



COMMUNAUTE DE COMMUNES DU LAC D'AIGUEBELETTE

BILAN ET PERSPECTIVES DU CONTRAT DE BASSIN VERSANT DU LAC D'AIGUEBELETTE

Lot n° 1

ETUDE DE LA QUALITE DES COURS D'EAU ET QUANTIFICATION DES APPORTS DE PHOSPHORE AU LAC D'AIGUEBELETTE

RAPPORT TOME 1

- **Qualité physico-chimique des cours d'eau**
- **Evaluation des apports en phosphore au lac d'Aiguebelette et diagnostic de tendance trophique du lac**

INTRODUCTION

S O M M A I R E

CONTEXTE, OBJET ET PHASAGE DE L'ETUDE **1**

1. PREAMBULE (TERMES DE REFERENCE)	1
2. CONTEXTE (AU DEMARRAGE DE LA PRESENTE ETUDE)	2
2.1 Caractéristiques générales du lac et du bassin versant (tableaux 1 et 2)	2
2.2 Le Contrat de bassin versant du lac d'Aiguebelette	2
2.3 La mise en œuvre des actions	4
2.4 Le lac	5
2.5 Qualité physico-chimique et bactériologique des eaux des affluents du lac – Evolution temporelle de cette qualité	7
2.6 Estimation des flux annuels de phosphore évacués vers le lac	7
2.7 Tendance trophique du lac	12
3. PHASAGE DE LA PRESENTE ETUDE	12
4. CONSTITUTION DU RAPPORT	13
5. EQUIPE D'ETUDE	14

PREMIERE PHASE : ETUDE DE LA QUALITE DES COURS D'EAU AFFLUENTS DU LAC **24**

1. CONCEPTION ET ORGANISATION DE LA CAMPAGNE DE MESURES PHYSICO-CHIMIQUES ET BACTERIOLOGIQUES	24
1.1 Identification des points de mesure et de prélèvement	24
1.2 Caractéristiques particulières des stations - Conditions de prélèvement	24
1.3 Définition du programme des prélèvements en vue des analyses physico-chimiques	26
1.4 Déclenchement et conditions de prélèvement - Gestion des échantillons	27
1.5 Les paramètres physico-chimiques à mesurer	28
1.6 Mesures complémentaires du phosphore à la station Leyse aval (n° 3)	30
1.7 Méthode de dosage	31
1.8 Mesures hydrométriques	31
2. CONCEPTION ET ORGANISATION DES CAMPAGNES DE MESURE DES METAUX LOURDS ET DES INDICES DE QUALITE HYDROBIOLOGIQUE	32
2.1 Campagne de mesure des métaux lourds	32
2.2 Campagne de mesure des indices de qualité hydrobiologique	33
3. PRESENTATION ET TRAITEMENT DES RESULTATS DES MESURES PHYSICO-CHIMIQUES ET BACTERIOLOGIQUES	33
3.1 Conditions hydrologiques et thermiques	33
3.2 Présentation des résultats des campagnes de mesure physico-chimiques et bactériologiques	35
3.3 Commentaire des résultats des campagnes de mesure physico-chimiques et bactériologiques	36
3.4 Principales conclusions	45

SECONDE PHASE : EVALUATION DES APPORTS EN PHOSPHORE AU LAC D'AIGUEBELETTE ET DIAGNOSTIC DE TENDANCE TROPHIQUE DU LAC

68

1.	LA PROBLEMATIQUE DU PHOSPHORE EN CONTEXTE RURAL - LES POLLUTIONS PHOSPHOREES DIFFUSES ET PONCTUELLES D'ORIGINE AGRICOLE - BIBLIOGRAPHIE	68
1.1	Présentation	68
1.2	Spéciation du phosphore.....	69
1.3	La biodisponibilité des différentes formes du phosphore	70
1.4	Le phosphore dans les sols.....	71
1.5	Les mécanismes et modalités de transfert sols → eaux du phosphore.....	72
1.6	Le transfert sol → eau de phosphore : approche quantitative.....	76
1.7	Sources ponctuelles du phosphore d'origine agricole	81
1.8	Identification / distinction des différentes sources de phosphore	82
1.9	Principaux problèmes actuellement non résolus en ce qui concerne les conditions d'émission et de transfert du phosphore d'origine agricole	84
2.	LES CARACTERISTIQUES DE L'ACTIVITE AGRICOLE SUR LE BASSIN VERSANT DU LAC D'AIGUEBELETTE.....	84
2.1	Sources	84
2.2	Caractérisation générale de l'activité agricole sur les communes de la CCLA.....	84
3.	EVALUATION QUANTITATIVE DU PHOSPHORE D'ORIGINE AGRICOLE MOBILISABLE PAR LES PROCESSUS DE TRANSFERT HYDRIQUE SUR LE BASSIN VERSANT DU LAC D'AIGUEBELETTE.....	86
3.1	Présentation	86
3.2	Etape n° 1 : Identification du pouvoir fixateur du phosphore par les sols.....	87
3.3	Etapes n° 2 : analyse des données agronomiques en rapport avec la constitution des stocks de phosphore mobilisable	88
3.4	Etape n° 2 bis : Analyse des risques ponctuels de transfert du phosphore au niveau des infrastructures de stockage des déjections animales (fumiers, lisiers).....	90
3.5	Etape n° 4 : Synthèse = évaluation spatialisée des quantités annuelles de phosphore mobilisable.....	90
4.	ANALYSE QUALITATIVE DES PROCESSUS DE TRANSFERT DES EAUX DE RUISSELLEMENT DE L'AMONT VERS L'AVAL DES BASSINS VERSANTS.....	92
4.1	Présentation	92
4.2	Représentation cartographique	92
4.3	Résultats et conclusions en ce qui concerne le risque de transfert vers l'aval du phosphore diffus d'origine agricole.....	93
4.4	Sources ponctuelles du phosphore d'origine agricole	95
5.	EVALUATION DU FLUX DE PHOSPHORE PARVENANT ANNUELLEMENT AU LAC.....	95
5.1	Retour sur l'estimation proposée dans l'étude silène 1993-1994 (tableau 27)	95
5.2	La campagne de mesure du phosphore à la station Leyse aval en 2005-2006 - Analyse des résultats - Estimation des flux annuels moyens de phosphore total transférés au lac dans la situation actuelle de l'agriculture et de l'urbanisation - Influence de l'hydraulicité.....	96
5.3	Comparaison des résultats précédents avec ceux obtenus sur d'autres bassins versants - Discussion.....	104
5.4	Conclusions.....	106
6.	DIAGNOSTIC DE TENDANCE TROPHIQUE DU LAC D'AIGUEBELETTE.....	106
6.1	Etude probable des termes du bilan hydrologique du lac	106
6.2	Tendance trophique d'un lac.....	109
6.3	Le comportement hydrochimique du lac d'Aiguebelette - Première évaluation de la tendance trophique	110

6.4	Les peuplements phytoplanctoniques	112
6.5	Application d'un modèle global type Vollenweider	115
6.6	Synthèse.....	118
7.	ORIENTATIONS : SUIVI DES FLUX DE PHOSPHORE PRODUITS PAR LE BASSIN VERSANT ET DIAGNOSTIC TROPHIQUE DU LAC ; ACTIONS A ENTREPRENDRE POUR REDUIRE CES FLUX	119
7.1	Suivi des flux de phosphore produits par le bassin versant.....	119
7.2	Diagnostic trophique du lac.....	120
7.3	Types d'actions à mettre en œuvre sur un bassin versant pour limiter les sources de phosphore d'origine agricole (revue bibliographique)	122
7.4	Application des principes précédents au cas du bassin versant du lac d'Aiguebelette.....	128

BIBLIOGRAPHIE

188

CONTEXTE, OBJET ET PHASAGE DE L'ETUDE

1. PREAMBULE (TERMES DE REFERENCE)

Le contrat de bassin versant du lac d'Aiguebelette a été élaboré sur la base d'un objectif de préservation, voire d'amélioration de la qualité des eaux. Le programme d'actions a notamment visé à réduire les apports en éléments polluants et éléments fertilisants susceptibles, par effet de seuil, d'entraîner une eutrophisation du plan d'eau incompatible avec ses usages actuels.

A cet effet, la qualité du milieu aquatique au démarrage du contrat a été évaluée sur la base d'études réalisées en 1993 et 1994 par le bureau Silène portant sur la qualité générale des affluents du lac et l'évaluation des apports en phosphore.

L'évaluation du contrat de bassin versant du lac d'Aiguebelette nécessite donc la réalisation d'une nouvelle étude spécifique, relative à la qualité des eaux des cours d'eau et à la quantification des apports en phosphore au lac d'Aiguebelette.

Le cahier des charges de cette étude a été élaboré par les services de la CCLA en collaboration avec les services de l'Agence de l'Eau, de la DDAF, de la DIREN, de la Région Rhône-Alpes, du Département de la Savoie, de l'INRA, de l'Université de Savoie et de la Cellule technique du lac du Bourget.

Il tient compte :

- Des méthodes et des résultats des études de 1993 et 1994 ;
- Des nouvelles méthodes d'évaluation de la qualité des cours d'eau (SEQ Eau).

Sur la base des résultats des campagnes d'investigation décrites ci-après, des données existantes et d'un travail comparatif avec les conclusions des études du bureau Silène ("Etude des qualités physicochimique et hydrobiologique des eaux des affluents du lac" – 1994 ; "Etude théorique des apports en phosphore du lac" – 1993), cette étude spécifique constitue l'une des étapes essentielles pour dresser le bilan de la procédure :

- Quelle est l'évolution de la qualité du milieu aquatique suite à la mise en œuvre des actions du contrat ?
- Quelle a été l'efficacité et l'efficacités des actions ?
- Quelles sont les problématiques identifiées à l'issue du contrat ?
- Quelles orientations prendre ?

2. CONTEXTE (AU DEMARRAGE DE LA PRESENTE ETUDE)

2.1 Caractéristiques générales du lac et du bassin versant (tableaux 1 et 2)

Le lac d'Aiguebelette est situé à une altitude de 372 m ; sa superficie est de 540 ha, sa profondeur moyenne de 30,7 m, sa profondeur maximale de 71 m et son volume de 166 millions de mètres-cubes.

Son régime thermique en fait un lac monomictique (un seul turn-over, en période automnale).

La superficie du bassin versant du lac couvre 5 960 ha. Le lac est alimenté par un affluent principal, la Leysse, laquelle draine la moitié de la superficie du bassin versant (2 700 ha), et par de nombreux ruisseaux secondaires (les ruisseaux du Neyret, de Jeanjoux, de Luzara, des Combettes, du Bourg, de la Tuilerie, du Moulin, etc.).

Le plan hors-texte n° 1 présente le bassin versant proprement dit du lac et la figure 1 complète ce plan en ce qui concerne le bassin versant du Tier à l'aval du lac.

La vidange du lac s'effectue par le Tier, affluent du Guiers. Le module du Tier atteint environ 1,7 m³/s.

La structure géologique du bassin versant oppose le versant est du lac (chaîne de l'Epine formée de calcaires et marnes) et les autres versants constitués de formations morainiques, de molasses et, au nord sur la partie aval de la vallée de la Leysse, d'alluvions récentes.

Globalement, les versants nord, ouest et sud du lac peuvent être considérés comme plutôt peu perméables, ce dont témoigne notamment la densité du chevelu hydrographique pérenne.

L'utilisation du sol sur le bassin versant est dominée par l'activité agricole, principalement représentée par l'élevage, celui-ci de caractère plutôt extensif.

L'industrie est quasi absente du bassin versant.

2.2 Le Contrat de bassin versant du lac d'Aiguebelette

(i) Constat

La pré-étude menée dans le cadre de l'élaboration du dossier sommaire de candidature (réf. A7) avait conduit à mettre nettement en évidence plusieurs éléments de nature à porter atteinte au milieu naturel en général et à la qualité de l'eau du lac en particulier, notamment l'existence de flux polluants d'origine domestique –liés au mauvais fonctionnement du réseau d'assainissement collectif (débordements aux stations de relevage) et aux défauts de conception des systèmes d'assainissement individuel– et agricole, cette dernière surtout attribuée à l'intensification culturale sur certaines parcelles proches des cours d'eau affluents du lac, en particulier de la Leysse.

Consécutivement à ces premières réflexions, furent réalisées plusieurs études détaillées portant, en autres aspects, sur les différentes questions touchant à la qualité de l'eau et aux risques de pollution du lac :

- **L'étude générale de la qualité physico-chimique et hydrobiologique des affluents du lac (Silène 1994 – Réf. A9)**

Cette étude a comporté une campagne de mesures physico-chimiques et bactériologiques, sur les affluents du lac.

La figure 2 présente le régime hydrologique de la Leyse de Novalaise pendant la campagne de mesures.

Les résultats de cette campagne ont notamment abouti à une évaluation expérimentale des flux de phosphore apportés annuellement au lac (2,4 t/an).

L'étude a comporté par ailleurs une évaluation théorique, par deux méthodes indépendantes, des apports annuels en phosphore au lac :

- Application "à l'envers" du modèle de Vollenweider : 2,2 à 3,05 t/an ;
- Estimation directe des apports en phosphore par les différents usages agricoles du sol et par l'urbanisation : 1 à 2,6 t/an.

Malgré une certaine dispersion, il a été possible de considérer les trois estimations des flux annuels de phosphore comme relativement cohérentes entre elle.

Nous présentons au paragraphe 2.6 ci-après quelques éléments de critique méthodologique aux conditions de mise en œuvre des trois méthodes d'estimation précédentes.

- **Les études portant sur les flux polluants produits par l'autoroute A43 et sur l'efficacité des systèmes de traitement mis en place pour intercepter ces flux (réf. A10 et A13)**

Ces études ont abouti à des résultats en partie contradictoires.

C'est ainsi que l'étude citée en réf. A10 a conclu que presque toutes les concentrations mesurées en métaux à l'aval du bassin d'interception se révélaient inférieures aux seuils de détection alors que l'étude citée en réf. A13 portant sur les rendements d'interception des différents polluants par le décanteur-déshuileur du Neyret aboutissait à des valeurs généralement modestes de ces rendements (de 24 % pour la DCO à 55 % pour le plomb).

- **L'étude-diagnostic de fonctionnement du réseau de collecte des eaux usées (réf. A12)**

En ce qui concerne plus particulièrement les risques de pollution du lac, cette étude avait constaté la fréquence des débordements à certains postes de refoulement (18 postes sur les 20 existants se situent à proximité du lac) et les défauts d'étanchéité du réseau.

Les différentes anomalies constatées avaient fait l'objet de propositions de travaux pour un coût total d'environ 160 000 euros.

- **L'étude relative à la faisabilité de l'assainissement individuel (réf. A11)**

Cette étude avait conclu, en général, à l'inaptitude des sols, le plus souvent trop peu perméables, à ce type d'assainissement des eaux usées domestiques et, indépendamment de cette caractéristique, au constat des défauts de conception de nombreux systèmes existants, ce dont il résultait un risque de débordement et de rejet au milieu naturel superficiel.

(ii) Objectifs

Partant des constats précédents, le Contrat de bassin versant du lac d'Aiguebelette définissait **l'amélioration de la qualité de l'eau** comme objectif prioritaire.

Cette amélioration devait passer par celle de la qualité des affluents du lac et du Tier et par une diminution significative des apports de phosphore au lac, une diminution de 30 % de ces apports devant être recherchée.

Les voies de cette amélioration devaient être tout particulièrement la lutte contre les pollutions domestiques, agricoles et routières.

Le programme d'assainissement domestique prévu au Contrat était considéré comme l'élément-clé pour atteindre cet objectif d'amélioration de la qualité de l'eau.

Le programme, en cours dès cette époque, de lutte contre les pollutions agricoles devait également contribuer à ce résultat.

(iii) Actions définies au Contrat dans le domaine de la qualité de l'eau

Celles-ci étaient déclinées selon les trois grands groupes de sources polluantes :

- **Amélioration de l'assainissement domestique :**

Réhabilitation et extension du réseau collectif, amélioration de la capacité des postes de refoulement et mise en place d'une politique adaptée pour l'assainissement individuel.

- **Lutte contre les pollutions autoroutières :**

Poursuite de l'effort de contrôle et d'entretien des installations existantes ; amélioration du réseau de collecte du tunnel de l'Epine.

- **Maîtrise de la pollution agricole**

Réductions de l'apport de phosphates, principal facteur de l'eutrophisation du lac et réduction du risque de contamination bactériologique via la mise en place d'un programme "Fumier-lisier" sur le bassin versant du lac.

A noter que les actions se rapportant à la maîtrise de la pollution agricole n'ont tenu qu'une place modeste dans le Contrat de bassin versant du lac d'Aiguebelette, ces actions ayant été prises principalement en charge dans le contrat de bassin versant de la rivière Guiers dont le Tier constitue un affluent.

2.3 La mise en œuvre des actions

(i) Le volet assainissement urbain collectif

Un bilan provisoire de l'effet des actions entreprises dans le cadre du Contrat a été dressé dans l'étude citée en référence A19.

Suite au Schéma Directeur d'assainissement (réf. A15), il s'est avéré qu'une réhabilitation du réseau apparaissait plus urgente. Les opérations de rénovation entreprises ont engendré des surcoûts importants expliquant le retard constaté dans le programme d'extension du réseau.

Les actions de réhabilitation ont dès à présent abouti à une diminution visible des eaux parasites permanentes et des eaux issues du drainage des sols par les canalisations.

L'installation de nouvelles pompes plus puissantes dans les postes de refoulement a contribué à limiter, sinon à totalement résorber, les débordements au droit de ces postes.

Le taux de raccordement des habitations au réseau s'est fortement accru.

Subsistent cependant des détériorations du réseau dans certains secteurs (Novalaise, amont de la station d'épuration), lesquelles engendrent des risques potentiels de pollution directe du milieu naturel.

Par ailleurs, les mauvais raccordements de particuliers et les défauts d'étanchéité des regards constituent des problèmes non encore complètement résolus.

L'étude se conclut donc en insistant sur la nécessité de poursuivre les efforts de réhabilitation en parallèle avec le programme d'extension du réseau.

(ii) Le volet agricole

On rappelle que les actions relevant de ce volet ont été principalement intégrées dans le Contrat de bassin versant de la rivière Guiers.

Des actions de sensibilisation ont été largement entreprises auprès des agriculteurs pour les convaincre d'améliorer leurs pratiques d'épandage des lisiers et fumiers, ceux-ci devant concerner –en tenant compte de l'aptitude des sols– des surfaces aussi étendues que possible et n'être plus concentrés sur les seules parcelles vouées aux cultures intensives.

Des cartes d'aptitude à l'épandage sur le territoire des communes riveraines du lac ont été dressées par la Chambre d'Agriculture (2001).

Des plans d'épandage ont été établis par de nombreux agriculteurs (une minorité d'entre eux cependant) dans le but de proportionner leur production d'effluents aux capacités d'épandage.

Les capacités des fosses à lisier dans les bâtiments neufs ont été beaucoup plus largement dimensionnées qu'auparavant (4 mois de stock alors que la réglementation en vigueur n'impose que 1,5 à 2 mois).

En revanche, et c'est semble-t-il l'un des principaux échecs du contrat, très peu de travaux d'augmentation de la taille des fosses à lisier ont été entrepris dans les bâtiments anciens, ce dont il est permis de craindre la réalisation inévitable d'épandages en dehors des saisons normales (printemps et automne), notamment en hiver, saison au cours de laquelle cette pratique peut avoir les conséquences les plus graves en ce qui concerne la formation des flux polluants susceptibles d'atteindre le lac. Ce qui précède concerne tout particulièrement la plaine de Nances à l'intérieur de laquelle les parcelles agricoles sont drainées par des fossés facilitant le transit des flux polluants.

Un problème non résolu concerne par ailleurs les zones d'abreuvement des animaux le long des ruisseaux, nombreuses sur le bassin versant et qui constituent vraisemblablement une source non négligeable de pollution en matières oxydables et éléments nutritifs.

Globalement, la responsable de la Chambre d'Agriculture, que nous avons interrogée à ce sujet, considère cependant qu'une amélioration importante des pratiques d'épandage est intervenue depuis une dizaine d'années.

2.4 Le lac

Le lac d'Aiguebelette a fait l'objet d'un nombre important d'études portant sur la qualité physico-chimique de ses eaux, la composition spécifique de son phytoplancton, sa tendance

trophique, les accumulations de polluants (en particulier métalliques) dont il est le siège, sa faune piscicole, etc. (réf. A1 à 6, A17).

Plus récemment, un suivi régulier, de fréquence annuelle, a été mis en place :

- Suivi physico-chimique allégé depuis 1988 effectué par la Cellule Technique du Lac du Bourget (réf. A18) ;
- Suivi phytoplanctonique depuis 1989 conduit par l'INRA de Thonon (réf. A16).

L'étude réalisée en 1978 par G. Blake et C. Lascombe (réf. A2) constatait que, au vu des caractéristiques physico-chimiques de ses eaux, en particulier de l'oxygène dissous dans l'hypolimnion, le lac d'Aiguebelette semblait correspondre à un lac eutrophe.

Le phytoplancton apparaissait cependant dominé par le groupe des diatomées parmi lesquelles la prédominance d'*Asterionella formosa* sur *Fragilaria Crotonensis* pouvait être considérée comme un indice d'eutrophisation peu avancé. Le développement limité des Cyanophycées confirmait cette interprétation.

La concentration en phosphore total pendant la phase d'homogénéisation hivernale du lac restait inférieure ou égale à 10 µg/l (novembre 1974, février 1975, février 1976).

Plus récemment les rapports successifs du suivi allégé du lac (réf. A18) apportent une vue de l'évolution temporelle des principaux indicateurs de tendance trophique (au point unique où est effectué ce suivi) :

- **Concentration moyenne hivernale en phosphore total** : le suivi met en évidence d'importantes variations interannuelles, difficiles à expliquer, entre 1991 et 2002 (maximum : 33 µg/l en 1992 ; minima : 10 µg/l en 1994 et 2002) ; selon l'auteur du rapport, **les données du suivi ne permettent pas d'établir le sens d'évolution des concentrations en phosphore total mesurées pendant la phase de circulation des eaux** ; le rapport ne constate cependant pas de dégradation apparente ;

A noter qu'un doute s'est peu à peu fait jour au sujet de la pertinence des concentrations mesurées du phosphore inférieures à 20 µg/l, le seuil de sensibilité de la méthode appliquée se situant selon les années à 20 ou 10 µg/l

- **Transparence de Secchi** (moyenne annuelle) : depuis 1988, les valeurs mesurées indiquent une très légère augmentation de la transparence (comprise entre 4 et 6 m), ce qui peut être considéré comme une petite amélioration du niveau trophique ;
- **Chlorophylle a** : les concentrations moyennes annuelles restent comprises entre 1,7 et 3,1 µg/l de 1991 à 2002 ; l'indice chlorophylle a n'indique pas de dégradation de l'état du lac.

Le rapport de suivi de l'année 2002 conclut en situant le lac d'Aiguebelette vers le haut de l'état mésotrophe.

Les rapports relatifs au suivi phytoplanctonique du lac (réf. A16) concluent dans un sens analogue aux rapports du suivi allégé : lac mésotrophe largement dominé par les populations de diatomées.

Le rapport de 2002 notait cependant un très important développement de la biomasse algale annuelle moyenne par rapport aux trois années précédentes et la forte augmentation du nombre de taxons de cyanobactéries, ce que l'auteur du rapport attribuait **au caractère fortement pluvieux de la deuxième partie de l'année 2002 dont la conséquence a été une augmentation des apports en phosphore au lac par ruissellement.**

Compte tenu de la variabilité interannuelle inévitable des apports en phosphore au lac, il convient cependant de se garder de toute conclusion catastrophiste au sujet d'une éventuelle dégradation du niveau trophique du lac au vu des observations de 2002.

Enfin, l'étude des sédiments du lac d'Aiguebelette (G. Blake – 2003 – Réf. A17) avait pour objet d'apporter des éléments de réponse à l'évolution des contaminations du lac au regard des activités présentes sur le bassin versant, en particulier en ce qui concerne les HAP et certains métaux caractéristiques de la pollution routière : les mesures permettent de constater une réduction de la contamination par le plomb depuis 1985-86 ; par contre, les apports de zinc n'ont pas semblé se réduire au cours des dernières années.

2.5 Qualité physico-chimique et bactériologique des eaux des affluents du lac – Evolution temporelle de cette qualité

Contrairement au cas du lac, il existe peu de données de mesures de qualité de l'eau des affluents du lac à l'exception des résultats de l'étude Silène 1994.

Nous avons cependant retrouvé dans une étude plus ancienne (réf. A1) les résultats d'une telle campagne réalisée au cours de l'été 1978.

Les tableaux 3 (phosphates et nitrates) et 4 (pollution bactériologique) permettent de comparer ces derniers résultats à ceux acquis par Silène en 1993-94 (réf. A9).

En ce qui concerne les nitrates, les résultats de 1978 sont globalement comparables à ceux de 1993.

Il n'en est par contre pas du tout de même des phosphates, beaucoup plus présents en 1978.

Le caractère anormal d'une telle différence suggère l'existence d'un artefact expérimental en 1978.

Les mesures de 1978 se distinguent aussi de celles de 1993 en ce qui concerne les streptocoques fécaux nettement plus nombreux en 1993 ;

Cette différence reflète-t-elle une évolution réelle, laquelle traduirait une augmentation de certains flux polluants d'origine domestique et/ou agricole ou bien est-elle une conséquence du progrès des techniques de dosage ?

2.6 Estimation des flux annuels de phosphore évacués vers le lac

Nous détaillons ci-après certains aspects des méthodes d'estimation proposées par Silène 1994 (réf. A8 et A9) afin de justifier les orientations méthodologiques proposées dans la présente étude.

(i) Approche expérimentale

L'étude Silène 1994 (réf. A9) a procédé à une première estimation du flux annuel global de phosphore évacué vers le lac via la Leysse à partir des résultats des mesures de débit et de concentration en phosphore total sur la Leysse aval.

Le nombre de mesures ayant été assez modeste, Silène a utilisé un estimateur statistique (dit de Beale) pour évaluer le flux moyen de phosphore non pas à partir d'une moyenne pondérée des résultats mais en tenant compte de manière simplifiée de la valeur réelle du débit moyen du cours d'eau pendant la période annuelle d'étude (fiche ci-après reproduite de la réf. A9).

Après extrapolation à l'ensemble du bassin versant en se basant sur les ratios des résultats de mesure du flux de phosphore (affluents / Leysse), l'estimation obtenue pour le flux global de phosphore total s'élève à 2,4 t/an.

Le flux annuel estimé $\tilde{F}$ est calculé ainsi :

$$\tilde{F} = \overline{Q_a} \cdot \frac{\overline{F_i}}{\overline{Q_i}} \cdot \frac{1 + \frac{1}{n} \cdot \frac{S_{FQ}}{\overline{F_i} \cdot \overline{Q_i}}}{1 + \frac{1}{n} \cdot \frac{S_{Q^2}}{\overline{Q_i}^2}}$$

$\tilde{F}$: Flux moyen journalier pour l'année

$\overline{Q_a}$: Débit moyen journalier pour l'année

$\overline{Q_i}$: Débit moyen journalier des jours où la concentration a été mesurée

$\overline{F_i}$: flux moyen journalier des jours où la concentration a été mesurée

n : Nombre d'échantillons

$$S_{FQ} = \frac{1}{n-1} \cdot \left[\sum_1^n (f_j \cdot Q_j) - n \overline{F_i} \cdot \overline{Q_i} \right]$$

$$S_{Q^2} = \frac{1}{n-1} \cdot \left[\sum_1^n Q_j^2 - n \cdot \overline{Q_i}^2 \right]$$

Q_j : Débit journalier mesuré

F_j : Flux journalier pour chaque jour où la concentration a été déterminée

L'estimation du flux est faite à partir du rapport de la moyenne des flux mesures ($\overline{F_i}$) à la moyenne des débits pour lesquels ces flux ont été mesurés ($\overline{Q_i}$). Le calcul fait également appel au débit moyen journalier sur l'année. Ainsi, cette méthode s'applique bien aux situations où on dispose d'abondantes informations sur les débits mais de peu de données de concentration.

Estimateur de Beale (1962) d'après la réf. A9 (in CERGÈNE - Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse (1987) : "Exploitation des données recueillies sur le site du lac Paladru - Application de quelques modèles simples du cycle du phosphore".

La méthode suivie par Silène pour parvenir à ce chiffre soulève cependant quelques questions qu'il est important d'évoquer afin de corriger, dans le cadre de la présente étude, la méthodologie appliquée.

- **Première question** : Pourquoi n'ont été exploitées que les seules mesures du suivi mensuel et pas celles de la campagne "pluie" et de la campagne "fonte de neige" ?

- **Deuxième question** : Pourquoi n'a pas été analysée la correspondance entre débits (et précipitations) et concentrations en phosphore total ? On sait en effet depuis longtemps qu'une telle relation, plus ou moins dispersée, existe sur de nombreux cours d'eau et que ces relations ont été largement exploitées :

- pour affiner l'estimation des flux globaux de phosphore quand on dispose d'une mesure continue du débit mais seulement d'un nombre limité de mesures de concentration,
- pour étudier l'influence de l'hydraulicité et de la pluviosité sur les flux produits (nota : **les influences de la pluviosité et de l'hydraulicité du cours d'eau peuvent être analysées** séparément car de fortes précipitations localisées – orages d'été – peuvent déterminer un entraînement du phosphore par le ruissellement alors que la rivière ne produit pas de crue).
- Pour distinguer l'influence des sources polluantes ponctuelles (flux constant, d'où une concentration en phosphore décroissante lorsque le débit de la rivière augmente) de celle des sources diffuses conditionnées par les phénomènes de lessivage et d'érosion (concentrations croissantes quand le débit s'élève).

L'annexe 12 du présent rapport présente à cet égard différents graphes trouvés dans la littérature (réf. C2, C3, C4) présentant les liaisons P_T ou PO_4 – débit (cas de la Leyse de Chambéry, du Sierroz, d'affluents du lac d'Annecy, du cours d'eau Aveyron auxquels nous avons joint le cas de la Haute-Loue - réf. C14 – analysé par l'auteur du présent rapport).

Les débits maximum pour lesquels des dosages du phosphore dans la Leyse ont été effectués restent cependant modestes (moins de $1,2 \text{ m}^3/\text{s}$) et il aurait été capital, pour ne pas risquer de sous-estimation du flux, de **mieux connaître la concentration en phosphore dans la rivière pour des débits nettement plus élevés.**

- **Troisième question** : Dans quelle mesure l'estimateur de Beale est-il statistiquement applicable lorsque les variables concentrations en phosphore et débit ne sont pas indépendantes ? Pourquoi n'est-t-il pas assorti d'un intervalle de confiance ? Et ne peut-on pas s'étonner de ce que, dans l'application effectuée par Silène (vérifiée numériquement par nos soins), le terme entre parenthèses est-il si proche de l'unité (0,9977 pour être précis) alors que l'effectif de l'échantillon est très faible. Le résultat obtenu par Silène apparaît en définitive comme numériquement trivial puisqu'il correspond simplement à la correction du flux mesuré moyen par le ratio "débit moyen journalier pour l'année / débit moyen journalier des jours où la concentration a été mesurée".

(ii) Approche théorique à partir du modèle de Vollenweider

Selon une présentation simplifiée, le modèle de Vollenweider relie la charge annuelle en phosphore reçue par unité de surface du lac (L) à la concentration moyenne dans celui-ci pendant la période d'homogénéité hivernale ($[P_L]$) :

$$[P_L] = L / \bar{z} [(1/\tau) + \sigma] \quad (1)$$

que l'on peut, de manière équivalente écrire :

$$[P_L] = L / q_s + \sigma \cdot \bar{z} \quad (2)$$

avec $\bar{z}$ = profondeur moyenne (m), τ = période de renouvellement (ans) (= V/Q avec Q = débit entrée / sortie et V = volume du lac), $q_s = Q/A = \bar{z}/\tau$ et σ = paramètre tel que le flux net annuel de sédimentation dans la lac soit égale à $\sigma \times$ masse totale de phosphore = $\sigma \cdot [P_L] \cdot V$.

On rappelle que les équations (1) et (2) s'appliquent dans l'hypothèse d'établissement d'un régime stationnaire physico-chimique à l'échelle de l'année.

L'application faite de cette équation par Silène 94 a été de calculer L en supposant connue la concentration moyenne hivernale en phosphore dans le lac ($[P_L]$). Les termes $\bar{z}$ (environ 30 m) et τ (environ 3 ans) sont faciles à estimer. Le paramètre σ a été quant à lui évalué à partir des données publiées dans la littérature. Les valeurs de σ n'étant pas trop différentes d'un auteur à l'autre (0,33 à 0,59 an^{-1} pour les auteurs cités par Silène), on aboutit finalement à une fourchette relativement étroite pour l'estimation du flux annuel de phosphore parvenant au lac : 2,2 à 3 t/an pour une valeur de $[P_L]$ fixée approximativement à 20 $\mu\text{g/l}$.

Compte tenu de la remarquable représentativité –étant donnée leur extrême simplicité– des modèles de lac de type Vollenweider, lorsqu'ils sont appliqués à une échelle de temps interannuelle et un lac tel que celui d'Aiguebelette étant justiciable de ce type de modèle, l'approche proposée par Silène 1994 peut paraître intéressante.

On peut cependant regretter qu'aucun calcul complet d'incertitude n'ait été effectué, l'intervalle proposé ne correspondant qu'à celui des valeurs proposées par les différents auteurs cités pour le paramètre σ alors que le calcul devrait faire intervenir l'incertitude sur la forme de la loi appliquée compte tenu de la distribution des points expérimentaux ayant servi à l'établir et l'incertitude sur $[P_L]$, tous aspects non abordés.

De manière plus fondamentale, il est permis de s'interroger au sujet de la pertinence scientifique de cette application "à l'envers" du modèle de Vollenweider puisque l'estimation de L qui en est tirée –basée comme on le verra ci-après sur estimation très imprécise de $[P_L]$ – sert ensuite –après confrontation avec les autres estimations de L – à diagnostiquer la tendance trophique du lac !

Il y a ici une approche furieusement imprégnée du "problème de l'œuf et de la poule".

(iii) Approche théorique en estimant directement les apports en phosphore à partir des ratios de production de cet élément par unité de surface des différents modes d'occupation du sol (forêts, prairies, cultures) ou par habitant non raccordé au réseau

En ce qui concerne l'urbanisation, les apports en phosphore ont été fixés à 4 g par jour et par habitant non raccordé. Comme l'indique Silène, ce ratio est relativement confortable. Silène ne tient cependant pas compte des conséquences des défauts de fonctionnement du réseau (en particulier les débordements aux postes de refoulement).

En ce qui concerne l'agriculture, les ratios appliqués sont issus de la littérature exploitée à l'époque de cette étude.¹

Compte tenu de la présentation qui en est faite dans l'étude, on peut craindre que les ratios appliqués correspondent aux seuls intrants en phosphore et non, comme ce devrait être le cas, aux excès des intrants sur les extrants.

En tout cas, il n'est fait explicitement mention que de "production hivernale de phosphore par tête après épandage" et de "production estivale phosphorée par tête" sans aucune référence à la notion de bilan intrants-extrants (réf. A8 p. 25).

Il est d'autre part étonnant que la superficie en culture sur le bassin versant du lac ne soit que de 259 ha en 1994 alors qu'elle atteint près de 500 ha en 2006.

Il est aussi à noter que l'approche de Silène n'a pas tenu compte des caractéristiques du réseau hydrographique drainant les terres agricoles (en modulant le risque de transmission du phosphore vers l'aval en fonction de la proximité hydraulique des parcelles par rapport au réseau) et des caractéristiques d'érodabilité des sols (le phosphore entraîné par le ruissellement l'étant pour une grande part en association avec les particules solides sur lesquelles cet élément est adsorbé).

Quoiqu'il en soit, l'application de cette méthode aboutit à une estimation de l'apport en phosphore nettement inférieure à celle résultant des deux autres méthodes (1 à 2,6 t de phosphore total par an).

Le tableau 5 présente le mode d'estimation de l'apport au lac de phosphore total d'origine agricole.

A noter que la donnée relative aux rejets animaux en période de stabulation hivernale ne permet pas de distinguer les épandages sur parcelles agricoles des stockages en cuve à lisier ou sur aires de stockage du fumier.

Le tableau 6 (3^{ème} bloc depuis le haut du tableau) récapitule les composantes de l'évaluation selon les différentes sources de production de phosphore : agriculture, population non raccordée, forêts.

(iv) Synthèse

A partir des résultats des trois méthodes d'estimation des flux de phosphore, l'étude propose une évaluation globale comprise entre 2 et 3 t de phosphore par an en moyenne parvenant au lac (tableau 6).

¹ Les ratios proposés par Silène sont exprimés en kg de phosphore par UGB dans le cas de l'élevage ; ils sont convertis en kg/ha en retenant une densité d'UGB/ha comprise entre 0,8 et 1,4.

2.7 Tendance trophique du lac

Partant des résultats de la littérature, principalement les approches de type "modèle de Vollenweider", l'étude citée en référence A8/A9 :

- Evalue les charges critiques (admissibles) et dangereuses en phosphore total pour un lac ayant les caractéristiques (profondeur moyenne, volume d'eau, temps de séjour) du lac d'Aiguebelette ;
- Compare ces charges à celles effectivement reçues par le lac.

Les différentes données sont également récapitulées au tableau 6.

Il résulte de l'examen de ces données que la fourchette des charges annuelles effectivement reçues par le lac (2 à 3 t de phosphore total/an) se situe presque exactement au même niveau que la fourchette des charges dangereuses (2,1 à 3 de phosphore total par an).

Il résulte de la confrontation de ces données le diagnostic suivant en ce qui concerne la tendance trophique du lac :

"En conclusion, les différentes approches de la problématique du phosphore, appliquées au lac d'Aiguebelette, concourent à le classer parmi les lacs mésotrophes. Cependant, des apports croissants dans les décennies à venir pourraient le faire évoluer rapidement vers un état eutrophe. Les efforts doivent donc être poursuivis, en particulier aux niveaux de l'extension du réseau d'assainissement et de la limitation des fertilisants, pour réduire au maximum les sources de phosphore".

3. PHASAGE DE LA PRESENTE ETUDE

L'étude comprend deux phases successives :

Première phase : étude de la qualité des cours d'eau

Cette étude est basée sur une campagne sur les affluents du lac et sur le traitement des données ainsi acquises :

- Une campagne de mesures physico-chimiques et bactériologiques, campagne décomposée en 6 sous-campagnes (notées A, B, C, D, E, F) décrites ci-après. Cette campagne devait être organisée de telle sorte que les conditions pluviométriques et hydrologiques (débit des cours d'eau) au moment des prélèvements tendent à s'apparenter le plus fidèlement possible à celles ayant prévalu lors des prises d'échantillons effectuées lors de l'étude Silène ; on verra pourquoi cet objectif n'a pu être respecté.
- Une campagne de mesures des métaux lourds sur bryophytes transférés.
- Une campagne de mesures des indices de qualité hydrobiologique.
- Le traitement des données mesurées au cours des campagnes précédentes, leur interprétation et une étude comparative des résultats nouvellement acquis avec ceux obtenus en 1994 par le Cabinet Silène.

Seconde phase : évaluation des apports en phosphore au lac d'Aiguebelette et de la tendance trophique du lac

- Exposé de la problématique des pollutions phosphorées d'origine agricole (étude bibliographique).
- Evaluation quantitative du phosphore d'origine agricole mobilisable par les processus de transfert hydrique (ruissellement, érosion) sur le bassin versant du lac d'Aiguebelette.
- Analyse qualitative du processus de transfert des eaux de ruissellement de l'amont vers l'aval des bassins versants.
- Evaluation des flux de phosphore parvenant annuellement au lac à partir des mesures de concentration réalisées dans le cadre des campagnes physico-chimiques.
Confrontation avec les évaluations théoriques correspondantes effectuées dans l'esprit de l'étude Silène.
- Analyse comparative des différentes évaluations des apports en phosphore et interprétation.
- Evaluation du niveau trophique du lac d'Aiguebelette.

4. CONSTITUTION DU RAPPORT

Le rapport se compose de deux tomes :

- **Tome 1** : Qualité physico-chimique des cours d'eau, évaluation des apports en phosphore au lac d'Aiguebelette et diagnostic de tendance trophique du lac.
- **Tome 2** : Mesure des métaux lourds sur bryophytes transférés et mesure des indices de qualité hydrobiologique.

Ce rapport est accompagné de deux cahiers-annexes :

- **Cahier-annexe n° 1** : Résultats détaillés des campagnes de mesures physico-chimiques + éléments de bibliographie relatifs à la production du phosphore diffus d'origine agricole.
- **Cahier-annexe n° 2** : Résultats d'une étude spécifique menée par la Chambre d'Agriculture de la Savoie à la demande d'Hydrolac : "**Evaluation quantitative du phosphore d'origine agricole mobilisable par les processus de transfert hydrique sur le bassin versant du lac d'Aiguebelette**".

Enfin, le rapport est complété par 9 plans hors-texte :

- Plan n° 1 : Délimitation des sous-bassins versants et superficies correspondantes.
- Plan n° 2 : Localisation des stations de mesures et de prélèvements d'échantillons - Application du SEQ-EAU (version 2) aux paramètres physico-chimiques de la qualité de l'eau : matières organiques et oxydables.
- Plan n° 3 : Idem en ce qui concerne les matières azotées

- Plan n° 4 : Idem en ce qui concerne les nitrates
- Plan n° 5 : Idem en ce qui concerne les matières phosphorées
- Plan n° 6 : Idem en ce qui concerne l'ensemble des paramètres physico-chimiques (hors bactériologie)
- Plan n° 7 : Idem en ce qui concerne la pollution bactériologique
- Plan n° 8 : Analyse cartographique des axes de transfert du ruissellement vers le lac
- Plan n° 9 : Photo aérienne avec report des limites des sous-bassins versants

5. EQUIPE D'ETUDE

L'étude a été réalisée par une équipe constituée par les bureaux Hydrolac (mandataire) Tereo et Safège-Environnement (co-traitants) avec l'assistance de la Chambre d'Agriculture de la Savoie et des laboratoires Savoie-Labo et Air-Eau-Environnement (Université de Savoie), ces trois dernières entités agissant en tant que sous-traitants.

Les travaux présentés dans le tome 1 du rapport ont été réalisés par Hydrolac avec la participation de Safège-Environnement pour ce qui concerne les prélèvements automatiques d'échantillons sur 24heures et certaines mesures de débit des cours d'eau affluents du lac et celle de Tereo pour ce qui concerne l'application du SEQ-EAU (version 2) aux résultats des mesures ; les mesures physico-chimiques ont été assurées par Hydrolac (mesures in situ de la température de l'air et de l'eau, de l'oxygène dissout, du PH et de la résistivité), Savoie-Labo (autres paramètres chimiques à l'exception du phosphore + paramètres bactériologiques) et Air-Eau-Environnement (phosphore total, phosphore total filtré et orthophosphates) ; l'étude spécifique des bilans terrestres intrants-extrants du phosphore a été réalisée par la Chambre d'Agriculture de la Savoie (M. G. Blondon et Mme C. Letort).

Les travaux présentés dans le tome 2 de l'étude ont été réalisés par le bureau Tereo avec l'assistance de Savoie-Labo pour le dosage des métaux sur bryophytes.

Superficie bassin versant :	59,6 km ² (dont 27,03 km ² pour la Leysse de N.)
Superficie du lac :	530 ha
Volume d'eau :	166.10 ⁶ m ³
Profondeur maximale :	71 m
Profondeur moyenne :	30 m
Périmètre :	14,2 km
Affluents :	Leysse, Gua, Neyret, Jeanjoux, etc.
Exutoire :	Tier (module $\approx 1,7 \text{ m}^3/\text{s}$)
Temps de renouvellement théorique :	4 ans environ en moyenne
Marnage :	Très réduit, réglé en fonction de la gestion de l'usine EDF
Statut juridique :	Domaine privé (en partie EDF)
Hydrologie	Lac monomictique à dimictique selon la rigueur des hivers

Tableau 1 : Caractéristiques principales du lac et de son bassin versant

Bassin versant	Superficie km ²
1 - Leysse à la station limnigraphique	26,60
2 - Leysse à sa confluence avec le lac	27,03
3 - Autres affluents du lac	27,26
4 - Lac	5,30
5 - Bassin versant du lac sans le lac (2 + 3)	54,29
6 - Bassin versant global du lac (2 + 3 + 4)	59,59
7 - Bassin versant partiel du Tier depuis l'exutoire du lac jusqu'à la prise d'eau EDF	2,98
8 - Bassin versant global du Tier à la prise d'eau EDF	62,57
9 - Idem, superficie lac exclue (2 + 3 + 6)	57,27
10 - Bassin versant partiel du Tier depuis la prise d'eau EDF jusqu'à La Bridoire	19,05
11 - Bassin versant global du Tier à La Bridoire (7 + 9)	81,62

Tableau 2 : Superficies des bassins versants



Figure 1 : Bassin versant du Tier à l'aval du lac d'Aiguebelette - Echelle : 1/50 000 (d'après carte IGN 1/25 000)

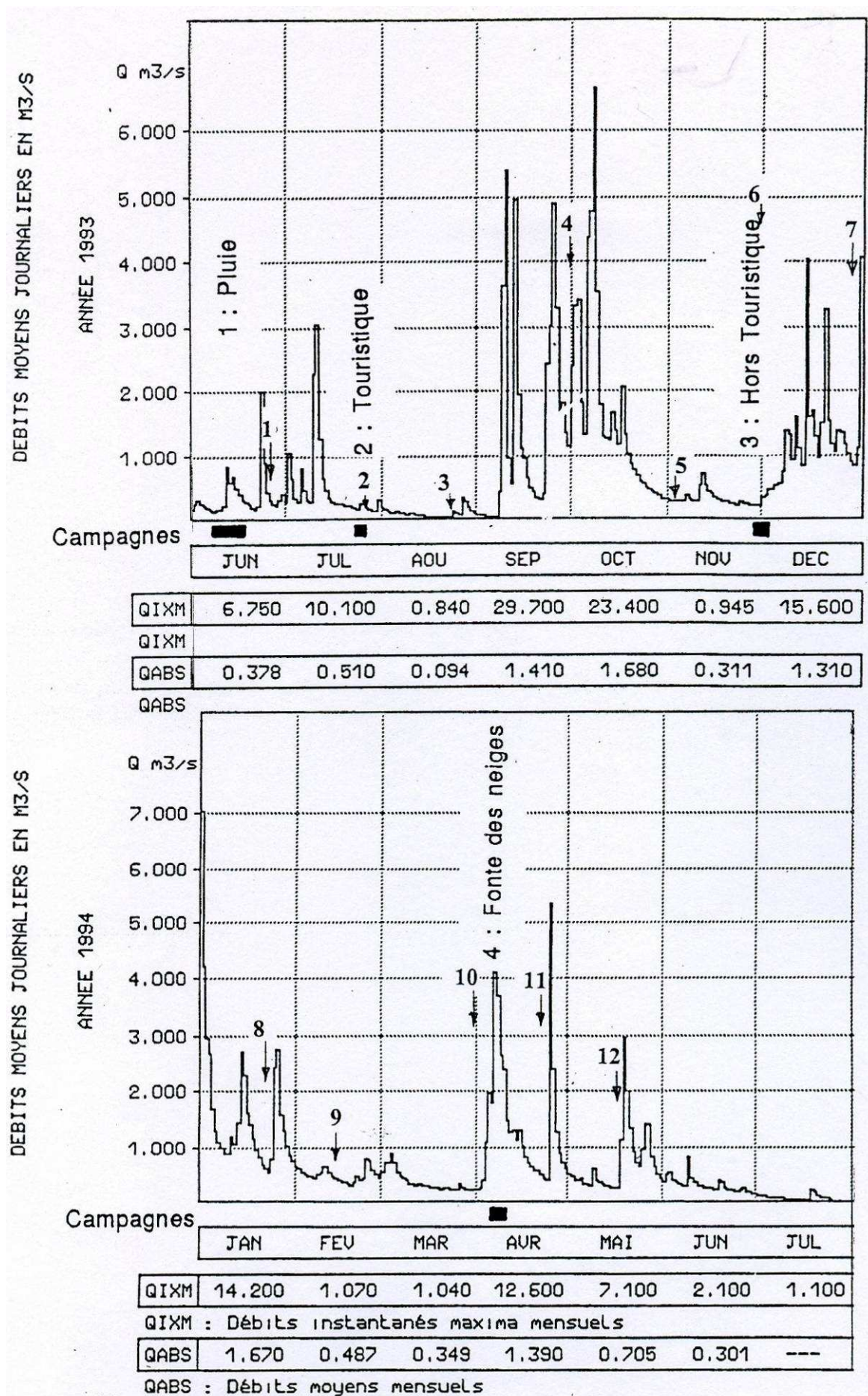


Figure 2: Etude silène 1994 - Débits de la Lysse de Novalaise lors de campagnes de prélèvement 1993-1994

	6 juillet 1978			6 août 1978			Juillet 1993 ("Touristique")			Décembre 1993 ("Hors touristique")		
	Q l/s	PO ₄ mg/l	NO ₃ mg/l	Q l/s	PO ₄ mg/l	NO ₃ mg/l	Q l/s	PO ₄ mg/l	NO ₃ mg/l	Q l/s	PO ₄ mg/l	NO ₃ mg/l
Leysses aval	442	0,23	2,3	64	0,44	3,4	280	0,033	4,4	173	0,039	3,4
Gua	364	0,0	2,2	140	NM	1,8	204	0,01	3,2	64	0,01	2,6
Neyret	20	0,1	4,1	2,1	0,37	7,1	3	0,01	2,6	21,2	0,018	1,6
Jeanjoux	18	0	0,8	0,4	NM	NM	8,6	0,01	2,8	21,4	0,011	4,6
Luzara	42	0,19	1,3	0,25	0,37	2,0	4,7	0,03	1,9	40	0,017	2,0
Combettes	5	0,08	1,8	0,4	0,47	2,4	2,8	0,026	2,7	15,6	0,011	3,4
Bourg	176	0,10	1,9	2,5	0,48	2,7	11	0,06	3,7	67,2	0,029	6,8
Tuileries	129	0,11	1,6	13,2	0,18	2,0	35,5	0,01	3,1	42,1	0,013	2,5
Moulin	64	0,08	3,2	37	0,21	3,1	52	0,01	3,4	67	0,01	1,8
Rondelet	296	0,23	4,4	8,4	0,67	4,7		0,118	6,1			

**Tableau 3 : Cours d'eau affluents du Lac d'Aiguebelette – Campagnes de juillet et août 1978 et d'août et décembre 1993
Dosage des phosphates et des nitrates**

	6 juillet 1978		6 août 1978		Juillet 1993		Décembre 1993	
	Col. tot. /100 ml	St. fec. /100 ml	Col. tot. /100 ml	St. fec. /100 ml	Col. tot. /100 ml	St. fec. /100 ml	Col. tot. /100 ml	St. fec. /100 ml
Leysses aval	14 000	46	540	33	14 000	2 000	1 900	1 220
Gua	90	33			416	50	10	8
Neyret			1 780	46	12 160	760	100	120
Jeanjoux			179 000	46	2 720	580	100	140
Luzara			6 200	46	2 600	560	2 000	510
Combettes			2 100	33	1 200	440	300	270
Bourg	11 000	21	46 000	?	3 540	620	1 800	480
Tuileries	2 000	46	68 000	46	4 480	400	300	230
Moulin	14 000	33	14 100		296	46	10	4
Rondelet	5 000	33	500	33	5 400	580		

Tableau 4: Cours d'eau affluents du Lac d'Aiguebelette – Campagnes de juillet à août 1978 et d'août et décembre 1993
Dosage des coliformes totaux et des streptocoques fécaux

Pratique agricole	Production annuelle de phosphore total	Coefficient de transmission à l'aval	Flux annuel transmis à l'aval du réseau hydrographique t/an
Fumure minérale sur parcelles de culture	35 kg/ha/an x 259 ha = 9,06 t/an	1 à 3 %	0,09 à 0,27
Rejets animaux sur prairies en période estivale	215 j x 2280 bovins x 0,023 kg/tête/an = 11,27 t/an	1 %	0,11
Rejets animaux en période de stabulation hivernale*	150 j x 2280 bovins x [30 % x 0,068 kg/tête/an + 70 % x 0,042 kg/tête/an = 17,03 t/an Cheptel laitier vaches allaitantes	1 à 5 %	0,17 à 0,85
TOTAL	37,36 t/an		0,37 à 1,23

Tableau 5 : Etude Silène 1994 - Estimation des apports au lac du phosphore total d'origine agricole

* Cette donnée globale ne permet pas de distinguer les épandages sur parcelles agricoles des stockages en cuve à lisier ou sur aires de stockage des fumiers

	Charge totale t/an	Charge spécifique g/m²/an
Campagne de mesure sur la Leysse de Novalaise et ses affluents de mai 1993 à mai 1994	2,4 { Leysse : 1,7 Autres affluents : 0,7	0,44 { 0,31 0,13
Application à l'envers du modèle de Vollenweider	2,2 à 3,5	0,41 à 0,65
Evaluation à partir des différentes sources de production de phosphore (urbaines et agricoles)	1,0 à 2,6 { Pâtures : 0,11 Cultures : 0,09 à 0,27 Elevage hivernal / épandage : 0,17 à 0,85 Population non raccordée : 0,49 à 1,19 Forêts : 0,15	0,19 à 0,48
Evaluation synthétique globale	2,0 à 3,0	0,37 à 0,56
Charges critiques (admissibles)	1 à 1,5	0,19 à 0,28
Charges dangereuses	2,1 à 3,0	0,39 à 0,56

Tableau 6 : Etude Silène 1994 - Estimation finale des apports annuels de phosphore total au lac

PREMIERE PHASE :
ETUDE DE LA QUALITE DES COURS D'EAU

PREMIERE PHASE :

ETUDE DE LA QUALITE DES COURS D'EAU AFFLUENTS DU LAC

1. CONCEPTION ET ORGANISATION DE LA CAMPAGNE DE MESURES PHYSICO-CHIMIQUES ET BACTERIOLOGIQUES

1.1 Identification des points de mesure et de prélèvement

Ces points de mesure sont récapitulés au tableau 7 et localisés sur les plans hors-texte n° 2 à 7.

Ils sont désignés par les numéros 1 à 13.

Par rapport aux stations concernées dans l'étude Silène 1994, la liste précédente a exclu les ruisseaux de Luzara et des Combettes (berge ouest du lac) et du Moulin (berge sud).

Cette modification peut se justifier de la manière suivante :

– En ce qui concerne les ruisseaux de Luzara et des Combettes, leurs bassins versants sont assez comparables du point de vue de la structure topographique (superficies, pentes) de l'utilisation du sol (mixte : bois et prairies) à ceux des ruisseaux du Bourg et de la Tuilerie ; ces deux derniers, nettement plus étendus, pourront par conséquent servir de base, par extrapolation, à l'estimation des flux de phosphore produits par les deux premiers.

Les ruisseaux de Neyret et de Jeanjoux, plus proches, sont également tout à fait comparables des points de vue topographique et utilisation du sol mais ils présentent la particularité d'être recoupés par l'autoroute A43.

– En ce qui concerne le ruisseau du Moulin, sa partie non urbanisée est essentiellement forestière, donc produisant des flux phosphorés de faible niveau : une approximation dans l'évaluation de ces flux n'exercera donc que peu d'influence sur celle du flux global parvenant au lac.

A noter que les trois stations de l'étude 1993-1994 non reprise en 2005-2006 ont été nommées respectivement 7A (Luzara), 7B (Combettes) et 8A (Moulin).

1.2 Caractéristiques particulières des stations - Conditions de prélèvement

De manière générale, les prélèvements et mesures physico-chimiques in situ ont partout été opérées, sans problème particulier, directement dans le lit des ruisseaux ; il en a été de même en ce qui concerne la mise en place et l'exploitation des préleveurs automatiques d'échantillons.

- **Leyse amont (station n° 1) :** La station présente la particularité de se situer à une relativement courte distance à l'aval d'une zone d'abreuvement d'animaux.
- **Leyse médiane (station n° 2) :** station située à une centaine de mètres à l'amont du centre d'exploitation de M. B. Veuillet.
- **Leyse aval (station n° 3) :** station située à une cinquantaine de mètres à l'amont du pont de la RD 41 (donc à l'aval de l'autoroute A43).
- **Confluence Bottières/Collombs (station n° 4) :** station située à une cinquantaine de mètres à l'aval du pont de la RD 36^E sur le ruisseau des Collombs.
- **Le Gua (station n° 5) :** station située à une centaine de mètres à l'amont du pont de la RD 41
- **Le Neyret (station n° 6) :** station située immédiatement à l'aval du pont de la RD 921
- **Le Jeanjoux (station n° 7) :** station située dans l'emprise du camping, à une cinquantaine de mètres à l'amont de la confluence du ruisseau avec le lac
- **La Tuilerie (station n° 8) :** station située à une dizaine de mètres à l'aval du pont de la RD 923
- **Le Bourg (station n° 9) :** station située à une dizaine de mètres à l'aval du pont de la RD 923
- **Le Tier sortie du lac (station n° 10) :** station située à moins d'une centaine de mètres à l'aval du lac, à l'extrémité d'un chemin issu du parc de stationnement du camping situé à cet endroit
- **Le Rondelet (station n° 11) :** station située à l'amont immédiat du pont de la route raccordant la RD 921 (à l'aval du Gué des Planches) à Ayn.
- **Tier aval STEP proche (station n° 12) :** station située à quelques dizaines de mètres à l'aval du rejet de la station d'épuration
- **Tier aval STEP éloigné (station n° 13) :** accès par une petite route longeant la rive gauche du Tier, route raccordée à la RD 921 juste à l'amont du bourg de La Bridoire ; la station se situe environ 200/300 m à l'amont de la jonction entre les deux routes, juste à l'amont d'une passerelle d'accès à une habitation isolée située en rive gauche du cours d'eau.

1.3 Définition du programme des prélèvements en vue des analyses physico-chimiques

Six campagnes de mesures réparties sur une année (début juillet 2005 à début juillet 2006) ont été programmées (tableau 8) :

A. Une campagne dite "touristique", durant l'été estival

- Date : 11 juillet 2005 ;
- Prélèvement intégré sur 24 heures : un prélèvement 0,25 l toutes les 3 heures et assemblage des 8 échantillons ;
- Cours d'eau : Leysse amont, Leysse médiane, Leysse aval, confluence Bottières/Collombs, Gua, Neyret, Jeanjoux, Tuilerie, Bourg, Rondelet ;
- Stations : 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11.

B. Une campagne "hors touristique", durant l'été hivernal

- Date : 9 janvier 2006 ;
- Prélèvement intégré sur 24 heures : un prélèvement 0,25 l toutes les 3 heures et assemblage des 8 échantillons ;
- Cours d'eau : Leysse amont, Leysse médiane, Leysse aval, confluence Bottières/Collombs, Gua, Neyret, Jeanjoux, Tuilerie, Bourg, Rondelet ;
- Stations : 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11.

Selon le cahier des charges de l'étude : *"Les campagnes A et B ont pour objectif de mettre en évidence l'impact éventuel de rejets ponctuels."*

C. Une campagne "pluie" printemps, été faisant suite à une période sèche

- Période prévisionnelle : juin ;
- Trois mesures ponctuelles : avant, pendant et après l'épisode pluvieux ;
- Cours d'eau : confluence Bottières/Collombs Leysse médiane, Leysse aval, Gua, Neyret, Jeanjoux ;
- Stations : 4, 2, 3, 5, 6, 7

Cette campagne n'a pas été réalisée car remplacée par une campagne complémentaire sur la station Leysse aval n° 3 (cf. ci-après).

D. Une campagne "pluie" ou fonte de la neige, durant la fin de l'hiver ou le début du printemps

- Date : 10 au 12 mars 2006 ;

- Trois mesures ponctuelles : avant, pendant et après l'épisode pluvieux ;
- Cours d'eau : confluence Bottières/Collombs Lysse médiane, Lysse aval, Gua, Neyret, Jeanjoux ;
- Stations : 4, 2, 3, 5, 6, 7

Selon le cahier des charges de l'étude : *"Les campagnes C et D ont pour objectif de mettre en évidence l'effet du ruissellement sur la qualité des cours d'eau, notamment sur le secteur nord et nord-ouest du lac ; influence du réseau autoroutier, activité agricole plus marquée, impact potentiel de dysfonctionnements du réseau collectif d'assainissement..."*

E. Suivi mensuel de la Lysse et du Tier :

12 mesures selon une périodicité mensuelle sur la Lysse aval (n° 3) et le Tier en sortie du lac (n° 10). Prélèvements intégrés sur 24 heures.

Dates : 11 juillet, 1^{er} août, 5 septembre, 10 octobre, 7 novembre et 5 décembre 2005, 9 janvier, 8 février, 6 mars, 3 avril, 2 mai et 6 juin 2006.

Selon le cahier des charges de l'étude : *"Les campagnes de prélèvements seront à caler sur la base d'une caractérisation des conditions hydrologiques rencontrées lors de l'étude Silène. Ce suivi permettra d'affiner l'évaluation de la qualité de la Lysse qui constitue l'affluent principal du lac et d'évaluer la charge en phosphore annuellement apportée par la Lysse et exportée par le Tier."*

F. Campagne de mesures sur le Tier à l'aval de la station d'épuration de la CCLA

Termes de référence de l'étude : *"Deux points de mesure ont été retenus : aval proche et éloigné de la STEP. L'objectif est de mettre en évidence l'impact du rejet de la STEP sur le ruisseau du Tier."*

Pour ces deux points, 4 mesures ponctuelles :

- . 1 en période estivale sèche (période de pointe estivale) : 5 septembre 2005
- . 1 en été aussitôt après un orage ou une forte pluie ayant entraîné le by-pass des effluents en tête de station : 28 juin 2006
- . 1 en hiver en période sèche : 27 janvier 2006
- . 1 en hiver après un épisode pluvieux ou neigeux entraînant le by-pass des effluents en tête de station : 24 mars 2006.

La réalisation de mesures ponctuelles, et non de prélèvements fractionnés sur 24 heures, se justifie par la régulation temporelle des débits et des concentrations des différents paramètres physico-chimiques exercée, pour les premiers, par le lac et, pour les seconds, par le lac et la station d'épuration.

1.4 Déclenchement et conditions de prélèvement - Gestion des échantillons

Le cahier des charges de l'étude précisait : *"Afin d'obtenir une certaine reproductibilité avec les conditions rencontrées par le cabinet Silène lors des études de 1993 et 1994 et limiter la*

marge d'erreurs de l'étude comparative liée à l'influence des conditions hydrologiques sur la concentration des paramètres analysés, **il est important que le prestataire, sur la base des rapports Silène et préalablement au lancement des nouvelles campagnes de mesures, établisse une analogie des conditions pluviométriques et hydrologiques existantes lors des campagnes de 1993 et 1994 (caractérisation des périodes d'étiage et de crue).**

Ce point constitue un élément fondamental pour l'interprétation des résultats et l'analyse comparative sollicitée.

Ainsi, le prestataire caractérisera pour chaque campagne, les conditions "souhaitables" permettant de se rapprocher de celles rencontrées lors des mesures de 1993-1994. Sur la base d'un suivi régulier des données météorologiques et hydrologiques, il déclenchera la réalisation des mesures et des prélèvements dès lors que les conditions rencontrées lui sembleront suffisamment proches de celles qu'il aura définies."

Le respect des exigences précédentes n'a pas été difficile en ce qui concerne les campagnes A, B, D et F puisqu'il s'agissait de campagnes ponctuelles.

Il n'en a par contre pas été de même en ce qui concerne la campagne E (tableau 7 bis).

De fait, compte tenu de la réalisation, en sus du programme précédent, d'un suivi fin de la station 3 couvrant les situations hydrologiques les plus diverses (cf. ci-après), il est apparu préférable, sur le plan de la représentativité statistique des résultats obtenus au cours de la campagne E, d'effectuer les prélèvements de manière régulière (en l'espèce : 1^{ère} semaine de chaque mois).

Paradoxalement, les prélèvements lors de la campagne E ont été effectués plus fréquemment en période d'hydraulicité moyenne à forte des cours d'eau en 2005-2006 qu'en 1993-1994 alors que, comme on le verra ci-après, l'hydraulicité moyenne des cours d'eau a été nettement plus forte en 1993-1994 (débit moyen de la Lysse = 835 m³/s sur la période juin 1993 - mai 1994 et = 340 m³/s sur la période juillet 2005 - juin 2006).

Un autre intérêt de cette approche a été qu'il a été ainsi possible de couvrir une gamme de débits nettement plus large lors des prélèvements en 2005-2006 que cela n'avait été le cas en 1993-1994.

En ce qui concerne **la réalisation proprement dite des prélèvements et la constitution des échantillons**, le cahier des charges précisait les dispositions suivantes, lesquelles ont été scrupuleusement respectées :

"Les prélèvements seront effectués conformément aux recommandations de la DIREN. Ils seront réalisés au milieu du cours d'eau. L'eau sera prélevée à une profondeur au plus près de 30 cm à partir de la surface.

Le flaconnage, le mode de remplissage des flacons, leur identification, les quantités nécessaires, les conditions de conservation et les délais de transmission, respecteront nécessairement les prescriptions du laboratoire en charge des analyses.

Pour les prélèvements intégrés sur 24 heures, ceux-ci se feront à l'aide d'un préleveur automatique sur la base de 8 prélèvements de 0,25 litre effectués toutes les 3 heures."

1.5 Les paramètres physico-chimiques à mesurer

Les termes de référence de l'étude prévoyaient le programme d'analyses détaillé au tableau 8 ci-après.

On remarque en premier lieu que ce programme s'écarte, pour certains paramètres, de la conception du programme de la campagne de 1993-1994 :

- La DBO₅ (2005-2006) remplace le carbone organique total COT (1993-1994) ; on pourrait certes songer à calculer une "DBO₅ équivalente au COT" selon le principe suivant :
 - Consommation d'oxygène correspondant à une unité de COT = $\text{COT} \times \frac{[\text{O}_2]}{\text{C}} = \text{COT} \times \frac{32}{12} = 2,67 \cdot \text{COT} = \text{DBO carbonée maximale (DBO}_{21})$
 - $\text{DBO}_5 \approx 0,7 \times \text{DBO}_{21}$
 - d'où "DBO₅ équivalente" $\approx 2,67 \times 0,7 \text{ COT} \approx 1,87 \text{ COT}$.

Mais cette équivalence n'est que formelle car les conditions de mesure de la COT et de la DBO ne sont pas les mêmes : oxydation énergétique du carbone organique par l'acide phosphorique puis par le persulfate de sodium à environ 60 °C pour le COT, dégradation bactérienne de la matière organique carbonée à la température ambiante pour la DBO₅ ; la "DBO₅ équivalente" calculée comme indiqué ci-dessus est par conséquent supérieure à la DBO₅ vraie.

- En ce qui concerne la pollution bactériologique, les Escherichia Coli (2005-2006) remplacent les coliformes totaux (1993-1994), les seconds englobant les premiers.

Par contre, les entérocoques de 1993-1994 sont exactement équivalents aux streptocoques fécaux de 2005-2006.

- Par ailleurs, certaines modifications ont été introduites dans ce programme, sur suggestion d'Hydrolac, afin de disposer de ressources plus importantes en ce qui concerne les dosages de phosphore que l'on a souhaité multiplier compte tenu de l'importance capitale de cet élément dans le cadre de la problématique de l'étude.

C'est ainsi que les dosages des MES ont été supprimés : cette suppression s'est révélée être une erreur dans la mesure où existe une forte interaction entre le phosphore particulaire et les matières en suspension.

C'est la raison pour laquelle un programme de dosages complémentaire sur la station Leyse aval (n° 3), en mai-juin 2007 réintégrant le dosage des MES, a été réalisé.

- Une autre modification du programme a concerné le phosphore : si les orthophosphates ont bien été dosés conformément au programme, le dosage du phosphore total brut a été remplacé par le dosage du phosphore total sur échantillon filtré (filtre 0,45 µm) ; cela sur suggestion du laboratoire "Air-Eau-Environnement" sans qu'Hydrolac ait songé à réagir.

En fait, la suggestion de doser le phosphore total sur échantillon filtré était tout à fait pertinente puisque cette mesure permet d'accéder à la totalité du phosphore bio disponible (orthophosphates + phosphore organique dissous ou colloïdal) ; mais il n'aurait pas fallu pour autant supprimer le dosage du phosphore total "brut", le phosphore particulaire étant estimé par la différence entre ce phosphore total "brut" et le phosphore total sur échantillon filtré (0,45 µm).

Le programme de dosage complémentaire actuellement en cours sur la Leyse aval intègre donc, outre les MES, les trois formes (spéciations) du phosphore : orthophosphates (P.PO₄), phosphore total sur échantillon filtré (noté P_{TF} dans la suite) et phosphore total sur échantillon brut (noté P_T).

- Une dernière modification du programme a concerné les mesures in situ, lesquelles concernent des paramètres, en particulier l'oxygène dissous et la température (éventuellement le PH), susceptibles de varier très sensiblement au cours d'un cycle nyctéméral.

Les analyses sur échantillons moyens 24h ont par conséquent été complétées par des mesures instantanées de la température de l'eau, de l'oxygène dissous, du PH et de la résistivité 4 fois par période de 24 heures.

- A noter enfin que les mesures prévues n'ont évidemment pu être effectuées lorsque le ruisseau concerné se trouvait à sec (cas du Rondelet lors de la campagne A en juillet 2005).

Compte tenu de ces modifications, le programme de base des analyses physico-chimiques s'est effectivement déroulé selon les indications du tableau 8A. Ce tableau concerne également les campagnes complémentaires de mesure des différentes formes du phosphore à la station Leysse aval (n° 3) dont il est question ci-après.

1.6 Mesures complémentaires du phosphore à la station Leysse aval (n° 3)

• Campagne complémentaire de base

La réalisation de trois mesures successives à des instants assez imprécisément définis au cours d'un épisode de crue, comme lors de la campagne Silène 1993, ne nous paraissait pas répondre de manière satisfaisante à l'objectif de mieux comprendre l'influence des épisodes de forte hydraulité des cours d'eau sur la formation des flux du phosphore.

On rappelle à cet égard que les résultats des campagnes "pluie" et "fonte de neige" n'ont pas été exploités par Silène dans le cadre de son évaluation des flux globaux de phosphore.

Le seul véritable moyen de garantir réellement à la fois (i) une évaluation fiable des flux de phosphore parvenant au lac, (ii) la possibilité de rendre comparable le protocole de mesure Silène 1993-1994 et celui appliqué dans le cadre de la présente étude, enfin (iii) à une appréciation correcte de l'influence des épisodes pluvieux sur les flux d'éléments nutritifs vers le lac consistait à réaliser un nombre plus importants de prélèvements et d'analyses dans le cadre de la sous-campagne E au moins en ce qui concerne la Leysse aval.

Cette approche est d'ailleurs celle qui avait été appliquée dans les années 70 sur les affluents des lacs du Bourget et d'Annecy et qui a été réactivée sur la Leysse aval (bassin chambérien) et le Sierroz aval depuis la mise en place sur ces deux cours d'eau en 2004 de stations de suivi semi-automatique de la qualité de l'eau.

Un plus grand nombre de mesures du phosphore devait en particulier permettre d'établir les **fuseaux de correspondance** entre concentrations (et flux) de phosphore, d'une part, et débit, d'autre part, lesquels peuvent servir de base à une évaluation saisonnière de la relation débit-concentration (ou flux), permettant d'aboutir à une évaluation des flux globaux minimisant l'incertitude d'échantillonnage et autorisant une évaluation de ces mêmes flux pendant d'autres périodes annuelles plus anciennes (périodes néanmoins suffisamment récentes pour qu'il soit légitime de considérer la situation du bassin versant comme directement comparable, du point de vue des émissions de pollutions phosphorées, à la situation actuelle (assainissement urbain, pratiques agricoles)).

L'offre Hydrolac avait ainsi proposée une option prévoyant environ **40 prélèvements complémentaires** sur la Leysse aval (n° 3) avec dosage des orthophosphates, du phosphore total (en l'occurrence sur échantillons filtrés 0,45 µm) et, accessoirement, mesures in situ de la température de l'eau, de l'oxygène dissous, du PH et de la conductivité.

La fréquence des prélèvements devait être bihebdomadaire en période de temps sec (débit faible et peu variable), cette fréquence étant augmentée en période pluvieuse et/ou de crue de la Leysse.

En pratique et compte tenu de l'intérêt des résultats acquis lors de cette campagne complémentaire, ce sont non pas 40 mais environ 60 échantillons qui ont été prélevés dans les conditions hydrologiques les plus variées à la station Leysse aval entre juillet 2005 et juin 2006.

L'annexe 5 du cahier-annexe n° 1 récapitule les prélèvements réalisés lors de cette campagne complémentaire.

• **Seconde campagne complémentaire**

Cette seconde campagne a été motivée par le constat, après analyse des résultats, de la nécessité de disposer de mesures conjointes des matières en suspension et des trois formes du phosphore (orthophosphates, phosphore total sur échantillons filtrés et phosphore total sur échantillons bruts).

Cette campagne est également effectuée sur la station Leysse aval et a débuté en mai 2007. Elle comprendra de l'ordre d'une quinzaine d'échantillon (10 échantillons ayant été prélevés à la date d'édition du présent rapport).

1.7 Méthode de dosage

Les tableaux 9 et 9A indiquent les méthodes de mesure et de dosage appliquées pendant la campagne 2005-2006. **A noter que le seuil de sensibilité afférent à la méthode de dosage du phosphore s'établit à 5 µg/l.**

En ce qui concerne les dosages in situ (tableau 9), les mesures ont été effectuées au moyen de sondes de terrain (les normes indiquées dans les termes de référence s'appliquaient aux mesures de laboratoire).

En ce qui concerne les dosages au laboratoire (tableau 9A), les méthodes employées répondent très exactement aux termes de référence à l'exception de l'azote ammoniacal (méthode appliquée : protocole interne par colorimétrie, propre à Savoie-Labo et accrédité SOFRAC) et des HAP (norme NF EN ISO 17993 au lieu de NF T 90 115).

1.8 Mesures hydrométriques

(i) Débits

En ce qui concerne la Leysse, une station limnigraphique gérée par la DIREN enregistre les hauteurs d'eau à l'aval du pont autoroutier.

Dans le cas du Tier, les débits moyens journaliers peuvent être estimés en sommant le débit réservé à l'aval de la prise d'eau EDF et les volumes dérivés vers l'usine hydroélectrique de La Broidoire (cf. ci-après l'analyse hydrologique du Tier).

Les autres cours d'eau, dépourvus de toute station de mesure, ont donc été jaugés directement par le bureau d'étude (Hydrolac ou Safège-Environnement selon le cas).

Ces jaugeages ont été effectués dans la majorité des cas à l'aide d'un courantomètre (micromoulinet OTT ou courantomètre électromagnétique).

Dans le cas particulier du Gua (station n° 5), l'estimation du débit a été opérée à partir de la hauteur d'eau au-dessus de deux déversoirs (largeurs respectives 5,8 m et 1 m) fonctionnant en parallèle à l'intérieur de l'enceinte autoroutière.

(ii) Pluviométrie

La pluviométrie journalière est enregistrée à deux stations Météo-France sur le bassin du lac d'Aiguebelette : l'une se situe au bord du lac (base de canoë-kayak), l'autre à Novalaise.

2. CONCEPTION ET ORGANISATION DES CAMPAGNES DE MESURE DES METAUX LOURDS ET DES INDICES DE QUALITE HYDROBIOLOGIQUE

Tous les aspects concernant l'organisation et la réalisation de ces deux campagnes de mesures sont détaillés dans le tome 2 du rapport d'étude.

Nous rappelons ci-après pour mémoire les grands principes de ces campagnes.

2.1 Campagne de mesure des métaux lourds

La partie nord du lac d'Aiguebelette est soumise à l'influence potentielle du réseau autoroutier (A43) et notamment au transfert des éléments métalliques dans le milieu aquatique.

A cet effet, le bureau Silène avait réalisé en 1993 une étude de la contamination métallique des affluents du lac soumis au rejet des bassins de dépollution de l'AREA.

Afin de dresser un état comparatif de la situation actuelle avec les résultats des mesures de 1993, une nouvelle campagne de mesures et de prélèvements devait être réalisée suivant les conditions décrites ci-après.

(i) Métaux mesurés - Méthode de mesure

Les analyses ont porté sur les 8 métaux suivants : Arsenic, Cadmium, Chrome total, Mercure, Nickel, Plomb, Cuivre, Zinc.

La méthode utilisée a été celle de l'analyse des métaux lourds sur bryophytes transférés (des implants de bryophytes sont introduits dans le milieu aquatique à tester).

A cet effet, la mise en œuvre de cette méthode, le traitement et la préparation des échantillons, ainsi que les méthodes d'analyses ont suivi les préconisations de l'étude inter-agences n° 55 éditée par les Agences de l'Eau et relative à l'utilisation des bryophytes aquatiques comme outil de surveillance de la contamination des eaux courantes par les micropolluants métalliques : concept, méthodologie et interprétation des données (document à télécharger sur le site de l'Agence de l'Eau).

La recherche des huit micropolluants métalliques (As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Cu et Zn) sur bryophytes a été réalisée par Savoie-Labo, accréditée par COFRAC pour ces analyses. Les normes d'analyses utilisées ont été la norme NF EN 1483 pour le mercure et NFEN ISO

11885 pour le reste des micropolluants métalliques. Ces analyses comprennent le nettoyage et le broyage des bryophytes, le tamisage et le séchage des sédiments.

(ii) Les stations de mesure

Les implants de bryophytes ont été installés sur les ruisseaux du Gua, de la Laysse (secteur aval), du Neyret et du Jeanjoux en amont et en aval des bassins de "dépollution" de l'Area, soit 8 stations.

Pour le ruisseau du Gua, en plus des analyses sur les implants, le prestataire a réalisé une analyse de chacun des éléments décrits ci-dessus sur des bryophytes autochtones situées à l'aval du point de rejet de l'unité de dépollution.

Le nombre d'analyses planifiées est récapitulé au tableau 10 (extrait du cahier des charges de l'étude).

2.2 Campagne de mesure des indices de qualité hydrobiologique

(i) Méthode

Conformément aux termes de référence, l'analyse de la qualité biologique des cours d'eau s'est appuyée sur le calcul des deux indices biologiques suivants :

- Indice Biotique Global Normalisé : selon norme AFNOR T 90-350 et mise en œuvre suivant le cahier technique de référence ;
- Indice Biologique Diatomées : selon norme NF T 90-354 avec calcul de l'PS et mise en œuvre suivant le guide méthodologique de référence.

(ii) Localisation des stations de mesure

Cette localisation est indiquée au tableau 10A (d'après termes de référence de l'étude).

3. PRESENTATION ET TRAITEMENT DES RESULTATS DES MESURES PHYSICO-CHIMIQUES ET BACTERIOLOGIQUES¹

3.1 Conditions hydrologiques et thermiques

(i) Vue d'ensemble

Les conditions hydrologiques ont été très différentes lors des deux campagnes de mesure : forte hydraulité lors de la campagne 1993-1994, hydraulité beaucoup plus modeste en 2005-2006.

• Campagne juin 1993 à mai 1994

- Débit moyen annuel de la Laysse : 835 l/s
- Pluviométrie : 1 200 mm.

¹ Les résultats des campagnes de mesure des métaux lourds et des indices de qualité hydrobiologique sont présentés dans le tome 2 du rapport.

- **Campagne juillet 2005 à juin 2006**

- Débit moyen annuel de la Leysse : 340 l/s
- Pluviométrie : 940 mm.

- **Comparaison avec le module interannuel de la Leysse**

Ce module s'établissant à 520 l/s, on peut en conclure que la moyenne des deux campagnes est proche de la situation hydrologique moyenne interannuelle.

En ce qui concerne les **conditions thermiques**, la figure 6 (température de l'eau à la station Leysse aval) permet de constater que ces conditions ont été très proches lors des deux campagnes.

(Nota : le mois de juin à gauche du diagramme concerne l'année 1993 alors que le même mois à droite du diagramme concerne l'année 2006).

(ii) Données hydrologiques détaillées

- Le **tableau 11** récapitule les valeurs des débits moyens mensuels et annuels de la Leysse depuis la mise en service de la station (juin 1993).
- Le **tableau 12** présente la correspondance entre les débits moyens mensuels de la Leysse de Novalaise et ceux d'une station limnigraphique assez proche (l'Albanne à la station de Buisson Rond). Cette correspondance a été analysée en vue d'une extension (vers des années plus anciennes) de la série chronologique des débits moyens annuels de la Leysse (cf. ci-après : étude de la tendance trophique du lac d'Aiguebelette).
- La **figure 3** fournit la traduction graphique de cette correspondance, laquelle se révèle de qualité moyenne : la pente de la droite de corrélation est égale au rapport des superficies des bassins versants (26,6 km² pour la Leysse, 46,5 km² pour l'Albanne). Les chiffres entre parenthèses sur le tableau 12 années 1987 à 1993) résultent de l'application de cette corrélation.
- Le **tableau 13** récapitule les hauteurs précipitées mensuelles aux stations pluviométriques du lac d'Aiguebelette et de Novalaise entre janvier 2005 et juillet 2006.
- Les **figures 4 (juin 2005 à janvier 2006) et 5 (décembre 2005 à juillet 2006)** présentent la séquence complète des débits moyens journaliers de la Leysse et des hauteurs précipitées journalières (station du lac d'Aiguebelette) pendant toute la durée de la campagne 2005-2006. De manière générale, la relation fonctionnelle entre précipitations et débits apparaît classique, en particulier en ce qui concerne le ratio débit ÷ hauteurs précipitées, lequel est toujours nettement plus élevé en saison froide qu'en saison chaude. Par ailleurs, ce diagramme ne révèle aucun épisode de précipitations notables (> 20 mm en 24h) n'ayant donné lieu à aucun pic de débit.
- Enfin, l'**annexe 11 du tome 1** présente un certain nombre de données hydrométriques complémentaires plus détaillées :
 - Précipitations journalières à la station lac d'Aiguebelette de juin 2005 à juillet 2006.

- Niveau du lac de janvier 2005 à mai 2006.
- Débits moyens journaliers de la Leysse de Novalaise de janvier 2005 à juillet 2006.

3.2 Présentation des résultats des campagnes de mesure physico-chimiques et bactériologiques

- Annexe 1 : Résultats bruts de la campagne 2005-2006 - Classification par paramètre.
- Annexe 2 : Résultats bruts de la campagne 2005-2006 - Classification par station.
- Annexe 3 : Application du SEQ-EAU aux résultats des campagnes 1993-1994 et 2005-2006 :
 - Campagne 1993-1994
 - Campagne 2005-2006 : sans prise en compte des mesures complémentaires du phosphore sur la Leysse aval
 - Campagne 2005-2006 : avec prise en compte des mesures complémentaires du phosphore sur la Leysse aval
- Annexe 4 : Station 3 (Leysse aval) - Résultats des mesures (graphes dates-concentrations) - Campagnes 1993-1994 et 2005-2006
- Annexe 5 : Station 3 (Leysse aval) - Campagne 2005-2006 - Mesure des concentrations en phosphore (campagne complémentaire)
- Annexe 6 : Station 3 (Leysse aval) : Liaisons débits-concentrations (autres paramètres que le phosphore)
- Annexe 7 : Station 10 (exutoire du lac) - Résultats des mesures (graphes dates-concentrations)
- Annexe 8 : Stations 2 (Leysse moyenne), 4 (confluence Collombs/Bottières), 5 (Gua), 6 (Neyret), 7 (Jeanjoux) - Résultats des mesures (graphes dates-concentrations)
- Annexe 9 : Comparaison des résultats des mesures aux stations 1 (Leysse amont), 2 (Leysse moyenne), 3 (Leysse aval) et 10 (exutoire du lac) - Graphes dates-concentrations - Campagne 2005-2006
- Annexe 10 : Comparaison des résultats des mesures de concentrations aux stations du Tier : 10 (exutoire du lac), 12 (aval station d'épuration) et 13 (amont La Bridoire) - Graphes dates-concentrations - Campagne 2005-2006

Enfin, la figure 14 rassemble les résultats de mesures plus ponctuelles effectuées entre 2001 et 2003 aux stations Leysse aval (n° 3), Gua (n° 5) et Tier (ou exactement ?).

3.3 Commentaire des résultats des campagnes de mesure physico-chimiques et bactériologiques

(i) Présentation

Les résultats des campagnes de mesure font en premier lieu l'objet d'un traitement standard selon le système d'évaluation de la qualité de l'eau (SEQ-EAU - version 2) aboutissant à une appréciation de l'état qualitatif global du milieu et de son évolution temporelle de la campagne 1993-1994 à la campagne 2005-2006, cela selon les critères de ce système.

Les résultats font ensuite l'objet de traitements plus détaillés et spécifiques visant différents objectifs :

- Evolution temporelle de la qualité entre les deux campagnes ;
- Liaison entre les paramètres physico-chimiques de la qualité et les paramètres hydrométriques ;
- Séparation des effets des différentes sources potentielles de pollution (eaux résiduares urbaines, pollutions d'origine agricole).

(ii) Application du SEQ-EAU (version 2)

• Principe d'analyse SEQ-EAU

Les classes de qualité de l'eau sont établies à partir du Système d'Evaluation de la Qualité de l'Eau des cours d'eau : le **SEQ-EAU**.

Le SEQ-EAU permet d'évaluer la qualité de l'eau et son aptitude à assurer certaines fonctionnalités : maintien des équilibre biologiques, production d'eau potable, loisirs et sports aquatiques, aquaculture, abreuvement des animaux et irrigation.

Les évaluations sont réalisées, à ce jour, au moyen de 156 paramètres de qualité d'eau regroupés en 15 indicateurs appelés altérations (nitrates, pesticides, matières organiques et oxydables, etc.).

Altérations	Paramètres décrivant l'altération
Matières Organiques et Oxydables (consomment l'oxygène de l'eau)	Oxygène dissous, taux de saturation en oxygène, DBO ₅ , DCO, COD, NH ₄ , NKJ
Matières azotées (hors nitrates) (contribuent à la prolifération d'algues)	NH ₄ , NKJ, NO ₂ ⁻
Nitrates (gênent la production d'eau potable)	NO ₃ ⁻
Matières phosphorées (provoquent la prolifération d'algues)	P _T , PO ₄ ³⁻
Particules en suspension (troublent l'eau et gênent la pénétration de la lumière)	Turbidité, MES, transparence
Couleur	Couleur
Température (trop élevée, elle perturbe la vie des poissons)	Température
Micro-organismes (gênent la production d'eau potable et la baignade)	Coliformes thermotolérants, streptocoques fécaux, coliformes totaux
Minéralisation (modifie la salinité de l'eau)	Conductivité, chlorures, sulfates, calcium, magnésium, sodium, potassium, duré, TA, TAC
Acidification (perturbe la vie aquatique)	pH, aluminium
Phytoplancton (trouble l'eau et fait varier l'oxygène et l'acidité. Gêne la production d'eau potable)	Chlorophylle a + phéopigments, pH, taux de saturation en O ₂

Micropolluants minéraux (sont toxiques pour les êtres vivants et les poissons en particulier. Gênent la production d'eau potable)	Arsenic, cadmium, chrome total, cyanures, nickel, mercure, cuivre, plomb, zinc
Métaux sur bryophytes (indicateurs d'une pollution de l'eau par les minéraux)	Arsenic, cadmium, chrome total, cyanures, nickel, mercure, cuivre, plomb, zinc
Pesticides sur eau brute (sont toxiques pour les êtres vivants et les poissons en particulier. Gênent la production d'eau potable)	Total pesticides, linuron, isoproturon, carbendazine, lindane, diuron, chlordane, simazine, atrazine, ... (36 substances)
Micropolluants Organiques sur eau brute, hors pesticides (sont toxiques pour les êtres vivants et les poissons en particulier. Gênent la production d'eau potable)	HAP, PCB, 000 (63 substances)

En identifiant les altérations qui compromettent les équilibres biologiques ou les usages, le SEQ-EAU autorise un diagnostic précis de la qualité de l'eau et contribue à définir les actions correctrices pour son amélioration en fonction de ses utilisations souhaitées.

L'aptitude de l'eau à la biologie et aux usages est évaluée, pour chaque altération, à l'aide de 5 classes d'aptitude au maximum, allant du bleu (aptitude très bonne) au rouge (inaptitude).

Qualité	Très bonne	Bonne	Passable	Mauvaise	Très mauvaise
Classe	Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge

La classe d'aptitude est déterminée au moyen de grilles de seuils établies pour chacun des paramètres de chaque altération. Ainsi, pour la biologie et les usages, des seuils différents peuvent être déterminés selon les paramètres et les altérations considérées.

La qualité de l'eau est déterminée au moyen de la même grille. La grille des classes de qualité de l'eau est construite à partir de l'aptitude de l'eau à la biologie et aux usages liés à la santé (production d'eau potable, loisirs et sports nautiques) considérés comme les usages principaux. Elle en constitue donc une synthèse.

La classe de qualité bleue de référence permet la vie et la production d'eau potable après une simple désinfection et les loisirs et sports nautiques. La classe rouge ne permet plus de satisfaire au moins l'un de ces 2 usages ou les équilibres biologiques. Entre ces deux extrêmes, les évolutions des classes d'aptitude de l'un des trois usages font varier la qualité de l'eau en vert, jaune ou orange.

La qualité de l'eau pour chaque altération est déterminée par le paramètre le plus déclassant, c'est-à-dire celui qui définit la classe de qualité la moins bonne.

En ce qui concerne les aspects concernés par le présent rapport (tome 1) sont pris en considération les altérations suivantes :

- | | | |
|--|---|-----------------------------|
| <ul style="list-style-type: none"> – Matières Organiques et Oxydables – Matières azotées (hors nitrates) – Nitrates – Matières phosphorées | } | → Pollution chimique |
| <ul style="list-style-type: none"> – Micro-organismes | } | → Pollution bactériologique |

• Résultats

La grille d'analyse du SEQ-EAU a été appliquée aux résultats des campagnes 1993-1994 (tableau 16) et 2005-2006 (tableau 15).

Les plans hors-texte n° 2 (matières organiques et oxydables), n° 3 (matières azotées), n° 4 (nitrates), n° 5 (matières phosphorées) n° 6 (ensemble des altérations précédentes), et n° 7 (pollution bactériologique) fournissent la traduction géographique du système d'évaluation.

Le tableau 17 synthétise globalement les résultats.

De manière générale, l'application du SEQ-EAU aboutit globalement à un diagnostic de **bonne qualité chimique** de l'eau (couleur verte ou bleue) au cours des deux campagnes. Les exceptions à ce diagnostic, **dont il est intéressant de constater qu'elles sont moins nombreuses en 2005-2006 qu'en 1993-1994**, concernent :

- Matières organiques et oxydables : stations 3, 6, 7, 7B, 10 (1993-1994) et 12 (2005-2006) ;
- Matières azotées : station 12 (2005-2006) ;
- Nitrates : stations 7 et 11 (2005-2006) ;
- Matières phosphorées : stations 7 et 7A (1993-1994) et 9¹ et 12 (2005-2006).

Lorsque la situation évolue d'une campagne à l'autre, c'est le plus souvent dans le sens d'une amélioration (station 3 –Leyse aval–, 6 –Neyret–, 7 –Jeanjoux–, 10 –exutoire du lac), plus rarement dans le sens d'une détérioration (stations 9 –Bourg–, 11 –Rondelet–).

L'amélioration globale de la qualité, en particulier à la station Leyse aval et à celles situées le long de la berge ouest du lac peut vraisemblablement s'expliquer par la réduction des flux polluants d'origine urbaine liée à l'augmentation de la population raccordée et à la construction du nouveau collecteur eaux usées menant à la station d'épuration, opération dont l'un des principaux impacts a été la réduction considérable des risques de débordement au droit des stations de relevage (de tels débordements étaient fréquents à l'époque du lancement du Contrat de Lac).

La dégradation apparente de la qualité à la station 9 –ruisseau du Bourg– (imputable aux matières phosphorées) n'a cependant pas pu être expliquée compte tenu notamment du nombre trop réduit de mesures et du caractère aberrant de certaines d'entre elles.

Enfin, la station 12 (aval proche de la station d'épuration) –non étudiée en 1993-1994– est la seule à se caractériser par un niveau de qualité très bas, cela pour tous les paramètres sauf les nitrates.

En ce qui concerne **la pollution bactériologique**, la situation qualitative est pratiquement partout très mauvaise (couleur rouge) lors des deux campagnes ; les trois seules exceptions concernent le Gua (station 5 : passage de la couleur rouge à la couleur jaune), l'exutoire du lac

¹

A noter qu'une mesure du phosphore total en 2005-2006 à la station 9 (2,241 µg/l) peut a priori être considérée comme aberrante compte tenu de la concentration du P.PO₄ (0,041 µg/l) mesurée en parallèle.

(station 10 : couleur verte lors des deux campagnes) et le ruisseau du Moulin (station 8A : couleur verte lors de la campagne 1993-1994).

Ces trois exceptions s'expliquent facilement compte tenu du contexte particulier de ces trois stations : activité agricole réduite et quasi absence de sources de pollutions résiduelles urbaines + caractère soutenu du débit lié à l'influence des eaux souterraines sur le Gua, effet autoépurateur de longs temps de séjour dans le lac à la station 10, activités agricoles négligeables sur le bassin du ruisseau du Moulin.

La généralisation du très mauvais état bactériologique à l'aval de presque tous les bassins versants, quelle que soit leur taille et leur degré d'urbanisation et le bien meilleur contrôle des pollutions résiduelles urbaines en 2005-2006, traduit très vraisemblablement l'influence des pollutions produites par l'agriculture tant en période de temps sec (impact des zones d'abreuvement des troupeaux le long des ruisseaux, flux polluants produits par les centres d'exploitation en particulier par les eaux de lavage de certaines salles de traite et les débordements de certaines cuves à lisier) et en période de pluie (ruissellement sur les cours de ferme, les aires de stockage des fumiers, les parcelles agricoles).

Il sera plus précisément question de ces différentes pollutions agricoles dans la seconde partie du rapport.

• "Classes d'aptitude à la biologie"

Un second système, plus récent, d'évaluation de la qualité de l'eau à partir des paramètres physico-chimiques – "classes d'aptitude à la biologie" – a été également appliqué.

Les résultats de cette application sont donnés au tableau 18 en ce qui concerne les deux campagnes.

(iii) Examen détaillé des résultats à la station Leysse aval (n° 3)

• Graphes dates-concentrations (annexe 4)

Les comparaisons entre concentrations lors des deux campagnes ne permettent pas souvent de tirer des conclusions claires compte tenu des inévitables différences de conditions hydrologiques.

Nous donnons néanmoins ci-après quelques indications tirées de ces comparaisons :

- Oxygène dissous et taux de saturation en oxygène (annexe 4 - Figures 2 et 3) : ces paramètres apparaissent régulièrement un peu plus élevés lors de la campagne 1993-1994 ; il est cependant étrange que la grande majorité des mesures opérées lors de cette première campagne correspondent à une situation de sursaturation variable, parfois très forte ; quoiqu'il en soit, les valeurs minimales de ces deux paramètres se situent au même niveau (mois d'août et septembre) lors des deux campagnes.
- PH (annexe 4 - Figure 4) : identiques lors des deux campagnes.
- Conductivité (annexe 4 - Figure 5) : valeurs comparables lors des deux campagnes.
- DBO₅ / COT (annexe 4 - Figure -) : la différence de nature entre les paramètres mesurés rend délicate toute comparaison ; cette comparaison sera plus commode sur le graphe débit-concentration commenté ci-après.
- Nitrates (annexe 4 - Figure 7) : les concentrations en nitrates apparaissent significativement plus élevées lors de la campagne 2005-2006 entre novembre et mai ; elles sont du même ordre lors des deux campagnes entre juillet et octobre.

- Azote Kjeldahl (annexe 4 - Figure 8) : le constat est inversé par rapport au cas des nitrates : concentrations du même ordre lors des deux campagnes entre novembre et juillet, concentrations sensiblement plus élevées en 2005-2006 entre août et octobre.
- Azote ammoniacal (annexe 4 - Figure 9) : les concentrations sont pratiquement toujours faibles lors des deux campagnes mais une comparaison n'est pas possible compte tenu d'un seuil de sensibilité fixé à 0,03 mg/l pour les mesures opérées en 2005-2006.
- Orthophosphates (annexe 4 - Figure 10) : les concentrations apparaissent majoritairement plus faibles lors de la campagne 2005-2006.
Un pic de concentration semble exister en hiver.
- Phosphore total (annexe 4 - Figure 11) : la comparaison est impossible sur ce type de graphe compte tenu de la différence de nature entre les paramètres mesurés : phosphore total sur échantillon brut stricto sensu en 1993-1994, phosphore total sur échantillon filtré en 2005-2006.
Comme pour les orthophosphates, un pic saisonnier de concentration semble apparaître en hiver.
- Chlorures (annexe 4 - Figure 13) : les mesures de chlorures ont été moins suivies en 1993-1994 qu'en 2005-2006 ; des concentrations beaucoup plus élevées sont néanmoins observées lors de la campagne de 1993-1994 ; cette différence pourrait traduire un effort en matière de gestion du salage autoroutier (couverture de l'aire de stockage de sel de l'AREA notamment).
- Contamination bactériologique (annexe 4 - Figures 14 et 15) : en ce qui concerne les streptocoques fécaux, les concentrations sont majoritairement plus faibles en 2005-2006 mais les concentrations maximales sont plus élevées ; une comparaison directe est par contre impossible en ce qui concerne les coliformes compte tenu de la différence de nature des paramètres mesurés.

• Graphes débits-concentrations (annexe 6)

Ces graphes permettent d'ordonner les mesures de manière beaucoup plus claire que les graphes dates-concentrations.

On rappelle d'autre part que, selon l'interprétation classique :

- . Une décroissance des concentrations lorsque le débit augmente traduit plutôt le caractère ponctuel et permanent des sources de pollution (effet de dilution lorsque le débit augmente).
- . Une croissance des concentrations avec le débit traduit plutôt un effet de lessivage par le ruissellement des surfaces support des matières polluantes.
- DBO₅/COT (annexe 6 - Figure 1) : les concentrations décroissent nettement lorsque le débit augmente ; la disparition de concentrations supérieures à 5 mg/l dans la plage des faibles débits peut être interprétée (et cela quelle que soit la nature du paramètre mesuré : COT, DBO₅ "équivalente" ou DBO₅ réelle) comme la conséquence vraisemblable d'une **forte atténuation des sources polluantes ponctuelles permanentes, évolution qu'il est raisonnable d'attribuer à l'augmentation considérable du nombre des habitations raccordées au réseau pendant la durée du Contrat de Lac.**
- Nitrates (annexe 6 - Figure 2) : on retrouve la différence entre campagnes constatée sur les graphes dates-concentrations ; les concentrations évoluent peu avec le débit, phénomène classique dans le cas des nitrates.

- Azote Kjeldahl (annexe 6 - Figure 3) : les concentrations diffèrent très peu d'une campagne à l'autre ; on note l'existence d'une concentration élevée pour un faible débit en 2005-2006.
- Azote ammoniacal (annexe 6 - Figure 4) : l'existence d'une décroissance des concentrations en fonction du débit apparaît vraisemblable lors des deux campagnes mais cela à des niveaux de pollution faible (sources ponctuelles permanentes résiduelles ?).
Comme indiqué plus haut, il n'est pas possible de conclure en ce qui concerne l'évolution entre les deux campagnes ; mais cette impossibilité est sans réelle conséquence compte tenu des faibles niveaux de contamination.
- Chlorures (annexe 6 - Figure 5) : le graphe traduit un phénomène net de décroissance en fonction du débit ; les sources de pollution sont évidemment bien localisées (domaine autoroutier) ; par contre, elles ne devraient fonctionner qu'en période pluvieuse : on peut cependant admettre qu'il suffit d'une pluie faible à modérée pour mobiliser par dissolution les chlorures emmagasinés dans les sols et sur les surfaces du domaine autoroutier et qu'une augmentation des précipitations (pluie forte) augmente peu les masses de sel entraînées par le ruissellement alors qu'elles accroissent l'effet de dilution d'où le phénomène observé de décroissance de la concentration lorsque le débit augmente.
Quoiqu'il en soit, ce graphe confirme la décroissance des concentrations en chlorure de 1993-1994 à 2005-2006.
- Orthophosphates (figure 21 ci-après du rapport principal¹) : on constate, selon un schéma classiquement observé, la conjonction d'un comportement de type "dilution" pour les faibles débits et d'un comportement de type "lessivage" pour les débits plus élevés.
Il est intéressant de constater, de 1993-1994 à 2005-2006, la réduction du nombre de mesures de concentrations relativement plus élevées dans la gamme des faibles débits (< 1 000 l/s), fait qui peut être interprété, comme dans le cas des matières organiques et oxydables, comme le résultat de l'atténuation des sources polluantes ponctuelles permanentes, conséquence de l'augmentation du nombre des habitations raccordées et, puisqu'il s'agit non seulement de faibles valeurs du débit mais aussi de valeurs moyennes, de la conséquence de la forte réduction des débordements depuis le réseau (?)
Ce graphe permet également de constater, en ce qui concerne l'effet de "lessivage", que celui-ci est nettement plus actif en hiver, phénomène tout à fait logique si cet effet est attribué au ruissellement sur les parcelles agricoles, lequel est normalement plus apte à entraîner des matières phosphorées en hiver : absence de végétation sur une partie des parcelles en culture, risque d'épandage de lisiers (fumiers excédentaires).
- Phosphore total (figure 22 ci-après du rapport principal) : les mêmes phénomènes sont constatés que dans le cas du phosphore total ; les comparaisons directes entre concentrations relevées lors des deux campagnes ne sont par contre plus possibles compte tenu de la différence de nature des paramètres mesurés (phosphore total en 1993-1994 ; phosphore total sur échantillon filtré en 2005-2006).

¹ Ces graphes sont commentés de manière plus détaillée dans la 2^{ème} partie du tome 1 du rapport ; ils rassemblent les résultats de la campagne de base et des campagnes complémentaires "phosphore"

- Streptocoques fécaux (annexe 6 - Figure 6) : le graphe met en évidence, comme dans le cas du phosphore, un comportement de type "dilution" suivi d'un comportement de type "lessivage" lorsque le débit augmente (malheureusement, la seconde composante ne peut être constatée d'après les résultats de la campagne 1993-1994 faute de mesures pour des débits suffisamment élevés) ; ce constat suggérerait donc une origine plutôt agricole à cette pollution en 2005-2006 ; la réduction des concentrations pour les faibles débits de 1993-1994 à 2005-2006 pourrait, comme dans les cas des matières oxydables et du phosphore, être attribuée à l'augmentation de la population raccordée.
- Coliformes (annexe 6 - Figure 7) : les phénomènes précédents sont encore sensibles mais de manière moins nette, l'analyse étant de plus biaisée par la différence de nature des paramètres mesurés selon la campagne considérée ; globalement, le comportement de type "dilution" semble dominer davantage.

(iv) Examen détaillé des résultats à l'exutoire du lac (n° 10)

• Graphes dates-concentrations (annexe 7)

- Oxygène dissous, taux de saturation en oxygène dissous, pH et conductivité (annexe 7 - Figures 2, 3, 4 et 5) : résultats très comparables lors des deux campagnes. pH et conductivité ne manifestent aucune variabilité saisonnière ; par contre, le taux de saturation en oxygène dissous présente un minimum net en hiver, saison marquée, dans le lac, par le mélange des eaux du lac (donc la remontée vers la surface d'une partie des eaux peu oxygénées du fond) et l'absence d'activité photosynthétique ; ce minimum hivernal du taux de saturation n'apparaissait pas à la station n° 3.
- Matières organiques (annexe 7 - Figure 6) : absence de variation saisonnière ; pas de comparaison possible entre les deux campagnes.
- Nitrates (annexe 7 - Figure 7) : résultats comparables lors des deux campagnes ; un maximum hivernal est discernable, phénomène attribuable au relargage des éléments nutritifs dans les systèmes lacustres en hiver.
On remarque que la moyenne annuelle des concentrations, de l'ordre de 2 mg/l, est cohérente avec la concentration moyenne dans le lac (cf. figure 32 : environ 0,5 mg/l de N-NO₃, soit 2,2 mg/l de NO₃).
- Azote Kjeldahl (annexe 7 - Figure 8) : pas de variations saisonnières ; concentrations plutôt un peu plus élevées en 2005-2006.
- Azote ammoniacal (annexe 7 - Figure 9) : pas de variations saisonnières (à l'exception d'une valeur élevée en décembre 2005) ; comparaison difficile entre les deux campagnes compte tenu du niveau de sensibilité fixé à 0,03 mg/l pour les mesures de la campagne 2005-2006.
- Orthophosphates (annexe 7 - Figure 10) : pas de dépendance saisonnière visible à l'exception d'un pic de concentration hivernal en décembre 1993 ; pas de différence sensible entre les deux campagnes ; les concentrations restent pratiquement toujours très basses.
- Phosphore total (annexe 7 - Figure 11) : pas de comparaison possible entre les deux campagnes compte tenu de la différence de nature entre les paramètres mesurés ; pas de dépendance saisonnière du phosphore total sur échantillon filtré en 2005-2006 ; dépendance saisonnière probable du phosphore total sur échantillon brut lors de la campagne 1993-1994 (maximum hivernal normal compte tenu du relargage du phosphore à cette saison).

Contrairement au cas des nitrates, on ne constate pas de cohérence entre ces concentrations et les concentrations moyennes hivernales dans le lac (figure 31 : environ 20 µg/l), les secondes étant manifestement plus faibles que les premières.

Cette observation est certainement à relier aux variations de la concentration en phosphore en fonction de la profondeur même en pleine période hivernale, que l'on observe parfois (cf. 2^{ème} partie - Tableau 41 : le 16 janvier 2007).

- Chlorures (annexe 7 - Figure 13) : la concentration reste constante pendant toute la campagne 2005-2006 ; cette concentration est cohérente avec celle mesurée dans le lac ; aucune mesure des concentrations en chlorures n'a été effectuée à cette station en 1993-1994.
- Pollution bactériologique (annexe 7 - Figures 14 et 15) : le niveau de pollution est très faible lors des deux campagnes.

• Dépendance des concentrations à l'égard du débit

Le débit du Tier à la station n° 10 vaut soit le débit réservé au niveau de la prise d'eau EDF (environ 170 l/s) en l'absence de prélèvement par l'usine de La Bridoire, soit le débit réservé augmenté du débit prélevé. Or EDF n'a accepté de nous communiquer que les volumes globaux journaliers prélevés sans qu'il soit possible de connaître la répartition précise des prélèvements au cours de la journée ; le débit à la station n° 10 n'a pu donc être déterminé et aucune étude de la variabilité des concentrations des différents paramètres chimiques en fonction du débit n'est donc possible ; on peut néanmoins supposer que cette variabilité devrait être a priori réduite puisque la qualité des eaux à la station 10 doit être très proche de celle des eaux du lac (ce qui a été vérifié ci-dessus dans le cas des nitrates et des chlorures, mais pas du phosphore total).

(v) Examen détaillé des résultats aux autres stations

• Graphes dates-concentrations (annexe 8)

- Oxygène dissous, pH : aucune différence n'est à noter entre les deux campagnes.
- Résistivité, chlorures : les résistivités anormalement élevées parfois constatées en hiver aux stations 5 (Gua), 6 (Neyret) et 7 (Jeanjoux) ne sont plus observées en 2005-2006 ; le même phénomène est constaté en ce qui concerne les chlorures (surtout aux stations 6 et 7) ; comme déjà indiqué plus haut, ceci devrait être la conséquence vraisemblable d'une meilleure gestion des sels de déverglaçage autoroutiers, puisque ces trois bassins versants sont traversés par cette infrastructure.
- Matières organiques et oxydables (DBO₅, COT) : rien de remarquable ne peut être noté aux stations 2, 4 et 5 ; par contre et malgré la différence de nature entre les paramètres mesurés, les concentrations élevées en matières organiques parfois mesurées en 1993-1994 ne le sont plus en 2005-2006 aux stations 6 (Neyret) et 7 (Jeanjoux) ; il peut vraisemblablement s'agir de la conséquence positive de l'augmentation des taux de raccordement dans des secteurs d'habitat dispersé non raccordés en 1993-1994 et de l'amélioration de la capacité d'écoulement du collecteur menant les eaux usées à la station d'épuration.
- Nitrates : comme à la station 3, les concentrations en nitrates apparaissent un peu plus élevées au 1^{er} semestre 2006 en comparaison du 1^{er} semestre 1994.
- Azote Kjeldahl : rien de très net ne peut être constaté compte tenu du nombre réduit de mesures effectué sur ce paramètre (cf. tableau 8).

- Azote ammoniacal : les concentrations sont toujours faibles lors des deux campagnes ; cependant aucune comparaison entre elles n'est possible compte tenu du seuil de sensibilité de la mesure fixé à 0,03 mg/l lors de la campagne 2005-2006.
 - Orthophosphates : les concentrations parfois nettement plus élevées aux stations 2 (Leyse médiane), 6 (Neyret) et 7 (Jeanjoux) lors de la campagne 1993-1994 ne le sont plus en 2005-2006, y compris en période pluvieuse (mars 2006).
 - Phosphore total : la différence de nature du paramètre mesuré selon les campagnes rendrait toute comparaison hasardeuse.
 - Pollution bactériologique : des concentrations en streptocoques fécaux nettement plus importantes en 2005-2006 qu'en 1993-1994 sont observées à la station 2 (Leyse médiane) ; ces fortes concentrations se retrouvent en 2005-2006 à la station 4 (confluence Collombs/Bottières) mais sans qu'ici une comparaison soit possible avec 1993-1994 ; ailleurs, rien de notable n'est constaté.
- A noter la contamination bactériologique très réduite à la station 5 (Gua).
En ce qui concerne les coliformes, aucune comparaison n'apparaît raisonnable compte tenu de la différence de nature des paramètres mesurés.

• Graphes débits-concentrations

Le nombre beaucoup trop réduit de mesures a fait qu'il n'a pas été possible de conduire une analyse du même type que celle opérée à la station Leyse aval.

(vi) Etude des évolutions amont-aval d'après les résultats de la campagne 2005-2006

• La Leyse (annexe 9 : graphes dates-concentrations)

Afin de mettre en évidence l'amélioration considérable de la qualité selon les différents paramètres de l'amont à l'aval du lac, ont été également marqués sur les graphes les points représentatifs de la station 10.

La manière la plus commode d'effectuer des comparaisons de station à station aurait été d'opérer en se basant sur les graphes débit-concentration.

Malheureusement, de tels graphes ne peuvent être constitués aux stations autres que la Leyse aval et le Tier à l'exutoire du lac.

Le tableau 19 récapitule l'ensemble des résultats de mesures susceptibles de permettre une appréciation des éventuelles évolutions amont → aval.

D'après ce tableau, les seules évolutions (dégradations modérées) nettement identifiables concernent la transition de la station Leyse médiane (n° 2) à la station Leyse aval (n° 3), laquelle se caractérise certains jours de mesure (mais de manière pas du tout systématique) par :

- Une réduction de la teneur en oxygène dissous ;
- Une augmentation de la conductivité et de la concentration en chlorures (influence de l'autoroute) ;
- Une augmentation de la DBO₅ ;
- Une augmentation de la concentration en phosphore soluble P_{TF}.

Ces évolutions sont toujours modérées à l'exception des paramètres chlorures / conductivité.

Il n'est par contre possible d'identifier aucune évolution significative en ce qui concerne les nitrates, l'azote Kjeldahl, les orthophosphates, l'azote ammoniacal et la pollution bactériologique.

- **Le Tier (annexe 10)**

La qualité de l'eau du Tier à l'exutoire du lac est, pour tous les paramètres (y compris la bactériologie), très largement meilleure que celle des affluents du lac et en particulier de la Lysse aval.

On assiste ensuite à une très nette dégradation à l'aval proche du rejet de la station d'épuration (station 12) en ce qui concerne principalement l'oxygène dissous, l'azote ammoniacal, les orthophosphates et le phosphore total dissous (P_{TF}).

Ce comportement peut être considéré comme tout à fait normal au rejet d'une station à moyenne charge sans traitement tertiaire, dont, de plus, le fonctionnement est loin d'être à l'optimum.

Puis la qualité s'améliore plus à l'aval (station 13), non seulement par suite de l'effet de dilution (augmentation du débit du Tier), mais aussi du fait de l'autoépuration (typiquement : augmentation de la concentration en nitrates, laquelle résulte de l'oxydation de l'azote ammoniacal).

L'examen détaillé des résultats ne permet pas de distinguer les comportements observés en période de temps sec (septembre 2005 et janvier 2006) et en période humide avec by-pass (mars et juin 2006).

3.4 Principales conclusions

Les conclusions suivantes sont formulées à la lumière des importantes améliorations intervenues sur le bassin versant, principalement en ce qui concerne le système assainissement eaux usées des zones habitées (référence A20).

En 1993-1994, le collecteur eaux usées Novalaise / Nances longeant la Lysse débordait très facilement d'où de fréquentes contaminations du cours d'eau par les pollutions organiques.

Par ailleurs, des débordements étaient constatés au droit des postes de relèvement mais, sauf dans un cas particulier, les eaux usées débordées parvenaient au lac sans passer par les cours d'eau.

Des rejets directs dans la Lysse existaient à Novalaise et l'assainissement autonome –lequel présentait d'importants défauts de fonctionnement– était beaucoup plus répandu.

En 2005-2006, les problèmes précédents pouvaient être considérés comme résolus pour l'essentiel sauf situation d'événement pluvieux exceptionnel.

En revanche, très peu d'actions d'améliorations avaient été menées sur le bassin versant en matière de pollutions ponctuelles ou diffuses d'origine agricole.

Dans ce contexte, donc, les principales conclusions de l'étude de qualité d'eau des affluents du lac d'Aiguebelette sont les suivantes :

- L'application du SEQ-EAU (versions 2) met en évidence la bonne qualité physico-chimique globale des cours d'eau tant en 1993-1994 qu'en 2005-2006 à l'exception de la station 12 (aval proche du rejet de la STEP).
- Lorsque des évolutions se produisent de la première à la seconde campagne, c'est très majoritairement dans le sens d'une amélioration.
- Par contre, l'application du SEQ-EAU aux paramètres de la pollution bactériologique aboutit pratiquement partout (sauf sur le Gua et surtout à l'exutoire du lac) à une qualification très défavorable de la qualité de l'eau (couleur rouge) ; la responsabilité de cette contamination semble devoir être en grande partie attribuée à une origine agricole.
- L'amélioration de la qualité de la Lysse aval, du Gua et du Neyret en ce qui concerne les matières organiques et oxydables, cela pour la gamme des faibles débits, traduit une réduction des flux polluants ponctuels permanents : il est raisonnable d'attribuer ce résultat aux travaux de réhabilitation du collecteur principal eaux usées et à l'augmentation considérable du taux de raccordement de l'habitat sur le bassin versant.
- La pollumétrie du phosphore participe des comportements de type "dilution" pour les faibles débits (décroissance quand le débit augmente) et "lessivage" (augmentation des concentrations avec le débit) pour les débits plus élevés.
La réduction des concentrations en situation de faible débit pourrait être attribuée aux améliorations du système d'assainissement des zones habitées ; par contre, le comportement de type "lessivage" "est inévitablement à imputer aux pollutions diffuses d'origine agricole.
Des concentrations élevées en phosphore ont été mesurées sur le ruisseau du Bourg : les concentrations tout à fait anormales du phosphore total filtré (P_{TF}) par rapport à celle des orthophosphates conduisent néanmoins à présumer de l'existence d'un artefact expérimental.
Les développements présentés dans la seconde partie du rapport montrent d'autre part que les flux de phosphore produits par les bassins versants autres que celui de la Lysse (superficie du même ordre que celui de la Lysse) équivalent à 35 à 45 % des flux produits par ce bassin.
Ce chiffre recoupe, comme on le verra, celui des bilans terrestres intrants-extrants de phosphore d'origine agricole diffuse.
- Une dégradation de la qualité de la Lysse est perceptible de la station 2 à la station 3 en 2005-2006.
Cette dégradation reste cependant très modérée et épisodique sauf en ce qui concerne les chlorures (contamination des abords de l'autoroute par les sels de déverglaçage) ; une réduction des fortes concentrations en chlorures est cependant notée de la campagne 1993-1994 à la campagne 2005-2006. Ce fait est également constaté sur le Gua, le Neyret et le Jeanjoux, tous cours d'eau dont les bassins versants sont traversés par l'autoroute A43.
- La qualité de l'eau à la sortie du lac se révèle excellente par suite notamment des phénomènes d'autoépuration et de décantation dont le lac est le siège.
- La qualité de l'eau se dégrade de nouveau fortement au droit du rejet de la station d'épuration puis la dilution des eaux (augmentation du débit du Tier) combinée à l'autoépuration (en particulier nitrification de l'azote ammoniacal) rétablissent la qualité de l'eau du Tier à un niveau satisfaisant.

Stations (ruisseau)	N° stations	Commune
Leyssse amont	1	Novalaise
Leyssse médiane	2	Nances
Leyssse aval	3	Nances
Confluence Bottières/Collombs	4	Novalaise
Le Gua	5	Nances
Le Neyret	6	Novalaise
Le Jeanjoux	7	Novalaise
La Tuilerie	8	Lépin-le-Lac
Le Bourg	9	Lépin-le-Lac
Le Tier sortie Lac	10	Lépin-le-Lac
Le Rondelet	11	Dullin
Tier aval STEP proche	12	La Bridoire
Tier aval STEP Eloigné	13	La Bridoire

Tableau 7 : Identification des stations de prélèvement

Année	Mois	Conditions hydrologiques	Année	Mois	Conditions hydrologiques
1993	Juin	Décrue après petite crue	2005	Juillet	Etiage
	Juillet	Etiage		Août	Etiage
	Août	Etiage		Septembre	Etiage
	Septembre	Montée de crue		Octobre	Fin d'une petite crue
	Octobre			Novembre	Crue
	Novembre	{ Faible débit Faible débit		Décembre	Crue
1994	Décembre	Débit moyen, avant crue	2006	Janvier	Décrue
	Janvier	Débit faible, avant crue		Février	Faible débit
	Février	Débit faible		Mars	Montée de crue
	Mars	Débit faible, avant crue		Avril	Crue (début de décrue)
	Avril	Débit faible, avant crue		Mai	Faible débit
	Mai	Montée de crue		Juin	Décrue après petite crue

Tableau 7A : Conditions hydrologique pendant la campagne E

Campagnes	Campagne A	Campagne B	Campagne C	Campagne D	Campagne E	Campagne F	
Prélèvements	1 prélèvement intégré 24 H	1 prélèvement intégré 24 H	3 mesures ponctuelles	3 mesures ponctuelles	12 prélèvements intégrés 24 H	4 mesures ponctuelles	
Stations de mesures concernés	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11	4, 2, 3, 5, 6, 7	4, 2, 3, 5, 6, 7	3 et 10	12 et 13	
Nombre de mesures et d'analyses à réaliser							TOTAL
Température air et eau	10	10	18	18	24	8	88
Conductivité	10	10	18	18	24	8	88
pH	10	10	18	18	24	8	88
% O ₂	10	10	18	18	24	8	88
Concentration O ₂	10	10	18	18	24	8	88
MEST	10	10	18	18	24	8	88
Chlorures	10	10	18	18	24	0	80
DBO ₅	10	10	18	18	24	8	88
NH ₄ ⁺	10	10	18	18	24	8	88
Azote Kjeldahl	1 *	1 *	3 *	3 *	24	8	40
NO ₃ ⁻	10	10	18	18	24	8	88
Phosphore total	10	10	18	18	24	8	88
Ortho-Phosphates	10	10	18	18	24	8	88
Fer total	1 *	1 *	3 *	3 *	24	0	32
Total HAP	4 **	0	4 ***	4 ***	0	0	12
HAP dans sédiments	4 ****						4
Coliformes thermotolérants	10	10	18	18	24	8	88
Streptocoques fécaux	10	10	18	18	24	8	88

Tableau 8 : Termes de référence – Quantification des analyses physico-chimiques et bactériologiques à réaliser

* Uniquement station 3

** Seulement stations 3, 5, 6, 7

*** Sauf stations 2 et 4

**** 1 prélèvement et analyse sur sédiments Laysse aval, Gua, Neyret et Jeanjoux en fin d'été

Campagnes	Campagne A "Touristique" (été été)	Campagne B "Hors touristique " (étiage hiver)	Campagne C "Pluie " printemps-été	Campagne D "Fonte neige ou pluie) fin hiver	Campagne E Suivi mensuel	Campagne F Tier à l'aval STEP	1 ^{ère} campagne complémentaire phosphore	2 ^{ème} campagne complémentaire phosphore	TOTAL
Prélèvements	1 prélèvement intégré 24 H	1 prélèvement intégré 24 H	3 mesures ponctuelles (avant, pendant, après épisode)	3 mesures ponctuelles (avant, pendant, après épisode)	12 prélèvements intégrés 24 H	4 mesures ponctuelles : été sec, été post-orage, hiver sec, hiver post-crise			
Stations de mesures concernées	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11	4, 2, 3, 5, 6, 7	4, 2, 3, 5, 6, 7	3 et 10	12 et 13	2 et 3	2 et 3	
PHYSICO CHIMIE									
Température air et eau	36	40	6	18	96	8	60	14	278
Conductivité	36	40	6	18	96	8	60	-	264
pH	36	40	6	18	96	8	60	-	264
% O ₂	36	40	6	18	96	8	60	-	264
Concentration O ₂	36	40	6	18	96	8	60	-	264
MEST	-	-	-	-	-	-	-	14	14
Chlorures	9	10	-	18	24	-	-	-	61
DBO ₅	9	10	-	18	24	8	-	-	69
NH ₄	9	10	-	18	24	8	-	-	69
Azote Kjeldahl	1	1	-	3	24	8	-	-	37
NO ₃	9	10	-	18	24	8	-	-	69
Phosphore total (filtré)	9	10	-	18	24	8	60	14	143
Phosphore total	-	-	-	-	-	-	-	14	14
Orthophosphates	9	10	-	18	24	8	60	14	143
Fer total	1	1	-	3	24	-	-	-	29
Total HAP	4	-	-	4	-	-	-	-	8
HAP dans sédiments	4								4
BACTERIOLOGIE									
Coliformes thermotolérants	9	10	-	18	24	-	-	-	61
Stéptocoques fécaux	9	10	-	18	24	-	-	-	61

Tableau 8A : Programme d'analyses physico-chimiques et bactériologiques effectivement réalisé

Paramètres	Unité de mesure	Méthode employée	Limites de détection
Température de l'air	°C	Thermomètre manuel	0,5
Température de l'eau	°C	Sonde WTW	0,1
PH	Unité PH	Sonde PH électrode Seu Tix 41 (WTW)	
Oxygène dissous	Mg/l O ₂	Oxymètre Hanna HI 9142	0,1
Taux de saturation en O ₂	%	Idem	1 %
Conductivité	µS/cm	Sonde conductivité TeTraCon 325 (WTW)	

Tableau 9 : Termes de référence - Dosages in situ - Paramètres à étudier

Paramètres	Méthodes employées	Unité de mesure	Limites de quantification
MEST	NF EN 872 avril 1996	mg/l	2
Chlorures	NF EN ISO 10304-1 juin 1995 ou 10304-2 septembre 1996	mg/l Cl	10
DBO ₅ à 20 °C	NF EN 1899-2 mai 1998 (1)	mg/l O ₂	1
Azote ammoniacal	Méthode interne Savoie-Labo (colorimétrie) accréditée COFRAC	mg/l NH ₄	0,1
Azote Kjeldahl	NF EN 25663 janvier 1994	mg/l N	1
Nitrates	NF EN ISO 10304-1	mg/l NO ₃	1
Orthophosphates	NF EN 1189 janvier 1997	mg/l P.PO ₄	0,005
Phosphore total	NF EN 1189 janvier 1997	mg/l P	0,005
Total HAP* (6 éléments)	NF EN ISO 17993	µg/l	0,005
HAP dans les sédiments (15 éléments)	XPX 33012	µg/kg MS	
BACTERIOLOGIE			
Eschériidia Coli (Coliformes thermotolérants)	NF EN ISO 9308-3	N/100 ml	20
Entérocoques (streptocoques fécaux)	NF EN ISO 7899-1	N/100 ml	20

* Total HAP = somme de fluoranthène, benzo (b) fluoranthène, benzo (k) fluoranthène, benzo (ghi) pérylène, indénol (1, 2, 3 -cd) pyrène, benzo (a) pyrène

Tableau 9A : Termes de références - Dosages au laboratoire - Paramètres étudiés

	Gua bryophytes amont rejet	Gua bryophytes aval rejet	Gua bryophytes autochtones aval rejet	Leysset bryophytes amont rejet	Leysse bryophytes aval rejet	Neyret bryophytes amont rejet	Neyret bryophytes aval rejet	Janjoux bryophytes amont rejet	Janjoux bryophytes aval rejet	Echantillon Témoin	Total Analyses Métaux
Arsenic (µg/g)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
Cadmium (µg/g)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
Chrome Total (µg/g)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
Mercurure (µg/g)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
Nickel (µg/g)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
Plomb (µg/g)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
Cuivre (µg/g)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
Zinc (µg/g)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10

Tableau 10 : Termes de référence - Analyses de pollution métallique à réaliser sur bryophytes (méthode de transferts)

Point de mesures	N°	Mesure IBGN	Mesure IBD (ou IBS)
Leyse amont	1	+	+
Leyse médiane	2	+	+
Leyse aval	3	+	+
Confluence Collombs/Bottières	4	+	+
Le Gua	5	+	+
Le Neyret	7		+
Le Jeanjoux	7		+
La Tuilerie	8	+	+
Le Bourg	9	+	+
Le Rondelet	11	+	+
Le Tier aval STEP proche	12	+	+
Le Tier aval STEP éloigné	13	+	+

Tableau 10A : Stations de mesure des IBGN et IBD (ou IBS) - (d'après termes de référence de l'étude)

	J	F	M	A	M	J	J	O	S	O	N	D	Année
1993	-	-	-	-	-	0,371	0,492	0,090	1,330	1,620	0,309	1,290	-
1994	1,630	0,481	0,345	1,360	0,702	0,298	0,063	0,038	0,976	0,540	0,812	0,546	0,648
1995	1,750	2,030	1,050	0,587	0,952	0,637	0,107	0,043	0,388	0,254	0,409	0,487	0,716
1996	0,772	0,615	0,423	0,316	0,815	0,385	0,477	0,133	0,062	0,239	1,190	0,809	0,519
1997	0,519	0,288	0,151	0,080	0,246	0,099	0,340	0,043	0,049	0,090	0,375	0,960	0,271
1998	0,767	0,301	0,372	0,935	0,242	0,261	0,084	0,045	0,352	0,576	0,837	0,451	0,435
1999	0,851	1,560	1,100	1,370	0,628	0,642	0,140	0,122	0,640	0,752	0,797	0,927	0,487
2000	0,462	-	-	1,000	0,299	0,074	0,112	0,056	0,057	0,477	1,090	0,554	Année incomplète
2001	1,050	0,494	1,710	1,180	0,515	0,399	0,286	0,101	0,363	0,630	0,206	0,307	0,605
2002	0,403	0,881	0,534	0,158	0,713	0,790	0,129	0,373	0,416	0,989	2,340	0,825	0,709
2003	0,772	0,547	0,275	0,206	0,091	0,018	0,006	0,007	0,019	0,303	0,514	0,515	0,271
2004	0,848	0,457	0,465	0,383	0,339	0,088	0,019	0,150	0,064	0,465	0,278	0,494	0,338
2005	0,803	0,469	0,626	1,340	0,294	0,078	0,046	0,046	0,074	0,280	0,285	0,541	0,406
2006	0,419	0,413	0,875	0,651	0,321	0,129	0,154	0,261	0,168	0,259	0,228	0,408	0,357
Module													0,519
Campagne Silène (06/93 à 05/94)													0,835
Campagne Hydrolac (07/05 à 06/06)													0,340

Tableau 11 : Leysse de Novalaise - Débits moyens mensuels et annuels - Période 1993-2006

Année	Albanne Buisson-Rond	Lysse de Novalaise
1987	1,23	(0,70)
1988	1,23	(0,70)
1989	0,410	(0,234)
1990	0,771	(0,441)
1991	0,752	(0,430)
1992	1,03	(0,589)
1993	0,751	(0,430)
1994	1,15	0,648
1995	1,29	0,716
1996	1,09	0,519
1997	0,664	0,271
1998	0,782	0,435
1999	1,21	0,487
2000	0,775	ND
2001	1,09	0,605
2002	0,807 (0,843)	0,709
2003	0,536	0,271
2004	0,648	0,338
2005	0,521	0,406
2006	0,551	0,357

Tableau 12 : Extension de la série chronologique des débits moyens annuels de la Lysse de Novalaise grâce à une corrélation avec les débits correspondants de l'Albanne à Buisson rond

(Les chiffres entre parenthèses résultent de l'application de la corrélation entre débits moyens annuels de la Lysse et de l'Albanne)

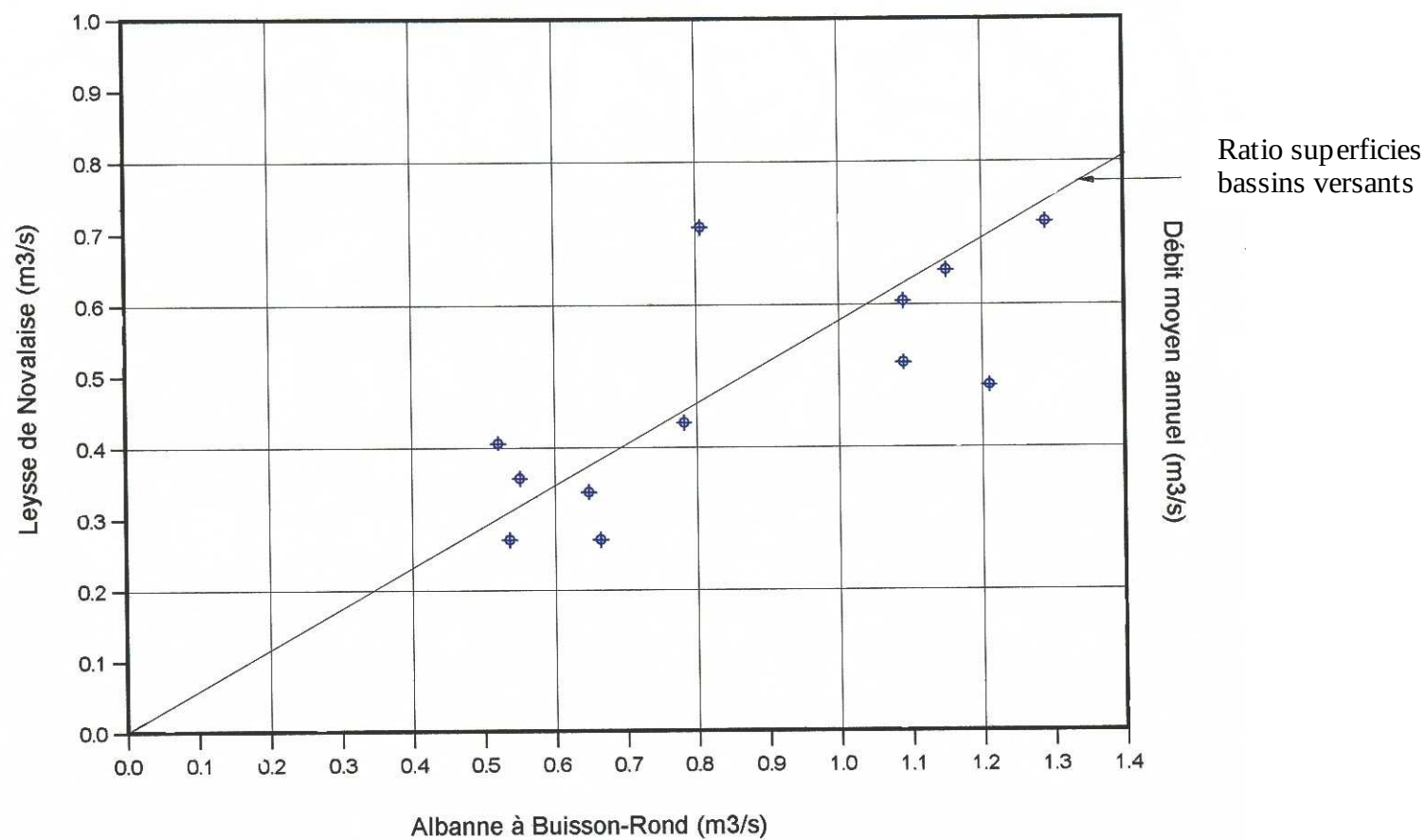


Figure 3 : Liaison entre débits moyens annuels de l'Albanne & de la Lysse de Novalaise

Année	mois	Lac d'Aiguebelette mm	Novalaise mm	ratio Novalaise+ Aiguebelette
2005	Janvier	(77,9)	97,4	
	Février	(90,4)	113	
	Mars	(84,9)	106,1	
	Avril	(174,6)	218,3	
	Mai	(66,9)	83,6	
	Juin	39,2	41,2	1,05
	Juillet	54,5	81,4	1,49
	Août	96,6	131,4	1,36
	Septembre	57,8	65,7	1,14
	Octobre	116,7	135,1	1,16
	Novembre	56,6	67,8	1,20
	Décembre	83,2	106,4	1,28
2006	Janvier	34,8		
	Février	57,8		
	Mars	148,4		
	Avril	64,9		
	Mai	114,9		
	Juin	55,6		
	Juillet	76,8		

Tableau 13 : Stations pluviométriques du lac d'Aiguebelette et de Novalaise - hauteurs précipitées mensuelles - Janvier 2005 à Juillet 2006

Entre parenthèse : pluviométries reconstituées grâce à la corrélation pluviométrie Lac d'Aiguebelette $\approx 0,80 \times$ pluviométrie Novalaise

Pluviométrie depuis début juillet 2005 à fin juin 2006 = 941,80 mm
(A comparer à la pluviométrie depuis juin 1993 à mai 1994 = 1200 mm)

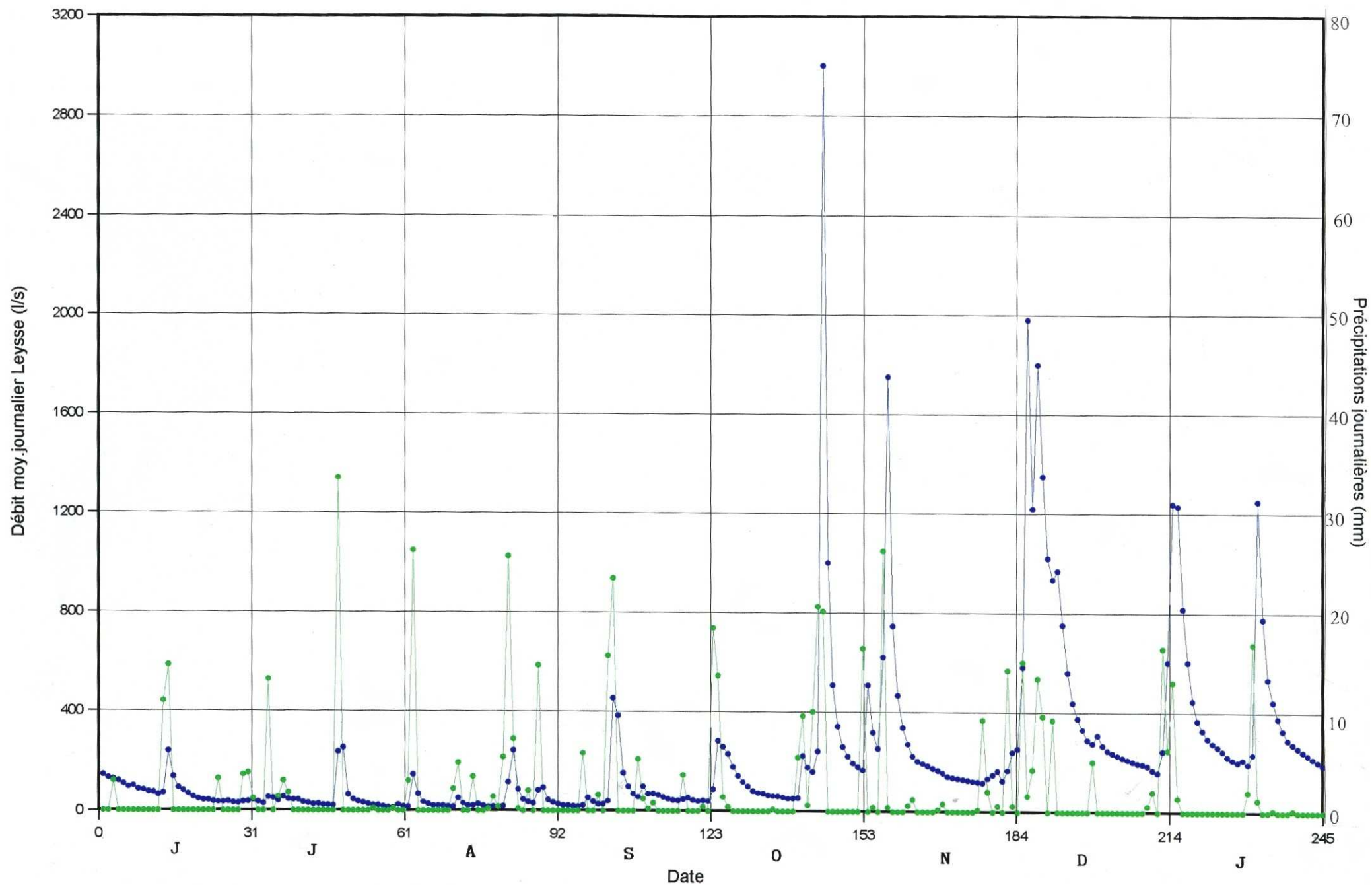


Figure 4 : Juin 2005-janvier 2006 - Débit moy. journalier Leysse et précipitations journalières

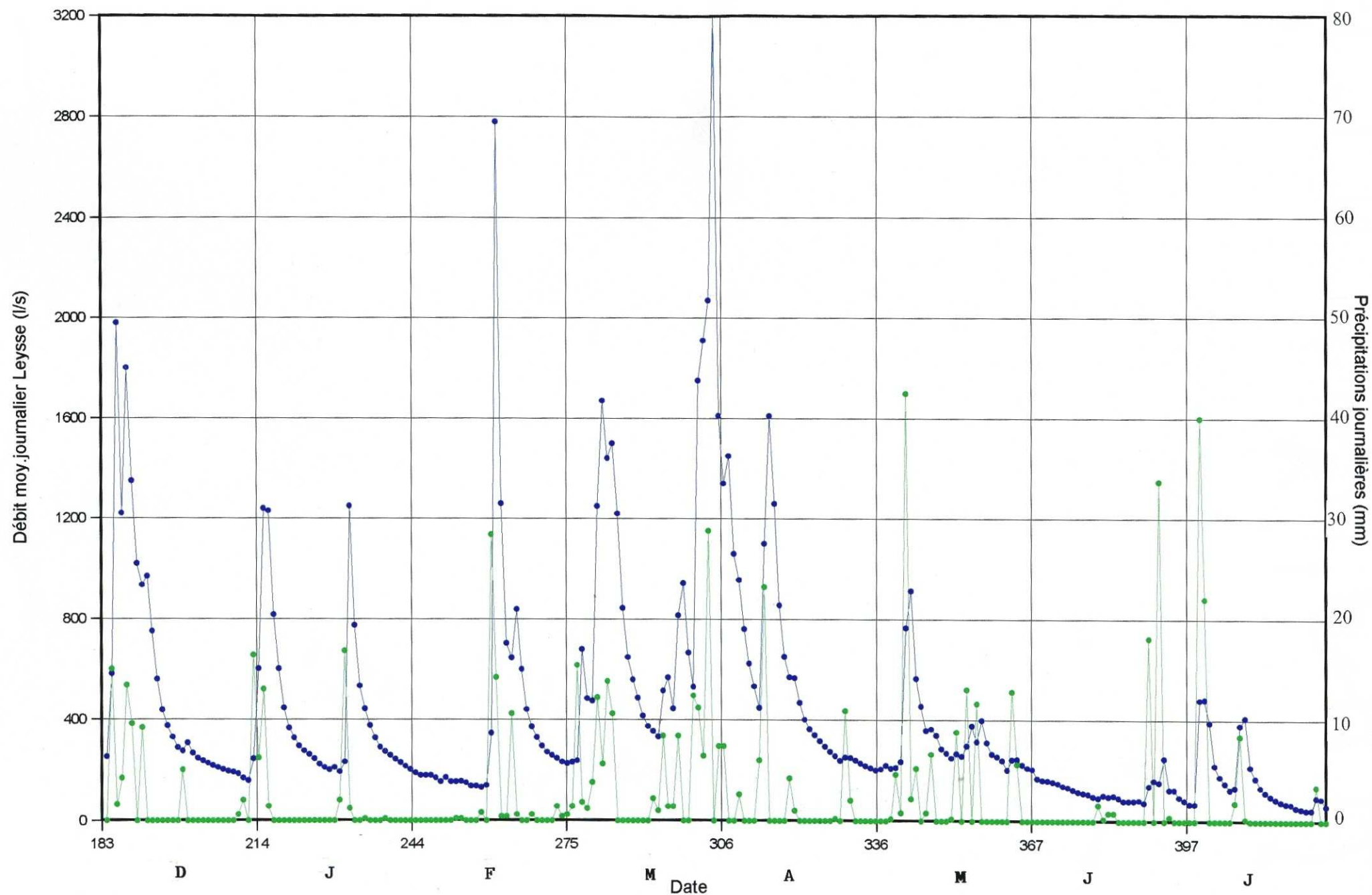
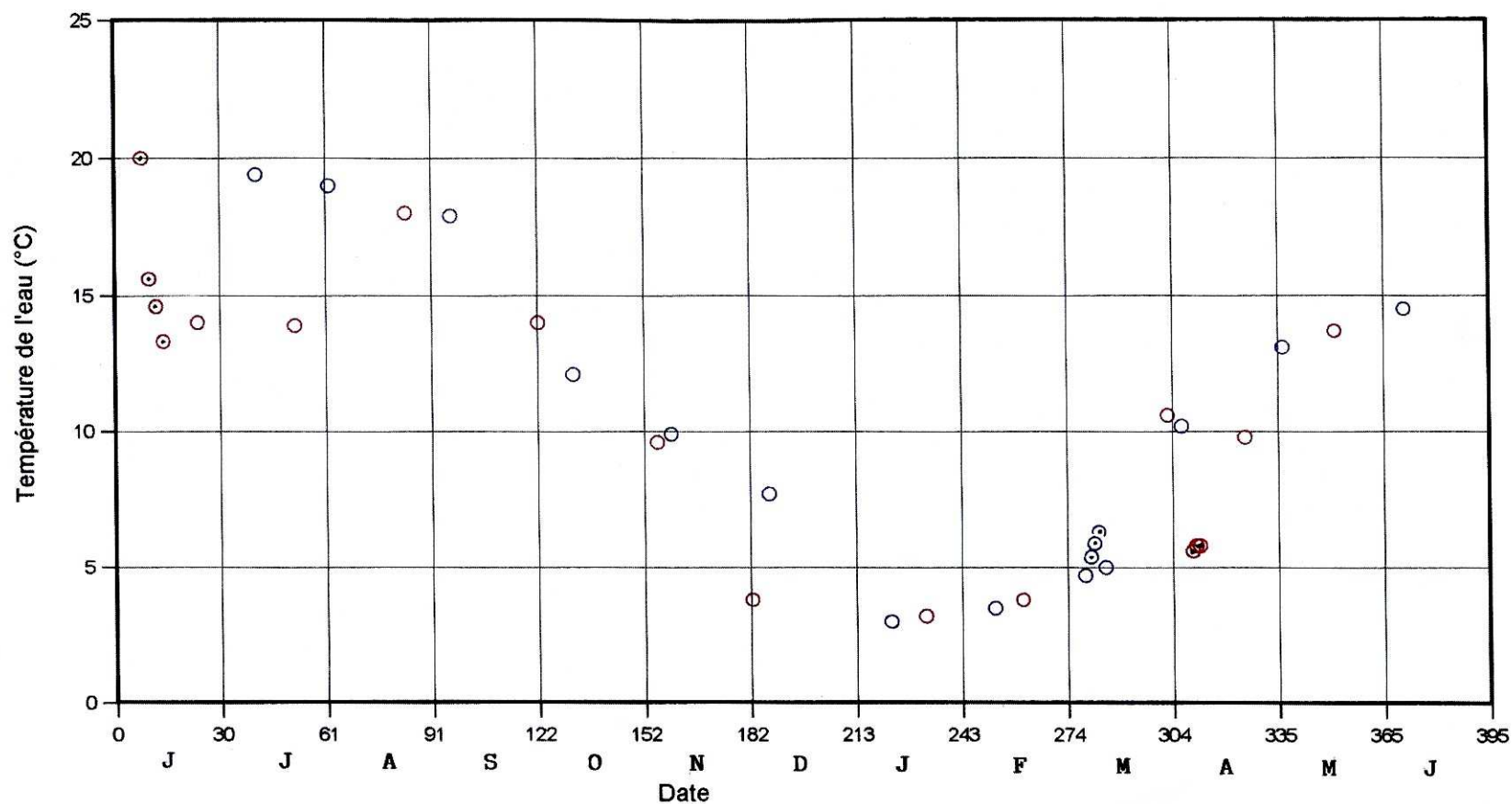


Figure 5 : Décembre 2005-juillet 2006 - Débit moy. journalier Leyse et précipitations journalières



Température de l'eau - Station 3

○ 2005-2006

○ 1993-1994

Figure 6 : Station 3 (Lysse aval) - Comparaison de l'évolution des températures lors des campagnes 1993-1994 et 2005-2006

Date	Cours d'eau	Débit l/s	θ °C	OD mg/l	Sat OD %	PH	Cond. µS/cm	DCO mg/l	DBO mg/l	COD mg/l C	NH ₄ mg/l	NO ₃ mg/l	NTK mg/l	PO ₄ mg/l	P.PO ₄ mg/l	P _T mg/l	Φ P.PO ₄ g/j	Φ P _T g/j	P.PO ₄ , P _T %
04/05/2001	Leyse aval	1990	10.1	9.92	92.3	7.88	428	11	< 3	1.6	0.02	2.8	0.5	0.03	0.01	0.03	1719	5158	33
25/06/2001	"	195	15	12.35	127	7.97	428	< 10	< 3	1.6	0.02	2.9	0.4	0.03	0.01	0.05	168	842	20
14/08/2001	"	84	15	9.25	96	7.41	427	< 10	< 3	1.5	< 0.02	3.3	0.3	0.06	0.02	0.04	145	290	50
01/03/2002	"	610	6.3	10.56	111	8.12	446	10	< 3	1.5	< 0.02	3.2	0.3	< 0.03	< 0.01	< 0.01	< 527	< 527	
16/09/2003	"	ND							1.5	3.8	0.02	3.5	0.5	0.05	0.016	0.04			40
14/08/2001	Gua	40	10.9	9.72	92	7.41	367	< 10	< 3	0.7	< 0.02	2.8	< 0.2	< 0.03	< 0.01	< 0.01	< 35	< 35	
01/03/2002	"	320	9	10.2	99	7.9	374	11	< 3	1.4	< 0.02	3.6	0.3	< 0.03	< 0.01	< 0.01	< 276	< 276	
14/08/2001	Tier	140	15.3	9.19	95	7.4	420	< 10	< 3	1.4	< 0.02	7.4	< 0.2	0.34	0.11	0.12	1331	1452	92
01/03/2002	"	610	8.9	10	101	7.95	470	< 10	< 3	1.5	0.12	6	0.4	< 0.03	< 0.01	0.09	< 527	4743	

Tableau 14 : Mesures physico-chimiques sur la Leyse aval, le Gua et le Tier entre 2001 et 2003

Date	Code station	Rivière	Nom station	Catégorie piscicole	Support	Température	Oxygène dissous	Taux de Saturation	pH	Conductivité	DBO5 à 20°C	Ammonium	Nitrates	Azote Kjeldahl	Orthophosphates	Phosphore total	Chlorures	HAP	Entérocoques	Echerichia Coli
11.07/2005	1	Leyssè N.	LeAm	1	3	17.4	9.0	98.6	8.20	380	1.2	0.06	4.0		0.061	0.024	9.1		70.4	1440
09.01/2006	1	Leyssè N.	LeAm	1	3	2.7	11.0	84.9	8.39	498	1.2	< 0.03	5.6	0.26	0.021	0.008	11.3		12.0	120
11.07/2005	2	Leyssè N.	LeMe	1	3	17.5	8.2	90.1	8.03	372	2.0	< 0.03	5.0		0.025	0.13	8.4		12.7	350
09.01/2006	2	Leyssè N.	LeMe	1	3	28	11.2	86.7	8.27	484	1.2	< 0.03	6.0	0.24	0.021	0.009	10.1		26.0	1400
10.03/2006	2	Leyssè N.	LeMe	1	3	6.2	11.0	93.2	8.28	429	1.3	< 0.03	8.3		0.037	0.014	9.1		3700	3600
12.03/2006	2	Leyssè N.	LeMe	1	3	5.0	11.3	93.1	8.44	431	1.3	< 0.03	8.2		0.034	0.013	9.0		4300	1300
04.07/2005	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	17.5	7.6	83.5	7.78	454					< 0.015	0.008				
11.07/2005	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	19.4	7.5	85.8	7.80	448	1.5	< 0.03	4.8	0.52	< 0.015	0.006	21.4	< 0.03	93	461
01.08/2005	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	19.0	7.0	79.4	7.69	461	2.0	< 0.03	4.1	0.76	< 0.015	0.007	30.0		17.9	563
31.08/2005	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	18.1	10.0	111.2	7.82	455					< 0.025	0.010				
05.09/2005	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	17.9	6.2	68.7	7.74	490	3.5	< 0.03	4.0	0.90	< 0.015	0.017	36.0		3020	10700
05.09/2005	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	17.9	7.0	77.5	7.70	605					< 0.015	0.020				
12.09/2005	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	15.9	9.9	105.2	8.24	432					0.098	0.043				
10.10/2005	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	12.1	8.3	80.9	7.87	459	5.4	0.11	4.0	3.28	0.018	0.009	16.5		33.2	30
19.10/2005	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	12.8	8.8	95.9	7.83	447					0.031	0.022				
31.10/2005	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	10.5	11.3	106.4	8.44	502					0.021	0.011				
07.11/2005	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	9.9	9.4	87.3	8.13	499	2.0	< 0.03	6.1	0.55	0.043	0.016	9.5		11.0	990
05.12/2005	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	7.7	10.0	87.8	8.05	416	< 1.0	< 0.03	8.9	0.39	0.086	0.038	15.2		8500	1200
07.12/2005	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	6.3	10.6	90.0	8.20	477					0.046	0.018				
08.12/2005	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	5.9	10.6	89.2	8.15	571					0.040	0.013				
20.12/2005	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	2.9	12.2	94.7	8.38	503					0.028	0.010				
03.01/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	4.5	11.5	93.4	8.30	488					0.046	0.015				
09.01/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	3.0	11.1	86.4	8.25	493	< 1.0	< 0.03	6.3	0.25	0.025	0.019	14.4		30.0	1600
18.01/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	5.0	11.4	90.5	8.19	390					0.092	0.041				
27.01/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	2.5	12.0	92.2	8.21	505					< 0.015	0.009				
08.02/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	3.5	10.8	85.3	8.26	493	2.2	< 0.03	6.5	0.32	< 0.015	0.014	18.7		46	690
15.02/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	3.6	11.4	89.9	8.24	121.1					0.071	0.049				
16.02/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	5.5	11.1	91.2	8.02	352					0.098	0.056				
17.02/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	5.7	10.9	91.3	8.20	430					0.074	0.024				
18.02/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	6.0	11.2	94.4	8.42	370					0.034	0.012				
20.02/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	5.1	11.4	94.1	8.35	350					0.043	0.014				
06.03/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	4.7	11.8	96.4	8.30	487	1.9	0.05	7.0	0.35	0.031	0.010	17.3		94	434
09.03/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	7.7	11.0	93.2	8.33	420					0.049	0.019				
10.03/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	6.3	10.8	91.7	8.28	436	1.5	< 0.03	8.2	0.42	0.040	0.014	14.3	< 0.03	4200	3600
12.03/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	5.0	11.6	95.6	8.42	427	2.2	< 0.03	8.1	0.41	0.037	0.013	10.8		1000	1100
16.03/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	6.3	11.5	97.7	8.32	438					< 0.015	< 0.005				
24.03/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	8.7	10.4	93.7	8.44	398					0.028	0.021				
28.03/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	9.0	10.4	92.7	8.23	363					0.061	0.033				
29.03/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	8.7	10.7	93.1	8.29	391					0.040	0.022				
30.03/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	8.5	11.0	97.1	8.24	343					0.055	0.031				
03.04/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	10.2	10.6	99.1	8.29	387	1.5	0.03	7.2	0.42	0.034	0.015	8.6		46.0	260
10.04/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	7.6	10.7	93.8	8.27	398					0.049	0.025				
12.04/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	7.6	11.5	100.8	8.24	429					0.034	0.013				
02.05/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	13.1	8.2	81.8	8.19	456	1.2	0.03	5.2	0.41	< 0.015	0.007	12.2		78.0	2000
09.05/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	10.6	9.8	91.2	8.18	433					0.049	0.033				
23.05/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	11.8	9.4	91.1	8.30	457					0.089	0.127				
01.06/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	9.3	10.2	93.3	8.24	479					0.040	0.017				
06.06/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	14.5	7.8	80.4	8.11	466	1.8	0.05	4.8	0.40	< 0.015	0.010	13.6		16.0	580
16.06/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	16.6	7.4	79.8	7.83	679					< 0.015	0.013				
28.06/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	20.0	7.6	88.1	8.06	428					0.034	0.027				
06.07/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	17.2	8.2	88.6	8.15	388					0.083	0.045				
07.07/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	17.5	9.2	101.0	8.28	433					0.052	0.028				
19.07/2006	3	Leyssè N.	LeAv	1	3	21.6	8.3	99.1	7.95	504					0.159	0.093				
11.07/2005	4	Colbot	Colbot	1	3	17.7	9	99.3	8.16	403	2.1	< 0.03	2.5		0.040	0.023	6.1		65.4	872
09.01/2006	4	Colbot	Colbot	1	3	2.3	11.6	88.6	8.33	470	< 1	< 0.03	5.6	0.24	0.025	0.009	7.0		< 38	3.8
10.03/2006	4	Colbot	Colbot	1	3	6.1	10.9	92.1	8.20	402	1.9	< 0.03	9.3		0.043	0.019	7.3		11300	7400
12.03/2006	4	Colbot	Colbot	1	3	5	11.6	95.6	8.29	397	1.1	< 0.03	9.1		0.037	0.016	7.1		2300	4700
11.07/2005	5	Gua	Gua	1	3	14.3	10.0	102.6	7.80	298	1.8	< 0.03	2.7		0.034	0.025	3.5	0.005	30	4.6
09.01/2006	5	Gua	Gua	1	3	8.9	8.7	78.7	7.80	378	< 1	< 0.03	3.9	< 0.2	< 0.015	0.005	3.5		< 38	120
10.03/2006	5	Gua	Gua	1	3	8.9	9.7	87.8	7.86	338	1.2	< 0.03	5.0	< 0.2	< 0.015	< 0.005	16.6	< 0.03	< 38	3.8
12.03/2006	5	Gua	Gua	1	3	11.3	8.9	85.3	7.98	392	1.3	< 0.03	4.6		< 0.015	< 0.005	16.2		38	< 38
11.07/2005	6	Neyret	Neyret	1	3	17.0	9.3	101.1	8.30	391	< 1	0.03	2.7		0.043	0.018	9.0		45.3	10.76
09.01/2006	6	Neyret	Neyret	1	3	3.3	11.2	87.9	8.26	464	2.7	0.04	4.0	0.53	< 0.015	0.006	22.7		< 38	120
10.03/2006	6	Neyret	Neyret	1	3	5.7	11.0	92.1	8.03	363	3.2	< 0.03	5.6		0.018	0.009	61.8	0.15	30.0	700
12.03/2006	6	Neyret	Neyret	1	3	3.9	11.1	88.6	8.08	426	1.9	< 0.03	6.2		< 0.015	< 0.005	29.4		< 38	3.8
11.07/2005	7	Jeanjoux	Jean	1	3	16.3	9.7	103.9	8.29	475	1.3	< 0.03	2.3		0.028	0.014	34.0	< 0.03	98.1	25.1
09.01/2006	7	Jeanjoux	Jean	1	3	3.3	12.1	95.0	8.38	631	1.1	< 0.03	20.6	0.41	< 0.015	< 0.005	60.0		< 38	< 38
10.03/2006	7	Jeanjoux	Jean	1	3	5.9	11.3	92.5	8.15	517	4.0	0.04	7.3		< 0.015	< 0.005	78.0	0.17	1300	1200
12.03/2006	7	Jeanjoux	Jean	1	3	4.1	11.7	93.9	8.30	540	1.8	< 0.03	7.8		< 0.015	< 0.005	87.0		1200	1100
11.07/2005	8	Tuileries	Tuil	1	3	15.6	9.9	104.6	8.16	364	2.1	< 0.03	4.2		< 0.015	0.009	5.4		1033	828
09.01/2006	8	Tuileries	Tuil	1	3	5.8	10.6	89.0	8.28	460	1.1	0.04	7.9	0.41	< 0.015	0.006	7.3		38	7.8
11.07/2005	9	Bourq	Bour	1	3	18.3	8.9	99.4	8.39	409	1.2	0.03	2.7		0.288	0.097	5.6		6581	25.36
09.01/2006	9	Bourq	Bour	1	3	1.														

Date	Code station	Rivière	Nom station	Catégorie piscicole	Support	Température	Oxygène dissous	Taux de Saturation	pH	Conductivité	DCO	COT	MEST	Ammonium	Nitrates	Azote Kjeldahl	Orthophosphates	Phosphore total	Chlorures	Streptocoques fécaux	Coliformes totaux
22/07/1993	1	Leysse N.	LeAm	1	3	13.1	9.6	95.8		445	7	1.65	15.4	0.01	3.2	0.25	0.010	0.010	5.4	500	11300
30/11/1993	1	Leysse N.	LeAm	1	3	3.9	9.9	79.0	7.9	426	6	2.2	18	0.05	3.8	0.31	0.015	0.046	9.9	180	700
08/06/1993	2	Leysse N.	LeMe	1	3	18.9	13.0	147.1	7.9	404	<5	1.1	3.6	0.03	2.5	0.26	0.030	0.036	4.4		
10/06/1993	2	Leysse N.	LeMe	1	3	14.3	9.1	93.4	8.1	450	<5	1.3	15	0.02	3.1	0.28	0.070	0.035	4.6		
12/06/1993	2	Leysse N.	LeMe	1	3	13.9	9.9	100.7	8.3	429	20	1.5	51	0.04	3.5	0.52	0.140	0.125	4.6	1340	4600
14/06/1993	2	Leysse N.	LeMe	1	3	12.6	10.0	98.7	8.2	468	11	1.9	45	0.04	4.2	0.34	0.112	0.053	4.5		
22/07/1993	2	Leysse N.	LeMe	1	3	13.9	9.6	97.6		449	9	1.5	37	0.03	3.9	0.36	0.026	0.050	4.7	2100	57000
30/11/1993	2	Leysse N.	LeMe	1	3	3.6	10.8	85.5	7.7	429	5	1.9	8.5	0.01	3.3	0.26	0.013	0.160	9.2	940	900
06/04/1994	2	Leysse N.	LeMe	1	3	5.5	12.5	104.2	8.1	413	12	1.7	21	0.02	3.2	0.33	0.025	0.09	4.2	1700	4800
07/04/1994	2	Leysse N.	LeMe	1	3	5.8	12.6	105.7		350	9	2.3	62.5	0.02	2.7	0.61	0.060	0.130	4.1		
08/04/1994	2	Leysse N.	LeMe	1	3	5.9	11.9	100.1		308	8	1.5	12	0.02	3.1	0.28	0.047	0.070	3.4		
08/06/1993	3	Leysse N.	LeAv	1	3	20.0	11.8	136.7	8.0	550	< 5	1.1	11.2	0.06	2.7	0.28	0.03	0.059	26.6		
10/06/1993	3	Leysse N.	LeAv	1	3	15.6	8.4	88.7	7.7	2370	< 5	11.2	9	<0.02	3.7	0.42	0.078	0.064	595		
12/06/1993	3	Leysse N.	LeAv	1	3	14.6			8.0	1832	10	9.6	27		6	1.00	0.147	0.131	480	1400	5400
14/06/1993	3	Leysse N.	LeAv	1	3	13.3	10.8	108.3	8.2	482	< 5	1.9	20	<0.02	4.2	0.34	0.105	0.064	12		
24/06/1993	3	Leysse N.	LeAv	1	3	14.0	10.7	109.1		431	5	2.2	30.6	0.04	5.4	0.48	0.138	0.096		112	1800
22/07/1993	3	Leysse N.	LeAv	1	3	13.9	8.8	89.5		538	12	1.55	8	0.03	4.4	0.32	0.033	0.054	35.4	2000	14000
23/08/1993	3	Leysse N.	LeAv	1	3	18.0	6.9	76.6		619	4	1.8	4.7	0.02	3.9	0.36	0.045	0.065		2200	4000
30/09/1993	3	Leysse N.	LeAv	1	3	14.0	10.7	109.1		431	8	1.6	13.7	0.02	4.2	0.25	0.010	0.070		700	1900
03/11/1993	3	Leysse N.	LeAv	1	3	9.6	11.6	106.9	7.9	476	5	1.4	4.4	0.02	4.4	0.16	0.010	0.057		460	520
30/11/1993	3	Leysse N.	LeAv	1	3	3.8	10.9	86.8	7.6	549	5	1.7	11.0	0.01	3.4	0.25	0.039	0.130	49.0	1220	1800
27/12/1993	3	Leysse N.	LeAv	1	3					448	10	1.9	3.9	0.02	4.7	0.17	0.040	0.050		860	510
19/01/1994	3	Leysse N.	LeAv	1	3	3.2	12.8	100.2	8.3	340	5	1.1	3.2	0.02	4.2	0.15	0.047	0.022		296	310
16/02/1994	3	Leysse N.	LeAv	1	3	3.8	14.3	113.8	8.4	397	5	1.1	2.3	0.02	3.5	0.37	0.022	0.028		500	1300
30/03/1994	3	Leysse N.	LeAv	1	3	10.6	12.6	118.9	8.1	364	8	1.3	3.7	0.02	2.7	0.37	0.012	0.032		56	2200
06/04/1994	3	Leysse N.	LeAv	1	3	5.6	12.4	103.6	8.3	420	3	1.9	22	0.02	3.1	0.38	0.010	0.080	9	1200	3900
07/04/1994	3	Leysse N.	LeAv	1	3	5.8	13.0	109.1		379	22	2.2	72	0.02	2.6	0.64	0.050	0.140	13.4		
08/04/1994	3	Leysse N.	LeAv	1	3	5.8	12.0	100.7		414	14	1.8	16	0.03	3.1	0.35	0.070	0.070	6.8		
21/04/1994	3	Leysse N.	LeAv	1	3	9.8	13.4	124.1		383	5	1.65	7.5	0.02	3.1	0.25	0.050	0.100		700	1200
17/05/1994	3	Leysse N.	LeAv	1	3	13.7	13.7	138.6	8.1	370	5	1.1	4.8	0.02	3.2	0.23	0.047	0.050		300	7600
08/06/1993	5	Gua	Gua	1	3	12.5	14.9	146.7	7.5	306	<5	0.5	2	<0.02	2.4	0.11	0.040	0.040	3.1		
10/06/1993	5	Gua	Gua	1	3	11.3	10.6	101.5	7.7	341	<5	0.5	1.4	<0.02	3.1	0.16	0.020	0.040	3		
12/06/1993	5	Gua	Gua	1	3	11.3	10.6	101.5	7.6	340	7	1	3	0.02	2.9	0.06	0.030	0.020	4	370	940
14/06/1993	5	Gua	Gua	1	3	9.5	11.4	104.8	7.7	320	21	1.7	12	<0.02	4	0.17	0.030	0.020	2.2		
22/07/1993	5	Gua	Gua	1	3	10.7	10.3	97.4		374	5	0.65	2.2	0.01	3.2	0.20	0.010	0.020	2.7	50	416
30/11/1993	5	Gua	Gua	1	3	7.0	8.7	75.1	7.1	472	5	0.6	1.5	0.01	2.6	0.11	0.010	0.017	30.4	8	10
06/04/1994	5	Gua	Gua	1	3	8.3	11.6	103.4	7.7	341	8	1.5	6.5	0.02	3	0.27	0.010	0.030	4.7	7	30
07/04/1994	5	Gua	Gua	1	3	5.4	12.2	101.4		920	6	1.3	3	0.02	2.8	0.18	0.025	0.020	18.5		
08/04/1994	5	Gua	Gua	1	3	6.0	12.5	105.4		554	7	1.3	1.5	0.02	2.8	0.13	0.010	0.020	5.7		
08/06/1993	6	Neyret	Neyr	1	3	18.1	12.0	133.5	6.4	382	13	0.9	48.2	<0.02	1.9	0.35	0.030	0.160	8.3		
10/06/1993	6	Neyret	Neyr	1	3	14.1	8.9	90.9	8.0	318	9	2.5	33	0.05	2.6	0.60	0.105	0.125	7.7		
12/06/1993	6	Neyret	Neyr	1	3	14.0	9.7	98.9	8.2	300	29	3.6	71.5	0.04	3.1	0.03	0.153	0.192	5.6	1660	6800
14/06/1993	6	Neyret	Neyr	1	3	14.0	10.1	102.9	8.0	340	5	2.1	18.8	0.03	3.0	0.36	0.034	0.047	13.2		
22/07/1993	6	Neyret	Neyr	1	3	12.9	8.5	84.4		382	8	1.25	17.7	0.01	2.6	0.22	0.010	0.042	5.7	760	12160
30/11/1993	6	Neyret	Neyr	1	3	4.0	9.3	74.4	7.7	2188	15	7.3	5.9	0.01	1.6	0.20	0.018	0.058	580	120	100
06/04/1994	6	Neyret	Neyr	1	3	5.6	12.6	105.2	7.8	422	14	1.6	24.5	0.02	3.2	0.30	0.010	0.050	49.3	500	700
07/04/1994	6	Neyret	Neyr	1	3	5.4	12.2	101.4		920	29	4.2		0.03	2.5	0.99	0.050	0.180	307		
08/04/1994	6	Neyret	Neyr	1	3	5.8	12.2	102.4		361	5	1.3	20.0	0.02	3.1	0.22	0.018	0.060	28.4		
08/06/1993	7	Jeanjoux	Jean	1	3	18.7	9.6	108.1	7.9	494	<5	1	1.6	<0.02	2.3	0.20	< 0.010	0.030	16.1		
10/06/1993	7	Jeanjoux	Jean	1	3	14.6	9.1	94.1	8.6	348	17	3	35	0.09	2.7	0.59	0.092	0.114	23		
12/06/1993	7	Jeanjoux	Jean	1	3	14.6	9.6	99.2	8.0	294	26	2.5	75	0.06	3.1	0.63	0.092	0.153	16	1400	4200
14/06/1993	7	Jeanjoux	Jean	1	3	14.2	9.5	97.3	8.3	460	14	2.5	7.6	0.03	3.8	0.28	0.043	0.024	27		
22/07/1993	7	Jeanjoux	Jean	1	3	13.3	8.9	89.2		502	5	1.45	15.6	0.01	2.8	0.24	0.010	0.076	21.3	580	2720
30/11/1993	7	Jeanjoux	Jean	1	3	4.5	9.4	76.3	7.6	3551	29	14.7	5.5	0.04	4.6	0.20	0.011	0.023	980	140	100
06/04/1994	7	Jeanjoux	Jean	1	3	6.0	12.8	109.0	8.1	666	17	1.5	51	0.02	3.8	0.45	0.032	0.090	104	400	400
07/04/1994	7	Jeanjoux	Jean	1	3	5.0	13.5	111.2		1914	34	15.4		0.1	3.0	1.00	0.050	0.290	540		
08/04/1994	7	Jeanjoux	Jean	1	3	6.0	12.5	105.4		554	9	1.6	41	0.02	3.9	0.35	0.025	0.070	66.8		
22/07/1993	7A	Luzara	Luza	1	3	13.7	7.6	76.9		445	7	2.45	13.6	0.02	1.9	0.36	0.030	0.010	3.7	560	2600
30/11/1993	7A	Luzara	Luza	1	3	3.9	9.5	75.8	7.2	402	11	2.1	10	0.01	2.0	0.23	0.017	0.210	5.4	510	2000
22/07/1993	7B	Combettes	Comb	1	3	13.7	8.3	84.0		477	5	1.9	3.1	0.03	2.7	0.27	0.026	0.010	6.1	440	1200
30/11/1993	7B	Combettes	Comb	1	3	5.0	8.0	65.9	7.2	408	5	1.9	2	0.01	3.4	0.20	0.011	0.029	9.0	270	300
22/07/1993	8	Tuilettes	Tuil	1	3	12.3	10.0	98.0		424	5	0.9	8.5	0.01	3.1	0.22	0.010	0.010	2.6	400	4480
30/11/1993	8	Tuilettes	Tuil	1	3	5.9	9.1	76.5	7.6	455	5	1.2	5.5	0.02	2.5	0.14	0.013	0.130	4.2	230	300
22/07/1993	8A	Moulin	Maul	1	3	11.0	11.1	105.6		310	27	0.95	1.7	0.01	3.4	0.14	0.010	0.010	0.9	46	296
30/11/1993	8A	Moulin	Maul	1	3	7.1	9.6	83.1	7.4	324	5	0.8	2	0.01	1.8	0.09	0.010	0.029	0.9	4	10
22/07/1993	9	Bourg	Bour	1	3	14.0	9.5	96.8		428	19	1.85	1.9	0.06	3.7	0.28	0.060	0.050	5.6	620	3540
30/11/1993	9	Bourg	Bour	1	3	3.5	10.2	80.5													

Rivière	Code Station	Période	MOOX	Matières Azotées	Nitrates	Matières phosphorées	Bactériologie	Classe de qualité d'eau retenue
Leyse amont	1	2006	75	82	71	82	4	
		1993	69	83	76	81	11	
Leyse médiane	2	2006	77	95	64	69	0	
		1993	76	84	75	65	0	
Leyse aval	3	2006	60	82	65	84	0	
		1993	43	82	72	69	0	
Collomb/Bottières	4	2006	79	95	62	84	0	
Gua	5	2006	69	84	73	84	59	
		1993	65	87	75	81	24	
Neyret	6	2006	78	84	70	84	14	
		1993	58	80	77	61	0	
Jeanjoux	7	2006	73	84	46	85	1	
		1993	18	80	74	54	1	
Ruisseau de la Tuilerie	8	2006	79	84	65	89	2	
		1993	67	87	77	69	20	
Ruisseau du Bourg	9	2006	82	84	68	4	0	
		1993	71	67	68	68	6	
Tier à la sortie du lac	10	2006	60	79	76	89	65	
		1993	58	86	80	79	76	
Rondelet	11	2006	78	84	46	78	1	
		1993	87	89	70	75	7	
Tier aval STEP proche	12	2006	4	13	77	13		
Tier aval STEP éloigné	13	2006	62	89	62	62		

Tableau 17 : Récapitulation de l'application du SEQ-EAU (version 2) aux résultats des campagnes 1993-1994 et 2005-2006

Rivière	Code Station	Période	MOOX	Matières Azotées	Nitrates	Matières phosphorées	Aptitude biologique des eaux
Leyse amont	1	2006	75	82	67	82	67
		1993	69	83	71	81	69
Leyse médiane	2	2006	77	95	65	69	65
		1993	76	84	70	65	69
Leyse aval	3	2006	60	82	65	84	65
		1993	43	82	67	69	68
Collomb/Bottières	4	2006	79	95	64	84	64
Gua	5	2006	69	84	68	84	69
		1993	65	87	70	81	73
Neyret	6	2006	78	84	66	84	67
		1993	58	80	73	61	61
Jeanjoux	7	2006	73	84	62	85	65
		1993	18	80	69	54	54
Ruisseau de la Tuilerie	8	2006	79	84	65	89	65
		1993	67	87	73	69	67
Ruisseau du Bourg	9	2006	82	84	66	4	4
		1993	71	67	66	68	66
Tier à la sortie du lac	10	2006	60	79	71	89	60
		1993	58	86	80	79	66
Rondelet	11	2006	78	84	62	78	62
		1993	87	89	67	75	67
Tier aval STEP proche	12	2006	28	13	72	13	13
Tier aval STEP éloigné	13	2006	62	89	64	62	62

Tableau 18 : Récapitulation des " classes d'aptitude à la biologie " d'après les résultats des campagnes 1993-1994 et 2006-2006

Date	Station	Q l/s	θ °C	OD mg/l	Sat %	PH	Cond. μS/cm	DBO ₅ mg/l	NH ₄ mg/l	NO ₃ mg/l	NTK mg/l	P.PO ₄ mg/l	P _{TF} mg/l	P.PO ₄ /P _{TF} %	CI mg/l	Entérocoques /100 ml	E. Coli /100 ml	Ent./E.Coli %
11/07/2005	1 : Le Am	10	17,4	9,0	98,6	8,20	380	1,2	0,06	4,0	-	0,020	0,024	83,3	9,1	704	1440	48,9
	4 : Colbot	6	17,7	9,0	99,3	8,16	403	2,1	<0,03	2,5	-	0,013	0,023	56,5	6,1	654	872	75,0
	2 : Le Me	10	17,5	8,2	90,1	8,03	372	2,0	<0,03	5,0	-	0,008	0,013	61,5	8,4	127	350	36,3
	3 : Le Av	30	19,4	7,5	85,8	7,80	448	1,5	<0,03	4,8	0,52	<0,005	0,006	<83,3	21,4	93	461	20,2
09/01/2006	1 : Le Am	76	2,7	11,0	84,9	8,39	498	1,2	<0,03	5,6	0,26	0,007	0,008	87,5	11,3	120	120	100,0
	4 : Colbot	132	2,3	11,6	88,6	8,33	470	<1	<0,03	5,6	0,24	0,008	0,009	88,9	7,0	<38	38	<100
	2 : Le Me	225	2,8	11,2	86,7	8,27	484	1,2	<0,03	6,0	0,24	0,007	0,009	77,8	10,1	260	1400	18,6
	3 : Le Av	276	3,0	11,1	86,4	8,25	493	<1	<0,03	6,3	0,25	0,008	0,025	32,0	14,4	300	1600	-
10/03/06 (1)	1 : Le Am	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	4 : Colbot	-	5,5	11,5	95,8	8,22	403	1,9	<0,03	9,3	-	0,014	0,019	73,7	7,0	4400	3900	112,8
	2 : Le Me	-	5,6	11,6	96,9	8,25	436	1,3	<0,03	8,3	-	0,011	0,013	91,7	9,1	6700	3600	186,1
	3 : Le Av	1300	5,7	11,8	98,8	8,23	436	1,5	<0,03	8,2	0,40	0,013	0,014	92,9	12,0	4200	3600	116,7
10/03/06 (2)	1 : Le Am	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	4 : Colbot	637	6,1	10,9	92,1	8,18	401	1,7	<0,03	9,0	-	0,014	0,017	82,3	7,3	11300	7400	152,7
	2 : Le Me	1706	6,2	11,0	93,2	8,32	422	1,1	<0,03	8,2	-	0,012	0,014	85,7	8,9	4900	1700	288,2
	3 : Le Av	1460	6,3	10,8	91,7	8,35	435	<1	<0,03	8,0	0,42	0,012	0,012	100,0	14,3	2300	1100	209,1
12/03/2006	1 : Le Am	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	4 : Colbot	498	5,0	11,6	95,6	8,29	397	1,1	<0,03	9,1	-	0,012	0,016	75,0	7,1	2300	4700	48,9
	2 : Le Me	1227	5,0	11,3	93,1	8,44	431	1,3	<0,03	8,2	-	0,011	0,013	84,6	9,0	4300	1300	330,8
	3 : Le Av	1220	5,0	11,6	95,6	8,42	427	2,2	<0,03	8,1	0,41	0,012	0,013	92,3	10,8	1000	1100	90,9

Tableau 19 : Evolution amont → aval des paramètres physico-chimiques le long de la Leysse de Novalaise - Campagne 2005-2006

Encadré : Evolution amont-aval allant dans le sens d'une dégradation

SECONDE PHASE :

**EVALUATION DES APPORTS EN PHOSPHORE AULAC
D'AIGUEBELETTE ET DIAGNOSTIC DE TENDANCE
TROPHIQUE DU LAC**

SECONDE PHASE :**EVALUATION DES APPORTS EN PHOSPHORE AU LAC
D'AIGUEBELETTE ET DIAGNOSTIC DE TENDANCE
TROPHIQUE DU LAC****1. LA PROBLEMATIQUE DU PHOSPHORE EN CONTEXTE RURAL - LES
POLLUTIONS PHOSPHOREES DIFFUSES ET PONCTUELLES
D'ORIGINE AGRICOLE - BIBLIOGRAPHIE****1.1 Présentation**

Les données exposées ci-après sont principalement basées sur la vue d'ensemble très claire du problème présenté dans la référence B16 (Dorioz - 2002)¹. Des compléments et précisions, tirés notamment des références B3, B4, B5, B7, B12, B15, B16 et B17 viennent compléter la vue d'ensemble précédente au sujet de points particuliers.

Les aspects évoqués (paragraphe 1.2 à 1.6) concernent les spéciations et la biodisponibilité du phosphore, les flux et stocks de phosphore dans les agrosystèmes, les mécanismes de transfert sols-eaux à l'échelle du bassin versant (mécanismes d'acquisition et, inversement, de réduction, en particulier dans les zones-tampon), le caractère dominant des apports en période pluvieuse, le découplage de l'émission/transfert du phosphore soluble et du phosphore particulaire, les ordres de grandeur des flux moyens de phosphore produits par les différents types d'usages agricoles.

Des tableaux de synthèse donnent une comparaison des ordres de grandeur proposés par les différents auteurs au sujet des principaux paramètres quantitatifs concernés.

L'annexe 12.2 présente sous forme de tableaux ou figures différentes données extraites des références exploitées dans le cadre de la présente étude.

Enfin, cette étude se termine par quelques indications relatives aux sources ponctuelles du phosphore agricole (paragraphe 1.7), aux méthodes d'identification des différentes sources de phosphore (paragraphe 1.8) et le paragraphe 1.9 propose une récapitulation des principaux problèmes actuellement encore non ou mal résolus en ce qui concerne les conditions d'émission et de transfert du phosphore d'origine agricole.

¹ Extraits cités en caractères italiques

1.2 Spéciation du phosphore

"Le P est présent dans l'environnement sous forme de phosphates, composés peu solubles et naturellement peu abondants, sauf dans les horizons de surface des sols et la biomasse. Dans le sol, les sédiments et les eaux, P se trouve sous forme organique et minérale à la fois dans la phase liquide et dans la phase solide. La plupart des échanges biochimiques s'effectuent à l'état orthophosphate (...).

Le phosphore est considéré comme 'dissous' quand il n'est pas retenu par un filtre dont les pores ont une taille de 0,45 μm . Ce standard est retenu pour des raisons pratiques (Haygarth and Sharpley, 2000). Le **phosphore dissous** ainsi défini est noté P-dissous ou P_{tef} (P-total eau filtrée). Il comprend des ions **orthophosphates** libres (noté OrthoP, directement réactifs au molybdate), des tripolyphosphates et de multiples molécules biochimiques phosphorylées telles que ATP, sucres... (Balland, 1989) ainsi que des colloïdes fins. On peut considérer que, lors des transports dans les eaux de surface, les colloïdes ayant une taille inférieure à 0,45 μm ont un comportement peu différent de celui des formes réellement dissoutes.

Dans les eaux douces, non soumises à la pollution, les teneurs en P-dissous sont très généralement basses (< 15 $\mu\text{gP/l}$) avec une contribution majoritaire des orthoP (> 60 %). Par comparaison, la valeur seuil considérée comme l'objectif à atteindre pour le Léman par la CIPEL (Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman) est de 30 $\mu\text{gP/l}$.

Le **Phosphore particulaire** (> 0,45 μm) comprend toute une série de composés (Golterman, 1976) ce qui se traduit concrètement par l'existence de toute une gamme d'énergie de liaison entre P et la phase solide. Ainsi le P peut, soit être un élément constitutif de réseaux cristallins ou de la biomasse, soit être lié à des composés amorphes (de fer ou d'aluminium...) ou encore à des particules (argiles, limons calcaires...).

Les concentrations et les propriétés du P-particulaire dans les eaux, même en conditions naturelles, sont extrêmement variables (Dorioz et Ferhi, 1994). Il est en général abondant (1 000 $\mu\text{gP/l}$ par exemple) lors des crues et quasi absent en étiage (quelques $\mu\text{g/l}$). Ses propriétés et notamment son aptitude à libérer des ions phosphates dans un contexte favorable à l'assimilation des végétaux ou "**biodisponibilité**", varient également fortement selon l'origine et la physico-chimie des eaux.

Dans les eaux comme dans les sols (Fardeau, 1996 ; Morel et al., 2000), formes dissoutes et particulaires ne se contentent pas de "cohabiter" : les concentrations relatives sont régies par des réactions d'équilibre, échanges ioniques ou dissolutions-précipitations. Ces réactions ne sont pas instantanées et les rapports de concentration observés entre les formes de P dépendent aussi de la cinétique de ces diverses réactions."

Le tableau ci-dessous présente une vue d'ensemble des spéciations du phosphore (d'après Logan 1982 modifié par Dorioz - Réf. 12) :

	Fraction désignée	Principaux types de composés	Biodisponibilité potentielle en conditions standards
T O T A L E A U B R U T E	P-total eau filtrée ($< 0,45 \mu\text{m}$)	Orthophosphates P-organique Triphosphates	Forte (proche de 100 %) immédiatement ou après action d'exoenzymes
	P-particulaire ($> 0,45 \mu\text{m}$)	P-labile ("adsorbé", facilement échangeable ou hydrolysable ou solubilisable)	Forte et à court terme
		P-minéral participant à des composés avec Fe, Ca, Al	Très variable et à long terme
		P-organique participant à des molécules humiques	Moyenne et à long terme

1.3 La biodisponibilité des différentes formes du phosphore

"Le devenir du phosphore apporté à un plan d'eau ou à un fleuve par ses affluents est contrôlé par certaines caractéristiques du milieu récepteur (activité biologique, hydrodynamique) et certaines propriétés du P transféré, en particulier de sa biodisponibilité (Hanna et Dauta, 1983).

Le phosphore dissous est totalement biodisponible (tableau ci-dessus) mais n'est assimilé par les végétaux, phytoplancton ou autre, que lors des périodes d'activité biologique. Il peut aussi être piégé par des particules en suspension ou précipité. Toutes ces transformations biologiques et physico-chimiques aboutissent à fabriquer du P-particulaire qui sédimente et contribue finalement à enrichir en P les sédiments profonds.

Le phosphore particulaire circule différemment dans l'écosystème. Il est soumis avant tout à une dynamique de sédimentation, ce qui n'exclut pas une interaction avec le phytoplancton. Dans la mesure où une interaction algue-particule se développe, du P-particulaire peut être assimilé. Cette bio-utilisation reste en général partielle du fait de limitations dues notamment à la biodisponibilité du P.

Le P-particulaire qui sédimente au fond d'un plan d'eau ou dans le lit d'un fleuve n'est pas éliminé totalement de l'écosystème. En effet, les sédiments profonds peuvent constituer une source de P à long terme (Sharpley and Smith, 1990), libérable en cas de brassage (cas fréquent dans les plans d'eau peu profonds et dans les fleuves) ou lorsque des conditions anaérobies s'établissent durablement à l'interface eau/sédiment et provoquent une réduction du fer et un relargage de phosphore dissous (Barroin, 1988).

Quand l'essentiel du P apporté à un plan d'eau provient d'origines diffuses, les formes particulières sont dominantes. Les propriétés du P-particulaire sont alors des facteurs de

contrôle de l'état du milieu récepteur. Elles varient selon la nature des sédiments, la charge en phosphore total, la teneur en fraction fine, en CaCO_3 , oxydes de fer et matière organique. Ces paramètres sont en relation avec l'origine des sédiments, voire avec la gestion et la fertilisation des terres dont ils proviennent (Latreille et al., 1993 ; Sharpley et Halvorson, 1994 ; Sharpley et al., 1992). Selon Källquist et Berge (1990) la teneur en P-biodisponible des eaux de ruissellement provenant de diverses parcelles de céréales varie de 1 à 7. Malgré cette forte variabilité, le contenu en P-biodisponible est toujours au moins 2 fois plus élevé que celui du P des eaux ruisselant sur des zones naturelles. En région calcaire, dans le bassin lémanique, des ordres de grandeur similaires sont observés : le phosphore associé aux sédiments de zones naturelles forestières est environ deux fois moins biodisponible que le phosphore associé aux sédiments provenant de l'érosion des sols cultivés (Doriot et al., 1998). Mais ce dernier est lui-même nettement moins biodisponible que les sédiments de la rivière chargés en phosphore par des rejets d'eaux usées. Face à cette diversité, Sharpley and Smith (1990) pour une approche opérationnelle, considèrent que le phosphore particulaire présente une proportion constante (20 %) de phosphore biodisponible. Les résultats obtenus dans la zone lémanique par Jordan-Meille (1998) aboutissent au même type de simplification : dans un contexte physico-chimique donné (sédiments calcaires oxydés) la biodisponibilité potentielle du P-particulaire augmente régulièrement avec la teneur en phosphore total et la teneur en phosphore labile."

1.4 Le phosphore dans les sols

"En conditions moyennes, les sols agricoles contiennent de 2 à 4 t/ha de P-total dans la couche cultivée, soit environ 500 mg P/kg. Moins de 0,1 % du P-total est en solution, ce qui représente une concentration < 2 mg/l, soit moins de 0,3 kg/ha. Le reste du phosphore est présent dans la matière organique du sol ou associé à la phase solide sous des formes diverses (phosphates de fer, ou d'aluminium dans le cas de sols acides, phosphates de calcium dans le cas de sols alcalins...). Dans la plupart des sols, 90 % du P-total se trouve sous forme minérale.

Les végétaux et les microorganismes assimilent le phosphore surtout sous forme d'ions orthophosphates. L'assimilation représente un processus de rétention temporaire de P dans la biomasse. Le P assimilé retourne au sol, au moins en partie, soit via les pluviollessivats, soit par minéralisation, notamment par minéralisation des résidus de récolte en fin de saison. Le phosphore ainsi libéré dans la solution du sol, ou celui apporté par les pratiques agricoles, tend à se fixer sur la phase solide du sol (adsorption, co-précipitation avec le fer et l'aluminium dans le cas de sols acides et avec le calcium dans des conditions neutres/basiques ; les argiles fixent également le P). L'ensemble de ces phénomènes d'insolubilisation confère au sol une "capacité de fixation" du phosphore. C'est cette propriété qui explique les faibles teneurs en phosphore de la solution du sol, la mobilité réduite de celui-ci dans le profil et son accumulation du fait de transferts séculaires, dans l'horizon de surface. (annexe 12.2 - Figure 6 concernant l'exemple d'une pâture).

Les apports annuels liés à la pluie et à l'altération (quelques kg/ha/an) et les flux "agronomiques" liés aux récoltes et aux fertilisations (quelques dizaines de kg), ne représentent qu'une très faible fraction du stock total de P des sols (1/100 dans l'exemple présente par la figure 6 de l'annexe 12.2). En conséquence, en conditions agricoles normales, la teneur en P des sols cultivés n'est modifiée de façon sensible qu'à l'issue de longues périodes (décennies) de déficits ou d'excédents. Ainsi, le cumul séculaire de déficits s'est

traduit au 19^{ème} siècle par un appauvrissement des sols limitant la production végétale dans les grandes plaines d'Europe (travaux de Boulaine). Inversement, la deuxième moitié du 20^{ème} siècle se caractérise par des excédents chroniques de P dans les agrosystèmes européens (tableau ci-dessous).

Pays	Excédents kg P / ha
<i>Belgique</i>	37
<i>Danemark</i>	20
<i>Angleterre</i>	12
<i>Hollande</i>	39
<i>Norvège</i>	10
<i>Angola</i>	- 1

Ceci se traduit par un accroissement sensible et généralisé de la teneur moyenne des sols qui touche tous les pays (Hesketh and Brookes, 2000) et probablement la plupart des types d'exploitation, comme le suggère les données sur la teneur en P des sols de France (Walter et al., 1997). Néanmoins, cet excédent, souvent lié à l'alimentation animale, est moins élevé en France qu'il y a 15 ans (Fardeau, com. pers.)."

Le tableau 36 ci-après récapitule les valeurs mesurées, dans le cadre de plusieurs études (réf. B5, B7, B15), les bilans annuels intrants-extrants de phosphore sur parcelles agricoles de différents types.

Ce tableau aboutit, pour les références les plus récentes (postérieures à 1997) à un ordre de grandeur de ces bilans inférieurs à 14 t P/ha/an.

Les valeurs obtenues dans le cadre de la présente étude sont discutées au paragraphe 4 ci-après.

1.5 Les mécanismes et modalités de transfert sols → eaux du phosphore

"Le transfert de P des sols aux eaux de surface est la résultante d'un ensemble de processus hydrologiques et physico-chimiques, agissant certains dans le sens d'une augmentation de la teneur en P des eaux (on parle alors d'acquisition de la charge en P), d'autres dans le sens d'une diminution de celle-ci (on parle alors de réduction de la charge ou encore d'atténuation). Les processus impliqués interviennent avec des intensités relatives différentes lors des diverses phases du transfert. Les processus d'acquisition sont dominants initialement, dans les zones de déclenchement du ruissellement et dans les zones d'érosion. Les processus de réduction caractérisent les zones tampons. Enfin, à toute étape du transfert, il existe des échanges de P entre phase solide (suspension ou surface de sol) et phase liquide circulante.

(i) Acquisition de la charge en phosphore (transfert des sols vers l'eau)

L'acquisition de la charge en phosphore est très liée au ruissellement et à l'érosion, phénomènes qui, en différents points du bassin versant, provoquent un transfert du P, des sols vers l'eau. Les connaissances acquises sur ces mécanismes (Sharpley et al., 1992 ; Sharpley

et Smith, 1990 ; Sharpley et al., 2000 ; Ryden et al., 1973 ; Jordan-Meille et al., 1998 ; Ylli-Halla et al., 1995) et les données spécifiques à l'érosion en zone tempérée (Boiffin et al., 1988), se complètent pour aboutir à un schéma synthétique décrivant l'enchaînement des processus à l'échelle bassin versant.

A l'échelle de la station (10 m). L'eau de pluie se charge tout d'abord en phosphore dissous au contact des feuillages (pluviolessivats) puis "extraît" du P-total de la surface du sol (0-2 cm) et/ou des débris végétaux et des particules recouvrant le sol. Si les conditions sont réunies, une lame d'eau superficielle puis un ruissellement diffus s'organise avec des concentrations parfois très élevées en P-dissous (de 0,2 jusqu'à 0,5 mg/l) mais des teneurs en suspensions relativement faibles. L'intensité de ce transfert initial de P, constitué surtout de P-dissous, dépend de la teneur du sol en P et en particulier de pratiques aboutissant, même provisoirement, à créer de fortes teneurs en phosphore en surface du sol (par exemple apports de fertilisants non suivis de labours).

La part de l'eau qui s'infiltre perd progressivement sa charge en phosphore dissous au contact de la matrice du sol. Ce phénomène contrôle les faibles concentrations de phosphore dissous dans les eaux hypodermiques et surtout dans les eaux profondes. Il peut cependant perdre son efficacité dans le cas où les transferts d'eau sont rapides. Une saturation relative en phosphore du sol due à des apports cumulés excessifs de P ("surfertilisation"), pourrait aboutir à la même conséquence, c'est-à-dire l'augmentation de la mobilité du P dans le profil (Sharpley et al., 2000).

A l'échelle parcelle (<ha), les transferts dépendent des conditions de ruissellement. L'apparition d'un ruissellement généralisé, lié à la pente (vignobles) ou se concentrant localement dans les traces de roues ou les micro-dépressions, se traduit par des entailles érosives dans l'horizon de surface et par l'acquisition d'une forte charge solide comprenant en particulier des microagrégats stables à l'eau. Les teneurs en P-particulaire de l'eau ruisselée peuvent alors atteindre quelques mg/l. Dans les conditions de céréaliculture intensive et de sols battants, certains événements érosifs prennent la forme de véritables coulées boueuses. Dans ces cas extrêmes, la charge de P s'élève parfois à quelques dizaines de mg/l (Angélieume, 1996).

Quel que soit le contexte, l'intensité des transferts de P-total des sols aux eaux est sous la dépendance de facteurs hydrologiques, eux-mêmes soumis aux conditions de pluviosité et de sols (état de surface des sols, végétation, topographie... voir par exemple Dillaha et al., 1986). La teneur en P des sols érodés n'influence que de façon secondaire les quantités de P-total transférées. Elle contrôle néanmoins la contribution du P-dissous et les propriétés de biodisponibilité du P-particulaire transféré.

A l'échelle du bassin élémentaire (>ha), les phénomènes liés au transfert tel que tri granulométrique prennent toute leur importance.

D'autres phénomènes dont les conséquences sont encore mal évaluées, s'expriment également :

– La remobilisation des sédiments stockés dans le réseau hydrographique, l'érosion des fossés et des rives, fournissent une autre charge en P, constituée de matériaux plus grossiers, ayant une teneur plus faible en phosphore, un pouvoir fixateur plus élevé et donc susceptible de fixer du phosphore dissous (Dorioz et al., 1998).

- Les pertes par érosion dues à un apport d'eau externe à la parcelle, débordement de fossés, écoulement à partir de routes, sorties d'eau hypodermiques (une étude réalisée dans la partie française du bassin du Léman montre que 20 % des parcelles sont affectées par ce type de phénomènes (Trévisan et al., 1995).
- Les libérations de phosphore dissous liées à des conditions réductrices se développant lors de l'inondation des bas fonds.

(ii) Réduction de la charge en phosphore dans les zones-tampons

A l'aval d'une zone d'émission, toute une série de phénomènes contribue à modifier la nature et la quantité de phosphore transféré. Il s'agit tout d'abord de sédimentations liées à la diminution de la puissance du transport des écoulements, diminution induite elle-même soit par des changements de rugosité du milieu, soit par des infiltrations. Une partie des sédiments et du phosphore "mobilisés" par l'érosion et le ruissellement lors d'une crue se dépose ainsi dans les petites dépressions du sol, les sillons, les prairies, les talus herbeux, les fossés (Sallade et Sims, 1997a). Le même fonctionnement s'observe parfois avec les bosquets et les haies (l'interception répétée de nutriments se traduit alors par un accroissement de la productivité végétale en lisière des cultures, voir Fail et al., 1985). Cette dynamique est rarement quantifiée à l'échelle bassin versant. Elle se manifeste concrètement par des stockages d'érodats, parfois par une baisse de la charge en suspension des eaux lors d'événements pluvieux (Dorioz et al., 1996 ; Muscutt et al., 1993).

La réduction de la charge en P peut encore s'opérer dans certains marécages (Fardeau et Dorioz, 2000 ; Uusi-Kamppa et al. 2000). La sédimentation n'est plus le seul processus impliqué. Elle s'accompagne d'absorption par macrophytes, de phénomènes physico-chimiques (précipitations...). Un rôle similaire est attribué à certaines ripisylves pour leurs capacités à piéger les sédiments et les fertilisants transportés par les crues (Sanchez-Perez et al., 1991 ; Lowrance et al., 1988 ; Patty, 1997). Ces données sont souvent ponctuelles et l'effet global de l'ensemble de ces zones-tampons sur les flux diffus est mal évalué. Les travaux récents suggèrent qu'il existe un effet positif global mais une grande diversité de fonctionnements et de bilans, selon la position dans le paysage et les conditions géochimique (Parmeland, 1995 ; Hughes et al., 1998).

Le devenir des stocks créés dans les zones-tampons est variable selon le milieu concerné (Sallade et Sims, 1997b). Dans nombre de cas, la rétention est éphémère. Quand la rétention est durable à l'échelle annuelle, le P n'est pas pour autant immobilisé totalement et définitivement. En effet, il peut être partiellement bio-assimilé, pour être ensuite en partie relargué sous forme dissoute lors de la décomposition de la biomasse. Au total, la dynamique du P dans les zones-tampons se traduit donc non seulement par du stockage mais aussi par des transformations de la spéciation et des retards de transfert (Dorioz, 1996).

Ceci soulève deux questions pour l'instant sans réponse claire :

- Les transformations du P se limitent-elles à des processus aboutissant à solubiliser P ? La possibilité d'insolubilisation progressive est-elle exclue ?
- Le décalage du pic de transfert vers la saison froide permet-il une réduction des impacts en raison d'une sensibilité moindre des milieux récepteurs en cette saison ?

Une autre question-clé est celle du devenir à long terme du P stocké. En théorie, tous les types de zones-tampons sont susceptibles de se saturer et de devenir des sources de P. Une telle inversion de fonction a été observée dans les marais utilisés pour "traiter" des eaux usées (et qui recevaient donc de longues dates de très fortes charges). Le drainage artificiel ou des apports importants de NO_3 aboutissent au même résultat : la minéralisation de la matière organique consécutive à la modification physico-chimique du milieu libère le P-dissous (Lee, 1973, Paludan et Hoffmann, 1996). Enfin, quel que soit le milieu, le stockage peut toujours être remis en cause en cas d'événements exceptionnels."

(iii) Résultats de quelques études récentes portant sur les principaux facteurs influençant les modalités du transfert du phosphore vers l'aval des bassins versants

Les études citées en référence B4, B5 et B13 ont concerné l'identification de différents facteurs jouant un rôle majeur dans les modalités de ce transfert.

Ces études présentent toutefois un caractère essentiellement qualitatif et non quantitatif, étant basées sur la mise en évidence de liaisons entre **indicateurs** de l'émission et du transfert, d'une part, et les flux de phosphore mesurés à l'exutoire, d'autre part.

• **Déterminants de l'émission**

– *Sensibilité au ruissellement et à l'érosion* : les substrats imperméables (sensibilité au ruissellement) et les sols limoneux, de structure particulière et caractérisés par un indice de battance élevé (sensibilité à l'érosion) favorisent l'émission du phosphore.

– *Les pratiques agricoles* lesquelles déterminent la précocité, l'extension dans le temps et l'espace ainsi que la fréquence du ruissellement diffus. Le recours à certaines modalités de travail du sol telles que l'utilisation d'outils non animés, une fréquence élevée de passages d'outils, le non-recours au binage, la spécialisation du parcellaire (ex. : monoculture du maïs), l'absence de mulch végétal, la longueur excessive du délai avant enfouissement des matières organiques épandues (fumiers) constituent des facteurs aggravant de l'émission (réf. B15).

– *La richesse du sol en phosphore*, entretenue par des bilans annuels intrants-extrants excessifs en phosphore, constitue un troisième ordre de facteurs favorisant l'émission.

Enfin, l'*urbanisation*, indépendamment de ses impacts sur les conditions de transfert (réseaux d'assainissement eaux pluviales) dont il sera question ci-après, peut influencer les conditions d'émission en poussant –pour des raisons de limitation des nuisances olfactives– à concentrer de manière excessive les épandages sur des parcelles éloignées.

• **Déterminants du transfert**

– *La structure spatiale des interparcellaires* en interaction avec le degré de connexion des parcelles potentiellement émettrices avec le réseau des axes hydrauliques d'assainissement joue un rôle fondamental.

A cet égard, on doit particulièrement s'intéresser à la largeur et au degré d'interconnexion des bandes herbeuses séparant les parcelles de culture. Dans les contextes agricoles combinant cultures et prairies permanentes, plus les premières se trouvent en situation d'enclavement dans les secondes, moins le transfert de phosphore est favorisé.

La présence de haies et bosquets en position transversale par rapport à la direction des ruissellements contribuera particulièrement à freiner ce transfert.

– A côté des interparcellaires, les marais et autres zones humides jalonnant les axes hydrauliques d'écoulement (thalwegs secs, cours d'eau) freineront efficacement le transfert du phosphore à condition de ne pas être court-circuité par des fossés.

– La densité et l'interconnectivité des réseaux de fossés d'assainissement eaux pluviales, en liaison, comme il a été dit, avec les facteurs précédents, constituent des facteurs fondamentaux du transfert du phosphore.

L'état de ces réseaux dépend non seulement des modalités des pratiques agricoles mais aussi, et cela de manière souvent encore plus importante, de l'urbanisation et des routes dont le développement stimule l'extension des réseaux d'évacuation des eaux pluviales, l'intensification des connexions entre parcelles et ruisseaux et la disparition des zones-tampons (comblement des marais).

Le mitage progressif auquel on assiste sur certains bassins versants agricoles constitue une évolution particulièrement problématique à cet égard (réf. B4, B5).

– Troisième facteur important à évoquer : la densité spatiale et le degré de pérennité des écoulements dans les ruisseaux drainant le bassin versant, lesquels sont fonction du degré d'imperméabilité du bassin versant.

1.6 Le transfert sol → eau de phosphore : approche quantitative

(i) ordres de grandeur

"Les transferts de P des sols vers les eaux sont fréquemment mesurés à l'échelle "bassin versant". L'un des objectifs de ces études est d'établir la relation entre modes d'occupation des sols et flux annuels (kg/ha/an). De nombreuses publications proposent des références (Cooke et Williams, 1973 ; CCE, 1974 ; Belamie, 1986 ; Pluarg, 1978, Pilleboue, 1987 ; Meals et Budd, 1994 ; CORPEN, 1998 ; Van der Molen et al., 1998 ; Gillingham et Thorrold, 2000). Bien que ces références soient acquises sur des dispositifs très variables en terme d'échelles et de stratégie d'échantillonnage, quelques grandes tendances communes concernant les ordres de grandeur et la dynamique du P se dégagent.

- Le transfert se fait essentiellement en période de crue, par ruissellement et vers les eaux de surface. Les quantités transférées varient en général **entre 0,1 et 2,5 kg de P-total/ha/an**, selon le mode d'occupation des sols, ce qui est négligeable par rapport au stock de P des sols.

- Les mouvements de phosphore vers la profondeur du sol ne sont pas totalement exclus (Belamie et Vولات, 1985 ; Mathieu, 1996). Plusieurs études signalent des concentrations élevées à très élevées de phosphore dissous (> 0,5 mg/l) dans les eaux de drainage. C'est le cas des observations en cours dans les sites ITCF (Castillon, com. pers.). Le même phénomène est enregistré dans les eaux hypodermiques lors de certains épisodes de crues (Dorioz et Ferhi, 1994 ; Jordan et Dorioz, en cours). Ceci se traduit par des valeurs élevées, jusqu'à 0,5 kgP/ha/an, des flux exportés par certains secteurs drainés (Mathieu, 1996). Le transit rapide de l'eau, associé à de fortes teneurs en phosphore de l'horizon de sol concerné, pourrait favoriser des migrations en profondeur par lessivage, y compris celles de colloïdes très fins et très chargés en P (Robert, com. pers.). Mais, hors de ces zones de drainage artificiel, le transfert du P vers les eaux profondes reste dans l'ensemble inférieur à 0,1 kg/ha. Les très basses teneurs en phosphore généralement observées dans les sources et nappes de France par le BRGM (< 0,015 mg P/l) confirment ce point de vue.

- Les flux annuels exportés à l'exutoire des bassins "naturels" (forêts, alpages...) sont faibles : sauf en cas de forte érosion, le flux est en général $< 0,2 \text{ kg/ha/an}$ de P-total. Le P-particulaire est généralement dominant (50 à 90 %) et constitué de formes potentiellement peu biodisponibles.
- Dans les bassins agricoles, les pertes s'accroissent très nettement des herbages aux cultures. Pour les herbages (pâture ou prairie de fauche), les flux annuels se situent presque toujours en-dessous de $0,4 \text{ kg}$ de P-total/ha/an. L'essentiel des transferts pourrait se dérouler en hiver, notamment en cas d'épandages organiques. Dans les prairies peu fertilisées, les pertes liées au ruissellement ne dépassent guère le bruit de fond des zones forestières ou des zones naturelles. Enfin, le ruissellement, dans les milieux herbacés prairiaux, transfère surtout du phosphore dissous (70 à 90 % du phosphore total).
- La présence des sols nus et de cultures dans un bassin se traduit presque toujours par une hausse nette des quantités de P-total et de P-dissous exportées à l'exutoire (Ryden, 1973 ; Sharpley et al., 1989 ; CIPEL, 1988 ; Meals et Budd, 1994 ; Turtola and Jaakkola, 1995). Les transferts de phosphore total atteignent couramment 1 à 3 kg P/ha/an, ce qui correspond, dans les régions tempérées, à des concentrations moyennes de l'ordre de 0,1 à 0,5 mg P/l de phosphore total dans les eaux de ruissellement."

Le tableau 1 de l'annexe 12.2 récapitule différentes valeurs des apports en phosphore en provenance des différents types d'utilisation du sol (unité : kgP/ha/an) trouvés dans la littérature consultée à l'occasion de la présente étude.

A noter que l'équipe de l'INRA de Thonon (Doriz), auteur de nombreuses références récentes citées dans la bibliographie tend à privilégier les ratios suivants dans le contexte agricole du Bas-Chablais :

Cultures	Pâtures
2 à 3 kgP/ha/an	0,2 à 0,4 kgP/ha/an

(ii) Résultats de campagnes de mesure

• L'étude du bassin versant du Mercube (réf. B7 et B17)

Cette étude portant sur un bassin versant affluent du lac Léman, de taille modeste ($3,02 \text{ km}^2$), essentiellement forestier (40 %) et agricole (51 % dont 85 % de cultures) est la plus complète de celles consultées sur le sujet dans le cadre du présent travail.

Effectuée sur une durée assez longue (4 ans), elle a permis de mesurer de manière certainement assez fiable les flux de phosphore total à l'exutoire du bassin versant (environ $0,8$ à $0,9 \text{ kgP/ha agricole/an}$).

Le tableau 2 et la figure 1 de l'annexe 12.2 et le tableau 35 fournissent les principaux résultats de cette campagne de mesures en termes de flux et de concentrations.

A noter que les flux globaux précédents apparaissent sensiblement inférieurs aux estimations opérées à partir des ratios statistiques fonction des différents types d'usages agricoles (flux $\bar{P}_T$ du tableau 35¹).

¹ Calculé sur la base des ratios suivants : 2 à 3 kgP/ha de culture par an et 0,2 à 0,3 kgP/ha de prairies par an.

L'étude met clairement en évidence le caractère ultra dominant des apports en phosphore en période pluvieuse.

Elle propose une typologie très intéressante des épisodes pluvieux en quatre classes selon une gradation croissante d'intensité ; à chacune des classes sont associés les phénomènes dominants de mobilisation du phosphore (tableau 3 de l'annexe 12.2) :

- 1 : Petites crues estivales → ruissellement sur surfaces urbaines et réseau routier essentiellement
- 2 : Crues de reprise hydrologique (automne) et crues post-hiver → ruissellement de bas de versant
- 3 : Crues hivernales de forte intensité → ruissellement généralisé mais écoulements faiblement érosifs
- 4 : Crues exceptionnelles → ruissellements érosifs

Le ratio phosphore total soluble (P_{TF}) ÷ phosphore total (P_T) diminue nettement avec l'intensité des crues, la fraction particulaire du phosphore présentant –a contrario– une tendance concomitante croissante.

Compte tenu du rôle dominant des fortes crues dans l'émission du phosphore, le ratio moyen P_{TF}/P_T enregistré à l'exutoire du bassin versant s'établit à une valeur relativement basse (environ 21 %).

L'étude a, d'autre part, cherché à comparer le comportement émissif du phosphore par le bassin versant global et par un petit sous-bassin versant de 4,4 ha (100 % de cultures).

Le suivi du petit sous-bassin n'ayant duré que 4 mois, il n'a malheureusement pas été possible d'y effectuer l'estimation du flux global de phosphore à son exutoire, la comparaison n'ayant donc pu être opérée que sur des crues particulières (annexe 12.2 - Tableau 4).

L'un des grands intérêts de ce travail est de montrer que la fraction de phosphore soluble est, quelle que soit le type de crue envisagé, toujours nettement plus importante à l'exutoire du petit sous-bassin venant qu'à celui du bassin global.

L'une des explications de ce phénomène est la forte contribution à l'émission du phosphore particulaire des lits et berges des axes hydrauliques principaux, lesquels sont naturellement beaucoup plus présents sur le bassin versant global que sur le petit sous-bassin amont.

Les résultats de cet aspect de l'étude sont synthétisés sur la figure 2 de l'annexe 12.2.

Partant de l'ensemble des résultats acquis, l'étude propose un schéma général des flux et des spéciations du phosphore agricole diffus selon les 4 états hydrologiques du bassin versant (figure 3 de l'annexe 12.2), en distinguant les bassins versants amont (partie gauche du schéma) et le bassin versant global (partie droite du schéma).

L'étude donne par ailleurs un important développement aux relations fonctionnelles entre les hydrogrammes de crue et les pollutogrammes des matières en suspension, du phosphore soluble et du phosphore total.

Cette analyse conduit à la mise en évidence, au moins pour certains épisodes, d'un net **découplage** entre l'émission du **phosphore particulaire** (directement corrélé aux matières en suspension et donc associé à la phase des débits maxima) et du **phosphore dissous**, lequel évolue de manière beaucoup plus tamponnée lors des différentes phases de la crue (annexe 12.2 - Figure 4).

Enfin, l'analyse de l'association entre phosphore particulaire et matières en suspension conduit à l'établissement d'un diagramme permettant l'évaluation de la teneur en phosphore particulaire des MES et la concentration de ces dernières en fonction de l'état hydrologique du bassin versant (figure 5 de l'annexe 12.2).

De manière générale, ces teneurs se situent dans un fuseau relativement étroit (entre 600 et 1500 ppm).

Ce diagramme met bien sûr en évidence, ce à quoi on pouvait a priori s'attendre, la décroissance de cette teneur lorsqu'augmente l'intensité de la crue.

La principale explication de ce phénomène réside dans le fait que plus la crue s'intensifie, plus sont mobilisées des particules faiblement chargées en phosphore (fractions plus grossières, accès à des stocks de particules plus pauvres en phosphore comme celle constituant les berges du réseau hydrographique).

Sur le plan méthodologique, l'étude ne permet pas d'aboutir à une quantification de liaisons existant entre conditions physiques de l'émission du phosphore et de son transfert de l'amont vers l'aval du bassin versant (notamment : caractéristiques des sols et bilans intrants-extrants du phosphore en ce qui concerne l'émission, structure spatiale des interparcellaires, degré de connectivité, du réseau des fossés et zones-tampons en ce qui concerne le transfert).

Mais ce trait est commun à toutes les études produites sur le sujet et s'explique par l'extrême complexité des phénomènes en cause.

• L'étude du bassin versant Au Castor (réf. B15)

Cette étude, également très complète, concerne un bassin versant agricole canadien de 11 km² à dominante agricole (90 % dont 78 % de cultures et 22 % de prairies).

Effectuée sur une durée de 3 ans, elle aboutit à une estimation globale du flux de phosphore total de 1,54 kgP/ha agricole/an, valeur à comparer à la fourchette estimée 1,4 - 2,2 kgP/ha agricole/an à partir des ratios statistiques fonction des différents types d'usages agricoles (flux $\tilde{P}_T$ du tableau 35).

Comme pour le bassin du Mercube, le flux réel est donc inférieure à $\tilde{P}_T$.

Cette différence pourrait trouver son origine dans une caractéristique du réseau hydrographique citée par les auteurs : l'existence d'une importante zone de sédimentation à l'aval du cours d'eau principal (épaisseur des sédiments fins supérieure à 75 cm).

Cependant, les autres caractéristiques du bassin versant gouvernant les conditions du transfert du phosphore vers l'aval (structure spatiale des interparcellaires, interconnectivité du réseau des fossés, zones-tampons) ne sont pas indiquées.

Les bilans terrestres intrants-extrants du phosphore et leur variabilité spatiale et interannuelle sont par contre bien précisés.

De manière très intéressante, l'étude met en évidence la liaison entre bilans annuels des apports en phosphore et degré de saturation des sols en phosphore, d'une part, et les flux de concentrations en phosphore total mesurés aux exutoires des différents sous-bassins versants d'échantillonnage (le bassin versant global est décomposé en 9 sous-bassins versants).

Comme dans le cas du bassin versant du Mercube, l'étude du bassin Au Castor révèle clairement le rôle dominant des épisodes de crue de forte intensité dans l'émission et le transfert du phosphore diffus agricole en distinguant plusieurs classes d'épisodes d'intensité croissante.

Cependant, l'analyse des spéciations du phosphore est ici moins détaillée et on ne connaît que la valeur moyenne du ration $P_{TF} \div P_T$: 37 %. Aucune explication n'est donnée pour cette valeur plutôt élevée de ce paramètre.

• Etude d'un petit sous-bassin du bassin du Redon (réf. B3)

Le sous-bassin étudié, de 14 ha de superficie (bassin versant global du Redon, affluent du lac Léman : 33 km²) est exclusivement agricole (cultures : 36 %, prairies : 64 %).

La campagne de mesures du phosphore à l'exutoire du sous-bassin a duré 2 ans.

Le flux annuel spécifique de phosphore total s'établit ici à 0,60 kgP/ha agricole/an (tableau 35), valeur relativement faible, en particulier si, comme précédemment, on la compare à l'estimation de $\tilde{P}_T$ à partir des ratios statistiques relatifs aux différents usages agricoles du sol (0,7 à 1,1 kg P/ha agricole/an).

Les auteurs de l'étude mettent bien en évidence le problème méthodologique posé par cette différence, laquelle est attribuée au rôle-tampon des zones humides :

"Pour se faire une idée de l'influence globale de ces zones d'épuration, on peut se référer aux bilans réalisés sur l'ensemble du bassin du Redon de 33 km² (Pilleboue, 1987a, b ; Dorioz et al., 1989). D'après ces bilans, les sorties de phosphore d'origine diffuse à l'exutoire s'élèvent à 0,6 T an⁻¹ (moyenne sur 3 ans). La masse totale de P émis par l'ensemble des parcelles agricoles de ce bassin s'élève théoriquement à 1,5 T an⁻¹. Ce chiffre correspond au 1 500 ha de prairies à raison de 0,3 kg ha⁻¹ an⁻¹ (CIPEL, 1988). Si ce flux était intégralement transmis à la rivière, on devrait donc enregistrer à l'exutoire un flux de phosphore diffus d'au moins 1,5 t/an. La quantité réellement mesurée ne représente, en fait, que le tiers environ de ce chiffre. En appliquant le même raisonnement sur le sous-bassin expérimental, il ressort que la moitié seulement du flux émis atteindrait l'exutoire de ce dernier.

Cette différence constitue une évaluation globale de l'efficacité de l'ensemble des systèmes tampons du bassin versant. Elle montre également qu'un bassin versant, quelle que soit sa taille, ne peut être assimilé, évidemment, à une somme de parcelles. De même, un grand bassin n'est pas une simple somme de sous-bassins car le flux de certaines sous-unités est transformé, perdu ou retenu au cours du transfert. Ainsi pour le Redon, les eaux de drainage d'un tiers des terres agricoles, soit environ 600 ha, transitent par des zones humides."

Enfin, l'étude citée en référence B3 conduit à une évaluation du ratio phosphore dissous $P_{TF} \div$ phosphore total P_T de 50 % environ. Le caractère élevé de ce paramètre est à rapprocher des conclusions de l'étude du bassin versant du Mercube, laquelle mettait bien en évidence la valeur nettement plus élevée du ratio $P_{TF} \div P_T$ sur un petit bassin versant amont en comparaison de la valeur de ce même rapport à l'exutoire du bassin versant global.

(iii) Modélisation

Des modèles de simulation ont été élaborés pour estimer les exportations en longue période depuis des bassins versants combinant usages urbain, agricole et forestier (modèle WEND : Watershed Ecosystem Nutrient dynamics).

Des indications relativement succinctes au sujet de la conception et des conditions de ces modèles sont données dans les références B10 et B14.

A noter aussi l'existence de modèles capables, au stade de l'émission, de prendre en compte la capacité d'adsorption du phosphore par les sols agricoles pour servir de base à l'évaluation des flux de cet élément entraînées par le ruissellement et l'érosion (Breenwsma et Schoumans 1987, cité dans la référence B20).

Dans ces modèles, la capacité d'adsorption du phosphore par les sols est corrélée aux concentrations en aluminium et fer extractibles à l'oxalate selon la régression suivante (unité = mmol/kg) :

$$PSC_{total} = 3,6 + 0,30 (Al_{ox} + Fe_{ox})$$

1.7 Sources ponctuelles du phosphore d'origine agricole

(i) Identification

A côté du phosphore diffus résultant des épandages d'engrais minéraux et organiques (lisiers, fumiers) et des déjections des animaux sur les pâtures, transféré vers l'aval exclusivement en période pluvieuse, une seconde et importante source de phosphore d'origine agricole est représentée par les **sources ponctuelles**, lesquelles peuvent fonctionner en période de pluie comme en période sèche.

Il s'agit en particulier :

- **Des sources de phosphore situées dans les centres d'exploitation**

- Risque de débordement des cuves à lisier lorsque celles-ci sont sous-dimensionnées (toutes périodes) ;
- Ruissellement depuis les aires de stockage du fumier : ces aires ne sont en général pas couvertes mais sont le plus souvent dotées d'un système de récupération des eaux de pluie ; il est clair cependant que la conception de ces systèmes ne tient pas toujours bien compte de l'occurrence d'épisodes pluvieux de forte intensité, lesquels peuvent, dans certains cas, facilement aboutir à des débordements d'eaux de ruissellement très chargées à l'extérieur de ces aires de stockage ;
- Aires de traite : ces aires, si elles ne sont pas couvertes, peuvent être lessivées par les eaux de lavage (temps sec) ou le ruissellement ;
- Cours de fermes : les eaux de ruissellement risquent d'être souvent évacuées vers un réseau de fossés en communication directe avec les axes hydrauliques naturels.

- **De zones d'abreuvement des troupeaux en bordure des ruisseaux**

Ces zones sont, comme on le verra, nombreuses sur le bassin versant de lac d'Aiguebelette. Les déjections d'animaux jonchant ces zones peuvent être entraînées vers le ruisseau par le ruissellement pluvial, par le ruisseau lui-même si le niveau de celui-ci s'élève en cas de crue mais aussi, en période de temps sec, par le piétinement des animaux le long des berges.

(ii) Caractérisation des sources ponctuelles agricoles

On peut dire que la question posée par ce type de source du phosphore d'origine agricole n'a pratiquement fait l'objet d'aucune étude approfondie permettant de les quantifier en fonction des caractéristiques locales.

La seule approche quantitative disponible concerne la question de l'éventuel sous-dimensionnement des cuves à lisier.

1.8 Identification / distinction des différentes sources de phosphore

De manière générale, la diversité des sources du phosphore sur les bassins versants, l'absence actuelle de méthode opérationnelle pour différencier les différentes origines du phosphore sur des bases analytiques (par les spéciations ou des techniques de traçage) rend délicate l'évaluation des responsabilités.

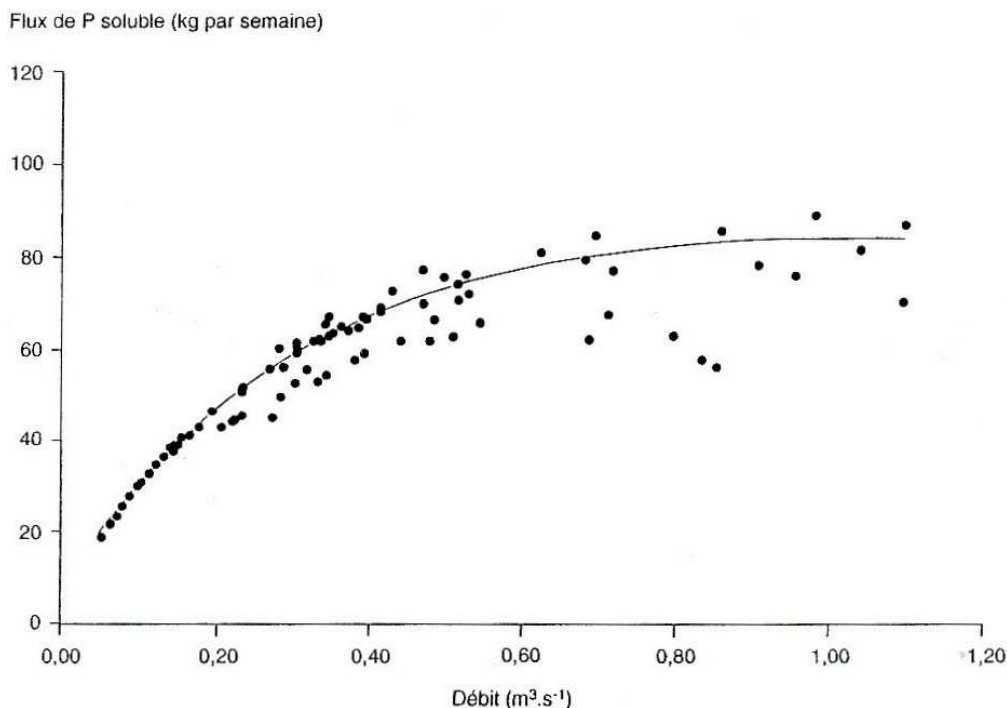
En fait, la seule source de phosphore assez facilement évaluable est celle correspondant aux sources ponctuelles permanentes (en général majoritairement d'origine urbaine).

La méthode d'évaluation est basée sur l'analyse de la variation des concentrations et flux de phosphore en fonction du débit du cours d'eau au point de mesure. Une méthodologie particulière à cet égard a été proposée par Dorioz 1989. Elle est exposée dans l'article cité en référence B12 :

"Le phosphore introduit dans les rivières lors des basses eaux est en partie retenu, stocké, dans les sédiments (sur les particules et dans l'eau interstitielle), dans le périphyton et les macrophytes (...).

L'évaluation de la rétention repose sur la mesure des flux hebdomadaires exportés à l'exutoire lors des périodes de tarissement ou d'étiage (c'est-à-dire lors des périodes à débits constants ou décroissants, et sans ruissellement). Le choix de telles périodes hydrologiques assure que, dans les cas ainsi sélectionnés, les seules entrées d'eau dans les rivières s'effectuent à partir des nappes et sources et que, de ce fait, le phosphore transféré provient uniquement du bruit de fond et des rejets ponctuels. Le choix d'un pas de temps hebdomadaire permet par ailleurs une bonne intégration de la variabilité cyclique de ces rejets ponctuels en phosphore en relation avec le rythme des activités humaines.

Ces deux conditions, hydrologie et durée, étant réunies, une relation significative entre concentrations moyennes hebdomadaires de phosphore total (P-total constitué à 90 % de phosphore soluble) et débit hebdomadaire moyen est observée. La figure ci-dessous présente la traduction de cette relation sous forme de relation flux moyen hebdomadaire - débit dans le cas du Foron (...)."



Relation flux hebdomadaire de phosphore soluble et débit moyen hebdomadaire, pendant les semaines d'étiage et de tarissement (Cas du Foron, 1990-1993) (D'après réf. B12)

"Le flux hebdomadaire exporté croît progressivement pour des débits moyens hebdomadaires variant du débit d'étiage à un débit limite au-delà duquel un plateau apparaît. Le flux hebdomadaire moyen exporté dans ces conditions est qualifié de flux limite (FL) (...).

Une telle dynamique des exportations est intéressante car elle s'observe lors de périodes où les entrées hebdomadaires de phosphore dans le réseau hydrologique sont relativement constantes et dominées très largement par les rejets ponctuels. Les rejets ponctuels hebdomadaires peuvent être considérés comme relativement constants ; peu de variation saisonnière de population et d'activités agricoles dans ces bassins, pas de variation saisonnière de flux dans les stations d'épuration. De ce fait, l'augmentation du flux hebdomadaire de phosphore avec le débit moyen hebdomadaire s'interprète comme résultant d'un accroissement non pas des entrées, mais du taux de transfert de celles-ci. Le bruit de fond est en première approche négligeable, 10 à 20 fois moins de P-total dans les nappes que dans les rivières ; érosion des berges quasi inexistantes dans cette gamme de débit comme le montrent les observations de terrain et la très faible quantité de matières en suspension transférée.

Pour un débit moyen hebdomadaire supérieur au débit limite, tout le phosphore qui entre dans le réseau est transféré vers l'exutoire : entrées et sorties s'équilibrent. Il devient alors possible de mesurer les rejets ponctuels hebdomadaires totaux. Ils équivalent à la différence entre le flux hebdomadaire limite (FL) et le bruit de fond naturel. En deçà du débit limite, il existe une rétention du phosphore qui donne naissance à un stock se réalisant dans le réseau hydrographique. Ce stock correspond, pour une semaine donnée, à la différence entre FL et exportation mesurée.

Ces fonctionnements s'expliquent si on considère que le débit règle l'intensité des processus de rétention du phosphore dans le réseau en contrôlant la dynamique des sédiments et des suspensions, le temps de contact entre l'eau et les matériaux sédimentés et la durée du transfert. Les débits de tarissement élevés peuvent aussi permettre la connexion hydraulique

de certains rejets ponctuels, déversés dans des portions du réseau hydrographique à écoulement temporaire."

1.9 Principaux problèmes actuellement non résolus en ce qui concerne les conditions d'émission et de transfert du phosphore d'origine agricole

L'examen de la bibliographie, même très récente, conduit à souligner le caractère encore partiel de notre compréhension des mécanismes d'émission et de transfert du phosphore vers l'aval des bassins versants à vocation agricole.

Les questions suivantes justifieront encore un important effort de recherche et de réflexion dans les années à venir :

- L'identification des sources de phosphore et, particulièrement, la répartition entre les sources diffuses et les sources ponctuelles ;
- L'émission du phosphore à partir des sols fortement enrichis par de nombreuses années de bilans intrants-extrants excessivement excédentaires. Quels liens entre mobilité du phosphore dans le profil et accroissement de la teneur en phosphore des sols ? Quels modèles de saturation utiliser ? Quelles relations entre stock de phosphore du sol, bilans intrants-extrants et flux exportés vers l'aval des bassins versants ?
- Les modalités non plus seulement qualitatives mais aussi quantitatives du transfert sols → eaux à l'échelle du bassin versant : influence des paramètres et de l'état hydrologique ; influence de l'état physique du bassin versant (structure spatiale des interparcellaires, réseaux des fossés et leurs interconnexions avec les ruisseaux) ; une modélisation est-elle envisageable ?

2. LES CARACTERISTIQUES DE L'ACTIVITE AGRICOLE SUR LE BASSIN VERSANT DU LAC D'AIGUEBELETTE

2.1 Sources

L'essentiel des données relatives à la caractérisation des activités agricoles sont issues du Recensement Général de l'Agriculture, notamment du RGA 2000, ainsi que de deux études réalisées en 1999 et 2003 par la Chambre d'Agriculture de la Savoie sur l'importance des terrains agricoles des communes de la CCLA dans les documents d'urbanisme :

- Etude réalisée en 1999 sur les 5 communes riveraines du lac d'Aiguebelette (Aiguebelette, Lépin-le-Lac, Nances, Novalaise et Saint-Alban-de-Montbel) ;
- Etude réalisée en 2003 pour les 4 autres communes de la CCLA (Ayn, Dullin, Gerbaix et Marcieux).

2.2 Caractérisation générale de l'activité agricole sur les communes de la CCLA

(i) Utilisation des surfaces agricoles

Le tableau 20 présente les données communales générales relatives à l'activité agricole sur les communes de la CCLA (RGA 2000) :

- La répartition des surfaces agricoles utilisées sur les différentes communes du bassin versant ;
- Les rapports SAU communale (Surfaces Agricoles Utilisées) / Superficie totale par commune ;
- Les rapports STH (Surfaces Toujours en Herbe) / SAU des exploitations, permettant d'évaluer la proportion des surfaces agricoles utilisées pour l'élevage par les exploitants de chaque commune.

Remarque relative à l'utilisation des données issues du RGA 2000 :

Les données du RGA 2000 font bien apparaître la SAU communale qui peut donc être mise en parallèle avec la surface géographique de la commune. Par contre, pour les autres données issues du RGA, les chiffres fournis pour une commune se réfèrent aux exploitations dont le siège est situé sur cette commune mais qui peuvent exercer une partie de leur activité sur d'autres communes.

Globalement, avec 2 500 ha de SAU pour un territoire de 6 779 ha, les surfaces agricoles utilisées couvrent 37 % de la surface totale.

Les surfaces agricoles sont majoritairement dédiées à l'élevage : ratio moyen STH / SAU des exploitations sur l'ensemble du territoire = 84 %.

(ii) Usages des sols

Le tableau 21 indique la répartition des territoires communaux entre le lac, les terrains à vocation ou usage agricole et les bois/forêts/falaises (réf. A22).

(iii) Cheptels et caractérisation des exploitations

Le tableau 21 indique les effectifs de vaches allaitantes et vaches laitières par commune (source : réf. A22).

Le tableau 22 (réf. RGA 2000) récapitule, par commune, les effectifs de toutes les catégories de cheptel, le nombre d'UGB par ha de STH, le nombre d'exploitations et le nombre moyen d'UGB par exploitation.

La densité moyenne de 1 UGB/ha de STH traduit un élevage plutôt extensif.

Le tableau 23 indique, pour chaque commune, le nombre d'exploitations ayant leur siège sur la commune et le nombre de bâtiments agricoles.

La figure 7 fournit une cartographie de la distribution spatiale des élevages classés par taille. Il est à noter que 34 % des surfaces en 2003 étaient exploitées par des agriculteurs de plus de 50 ans, lesquels représentaient 54 % des exploitants situés sur la CCLA. Ce chiffre est proche de la moyenne départementale et laisse augurer d'importantes mutations sur certains espaces agricoles du territoire de la CCLA dans les 10 années à venir.

(iv) Principales évolutions de l'agriculture sur le territoire de la CCLA entre 1955 et 2000 (RGA)

- Figure 8 : Evolution du nombre d'exploitations agricoles
Décroissance exactement parallèle à celle enregistrée sur l'ensemble du département.
- Figure 9 : Evolution du nombre total de bovins
Après un maximum enregistré en 1979, la tendance est actuellement à la baisse, selon un rythme un peu plus rapide que sur l'ensemble du département.
- Figure 10 : Evolution de la SAU
Poursuite régulière de la décroissance alors que la SAU départementale s'est stabilisée.
- Figure 11 : Evolution de la superficie moyenne par exploitation
Augmentation constante de ce paramètre, de manière à peu près semblable à l'évolution constatée au niveau départemental.

3. EVALUATION QUANTITATIVE DU PHOSPHORE D'ORIGINE AGRICOLE MOBILISABLE PAR LES PROCESSUS DE TRANSFERT HYDRIQUE SUR LE BASSIN VERSANT DU LAC D'AIGUEBELETTE

3.1 Présentation

Cette évaluation a pour objet de quantifier le **processus d'émission** tel que celui-ci a été décrit dans l'étude bibliographique (paragraphe 1).

Ce travail, confié au Pôle Expertise de la Chambre d'Agriculture de la Savoie par Hydrolac, devait se dérouler selon les trois étapes suivantes :

• **1^{ère} étape : identification du pouvoir fixateur du phosphore par les sols**

Ce pouvoir fixateur, fonction des caractéristiques des sols (texture, présence de certains éléments tels que le fer, l'aluminium, le calcium) est considéré comme une donnée naturelle de base, à peu près indépendante des pratiques agricoles (réf. B1, B2).

Les terres agricoles du bassin versant du lac devaient faire l'objet d'une classification (nombre de classes à définir) en fonction de ce pouvoir fixateur, ce paramètre étant cartographié.

• **2^{ème} étape : analyse des données agronomiques (pratiques agricoles) sur le bassin versant en rapport avec la constitution de stocks de phosphore mobilisable**

Cette analyse avait pour objectif l'établissement de bilans intrants-extrants du phosphore dans les différentes zones agricoles du bassin versant.

L'estimation des intrants est notamment basée sur les plans annuels de fumure et de fertilisations (prairies, cultures) et sur les cartes d'aptitudes à l'épandage.

L'estimation des extrants procède de celle des prélèvements (récoltes, pâtures).

Ces bilans, spatialisés par zone, devaient aboutir à l'évaluation de stocks de phosphore résiduels dans les sols (fixés sur ces derniers ou susceptibles d'être entraînés vers l'aval par le processus de transfert hydrique).

- **3^{ème} étape : synthèse = évaluation spatialisée des quantités annuelles de phosphore mobilisable**

Cette évaluation devait procéder de la mise en regard, par zone, du phosphore nouvellement déposé sur les sols au cours de l'exercice annuel précédent (2^{ème} étape) et du pouvoir fixateur de cet élément par les sols (1^{ère} étape). C'est la part non fixée du phosphore qui peut être considérée comme susceptible d'être entraînée vers l'aval par le processus de transfert hydrique.

En pratique, le travail confié à la Chambre d'Agriculture ne s'est pas déroulé exactement comme prévu.

La 1^{ère} étape a été réalisée de manière trop sommaire pour aboutir à une quelconque quantification du pouvoir fixateur, lequel a fait simplement l'objet d'un classement purement qualitatif en 3 classes : "faible", "modéré", "élevé".

Au contraire, la 2^{ème} phase de l'étude a été conduite de manière très détaillée et rigoureusement conforme au cahier des charges.

Enfin, en ce qui concerne la 3^{ème} étape, l'état d'inaboutissement de la 1^{ère} étape a fait que cette phase de synthèse, dont nous ne sous-estimons pas la difficulté, n'a pu répondre à l'objectif fixé dans le cahier des charges.

Les paragraphes suivants recensent les modalités et principaux résultats de la démarche, le rapport détaillé de la Chambre d'Agriculture faisant l'objet d'un document annexe.

3.2 Etape n° 1 : Identification du pouvoir fixateur du phosphore par les sols

(i) Définition

Le pouvoir fixateur du phosphore désigne l'aptitude de certains constituants du sol à transférer des formes mobiles du phosphore en formes moins mobiles.

On admet que les fixateurs dominants du phosphore sont le calcium, le fer et l'aluminium et que la distribution du phosphore est avant tout le reflet des propriétés chimiques du sol.

(ii) Les sols du bassin versant du lac d'Aiguebelette

Afin d'évaluer le pouvoir fixateur des sols du bassin versant du lac d'Aiguebelette, il faut connaître au préalable les caractéristiques des sols.

Deux sources d'information ont été exploitées à cet égard :

- La cartographie des unités cartographiques de sol (UCS) de l'Ain et de la Savoie réalisée en 2001 pour SOL INFO RHONE-ALPES ;
- Le regroupement des analyses de sol réalisées dans le cadre des plans de fumure informatisés "Clé de Sol" sur le bassin versant du lac d'Aiguebelette.

Les UCS représentent des unités pédo-paysagères. Elles se caractérisent par des combinaisons typiques de roches-mères, pentes, altitudes et types de sol.

La figure 12 présente la cartographie des UCS sur le bassin versant du lac d'Aiguebelette.

Les 4 UCS principalement représentées sont les suivantes :

UCS 84 : Sols sableux des versants sur molasse (couleur jaune sur la carte)

UCS 81 : Sols des glacis et replats sur moraines würmiennes (couleur bleue foncée sur la carte)

UCS 86 : Sols des versants de pente moyenne à forte sur moraines würmiennes (couleur rose sur la carte)

UCS 90 : Fluviosols (couleur violette sur la carte)

Chaque UCS regroupe plusieurs UTS (unités typologiques de sol répondant à une définition purement pédologique : brunisols, rendosols, rankosols par exemple).

Le tableau 25 résume les principales caractéristiques des 4 UCS dominantes en termes de pente, utilisation du sol, texture dominante, structure dominante, degré de battance, infiltrabilité, sensibilité à l'érosion et pouvoir fixateur du phosphore.

On constate que les sols sont de manière générale non battants et de manière dominante de structure grumeleuse ou polyédrique et d'érodabilité limitée.

(iii) Appréciation du pouvoir fixateur des sols du bassin versant

Trois classes de pouvoir fixateur étant définies au préalable (faible, modéré, fort), le pouvoir fixateur est jugé faible sur l'UCS 90, faible à modéré sur l'UCS 86, modéré sur les UCS 81 à 84.

L'UCS 84 étant majoritairement occupé par des forêts, on peut conclure de ce qui précède que les terres agricoles se partagent entre pouvoir fixateur modéré (UCS 81 et 86) et faible (UCS 86 et 90).

3.3 Etapes n° 2 : analyse des données agronomiques en rapport avec la constitution des stocks de phosphore mobilisable

L'objectif est de découper le territoire agricole concerné en zones homogènes caractérisées chacune par une succession culturale et de définir pour chacune de ces successions :

- **Les intrants moyens et maxima** : apports de P_2O_5 liés aux pratiques agricoles : épandages de déjections animales, matières organiques et restitution aux pâturages et fertilisation phosphatée complémentaire sous forme d'engrais minéraux.
- **Les extrants moyens et maxima** de P_2O_5 : les exportations des cultures liées au prélèvement de la végétation (récolte, pâture).
- **Enfin, le bilan intrant-extrant** en P_2O_5 puis en phosphore permettant l'évaluation des stocks de phosphore résiduels apportés chaque année aux sols (fixés sur les derniers ou susceptibles d'être entraînés vers l'aval).

Pour estimer les intrants et les extrants de P liés aux pratiques culturales et agricoles, ont été, dans une première étape, exploitées les données de 6 exploitations agricoles du bassin versant réalisant un **plan de fumure**.

Sur cette base, ont été élaborés en premier lieu un tableau récapitulant les intrants et extrants pour chaque type de culture (assolement) et type de prairies puis, compte tenu des rotations effectivement pratiquées, un tableau de synthèse (tableau 25 ci-après), associant intrants, extrants et bilans intrants-extrants à chaque succession culturale; ce tableau montre que tous les bilans intrants-extrants se révèlent positifs.

Parallèlement à l'estimation des intrants et extrants de phosphore sur les différentes successions culturales reconnues sur le bassin versant, ont été utilisées, afin de faire le lien avec les surfaces agricoles cartographiées sur le bassin versant, les données suivantes :

- Les bases de données acquises lors de la réalisation d'études foncières réalisées sur le bassin versant du lac : siège d'exploitation et bâtiments agricoles, surfaces exploitées par les agriculteurs, classement des surfaces agricoles suivant leur importance pour l'agriculture ;
- Les données des exploitants ayant réalisé des études d'épandage (au nombre de 11 sur le bassin versant).

A partir de l'ensemble des données précédentes, les surfaces agricoles ont été classées *à dire d'expert* suivant la nature des successions culturales retenues.

La figure 13 présente la répartition des successions culturales sur le bassin versant.

Le tableau 26 synthétise ces données en répartissant les terres agricoles en terres de cultures (successions culturales désignées par les lettres TL sur le tableau 25), parcs de pâtures et prairies naturelles extensives, enfin prairies temporaires ou naturelles de fauche et mixtes moyennes à intensives.

A partir de cette cartographie et des calculs de bilans intrants-extrants, a été établie la cartographie de la répartition des surfaces par classe de bilan intrants-extrants de phosphore (figure 14) puis enfin celle des bilans par sous-bassin versant (figure 15).

C'est à partir de cette dernière carte qu'ont été chiffrés de manière globale les intrants, extrants et bilans intrants-extrants sur le bassin versant de la Leyse de Novalaise et sur le bassin versant total du lac (trois dernières lignes du tableau 25).

Le ratio du bilan intrants-extrants sur le bassin versant du lac au bilan correspondant sur le bassin versant de la Leyse s'établit à 1,37.

Le tableau 36 permet de rapprocher les estimations moyennes des intrants, extrants et bilans intrants-extrants élaborées dans le cadre de la présente étude des valeurs correspondantes trouvées dans la bibliographie récente.

Il est remarquable de constater la bonne cohérence des estimations selon les différentes sources (à l'exception des estimations figurant dans la référence B5 qui se révèlent sensiblement plus élevées).

Il serait bien sûr très intéressant de connaître les niveaux des bilans intrants-extrants du phosphore à des dates plus anciennes, en particulier à l'époque de la campagne 1993-1994, afin de connaître **l'évolution temporelle de ce paramètre**.

Sans qu'aucune donnée précise ne soit disponible à cet égard, les experts de la Chambre d'Agriculture de la Savoie estiment que la rationalisation toujours plus poussée de l'application des fumures minérales et organiques a certainement conduit à une réduction progressive de ces bilans excédentaires.

3.4 Etape n° 2 bis : Analyse des risques ponctuels de transfert du phosphore au niveau des infrastructures de stockage des déjections animales (fumiers, lisiers)

(i) Méthode

La seule source disponible afin de réaliser ce travail d'estimation des risques de pollutions ponctuelles est le DEXEL et la connaissance de terrain des agents de la Chambre d'Agriculture.

Lors de la réalisation des études foncières sur le bassin versant du lac d'Aiguebelette, l'ensemble des bâtiments d'exploitation ont été localisés sur les cartes (SCAN25 IGN ou Orthophotos). De plus, cette base de données présente les effectifs en équivalent vache laitière ou UGB (Unité Gros Bétail) des exploitations cartographiées.

A dire d'experts (Conseiller territoire + technicien ayant réalisé la plupart des Dexels sur le périmètre d'étude), nous avons classifié la situation des bâtiments selon 3 niveaux de risques de fuite de phosphore :

- "1" : Risque important : Les déjections animales de l'exploitation sont stockées sur des aires non étanches ;
- "N" : Risque moyen : Risque de débordement ponctuel de matières organiques ou transferts aux champs du fait de capacité de stockage insuffisante ;
- "F" : Risque faible : Exploitation ayant des infrastructures stockages aux normes étanches et dimensionnées pour collecter les déjections animales pendant la période hivernale.

D'autres sources de fuite ponctuelle de P peuvent exister : lors du stockage aux champs des déjections animales dans l'attente des épandages ou lors du compostage aux champs. Plusieurs exploitations agricoles réalisent du compostage aux champs (5 sur le bassin versant).

Les quantités de phosphore s'échappant vers le réseau hydrographique ne sont pas quantifiables, trop de facteurs rentrant en ligne de compte dans les quantités transférées (situation par rapport au réseau hydrographique, type de produits à l'origine de la pollution : fumier, lisier, eaux brunes ou eaux blanches, etc., sol et végétation à proximité, ...). Cette approche ne peut être prise en compte dans le cadre de ce travail. elle nécessiterait une approche site par site afin de tenter d'évaluer les quantités de P transférées vers le réseau hydrographique et le lac.

(ii) Résultats

La carte des risques de fuites ponctuelles de phosphore est présentée à l'annexe VIII (carte 5) du cahier-annexe rendant compte de l'étude de la Chambre d'Agriculture.

3.5 Etape n° 4 : Synthèse = évaluation spatialisée des quantités annuelles de phosphore mobilisable

Nous reproduisons ci-après in extenso, avec quelques remarques complémentaires, les termes de cette synthèse tels qu'ils sont formulés par la Chambre d'Agriculture.

– "L'étape 1 montre que les risques potentiels d'émission du phosphore par les sols du bassin versant sont faibles avec en général aucun transfert de quantités significatives en dessous de la couche de terre où sont apportés les engrais. De plus, dans cette couche arable, la quantité totale de phosphore est comprise entre 10 et 20 tonnes de P2O5 total largement fixée à comparer aux exportations moyennes des cultures comprises entre 50 et 100 kg P2O5/ha/an."

Commentaire : on peut cependant se demander si cette conclusion est bien cohérente avec le qualitatif "faible à modéré" appliqué au pouvoir fixateur du phosphore des sols les plus largement représentés sur le bassin versant.

– "L'étape 2 montre que les risques réels et le rôle des pratiques agricoles identifiés sur le bassin versant sont limités dans l'état actuel du niveau d'intensification. Par contre, des enquêtes détaillées seraient nécessaires pour mieux cerner les pratiques de gestion et surtout de répartition spatiale des déjections animales, plus particulièrement du stockage et de la répartition du phosphore sur l'exploitation agricole.

– Parallèlement à la quantité de phosphore mise en jeu et à la gestion des fertilisants organiques et minéraux, c'est avant tout la limitation des risques de transfert par ruissellement et érosion vers les eaux superficielles qui reste le facteur déterminant."

Commentaire : on notera que cette dernière affirmation va dans un sens opposé à celui de l'étude précédemment commentée effectuée sur le bassin versant du ruisseau Au Castor (réf. B15), laquelle démontre bien l'existence, sur un ensemble d'une dizaine de sous-bassins versants, d'une corrélation positive –à conditions de transfert amont-aval données– entre bilans intrants-extrants du phosphore et flux de cet élément aux exutoires des sous-bassins.

"Les quantités annuelles mobilisables de phosphore sont plus liées pour les terrains agricoles à leur situation et donc aux risques et aux conditions de transfert du phosphore depuis la zone agricole jusqu'au lac (aux facteurs hydro-topographiques de transfert du phosphore) qu'au stockage sous ses différentes formes dans les sols.

Le risque de transfert du phosphore du bassin versant au plan d'eau peut être lié à une contribution des pollutions ponctuelles liées à d'éventuels stockages de matières organiques mais surtout à une contribution des ruissellements ou de l'érosion en général. Ce risque d'entraînement du phosphore d'origine agricole doit se situer principalement dans les semaines qui suivent les apports ou encore à la suite d'épisodes très pluvieux ultérieurs. Il doit concerner à la fois une fraction 'soluble' considérée comme totalement biodisponible, d'autant plus importante que l'épisode pluvieux est proche et une fraction de phosphore particulière qui participe à la recharge du 'support sédimentaire' entraîné vers le lac."

Remarque méthodologique

Le rapport de la Chambre d'Agriculture comporte un tableau indiquant les teneurs en phosphore des sols à un certain nombre de stations (mesures récentes). Or il nous a été affirmé que les sols à ces mêmes stations avaient aussi fait l'objet d'analyses plus anciennes.

N'aurait-il pas été dès lors possible de mettre en regard le gradient temporel d'augmentation (probable) de la teneur des sols en phosphore et les bilans annuels intrants-extrants (en supposant ceux-ci relativement constants au cours des années récentes) afin d'estimer, même de manière inévitablement très approximative, la part exportée de ces bilans ?

Malheureusement, les analyses de sol plus anciennes n'ont pu être obtenues.

4. ANALYSE QUALITATIVE DES PROCESSUS DE TRANSFERT DES EAUX DE RUISSELLEMENT DE L'AMONT VERS L'AVAL DES BASSINS VERSANTS

4.1 Présentation

Cette analyse a été effectuée selon le même esprit que les études citées en référence B4 et B5, commentées au paragraphe 1 ci-dessus, c'est-à-dire en cherchant à décrire qualitativement, mais de manière aussi exhaustive que possible, les caractéristiques du bassin versant et des axes hydrauliques susceptibles de favoriser, ou au contraire, de freiner la propagation vers l'aval des eaux de ruissellement et des charges solides associées porteuses sous forme liquide et solide des flux de phosphore diffus d'origine agricole.

Ces caractéristiques ont été listées au paragraphe 1.5 (iii) ci-dessus. Il s'agit notamment, rappelons-le : du mode d'imbrication des parcelles de culture dans celles occupées par les prairies permanentes, de la structure spatiale des interparcelles, de la densité spatiale des fossés et de leur degré d'interconnexion (en particulier avec le chevelu des ruisseaux à écoulement pérenne), de l'importance des zones humides susceptibles de jouer un rôle-tampon ou d'interception le long des axes hydrauliques, etc.

Parallèlement, cette reconnaissance s'est également intéressée aux pôles potentiels de pollution ponctuelle d'origine agricole : les zones d'abreuvement des troupeaux le long des ruisseaux et les centres d'exploitation agricole, ceux-là du point de vue des fossés d'évacuation des eaux pluviales.

4.2 Représentation cartographique

Ces résultats sont présentés sur le plan hors-texte n° 8. Sont représentés sur ce plan :

- Les limites des sous-bassins versants.
- Les parties du bassin versant (au moins 70 à 80 % de la surface agricole totale) inspectées visuellement à la jumelle afin d'y identifier l'existence éventuelle d'axes hydrauliques d'écoulement (en sus de ceux, décrits ci-après, longeant les voies de communication) et observer la structure spatiale des interparcelles en liaison avec la carte d'utilisation agricole du sol (figure 13).
- Les axes hydrauliques naturels (ruisseaux) pérennes au moins une partie de l'année.
- Le réseau des fossés longeant les voies de communication. Ont été distingués à cet égard :
 - Les fossés béton ou empierrés, souvent situés à l'aval des hameaux, nombreux sur le bassin versant.
 - Les fossés enherbés géométriquement bien définis.
 - Les cheminements hydrauliques peu marqués longeant certaines voies délimitées, côté amont, par la pente du terrain naturel et, côté aval, par le relief formé par le bombement de la voie et l'épaisseur de son revêtement. Ces cheminements peuvent être considérés comme des fossés "de fait".
 - Les voies non longées par des fossés (voies situées exactement au même niveau que les terrains adjacents).

- Les dérivations latérales, souvent en direction d'un ruisseau, depuis un fossé.
- Les zones humides. Celles-ci correspondent à trois inventaires distincts :
 - Les zones humides identifiées lors de la reconnaissance et présumées jouer, de manière évidente, un rôle-tampon et d'interception vis-à-vis des ruissellements et charges solides associées : ces zones se situent en fond de thalweg, présentent une pente longitudinale réduite par rapport à la pente moyenne du thalweg (replats) et son le plus souvent d'étendue limitée. Le réseau des écoulements superficiels au voisinage de ces zones a été inspecté dans le but de vérifier l'absence (ou au contraire de détecter l'existence) de fossés susceptibles de les court-circuiter.
 - Les zones humides figurant sur les cartes d'aptitude à l'épandage : ces zones sont peu nombreuses, d'étendue également limitée (sauf celle située à l'aval du bassin du Gua) et recoupent parfois celles identifiées lors de la reconnaissance.
 - Les zones humides d'intérêt écologique identifiées par le CPNS, celles-ci plus largement délimitées, et recoupant pratiquement toujours l'un et/ou l'autre des deux ensembles précédents (en dehors de celles longeant le littoral du lac et de ses îles).
 - Les centres d'exploitation avec, dans de nombreux cas, leurs réseaux d'évacuation des eaux pluviales.
 - Les zones d'abreuvement des animaux le long des cours d'eau pérennes.

4.3 Résultats et conclusions en ce qui concerne le risque de transfert vers l'aval du phosphore diffus d'origine agricole

L'examen conjoint :

- De la carte précédente,
- De la carte d'occupation agricole du sol (figure 13),
- De photos aériennes du bassin versant¹, lesquelles permettent d'identifier le réseau des haies et bosquets.

(i) A l'intérieur des mailles formées par le réseau des voies de communication et des ruisseaux

- Les groupes de parcelles de culture, minoritaires par rapport aux herbages, sont rarement de surface très étendue et sont le plus souvent complètement entourés par des prairies naturelles : ces prairies peuvent donc être considérées, par elles-mêmes, comme un réseau d'interparcellaires de grande largeur complètement interconnectées mais avec une végétation uniquement herbacée. Cependant, cette "incrustation" des parcelles de cultures à l'intérieur du tissu des prairies naturelles n'empêche pas certaines de ces parcelles d'être longées sur un de leurs côtés, parfois deux, par des voies de communication ou des ruisseaux.

¹ Trois photos aériennes ont été étudiées prises lors de l'été 1948 (figure 16), de l'été 1964 (figure 17) et de l'été 2002 (figure 18). Les trois photos sont présentées à la même échelle du 1/20 000

- Par ailleurs, l'essentiel du réseau des haies et bosquets longe les cours d'eau naturels et se situent donc très rarement en position transversale par rapport aux axes de plus grande pente. L'examen des photos aériennes (figures 16, 17 et 18) montre que cette configuration a peu évolué au cours des précédentes décennies, si ce n'est en ce qui concerne une certaine extension des surfaces boisées. Le bassin versant n'a donc pas été l'objet, au moins depuis une soixantaine d'années, du défrichement d'un ancien bocage, opération qui, si elle avait eu lieu, aurait été à considérer comme un facteur d'intensification des transferts de phosphore.
- Les ensembles des parcelles situées à l'intérieur des mailles formées par les voies de communication sont (semblent) dépourvus de réseau interne de fossés.

(ii) A l'aval des mailles formées par le réseau des voies de communication

On constate qu'une grande majorité du linéaire des voies de communication de tous ordres est longé par des fossés, lesquels présentent, de manière générale, un fort degré d'interconnexion, d'une part entre eux et, d'autre part, avec les ruisseaux.

Ce réseau de fossés constitue naturellement un vecteur efficace de transfert vers l'aval du ruissellement et charges solides associées.

On note que le "mitage" croissant du bassin versant du lac par l'urbanisation (nombreux hameaux) vient renforcer cette efficacité en multipliant les fossés en dur (bétonnés ou empierrés).

Ce diagnostic est renforcé du fait de la densité spatiale assez élevée des ruisseaux pérennes, densité liée à l'imperméabilité dominante du substrat.

Les zones humides, identifiées lors de la reconnaissance comme susceptibles d'exercer un effet tampon et d'interception du phosphore, ne sont pas rares le long de certains axes hydrauliques mais sont très loin de concerner l'ensemble de ces axes.

(iii) Diagnostic global

On se trouve donc face à un contexte caractérisé :

• **A l'intérieur des mailles formées par les voies de communication et ruisseaux**

Au total, et malgré la rareté des haies et bosquets en position transversale par rapport aux pentes, la situation qui vient d'être décrite à l'intérieur de ces mailles pourrait être considérée comme correspondant à un risque de transfert faible à modéré du phosphore (en se référant aux critères de la référence B4) si aucun groupe de parcelles de culture (normalement responsable de la plus grande part des émissions de phosphore) n'était bordé par un ruisseau ou une route ou chemin. Mais en vient de voir que tel n'était pas le cas.

Le risque de transfert du phosphore depuis les parcelles jusqu'aux axes hydrauliques (fossés longeant les voies et ruisseaux) ne peut donc être globalement considéré comme faible mais plutôt comme modéré. La fréquence de pentes non négligeables renforce cette conclusion.

• **Le long des axes hydrauliques : fossés et ruisseaux**

Le risque de transfert du phosphore est nettement aggravé, lorsque les ruissellements et charges solides associés parviennent au réseau des fossés et ruisseaux par suite de la densité spatiale de ce réseau et de son haut degré d'interconnexion.

- **Au total, la partie agricole du bassin versant du lac d'Aiguebelette nous paraît devoir être considéré comme correspondant à un risque modéré à élevé de transfert du phosphore vers les exutoires du cours d'eau**

- **Remarque méthodologique**

Les facteurs du risque de transfert du phosphore peuvent être considérés comme bien identifiés. Par contre, les critères de classification des risques restent évidemment encore flous et mériteraient d'être précisés afin qu'il soit possible d'homogénéiser la méthodologie d'appréciation des risques appliquée à des contextes agricoles différents.

Si par exemple on se réfère à l'étude citée en référence B4, laquelle analyse les risques de transfert du phosphore dans deux territoires du versant sud du lac Léman –zone-test du Pays de la Côte dominée par les herbages dans un contexte d'urbanisation peu dynamique (aire d'appellation contrôlée "Reblochon") et zone-test du Bas-Chablais (plaine de Douvaine) dominée par les cultures dans un contexte de mitage urbain croissant–, il est clair que les risques de transfert du phosphore sur le bassin du lac d'Aiguebelette sont inférieurs à ce qu'ils sont sur la zone-test du bas Chablais ; par contre, la comparaison est beaucoup plus difficile avec la zone-test du Pays de la Côte (nous pensons néanmoins que les risques de transfert sont plus importants sur le bassin d'Aiguebelette par suite de la densité des axes hydrauliques renforcée par la tendance au mitage).

Une homogénéisation des méthodologies devrait en particulier concerner la critériologie de description des axes hydrauliques et celle de la description des parcelles de cultures (pente et taille –facteurs fondamentaux de l'érosion hydrique– et topologie des interparcellaires ceinturant de manière plus ou moins continue ces parcelles).

4.4 Sources ponctuelles du phosphore d'origine agricole

La reconnaissance précédente permet de tirer deux conclusions importantes :

- Les zones d'abreuvement des troupeaux le long des ruisseaux apparaissent nombreuses, et cela d'autant plus qu'elles n'ont pu être inventoriées de manière exhaustive.
- Les centres d'exploitation sont fréquemment reliés de manière hydrauliquement efficace aux ruisseaux les plus proches, soit par des fossés lorsqu'ils s'en trouvent relativement éloignés, soit parce qu'ils se situent à proximité immédiate de ces ruisseaux.

Donc le risque de transfert du phosphore depuis ces sources ponctuelles doit être considéré comme important.

5. EVALUATION DU FLUX DE PHOSPHORE PARVENANT ANNUELLEMENT AU LAC

5.1 Retour sur l'estimation proposée dans l'étude silène 1993-1994 (tableau 27)

Comme on l'a remarqué plus haut, l'application de l'estimateur de Beale (EB) n'avait pas concerné les mesures des campagnes "Pluie été" et "Pluie hiver - fonte de neige".

Nous avons donc, dans un premier temps, vérifié le résultat de l'application de l'EB aux mesures du suivi mensuel : résultat = 4 564 g/j pour le bassin de la Laysse de Novalaise
→ flux total annuel = $4\,564 \text{ g/j} \times 365 \text{ j} \times 10^{-6} \times 1,4 = 2,33 \text{ t/an}$ (le coefficient multiplicateur 1,4 correspondant au ratio des apports annuels de phosphore du bassin versant global ÷ apports annuels par le bassin de la Laysse ; l'estimation de ce ratio sera discutée ci-après).

A été ensuite recalculé par la même méthode le flux global en tenant compte des mesures effectuées en période de pluie¹ : résultat = 5 744 g/j pour le bassin de la Laysse de Novalaise
→ flux total annuel = $5\,744 \text{ g/j} \times 365 \text{ j} \times 10^{-6} \times 1,4 = 2,94 \text{ t/an}$.

Il résulte de ce premier examen que l'estimation du flux annuel de phosphore total 1993-1994 a été vraisemblablement un peu sous-évaluée par SILENE.

Remarque :

Ce qui précède concerne l'estimation du flux de phosphore d'après les résultats des mesures à l'aval de la Laysse.

Silène propose également une estimation du flux annuel de phosphore sur la base de ratios spécifiques des différentes activités agricoles (cf. tableau 5).

Or la superficie en culture sur le bassin versant du lac indiquée par SILENE en 1993-1994 s'établirait à 259 ha alors que cette surface atteint maintenant 500 ha, soit près de 2 fois plus. Il ne nous a pas été possible de vérifier le chiffre Silène mais, dans l'hypothèse où celui-ci aurait été sous-estimé, il en résulterait également une sous-évaluation de l'estimation, par cette méthode, du flux de phosphore.

5.2 La campagne de mesure du phosphore à la station Laysse aval en 2005-2006 - Analyse des résultats - Estimation des flux annuels moyens de phosphore total transférés au lac dans la situation actuelle de l'agriculture et de l'urbanisation - Influence de l'hydraulicité

(i) Les résultats bruts de la campagne de mesures

• Campagne de base

Cette campagne comprend :

- Les mesures prévues dans les termes de référence de l'étude (sous-campagnes A, B, C, D, E) ;
- La campagne complémentaire dite des "40 mesures" qui a comporté en fait 60 prélèvements.

On rappelle d'autre part que les mesures de phosphore ont concerné les orthophosphates (P.P.O_4) et le phosphore total sur échantillons filtrés ($0,45 \mu\text{m}$) mais pas le phosphore total sur échantillons bruts.

Les résultats de la campagne de base figurent aux annexes 1 et 2 (tableaux) et à l'annexe 5 (hydrogrammes et pollutogrammes).

¹ L'étude SILENE ne donne pas la valeur du débit de la Laysse le 7 avril 1994. Les débits ont donc été très approximativement reconstitués d'après les hydrogrammes de crue.

Les figures 1 et 2 de l'annexe 5 superposent les pollutogrammes (concentrations P_{PO_4} et P_{TF}) à la série chronologique complète des débits moyens journaliers pendant la campagne de mesures.

La figure 3 de cette même annexe (= figure 19 ci-après) superpose les pollutogrammes (concentrations) à la série des débits instantanés au moment de chaque prélèvement.

La figure 4 de cette même annexe (= figure 20 ci-après) superpose les pollutogrammes (flux) à cette même série de débits instantanés.

Le tableau 28 ci-après récapitule les résultats des dosages du phosphore lors du suivi mensuel à la station Laysse aval.

• Campagne complémentaire

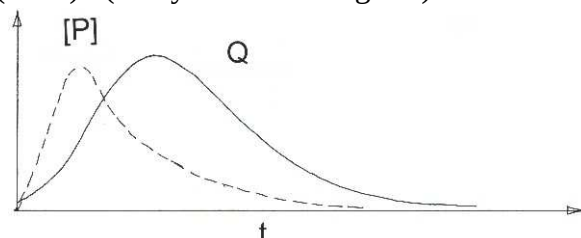
Cette campagne complémentaire, réalisée en mai et juin 2006 a comporté, toujours à la station Laysse aval (n° 3), le dosage des 3 formes du phosphore (P_{PO_4} , P_{TF} et P_T) et des matières en suspension afin de combler en partie les lacunes des campagnes de base (P_T et MES).

Le tableau 30 ci-après récapitule les résultats obtenus lors de cette campagne complémentaire.

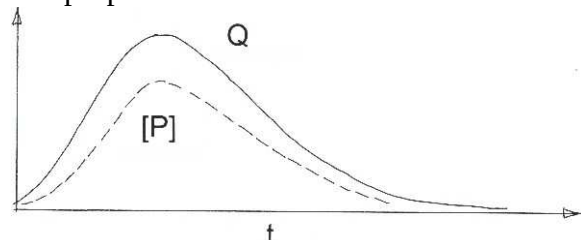
(ii) Commentaires au sujet des variations concomitantes des débits et concentrations de phosphore

Les prélèvements et dosages du phosphore auraient dû être beaucoup plus nombreux en période de crue pour qu'il soit possible de diagnostiquer le type de comportement dominant (éventuellement différent d'une station à l'autre) :

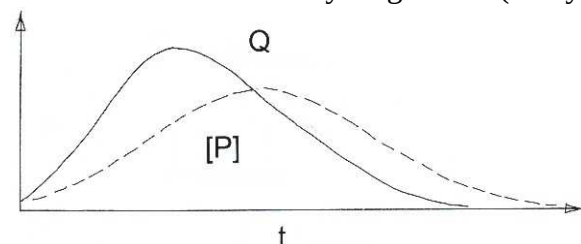
A - Comportement de type "lessivage" : pic du pollutogramme (----) précédent celui de l'hydrogramme de crue (—) (ou hystérésis rétrograde) :



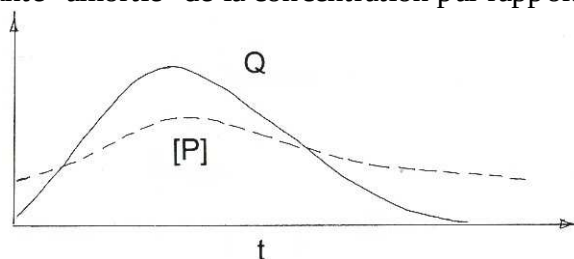
B - Variation concomitante "proportionnelle" du débit et de la concentration



C - Pic du pollutogramme succédant à celui de l'hydrogramme (ou hystérésis rétrograde) :



D - Variation concomitante "amortie" de la concentration par rapport au débit



On rappelle par exemple à cet égard le résultat présenté à la figure 4 de l'annexe 12.2 (d'après réf. B17) concernant la juxtaposition d'un comportement de type A/B dans le cas du phosphore particulaire et de type D dans le cas du phosphore soluble (comportement global caractérisé par le terme de "découplage" entre les variations du phosphore particulaire et du phosphore soluble).

Malgré le nombre insuffisant des mesures, il semble possible de privilégier, d'après les figures 1 et 2 de l'annexe 5, un comportement dominant de type A ou B pour le P_{PO_4} et le P_{TF} , cela de septembre 2005 jusqu'à avril 2006.

Par contre, en mai et juillet 2006, s'observent des comportements plutôt de type C avec des concentrations particulièrement élevées, beaucoup plus –à débit donné– que celles constatées en juillet 2005.

Le pollutogramme de mai 2006 pourrait éventuellement s'expliquer par l'occurrence d'un épandage récent de fumure minérale et/ou organique, au moment de l'épisode de crue, même de faible intensité. Par contre le pollutogramme de fin juillet 2006 ne peut pas être expliqué de cette manière : peut-être pourrait-il s'agir de l'effet d'un épisode pluvieux intense mais trop local pour avoir fait sentir des effets très sensibles en terme de débit à la station Leysse aval ?

L'examen des données du tableau 30 (campagne complémentaire) montre que le ratio, phosphore soluble / phosphore total semble être plus élevé à la décrue qu'à la crue, ce qui pourrait être synonyme d'un comportement de type C.

(iii) Evaluation du flux annuel de phosphore (P_{TF}) par l'estimateur de Beale à la station Leysse aval à partir des mesures du suivi mensuel de la campagne 2005-2006

Les résultats de cette estimation figurent au tableau 28. On trouve : $\Phi P_{TF} = 766$ g/j, soit 0,28 t/an.

Nous verrons plus loin comment convertir cette valeur en terme de flux annuel de phosphore total.

(iv) Etude de la dépendance des concentrations et des flux instantanés des orthophosphates (P_{PO_4}) du phosphore total dissous (P_{TF}) à l'égard du débit

• **Figure 21** : Liaison entre débits et concentrations en orthophosphates

Comme déjà indiqué plus haut (2^{ème} phase), la concentration commence par décroître quand le débit augmente (comportement de type "dilution") puis, après un minimum, recommence à croître (comportement de type "lessivage").

Ce comportement s'observait déjà lors de la campagne de 1993-1994 mais les prélèvements pour les débits supérieurs à 1000 l/s avaient été beaucoup moins nombreux.

Il est intéressant de remarquer l'existence d'un net effet saisonnier pour les débits supérieurs à 1000 l/s, les concentrations étant systématiquement plus élevées entre novembre et février. Un tel effet pouvait être attendu en considérant que la proportion non végétalisée des terres de culture est plus importante pendant cette période.

- **Figure 22 :** Liaison entre débit et concentration en phosphore total dissous (P_{TF})

La "courbe en sac" constatée dans le cas des orthophosphates est ici encore plus caractéristique avec toujours la dépendance saisonnière pour les débits supérieurs à 1000 l/s (plage de débit correspondant au comportement de type "lessivage").

On rappelle que les points (couleur rouge) relatifs à la campagne 1993-1994 se rapportent au phosphore total sur échantillons bruts (P_T).

- **Figure 23 :** Liaison entre débit et ratio $P.PO_4 \div P_T$ (campagne 1993-1994).

On constate que le ratio $P.PO_4 \div P_{TF}$ tend vers une valeur comprise entre 60 et 80 % pour les forts débits, rejoignant un résultat déjà obtenu par d'autres auteurs (réf. B7).

Pour les faibles valeurs du débit, ce ratio se révèle très dispersé mais peut atteindre des valeurs proches de 100 %.

Le nombre des mesures en 1993-1994 pour des débits supérieurs à 1000 l/s est trop réduit pour qu'il soit possible d'estimer précisément une valeur asymptotique. Celle-ci semble toutefois se situer entre 20 et 30 %.

- **Figure 24 :** Liaison entre débit et concentration en orthophosphates.

La représentation de la liaison débit-contamination des eaux par le phosphore en terme de flux ordonne de manière beaucoup plus régulière la liaison entre les deux ordres de paramètre. La dépendance saisonnière notée précédemment est ici très évidente.

On note que les points représentatifs de la campagne 1993-1994 (pour les débits inférieurs à 1000 l/s) sont nettement plus dispersés, fait pouvant être attribué à l'existence des rejets d'origine urbaine (cf. 1^{ère} phase).

- **Figure 25 :** Liaison entre débit et flux de phosphore total dissous (campagne 2005-2006) ou flux total (campagne 1993-1994)

On retrouve ici, dans le cas de la campagne 2005-2006, le même type de variation que dans le cas des orthophosphates, toujours avec une dépendance saisonnière marquée.

La liaison débit-flux de phosphore total est beaucoup plus dispersée en 1993-1994 avec une incertitude considérable pour les débits élevés.

(v) Etude de la liaison entre teneur en matières en suspension et concentrations du phosphore

Le phosphore particulaire ($[P_p] = [P_T] - [P_{TF}]$) est associé aux matières en suspension.

La bibliographie (réf. B7 notamment) met en évidence une décroissance de la teneur en phosphore des matières en suspension ($[P_p] \div [MES]$) lorsque le débit augmente.

La référence B7 situe cette teneur entre 600 et 1500 ppm selon l'état hydrologique du bassin versant.

Le tableau 29 récapitule les valeurs du ratio $[P_p] / [MES]$ d'après les résultats de la campagne 1993-1994 (P_{TF} , non mesuré lors de cette campagne ayant été estimé par $[P.PO_4] \div 0,7$).

Le tableau 30 récapitule les valeurs de $[P_p] \div [MES]$ résultant de la campagne "phosphore" complémentaire.

La figure 26 présente graphiquement la liaison entre $[MES]$ et teneur en phosphore particulaire de ces MES ; la forme de cette liaison confirme bien la tendance à la décroissance de la teneur en phosphore des matières en suspension lorsque le débit s'accroît, cela dans le cas des deux campagnes.

Rappelons que l'on attribue cette décroissance à l'augmentation de la capacité de transport avec le débit, laquelle accroît la proportion de particules grossières à faible surface spécifique et conduit à l'érosion de stocks de particules pauvres en phosphore (notamment les matériaux constitutifs des berges).

Cependant, les résultats obtenus traduisent, pour les faibles comme les fortes valeurs des MES, des teneurs en phosphore beaucoup plus élevées que celles publiées dans la référence B7 (supérieures à 15 000 ppm dans la présente étude, inférieures ou égales à 1500 ppm dans la référence B7).

Une telle différence pourrait notamment s'expliquer par un pouvoir fixateur du phosphore par les couches superficielles du sol plus élevé, en liaison avec des teneurs supérieures en fer, aluminium, calcium.

L'explication de ce point nécessiterait la réalisation d'études comparatives de bassins versants différents.

(vi) Le ratio phosphore total dissous (P_{TF}) $\div$ phosphore total P_T

La connaissance de ce paramètre sera exploitée dans la suite pour permettre une évaluation du flux de phosphore total parvenant annuellement au lac à partir du flux de phosphore total dissous.

De manière générale, la bibliographie indique une tendance à la décroissance du ratio $[P_{TF}] \div [P_T]$ lorsque l'hydraulicité sur le bassin versant augmente : ce phénomène peut s'expliquer conjointement par la contribution d'un stock intermédiaire de phosphore particulaire (sédiments et berges du réseau hydrographique) et par l'adsorption des fractions solubles sur les particules solides au cours du transfert vers l'aval.

Les données bibliographiques figurant à l'annexe 12.2 (figure 5) illustrent ce phénomène sur le bassin du Mercube (réf. B7 et B17).

Le tableau 35 indique les valeurs du ratio $[P_{TF}] \div [P_T]$ trouvées dans la bibliographie. Elles se situent en général dans la fourchette 20 % - 40 % (sauf pour les débits les plus faibles).

En ce qui concerne les campagnes opérées sur la Leyse aval (campagne 1993-1994 : tableau 29 et campagne 2007 : tableau 30), le tableau ci-dessous indique les valeurs du ratio $\Sigma \phi P_{TF} \div \Sigma \phi P_T$ pour l'ensemble des échantillons prélevés et pour les débits supérieurs respectivement à 500 l/s et 1000 l/s.

Dans le cas de la campagne 1993-1994, les concentrations en P_{TF} (non mesurées) ont été estimées d'après une valeur du ratio $[P.PO_4] \div [P_{TF}]$ estimée à environ 70 %.

	Tous échantillons (%)	Q > 500 l/s (%)	Q > 1000 l/s (%)
1993-1994	32,8	32,8	26,5
2007	27,1	25,1	25,1

La liaison entre ce ratio et la concentration en MES traduit une diminution lorsque les MES s'accroissent (figure 27 : campagnes 1993-1994 et 2007).

Il en est de même en ce qui concerne la liaison entre ce ratio et le débit.

Au total, on retiendra en pratique, dans le cas de la Leyse, un ratio moyen compris entre 25 et 40 % en valeur estimée et probablement plus proche de 25%.

(vii) Estimation de la charge annuelle en phosphore total apportée au lac d'après les résultats de la campagne 2005-2006

• **Flux annuels en phosphore total soluble (P_{TF}) et en orthophosphates ($P.P.O_4$) à l'exutoire du bassin versant de la Leyse de Novalaise**

Le calcul est effectué d'après la liaison saisonnalisée entre le débit de la Leyse et les flux d'orthophosphates ($P.P.O_4$) et de phosphore total soluble (P_{TF}) établie d'après les résultats de la campagne 2005-2006.

Ces liaisons (figure 25 : lignes brisées "A" et "B") s'expriment par les relations suivantes (ϕ exprimé en g/j et Q en m³/s) :

P_{TF}

- Mai à octobre :
 - . $Q < 1,6$ $\rightarrow \phi = 1\,750 \cdot Q$
 - . $1,6 < Q < 2,75$ $\rightarrow \phi = 4\,000 \cdot Q - 3\,600$
 - . $Q > 2,75$ $\rightarrow \phi = 7\,155 \cdot Q - 12\,276$
- Novembre à février :
 - . $Q < 1$ $\rightarrow \phi = 2\,300 \cdot Q$
 - . $1 < Q < 2,75$ $\rightarrow \phi = 3\,830 \cdot Q - 1\,530$
 - . $Q > 2,75$ $\rightarrow \phi = 7\,155 \cdot Q - 10\,676$

$P.P.O_4$

- Mai à octobre :
 - . $Q < 2$ $\rightarrow \phi = 1\,050 \cdot Q$
 - . $2 < Q < 3$ $\rightarrow \phi = 2\,800 \cdot Q - 3\,500$
 - . $Q > 3$ $\rightarrow \phi = 3\,550 \cdot Q - 5\,750$
- Novembre à février :
 - . $Q < 1$ $\rightarrow \phi = 1\,300 \cdot Q$
 - . $1 < Q < 3$ $\rightarrow \phi = 3\,050 \cdot Q - 1\,750$
 - . $Q > 3$ $\rightarrow \phi = 3\,550 \cdot Q - 3\,250$

Le calcul est appliqué à la période juillet 2005 → juillet 2006 et juin 1993 → mai 1994. Cette application dans le cas de la campagne 1993-1994 implique que les liaisons (Q , $P.P.O_4$) et (Q , P_{TF}) aient alors été les mêmes qu'en 2005-2006, ce qui est vraisemblablement inexact, les flux ayant été vraisemblablement plus importants à débit donné à cette époque (part plus importante des pollutions d'origine urbaine, d'une part, et bilans terrestres du phosphore éventuellement plus largement excédentaires qu'aujourd'hui).

Ce calcul, dans le cas de la campagne 1993-1994 a donc pour principale finalité d'illustrer l'influence –toutes choses égales par ailleurs– de l'hydraulicité du bassin versant (synthétisée par le débit de la Leyse) sur le flux de phosphore produit.

Les résultats obtenus sont présentés à la partie supérieure du tableau 34 sous deux formes : flux globaux en t/an, et flux rapportés à la SAU (1 473 ha sur le bassin de la Leyse de Novalaise) en kg/ha/an.

Ces résultats sont reproduits ci-dessous pour plus de clarté (voir ci-après pour l'estimation de ϕP_T).

	ϕP_{PO_4} kg/ha/an	ϕP_{TF} kg/ha/an	ϕP_T kg/ha/an	$\bar{Q}$ l/s
1993-94	0,33	0,56	1,41 à 2,25	835
2004-05	0,11	0,18	0,45 à 0,72	340
Moyenne	0,22	0,37	0,93 à 1,49	587

On note que l'estimation du flux annuel P_{TF} en 2005-2006 (tableau 34 : 0,26 t/an) est très proche de l'évaluation par l'estimateur de Beale (0,28 t/an).

Les résultats précédents permettent de constater la dépendance considérable de flux de phosphore produits annuellement à l'égard de l'hydraulicité du bassin versant. Cette forte dépendance est également illustrée par le tableau 35, lequel indique pour chaque spéciation du phosphore, la part de cet élément transféré jusqu'à l'aval de la Leyse au-dessus de différents seuils de débit.

Par exemple :

- En 1993-1994 : 76 % du P_{TF} et du P_{PO_4} sont transférés à l'aval pour la tranche de débit > 1 m³/s (26 % du temps) ;
- En 2005-2006 : 63 % du P_{PO_4} et 62 % du P_{TF} sont transférés à l'aval pour la tranche de débit > 0,5 m³/s (18,6 % du temps).

• Charge annuelle de phosphore total (P_T) à l'exutoire du bassin versant de la Leyse

Compte tenu de l'absence de mesure du phosphore total P_T pendant la campagne 2005-2006, le flux annuel de P_T a été estimé en multipliant le flux annuel de P_{TF} par un facteur compris entre x 2,5 et x 4 (cf. paragraphe 5.2 (vi)).

Le résultat figure au tableau 34 (en t/an et kg/ha de SAU/an) et a été également reporté au tableau synthétique précédent.

Le résultat obtenu dans le cas du régime hydrologique de la campagne 1993-1994 (2,08 à 3,32 t/an) peut être comparé à l'évaluation SILENE par l'estimateur de Beale (1,7 t/an réévaluée ci-dessus à 2,1 t/an en prenant en compte la totalité des mesures et pas seulement celles du suivi mensuel).

Alors qu'on a toutes les raisons de penser que le flux de phosphore total à l'aval de la Leyse devrait s'être réduit depuis 1993-1994, l'estimation SILENE, même après réévaluation, se révèle ne correspondre qu'à la borne inférieure de la fourchette (2,08 à 3,32 t/an) calculée dans le cadre de la présente étude sur la base des liaisons (débit-flux) et de l'hydrologie 1993-1994. L'explication la plus plausible de ce défaut (relatif) de cohérence nous paraît être le nombre insuffisant de mesures de flux de phosphore effectué à la station Leyse aval en 1993-1994, tout particulièrement pour les débits supérieurs à 1 m³/s.

• Flux ponctuels de temps sec à la station Leyse aval

La méthodologie d'évaluation de ces flux décrite au paragraphe 1.8 ci-dessus (analyse de la liaison [débit-flux de phosphore] en situation de tarissement post-crue) a été appliquée aux résultats des mesures de la campagne 2005-2006.

Le résultat de cette analyse est présenté au tableau 21 et à la figure 28.

Il en résulte que le débit des sources ponctuelles de phosphore total soluble (P_{TF}) de temps sec sur le bassin de la Leysse de Novalaise serait de l'ordre de 200 g/jour.

Rapporté au flux global moyen de P_{TF} (tableau 34 : 0,545 t/an), ces flux ponctuels permanents de temps sec **représentent donc une part de 0,2 kg/j x 365 j/545 kg/an = 13 %, ce qui peut être considéré comme relativement faible.**

On a reporté au tableau 34 ("moyenne 2") l'évaluation des flux globaux moyens de P_{TF} et P_T réduits de ces flux ponctuels permanents.

Rapporté aux estimations du flux total de P_{TF} lors des campagnes 1993-1994 et 2005-2006, ces mêmes flux ponctuels permanents représentent une part variable en fonction de l'hydraulicité : respectivement 28 % et 9 %.

Il aurait été par ailleurs tout à fait intéressant d'appliquer la même analyse aux résultats de la campagne Silène 1993-1994 mais les mesures effectuées en situation de tarissement post-crue lors de cette campagne sont trop nombreuses pour qu'une telle application puisse être considérée comme fiable.

• Flux annuels rapportés à l'ensemble du bassin versant du lac

On rappelle que le bassin versant total du lac atteint à peu près le double de celui du bassin de la Leysse (tableau 2).

Une analyse spécifique s'appuyant sur les résultats de dosage du phosphore sur les affluents secondaires du lac avait été conduite par SILENE pour évaluer le ratio entre flux global de phosphore (ensemble du bassin versant du lac) et flux de phosphore produit par le bassin de la Leysse. **Ce ratio avait été évalué à 1,40** (le tableau 32 rappelle les bases de ce calcul).

On a cherché à opérer un calcul analogue sur la base des résultats de la campagne 2005-2006 (tableau 33). Cependant, ce calcul s'est heurté à deux obstacles : l'absence de mesures sur les bassins versants des ruisseaux de Luzara, des Combettes et du Moulin, d'une part, et les résultats aberrants obtenus sur le ruisseau du Bourg, d'autre part.

On a donc été obligé de se rabattre sur les seuls bassins versants n° 3 (Leyssse), 5 (Neyret) et 7 (Jeanjoux).

Dans le cas de la campagne 2005-2006, le ratio $\Sigma \phi P_{TF} (BV\ 3 + 5 + 6 + 7) \div P_{TF} (BV3) \approx 1,14$.

Le même calcul appliqué aux mesures de 1993-1994 aboutirait à un ratio très proche : 1,15 (tableau 32).

Cette cohérence satisfaisante sur l'ensemble des 4 sous-bassins (3 + 5 + 6 + 7) **nous a conduit à conserver le ratio global 1,40 calculé dans l'étude SILENE.**

Un autre argument est venu appuyer ce choix : la valeur du ratio de la somme des bilans annuels intrants-extrants (I-E) de phosphore sur l'ensemble des bassins versants au bilan annuel I-E du seul bassin de la Leyssse s'établit à 1,39, valeur très proche de la précédente (tableau 33).

Partant de ce ratio multiplicatif 1,40, le tableau 34 (partie inférieure) indique les estimations finales des flux annuels de $P.P.O_4$, P_{TF} et P_T pour l'ensemble du bassin versant du lac.

En situation moyenne, le flux annuel de phosphore total produit par l'ensemble du bassin versant du lac dans la situation actuelle de l'agriculture et de l'urbanisation s'établit aux valeurs suivantes :

Flux brut :	1,9 à 3,1 t P _T /an
Flux spécifique brut :	1 à 1,5 kg P _T /ha SAU/an
Flux spécifique net (déduction faite des flux ponctuels permanents):	0,8 à 1,3 kg P _T /ha SAU/an

5.3 Comparaison des résultats précédents avec ceux obtenus sur d'autres bassins versants - Discussion

Le tableau 36 récapitule les résultats des estimations de flux annuels de phosphore, selon ses différentes formes, obtenus sur le bassin de la Leyse de Novalaise (présente étude) et sur d'autres bassins versants (flux exprimés en kg de phosphore par ha de SAU et par an).

En ce qui concerne le phosphore total, on peut constater que malgré une proportion inférieure de terres de culture, le bassin de la Leyse produit des flux spécifiques annuels nets (déduction faite des flux permanents de temps sec) de phosphore total situés plutôt vers le haut de la fourchette des flux produits par les autres bassins versants (seul le bassin versant canadien "Au Castor" produit des flux plus élevés).

Ce résultat serait assez peu modifié si on tenait compte, ce qui n'a pas été fait précédemment, de l'apport de phosphore total par les surfaces forestières, apports que l'on peut évaluer, sur la base des données bibliographiques, à environ 120 kg P_T/an¹, soit 0,08 kg P_T/ha SAU/an, ce dont il résulterait une estimation du flux spécifique annuel net strictement agricole compris entre 0,72 et 1,20 kg P_T/ha SAU/an.

Suivant les auteurs de l'étude citée en référence B3, on peut aussi comparer les résultats des mesures publiées dans les différentes références aux estimations forfaitaires basées sur des ratios spécifiques standard :

- Terres et cultures : 2 à 3 kg P_T/ha/an
- Prairies : 0,2 à 0,3 kg P_T/ha/an.

On obtient ainsi une estimation "théorique" du flux spécifique annuel agricole de phosphore total désigné par $\phi \tilde{P}_T$ sur le tableau 36.

On constate que, dans tous les cas, autres que celui de la Leyse de Novalaise, $\phi \tilde{P}_T$ est sensiblement supérieur au flux mesuré à l'exutoire.

Cette différence est particulièrement nette dans les cas du bassin versant du Mercube et du Redon ; elle est moins forte dans le cas du bassin versant "Au Castor" et du petit sous-bassin du Redon.

Dans le cas du bassin versant global du Redon, les auteurs attribuent cette différence au rôle-tampon joué par d'importantes zones humides.

Dans le cas du bassin "Au Castor", il existe une importante zone de sédimentation à l'aval du ruisseau.

A contrario, on peut présumer que les zones-tampon, s'il en existe, ne jouent qu'un rôle modeste sur un petit sous-bassin-test amont tel que celui de 14 ha étudié dans la référence B3.

Si maintenant on examine le cas de la Leyse de Novalaise, on s'aperçoit que l'estimation "théorique" ($\phi \tilde{P}_T = 0,8$ à $1,2$ kg/ha SAU/an) rejoint quasi exactement le résultat de la mesure. On pourrait se contenter de ce résultat plutôt satisfaisant.

¹ Environ 1200 ha de bois et forêts sur le bassin de la Leyse de Novalaise x 0,1 kg P_T/ha/an

Cependant, des zones-tampon étant forcément également à l'œuvre sur le bassin de la Leyse, il nous semble que cette bonne correspondance apparente pourrait en réalité recouvrir deux effets de sens contraire :

- **Un effet d'atténuation par les zones-tampon, effet commun à tous les bassins versants .**
- **Un effet aggravant correspondant, d'une part, à l'efficacité globale de transfert vers l'aval du phosphore diagnostiquée sur ce bassin versant (cf. paragraphe 4 ci-avant) et, d'autre part, aux flux issus des sources ponctuelles agricoles agissant en période pluvieuse (nombreuses zones d'abreuvement le long des ruisseaux, lessivage des cours de ferme et des aires de stockage des fumiers par les eaux de ruissellement).**

On ne dispose pas, sur ces bassins versants cités dans la bibliographie, d'informations substantielles concernant ces sources ponctuelles de phosphore fonctionnant en période pluvieuse, on peut cependant admettre, **ce qui va dans le sens du raisonnement précédent**, que, ces bassins versants étant bien davantage voués aux cultures que celui de la Leyse de Novalaise, ces sources ponctuelles –liées à l'élevage– y jouent un rôle moins important.

Une autre différence (citée dans la réf. B15) entre bassins versants dominés par les cultures, d'une part, et par les herbages, d'autre part, en ce qui concerne l'émission des flux de phosphore tiendrait du fait que l'application d'engrais de ferme (majoritaires sur les seconds) a plus d'influence sur la mobilité du phosphore que l'application d'engrais minéraux (majoritaires sur les premiers).

On aurait donc là une seconde explication possible de la valeur plus élevée du ratio ϕP_T mesuré $\div \phi \tilde{P}_T$ "théorique" dans le cas du bassin de la Leyse.

Enfin, il est intéressant de rapprocher les évaluations des flux globaux annuels de phosphore total d'origine agricole à l'aval des bassins versants, de celle portant sur les bilans terrestres intrants-extrants de phosphore (tableau 38). A noter que ce type de rapprochement ne figure que dans une seule des sources consultées dans la bibliographie (bassin versant "Au Castor" - Réf. B15).

Le tableau 37 rend compte de cette analyse. Elle aboutit à des ratios ϕP_T à l'exutoire / bilans intrants-extrants variant entre 7 % (Mercube) et 14 % ("Au Castor"), le bassin de la Leyse se situant en position intermédiaire.

Que la valeur de ce ratio soit relativement élevée dans le cas du bassin versant "Au Castor" pourrait s'expliquer par le caractère presque exclusivement voué aux cultures de ce bassin versant, du moins si les interparcellaires n'y jouent qu'un rôle modeste (ce que l'article consulté ne précise pas).

Mais le bassin versant du Mercube est lui aussi principalement voué aux cultures ; cependant on sait que 50 % environ des structures interparcellaires y sont aptes à déconnecter les parcelles du réseau hydrographique.

On peut aussi rappeler au sujet de ce bassin versant que les MES transférées vers l'aval y sont nettement moins chargées en phosphore total que celles produites par le bassin versant de la Leyse, ce à quoi nous avons proposé plus haut une explication basée sur des différences de pouvoir fixateur du phosphore par les sols.

Mais une autre hypothèse mériterait également d'être étudiée : celle selon laquelle cette différence serait le reflet des flux polluants agricoles ponctuels, flux a priori plus importants dans le cas du bassin de la Leyse que dans celui du Mercube.

5.4 **Conclusions**

- L'évaluation du flux spécifique (par ha de SAU) de phosphore total d'origine agricole produit par le bassin versant du lac d'Aiguebelette peut être considérée, en comparaison d'autres bassins versants, comme relativement importante, et cela d'autant plus que la proportion des terres de cultures y est nettement plus réduite que les autres bassins versants pris comme base de comparaison.

Ce caractère peut être attribué, entre autres, à plusieurs facteurs vraisemblables ou hypothétiques :

- Le rôle des sources ponctuelles agricoles de phosphore agissant en période pluvieuse : zones d'abreuvement des animaux le long des ruisseaux et lessivage par le ruissellement des cours de fermes et des aires de stockage des fumiers ;
- Un pouvoir fixateur plus élevé du phosphore par les horizons superficiels de sols assez facilement érodables ;
- La plus grande influence de l'application des engrais de ferme sur la mobilité du phosphore que celle de l'application des engrais minéraux.

- L'état d'hydraulicité du bassin versant au cours d'un exercice annuel joue un rôle fondamental en ce qui concerne les flux de phosphore transférés vers l'aval.

La comparaison des flux annuels de phosphore total calculés en se référant successivement aux régimes hydrologiques de la Leyse en 1993-1994 et 2005-2006 rend cette conclusion évidente, laquelle rejoint le constat unanime à cet égard exprimée dans la bibliographie.

La question de la comparaison des flux annuels lors de deux exercices annuels différents ne peut donc être posée qu'à conditions hydrologiques identiques, ce qui, comme on l'a vu, a été loin d'être le cas des périodes 1993-1994 et 2005-2006.

Cette comparaison n'aurait pu être possible qu'aux conditions suivantes :

- Disposer de résultats de mesures du phosphore suffisamment nombreux et portant sur une plage de débits suffisamment étendue lors de la campagne 1993-1994 pour qu'il soit possible d'en extraire, pour la situation agricole et urbaine de l'époque, une liaison flux de phosphore débit telle que celle présentée sur les figures 24 et 25.
- Exploitant cette liaison, corriger du flux global annuel pour la ramener aux conditions hydrologiques de la campagne 2005-2006.

6. **DIAGNOSTIC DE TENDANCE TROPHIQUE DU LAC D'AIGUEBELETTE**

6.1 **Etude probable des termes du bilan hydrologique du lac**

Cette étude est importante, tout particulièrement pour estimer le temps de renouvellement des eaux dans le lac, paramètre à prendre en compte lors du diagnostic de tendance trophique.

(i) Etude détaillée des termes du bilan hydrologique du lac entre janvier 2005 et juillet 2006

Les termes du bilan hydrologique du lac sont :

- Les apports issus du bassin versant : ces apports sont connus en ce qui concerne le sous-bassin de la Lysse (27 km²) ; les apports des autres sous-bassins versants (27,3 km²) ne peuvent qu'être déduits de ceux de la Lysse au prorata des superficies de ces sous-bassins.
- Les précipitations sur la surface du lac sont connues d'après les enregistrements pluviométriques à la station Météo-France d'Aiguebelette.
- L'évaporation : elle est estimée d'après les données météorologiques disponibles régionalement ; on se base ici sur l'évaporation enregistrée à la station Météo-France de Grenoble (en mm) :

Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre
80	107	105	125	100	65	43

- Les pertes par infiltration et les apports des sources sous-lacustres : ces données ne sont pas connues.
- Les variations de niveau du lac : la figure 29 fournit le graphe des variations du niveau du lac au cours de l'année 2005 (cette courbe et celle de l'année 2006 figurent à l'annexe 11) ; on sait que la prise d'eau de l'usine EDF de La Bridoire est gérée hydrauliquement de telle sorte que l'on s'approche au plus près d'une courbe-guide (représentée en bleu sur la figure 29).
- Le débit à l'exutoire du lac (= "source" du Tier) se compose du débit réservé à la prise d'eau et du débit prélevé par EDF. Le débit global à la sortie du lac n'étant pas mesuré directement, il faut estimer séparément les deux composantes.
La vanne, destinée au contrôle du débit réservé, normalement toujours ouverte, a un orifice de Ø230, la cote altimétrique de son axe étant calée à 371,10 IGN69 ; le débit réservé peut donc être évalué par l'expression :

$$Q_R \approx 0,65 \times \text{section} \times \sqrt{2g (\text{cote lac} - 371,10)}$$

avec section = 0,0415 m².

A la cote minimale du lac (373,30 IGN69), le débit réservé peut donc être évalué à environ 170 l/s.

La prise d'eau sur le Tier alimente la canalisation EDF conduisant vers l'usine de La Bridoire ; à l'aval de cette prise d'eau principale sur le Tier, la canalisation EDF est alimentée par une seconde prise d'eau sur le ruisseau du Rondelet ; le volume journalier global prélevé entre janvier 2005 et juillet 2006 nous a été communiqué par EDF afin de permettre l'établissement du bilan hydrologique du lac ; à noter que la répartition du volume prélevé entre la prise (principale) sur le Tier et la prise (secondaire) sur le Rondelet ne nous est pas connue.

De manière générale, l'usine EDF opère ses prélèvements lorsque le niveau du lac est suffisamment haut compte tenu des apports de son bassin versant amont.

Au contraire, en période d'étiage, la baisse du niveau du lac correspond exclusivement, en l'absence de prélèvement, au débit réservé augmenté des pertes du lac par infiltration et évaporation (et aux éventuels prélèvements dans celui-ci pour l'alimentation eau potable).

Le tableau 39 présente le calcul des différents termes du bilan, le mode de calcul choisi consistant à recalculer les volumes prélevés à la prise d'eau EDF à partir des différents termes du bilan (colonnes 2 à 10 du tableau) puis à vérifier que cette estimation indépendante (colonne 11) est bien cohérente avec les valeurs des volumes prélevés fournies par EDF.

Les bilans sont donc effectués non à l'exutoire proprement dit du lac mais à la prise d'eau un peu plus à l'aval ; le bilan intègre donc l'apport de ruissellement du petit bassin affluent du lac entre l'exutoire de celui-ci et la prise d'eau (superficie $\approx 3 \text{ km}^2$).

Les détails sur le mode de calcul de certains termes du bilan sont donnés au bas de la légende du tableau 39.

Le graphe de la figure 30 fournit le résultat du calcul. Sur ce graphe, les abscisses correspondent aux volumes prélevés mensuels fournis par EDF et les ordonnées aux volumes mensuels prélevés reconstitués via le bilan hydrologique du lac.

On constate une correspondance assez satisfaisante pour les volumes mensuels prélevés inférieurs à 3 millions de m^3 , que ces prélèvements interviennent en saison hivernale ou estivale ; les trois points se rapportant aux mois de juillet 2005 et 2006 et au mois d'août 2006 situés très près de l'origine, confirment la validité des valeurs retenues pour l'évaporation.

Par contre, au-delà de 3 millions de m^3 (toujours mois d'hiver ou de début de printemps correspondant à des débits moyens mensuels d'apport au lac supérieurs à $1,3 \text{ m}^3/\text{s}$, les volumes mensuels reconstitués se révèlent sensiblement inférieurs aux données EDF ; à cela trois explications complémentaires éventuelles compte tenu du fait que les termes 9 (précipitations sur le lac), 10 (évaporation ≈ 0), 3 (variation de volume du lac) et 5 (débit réservé) peuvent être considérés comme correctement évalués : (i) éventuelle sous-estimation des apports des sous-bassins versants affluents du lac autres que celui de la Lysse de Novalaise, (ii) non prise en compte dans l'estimation EDF de la prise d'eau sur le Rondelet dont on peut supposer qu'elle fonctionne exclusivement en période de hautes eaux et (iii) non prise en compte d'éventuelles pertes sous-lacustres fonctionnant en saison froide ; par contre, l'écart constaté ne peut évidemment s'expliquer par le fait d'avoir négligé les pertes par infiltrations ; de ces différentes explications, la seconde nous paraît la plus plausible ; en effet, une incertitude sur le terme "apports au lac" devrait se traduire à la fois par des erreurs par excès et par défaut.

Si telle est bien l'explication, il en résulte que les évaluations précédentes fournissent une idée correcte des termes du bilan hydrologique du lac.

(ii) Les termes du bilan hydrologique du lac lors des deux campagnes annuelles 1993-1994 et 2005-2006 - Estimations du temps de séjour des eaux dans le lac

Avec la méthodologie précédente, on calcule ensuite les trois termes des volumes d'apport annuels au lac lors des deux campagnes de mesures juin 1993 à mai 1994 et juillet 2005 à juin 2006 : apports du bassin versant (+), évaporation (–) et précipitations sur le lac (+), étant admis que la cote du lac est la même au début et à la fin de chaque période.

Ces termes et leur somme figurent au tableau 42. Sont également indiqués sur ce tableau les termes d'apport correspondant à la moyenne des deux campagnes.

Le volume du lac s'établissant à 166 millions de m^3 , on en déduit l'estimation du temps de séjour τ ($\tau = \text{volume du lac} \div \text{apport annuel}$).

Le résultat obtenu dans le cas de la période juin 1993-mai 1994 (environ 3 ans) rejoint la valeur proposée par SILENE.

Compte tenu d'apports nettement plus faibles lors de la période juillet 2005 - juin 2006, le temps de séjour correspondant s'établit à 7 ans.

En situation moyenne, le temps de séjour serait un peu supérieur à 4 ans.

6.2 Tendance trophique d'un lac

Les lignes suivantes sont extraites de Lacaze 1997 (réf. C10).

"La vie d'un lac comprend deux grandes fonctions : la production de matière vivante (production de biomasse) et la minéralisation de la matière organique.

Le phytoplancton qui réalise, grâce à la lumière, la photosynthèse, c'est-à-dire la transformation des nutriments minéraux en molécules organiques, est le production primaire de biomasse : il nourrit le zooplancton qui lui-même nourrit le poisson, le consommateur ultime (...). Les bactéries décomposent, à l'aide de l'oxygène, la matière organique (constituée des produits de décomposition des organismes vivants) en matière minérale.

Oligraphie...

Dans un lac en équilibre oligotrophe, producteurs, consommateurs et décomposeurs assurent l'assimilation, la transformation et le recyclage permanent des matières organiques, soit par consommation directe, soit après minéralisation. Chaque population joue un rôle régulateur vis-à-vis des autres (...).

Une fois que le végétal a épuisé l'eau des quelques microgrammes de phosphore par litre qu'elle contient, les autres éléments restent en excès. Tout nouvel apport de phosphore permet au végétal une nouvelle croissance, alors que plus l'azote ou de carbone ne change rien.

A l'inverse, toute diminution entraîne une réduction de la prolifération végétale : le processus est réversible, d'autant plus que la présence d'oxygène au contact du sédiment en fait un piège à phosphore (Barroin 1991).

Hypereutrophie...

Lorsque l'apport extérieur en phosphore devient trop important, un nouvel équilibre "hypereutrophe" apparaît. On note une mise en réserve du phosphore dans les cellules algales (...).

Ce qui fait qu'ultérieurement celles-ci vont proliférer alors que l'eau ne contient plus de phosphore. Celui-ci n'est plus alors limitant. L'azote nécessaire à la croissance du phytoplancton devient insuffisant par rapport au phosphore. Les cyanobactéries capables de fixer l'azote atmosphérique se développent en grand nombre et finissent par constituer l'essentiel du phytoplancton (ce plancton mi-végétal, mi-bactérien apparaît dès que l'eau présente un rapport N/P inférieur à 7). Comme elles ne sont pas consommées par le zooplancton du fait d'une protection mucilagineuse et d'une éventuelle toxicité, celui-ci disparaît et avec lui le poisson. La quantité de matière organique augmente, les bactéries se développent et consomment tout l'oxygène du fond du lac. Les sédiments relarguent alors diverses substances, dont le phosphore.

Au processus de consommation d'une chaîne alimentaire qui aboutit au poisson tout en contribuant à éclaircir l'eau se substitue les processus de décomposition d'une activité

bactérienne qui en consommant l'oxygène de l'eau provoque le relargage du phosphore piégé dans les sédiments (Barroin, *ibid*).

Les apports internes de phosphore finissent par subvenir aux besoins du système qui devient autonome (...). Les vases et les eaux qui les surmontent, devenues réductrices, décomplexent les phosphates contenus dans l'ensemble matières organiques-phosphates-fer".

6.3 Le comportement hydrochimique du lac d'Aiguebelette - Première évaluation de la tendance trophique

(i) Les éléments nutritifs : phosphore et azote

Le lac d'Aiguebelette fait l'objet d'un suivi allégé depuis 1989 au droit de la fosse principale du lac (verticale A : profondeur $\approx$ 70 m).

Les figures 31 et 32 rendent compte des résultats de ce suivi en ce qui concerne le phosphore total et les nitrates en période hivernale.

A noter que les concentrations en phosphore total figurant dans la référence A23 diffèrent sensiblement de celles indiquées dans le rapport de suivi allégé.

Rappelons, en ce qui concerne le phosphore total, le doute existant au sujet de la représentativité des mesures effectuées de 1989 à 2005 par le laboratoire Savoie-Labo compte tenu d'un seuil de sensibilité de la mesure variant selon les années entre 10 et 20 $\mu\text{g/l}$, c'est-à-dire à un niveau proche des valeurs mesurées.

C'est la raison pour laquelle les mesures effectuées en 2006 et 2007 correspondent à l'application d'un protocole différent associé à un seuil de sensibilité de 5 $\mu\text{g/l}$.

Le tableau 40 présente les résultats détaillés –en fonction de la profondeur– de ces mesures du phosphore total.¹

On note des concentrations très basses lors de l'hiver 2005-2006 (5 μg) ; ces concentrations sont par contre sensiblement plus élevées lors de l'hiver 2006-2007 avec, de manière surprenante en hiver, une concentration rapidement décroissante lorsque la profondeur s'accroît le 16 janvier 2007.

C'est ce type de distribution verticale, déjà observé certains hivers antérieurs, qui peut expliquer l'existence, notée précédemment (1^{ère} phase de l'étude) de concentrations en phosphore à la station 10 nettement supérieures aux concentrations moyennes dans le lac.

Il résulte des considérations précédentes au sujet des seuils de sensibilité de la mesure du phosphore qu'aucune tendance d'évolution temporelle ne peut être détectée en ce qui concerne cet élément.

Dans le cas de l'azote, la concentration moyenne hivernale peut être considérée comme relativement constante depuis 1989 ; une légère augmentation a été constatée au cours des deux dernières années.

L'examen du rapport Redfield ($R = \text{azote minéral} \div \text{phosphore minéral} = [\text{P.PO}_4] \div [\text{N.NO}_3]$) a été opéré sur les eaux de la Leyse aval.

¹ Mesures effectuées en février et mars 2007 au droit de deux verticales : verticale A susmentionnée et verticale N au nord du lac.

On sait que ce rapport révèle le caractère limitant de l'un ou l'autre de ces deux éléments par rapport au phénomène de croissance algale :

- Si $R > 7 \rightarrow$ phosphore limitant
- Si $R < 7 \rightarrow$ azote limitant.

Or, on obtient les valeurs suivantes de R d'après les résultats de la campagne 2005-2006 :

- $R \geq 73$ pour 100 % des mesures
- $R > 100$ pour 93 % des mesures
- $R > 150$ pour 86 % des mesures
- $R > 200$ pour 36 % des mesures.

Le phosphore est par conséquent clairement limitant.

(ii) La chlorophylle a au droit de la verticale A (réf. A21)

La chlorophylle constitue un indicateur de la biomasse planctonique.

La figure 33 présente l'évolution de 1988 à 2006 de la chlorophylle a mesurée sur un échantillon intégré sur une épaisseur d'eau correspondant à la couche euphotique (= 2,5 fois la profondeur de Secchi) : sont indiquées la concentration moyenne et la concentration maximale.

On constate une tendance temporelle nette à la décroissance avec néanmoins un maximum local en 2001.

Il est intéressant de rapprocher cette évolution de celle du débit d'apport de la Lysse¹ : on constate l'existence d'une certaine liaison entre les deux paramètres, fait susceptible de s'expliquer par le fait que les apports hydriques donc de phosphore plus faibles doivent normalement conduire à un développement phytoplanctonique plus modéré. C'est en tout cas bien ce qui semble s'être produit au cours des quatre années sèches 2003 à 2006.

(iii) Profondeur de Secchi au droit de la verticale A (réf. A21)

La figure 34 présente les variations interannuelles de ce paramètre en valeur moyenne et minimale, variations s'effectuant exactement en sens inverse de celles de la chlorophylle a.

On a également reporté sur cette figure l'évolution du débit moyen annuel de la Lysse.

La tendance temporelle globale constatée est nettement celle d'une augmentation de ce paramètre.

(vi) Diagnostic de tendance trophique du lac d'après les paramètres concentration hivernale en phosphore total, chlorophylle a et profondeur de Secchi

Un premier mode d'appréciation de la tendance trophique d'un lac consiste à situer celui-ci par rapport à des seuils déterminés des paramètres concentrations hivernales en phosphore total, concentrations moyenne et maximale en chlorophylle a et valeurs moyennes et minimales de la profondeur de Secchi.

¹ De 1989 à 1993 (absence de mesure sur la Lysse), le débit moyen annuel indiqué est déduit de la liaison Lysse-Albanne à Buisson-Rond (tableau 12).

Très simple d'utilisation, ce mode de classification présente l'inconvénient d'être très rigide et de laisser la place à un certain arbitraire dans le traitement des cas-limites.

Son application au cas du lac d'Aiguebelette en 2005-2006 aboutit aux résultats suivants :

- Phosphore total hivernal : $< 10 \mu\text{g/l}$ à $20 \mu\text{g/l}$
→ oligotrophie à mésotrophie
- Profondeur de Secchi moyenne : environ 6 m
→ oligotrophie à mésotrophie
- Profondeur de Secchi minimale : environ 3 m
→ oligotrophie à mésotrophie
- Chlorophylle a moyenne : 1 à $1,5 \mu\text{g/l}$
→ oligotrophie
- Chlorophylle a maximale : 3 à $4 \mu\text{g/l}$
→ oligotrophie

Au total, le lac peut être classé, selon ces critères, comme mésotrophe proche de l'eutrophie.

6.4 Les peuplements phytoplanctoniques

(i) Etude du phytoplancton dans la masse d'eau du lac (réf. A16 - 2005)

Le phytoplancton est constitué par l'ensemble des algues microscopiques flottant librement dans l'eau. Ce sont les organismes unicellulaires de formes et de tailles les plus diverses.

Comme toutes les plantes, les algues ont besoin de lumière solaire pour produire leur propre nourriture afin de croître et de reproduire. C'est pour cela qu'elles ne sont présentes que dans les couches superficielles des lacs, appelée **zone photique**, où elles accomplissent leur photosynthèse. En tant que premier maillon de la chaîne alimentaire, elles peuvent être considérées comme la base de vie des organismes de niveaux trophiques supérieurs.

Cependant, il arrive dans certains cas que leur présence en quantité excessive devienne indésirable, voire néfaste, aux autres organismes. On pense notamment aux "**blooms**" **d'algues** liés à des phénomènes de déséquilibre de l'écosystème engendrés par la pollution domestique, agricole ou industrielle. C'est pour cette raison que des suivis réguliers sont organisés sur les lacs afin de surveiller le développement de ces microorganismes.

Le suivi phytoplanctonique du lac d'Aiguebelette est réalisé par l'INRA de Thonon. Les résultats suivants sont issus de la campagne 2005.

• **Approche qualitative**

Les taxons rencontrés dans la colonne d'eau sont répartis par classe dans le tableau 42.

La richesse planctonique a augmenté en 2005 (122 espèces contre 103 espèces en 2004). Cette augmentation est principalement due à l'accroissement du nombre de diatomées (50 taxons en

2005 contre 26 en 2004). En 2005, 28 espèces qui n'avaient pas été répertoriées dans le lac d'Aiguebelette jusqu'à présent ont été identifiées.

Les diatomées et les chlorophycées sont les classes qui possèdent la plus grande richesse taxonomique. Comme en 2004, les xanthophycées sont absentes de la liste floristique.

• Approche quantitative

Le tableau 43 présente l'évolution des biomasses annuelles moyennes, saisonnières et maximales (en $\mu\text{g/l}$).

Les fortes variations interannuelles ne permettent pas de faire ressortir un sens d'évolution globale.

Cependant, en 2005, la biomasse moyenne annuelle a fortement diminué. Cette diminution peut être en partie associée à la disparition d'une cyanobactérie généralement très présente : **Aphanocapsa delicatissima**. Cette disparition peut dénoter **une amélioration de la qualité de l'eau du lac d'Aiguebelette**. En termes de biomasse moyenne, les diatomées sont les plus importantes.

La valeur du rapport BP/BE augmente de manière drastique en 2005 et tend à rejoindre la valeur observée en 2003 (0,96 contre 1,06 en 2003). Cela signifie que les biomasses printanières et estivales ne montrent pas de différence significative. Généralement, il est plus logique de constater une biomasse plus élevée en été mais les conditions climatiques peuvent perturber ce phénomène.

(ii) Etude des diatomées dans les sédiments du lac (réf. A23)

"L'histoire trophique d'un lac peut être retracée grâce à l'étude des frustules diatomiques présents dans les sédiments. Une diatomée vit de quelques semaines à 6 mois selon les espèces. A sa mort, son squelette siliceux va sédimenter et être accumulée dans la cuvette lacustre. Après datation des couches sédimentaires superposées (et compte tenu des correspondances existant entre espèces de diatomées et état trophique des lacs), la réponse globale d'un lac à son environnement peut être déterminée au cours des années passées."

Les résultats de cette étude sur les sédiments du lac d'Aiguebelette s'énoncent de la manière suivante :

*"Comme nous l'avons constaté dans tous les échantillons, une seule espèce prolifère : **Cyclotella cyclopuncta**. Cette espèce est caractéristique d'un biotope méso-eutrophe. Les sédiments les plus profonds permettent de remonter au 18^{ème} siècle. La topographie et la géologie du lac semblent donc en faire un écosystème particulièrement sensible aux apports allochtones.*

*De plus, **Cyclotella cyclopuncta** est en général une espèce 'de transition' qui se développe entre les espèces appartenant au genre **Stephanodiscus** (proliférant dans les milieux eutrophes) et les espèces telles que **Cyclotella bodanica** indicatrices d'un milieu oligotrophe. En outre, parmi les espèces méso-eutrophes, **Cyclotella cyclopuncta** semble particulièrement tolérante aux paramètres environnementaux et semble posséder un potentiel adaptation très compétitif, ce qui facilite son développement et ne l'expose pas trop à la compétition interspécifique.*

En ce qui concerne l'ensemble des diatomées sédimentaires, la figure 35 illustre leur évolution en terme de richesse spécifique en fonction de leur affinité trophique. On rappellera par la suite 'groupe trophique' l'ensemble des espèces qui ont le même préférendum typologique.

Ce qui est intéressant avec cette figure, c'est que l'on s'aperçoit tout d'abord que tous les groupes trophiques suivent la même évolution le long de la carotte. La population diatomique du lac d'Aiguebelette s'est fortement diversifiée entre le quarante-troisième et le trente-cinquième centimètre de la carotte (soit entre 1812 et 1848 environ). Depuis, le niveau maximal de la richesse spécifique est quasi constant pour chaque groupe trophique. Il y a une baisse de ces richesses au dix-neuvième centimètre (1921), aux dixième et neuvième centimètres (1962 à 1967), et au troisième centimètre (1944). Toutefois, ces variations ne sont pas importantes (le plus grand écart n'est que de huit espèces et concerne les espèces eutrophes).

Les espèces méso-eutrophes et eutrophes sont les plus variées. Ce qui est un peu plus surprenant est qu'il y a également de nombreuses espèces oligotrophes qui se trouvent dans cette carotte. Ce sont en général des espèces de pleine eau. Il y a plusieurs espèces indicatrices de l'oligotrophie du lac : toutefois, en terme d'abondance, elles sont très minoritaires. Deux espèces oligotrophes sont un peu plus abondantes. Il s'agit de **Cyclotella bodanica** et de **Cyclotella radiosia**. Celles-ci pourraient donc être des espèces clé dans le passage d'un milieu lacustre entre l'état mésotrophique et l'état oligotrophique.

L'abondance de chaque groupe trophique est illustrée par la figure 36.

Pour obtenir cette figure, l'espèce **Cyclotella cyclopuncta** n'a pas été prise en compte sinon on n'aurait pu qu'observer l'évolution de l'abondance de cette espèce. Parmi les espèces minoritaires, les espèces mésoeutrophes seraient les plus abondantes jusqu'au dix-neuvième centimètre (en 1921). Elles sont représentées notamment par les espèces **Asterionella formosa** et **Nitzschia dissipata**. Ces deux espèces se développent préférentiellement en milieu méso-eutrophe, mais elles restent tout de même assez tolérantes. Puis la quantité en nutriments dans le lac aurait légèrement diminué, favorisant le développement des espèces mésotrophes telles que **Fragilaria crotonensis** jusqu'au cinquième centimètre (en 1985). Le développement des espèces mésoeutrophes aurait ensuite à nouveau été favorisé. Ces variations qui ne montrent pas d'évolution importante de la quantité de nutriments dans le lac confirment le fait que cet écosystème évolue peu au cours du temps.

Ce phénomène est dû à plusieurs paramètres :

- Le lac d'Aiguebelette est le lac le plus calcaire des lacs alpins. Or, le phosphore peut être fixé par le calcium. Les eaux du lac d'Aiguebelette étant riches en calcium, une grande quantité du phosphore qui arrive au lac peut donc rapidement être transporté vers le fond du lac par fixation particulière, et n'est alors plus biodisponible.
- De plus, ce lac est relativement plat. Les échanges entre l'atmosphère et la colonne d'eau sont donc favorisés. Le lac est totalement oxygéné, ce qui diminue les risques de prolifération végétale.
- Les sources de nutriments dans le bassin versant ne semblent pas diversifiées. Ce bassin versant est assez agricole. Il n'y a pas de grosse ville. Il est de plus en plus boisé, même s'il y a une dominance d'élevage.

Une remarque est à faire au niveau du huitième centimètre de profondeur de la carotte. A cette profondeur, il y a une richesse taxonomique légèrement supérieure à celle des autres échantillons. Depuis la seconde guerre mondiale, les pratiques agricoles ont évolué sur le bassin versant. Il y a moins de terrains cultivés, mais les pratiques agricoles sont devenues intensives. De plus, le bassin versant s'est urbanisé et le tourisme s'est développé. Ces phénomènes sont peut-être à l'origine d'un apport plus important de nutriments au lac. Ceci aurait pu aboutir à une légère diversification diatomique entre 1967 (neuvième centimètre) et 1971 (huitième centimètre). Toutefois, cette arrivée de matières organiques n'aurait pas été suffisante pour entraîner une prolifération diatomique (ce qui n'empêche qu'à cette période d'autres espèces phytoplanctoniques telles que les chlorophycées ont éventuellement pu proliférer).

L'espèce **Stephanodiscus minutulus** se retrouve dans les trois centimètres les plus récents de la carotte. Cette espèce caractéristique des milieux eutrophes prolifère en général assez rapidement dans les milieux qu'elle colonise. Cette présence laisse donc présager que le lac va progressivement s'enrichir en éléments nutritifs et va favoriser les proliférations algales.

Cependant, dans les lacs fortement chargés en matières nutritives, le développement des diatomées s'atténue au profit des autres classes phytoplanctoniques. Ces dernières années, les diatomées constituaient la majorité de la biomasse phytoplanctonique. Elles représentaient environ 12,5 % de la biomasse phytoplanctonique en 1998 (Druart J.C., 1998), plus de 60 % en 2000 (Druart J.C., Cauzzi N., 2000), un peu plus de 38 % en 2001 (Druart J.C., 2001), 55 % en 2003 (Druart J.C., Rolland A., 2003), 41 % en 2004 (Rolland A., Druart J.C., 2004). Le peuplement diatomique ne semble donc pas s'être atténué au profit des autres classes phytoplanctoniques ces dernières années. Il faudrait donc une augmentation des apports en éléments nutritifs et leur maintien dans le temps pour que le niveau trophique du lac évolue à long terme vers un état dystrophe."

Au total, l'étude des diatomées dans les sédiments du lac d'Aiguebelette conduit non seulement à classer ce lac comme mésotrophe mais aussi à considérer cet état comme stable depuis une longue période.

6.5 Application d'un modèle global type Vollenweider

(i) Rappel méthodologique

L'équation de base des modèles globaux du type Vollenweider est la suivante :

$$\frac{d P_L}{dt} = L - Q \frac{P_L}{V} - \sigma P_L \quad (1)$$

avec :

- P_L = masse totale de phosphore total dans le lac
- L = charge de phosphore apportée au lac par unité de temps
- Q = débit liquide à l'exutoire du lac
- V = volume du lac
- σP_L = terme de rétention du phosphore dans le lac par unité de temps ; on admet que ce terme est proportionnel à la masse totale P_L .

On rappelle que cette équation de conservation de la masse repose, entre autres, sur l'hypothèse d'une égalité de la concentration en phosphore total moyenne dans le lac, d'une part, et à l'exutoire du lac, d'autre part.

En régime stationnaire, $dP_L/dt = 0$ et l'équation (1) devient :

$$P_L = \frac{L}{Q/V + \sigma} \quad (2)$$

ou encore, en posant $[P_L]$ = concentration du phosphore total dans le lac = P_L/V :

$$[P_L] = \frac{L/Q}{1 + \sigma \cdot V/Q} \quad (3)$$

ou

$$[P_L] = \frac{[P_A]}{1 + \sigma \tau} \quad (4)$$

avec $[P_A] = L/Q$ = concentration moyenne en phosphore total dans les eaux d'apport et $\tau = V/Q$ = temps de séjour des eaux dans le lac.

La manière la plus physiquement parlante d'exprimer σ est d'écrire que le processus de rétention du phosphore dans le lac répond à un mécanisme de sédimentation nette avec une vitesse de sédimentation apparente v_s .

On peut alors écrire :

$$\text{Terme de rétention du phosphore} = \sigma \cdot [P_L] \cdot V = v_s \cdot A \cdot [P] \quad (5)$$

où A désigne la superficie du lac.

Il en résulte que :

$$\sigma = v_s \cdot \frac{A}{V} = \frac{v_s}{\bar{z}} \quad (6)$$

avec $\bar{z}$ = profondeur moyenne du lac.

Pour respecter la condition de stationnarité, l'application des équations précédentes est opérée avec un pas temporel annuel ou pluriannuel.

Des ajustements du paramètre σ ont été effectués par de nombreux auteurs en se calant sur le comportement de groupes de milieux lacustres plus ou moins nombreux et diversifiés dans leurs caractéristiques.

L'étude de Vollenweider réalisée pour le compte de l'OCDE et publiée en 1982 a été basée sur l'observation de 144 lacs en zone tempérée et répartis dans le monde entier (réf. C12).

Le tableau 44 indique les caractéristiques statistiques de l'échantillon des 144 lacs ayant servi au calage du modèle.

Les ajustements ont conduit à l'expression suivante pour le paramètre τ :

$$\sigma = 1/\sqrt{\tau} \quad (7)$$

(τ étant exprimé en années).

Il en résulte que l'équation (4) prend alors la forme :

$$[P_L] = \frac{[P_A]}{1 + \sqrt{\tau}} \quad (8)$$

Plusieurs équations, issues de l'étude statistique opérée sur les 144 lacs, relient la concentration moyenne en phosphore total dans le lac aux différents paramètres indicateurs de la tendance trophique :

$$[\overline{\text{Chl}}] = 0,28 \cdot [P_L]^{0,96} \quad (9)$$

$$[\overline{\text{Chl}}]_{\max} = 0,64 \cdot [P_L]^{1,05} \quad (10)$$

$$\text{Sec} = 9,33 [\overline{\text{Chl}}]^{0,51} \quad (11)$$

où $[\text{Chl}]$ et Sec désignent respectivement la concentration en chlorophylle et la profondeur de Secchi.

Partant de $[P_A]$, on estime $[P]$ en fonction du temps de séjour.

Deux estimations de $[P]$ peuvent être obtenues :

- Une estimation inférieure, dite "optimiste", correspondant à la droite de régression moyenne des ajustements statistiques opérés dans l'étude OCDE.
- Une estimation supérieure, dite "pessimiste", correspondant à la borne supérieure de l'intervalle de confiance à 80 % de ces ajustements.

La prédiction de la réponse d'un lac à la charge externe en phosphore qu'il reçoit s'effectue ensuite de manière probabiliste en reliant $[P]$ à un état trophique caractérisé par un ensemble de 5 probabilités correspondant à chaque état trophique-type (ultra-oligotrophe, oligotrophe,

¹ A noter que cette équation est peu aisée à interpréter physiquement : si on pose $\tau = \frac{v_s}{Z}$ (équation 6), il en

résulte en effet que $v_s = \bar{Z} / \sqrt{\tau}$, d'où $v_s = \sqrt{\bar{Z}} \cdot \frac{Q}{A}$.

On peut comprendre que la vitesse de sédimentation v_s soit d'autant plus grande que la vitesse d'écoulement horizontale dans le lac est faible : or la dépendance de v_s à l'égard de $\bar{Z}$ va effectivement dans ce sens mais pas celle à l'égard de Q/A .

mésotrophe, eutrophe, hypereutrophe), la somme des 5 probabilités partielles étant évidemment égale à l'unité (figure 37).

(ii) Application au cas du lac d'Aiguebelette

Le tableau 45 récapitule les paramètres de l'application du modèle Vollenweider / OCDE au cas du lac d'Aiguebelette dans les trois hypothèses suivantes :

- Juin 1993 à mai 1994 ;
- Juillet 1995 à juin 2006 ;
- Moyenne des deux exercices annuels précédents.

Cette application démontre en particulier la variabilité du paramètre τ (temps de séjour) en fonction de l'hydraulicité du bassin versant.

Les concentrations P_L calculées recoupent assez bien celles effectivement mesurées dans le lac en période hivernale (figure 28).

Le tableau 46 indique en conséquence la tendance trophique probable du lac dans le cas des trois périodes envisagées et selon les estimations "optimiste" ou "pessimiste".

Sur chaque ligne a été encadré le chiffre correspondant à la probabilité la plus élevée.

L'examen du tableau 46 montre que la tendance trophique dominante est clairement celle de la **mésotrophie** avec une orientation vers l'eutrophie dans le cas de la période juin 1993 à mai 1994 (forte hydraulicité) et, au contraire, une orientation vers l'oligotrophie dans le cas de la période juillet 2005 à juin 2006 (faible hydraulicité).

6.6 Synthèse

Les trois approches appliquées ci-avant en ce qui concerne la tendance trophique du lac convergent clairement vers un **diagnostic de mésotrophie**.

Le diagnostic basé sur l'examen des diatomées dans les sédiments du lac tend de plus à démontrer que cet état pourrait avoir prévalu depuis une longue période.

Ce diagnostic de mésotrophie doit être nuancé en fonction de l'**hydraulicité** : plus celle-ci est forte, plus on doit s'attendre à des apports annuels de phosphore total importants, ce dont il résulte une tendance plus marquée vers le haut de la fourchette mésotrophe : à cet égard, a été remarquée l'existence d'une activité photosynthétique plus intense (concentration en chlorophylle, profondeur de Secchi) au cours des groupes d'années marqués par des valeurs élevées du débit moyen annuel de la Leyse. Inversement, les années 2003 à 2006, marquées par une hydraulicité inférieure à la moyenne, ont été caractérisées par une production algale plus réduite.

Il convient cependant de considérer avec une certaine prudence cette liaison présumée entre hydraulicité du bassin versant et tendance trophique puisque d'autres paramètres physiques exercent également une forte influence, en particulier la température.

Nous pensons cependant que l'effet de l'hydraulicité tend dans une forte mesure à masquer la possible amélioration de l'état trophique du lac résultant d'une éventuelle réduction progressive des apports de phosphore en provenance du bassin versant.

L'évolution tendancielle observée de la chlorophylle a (figure 33) et de la profondeur de Secchi (figure 34), évolution nettement détectable depuis la fin des années 80 malgré les fluctuations résultant vraisemblablement, comme on l'a dit, de celle de l'hydrologie, constitue le principal indice d'une amélioration de la tendance trophique.

A noter enfin que l'une des hypothèses sur lesquelles reposent les modèles type Vollenweider – l'identité des concentrations en phosphore total en moyenne dans le lac, d'une part, et à l'exutoire de celui-ci, d'autre part, – n'est pas toujours vérifiée dans le cas du lac d'Aiguebelette compte tenu des nets gradients verticaux de concentration parfois mesurés dans le lac en hiver (cf. cas de l'hiver 2006-2007 : tableau 40) : il résulte de l'existence de ces gradients que les masses de phosphore évacuées à l'exutoire pourraient être plus importantes que ne le prévoit la théorie.

7. ORIENTATIONS : SUIVI DES FLUX DE PHOSPHORE PRODUITS PAR LE BASSIN VERSANT ET DIAGNOSTIC TROPHIQUE DU LAC ; ACTIONS A ENTREPRENDRE POUR REDUIRE CES FLUX

7.1 Suivi des flux de phosphore produits par le bassin versant

(i) Flux globaux

• Objectifs, principes, méthodes

Améliorer la connaissance des relations entre concentrations et flux de phosphore et paramètres hydrométriques afin de mieux appréhender l'influence de l'hydraulicité des cours d'eau sur les flux annuels globaux parvenant au lac.

Cette connaissance ne devrait pas être limitée à la seule station Leyse aval mais concerner aussi au moins un autre bassin versant affluent (celui du ruisseau du Bourg, le plus étendu des sous-bassins agricoles autres que la Leyse, de plus caractérisé par des concentrations anormalement élevées lors de la campagne 2005-2006, pourrait être indiquée pour ce suivi). Par ailleurs, le suivi des concentrations en phosphore à d'autres stations de la Leyse, plus à l'amont, permettrait de mieux comprendre les rôles des différentes sources de pollution.

Les autres stations de la Leyse qu'il conviendrait de suivre seraient les stations Leyse amont (n° 1), Leyse médiane (n° 2) et Collombs-Bottières (n° 4), auxquelles il conviendrait d'ajouter une station sur la Leyse juste à l'amont de la confluence avec le ruisseau des Collombs.

Il serait ainsi possible de bien distinguer les apports de phosphore essentiellement agricoles et les apports urbains résiduels.

Ces suivis devraient être conduits selon le même esprit que la campagne complémentaire phosphore ("40 mesures") en 2005-2006 : réalisation de plusieurs dizaines de prélèvements couvrant des phases d'étiage, de montée de crue et de décrue, cela à différentes périodes de l'année afin de pouvoir appréhender la saisonnalité des phénomènes.

Des mesures ponctuelles telles que celles mises en œuvre dans le cadre du programme de base 2005-2006 sont en effet insuffisantes pour pouvoir répondre aux différentes questions soulevées par la mesure des flux de phosphore et l'interprétation de leur origine.

- **Mesures préconisées**

- Une ou plusieurs campagnes annuelles sur les stations Leyse aval et ruisseau du Bourg : phosphore total sur échantillons bruts et sur échantillons filtrés (0,45 µm) et orthophosphates + matières en suspension et débit ;
- Campagnes aux stations 1, 2 et 4 + stations sur la Leyse à l'amont de la confluence avec le ruisseau des Collombs, si possible également pendant une durée annuelle, sinon pendant au moins 6 mois avec répartition entre hiver, début de printemps (phase d'épandage) et été.

(ii) Flux ponctuels de phosphore d'origine agricole

On a vu que la contribution des sources agricoles ponctuelles de phosphore reste très mal connue et d'ailleurs très peu renseignée dans la bibliographie.

Un programme spécifique de mesures devrait donc être mis sur pied pour combler cette lacune. Celui-ci pourrait comporter les phases suivantes :

- Identification de sites de mesure : il s'agirait de centres d'exploitation situés de préférence à proximité de cours d'eau sur lesquels il serait commode d'installer des systèmes de prélèvements automatiques à l'amont et à l'aval immédiats des zones de rejets ponctuels. Les centres d'exploitation seraient également choisis pour l'importance des flux de phosphore présumés. Les aires de stockage de fumier y seraient découvertes (situation la plus courante). Pour des raisons de représentativité des mesures, il nous semble que trois sites de mesure au moins devraient être choisis.
- Equipement de sites de mesure : préleveur automatique d'échantillons à l'amont et à l'aval des zones de rejet + un limnigraphe.
- Prélèvements d'échantillons au cours de 6 épisodes pluvieux au minimum ; dosage des 3 formes du phosphore et des MES ; mesure du débit du cours d'eau.
- Analyse aussi précise que possible des équipements et des pratiques agricoles dans les centres d'exploitation concernés susceptibles de produire des flux phosphorés en période pluvieuse : aires de traite (eaux blanches), cuves à lisier, aire de stockage des fumiers (en particulier leur système de collecte des eaux de pluie).
- Exploitation des résultats ; estimation des différences de flux de phosphore amont-aval, interprétation.

7.2 Diagnostic trophique du lac

(i) Poursuite du suivi physico-chimique allégé avec les modifications et compléments conseillés suivants

- Investigation à mener non plus au droit de la seule verticale A mais aussi, comme en 2006, au droit de la verticale N (nord).
- Application du même protocole de mesure du phosphore que 2006, c'est-à-dire avec un seuil de sensibilité à 5 µg/l (et non, comme avant 2006, à 10 ou 20 µg/l selon les années).

- Dosage des trois formes du phosphore à différentes profondeurs sur chaque verticale : phosphore total sur échantillon non filtré (P_T), phosphore total sur échantillon filtré $0,5 \mu m$ (P_{TF}), orthophosphates (comme pour la mesure du flux de phosphore à l'exutoire du bassin versant de la Leysse).
- Dosage de matières en suspension (pour être en mesure d'estimer la teneur des MES en phosphore particulaire).
- Autres paramètres (chlorophylle, oxygène dissous, profondeur de Secchi, température, chlorures, etc.) : comme dans le cadre du suivi allégé actuel, mais au droit des deux verticales.
- Comparaison des concentrations des différents paramètres dans la couche superficielle du lac et à l'exutoire du lac (station 10), cela en relation avec l'éventuelle hétérogénéité des concentrations en période hivernale telle celle observée en janvier 2007.

(ii) Modélisation

Quel type de modèle convient-il de privilégier : modèles complexes ou bien modèles empiriques simples de type Vollenweider ?

Il devrait aller de soi que la préférence doit être toujours donnée au modèle le plus simple permettant d'atteindre les objectifs définis au départ.

Comme le démontre la littérature spécialisée, les modèles empiriques simples sont caractérisés par un faible coût d'application et des besoins relativement réduits en données, par une calibration par rapport aux données expérimentales tout à fait satisfaisante compte tenu de leur simplicité et par la disponibilité d'outils d'estimation des intervalles d'incertitude.

On a appliqué un modèle de ce type (sous forme stationnaire) dans le cadre de la présente étude.

Les modèles type Vollenweider peuvent également être appliqués selon leur forme transitoire, mais cela uniquement sur une base de temps pluriannuelle. Ce type d'application pourrait éventuellement permettre d'appréhender l'influence des variations interannuelles de l'hydraulicité des cours d'eau affluents et des flux de phosphore associés.

Peut également se poser la question de la mise en œuvre d'outils de modélisation plus sophistiqués de l'hydrochimie lacustre.

On s'intéresse cette fois non plus à l'état stationnaire ou transitoire interannuel mais à l'évolution du système lacustre au cours du temps à l'échelle saisonnière. Ces modèles intègrent plusieurs compartiments pour chacun desquels sont calculés les flux entrants (affluents, relargage en provenance des sédiments) et sortants (effluents et sédimentations) et des réactions internes (production phytoplanctonique, respiration). Les flux et les bilans massiques qui en résultent sont calculés au moyen d'équations différentielles souvent non linéaires dont les coefficients incluent l'effet des variables extérieures au système (intensité lumineuse, variables météorologiques, apports en fertilisants).

La mise en œuvre de ces modèles complexes exige une masse très importante de données (description du système pour la calibration + données externes) dont il n'est pas facile de disposer et les coefficients des équations différentielles régissant les différents flux et transformations internes sont fréquemment mal connus.

Or, les options politiques d'aménagement / gestion / protection des lacs s'expriment en général en termes simples et globaux et il n'est pas sûr que le choix entre ces options exige la mise à

disposition des réponses temporelles détaillées telles qu'elles peuvent être (théoriquement) fournies par les modèles complexes.

7.3 Types d'actions à mettre en œuvre sur un bassin versant pour limiter les sources de phosphore d'origine agricole (revue bibliographique)

(i) Présentation

On distinguera ci-après :

- Actions sur les stocks de phosphore diffus (échelle de la parcelle).
- Actions sur l'interaction entre écoulements et stocks de phosphore diffus (échelle de la parcelle).
- Actions sur les mécanismes et modalités du transfert du phosphore vers l'aval du bassin versant (échelles du parcellaire et du bassin versant).
- Actions sur les sources ponctuelles agricoles de phosphore.

Nota : les extraits bibliographiques sont typographiés en caractères italiques.

(ii) Actions sur les stocks de phosphore diffus à l'échelle de la parcelle

Référence B7 :

"Le stock de phosphore dans les sols est extrêmement élevé comparativement aux flux et les émissions particulières en sont quasiment indépendantes. En revanche, les teneurs en P-soluble mesurées dans les eaux de ruissellement sont directement proportionnelles à la quantité de phosphore soluble contenue dans la solution du sol, elle-même reliée à la taille du compartiment labile. (Or) la quantité de phosphore labile d'un sol dépend de la fumure de fond et des apports annuels de fertilisants.

De même, la teneur en P-soluble des écoulements hypodermiques croît-elle proportionnellement à la teneur en P-labile, mais à partir d'un 'stock excédentaire' ou d'une teneur seuil (...). Cette teneur constitue un enjeu environnemental décisif. Les quelques données disponibles indiquent que l'optimum agronomique ($< 20 \text{ ppm } P_{\text{olsen}}$) se trouve en deçà du seuil de déclenchement des pertes massives ($60 \text{ ppm de } P_{\text{olsen}}$ ou 10 % du taux de saturation en P du sol).

A long terme, la seule manière de maîtriser les flux de P-soluble émis superficiellement (...) implique une réduction des 'stocks excédentaires' du sol via une diminution des intrants. C'est notamment sur les bas de versants (...) que les stocks de P-soluble sont le plus sollicités par les écoulements et que les réductions de fertilisations devraient porter préférentiellement. Dans le cas de sols initialement riches en P-labile, les effets d'une diminution des intrants ne se font parfois sentir que plusieurs années après interruption de tout apport."

La référence B17 fait référence à un maximum de 20 % pour le taux de saturation du sol en P au-delà duquel le risque d'émission de P-soluble devient très élevé.

En pratique (réf. B5, B12, B13, B16), il convient :

- D'éviter les apports de fertilisants lors des périodes sensibles au ruissellement ;

- De favoriser une certaine incorporation du phosphore dans le sol (réalisation des labours le plus rapidement possible après l'épandage des fertilisants) ;
- De favoriser l'assimilation rapide par les cultures avec l'utilisation de formes solubles lors des périodes de forte croissance végétale ;
- De limiter les apports de P aux besoins de la culture.

(iii) Actions portant sur l'interaction entre écoulement et stock de P à l'échelle de la parcelle (réf. B3, B5, B7, B12, B15, B16)

Référence B5 :

- "Favoriser des pratiques de travail du sol et l'utilisation d'outils limitant les risques de compaction, en particulier pour les exploitations peu mécanisées à petites surfaces de labours : limitation du nombre de passages d'outils, développement du binage du maïs et du déchaumage ;
- Limiter les retours fréquents de maïs dans les rotations et à fortiori la monoculture de maïs en y introduisant des prairies ;
- Favoriser l'enherbement sous les cultures à haut risque de ruissellement (vignes, céréales de printemps, maïs) ,
- Eviter les successions maïs fourrages / cultures de printemps qui laissent un sol nu et compacté l'hiver ou, à défaut, favoriser le labour précoce de ces inter-cultures ;
- Eviter les parcelles drainées pour éviter les écoulements hypodermiques".

Références B12, B16 :

"A l'échelle de la parcelle, l'objectif est de réduire la fréquence et l'intensité du ruissellement. Sans ruissellement, les pertes de P restent en général faibles et limitées aux mouvements de subsurface du P-dissous. De ce fait, la plupart des mesures de lutte contre le ruissellement et l'érosion se traduisent par une baisse des pertes de P-total. C'est le cas des pratiques culturales destinées à améliorer la couverture végétale du sol en hiver. C'est le cas également des couvertures du sol par les résidus de récolte, de méthodes de travail simplifiées du sol et de toutes les mesures permettant de limiter la battance et le compactage. Les pratiques de travail simplifié sont à considérer avec attention car, si elles réduisent le compactage et le ruissellement, elles conduisent aussi à augmenter la teneur en phosphore en surface du sol, ce qui pourrait expliquer les forts transferts de P-dissous observés par certains auteurs."

Référence B7 :

"Généralement, en raison de la dominante particulière du P à l'exutoire des bassins versants, la lutte contre la pollution diffuse phosphorée est assimilée à la maîtrise de l'érosion dans quelques cultures considérées comme sensibles. Cette lutte consiste, au niveau des parcelles, à améliorer la stabilité structurale du sol et à prévenir sa déstructuration par un travail minimum du sol, par le maintien d'un couvert maximum, notamment à travers le mulching, le chaulage, par l'apport d'amendements organiques et par le drainage. (Or) cette logique est trop restrictive : d'abord sur le choix de la cible, ensuite sur les méthodes employées (...). De plus, ces méthodes de lutte non

seulement négligent la part des transferts de phosphore sous forme soluble mais les amplifient même.

Ainsi, les résidus de culture, les amendements organiques et la simplification du travail du sol entraînent-ils un accroissement de la teneur en P à la surface du sol, favorisant, par le biais de la minéralisation, les pertes solubles.

C'est pourquoi les quelques évaluations disponibles de l'application de ce type de mesure de lutte (travail minimum du sol, mulching) donnent, dans les régions à topographie douce, des résultats décevants en raison d'un accroissement des transferts de P-soluble."

(iv) Actions sur les mécanismes et modalités de transfert du phosphore vers l'aval du bassin versant (échelles du parcellaire et du bassin versant)

• **Agencement spatial des parcelles, successions culturales (réf. B3, B5, B7à**

- Limiter l'extension et la généralisation des grands blocs de culture dans le paysage ;
- Promouvoir les alternances cultures-prairies ;
- Positionnement des cultures préférentiellement à l'amont des forêts et prairies ;
- Affectation préférentielle des prairies aux zones hydromorphes ;
- Encourager les formes d'agriculture valorisatrices de l'herbe.

• **Zones de rétention existantes (réf. B5, B7)**

- Utilisation optimale, voire restauration des zones de rétention existantes : marais, ripisylves, bocages, plaines d'inondation, prairies humides.
- Orientation du transfert des pertes diffuses agricoles vers les zones humides, les forêts.

• **Création des zones de rétention en limite de parcelles - Les bandes enherbées (réf. B3, B4, B5, B15, B16, B21)**

Voir paragraphe (v).

• **Gestion du réseau hydrographique (réf. B5, B7)**

- Recourir à des techniques d'entretien du réseau de fossés préservant le tapis végétal des berges et du fond ;
- Réduire autant que possible l'interconnexion des fossés entre eux et avec les ruisseaux ;
- Organiser le trajet des écoulements superficiels pour éviter leur concentration ;
- Berges des cours d'eau : une première recommandation concerne l'entretien de leurs berges et le maintien de la végétalisation de celles-ci. La référence B7 remarque par ailleurs que "le réseau hydrographique renferme un stock de phosphore particulière dit 'de proximité' par rapport à l'exutoire. Contrairement aux sols, ce stock est limité et non consolidé ; il participe aux exportations vers l'exutoire et ne se reconstitue qu'à la faveur des crues associées à des signes d'érosion sur les parcelles agricoles ; l'entretien du réseau hydrographique (curage des fossés) pourrait donc apparaître comme un moyen de juguler les stocks intermédiaires ; il ne s'impose toutefois pas comme une mesure applicable en tout lieu

et à toute période : dans certaines circonstances, les sédiments sont en effet susceptibles de bloquer une partie du P-soluble émis par les zones actives, soit par fixation, soit par insertion dans l'eau interstitielle ; de plus, la rugosité provoquée par les sédiments provoque la sédimentation des matières en suspension."

– Cas particulier des bassins versants concernés par le développement de l'urbanisation : éviter la multiplication des routes et voies d'accès connectant entre eux les ouvrages d'assainissement agricole, restreindre l'artificialisation du réseau hydrographique (ouvrages d'évacuation d'eaux pluviales, rectification et recalibrages de cours d'eau), concevoir l'urbanisation de telle sorte que soit maintenue la continuité des zones naturelles peu productives mais impliquées dans le stockage du P (prairies extensives, forêts).

(v) Les bandes (ou dispositifs) enherbées (réf. B3, B4, B5, B15, B16, B21)

Référence B16 :

"A l'échelle du bassin versant, les zones-tampon sont développées pour intercepter le P transféré. Cette approche est largement préconisée par le National Resource and Soil Conservation Service (NRCS) aux USA qui recommande depuis 20 ans non seulement de ménager des zones-tampon 'naturelles' mais aussi d'aménager de façon systématique des dispositifs enherbés à l'aval des parcelles ou le long des fossés et rivières.

L'interception cumulée d'eau et de nutriments (dont P-dissous et P-particulaire) tend à accroître la production végétale à l'amont des dispositifs enherbés (DE). Ce phénomène, observé dans des prairies et des haies en position de piège à ruissellement est une manifestation du recyclage des nutriments dans le système sol-végétation de la zone-tampon. Une part du P ainsi recyclé est exportable par une récolte ou libérable en fin de saison, notamment sous forme dissoute, après décomposition de la litière. Toutes ces transformations du phosphore après piégeage, influencent le bilan du système filtrant.

Dans des conditions expérimentales de plein champ compatibles avec les pratiques agricoles habituelles, les DE semblent être des systèmes efficaces pour réduire le ruissellement diffus et corrélativement le transfert des particules solides, sur des pas de temps allant de l'événement pluvieux à l'année.

Les résultats obtenus en terme de P-total avec les mêmes systèmes sont beaucoup plus hétérogènes. Les DE sont parfois quasi inefficaces, voire source de P (P-dissous surtout)."

• Dimensionnement

"Le modèle de DE le plus testé se présente comme une bande de terrain interceptant un écoulement diffus.

Dans ces conditions-type, il semble qu'en moyenne, pour des pentes de 1 à 10 %, des largeurs de l'ordre de 5 à 10 m permettent un rendement convenable ($\geq 50\%$) pour la rétention des sédiments et du P-particulaire provenant de parcelles cultivées. La majorité des dépôts de particules se fait dans les premiers mètres. Cette largeur de 5 à 10 m ne garantit pas, par contre, un effet suffisant sur les formes dissoutes de P. L'abondance de celle-ci dans les eaux de ruissellement pourrait donc être un critère pour choisir des dimensions supérieures (10-15 m). Les largeurs citées sont des minimums recommandés qui doivent être ajustés (...) en fonction des caractéristiques du sol ou de la forme et de la taille du bassin versant.

Pour des pentes supérieures à 10 %, le volume et la vitesse de ruissellement réduisent le rendement des DE.

Dès que le ruissellement s'effectue le long d'axes préférentiels, le 'modèle en bande' est moins pertinent. Il serait alors préférable de dimensionner les DE sur la base du rapport entre la surface des DE et celle de la surface émettrice (le NRCS recommande un ratio minimum de 10 %)."

• Végétalisation

"Le rôle essentiel de la végétation dans le DE est de ralentir le ruissellement par augmentation de la rugosité. Ceci favorise l'infiltration de l'eau et permet la filtration des sédiments.

D'autres propriétés liées au couvert végétal se développent avec la durée. Ainsi, une végétation âgée est plus efficace qu'une végétation jeune car elle modifie la structure du sol et augmente de ce fait la perméabilité.

Le rôle filtrant ne se manifeste de façon significative qu'au-delà d'un certain seuil de couverture du sol. Les références disponibles fixent ce seuil autour de 60 %. Au-delà, plus la couverture du sol est uniforme et dense, et plus la végétation est efficace. Dans ce contexte, les tapis courts de végétation (de type gazon) semblent préférables à une végétation haute et en touffe."

Le tableau 47, extrait de la référence B21 fournit un panorama des espèces végétales recommandées/autorisées pour la végétalisation des dispositifs enherbés.

"L'entretien de la végétation par la fauche est primordial. La fauche permet :

- Un bon tallage ;
- Une hauteur de végétation optimale (de l'ordre de 15 cm) ;
- Une exportation du P."

• Sols

"Les meilleures performances des DE sont obtenues lorsque le sol est bien structuré avec une bonne capacité d'infiltration."

• Irrégularités de fonctionnement

"Le rendement des DE diminue temporairement lorsque :

- La lame d'eau submerge la végétation (épisodes exceptionnels, fonte de neige) ;
- Les sédiments stockés ne sont pas consolidés (succession de périodes pluvieuses) ;
- Le couvert végétal n'est pas uniforme et dense.

Le rendement des DE diminue aussi, et cela définitivement, au-delà de certains seuils d'accroissement des stocks de sédiments et de P au sein du système.

Certains aménagements et un entretien régulier permettent de maintenir sur la durée un état physique et biologique des DE favorable à la rétention."

- **Plan d'organisation d'un DE-type - Cahier des charges**

La figure 38 présente le plan d'organisation d'un DE-type optimum en terme de structure et de pratiques agricoles en l'état actuel des données bibliographiques.

Le tableau 48 fournit le cahier des charges associé à ce dispositif-type.

- **Entretien des DE, mise en valeur culturelle éventuelle**

Référence B21 :

- Pas de fertilisation minérale ou organique ;
- Pas de traitement phytosanitaire ;
- Entretien par fauchage et exportation des végétaux.

Référence B11 :

"La fertilisation des DE, quelles que soient les configurations topographiques, la nature des sols et le type de contaminant, a pour effet d'enrichir les eaux en substances solubles. La mise en place de bandes herbeuses dans le parcellaire des exploitations ne peut donc avoir un double dispositif de protection des eaux de surface et de production agricole. L'utilisation pastorale, la valorisation des déchets organiques sont également à proscrire."

- **Objections à l'aménagement de dispositifs enherbés**

Référence B4 :

- La faible taille des parcelles (< l'hectare), en particulier les parcelles directement connectées à un fossé routier ;
- La maîtrise, souhaitée par les agriculteurs, des excès d'eau : *"de nombreux agriculteurs pratiquent une connexion volontaire de certaines de leurs parcelles au réseau hydrographique et craignent que l'implantation d'une bande herbeuse en bas de parcelles n'y génère un engorgement. Pour certains agriculteurs, l'implantation de bandes filtrantes ne devrait pas s'opposer au maintien de la connexion des parcelles par des raies de charrue, ce qui en limite l'intérêt !"*

Référence B7 :

"Les bandes filtrantes sont soumises à de telles contraintes de gestion de parcelles que leur efficacité réelle est amoindrie : lieu de passage des engins agricoles et tassement du sol, raies transversales de labour."

- **Synthèse et discussion (réf. B16)**

"Dans la lutte contre les transferts agricoles diffus de P ou de sédiments, des changements de pratiques concernant le travail au sol, le mode d'occupation des sols et la fertilisation sont indispensables mais n'aboutiront à des résultats tangibles qu'à long terme. Face à l'urgence, la mise en place ou la valorisation de zones-tampons interposées entre les sources de pollution et le milieu aquatique constitue une mesure dont on attend souvent un effet immédiat. Ce type d'actions, et notamment la création de dispositifs enherbés (DE), sont

d'autant plus facilement prônés qu'ils sont visibles et qu'a priori ils ne remettent pas en cause brutalement le fonctionnement des exploitations agricoles.

Le tour d'horizon bibliographique que nous avons mené nous incite à tempérer cet engouement.

1. Les références disponibles pour les éventuelles recommandations proviennent, en général, de l'expérience concrète et théorique acquise aux USA dans des conditions de milieu, de système d'exploitation et d'érosion assez différentes de celles de la France.

2. L'essentiel des études repose sur des expérimentations de plein champ ou de laboratoire, en général de courte durée (de l'événement de la saison), sous pluies simulées ou naturelles. Le modèle expérimental dominant est une 'bande herbeuse' (filter strip) interceptant du ruissellement diffus lors de quelques événements pluvieux. Mais ce modèle n'est pas toujours représentatif des conditions concrètes du terrain car la taille des parcelles, la topographie ou la microtopographie favorisent souvent le ruissellement concentré. En outre, l'efficacité des DE varie avec le temps.

3. Les travaux consultés fournissent des références concrètes très variables, parfois même contradictoires, notamment sur des questions élémentaires comme par exemple celle du dimensionnement des DE. Parallèlement, les connaissances de base sur le fonctionnement sont encore fragmentaires, certains mécanismes étant encore peu documentés et la hiérarchie des facteurs incertaine (...).

Au total, les références disponibles transposables à la situation hexagonale et à sa diversité sont donc à manipuler avec prudence, trop d'incertitudes pesant sur :

1) l'adaptation des données modèles

2) l'efficacité et la faisabilité de ces dispositifs appliqués hors des sites expérimentaux."

(vi) Actions sur les sources ponctuelles agricoles de phosphore (réf. B5, B15)

- Encourager la mise aux normes des bâtiments d'élevage.
- Envisager les possibilités de raccordement sur les réseaux d'assainissement existants.
- Développer les possibilités de stockage dans les fosses à lisier et à purin.
- Rechercher des solutions autonomes d'assainissement (fosses toutes eaux + filtre à sable, bacs dégraisseurs).
- Mise en place d'une politique d'économie d'eau avec le recyclage des eaux blanches pour le lavage des quais de salle de traite.
- Retrait de l'accès direct des animaux aux cours d'eau.

7.4 Application des principes précédents au cas du bassin versant du lac d'Aiguebelette

Compte tenu des caractéristiques particulières du bassin versant par rapport au risque de production de flux de phosphore d'origine agricole, peuvent être énoncés les cinq principaux axes d'actions ci-après :

(i) Bilans intrants-extrants de phosphore

Les bilans intrants-extrants de phosphore sur les parcelles agricoles, estimés par la Chambre d'Agriculture, bien que toujours (modérément) excédentaires, ne paraissent pas s'écarter de fourchettes moyennes courantes actuelles.

Cependant, ces bilans sont issus des données relatives à un petit nombre d'exploitations (concernées par l'établissement de DEXEL). Sont-ils représentatifs de l'ensemble des exploitations, certaines d'entre elles étant susceptibles de produire des bilans nettement plus excédentaires ?

Ce point reste à clarifier si on veut progresser vers des bilans globaux plus favorables.

(ii) Organisation du parcellaire

Dans l'hypothèse où les cultures tendraient à se développer sur le bassin versant, il est impératif que les groupes des parcelles correspondantes n'atteignent pas des tailles trop grandes et surtout que ces groupes restent circonscrits par des parcelles en prairies permanentes.

(iii) Zones-tampons, dispositifs enherbés

Les zones-tampons existantes doivent être impérativement protégées et doivent rester connectées au réseau des fossés.

De nouvelles zones-tampons devraient être développées sous formes de bandes enherbées, particulièrement à la périphérie des blocs de parcelles de cultures.

(iv) Réseau hydrographique : fossés et ruisseaux

On a mis plus haut en évidence l'efficacité hydraulique globale du système d'évacuation des eaux pluviales à l'échelle du bassin versant du lac d'Aiguebelette, laquelle favorise le transfert du phosphore vers l'aval.

Cette efficacité est renforcée du fait du développement d'une urbanisation diffuse sur une partie importante de ce bassin versant.

Or, une réduction de cette efficacité hydraulique serait tout à fait souhaitable, cela :

- En déconnectant les uns des autres les sous-réseaux de fossés ;
- En déconnectant les parcelles (ou groupes de parcelles) de cultures des fossés qui les ceinturent, en particulier lorsque ces parcelles longent des voies de communication ;
- En déconnectant les fossés des ruisseaux.

(v) Maîtrise des sources polluantes ponctuelles agricoles

- Etudier les possibilités de diminuer le nombre des zones d'abreuvement des troupeaux le long des ruisseaux (en particulier des ruisseaux pérennes) en trouvant des solutions alternatives ;

- Etudier toutes les solutions possibles permettant de contrôler l'écoulement des eaux pluviales ayant ruisselé sur des surfaces polluantes (aires de traite, aires de stockage des fumiers) et risquant de gagner le milieu naturel : en particulier, création de réseaux (fossés, canalisations) ceinturant ces surfaces dangereuses et conduisant les eaux de ruissellement polluées vers les réseaux d'assainissement existants ou vers des systèmes de traitement autonome à créer.

Bassin versant	Référence	Utilisation du sol	Bilan terrestre phosphore (kg P/ha/an)		
			Intrants	Extrants	Intrants-Extrants
Lac d'Aiguebelette	Présente étude 2006	- Terre labourées			7,9 à 16,7 (moy. 11,0)
Mercube	B7 1998	- Parcs de pâtures et prairies naturelles extensives	21,1	15,8	5,3
		- PT1, PT2 ("pôle traditionnel" dominé par herbages)	20,1	12,1	8,0
		- M1, M2 ("filière production de masse" dominée par les cultures - intensification moyenne)	8,5	3,9	4,6
		- M3, M4, M5 ("filière production de masse" - intensification poussée)	28,4	14,3	14,1
		- Ensemble	21,9	11,1	10,8
Bas Chablais	B5 1995	- PT1, PT2	ND	ND	4,0 à 12,8
		- M1, M2	ND	ND	27,7 à 33,0
		- M3, M4, M5	ND	ND	26,8
Au Castor	B15 2002	- 1998	ND	ND	4,3 à 37,1 (moy. 12,2)
		- 1999	ND	ND	- 3 à 32,1 (moy. 9,3)

Tableau 20 : Bilans terrestres du phosphore total - Bibliographie - Comparaison avec la présente étude

Commune	Superficie totale ha	Lac ha	Terrains à vocation ou usage agricole ha	Bois, forêts, falaises ha	Vaches allaitantes	Vaches laitières
Aiguebelette-le-Lac	791	242	62,3	451,6	0	25
Ayn	744	–	483	196,6	74	325
Dullin	522	–	301	140,5	41	142
Lépin-le-Lac	511	66	156,2	207,4	0	56
Nances	990	73	186,2	632,1	8	66
Saint-Alban de Montcel	455	121,1	142,7	107,7	ND	ND
Gerbaix	685	–	349,5	276	75	73
Marcieux	444,5	–	172	230	ND	ND
Novalaise	1626	65	794,4	522,5	81	196
TOTAL	6 768,5	567,10	2 647,3	2 764,3	279	883
TOTAL RGA 2000	6 779		2 500		258*	936*

Tableau 21 : Données communales générales relatives à l'activité agricole (réf. A22)

* Non comptés Saint-Alban-de-Montbel et Marcieux

Commune	Nb de bovins	Vaches allaitantes	Vaches laitières	Caprins	Ovins	NB UGB Bovins	STH ha	Nb UGB par ha STH	Nb exploitations	Nb moyen UGB/exploitation
Aiguebelette-le-Lac	39	21	0	4	5	24	41	0,58	4	6
Ayn	776	62	365	0	0	657	617	1,06	19	35
Dullin	342	50	140	0	0	261	233	1,12	9	29
Lépin-le-Lac	99	1	60	0	3	81	87	0,93	5	16
Nances	185	15	66	0	0	132	153	0,86	3	44
Saint-Alban-de-Montbel	74	9	32	0	0	55	62	0,89	1	55
Gerbaix	220	27	77	170	0	172	182	0,95	5	34
Marcieux	88	53	0	0	60	62	76	0,82	3	21
Novalaise	589	82	228	0	3	448	446	1,00	17	26
TOTAL	2 412	320	968	174	71	1 892	1 897	1,00	66	28,7

Tableau 22 : Données communales relatives à l'élevage (RGA 2000)

Commune	Exploitant ayant leur siège sur la commune	Nombre de bâtiments agricoles
Aiguebelette-le-Lac	6	6
Ayn	21	37
Dullin	8	14
Lépin-le-Lac	4	4
Nances	4	4
Saint-Alban-de-Montbel	1	ND
Gerbaix	7	13
Marcieux	2	ND
Novalaise	26	30
TOTAL	79	108

Tableau 23 : Nombre d'exploitants ayant leur siège sur les communes de la CCLA et nombre de bâtiments agricoles

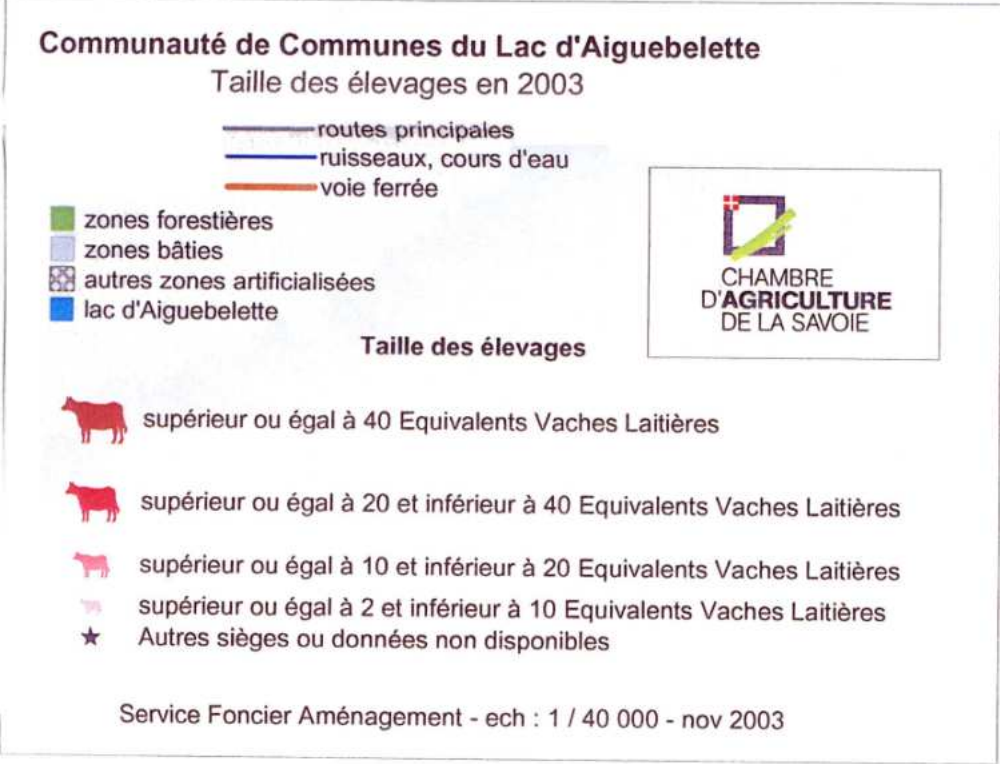
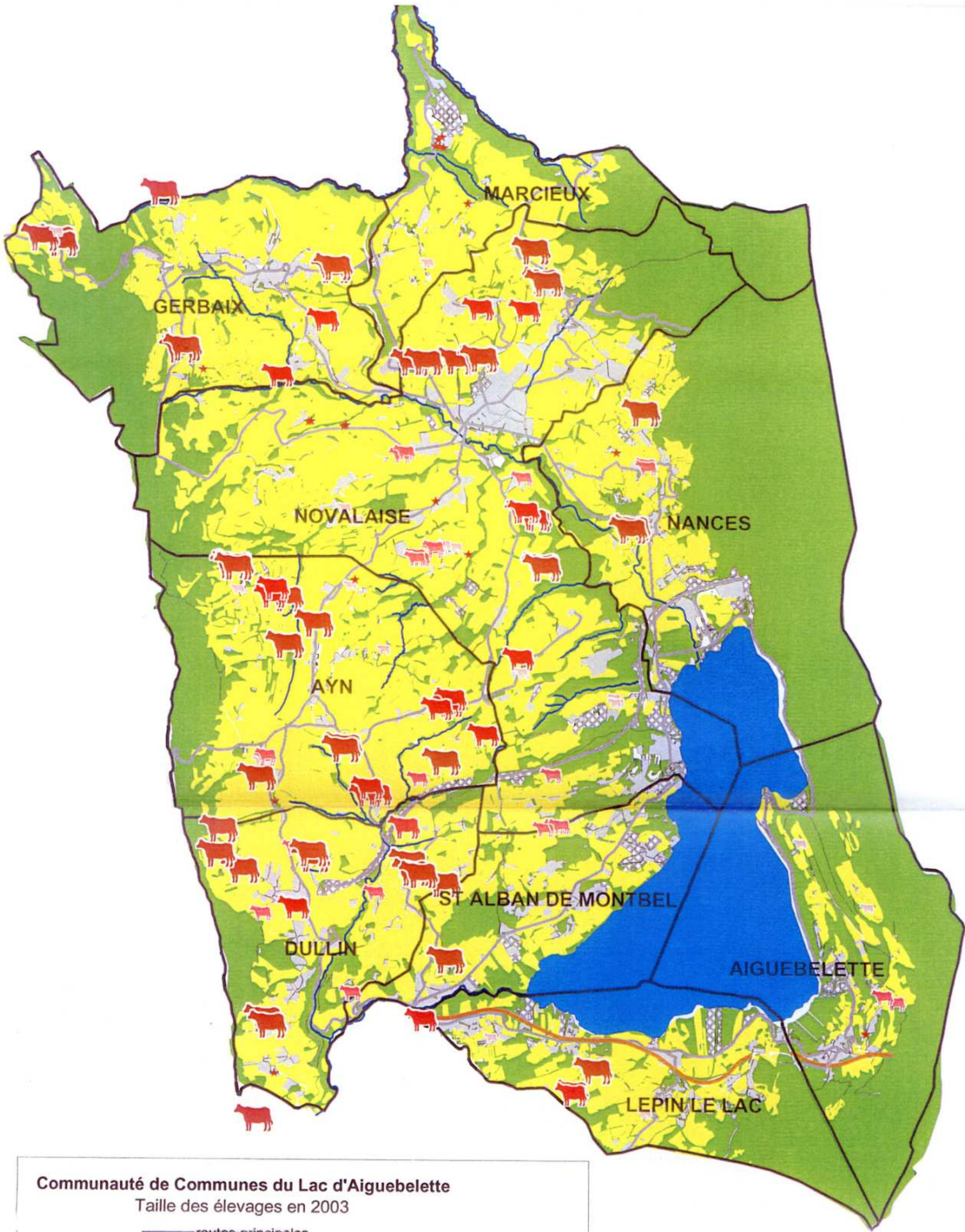


Figure 7 : Taille des élevages 2003 sur les communes de la CCLA (d'après réf. A22)

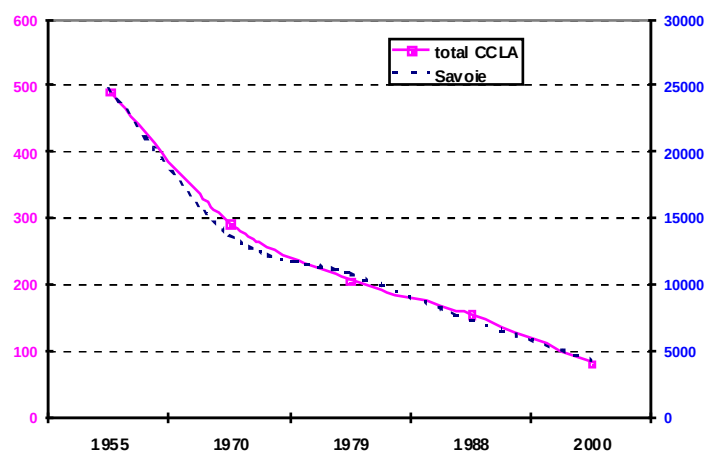


Figure 8 : Evolution du nombre d'exploitations agricoles entre 1955 et 2000 sur le territoire de la CCLA (RGA)

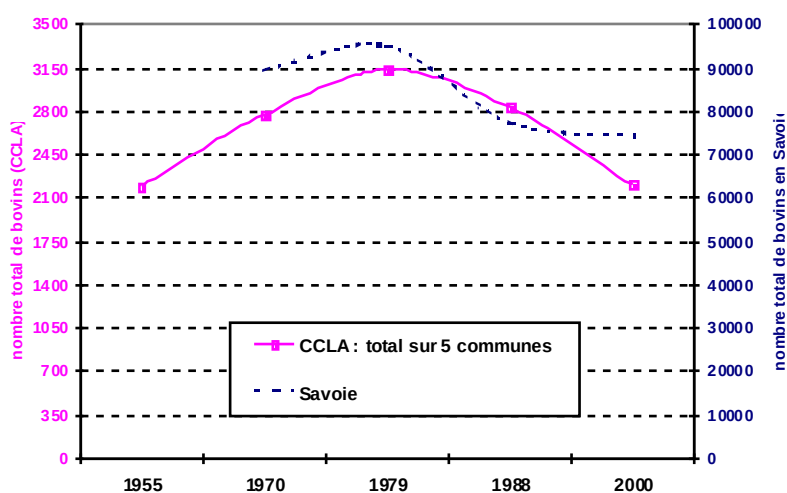


Figure 9 : Evolution du nombre total de bovins entre 1955 et 2000 sur le territoire de la CCLA (RGA)

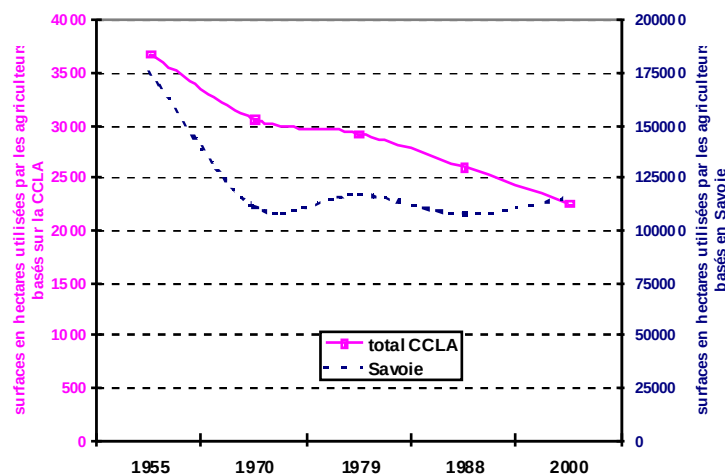


Figure 10 : Evolution de la SAU entre 1955 et 2000 sur le territoire de la CCLA (RGA)

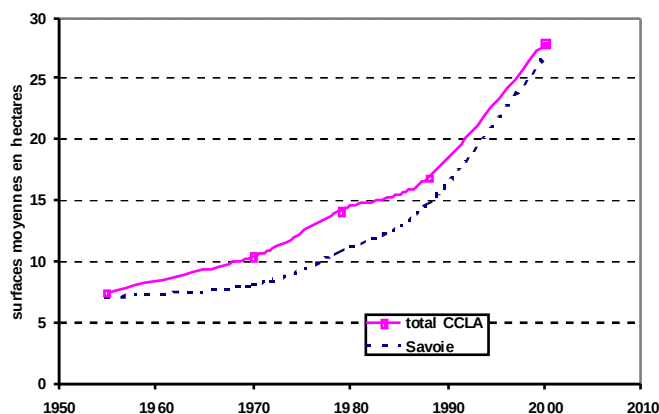
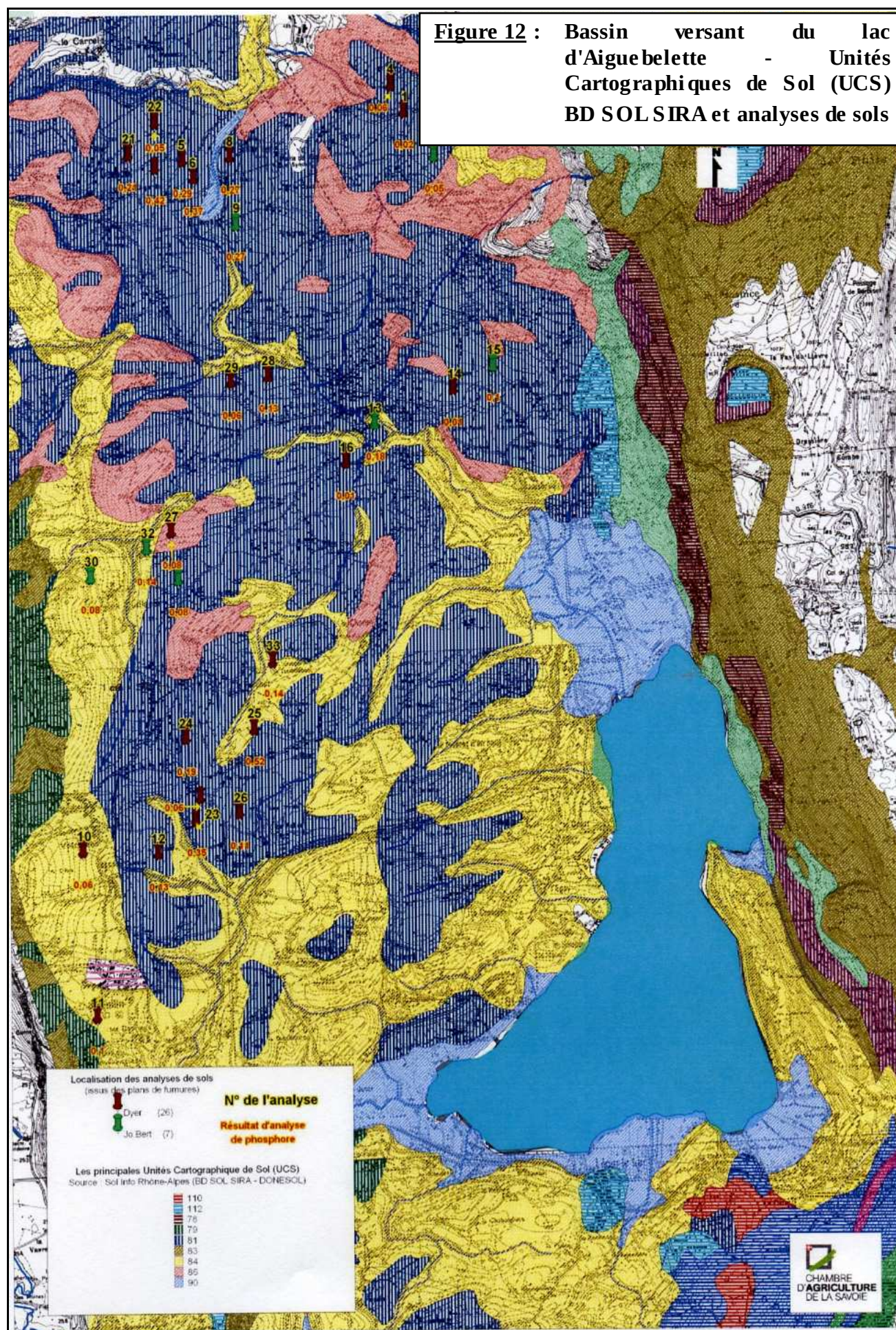


Figure 11 : Evolution de la superficie moyenne par exploitation entre 1955 et 2000 sur le territoire de la CCLA (RGA)



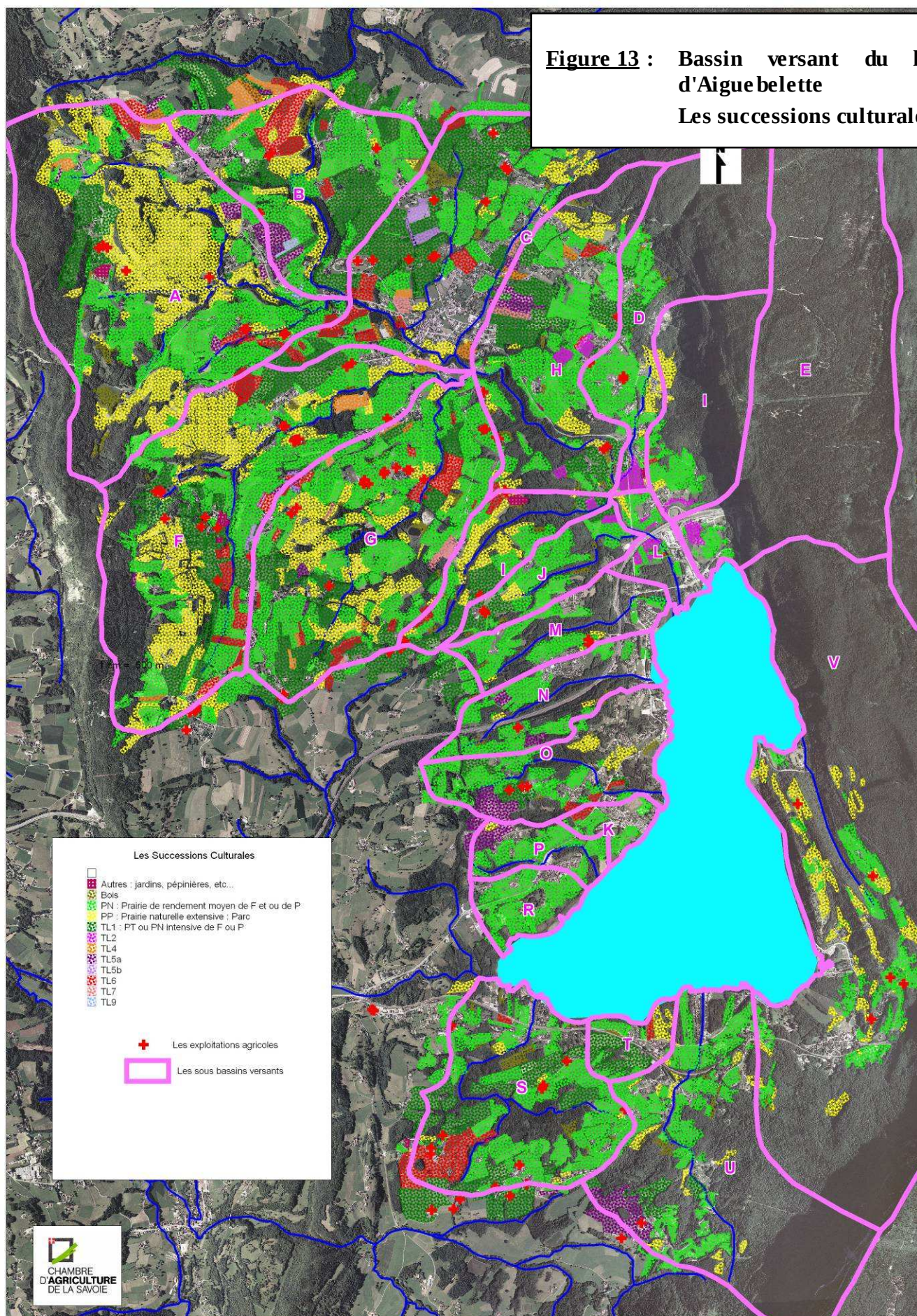
UCS	UTS	Couleur sur carte	Description	Pente	Uti sol	Texture dominante	Structure dominante	Battance	Infiltrabilité	Erodabilité (selon pene, structure)	Pouvoir fixateur du phosphore
84	5, 10, 14	Jaune	Sols sableux des versants sur molasse	Moyenne à forte	Bois, prairies	S	Particulaire	Non	Plutôt forte	+	Modéré
81	6, 21, 31	Bleu foncé	Sols des glacis et replats sur moraines würmiennes	Faible	Cultures, prairies	LSA, ALS, SAL	Grumeleuse ou polyédrique	Non	Plutôt faible	-	(liaison P-Ca) Modéré
86	17, 21, 34	Rose	Sols des versants de pente moyenne à forte sur moraines würmiennes	Moyenne à forte	Cultures, prairies	LSA, ALS, LAS	Polyédrique	Non	Plutôt faible	?	(liaison P - Fe et AJ) Faible à modéré
90	46, 50, 51	Violet	Fluviosols	Faible	Cultures, prairies	LSA	Particulaire ou polyédrique	Non	Moyenne à forte	Limitée (pente faible)	Faible

Tableau 24 : Caractéristiques dominantes des sols sur les UCS principales du bassin versant de lac d'Aiguebelette

Succession culturale		Superficie agricole ha	Intrants		Extrants		Intrants-Extrants	
Description	Code		kgP/ha.an	tP/an	kgP/ha.an	tP/an	kgP/ha.an	tP/an
Monoculture prairie temporaire ou naturelle intensives (parc vaches laitières et prairie intensive de fauche)	TL1	387.61	39.2	15.19	27.3	10.58	11.9	4.61
Monoculture maïs	TL2	17.86	51.5	0.92	34.8	0.62	16.7	0.30
Maïs 1-2 an / C.paille 1-2	TL4	19.90	41.4	0.82	30.4	0.60	11	0.22
C.paille 2-4/PT 4-6	TL5a	50.79	33.0	1.68	25.1	1.27	7.9	0.41
Maïs 2-4/PT 4-6	TL5b	7.90	39.6	0.31	26.8	0.21	12.8	0.10
Maïs 1-2 an /C.paille 1-2/PT 4	TL6	101.92	35.2	3.59	27.3	2.78	7.9	0.81
Luzerne 3-4/C.paille 1-2/Maïs 1	TL7	8.52	36.1	0.31	26.4	0.22	9.7	0.09
RGH-TV18 mois/maïs	TL9	1.86	38.3	0.07	24.6	0.05	13.7	0.02
Parc de pâture et prairies naturelles extensives	PP	391.26	21.1	8.26	15.8	6.18	5.3	2.08
Prairie temporaire ou naturelle de fauche et mixte moyenne à intensive	PN	1000.86	34.3	34.33	22.9	22.92	11.4	11.41
TOTAL 1 - Ensemble du BV		1988.48	32.9	65.48	22.8	45.43	10.1	20.05
2 - BV Laysse de Novalaise		1473.46	32.7	48.13	22.8	33.56	9.9	14.60
3 - Ratio 1 ÷ 2		1.35		1.36		1.35		1.37

Tableau 25 : Bassin versant agricole du lac d'Aiguebelette
Récapitulation des intrants, extrants et intrants-extrants en phosphore pour chaque succession culturale
Nota : P = P₂O₅ x 0,44

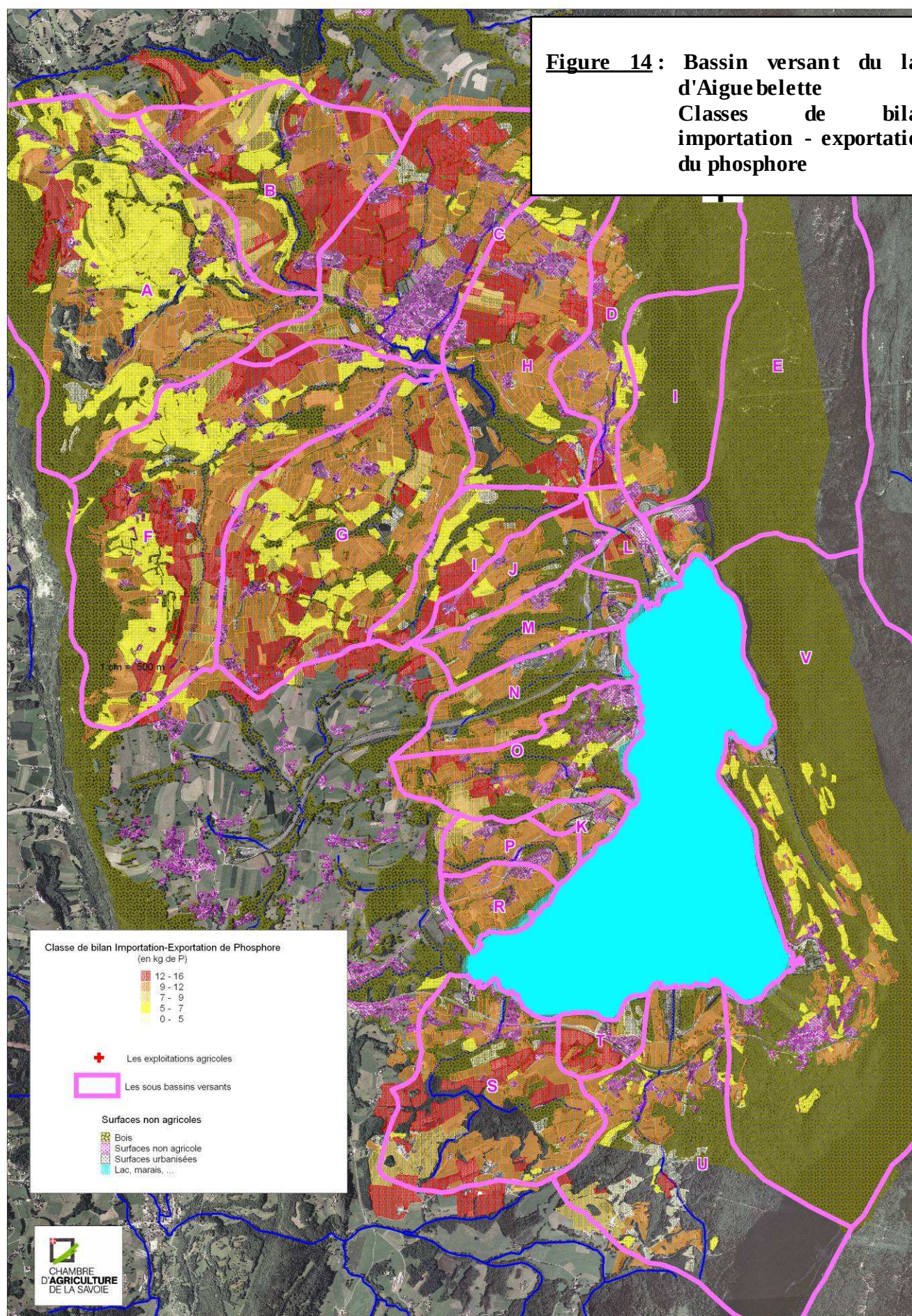
Figure 13 : Bassin versant du lac d'Aiguebelette
Les successions culturales

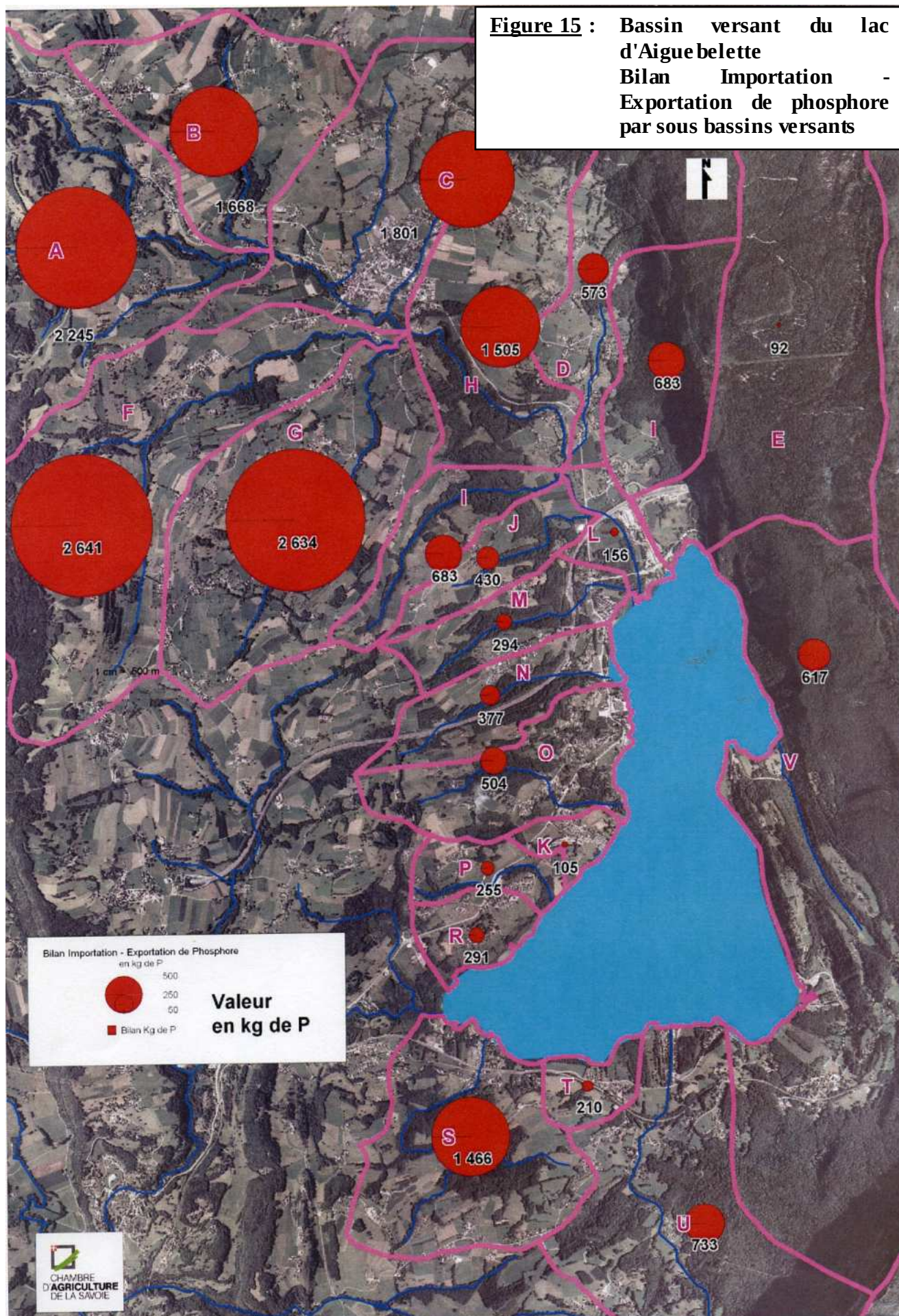


Bassin versant	S _{BV} km ²	SAU km ²	S _C km ²	S _{PP} km ²	S _{PN} km ²
Leyse de Novalaise	27,03	14,73	4,82 (32,7 %)	3,37 (22,9 %)	6,54 (44,4 %)
Hors Leyse de Novalaise	27,26	5,15	1,14 (22,1 %)	0,54 (10,5 %)	3,47 (67,4 %)
Ensemble (hors lac)	54,29	19,88	5,96 (30,0 %)	3,91 (19,7 %)	10,01 (50,3 %)

Tableau 26 : Superficies agricoles utiles et utilisation agricole du sol sur le bassin versant d lacS_C : CulturesS_{PP} : Parcs de pâtures et prairies naturelles extensivesS_{PN} : Prairies temporaires ou naturelles de fauche et mixtes moyennes à intensives

Figure 14 : Bassin versant du lac d'Aiguebelette
Classes de bilan
importation - exportation
du phosphore





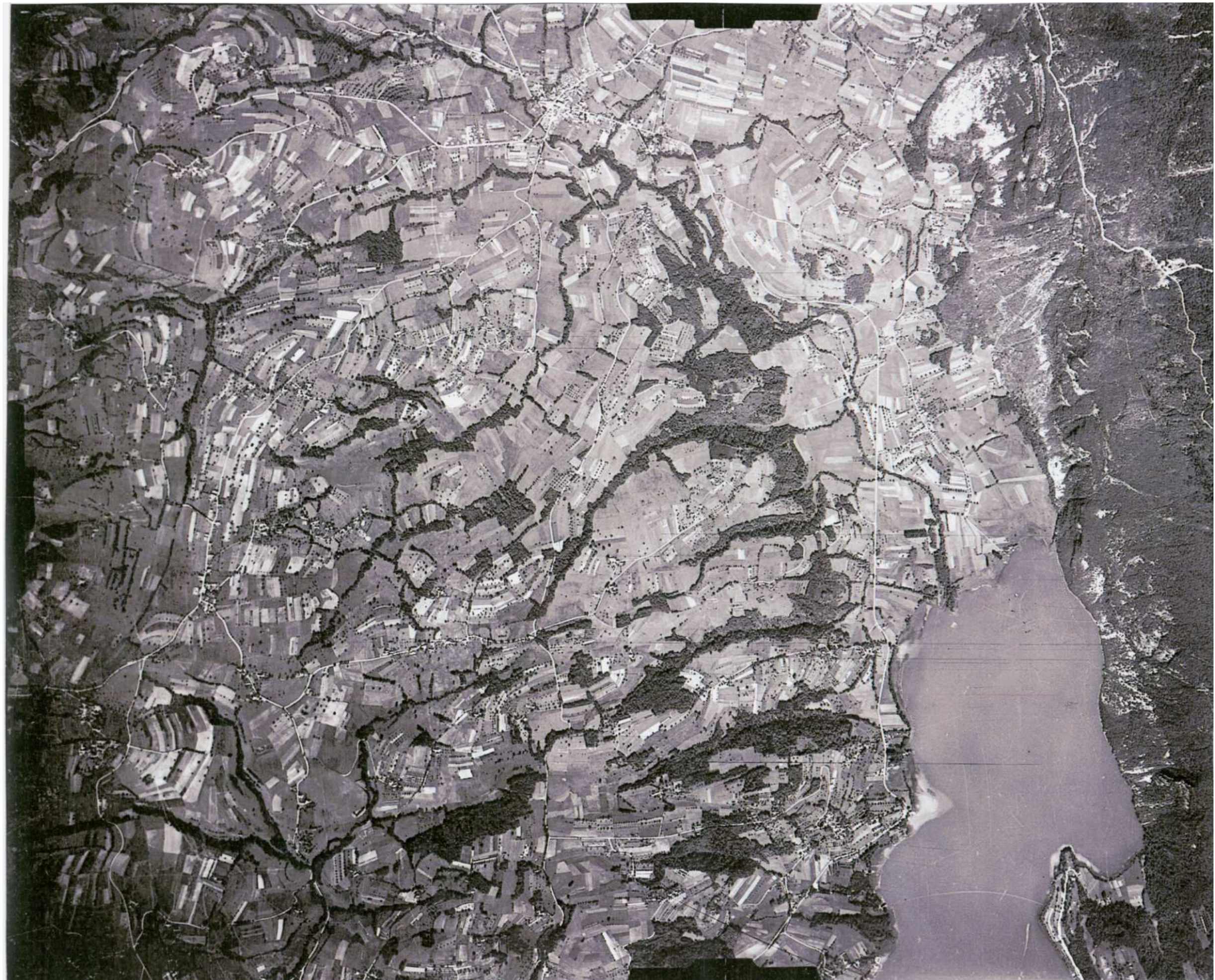


Figure 16 : Photo aérienne IGN - Août 1948 - Echelle : 1/20 000



Figure 17 : Photo aérienne IGN juillet
1964 - Echelle : 1/20 000

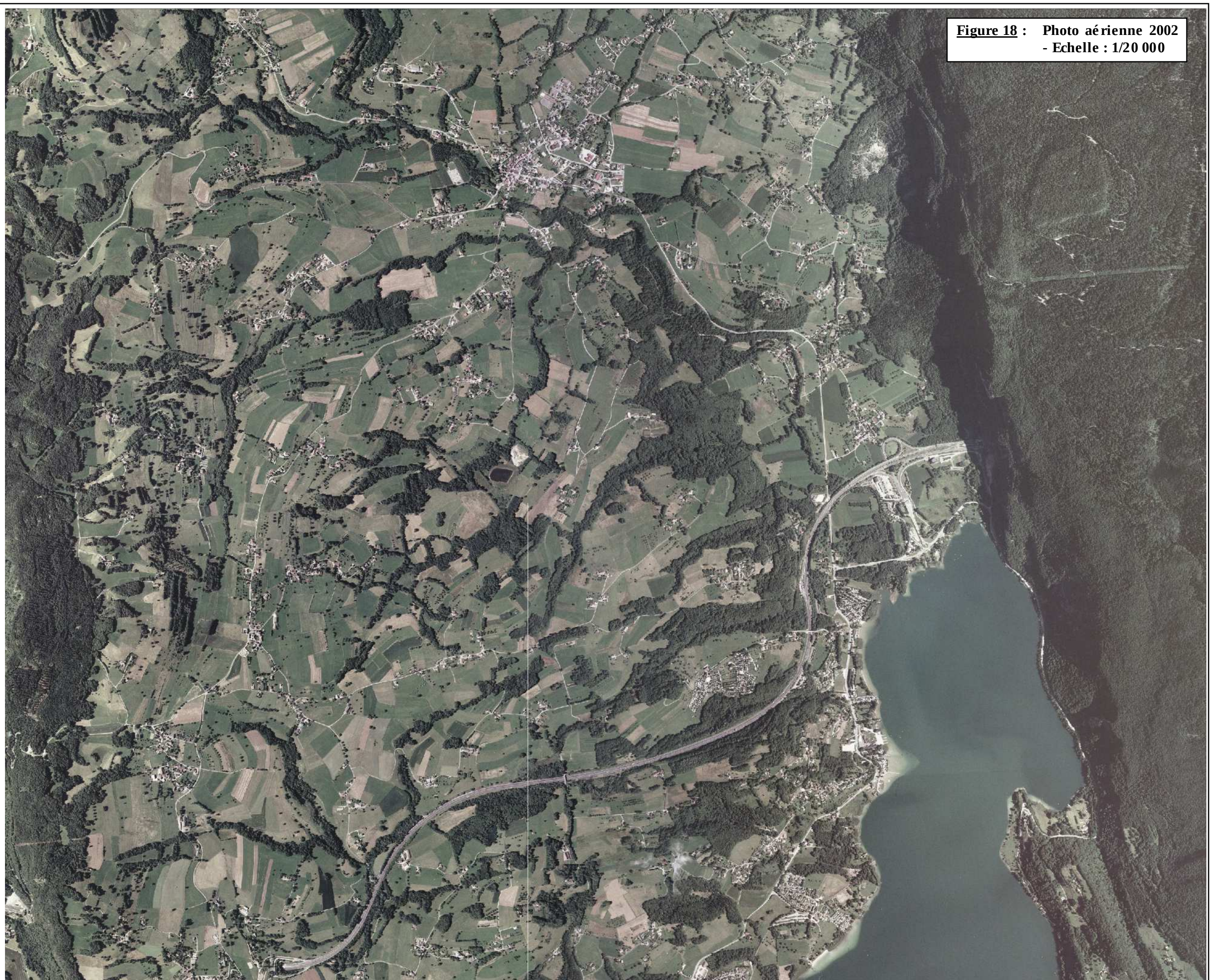


Figure 18 : Photo aérienne 2002
- Echelle : 1/20 000

Date	Campagne	P.PO ₄ μg/l	P _{TF} μg/l	P _T μg/l	Q l/s	φP.PO ₄ g/j	φP _{TF} g/j	φP _T g/j
08/06/93 et jours suivants	Pluie été	10		59	161	139		821
		25		64	205	443		1 134
		48		131	363	1 505		4 109
		34		64	777	2 283		4 296
24/06/93	Suivi mensuel	45		96	900	3 499		7 465
22/07/93	"	11		54	280 (208)	266 (198)		1 306 (970)
23/08/93	"	15		65	39	51		219
30/09/93	"	3,3		70	1 130	322		6 834
03/11/93	"	3,3		57	285	81		1 404
30/11/93	"	13		130	336 (173)	377 (194)		3 774 (1943)
27/12/93	"	13		50	1 010	1 134		4 363
19/01/94	"	15		22	945	1 225		1 796
16/02/94	"	7		28	367	222		888
30/03/94	"	3,9		32	205	69		567
06/04/94	Pluie hiver - Fonte de neige	3,3		80	950	271		6 566
07/04/94		16		140	≈ 2 000	2 765		24 190
07/04/94		23		70	2 000 à 3 500	3 970 - 6 950		12 100 - 21 170
21/04/94	Suivi mensuel	16		100	560	774		4 838
17/05/94	"	15		50	240	311		1 037
Moy. 1		13,4		63	525	694		2 874
Moy. 2		16,8		72	709	1 116		4 843
Beale 1								4 564
Beale 2								5 744

Tableau 27 : Campagne 1993-1994 - Dosage du phosphore sur la Leyse de Novalaise aval (station 3)

Le calcul du flux moyen par l'estimateur de Beale est effectué avec le débit moyen de 835 l/s enregistré pendant la campagne

Moy. 1 et Beale 1 : calcul avec les seules mesures du suivi mensuel

Moy. 2 et Beale 2 : calcul avec toutes les mesures

Italiques : Valeur de débit non indiquées par Silène - L'estimation est donnée très approximativement d'après la mesure à la station limnigraphique

Moy. (φ_{P.PO4}) ÷ Moy. (φ_{P_T}) = 0,23 à 0,24

Date	Campagne	P.PO ₄ μg/l	P _{TF} μg/l	P _T μg/l	Q l/s	φP.PO ₄ g/j	φP _{TF} g/j	φP _T g/j
11/07/05	Suivi mensuel	< 5	6		30	< 13	16	
01/08/05	"	< 5	7		16	< 7	10	
05/09/05	"	< 5	17		28	< 12	41	
10/10/05	"	6	9		73	38	57	
07/11/05	"	14	16		466	564	644	
05/12/05	"	28	38		2 730	6 604	8 963	
09/01/06	"	8	9		276	191	215	
08/02/06	"	< 5	14		154	< 67	186	
06/03/06	"	10	10		480	415	415	
03/04/06	"	11	15		1 450	1 378	1 879	
02/05/06	"	< 5	7		200	< 86	121	
06/06/06	"	< 5	10		155	< 67	134	
Moy. Beale		< 8,9	13		505	< 787	1 057 766	

Tableau 28 : Campagne 2005-2006 - Dosages du phosphore sur la Leyse de Novalaise aval (station 3)

Le calcul du flux moyen par l'estimateur de Beale est effectué avec le débit moyen de 340 l/s enregistré pendant la campagne

$$\text{Moy. } (\phi_{P_{PO4}}) \div \text{Moy. } (\phi_{P_T}) < 0,74$$

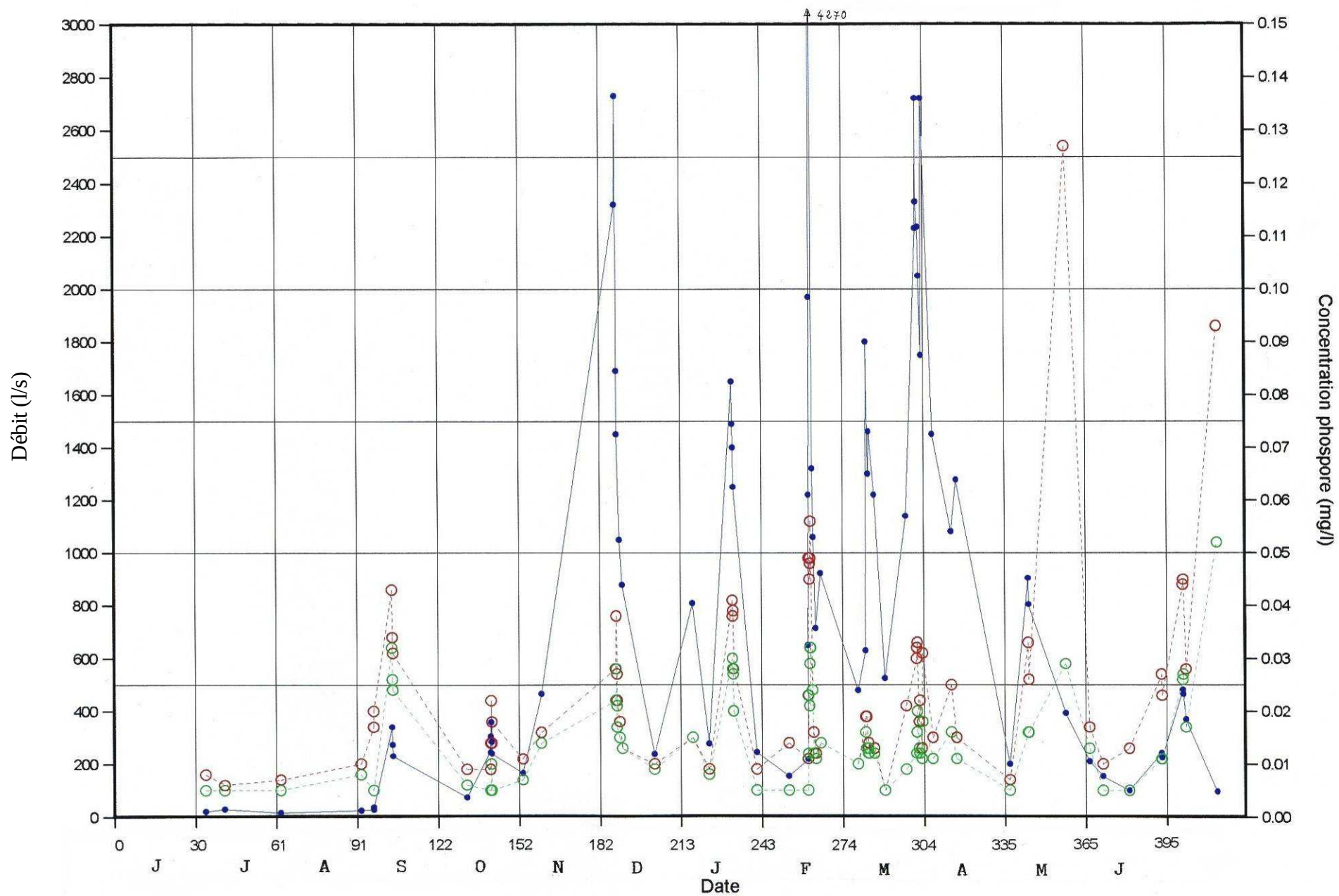


Figure 19 : Concentration en phosphore - Station 3

Débit (jour du prélèvement)

P_{TF}

$P-PO_4$

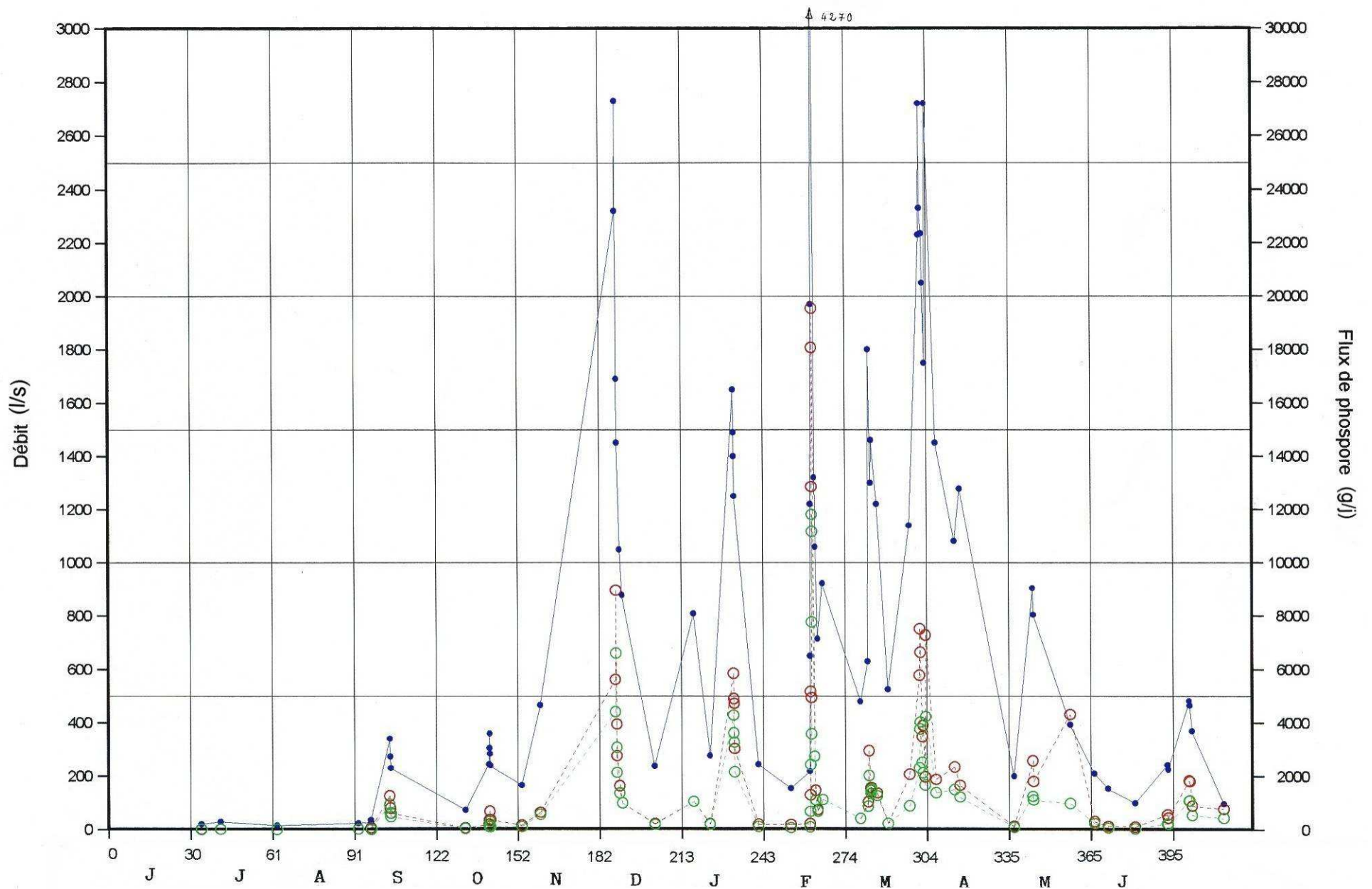


Figure 20 : Flux de phosphore - Station 3

Débit (jour du prélèvement)

P_{Tc}

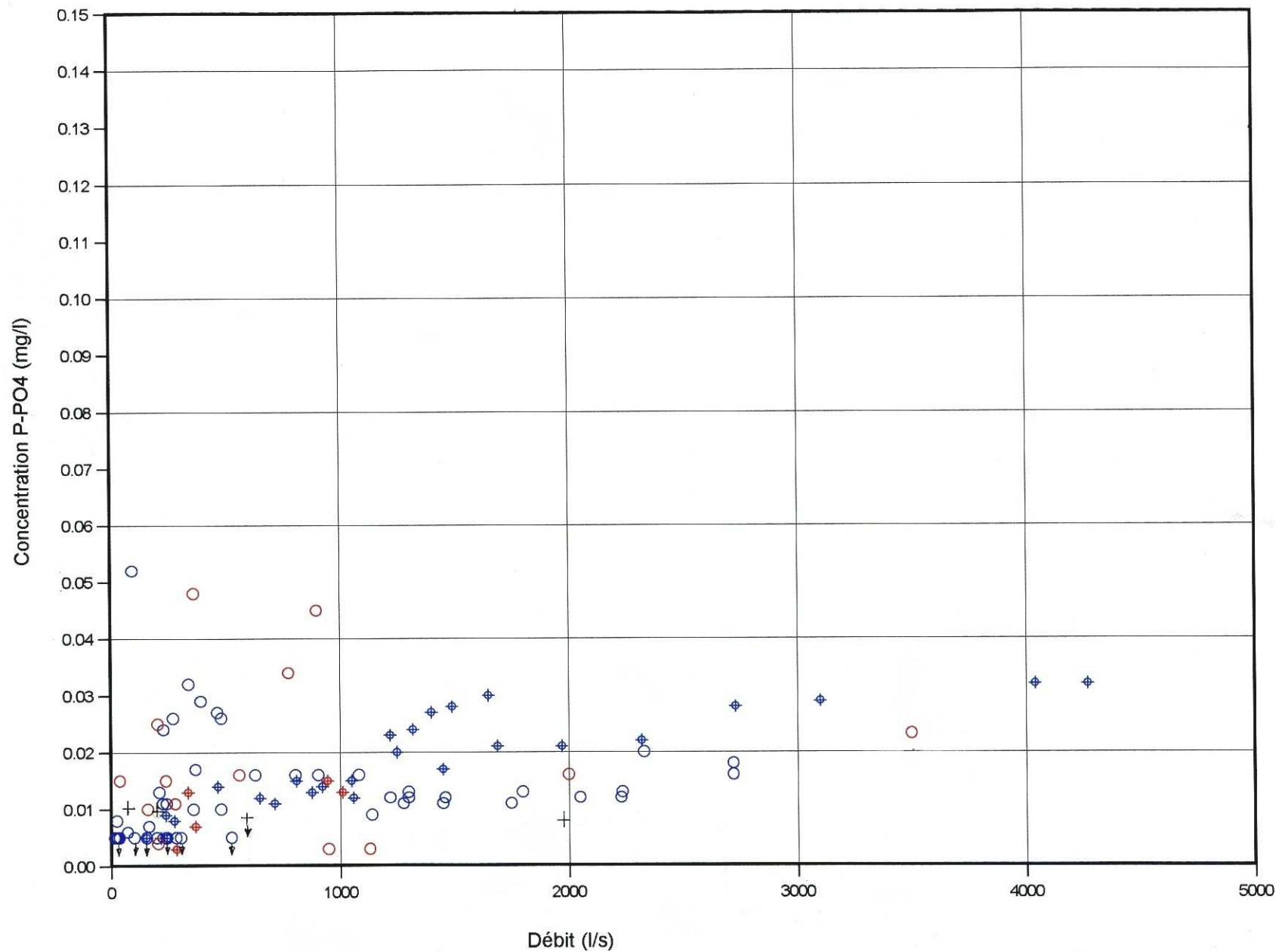


Figure 21 : Liaison débit-concentration P-PO4 (mg/l)

+
2001-2002 - Mars à Oct.

2005-2006 Nov. à Fév.

1993-1994 Nov. à Fév.

2005-2006 Mars à Oct.

1993-1994 Mars à Oct.

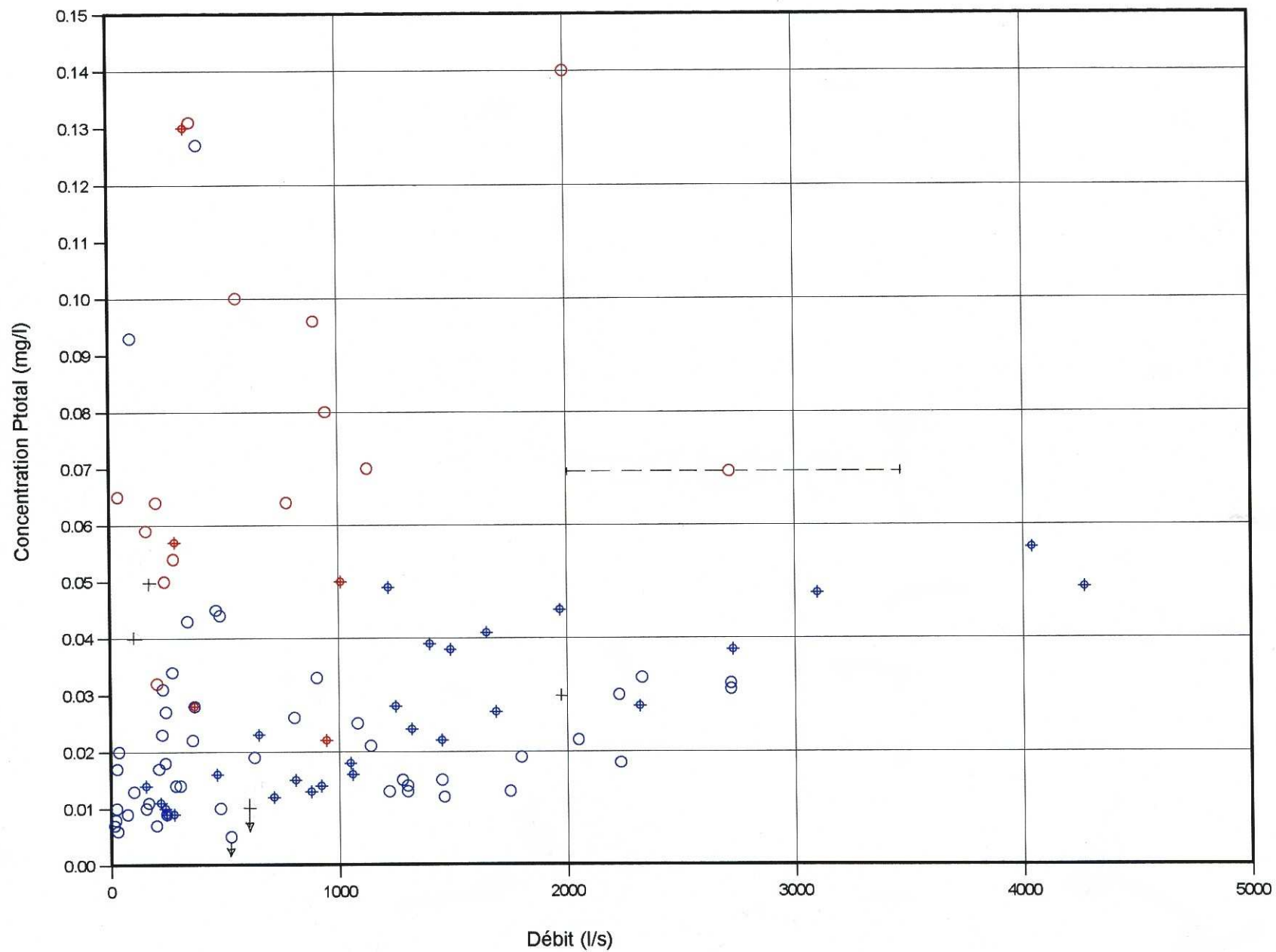


Figure 22 : Liaison débit-concentration Ptotal (mg/l)

+
2001-2002 - Mars à Oct.

P_T filtré

P_T

P_T filtré

2005-2006 Nov. à Fév.

1993-1994 Nov. à Fév.

2005-2006 Mars à Oct.

○
1993-1994 Mars à Oct.

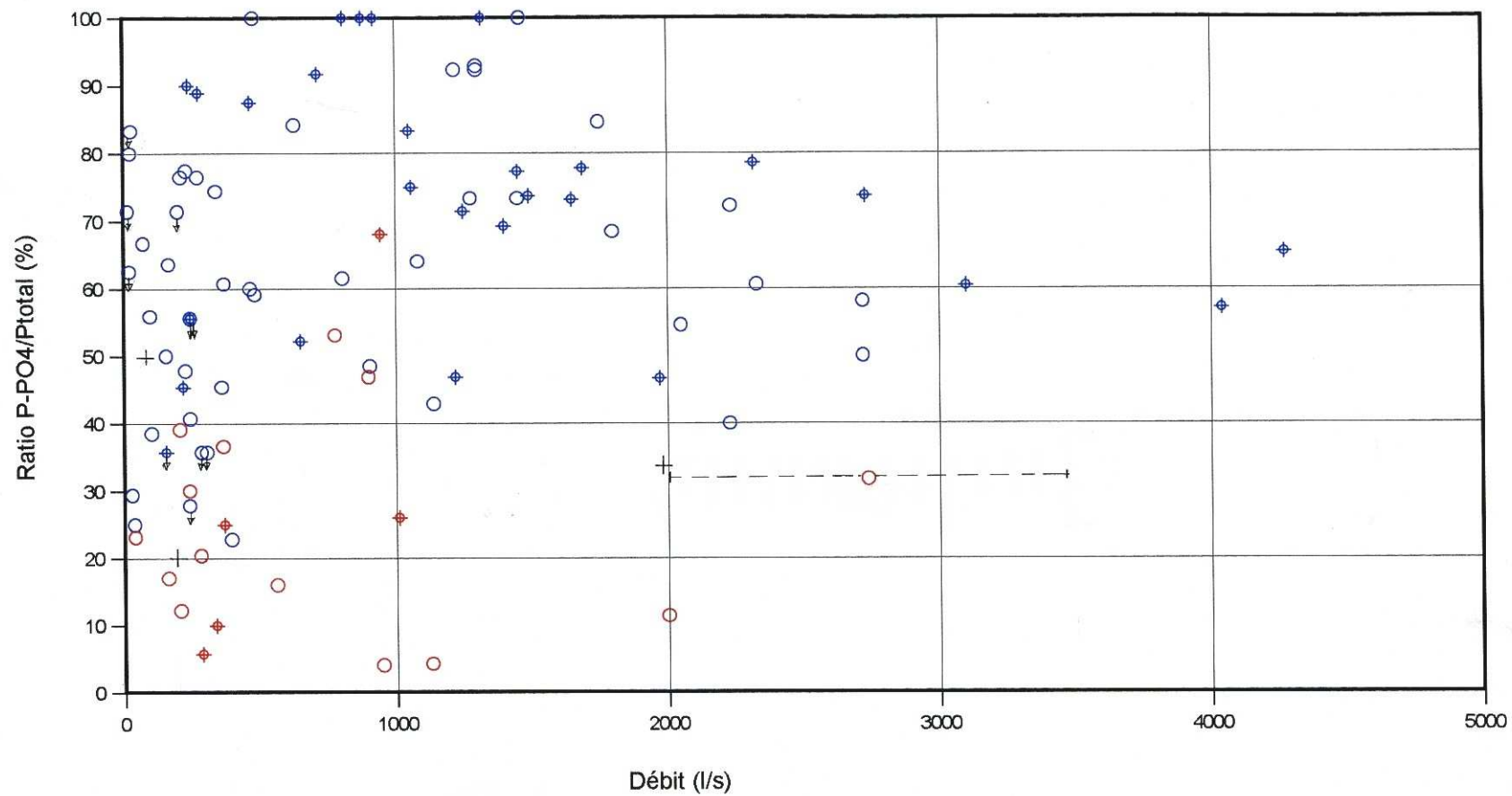


Figure 23 : Liaison débit- ratio P-PO4/Ptotal

P_T filtré	P_T	P_T filtré	P_T
2005-2006 Nov. à Fév.	1993-1994 Nov. à Fév.	2005-2006 Mars à Oct.	1993-1994 Mars à Oct.
			2001-2003

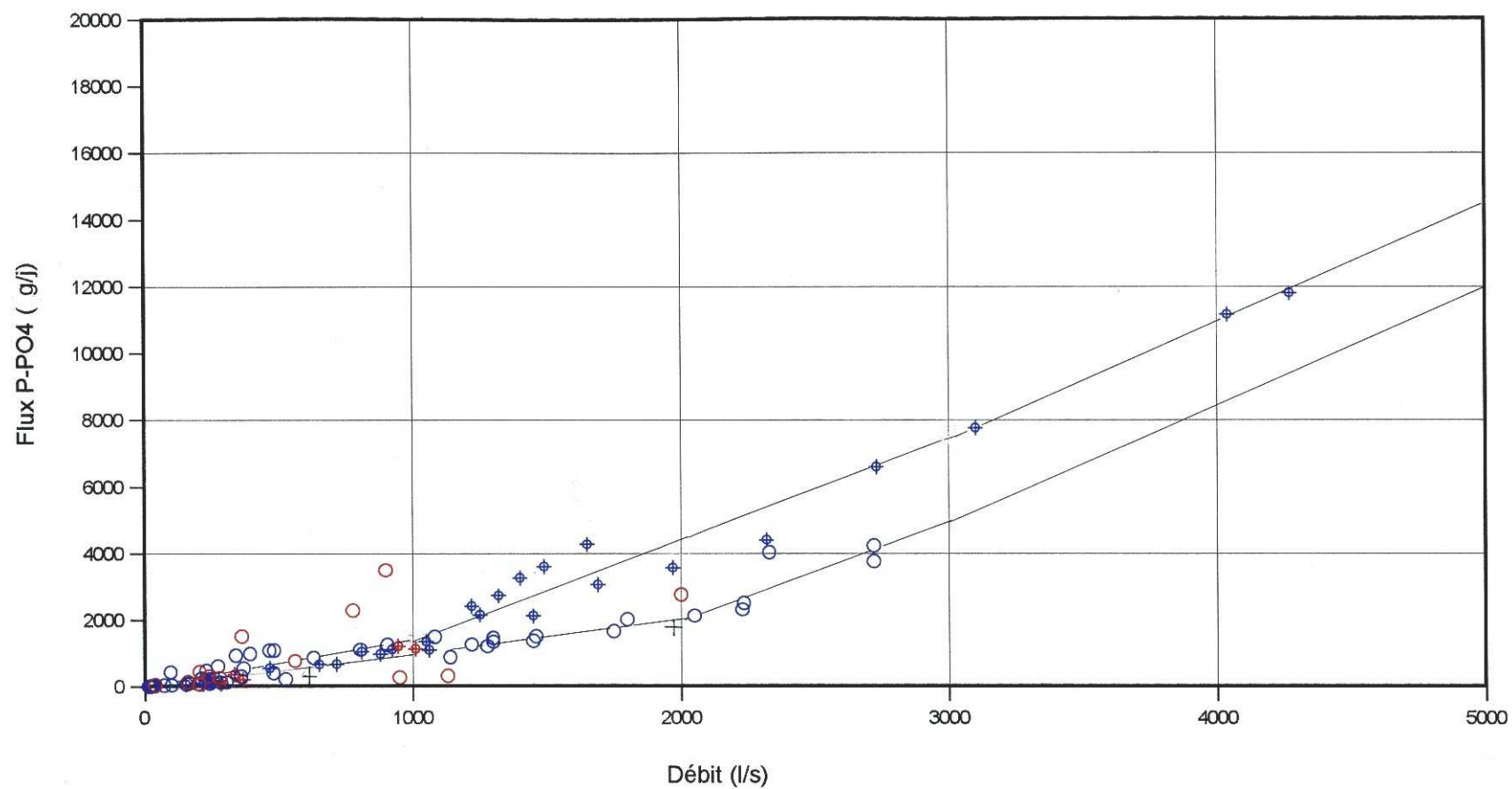
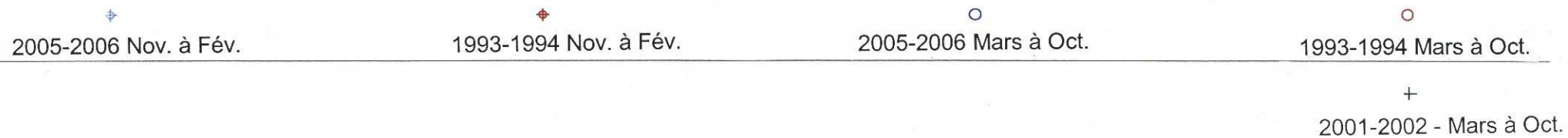


Figure 24 : Liaison débit-flux P-PO4



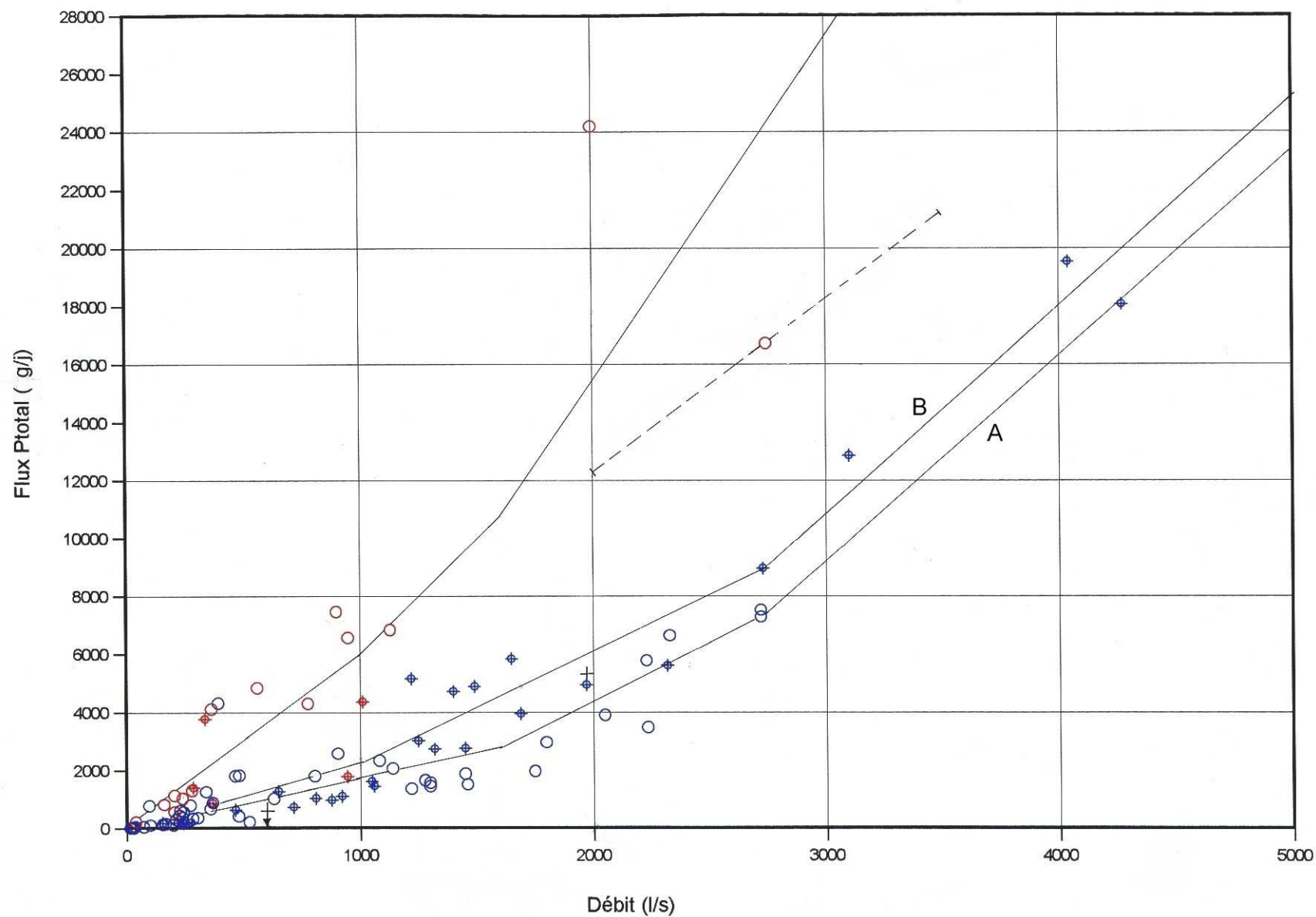


Figure 25 : Liaison débit-flux Ptotal

2001-2002 - Mars à Oct.

P_T filtré

P_T

P_T filtré

P_T

2005-2006 Nov. à Fév.

1993-1994 Nov. à Fév.

2005-2006 Mars à Oct.

1993-1994 Mars à Oct.

Date	STATION 3							STATION 10			
	Q	P.PO ₄	$\sim$	P _T	MEST	$\frac{-\tilde{P}_{TF}}{\sim}$		Q*	P.PO ₄	P _T	MEST
	l/s	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	ppm	%	l/s	µg/l	µg/l	mg/l
06/93	900	45	64	96	30,6	1050	67	170	10	24	4
07/93	208	11	16	54	8	4750	23	"	3	10	3,1
08/93	39	15	21	65	4,7	9360	32	"	8	54	6,4
09/93	1130	3	4	70	13,7	4820	6	"	4	40	1,6
10/93	285	3	4	57	4,4	12050	7	"	3	24	1
11/93	336	13	19	130	11	10090	15	"	4	130	1,3
12/93	1010	13	19	50	3,9	7950	38	"	23	50	1
01/94	945	15	21	22	3,2	312	95	"	3	10	1,4
02/94	367	7	10	28	2,3	7830	36	"	3	10	1
03/94	205	4	6	32	3,7	7030	19	"	4	32	2,5
04/94	560	16	23	100	7,5	10270	23	"	10	40	2,7
05/94	240	15	21	50	4,8	6040	42	"	4	16	2,2
Pluie 1	161	10	14	59	11,2	4020	24				
Pluie 2	205	25	36	64	9	3110	56				
Pluie 3	363	48	69	131	27	2300	53				
Pluie 4	777	34	49	64	20	750	77				
Neige 1	950	3	4	80	22	3450	5				
Neige 2	≈ 2000	16	23	140	72	1625	16				
Neige 3	≈ 2000 à 3500	23	33	70	16	2310	47				

Tableau 29 : Campagne 1993-1994 - Etude des liaisons entre MST et spéciation du phosphore

* Le débit indiqué est le débit réservé à la prise d'eau de l'usine EDF de La Bridoire mais le débit du Tier à la station 10 peut être plus élevé si la prise d'eau est en fonctionnement

** On a admis $\sim$ (estimation) $\approx$ P.PO₄ / 0,7 à la station 3

Station	Date	h	Température °C	Météo	Q l/s	P _T µg/l	P _P µg/l	P _{TF} µg/l	P.PO ₄ µg/l	MEST mg/l	P _{TF} /P _T %	P.PO ₄ /P _{TF} %	P _P /MEST ppm
3	29/05/07	15:00	ND	Pluie faible	370	76	6	70	53	12,4	92,1	75,7	480
"	30/05/07	13:00	10,5	Beau temps	262	145	97	48	34	6,2	33,1	70,8	15 650
"	31/05/07	17:00	13	Pluie moy. (phase de montée de crue)	828	877	713	164	150	17,4	18,7	91,5	40 980
"	07/06/07	00:00	13,5	Pluie faible (phase de décrue)	1150	300	212	88	71	57,8	29,3	80,7	3 670
"	11/06/07	15:00	16	Juste après forte pluie	648	145	103	42	36	80,0	29,0	85,7	1 290
"	11/06/07	19:30	15	Temps gris (phase de décrue)	477	228	122	106	104	85,2	46,5	98,1	1 430
"	12/06/07	12:00	14	Temps gris - Phase de décrue	344	54	28	26	22	15,8	48,1	84,6	1 770
"	14/06/07	13:15	16	Beau temps	216	118	92	26	21	14,0	22,0	80,8	6 570
"	21/06/07	10:45	15	Temps gris, peu après de fortes précipitations	1150	781	598	183	142	456,0	23,4	77,6	1 310
"	21/06/07	17:00	15,5	Temps gris (phase de décrue)	724	125	34	91	60	43,0	72,8	65,9	790
2	04/07/07	16:00	13,5	Juste après pluie (phase de crue)		425	398	27	20	43,6	6,4	74,1	9 130
3	"	16:15	13,5	Idem		273	221	52	36	110,4	19,0	69,2	2 000
2	05/07/07	16:00	13,5	Beau temps (décrue)		97	55	42	34	33,4	43,3	80,1	1 650
3	"	16:15	13,5	Idem		106	73	33	28	45,4	31,1	84,8	1 610

Tableau 30 : Stations 3 (Leyse aval) et 2 (Leyse médiane); résultats de la campagne de mesure complémentaire des concentrations des différentes formes (spéciations) du phosphore (juin-juillet 2007)

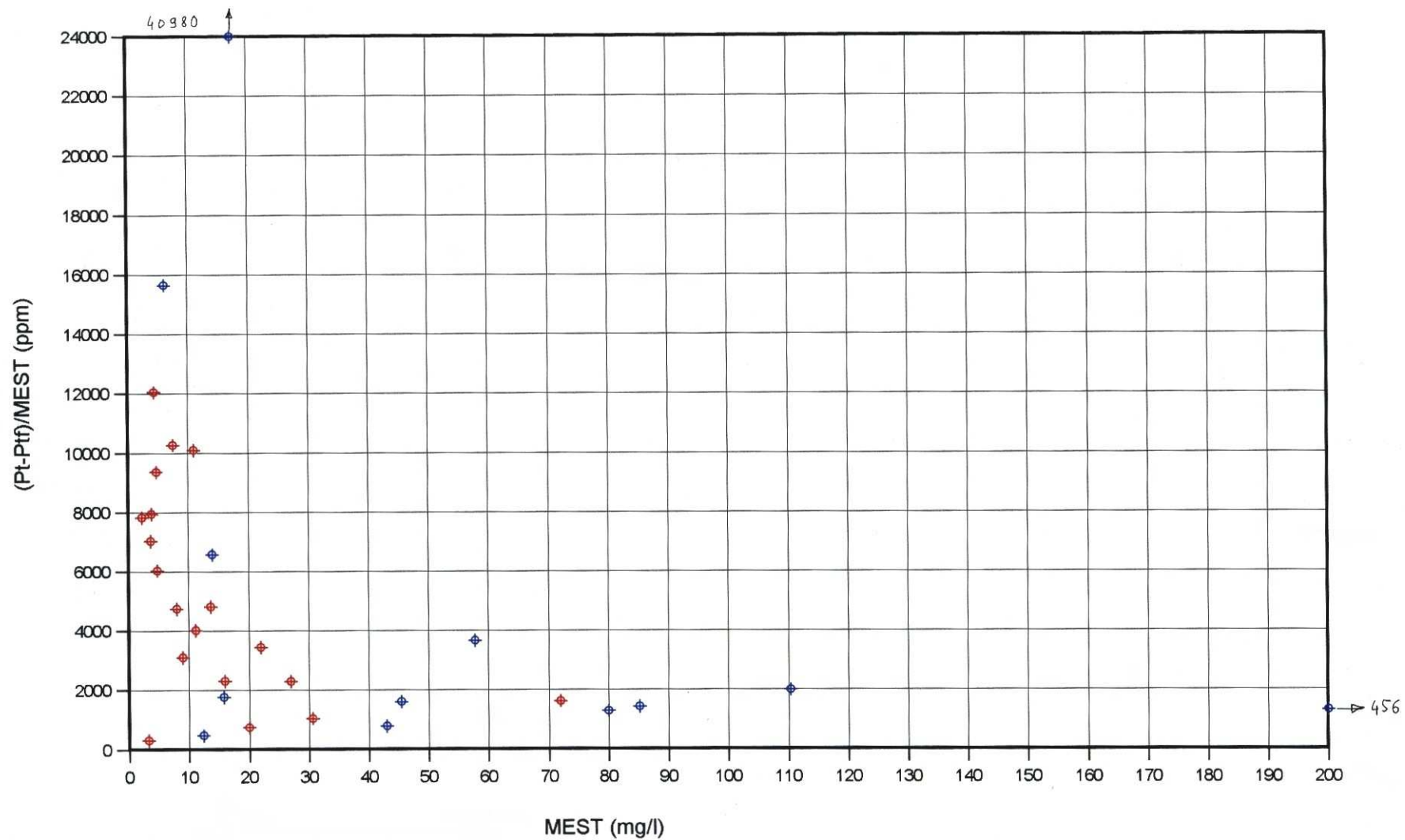


Figure 26 : Liaison MEST - (Pt-Ptf)/MEST ; Station Laysse aval

1993-94 (Ptf=P.PO4/.70).

2007

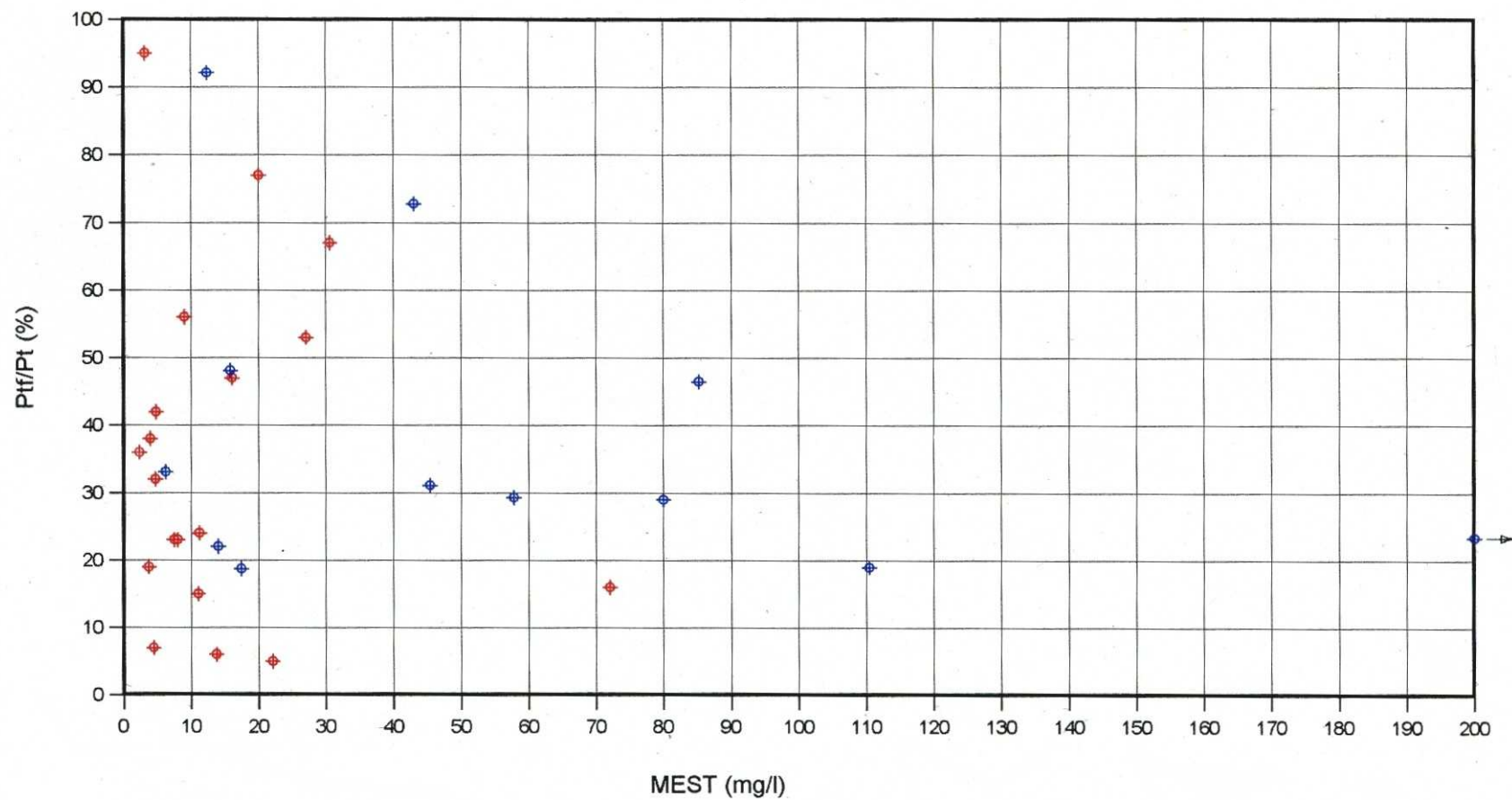


Figure 27 : Liaison MEST - Ptf/Pt ; Station Leyse aval

1993-94 (Ptf=P.PO4/.70).

2007

Date	P.PO ₄ mg/l	P _{TF} mg/l	Q l/s	φ P _{TF}	
				g/j	kg/an
04/07/05	< 0,005	0,008	21	< 14,5	< 5,3
11/07/05	< 0,005	0,006	30	< 15,6	< 5,7
31/08/05	0,008	0,010	25	21,6	7,9
10/10/05	0,006	0,009	73	56,8	20,7
20/12/05	0,009	0,010	238	205,6	75,0
09/01/06	0,008	0,009	276	214,6	78,3
27/01/06	<0,005	0,009	244	189,7	69,2
08/02/06	< 0,005	0,014	154	186,3	68,0
02/05/06	< 0,005	0,007	200	121,0	44,2
01/06/06	0,013	0,017	211	309,9	113,1
06/06/06	< 0,005	0,010	155	133,9	48,9
16/06/06	< 0,005	0,013	101	113,4	41,4
19/07/06	0,052	0,093	97	779,4	284,5

Tableau 31 : Station 3 (Leyse aval) ; Campagne 2005-2006 ; Etude du flux de phosphore (total filtré) en situation de tarissement de la rivière ; évaluation des flux ponctuels permanents (flux de base)

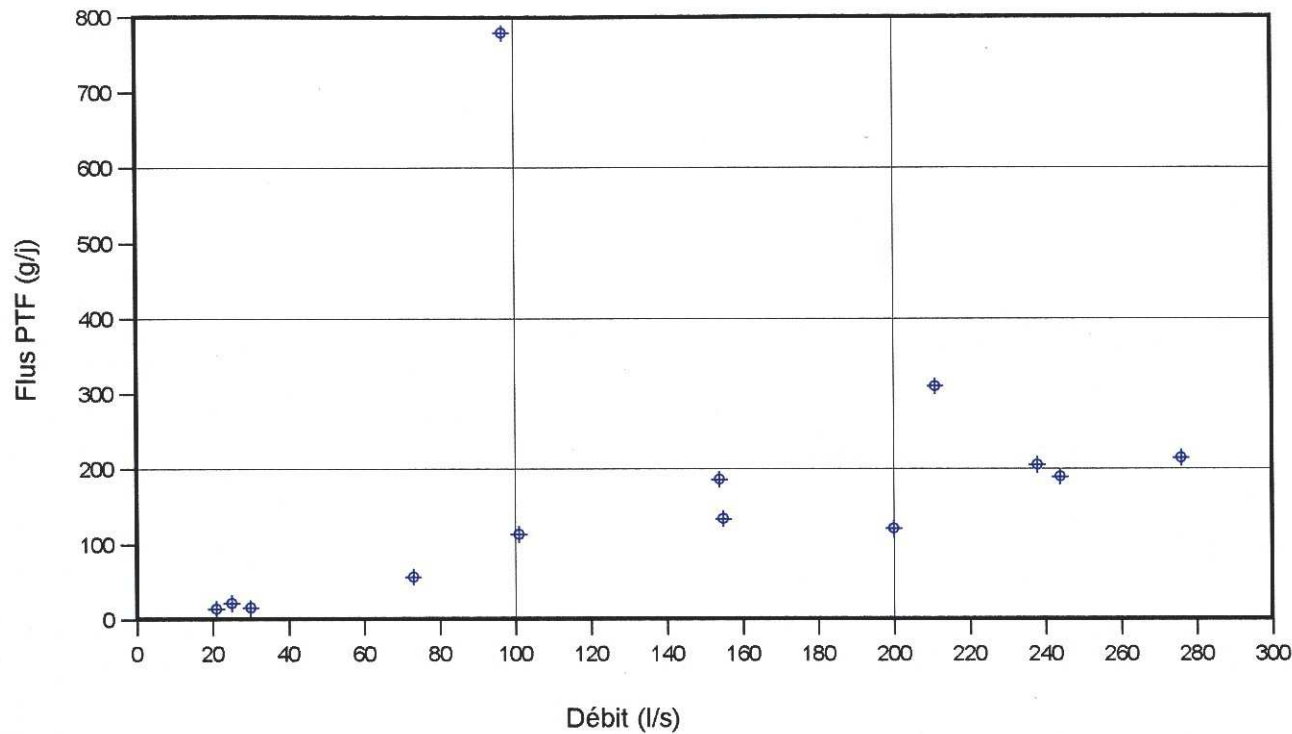


Figure 28 : Station 3 (Leyse aval) - Liaison débit-flux de phosphore PTF en situation de tarissement

◆

Date	3 Lysse aval			5 Gua			6 Neyret			7 Jeanjoux			7A Luzara			7B Combettes			8 Tuileries			8A Moulin			9 Bourg		
	Q	P-PO ₄	P _T	Q	P-PO ₄	P _T	Q	P-PO ₄	P _T	Q	P-PO ₄	P _T	Q	P-PO ₄	P _T	Q	P-PO ₄	P _T	Q	P-PO ₄	P _T	Q	P-PO ₄	P _T	Q	P-PO ₄	P _T
	l/s	mg/l	mg/l	l/s	mg/l	mg/l	l/s	mg/l	mg/l	l/s	mg/l	mg/l	l/s	mg/l	mg/l	l/s	mg/l	mg/l	l/s	mg/l	mg/l	l/s	mg/l	mg/l	l/s	mg/l	mg/l
06/93 "Pluie"	161	0,010	0,059		0,013	0,040		0,010	0,160		<0,003	0,030															
	205	0,025	0,064		0,007	0,040		0,034	0,125		0,030	0,114															
	363	0,048	0,131		0,010	0,020		0,050	0,192		0,030	0,153															
	777	0,034	0,064		0,010	0,020		0,027	0,047		0,014	0,024															
07/93 "Touristique"	280	0,011	0,054		0,003	0,020		0,003	0,042		0,003	0,076		0,010	0,010		0,008	0,010		0,003	0,010		0,003	0,010		0,020	0,050
12/93 "Hors touristique"	173	0,013	0,130		0,003	0,017		0,006	0,058		0,004	0,023		0,006	0,210		0,004	0,029		0,004	0,130		0,003	0,029		0,009	0,140
04/94 ""Neige"	950	0,030	0,080		0,003	0,030		0,003	0,050		0,010	0,090															
	2000	0,016	0,140		0,008	0,020		0,016	0,180		0,016	0,290															
	2000 à 3500	0,023	0,070		0,003	0,020		0,006	0,060		0,008	0,070															
Moyenne		0,023	0,088		0,007	0,025		0,017	0,102		0,013	0,097		0,008	0,110		0,006	0,020		0,003	0,070		0,003	0,020		0,014	0,085
Ratio débit	1			0,29			0,03	.		0,03			0,03			0,14			0,12			0,07			0,065		

**Tableau 32 : Mesures comparatives des concentrations en phosphore sur la Lysse de Novalaise et les autres affluents du lac
Campagne 1993-1994**

$\Sigma \text{ ratios débit} \times \overline{P_T} \text{ (toutes stations)} \div 1 \times \overline{P_T} \text{ (station 3)} = 1,40$
 $\Sigma \text{ ratios débit} \times \overline{P_T} \text{ (stations 3, 5,6 et 7)} \div 1 \times \overline{P_T} \text{ (station 3)} = 1,15$

Date	3 Leysse aval				5 Gua				6 Neyret				7 Jeanjoux				7A Luzara				7B Combettes				8 Tuileries				8A Moulin				9 Bourg				Σ	Σ 3+5+6+7
	Q	P-PO ₄	P _{TF}	ΦP _{TF}	Q	P-PO ₄	P _{TF}	ΦP _{TF}	Q	P-PO ₄	P _{TF}	ΦP _{TF}	Q	P-PO ₄	P _{TF}	ΦP _{TF}	Q	P-PO ₄	P _{TF}	ΦP _{TF}	Q	P-PO ₄	P _{TF}	ΦP _{TF}	Q	P-PO ₄	P _{TF}	ΦP _{TF}	Q	P-PO ₄	P _{TF}	ΦP _{TF}						
	l/s	mg/l	mg/l	g/j	l/s	mg/l	mg/l	g/j	l/s	mg/l	mg/l	g/j	l/s	mg/l	mg/l	g/j	l/s	mg/l	mg/l	g/j	l/s	mg/l	mg/l	g/j	l/s	mg/l	mg/l	g/j	l/s	mg/l	mg/l	g/j						
11/07/2005	33	<0,005	0,006	17,1	90	0,011	0,025	194,4	5	0,014	0,018	7,8	2,5	0,009	0,014	3,0					10	<0,005	0,009	7,8					1,5	0,094	0,097	12,6						
09/01/2006	276	0,008	0,009	214,6	50	<0,005	0,005	21,6	24	<0,005	0,006	12,4	31	<0,005	<0,005	13,4					90	<0,005	0,006	46,7					78	0,041	(<0,08*)	539,1						
10/03/2006	1300	0,013	0,014	1572,5	(333*)	<0,005	<0,005	< 143,8	(63*)	<0,005	0,005	27,2	(82*)	<0,005	<0,005	< 35,4																						
10/03/2006	1460	0,012	0,012	1513,7	435	<0,005	<0,005	< 187,9	68	0,006	0,009	52,9	99	<0,005	<0,005	< 42,8																						
12/03/2006	1220	0,012	0,013	1370,3	190	<0,005	<0,005	< 82,1	48	<0,005	<0,005	< 20,7	55	<0,005	<0,005	< 23,8																						
Moyenne	858			937,6	220			< 126,0 (98,4)	42			< 24,2 (22,8)	54			< 23,7 (16,9)																						
S _{BV} (km²)	26,6				6,38				0,89				1,4				1,44			0,50 (1)				3,79					2,51									
S _{av} /S _{av} Leysse	1				0,24				0,033				0,039				0,054			0,019				0,142			(0,07)		0,094				1,69	1,31				
Ratio $\frac{\bar{Q}}{\bar{Q}}$ Silène	1				0,29				0,03				0,03				0,03			0,014				0,12			0,07		0,065					1,65	1,35			
Ratio $\frac{Q}{Q}$ campagne 2005-2006	1				0,26				0,05				0,06																						1,37			
I-E (kg/l/ha/an)	14 600				775 (BV "E+I")				294 (BV "M")				377 (BV "N")				609 (BV "O + K")			546 (BV "P + R")				733 (BV "U")					733 (BV "V")				1676 (BV "S")			20 340	16 050	
Ratio Σ (I-E) ⁺ (I-E) (Leysse)	1				0,053				0,020				0,026				0,042			0,037				0,050			0,042		0,115					1,39	1,10			
Ratio Σ ΦP _{TF} ÷ ΦP _{TF} (Leysse)	1				< 0,13 (0,10)				< 0,026 (0,024)				< 0,025 (0,018)																						< 1,18 (1,14)			

Tableau 33 : Mesures comparatives des concentrations en phosphore sur la Leysse de Novalaise et les autres affluents du lac Campagne 2005-2006

(333*) : Mesure non effectuée ; reconstitution par référence au débit de la Leysse
(< 0,08**) : La mesure (2,241 mg/l) est a priori aberrante compte tenu de la concentration en P.PO4

Les valerus entre parenthèses de ΦP_{TF} ont été calculées en considérant que les concentrations "<0,005" correspondent à une concentration réelle ≈ 0,003 mg/l

Bassin versant	Campagne	— L/s	Présente étude									Rappel étude SILENE	
			ϕ P.PO ₄		ϕ P _{TF} $\times 2,5 \text{ à } 4$		ϕ P _T		$\overline{\text{P.PO}}$	$\overline{\text{P}}$	$\overline{\text{P}}$	ϕ P _T	
			t/an	kg/ha/an*	t/an	kg/ha/an*	t/an	kg/ha/an*	µg/l	µg/l	µg/l	t/an	kg/ha/an**
Leyse de Novalaise	06/93 → 05/94	835	0,48	0,33	0,83	0,56	2,08 à 3,32	1,41 à 2,25	18,2	31,5	80 à 160	1,7 (2,1)	1,15 (1,43)
S _{BV} = 27,03 km ²	07/05 → 06/06	340	0,16	0,11	0,26	0,18	0,66 à 1,04	0,45 à 0,72	14,9	24,2	61,5 à 123		
SAU = 14,73 km ²	Moyenne 1	587	0,32	0,22	0,545	0,37	1,37 à 2,18	0,93 à 1,49	16,5	27,8	69,6 à 139,2		
	Moyenne 2	587			0,472	0,32	1,18 à 1,89	0,80 à 1,28					
Ensemble du bassin versant du lac (φ=φLeyse x 1,4)	06/93 → 05/94		0,67	0,34	1,16	0,58	2,91 à 4,66	1,46 à 2,33				2,4 (2,9)	1,21 (1,45)
SBV = 54,29 km ²	07/05 → 06/06		0,22	0,11	0,36	0,18	0,92 à 1,47	0,46 à 0,74					
SAU = 19,88 km ²	Moyenne 1		0,45	0,23	0,76	0,38	1,92 à 3,07	0,97 à 1,54					
	Moyenne 2				0,66	0,33	1,65 à 2,64	0,83 à 1,33					

Tableau 34 : Evaluation des charges annuelles des différentes formes du phosphore apportées au lac d'après les liaisons débit-flux de phosphore établie fonction du résultat de la campagne 2005-2006

* Charge rapportée à la SAU (1 473 ha)

** SAU 1994 supposée identique à la SAU actuelle

Moyenne 1 : Moyenne des résultats bruts des deux campagnes

Moyenne 2 : Moyenne 1 réduite du flux ponctuel permanent ($\approx 200 \text{ g P}_{\text{TF}}/\text{j}$)

Rapport SILENE : les valeurs entre parenthèses se réfèrent à la correction proposée au paragraphe 5.1 de la 2^{ème} phase du rapport

Campagne		Q > 0 m³/s	Q > 0,5 m³/s	Q > 1 m³/s	Q > 1,5 m³/s	Q > 2 m³/s
06/93 → 05/94	NJ	365 j (100 %)	163 j (44,7 %)	96 j (26,3 %)	52 j (14,2 %)	37 j (10,1 %)
	P.PO ₄	482 kg (100 %)	424 kg (87,9 %)	365 kg (75,8 %)	295 kg (61,2 %)	254 kg (52,8 %)
	P _{TF}	833 kg (100 %)	734 kg (88,1 %)	634 kg (76,1 %)	519 kg (62,3 %)	453 kg (54,4 %)
07/05 → 06/06	NJ	365 j (100 %)	68 j (18,6 %)	29 j (7,9 %)	14 j (3,8 %)	4 j (1,1 %)
	P.PO ₄	157 kg (100 %)	98 kg (62,6 %)	67 kg (42,8 %)	42 kg (26,6 %)	20 kg (12,5 %)
	P _{TF}	265 kg (100 %)	164 kg (62,0 %)	111 kg (41,8 %)	69 kg (26,2 %)	34 kg (12,9 %)

Tableau 35 : Charges annuelles en phosphore (P.PO₄ et P_{TF}) apportées au lac par le bassin de la Leyse au-dessus de différents seuils de débit

NJ : Nombre de jours pendant lesquels le seuil de débit est dépassé

Bassin versant	NA	S _{BV}	S _F	SAU	S _C	S _P	S _U	Module l/s	Type de sol	Infiltrabilité	ΦP _T	ΦP _P	ΦP _{TF}	ΦP.PO ₄	P _{TF} /P _T	P.PO ₄ /P _{TF}	Φ $\tilde{P}_T$				Bilan terrestre P _T	Observations
		km²	km²	km²	km²	km²	km²				kg/ha/an						kg/ha/an				kg/ha/an	
Leyse de Novalaise	2	26.6	ND	14.73	4.82	9.91	ND	520	Sols sableux sur molasse Sols sur moraines würmiennes Fluvio sols	Fort Faible Moy. à forte	0.80 - 1,28 (0.93 - 1.49)	1.6	0.32 (0.37)	ND (0.22)	25 à 40	59.3	0.8 - 1.2	ND	27.8	16.5	32.9 - 22.8 = 10.1	
Merube (réf. B7, B17)	4	3.02	1.22	1.55	1.32	0.23	0.22	29.5	Sols bruns sur moraines würmiennes à tendance argileuse	Plutôt faible	0.76 (0.94)	0.64 (0.74)	0.11 (0.19)	(0.13)	20.7 (20.2)	(68.4)	1.7 - 2.6	155	32	20	21.9 - 11.1 = 10.8	50 % des structures interparcellaires peu aptes à déconnecter les parcelles du réseau hydrographique
Au Castor (réf. B15)	3	11	-	9.9	~7.7	~2.2	-	138	Sols sur argiles marines et lacustres en aval Sols sur "tils" calcaires en position moyenne Sols sur "tils" sur fonds d'agile et schistes	Variable	1.54	0.97	0.57		37		1.4 - 2.2	ND	ND	ND	moy. : 10.8	Importante zone de sédimentation (ép. > 0.75 m) le long de la partie aval du cours d'eau
Sous bassin du Redon (réf. B3)	2	0.014	-	0.014	0.005	0.009	-	6	Sols sur moraine würmienne	Plutôt faible	0.60				50		0.7 - 1.1	ND	ND	ND	ND	Bassin versant purement agricole. Absence de bâtiment agricole
Redon (réf. B3, B12, B13)	3	33	ND	18	3	15	ND	500			0.33	(1.94)					0.5 - 0.75	ND	30 - 60	ND	ND	Les eaux de drainage d'un tiers des terres agricoles, soit 600 ha, transitent par des zones humides, ce qui explique, selon la réf. 33, l'écarte entre P _T et $\tilde{P}_T$
Foron (réf. B12, B5, B13)	4	57	ND	25	ND	ND	ND	ND			0.22	(2.00)					ND	30 - 60	ND	ND	ND	

Tableau 36 : Données bibliographiques concernant les flux diffus d'origine agricole - Comparaison avec le cas du bassin versant de la Leyse de Novalaise

Calcul de $\Phi \tilde{P}_T$ (moy. interannuelle théorique) : [S_C x 2 à 3 kgP/ha/an + S_P x 0,2 à 0,3 kg P/ha/an] ÷SAU

Φ_P_T : Les valeurs entre parenthèses désignent le flux total moyen annuel à l'exutoire du bassin versant divisé par la SAU alors que les valeurs sans parenthèses concernent le flux diffus moyen annuel agricole (= flux total réduit des estimations des contributions urbaines et forestières) également divisé par la SAU

S_{BV}, S_F, SAU, S_C, S_P, S_U = Surfaces bassin versant, forestière, agricole utile, en culture, en prairies, urbaines

NA = Nombre d'années de mesures

ΦP_T, ΦP_P, ΦP_{TF}, ΦP.PO₄ = Flux moyen phosphore total, phosphore particulaire, phosphore total filtré, orthophosphates

$\overline{[P_T]}$, $\overline{[P_{TF}]}$, $\overline{[P.PO_4]}$ = Concentrations moyennes annuelles

Bilans terrestres P_T : intrants – extrants = bilans moyens annuels

Bassin versant	Référence	Paramètre	Flux spécifique* kg/ha/an
Lac d'Aiguebelette	Présente étude 2006 SAU = 1473 ha Cultures : 33 %	1 - Flux annuel P_T moyen 2 - Intrants P - extrants P 3 - Ratio 1/2 (%)	0,80 à 1,28 10 8 à 12,8
Mercube	B7 1998 SAU = 155 ha Cultures : 85 %	1 - Flux annuel P_T moyen 2 - Intrants P - extrants P 3 - Ratio 1/2 (%)	0,76 10,8 7,0
Au Castor	B15 2002 SAU = 990 ha Cultures : 78 %	1 - flux annuel P_T moyen 2 - Intrants P - extrants P 3 - Ratio 1/2 (%)	1,54 10,8 14,3

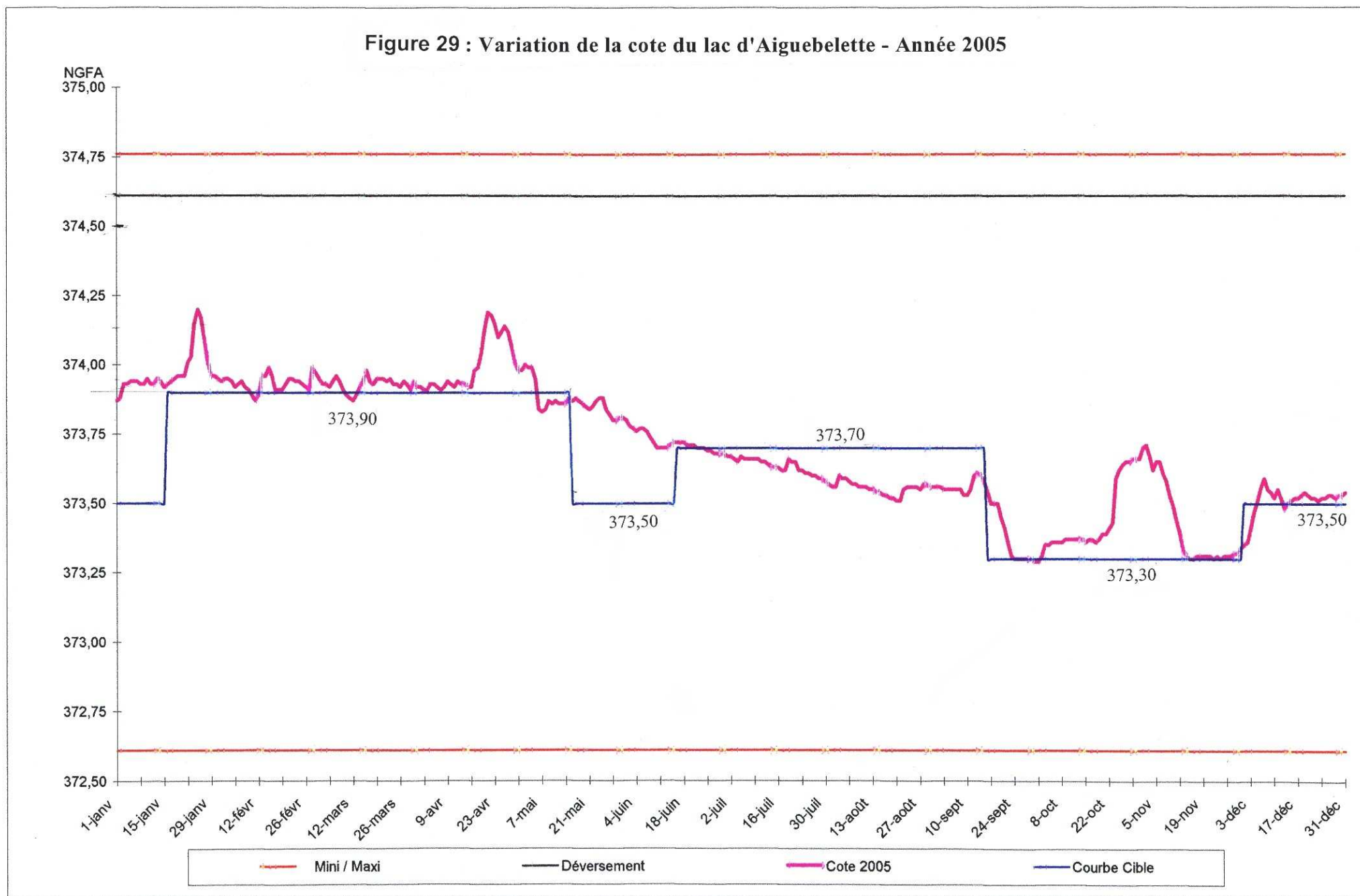
Tableau 37 : Comparaison des intrants-extrants de phosphore d'origine agricole (sur parcelles) aux flux annuels de phosphore d'origine agricole produits à l'exutoire

* Flux global rapporté à la SAU

Bassin versant	Référence	Utilisation du sol	Bilan terrestre phosphore (kg P/ha/an)		
			Intrants	Extrants	Intrants-Extrants
Lac d'Aiguebelette	Présente étude 2006	- Terres labourées - Parcs de pâtures et prairies naturelles extensives	21,1	15,8	7,9 à 16,7 (moy. 11,0) 5,3
Mercube	B7 1998	- PT1, PT2 ("pôle traditionnel" dominé par herbages)	20,1	12,1	8,0
		- M1, M2 ("filière production de masse" dominée par les cultures - intensification moyenne)	8,5	3,9	4,6
		- M3, M4, M5 ("filière production de masse" - intensification poussée)	28,4	14,3	14,1
		Ensemble	21,9	11,1	10,8
Bas Chablais	B5 1995	- PT1, PT2	ND	NE	4,0 à 12,8
		- M1, M2	ND	ND	27,7 à 33,0
		- M3, M4, M5	ND	ND	26,8
Au Castor	B15 2002	- 1998	ND	ND	4,3 à 37,1 (moy. 12,2)
		- 1999	ND	ND	- 3 à 32,1 (moy. 9,3)

Tableau 38 : Bilans terrestres du phosphore total - Bibliographie - Comparaison avec la présente étude

Figure 29 : Variation de la cote du lac d'Aiguebelette - Année 2005



Année	Mois	1		2	3		4	5	6	7	8	9		10		11	
		Vol. turbiné m ³ m ³ /s		Niveau initial lac IGN69	Variation niveau m m ³ /s		Niveau moyen lac IGN69	Q réservé m ³ /s	Apport leysse m ³ /s	Apport BV lac m ³ /s	Précipitations mm	Apports précipitations lac m ³ /s m ³ /s		Evaporation mm m ³ /s		Bilan m ³ /s m ³	
2005	1	5 695 200	2,13	373,87	+0,07	0,138	373,97	0,202	0,803	1,730	(77,9)	412 870	0,154	-	-	1,54	4 124 700
	2	3 780 000	1,56	373,94	+0,03	0,066	373,93	0,201	0,469	1,010	(90,4)	479 120	0,198	-	-	0,94	2 274 000
	3	6 476 400	2,42	373,97	-0,05	-0,099	373,93	0,201	0,626	1,349	(84,9)	449 970	0,168	-	-	1,41	3 776 500
	4	11 138 400	4,30	373,92	+0,06	0,123	374,00	0,203	1,340	2,887	(174,6)	925 380	0,357	80	0,164	2,75	7 128 000
	5	2 998 800	1,12	373,98	-0,18	-0,356	373,87	0,199	0,294	0,633	(66,9)	354 570	0,132	107	0,212	0,71	1 901 700
	6	705 600	0,27	373,80	-0,13	-0,266	373,72	0,193	0,078	0,168	39,2	207 760	0,080	105	0,215	0,11	285 100
	7	-	-	373,67	-0,11	-0,218	373,63	0,190	0,046	0,099	54,5	288 850	0,108	125	0,247	(-0,01)	-26800
	8	-	-	373,56	0	0	373,55	0,187	0,046	0,099	96,9	511 980	0,191	100	0,198	(-0,09)	-241100
	9	1 764 000	0,68	373,56	-0,27	-0,552	373,47	0,184	0,074	0,159	57,8	306 340	0,118	65	0,133	0,51	1 321 900
	10	-	-	373,29	+0,41	0,811	373,44	0,183	0,280	0,603	116,7	618 510	0,231	43	0,085	(-0,24)	-642 800
	11	3 465 000	1,34	373,70	-0,35	-0,716	373,42	0,182	0,285	0,614	56,6	299 980	0,116	-	-	1,26	3 265 900
	12	2 368 800	0,88	373,35	+0,23	0,455	373,51	0,185	0,541	1,165	83,2	440 960	0,165	-	-	0,69	1 848 100
2006	1	1 058 400	0,40	373,58	+0,35	0,693	373,83	0,197	0,419	0,903	35,8	184 440	0,069	-	-	0,08	214 300
	2	2 847 600	1,18	373,93	-0,03	-0,066	373,90	0,200	0,413	0,890	57,8	306 340	0,127	-	-	0,89	2 153 100
	3	7 459 200	2,78	373,90	+0,11	0,218	373,92	0,201	0,875	1,885	148,4	786 520	0,294	-	-	1,76	4 714 000
	4	6 426 000	2,48	374,01	-0,09	-0,184	373,92	0,201	0,651	1,402	64,9	343 970	0,133	80	0,164	1,35	3 499 200
	5	3 452 400	1,29	373,92	-0,10	-0,198	373,88	0,199	0,321	0,692	114,9	608 970	0,227	107	0,212	0,71	1 901 700
	6	680 400	0,26	373,82	-0,11	-0,225	373,72	0,193	0,129	0,278	55,6	294 680	0,114	105	0,215	0,21	544 300
	7	151 200	0,06	373,71	+0,04	0,079	373,75	0,195	0,154	0,332	76,8	407 040	0,152	125	0,247	(-0,04)	-107100

Tableau 39 : Evaluation des différents termes du bilan hydrique mensuel du lac d'Aiguebelette - Janvier 2005 à Juillet 2006

5 estimé à partir de 4 (équation donnant le débit passant par la vanne du débit réservé)

7 = 6 x 57,3/26,6 (ratio S_{BV} lac / S_{BV} Laysse de Novalaise)

9 = 8 x 5,3 km²

11 = 7 + 9 – 10 – 3 – 5 devrait être théoriquement égal à **1** si on néglige les pertes par infiltrations et les éventuelles prises d'eau AEP dans le lac

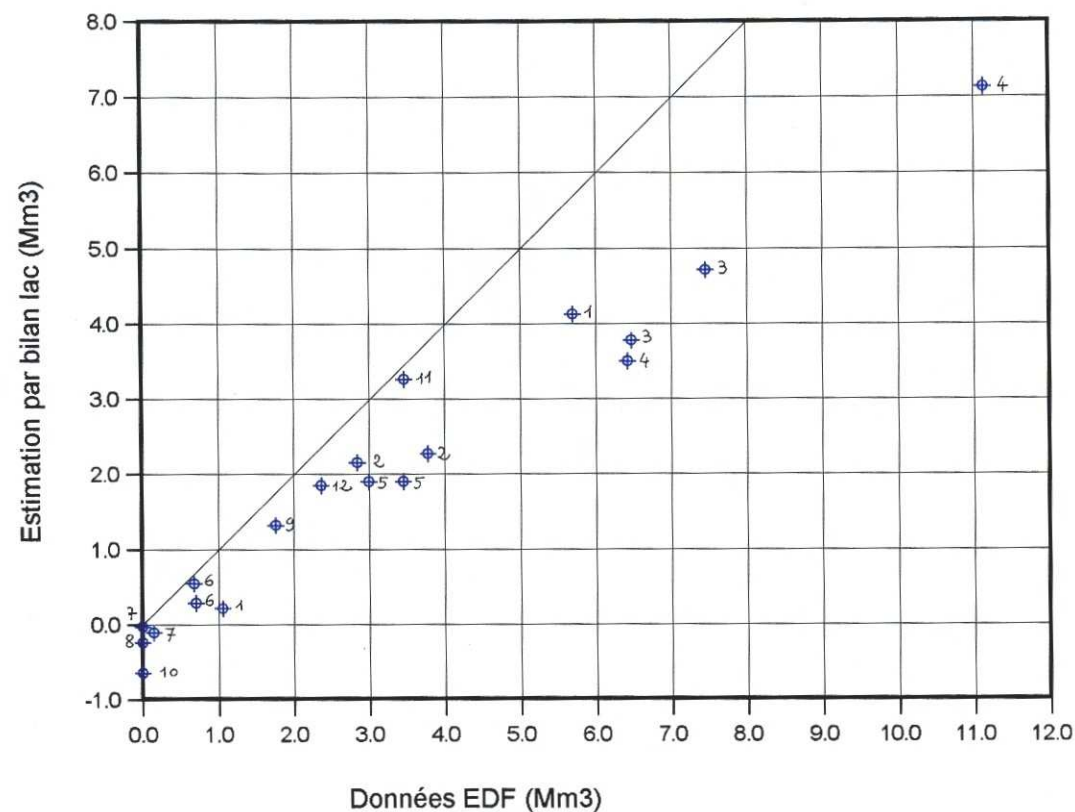


Figure 30 : Volumes mensuels turbinés à l'usine EDF de La Bridoire - Comparaison données EDF/estimation par bilan lac
Période janvier 2005 à juillet 2006 (le chiffre à côté de chaque point correspond au mois)

		23 février 2006 (P. Secchi = 8,1 m)		17 mars 2006 (P. Secchi = 7 m)	
Profondeur		P_T	P.PO4	P_T	P.PO4
m		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
2	Verticale A	8	< 5	< 5	< 5
6		< 5	< 5	< 5	< 5
40		< 5	< 5	< 5	< 5
60		< 5	< 5	< 5	< 5
65		< 5	< 5	< 5	< 5
Moyenne		< 5,2	< 5	< 5	< 5
2	Verticale N	< 5	< 5	< 5	< 5
6		< 5	< 5	< 5	< 5
30		< 5	< 5	< 5	< 5
40		< 5	< 5	< 5	< 5
Moyenne		< 5	< 5	< 5	< 5

		16 janvier 2007 (P. Secchi) 11,5 m)		5 février 2007 (P. Secchi = 7,4 m)		28 mars 2007 (P. Secchi = 6,4 m)	
Profondeur		P_T	P.PO4	P_T	P.PO4	P_T	P.PO4
m		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
2	Verticale A	45		17		< 5	
20		40		19		< 5	
40		5		13		9	
60		9		18		12	
65		11		15		5	
Moyenne		20,3		16,4		< 7,4	

Tableau 40 : Hivers 2006 et 2007 - Lac d'Aiguebelette - Concentration en phosphore et profondeur de Secchi

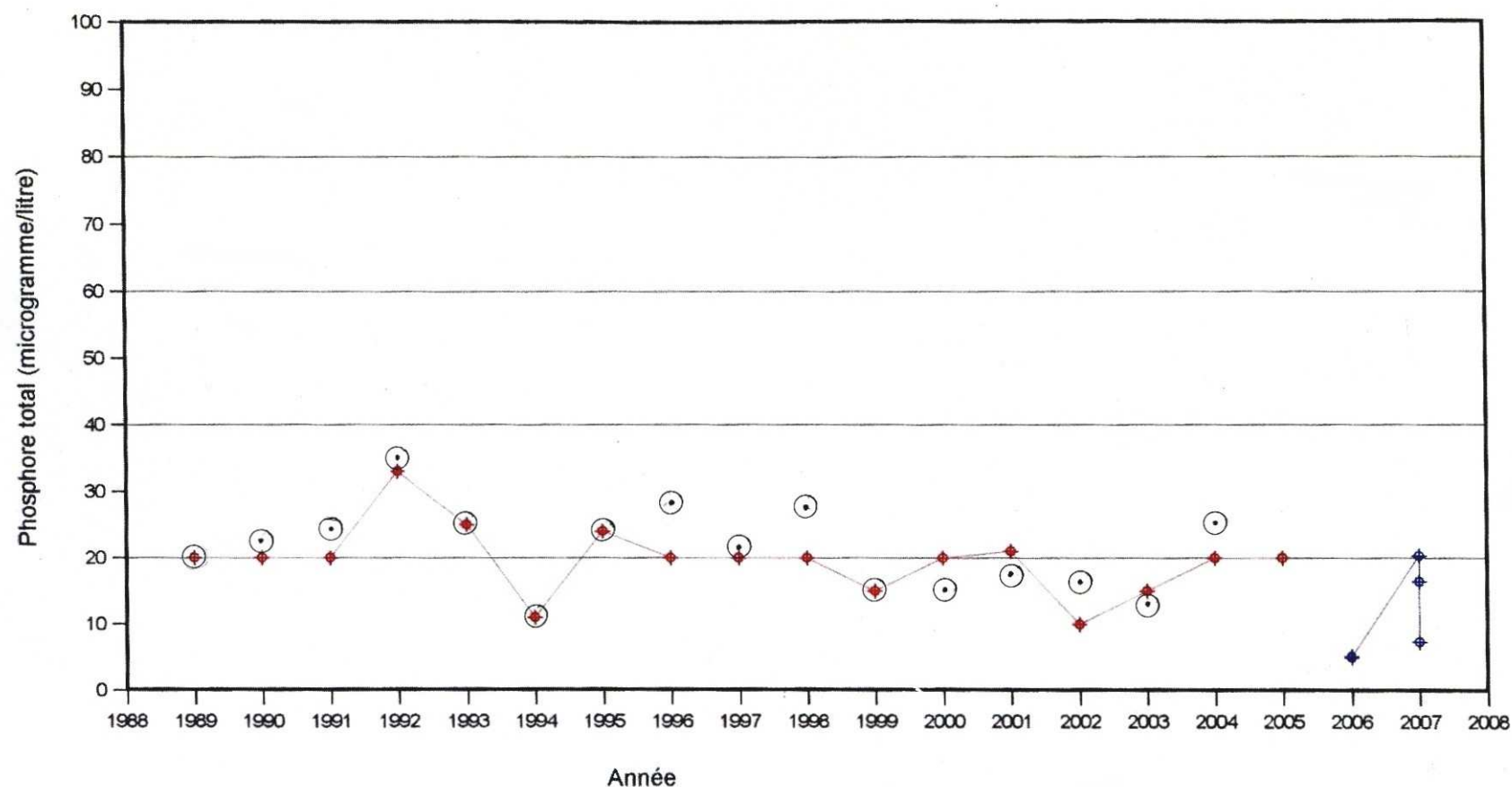


Figure 31 : Lac d'Aiguebelette - Evolution de la concentration en phosphore total hivernal au point A
(D'après réf. A21 + compléments 2007)

Savoie-Labo

Air-Eau-Environnement



Concentrations indiquées dans la réf. A23

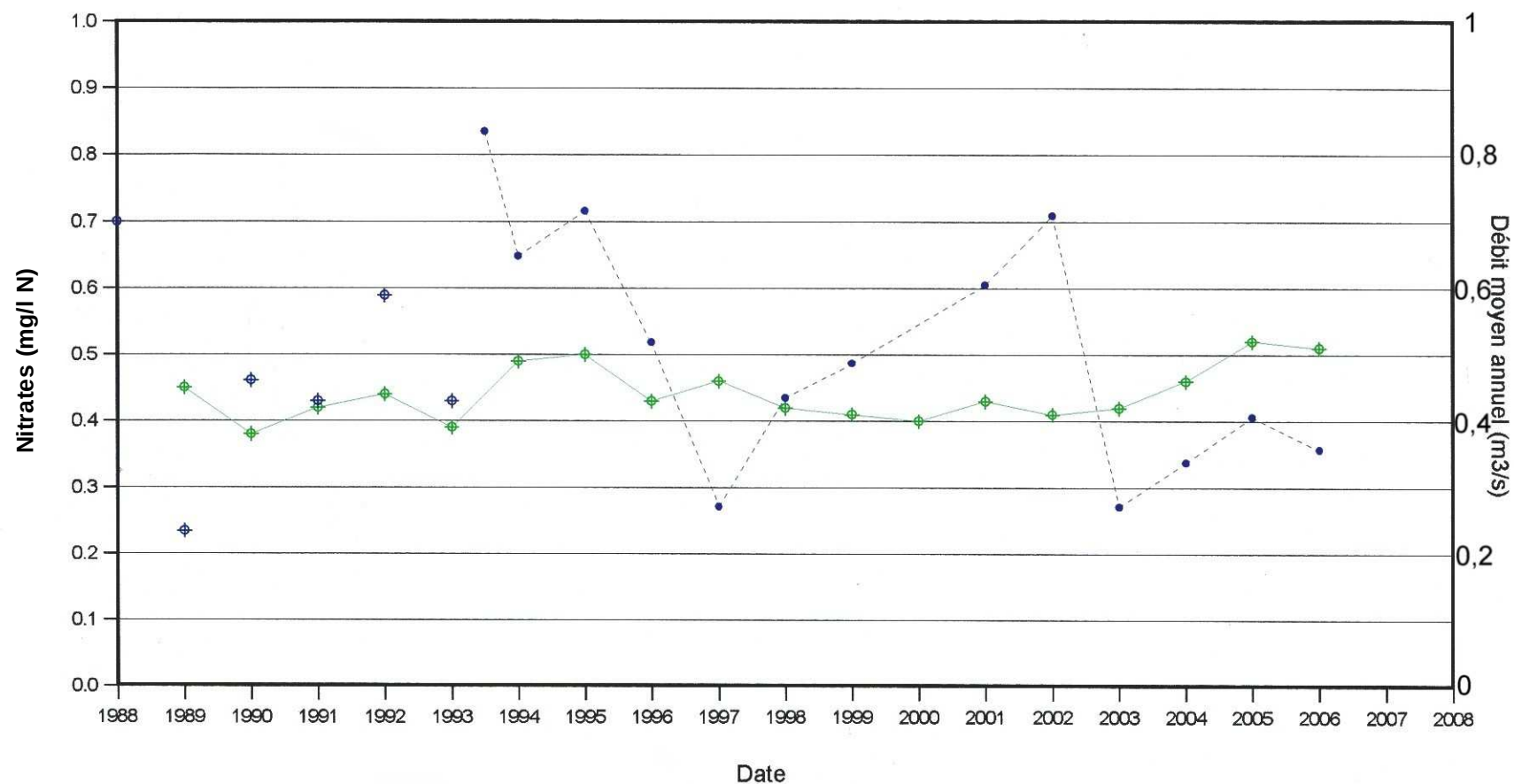


Figure 32 : Lac d'Aiguebelette - Evolution des nitrates au point A

Nitrates

Q moy. annuel Leysse

Q moy. annuel reconstitué

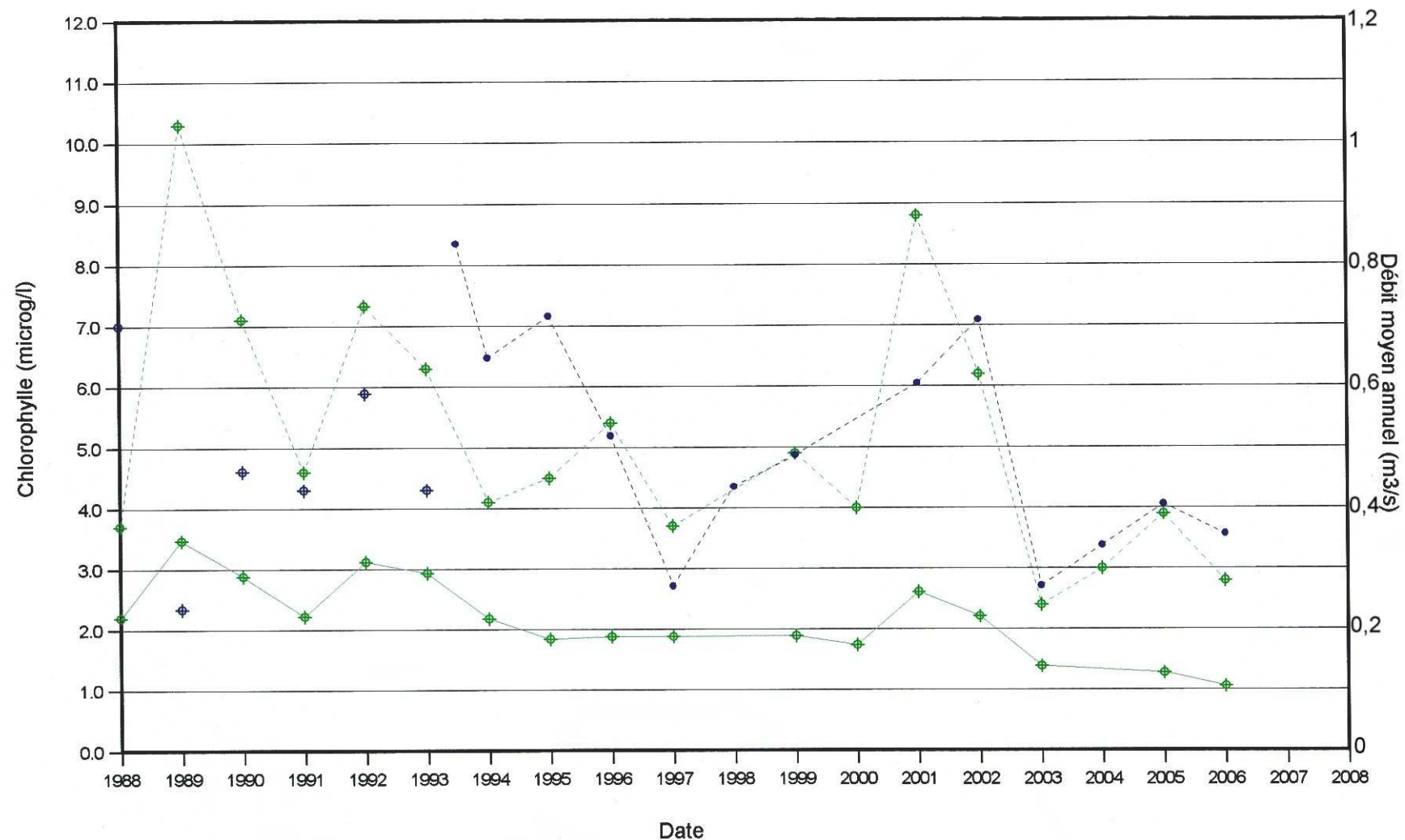


Figure 33 : Lac d'Aiguebelette - Evolution de la chlorophylle au point A

Chlorophyll moy.

Chlorophyll max

Q moy. annuel Lysse

Q moy. annuel reconstitué

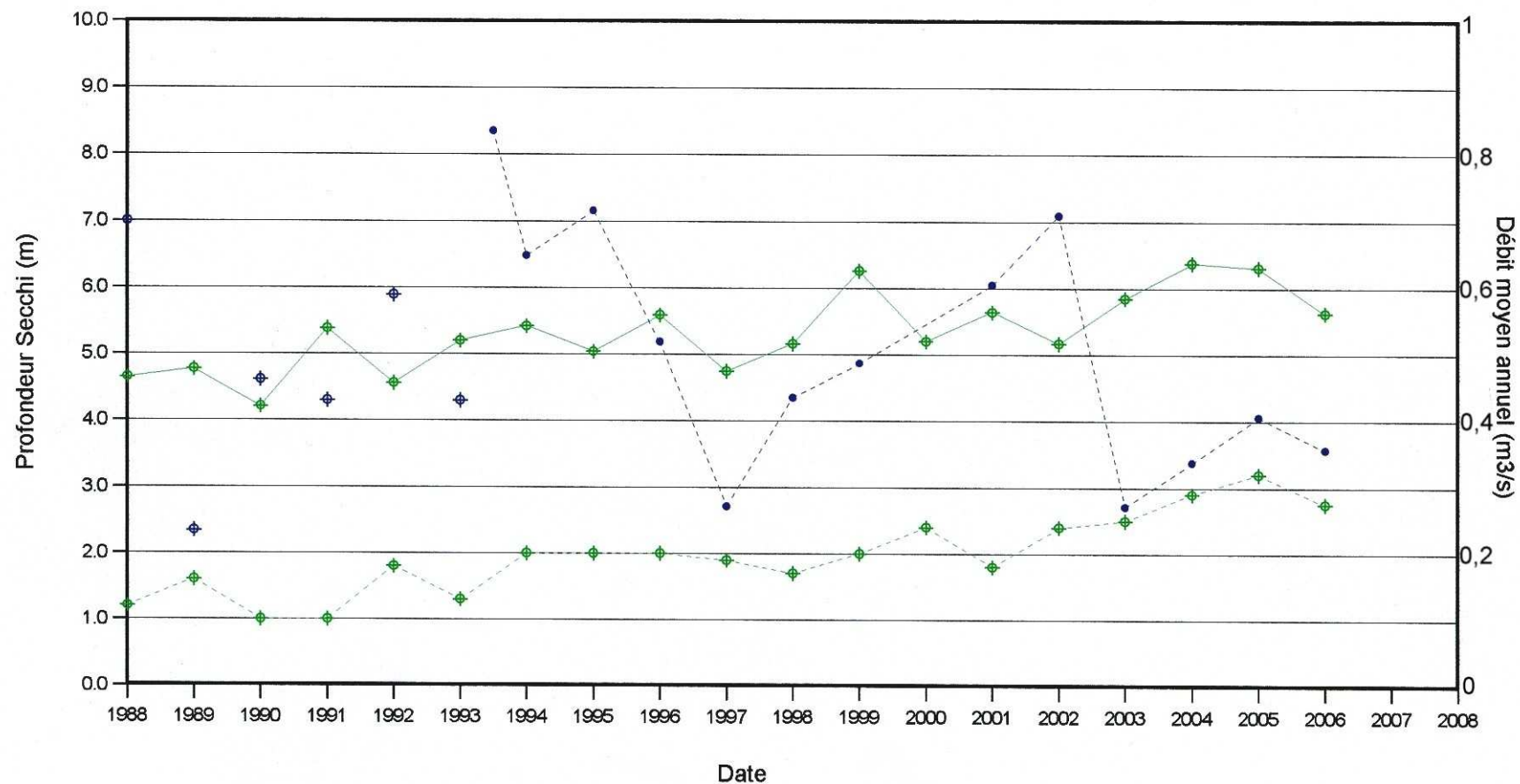


Figure 34 : Lac d'Aiguebelette - Evolution de la profondeur de Secchi au point A



Catégorie trophique	[P _L] µg/l	[Chl] µg/l	[Chl] ^{max} µg/l	(Sec) m	(Sec) ^{min} m
Ultra-oligotrophie	≤ 4,0	≤ 1,0	≤ 2,5	≥ 12,0	≥ 6,0
Oligotrophie	≤ 10,0	≤ 2,5	≤ 8,0	≥ 6,0	≥ 3,0
Mésotrophie	10 - 35	2,5 - 8	8 - 25	6 - 3	3 - 15
Eutrophie	35 - 100	8 - 25	25 - 75	3 - 1,5	1,5 - 0,7
Hypereutrophie	≥ 100	≥ 25	≥ 75	≤ 1,5	≤ 0,7

Tableau 41 : Classification à valeurs limites déterminées (OCDE, 1982)

[P_L] : Concentration moyenne du phosphore total dans le lac

[Chl] : Concentration en chlorophylle

Sec : Profondeur de Secchi

	2001	2002	2003	2004	2005	Moyenne 2001-2005	Evolution globale
Cyanobactéries	13	25	16	15	17	17,2	→
Dinoflagellés	5	8	6	6	8	6,6	↗
Cryptophycées	6	4	5	3	3	4,2	↘
Chrysophycées	15	19	20	15	10	15,8	↘
Euglénophycées	1	2	2	1	2	1,6	→
Diatomées	25	25	34	26	50	32	↗
Xanthophycées	0	0	1	0	0	0,2	→
Chlorophycées	15	21	28	32	27	24,6	↗
Coujuguées	3	4	6	5	5	4,6	→
Total	83	108	118	103	122	107	↗

Tableau 42 : Nombre d'espèces phytoplanctoniques observées par classe (réf. A16 - 2005)

Années	2001	2002	2003	2004	2005
Biomasse annuelle moyenne	1758	4509	2127	3073	902
Biomasse printanière moyenne (BP)	1522	5905	2200	1581	873
Biomasse estivale moyenne (BE)	2152	3579	2072	3913	936
BP/BE	0,71	1,65	1,06	0,40	0,93
Biomasse printanière maximale (mois)	3475 (mai)	10709 (avril)	4111 (mai)	2900 (mai)	1564 (mai)
Biomasse estivale maximale (mois)	3520 (juil)	6905	3655 (juil)	9423 (sept)	2176 (juil)

Tableau 43 : Biomasses annuelles moyennes, biomasses saisonnières et biomasses maximales (µg/l) dans le lac d'Aiguebelette entre 2001 et 2005

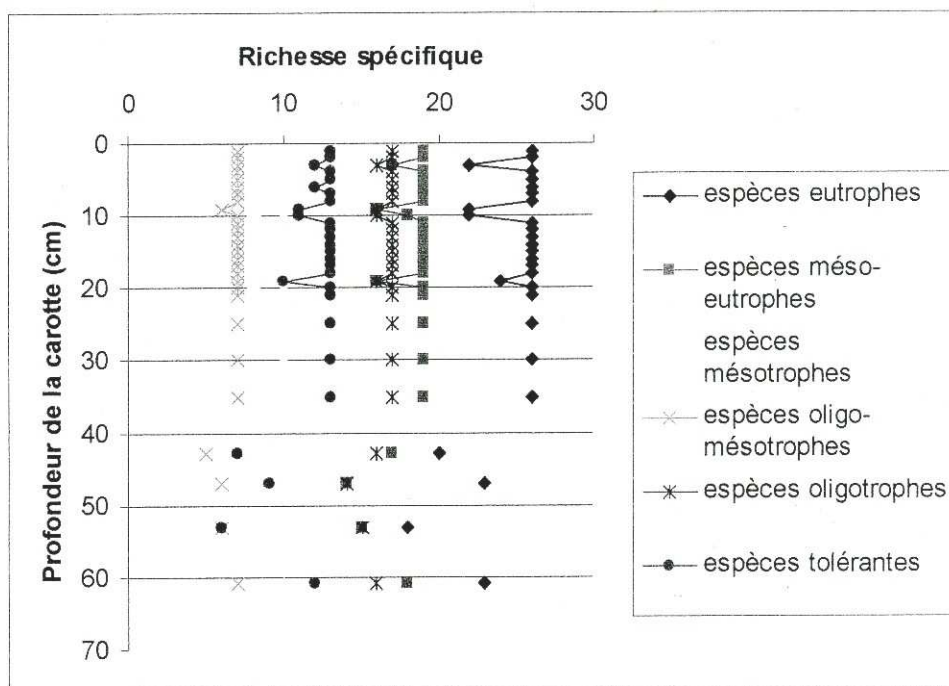


Figure 35 : Evolution temporelle de chaque groupe trophique d'espèces diatomiques présentes dans les sédiments du lac d'Aiguebelette (réf. A23)

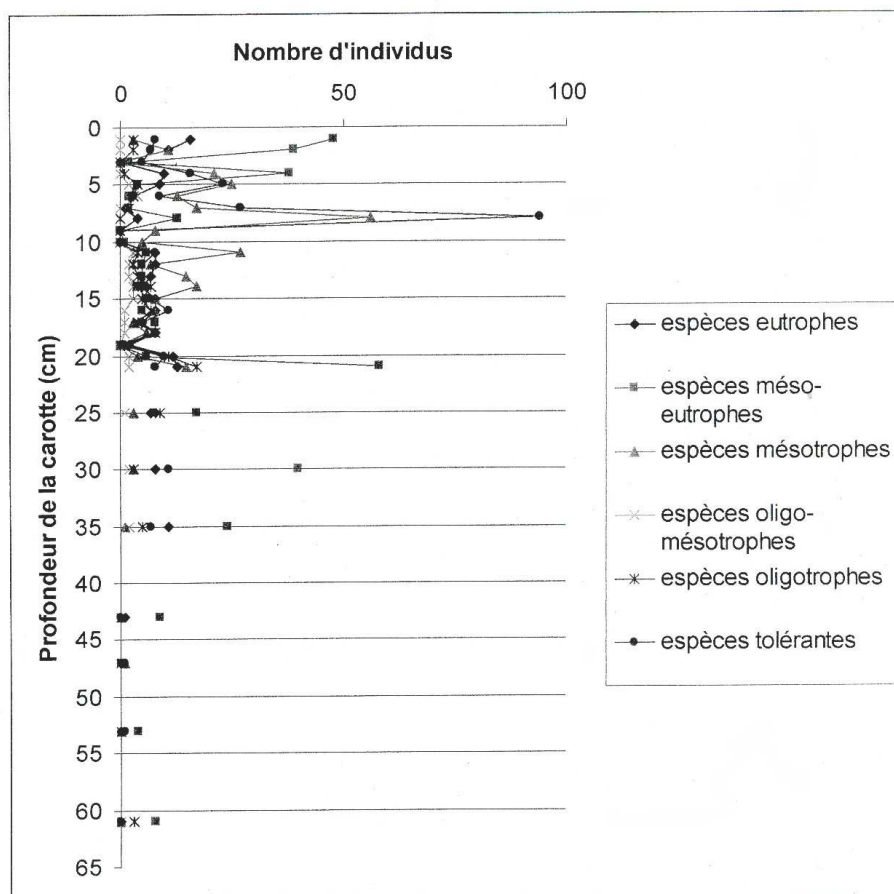


Figure 36 : Evolution temporelle de l'affinité trophique des diatomées de la carotte du lac d'Aiguebelette (réf. A23)

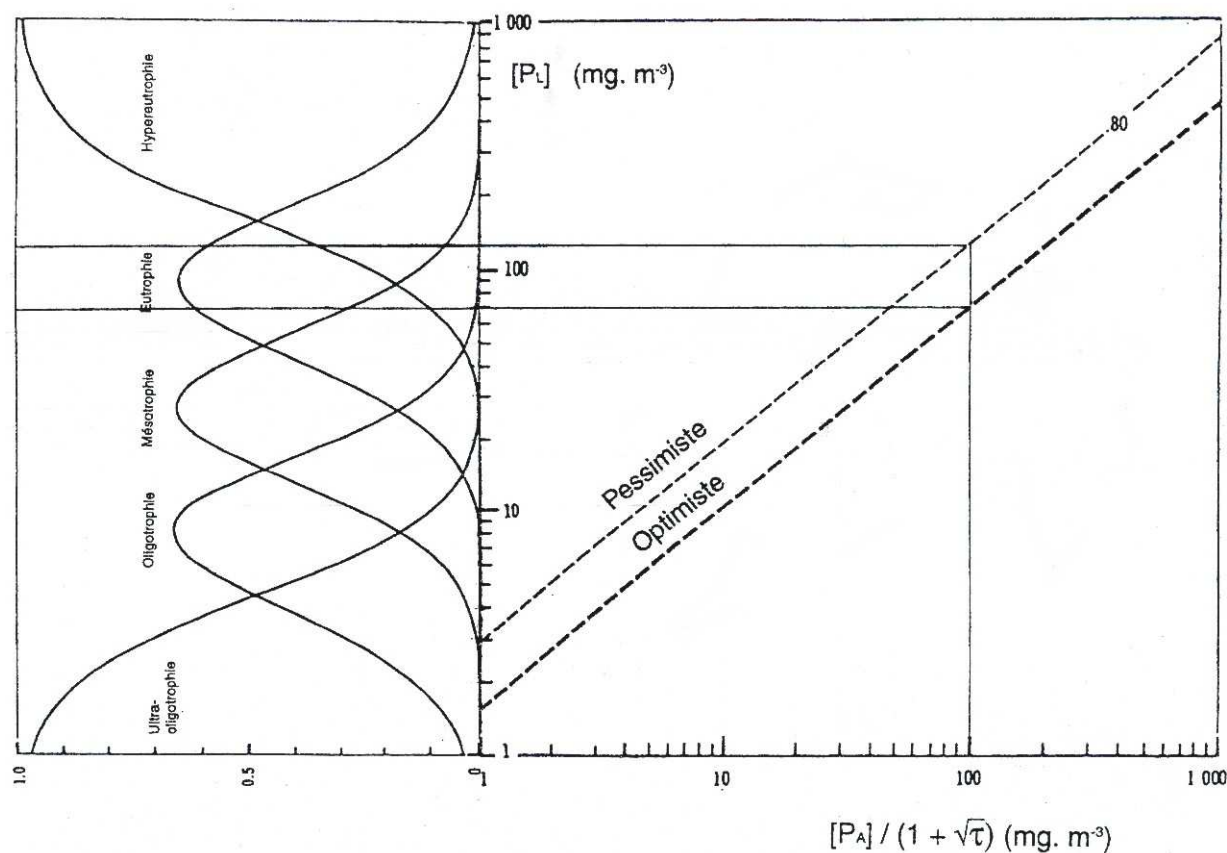


Figure 37 : Distribution probable des différentes catégories trophiques en fonction de $[P_A] / (1 + \sqrt{\tau})$ selon le mode
Mode "diagnostic" : point de vue optimiste utilisant la droite de régression - Mode "pronostic" : point de
vue pessimiste utilisant l'intervalle de confiance au niveau 80 % (d'après OCDE, 1982) - (extrait de la
référence C12)

Variable	Unité	Minimum	Moyenne	Maximum	Aiguebelette
Surface du lac	km ²	0,025	6,6	58 000	5,3
Profondeur moyenne	m	1,7	14,3	313	30
Temps de séjour hydraulique	an	0,016	1,2	700	4
Conc. moy. ann. en P-total	mg/m ³	3,00	47,1	750	10 à 20
Conc. moy. ann. des affluents en P-total	mg/m ³	4,7	112,2	1425	48 à 76
Conc. moy. ann. en chlorophylle	mg/m ³	0,3	8,4	89	1 à 3
Conc. max. ann. en chlorophylle	mg/m ³	2,0	22,8	275	2 à 9
Moyenne annuelle de la transparence	m	0,8	3,3	28,3	5 à 6

Tableau 44 : Caractéristiques statistiques de l'échantillon des 144 lacs en climat tempéré ayant servi de base au calage du modèle de Vollenweider / OCDE 1982 ; moyennes géométriques et valeurs estimées des principales variables utilisées pour établir les régressions (d'après réf. C12) - Comparaison avec le lac d'Aiguebelette

Période annuelle	Volume lac Mm ³	Charge P _T t/an	Apport annuel				τ Ans	[P _A] mg/m ³	[P _A]/1+ $\sqrt{\tau}$
			BV Mm ³	Evap. Mm ³	Précip. Mm ³	Σ Mm ³			
Juin 1993 - Mai 1994	166	2,91 – 4,66	53,75	– 3,31	6,36	56,80	2,92	51,2 – 82,0	18,9 – 30,2
Juillet 2005 - Juin 2006	"	0,92 – 1,47	21,89	– 3,31	5,00	23,57	7,04	39,0 – 62,4	10,7 – 17,1
Moyenne	"	1,92 – 3,07	37,82	– 3,31	5,68	40,19	4,13	47,8 – 76,4	15,7 – 25,2

Tableau 45: Paramètres de l'application du modèle Vollenweider / OCDE

τ : Temps de renouvellement du lac = volume lac / apport annuel

[P_A] : Concentration moyenne en phosphore total des apports

Période annuelle	Diagnostic	Ultra-oligotrophie	Oligotrophie	Mésotrophie	Eutrophie	Hypereutrophie
Juin 1993 - Mai 1994	Optimiste	0,02 à 0	0,43 à 0,17	<u>0,49</u> à <u>0,65</u>	0,06 à 0,18	0 à 0
	Pessimiste	0 à 0	0,11 à 0,03	<u>0,64</u> à <u>0,47</u>	0,24 à <u>0,47</u>	0 à 0,06
Juillet 2005 - Juin 2006	Optimiste	0,09 à 0,03	<u>0,63</u> à 0,44	0,28 à <u>0,48</u>	0,01 à 0,05	0 à 0
	Pessimiste	0,01 à 0	0,35 à 0,14	<u>0,57</u> à <u>0,65</u>	0,07 à 0,21	0 à 0
Moyenne	Optimiste	0,03 à 0	<u>0,47</u> à 0,24	<u>0,47</u> à <u>0,63</u>	0,03 à 0,13	0 à 0
	Pessimiste	0 à 0	0,17 à 0,04	<u>0,65</u> à <u>0,55</u>	0,18 à 0,38	0 à 0,02

Tableau 46 : Tendances trophique du lac - Résultat de l'application du modèle Vollenweider / OCDE

Les chiffres désignent des probabilités ; la somme des chiffres d'une ligne = 1

Les fourchettes de probabilité correspondent à celles portant sur les estimations des charges en phosphore total

Les probabilités encadrées correspondent aux états les plus probables (trait continu du cadre pour les bornes inférieures des fourchettes ; trait en tireté pour les bornes supérieures)

En bord de cours d'eau :

- espèces recommandées : luzerne, phacélie, lotier corniculé, minette, sainfoin, trèfle blanc, trèfle violet
- Autres espèces autorisées : dactyle, fétuque des prés, fétuque élevée, fétuque rouge, fléole des prés, ray-grass anglais, ray-grass hybride, brome cathartique, brome sitchensis.
-

En dehors des bords de cours d'eau :

- Espèces recommandées : luzerne, phacélie, lotier corniculé, minette, sainfoin, trèfle blanc, trèfle violet, trèfle de Perse, trèfle d'Alexandrie, vesce commune, vesce velue, vesce de Cerdagne, mélilot
- Autres espèces autorisées : dactyle, fétuque des prés, fétuque élevée, fétuque rouge, fléole des prés, ray-grass anglais, ray-grass hybride, ray-grass italien, brome cathartique, brome sitchensis, serradelle, pâturin, couverts des MAE 0402, 1401, 1403, couverts de gel faune sauvage, lupin blanc

Tableau 47 : Espèces végétales recommandées / autorisées pour la constitution des dispositifs enherbés (surfaces en couvert environnemental) - (Réf. B21)

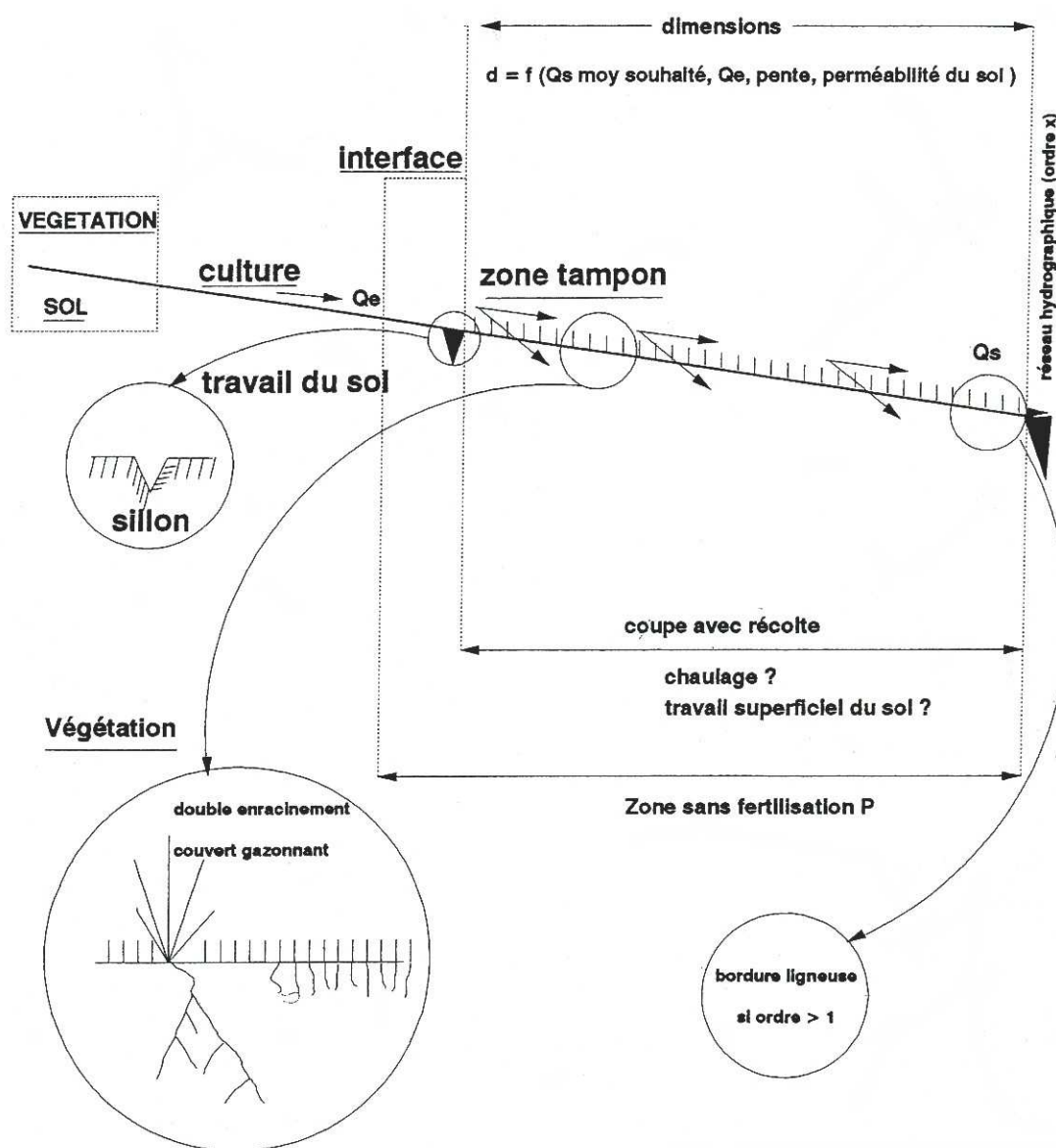


Figure 38 : Paramétrage et entretien d'un dispositif enherbé-type (Qe = débit d'entrée ; Qs = débit de sortie) - (d'après réf. B16)

A la mise en place	Entretien
– Semis perpendiculaire à la pente – Choix des espèces (graminées à fort tallage et légumineuses à enracinement profond) - Banquette ou sillon de diffusion à l'amont	– Inspection fréquence du filtre, en particulier après des événements pluvieux importants et des événements de longue durée – Eviter la formation de canaux d'érosion au niveau du filtre – Réensemencement ou ensemencements intercalaires des zones du DE qui seraient dénudées – Faucher et récolter l'herbe de façon à maintenir une hauteur de végétation modérée – Eventuellement application d'amendements

Tableau 48 : Cahier des charges-type d'un dispositif enherbé (d'après réf. B16)

BIBLIOGRAPHIE

LAC D'AIGUEBELETTE

- A1 "Etude du lac d'Aiguebelette" - *Université de Savoie* - 1978
- A2 "Le lac d'Aiguebelette - Etat de la qualité des eaux de pollution" - *G. Blake et C. Lascombe - Annales du Centre Universitaire de Savoie* - 1978
- A3 "Note préliminaire sur la composition phytoplanctonique du lac d'Aiguebelette" - *G. Blake* - 1984
- A4 "Etude du plancton du lac d'Aiguebelette - Campagne 1984" - *Université de Savoie* - 1984
- A5 "Etude de la contamination métallique du lac d'Aiguebelette" - *G. Blake* - 1984
- A6 "Quel avenir pour le lac d'Aiguebelette" - *Fédération des Associations de Protection du lac* - Août 1987
- A7 "Contrat de bassin versant pour le lac d'Aiguebelette - Dossier sommaire de candidature" - *Silène* - 1992
- A8 "Etude générale des cours d'eau affluents du lac - Etude théorique des apports en phosphore au lac" - *Silène* - 1993
- A9 "Qualité physico-chimique et hydrobiologique des eaux des affluents du lac d'Aiguebelette" - *Silène* - 1994
- A10 "Estimation de la pollution des eaux engendrée par l'autoroute A43" - *Silène* - 1994
- A11 "Etude de la faisabilité de l'assainissement individuel" - *Alp'Géorisques* - 1994
- A12 "Diagnostic de fonctionnement du réseau de collecte des eaux usées du Syndicat Intercommunal pour l'assainissement du lac d'Aiguebelette" - *Cerec-Epteau* - 1995
- A13 "Rendement du bassin décanteur-déshuileur du Neyret" - *Silène* - 1996
- A14 "Contrat de bassin versant du lac d'Aiguebelette - Savoie" - *Juillet* 1996
- A15 "Schéma Directeur d'Assainissement de la CCLA et cartes de zonage" - *Saunier-Environnement* - 2000
- A16 "Le phytoplancton du lac d'Aiguebelette" - *J.C. Druart - INRA de Thonon - Rapports 2000, 2001, 2002 et 2005*
- A17 "Etude des sédiments du lac d'Aiguebelette" - *G. Blake* - 2003
- A18 "Suivi allégé du lac d'Aiguebelette" - *Cellule technique du lac du Bourget* - Juin 2003
- A19 "Bilan des opérations d'assainissement - Diagnostic général du fonctionnement et perspectives de l'assainissement collectif sur la CCLA" - *Rapport de stage Anthony Bathias* - 2004
- A20 "Diagnostic du réseau d'assainissement de la Communauté de Communes du lac d'Aiguebelette" - *Profils Etudes* - Juillet 2006

- A21 "Suivi allégé 2006 du lac d'Aiguebelette" - *Cellule Technique du lac du Bourget - Mars 2007*
- A22 "Importance des terrains pour l'agriculture dans les documents d'urbanisme" - *Chambre d'Agriculture de la Savoie - Service foncier aménagement - Novembre 2003*
- A23 "Evolution de l'écologie de deux lacs subalpins (lac du Bourget et lac d'Aiguebelette) via l'étude des diatomées sédimentaires" - *S. Damlencour - INRA - Septembre 2005*

FLUX DE PHOSPHORE D'ORIGINE DIFFUSE PRODUITS PAR L'ACTIVITE AGRICOLE

- B1 "Le pouvoir fixateur des sols à l'égard du phosphore - Mesure et signification analytique" - *R. Studer - Les Premières journées de l'analyse de la terre - GEMAS - Blois - Décembre 1987*
- B2 "Pouvoir fixateur des sols vis-à-vis du phosphore : conséquence sur la fertilisation phosphatée" - *J.L. Morel et J.C. Fardeau - Perspectives agricoles n° 147 - Mai 1990*
- B3 "Pollution diffuse et gestion du milieu agricole : transferts comparés de phosphore et d'azote dans un petit bassin versant agricole" - *J.M. Dorioz et A. Ferhi - Water Research - 1993*
- B4 "Influence du développement des activités humaines sur les risques de transfert de pollution phosphatée diffuse au lac Léman" - *Document n° 2 - L. Perron et X. Cros - Octobre 1994*
- B5 "Activités agricoles et qualité des eaux superficielles dans le bassin lémanique français - Compte rendu final" - *D. Trévisan et al. - Décembre 1995*
- B6 "Conditions d'apparition du ruissellement dans les cultures annuelles de la région lémanique - Relation avec le fonctionnement des exploitations agricoles" - *J.Y. Vansteelant- et al. - Agronomie (1997) 17, pp 65-82*
- B7 "Modes de transfert du phosphore d'origine diffuse dans un petit bassin versant rural lémanique" - *L. Jordan-Meille - Thèse à l'EPF de Lausanne - 1998*
- B8 "Propriétés physico-chimiques et biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire selon l'origine des sédiments dans un bassin versant du lac Léman (France)" - *J.M. Dorioz, J.L. Pelletier et P. Benoît - Water Research - Vol 32 n° 2 - 1998*
- B9 "Transferts de polluants des bassin agricoles aux eaux de surface" - *J.M. Dorioz, J.Y. Vansteelant et D. Trévisan - Organisation et Gestion de l'Espace - Séminaire du département Environnement et Agronomie de l'INRA - Nonan-le-Fuzelier - Octobre 2000*
- B10 "Dynamic phosphorus mass balance modeling of large watersheds : long-term implications of management strategies" - *E.A. Cassel et al. - Water Science & Technology - Vol. 43 n° 5, pp 153-162 - 2001*
- B11 "Bandes herbeuses et lutte contre les pollutions diffuses d'origine agricole - Critères d'efficacité et conditions d'implantation" - *D. Trévisan et J.M. Dorioz - Rapport CIPEL - Campagne 2000-2001, pp 231-259*

- B12 "Maîtrise de la charge externe en phosphore des plans d'eau et fonctionnement des bassins versants" - J.M. Dorioz et P. Blanc - Dans "L'eau dans l'espace rural : vie et milieux aquatiques" - INRA - Editions - Paris - 2001, pp 113-132
- B13 "Transferts de phosphore des bassins versants agricoles vers les eaux de surface : l'expérience du bassin lémanique (France) et sa portée générale" - J.M. Dorioz et D. Trévisan - Agrosol - Décembre 2001 - Vol. 2 n° 2
- B14 "Use of simulation mass balance modeling to estimate phosphorus & bacteria dynamics in watersheds" - E.A. Cassel et al. - Water Science & Technology - Vol. 45 n° 9, pp 157-168
- B15 "Description du système de transfert du phosphore dans le bassin versant du ruisseau au Castor" - A.R. Michaud et al. - Agrosol - Décembre 2002 - Vol. 13 n° 2
- B16 "Les dispositifs enherbés : outil de gestion de la pollution diffuse phosphorée d'origine agricole ?" - J.M. Dorioz et A. Vansteelant - Rapport SHL - Avril 2002
- B17 "Soluble phosphorus dynamics in an agricultural watershed" - L. Jordan-Meille et J.M. Dorioz - Agronomie 24 (2004), pp 237-248
- B18 "Bassin versant et qualité biologique des cours d'eau : effets de la gestion des bassins versants sur les transferts particuliers et dissous et sur la qualité biologique des eaux de surface en zone d'élevage" - J.M. Dorioz et D. Ombredane - Action structurante INRA-CEMAGREF "AQUAE" - Septembre 2004
- B19 "The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics - A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France" - J.M. Dorioz, D. Wang, J. Poulenard, D. Trévisan - Agriculture, Ecosystems and Environment 117 (2006), pp 4-21
- B20 "Toward ecological sustainability in Europe Climate, Water Resources, Soils and Biota - Chapter 3 : Hydrology, Water quality changes" - Lea Kauppi - International Institute for Applied Systems analysis - Août 1990
- B21 Note sur les surfaces en Couvert Environnemental (SCE) - Chambre d'Agriculture de la Savoie - 2006

AUTRES REFERENCES

- C1 "L'eutrophisation des lacs - Synthèse bibliographique" - AFEE - 1975
- C2 "Assainissement du bassin versant du lac du Bourget : mesure et élimination des apports" - S. Dutruy, J. Jost et P. Balland - 14èmes journées de l'hydraulique - Paris - 1976
- C3 "Application des relations concentration-débit à l'estimation quantitative des apports en éléments fertilisants par le réseau hydrographique superficiel des lacs d'Annecy et du Bourget (France)" - P. Balland et G. Varet - La technique de l'eau et de l'assainissement n° 385 - Janvier 1979
- C4 "Etude des caractéristiques de l'eutrophisation des cours d'eau Aveyron" - Agence Financière de Bassins Adour - Garonne - Octobre 1981
- C5 "Etude de l'impact du stockage en retenue sur la traitabilité des eaux - Synthèse bibliographique - Recherche d'une méthodologie" - Agence Financière de bassin Seine-Normandie - Décembre 1982

- C6 "Engineering approaches for lake management - Vol. 1 Data analysis and empirical modeling" - K.M. Reckhow et S.C. Chapra - 1983
- C7 "Comparison of measured phosphorus loads with estimated ones in several river basins in Yugoslavia" - A. Filip et A. Ceric dans "River Basin Management - V" - Edition : H. Laikari - 1989
- C8 "Nitrogen and phosphorus impact of agricultural activities on air and water" - M. Enel et al. dans "River Basin Management - V" - Edition : H. Laikari - 1989
- C9 "Evaluation of the impact of non point source pollution on the chemical composition of water in small streams and measures for the enhancement of water quality" - E. Loigu dans "River Basin Management - V" - Edition : H. Laikari - 1989
- C10 "L'eutrophisation des eaux marines et continentales" - J.C. Lacaze - 1996
- C11 "Les bryophytes aquatiques comme outil de surveillance de la contamination des eaux courantes par les micropolluants métalliques : concept, méthodologie et interprétation des données" - Etude Inter Agences n° 55 - 1998
- C12 "Limnologie appliquée au traitement des lacs et des plans d'eau" - G. Barroin - INRA de Thonon - 2000
- C13 "bassin versant du lac du Bourget - Suivi en semi continu de la Leysses et du Sierroz - Rapport d'installation et premiers résultats d'exploitation" - CISALB - Mars 2004
- C14 "Etude de faisabilité d'un plan d'eau à usage touristique dans la haute vallée de la Loue" - Setame (F. Abrassart) - Novembre 1983