

Existe-t-il un risque de toxicité associé aux proliférations de cyanobactéries dans le réservoir de Loumbila ?

P. CECCHI⁽¹⁾, P. ZERBO⁽²⁾, C. BERGER⁽³⁾ & F. ZONGO⁽²⁾

⁽¹⁾ IRD, UR 098, 01 BP 182, Ouagadougou 01. E-mail : cecchi@ird.bf

⁽²⁾ Université de Ouagadougou, BP 1386, Ouagadougou 01.

⁽³⁾ MNHN, laboratoire de Cryptogamie, 12 rue Buffon, 75005 Paris.

Introduction

Les efflorescences ou proliférations cyanobactériennes correspondent au développement exubérant d'une ou d'un petit nombre d'espèces de cyanobactéries qui vont plus ou moins durablement dominer la communauté phytoplanctonique. Ces développements surviennent à la faveur d'enrichissement du milieu aquatique en sels nutritifs, en conjonction avec d'autres facteurs d'environnement (fortes températures, stabilisation des masses d'eau, opacification de la colonne d'eau, déséquilibres trophiques, parmi d'autres). Les propriétés adaptatives spécifiques aux cyanobactéries leur permettent également d'optimiser l'exploitation des ressources disponibles (sels nutritifs, lumière, etc.), au travers de mécanismes efficaces (fixation de l'azote atmosphérique, migration verticale, etc.), ce qui leur confèrent un avantage sélectif certain.

De nombreuses espèces de cyanobactéries produisent des métabolites à fort potentiel toxique. On distingue usuellement plusieurs catégories de toxines (neurotoxines, hépatotoxines, etc.) qui diffèrent par leur mode d'action et leur impact sur l'organisme. Dans le cas des hépatotoxines (microcystines, nodularines et cylindrospermopsines), les conséquences sanitaires peuvent aller de troubles légers (céphalées, nausées, diarrhées) à des altérations graves voire mortelles des fonctions hépatiques. On admet que l'exposition régulière à de faibles doses peut être un facteur de promotion de cancers hépatiques.

Au Burkina Faso, les réservoirs jouent un rôle déterminant pour l'alimentation en eau des populations : quantités et qualité des ressources en eau stockées sont stratégiques. L'altération de la qualité de l'eau suite à des proliférations de cyanobactéries constitue un risque mal identifié. Les épisodes de prolifération des cyanobactéries sont potentiellement porteurs de risques sanitaires en raison de l'accumulation de toxines synthétisées par ces organismes. L'évaluation de ce risque sanitaire demeure rare dans la plupart des pays de la zone intertropicale africaine : nous rapportons ici la première notification d'un tel événement au Burkina Faso, dans le réservoir de Loumbila.

Le réservoir de Loumbila

Le réservoir de Loumbila (12°29 N, 01°24 W) a été créé en 1947 par le barrage de la rivière Massili (affluent du Nakambé) à une quinzaine de kilomètres au Nord Est de Ouagadougou. Ce réservoir draine un bassin versant de 2120 km². La capacité du réservoir vient d'être portée de 35,98 à 42,2 Mm³ par le rehaussement de 40 cm du seuil de son déversoir. Jusqu'en 2004, sa superficie en pleine eau était de 16,8 km², pour une profondeur moyenne de 2,15 m. De nombreux maraîchers exploitent les rives du lac et la pêche y représente une activité bien établie. La vocation principale du réservoir demeure l'approvisionnement en eau de la ville de Ouagadougou : les eaux pompées à Loumbila sont mélangées aux eaux prélevées dans le

barrage urbain n° 3 de Ouagadougou avant de rejoindre la station de Paspanga où elles sont traitées avant distribution.

Matériel et méthodes

Des échantillonnages réguliers du phytoplancton et des facteurs d'environnement ont été réalisés entre mars et août 2003 à l'occasion de sorties mensuelles en une station située à l'aval du réservoir. Des prospections ont également été conduites en juin 2003 sur une station de bordure située en rive gauche, à proximité du déversoir, en raison de la présence d'une importante accumulation d'écume qui signalait le développement d'une efflorescence, et qui n'a disparu qu'à la faveur du débordement du lac par le déversoir à partir de la fin du mois de juin. Les méthodologies classiquement employées en limnologie ont été utilisées pour la description des caractéristiques de la colonne d'eau grâce à des mesures *in situ* et des échantillonnages discrets effectués tous les 50 cm à l'aide d'une bouteille à prélèvement artisanale.

In situ :

Stabilité verticale de la colonne d'eau à l'aide de thermomètres enregistreurs Onset avec acquisition en continu de la température moyenne horaire à différentes profondeurs ;

Température, pH, et conductivité équivalente à 25 °C à l'aide de sondes WTW ;

Profondeur de disparition du disque de Secchi ;

Zone euphotique : réalisation d'un profil d'atténuation de l'énergie lumineuse (quantamètre Licor) puis estimation de la profondeur à laquelle ne reste que 1% de l'énergie incidente en sub-surface (détermine conventionnellement l'épaisseur de la colonne d'eau photosynthétiquement active).

Au laboratoire :

Biomasse phytoplanctonique (chlorophylle) : filtration d'un volume connu sur filtre en fibre de verre Whatman GF/F (0,7 µm de porosité), puis extraction des chlorophylles au méthanol avant lecture au fluorimètre ; expression des résultats en µg.l⁻¹.

Sels nutritifs : dosage colorimétrique de N et P dissous au spectrophotomètre ; expression des résultats en µM.l⁻¹.

Matière en suspension : filtration d'un volume connu sur filtre Whatman GF/F préalablement grillé (550 °C) et pesé (1/10 mg). Double pesée du filtre après séchage à 105 °C, puis après grillage à 550 °C ; expression des résultats en mg.l⁻¹.

Estimation de la toxicité des échantillons : congélations/décongélations d'échantillons bruts, filtration puis test sur Kits semi-quantitatif ELISA Envirologix Inc.

Résultats 1 (station "large")

Situation hydrologique

Deux périodes successives sont à distinguer. De mars à début juin : phase de concentration des eaux du réservoir à la faveur de l'évaporation et des prélèvements principalement opérés par l'ONEA ; la cote du plan d'eau a alors diminué régulièrement à raison de 1 cm par jour jusqu'à fin mai, date de début de remontée du niveau. En juin, des précipitations importantes ont provoqué le remplissage brutal du réservoir qui a atteint sa cote de déversement le 22 juin.

Stabilité de la colonne d'eau

Les écarts de température entre la surface et le fond ne sont jamais importants. Des épisodes courts apparaissent durant lesquels l'écart moyen journalier dépasse 1°C, valeur seuil considérée arbitrairement comme pouvant signifier le début d'une stratification des eaux. De

tels épisodes sont rencontrés régulièrement pendant toute la saison sèche : ils sont à attribuer à la conjonction de forts ensoleillements et d'une faible activité du vent. L'arrivée des premières ondes de crue induit également des périodes transitoires de stratification : dans ce cas, c'est la superposition des eaux lacustres et des eaux de ruissellement, de qualités très différentes, qui est responsable du phénomène. La situation générale correspond toutefois à celle d'un milieu régulièrement et intégralement mélangé.

Eclaircissement de la colonne d'eau

Durant toute la phase évaporatoire, l'épaisseur de la zone euphotique augmente progressivement de 40 à 70% entre mars et juin. L'arrivée des premières ondes de crue, extrêmement chargées en matières particulaires, induit une opacification importante du milieu et la zone euphotique ne correspond plus ensuite qu'à environ 10% de la colonne d'eau.

Sels nutritifs

Azote (N-NH₄ + N-NO₂ + N-NO₃) et Phosphore (P-PO₄) dissous révèlent des concentrations faibles à très faibles pendant toute la saison sèche. Les valeurs extrêmes rencontrées entre mars et juin sont, respectivement, de 0,01 à 6,00 µM.l⁻¹, et de 0,01 à 0,11 µM.l⁻¹. L'arrivée des premières ondes de crues début juin se traduit par un apport conséquent d'azote dissous (concentration > 30 µM.l⁻¹). Ces concentrations restent du même ordre de grandeur voire plus élevées encore pendant toute la durée d'écoulement du plan d'eau par son déversoir.

L'arrivée des premières ondes de crue induit également une augmentation des concentrations en phosphore dissous, mais de façon beaucoup plus lente et régulière. Les concentrations maximales (de l'ordre de 1,2 µM.l⁻¹) sont observées en août.

Biomasses et communautés phytoplanctoniques

Les biomasses rencontrées n'ont rien d'exubérant. Maximales durant la saison sèche (de l'ordre de 8 à 11 µg.l⁻¹), ces biomasses chutent violemment dès les premières perturbations hydrologiques pour se maintenir à des valeurs très faibles variant entre 2 et 3 µg.l⁻¹. Tandis que la répartition des biomasses sur la colonne d'eau est toujours assez homogène, l'arrivée des premières ondes de crue en juin provoque une nette différenciation entre les eaux de surface, "riches" en phytoplancton (11 µg.l⁻¹) et les strates inférieures "pauvres" (de l'ordre de 4 à 5 µg.l⁻¹). Les cyanobactéries concentrées en surface se retrouveront passivement transportées vers les zones de bordure située en rive gauche où elles vont s'accumuler.

La composition des communautés phytoplanctoniques révèle une structure classique. Les chlorophycées dominent (60 % des espèces), et sont accompagnées d'un cortège assez diversifié composé d'euglènes (19 %), de diatomées (10 %) et de cryptophycées (1 %). Les cyanobactéries contribuent à concurrence de 10 % à la diversité des peuplements rencontrés.

Résultats 2 (station "bord")

Des échantillons ont été collectés à plusieurs reprises entre le 7 et le 24 juin en une station de bordure situées en rive gauche à proximité du déversoir et marquée par d'importantes accumulations d'écume, signature du développement d'une efflorescence. Taxinomie, biomasse et toxicité potentielle des échantillons ont été recherchés.

Taxinomie

Les accumulations observées sont le fait d'un peuplement mixte composé de trois espèces de cyanobactéries : une oscillatoire (*Planktothrix perornata*) et deux cyanobactéries du genre *Microcystis* (*M. aeruginosa* et *M. wesenbergii*). L'oscillaire est une forme filamenteuse libre, tandis que les *Microcystis*, unicellulaires, forment des colonies mucilagineuses. Les

Microcystis représentaient à la fin de l'efflorescence (fin juin) jusqu'à 99 % de la biomasse accumulée. Ces trois espèces possèdent des vacuoles à gaz ce qui explique leur concentration en surface. L'accumulation observée en fond de baie est directement imputable à la dérive des eaux de surface (où se sont concentrées les cyanobactéries) sous l'effet des flux de Sud Ouest qui accompagnent les fronts orageux rencontrés durant cette période.

Tests de toxicité

Des tests ELISA ont été réalisés sur des échantillons bruts collectés le 24 juin, alors que l'accumulation était massive, en divers points de la baie, au large et sur des échantillons concentrés de l'efflorescence. Le principe de la méthode repose sur la comparaison des colorations révélées par chacun des échantillons testés aux colorations de deux références de concentrations de 0,5 et 3 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en microcystine LR. Le test est semi-quantitatif et ne permet pas *a priori* de donner de valeurs de concentrations (saturation des sites de compétition du test lors de concentration élevées). Il s'avère que les échantillons d'efflorescence concentrée révèlent des concentrations $>$ à 3 $\mu\text{g.l}^{-1}$, que les eaux du large ne contiennent pas de quantité de cyanotoxines détectables, tandis que la situation est intermédiaire pour les eaux collectées dans la baie. Au demeurant, les concentrations relevées dans la baie sont pour certaines supérieures à la norme OMS de 1 $\mu\text{g.l}^{-1}$.

Toxicité potentielle

Les échantillons collectés lors de l'apparition des accumulations (7 juin) ont révélé une très faible concentration en toxines (0,1 μg de microcystines par mg de lyophilisat). L'échantillon concentré de l'efflorescence collectée le 24 juin a fait l'objet de dilutions successives. Pour chacune des dilutions, des comptages ont été faits, les biomasses en chlorophylle mesurées et des tests ELISA réalisés. Cette approche a permis de quantifier la charge en toxine de l'accumulation qui est voisine de 70 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Cette valeur est classique, bien qu'encore éloignée des valeurs les plus fortes évoquées dans la littérature. Les dilutions ont aussi montré que la norme OMS de 1 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (en microcystine LR) est atteinte pour des abondances en cyanobactéries relativement faibles (de l'ordre de 33 millions. l^{-1}), ce qui correspond à une biomasse en chlorophylle voisine de 7,6 $\mu\text{g.l}^{-1}$.

Commentaire et perspectives

Les facteurs hydrologiques et climatiques imposent, fort classiquement, des forçages déterminants. La colonne d'eau se révèle globalement bien mélangée et bien éclairée pendant toute la phase de concentration du réservoir. L'arrivée des premières ondes de crue, puis le remplissage du plan d'eau modifient de façon drastique les facteurs d'environnement, en imposant en premier lieu une très forte turbidité. Les ressources trophiques disponibles pour le phytoplancton apparaissent faibles pendant toute la saison sèche. Cette observation n'obère pas la mise en place pendant cette période d'un métabolisme trophique alternatif ou complémentaire et basé sur l'hétérotrophie (recyclage au sein de la colonne d'eau avec intervention d'autres acteurs trophiques : bactéries, flagellés, etc.).

Dès l'arrivée des premières ondes de crue, d'importantes quantités d'azote sont mises à disposition, tandis que la fraction phosphorée demeure faible. Ces divers éléments ne sont pas contradictoires, bien au contraire, avec l'observation de biomasses phytoplanctoniques faibles pendant toute la durée de l'étude. La structure des communautés phytoplanctoniques est classique : les peuplements sont diversifiés, dominés par les chlorophycées, avec présence permanente d'un « fond de peuplement » de cyanobactéries. La forte contribution des euglènes (organismes mixotrophes) peut laisser penser qu'il existe d'autres voies trophiques que le schéma classique reposant sur la productivité phytoplanctonique.

Si les biomasses algales sont généralement réparties de façon homogène au sein de la colonne d'eau, l'arrivée des premières ondes de crue à la faveur des pluies importantes rencontrées en juin induit une concentration de cyanobactéries en sub-surface. Ces organismes sont alors favorisés (i) parce qu'ils sont des compétiteurs très efficaces pour l'utilisation rapide des ressources nutritives alors mises à disposition, (ii) en raison de leur tolérance aux environnements lumineux faibles imposés par les apports particuliers qui obscurcissent le milieu, et (iii) parce qu'ils possèdent des vacuoles à gaz qui leur permettent de migrer le long de la colonne d'eau et d'exploiter alternativement les ressources trophiques et lumineuses dont tous les organismes photosynthétiques ont besoin. Les cyanobactéries concentrées en surface sont passivement transportées en bordure par l'action du vent et des courants où elles s'accumulent pour former localement une efflorescence significative (écume).

Les perturbations d'origine climatique ou hydrologique rencontrées en fin de saison sèche représentent classiquement un facteur critique de déclenchement des efflorescences.

Les accumulations observées en fond de baie à partir du début du mois de juin sont le fait d'un peuplement composé de trois cyanobactéries dont deux (tout particulièrement *Microcystis aeruginosa*) sont connues pour leur toxicité potentielle. Tandis que les concentrations en microcystines LR demeurent faibles au début du phénomène, elles atteignent au sein de l'efflorescence des valeurs significatives lors du maximum d'expansion de l'accumulation. Il suffit alors de biomasses de cyanobactéries relativement faibles (quelques dizaines de millions de cellules par litre) pour que la quantité de toxines recelées par ces algues dépasse la norme OMS (eaux de boisson) de $1 \mu\text{g.l}^{-1}$ de microcystine LR.

En soi, ce résultat ne devrait pas être préoccupant plus que de mesure : il s'agit d'une situation relativement fréquente et classique et qui ne porte pas à conséquence : l'efflorescence est géographiquement localisée et relativement éloignée du point de prélèvement de l'eau. De fait, les échantillons collectés au large lors de cet épisode ne recelaient pas de concentrations de toxines significatives et l'accumulation cyanobactérienne n'atteignait pas l'aire de pompage de l'ONEA.

Ces résultats ont toutefois été obtenus lors d'une année hydrologique normale : le remplissage du réservoir s'était "bien fait" et les déversements avaient été abondants.

L'année qui s'annonce ne présente pas le même profil. Les écoulements superficiels ont été largement déficitaires, et, sans même évoquer l'élévation de 40 cm de la cote du déversoir au printemps 2004, il n'y a pas eu de déversement pendant l'hivernage 2004. Le réservoir n'a pas atteint 50 % de sa capacité (20 millions de m^3 stockés sur un potentiel de $42,2 \text{ Mm}^3$), ce qui signifie que le tarissement du plan d'eau durant la saison sèche 2005 va être extrêmement sévère.

Le remplissage maximal atteint en 2004 correspond à une hauteur d'eau de 5,3 m. L'abaissement annuel moyen de la cote du plan d'eau est de l'ordre de 2,7 m. Ceci signifie qu'en fin de saison sèche 2005, la profondeur maximale sera de l'ordre de 2,6 m, correspondant à un volume légèrement supérieur à $2,5 \text{ Mm}^3$. Dans de telles circonstances, la profondeur moyenne du lac sera fortement abaissée (inférieure à 1m), créant des conditions d'habitat particulièrement contraignantes. Fortes températures, turbidité élevée, ressources trophiques d'origine sédimentaire aisément disponibles du fait des faibles profondeurs vont alors constituer un environnement favorable à la prolifération des cyanobactéries, telles celles étudiées en 2003.

Il conviendra alors d'apporter une attention vigilante à l'évolution des communautés phytoplanctoniques, pour, le cas échéant, révéler leur dérive vers une situation d'efflorescence à cyanobactéries et évaluer alors les risques de toxicité potentiellement associés.