



# Etat écologique du plan d'eau de Saint-Ferréol, origine de l'eutrophisation et perspectives de restauration



**Alexandre LAMY,**

**Daniel DALGER et Loïc TEN-HAGE**

**Rapport de trois années de suivi – Septembre 2013**

**EcoLab – Université Paul Sabatier, bât.4R1**

**118 rte de Narbonne 31062 Toulouse cedex 9**

Contact : alexandre.lamy1@univ-tlse3.fr

05.61.55.61.71



**EcoLab**  
Laboratoire écologie fonctionnelle  
et environnement



## Glossaire

**Anoxie** : Se dit d'un milieu pauvre en oxygène. En milieu lacustre, la désoxygénation des eaux profondes intervient en été lorsque la dégradation de la matière organique (consommant de l'oxygène) est telle qu'elle aboutit à des voies de dégradation anaérobiques (sans oxygène, notamment par fermentation). Les conséquences directes de l'anoxie sont la libération de méthane et d'hydrogène sulfuré (odeur d'œufs pourris) depuis le sédiment provoquant des odeurs pestilentielles et des risques pour la santé (phénomène observé à Saint-Ferréol en 2011). Les risques indirects sont le développement de bactéries anaérobiques dont certaines peuvent être à l'origine du botulisme en infectant les oies, cygnes et canards qui fouillent la vase pour se nourrir.

**Apports endogène** : Ils constituent tous les apports d'origine interne à l'écosystème considéré. Ils sont représentés essentiellement par la libération de phosphore depuis le sédiment ou lors de la mort des organismes aquatiques.

**Apport exogène** : Ils constituent l'ensemble des apports d'origine externe à l'écosystème, il s'agit essentiellement des apports en éléments nutritifs et en matières particulaires depuis les cours d'eau affluents (pollution d'origine urbaine ou agricole par exemple).

**Azote** : Cet élément nutritif n'est pas aussi limitant pour la croissance des plantes et des algues que le phosphore car les apports sont plus diversifiés. On le retrouve sous différentes formes dans les lacs : l'azote organique et l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) ont pour origine la dégradation des protéines (notamment apportés par les déjections), les nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) sont plutôt rare, des valeurs élevées en nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) indiquent un lessivage important des terrains agricoles.

**Chlorophylle a** : Ce pigment photosynthétique est essentiel à la conversion de l'énergie lumineuse chez le phytoplancton. La mesure de sa concentration dans l'eau est utilisée comme indicateur de la quantité de phytoplancton.

**Cyanobactéries** : Les cyanobactéries, également connues sous le nom d'algues bleues, de cyanophytes ou de cyanophycées, sont des organismes microscopiques photosynthétiques (tirant leur énergie de la lumière) ancestrales que l'on retrouve dans toutes sortes d'habitats (on dit qu'elles sont ubiquistes). La prédominance des cyanobactéries dans les écosystèmes aquatiques est due à leurs caractéristiques physiologiques particulières et à leurs stratégies de développement. Une température élevée, la stagnation des eaux, un rapport azote/phosphore faible et un pH élevé sont autant de conditions favorables à leur développement.

**Cyanotoxines** : Les cyanobactéries posent fréquemment un problème de santé publique car certaines espèces peuvent être toxiques. En effet, les cyanobactéries peuvent produire, dans des conditions particulières, des toxines appelées cyanotoxines. Sur base de leurs effets, les cyanotoxines sont divisées en trois groupes principaux :

- les hépatotoxines (microcystines, nodularines, cylindrospermopsines) agissent sur le foie et peuvent causer une mort lente, jusqu'à 36 heures ou plus après la consommation de l'eau infectée par les toxines de cyanobactéries. Les animaux qui deviennent malades après avoir consommé une

quantité suffisante de ces toxines peuvent manifester de la jaunisse (jaunissement des membranes muqueuses ou du blanc des yeux) et une plus grande sensibilité à la lumière.

- les neurotoxines (anatoxines, saxitoxines) agissent sur le système nerveux et respiratoire. Ces types de toxines peuvent causer des tremblements musculaires, la stupeur, le chancellement, une paralysie rapide, un échec respiratoire et, souvent dans les 30 minutes, la mort. Les corps des animaux qui meurent de ces toxines sont généralement retrouvés près du lac ou de l'étang où ils ont consommé l'eau contaminée par les blooms d'algues nuisibles.

- les dermatotoxines peuvent mener à des irritations de la peau et des yeux et à d'autres réactions allergiques s'apparentant au rhume des foins.

Dans une directive sur la qualité de l'eau potable, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a identifié les cyanobactéries comme étant un des problèmes les plus pressants nécessitant la mise en place de valeurs seuil. L'OMS a donné comme limite 25µg/litre pour la totalité de microcystines dans l'eau de baignade, les microcystines étant les toxines les plus fréquentes et relativement facile à mesurer.

**Diagnose :** Elle consiste à définir un diagnostic de la qualité physico-chimique, biologique et écologique d'un plan d'eau d'après des indicateurs révélant le mode de fonctionnement de l'écosystème lacustre. Elle s'appuie sur l'évaluation du niveau trophique et se base sur l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface et la méthode de diagnose rapide des plans d'eau proposée par le CEMAGREF et l'Agence de l'Eau (J. Barbe, 2003).

**Écosystème :** Un écosystème symbolise les organismes vivants (biocénose) et son milieu (biotope) ainsi que l'ensemble des interactions entre eux. Pour bien comprendre le fonctionnement des écosystèmes aquatiques, il est important de rappeler que celui-ci est le résultat d'interactions complexes entre des facteurs environnementaux multiples tels la géologie, la topographie, la météorologie, la chimie et la biologie. Dans notre cas particulier, les différents compartiments du réservoir (eau, sédiment, organismes vivants...) et leurs interactions constitue l'écosystème lacustre de Saint-Ferréol.

**Efflorescence :** Une efflorescence algale (fleur d'eau, en anglais : algal bloom) est une augmentation relativement rapide de la concentration d'une (ou de quelques) espèce(s) de phytoplancton dans un écosystème aquatique. Cette augmentation de concentration se traduit généralement par une coloration verte en eau douce (à gauche photo du 05/10/2011) puis à un aspect de peinture bleue (très toxique) lorsqu'elle se décompose (à droite photo du 17/09/2012).



**Eutrophisation :** L'eutrophisation des écosystèmes aquatiques est un phénomène naturel de vieillissement des lacs résultant de l'enrichissement des eaux en éléments nutritifs, principalement l'azote et le phosphore. Il en résulte une augmentation de la végétation aquatique. Selon les cas, cette végétation aquatique sera constituée de plantes (les macrophytes) ou d'algues. La dégradation de cette végétation va amener à une accumulation de matière partiellement dégradée qui va épaissir la couche de sédiment. L'activité humaine contribue fortement à accélérer l'eutrophisation des plans d'eau via les rejets et apports de différentes formes d'azotes et de phosphore.

**Macrophyte :** Ce terme désigne l'ensemble des plantes aquatiques visibles à l'œil nu.

**Microcystines :** Elles font parties des cyanotoxines majeures causant la mort et la maladie des animaux (chiens, ruminants, poissons). Leurs effets toxiques peuvent être rapide (jusqu'à 24h dans certains cas) et entraîne la nécrose des cellules du foie aboutissant à une hémorragie interne et ultimement la mort. Il existe également un risque d'initiation de cancer. Il existe une grande famille de microcystines avec une toxicité variable. Les études de toxicité ont montré qu'une dose journalière admissible de 0.04µg/kg/j ne doit pas être dépassé.

**Niveau trophique (ou degré de trophie) :** Depuis le début du siècle dernier, de nombreux travaux scientifiques cherchent à définir des indicateurs permettant la classification des plans d'eau selon leur degré d'enrichissement en éléments nutritifs (transparence de l'eau, teneur en chlorophylle *a*...). De nouveaux indices permettent d'échelonner le niveau trophique de 0 à 100. On passe progressivement d'un stade oligotrophe (peu riche en élément nutritifs) à mésotrophe (modérément riche) puis eutrophe (riche) et enfin hyper-eutrophe (très riche). L'état extrême de l'eutrophisation est la dystrophisation qui se traduit par la mort des organismes vivants du plan d'eau.

**Phosphore :** C'est un élément rare et il est le facteur limitant dans la plupart des écosystèmes continentaux. En milieu naturel, le bassin-versant fournit peu de phosphore. Une partie du phosphore qui se retrouve dans le lac est assimilé par le phytoplancton pour son développement (production primaire) alors que le reste se fixe dans les sédiments. Aussi, en période d'anoxie (manque d'oxygène) de l'eau, le relargage du phosphore peut devenir la principale source de phosphore. On distingue le phosphore sous forme dissoute ( $PO_4^{3-}$ ) du phosphore particulaire (inclus dans la matière organique), on retrouve l'ensemble des formes dans le phosphore total.

**Phytoplancton :** Le plancton est l'ensemble des organismes vivants qui flottent dans les eaux sans pouvoir s'opposer aux courants. On différencie le plancton végétal (phytoplancton) de l'animal (zooplancton). Le phytoplancton est constitué d'organismes généralement microscopiques, leur énergie provient de l'énergie lumineuse par photosynthèse.

**Productivité biologique algale (=production primaire) :** Elle s'effectue grâce principalement à la photosynthèse, elle est réalisée par le premier maillon de la chaîne alimentaire de l'écosystème lacustre. On peut la quantifier en mesurant la production d'oxygène dans la zone lumineuse de la colonne d'eau, elle permet d'identifier l'intensité de l'activité algale.

# Contenu

<b>Glossaire</b> .....	i
<b>Contenu</b> .....	iv
<b>1 Contexte de l'étude</b> .....	1
<b>2 Matériels et méthodes</b> .....	3
<b>2.1 Carte d'identité du réservoir de Saint-Ferréol</b> .....	3
<b>2.2 Collecte des échantillons</b> .....	3
2.2.1 <i>Sur le lac</i> .....	3
2.2.2 <i>Sur les rivières</i> .....	5
<b>3 Résultats</b> .....	6
<b>3.1 Etat des lieux du réservoir</b> .....	6
3.1.1 <i>Etat trophique</i> .....	6
3.1.2 <i>Origine des efflorescences de cyanobactéries</i> .....	10
<b>3.2 Etat des lieux des cours d'eau et identification des apports exogènes en phosphore</b> .....	11
<b>3.3 Les apports endogènes en phosphore</b> .....	12
<b>4 Conclusions et propositions de restauration</b> .....	13
<b>5 Annexes</b> .....	14
<b>Bibliographie</b> .....	24

## 1 Contexte de l'étude.

Le lac de Saint-Ferréol est un réservoir destiné à l'alimentation du Canal du Midi, il est cependant un élément majeur du patrimoine touristique de la région depuis longtemps pour d'autres activités (aspect esthétique, pêche, baignade, bateau).

Des nuisances esthétiques et sanitaires (efflorescences de cyanobactéries) ont abouti à l'interdiction de la pêche à but alimentaire depuis 2009 et celle de la baignade en automne 2011 (photo 1).



Photo 1 – Photos prises le 29/10/2011 sur le parking de la plage (à gauche) et le 16/08/2012 près de la digue côté Encastre (à droite). En 2012, les présences des cyanobactéries et des touristes étaient concomitantes.

Face au devoir d'assurer la bonne qualité des eaux de baignade afin de protéger la santé des usagers et de protéger les investissements publics (notamment le nouveau centre de loisirs) et privés (hôtels, restaurants...) qui sont générateurs de valeurs ajoutées et qui font l'activité économique du bassin de vie de la Communauté de Communes Revel Lauragais Sorèzois (CCLRS), celle-ci a diligenté une étude en partenariat avec l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, dans le but d'expliquer et de remédier aux apparitions massives des cyanobactéries (photo 2).



Photo 2 – Photos prises depuis le barrage côté exutoire le 04/10/2011 (à gauche) et le 05/10/2011 (à droite). Des vacanciers ont été aperçus se baignant au milieu des écumes vertes. La colonisation du plan d'eau était totale en automne 2011 et 2012.

Des analyses phytoplanctoniques préliminaires à cette étude ont été régulièrement effectuées par l'Agence Régionale de la Santé (ARS) de Toulouse pour déterminer les risques vis-à-vis des cyanotoxines. Bien qu'aucun risque sanitaire n'ait été démontré (microcystines LR, RR, YR < 0,5 µg/L), les seuils critiques de risques (100 000 cellules) furent dépassés en novembre 2010. Depuis 2010, les seuils critiques sont dépassés chaque été. Ces symptômes sont les signes d'une tendance à l'eutrophisation accélérée du plan d'eau.

Dans une première phase, le présent projet a été orienté afin de définir l'état trophique et la qualité écologique du plan d'eau dans le but d'apporter les premières explications quant à l'occurrence des cyanobactéries et le risque associé à leurs présences. La qualité des cours d'eau affluents a été suivi depuis l'automne 2009 afin d'identifier les sources potentiellement responsables de la dégradation du milieu. La diagnose écologique du plan d'eau ainsi que la détermination de son état ont été effectuées depuis l'été 2011.

A la vue des résultats apportés par EcoLab au fur et à mesure de l'étude, avec l'accord du comité de pilotage comprenant deux élus (Mr Philippe Leclerc et Mr Alain Verdier) et à la demande de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne (AEAG), l'étude a été réorientée à plusieurs reprises tout en maintenant le suivi de la qualité des eaux du lac et des cours d'eau principaux. Cela a permis dès l'automne 2011 d'engager les premières actions en collaboration avec Voies Navigables de France (VNF).

Ainsi, l'étude a été décomposée en trois phases principales depuis 2011 : 1- établir l'état écologique du réservoir et de son bassin-versant afin de proposer des premières actions ; 2- évaluer le risque de santé publique face aux cyanotoxines et déterminer la qualité chimique du sédiment ; 3- définir l'impact de la pisciculture du Laudot et estimer en laboratoire la capacité du sédiment à libérer le phosphore.

Cette étude a été mandatée et financée par la CCLRS et principalement par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne (AEAG) représentée par Mr Jean-Pierre Rebillard, Guillaume Bourguetou, David Baquié et Jean-Luc Scharffe. La partie de l'étude menée en parallèle (qualité du sédiment et détection des toxines) a été financée à 100% par l'AEAG. Le laboratoire EcoLab UMR 5245 (CNSR/INPT/UPS) a pu compter lors de ce mandat, sur l'aimable collaboration des personnels de VNF, de la Pisciculture du Laudot et des élus des communes avoisinantes.

## 2 Matériels et méthodes

### 2.1 Carte d'identité du réservoir de Saint-Ferréol

**Tab. 1 - Caractéristiques principales du bassin de Saint-Ferréol**

Latitude Nord	43°26'15"	degrés minutes secondes (WGS 84)
Longitude Est	2° 01' 40"	degrés minutes secondes (WGS 84)
Altitude moyenne du plan d'eau	345	m
Superficie ( $A_0$ )	65,7	ha à la côte 347,6 NGF
Superficie du bassin versant naturel (Ad)	1017,1	ha
Superficie du bassin versant naturel (Ad) / Superficie lacustre ( $A_0$ )	15,8	
Volume (V)	6,3	hm <sup>3</sup> à la côte 347,6 NGF
Longueur maximum (l)	1500	m
Largeur maximum (b)	700	m
Périmètre (L)	3967	m
Côte maximale d'exploitation	31,35	m ou 349,5 m NGF
Profondeur maximale (Zmax)	27,6	m
Profondeur moyenne ( $Z=V/A_0$ )	9,6	m
Indice de creux ( $I_c=(1000*Z)*A_0^{-1/2}$ )	11,8	
Temps de séjour moyen ( $\tau_w$ )	407	jours
Indice de développement du périmètre ( $D_L=L/2\sqrt{\pi A_0}$ )	0,44	

Les longueurs, largeurs et côte d'exploitation maximales sont de 1500, 700 et 31,35 mètres (349,5 m) correspondant à un volume de 6,6 millions de m<sup>3</sup> (Tab.1). La côte NGF maximale d'exploitation est en réalité de 348,14 m correspondant à un volume de 5,6 millions de m<sup>3</sup>. Une côte minimale de 24 m est entretenue pour assurer l'activité touristique. La côte moyenne entre 2006 et 2011 est de 27,2 mètres (345,34 m NGF), la surface à la côte moyenne est de 48,5 ha pour un volume de 3,8 millions de m<sup>3</sup>. La carte du système d'alimentation de la Montagne Noire est donnée en annexe 1.

### 2.2 Collecte des échantillons.

#### 2.2.1 Sur le lac.

L'échantillonnage est réalisé depuis juin 2011 (calendrier en annexe 2 et méthodes en annexe 3), les prélèvements d'eau ont été pris sur cinq stations différentes, trois reflétant les concentrations dans la colonne d'eau et deux autres celles de zones de baignade (Fig.1). Les stations 1 et 4 sont situées près des deux affluents principaux du réservoir, la station 3 dans la zone la plus profonde proche du barrage. La station plage représente la zone de baignade autorisée durant les mois de juillet et août tandis que la plage exutoire est une zone interdite de baignade où les touristes se baignent malgré tout. Les échantillons des stations 1 à 4 ont été intégrés sur la profondeur avec une bouteille VAN DORN (photo 3), ceux des plages ont été pris en surface et sub-surface.

Les échantillons de phytoplancton pour les analyses quantitatives ont été collectés par intégration sur la colonne d'eau. Ils ont été comptés en utilisant la méthode de sédimentation d'Utermöhl sous un microscope inversé au grossissement X630 (photos 5 & 6). Au moins 400 individus (cellules, colonies, cœnobes ou filaments) ou 40 champs pour les échantillons à faible concentration ont été comptés pour chaque échantillon (Paxinos 2000). Les échantillons pour l'analyse qualitative ont été collectés avec un filet à

plancton de maille 20  $\mu\text{m}$  (photo 4) à partir du fond jusqu'à la surface et sur toute la longueur du lac. Le phytoplancton a été identifié sous microscope droit à contraste interférentiel (photo 7) et d'après les travaux suivants (non-exhaustifs) : (Huber-Pestalozzi 1938, Bourrelly 1970, Komárek and Anagnostidis 1999, Leitão and Couté 2005).

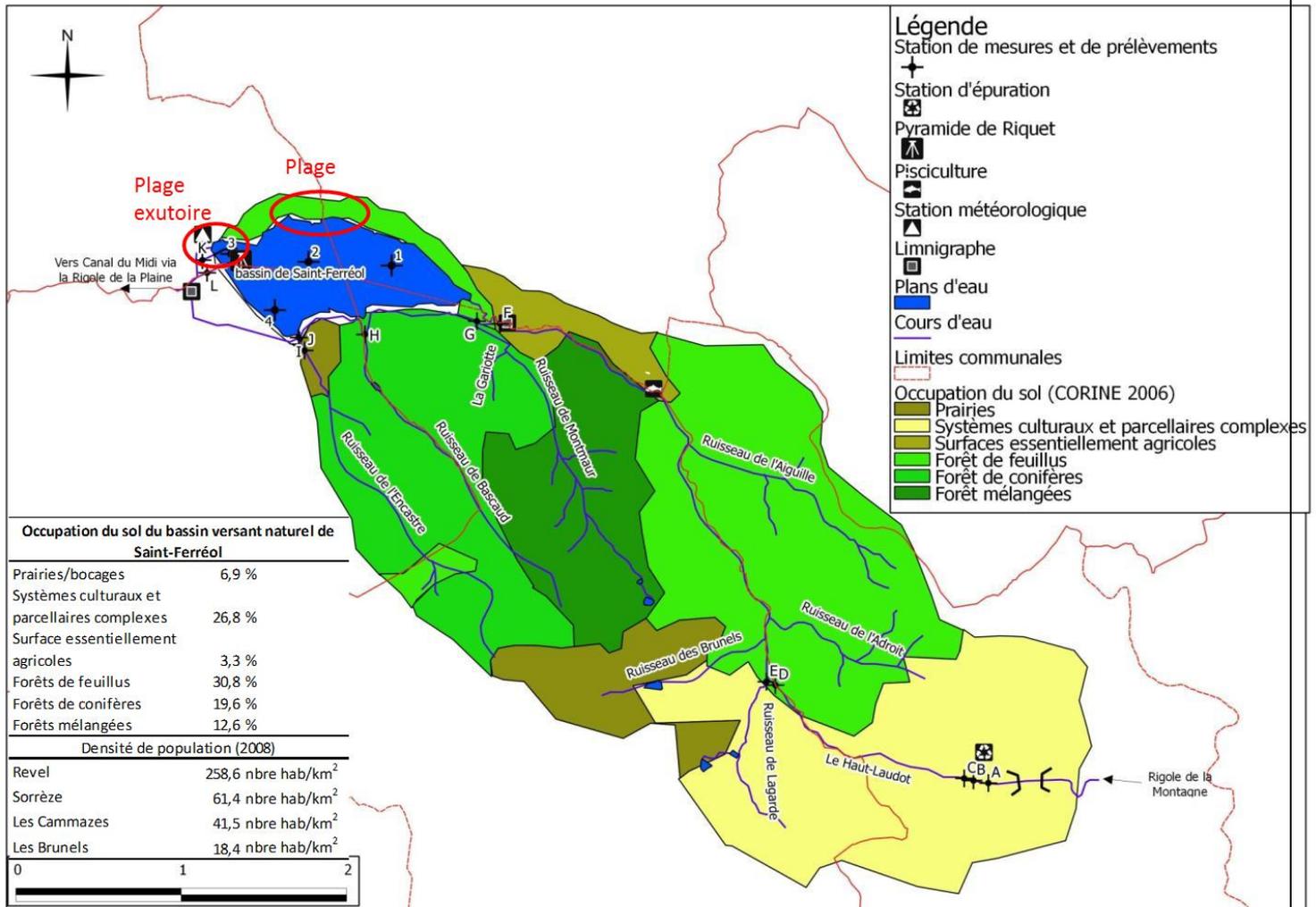


Fig.1 - Carte de l'occupation des sols du bassin versant de Saint-Ferréol. Limites des sous-bassins versant (---). Les zones entourées de rouge représentent la plage exutoire non autorisée à la baignade (la plus à l'ouest) et la zone de baignade surveillée. Les chiffres et les lettres représentent respectivement les stations « lac » et « rivière ». Source des données : BD Carthage IGN©.



Photo 3 - Bouteille de prélèvement d'eau VAN DORN.



Photo 4 - Filet à plancton.



Photo 5 - Microscope inversé.



Photo 6 - Chambres de comptage Utermöhl.



Photo 7 - Microscope droit à contraste interférentiel.

### 2.2.2 Sur les rivières.

Un suivi de la qualité des eaux des rivières et ruisseaux a été entrepris sur les principaux affluents du Haut-Laudot et de la rigole de la ceinture (méthodes en annexe 4). Les points de prélèvements ont été choisis après avoir recherché les sources de pollution possibles. Deux installations humaines connues ont été relevées comme susceptibles d'avoir une influence sur la qualité des eaux (station d'épuration de la commune des Cammazes et la pisciculture du Laudot). Le Lieu-dit de Lagarde (sur la commune des Brunels) possède les seules exploitations agricoles connues sur le sous-bassin versant. Onze points de prélèvement ont fait l'objet d'un suivi régulier (toutes les deux semaines) durant deux ans (de novembre 2009 à novembre 2011). Cinq stations de suivi ont été maintenues depuis, les deux entrées et sorties du réservoir ainsi que la station des Cammazes. L'arrêt des autres stations a été décidé en accord avec la CCLRS et l'Agence après les conclusions données par les précédents rapports.

### 3 Résultats.

#### 3.1 Etat des lieux du réservoir.

##### 3.1.1 Etat trophique.

La qualité des eaux d'un plan d'eau se décline de plusieurs façons, au sens de la Directive Cadre sur l'eau (EC 2000) il correspond à l'expression de la « qualité de la structure et fonctionnement de l'écosystème considéré ». La qualité biologique et chimique se définit également par le niveau trophique. L'**eutrophisation** correspond à « l'enrichissement des eaux en matières nutritives qui entraîne une série de changements symptomatiques tels que l'accroissement de la production d'algues et de macrophytes, la dégradation de la qualité de l'eau et d'autres changements considérés comme indésirables et néfastes aux divers usagers de l'eau » (OCDE 1982). L'eutrophisation est un processus naturel de vieillissement d'un lac qui comprend trois stades : oligotrophe, mésotrophe et eutrophe. L'eutrophisation correspond à un comblement progressif du lac par les sédiments et une augmentation de la productivité biologique jusqu'à un optimum. L'état extrême étant la dystrophisation (Fig.2).

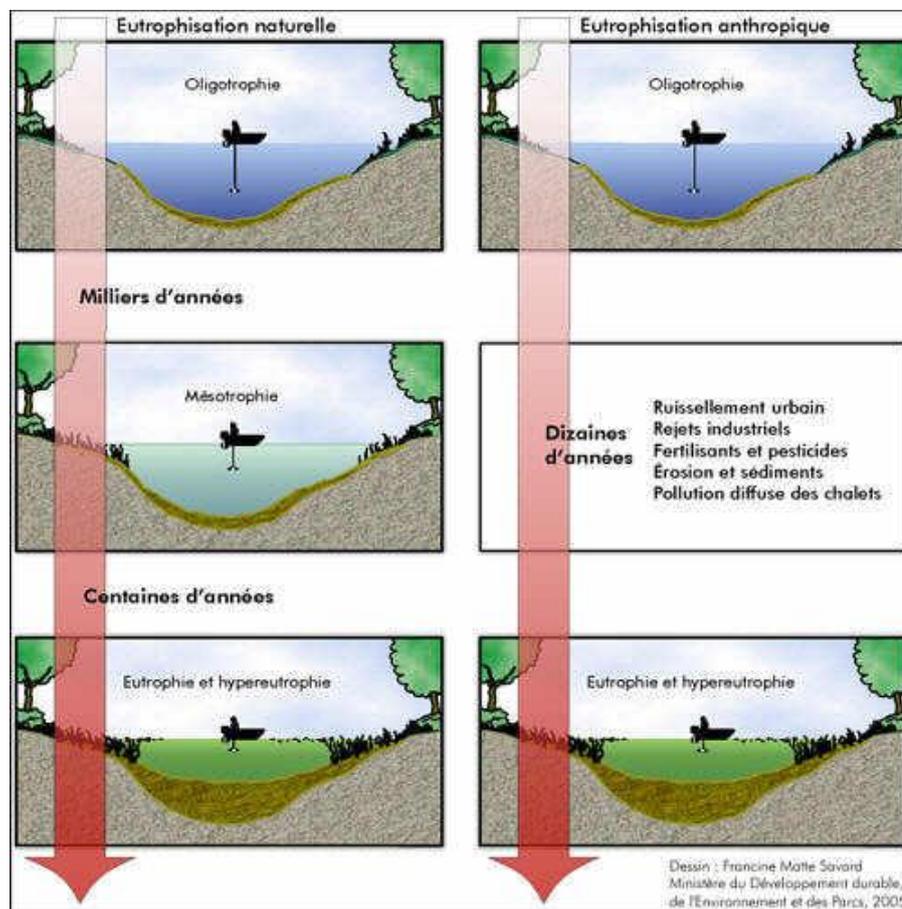


Fig.2 - L'eutrophisation est un processus naturel d'augmentation de la productivité, avec des fluctuations saisonnières mais il peut être accéléré par la présence humaine (=anthropique).

Elle se définit d'après un état de « référence », donné par la seule étude connue sur Saint-Ferréol datant de 1978 (Beuffe 1978) qui conclut : « [...] Saint-Ferréol, malgré son âge, ne présente aucun signe d'eutrophie bien que les limites en azote et en phosphore soient dépassés » et « [...] son utilisation pour l'alimentation du canal du Midi permet une évacuation quotidienne des volumes d'eau [...] ce qui provoque la fuite des éléments nutritifs ».

L'état trophique peut être approché par les méthodes d'évaluation indicielles, elles montrent la tendance à l'eutrophie du réservoir (Fig.3) :

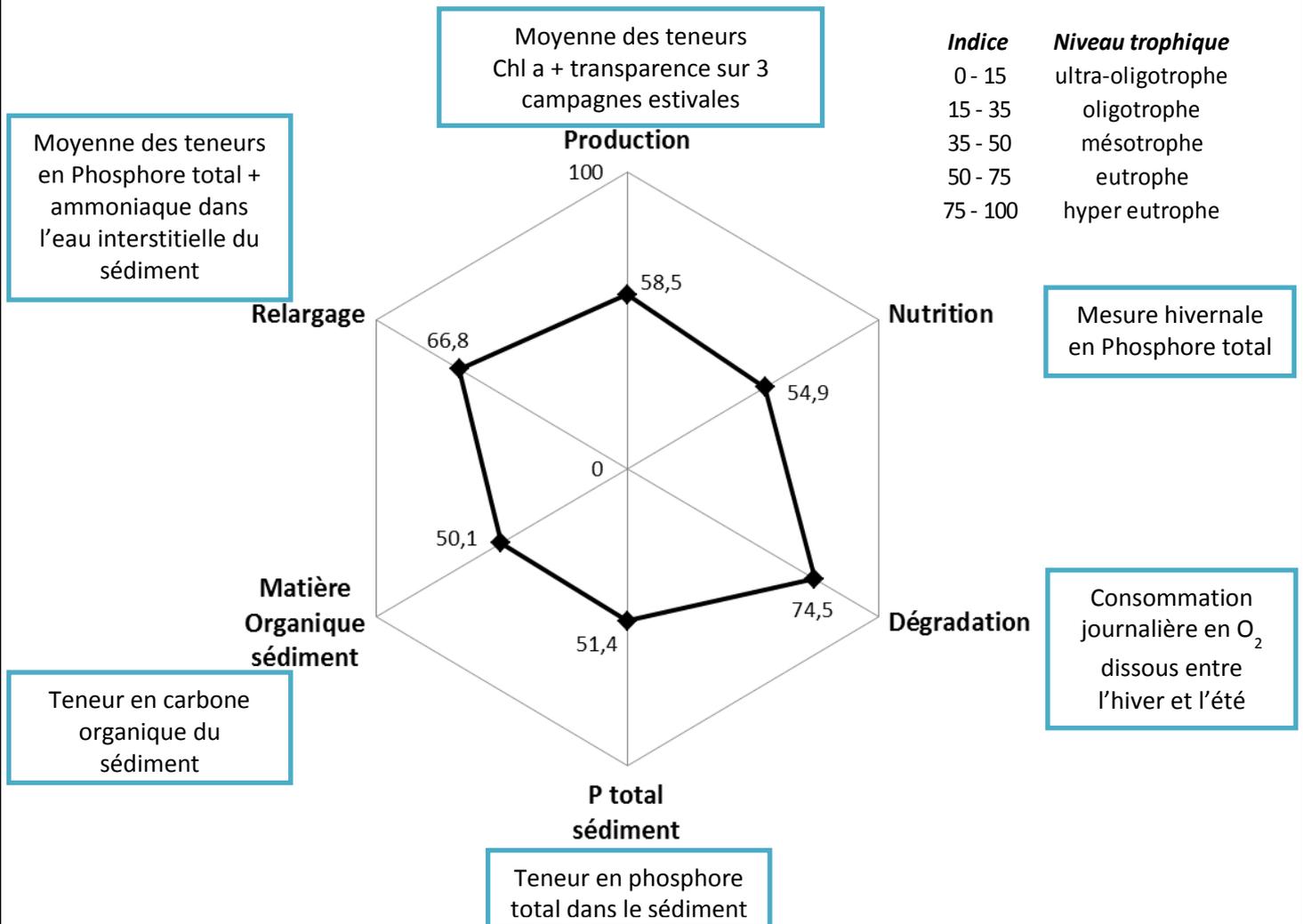


Fig.3 - Les indicateurs, valeurs seuils et modalités de calcul des éléments de définition de la qualité des eaux font référence à l'Arrêté ministériel du 25 Janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation des plans d'eau (Barbe, Lafont et al. 2003).

Les limites de classe pour le phosphore et la chlorophylle *a* ont été définies d'après le guide de la Directive Cadre sur l'Eau (EC 2000) et le travail fourni par le projet européen REBECCA (Moe et al. 2008, Solheim et al. 2008).

La chlorophylle *a* permet de préciser la productivité algale du lac. La biomasse chlorophyllienne, composée du phytoplancton ou algues microscopiques. Elle est de qualité « bonne » à « très bonne » de janvier à juin (Fig.4), et de « moyen » à « médiocre » qualité de juin à novembre.

Le phosphore présente un niveau de qualité de « bon » à « très bon » de janvier à juin (Fig.5) et de « moyen » à « médiocre » de juin à novembre. Il existe une relation de cause à effet statistiquement significative entre la teneur en chlorophylle *a* et celle en phosphore total ce qui signifie que la production algale est directement dépendante de la teneur en phosphore des eaux du lac.

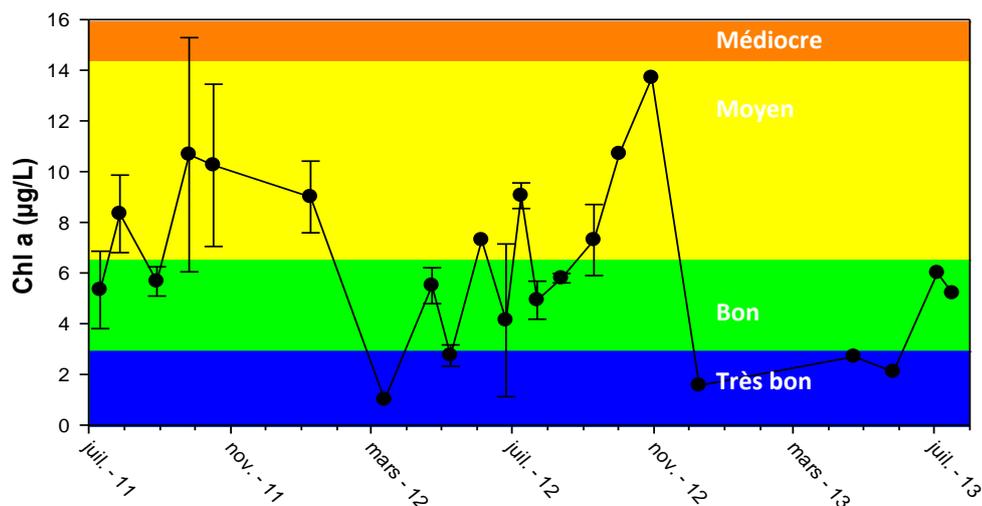


Fig.4 – Evolution saisonnière de la concentration en chlorophylle a et seuils de qualité.

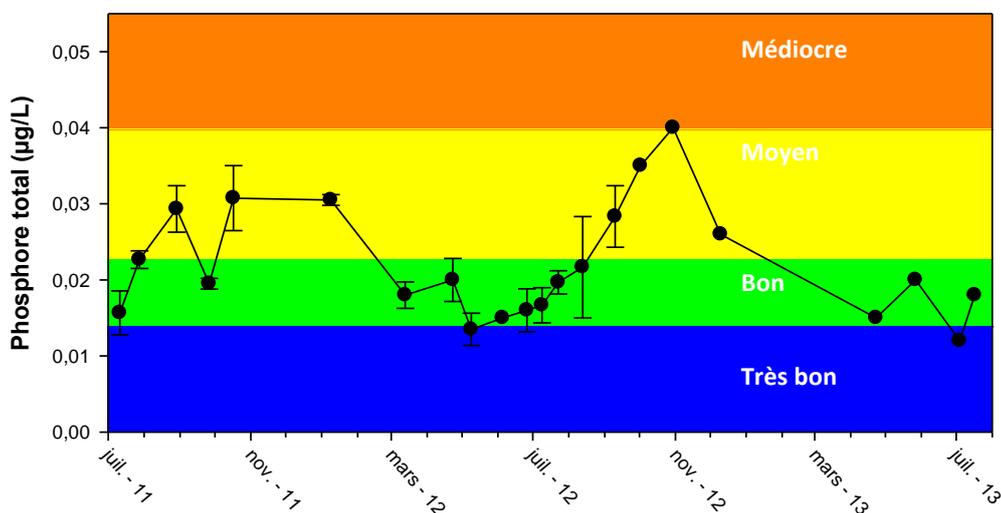


Fig.5 – Evolution saisonnière de la concentration en phosphore total et seuils de qualité.

La concentration en phosphore dans le lac et donc son niveau de trophie sont principalement dépendants de deux facteurs : la charge en phosphore entrante par les cours d'eau affluents et le temps de séjour de l'eau (c-à-d. la durée de stagnation de l'eau dans le réservoir). Ces deux paramètres peuvent être mis en relation par l'équation de Vollenweider (Vollenweider 1976) :

$$\text{concentration en phosphore} = \frac{L(P)/q_s}{1 + \sqrt{\tau_w}}$$

- L(P) = Charge surfacique en phosphore total (mgP/m<sup>2</sup>/an)
- q<sub>s</sub> = Charge hydraulique (m/an) = Z/τ<sub>w</sub>
- Z = Profondeur moyenne (m)
- τ<sub>w</sub> = Temps de séjour des eaux (années) = Volume du plan d'eau (m<sup>3</sup>) / charge annuelle en eau (m<sup>3</sup>/an)

La précédente étude datant de 1978 nous a permis de suivre l'évolution du niveau trophique du réservoir jusqu'à aujourd'hui (Fig.6). Il est possible alors de calculer soit un temps de séjour « idéal » soit une charge maximale « admissible » ou « dangereuse » en phosphore pour que le lac conserve son caractère oligotrophe ([Ptot]<10 µg/L) ou mésotrophe (10<[Ptot]<20µg/L ; tab.2).

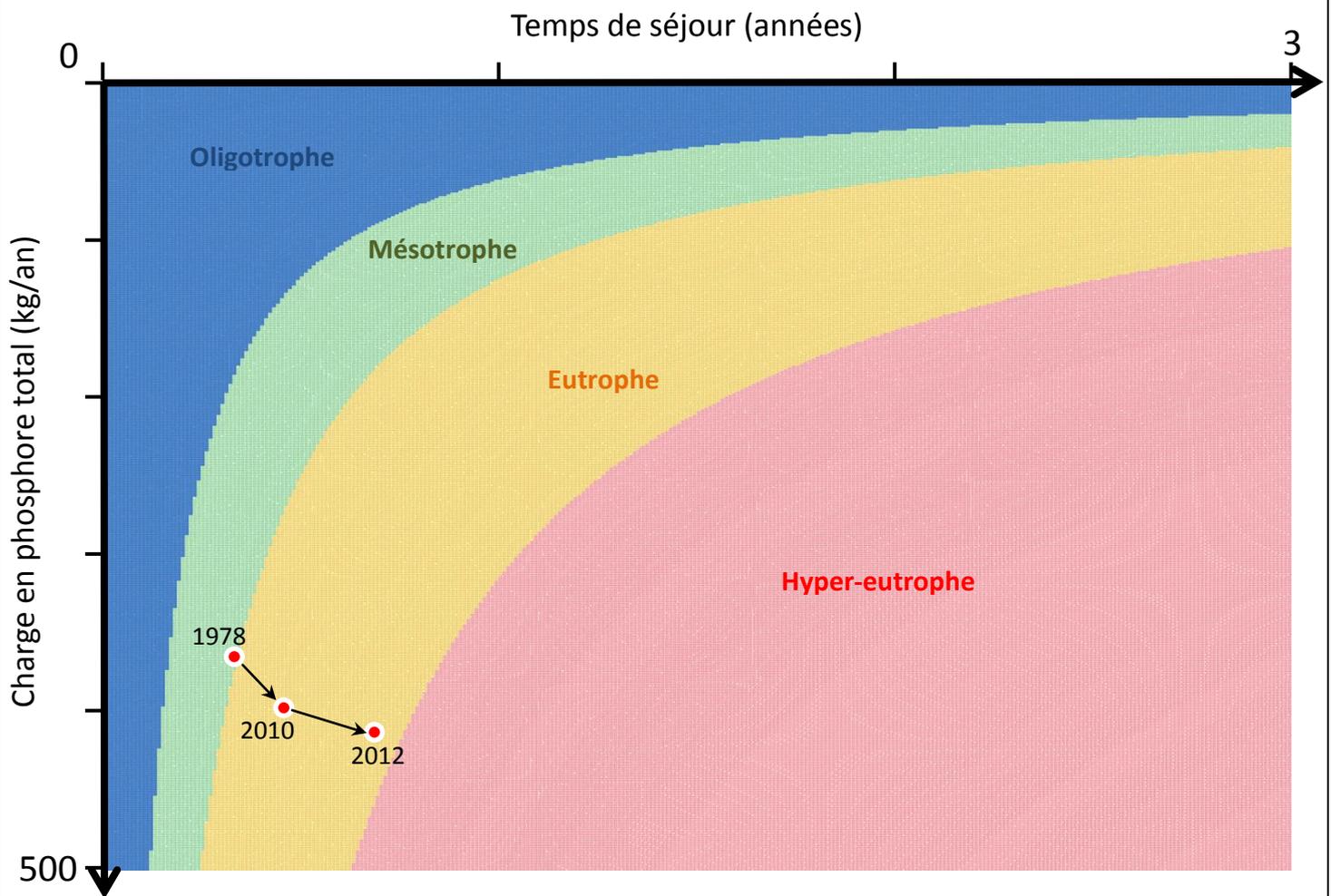


Fig.6 – Relation entre le temps de séjour de l'eau, la charge en phosphore total et le niveau trophique de l'eau. Les points rouges indiquent l'évolution au cours du temps de la qualité des eaux du lac.

Tab.2 – Estimation des objectifs de réduction du temps de séjour et de la charge en phosphore. Le temps de séjour correspond au volume d'eau contenu dans le réservoir divisé par le volume d'eau entrant à Saint-Ferréol. Sachant que le volume du réservoir ne peut être modifié, le volume d'eau entrant nécessaire à la diminution du temps de séjour est estimé. Les estimations sont calculées d'après les mesures de 2012.

Pour revenir à un état mésotrophe	sans modifier la charge en phosphore	sans modifier le temps de séjour	en modifiant le temps de séjour et la charge en phosphore
nécessité de réduire le temps de séjour de	61% 0,79 an à 0,31 an soit 15,9 millions de m <sup>3</sup> /an au lieu de 9,9 millions de m <sup>3</sup> /an		35% 0,79 an à 0,51 an soit 13,3 millions de m <sup>3</sup> /an au lieu de 9,9 millions de m <sup>3</sup> /an
nécessité de réduire la charge en phosphore de		50% 419 kg/an à 211 kg/an	32% 419 kg/an à 283 kg/an

Il est à noter que depuis 2009, la quantité d'eau entrant à Saint-Ferréol est en baisse suite à trois principaux facteurs : la pluviométrie plus faible, la sollicitation amoindrie des eaux du réservoir notamment en été pour maintenir une côte estivale assez haute et enfin la déviation plus importante chaque année des eaux au Conquet pour alimenter la rigole de la plaine passant par la commune de Revel.

### 3.1.2 Origine des efflorescences de cyanobactéries.

Depuis 2011, 142 espèces phytoplanctoniques (algues microscopiques) ont été identifiées, 3 d'entre elles, des cyanobactéries (Annexe 5), peuvent présenter un risque toxique envers l'homme. Les cyanobactéries apparaissent dès le mois d'août pour aboutir à une colonisation massive en septembre puis finalement disparaissent en octobre (Fig.7). Le phénomène a tendance à devenir de plus en plus précoce dans la saison.

Le risque toxique a été évalué comme fortement présent partir de mi-septembre 2012, en particulier dans la zone de la plage de l'exutoire où les concentrations en toxines ont dépassé les seuils recommandés par l'ARS (eq-MYC < 25µg/L), il a été en effet détecté plusieurs toxines (microcystine-RR, LR et YR) à une concentration de eq-MYC=49µg/L. Il est possible alors de calculer d'après la dose journalière admissible en toxine pour un homme de 70 kg et un chien de 10 kg le volume d'eau du lac suffisant à être dangereux. Durant cette période, environ 6 centilitres d'eau ingérés par un homme et 1 cl d'eau par un chien suffirait à mettre leur vie en danger.

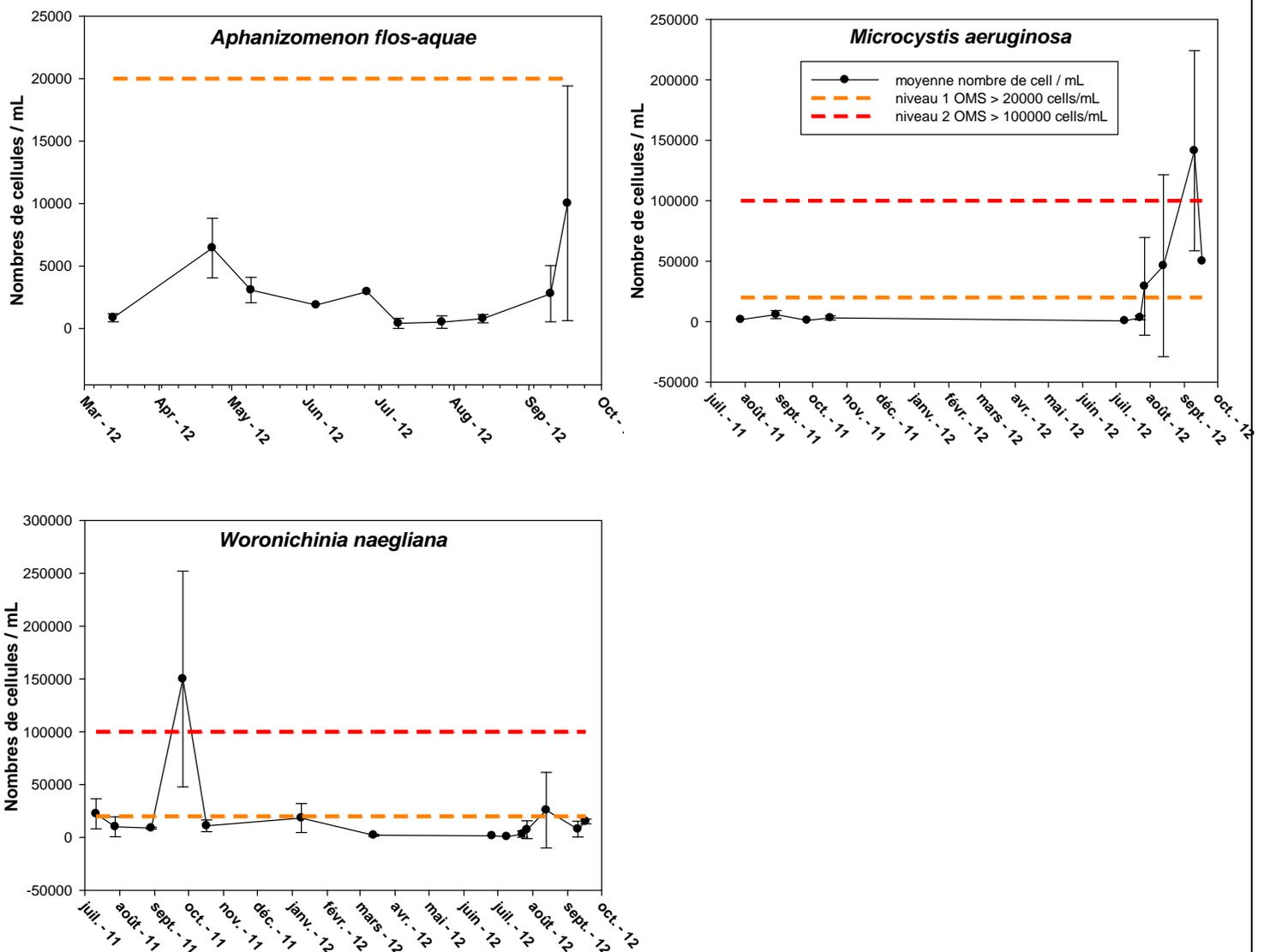


Fig.7 – Evolution saisonnière de la moyenne des concentrations en cyanobactéries des cinq stations de prélèvements considérées pour chaque espèce à risque. Les niveaux de recommandation 1 et 2 correspondent à ceux conseillés par l'Organisation Mondiale pour la Santé et mis en application par l'ARS.

La présence et les efflorescences massives s'expliquent principalement par la teneur en phosphore du réservoir. En effet, les résultats montrent (Fig.8) et corroborent également de nombreuses précédentes études sur le sujet, qu'il existe un lien entre la concentration en cyanobactéries et le rapport de la teneur en azote sur la teneur en phosphore du réservoir (rapport N/P). Au-delà d'un certain seuil, la plupart des micro-algues « périssent » à l'exception des cyanobactéries qui présentent un avantage physiologique dans de telles conditions.

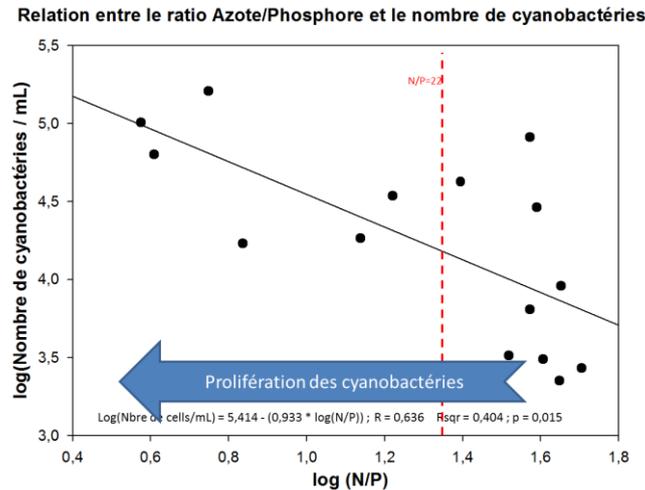


Fig.8 – Relation entre la présence des cyanobactéries le rapport azote/phosphore dans le réservoir de Saint-Ferréol.

Il s'avère qu'à Saint-Ferréol, l'azote est apporté par le lessivage des sols en majorité lors des fortes pluies. A l'inverse, le phosphore est principalement d'origine humaine et la charge en phosphore reste donc constante voire augmente en période estivale lors des périodes de basses-eaux. Dès lors, le mois d'août voit s'inverser ce rapport et modifier les conditions de développement des algues en faveur des cyanobactéries.

### 3.2 Etat des lieux des cours d'eau et identification des apports exogènes en phosphore.

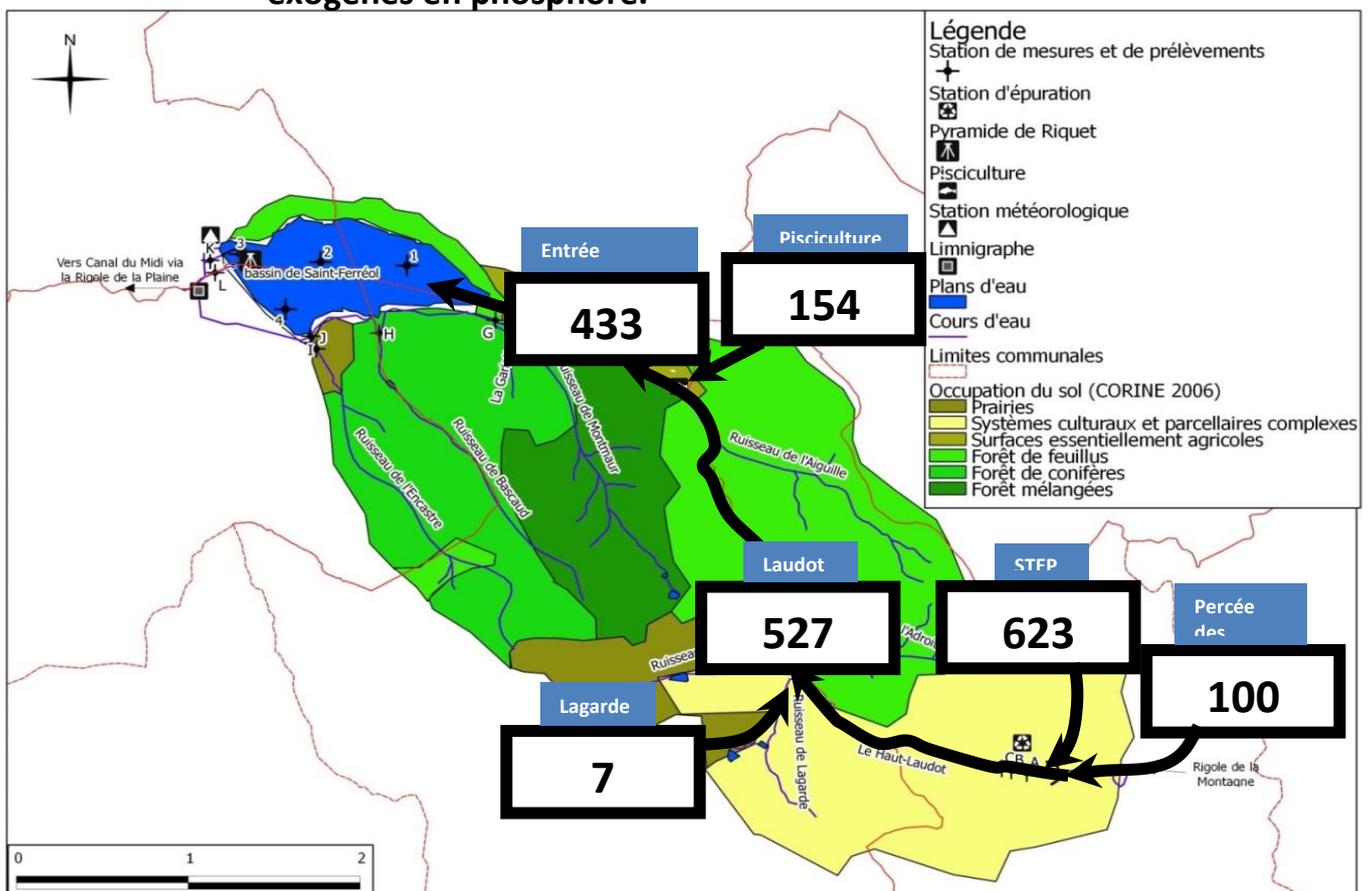
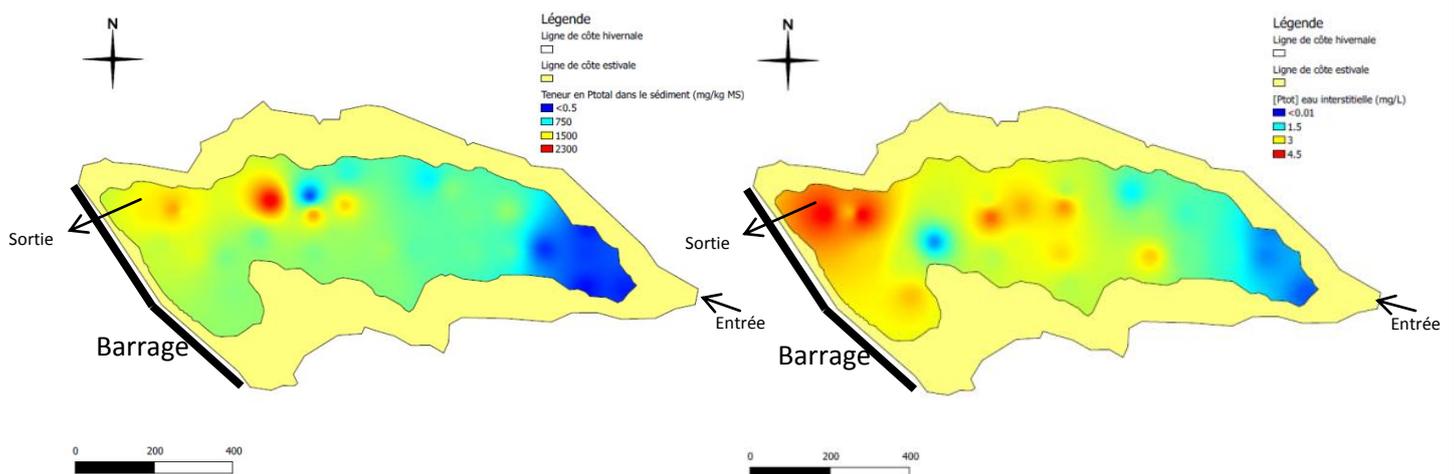


Fig.9 – Moyenne de plus de trois ans de mesure des flux de phosphore (ortho-phosphates dissous) en grammes/jour dans le bassin-versant du Laudot.

La figure 9 résume les résultats présentés en annexe 6 et présente les principales sources de phosphore dans le bassin-versant du Laudot. La qualité globale physico-chimique de l'ensemble des cours d'eau peut être classée de « bon » à « très bon ». Cependant, les résultats montrent globalement un enrichissement entre la Percée des Cammazes et l'entrée du réservoir, cet enrichissement est essentiellement d'origine humaine et provient de la station d'épuration de la commune des Cammazes. Il est en effet important de noter que la mesure du flux de la pisciculture n'a été réalisée qu'une seule fois et représente un rejet correspondant à une période d'activité maximale. Ces valeurs de la pisciculture ne peuvent donc être extrapolées à l'année.

### 3.3 Les apports endogènes en phosphore.

Le stock de phosphore accumulé dans les sédiments peut contribuer au maintien du processus d'eutrophisation du plan d'eau. En effet, l'été, les couches profondes du réservoir peuvent se retrouver en état d'anoxie (comme en 2011) et entraîner des processus contribuant à la libération du phosphore piégé dans le sédiment. Plusieurs campagnes de mesure ont permis d'établir une cartographie de la teneur en phosphore dans le sédiment (Fig.10). Elles ont révélées une forte hétérogénéité du stock en phosphore, celui semblant être principalement piégé dans les zones profondes du réservoir pour différentes raisons (sens d'écoulement, marnage...).



**Fig.10 – Teneur en phosphore dans le sédiment (à gauche) et dans l'eau interstitielle du sédiment (à droite), les valeurs maximales sont caractéristiques de milieu eutrophe.**

De récentes expériences menées en laboratoire sur la capacité du sédiment de Saint-Ferréol à relarguer du phosphore tendent à indiquer que le sédiment pourrait être une source de phosphore au moins aussi importante que celle qui provient du bassin-versant par l'intermédiaire du Laudot. Ainsi, le délai de retour au bon état du sédiment en cas de la seule réduction des apports exogènes pourrait prendre des dizaines d'années.

En outre, la qualité du sédiment face aux métaux lourds et aux contaminants organiques (HAP et PCB) est bonne et inférieure aux seuils de référence (annexe 7) interdisant le dragage en eau douce (arrêté du 9 août 2006 et décret n°97-1133 du 8/01/98 relatif à l'épandage). Les sédiments peuvent donc être recyclés par épandage agricole.

## **4 Conclusions et propositions de restauration.**

Le réservoir de Saint-Ferréol présente des symptômes d'eutrophisation, particulièrement en été lorsque le transit en eau est minimal favorisant la stagnation des eaux et le développement de cyanobactéries. Un risque toxique est également présent à partir de mi-septembre lors de l'accumulation d'écumes d'algues sur l'ensemble des rives du réservoir (écume verte puis aspect de peinture bleue, voir photos annexe 5). Leurs présences est attribuable en majeure partie à la teneur en phosphore des eaux entrantes (apports exogènes) et à celle du sédiment (apports endogènes). Pour espérer gérer l'état trophique du réservoir, il faut donc contrôler la charge en phosphore apportée au milieu et qui participe directement ou indirectement à la production primaire. Seules seront présentées les méthodes de restauration à long terme, les solutions à court terme (algicides, aérateur, inactivation chimique...) s'avérant être des moyens palliatifs et non curatif, pouvant devenir très contraignant et onéreux et risquer de perturber les conditions physico-chimiques du milieu et des cours d'eau effluents. La volonté de reconquérir un milieu de bonne qualité devra prendre en compte les objectifs suivant :

- **Réduire les apports exogène en phosphore** : en piégeant en aval des sites « pollueurs » le phosphore par l'intermédiaire d'outils de l'ingénierie écologique (zones tampons, zones de rejet végétalisées) ; ou entreprendre une étape de lagunage des eaux avant l'entrée dans Saint-Ferréol.
- **Réduire les apports endogènes en phosphore** : le dragage des sédiments a montré des effets bénéfiques à long terme sur la baisse de la concentration en phosphore et la baisse de la production primaire. Cette mesure est indissociable de la réduction en parallèle des apports exogènes. Le volume de sédiment à extraire a été estimé, sa qualité chimique en termes de contaminants est bonne. La capacité à libérer du phosphore semble diminuer avec la profondeur dans le sédiment et quelques dizaines de centimètres semble marquer la limite entre un sédiment riche en phosphore et un sédiment plus sain. D'autre part, VNF souhaiterait vider complètement le barrage d'ici un à deux ans qui pourrait faciliter les travaux de dragage.
- **Dilution/chasse** : la diminution du temps de séjour de l'eau permettra la chasse des éléments nutritifs. Cela nécessite un apport d'eau plus conséquent en particulier en période estivale, en réduisant par exemple le prélèvement pour l'alimentation de la rigole de la plaine.
- **Soutirage hypolimnique** : L'élimination préférentielle des eaux profondes lors de la stratification des eaux (plus riche en phosphore) a déjà été mise en place en accord avec VNF et a permis le déstockage de phosphore avant la saison estivale notamment en 2011 et 2012.
- **Limiter les coupes franches des arbres** environnant le cours d'eau du Laudot afin de réduire l'érosion des sols et limiter l'apport d'argile et limon dans le réservoir.
- **La biomanipulation** soit contrôler les efflorescences de cyanobactéries en agissant sur la chaîne alimentaire des eaux du réservoir. En limitant la prédation des poissons sur le zooplancton (micro-crustacés), il est possible de favoriser la prédation du zooplancton sur le phytoplancton et d'en réduire la biomasse.

## **5 Annexes.**

**Annexe 1** : Carte du système d'alimentation de Saint-Ferréol.

**Annexe 2** : Calendrier de l'étude.

**Annexe 3** : Méthodologie des analyses des eaux du lac.

**Annexe 4** : Méthodologie des analyses des eaux des cours d'eau.

**Annexe 5** : Photos des principales espèces de cyanobactéries et des efflorescences de 2012.

**Annexe 6** : Résultats de la qualité des eaux des cours d'eau du BV de Saint-Ferréol.

**Annexe 7** : Résultats de la qualité du sédiment face aux métaux et polluants organiques.

Annexe 1 - Carte du système d'alimentation du bassin de Saint-Ferréol. Limites des sous-bassins versants (---). Implantation des points d'alimentation de la rigole et d'autres ouvrages sur le Laudot.

### Légende

Réservoirs de la Montagne Noire



Cours d'eau



Limite de partage des eaux



Usine d'eau potable de Picotalen



Conduite forcée



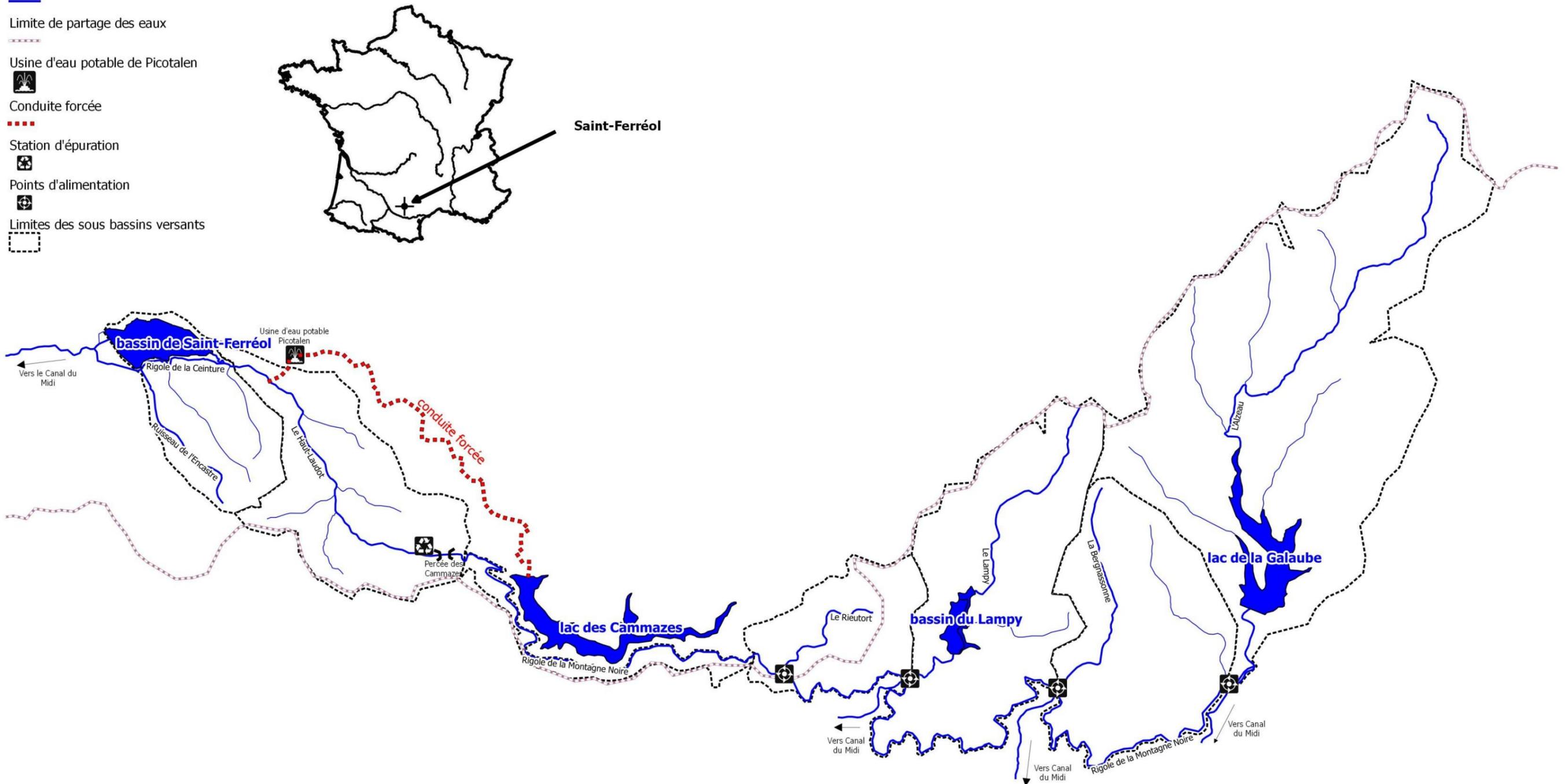
Station d'épuration



Points d'alimentation



Limites des sous bassins versants



Ec

0 2000 4000









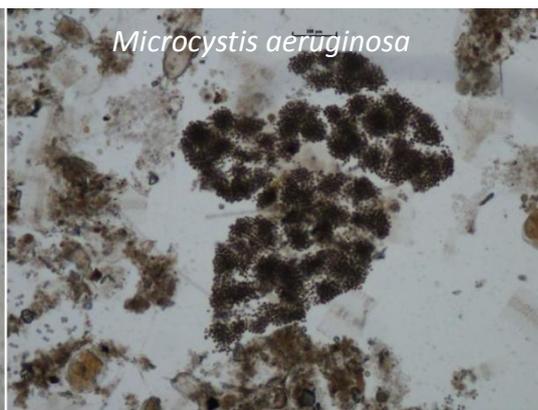
**Annexe 3 - Méthodologie des analyses physico-chimiques et hydrobiologiques du lac.**

		paramètres	Type de prélèvements/Mesures	Méthode
colonne d'eau	Physico-chimie	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	prélèvement intégré sur 3 profondeurs (euphotique, aphotique, fond)	Dosage au molybdate d'ammonium (APHA, 1992)
		P <sub>total</sub> (mg/L)	prélèvement intégré sur 3 profondeurs (euphotique, aphotique, fond)	Dosage au molybdate d'ammonium après minéralisation (APHA, 1992)
		N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	prélèvement intégré sur 3 profondeurs (euphotique, aphotique, fond)	Dosage manuel au salicylate de sodium et par chromatographie ionique DIONEX
		Chlorophylle a (mg/L)	prélèvement intégré sur la zone euphotique	méthode colorimétrique puis calcul d'après l'équation trichromatique (SCOR UNESCO, 1966)
		Transparence (m)	mesure ponctuelle	disque de Secchi
		pH	mesure in situ sur toute la colonne d'eau	Multi 3430 set C, WTW
		Température (°C)	mesure in situ sur n profondeurs	Multi 3430 set C, WTW
		Conductivité (µS/cm)	mesure in situ sur toute la colonne d'eau	Multi 3430 set C, WTW
		O <sub>2</sub> dissous (mg/L; %sat.)	mesure in situ sur toute la colonne d'eau	Multi 3430 set C, WTW
	Hydrobiologie	comptage et identification phytoplancton	prélèvement intégré sur la zone euphotique	Sédimentation puis comptage sur microscope inversé (Utermöhl, 1931)

**Annexe 4 - Méthodologie du suivi des stations en rivière.**

	<b>Paramètres</b>	<b>Type de prélèvements/Mesures</b>	<b>Méthode</b>
<b>Physico-chimie</b>	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	prélèvement ponctuel	Dosage manuel au molybdate d'ammonium (APHA, 1992)
	P <sub>total</sub> (mg/L)	prélèvement ponctuel	Dosage manuel au molybdate d'ammonium après minéralisation (APHA, 1992)
	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	prélèvement ponctuel	Dosage manuel au salicylate de sodium et par chromatographie ionique DIONEX
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	prélèvement ponctuel	Dosage manuel à l'indophénol (APHA, 1992)
	COD (mg/L)	prélèvement ponctuel	Dosage par TOC-5000 SHIMADZU
	pH	mesure in situ	Multi 3430 set C, WTW
	Température (°C)	mesure in situ	Multi 3430 set C, WTW
	Conductivité (µS/cm)	mesure in situ	Multi 3430 set C, WTW
	O <sub>2</sub> dissous (mg/L; %sat.)	mesure in situ	Multi 3430 set C, WTW
<b>Hydrologie</b>	largeur mouillée	mesure in situ	Décamètre
	profondeur moyenne	mesure in situ	Intégration des mesures de jaugeages par Flo-mate 1999
	débit (m <sup>3</sup> /s)	mesure in situ	Intégration des mesures de jaugeages par Flo-mate 2000

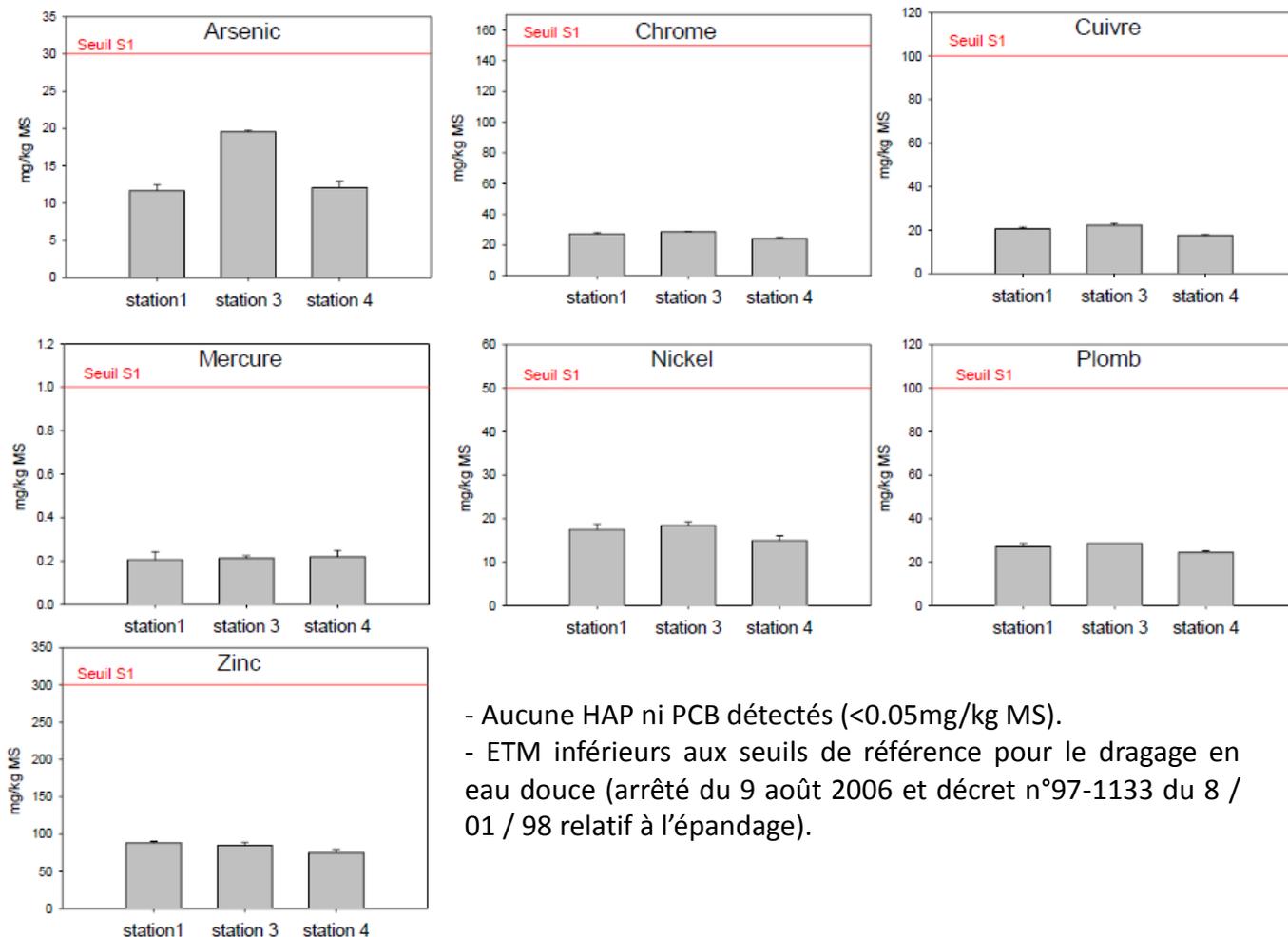
**Annexe 5** – Photos des trois principales espèces de cyanobactéries (en haut) et des efflorescences de septembre 2012 (en bas).



## Annexe 6 - Résultats du suivi physico-chimique des cours d'eau du sous bassin versant de Saint-Ferréol.

	A			B			C			D			E			F		
	Percée des Cammazes			Station d'épuration des Cammazes			Laudot amont (RD 90)			Lagarde			Laudot (entrée lac)			Canal de ceinture (entrée lac)		
	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.
Débit (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	0.127	0.286	0.844	0.000	0.001	0.001	0.039	0.308	1.029	0.003	0.006	0.011	0.075	0.389	1.145	0.035	0.131	0.246
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	0	0.001	0.007	6.900	9.550	13.000	0	0.016	0.048	0.003	0.014	0.023	0	0.013	0.041	0	0.010	0.038
P total (mg.L <sup>-1</sup> )	0.002	0.014	0.078	7.300	13.190	41.800	0.015	0.041	0.109	0.013	0.048	0.097	0.007	0.045	0.299	0.001	0.031	0.071
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	0.37	0.79	1.62	15.57	32.84	60.45	0.44	1.19	4.74	3.91	6.23	10.45	0.48	1.36	4.07	0.45	1.27	2.74
COT (mg.L <sup>-1</sup> )	1.9	2.6	3.6	10.8	12.9	14.9	1.8	2.8	5.9	1.1	1.7	2.2	1.7	2.3	2.9	2.5	2.5	2.5
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	0.005	0.011	0.020	n.d.	n.d.	n.d.	0	0.014	0.037	0	0.019	0.037	0	0.009	0.042	0	0.010	0.025
pH	7.4	7.8	8.4	6.8	7.4	8.1	7.2	7.8	8.3	7.5	7.9	8.2	7.6	8.0	8.5	7.4	7.9	8.5
Temp. (°C)	4.0	13.4	21.3	17.3	19.7	23.0	2.7	12.1	21.0	3.5	12.7	18.6	1.6	13.2	20.6	4.4	15.7	20.6
DO (mg.L <sup>-1</sup> )	4.0	8.6	12.0	2.8	6.1	8.0	3.8	8.9	12.9	3.6	8.8	12.3	3.8	9.7	13.5	5.9	9.2	12.4
Conductivity (µS.cm <sup>-1</sup> )	40.9	45.2	48.9	610.0	811.3	1039.0	44.5	98.5	296.0	202.0	231.6	263.0	49.3	86.5	186.0	50.9	75.5	101.5
SiO <sub>2</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	7.1	11.5	38.1	7.4	8.1	9.0
Suspended Matter (mg.L <sup>-1</sup> )	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	6.7	21.3	58.0	2.3	6.4	9.5
Charge en P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (g.d <sup>-1</sup> )	14	86	365	346	623	1090	98	470	711	4	8	12	177	550	1286	39	135	298
Charge en Ptotal (g.d <sup>-1</sup> )	165	1230	5688	389	953	1513	118	2160	9602	14	28	62	343	1618	3387	94	517	1126
Charge en N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (kg.d <sup>-1</sup> )	8	16	27	1	2	3	10	26	39	1	4	8	8	42	133	2	13	25
nombre d'observation	35			11			36			37			55			42		
	G			H			I			J			K					
	Ruisseau de l'encastre			Ruisseau du Bascaud			Ruisseau de Montmaur			exutoire (sortie lac supérieure)			vidange (sortie lac inférieur)					
	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.			
Débit (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	0.001	0.001	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.001	0.020	0.194	0.648	0.030	0.148	0.366			
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	0	0.002	0.006	0.001	0.013	0.037	0.002	0.011	0.054	0	0.003	0.015	0.001	0.023	0.116			
P total (mg.L <sup>-1</sup> )	0	0.005	0.019	0.007	0.034	0.084	0.008	0.028	0.077	0.003	0.019	0.087	0.012	0.045	0.131			
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	0	0.89	2.74	0.11	0.98	2.31	0.39	2.50	5.28	0.09	0.68	1.13	0	0.67	1.23			
COT (mg.L <sup>-1</sup> )	2.2	2.8	3.4	2.4	3.6	4.9	1.4	2.8	5.7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.			
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	0	0.005	0.015	0.002	0.022	0.035	0	0.015	0.030	0	0.017	0.049	0	0.040	0.084			
pH	7.3	7.7	8.2	7.7	7.9	8.1	7.9	8.0	8.2	7.2	7.9	8.8	7.1	7.6	8.2			
Temp. (°C)	9.0	13.7	16.8	14.8	16.7	20.1	8.0	14.6	19.4	6.1	17.9	23.9	3.5	14.2	19.0			
DO (mg.L <sup>-1</sup> )	5.9	7.5	10.2	4.4	7.0	8.5	4.3	8.1	11.5	5.2	8.5	11.9	3.1	7.7	12.5			
Conductivity (µS.cm <sup>-1</sup> )	133.1	159.0	182.3	191.9	236.2	273.0	162.4	177.8	196.2	78.0	96.5	170.5	78.0	101.2	170.4			
SiO <sub>2</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3.4	4.8	6.8	3.6	8.0	21.0			
Suspended Matter (mg.L <sup>-1</sup> )	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.8	2.7	5.3	0.9	3.2	4.3			
Charge en P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (g.d <sup>-1</sup> )	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	39	110	10	512	2625			
Charge en Ptotal (g.d <sup>-1</sup> )	0	1	1	0	1	1	1	2	3	35	406	1120	145	798	3257			
Charge en N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (kg.d <sup>-1</sup> )	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	11	41	0	7	20			
nombre d'observation	36			36			40			51			38					

**Annexe 7** – Concentrations moyennes en éléments traces métalliques et seuils réglementaires sur trois stations de prélèvement du réservoir.



- Aucune HAP ni PCB détectés (<0.05mg/kg MS).
- ETM inférieurs aux seuils de référence pour le dragage en eau douce (arrêté du 9 août 2006 et décret n°97-1133 du 8 / 01 / 98 relatif à l'épandage).

## Bibliographie

Les ouvrages et références scientifiques suivantes pourront constituer une base de départ pour le lecteur intéressé.

- Annadotter, H., G. Cronberg, R. Aagren, B. Lundstedt, P.-Å. Nilsson, and S. Ströbeck. 1999. Multiple techniques for lake restoration. *Hydrobiologia* 395/396:77-85.
- Balvay, G., J.-C. Druart, and S. Jacquet. 2012. Le lac du Bourget: Ses eaux et sa biologie. Editions Quae.
- Barbe, J., G. Collillieux, and M. Zylberblat. 2005. La restauration des plans d'eau: Le diagnostic de fonctionnement des plans d'eau. Page 22.
- Barbe, J., M. Lafont, L. Mallet, J. Mouthon, M. Philippe, R. M. Philippe, and V. Vey. 2003. Actualisation de la méthode de diagnose rapide des plans d'eau : Analyse critique des indices de qualité des lacs et propositions d'indices de fonctionnement., CEMAGREF, Groupement de Lyon.
- Berthon, J. L., J. Devaux, L. Aleya, H. Giraudet, and F. Restituto. 1996. Déterminisme de l' eutrophisation de la retenue de Grangent ( Loire ) : Etude des apports en nutriments , de la dynamique des populations phytoplanctoniques et des relations. *Hydroécologie Appliquée* 8:99-125.
- Beuffe, H. 1978. Etude de la qualité des eaux du bassin de Saint-Ferréol. SRAE-DDASS 31.
- Bourelly, P. 1970. Les Algues d'Eau Douce - Initiation a la Systematique; Vol. 1. (1966): Les Algues Vertes; Vol. 2. (1968): Les Algues Jaunes et Bruns; Vol. 3. (1970): Les Algues Bleues et Rouges, Les Eugleniens, Peridiniens et Cryptomonadines. N. Boubée & Cie.
- Carvalho, L., C. Miller, B. M. Spears, I. D. M. Gunn, H. Bennion, A. Kirika, and L. May. 2012. Water quality of Loch Leven: responses to enrichment, restoration and climate change. *Hydrobiologia* 681:35-47.
- Chapra, S. and K. Reckhow. 1983. Engineering approaches for lake management. Volume 2: Mechanistic modeling. Page 492 p. *in* A. A. S. Book, editor. Butterworth.
- Chorus, I. and J. Bartram. 1999. Toxic Cyanobacteria in Water : A guide to their public health consequences , monitoring and management. World Heal edition. E & FN Spon, an imprint of Routledge, London and New York.
- Druart, J.-C. and G. Balvay. 2009. Le lac d'Annecy et son plancton. Page 139 p. Editions Quae.
- EC. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23rd October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *in* D. Official Journal of the European Communities, L 327/1, editor. European Commission, Brussels.
- Gulati, R. D. and E. van Donk. 2002. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *Hydrobiologia* 478:73-106.
- Huber-Pestalozzi, G. 1938. Das Phytoplankton des Susswassers: Systematik und Biologie. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart, Germany 1. Teil: Cyanophyceae:342.
- Jaeg, J. P. 2007. Microcystins: intoxication in domestic animals and food safety. *Revue De Medecine Veterinaire* 158:46-58.
- Jigorel, A., A. Bouedo, R. Nicolas, and J. P. Morin. 2005. Stockage du phosphore dans les sédiments d'un réservoir eutrophe (Gouet, BRETAGNE, FRANCE). Pages 1-15 *in* The fourth Inter-Celtic colloquium on Hydrology and Management of Water Resources.
- JO. 2010. Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement. *in* d. I. E. Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de la Mer, en charge des technologies vertes et des négociations sur le climat, editor. texte n°9. Journal Officiel de la République Française.
- Komárek , J. and K. Anagnostidis. 1999. Cyanopokaryota 1.Teil: Chroococcales. *Süsswasserflora von Mitteleuropa* 19/1.
- Lavoie, I., I. Laurion, A. Warren, and W. Vincent. 2007. Les fleurs d'eau des cyanobactéries *Revue de littérature*. Page 124 p.

- Leitão, M. and A. Couté. 2005. Guide pratique des cyanobactéries planctoniques du Grand Ouest de la France. Museum Nationale d'Histoire Naturelle, Paris.
- Moe, S. J., B. Dudley, and R. Ptacnik. 2008. REBECCA databases: experiences from compilation and analyses of monitoring data from 5,000 lakes in 20 European countries. *Aquatic Ecology* 42:183-201.
- OCDE. 1982. Eutrophication of waters: Monitoring, Assessment and control.
- Paxinos, R. 2000. A rapid Utermohl method for estimating algal numbers. *Journal of Plankton Research* 22:2255-2262.
- Pourriot, R. and M. Meybeck. 1995. *Limnologie générale*. Masson edition. Masson.
- Rolland, a. and S. Jacquet. 2011. Classification de l'état écologique du réservoir Marne via l'utilisation de 3 métriques : chlorophylle *a* , indice planctonique lacustre et phosphore total. *Hydroécologie Appliquée* 17:99-110.
- Ryding, S.-O. and W. Rast. 1994. Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. UNESCO.
- Solheim, A. L., S. Rekolainen, S. J. Moe, L. Carvalho, G. Phillips, R. Ptacnik, W. E. Penning, L. G. Toth, C. O'Toole, A. K. L. Schartau, and T. Hesthagen. 2008. Ecological threshold responses in European lakes and their applicability for the Water Framework Directive (WFD) implementation: synthesis of lakes results from the REBECCA project. *Aquatic Ecology* 42:317-334.
- Søndergaard, M., E. Jeppesen, T. L. Lauridsen, C. Skov, E. H. Van Nes, R. Roijackers, E. Lammens, and R. Portielje. 2007. Lake restoration: successes, failures and long-term effects. *Journal of Applied Ecology* 44:1095-1105.
- Vollenweider, R. A. 1976. Advances in Defining Critical Loading Levels for Phosphorus in Lake Eutrophication. *Mem Inst Ital Idrobiol* 33:53.
- Whitton, B. A. and M. Potts. 2000. *The ecology of cyanobacteria. Their diversity in time and space*. Kluwer Academic.

