

## LES LACS URBAINS QUELLE SURVEILLANCE DE LA QUALITE DE L'EAU ?

Talita Silva, Bruno J. Lemaire, Brigitte Vinçon-Leite

LEESU, Ecole des Ponts ParisTech, Université Paris-Est  
6 et 8 avenue Blaise Pascal, Cité Descartes, 77455 Marne la Vallée Cedex 2.

Tél : 01 64 15 36 49. Fax : 01 64 15 37 64

[bvl@leesu.enpc.fr](mailto:bvl@leesu.enpc.fr)

### Résumé

En Europe, l'application de la Directive Cadre sur l'Eau et l'obligation de surveillance de nombreux plans d'eau entraînent une forte demande pour des systèmes performants de suivi de la qualité de l'eau. Un système de surveillance et d'alerte en temps réel pour les écosystèmes d'eau douce est présenté dans cet article. Une bouée autonome mesure à un pas de temps de 30 minutes les variables météorologiques et de qualité de l'eau ( $O_2$ , chlorophylle-a, température, conductivité et pH). Les mesures sont transmises par GPRS vers une base de données permettant le suivi en temps réel des conditions du plan d'eau. Une variante du système mise en œuvre sur un petit lac urbain d'Ile de France est présentée. L'analyse des séries de données et les indicateurs qui en sont issus sont exposés. Ces données permettent également d'alimenter un modèle hydrodynamique couplé à un modèle écologique. Les résultats obtenus pour le lac d'Enghien, fréquemment touché par des efflorescences des cyanobactéries potentiellement toxiques sont présentés.

### Resumo

Na Europa, a Directiva Quadro da Água e a obrigação de monitorar os corpos d'água levam a uma forte demanda por sistemas eficientes de monitoramento da qualidade da água. Um sistema de monitoramento e alerta em tempo real para os ecossistemas de água doce é apresentado neste artigo. Medições por uma bóia autónoma, à cada 30 minutos, das variáveis meteorológicas e de qualidade da água ( $O_2$ , clorofila-a, temperatura, condutividade e pH) são realizadas. As medições são transmitidas via GPRS para um banco de dados para monitorar em tempo real as condições da água. O sistema foi implementado num pequeno lago urbano na Ile de France. A análise dos dados e indicadores deles derivados são apresentados. Estes dados são também utilizados para implementar um modelo hidrodinâmico ligado a um modelo ecológico. Os resultados para o lago de Enghien, frequentemente afetados por florações de cianobactérias potencialmente tóxicas são apresentados.

**Mots-clés** : Cyanobactéries, mesure à haute fréquence, lac urbain, modélisation thermique et écologique

### Introduction

Durant les dernières décennies, la qualité des eaux de surface s'est fortement dégradée en raison des activités anthropiques telles que l'agriculture, le changement des usages du sol, l'imperméabilisation des surfaces à l'origine d'un ruissellement plus important et plus chargé en polluants, les rejets d'eaux usées non traitées, et pour une part difficile à évaluer, le changement climatique qui influence la température et les caractéristiques chimiques des plans d'eau (Trolle *et al.* 2010). En Europe, l'application de la Directive Cadre sur l'Eau (directive 2000/60/EC, Parlement Conseil Européen, 2000), l'obligation de surveillance des plans d'eau utilisés pour les activités récréatives ainsi que la constitution d'observatoires de

suivi de l'impact des changements globaux, en particulier du changement climatique entraînent une forte demande pour des systèmes performants de suivi de la qualité de l'eau. L'objectif de bon état écologique des milieux aquatiques fixé pour 2015 par la DCE suppose qu'une surveillance à une fréquence adaptée soit mise en œuvre mais aussi que des conditions économiques compatibles avec les moyens financiers des gestionnaires (syndicats, collectivités territoriales, ...) soient respectées. Cependant, un suivi satisfaisant à l'aide de méthodes classiques, basées sur des prélèvements, est impossible à mettre en place à un coût économique acceptable. Les suivis allégés développés pour satisfaire aux contraintes économiques montrent de nombreuses limites. Le développement de méthodes innovantes, techniquement et économiquement performantes, est donc particulièrement nécessaire. Dans les milieux aquatiques, la communauté phytoplanctonique joue un rôle clé dans la biodiversité de l'écosystème et dans la qualité de leurs eaux. Des proliférations phytoplanctoniques, devenues plus fréquentes dans les milieux lenticules ces dernières années (Hamilton *et al.* 1997), perturbent le fonctionnement de leur écosystème en réduisant la transparence de l'eau et la concentration d'oxygène dissous, entraînant une perte de biodiversité de tous les niveaux trophiques. Dans les lacs et réservoirs, parmi tous les groupes phytoplanctoniques, les cyanobactéries posent des problèmes supplémentaires du fait de leur potentiel toxique qui gêne les usages de l'eau et représente un danger pour la santé humaine et animale (Leitao *et al.* 2005). Il s'avère donc nécessaire de surveiller la biomasse du phytoplancton, spécialement des cyanobactéries toxiques, la fréquence et l'intensité des efflorescences, ainsi que de comprendre les facteurs qui contrôlent leur dynamique et la production des toxines. Cet article présente dans une première partie une station de mesure automatique destinée à la surveillance de la qualité de l'eau dans les milieux d'eau douce. Dans une seconde partie, une étude de cas portant sur l'implantation d'une telle station de mesure dans un petit lac urbain d'Ile-de-France, le calcul d'indicateurs de qualité de l'eau et l'alimentation par les séries de données d'un modèle de croissance des cyanobactéries est exposée.

## 1. Suivi du phytoplancton dans les écosystèmes aquatiques

Jusqu'à présent, la surveillance de la qualité de l'eau est réalisée par des prélèvements d'échantillons, à des intervalles de temps déterminés, suivi par des analyses en laboratoire, aussi bien pour les polluants que pour les microorganismes, tels que le phytoplancton. Cette méthode présente plusieurs inconvénients, à savoir, le coût, le manque de réactivité, le fort besoin de personnel spécialisé et la faible représentativité spatiale et temporelle des données (Allan *et al.* 2006). Le manque de protocoles d'échantillonnage et d'analyse standardisés freine la définition des classes d'état de la qualité écologique des plans d'eau, conforme aux préconisations de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Les classes d'état écologique (très bon, bon, moyen, mauvais et très mauvais) sont généralement définies en fonction d'indicateurs biologiques, tels que la biomasse du phytoplancton ou la concentration en chlorophylle-a (ci-après chl-a). Cependant, l'attribution des valeurs limites et des valeurs de référence pour définir ces classes est un exercice complexe, influencé par la variabilité des méthodes d'échantillonnage (fréquence, profondeur des mesures) et d'analyse (méthode de dénombrement) de la biomasse du phytoplancton (Kaiblinger *et al.* 2009, Wolfram *et al.* 2009). Dans ce contexte, une alternative à la méthode traditionnelle serait la surveillance par des stations automatisées. Ce type d'approche permet la surveillance de sites lointains, réduit le besoin de personnel qualifié en charge des prélèvements, des analyses chimiques et du dénombrement du phytoplancton et présente un coût moindre du fait de la réduction du nombre d'analyses (Le Vu *et al.* 2010).

### *Stations in situ de surveillance à distance*

Les stations de surveillance *in situ* permettent le suivi continu et en temps réel de la

concentration en chl-a, ainsi que d'autres paramètres de la qualité de l'eau. Il s'agit de systèmes équipés de capteurs hydrologiques et météorologiques automatiques, couplés à un automate qui transmet les données. Selon le système de surveillance adopté il est possible de : (1) envoyer des messages d'alerte aux gestionnaires du plan d'eau par téléphone ou par email ; (2) archiver automatiquement les données obtenues ; (3) générer, en temps réel, des rapports, des graphiques et des images de cartographie accessibles depuis un serveur web ; (4) réviser et analyser les données à l'aide d'un protocole de transfert de fichier et interroger à distance l'équipement *in situ*; et (5) intégrer automatiquement les données obtenues à des modèles de prédiction de la qualité de l'eau. Le suivi de la dynamique du phytoplancton par des stations de télésurveillance est réalisé grâce à des spectrofluorimètres dont le fonctionnement est basé sur la fluorescence de la chl-a combinée à d'autres pigments accessoires spécifiques à chaque classe phytoplanctonique. Les sondes spectrofluorimétriques sont équipées de diodes électroluminescentes de différentes longueurs d'onde, selon la classe phytoplanctonique à détecter. Ces radiations sont capables d'exciter les pigments cellulaires qui, à leur tour, renvoient la lumière non absorbée à une longueur d'onde caractéristique. Celle-ci sera détectée par la sonde et attribuée à une certaine classe phytoplanctonique. Cette méthode de mesure a été utilisée sur le lac-réservoir Marne (France) pour étudier la structure et la distribution du phytoplancton (Rolland *et al.* 2010). Pendant deux années (2006-2007), des campagnes de mesures ont été réalisées toutes les deux ou trois semaines pour prélever des échantillons d'eau et pour mesurer la concentration en chl-a à l'aide de la sonde spectrofluorimétrique (bbe FluoroProbe<sup>TM</sup>). En laboratoire, le phytoplancton a été identifié et dénombré. La concentration en chl-a totale a été déterminée par spectrophotométrie. Les concentrations en chl-a totale obtenues par les deux méthodes ont montré une forte corrélation. Par contre, lorsqu'il est important de connaître la distribution taxonomique du phytoplancton, des analyses en laboratoire demeurent nécessaires.

Les stations de surveillance à distance présentent plusieurs avantages pour le suivi en continu des écosystèmes aquatiques : la mise à disposition immédiate des données en ligne, la réduction potentielle des erreurs humaines et des retards, la réduction des coûts de collecte des données et l'augmentation significative de la qualité et de la quantité des données disponibles à différentes échelles spatio-temporelles. En revanche, il est important de noter que des visites de terrain fréquentes sont nécessaires pour la maintenance, l'entretien des capteurs et le contrôle de la qualité des données.

### **1.1 Projet Proliphyc**

Destiné à la surveillance des efflorescences phytoplanctoniques dans les milieux d'eau douce, le projet Proliphyc (programme ANR-PRECODD, 2007-2010) a développé des stations de mesures autonomes en énergie. Ce projet a conçu, validé et pré-industrialisé un système de surveillance et d'alerte en temps réel des proliférations du phytoplancton et, notamment, des cyanobactéries toxiques dans les lacs et réservoirs (PROLIPHYC 2007). Le système développé a été validé sur trois lacs représentatifs de la diversité des plans d'eau européens (lac du Bourget, lac d'Enghien-les-Bains et retenue de Grangent).

D'installation facile et d'entretien peu onéreux, cette bouée est composée d'une station météorologique située dans sa partie aérienne et d'un ensemble de sondes immergées pour mesurer les paramètres de qualité de l'eau (**Figure 1**). La station météorologique est dotée de deux ensembles de capteurs : le pyranomètre Kipp & Zonen CM11 (Kipp & Zonen – Delft, Hollande) assure la mesure du rayonnement solaire et le capteur météorologique Vaisala WXT510 (Vaisala – Vantaa, Finlande) mesure la vitesse et la direction du vent, la température de l'air, la pression atmosphérique, l'humidité relative et les précipitations. L'ensemble de sondes immergées qui mesurent les paramètres de qualité d'eau comprend une

sonde multiparamètres (température, profondeur de mesure (pression), conductivité et pH (nke Instrumentation, Hennebont, France), une optode à oxygène dissous AANDERAA 3835 (Aanderaa Data Instruments AS - Bergen, Norvège) et un fluorimètre multi-longueur d'onde bbe FluoroProbe™ (mesure de la chl-a pour 4 classes d'algues différentes). En fonction des caractéristiques des plans d'eau, cet ensemble de sondes immergées peut être associé à un profileur pour exécuter les mesures sur toute la hauteur de la colonne d'eau. Les caractéristiques techniques des sondes sont présentées dans le *Tableau 1*. L'ensemble des données est mesuré à un pas de temps de 30 minutes et transmis en mode GPRS sous forme d'un email journalier vers une base de données. Si un pas de temps inférieur est nécessaire, la bouée peut être interrogée à distance, ce qui permet le suivi en continu et en temps réel des conditions physiques et biologiques du lac.

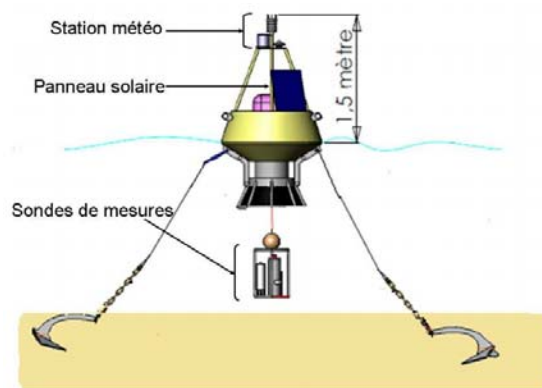


Figure 1 : Schéma de la Bouée Proliphyc-Petit Lac (Quiblier et al. 2008)

Tableau 1 : Caractéristiques techniques des sondes immergées (Proliphyc 2008).

Sonde	Variable mesurée	Plage	Précision	Résolution
<b>Sonde multiparamètres CTD nke</b>	Température	0 à 30°C	0,04 °C	0,002 °C
	Profondeur (pression)	0 à 20 m	0,1 m	0,01 m
	Conductivité	0 à 1 mScm <sup>-1</sup>	0,01 mScm <sup>-1</sup>	0,002 mScm <sup>-1</sup>
	pH	0 à 14 pH	-	0,0003 pH
<b>Optode AANDERAA 3835</b>	Oxygène dissous	0 - 500 µM	< 8 µM	< 1µM
<b>bbe FluoroProbe™</b>	Chlorophylle-a	0 -200 µg Chl a L <sup>-1</sup>	0,05 mg Chl a L <sup>-1</sup>	0,001 µg Chl a L <sup>-1</sup>

## 2. Etude de cas : le lac d'Enghien-les-Bains

Dans le cadre du projet Proliphyc, une bouée a été installée sur le lac d'Enghien-les-Bains entre janvier et novembre 2009. Les données obtenues ont été utilisées pour étudier la dynamique des cyanobactéries de l'espèce *Planktothrix agardhii*. Des indicateurs ont été établis sur la base de ces données et un modèle déterministe hydrodynamique et écologique a été mis en œuvre. Le site d'étude, les données obtenues, les indicateurs calculés, le modèle employé, ainsi que les résultats de la modélisation sont présentés ci-dessous.

### 2.1 Le site d'étude

Le lac d'Enghien-les-Bains (48°58'N, 2°18'E) est situé dans le département du Val-d'Oise, Ile-de-France, à 11 km au nord de Paris (*Figure 2*). Il s'agit d'un plan d'eau aménagé à la fin du XI<sup>ème</sup> siècle sur une couche étanche de marnes et d'argiles d'une épaisseur moyenne de 30

cm (Quiblier *et al.* 2008). Situé dans un bassin versant très urbanisé, ce petit lac urbain (41 ha) est très peu profond (profondeur moyenne = 1,3 m et profondeur maximale = 2,65 m). D'une capacité volumique de 534 000 m<sup>3</sup>, il joue un rôle très important dans la gestion des eaux pluviales de son bassin versant du fait qu'il peut stocker un volume de 40 000 à 100 000 m<sup>3</sup>, selon le marnage. De plus, le lac et ses alentours offrent des activités nautiques et de pêche, un établissement thermal et un casino, ce qui constitue une image emblématique de la ville d'Enghien-les-Bains.

Outre les eaux pluviales, le lac reçoit également des rejets d'eaux usées provenant des mauvais raccordements dans le réseau d'eaux pluviales. Cela se traduit par une détérioration de la qualité des eaux et par de fréquentes proliférations de la cyanobactérie *Planktothrix agardhii*, potentiellement productrice de microcystines. En ce qui concerne les aspects hydrographiques, le lac d'Enghien est alimenté par deux affluents, les rus de Montlignon et des Communes, et son exutoire rejoint le ru d'Enghien, un ruisseau entièrement canalisé qui achemine les eaux jusqu'au collecteur unitaire Seine-Aval. Ensuite, ces eaux sont dirigées soit vers la station d'épuration d'Achères, soit vers la Seine lors de délestages par temps de pluie en raison de la saturation des collecteurs en aval. Le temps de résidence de l'eau dans le lac est relativement court et extrêmement variable. En période sèche, lorsque les entrées sont uniquement dues aux rus de Montlignon et des Communes, le temps de résidence instantané peut atteindre 6 mois. Lors de situations spécifiques (événements pluvieux importants), le temps de résidence instantané peut descendre à quelques semaines, voire quelques jours (Quiblier *et al.* 2008).

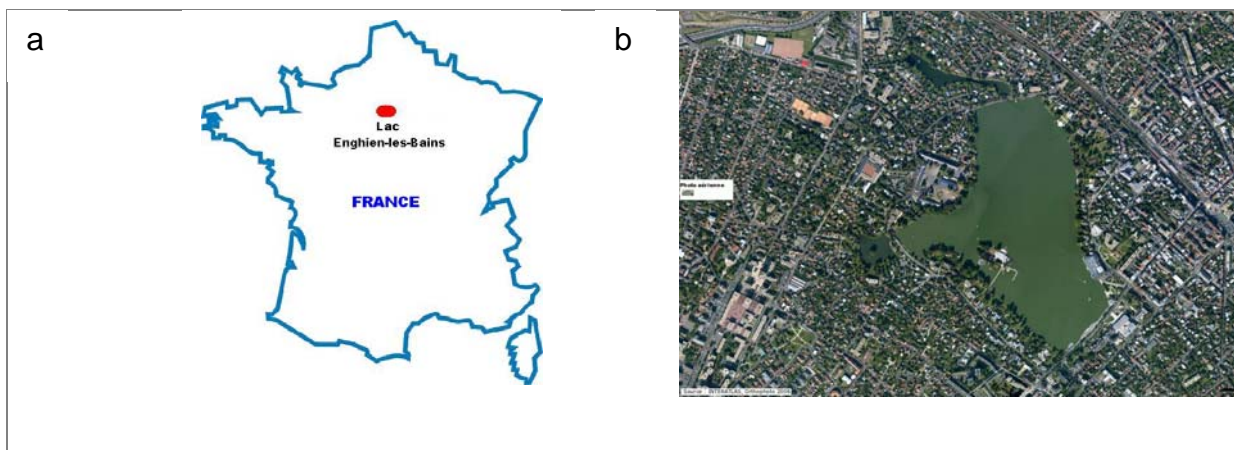


Figure 2 : a - localisation du lac Enghien-les-Bains adapté de (IGN 2008),  
b- vue aérienne (IAURIF 2008)

## 2.2 Les mesures

Un exemple des données brutes de chlorophylle-a obtenues par la station de mesure en 2009 est présenté sur la figure 3.

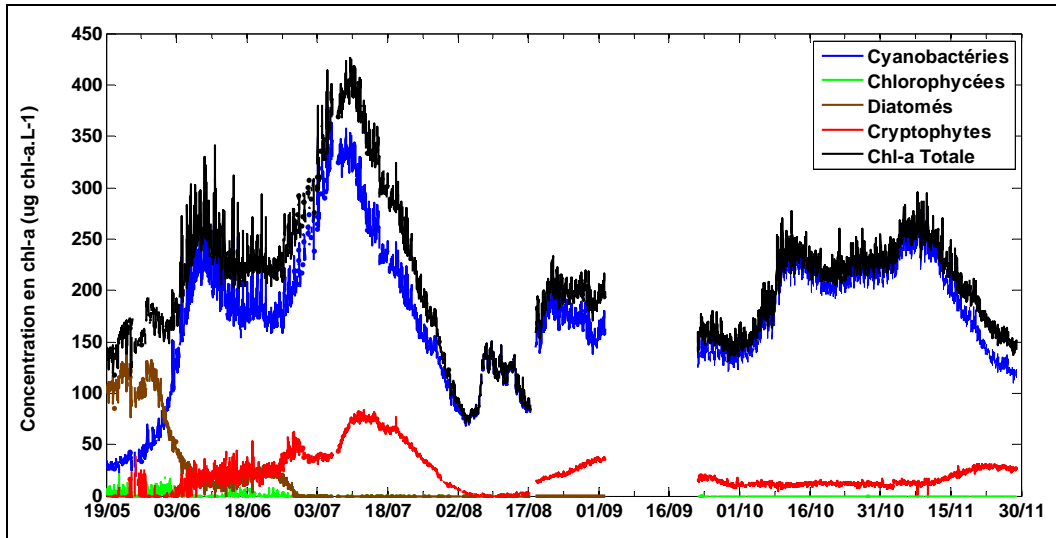


Figure 3 : Données brutes de concentrations en chl-a (Rapport Proliphyc 2010)

### 2.3 Les indicateurs

Les indicateurs d'état calculés à partir des données mesurées dans le lac d'Enghien correspondent aux moyennes et maxima journaliers de chlorophylle associée aux Cyanobactéries ainsi qu'à la température et au pourcentage de saturation en oxygène de l'eau associés aux maxima journaliers de chlorophylle. La Figure 4 présente, pour 2009 les séries brutes de température de l'eau, de concentration en oxygène et de Fluorescence associée aux Cyanobactéries ainsi que les indicateurs associés. Un indicateur dynamique, le taux de variation de la chlorophylle associé à chaque famille de phytoplancton peut également être défini. En pondérant ce taux de variation par la concentration en chlorophylle, on obtient un indicateur de variation de la biomasse phytoplanctonique qui fournit une estimation du risque de prolifération (Figure 5).

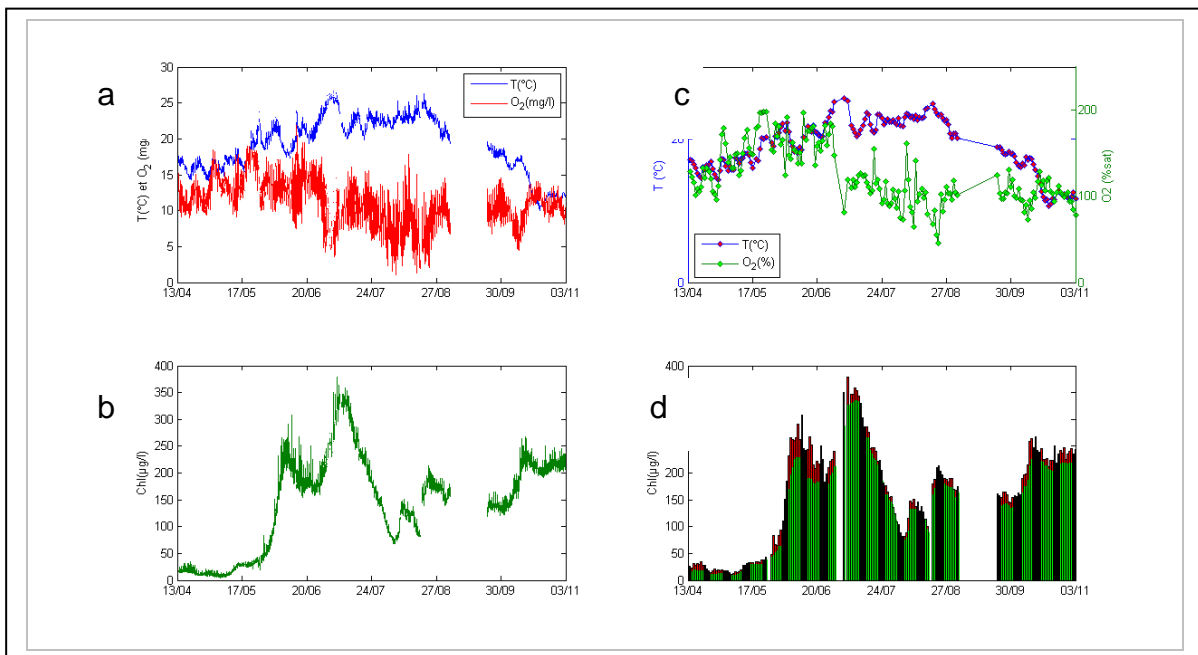


Figure 4 : Lac d'Enghien 2009 (a) Séries brutes de température de l'eau et de concentration en oxygène et (b) de Fluorescence ; (c) température de l'eau et % de saturation de l'oxygène associés aux maxima journaliers de chlorophylle ; (d) moyennes journalières et maxima journaliers de chlorophylle

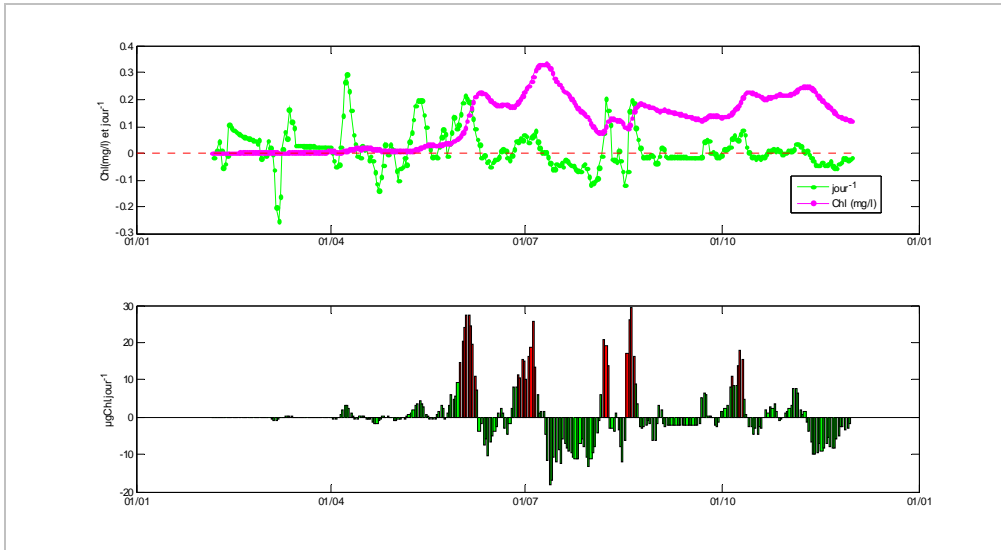


Figure 5 : Lac d'Enghien en 2009 (a) chlorophylle associée aux Cyanobactéries et taux de variation ( $\text{jour}^{-1}$ ) (b) indicateur de taux de variation de la biomasse ( $\mu\text{gChl.l}^{-1}.\text{jour}^{-1}$ )

#### 2.4 La modélisation de la dynamique des cyanobactéries

Le modèle déterministe DYRESM, a été choisi pour simuler le comportement thermique du lac. Il s'agit d'un modèle hydrodynamique qui calcule la distribution verticale de la température, la densité et la salinité des lacs et réservoirs où l'approche unidimensionnelle est possible (Imerito 2007). Pour simuler la dynamique des cyanobactéries dans le lac, DYRESM a été couplé avec CAEDYM. DYRESM-CAEDYM (ci-après dénommé DYCD) a été développé par le « Centre for Water Research » (University of Western Australia) et depuis sa création, ce modèle est amélioré continuellement et a été validé avec succès sur différents plans d'eau dans plusieurs pays (Burger *et al.* 2008, Gilboa *et al.* 2009, Hornung 2002, McDonald *et al.* 2010). Les données d'entrée de DYCD sont de quatre types : la morphométrie du lac et de ses affluents, les données de forçage météorologique (vitesse du vent, température de l'air, rayonnement solaire, pluviométrie, nébulosité et pression de vapeur), les paramètres de qualité de l'eau (concentration en oxygène dissous, nutriments, chl-a) et les conditions initiales pour toutes les variables à modéliser. En réponse, le modèle simule les profils verticaux des variables choisies, dans notre cas : (1) Température, salinité et densité, (2) Concentration en chl-a (totale et selon les groupes phytoplanctoniques modélisés) et (3) Nutriments, oxygène dissous. La configuration de DYCD utilisée pour le lac Enghien est représentée dans la Figure 6. Plus de détails sur les processus pris en compte par le modèle sont décrits dans Imerito (2007) et Hipito *et al.* (2006).

#### 2.3 La démarche de modélisation

Une approche simplifiée a été choisie, selon laquelle seulement le groupe phytoplanctonique des cyanobactéries, a été simulé. En effet, les cyanobactéries étaient dominantes pendant toute la période de simulation (voir Figure 3), ce qui permet de négliger les effets de compétition interspécifique dans le modèle. La plupart des données nécessaires à la modélisation (variables météorologiques et conditions initiales du lac pour chl-a, température de l'eau et oxygène dissous) a été obtenue à partir des mesures effectuées par la bouée Proliphyc. Les données de bathymétrie du lac, de concentrations en nutriments, de débits entrant et sortant ont été fournies par des études menées précédemment par le gestionnaire du lac d'Enghien (Marchandise 2008 ; SIARE 2004).



Certains paramètres, spécifiques à chaque site d'étude, tels que les limites de l'épaisseur des couches et les caractéristiques physiologiques de *P. agardhii*, (taux de croissance maximum, températures optimum et maximum de croissance,..) ont été calés. Le calage manuel du modèle a été réalisé d'après les données mesurées du 1<sup>er</sup> au 16 juin 2009, période qui correspond au premier pic de cyanobactéries dans l'année (cf *Figure 3*). La température de l'eau et la concentration en chl-a liée aux cyanobactéries calculées par le modèle, au pas de temps horaire, ont été comparées avec les mesures de la bouée au même instant. Pour chaque simulation, le coefficient de corrélation de Pearson (R) et l'erreur-type (RMSE – root mean square of errors) ont été calculés. La validation du modèle thermique a été réalisée d'après les mesures de deux saisons: été : 17 juin à 07 août 2009 et automne : 23 septembre à 29 novembre 2009. Les simulations de la dynamique des cyanobactéries ont porté sur deux périodes: (1) du 2 au 15 juillet 2009, la concentration en chl-a liée aux cyanobactéries a atteint sa valeur maximale enregistrée pendant l'année 2009 ( $350 \mu\text{g chl-a L}^{-1}$ ) ; et (2) du 6 au 29 novembre 2009, les cyanobactéries enregistrent leur dernier pic de l'année pour ensuite décliner définitivement (*Figure 3*).

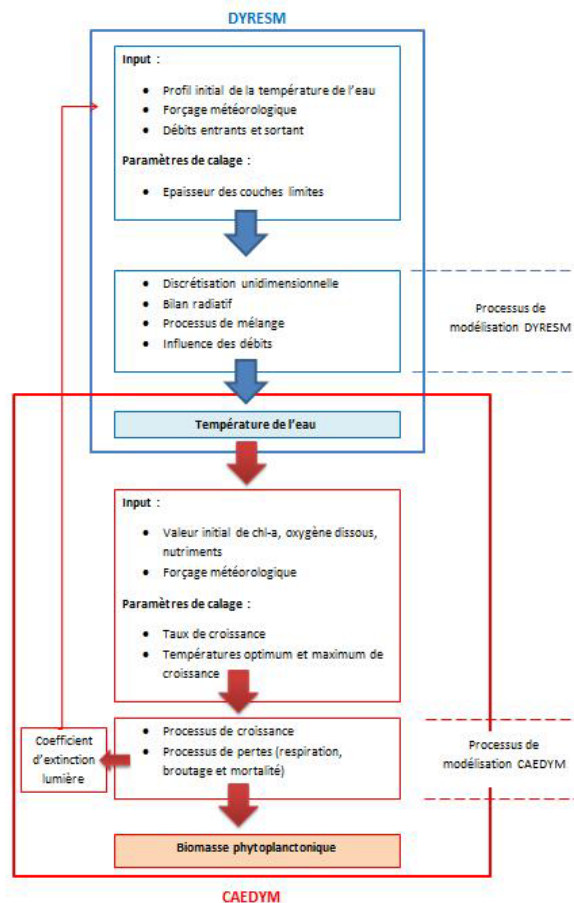


Figure 6 : Configuration de DYCD utilisée pour le lac d'Enghien.

## 2.4 Résultats et discussion

Les résultats du modèle ont été évalués en utilisant les indicateurs R et RMSE. Les résultats de la simulation thermique du lac sont satisfaisants. Le modèle décrit bien la tendance journalière et saisonnière de la température de l'eau en été et en automne. Cependant, à la fin de la simulation estivale, à partir du 03 août, DYCD surestime la température de l'eau (*Figure*



7.a). Cette surestimation du modèle peut s'expliquer par la courte période utilisée pour son calage (16 jours). Cela n'a pas permis de couvrir toute la gamme de valeurs que les variables météorologiques peuvent atteindre pendant un cycle saisonnier. En automne, les résultats du modèle thermique sont également satisfaisants, l'écart moyen entre les températures de l'eau mesurées et simulées étant de  $-0,6^{\circ}\text{C}$  et l'écart maximal ne dépassant pas  $-2,5^{\circ}\text{C}$  (Figure 7.b).

En ce qui concerne la modélisation écologique, DYCD reproduit bien la dynamique des cyanobactéries pendant les deux périodes de simulation (Figure 8). Au mois de juillet, les conditions météorologiques, telles que l'abondance de lumière et les températures élevées, sont favorables à la croissance de *P. agardhii* (Figure 8.a). La période du 6 au 29 novembre correspond au dernier « bloom » de l'année, suivi du déclin définitif des cyanobactéries. Le modèle anticipe un peu la chute des concentrations de chl-a liée aux cyanobactéries, les concentrations simulées étant sous-estimées du 9 au 20 novembre (Figure 8.b). Les conditions météorologiques jouent un rôle clé dans la dynamique des cyanobactéries : la température de l'eau étant toujours inférieure à  $20^{\circ}\text{C}$  (Figure 7.b) et la lumière étant limitée dans cette période de l'année, *P. agardhii* décroît.

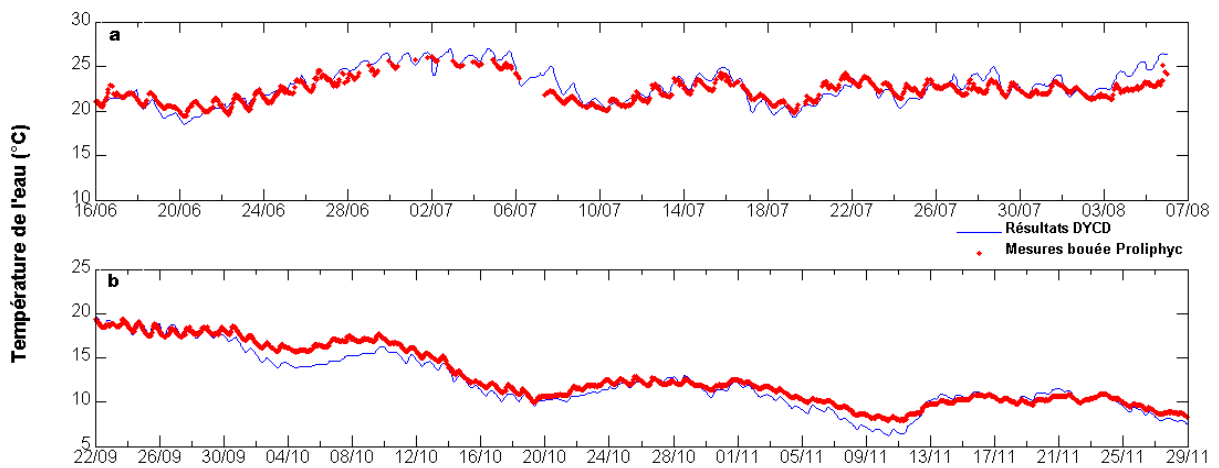


Figure 7 : Simulation de la température de l'eau au lac d'Enghien pendant (a) l'été et (b) l'automne

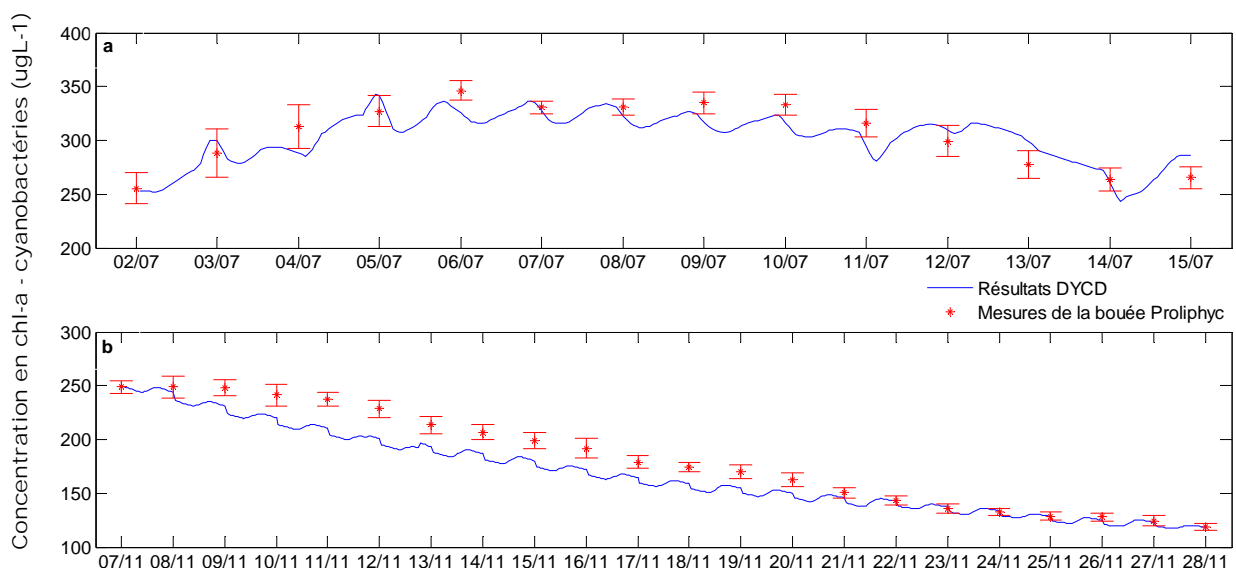


Figure 8 : Simulation de la biomasse cyanobactérienne au lac d'Enghien pendant (a) l'été et (b) l'automne. Les mesures de la bouée Proliphyc sont représentées par des moyennes journalières associées à l'écart-type.

## Conclusion

Face aux contraintes imposées par les méthodes traditionnelles de surveillance de la qualité de l'eau (le coût, les délais, le fort besoin de personnel spécialisé et la faible représentativité spatiale et temporelle des données), d'autres techniques ont été développées en vue d'améliorer la qualité et la représentativité des données, ainsi que de réduire le coût lié à leur obtention. Dans ce contexte, les stations de surveillance à distance sont des options de plus en plus envisagées pour le suivi du phytoplancton des milieux lacustres. En ce qui concerne la modélisation, l'utilisation du modèle DYCD associée à des données mesurées en continu s'est montrée une approche performante pour simuler la dynamique des cyanobactéries dans les lacs urbains peu profonds, tels que le lac d'Enghien. La fréquence élevée d'acquisition des données a permis une évaluation très rigoureuse de la performance du modèle puisque ses résultats ont été comparés avec les mesures au pas de temps horaire. Pour une utilisation en système d'alerte, le modèle DYCD peut être envisagé comme un outil de prévision de la dynamique cyanobactérienne dans les milieux lacustres urbains. En mode prédictif, DYCD serait alimenté par les mesures de la bouée et par des prévisions météorologiques de façon à prédire la croissance algale à l'horizon de quelques jours.

### Références bibliographiques

- Ahlgren I., Frisk T. et Kamp-Nielsen L. (1988). Empirical and theoretical models of phosphorus loading, retention and concentration vs. lake trophic state. *Hydrobiologia*, 170, (1), 285-303.
- Allan Ian J., Vrana Branislav, Greenwood Richard, Mills Graham A., Roig Benoit et Gonzalez Catherine (2006). A "toolbox" for biological and chemical monitoring requirements for the European Union's Water Framework Directive. *Talanta*, 69, (2), 302-322.
- Burger D. F., Hamilton D. P. et Pilditch C. A. (2008). Modelling the relative importance of internal and external nutrient loads on water column nutrient concentrations and phytoplankton biomass in a shallow polymictic lake. *Ecological Modelling*, 211, (3-4), 411-423.
- Di Toro D. M., O'Connor D. J. et Thomann R. V. (1971). A Dynamic Model of the Phytoplankton Population in the Sacramento San Joaquin Delta. In: *Nonequilibrium Systems in Natural Water Chemistry*, (eds.), American Chemical Society, 131-180.
- Gal G., Hipsey M. R., Parparov A., Wagner U., Makler V. et Zohary T. (2009). Implementation of ecological modeling as an effective management and investigation tool: Lake Kinneret as a case study. *Ecological Modelling*, 220, (13-14), 1697-1718.
- Gilboa Y., Friedler E. et Gal G. (2009). Adapting empirical equations to Lake Kinneret data by using three calibration methods. *Ecological Modelling*, 220, (23), 3291-3300.
- Glasgow H. B., Burkholder J. M., Reed R. E., Lewitus A. J. et Kleinman J. E. (2004). Real-time remote monitoring of water quality: a review of current applications, and advancements in sensor, telemetry, and computing technologies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 300, (1-2), 409-448.
- Hamilton D. P. et Schladow S. G. (1997). Prediction of water quality in lakes and reservoirs. Part I - Model description. *Ecological Modelling*, 96, (1-3), 91-110.
- Hipsey M. R., Romero J.R., Antenucci J.P. et Hamilton D. P. (2006). *Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model - CAEDYM Science Manual*. Centre for Water Research, University of Western Australia, 102.
- IAURIF (2008). Carte interactives - Photographie aérienne. Institut d'Aménagement et Urbanisme de la Région Ile-de-France. Consulté le 03 mars 2011. <http://sigr.iau-idf.fr/webapps/visiau/>.
- IGN (2008). Les silhouettes de la France. Institut Géographique National. Consulté le 03 mars 2011. <http://education.ign.fr/documentArticle.do?idDoc=5682812&siteId=5059750>.

- Imerito A. (2007). Dynamic Reservoir simulation model DYRESM v4 - Science Manual. Centre for Water Research, University of Western Australia, 50.
- Kaiblinger C., Anneville O., Tadonleke R., Rimet F., Druart J., Guillard J. et Dokulil M. (2009). Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiologia*, 633, (1), 67-74.
- Le Vu B., Vinçon-Leite Brigitte, Lemaire B., Bensoussan N., Calzas M., Drezen C., Deroubaix J., Escoffier N., Dégrés Y., Freissinet C., Groleau A., Humbert J., Paolini G., Prévot F., Quiblier C., Rioust E. et Tassin B. (2010). High-frequency monitoring of phytoplankton dynamics within the European water framework directive: application to metalimnetic cyanobacteria. *Biogeochemistry*, 1-14 (online first).
- Leitao M. et Couté A. (2005). Guide Pratique des Cyanobactéries Planctoniques du Grand Ouest de la France. Agence de l'Eau Seine-Normandie, Paris, 63.
- McDonald C. P. et Urban N. R. (2010). Using a model selection criterion to identify appropriate complexity in aquatic biogeochemical models. *Ecological Modelling*, 221, (3), 428-432.
- Mueller D. K. (1982). Mass balance model estimation of phosphorus concentrations in reservoirs. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 18, (3), 377-382.
- Post A. F., de Wit R. et Mur L. R. (1985). Interactions between temperature and light intensity on growth and photosynthesis of the cyanobacterium *Oscillatoria agardhii*. *Journal of Plankton Research*, 7, (4), 487-495.
- PROLIPHYC (2007). Site Web du programme PROLIPHYC. Consulté le 17 mars 2010. <http://leesu.univ-paris-est.fr/proliphyc/>.
- Proliphyc (2008). Rapport Scientifique 18 mois. ANR - Programme PRECODD. 73 p.
- Quiblier C., Escoffier N., Vinçon-leite B., Tassin B., Groleau A., Bensoussan N., Briand C. et Prevot F. (2008). Rapport de pré-implantation de la bouée Proliphyc sur le Lac d'Enghien-les-Bains. 21 p.
- Rolland A., Rimet F. et Jacquet S. (2010). A 2-year survey of phytoplankton in the Marne Reservoir (France): A case study to validate the use of an in situ spectrofluorometer by comparison with algal taxonomy and chlorophyll a measurements. *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.*, (398), 02.
- Silva T. (2010). Modélisation des efflorescences de phytoplancton dans les lacs urbains. Application aux cyanobactéries du lac d'Enghien-les-Bains. Master, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Champs-sur-Marne, 57.
- Teles L., Vasconcelos V., Pereira E. et Saker M. (2006). Time Series Forecasting of Cyanobacteria Blooms in the Crestuma Reservoir (Douro River, Portugal) Using Artificial Neural Networks. *Environmental Management*, 38, (2), 227-237.
- Trolle D., Hamilton D. P., Pilditch C. A., Duggan I. C. et Jeppesen E. (2010). Predicting the effects of climate change on trophic status of three morphologically varying lakes: Implications for lake restoration and management. *Environmental Modelling & Software*, 26, (4), 354-370.
- Wolfram G., Argillier C., de Bortoli J., Buzzi F., Dalmiglio A., Dokulil M., Hoehn E., Marchetto A., Martinez P. J., Morabito G., Reichmann M., Remec-Rekar Š., Riedmüller U., Rioury C., Schaumburg J., Schulz L. et Urbanič G. (2009). Reference conditions and WFD compliant class boundaries for phytoplankton biomass and chlorophyll-a in Alpine lakes. *Hydrobiologia*, 633, (1), 45-58.