

# Bilans du phosphore et de l'oxygène dans le lac de Morat



**Beat Müller et Martin Schmid**

Eawag – Institut fédéral suisse des sciences et technologies aquatiques  
Seestr. 79, CH-6047 Kastanienbaum

1<sup>er</sup> décembre 2009

## Table des matières

<b>1</b>	<b>Résumé</b>	<b>3</b>
<b>2</b>	<b>Introduction</b>	<b>5</b>
<b>3</b>	<b>Méthodes : carottage de sédiments et analyses chimiques</b>	<b>10</b>
3.1	<i>Carottage de sédiments</i>	10
3.2	<i>Analyses des sédiments</i>	10
3.3	<i>Datation</i>	10
3.4	<i>Oxygène</i>	11
3.5	<i>Détermination de la teneur en méthane de l'eau interstitielle du sédiment</i>	11
3.6	<i>Filtration de l'eau interstitielle et analyses</i>	11
3.7	<i>Porosité</i>	11
3.8	<i>Calcul des flux</i>	12
<b>4</b>	<b>Bilan de l'oxygène</b>	<b>13</b>
4.1	<i>Consommation d'oxygène et brassage des eaux profondes</i>	13
4.2	<i>Flux de composés réduits provenant de l'eau interstitielle du sédiment</i>	15
4.3	<i>Consommation d'oxygène due à la minéralisation de la matière organique</i>	16
4.4	<i>Commentaires sur le bilan de l'oxygène</i>	18
<b>5</b>	<b>Bilan du phosphore</b>	<b>21</b>
5.1	<i>Développement temporel dans la colonne d'eau</i>	21
5.2	<i>Modèle de Vollenweider</i>	23
5.3	<i>Remobilisation du phosphore relargué par les sédiments</i>	24
5.4	<i>Sédimentation nette du phosphore</i>	26
5.5	<i>Affluents</i>	30
5.6	<i>Commentaires sur le bilan du phosphore</i>	33
<b>6</b>	<b>Conclusions et suggestions</b>	<b>37</b>
<b>7</b>	<b>Bibliographie</b>	<b>40</b>
<b>8</b>	<b>Remerciements</b>	<b>42</b>

# 1 Résumé

Rédigé sur mandat du Service de l'environnement du canton de Fribourg (SEn) et du Service des eaux, sols et assainissement du canton de Vaud (SESA), le présent rapport a pour but d'étudier les raisons pour lesquelles la réduction des apports de phosphore semble ne pas avoir d'effets positifs sur les concentrations d'oxygène dans les eaux profondes du lac de Morat.

Le phosphore (P) aboutit avant tout dans le lac par le biais de ses tributaires. Il convient de distinguer entre le phosphore inorganique dissous (PID), biodisponible – c'est-à-dire absorbable par les algues pour leur croissance –, et le phosphore total ( $P_{\text{tot}}$ ), qui regroupe toutes les formes de P, organique et particulaire inclus. La majorité du phosphore entrant dans le lac est accumulée dans les sédiments et seule une faible partie en est exportée par son effluent.

Comparés aux autres lacs du Plateau suisse, les apports de  $P_{\text{tot}}$  dans le lac de Morat sont nettement plus élevés, probablement en raison de la forte proportion de terres arables couvrant son bassin versant. En revanche, le temps de résidence du  $P_{\text{tot}}$  dans la colonne d'eau y est bien inférieur (quelques mois seulement), ce qui est très certainement dû à la sédimentation rapide des particules du sol, à l'origine de l'essentiel des apports de  $P_{\text{tot}}$ . Les concentrations de  $P_{\text{tot}}$  et de PID relevées dans le lac de Morat sont similaires à celles observées par exemple dans le lac de Pfäffikon.

L'analyse des données de surveillance révèle des tendances manifestes et constantes. Une comparaison des années 1986 à 1995 et 1996 à 2006 montre en effet que l'apport de PID, les concentrations de PID et de  $P_{\text{tot}}$  après le brassage hivernal ainsi que la sédimentation nette ont baissé de 30 à 60%. On peut donc en conclure que les flux de phosphore ont diminué en moyenne d'environ 40%. En dépit de fortes fluctuations ponctuelles, l'apport externe de  $P_{\text{tot}}$  est cependant resté quasiment stable année après année.

Le bilan du  $P_{\text{tot}}$ , fondé sur les données disponibles, n'est pas totalement équilibré. En moyenne, les apports de  $P_{\text{tot}}$  sont d'environ 50% inférieurs à la somme de la sédimentation de P et des exportations de  $P_{\text{tot}}$ . Cette différence étant apparemment due avant tout à une sous-estimation systématique des apports de  $P_{\text{tot}}$ , il conviendrait d'améliorer les calculs en se basant sur les relations entre les débits des tributaires et les concentrations de  $P_{\text{tot}}$  et en répercutant les résultats sur les mesures de débit effectuées à haute résolution temporelle.

Bien que le lac de Morat soit totalement réoxygéné chaque hiver, les concentrations d' $O_2$  en eau profonde tombent nettement en dessous de 4 mg/l dans la totalité de l'hypolimnion chaque année en septembre/octobre et, en règle générale, les couches les plus profondes en tout cas restent anoxiques. Une évaluation mensuelle des profils d'oxygène relevés au moyen d'une sonde multiparamètres entre 2002 et 2007 a mis en évidence un taux de consommation d' $O_2$  dans les eaux profondes – très constant – de 1,3 g $O_2$ /m<sup>2</sup>. Cette valeur a également été constatée dans d'autres lacs du Plateau suisse. Les mesures ponctuelles effectuées avant 2002 ne permettent pas de déterminer la consommation d' $O_2$  avec autant de précision mais, compte tenu de la marge d'erreur, aucun changement significatif n'a été décelé.

Inversement, il ressort des observations au lieu de prélèvement le plus profond – 40 m – que les sédiments ont relargué moins d'ammonium et de PID au cours des 20 dernières années. On peut en

déduire que la période d'anoxie à cette profondeur s'est raccourcie et que les sédiments ont libéré une plus faible proportion de substances réduites telles que l'ammonium et le méthane qui s'y étaient accumulées durant le pic des apports de phosphore dans les années 60 et 70. Le fait que la consommation d'oxygène soit restée constante alors que les flux de phosphore ont diminué d'environ 40% suggère que la quantité d'O<sub>2</sub> à disposition pour la décomposition de la matière organique est toujours suffisante.

En partant d'hypothèses modélisées simples, nous avons estimé que les eaux profondes du lac de Morat devraient pouvoir décomposer la matière organique provenant d'un apport critique de PID de quelque 11 t/a sans que les concentrations moyennes d'O<sub>2</sub> tombent en dessous de la valeur cible de 4 mg/l. L'apport moyen de PID observé au cours des dix dernières années était d'environ 13 t/a seulement. Si les progrès réalisés au cours des deux dernières décennies sont considérables, ils sont toutefois encore insuffisants. De plus, la consommation d'O<sub>2</sub> actuelle est due pour près d'un tiers aux substances réduites accumulées dans les sédiments lorsque le lac était eutrophe. Cela étant, les conditions d'O<sub>2</sub> devraient commencer à s'améliorer à partir du moment où l'apport de P biodisponible tombe en dessous de la charge indicative d'environ 11 t/a durant plusieurs années.

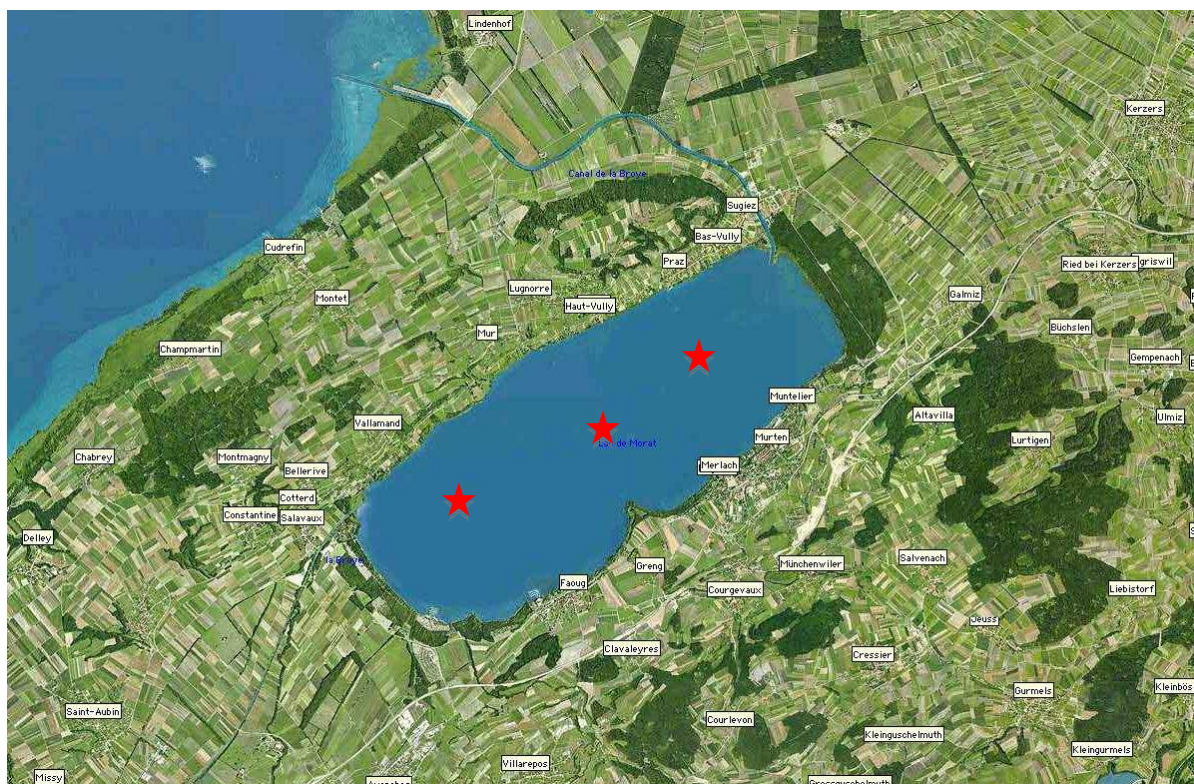
Il convient à notre avis de poursuivre les mesures externes destinées à réduire la charge en P. Le lac étant largement brassé chaque année, les mesures internes telles que la circulation forcée ne sont en effet pas appropriées. Si l'aération artificielle au moyen d'O<sub>2</sub> ou d'air comprimé durant l'été permet d'accroître l'espace vital des poissons durant les périodes critiques, sa mise en œuvre dans d'autres lacs du Plateau suisse s'est par contre révélée inefficace pour abaisser la remobilisation du P contenu dans les sédiments. Les conditions d'O<sub>2</sub> du lac peuvent être améliorées de façon durable uniquement en réduisant la productivité et cet objectif ne peut être réalisé qu'en maintenant les efforts visant à diminuer les apports de P biodisponible. Les charges de P enregistrées au cours des deux dernières décennies affichent une tendance à la baisse évidente et la charge critique estimée est pratiquement atteinte. La « mémoire » des sédiments du lac qui, rappelons-le, contribue pour environ un tiers à la consommation actuelle d'O<sub>2</sub>, va toutefois quelque peu retarder les effets de la réduction des apports, même si le lac réagit presque immédiatement aux changements intervenant dans le bilan du phosphore.

## 2 Introduction

Le lac de Morat (figure 1) a connu une période de forte eutrophisation durant les années 60 et 70, tout comme d'ailleurs d'autres lacs du Plateau suisse tels que le Greifensee ainsi que les lacs de Hallwil, de Sempach et de Baldegg, dans lesquels on a mesuré des concentrations de  $P_{\text{tot}}$  allant jusqu'à 600  $\mu\text{gP/l}$  (Greifensee). Grâce à la construction de stations d'épuration des eaux usées (STEP) et à leur optimisation, mais aussi à l'interdiction des phosphates dans les détergents, aux mesures techniques prises dans les exploitations agricoles et aux exigences posées à l'industrie locale, la situation s'est améliorée et les concentrations de  $P_{\text{tot}}$  s'approchent dans bien des lacs, y compris celui de Morat, de valeurs correspondant à un état mésotrophe. La photographie satellite ci-dessous ne reproduit qu'une petite partie du bassin versant du lac, mais elle montre bien qu'il est constitué avant tout de terres agricoles. Nous pouvons donc déjà nous attendre à ce que les apports de P dans le lac proviennent essentiellement de sources diffuses. En d'autres termes, le phénomène dépend des méthodes d'exploitation agricole ainsi que de l'assainissement des infrastructures et ne peut pas être jugulé rapidement ni facilement par le biais de mesures techniques (Müller, 2003).

Le bassin versant du lac de Morat est couvert à 15% par des zones urbaines, à 20% par des forêts et à 65% par des terres agricoles (Eawag, 2006). Dans un rapport publié en 1994, l'OFEFP indiquait que l'agriculture représentait le principal apport de nutriments dans le lac et que, même si le nombre de STEP était désormais suffisant, la charge annuelle de P aboutissant dans le lac resterait supérieure à 30 t aussi longtemps que des mesures substantielles ne seraient pas prises au niveau des exploitations agricoles.

Vu la faible profondeur moyenne du lac – 23,3 m seulement –, le réservoir d' $\text{O}_2$  est relativement petit, si bien que pour un hypolimnion en dessous de 10 m et une concentration d' $\text{O}_2$  résiduelle de 4 mg/l – telle qu'exigée par la loi –, la charge de P tolérable ne dépasse pas 18 t/a (OFEFP, 1994). Le tableau 1 présente quelques données de base sur le lac de Morat et son bassin versant.



**Figure 1 :** Le bassin versant du lac de Morat est occupé essentiellement par des zones agricoles. Le principal affluent est la Broye, qui entre dans le lac au sud-ouest et en ressort au nord, par le canal de la Broye, qui se déverse dans le lac de Neuchâtel. Les étoiles rouges indiquent approximativement les lieux de prélèvement d'échantillons.

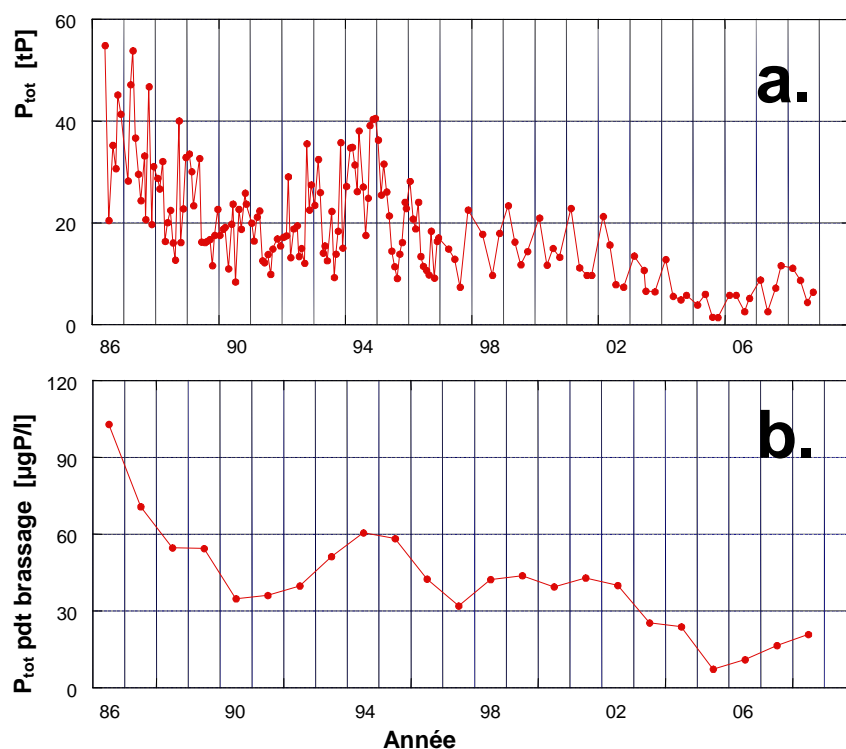
Ces différents paramètres expliquent probablement pourquoi le lac est célèbre depuis bien longtemps pour l'apparition occasionnelle d'algues bleues appelées *Oscillatoria rubescens* (« sang des Bourguignons »). Leur présence, révélatrice de la très grande sensibilité du lac aux variations de charge en nutriments, a en effet été observée il y a de cela quelques siècles.

Dans un rapport datant de 1960, l'Eawag faisait déjà état d'une charge en phosphore de 42 t/a (1954/55) et d'une concentration de  $P_{tot}$  de 35  $\mu\text{gP/l}$ . Cette dernière atteignit même plus de 150  $\mu\text{gP/l}$  au début des années 80 (OFEFP, 1994), mais diminua ensuite grâce aux mesures de traitement des eaux usées et, plus tard, à l'interdiction des phosphates dans les lessives.

**Tableau 1 :** Le lac de Morat en chiffres (valeurs utilisées pour les calculs)

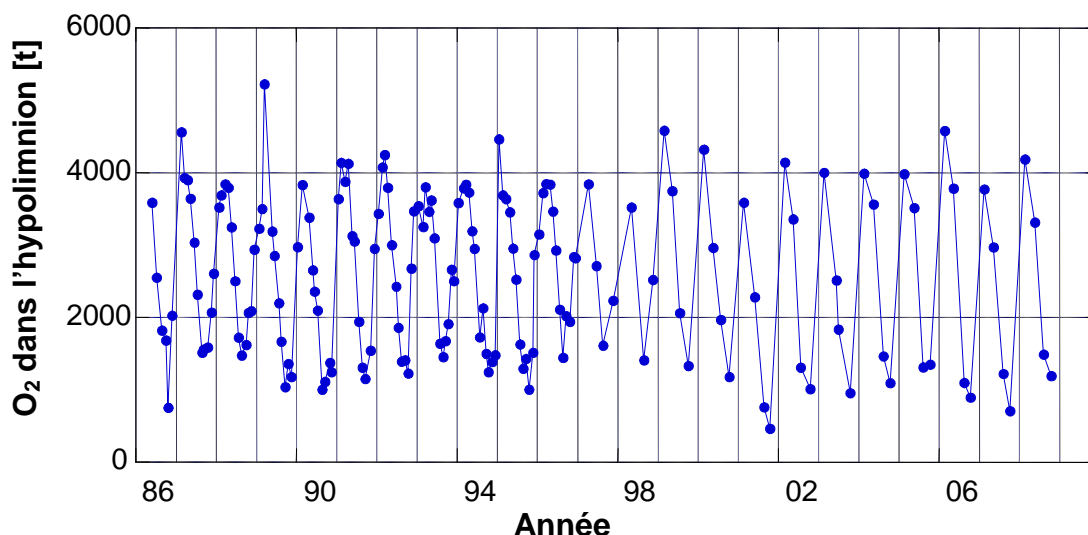
Surface ( $\text{km}^2$ )	22,80
Longueur (km)	8,15
Largeur (km)	2,80
Profondeur maximale (m)	45,50
Profondeur moyenne (m)	23,30
Volume ( $\text{km}^3$ )	0,53
Volume de l'hypolimnion >10 m ( $\text{km}^3$ )	0,34
Surface de l'hypolimnion >10m ( $\text{km}^2$ )	16,94
Débit hydraulique moyen ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	10,80
Temps de rétention de l'eau (a)	1,60
Bassin versant ( $\text{km}^2$ )	692,60

Comme le montre la figure 2, qui décrit l'évolution dans le temps de la teneur en phosphore total du lac de Morat, celle-ci est passée d'environ 35 t à la fin des années 80 – période où fut mis en place un protocole de surveillance – à une moyenne inférieure à 10 t ces dernières années. En termes de concentration moyenne pondérée de  $P_{tot}$  au moment du brassage hivernal, le volume a passé de plus de 50  $\mu\text{gP/l}$  à environ 20  $\mu\text{gP/l}$  actuellement. Cette amélioration est très certainement due à la baisse de l'apport de phosphore biodisponible dans le lac – un phénomène également observé pour bien d'autres lacs du Plateau suisse – obtenue en premier lieu grâce à l'assainissement des exploitations agricoles, au recours moins intensif à des fertilisants minéraux, au drainage et au traitement des eaux usées domestiques ainsi qu'à l'interdiction des phosphates dans les détergents (entrée en vigueur en 1986).



**Figure 2 :** a) Teneur en phosphore total du lac de Morat en tonnes de P entre 1986 et 2007. b) Concentration pondérée par le volume de  $P_{tot}$  lors du brassage hivernal (moyenne calculée à partir des données de janvier, février et mars lorsqu'elles étaient disponibles).

La figure 3 montre que malgré la réduction manifeste de la teneur en P dans le lac de Morat, la concentration d' $\text{O}_2$  en dessous de 10 m de profondeur n'a pas changé de manière significative au fil des années.

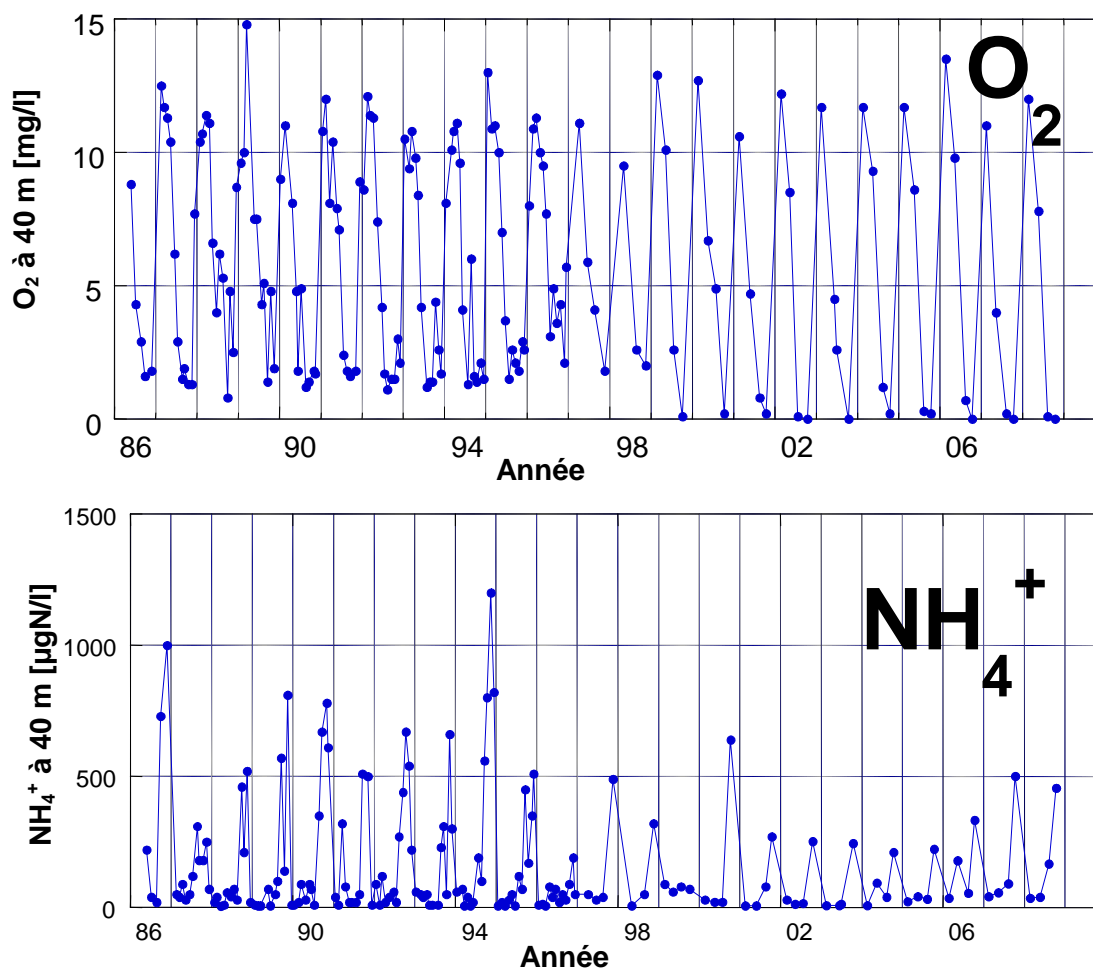


**Figure 3 :** Teneur en oxygène dans l'hypolimnion (10-45 m), calculée à partir des concentrations mesurées dans des échantillons d'eau individuels selon la méthode de Winkler.

Comme le montre la figure 4, des conditions d'anoxie ont été régulièrement observées depuis 1999 dans les couches les plus profondes de la colonne d'eau (40 m) à la fin de la période de stratification (env. d'octobre à novembre), ce qui n'était apparemment pas le cas dans les années 90. La situation semble donc s'être détériorée en ce qui concerne l'oxygène, et ce malgré l'amélioration enregistrée pour le phosphore.

Une réduction aussi longue de la concentration en oxygène à la fin de la période de stratification peut s'expliquer par les processus suivants : 1) la consommation d'oxygène pendant la saison de brassage semble avoir été moins complète que pour les années précédentes, 2) augmentation de la minéralisation de la matière organique, ou 3) hausse de la quantité de composés dissous réduits relargués par les sédiments et oxydés dans la colonne d'eau. Ces hypothèses ne sont toutefois pas corroborées par les données enregistrées : rien n'indique en effet que le brassage hivernal ait été moins complet. De plus, l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) – considéré comme représentatif des composés réduits – a plutôt baissé dans la couche la plus profonde du lac depuis 1995/96 (figure 4) et le PID n'a quasiment plus été remobilisé. Cela étant, nous considérons que les mesures d' $\text{O}_2$  effectuées avant 1999 dans les couches les plus profondes ne sont pas conformes à la réalité, sujet que nous développerons plus en détail au chapitre 5.3.

Soucieux d'éclaircir les raisons pour lesquelles la consommation d'oxygène n'a pas diminué alors que la situation s'est améliorée pour la teneur en phosphore, le Service de l'environnement du canton de Fribourg (SEn) et le Service des eaux, sols et assainissement du canton de Vaud (SESA) ont chargé l'Institut fédéral suisse des sciences et technologies aquatiques d'analyser les données de surveillance disponibles à ce jour.



**Figure 4 :** Concentrations d'oxygène (en haut) et d'ammonium (en bas) mesurées à 40 m de profondeur, environ 5 m au-dessus du fond du lac.

Le présent rapport a pour objet de répondre aux questions suivantes :

- Quelles sont les causes de l'anoxie récurrente dans l'hypolimnion du lac de Morat ?
- Le phosphate contenu dans les sédiments continue-t-il d'être remobilisé durant les périodes d'anoxie ?
- Quelles sont les quantités d'oxygène consommées lors des différents processus intervenant dans le lac ?
- Existe-t-il des mesures techniques qui permettraient d'augmenter les concentrations d'oxygène ?
- Quelles sont les mesures possibles pour améliorer durablement l'écosystème du lac de Morat ?

### 3 Méthodes : carottage de sédiments et analyses chimiques

#### 3.1 Carottage de sédiments

Plusieurs carottes de sédiments ont été extraites en trois endroits afin d'en mesurer la teneur en méthane (tableau 2). Des échantillons ont été prélevés sur le site de surveillance principal se trouvant au plus profond du lac et des sous-échantillons en ont été retirés immédiatement avec une résolution verticale de 1 cm. La carotte n°2a a servi à l'analyse du méthane et trois autres ont été transportées au laboratoire pour y être examinées le lendemain : la carotte n°2b a été subdivisée en sous-échantillons dont l'eau interstitielle a été retirée par aspiration-filtration, la carotte n°2c utilisée à des fins de documentation photographique (figure 12) et la carotte n°2d extrudée et sectionnée en tranches de 0,5 cm jusqu'à 10 cm de profondeur, puis de 1 cm jusqu'à 36 cm. Les échantillons de sédiments ont été lyophilisés et la teneur en eau a été évaluée en fonction de la perte de poids. Les teneurs en phosphore total et en azote total de même qu'en  $^{137}\text{Cs}$  et en  $^{210}\text{Pb}$  ont ensuite été déterminées à partir de ces échantillons pour estimer le taux de sédimentation.

**Tableau 2 :** Carottes de sédiments prélevées dans le lac de Morat le 23 avril 2009

Carotte n°	Date	Localisation	Profondeur	Analyses
1	15.4.09, 10h30	46°55'18.82"N / 7°2'51.86"E	31 m	CH <sub>4</sub>
2a	15.4.09, 11h30	46°55'53.15"N / 7°4'59.42"E	43 m	CH <sub>4</sub>
2b	dito	dito	dito	Eau interstitielle
2c	dito	dito	dito	Doc. photographique
2d	dito	dito	dito	P <sub>tot</sub> , N <sub>tot</sub> , datation
3	15.4.09, 12h30	46°56'38.43"N / 7°6'31.00"E	34 m	CH <sub>4</sub>

#### 3.2 Analyses des sédiments

La carotte n°2d a été sectionnée en tranches de 0,5 cm jusqu'à 10 cm de profondeur, puis de 1 cm jusqu'à 36 cm. Une fois lyophilisé, le matériel a été mélangé et broyé dans un mortier en agate et, après digestion dans un autoclave avec K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub> à 120 °C, la teneur en P<sub>tot</sub> et N<sub>tot</sub> a été mesurée par voie photométrique au moyen d'un analyseur automatique. Toutes les données recueillies sont présentées à l'annexe C.

#### 3.3 Datation

Les taux de sédimentation (accumulation des sédiments en mm/a) ont été déterminés en recourant à deux méthodes. Pour la première, nous avons mesuré les teneurs en  $^{137}\text{Cs}$  et  $^{210}\text{Pb}$ . Les pics de  $^{137}\text{Cs}$  se sont révélés équivalents aux valeurs maximales enregistrées lors des essais nucléaires atmosphériques de 1963 et de la catastrophe de Tchernobyl en 1986.  $^{210}\text{Pb}$  est un produit issu de la décomposition de Rn dans l'atmosphère et absorbé par les sédiments, où sa demi-vie de désintégration est de 22,3 ans. Quant à la seconde méthode, elle a consisté à mesurer les émissions  $\beta$  au moyen d'un détecteur Ge(Li). L'une comme l'autre ont donné un taux de sédimentation de 5,6 mm/a.

### 3.4 Oxygène

Les concentrations d'oxygène dans l'eau recouvrant les sédiments ont été mesurées par la méthode de Winkler (GSM, 2002).

### 3.5 Détermination de la teneur en méthane de l'eau interstitielle du sédiment

Des trous de 12 mm de diamètre ont été percés à des intervalles verticaux de 10 mm dans un tube carottier de 65 mm de diamètre et 80 cm de longueur, puis recouverts de ruban adhésif. Immédiatement après l'extraction de la carotte à l'aide d'un carottier uwitec ([www.uwitec.at](http://www.uwitec.at)), l'eau recueillie a été versée – exempte de bulles d'air – dans un flacon à sérum de 100 ml avec 2 ou 3 pastilles de NaOH (pour la conservation), scellé ensuite avec un bouchon à septum. Pour effectuer les mesures dans l'eau interstitielle (cf. chapitre 3.6), des sous-carottes ont été prélevées avec une seringue de 2,5 ml dans la série de trous percés verticalement dans le tube et 2 cm<sup>3</sup> du matériel ont été placés dans un flacon à sérum de 25 ml contenant une solution de 4 ml de NaOH à 2,5%, lui aussi scellé avec un bouchon à septum. Le méthane a été analysé par headspace au moyen d'un chromatographe gazeux en utilisant une colonne emballée (Sepak) et un détecteur à ionisation de flamme (DIF).

### 3.6 Filtration de l'eau interstitielle et analyses

L'eau interstitielle a été extraite de la carotte sédimentaire par filtration sous vide du sédiment le lendemain du carottage, avec une résolution spatiale de 5 mm pour les premiers 10 cm, puis de 10 mm jusqu'à 16 cm. Elle a ensuite été filtrée une seconde fois avec des filtres à disque dont la taille des pores était de 0,45 µm.

Les échantillons destinés à évaluer la teneur en Fe et en Mn ont été acidifiés avec 100 µl de HNO<sub>3</sub> (conc., ultrapur) par 10 ml et analysés par spectroscopie d'émission optique à plasma et à couplage inductif (ICP-OES). Les anions et les cations ont été analysés par chromatographie ionique (Metrohm). Pour la détermination du sulfure S(-II), 1 ml de l'échantillon a été immobilisé dans une solution de 1 ml d'acétate de Zn, puis mesuré dans les 24 heures par voie photométrique (GSM, 2002).

### 3.7 Porosité

Le diamètre des pores des sédiments ( $\phi$ ) a été déterminé par voie graphométrique à partir de leur teneur en eau avant et après dessiccation progressive jusqu'à 60 °C selon l'équation suivante :

$$\phi = \frac{\frac{WC}{\rho_w}}{\frac{WC}{\rho_w} + 1 - \frac{WC}{\rho_s}} \quad \text{équation 1}$$

où  $wc$  est la teneur en eau fractionnée (p. ex. 0,8 pour 80%),  $\rho_w$  la densité de l'eau (1 g/cm<sup>3</sup>) et  $\rho_s$  la densité sèche des sédiments en g/cm<sup>3</sup>, laquelle est calculée comme suit :

$$\rho_s = (-0,0523 * C_{org} \text{ (en \%)} + 2,65) \text{ g/cm}^3 \quad \text{équation 2}$$

### **3.8 Calcul des flux**

Les flux d'ions traversant l'interface eau-sédiment ont été calculés en utilisant la loi de diffusion de Fick et les gradients de concentration dans l'eau interstitielle du sédiment :

$$J_s = -\frac{\phi D_0}{F} \cdot \frac{dC}{dx} \quad \text{équation 3}$$

où  $J_s$  est le flux du composé  $s$ ,  $D_0$  le coefficient de diffusion du composé dans de l'eau pure,  $\phi$  la porosité (= 0,92, valeur moyenne pour les premiers cm du sédiment),  $F$  (= 1,33) une constante typique pour les sédiments (Maerki et al., 2004) et  $dC/dx$  le gradient vertical de concentration. Les taux de production ou de consommation d'un composé ont été estimés à l'aide d'un modèle prenant en compte les réactions et le transport (cf. description in Müller et al., 2003).

## 4 Bilan de l'oxygène

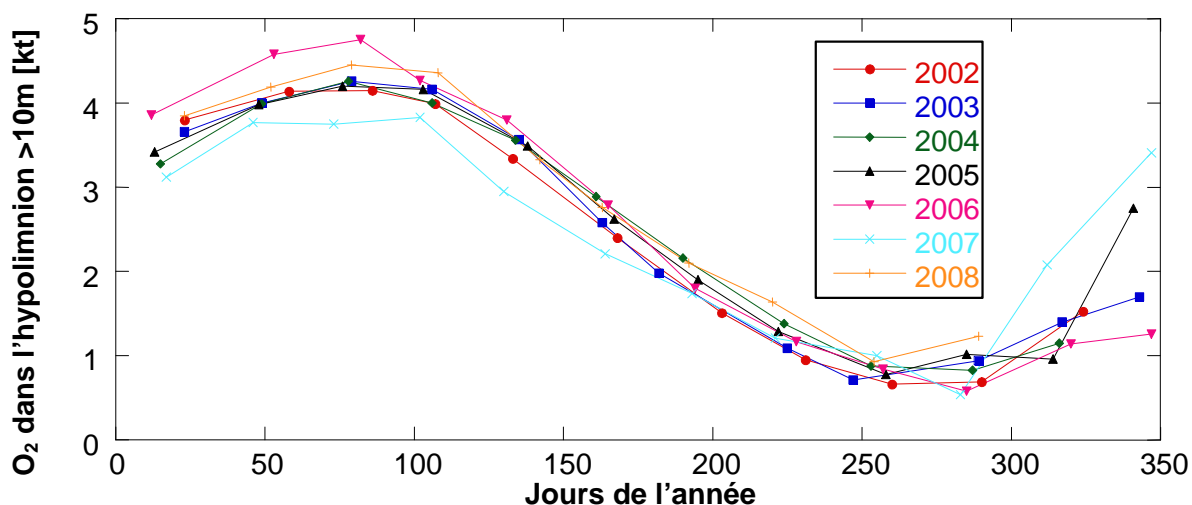
### 4.1 Consommation d'oxygène et brassage des eaux profondes

Depuis le changement des mesures en 2002, les données recueillies pour la quantité totale en oxygène du lac – calculée à partir des concentrations relevées chaque mois au moyen d'une sonde à oxygène – et pour la morphométrie montrent que le comportement du lac est resté inchangé année après année. Réoxygéné pendant le brassage hivernal, il atteint une charge maximale d'environ 4,3 ktO<sub>2</sub> en mars. L'oxygène est ensuite consommé peu à peu et sa quantité baisse de façon quasi linéaire durant la période stratifiée, tombant au minimum avant le début du brassage convectif des eaux profondes en octobre.

Depuis 2002, l'hypolimnion a été pratiquement saturé d'oxygène (100%) au début de la stratification, ce qui signifie que le lac a été entièrement homogénéisé chaque hiver, à deux exceptions près : en 2006, une température exceptionnellement basse de 2,8 °C (voire moins) a été enregistrée et l'eau était sursaturée en oxygène d'environ 10%, en raison d'un hiver froid doublé de vents violents à la fin de la saison; en 2007, l'hiver fut extrêmement doux, si bien que la température du lac n'est pas descendue en dessous de quelque 5 °C et que le lac n'a été réoxygéné qu'à environ 90%.

En règle générale, le lac de Morat est donc complètement homogénéisé et réoxygéné chaque hiver, contrairement – par exemple – au lac de Pfäffikon, qui n'était totalement homogénéisé qu'un hiver sur deux avant que n'y soit installé un système destiné à favoriser le brassage hivernal (Matzinger et al., à paraître).

La quantité d'O<sub>2</sub> consommée pendant la période de stratification a été calculée en soustrayant la teneur minimale (septembre/octobre) de la teneur maximale mesurée au printemps après le brassage (généralement en mars). Comme l'indique le tableau 3, elle est restée très constante au cours des sept dernières années (écart standard <10%), avec une consommation moyenne de 3,52 ktO<sub>2</sub> pour l'hypolimnion en dessous de 10 m de profondeur.



**Figure 5 :** Teneur en oxygène dans l'hypolimnion (10-45 m) calculée sur la base de profils mensuels depuis 2002

**Tableau 3 :**

*Quantité totale d'oxygène consommée, calculée en soustrayant la teneur minimale de la teneur maximale pour un hypolimnion >10 m*

Année	Quantité maximale	Quantité en O <sub>2</sub>	Quantité minimale	Quantité en O <sub>2</sub>	Consommation
	date	ktO <sub>2</sub>	date	ktO <sub>2</sub>	ktO <sub>2</sub>
2002	27.03.02	4,15	17.09.02	0,66	3,48
2003	20.03.03	4,26	16.10.03	0,94	3,31
2004	18.03.04	4,26	13.10.04	0,83	3,43
2005	17.03.05	4,20	15.09.05	0,78	3,42
2006	23.03.06	4,75	12.10.06	0,58	4,17
2007	12.04.07	3,83	10.10.07	0,54	3,29
2008	19.03.08	4,45	10.09.08	0,93	3,52
<b>Quantité moyenne</b>		<b>4,27</b>		<b>0,75</b>	<b>3,52</b>
Écart standard		0,28		0,16	0,30

Les taux de consommation d'oxygène présentés au tableau 4 ont été calculés pour un hypolimnion en dessous de 10 m de profondeur. La baisse de la concentration d'O<sub>2</sub> pendant la stagnation estivale est quasi linéaire et très reproductible année après année (2002-2008, R<sup>2</sup> >0,97 pour chaque année), avec des écarts types relatifs n'excédant pas 10%. Déterminé sur cette base, le taux de consommation d'oxygène durant la période de diminution linéaire est de **1,3 g/m<sup>2</sup>j**. Quant aux mesures de la consommation d'O<sub>2</sub> effectuées à partir des données volumiques pondérées selon la méthode de Winkler entre mai et août des années 1986 à 1997 (avant que les profils d'O<sub>2</sub> mesurés en continu au moyen d'une sonde ne soient disponibles), elles donnent pour résultat un taux de consommation moyen de 1,13 g/m<sup>2</sup>j, avec un écart standard de 0,15 g/m<sup>2</sup>j. Vu que les deux relevés n'ont pas été effectués selon le même mode de carottage et les mêmes méthodes d'intégration, ces deux valeurs ne sont pas significativement différentes.

**Tableau 4 :**

*Taux de consommation d'oxygène du lac de Morat, calculé à partir d'une baisse linéaire durant l'été pour un hypolimnion >10 m d'une surface de 16,94 km<sup>2</sup>*

Année	Consommation en dessous de 10 m		
	kt/j	g/m <sup>2</sup> j	mg/m <sup>3</sup> j
2002	-0,0226	-1,33	-66,7
2003	-0,0253	-1,49	-74,7
2004	-0,0206	-1,22	-60,8
2005	-0,0229	-1,35	-67,6
2006	-0,0238	-1,41	-70,2
2007	-0,0174	-1,03	-51,4
2008	-0,0230	-1,36	-67,9
<b>Taux de cons. moyen</b>		<b>-1,31</b>	<b>-65,6</b>
Écart standard		0,15	7,5

Le taux de consommation d'oxygène mesuré dans le lac de Morat est très comparable à celui d'autres lacs, notamment celui de Baldegg (1,56 g/m<sup>2</sup>j), de Sempach (1,51 g/m<sup>2</sup>j) et de Hallwil (1,22 g/m<sup>2</sup>j), (moyenne de 1982 à 1994, Wehrli et Wüest, 1996, cf. tableau 3.7). Quant au lac de Pfäffikon, il affiche

un taux de  $0,86\text{g/m}^2\text{j}$ , et celui du lac de Türler est même nettement inférieur ( $0,51\text{ g/m}^2\text{j}$ ), probablement en raison de la charge de P plus faible et du rapport surface sédimentaire-volume hypolimnique plus élevé (Matzinger et al., à paraître).

Les profils d' $\text{O}_2$  présentés à la figure 5 montrent que les eaux profondes du lac de Morat sont brassées et totalement réoxygénées chaque année, si bien que le réservoir atteint  $4,27\text{ kt O}_2$  dans l'hypolimnion ( $>10\text{ m}$  de profondeur). La quantité tombant toutefois à environ  $0,75\text{ ktO}_2$  à la fin de la période de stratification, la zone la plus profonde du lac affectée par l'anoxie est alors importante. Le volume d' $\text{O}_2$  restant dans l'hypolimnion n'ayant pas changé de manière significative pendant la période de surveillance considérée, à savoir de 2002 à 2008 (figure 5), nous pouvons donc estimer qu'environ  **$3,5\text{ ktO}_2$**  sont consommés chaque année pendant la période de stratification (env. 7 mois).

Dans l'hypolimnion, l'oxygène est consommé soit par minéralisation de la matière organique dans la colonne d'eau ou à la surface (oxique) des sédiments, soit par réaction avec des composés réduits relargués par les sédiments ou par le volume de l'hypolimnion anoxique. La part respective due à ces deux processus est estimée dans les chapitres ci-dessous.

#### ***4.2 Flux de composés réduits provenant de l'eau interstitielle du sédiment***

Vu le manque d'oxygène dans les couches profondes de l'hypolimnion ou dans les sédiments, une part significative de la matière organique sédimentée est dégradée en condition anaérobie. Les composés réduits tels que  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe(II)}$  et  $\text{Mn(II)}$ ,  $\text{S(-II)}$ ,  $\text{CH}_4$ , etc. diffusent à partir de leur lieu de production vers le haut jusqu'à ce qu'ils soient en contact avec l'oxygène (comme les sulfures de métaux traces sont très peu solubles, on observe dans l'eau interstitielle la présence soit des sulfures libres soit de Fe ou de Mn réduits, mais pas des deux ions simultanément). Le plus souvent, les bactéries en profitent pour puiser l'énergie issue de l'oxydation avec  $\text{O}_2$ . Les flux peuvent être déterminés par voie expérimentale en mesurant les flux d' $\text{O}_2$  (gradients de concentration ou diffusion par remous) ou ceux des principaux composés réduits. Nous avons analysé des gradients de concentration de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe(II)}$  et  $\text{Mn(II)}$  dans l'eau interstitielle et n'y avons pas détecté de sulfures ( $<10\text{ }\mu\text{mol/l}$ ). Les flux et les taux de production ont ensuite été calculés à partir des gradients de concentration dans l'eau interstitielle à l'aide d'un modèle unidimensionnel prenant en compte les réactions et la diffusion du composé (cf. annexe A pour le détail des données). Les résultats sont reproduits au tableau 5.

**Tableau 5 :**

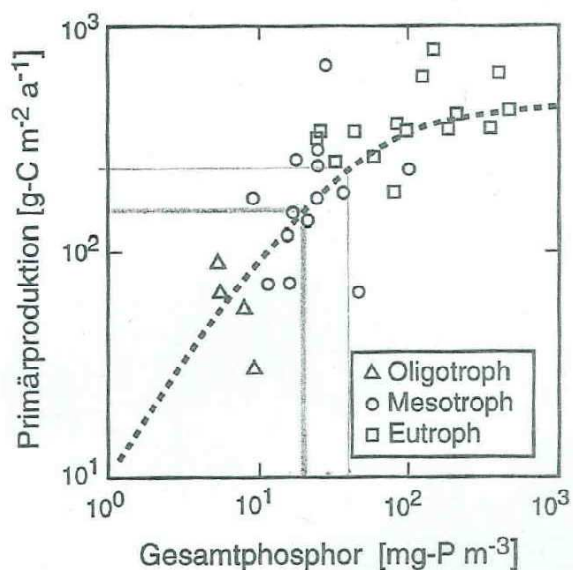
*Flux de composés réduits traversant l'interface eau-sédiment, en mmol/m<sup>2</sup>j. Les valeurs négatives correspondent aux flux circulant du sédiment vers l'eau (flux ascendants) et les valeurs positives à ceux qui sont transportés de l'eau vers les sédiments (flux descendants). Les flux de composés réduits sont transformés en équivalents de consommation d'oxygène en partant de l'hypothèse qu'ils seront oxydés par l'O<sub>2</sub> lorsqu'ils seront en contact avec ce dernier pendant leur trajet ascendant. En termes de stœchiométrie redox, 2 O<sub>2</sub> seront consommés pour l'oxydation de CH<sub>4</sub>, 0,5 O<sub>2</sub> pour celle de Mn(II), 0,25 O<sub>2</sub> pour celle de Fe(II) et 2 O<sub>2</sub> pour celle de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Les résultats sont comparés à ceux de mesures semblables effectuées dans les lacs de Türler et de Pfäffikon (Matzinger et al., à paraître).*

Paramètres	Lac de Morat		Lac de Türler	Lac de Pfäffikon
	flux mmol/m <sup>2</sup> j	flux en équiv. O <sub>2</sub> mmol/O <sub>2</sub> m <sup>2</sup> j	flux mmol/m <sup>2</sup> j	
CH <sub>4</sub> (carotte 2)	-3,7	-7,4		
CH <sub>4</sub> (carotte 3)	-3,9	-7,8	-4,9	-4,0
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-0,80	-1,6	-1,8	-1,4
Mn(II)	-1,4	-0,7	-0,51	-0,61
Fe(II)	-0,23	-0,06	-0,67	-1,0

En ne tenant pas compte de la capacité d'oxydation de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> dans les sédiments (vu que ces deux composés sont utilisés exclusivement pour la minéralisation de la matière organique), nous estimons la consommation approximative à (7,6 + 0,7 + 0,06 + 1,6 =) 10 mmol O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>j, soit **0,32 gO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>j**. Une extrapolation du taux mesuré pour toute la période de stratification (env. 8 mois), durant laquelle l'hypolimnion est privé de l'apport d'O<sub>2</sub> atmosphérique, suggère une consommation par les composés réduits issus des sédiments de **1,3 ktO<sub>2</sub>**. À relever que cette valeur représente l'estimation la plus basse, car les taux augmentent au fil de l'année. Les échantillons d'eau interstitielle ont été prélevés en avril, peu avant l'apparition des premières algues. C'est à ce moment-là que la profondeur de pénétration de l'oxygène est à son maximum et les flux de composés réduits en provenance des sédiments sont au plus bas. Il ressort de mesures effectuées dans d'autres lacs que les flux augmentent d'un facteur supérieur à deux vers la fin de la période de stagnation. On peut donc en déduire que le relargage de substances réduites par les sédiments est à l'origine d'au moins 40% de la consommation d'O<sub>2</sub> dans l'hypolimnion.

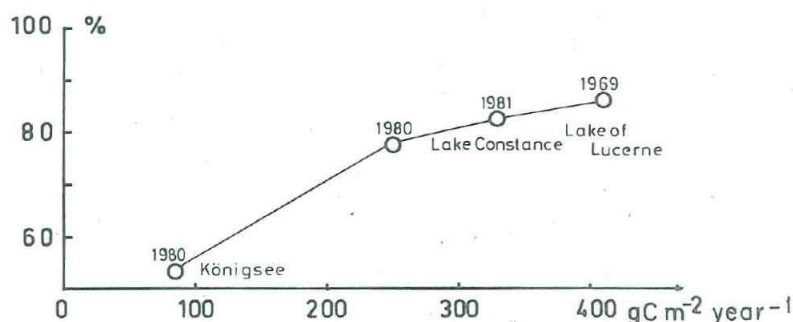
#### **4.3 Consommation d'oxygène due à la minéralisation de la matière organique**

Il est beaucoup plus difficile d'estimer la consommation d'O<sub>2</sub> liée à la minéralisation directe de la matière organique dans la colonne d'eau et à la surface des sédiments. Faute de données sur la production primaire du lac de Morat, la remise à disposition du phosphore dans l'épilimnion, la production nette de particules organiques sédimentées exportée vers l'hypolimnion et le rapport C : P de ces particules, nous ne pouvons que tirer des hypothèses plausibles. En premier lieu, nous estimons la production primaire probable dans le lac de Morat sur la base d'une relation établie par Fricker (1980) et complétée plus tard par les données recueillies pour d'autres lacs par Wehrli et Wüest (1996), présentées à la figure 6.



**Figure 6 :** Production primaire annuelle par rapport à la surface du lac en fonction de la concentration de  $P_{tot}$  lors du brassage printanier. La ligne grise tracée en gras représente une production annuelle de  $150 \text{ gC/m}^2\text{a}$  correspondant à un lac mésotrophe. Figure de Wehrli et Wüest (1996).

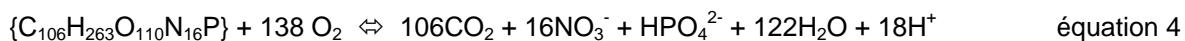
Supposant une concentration moyenne de  $P_{tot}$  de  $30 \mu\text{gP/l}$  au moment du brassage printanier (représentative pour les 10 dernières années de surveillance) et nous fondant sur la figure 6, nous estimons que la production primaire est de  $190 \text{ gC/m}^2\text{a}$ . Le taux de renouvellement du carbone organique dans l'épilimnion ou la quantité de carbone organique produite qui se dépose sur l'hypolimnion (« système de production nette ») étant également inconnu, nous nous basons sur une relation établie par Stabel (1980) – reproduite à la figure 7 – pour estimer le taux de renouvellement à environ 70%. En d'autres termes, quelque 30% du carbone assimilé dans la zone photique, soit  $57 \text{ gC/m}^2\text{a}$ , sont transportés vers l'hypolimnion.



**Figure 7 :** Relation entre le taux de production primaire (taux de fixation du carbone en  $\text{g/m}^2\text{a}$ ) et le renouvellement annuel du carbone organique (pourcentage du taux de production primaire) dans les zones euphotiques des lacs préalpins (Stabel, 1980)

Une troisième inconnue est la quantité de carbone organique minéralisé lorsqu'il traverse la colonne d'eau avant d'aboutir dans les sédiments. Selon des mesures effectuées dans un piège à sédiment installé dans le lac de Sempach (Gächter et Meyer, 1990), la minéralisation dans la colonne d'eau est négligeable, ce qui s'explique probablement par le fait que les particules détritiques tombent relativement vite. Environ 50% sont enfouis dans les sédiments et 50% minéralisés pendant le processus diagénétique. Si, conformément à l'équation de Redfield (cf. notamment Stumm et Morgan,

1996), 50% de l'exportation nette estimée vers l'hypolimnion (soit 28.5 gC/m<sup>2</sup>a) sont minéralisés avec O<sub>2</sub> et que 138 équivalents O<sub>2</sub> sont consommés pour la minéralisation de 1 équivalent phosphore :



la consommation est de 99 gO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>a, (0,27 gO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>j) ou 1,7 ktO<sub>2</sub>/a sur la surface totale de l'hypolimnion (cf. annexe B). Il convient toutefois de souligner que cette valeur est une estimation très grossière, vu toutes les incertitudes contenues dans les hypothèses mentionnées ci-dessus.

Selon une récente publication de Sterner et al. (2008), le rapport de C : P augmente lorsque les niveaux trophiques des lacs changent pendant le processus de ré-oligotrophisation et la composition moyenne du seston est mieux caractérisée par un rapport de C : P = 166 : 1, mais elle pourrait atteindre 258 : 1 (Guildford et Hecky, 2000). Les algues semblent avoir la capacité de vivre en absorbant moins de P lorsque les ressources se raréfient. On peut donc en déduire qu'environ 200 équivalents O<sub>2</sub> doivent être fournis pour la matière organique produite avec 1 équivalent P. Les calculs fondés sur le rapport de Redfield classique de C : P = 106 : 1 donnent l'estimation la plus conservatrice pour la production de matière organique avec P. L'estimation de **2,4 ktO<sub>2</sub>/a** (soit **0,39 gO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>j**) obtenue en appliquant un rapport de C : P = 166 : 1 serait cependant plus probable pour l'O<sub>2</sub> consommé par la matière organique.

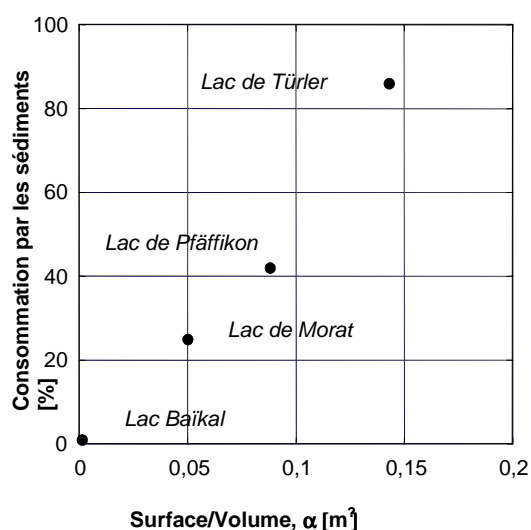
À relever toutefois qu'il s'agit là d'une moyenne annuelle : de toute évidence, en effet, la distribution de la minéralisation n'est pas homogène tout au long de l'année. Nous supposons encore une fois que l'oxygène est consommé en majeure partie pendant la saison de stratification, lorsque se produisent les principaux événements de sédimentation. Cela étant, nous pouvons mettre cette valeur en relation avec la quantité d'oxygène consommé estimée à partir de profils d'électrodes dans la colonne d'eau du lac de Morat et avons ainsi l'origine de quelque 70% de la consommation d'O<sub>2</sub> dans l'hypolimnion.

#### **4.4 Commentaires sur le bilan de l'oxygène**

Les résultats relevés pour le lac de Morat peuvent être mis en perspective avec les données que nous avons recueillies récemment pour deux autres lacs eutrophes (Matzinger et al., à paraître), à savoir les lacs de Pfäffikon et de Türler. Les concentrations de P qui y ont été mesurées correspondent aux états mésotrophes observés au début des années 90, après une forte eutrophisation dans les années 70. Toutefois, en dépit de toutes les mesures prises, l'hypolimnion de l'un comme de l'autre s'est trouvé chaque année en situation d'anoxie. Grâce à l'excellente qualité des données de surveillance récoltées, il a été possible d'effectuer une analyse détaillée des contributions à la baisse de la teneur en oxygène dans la zone hypolimnique. L'étude a montré que la contribution spatiale à la consommation d'O<sub>2</sub> par les substances réduites issues des sédiments était respectivement de 0,34 et 0,44 gO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>j dans les deux lacs considérés. Ces valeurs sont très proches de celle que nous avons estimée comme limite inférieure pour le lac de Morat (**0,32 gO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>j**). Quant au taux de consommation totale d'O<sub>2</sub> dans l'hypolimnion durant la phase de stagnation (par l'oxydation de la matière organique et des composés réduits), il était respectivement de 0,86 et 0,51 gO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>j dans les lacs de Pfäffikon et de Türler, et de **1,3 gO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>j** dans le lac de Morat (>10 m). On peut donc en déduire que l'influence

des composés réduits relargués par les sédiments d'un lac augmente avec le rapport entre la zone sédimentaire et le volume de l'hypolimnion,  $\alpha$  (figure 8).

La question essentielle pour prévoir l'évolution du lac de Morat est de savoir combien de temps les sédiments vont avoir un impact sur les eaux surjacentes. Nous l'avons étudiée en nous fondant sur les données des lacs de Pfäffikon et de Türler (Matzinger et al., à paraître). Vu que la matière organique fraîchement sédimentée se dégrade plus facilement et que la profondeur de diffusion croît avec l'augmentation de l'âge et de l'enfouissement des sédiments, les couches de moins de dix ans ont contribué à hauteur de 60 à 80% au relargage de substances réduites. Il ressort de ce constat que le taux de sédimentation d'un lac détermine également pendant combien de temps les dépôts plus anciens influent sur le bilan actuel de l'oxygène. Les dépôts de plus de dix ans ont contribué pour 20 à 40% seulement au flux de composés réduits.



**Figure 8 :**

*La contribution des sédiments au taux de consommation totale d'oxygène dans l'hypolimnion est fonction du rapport entre la zone sédimentaire et le volume total de l'hypolimnion,  $\alpha$  [1/m]. (Le pourcentage d'O<sub>2</sub> consommé par les sédiments a été calculé à partir des taux quotidiens enregistrés pour chaque lac et non de quantités totales.)*

En résumé, si nous calculons la quantité d'O<sub>2</sub> transformé durant la saison de stratification (8 mois) à partir des taux quotidiens, les composés réduits issus des dépôts sédimentaires ont consommé environ 40% de l'O<sub>2</sub> présent dans l'hypolimnion (>1,3 kt des 3,5 ktO<sub>2</sub> en dessous de 10 m de profondeur) durant la période de stagnation, alors que la matière organique sédimentée consomme près de 2,0 ktO<sub>2</sub>, soit quelque 60%. Eu égard aux hypothèses grossières posées pour l'estimation de la minéralisation (cf. chapitre 4.3) et à la contribution mesurée lors de l'unique analyse de l'eau interstitielle effectuée, le bilan présenté pour les sources et les baisses d'O<sub>2</sub> est assez satisfaisant et fournit une explication plausible pour sa consommation dans le lac de Morat.

Le fait que la consommation d'O<sub>2</sub> soit inchangée – voire en augmentation – alors que les charges de P<sub>tot</sub> ont considérablement diminué est paradoxal, mais ce phénomène a été observé dans plusieurs autres lacs, notamment les lacs Shagawa (Larsen et al., 1981), Erie (Charlton et al., 1993) et Onondaga (Matthews et Effler, 2006a, b). Dans tous les cas, il apparaît que ce sont les sédiments riches en matière organique accumulée par le passé qui retardent l'amélioration attendue résultant de la réduction des charges de P. Dans l'ensemble, cependant, la contribution quantitative de couches sédimentaires plus anciennes au bilan d'O<sub>2</sub> actuel n'était pas claire. Nous l'avons donc analysée en

détail pour pouvoir la quantifier et les résultats obtenus concordent pour les lacs de Morat, de Pfäffikon et de Türlar.

S'agissant du lac de Hallwil, la consommation d'oxygène n'a que peu diminué, voire légèrement augmenté durant la phase de ré-oligotrophisation (Moosmann et al., 2002). Cela pourrait être dû au fait que, malgré des charges de P constantes, la production primaire a augmenté, car des concentrations plus élevées de P, N, et C particulaires y ont été mesurées. Vu la baisse des concentrations de nutriments, la composition du phytoplancton, la transparence des eaux ainsi que le moment optimal et la profondeur idéale pour la croissance des algues ont changé. Ceci a occasionné une augmentation temporaire de la production primaire, du système de production nette de l'épilimnion à l'hypolimnion et, finalement de la consommation d'oxygène. De plus, il a été mis en évidence que l'oxygénation hypolimnique pouvait entraîner une hausse de la consommation d'O<sub>2</sub>, imputée à la meilleure disponibilité de l'oxygène pour la consommation en raison d'un brassage plus performant (Gantzer et al., 2009).

Par ailleurs, des mesures effectuées récemment dans le lac d'Alpnach indiquent que la consommation d'O<sub>2</sub> à la surface des sédiments peut être limitée par l'approvisionnement en O<sub>2</sub> à travers l'interface eau-sédiment (Bryant et al., à paraître). Si tel est le cas, la consommation d'O<sub>2</sub> dans l'hypolimnion peut être freinée par l'apport d'O<sub>2</sub> à la surface des sédiments plutôt que par la demande théorique en O<sub>2</sub> de ces derniers. Ce phénomène requiert bien sûr des analyses plus poussées, mais il semblerait qu'aussi longtemps que le taux d'accumulation de la matière organique dans les sédiments dépasse un certain seuil, la consommation d'O<sub>2</sub> dans l'hypolimnion est pratiquement indépendante de l'apport en carbone, et par conséquent de l'apport en phosphore.

Reste cependant à savoir si la consommation d'O<sub>2</sub> dans le lac de Morat va diminuer dans le futur. Ceci sera possible uniquement si le taux d'accumulation de la matière organique dans les sédiments décroît, ce qui présuppose une baisse dans le système de production nette et, par conséquent, une réduction de la production primaire. Sachant que la réalisation de ces conditions est essentiellement fonction de la charge de P biodisponible aboutissant dans le lac, nous consacrons le chapitre suivant à l'analyse du bilan du phosphore.

## 5 Bilan du phosphore

### 5.1 Développement temporel dans la colonne d'eau

Les données concernant le phosphore total et dissous (figures 9a et 9b) présentent le développement temporel de la concentration de P dans le lac de Morat (cf. annexe F pour le détail des données). Comme le montre la figure 9a, les concentrations moyennes pondérées par le volume de  $P_{\text{tot}}$  varient fortement en l'espace de périodes très courtes. La quantité en  $P_{\text{tot}}$  dans l'ensemble du lac calculée sur la base de ces données a été illustrée à la figure 2a, qui met également en évidence ces grandes fluctuations. Celles-ci ne sont toutefois pas réalistes et ni des processus limnologiques ni des variations de charges entrantes et sortantes ne sauraient les expliquer, même si le temps de séjour de P est très court dans le lac de Morat. Les moyennes annuelles de toutes les mesures de  $P_{\text{tot}}$  disponibles, présentées à la figure 2b, reflètent probablement de manière plus appropriée l'évolution des concentrations de cet élément au cours des deux dernières décennies.

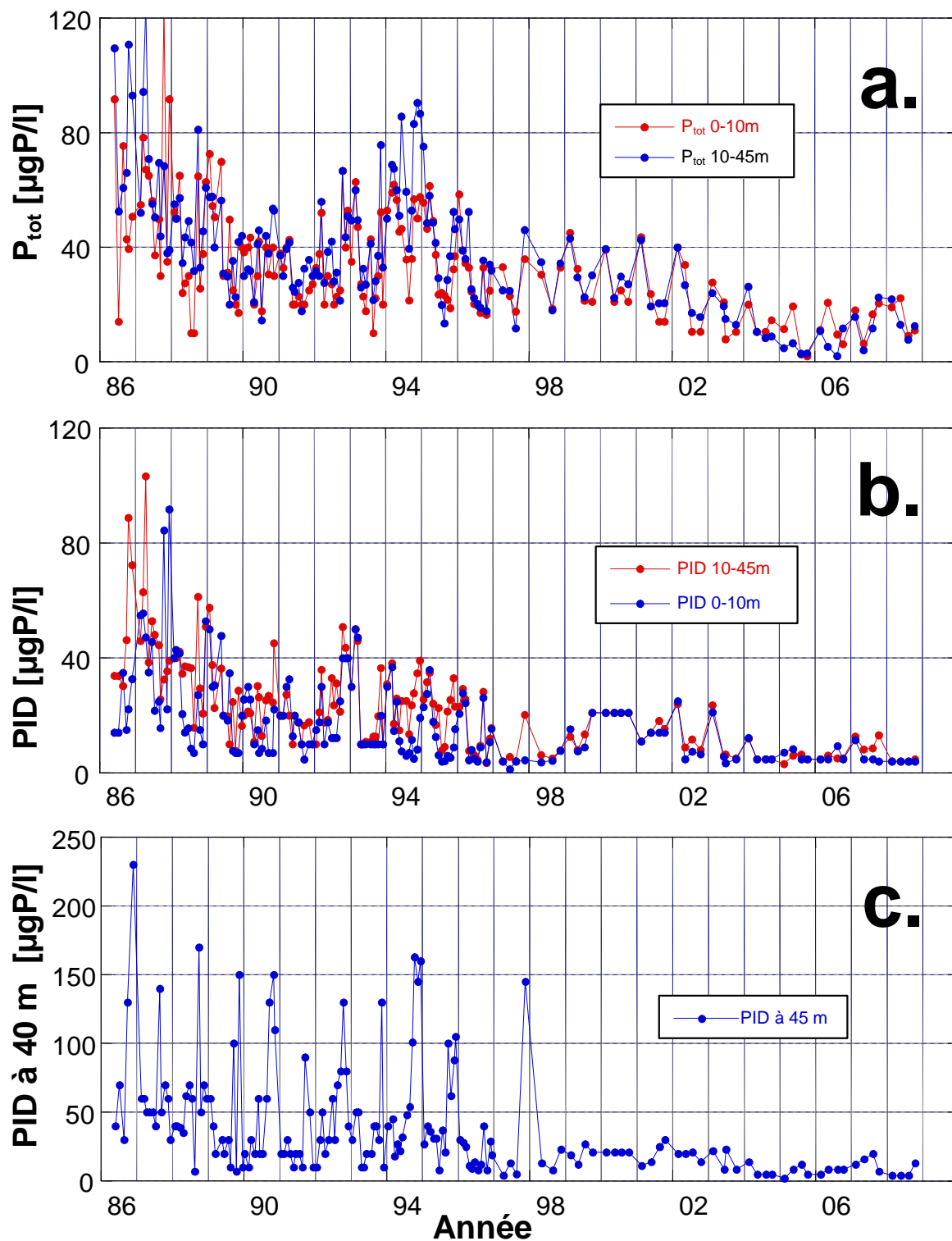
Les concentrations de PID dans l'épilimnion et l'hypolimnion (figure 9b) sont quasiment identiques. Ces résultats pourraient être imputables au fait qu'en recourant à la méthode analytique, certaines données ne peuvent pas être prises en compte ou ont été remplacées par des valeurs approximatives, d'où une limite de détection élevée, insuffisante pour suivre la baisse des concentrations de PID survenue depuis la fin des années 90.

La figure 9c montre les concentrations de PID mesurées dans les échantillons prélevés au plus profond du lac (40 m). On voit qu'entre 1986 et 1995, elles ont augmenté pratiquement chaque année durant les périodes de stratification, ce qui indique – si l'on compare ces résultats avec la concentration moyenne pondérée par le volume de l'hypolimnion – que les sédiments ont libéré un volume de PID similaire à celui d'autres lacs eutrophes. Le relargage de P par les sédiments a cessé totalement depuis 1998. Peu après, toutefois, a débuté une période où, à la fin de la phase de stratification, les eaux profondes étaient dépourvues d' $O_2$ . Ce phénomène est difficilement explicable, car il va à l'encontre de ce qui est habituellement observé dans la plupart des lacs eutrophes.

Il n'est pas facile d'évaluer la précision des mesures de PID – mais aussi de  $P_{\text{tot}}$  –, parce que les différentes limites de détection relevées dans l'ensemble des données recueillies semblent toutes être pertinentes et que, lorsque les concentrations étaient inférieures à ces limites, les calculs ont souvent été effectués à partir de valeurs approximatives. C'est probablement là que se trouve l'origine des erreurs substantielles, survenues plus particulièrement depuis 1996 environ, où les concentrations de PID et de  $P_{\text{tot}}$  ont continué de diminuer. Nous suggérons par conséquent d'évaluer la qualité analytique des données relatives au phosphore, et ce d'autant plus qu'elles contiennent aussi plusieurs valeurs déviantes et indications inadéquates.

S'il est possible qu'elles reflètent l'évolution qualitative des deux dernières décennies, nous préférons utiliser, pour les estimations d'ordre quantitatif, les données provenant d'échantillons dans lesquels la teneur en P a pu être mesurée de manière plus précise. Notre objectif étant de documenter et de quantifier la diminution de P biodisponible dans le lac de Morat, nous entendons montrer que la teneur en  $P_{\text{tot}}$  du lac a changé et que, simultanément, les flux entrant dans le lac et en ressortant ont diminué. Nous nous fonderons pour ce faire sur les données de surveillance relevées dans les principaux

affluents et dans l'effluent du lac ainsi que sur les mesures de la sédimentation nette de P effectuées sur une carotte.



**Figure 9 :** Concentrations moyennes pondérées par rapport au volume a) du phosphore total ( $P_{\text{tot}}$ ) et b) du phosphore inorganique dissous (PID) dans l'épilimnion (0-15 m, rouge) et dans l'hypolimnion (15-45 m, bleu). La figure c) montre les concentrations de PID dans les échantillons prélevés à 40 m de profondeur.

## 5.2 Modèle de Vollenweider

Pour décrire le bilan du phosphore du lac de Morat, nous mettons en parallèle les entrées et les sorties et supposons que la lac est dans un état stationnaire :

$$V \frac{\partial [TP]}{\partial t} = P_{in} - P_{out} - P_{NetSed} = 0 \quad \text{équation 5}$$

Le bilan du phosphore d'un lac prend en compte les entrées ( $P_{in}$ ) et les sorties ( $P_{out}$ ), ainsi que la sédimentation nette ( $P_{NetSed}$ ) : il s'agit là de la forme classique du fameux modèle de Vollenweider (Vollenweider, 1968). Partant d'une hypothèse linéaire, la sédimentation nette  $P_{NetSed}$  est proportionnelle à la concentration moyenne en  $P_{tot}$  du lac durant son brassage hivernal ( $TP_{mix}$ ), avec une constante  $\sigma$  ( $a^{-1}$ ), mais il est possible que cela n'ait pas été le cas dans le passé, lorsque le lac était hypertrophe. La constante de proportionnalité a été évaluée sur la base des valeurs de  $P_{tot}$  mesurées avec  $\sigma = 3,56 a^{-1}$  (cf. annexe D pour le détail des données). Dans l'équation 6 ci-dessous,  $\beta$  représente la proportionnalité entre les concentrations de  $P_{tot}$  dans l'épilimnion et dans l'ensemble du lac, et est égal à 0,94 (cf. annexe E pour le détail des données). L'influence de  $\beta$  sur les autres paramètres estimés est cependant faible. Le temps de rétention de l'eau  $\tau$  (a) est calculé en fonction du volume du lac,  $V$ , et de son débit sortant. La concentration de P dans ce dernier est égale à la concentration de  $P_{tot}$  dans l'épilimnion, exprimée par  $\beta$ , et à la concentration annuelle moyenne de  $P_{tot}$  mesurée pour l'ensemble du lac. L'équation 5 devient donc :

$$\frac{\partial [TP]}{\partial t} = \frac{1}{V} P_{in} - \sigma [TP] - \frac{\beta}{\tau} [TP] \quad \text{équation 6}$$

Le temps de résidence de P dans le lac,  $\tau^*$ , est égal à

$$\tau^* = \frac{1}{\frac{\beta}{\tau} + \sigma} \quad \text{équation 7}$$

Lorsque les charges de P entrantes ou sortantes se modifient, le temps de résidence  $\tau^*$  pour atteindre 95% de la nouvelle concentration d'équilibre est multiplié par trois ou presque, soit environ neuf mois pour le lac de Morat. Toutes les constantes utilisées pour les calculs sont présentées au tableau 6.

**Tableau 6** : Constantes et valeurs utilisées dans l'équation 4 pour le lac de Morat

Paramètres		Unité	Formule	Valeurs
Volume du lac	V	m <sup>3</sup>		5,50 10 <sup>8</sup>
Volume de l'hypolimnion (>10m)	V <sub>Hypo</sub>	m <sup>3</sup>		3,39 10 <sup>8</sup>
Débit sortant	V <sub>out</sub>	m <sup>3</sup> /sec		10,8
Taux d'élimination par les séd.	σ	1/a	P <sub>NetSed</sub> / V*[TP <sub>mix</sub> ]	3,56
Proportionnalité	β	-	[TP <sub>surf</sub> ] / [TP]	0,94
Temps de résidence hydr.	τ	an	V / V <sub>out</sub>	1,61
Temps de résidence de P	τ*	an	τ* = ((β/τ)+σ) <sup>-1</sup>	0,24
Sédimentation nette de P	P <sub>NetSed</sub>	kg/a	P <sub>NetSed</sub> = σ · [TP] · V [P <sub>out</sub> ] = [TP <sub>surf</sub> ] = β·[TP]	
Conc. moyenne du d. sortant	[P <sub>out</sub> ]	mg/m <sup>3</sup>		
Exportation annuelle de P <sub>tot</sub>	P <sub>out</sub>	kg/a	P <sub>out</sub> = V <sub>out</sub> · β · [TP]	
Importation annuelle de P <sub>tot</sub>	P <sub>in</sub>	t/a	P <sub>in</sub> = V [TP] (σ+β/τ)	

En utilisant les paramètres estimés pour le lac de Morat énumérés au tableau 6, nous pouvons calculer la concentration moyenne de P<sub>tot</sub> du lac durant le brassage en tablant sur une charge entrante de P<sub>in</sub> (t/a) selon l'équation 8 :

$$[TP] = \frac{P_{in}}{V} \times \frac{1}{\frac{\beta}{\tau} + \sigma} \quad \text{équation 8}$$

ou vice versa : s'il est certain qu'une concentration d'équilibre donnée de P<sub>tot</sub> peut être atteinte, la charge entrante maximale tolérée peut être calculée comme suit :

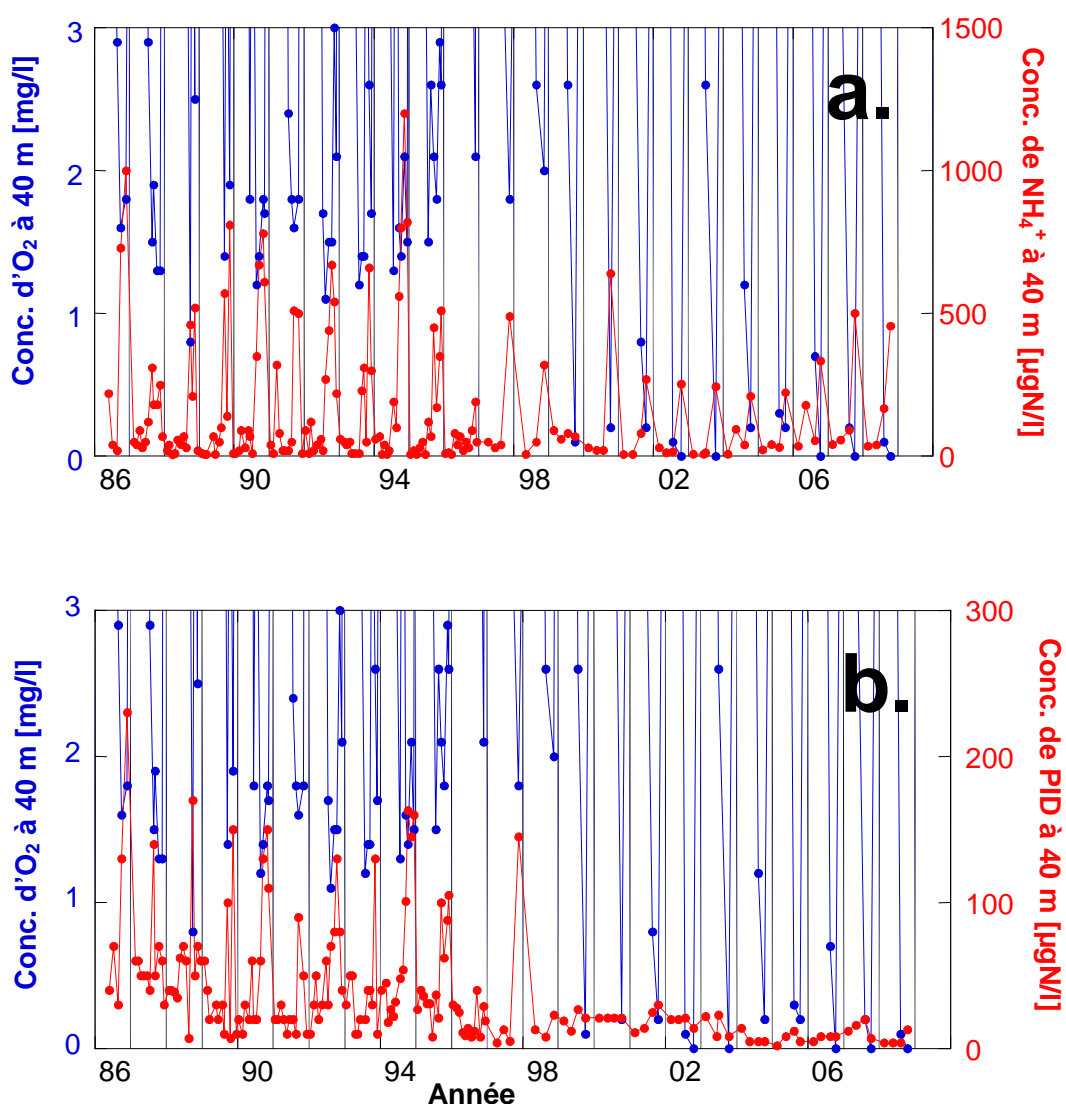
$$P_{in} = V[TP] \times \left( \frac{\beta}{\tau} + \sigma \right) \quad \text{équation 9}$$

### 5.3 Remobilisation du phosphore relargué par les sédiments

La figure 10 est une présentation détaillée des mesures effectuées dans les échantillons provenant des eaux les plus profondes (40 m). Comme nous l'avons déjà souligné dans l'introduction, les concentrations d'O<sub>2</sub> à proximité du fond du lac (en bleu) semblent avoir été plus élevées au cours des 13 premières années considérées, puis avoir baissé brusquement à partir d'octobre 1999. En y regardant de plus près, on s'aperçoit que, pour les données antérieures à 1999, les concentrations d'O<sub>2</sub> (mesurées par titration Winkler) se situaient entre 1 et 2 mgO<sub>2</sub>/l en août déjà et sont restées dans cette fourchette jusqu'en novembre. Il n'existe cependant pas de raison que la consommation d'O<sub>2</sub> au-dessus des sédiments – dont la concentration avait pareillement augmenté jusqu'au milieu de l'été – se soit soudainement bloquée à des valeurs situées entre environ 1 et 2 mg/l. Cela étant, il ne faudrait à notre avis pas se fier aux résultats peu élevés obtenus par titration Winkler pour cette période. La situation du lac en termes d'oxygène ne s'est pas dégradée depuis 1999 : c'est la qualité des analyses chimiques qui s'est améliorée.

Le relargage de  $\text{NH}_4^+$  et de PID par les sédiments pendant les périodes d'anoxie dans les eaux profondes est un phénomène bien connu et le lac de Morat n'y échappe pas. Comme le montre la figure 10a,  $\text{NH}_4^+$  apparaît sitôt que l'oxygène disparaît. Il diffuse à partir des sédiments comme produit de la minéralisation de la matière organique qui, en présence d' $\text{O}_2$ , est oxydé en  $\text{NO}_3^-$ . Sa détection dans les échantillons d'eau profonde avant même les mesures d' $\text{O}_2$  égales à zéro obtenues pour les années postérieures à 1999 est une indication supplémentaire de la situation d'anoxie qui a très certainement débuté au mois d'août et duré jusqu'à la fin de la stratification en novembre/décembre.

Dans de nombreux lacs eutrophes, on observe une remobilisation de P biodisponible par les sédiments lorsqu'il n'y a plus d' $\text{O}_2$  et que le potentiel redox chute. Ce phénomène est généralement imputé à la réduction d'oxyhydroxydes de Fe, qui se lie très facilement au PID, mais il peut aussi être dû à d'autres causes (Gächter et Müller, 2003).



**Figure 10 :** Concentrations mesurées dans l'échantillon prélevé à 40 m de profondeur, environ 5 m au-dessus des sédiments, pour a)  $\text{O}_2$  et  $\text{NH}_4^+$  et b)  $\text{O}_2$  et PID. Seules les concentrations d' $\text{O}_2$  des eaux profondes <3 mg/l sont reportées sur le graphique, afin d'en garantir une meilleure lisibilité

La figure 10b met en évidence la fréquence annuelle du relargage de PID durant la seconde moitié de la période de stratification, ce qui étaye la supposition selon laquelle les eaux profondes étaient aussi dépourvues d'oxygène avant 1999.

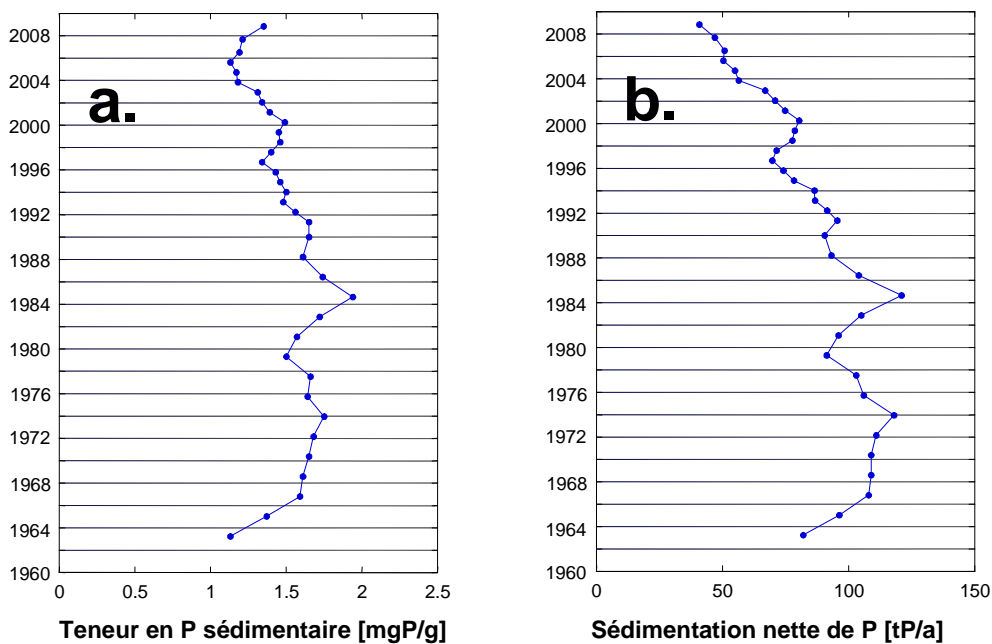
Il est toutefois étonnant que, malgré une anoxie persistante pendant l'été, les pics de remobilisation de PID n'apparaissent pas brusquement à partir de 1999. Nous observons également une diminution du relargage de  $\text{NH}_4^+$  par les sédiments depuis cette période (figure 10a).

Ces deux effets ne peuvent pas être interprétés de façon concluante à partir des données actuellement disponibles. L'explication la plus plausible est que la durée des périodes d'anoxie à la surface du sédiment a diminué et, par conséquent celle des phases de remobilisation. Il ne fait en tout cas aucun doute que certaines conditions se sont modifiées brusquement entre 1998 et 1999. Et cela est tout à fait possible : le temps de résidence des eaux du lac de Morat ( $\tau$ ) n'étant que de 1,6 an et celui du phosphore de trois mois (tableau 6), le lac réagit très vite aux changements qui se produisent dans le bassin versant.

La consommation d' $\text{O}_2$  est inchangée, malgré le net recul de la remobilisation de PID et de  $\text{NH}_4^+$  (cette observation a déjà été discutée aux chapitres 4.3 et 4.4). Cela signifie que le taux d'accumulation du carbone organique dans le sédiment n'a pas baissé en dépit de la réduction de  $\text{P}_{\text{tot}}$  ou que le taux de consommation d' $\text{O}_2$  n'est pas limité par le carbone organique à disposition. La première hypothèse est étayée par le fait que le taux de sédimentation de N reste identique alors que le taux de sédimentation de P a diminué de plus du double (figures 13b et 11b ci-après).

#### **5.4 Sédimentation nette du phosphore**

Les sédiments ont valeur d'archives, et en ce sens sont les témoins du passé du lac de Morat. La quantité de P qui y est enfouie peut être estimée dès lors que la teneur en P dans les sédiments peut être mesurée et que nous savons combien de matière se dépose chaque année au fond du lac. Les mesures effectuées dans la carotte datée n°2d ont révélé un maximum de P sédimentaire en 1984, puis un léger recul de la teneur en P depuis le milieu des années 80 (figure 11a). Jusque-là, la sédimentation nette du phosphore était d'environ 100 tP/a, et elle n'a ensuite cessé de baisser pour atteindre aujourd'hui un taux inférieur à 50 tP/a (figure 11b).



**Figure 11** : Carotte n°2d, prélevée sur le site de surveillance : profils de profondeur datés du phosphore. a) teneur en P du matériel sédimentaire, b) sédimentation nette de P en tP/a.

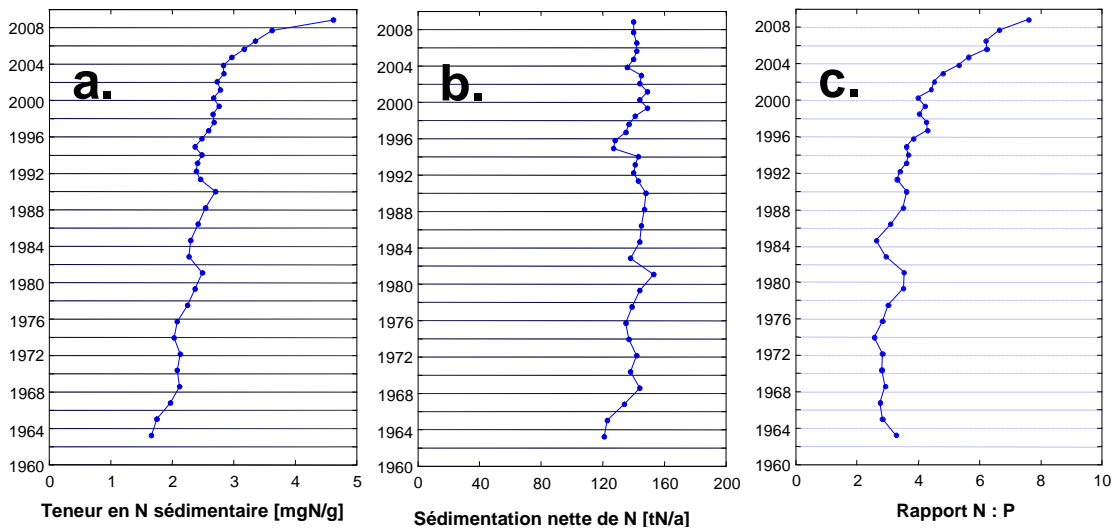
Cette diminution significative intervenue en l'espace de 25 ans correspond à environ 15 cm sur la carotte (figure 12). À cette profondeur, une phase où les sédiments étaient de couleur noire venait de s'achever et les nouveaux sont légèrement gris-brun. La totalité de la carotte montre des varves, qui indiquent le changement des couches brunes et noires révélatrices d'une précipitation biogénique de calcite durant la floraison printanière des algues bleues et des couches noires de matériau organique. L'observation de varves dans les sédiments malgré la présence de vers oligochètes signifie qu'ils ont eu un faible effet de bioturbation. L'absence de cette dernière est généralement due à un déficit en oxygène. Les trois ou quatre années de pic ne devraient pas être prises en compte pour l'interprétation, car les processus diagénétiques sont encore intenses. Le taux de sédimentation de  $0,56 \text{ cm a}^{-1}$ , déterminé avec les teneurs en  $^{137}\text{Cs}$  et en  $^{210}\text{Pb}$ , peut être vérifié à l'œil nu sur la carotte : les 13 premiers centimètres des sédiments contiennent environ 24 varves. Le taux de sédimentation estimé initialement est donc confirmé par trois méthodes indépendantes.



Les mêmes profils relevés pour l'azote (figure 13) montrent une image contrastée : la teneur en  $N_{\text{tot}}$  des sédiments a passé de quelque 2 mgN/g à près de 3 mgN/g, soit une augmentation considérable de 50% en 40 ans. Le taux de sédimentation nette est toutefois resté très constant à environ 140 tN/a.

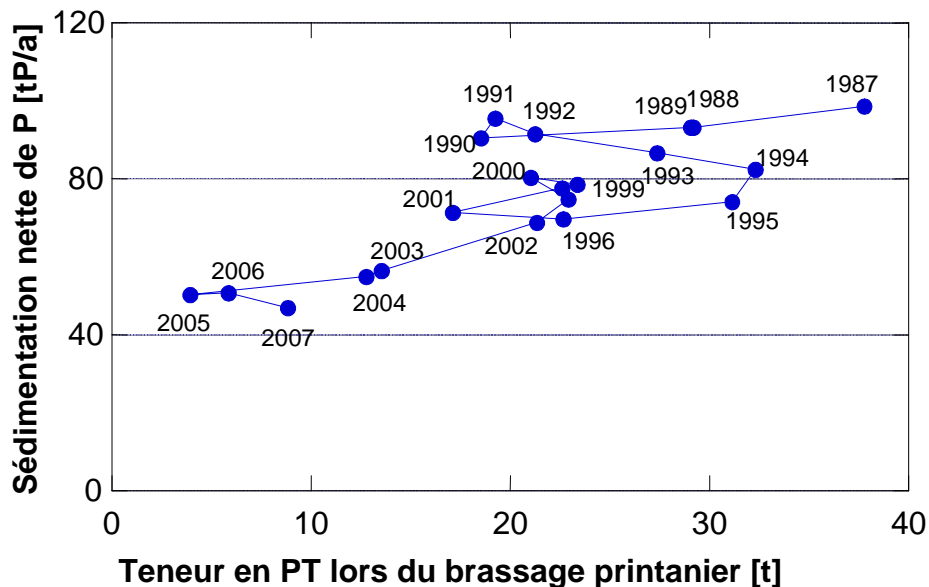
Il est intéressant de noter l'augmentation observée du rapport N :P dans le profil sédimentaire (figure 13c). Bien que la valeur de référence moyenne pour la composition du plancton soit d'environ 16, des valeurs nettement inférieures sont souvent mesurées dans les systèmes fortement eutrophes ou, en tout cas, dans des systèmes où le P biodisponible est présent en abondance. Depuis le début des années 90, il apparaît que le rapport N :P a augmenté dans les sédiments du lac de Morat, au point d'avoir plus que doublé jusqu'à aujourd'hui. Ceci pourrait signifier que la communauté planctonique réagit lorsque l'apport de ses principaux nutriments diffère ou que le rapport entre les particules du sol et le matériau autochtone se modifie.

**Figure 12 :**  
*Carotte sédimentaire MU09-2c prélevée dans le site le plus profond du lac de Morat (site de surveillance).*



**Figure 13 :** Carotte n°2d, prélevée sur le site de surveillance : profils de profondeur datés de l'azote. a) teneur en N du matériau sédimentaire, b) sédimentation nette de N en tN/a, c) rapport N : P.

La sédimentation nette diminuant de manière linéaire avec la réduction de la teneur en  $P_{tot}$  du lac mesurée durant la circulation hivernale, on obtient une estimation du réservoir de P biodisponible pour l'année suivante. Comme le montre la figure 14, la teneur en  $P_{tot}$  ne baisse certes pas régulièrement, mais nettement. Une extrapolation linéaire n'arrive pas jusqu'à l'origine, car une large part du P qui est transporté vers les sédiments est importée pendant les périodes de fort débit et se dépose rapidement sur les sédiments.



**Figure 14 :** Relation entre la teneur en  $P_{tot}$  du lac de Morat lors du brassage printanier dans la colonne d'eau (janvier - mars, si données disponibles) et la sédimentation nette de P déterminée à partir de la carotte sédimentaire datée (cf. annexe E). Aucune donnée de surveillance n'a pu être recueillie durant les printemps de 1997 et 1998.

## 5.5 Affluents

Les échantillons d'eau prélevés chaque mois ainsi que les mesures du débit des principaux affluents et de l'effluent du lac de Morat depuis 1986 constituent une excellente base de données pour analyser le développement temporel des charges de P dans le lac. Les quantités d'eau, de PID et de  $P_{tot}$  importées et exportées sont présentées au tableau 7. Comme on le voit, les débits d'eau entrants et sortants sont assez équilibrés et les écarts entre les volumes importés et exportés sont essentiellement dus au temps de retard entre les débits d'entrée et de sortie. En moyennes annuelles, la contribution du tributaire principal atteint jusqu'à 50% et celle des affluents secondaires ainsi que de l'effluent se situe entre 3 à 12%. Les exportations de PID sont nettement inférieures aux importations. La différence entre les particules de P exportées et le P organique dissous est égale à la différence entre le  $P_{tot}$  et le PID. Ce phosphore contient des particules planctoniques et des débris organiques, mais aussi de la matière organique dissoute issue d'acides humiques et fulviques produits dans le lac.

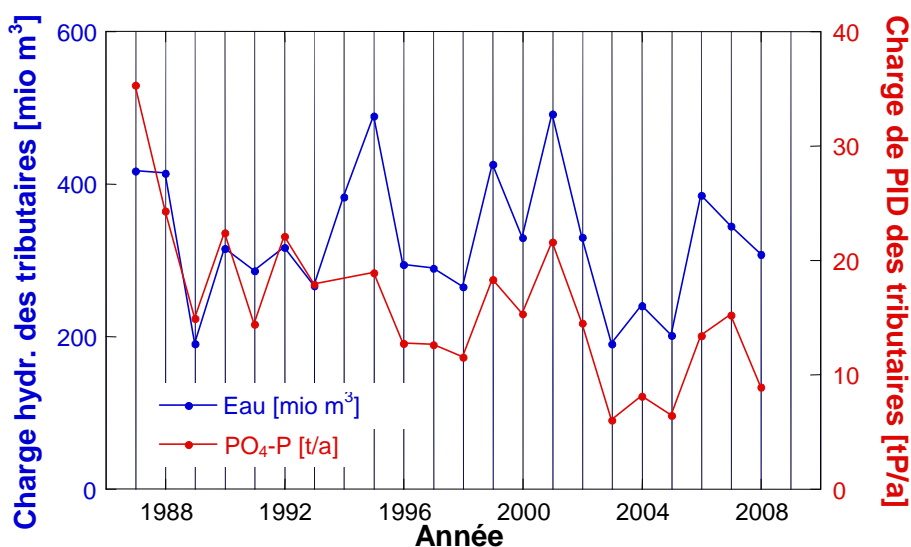
**Tableau 7 :**

*Importations et exportations d'eau, de PID et de  $P_{tot}$  mesurées dans la Broye à Domdidier, ainsi que dans l'Arbogne, le Chandon, la Petite-Glâne (affluents), dans la STEP de Morat et à la sortie du canal de la Broye (nd = les concentrations n'ont pas pu être déterminées dans la Broye à Domdidier)*

Année	Eau		PID		$P_{tot}$	
	Import.	Export.	Import.	Export.	Import.	Export.
	mio m <sup>3</sup>		tP/a		tP/a	
1986	nd	343,7	nd	10,3	nd	26,5
1987	416,9	444,7	35,3	13,3	70,0	36,9
1988	414,1	447,8	24,3	14,3	68,9	30,9
1989	190,4	206,6	14,9	5,4	36,8	12,8
1990	315,4	350,0	22,4	4,9	69,6	17,5
1991	286,0	321,7	14,4	9,3	51,1	19,9
1992	316,7	369,0	22,1	13,7	71,4	18,1
1993	266,4	315,4	17,9	4,1	41,9	11,7
1994	382,9	460,4	nd	8,7	nd	23,5
1995	488,9	457,3	18,9	11,4	60,2	21,0
1996	294,4	241,6	12,7	4,6	30,4	8,2
1997	289,7	226,7	12,6	0,9	52,8	5,4
1998	265,2	350,0	11,5	3,9	35,8	9,5
1999	425,7	536,1	18,3	7,5	71,2	17,7
2000	329,6	391,0	15,3	8,2	46,1	13,3
2001	491,6	596,0	21,6	7,7	115,8	23,8
2002	330,2	369,0	14,5	5,9	84,4	11,1
2003	190,2	177,9	6,0	1,8	25,1	5,3
2004	240,1	235,9	8,1	2,1	34,0	3,3
2005	201,2	199,9	6,4	1,6	34,5	2,6
2006	385,0	514,0	13,4	3,1	137,6	7,7
2007	344,8	447,8	15,2	10,3	68,9	15,7
2008	307,6	301,5	8,9	06	39,2	4,5
<b>Moy. 86-95</b>	<b>326,0</b>	<b>371,7</b>	<b>21,3</b>	<b>9,5</b>	<b>58,7</b>	<b>21,9</b>
<b>Moy. 96-08</b>	<b>315,0</b>	<b>352,9</b>	<b>12,7</b>	<b>4,5</b>	<b>59,7</b>	<b>9,9</b>

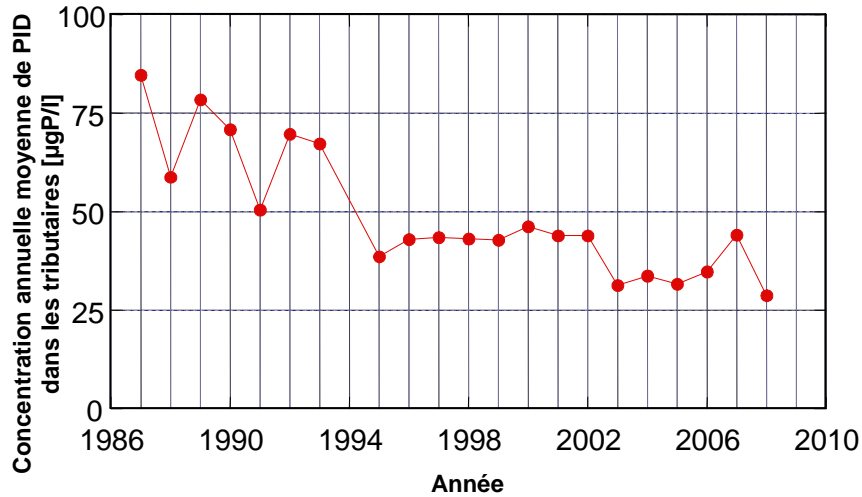
Les formes particulières de P apportées par les affluents ne sont en règle générale pas disponibles pour la production primaire. Dans la plupart des lacs, on observe en effet que la proportion de phosphore particulaire biodisponible entrant dans le lac,  $\alpha$ , est proche de zéro (ex. lac de Sempach :  $\alpha = 0,07$ , lac de Baldegg :  $\alpha = 0$  ; exception : le lac de Hallwil, où  $\alpha = 0,80$ ), parce que l'affluent principal est l'émissaire direct du lac de Baldegg, dans lequel la matière particulaire est composée de plancton et de débris organiques [Wehrli et Wüest, 1996]). En 1996, la spéciation de P sur des particules en suspension provenant de la Broye (données relevées par Ph. Vioget, SESA) a mis en évidence une teneur en P organique située entre 23 et 33%. Une part importante peut donc devenir biodisponible dans le lac de Morat, mais il n'est pas possible de la quantifier.

La figure 15 montre bien comment la charge de PID aboutissant dans le lac de Morat varie selon le débit annuel des affluents, qui est fonction des précipitations. Les années de fortes pluies apportent en effet davantage de phosphates, en raison des déversoirs des STEP d'une part, et du lessivage du phosphore provenant de l'utilisation des sols agricoles d'autre part (Pacini et Gächter, 1999). Ce phénomène est bien connu, pour avoir été observé dans d'autres bassins versants, à commencer par ceux des lacs de Sempach et de Baldegg (uwe 2005a, b). De ce fait, il est difficile d'estimer si la charge de P dans le lac a baissé, parce qu'elle est fortement influencée par les chutes de pluie annuelles. Il semble cependant, comme le montre la figure 15, que la charge de PID diminue avec le temps.



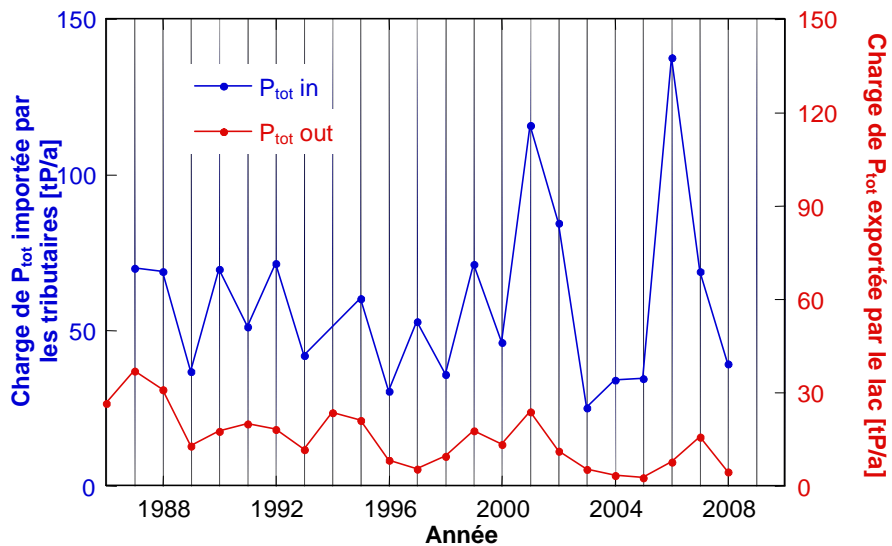
**Figure 15 :** Charge hydraulique annuelle des affluents (Broye à Domdidier, Arbogne, Chandon, Petite-Glâne et STEP de Morat) et charges de PID résultantes, estimées à partir des concentrations annuelles moyennes pondérées.

La concentration annuelle moyenne de PID dans les affluents a elle aussi diminué au fil des 20 années de relevés (figure 16). Ce résultat est dû aux mesures prises dans le bassin versant. Il est toutefois difficile de quantifier le taux de réduction, car les valeurs ont fortement fluctué pendant les sept premières années de surveillance.



**Figure 16 :** Concentration moyenne de PID dans les affluents du lac de Morat, calculée sur la base des apports annuels totaux et des charges hydrauliques annuelles.

S'agissant du  $P_{tot}$ , on s'aperçoit que les charges importées dans le lac de Morat par ses affluents varient parallèlement à la charge hydraulique, mais elles n'ont apparemment pas diminué de manière significative durant la période de surveillance (figure 17). Si la quantité de  $P_{tot}$  exportée par le lac par son émissaire est nettement inférieure à la charge importée par les affluents, elle n'en est pas moins quasiment identique à l'apport de PID. Cela signifie qu'une part en tout cas du P particulière ou organique devient biodisponible dans le lac. Ce constat est corroboré par l'analyse des particules en suspension transportées par le l'affluent principal – la Broye –, qui a mis en évidence un pourcentage de P organique relativement élevé.



**Figure 17 :** Charges moyennes annuelles de  $P_{tot}$  entrant (bleu) et sortant (rouge) du lac de Morat

En règle générale, les estimations portant sur la charge des formes de P aboutissant dans le lac doivent être traitées avec prudence, en raison de la relation entre la concentration et le débit (relation CQ). De nombreuses études montrent que les concentrations des formes de P s'élèvent de manière disproportionnée lorsque le débit hydraulique augmente (p. ex. Moosmann et al., 2005). Il en résulte que la charge de P peut croître de plusieurs ordres de grandeur pendant une période de crues. Cela étant, nous pouvons supposer que les charges « réelles » de PID et, plus particulièrement, de  $P_{tot}$ , sont peut-être nettement plus importantes que les valeurs estimées sur la base des données actuelles. Pour éviter ce problème, une bonne solution consiste à établir une relation CQ entre les données ponctuelles disponibles pour le bassin versant du lac de Morat et celles du débit hydraulique, qui peuvent être calculées avec une résolution temporelle plus élevée que les données chimiques.

Le fait qu'il y ait dépendance entre les concentrations de PID et de  $P_{tot}$  et le débit hydraulique ressort clairement des grandes fluctuations de charges de  $P_{tot}$  comparées à son exportation, illustrées à la figure 17 : les charges importées peuvent varier fortement en l'espace de quelques heures et le moment auquel l'échantillon a été prélevé peut ne pas être représentatif du tout du débit mensuel. Les concentrations exportées sont cependant atténuées par le vaste réservoir d'eau du lac, si bien que les concentrations varient relativement peu et lentement.

## **5.6 Commentaires sur le bilan du phosphore**

Les principaux flux de phosphore entrant et sortant du lac de Morat calculés annuellement depuis le début de la surveillance sont présentés au tableau 8. Les chiffres obtenus par trois modes d'investigation différents et indépendants (surveillance de la colonne d'eau, surveillance des tributaires et de l'effluent, analyse des carottes sédimentaires) devraient être complémentaires et donner une image quantitative concordante.

En y regardant de plus près, on s'aperçoit que les variations de la teneur en  $P_{tot}$  du lac ( $\Delta P_{tot}$ ) sont parfois très grandes d'une année à l'autre et qu'elles ne sont pas liées aux charges importées. De plus, l'équilibre entre l'importation, l'exportation et les changements intervenus dans le lac ne correspondent pas à la sédimentation nette : celle-ci est en effet beaucoup plus élevée que les modifications calculées avec les données recueillies pour le lac ou ses affluents et son effluent ne le laissent supposer.

La charge critique de P biodisponible aboutissant dans le lac lorsque les concentrations d' $O_2$  dans l'hypolimnion (12,7 mg/l en période de circulation, cf. tableau 3) tombent en dessous de 4 mg $O_2$ /l peut être calculée grossièrement à partir de la consommation supposée d' $O_2$  dans l'hypolimnion (10 m – 45 m) (= 2,9 kt $O_2$ /a). En partant d'un rapport C : P très conservateur du plancton du lac de 106 : 1 (Redfield) et, conformément à l'équation 4, d'une minéralisation oxydante, la charge tolérable aboutissant dans le lac se monte à 20 tP/a. La charge critique de P n'est toutefois que d'environ **11 t/a** en utilisant une valeur plus réaliste de la matière organique – 166 : 1 –, telle que suggérée par Sterner et al. (2008).

Les charges de PID importées depuis 1996 se situaient autour de cette valeur critique (12,8 tP/a, cf. tableau 7). Vu qu'une faible part du P organique dissous ou particulaire (non inclus dans les mesures de PID, mais dans celles de  $P_{tot}$ ) devient aussi biodisponible dans le lac, il est possible que la charge

critique soit encore dépassée, mais pas de beaucoup. Quant à la consommation d'O<sub>2</sub> par les composés réduits relargués par les sédiments, elle se situe aujourd'hui entre 35 et 40% de l'O<sub>2</sub> utilisé par l'hypolimnion (cf. les estimations au chapitre 4.3).

Il est particulièrement évident que l'estimation précise de la consommation d'O<sub>2</sub> dans le lac dépend de deux paramètres difficiles à déterminer, à savoir la composition de la matière organique (rapport moyen C : P) et la part biodisponible de la charge de P<sub>tot</sub>.

En nous fondant sur la charge de P<sub>tot</sub> importée par les affluents ainsi que sur les caractéristiques du lac énumérées au tableau 6, nous devrions être en mesure de calculer le P<sub>tot</sub> du lac selon le modèle de Vollenweider (cf. équation 8). Le résultat obtenu (figure 18, ligne orange) est un peu inférieur aux valeurs mesurées dans le lac, mais il en est proche.

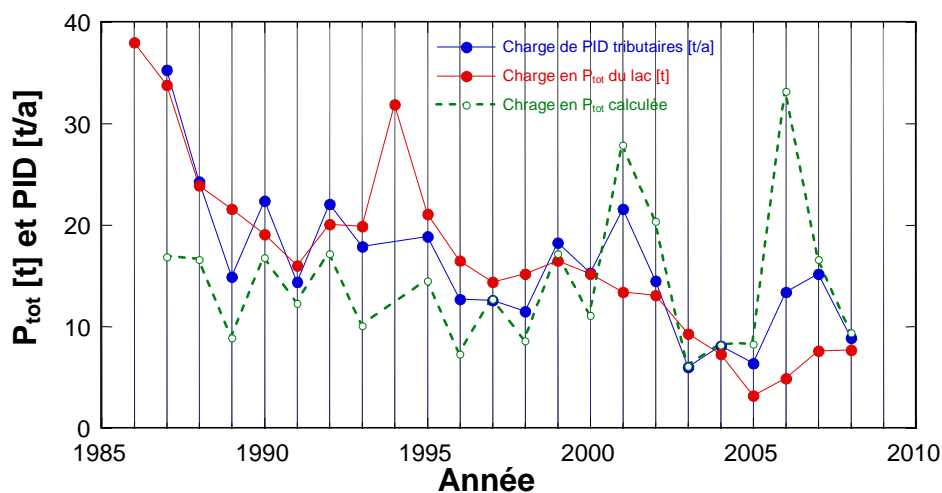
**Tableau 8 :**

*Équilibre du phosphore dans le lac de Morat. TP<sub>mix</sub> et TP<sub>content</sub> sont les valeurs mesurées au moment du brassage de la colonne d'eau (en règle générale entre janvier et mars) et ΔTP indique la différence de P<sub>tot</sub> calculée pour l'ensemble du lac d'une année à l'autre. TP<sub>import</sub>, DIP<sub>import</sub>, et TP<sub>export</sub> sont les résultats de la surveillance mensuelle des affluents et de l'effluent. P<sub>NetSed</sub> désigne la sédimentation nette estimée à partir d'une carotte datée.*

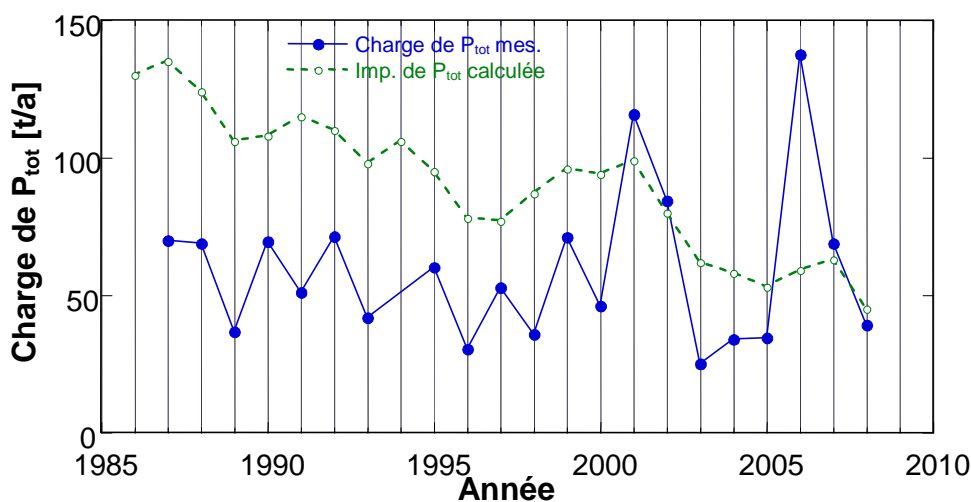
Année	TP <sub>mix</sub> µgP/l	TP <sub>cont</sub> t	DIP <sub>cont</sub> t	ΔTP t	TP <sub>import</sub> t/a	DIP <sub>import</sub> t/a	TP <sub>export</sub> t/a	P <sub>NetSed</sub> t/a
	(données de surveillance du lac)				(données de surveillance des afflu..)		(carotte séd.)	
1986	103,0	54,9					26,5	104,0
1987	70,8	37,8	29,2	-17,2	70,0	35,3	36,9	98,6
1988	547	29,2	219	-8,6	68,9	24,3	30,9	93,2
1989	54,5	291	20,5	-0,1	36,8	14,9	12,8	93,2
1990	34,8	18,5	12,3	-10,5	69,6	22,4	17,5	90,5
1991	361	19,2	12,1	0,7	51,1	14,4	19,9	95,5
1992	39,8	21,2	11,6	2,0	71,4	22,1	18,1	91,5
1993	51,3	27,4	22,5	6,1	41,9	17,9	11,7	86,7
1994	60,6	32,3	15,0	4,9			23,5	82,4
1995	58,4	31,1	16,0	-1,2	60,2	18,9	21,0	74,1
1996	42,5	22,7	135	-8,5	30,4	12,7	8,2	69,7
1997	32,0	17,1	8,3	-5,6	52,8	12,6	5,4	71,4
1998	42,3	22,6	7,8	5,5	35,8	11,5	9,5	77,7
1999	43,8	23,4	7,3	0,8	71,2	18,3	17,7	78,6
2000	39,4	21,0	11,2	-2,4	46,1	15,3	13,3	80,4
2001	42,9	22,9	5,9	1,9	115,8	21,6	23,8	74,8
2002	40,0	21,3	13,0	-1,6	84,4	14,5	11,1	68,8
2003	25,4	13,5	12,1	-7,8	25,1	6,0	5,3	56,4
2004	23,9	12,8	6,4	-0,8	34,0	8,1	3,3	54,9
2005	7,3	3,9	2,4	-8,9	34,5	6,4	2,6	50,3
2006	11,0	5,8	2,6	1,9	137,6	13,4	7,7	50,8
2007	16,5	8,8	6,5	3,0	68,9	15,2	15,7	46,9
2008	20,9	11,1	2,1	2,3	39,2	8,9	4,5	40,8
Moy. 86-95	56,4	30,1	17,9	-2,7	58,7	21,3	21,9	91,0
Moy. 96-08	29,8	15,9	7,6	-1,6	59,7	12,7	9,9	63,2

Les charges indiquées pour les importations par les affluents correspondent aux données de surveillance, mais elles peuvent aussi être calculées à partir de la sédimentation nette et des exportations (figure 19). Les écarts sont toutefois importants : la charge évaluée est environ deux fois plus élevée que la valeur mesurée. Cela pourrait être dû au fait que l'apport par les affluents est

généralement sous-estimé en raison de l'augmentation de la relation CQ (les concentrations augmentent parallèlement à la hausse du débit hydraulique, ce qui entraîne des charges surproportionnelles les jours de pluie). Selon nos calculs, ce phénomène peut se traduire certaines années, par un écart pouvant atteindre 1,5. Il est aussi possible que la sédimentation nette ait été surestimée en prenant en compte une trop haute teneur en P sédimentaire. Des teneurs en P élevées dans les sédiments secs du lac de Morat ont toutefois été confirmées par des mesures effectuées antérieurement par le Service de l'environnement du canton de Fribourg (SEn, 2007), qui ont donné des valeurs semblables, voire supérieures. Nous pensons qu'une évaluation critique des données concernant les affluents et des calculs de charge effectués sur la base d'une relation CQ en se fondant sur les données de débit hydraulique quasi continu recueillies par l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) permettrait d'améliorer la précision. La contribution des précipitations et des retombées sèches est de l'ordre de 1,5 tP/a, ce qui est négligeable pour l'établissement du bilan du phosphore.



**Figure 18 :** Charges annuelles de PID importées par les affluents en t/a (bleu), teneur annuelle moyenne de  $P_{tot}$  du lac en t (rouge) et concentration de  $P_{tot}$  du lac calculée à partir de l'apport en  $P_{tot}$  selon l'équation 8 (vert).



**Figure 19 :** Charges annuelles de  $P_{tot}$  mesurées dans les affluents (bleu) et calculées en additionnant la sédimentation nette et la charge exportée (vert)

Il est possible de conclure sans équivoque qu'aucun de ces trois différents ensembles de données – surveillance des affluents, surveillance du lac et analyse de la carotte sédimentaire – que l'apport de P a diminué d'environ 40% entre 1986 – 1995 et entre 1996 – 2008. Le développement dans le temps de cette amélioration est toutefois difficile à estimer, vu l'importante variation naturelle. Eu égard au court temps de charge hydraulique – 1,6 an seulement –, le lac réagit très vite aux changements de charges et les concentrations de PID et de  $P_{\text{tot}}$  dépendent fortement de la quantité et de l'intensité des précipitations dans le bassin versant. Les concentrations annuelles moyennes de PID dans les affluents (figure 16) suggèrent que les principaux changements sont intervenus à la fin des années 80 et au début des années 90, mais que les concentrations sont restées quasiment stables depuis 1995. Ces résultats concordent avec l'observation selon laquelle la consommation d' $O_2$  n'a pas changé depuis que les données de surveillance sont recueillies au moyen d'une sonde (2002) et probablement depuis 1999 au moins (figure 10). La sédimentation nette (figure 11b) montre cependant une baisse continue depuis le pic de 1984, avec une hausse temporaire de 1996 à 2000. Après un pic passager en 1994, les concentrations de  $P_{\text{tot}}$  dans le lac ont diminué et atteint des valeurs très faibles en 2005 (figure 9a), puis augmenté à nouveau légèrement depuis lors.

## 6 Conclusions et suggestions

Les flux de phosphore dans le lac de Morat ont pu être réduits d'environ 40% entre 1986 – 1995 et 1996 – 2008. Ce constat est confirmé par la surveillance des tributaires et du lac, mais aussi par l'analyse des carottes sédimentaires. Durant ces mêmes périodes, la consommation d'oxygène dans les masses d'eaux les plus profondes pendant la saison de stratification est restée constante.

Vu la bathymétrie particulière du lac (avec un haut-fond orienté sud-ouest-est culminant à 21 m au-dessus du fond), la profondeur moyenne n'est que de 23,3 m, ce qui laisse un volume relativement faible pour l'hypolimnion en dessous de 10 m, où se trouve le réservoir d'oxygène pour la décomposition de la matière organique. Celui-ci est totalement réoxygéné par environ 4,3 kt d'O<sub>2</sub> chaque hiver. L'oxygène est utilisé pendant la période de stratification estivale pour la minéralisation de la matière organique fraîche, mais aussi pour l'oxydation des substances réduites produites dans les parties anoxiques des sédiments.

Nous fondant sur la concentration moyenne de P<sub>tot</sub>, nous estimons que la quantité d'oxygène consommée pour la minéralisation de la matière organique est d'environ 2,0 kt/a. Les mesures des composés réduits relargués par l'eau interstitielle du sédiment (principalement du méthane) donnent un équivalent oxygène d'au moins 1,3 kt/a. Bien que ces estimations soient entachées d'incertitudes très importantes, ces deux processus expliquent relativement bien la quantité annuelle d'O<sub>2</sub> consommée dans l'hypolimnion, qui est de 3,5 kt/a. Pour conserver une concentration moyenne dans les eaux hypolimniques de 4 mgO<sub>2</sub>/l, la consommation d'O<sub>2</sub> ne devrait pas y dépasser 2,9 kt. Même dans ce cas, l'O<sub>2</sub> présent dans les eaux profondes tomberait en dessous de 4 mg/l, parce que l'hypolimnion est aussi stratifié, ne serait-ce que légèrement, et que l'O<sub>2</sub> n'y est pas distribué de manière homogène.

Sur la base du rapport de production classique de 106 équivalents de carbone organique pour 1 équivalent P, la charge tolérable de P calculée à partir de la consommation maximale tolérée d'oxygène de 2,9 kt se monte à 20 t/a. Des publications récentes recommandent cependant d'appliquer le rapport de 166 : 1, plus réaliste, pour le plancton d'eau douce (Sternier et al., 2008), ce qui abaisse la charge tolérable de P à environ 11 t. Cette limite est toutefois facilement dépassée, car avec sa superficie de quelque 700 km<sup>2</sup>, le bassin versant du lac de Morat est vaste, comparé à celui d'autres lacs.

L'estimation de la charge cible de P affiche une incertitude relativement élevée due à plusieurs raisons. Premièrement, l'estimation de l'apport critique de P – 11 t/a – est basée sur l'hypothèse d'un rapport constant de biomasse produite par phosphore disponible. Toutefois, si le phosphore est le facteur limitant de la croissance des algues et si les concentrations de P diminuent, la communauté d'algues fait un usage plus efficace de P. Deuxièmement, la consommation d'oxygène par la surface sédimentaire est restreinte par le volume maximal d'O<sub>2</sub> pouvant être fourni par les eaux à travers l'interface eau-sédiment. De ce fait, au-delà d'un certain seuil, la consommation d'oxygène est presque indépendante de la quantité de matière organique accumulée par les sédiments. Troisièmement, l'apport de P biodisponible est peut-être sous-estimé, parce qu'une proportion non négligeable du P particulaire, dont le comportement est biologiquement inerte dans bien des lacs étudiés, peut devenir biodisponible dans le lac de Morat. Quatrièmement, le relargage de substances

réduites par les sédiments (en particulier du méthane et de l'ammonium) contribue au déficit d'oxygène. Pour le lac de Morat, l'analyse des carottes sédimentaires permet d'évaluer cette contribution à environ 40%. Nous fondant sur une comparaison avec d'autres lacs ayant des sédiments riches en matière organique, nous estimons que la consommation d'O<sub>2</sub> est due pour 60 à 80% au matériel déposé ces dix dernières années. Selon les observations recueillies, le relargage de substances réduites par les sédiments a déjà diminué au cours des dernières décennies et tout porte à croire que cette tendance va perdurer, mais cela ne sera probablement pas encore suffisant pour atteindre la concentration cible d'O<sub>2</sub> de 4 mg/l. Il faudra pour cela réduire plus encore les apports de PID en provenance du bassin versant.

La part d'oxygène consommée pour la minéralisation de la matière organique (2,0 kt/a) peut être influencée assez rapidement, car le temps de résidence du phosphore n'est que de quelques mois. Cela étant, les mesures prises pour réduire la charge importée de phosphore biodisponible sont le moyen le plus efficace permettant de diminuer la consommation d'O<sub>2</sub> dans le lac. La baisse de cette dernière et de la charge de P importée dans le lac n'est cependant pas linéaire. En effet, la composition du seston change selon la quantité de nutriments disponibles : plus il y a de P, plus il est utilisé, mais les rapports C : P peuvent atteindre 258 : 1 dès lors qu'il se raréfie. Étant donné l'absence de données de sédimentation (trappe à sédiment), nous ne pouvons pas traiter cette question en détail pour le lac de Morat. Il n'est cependant pas exclu qu'il connaisse actuellement une période où l'assimilation de P biodisponible soit plus faible alors que la production de matière organique reste apparemment inchangée.

Nous recommandons de cibler les efforts en vue du rétablissement du lac sur les sources de P dans le bassin versant. C'est là en effet que peuvent être prises les mesures les plus efficaces, durables et prometteuses, et ce pour les raisons suivantes :

- Les charges et les concentrations de P dans le lac montrent des tendances à la baisse et il faut veiller à ce qu'elles ne s'inversent pas (p. ex. par un usage accru de pastilles contenant des phosphates dans les lave-vaisselle ou une intensification de pratiques agricoles inappropriées).
- Le temps de résidence des eaux dans le lac étant court, il réagit rapidement aux changements qui interviennent dans le bassin versant, si bien que les variations – positives ou négatives – peuvent être observées en l'espace de deux à trois ans.
- Les conséquences liées à la matière organique réduite enfouie dans les sédiments depuis la période d'eutrophisation qu'a connue le lac sont perceptibles pendant environ dix ans. À l'heure actuelle, elle consomme quelque 40% de l'O<sub>2</sub> hypolimnique, mais les effets sont en train de diminuer. La remobilisation de P par les sédiments a fortement réagi à la teneur en O<sub>2</sub> du fond du lac et semble avoir cessé depuis 1999. Les signes d'amélioration sont clairs et poursuivre sans relâche les efforts dans le bassin versant est à nos yeux la meilleure solution.

Nous suggérons également :

- D'améliorer les estimations des charges importées par les affluents en établissant une relation CQ avec des paires de données mesurées pour le débit hydraulique et les concentrations de

PID et, plus spécialement, de  $P_{\text{tot}}$ , comme illustré chez Moosmann et al. (2005). Il conviendrait de s'appuyer sur des données du débit à haute résolution et d'inclure les charges de P élevées survenant en période de crues. Les résultats obtenus seraient nettement plus précis que ceux des mesures effectuées à intervalles périodiques.

- D'évaluer d'un œil critique les valeurs d' $O_2$  mesurées avant 1999 par titration selon la méthode de Winkler.
- D'étudier attentivement et d'améliorer la qualité des mesures de PID et de  $P_{\text{tot}}$  relevées dans le cadre de la surveillance du lac.

## 7 Bibliographie

Bryant, L.D., C. Lorrai, D.F. McGinnis, A. Brand, A. Wüest et J.C. Little. Variable sediment oxygen uptake in response to dynamic forcing. Submitted to *Limnol. Oceanogr.*

OFEFP. L'état des lacs en Suisse. Cahier de l'environnement n° 237. Édité par l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage OFEFP. Berne, 1994.

Charlton, M.N., J.E. Milne, W.G. Booth et F. Chiocchio. Lake Erie offshore in 1990 : restoration and resilience in the central basin. *J. Great Lakes Res.* 19 : 291-309 (1993).

Eawag 1960. Der Murtensee, sein gegenwärtiger chemisch-biologischer Zustand, die Herkunft der eutrophierenden Stoffe, Seesanieung, Schutz vor Verunreinigung. Gesamtbericht 1954/55 im Auftrag der Gemeinde Murten.

Eawag 2006. Evaluation der Oekomassnahmen. Gewässer und Pestizide. Konzept- und Ergebnisbericht. Dübendorf.

Epping E.H.G. et W. Helder. Oxygen budgets calculated from in situ oxygen microprofiles for Northern Adriatic sediments. *Cont. Shelf Res.* 17(14), 1737–1764 (1997).

Fricker H.. OECD Eutrophication Program. Regional Project 'Alpine Lakes'. OFEFP, Berne, p. 234.

Gantzer, P.A., L.D. Bryant et J.C. Little. Effect of hypolimnetic oxygenation on oxygen depletion rates in two water-supply reservoirs. *Water Res.* 43, 1700-1710 (2009).

Gächter R. et J.S. Meyer. Mechanisms controlling fluxes of nutrients across the sediment-water interface in a eutrophic lake. In : *Sediments : chemistry and toxicity of in-place pollutants*, ed. by R. Baudo, J. Giesy and H. Muntau, Lewis publishers, chapitre 5, pp. 131-162, 1990.

Gächter R. et B. Müller. Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. *Limnol. Oceanogr.* 48(2), 929-933 (2003).

GSM : German standard methods for the examination of water, wastewater and sludge (en allemand); Wiley-VCH, Weinheim 2002.

Guildford, S.J. et R.E. Hecky. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans : Is there a common relationship ? *Limnol. Oceanogr.* 45/6, 1213-1223 (2000).

Larsen, D.P., D.W. Schults et K.W. Malueg. Summer internal phosphorus supplies in Shagawa Lake, Minnesota. *Limnol. Oceanogr.* 26 : 740-753 (1981).

Märki M., B. Wehrli, C. Dinkel et B. Müller. The influence of tortuosity on molecular diffusion in freshwater sediments of high porosity. *Geochim. Cosmochim. Acta* 68/7, 1519-1528 (2004).

Matthews, D.A. et S.W. Effler. Assessment of long-term trends in the oxygen resources of a recovering urban lake, Onondaga Lake, New York. *Lake and Reservoir Management* 22 : 19-32 (2006a).

Matthews, D.A. et S.W. Effler. Long-term changes in the areal hypolimnetic oxygen deficit (AHOD) of Onondaga Lake : Evidence of sediment feedback. *Limnol. Oceanogr.* 51 : 702-714 (2006b).

Matzinger A., B. Müller, M. Schmid, J. Little, R. Stierli, A. Zwysig et A. Wüest. Zirkulationsunterstützung im Türlensee und Pfäffikersee. Empfehlungen für zukünftigen Betrieb und Messprogramm. Gutachten zuhanden AWEL Zürich, 2008.

Matzinger A., B. Müller, P. Niederhauser, M. Schmid et A. Wüest Hypolimnetic oxygen consumption by sediment-based reduced substances in former eutrophic lakes. Submitted to *Limnol. Oceanogr.*

Moosmann L., D.F. McGinnis et A. Wüest. Erhöhte Sauerstoffzehrung im Sommer 2001 im Hallwilersee – Ursachen und Handlungsmöglichkeiten. Expert Report to the hands of Abteilung für Umwelt des Baudepartements des Kantons Aargau. Eawag 2002. [http://library.eawag.ch/eawag-publications/pdf/reports/eawag\\_report\\_2002\\_003.pdf](http://library.eawag.ch/eawag-publications/pdf/reports/eawag_report_2002_003.pdf)

Moosmann L., B. Müller, R. Gächter et A. Wüest. Trend-oriented sampling strategy and estimation of soluble reactive phosphorus loads in streams. *Water Resources Res.* 41, W01020, doi :10.1029/2004WR003539, 2005.

Moosmann L., R. Gächter, B. Müller et A. Wüest. Is phosphorus retention in autochthonous lake sediments controlled by oxygen or phosphorus ? *Limnol. Oceanogr.* 51/1 (part 2), 763-771 (2006).

Müller B., Y. Wang, M. Dittrich et B. Wehrli. Influence of organic carbon decomposition on calcite dissolution in surficial sediments of a freshwater lake. *Water Res.* 37, 4524-4532 (2003).

Müller B., Y. Wang et B. Wehrli. Cycling of calcite in hard water lakes of different trophic states. *Limnol. Oceanogr.* 51(4), 1678-1688 (2006).

Müller B. Biolandbau – eine Lösung für das Phosphorproblem der Mittellandseen ? *Kommunalmagazin* Nr. 10, 27-30, Okt. 2002.

Pacini N. et R. Gächter. Speciation of riverine particulate phosphorus during rain events. *Biogeochem.* 47, 87-109, 1999.

Stabel H.H. Mechanisms controlling the sedimentation sequences of various elements in prealpine lakes. In : *Chemical processes in lakes*, chapter 7. Ed. by Werner Stumm, John Wiley and Sons, New York 1985. (figure 7.7 p. 153).

Sternner, R.W., T. Andersen, J.J. Elser, D.O. Hessen, J.M. Hood, E. McCauley et J. Urabe. Scale-dependent carbon : nitrogen : phosphorus seston stoichiometry in marine and freshwaters. *Limnol. Oceanogr.* 53/3, 1169-1180 (2008).

Stumm W. et J.J. Morgan. *Aquatic chemistry*, Wiley Interscience, 3<sup>rd</sup> ed. 1996.

Uwe 2005a. Sanierung des Sempachersees. Auswertung der Zufluss-Untersuchungen 1998 bis 2003. *Umwelt und Energie (uwe)* Kanton Luzern. Januar 2005.

Uwe 2005b. Sanierung des Baldeggersees. Auswertung der Zufluss-Untersuchungen 2000 bis 2004. *Umwelt und Energie (uwe)* Kanton Luzern. Dezember 2005.

Vollenweider R.A.. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. *OECD Report* 68, 27, Paris 1968, 159 p.

Wehrli B. et A. Wüest. Zehn Jahre Seenbelüftung : Erfahrungen und Optionen. Schriftenreihe der Eawag Nr. 9, 1996.

## **8 Remerciements**

Nous tenons à remercier Ruth Stierli, qui a effectué les analyses d'anions, de cations et de nutriments, David Kistler pour les mesures de Fe et Mn par ICP-MS, ainsi que Jürg Beer et Marian Fajak pour les déterminations de  $^{137}\text{Cs}$  et  $^{210}\text{Pb}$ . Notre reconnaissance s'adresse aussi à Karolin Richter, qui s'est chargée de calculer les teneurs en oxygène à partir des profils CTD, ainsi qu'à Brigitte Lods-Crozet et Elise Folly, qui nous ont prêté main forte sur le terrain lors du prélèvement des carottes sédimentaires. Un grand merci également à Alfred Wüest, qui a pris le temps de relire ce rapport.



