

Hydroécol. Appl. (2010) Tome 17, pp. 1–12
© EDF, 2010
DOI: 10.1051/hydroecol/2010003

Classification de l'état écologique du réservoir Marne via l'utilisation de 3 métriques : chlorophylle *a*, indice planctonique lacustre et phosphore total

*Classification of the reservoir Marne ecological status using 3 parameters: Chlorophyll *a*, lacustrian planktonic index and total phosphorus*

A. Rolland, S. Jacquet

INRA, UMR 42 (CARTELE), Station d'Hydrobiologie Lacustre, 74203 Thonon-les-Bains Cedex, France
jacquet@thonon.inra.fr

Résumé – Le phytoplancton est un des éléments de qualité biologique à évaluer dans le cadre de la DCE. Les travaux récents de De Bortoli et Argillier (2008) ont permis de construire les limites de classes d'état écologique pour la métrique chlorophylle *a* et phosphore total destinée à l'ensemble des plans d'eau du territoire national et l'indice planctonique lacustre (Barbe *et al.*, 2003) est utilisé pour définir le niveau trophique des plans d'eau en fonction de l'abondance relative de certaines classes algales. Nous avons appliqué les trois métriques aux données recueillies sur quatre stations échantillonnées sur le réservoir Marne (bassin de la Seine) pendant deux années (2006-2007). Les résultats montrent que les eaux de la station H, assimilée à la station de référence, présentent un état écologique bon à moyen avec un niveau trophique mésotrophe, tout comme la station J (bassin nord-ouest). Par contre, les stations G (lac Champaubert) et K (bassin sud-est) présentent des eaux eutrophes et un état écologique médiocre. Ces résultats révèlent la difficulté de statuer sur l'état trophique de l'écosystème au regard des indices utilisés et du caractère très hétérogène du plan d'eau.

Mots clés – état écologique, réservoir, lac Marne, DCE, bassin de la Seine

Abstract – Phytoplankton is a key element to assess ecosystem water quality in the context of the European water framework directive. The recent work of De Bortoli and Argillier (2008) allowed the construction of ecological status class boundaries for chlorophyll *a* and total phosphorus for national ponds and the lacustrian planktonic index of Barbe *et al.* (2003) is used to define the trophic level of lakes, reservoirs and ponds on the basis of the relative abundance of some algal classes. We used these three parameters from data obtained at 4 sampling stations of the reservoir Marne in 2006 and 2007. Our results highlight that, for the reference station called H and the station J (north-western basin), the ecological status is good to moderate and that the trophic status is mesotrophic. For stations G (Lake Champaubert) and K (south-eastern basin), however, waters are eutrophic and characterised by a moderate to bad ecological status. These results point out the difficulty to use these metrics to conclude on the ecological status of the whole reservoir Marne, owing to the ecosystem spatial heterogeneity.

Key words – ecological status, reservoir, European water framework directive, reservoir Marne, Seine basin

INTRODUCTION

La Directive Cadre Européenne (DCE) sur l'Eau définit l'état écologique des lacs selon 5 classes de qualité auxquelles est associé un code couleur. Il s'agit du très bon état (TB, bleu), du bon état (B, vert), de l'état moyen (MO, jaune), de l'état médiocre (ME, orange) et du mauvais état (MA, rouge). Ces états sont évalués par un écart aux conditions de références qui sont les conditions représentatives d'une masse d'eau pas ou peu impactée par l'activité anthropique.

Le compartiment biologique phytoplanctonique a été proposé par la DCE comme élément de qualité biologique. Il a été identifié comme la première communauté biologique à répondre à l'eutrophisation et par conséquent comme un bio-indicateur potentiel répondant aux changements trophiques des masses d'eau (Solheim, 2005). Dans l'attente du développement d'une méthode d'évaluation nationale conforme aux exigences de la DCE pour l'élément de qualité phytoplancton, deux métriques ont été retenues : la concentration de chlorophylle *a* (chl *a*) pour laquelle des conditions de références et des limites de classes d'état ont été définies (De Bortoli et Argillier, 2008) et l'indice planctonique (I_{pl}) pour lequel des classes de niveaux trophiques ont été établies (Barbe *et al.*, 2003).

Nous avons appliqué l'utilisation de ces métriques au réservoir Marne dont nous avons suivi la qualité des eaux pendant deux années.

MÉTHODES

Présentation du site d'étude : le réservoir Marne (source IIBRBS)

L'aménagement du bassin de la Seine en amont de Paris comporte quatre grands réservoirs situés sur la Seine et ses principaux affluents l'Yonne, l'Aube et la Marne. Avec une capacité de stockage de plus de 800 millions de m³, ils remplissent une double fonction d'écrêtement des crues et de soutien des étiages mais ils sont aussi des centres touristiques axés sur les activités nautiques (baignade, voile, motonautisme) et sur la pêche.

Le lac-réservoir Marne (lac du Der-Chantecoq), mis en service en 1974, est le plus important de ces ouvrages (Fig. 1). Avec une capacité normale de 350 millions de m³, une superficie de 48 km², il contrôle un bassin versant de 2900 km². Ce vaste plan d'eau de plaine peu profond (profondeur moyenne estimée à 7 m) accueille près de 160 espèces d'oiseaux, bénéficie de zones de protection de la faune et de la flore, et il fait partie des sites de la convention internationale de RAMSAR et est classé en zone Natura 2000.

Deux canaux amènent l'eau de la Marne et de son affluent la Blaise dans le bassin oriental du réservoir (Lac de Champaubert). Un canal à l'extrémité occidentale du Lac du Der réalimente la Marne et deux autres ouvrages secondaires permettent une restitution vers la Blaise et vers un sous-affluent de l'Aube : la Droyes. L'eau prélevée dans la Marne et dans la Blaise transite donc d'est en ouest sur une douzaine de km.

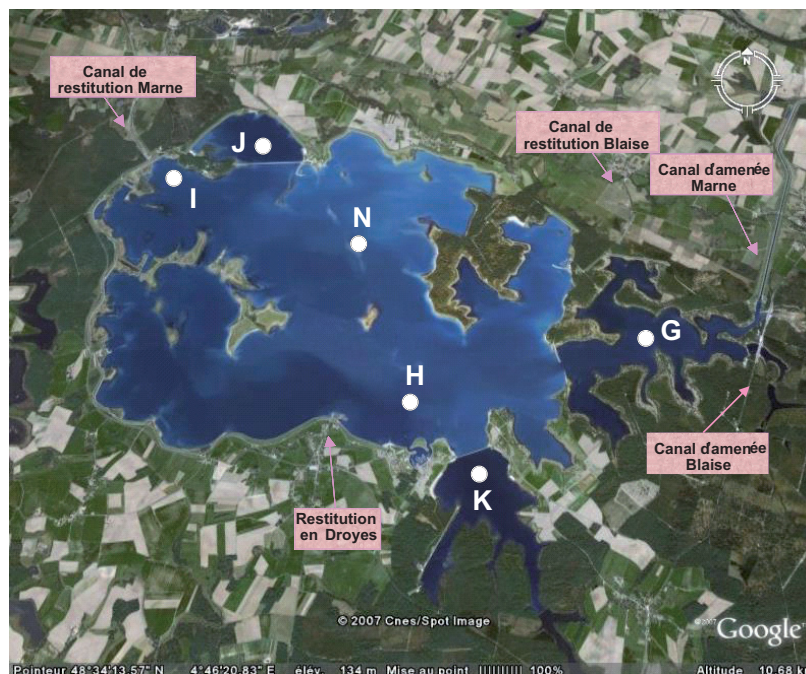


Fig. 1. Carte du Réservoir Marne présentant les deux lacs (lac du Der et lac de Champaubert), les deux bassins à vidange différée (Nord-Ouest et Sud-Est), les deux canaux d'amenée (Marne et Blaise), les deux canaux de restitution (Marne et Blaise) et la restitution en Droyes (Source : Google Earth, 2008). Les lettres représentent les stations d'échantillonnage : H (station Giffaumont), I (tour de restitution), N (lac du der), G (lac de Champaubert), K (bassin sud-est), J (bassin nord-ouest).

Fig. 1. Map of the reservoir Marne with its two main basins (lake Der and lake Champaubert) and localization of the sampling stations H, I, N, G, K, J (Image from Google Earth, 2008).

La gestion du lac s'effectue selon une courbe annuelle, modulée en fonction des conditions hydrologiques, qui présente une phase de remplissage entre novembre et juin puis une phase de vidange entre juillet et décembre. Cette gestion conduit à un renouvellement de la plus grande partie de l'eau chaque année. Dans un lac aux rives échanrées formant des baies, le temps de résidence des masses d'eau est hétérogène, et il est en particulier plus long dans deux bassins à vidange différée dédiés aux activités nautiques situés au nord-ouest et au

sud-est (Fig. 1). Il est estimé à moins d'1 an (Rolland *et al.*, 2009).

La chlorophylle a

La mesure de la chlorophylle a est un indicateur de la biomasse phytoplanctonique. 1 litre de chaque échantillon prélevé dans des flacons bruns a été ramené au laboratoire et traité dans les 12 heures. L'échantillon a été filtré sur des membranes GF/F (Whatman) de porosité 0,7 μm . Les pigments présents sur le filtre ont alors

été extraits dans de l'acétone à 90 % à l'abri de la lumière et de la chaleur. La concentration en chlorophylle *a* a été déterminée par spectrophotométrie en mesurant le coefficient d'extinction de l'extrait pigmentaire.

La méthode de calcul de la concentration pigmentaire utilisée est celle de Lorenzen (1967). La concentration en chlorophylle *a*, C_a , exprimée en $\mu\text{g.L}^{-1}$, dans l'échantillon d'eau analysé a été calculée selon l'équation suivante :

$$C_a = 27 [(A_0 665 - A_0 750) - (A_a 665 - A_a 750)] \left[\frac{v}{(LV)} \right]$$

où :

$A_0 665$ et $A_0 750$ sont respectivement les absorbances à 665 nm et 750 nm avant acidification,

$A_a 665$ et $A_a 750$ sont respectivement les absorbances à 665 nm et 750 nm après acidification,

v est le volume de solvant initial (en millilitres) utilisé pour l'extraction,

V est le volume d'eau filtré (en litres),

L est le parcours optique de la cuve utilisée (en centimètres),

27 est un facteur déterminé expérimentalement.

La concentration en phéopigments, P_a , exprimée en $\mu\text{g.L}^{-1}$, dans l'échantillon d'eau analysé a été calculée selon l'équation suivante :

$$P_a = 27 [1,7 (A_a 665 - A_a 750) - (A_0 665 - A_0 750)] \left[\frac{v}{(LV)} \right]$$

où :

$A_a 665$, $A_a 750$, $A_0 665$, $A_0 750$, v , V et L ont la même signification que précédemment. 1,7 est aussi un coefficient déterminé expérimentalement.

Les limites de classes pour la chl *a* dans le Réservoir Marne ont été définies par le CEMAGREF et sont classées comme suit : TB/B $3,9 \mu\text{g.L}^{-1}$, B/MO $6,9 \mu\text{g.L}^{-1}$, MO/ME $12,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ et ME/MA $21,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ (De Bortoli et Argillier, 2008). Les valeurs de référence sont des concentrations calculées sur la base d'un modèle de régression linéaire tenant compte exclusivement de la profondeur moyenne à partir de valeurs moyennes de chl *a* obtenues durant la période de production phytoplanctonique (pour la majorité des cas entre avril et octobre) sur des prélèvements dans la zone euphotique des lacs et réservoirs du réseau de référence (soit au total 23 lacs et 7 réservoirs en France). L'équation du modèle de référence est la suivante :

$$\log(chla) = 0,754 - 0,489 \times \log(\text{prof moy})$$

$$\text{Référence} = 10^{0,754 - 0,489 \log(\text{prof moy})}$$

Pour le réservoir Marne, la valeur de référence est établie à $2,19 \mu\text{g.L}^{-1}$ étant donné que la profondeur moyenne du plan d'eau est estimée à 7 m. La limite de classe TB/B est définie en s'appuyant sur les intervalles de prédiction à 80 % construits autour du modèle de référence. Ces derniers sont calculés selon l'équation suivante :

$$b + aX \pm t \left(n - 2, 1 - \frac{\alpha}{2} \right) \times S \sqrt{1 + \frac{1}{n} + \frac{(X_0 - \bar{X})^2}{\sum (X_i - \bar{X})^2}}$$

où b est la constante du modèle de référence, a la pente du modèle de référence, n le nombre d'observations pour

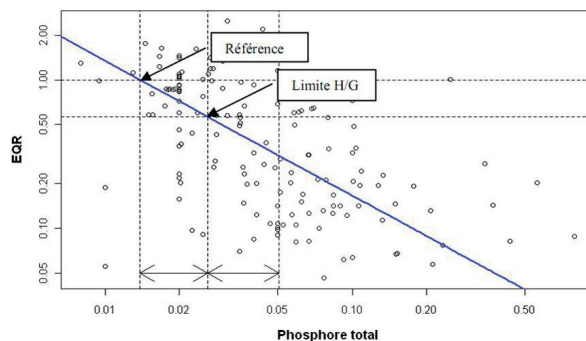


Fig. 2. Relation entre l'EQR et la concentration en phosphore total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) (échelle log-log). La droite pleine bleue correspond à la régression linéaire. Reproduit d'après De Bortoli et Argillier (2008) avec l'autorisation des auteurs.

Fig. 2. Relationship between the EQR and the total phosphorus concentration ($\mu\text{g.L}^{-1}$) (log-log scale). The blue line corresponds to the linear regression. Reproduced from De Bortoli and Argillier (2008) with their authorization.

créer le modèle, X la variable explicative (X_0 la nouvelle observation), S la racine carrée de la variance des erreurs, t la loi de Student.

La détermination des autres limites de classes est réalisée en s'appuyant sur la relation qui existe entre la chlorophylle a et un gradient de pression, à savoir la concentration de phosphore total (PT). Pour faciliter les analyses statistiques, l'EQR (ratio de qualité écologique) est utilisé comme nouvelle métrique. Pour la chlorophylle a , qui augmente avec l'intensité de pression, l'EQR est égal au rapport entre la valeur de chl a de référence et la valeur de chl a observée. La démarche mise en place consiste dans un premier temps à linéariser la relation entre la nouvelle métrique et le phosphore total (permettant d'obtenir une proportionnalité à une constante près) qui suit une équation du type :

$$\log(EQR) = -1,685 - 0,907 \log(PT).$$

Dans un deuxième temps, les valeurs de référence (à savoir 1 dans le cas de l'EQR) et de limite TB/B (à savoir 0,56 dans le cas de l'EQR) permettent de calibrer une largeur de classe du point de vue du phosphore total (Fig. 2).

Cette valeur de largeur est reportée autant de fois que nécessaire pour chacune des limites de classe selon les équations suivantes :

$$\begin{aligned} \text{Largeur de classe} &= \log(\text{limite } TB/B) \\ &\quad - \log(\text{référence}) \\ &= \log(\text{limite } TB/B) \\ &\quad - \log 1 = \log(TB/B) \end{aligned}$$

$$\text{Limite } B/MO = 10^{2 \log(\text{limite } TB/B)}$$

$$\text{Limite } MO/ME = 10^{3 \log(\text{limite } TB/B)}$$

$$\text{Limite } ME/MA = 10^{4 \log(\text{limite } TB/B)}$$

Ainsi, des limites de classes pour la concentration de PT dérivées de la relation qui lie la chl a et le PT sont établies comme suit pour le réservoir Marne (Tab. I).

Tableau I. Limites de classe en fonction de la concentration en *P* total dans le réservoir Marne.

Table I. Class boundaries as a function of total *P* concentration in reservoir Marne. *REF*: reference value, *TB*: high status, *B*: good status, *MO*: medium status, *ME*: poor status, *MA*: bad status.

Limites de classes	REF	TB/B	B/MO	MO/ME	ME/MA
PT (mg.L ⁻¹)	0,014	0,026	0,049	0,092	0,173

Tableau II. Valeur du coefficient attribué (indice planctonique) à chaque groupe algal.

Table II. Value of the coefficient (planktonic index) associated to each algal group.

Groupe algal	<i>Q_i</i>
Desmidiacées	1
Diatomées	3
Chrysophycées	5
Dinophycées et Cryptophycées	9
Chlorophycées (sauf Desmidiacées)	12
Cyanobactéries	16
Euglènes	20

Les classes d'abondance relative de chaque groupe algal sont définies comme suit :

%	<i>A_j</i>
	0
10	1
30	2
50	3
70	4
90	5
100	

L'indice planctonique

L'indice planctonique (*I_{pl}*), quant à lui, est estimé par la présence et l'abondance relative de différents groupes algaux et est calculé par la formule suivante :

$$I_{pl} = \left(\sum Q_i A_j \right)$$

où *Q_i* est le coefficient attribué à chaque groupe d'algues et *A_j* est la classe d'abondance relative de chaque groupe d'algues.

Les coefficients de chaque groupe algal sont attribués comme suit (Tab. II).

Ainsi, un poids plus élevé est logiquement attribué aux groupes les plus liés à l'eutrophisation et/ou les plus indésirables (cyanobactéries, euglènes).

Comme préconisé par la DCE, l'indice est calculé avec les résultats obtenus lors de campagnes de prélèvements effectués au filet (entre mi-mai et fin juin, juillet ou août, entre septembre et mi-octobre) au cours de la période de production biologique, qui peut aller de mai à octobre selon le plan d'eau. Trois campagnes au lieu des quatre recommandées ont été utilisées ici.

Il est interprété selon la grille suivante :

Valeur de l'indice	Niveau trophique
0	
	Oligotrophie
20	
50	Mésotrophie
100	Eutrophie

Tableau III. État écologique des différentes stations du réservoir Marne suivant le paramètre chlorophylle *a*.

Table III. Ecological status of the different stations of the reservoir Marne based on the chlorophyll *a* parameter. *TB*: high status, *B*: good status, *MO*: medium status, *ME*: poor.

Stations	H		G		K		J	
Années	2006	2007	2006	2007	2006	2007	2006	2007
[Chl <i>a</i>] (µg.L ⁻¹)	6,5	7,0	17,0	17,9	14,1	8,0	3,72	4,57
État écologique	B	MO	ME	ME	ME	MO	TB	B

Dans l'article intitulé « *Assessing phytoplankton structure and spatio-temporal dynamics in a freshwater ecosystem using a powerful multiway statistical analysis* » (Rolland *et al.*, 2009), une station (potentielle) de référence a été identifiée, la station H, grâce aux données phytoplanctoniques de deux années d'échantillonnage (2006-2007) mais nous avons également mis en évidence que 3 autres stations (G, K et J) présentaient une dynamique et une composition spécifiques de la communauté phytoplanctonique, différente de celle présentée dans la station H suggérant ainsi l'importance du suivi régulier de ces 3 autres lieux (voir Fig. 1).

Pour illustrer plus en détails les différences retrouvées entre ces stations et pour définir l'état écologique du réservoir Marne, deux des métriques (chl *a* et *I_{pl}*) ont été appliquées aux données des années 2006 et 2007. Les résultats présentés sont issus de prélèvements effectués à une profondeur de 3 mètres (prélèvements discrets) dans la zone euphotique entre avril et septembre (10 mesures) pour la chl *a* et entre mai et septembre (9 mesures) pour l'*I_{pl}* selon les préconisations de De Bortoli et Argillier (2008) et Barbe *et al.* (2003) respectivement.

RÉSULTATS

Définition de l'état écologique du réservoir Marne grâce aux limites de classe établies pour les concentrations de chlorophylle *a* et de phosphore total

L'état écologique des différentes stations échantillonnées, obtenu grâce aux classes de concentrations de chlorophylle *a* définies par le CEMAGREF, est présenté dans le tableau III.

La station H (Giffaumont) qui est représentative du réservoir Marne dans son ensemble et sur laquelle nous pouvons nous appuyer pour classifier l'état écologique de cette masse d'eau, présente un état écologique, de bon (2006) à moyen (2007). Par contre, les stations G (lac Champaubert) et K (bassin sud-est) présentent une eau d'une qualité médiocre à moyenne. À l'opposé, la station J (bassin nord-ouest) présente un état écologique très bon à bon. Globalement, il existe donc une grande disparité entre les stations échantillonnées qui se traduit par différents états écologiques associés aux concentrations de chl amoyennes estivales obtenues durant les deux années d'échantillonnage.

Tableau IV. État écologique des différentes stations du réservoir Marne suivant le paramètre Phosphore total.

Table IV. Ecological status of the different stations of the reservoir Marne based on total phosphorus. TB: high status, B: good status, nd: no data.

Stations	H		G		K		J	
Années	2006	2007	2006	2007	2006	2007	2006	2007
[PT] (mg.L ⁻¹)	nd	0,011	0,037	0,038	0,038	0,038	nd	0,01
État écologique	nd	TB	B	B	B	B	nd	TB

Tableau V. État écologique des différentes stations du réservoir Marne suivant le paramètre indice planctonique.

Table V. Ecological status of the different stations of the reservoir Marne based on the planktonic index. E: eutrophic, M: mesotrophic

Stations	H		G		K		J	
Années	2006	2007	2006	2007	2006	2007	2006	2007
I_{pl}	46	48	65	65	58	57	44	40
Niveau trophique	M	M	E	E	E	E	M	M

De la même manière, l'état écologique, basé sur les concentrations de phosphore total dont les limites de classes sont dérivées de la relation qui lie les valeurs d'EQR pour la chl *a* et le PT, est présenté dans le tableau ci-dessous pour les différentes stations d'intérêt du réservoir Marne (Tab. IV).

La concentration moyenne de PT obtenue en 2007 à la station H laisse penser que cette dernière présente un très bon état écologique, ce qui est en contradiction avec les résultats obtenus avec la métrique chl *a* présentés précédemment. Il en va de même des stations G et K qui, d'après les concentrations de phosphore, présentent un bon état écologique alors que ce dernier semblait médiocre au regard des valeurs de chl *a*. Par contre, l'état écologique bon à très bon de la station J est également reflété avec les valeurs de phosphore obtenues en 2007.

Définition de l'état trophique du réservoir Marne grâce aux niveaux trophiques établis selon les valeurs de l'indice planctonique

L'indice planctonique a été calculé sur des échantillons prélevés à une profondeur de 3 mètres à l'aide d'une bouteille de Van Dorn au cours de la période de production biologique (entre mai et septembre) des années 2006 et 2007 et identifiés par la technique d'Utermöhl (1958). Il s'applique généralement sur des plans d'eau naturels ou artificiels présentant une stratification thermique durable en été, ce qui n'est pas le cas pour le réservoir Marne. Cet indice est donc présenté à titre indicatif dans le tableau V ci-dessous pour les 4 stations d'intérêt du réservoir Marne.

Les résultats des calculs des I_{pl} semblent indiquer que l'eau de la station H présente un niveau mésotrophe

constant entre les deux années d'échantillonnage. De façon assez attendue, les eaux des stations G et K présentent un caractère eutrophe et le niveau trophique associé à I_{pl} ne change pas de 2006 à 2007. Finalement, le niveau trophique de la station J apparaît comme étant mésotrophe, c'est-à-dire identique à celui de la station de référence (H).

DISCUSSION

Globalement, les résultats des deux métriques (chl *a* et I_{pl}) donnent des informations relativement similaires sur l'état écologique et le niveau trophique global du réservoir et sur la dynamique des 3 autres stations qui présentent une communauté phytoplanctonique assez spécifique. Ainsi, le bon état écologique des stations H et J établi grâce aux valeurs de chl *a* pourrait être associé au statut mésotrophe obtenu à partir des I_{pl} . De la même manière, l'état écologique médiocre des stations G et K obtenu à partir des concentrations de chl *a* correspondrait au statut eutrophe mis en évidence par I_{pl} . Rappelons que la station G reçoit les eaux des rivières Marne et Blaise chargés en éléments nutritifs et en matières organiques grâce à deux canaux d'amenée. De plus, cette station du lac Champaubert est peu profonde par rapport au lac du Der. L'eau est donc plus vite chargée en éléments nutritifs et en matières organiques dissoutes, ce qui aurait tendance à se traduire par une croissance plus rapide des communautés phytoplanctoniques expliquant ainsi les concentrations moyennes de chl *a* et les I_{pl} élevés. Notons cepen-

dant, que l'indice planctonique reste une estimation très grossière du niveau trophique des plans d'eau car il considère que toutes les espèces d'une même classe (ou d'un même groupe) ont un poids écologique identique. Or, au sein d'une même classe, il est très fréquent de rencontrer des espèces indicatrices d'un statut oligotrophe et d'autres d'un statut eutrophe. Typiquement, la classe des diatomées grâce à laquelle un indice biologique diatomique (IBD) (Lenoir & Coste, 1996) a été constitué inclut des espèces indicatrices de tous les niveaux trophiques. C'est pour cette raison également que les études sur les espèces (Anneville *et al.*, 2002) ou sur les assemblages d'espèces indicatrices d'un même niveau trophique (Reynolds *et al.*, 2002) sont préconisées. Il convient donc d'émettre certaines réserves quant à la validité de cet indice qui ne semble pas compatible avec les exigences de la DCE.

D'autre part, la station K qui est un bassin nautique fermé par une digue de cloisonnement présente également une qualité dégradée de son eau. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que le bassin sud-est reçoit les eaux d'un petit ruisseau extrêmement pollué, « le ru de Braucourt », qui se déverse dans l'étang de la Dame à la pointe sud-est du bassin et charge les eaux de ce dernier en nutriments, favorisant ainsi la croissance algale. À ce propos, en juillet 2001, une efflorescence d'*Anabaena* sp. s'est produite à raison de 130 000 colonies par ml et des risques d'hépatotoxicité aiguës (concentrations d'équivalents microcystine-LR par litre d'eau supérieures à $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) puisque des concentrations de 27 μg d'équivalents

microcystine-LR par litre d'eau ont été mesurées causant ainsi des risques sanitaires graves (Martin, 2001).

En ce qui concerne la station H, elle est, pour sa part, beaucoup plus profonde et est située dans le lac du Der qui constitue la majeure partie du réservoir Marne. Elle ne reçoit pas les eaux des rivières mais celles de la station G, où s'effectue une certaine autoépuration. D'ailleurs Garnier *et al.*, (2000) écrivait à ce sujet que l'eau est probablement déviée dans des dépressions naturelles et est par conséquent plus caractérisée par une cascade de deux lacs de statut trophique différent que par un gradient longitudinal de qualité. Ainsi, ces auteurs révélaient que le développement plus important de la biomasse algale dans la partie supérieure du lac résultait clairement du flux de nutriments arrivant des rivières. Une grande quantité de matière sédimentant était également apportée par la rivière Marne. La matière en suspension était alors piégée dans la partie haute du lac avec des nutriments adsorbés qui pouvaient être rapidement recyclés. La zone la plus proche de l'apport représentait donc une zone de purification des eaux des rivières, résultant plus loin (plus au sud et plus à l'ouest) en des eaux moins riches en nutriments et en algues. Étant donné le volume du lac du Der, les eaux du lac Champaubert sont par ailleurs diluées et par conséquent beaucoup moins chargées en éléments nutritifs et en matières organiques susceptibles de favoriser le développement du phytoplancton. C'est ainsi que, de la station G à la station H, le passage d'un statut eutrophe à un statut mésotrophe et d'un état écologique médiocre à bon/moyen au regard de la concentra-

tion de chl *a* est à la fois logique et attendu.

Finalement, la station J qui constitue le deuxième bassin nautique situé au nord-ouest du lac du Der présente également un statut mésotrophe et un bon état écologique. Comme le bassin sud-est, il est fermé par une digue de cloisonnement mais par contre il ne fait pas l'objet de pollution par des arrivées d'eau. De plus, lorsque le niveau d'eau du lac du Der est supérieur au niveau de la digue, les eaux du bassin se mélangent aux eaux de la retenue principale au statut mésotrophe avec des eaux de bonne à moyenne qualité selon les critères de la DCE. Ce bassin est donc beaucoup moins exposé à une quelconque pollution, ce qui peut expliquer les concentrations de chl *a* faibles et le statut mésotrophe déterminé.

Les résultats concernant l'état écologique du réservoir Marne, issus des différentes limites de classe établies pour le PT ne coïncident pas avec l'état écologique et le niveau trophique obtenus à l'aide des deux métriques précédemment évoquées. L'état écologique résultant des concentrations de PT est toujours meilleur que l'état écologique fourni par les concentrations de chl *a* et le niveau trophique estimé par les I_{pt} . Une hypothèse pour expliquer ce phénomène serait que la largeur des classes de qualité définie par le modèle de pression est trop grande et attribuerait ainsi un bon état écologique à des eaux qui présentent des concentrations de phosphore élevées. Si nous considérons les classes définies par Vollenweider & Kerekes (1982) qui constituent un référentiel encore utilisé de nos jours, nous pouvons constater que le très bon état

écologique qui regroupe des valeurs entre 14 et 26 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de PT correspond à des eaux mésotrophes dans la classification des deux auteurs. Il en va de même pour le bon état écologique dont les concentrations de PT se situent entre 26 et 49 $\mu\text{g.L}^{-1}$ et qui sont associées à un statut méso-eutrophe dans la classification de Vollenweider et Kerekes. Ainsi, si les valeurs de PT obtenues étaient comparées aux classes de Vollenweider, les stations G et K auraient un statut eutrophe et les stations H et J auraient un statut méso-trophe. Cette constatation semble être plus en accord avec les résultats du niveau trophique et de l'état écologique obtenus grâce à I_{pl} et aux classes de chl *a* respectivement. Une seconde hypothèse qui pourrait expliquer le manque d'adéquation entre les concentrations de phosphore et celles de chlorophylle *a* concerne la cinétique de ces deux variables. En effet, il n'est pas rare d'observer un décalage entre la diminution des concentrations de phosphore et la diminution des concentrations de chlorophylle *a*, phénomène également appelé hystérésis (retard dans l'évolution d'un phénomène par rapport à un autre, dont il dépend). Ainsi, Jacquet *et al.* (2010) ont montré que la diminution des concentrations d'orthophosphates dans la colonne d'eau depuis les années 1980 (de 120 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en 1980 à moins de 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en 2008) dans le lac du Bourget n'avait pas entraîné une diminution des concentrations de chlorophylle *a* proportionnelle à celle des orthophosphates. Par conséquent, la relation qui lie la chlorophylle *a* au phosphore total présente une limite et la forme de la relation n'est pas forcément linéaire (Garnier *et al.*, 2005) et

c'est bien lorsque l'on atteint ce plateau de biomasse que les efforts à consentir doivent être renforcés.

CONCLUSION

Les limites de classes d'état définies par De Bortoli et Argillier (2008) pour la chlorophylle *a* ont permis d'établir l'état écologique de la station H assimilée à la station de référence et des 3 autres stations d'intérêt du réservoir Marne. Cependant, le niveau d'eau de la retenue artificielle est très changeant à la fois dans le temps et dans l'espace. Par conséquent, l'utilisation du modèle de référence, qui est directement dépendant de la profondeur moyenne du réservoir, pour la définition de la valeur de référence ne semble pas très appropriée. D'autre part, le modèle de pression impliquant le PT est à améliorer car les classes de qualité établies semblent trop larges. Finalement, I_{pl} , bien que très grossier, est en accord avec la définition des statuts trophiques de Vollenweider & Kerekes (1982) et peut donc, de façon très globale, apporter une information de base sur le niveau trophique de la masse d'eau.

REMERCIEMENTS

Cet article résume une partie des travaux de thèse d'Anne Rolland, soutenue le 26 mai 2009, et largement financé par l'Institution Les Grands Lacs de Seine (contact : Dominique Amon-Moreau). Nous tenons à remercier Yannik Guillemain et Gérard Baudoin pour leur aide technique sur le terrain, ainsi que les membres du laboratoire d'analyses chimiques de l'Institution. Enfin, nous tenons à remercier Madame

Josette Garnier (Directrice de Recherche) pour avoir relu et corrigé cet article et pour nous avoir proposé de le soumettre à la revue Hydroécologie appliquée.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Anneville O., Ginot V., Druart J.C. & Angeli N., 2002. Long-term study (1974-1998) of seasonal changes in the phytoplankton in Lake Geneva: a multi-table approach. *Journal of Plankton Research* 24 : 993-1007.
- Barbe J., Lafont M., Mouthon J. & Philippe M., 2003. Protocole actualisé de la diagnose rapide des plans d'eau. Rapport CEMAGREF, Lyon, 24 pp.
- De Bortoli J. & Argillier C., 2008. Définition des conditions de référence et des limites des classes d'état sur la base d'une approche pressions/impacts - Plans d'eau - Paramètre chlorophylle-a. Rapport CEMAGREF, Aix en Provence, 51 pp.
- Garnier J., Billen G., Sanchez N. & Leporcq B., (2000). Ecological functioning of a large reservoir in the upstream basin of the river Seine (Marne reservoir, France). *Regulated River* 16 : 51-71.
- Garnier J., Némery J., Billen G. & Théry S., (2005). Nutrient dynamics and control of eutrophication in the Marne River system: modelling the role of exchangeable phosphorus. *J. Hydrol.* 304 : 397-412.
- Jacquet S., Paolini G., Perney P., Lazzaorotto J. & Girel C., 2010. Long-term evolution (1981-2008) of key limnological parameters of Lake Bourget (France). En préparation
- Lenoir A. & Coste M., 1996. Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the french national water board network. *Dans : Proceedings of Use of Algae for Monitoring Rivers*. Whitton, B.A. et Rott, E. (eds). Institut de Botanique, Université d'Innsbruck. 2 : 29-43.
- Lorenzen C.J., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* 12 : 343-346.
- Martin C., 2001. Suivi écologique des lacs-réservoirs de Champagne : expertise de l'étang de la Dame. Rapport CIA, 30 pp.
- Reynolds C.S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L. & Melo S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24 : 417-428.
- Rolland A., Bertrand F., Maumy M. & Jacquet S., 2009. Assessing phytoplankton structure and spatio-temporal dynamics in a freshwater ecosystem using a powerful multiway statistical analysis. *Water Research* 43 : 3155-3168.
- Solheim A.L., 2005. Reference conditions of European lakes. Indicators and methods for the Water Framework Directive Assessment of Reference conditions. Version 5. REBECCA Working Group, 105 pp.
- Utermöhl H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-methode. *Mitteilungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9 : 1-38.
- Vollenweider R.A. & Kerekes J., 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. Programme de coopération sur le suivi des eaux intérieures. OCDE, Paris. 154 pp.