 2002. Ventilation of Lake Malawi/Nyasa. In "*The East African Great Lakes: Limnology, Paleolimnology and Biodiversity*", ODADA E.O. and OLAGO D.O. [Ed.], Advances in Global Change Research, Kluwer Publishers, Dordrecht. pp. 209-233.