



Bilan de santé du lac de Morat – Etat 2009 - 2011

Amélioration de la qualité biologique

Introduction

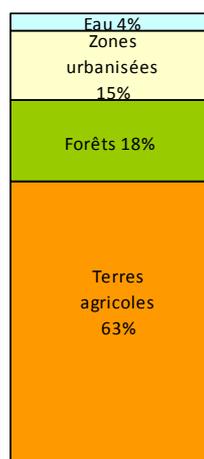
La surveillance de la qualité des eaux du lac est en place depuis les années 1980. Les éléments marqueurs d'eutrophisation comme le phosphore total, l'oxygène dissous dans les couches profondes, la biomasse du plancton végétal ainsi que la concentration en chlorophylle-a, font l'objet d'un monitoring régulier et annuel. Ils sont suivis plusieurs fois par année le long d'un profil vertical dans la partie la plus profonde du lac par le Service de l'Environnement du canton de Fribourg (www.les3lacs.ch).

Pour la faune des sédiments (ou zoobenthos), un réseau de points est suivi depuis le début des années 1980 (Lang 2000) par le canton de Vaud, selon un pas de temps variable (1 à 6 ans).

Carte d'identité du lac

Altitude	429 m
Surface	22.80 km ²
Profondeur max.	45 m
Profondeur moy.	23 m
Volume	0.53 km ³
Débit moyen entrant	10.8 m ³ /s

Occupation du sol du bassin versant



Caractéristiques et fonctionnement du lac

Le lac de Morat faisait partie jusqu'il y a environ 150 ans de l'ancien grand marais du Seeland. D'origine glaciaire, la cuvette lacustre est creusée dans la molasse et les dépôts quaternaires. La géomorphologie résultante a induit un volume faible de l'hypolimnion (couche thermique la plus profonde d'un lac à température froide et peu variable) par rapport au volume total. Cette caractéristique crée la formation annuelle d'un faible réservoir d'oxygène.

L'intensification des activités agricoles dans ce grand bassin versant date du XVII^e siècle et s'est prolongée suite aux deux corrections des eaux du Jura (1868-1973), d'où une eutrophisation très ancienne du lac.

Ces facteurs plutôt négatifs pour un bon fonctionnement du lac sont en partie contrebalancés par deux autres phénomènes : un temps de séjour moyen des eaux très court estimé à 1.6 ans et un brassage complet des eaux, donc une réoxygénation de la masse d'eau chaque année en janvier.

Méthodologie

Emplacement des stations de prélèvements

En 1994 et 2004, 42 stations sont réparties tous les 500 m sur l'ensemble du lac dans la zone profonde (25 à 45 m).

En 2009, 2 transects A et B sont dirigés depuis les 2 points les plus profonds du lac en direction de la rive nord-ouest avec pour chacun 3 stations (prof. maximum, prof. moyenne, sublittoral).

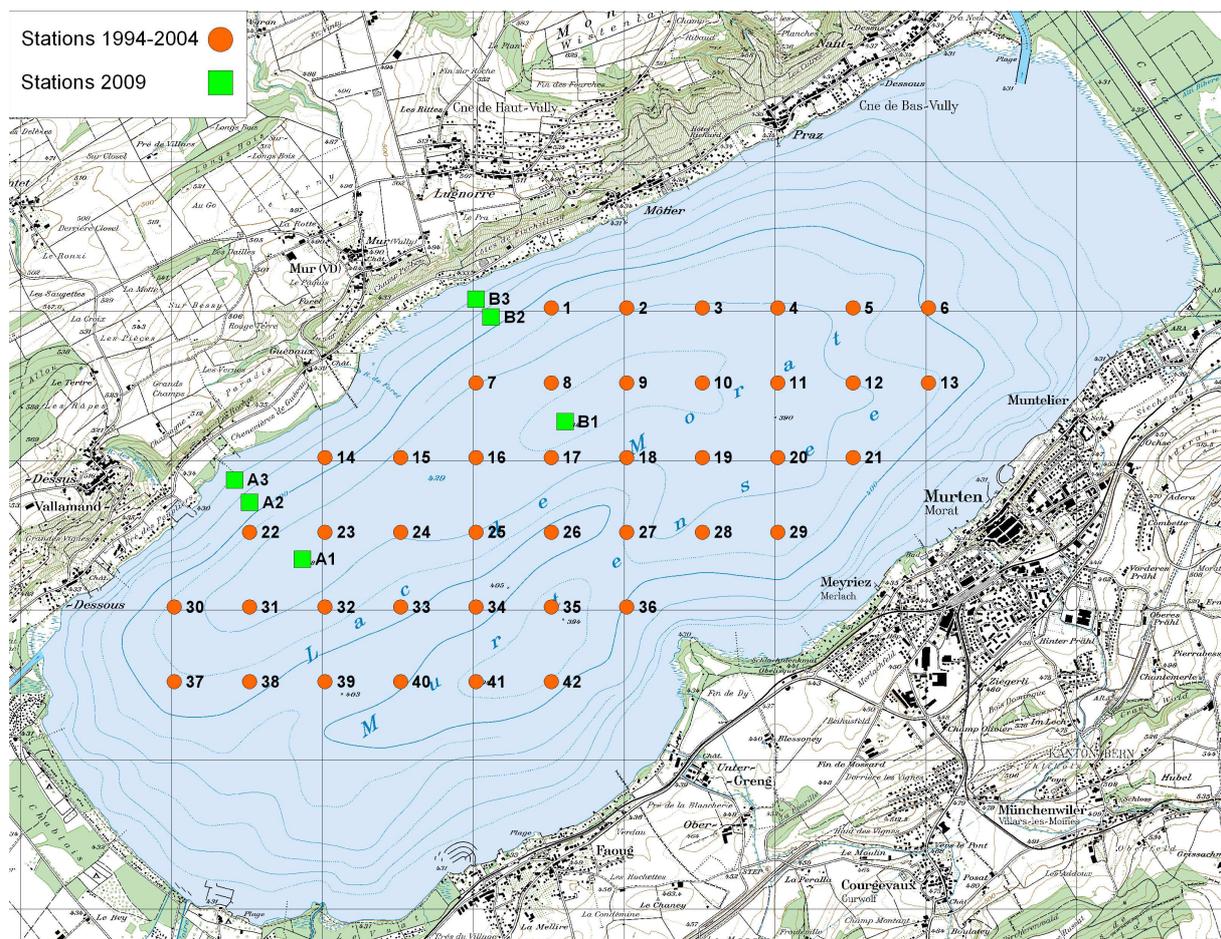


Figure 1 – Emplacement des stations de mesure physico-chimiques et planctoniques (B1) et des stations de prélèvements du zoobenthos entre 1994 et 2009 (grille XY : 1 km). ©Swisstopo

Faune du fond étudiée – Dans la zone sub-littorale et profonde, le fond des lacs est recouvert de sédiments fins (vase) dans lesquels vivent principalement des vers, des larves d'insectes (chironomidés) et mollusques bivalves qui sont utilisés comme indicateurs de qualité du milieu. La qualité biologique se base sur la présence, la diversité, la polluo-sensibilité et l'abondance de ces macroinvertébrés

benthiques (vivant sur le fond). Cette faune est capable d'intégrer au cours du temps les fluctuations hydrologiques, physico-chimiques et biologiques. Son étude donne ainsi des indications sur la qualité des sédiments et la capacité du lac à minéraliser la matière organique.

Prélèvements de la faune et analyses – Les sédiments ont été récoltés à l'aide de tubes carottiers (surface - 16 cm²) jusqu'en 2004 puis à l'aide d'une benne de type Ekman (surface - 225 cm²). Les invertébrés sont séparés du sédiment par tamisage (vide de maille 0.2 mm jusqu'en 2004, puis 0.315 mm). Ils sont ensuite identifiés sous le microscope, puis comptés afin de déterminer le nombre d'individus de chaque espèce.

Evolution du phosphore total, de la biomasse du phytoplancton et de l'oxygène dissous en profondeur

Le lac de Morat a subi une eutrophisation très précoce et connue depuis le début du XIXe siècle par l'observation saisonnière d'algues planctoniques (*Planktothrix rubescens*) appelées aussi « sang de Bourguignons » capables de colorer l'eau en rouge (première observation en 1825). Après une période de forte eutrophisation dans les années 1960-70 et suite à divers travaux d'assainissement (STEP, interdiction des phosphates dans les lessives, réduction engrais agricoles, etc...), le lac voit sa teneur en **phosphore** diminuer drastiquement d'environ 40% depuis 1986 et tendre vers des valeurs de bonne qualité (Figure 2). Son état trophique, basé sur le phosphore total, correspond à un état méso-eutrophe.

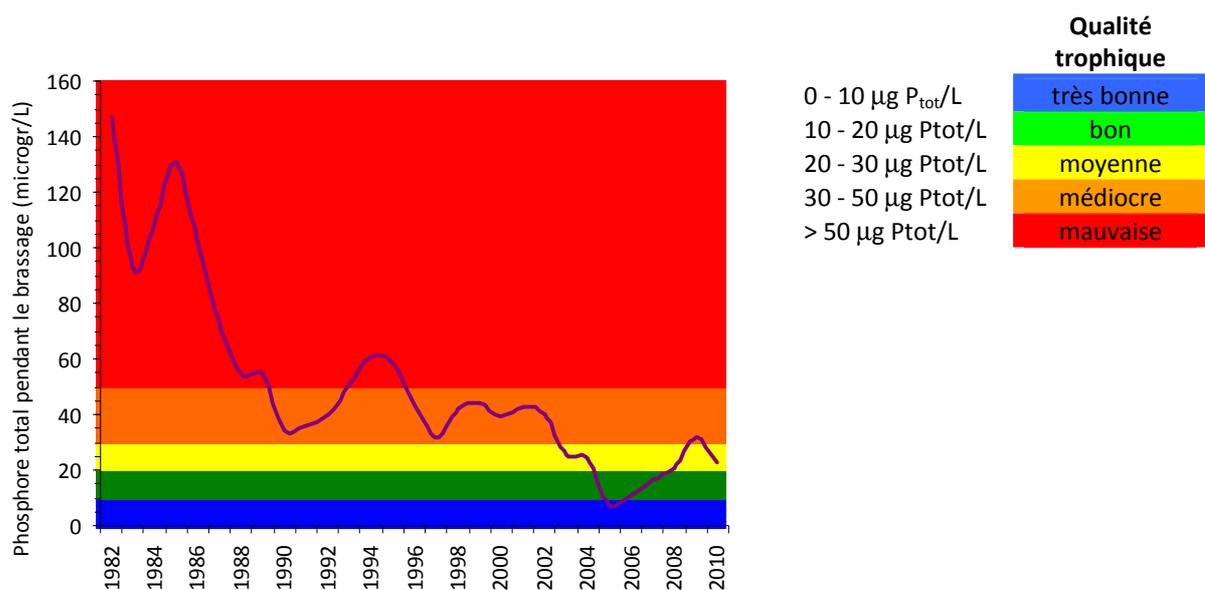


Figure 2 – Evolution des teneurs en phosphore total dans le lac de Morat selon la classification trophique de l'OCDE (1980).

Le suivi du phytoplancton (algues microscopiques de pleine eau) et de la **concentration en chlorophylle-a**, mis en place depuis 1999, montre que le « sang de Bourguignons » a toujours une biomasse abondante dans le lac à certaines périodes de l'année (Guthruf et al. 2009).

On sait d'autre part que le phosphore est un élément clé dans la limitation de la croissance des algues et de la productivité d'un lac. Cependant, la diminution de la concentration a induit des modifications au niveau des communautés d'algues planctoniques. Les communautés actuelles sont capables de vivre avec moins de nutriments et moins de lumière. Ainsi, la zone de production algale s'est étendue en profondeur ce qui permet d'expliquer pourquoi le phytoplancton peut atteindre des biomasses aussi élevées, voir supérieures à celles de l'époque où les éléments nutritifs étaient en abondance (Figure 3).

Ce constat n'est pas propre au lac de Morat mais est établi dans d'autres lacs en voie d'oligotrophisation comme le Léman, les lacs de Neuchâtel et de Bienne par exemple.

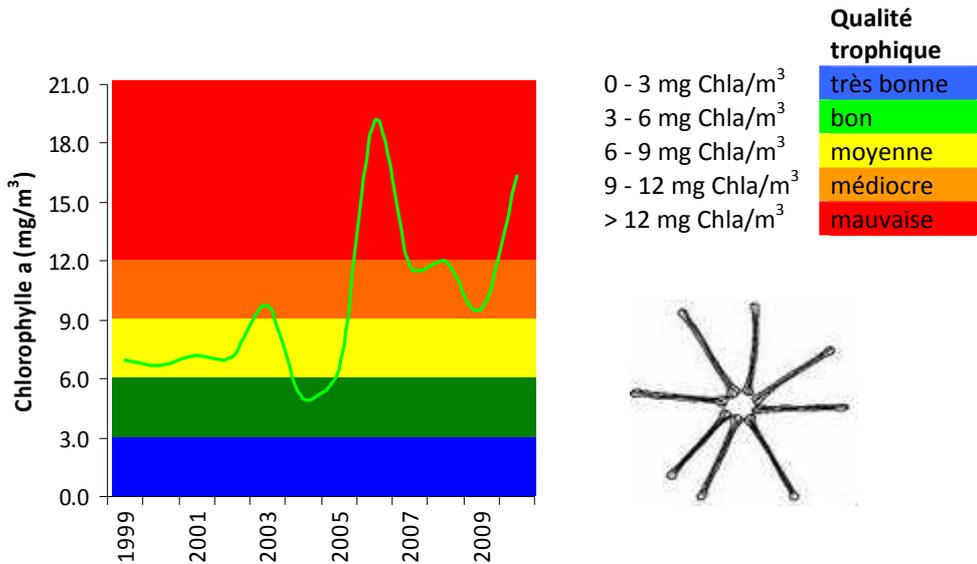


Figure 3 – Evolution de la biomasse phytoplanctonique estimée par la concentration en chlorophylle-a (0 – 15 m) dans le lac de Morat et selon la classification de AWEL-ZH (2006).

La minéralisation de la matière organique fraîche (algues planctoniques en décomposition) utilise l'**oxygène dissous** (O₂) à disposition dans l'hypolimnion, ce qui provoque chaque année, une réduction de sa concentration en-dessous de 4 mg/L (exigence relative à la qualité des eaux – OEaux 1998) pendant la stratification estivale. En plus, dans les couches profondes, le processus d'oxydation des substances produites dans les parties anoxiques (sans oxygène) des sédiments, accroît encore la désoxygénation périodique des eaux de août à novembre entre 15 et 45 m (Müller & Schmid 2009) (Figure 4).

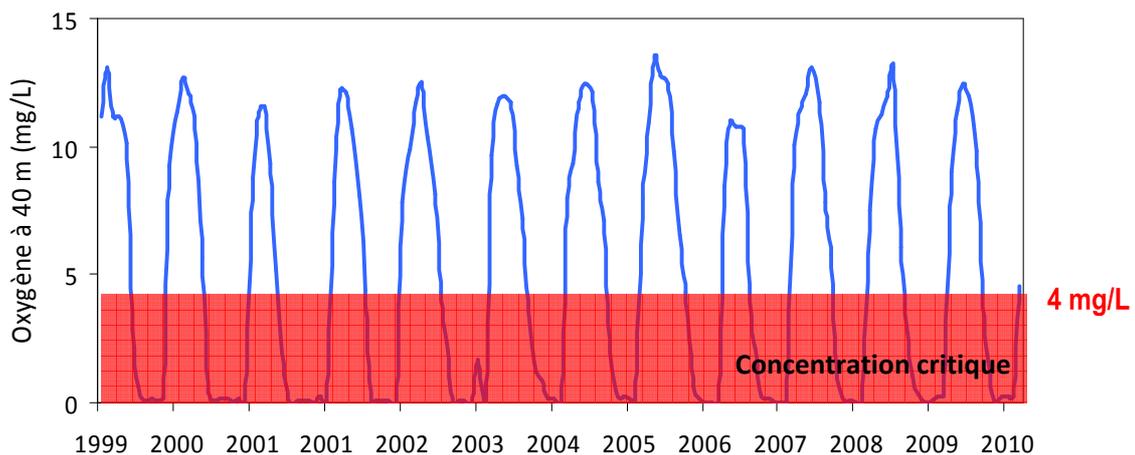


Figure 4 – Evolution des concentrations en oxygène dissous dans les couches profondes du lac de Morat depuis 1986.

Etat 2009 de la faune benthique profonde

La faune benthique profonde des sédiments fins entre 9 et 45 m de profondeur est constituée de 5 espèces de vers oligochètes Tubificidés, de 8 taxons de larves d'insectes chironomides et de mollusques bivalves sphaériidés (Tableau 1). La plupart des oligochètes colonise les sédiments jusqu'aux plus grandes profondeurs malgré les longues périodes récurrentes d'anoxie. Ce sont des espèces très tolérantes à la pollution organique. *Potamothrix moldaviensis*, espèce caractéristique de plus faible profondeur, est rare à 25 m.

Un seul taxon de chironomide (*Procladius* sp.) est capable de coloniser les grandes profondeurs mais reste peu fréquent et très peu abondant. Tous les autres taxons ne dépassent pas la zone de profondeur moyenne, là où les conditions d'oxygénation doivent rester suffisantes à leur survie. Seules des larves résistantes au manque d'oxygène comme celles de *Chironomus* sont fréquentes.

Le même schéma de répartition bathymétrique se retrouve pour les mollusques bivalves, dont la présence à 45 m est très rare.

Tableau 1 : Zoobenthos des sédiments du lac de Morat en 2009, 2004 et 1994 et préférences en fonction de la profondeur; nd: données non disponibles

	2009			2004	1994
	9 - 10	24 - 26	42 - 45	25 - 45	25 - 45
Vers - Oligochètes					
<i>Potamothrix moldaviensis</i>					
<i>Limnodrilus claparedeanus</i>					
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>					
<i>Limnodrilus profundicola</i>					
<i>Limnodrilus</i> sp. (immatures)					
<i>Potamothrix hammoniensis</i>					
<i>Tubifex tubifex</i>					
<i>P. hammoniensis</i> , <i>T. tubifex</i> (immatures)					
Insectes - Chironomides					
<i>Procladius</i> (H.) spp.					
<i>Chironomus commutatus</i>					
<i>Chironomus plumosus</i>					
<i>Cryptochironomus</i> sp.					
<i>Dicrotendipes</i> sp.					
<i>Parachironomus</i> sp.					
<i>Paratendipes</i> sp.					
<i>Polypedilum nubeculosum</i>					
<i>Tanytarsus</i> sp.					
Mollusques - Sphaeriidae					
				nd	nd

La densité des oligochètes atteint des valeurs de $117'926 \pm 13'923$ individus/m² à la profondeur maximum (45 m) du transect A (Figure 5). Sur le transect B, situé à 2 km au nord-est, les densités sont beaucoup faibles ($6'394 \pm 1'223$ individus/m²). Ces différences très marquées montrent l'influence du transport solide par la Broye et la très forte sédimentation organique dans la cuvette profonde. Les densités à la profondeur moyenne (25 m), bien que plus faibles, demeurent élevées, surtout sur le transect A le plus proche de la Broye. Par comparaison, la densité moyenne d'oligochètes dans la zone profonde des lacs de Neuchâtel et du Léman est inférieure à 5'000 individus/m² dans les années 2000. La densité des larves de chironomides (Figure 6) est la plus élevée à 25 m sur le transect A ($3'534 \pm 288$ individus/m²) et diminue d'un facteur 10 dans la zone sublittorale (9 m) et de 100 dans la zone la plus profonde (45 m). L'optimum pour les larves de *Chironomus* (détritivore) et de *Procladius* (prédateur) se

situé dans la zone de profondeur moyenne où les sources de matière organique sont grandes et les conditions d'oxygène dissous suffisantes à leur pérennité.

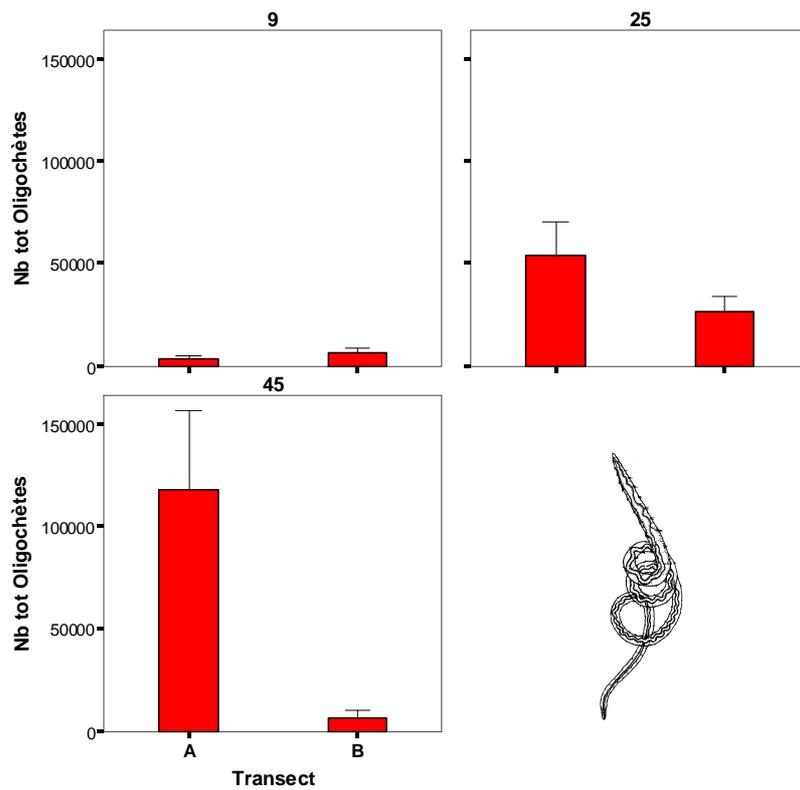


Figure 5 – Densité des vers oligochètes (nb. individus/m²) en 2009 sur les transects A et B à 3 profondeurs (9, 25 et 45 m)

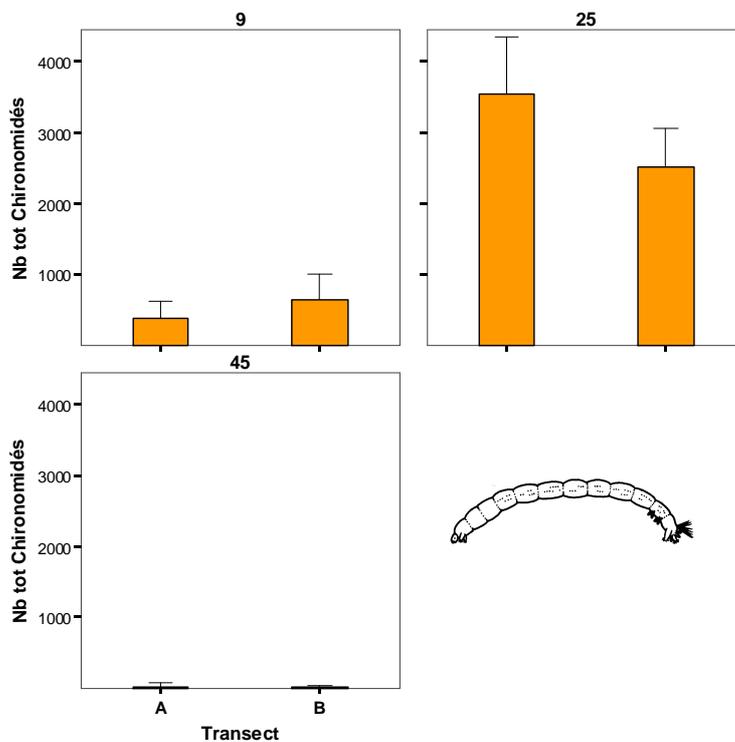


Figure 5 – Densité des larves de chironomides (nb. individus/m²) en 2009 sur les transects A et B à 3 profondeurs (9, 25 et 45 m)

Evolution des communautés benthiques depuis 1994

En 1994 et 2004, la grille d'échantillonnage du zoobenthos a été la même (voir Figure 1). Les taxons prédominants d'oligochètes et de chironomides sont les mêmes qu'en 2009 (Tableau 1). A noter cependant que *Limnodrilus profundicola* présent dans 31% des échantillons en 1994 n'est pas retrouvé en 2004, ni 2009. Une autre espèce *L. hoffmeisteri* le remplace. *Potamothrix moldaviensis* non recensé en 1994 et 2004, était par ailleurs présente en 1984 et 1998, entre 10 et 20 m (Lang 2000).

Les larves de *Chironomus* n'atteignaient déjà pas les plus grandes profondeurs à cette époque (40 m en 1994 et 36 m en 2004).

La densité des vers oligochètes est comparée entre les années 1994, 2004 et 2009 (Figure 7) dans les stations situées entre 25 et 45 m en excluant les stations influencées directement par la Broye (stations 30 et 37 pour les années 1994 et 2004 ; A1 et A2 pour 2009). La diminution d'abondance est très nette et significative en 10 ans (entre 1994 et 2004), puis à la limite de la signification cinq années plus tard. On peut donc considérer que l'amélioration de la qualité des sédiments profonds est tangible, probablement due à une réduction de la quantité de nourriture à disposition pour le zoobenthos.

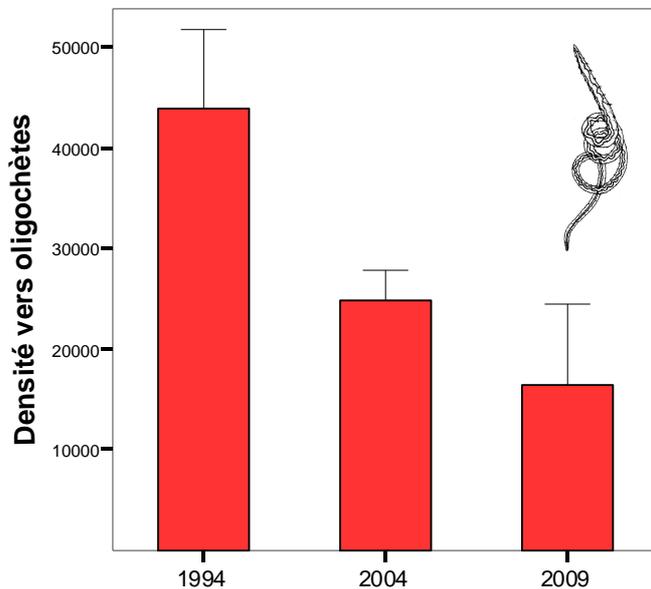


Figure 7 - Densité des vers oligochètes des sédiments entre 25 et 45 m (nb. individus/m²)

Etat 2011 de la végétation aquatique littorale

Un suivi des habitats de la zone littorale a permis de mettre en évidence le retour de plantes aquatiques absentes en 1976 (Lachavanne 1979). La Naïade marine (*Najas marina*) observée en 1998 (données CRSF) et les Characées (*Chara contraria*, *C. denudata*, *Nitellopsis obtusa*)¹ recolonisent les fonds littoraux entre 1 et 3 m de profondeur.



Naïade marine



Characées - photos P. Steinmann

Ces espèces sont caractéristiques de lacs de qualité trophique moyenne (mésotrophe) ou en voie de ré-oligotrophisation. Les espèces de Characées présentes sont les premières à recoloniser le littoral comme cela a été le cas dans le Léman dans les années 1990. Leur présence tout autour du lac est le signe d'une nette amélioration de la qualité de l'eau (transparence accrue, plus faible concentration en phosphore).

¹ Identification des Characées par Dominique Auderset Joye, Laboratoire d'Ecologie et Biologie Aquatique, Université de Genève

BILAN DE SANTE DU LAC DE MORAT

Pour tirer un bilan de l'état de santé du lac, il faut avoir en tête les facteurs négatifs comme le grand bassin versant agricole, l'eutrophisation très ancienne, la géomorphologie du lac ainsi que les facteurs positifs comme le temps de séjour des eaux très court et le brassage des eaux complet de ce lac particulier.

Compte tenu de ces éléments, le lac de Morat est encore malade et sa convalescence sera longue. Malgré la diminution de 40% des flux de phosphore dans le lac ces 30 dernières années, l'élément clé de sa guérison à long terme reste toujours la réduction de la concentration en phosphore interagissant sur la prolifération des algues du plancton. L'objectif principal sera de réduire encore les apports de phosphore dans le bassin versant. Actuellement, la charge moyenne des 10 dernières années a été estimée à 13 tonnes par an. La charge tolérable pour un bon fonctionnement du lac (bonne digestion) devrait être à terme inférieure à 11 tonnes/an (Müller & Schmid 2009). Cette réduction devrait à son tour diminuer à moyen terme la croissance des algues de pleine eau et permettre une oxygénation durable des eaux profondes. Pour atteindre un tel objectif, la mise en place d'indicateurs des teneurs en phosphore pour les cultures, l'élevage, les STEP et les réseaux de canalisation est en cours afin de définir un plan d'action visant à cibler les interventions à engager dans un futur proche.

Enfin, l'observation en 2011, de 4 nouvelles espèces de plantes aquatiques caractéristiques de milieu mésotrophe montre que la réduction des nutriments aussi bien dans l'eau que les sédiments littoraux, a permis leur retour, ce qui est réjouissant.

Indicateur	Evolution de la qualité		Etat 2009-11	Objectifs	Recommandations	Actions
	1976 - 99	2009-10				
Phosphore total	mauvaise	↑ moyenne	23 microgr/L en 2010	Teneur en phosphore total inférieure à 20 microgr/l	Réduction des apports de phosphore dans le BV - suivi d'indicateurs en cours	Plan d'action au niveau agriculture et assainissement en préparation
Plancton végétal (chlorophylle a)	moyenne	↓ médiocre	16.4 en 2010	Diminution biomasse phytoplancton (chl a < 6 microgr/L)		
Oxygène au fond	mauvaise	→ mauvaise	concentration < 4mg/l pendant 6 mois	Concentration toujours supérieure à 4 mg/l		
Faune benthique profonde	mauvaise	↑ médiocre	peu diversifié, pas d'espèces sensibles ; diminution abondance des vers	Faune diversifiée et réapparition espèces sensibles		
Plantes aquatiques	moyenne	↑ bonne	réapparition Characées (2011)	grande diversité floristique; augmentation profondeur colonisation		

Bibliographie

Site internet des 3 LACS (www.les3lacs.ch) pour les données physico-chimiques et biologiques du lac de Morat

Lang C. 2000. Etat trophique du lac de Morat indiqué par le zoobenthos : tendance 1980-1998. Revue suisse de Zoologie 107 : 233-243.

Guthruf K., Maurer V., Pokorni B. & Zeh M. 2009. Le développement du phytoplancton et du zooplancton de crustacés (Brienzersee, Thunersee, Lacs de Morat, de Bienne, de Neuchâtel). Rapport AWA (BE), SEN (FR), SENE (NE), 112 p. Aussi disponible sous :

http://www.die3seen.ch/wp_content/files//2009/04/bve_gsa_qwq_seen_berbro_planktonbericht_2009.pdf

AWEL 2006. site internet du rapport sur la qualité des lacs et des cours du canton de Zürich

http://www.awel.zh.ch/internet/audirektion/awel/de/wasserwirtschaft/gewaesserqualitaet/seen_kenngroessen.html

Müller B. & Schmid M. 2009. Bilans du phosphore et de l'oxygène dans le lac de Morat. Rapport EAWAG pour les cantons de Fribourg (SEN) et de Vaud (SESA), 42 p. + annexes.

Lachavanne JB. 1979. Les macrophytes du lac de Morat. Bulletin de la Société Botanique Suisse 89 : 114-132.

Site internet du CRSF (Centre du Réseau Suisse de Floristique) : <http://www.crsf.ch/>