

# SUIVI DU PHYTOPLANCTON DANS LES LACS URBAINS A L'AIDE D'UNE BOUEE INSTRUMENTEE : LE CAS DU LAC D'ENGHIEN-LES-BAINS

Talita SILVA, Bruno J. LEMAIRE et Brigitte VINÇON-LEITE

Université Paris-Est, LEESU, École des Ponts ParisTech, 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  
Courriel : [silvat@leesu.enpc.fr](mailto:silvat@leesu.enpc.fr)

## Résumé

*Durant les dernières décennies, la qualité des eaux de surface s'est fortement dégradée en raison des activités anthropiques dans les bassins versants : agriculture, changements d'occupation du sol, rejets d'eaux usées, urbanisation à l'origine d'un ruissellement plus important et plus chargé en polluants. Dans les milieux aquatiques, la communauté phytoplanctonique joue un rôle clé dans la biodiversité de l'écosystème et par conséquent, dans la qualité de leurs eaux. Il est donc indispensable de surveiller la biomasse du phytoplancton, la fréquence et l'intensité des efflorescences, ainsi que de comprendre les facteurs qui contrôlent la dynamique phytoplanctonique. Récemment, de nouvelles méthodes de surveillance de la qualité de l'eau (télé-détection aéroportée, stations de surveillance flottantes...) ont été mises en place dans les milieux marins et dans les milieux d'eau douce. Le projet Proliphyc - Système de surveillance des PROliférations PHYtoplanctoniques – Application aux Cyanobactéries (programme ANR-PRECODD 2007-2010) a développé un système de surveillance, d'alerte en temps réel et de prévision des proliférations de phytoplancton dans les écosystèmes d'eau douce. Une bouée, autonome en énergie, dotée de capteurs aériens et immergés, mesure à un pas de temps de 30 minutes les variables météorologiques et de qualité de l'eau (concentrations en O<sub>2</sub> dissous et en chlorophylle-a, température, conductivité et pH). L'ensemble des mesures sont transmises par GPRS vers une base de données permettant le suivi en temps réel des conditions du plan d'eau. Ces données permettent également d'alimenter un modèle hydrodynamique couplé à un modèle écologique qui simule l'évolution thermique du lac et la croissance du phytoplancton. Au cours du projet, le système Proliphyc a été étudié sur trois plans d'eau français représentatifs de ces milieux en climat tempéré. Parmi eux, le lac d'Enghien-les-Bains (Val-d'Oise), un lac urbain peu profond (profondeur moyenne de 1,3 m, 41 ha), est fréquemment touché par des efflorescences des cyanobactéries de l'espèce *Planktothrix agardhii*, potentiellement productrice de la toxine microcystine. Ce lac a été modélisé avec le modèle couplé DYRESM-CAEDYM. Les premiers résultats montrent l'intérêt de l'utilisation de ce type de modèle, alimenté par des mesures à haute fréquence, pour simuler le fonctionnement d'un lac urbain de faible profondeur. De plus, DYRESM-CAEDYM peut être envisagé comme outil de prévision à court et à moyenne terme des efflorescences de cyanobactéries dans des lacs urbains tel que le lac d'Enghien-les-Bains.*

**Mots-clés :** Cyanobactéries, mesure à haute fréquence, lac urbain, DYRESM-CAEDYM.

## 1 Introduction

Durant les dernières décennies, la qualité des eaux de surface, tant côtières que continentales, 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 dans les milieux récepteurs, 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). L'amélioration de la qualité des eaux de surface est un objectif général et dans ce contexte, les systèmes de surveillance de la qualité de l'eau sont essentiels pour la réussite des programmes de gestion et restauration des milieux aquatiques. Des données fiables, mesurées en continu pendant de longues périodes de temps sont nécessaires pour déterminer l'état des ressources hydriques, mettre en place des programmes de préservation et de réhabilitation efficaces et évaluer correctement leurs performances (Glasgow *et al.* 2004).

Dans les milieux aquatiques, la communauté phytoplanctonique joue un rôle clé dans la biodiversité de l'écosystème et par conséquent, 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 deux approches récemment développées pour la surveillance à distance du phytoplancton dans les milieux aquatiques : la télédétection aéroportée et les stations de mesure automatiques. Dans une deuxième partie, une station de mesure automatique destinée à la surveillance des efflorescences phytoplanctoniques dans les milieux d'eau douce est décrite. Enfin, une étude de cas portant sur la modélisation des cyanobactéries associée à cette station de mesures automatique, dans un petit lac urbain d'Ile-de-France, est exposée.

## 2 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).

La compréhension de la dynamique du phytoplancton dans les lacs et réservoirs doit reposer sur des programmes de surveillance capables de fournir des données fiables, représentatifs du fonctionnement du plan d'eau, économiquement acceptables et comparables avec d'autres études. 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, directive 2000/60/EC (Parlement Conseil Européen, 2000). 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 d'échantillonnage par prélèvements serait la surveillance à distance : la télédétection aéroportée (satellites, avions) et/ou les stations flottantes autonomes. Ces nouvelles approches permettent la surveillance de sites lointains, réduisent le besoin de personnel qualifié en charge des prélèvements, des analyses chimiques et du dénombrement du phytoplancton et présentent un coût moindre du fait de la réduction du nombre d'analyses (Le Vu *et al.* 2010). Ci-dessous, sont présentées des études sur le phytoplancton réalisées à l'aide des méthodes de surveillance à distance, tant dans les milieux marins que dans les milieux d'eau douce, où l'utilisation de la télédétection aéroportée et des stations flottantes autonomes est encore limitée.

## 2.1 Télédétection satellitaire

La télédétection par satellite est basée sur la variation de la couleur des océans en fonction de la concentration en chl-a, des particules en suspension et de la matière organique dissoute dans l'eau. Des algorithmes ont été développés pour estimer la concentration de chl-a, ainsi que d'autres paramètres de la qualité de l'eau à partir de la couleur de l'océan captée par satellite.

En 1997, un capteur de la couleur des océans a été couplé au satellite Seastar dans le cadre du projet Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor – SeaWiFS développé par la NASA (agence spatiale américaine). L'objectif est de fournir des données quantitatives sur les propriétés bio-optiques des océans avec lesquelles il soit possible d'étudier leur production primaire, ainsi que leurs caractéristiques biogéochimiques globales (*e.g.* le rôle des océans dans le cycle global du carbone). Le capteur en orbite effectue des mesures toutes les 48 h, à une résolution de 2 km<sup>2</sup>, à la condition que le ciel soit clair (NASA 2003).

Dans la Manche, des données obtenues à partir du projet SeaWiFS pendant l'été 2003, ont été utilisées pour alimenter et valider un modèle de la distribution spatio-temporelle de *Karenia mikimotoi*, un dinoflagellé très toxique pour les poissons (Vanhoutte-Brunier *et al.* 2008). Un modèle hydrodynamique 3D a été couplé à un modèle biogéochimique qui prenait en compte les caractéristiques particulières de *K. mikimotoi*, telles que les facteurs limitant sa croissance (température et turbulence de l'eau, lumière...). Dans cette étude, les données acquises à partir de la télédétection satellitaire ont été employées dans deux phases distinctes : (1) avant la simulation, la concentration en matières en suspension visualisée par satellite a été utilisée pour calculer la luminosité dans la colonne d'eau, une des variables nécessaires au forçage du modèle et (2) après la simulation, les données de concentration de chl-a liée à l'espèce *K. mikimotoi* ont été utilisées pour valider le modèle, en comparant les résultats obtenus et les valeurs observées.

Les données de chl-a obtenues durant le projet SeaWiFS entre 1998 et 2005 ont également été utilisées pour analyser la variation de la biomasse du phytoplancton à différentes échelles de temps et d'espace dans le nord de l'océan Pacifique (Yoo *et al.* 2008). La nécessité de disposer d'une série de données sur plusieurs années, capable de révéler la variation interannuelle du phytoplancton, et recouvrant tout le site d'étude a imposé le choix de la télédétection satellitaire. Elle a permis de : (1) déterminer les concentrations moyennes, maximales et minimales en chl-a dans le nord de l'océan Pacifique; (2) visualiser la dynamique saisonnière du phytoplancton dans différentes sous-régions du site d'étude, tout en précisant leurs périodes de croissance et de

déclin dans l'année ; et (3) identifier les tendances interannuelles de variation de chl-a dans différentes sous-régions de l'océan.

Dans les deux cas cités ci-dessus, les données obtenues par satellite ont offert une compréhension de la distribution spatiale du phytoplancton, qui n'aurait pu être obtenue par aucune autre méthode existante, compte tenu de la grande surface des milieux aquatiques étudiés. Par contre, la télédétection par satellite ne permet que l'accès à des variables associées à des propriétés optiques de la surface de l'eau, telles que les concentrations en chl-a et en matières en suspension. Tant pour la Manche que pour l'océan Pacifique, des mesures *in situ* ont été nécessaires pour compléter les données satellitaires : distribution verticale de *K. mikimotoi* dans la colonne d'eau de la Manche, biomasse des niveaux trophiques supérieurs au phytoplancton (zooplancton, poissons ...) dans l'océan Pacifique. En outre, la télédétection par satellite ne permet pas de capter la couleur de l'océan lors des journées nuageuses ; elle est également incapable de détecter des proliférations très localisées, de taille inférieure à la résolution du satellite ce qui empêche son utilisation pour des petits lacs.

## 2.2 Télédétection aéroportée

L'utilisation de capteurs de couleur embarqués sur de petits avions ou des drones est une option à envisager pour les lacs et réservoirs de petite surface qui ne peuvent pas être surveillés à l'aide des images satellitaires. Lors d'un survol du site d'étude, des mesures de radiance du plan d'eau peuvent être obtenues avec une résolution beaucoup plus fine que celle des satellites, ce qui permet la détection des proliférations phytoplanctoniques dans les petits lacs, même si leur extension est très localisée.

En 2005, un capteur hyperspectral de radiance, Airborne Imaging Spectrometer for Applications – AISA (Spectral Imaging Ltd., Oulu, Finlande), a été embarqué dans un petit avion pour acquérir des images du réservoir Geist (Indiana, USA) ayant pour résolution des pixels de 1 x 1 m à 1000 m d'altitude (Li *et al.* 2010). L'aptitude des techniques de télédétection hyperspectrale aéroportée pour repérer des proliférations de cyanobactéries dans un petit réservoir méso-eutrophe a été vérifiée. Des mesures de réflectance *in situ* à l'aide d'un spectroradiomètre ont été utilisées pour caler les mesures aéroportées. Des échantillons d'eau analysés en laboratoire ont fourni les concentrations en chl-a et en phycocyanine, un pigment accessoire présent dans certaines espèces de cyanobactéries. Les données provenant de la télédétection ont été utilisées pour calculer des indices spectraux (rapports entre des réflectances à différentes longueurs d'onde) qui à leur tour, ont été corrélés aux concentrations en chl-a et en phycocyanine mesurées en laboratoire. Cette étude a montré que dans un petit plan d'eau, peu profond et méso-eutrophe, tel que le réservoir Geist, les concentrations en chl-a et en phycocyanine peuvent être détectées et quantifiées à l'aide de la télédétection aérienne hyperspectrale. Dans une prochaine étape, les recherches se concentreront sur l'amélioration de l'extensibilité de cette méthode à d'autres sites d'études puisque les conditions environnementales, variables d'un lac à l'autre, peuvent influencer les relations obtenues par cette étude.

## 2.3 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 (LEDs « light-emitting diodes ») qui émettent des radiations lumineuses à 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> - Moldaenke, Kiel, Allemagne). 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.

Une station flottante de surveillance à distance a été utilisée en milieu marin pour étudier des proliférations phytoplanctoniques dans deux zones estuariennes à Hong-Kong (O Pui Tong et Luk Chau Wan). En 1998, ces zones ont été touchées par un épisode d'efflorescence du dinoflagellé *Karenia digitatum*, entraînant la mort de plus de 80% des poissons produits par l'aquaculture locale. Une station de surveillance en temps réel, a été installée sur un radeau pour réaliser des mesures horaires des paramètres météorologiques, physico-chimiques et de la qualité de l'eau (chl-a mesurée par un fluorimètre). Lee *et al.* (2005) ont développé des indicateurs permettant d'expliquer et de prédire ces épisodes de bloom phytoplanctonique. Pendant cinq années (2000-2004) le système de surveillance en temps réel a été utilisé pour lancer des alertes lorsqu'une prolifération démarrait. Cela a permis de déclencher des campagnes d'échantillonnage pour mesurer des paramètres complémentaires comme les nutriments. Des corrélations ont été obtenues entre chl-a et l'oxygène dissous, la température de l'eau, le rayonnement solaire, la vitesse du vent et l'azote inorganique total. L'ensemble des données collectées a fourni des informations jusqu'alors indisponibles sur la dynamique des algues et permis un approfondissement des connaissances sur les efflorescences algales dans les eaux côtières subtropicales.

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.

## 2.4 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

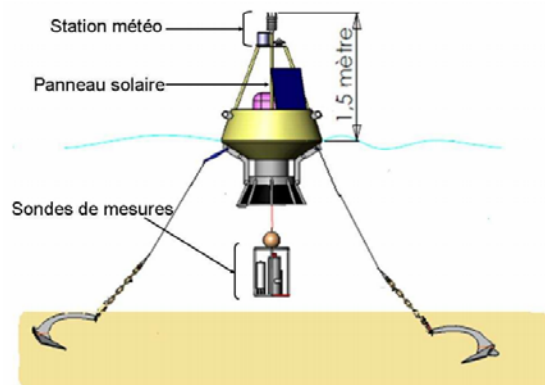
autonomes en énergie. Ce projet a conçu, validé et pré-industrialisé un système de surveillance et d’alerte en temps réel des proliférations du phytoplancton et, notamment, des cyanobactéries toxiques dans les lacs et réservoirs (Proliphyc 2007). Le projet Proliphyc s’est déroulé selon les phases suivantes:

- Conception et fabrication d’une bouée de mesure en continu (la bouée Proliphyc) ;
- Automatisation de l’intégration et de la validation des données ;
- Développement des procédures d’alerte et de prévision du risque d’efflorescence à court et à moyen terme, grâce à des modèles numériques ;
- Validation du système 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 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. Dans le *Tableau 1*, sont présentées les principales caractéristiques techniques des capteurs météorologiques.

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<sup>TM</sup> (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 2*.



*Figure 1 : Schéma de la Bouée Proliphyc (Petit Lac) installée sur le lac d’Enghien-les-Bains (Quiblier et al. 2008).*

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 continu et en temps réel des conditions physiques et biologiques du lac.

Tableau 1 : Caractéristiques techniques des capteurs météorologiques (Vaisala 2007, Zonen 2006).

Variable mesurée	Plage	Précision	Résolution de sortie	Observation
Pression barométrique	600 à 1100 hPa	-+ 0,5 hPa	-+ 1hPa	Pour temp. de 0 à 30°C
Température de l'air	- 52 à 60°C	-+ 0,3 °C	0,1 °C	-
Humidité relative (HR)	0 à 100%	-+3% -+ 5%	0,1% (HR)	Pour HR < 90% Pour HR entre 90 et 100%
Vitesse du vent (VV)	0 à 60 ms <sup>-1</sup>	-+ 0,3ms <sup>-1</sup> -+5%	0,1 ms <sup>-1</sup>	Pour VV de 0 à 35 ms <sup>-1</sup> Pour VV de 36 à 60 ms <sup>-1</sup>
Direction du vent	0 à 360°	-+ 3°	1°	-
Précipitation		5%	0,01 mm	-
Rayonnement solaire	305 à 2800 nm (longueur d'onde) 4000 Wm <sup>-2</sup> (rayon. maximum)	< 2% (incertitude dans une journée)	0.001 Wm <sup>-2</sup>	Temp. opération: -40 à 90°C Temps de réponse: 95% en 5 s

Tableau 2 : Caractéristiques techniques des sondes immergées (AANDERAA 2010, nke 2007, Proliphyc 2008).

Sonde	Variable mesurée	Plage	Précision	Résolution de sortie
<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 à O<sub>2</sub> dissous 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>

### 3 Modélisation écologique des lacs

D'après Catherine (2009), la complexité des mécanismes impliqués dans le déterminisme des efflorescences à cyanobactéries, rend à ce jour très difficile la prévision de ce type d'évènement à partir d'indicateurs simples. L'utilisation des modèles de prédiction de la qualité de l'eau dans les écosystèmes lenticques est donc devenue une méthode très utilisée pour les nombreux lacs eutrophisés dans le monde.

Selon Hamilton *et al.* (1997), trois types de modèles portant sur la simulation de la qualité de l'eau sont les plus utilisés actuellement:

- Les modèles « input-output » : basés sur l'hypothèse d'un état stationnaire et utilisés à une échelle de temps annuelle. Généralement, la concentration en nutriments est calculée à partir des apports nets et la chl-a (ou un autre indicateur de la biomasse phytoplanctonique) est prédite à partir de la corrélation avec le nutriment limitant (fréquemment le phosphore). Les autres facteurs qui pourraient influencer la biomasse phytoplanctonique, par exemple, la lumière, les interactions biologiques et la charge interne de nutriments, ne sont pas pris en compte. De plus, l'hypothèse selon laquelle le lac est un système mélangé en permanence ne peut être appliquée qu'en quelques périodes de l'année. En conséquence, face à des changements de forçage, le pouvoir prédictif de ce modèle est limité (Ahlgren *et al.* 1988, Mueller 1982).
- Les modèles écologiques de qualité de l'eau : les principaux processus physiques, chimiques et biologiques qui affectent le phytoplancton et les niveaux trophiques plus élevés, absents dans les modèles décrits ci-dessus, sont représentés dans cette approche. Néanmoins, ces processus varient dans le temps et sont décrits par des équations de conservation interdépendantes, incluant des coefficients qui ont besoin d'un calage pour chaque site spécifique, ce qui constitue une limite importante de ces modèles. De plus, les processus physiques de transport et de mélange dans le plan d'eau sont souvent simplifiés. Ainsi, les interactions physiques, chimiques et biologiques décrites dans ces modèles sont mal représentées, ce qui compromet leur capacité prédictive (Di Toro *et al.* 1971, Matsuoka *et al.* 1986).
- Une troisième approche se base sur des modèles hydrodynamiques prenant en compte les variables de qualité d'eau, soit par couplage avec les modèles plus simples (input-output), soit par couplage avec des modèles écologiques du système. L'approche la plus fréquente est l'utilisation de modèles unidimensionnels (1D), décrivant les variations selon l'axe vertical. Cet abordage unidimensionnel est valable uniquement dans les lacs ou réservoirs où les variations des conditions hydrodynamiques sont dominantes selon l'axe vertical par rapport à l'axe horizontal. Les variations dans le plan horizontal sont négligeables et toutes les propriétés concernant l'hydrodynamique du lac sont rapportées au profil vertical. Ce type de modèle peut réaliser des simulations pour des échelles de temps saisonnières ou même journalières (Gal *et al.* 2009, Trolle *et al.* 2010). Dans les cas où l'hypothèse d'unidimensionnalité ne peut pas être vérifiée, des modèles 2D et 3D, couplant également hydrodynamique et biogéochimie, sont mis en œuvre (Hurdowar-Castro, 2007 ; Hillmer, 2008 ; Missaghi, 2010).

Plus récemment, un quatrième type de modèle, la modélisation par réseaux de neurones, a été développé. Il s'agit d'une approche très utile lorsque l'on ne dispose pas de connaissances suffisantes sur les processus contrôlant la dynamique de la croissance algale mais que l'on souhaite néanmoins la prédire. Inspirés par le fonctionnement du système nerveux humain, ce type de modélisation peut reconnaître la structure qui régit les processus sous-jacents au développement du phytoplancton ou la structure de corrélation entre les données d'entrée et ainsi prévoir des événements futurs. Cela est possible même si les facteurs qui influencent le système sont méconnus ou trop complexes à décrire (Teles *et al.* 2006).

## 4 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* à l'aide d'un modèle déterministe qui s'insère dans l'approche « modèle hydrodynamique + modèle écologique » décrite ci-dessus. Le site d'étude, le modèle employé, ainsi que les résultats de la modélisation sont présentés ci-dessous.

#### 4.1 Site d'étude

Le lac d'Enghien-les-Bains (48°58'N, 2°18'E) est situé dans la commune qui porte le même nom, 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, des manifestations festives, 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 ses 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 (propriété du Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne – SIAAP). 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.

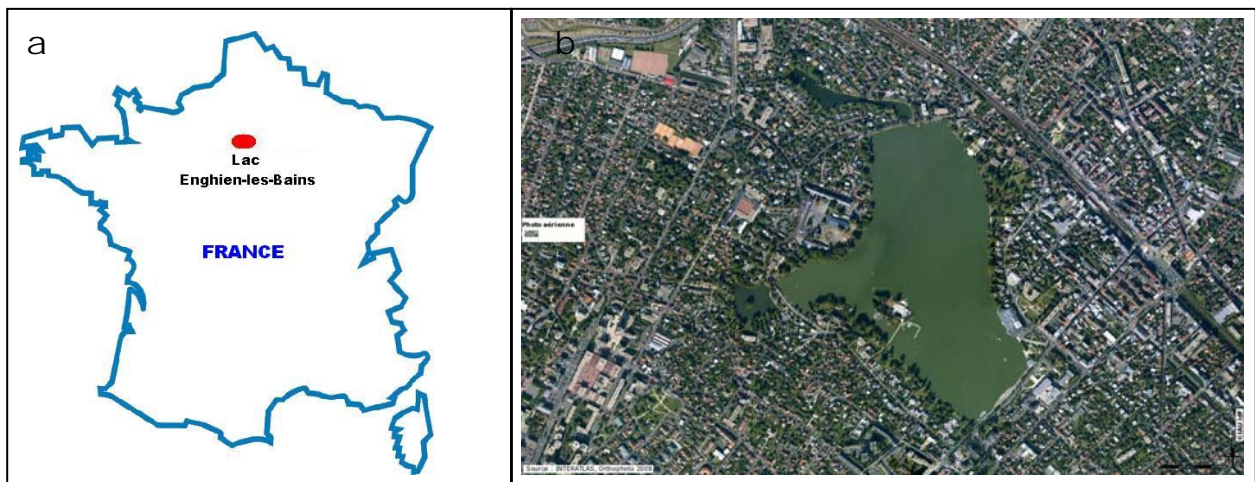


Figure 2 : a - localisation du lac Enghien-les-Bains adapté de (IGN 2008), b- vue aérienne (IAURIF 2008)

Les débits d'étiage parvenant au lac d'Enghien sont 10-20 L.s<sup>-1</sup> pour le ru de Montlignon et 5-10 L.s<sup>-1</sup> pour le ru des Communes. A la sortie du bassin, le débit d'étiage est compris entre 10-15 L.s<sup>-1</sup>. 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 s'abaisser à quelques semaines, voire quelques jours (Quiblier *et al.* 2008).

## 4.2 Le modèle utilisé

Le modèle déterministe DYRESM (Dynamic REservoir Simulation Model), a été choisi pour simuler le comportement thermique du lac d'Enghien-les-Bains. 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 (Computational Aquatic Ecosystem DYNAMIC Model), un modèle souvent utilisé dans les études sur le cycle des nutriments, la succession algale, les niveaux trophiques, la dynamique des pathogènes, des solides en suspension et des métaux toxiques. 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, par exemple :

- Température, salinité et densité ;
- Concentration de particules selon les rangs de taille modélisés ;
- Concentration en chl-a (totale et selon les groupes phytoplanctoniques modélisés) ;
- Nutriments, oxygène dissous ;
- Les caractéristiques des flux d'entrée et de sortie ;
- Les composants de l'énergie turbulente cinétique.

La configuration de DYCD utilisée pour l'étude du lac Enghien est représentée dans la *Figure 3*. Plus de détails sur les processus pris en compte par le modèle sont décrits dans Imerito (2007) et Hipsey *et al.* (2006).

Le couplage entre le modèle hydrodynamique et le modèle écologique a lieu à deux niveaux : (1) directement, la température de l'eau calculée par DYRESM est utilisée par CAEDYM dans le calcul de la croissance phytoplanctonique et (2) par rétroaction, le coefficient d'extinction de la lumière calculé par CAEDYM à partir de la biomasse phytoplanctonique et des matières en suspension et dissoutes dans l'eau est utilisé comme donnée d'entrée par DYRESM.

En ce qui concerne la discrétisation verticale du lac, DYRESM utilise une structure en couches lagrangiennes selon laquelle des couches horizontales de différentes épaisseurs peuvent soit s'épaissir, soit s'amincir en fonction de l'entrée ou de la sortie de flux d'eau. Le mouvement vertical des couches est également accompagné d'une variation de leur épaisseur au fur et à mesure que leur surface change en fonction de la bathymétrie du lac. Lorsqu'une couche atteint son épaisseur maximale elle se divise, en créant de nouvelles couches présentant les mêmes propriétés que la couche d'origine. Les couches sont renumérotées et les surfaces sont recalculées. A l'inverse, lorsqu'une couche atteint son épaisseur minimale elle est regroupée

avec la couche voisine dont l'épaisseur est moindre et à nouveau, les couches sont renumérotées et les surfaces calculées.

CAEDYM permet une configuration écologique flexible qui peut varier en fonction des objectifs de la modélisation et des données disponibles. Ainsi, la complexité du modèle peut atteindre jusqu'à sept groupes de phytoplancton, cinq groupes de zooplancton et trois groupes de poissons. Seulement le cycle des éléments majeurs, tels que C, N, P, Si (lorsque les diatomées sont présentes), l'oxygène dissous et au moins un groupe phytoplanctonique doivent obligatoirement être saisis dans le modèle.

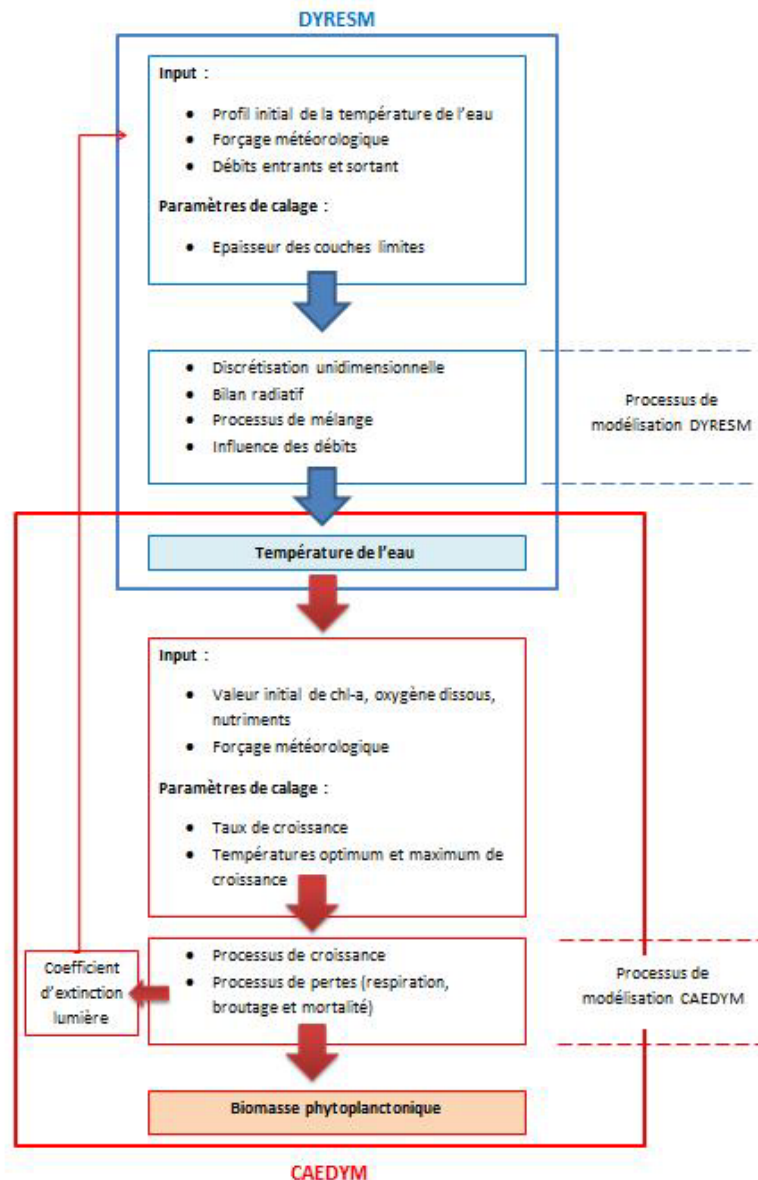


Figure 3 : Configuration de DYCD utilisée pour le lac d'Enghien.

### 4.3 La démarche de modélisation

Pour la modélisation de la dynamique des cyanobactéries dans le lac d'Enghien, une approche simplifiée a été choisie, selon laquelle seulement le groupe phytoplanctonique des cyanobactéries, a été simulé. Cette approche se justifie parce que les cyanobactéries étaient dominantes pendant toute la période de simulation (voir Figure 4), ce qui permet de négliger les

effets de compétition interspécifique dans le modèle. En ce qui concerne le zooplancton, les différents groupes qui le composent n'ont pas été pris en compte dans la modélisation puisqu'aucune donnée les concernant n'était disponible.

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). De plus, DYCD utilise de nombreux paramètres, dont certains ont des valeurs proposées par défaut qui ne sont pas censées dépendre des caractéristiques du site d'étude.

D'autres paramètres sont 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,..). Ainsi, le jeu de paramètres initial s'est basé sur les résultats d'expériences *in vitro* réalisées par des études précédentes sur la physiologie de *P. agardhii* (Catherine 2009, Oberhaus 2007, Post *et al.* 1985). Ils ont ensuite été calés au fur et à mesure des simulations.

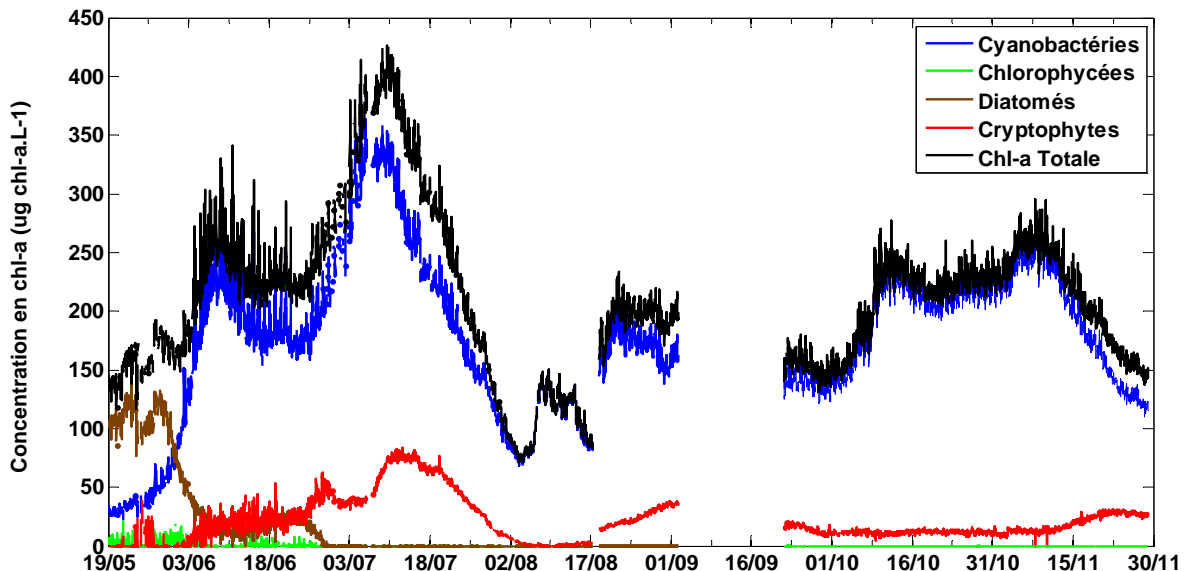


Figure 4 : Concentrations en chl-a mesurée en 2009 au lac d'Enghien par la bouée Proliphyc (Silva 2010)

Le calage manuel du modèle a été réalisé du 1<sup>er</sup> au 16 juin 2009, période qui correspond au premier pic de cyanobactéries dans l'année (Figure 4). 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 au cours de deux périodes différentes : été - 17 juin à 07 août 2009 et automne – 23 septembre à 29 novembre 2009. En ce qui concerne la dynamique des cyanobactéries, deux périodes ont été retenues : (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 4).

#### 4.4 Résultats et discussion

Les indices R et RMSE employés dans le calage du modèle ont également été calculés pour évaluer la performance de DYCD lors de la validation (voir *Tableau 3*). Les résultats de la simulation thermique du lac sont satisfaisants. Le modèle réussit à décrire 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 5.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 5.b*).

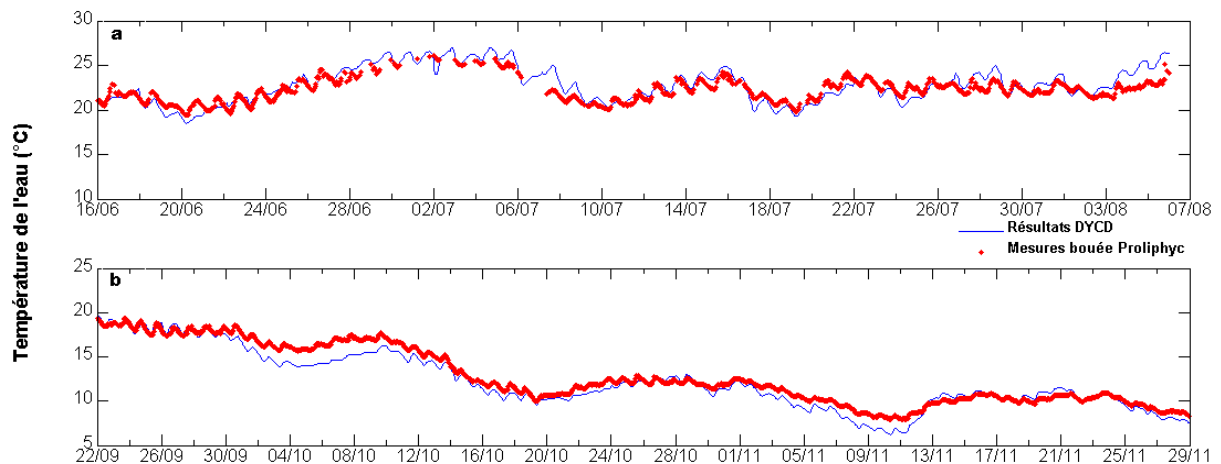


Figure 5 : Simulation de la température de l'eau au lac d'Enghien pendant (a) l'été et (b) l'automne (données manquantes les 6-7 juillet)

Tableau 3 : Erreur-type (RMSE) et coefficient de corrélation de Pearson (R) entre les résultats de DYCD et les mesures de la bouée Proliphyc comparés à un pas de temps horaire.

	Période de simulation									
	Calage		Validation thermique				Validation écologique			
	1 – 16 Juin		17 Jun 07 Août		23 Septembre 29 Novembre		2 – 16 Juillet		06 – 29 Novembre	
	RMSE	R	RMSE	R	RMSE	R	RMSE	R	RMSE	R
<b>Temp. eau</b>	0,96°C	0,92	0,96°C	0,85	0,94°C	0,97	0,55	0,97	0,83	0,97
<b>Chl-a Cyanob.</b>	15,55 <sup>1</sup> ( $\mu\text{L}^{-1}$ )	0,97	-	-	-	-	19,8 <sup>2</sup> ( $\mu\text{L}^{-1}$ )	0,74	21,1 <sup>3</sup> ( $\mu\text{L}^{-1}$ )	0,97

Soit 9%<sup>1</sup>, 6%<sup>2</sup> et 12 %<sup>3</sup> de la concentration moyenne en chl-a pendant la période de simulation.

En ce qui concerne la modélisation écologique, DYCD reproduit bien la dynamique des cyanobactéries pendant les deux périodes de simulation (Figure 6). Au mois de juillet (simulation du 2 au 15 juillet), les conditions météorologiques, telles que l'abondance de lumière

et les températures élevées, sont favorables à la croissance de *P. agardhii*, ce qui a été bien représentée par le modèle (Figure 6.a) qui réussit à simuler la dynamique journalière et la tendance à la croissance des cyanobactéries.

La période de simulation du 6 au 29 novembre correspond au dernier « bloom » de l'année, suivi du déclin définitif des cyanobactéries. L'analyse des résultats obtenus permet de constater que DYCD anticipe un peu la chute des concentrations de chl-a liée aux cyanobactéries, les concentrations simulées étant sous-estimées du 09 au 20 novembre (Figure 6.b). A nouveau, il est important de remarquer que les conditions météorologiques jouent un rôle clé dans la dynamique des cyanobactéries : la température de l'eau étant toujours inférieure à 20°C (Figure 5.b) et la lumière étant limitée dans cette période de l'année, *P. agardhii* décroît.

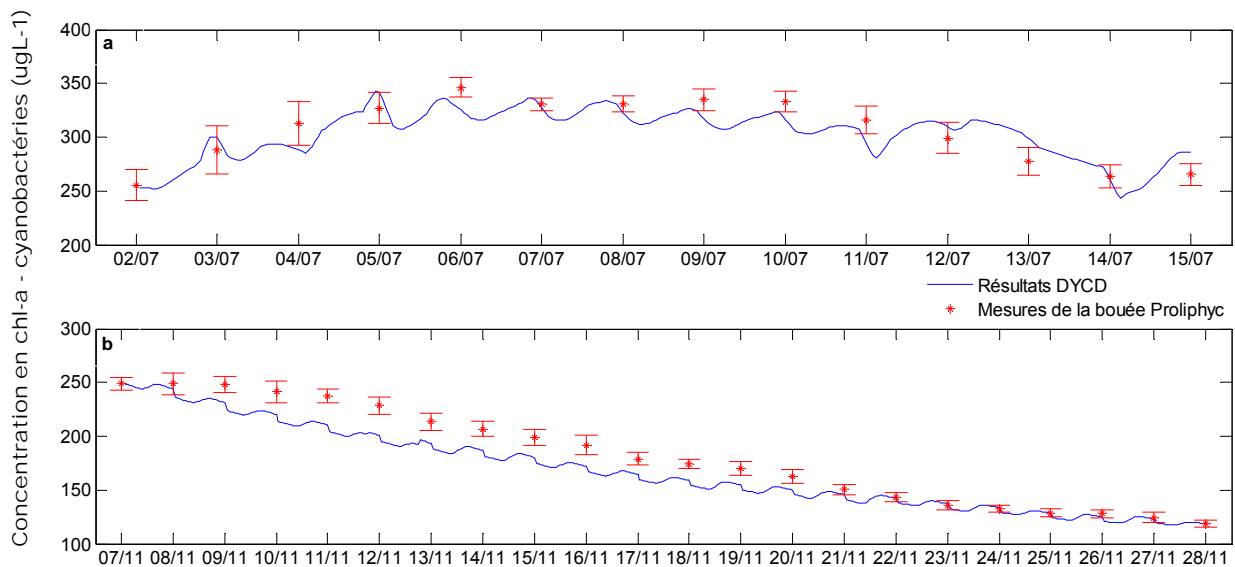


Figure 6 : Simulation de la biomasse cyanobactérienne au lac d'Enghien pendant (a) l'été et (b) l'automne. Les mesures de la bouée Proliphyc sont représentées en forme de moyennes journalières avec l'écart-type.

#### 4.5 Conclusion

Face aux contraintes imposées par les méthodes traditionnelles de surveillance de la qualité de l'eau (le coût, le manque de réactivité, le fort besoin de personnel spécialisé et la faible représentativité spatiale et temporelle des données), d'autres techniques ont été développées dans l'attente 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, la télédétection satellitaire et aéroportée sont des options de plus en plus envisagées pour le suivi du phytoplancton dans les 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 Enghien-les-Bains. 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 de la bouée au pas de temps horaire.

D'autre part, cette recherche a été menée dans le cadre du projet Proliphyc, dont l'un des objectifs était la validation d'un modèle de prévision des efflorescences phytoplanctoniques dans les milieux d'eau douce. Les résultats présentés ci-dessus attestent que DYCD peut être envisagé

comme un outil de prévision de la dynamique cyanobactérienne dans les milieux lacustres urbains. Pour une utilisation prédictive, 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.

Nos résultats ont également montré que pour une meilleure compréhension du fonctionnement de l'écosystème du lac Enghien, il serait nécessaire de procéder au calage du modèle pendant une période plus longue et de modéliser parallèlement à la dynamique des cyanobactéries celle des autres groupes phytoplanctoniques (*e.g.* diatomées et chlorophycées), de façon à évaluer les relations de compétition entre eux.

## Références bibliographiques

- AANDERAA (2010). AANDERAA oxygen optode 3835. AANDERAA Data Instruments. Consulté le 17 janvier sur [www.aanderaa.no](http://www.aanderaa.no).
- 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.
- Catherine A. (2009). *Déterminisme des efflorescences et de la toxicité des cyanobactéries en milieu périurbain (Ile-de-France)*. Thèse de doctorat, Museum National d'Histoire Naturelle, Paris, 244.
- 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.
- Hillmer I., Van Reenen P., Imberger J. et Zohary T. (2008). Phytoplankton patchiness and their role in the modelled productivity of a large, seasonally stratified lake. *Ecological Modelling*, **218**, (1-2), 49-59.
- 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.
- Hornung Half (2002). *Numerical Modelling of Stratification in Lake Constance with the 1-D hydrodynamic model DYRESM*. Thèse de Master, Universitat Stuttgart, Stuttgart, 101.

- Hurdowar-Castro D., Tsanis I. et Simanovskis I. (2007). Application of a Three-dimensional Wind Driven Circulation Model to Assess the Locations of New Drinking Water Intakes in Lake Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, **33**, (1), 232-252.
- IAURIF (2008). Carte interactives - Photographie aérienne. Institut d'Aménagement et Urbanisme de la Région Ile-de-France. Consulté le 03 mars 2011 sur <http://sigr.iau-idf.fr/webapps/visiau/>.
- IGN (2008). Les silhouettes de la France. Institut Géographique National. Consulté le 03 mars 2011 sur <http://education.ign.fr>.
- 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).
- Lee J. H. W., Hodgkiss I. J., Wong K. T. M. et Lam I. H. Y. (2005). Real time observations of coastal algal blooms by an early warning system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **65**, (1-2), 172-190.
- 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.
- Li L., Sengpiel R. E., Pascual D. L., Tedesco L. P., Wilson J. S. et Soyeux E. (2010). Using hyperspectral remote sensing to estimate chlorophyll-a and phycocyanin in a mesotrophic reservoir. *International Journal Remote Sensing*, **31**, (15), 4147-4162.
- Marchandise S. (2008). *Suivi de la qualité physico-chimique du lac d'Enghien-les-Bains*. Thèse de Master, Université Paris Diderot, Paris, 28.
- Matsuoka Y., Goda T. et Naito M. (1986). An eutrophication model of Lake Kasumigaura. *Ecological Modelling*, **31**, (1-4), 201-219.
- 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.
- Missaghi S. et Hondzo M. (2010). Evaluation and application of a three-dimensional water quality model in a shallow lake with complex morphometry. *Ecological Modelling*, **221**, (11), 1512-1525.
- Mueller D. K. (1982). Mass balance model estimation of phosphorus concentrations in reservoirs. *Journal of the American Water Resources Association*, **18**, (3), 377-382.
- NASA (2003). SeaWiFS Project Information. NASA Goddard Space Flight Center. Consulté le 16 janvier 2011 sur <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/SeaWiFS/>.
- nke (2007). Notice d'utilisation - Sonde multiparamètres. nke. n° 33-30-052\_UTI, Révision. 7.
- Oberhaus L. (2007). *Facteurs environnementaux contrôlant les efflorescences à cyanobactéries dans les écosystèmes lacustres: l'étude de Planktothrix rubescens dans le lac du Bourget*. Thèse de doctorat, Université Paris XII - Val de Marne, Paris, 238.
- Parlement Conseil Européen (2000). Directive 2000/60/EC du Parlement Conseil Européen du 23 Octobre 2000 qui établit un cadre communautaire d'action dans le domaine des politiques de l'eau.
- 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.

Suivi du phytoplancton dans les lacs urbains à l'aide d'une bouée instrumentée - Lac d'Enghien-les-Bains  
– SILVA et al.

- Proliphyc (2007). Site Web du programme Proliphyc. Consulté le 17 mars 2010 sur <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. *Knowledge Management Aquatic Ecosystem*, (398), 02p1-02p19.
- SIARE (2004). *Diagnostic des réseaux et des ouvrages d'assainissement du SIARE - phase 2*. Syndicat Intercommunal d'Assainissement de la Région d'Enghien-les-Bains, Rapport Technique.
- Silva T. (2010). *Modélisation des efflorescences de phytoplancton dans les lacs urbains. Application aux cyanobactéries du lac d'Enghien-les-Bains*. Thèse de 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.
- Vaisala (2007). Manuel de l'utilisateur - Transmetteur météorologique Vaisala WXT510. Vaisala Oyj. Helsinki, Finlande: 158.
- Vanhoutte-Brunier A, Fernand L, Ménesguen Al, Lyons S, Gohin F et Cugier P (2008). Modelling the *Karenia mikimotoi* bloom that occurred in the western English Channel during summer 2003. *Ecological Modelling*, **210**, (4), 351-376.
- 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.
- Yoo S, Batchelder H, Peterson W et Sydeman W (2008). Seasonal, interannual and event scale variation in North Pacific ecosystems. *Progress in Oceanography*, **77**, (2-3), 155-181.
- Zonen Kipp & (2006). Instruction Manual - Pyranometer /Albedometer. Kipp & Zonen. Manual version 0806, Delf (Netherlands): 34.

09-JSE-2011-Silva-Manuscrit-2011-07-01-edited.doc