



**HAL**  
open science

## Variabilité dans l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau en France : mesure et modélisation

Frédéric Soullignac, Orlane Anneville, P.A. Danis

► **To cite this version:**

Frédéric Soullignac, Orlane Anneville, P.A. Danis. Variabilité dans l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau en France : mesure et modélisation. [Rapport de recherche] irstea. 2016, pp.98. hal-02605523

**HAL Id: hal-02605523**

**<https://hal.inrae.fr/hal-02605523v1>**

Submitted on 16 May 2020

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



# Représentativité des réseaux de surveillance des grands lacs (RCS et SOERE-OLA) pour le suivi de paramètres physico-chimiques et biologiques indicateurs de l'état écologique: apport de la modélisation spatiale 3D et temporelle

## **Rapport Final**

### **Variabilité dans l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau en France : mesure et modélisation**

Référence du rapport : INRA\_2016\_023\_01

Soulinac F., O. Anneville & P.-A. Danis (2016) : Variabilité dans l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau en France : mesure et modélisation. Partenariat INRA-Onema Rapport final. Pp. 98.

# Variabilité dans l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau en France : mesure et modélisation

## Contexte de programmation et de réalisation

---

Le projet a pour objectifs de répondre à des questions relatives à l'efficacité des réseaux de surveillance des grands lacs. Il repose sur un partenariat entre l'INRA-CARRTEL, Thonon, et le Pôle Onema-Irstea, Aix-en-Provence. Le sujet a été traité en collaboration avec EDF, l'EPFL (Lausanne) et l'Université de Genève, par de la modélisation 3D.

## Les auteurs

---

Frédéric Soullignac (INRA-UMR CARRTEL, Thonon-les-Bains, France) :

frederic.soullignac@thonon.inra.fr

Orlane Anneville (INRA-UMR CARRTEL, Thonon-les-Bains, France) :

orlane.anneville@thonon.inra.fr

Pierre-Alain Danis (AFB, Aix-en-Provence, France) :

pierre-alain.danis@afbiodiversite.fr

## Les collaborateurs

---

Damien Bouffard (EPFL, Laussane, Suisse)

Vincent Chanudet (EDF CIH, Le-Bourget-du-Lac, France)

Etienne Dambrine (INRA-UMR CARRTEL, Thonon-les-Bains, France)

Yann Guenand (INRA-UMR CARRTEL, Thonon-les-Bains, France)

Baptiste Guillermin (INRA-UMR CARRTEL, Thonon-les-Bains, France)

Tirstan Harmel (LOV, Villefranche-sur-mer, France)

Bas Ibelings (UNIGE, Genève, Suisse)

Isabel Kiefer (EPFL, Lausanne, Suisse)

Dominique Trévisan (INRA-UMR CARRTEL, Thonon-les-Bains, France)

Rob Uittenbogaard (Deltares, Delft, Pays-Bas)

## Le correspondant

---

Pierre-Alain Danis (AFB, Aix-en-Provence, France) :

## Référence du document

---

Droits d'usage : Accès libre

Couverture géographique : France

Niveau géographique : National

Niveau de lecture : Professionnels, experts

Nature de la ressource [plusieurs choix possibles] : Rapport d'étude

# Table des matières

<b>1</b>	<b>Introduction</b>	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>Objectifs des deux réseaux de suivi, DCE et SOERE-OLA</b>	<b>4</b>
<b>3</b>	<b>Mesures</b>	<b>4</b>
3.1	Lacs et points de prélèvement . . . . .	4
3.2	Suivi DCE . . . . .	5
3.3	Suivi SOERE-OLA . . . . .	7
<b>4</b>	<b>Modélisation du Léman</b>	<b>8</b>
4.1	Description du modèle . . . . .	8
4.1.1	Le modèle hydrodynamique . . . . .	8
4.1.2	Le modèle biologique . . . . .	10
4.1.3	Couplage entre le modèle hydrodynamique et biologique . . . . .	12
4.2	Données . . . . .	12
4.2.1	Mesures in-situ . . . . .	12
4.2.2	Mesures satellites . . . . .	14
4.2.3	Données météorologiques . . . . .	14
4.2.4	Utilisation des données . . . . .	14
4.3	Résultats . . . . .	16
4.3.1	Bilan de chaleur et stratification thermique . . . . .	16
4.3.2	Remontée d'eau . . . . .	19
4.3.3	Ondes internes . . . . .	20
4.3.4	Développement phytoplanctonique . . . . .	20
4.3.5	Oxygène dissous . . . . .	22
4.3.6	Disponibilité des nutriments . . . . .	25
4.3.7	Transparence Secchi . . . . .	30
4.3.8	Broutage du phytoplancton par le zooplancton . . . . .	31
<b>5</b>	<b>Variabilité de l'état écologique du lac d'Annecy, du lac du Bourget et du Léman</b>	<b>33</b>
5.1	Variabilité annuelle liée aux dates des campagnes de mesures et variabilité inter-annuelle . . . . .	33
5.2	Variabilité spatiale du Léman . . . . .	36
<b>6</b>	<b>Représentativité temporelle et spatiale de la station de prélèvement et du reste du Léman</b>	<b>42</b>
6.1	Représentativité temporelle de la station de prélèvement . . . . .	42
6.2	Recherche de l'emplacement de la station de prélèvement la plus représentative . . . . .	44
6.3	Recherche des zones dont l'état est moins bon que l'état du point SHL2 . . . . .	45
<b>7</b>	<b>Variabilité de l'état écologique des autres lacs</b>	<b>48</b>
7.1	Retenue de Naussac et variabilité temporelle . . . . .	48
7.2	Retenue de Villerest et variabilités spatiale et temporelle . . . . .	48
7.3	Retenue de Bimont et variabilité spatiale . . . . .	50
7.4	Les autres lacs . . . . .	53
7.4.1	Variabilité temporelle liée aux dates des campagnes de mesures . . . . .	53
7.4.2	Variabilité interannuelle . . . . .	56

<b>8</b>	<b>Autres sources de variabilité de l'évaluation de l'état écologique du lac d'Annecy, du lac du Bourget et du Léman</b>	<b>69</b>
8.1	Introduction . . . . .	69
8.2	Position de la base de la zone euphotique par rapport à la base de la couche de mélange de surface . . . . .	69
8.3	Position de la base de la zone euphotique par rapport au pic d'oxygène . . . . .	70
8.4	Conclusion . . . . .	70
<b>9</b>	<b>Conclusions et perspectives</b>	<b>76</b>
<b>A</b>	<b>Variabilité interannuelle des autres lacs</b>	<b>79</b>

# 1 Introduction

Le conseil et le parlement européen ont adopté en 2000 une directive-cadre sur l'eau qui a pour objectif une bonne gestion, la protection et la restauration des milieux aquatiques. En France, dans ce contexte, l'évaluation de l'état écologique d'un plan d'eau prend en compte un ensemble d'indicateurs dont des indicateurs biologiques et physico-chimiques basés sur des mesures acquises 4 fois par an à un seul endroit dans le lac, à l'aplomb du point le plus profond. Étant donné les variations spatio-temporelles des paramètres utilisés pour l'évaluation de la qualité de l'eau, cette étude s'intéresse à la représentativité de 4 prélèvements par an à une seule station pour évaluer l'état écologique d'un lac. A partir des suivis écologiques historiquement réalisés au lac d'Annecy, au lac du Bourget et au Léman, l'impact du choix des 4 dates des campagnes de mesure sur l'estimation du statut écologique a été analysé. Un modèle hydrodynamique tridimensionnel (3D) couplé à un modèle biologique a été configuré pour le Léman pour analyser les hétérogénéités spatiales et la représentativité du point de prélèvement. La base de données DCE des plans d'eau a aussi été analysée pour évaluer l'impact du choix des 4 dates des campagnes de mesure sur l'estimation du statut écologique et la variabilité interannuelle.

Ce rapport est construit de la façon suivante. Les objectifs des deux réseaux de suivi, DCE et SOERE-OLA sont d'abord présentés Section 2. Les mesures utilisées sont présentées Section 3. La configuration et les performances du modèle 3D du Léman sont présentées Section 4.1. Les résultats sur la variabilité annuelle liée aux choix des 4 dates des campagnes de mesure et la variabilité interannuelle pour le lac d'Annecy, le lac du Bourget et le Léman sont présentés Section 5.1. La représentativité temporelle et spatiale de la station de prélèvement et du reste du Léman est présentée Section 6. La variabilité de l'estimation de l'état écologique des plans d'eau DCE est présentée Section 7. D'autres sources de variabilité dans l'évaluation de l'état écologique d'un lac sont données Section 8. Enfin, tous ces résultats sont résumés en conclusion et des pistes pour améliorer la robustesse de l'évaluation de l'état écologique d'un lac dans le cadre de la DCE sont données en perspectives Section 9.

## 2 Objectifs des deux réseaux de suivi, DCE et SOERE-OLA

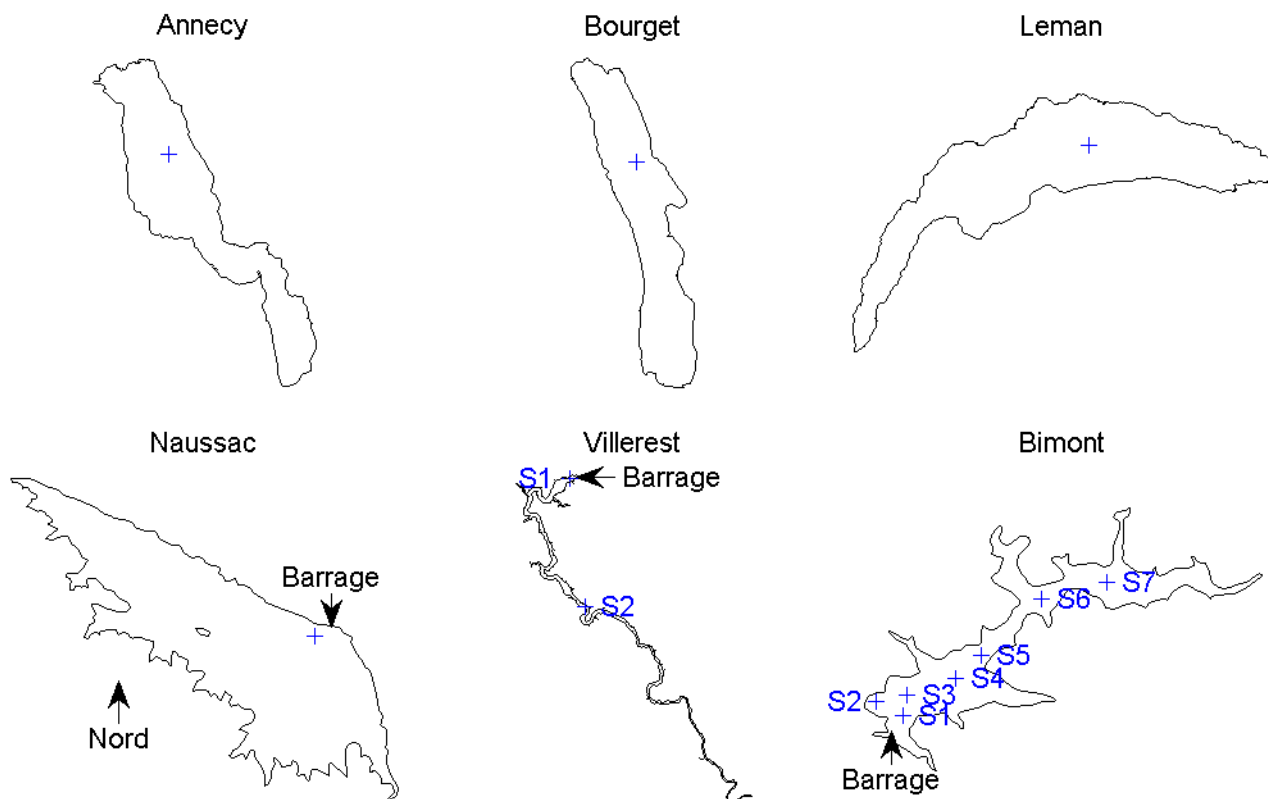
L'objectif du réseau de suivi de la DCE en France est d'évaluer l'état écologique des plans d'eau de surface supérieure à 50 ha. Celui du réseau de suivi du SOERE-OLA est d'acquérir des données pour observer les changements sur le long terme. Ces données sont mises à disposition des scientifiques pour répondre à des objectifs qui leurs sont propres.

## 3 Mesures

### 3.1 Lacs et points de prélèvement

Les stations de prélèvement des 3 grands lacs naturels et des 3 retenues étudiés, le lac d'Annecy, le lac du Bourget, le Léman, la retenue de Naussac, la retenue de Villerest et la retenue de Bimont, sont présentés Figure 1. Dans le lac de Villerest, le barrage est situé au nord. La station S1 est donc située à l'aval dans la retenue juste à l'amont du barrage. S2 est situé plus en amont dans la retenue. Dans le lac de Bimont, le barrage est situé au sud-ouest. La station S1 est donc aussi située à l'aval dans la retenue. Plus on s'approche de la station S7, plus on s'éloigne de du barrage. S7 est la station la plus éloignée du barrage, à l'amont dans la retenue. Les 415 lacs étudiés sont présentés Figure 2.

Figure 1 – Stations de prélèvement des 3 grands lacs naturels et des 3 retenues étudiés, le lac d’Annecy, le lac du Bourget, le Léman, la retenue de Naussac, la retenue de Villerest et la retenue de Bimont

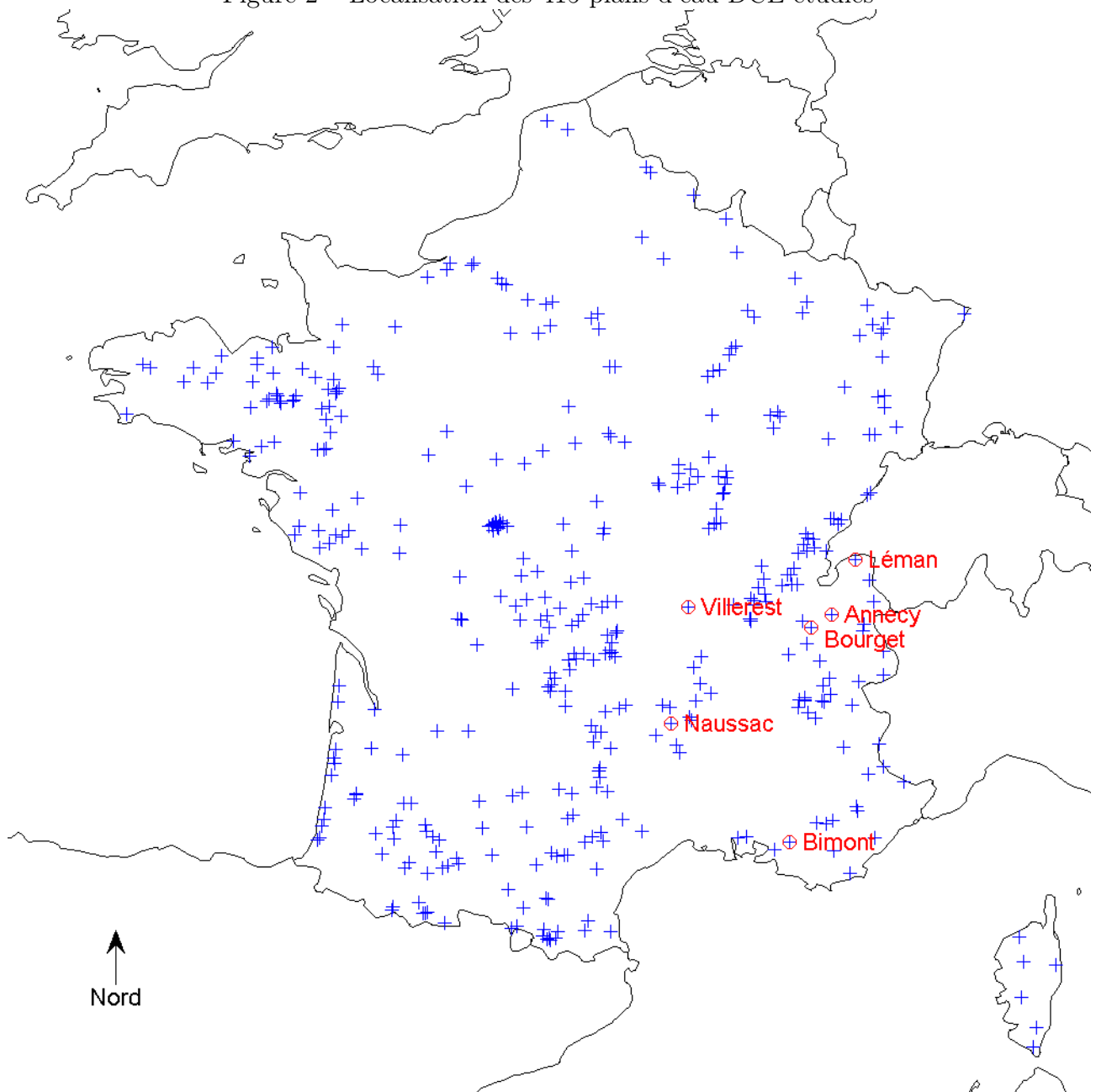


### 3.2 Suivi DCE

Le suivi DCE consiste à prélever de manière intégrée sur toute la hauteur de la zone euphotique au point le plus profond et au moins 4 fois dans l’année : à la fin de la période de brassage entre mi-février et fin mars (fenêtre temporelle 1 (FT1)), au début de la période de stratification thermique entre mi-mai et fin juin (fenêtre temporelle 2 (FT2)), au milieu de la période de stratification thermique entre juillet et août (fenêtre temporelle 3 (FT3)) et à la fin de la période de stratification thermique entre septembre et mi-octobre (fenêtre temporelle 4 (FT4)) [Ministère de l’Environnement, 2016]. Deux campagnes de mesures consécutives doivent être séparées d’au moins 3 semaines. Ces prélèvements doivent aussi être réalisés au moins deux années par plan de gestion de six ans sauf si une année est suffisamment représentative ou si le lac est difficile d’accès.

Pour déterminer l’état écologique d’un plan d’eau, les 3 indicateurs de qualité biologique sont d’abord calculés, l’Indice Phytoplancton Lacustre (IPLAC), l’Indice Biologique Macrophytique en Lac (IBML) et l’Indice Ichtyofaune Lacustre (IIL). L’IPLAC est basé sur l’abondance et la composition du phytoplancton. L’abondance est basée sur la concentration en chlorophylle-a (Chla). Si l’état écologique résultant des valeurs de ces indicateurs est ni très bon ou bon, alors les indicateurs physico-chimiques sont calculés et utilisés pour éventuellement déclasser l’état écologique basé sur les indicateurs biologiques. Les indicateurs physico-chimiques sont basés sur quatre paramètres : la concentration en ammonium ( $\text{NH}_4$ ), la concentration en nitrate ( $\text{NO}_3$ ), la concentration en phosphore total (Pt) et la profondeur de disparition du disque de Secchi (Sd). Le rôle des indicateurs de qualité physico-chimiques est de confirmer ou de déclasser l’état résultant des indicateurs biologiques.

Figure 2 – Localisation des 415 plans d'eau DCE étudiés



Pour chaque année de mesures disponible sur un plan de gestion, l'indicateur biologique basé sur la concentration en chlorophylle-a (Chla) est calculé par la moyenne des trois valeurs intégrées dans la zone euphotique, prises chacune dans les fenêtres temporelles 2, 3 et 4. Les indicateurs physico-chimiques basé sur les paramètres ammonium ( $\text{NH}_4$ ) et nitrates ( $\text{NO}_3$ ) sont calculés par le maximum des quatre valeurs intégrées dans la zone euphotique, prises chacune dans les quatre fenêtres temporelles. Les indicateurs basés sur la transparence (Secchi) et le phosphore total (Pt) sont calculés par la médiane de quatre valeurs intégrées dans la zone euphotique, prises chacune dans les quatre fenêtres temporelles. Ces indicateurs sont donc des valeurs annuelles. Lorsque plusieurs années de suivi ont été réalisées, la médiane des statistiques annuelles est considérée pour définir l'état sur le plan de gestion. Les valeurs seuils de ces indicateurs sont définis dans [Ministère de l'Environnement, 2016].

Le premier suivi pour l'évaluation de l'état écologique du lac d'Annecy, du lac du Bourget et du Léman, réalisée dans le cadre de la DCE, a eu lieu en 2010. L'évaluation est basée sur



les valeurs des paramètres présentées Tableau 1. Les prélèvements intégrés ont été reconstruits à partir des échantillons à différentes profondeurs et les analyses chimiques ont été réalisées au laboratoire de l'INRA-UMR CARRETEL à Thonon-les-Bains. Les indicateurs de l'état écologique ont été calculés à partir des prélèvements intégrés réalisés dans le cadre du suivi DCE en 2010. Les états écologiques correspondants ont été calculés en appliquant les valeurs seuils issues de [Ministère de l'Environnement, 2016]. Les indicateurs et les états obtenus sont ici dits "réglementaires". Ils sont présentés Tableau 1 pour les 3 lacs et les 5 paramètres. Pour le lac d'Annecy, l'état est très bon pour les paramètres Chla, NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub> et Sd, et moyen pour Pt. Pour le lac du Bourget, l'état est très bon pour NH<sub>4</sub> et Sd, et moyen pour Chla, NO<sub>3</sub> et Pt. Pour le Léman, l'état est très bon pour NH<sub>4</sub> et Sd, bon pour NO<sub>3</sub> et moyen pour Chla et Pt.

Tableau 1 – Indicateurs et états "réglementaires" pour les 3 lacs et les 5 paramètres en 2010

Lac	Paramètre	Indicateur	Etat
Annecy	Chla	1.00 µgChla/l	Très bon
	NH <sub>4</sub>	50.00 µgNH <sub>4</sub> /l	Très bon
	NO <sub>3</sub>	1 000 µgNO <sub>3</sub> /l	Très bon
	Pt	19.50 µgP/l	Moyen
	Sd	7.20 m	Très bon
Bourget	Chla	2.87 µgChla/l	Moyen
	NH <sub>4</sub>	50.00 µgNH <sub>4</sub> /l	Très bon
	NO <sub>3</sub>	2 700 µgNO <sub>3</sub> /l	Moyen
	Pt	20.00 µgP/l	Moyen
	Sd	7.30 m	Très bon
Léman	Chla	3.47 µgChla/l	Moyen
	NH <sub>4</sub>	35.00 µgNH <sub>4</sub> /l	Très bon
	NO <sub>3</sub>	2 440 µgNO <sub>3</sub> /l	Bon
	Pt	14.50 µgP/l	Moyen
	Sd	7.05 m	Très bon

### 3.3 Suivi SOERE-OLA

Dans le cadre du SOERE-OLA, le suivi des 3 lacs est réalisé tous les ans, une fois par mois en décembre, janvier et février et deux fois par mois entre mars et octobre. Au total, c'est donc environ 20 prélèvements par an qui sont réalisés. Le nombre de campagnes de mesures réalisées dans chaque fenêtre temporelle (FT1, FT2, FT3 et FT4) pour les six années et les 3 lacs est présenté tableau 7. Ce nombre varie de 1 à 5. Le protocole du SOERE-OLA consiste à prélever de manière discrète entre la surface et le fond du lac à l'aplomb du point le plus profond. Les prélèvements ont été réalisés à sept profondeurs au lac d'Annecy (0, 3, 10, 15, 30, 45 et 62 ou 65 m), à onze profondeurs au lac du Bourget (0, 2, 10, 15, 20, 30, 50, 80, 110, 130 et 140 m) et à vingt profondeurs au Léman (0, 2.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 50, 100, 150, 200, 250, 275, 290, 300, 305 et 309 m). Les analyses chimiques ont aussi été au laboratoire de l'INRA-UMR CARRETEL à Thonon-les-Bains. Un disque Secchi noir et blanc de diamètre 20 cm a été utilisé. Les valeurs des paramètres intégrés en zone euphotique ont été calculées à partir des prélèvements discrets en supposant que la profondeur de la zone euphotique est égale à 2,5 fois la profondeur du disque Secchi. Les indicateurs et les états ont été calculés de 2010 à 2015, soit un plan de gestion.

## 4 Modélisation du Léman

### 4.1 Description du modèle

#### 4.1.1 Le modèle hydrodynamique

Le modèle hydrodynamique tridimensionnel Delft3D-FLOW utilisé est développé par Deltares aux Pays-Bas. Il résout le système d'équations d'un écoulement à surface libre dans l'approximation "eau peu profonde" (dimension verticale très petite devant la dimension horizontale). Le milieu est supposé hydrostatique et incompressible. L'approximation de Boussinesq est aussi utilisée : la masse volumique de l'eau est supposée constante sauf dans la force de flottabilité. La rotation de la terre est prise en compte et fait intervenir la force de Coriolis. La décomposition de Reynolds est appliquée aux équations de Navier-Stokes et le concept de viscosité turbulente est utilisé pour exprimer la dispersion verticale. Le modèle utilise un maillage structuré et la méthode des différences finies.

Nous avons choisi ce modèle car il permet de réaliser le maillage du domaine suivant la verticale en utilisant des couches parallèles (la méthode Z, par opposition à la méthode  $\sigma$ ). Pour les lacs, cette méthode permet de minimiser les erreurs dues à la diffusion numérique là où la bathymétrie change rapidement. Cette méthode n'est pas disponible dans les deux modèles hydrodynamiques 3D français MARS et TELEMAC, conçus pour des applications côtières où la bathymétrie varie plus lentement. De plus, ce modèle a été plusieurs fois appliqué avec succès dans les lacs [Chanudet et al., 2012, Kacikoc and Beyhan, 2014, Li et al., 2015, McCombs et al., 2014, Razmi et al., 2013, Wahl and Peeters, 2014, Zhu et al., 2009].

Le maillage de la surface du Léman a été réalisé avec 3 521 mailles curvilignes d'environ 400 m de côté. Ce maillage a été fourni par Damien Bouffard (EPFL, Lausanne). Dans la direction verticale, 100 couches (nombre maximale de couches verticales que le modèle propose) ont été utilisées. Leur épaisseur varie d'environ 25 cm à la surface et jusqu'à environ 5 m au fond. L'épaisseur est plus faible proche de la surface pour représenter au mieux l'entraînement de l'eau à la surface par le vent.

Dans l'approximation "eau peu profonde", les coefficients de viscosité turbulente  $\nu$  et de diffusion turbulente de la chaleur  $D$  sont calculés différemment dans les directions horizontale et verticale, les termes verticaux étant très petits devant les terme horizontaux. Les coefficients de viscosité turbulente et de diffusion turbulente de la chaleur horizontaux  $\nu_H$  et  $D_H$  sont calculés d'après les équations 1 et 2.

$$\nu_H = \nu_V + \nu_H^{back} \quad (1)$$

$$D_H = D_V + D_H^{back} \quad (2)$$

$\nu_H^{back}$  et  $D_H^{back}$  sont les coefficients de viscosité turbulente et de diffusion turbulente de la chaleur horizontaux "de fond". D'après les dimensions horizontales des mailles et les recommandations fournies par Deltares [Deltares, 2014b], ces deux paramètres ont été réglés à  $10 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ .  $\nu_V$  et  $D_V$  sont les coefficients de viscosité turbulente et de diffusion turbulente de la chaleur verticaux. Ils sont calculées d'après les équations 3 et 4.

$$\nu_V = \nu_{mol} + \max(\nu_{3D}, \nu_V^{back}) \quad (3)$$

$$D_V = \frac{\nu_{mol}}{\sigma_{mol}} + \max(D_{3D}, D_V^{back}) \quad (4)$$

$\nu_{mol}$  est la viscosité cinématique de l'eau.  $\sigma_{mol}$  est le nombre de Prandtl pour la diffusion de la chaleur ( $= 0.7$ ).  $\nu_{3D}$  et  $D_{3D}$  sont les coefficients de viscosité turbulente et de diffusion turbulente de la chaleur calculés par le modèle de turbulence. Nous avons choisi le modèle k- $\epsilon$  car il est recommandé pour les écoulements stratifiés. Pour résoudre l'advection-diffusion des variables  $k$

et  $\epsilon$ , les termes de production, flottabilité et dissipation de  $k$  et  $\epsilon$  sont supposés prépondérants.  $\nu_V^{back}$  et  $D_V^{back}$  sont les coefficients de viscosité turbulente de diffusion turbulente de la chaleur verticaux "de fond". D'après les recommandations fournies par Deltares [Deltares, 2014b],  $\nu_V^{back}$  a été réglé à  $10^{-4} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$  et  $D_V^{back}$  à  $10^{-6} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ . Le coefficient de diffusion turbulente de la chaleur vertical peut aussi être augmenté au niveau de la thermocline, là où le déferlement des ondes internes produit du mélange supplémentaire, en utilisant le coefficient de longueur d'Ozmidov (voir équation 5). Mais cette option n'a pas été utilisée et le coefficient a été laissé réglé à 0 m, sa valeur par défaut.

$$D_V = \max \left( D_{3D}, 0.2 L_{oz}^2 \frac{g}{\rho} \frac{\partial \rho}{\partial z} \right) \quad (5)$$

La contrainte de cisaillement du vent à la surface  $\vec{\tau}_s$ , dont le module est exprimé en Pa, est calculée d'après l'équation 6.

$$\vec{\tau}_s = \rho_a C_d |\vec{U}| \vec{U} \quad (6)$$

$\rho_a$  est la masse volumique de l'air,  $C_d$  est le coefficient de traînée et  $\vec{U}$  est le vecteur vitesse du vent à 10 m au dessus de la surface du lac dont le module s'exprime en  $\text{m s}^{-1}$ . C'est une entrée du modèle. Sachant que le Léman est à environ 370 m d'altitude,  $\rho_a$  a été choisi égal à  $1.2 \text{ kg m}^{-3}$ . Le coefficient de traînée est fonction de la vitesse du vent. Il vaut  $0.00063$  à  $0 \text{ m}^{-1}$  et croît linéairement jusqu'à  $0.00723$  à  $100 \text{ m}^{-1}$  [Smith and Banke, 1975].

La contrainte de cisaillement au fond du lac  $\tau_b$ , dont le module est exprimé en Pa, est calculée d'après l'équation 7.

$$\vec{\tau}_b = \frac{g \rho_0 |\vec{u}_b| \vec{u}_b}{C^2} \quad (7)$$

$g$  est l'accélération gravitationnelle ( $9.81 \text{ m s}^{-2}$ ),  $\rho_0$  est la masse volumique de l'eau de référence ( $1000 \text{ kg m}^{-3}$ ),  $\vec{u}_b$  est le vecteur vitesse de l'eau calculé dans la couche juste au dessus du fond du lac et  $C$  est le coefficient de Chézy qui s'exprime en  $\text{m}^{0.5} \text{ s}^{-1}$ . Le module de  $\vec{u}_b$  s'exprime en  $\text{m s}^{-1}$ .  $C$  a été choisi égal à  $60 \text{ m}^{0.5} \text{ s}^{-1}$  car cette valeur correspond à une surface de rugosité faible dont on a supposé être représentative au Léman.

La masse volumique de l'eau  $\rho$ , calculée d'après l'équation de Millero et Poisson [Millero and Poisson, 1981] établie à pression atmosphérique, est fonction de la température de l'eau  $T$  et de la salinité  $S$ . Les effets de la pression sur la masse volumique d'eau ne sont donc pas pris en compte ce qui fait que plus la profondeur est élevée, plus le modèle sous-estime la masse volumique de l'eau. Notons qu'à 309 m de profondeur, au fond du Léman, pour une eau à  $5 \text{ }^\circ\text{C}$  et de salinité  $0.150 \text{ ppt}$ , l'effet de la pression augmente la masse volumique de  $0.16 \%$  par rapport à une masse volumique de référence de  $1000 \text{ kg m}^{-3}$ .

Le flux de chaleur total à travers la surface du lac  $Q_{tot}$  est calculé d'après l'équation 8. Si  $Q_{tot}$  est positif, alors le lac reçoit de la chaleur, et inversement.

$$Q_{tot} = Q_{sn} - Q_{eb} - Q_{ev} - Q_{co} \quad (8)$$

$Q_{sn}$  est le rayonnement solaire net,  $Q_{eb}$  est la somme du rayonnement du lac et du rayonnement atmosphérique net,  $Q_{ev}$  est la perte de chaleur par évaporation et  $Q_{co}$  est la flux de chaleur sensible. Tous les termes sont exprimés en  $\text{W m}^{-2}$ .  $Q_{sn}$  est donc au rayonnement solaire net (incident moins réfléchi) avec un albédo constant égal à 0.1. Il est toujours positif ou nul. Le rayonnement solaire incident est une entrée du modèle. Le modèle calcule  $Q_{ev}$  et  $Q_{co}$  en 2 partie : la contribution due à l'action du vent (forcée) et celle due à la convection naturelle (libre). La partie "forcée" de ces deux flux de chaleur est calculée d'après les équations 9 et 10.  $Q_{ev,forced}$  et  $Q_{co,forced}$  sont paramétrés par les nombre de Dalton  $c_e$  et Stanton  $c_H$ .  $Q_{co,forced}$  peut-être positif ou négatif. Si la température de surface de l'eau est inférieure à la température

de l'air, alors  $Q_{co,forced}$  est positif et le lac perd de la chaleur. A l'inverse, si la température de surface de l'air est supérieure à la température de surface de l'eau, alors  $Q_{co,forced}$  est négatif et le lac gagne de la chaleur. La quantité de chaleur apportée par le rayonnement solaire est distribuée en profondeur dans la colonne d'eau alors que la quantité de chaleur reçu ou cédée par les grandes longueurs d'ondes, l'évaporation et la chaleur sensible s'échange avec la couche de surface.

$$Q_{ev,forced} = L_V \rho_a c_e U_{10} (q_s - q_a) \quad (9)$$

$$Q_{co,forced} = \rho_a c_p c_H U_{10} (T_s - T_a) \quad (10)$$

L'intensité lumineuse dans la colonne d'eau en  $W m^2$  est calculée d'après la loi de Beer-Lambert (équation 11).

$$I(z) = I_s \exp\left(-\frac{1.7}{S_d} z\right) \quad (11)$$

$I_s$  est l'intensité lumineuse à la surface en  $W m^2$ ,  $S_d$  est la profondeur Secchi en m et  $z$  est la profondeur comptée à partir de la surface en m.  $I_s$  est une entrée du modèle. Le modèle nous impose d'utiliser la même valeur de  $S_d$  en tout point du domaine et tout le long de la simulation mais d'après les mesures, on sait que la profondeur Secchi varie entre 2 m et 14 m. Comme le rayonnement solaire est plus important en été qu'en hiver au Léman, une profondeur Secchi représentative de l'été, moyenne de mai à août, a été choisie. Elle vaut respectivement 6 m, 6.1 m, 6.4 m et 4.6 m pour 2009, 2010, 2011 et 2012.

Les valeurs de salinité minimale et maximale mesurées sur la période 2009-2012 valent 0.120 ppt et 0.165 ppt. La différence de masse volumique qui correspond à ces valeurs par rapport à une masse volumique de référence de  $1000 g m^{-3}$  vaut 0.0036 % à 5 °C et 0.0034 % à 25 °C. Ces différences sont négligeables en comparaison des variations induites par les variations de température de l'eau. Notons que les variations de masse volumique dues à la pression de l'eau (qui ne sont pas considérées dans le modèle) sont supérieures (0.15 %). La salinité a donc été choisie constante et égale à 0.150 ppt.

Le pas de temps des simulations est de 1 min pour respecter la condition de Courant Friedrichs Lewy.

La température des affluents intervient de le calcul du bilan de chaleur mais ils n'apportent pas de quantité de mouvement.

#### 4.1.2 Le modèle biologique

Le modèle écologique est basé sur l'équation d'advection diffusion (équation 12).

$$M_i^{t+\Delta t} = M_i^t + \Delta t \left( \frac{\Delta M}{\Delta t} \right)_{Tr} + \Delta t \left( \frac{\Delta M}{\Delta t} \right)_P + \Delta t \left( \frac{\Delta M}{\Delta t} \right)_S \quad (12)$$

$M_i^t$  est la masse d'une variable d'état écologique (substance) au début d'un pas de temps de calcul, à l'instant  $t$ .  $M_i^{t+\Delta t}$  est la masse de cette même substance dans le même volume à l'issue du pas de temps de calcul, à l'instant  $t + \Delta t$ .  $\left( \frac{\Delta M}{\Delta t} \right)_{Tr}$  représente le changement de masse par transport,  $\left( \frac{\Delta M}{\Delta t} \right)_{Tr}$ , le changement de masse par processus et  $\left( \frac{\Delta M}{\Delta t} \right)_{Tr}$ , le changement de masse par apport ou soutirage. Les substances sont simulées par l'équation d'advection diffusion dans laquelle le champs de vitesse et la dispersion turbulente sont les résultats des simulations hydrodynamiques. Un ou plusieurs processus est associé à chaque substances.

Le modèle tel qu'il a été configuré compte 27 substances qui peuvent être regroupées en 5 groupes : Le premier groupe contient l'oxygène dissous (DO). Le deuxième groupe contient la matière inorganique particulaire (IM1). Le troisième groupe contient la matière inorganique dissoute : ammonium (NH4), nitrate (NO3), phosphore réactif (PO4), phosphore fixé sur la matière inorganique particulaire (AAP), silice réactive (SiO2) et la silice contenue dans l'opale

(Opal). Le quatrième groupe contient la matière organique. Le carbone organique particulaire est divisé en 4 fractions : PO1, PO2, PO3 et PO4, dont les taux de décomposition sont différents. A chaque fraction du carbone organique particulaire est associé le phosphore et l'azote organique particulaire (PON1 et POP1, PON2 et POP2, PON3 et POP3, PON4 et POP4). Il y a aussi le carbone organique dissous (DOC), l'azote organique dissous (DON) et le phosphore organique dissous (DOP). Le cinquième groupe contient les 4 groupes d'algues : diatomées (Diat), flagellées (Flag), algues vertes (Gree) et cyanobactéries (BlGr).

Le modèle a été configuré pour simuler la croissance et mortalité du phytoplancton. Deux modules de phytoplancton sont disponibles dans Delft3D-WAQ : "DYNAMO" et "BLOOM" [Los, 2009]. Nous avons choisi le second (processus BLOOM\_P) car il contient des espèces dont les coefficients ont déjà été calés en eau douce contrairement au premier pour lequel les coefficients des algues ont été calés en milieu marin. Le modèle tient compte aussi de la nitrification de l'ammonium (processus Nitrif\_NH4), de la dénitrification des nitrates processus (DenWat\_NO3), du transfert d'oxygène dissous de l'atmosphère vers la couche de surface (RearOXY) du lac, de la dissolution de la silice contenu dans l'opale (processus DisSi), de l'adsorption et désorption du phosphore de la matière inorganique particulaire (processus AdsPO4AAP), de la décomposition de la matière organique (processus DetFast, DetMedium, DetSlow, DetRefr et DetDOC), de la consommation d'oxygène dissous dans la colonne d'eau par la nitrification et la décomposition de la matière organique (processus CONSELAC), du broutage du phytoplancton par le zooplancton (processus CONBL) et de la sédimentation de la matière inorganique particulaire et phosphore adsorbé (processus Sed\_IM1, Sed\_AAP et Sed\_CAAP), opale (Sed\_Opal), de la matière organiques particulaire (processus Sed\_POC1, Sed\_POC2, Sed\_POC3, Sed\_POC4, SedNPOC1, SedNPOC2, SedNPOC3, SedNPOC4) et du phytoplancton (processus SEDALG). Tous ces processus sont décrit dans [Deltares, 2014a]. Les paramètres par défaut de ces processus ont été utilisés.

L'intensité lumineuse est calculée à chaque pas de temps dans chaque maille du domaine de calcul. Le rayonnement solaire incident est une entrée du modèle. Le module de phytoplancton considère que 45 % de ce rayonnement peut-être utilisée par le phytoplancton en sélectionnant la part photosynthétiquement active et en tenant compte de l'albédo (10%). Pour une maille donnée du domaine de calcul, l'intensité lumineuse à l'interface entre deux couches verticales est calculé par l'équation 13.

$$I_{bot,i} = I_{top,i} e^{-e_{t,i} H_i} \quad (13)$$

$I_{bot,i}$  est l'intensité lumineuse à l'interface entre les couches verticales  $i$  et  $i+1$  pour  $i = 1$  à 50.  $I_{top,i}$  est l'intensité lumineuse à l'interface entre les couches verticales  $i-1$  et  $i$  pour  $i = 2$  à 50.  $I_{top,1} = I_s$ , l'intensité lumineuse à la surface en  $W m^{-2}$ .  $H_i$  est l'épaisseur de la couche verticale  $i$ .  $e_{t,i}$  est le coefficient total d'extinction de la lumière pour la couche verticale  $i$  calculé d'après l'équation 14.

$$e_{t,i} = e_b + \sum_{i=1}^n e_{a,i} C_{alg,i} + \sum_{i=1}^m e_{p,j} C_{poc,j} + e_d C_{doc} + e_s C_{im} \quad (14)$$

$e_b$  est le coefficient d'extinction "de fond". Il a été calé à partir des profils de rayonnement photosynthétiquement actif réalisés au Léman sur la période 2008-2012. Sa valeur a été choisi à  $0.15 m^{-1}$ .  $e_a$  sont les coefficients d'extinction par le phytoplancton en  $m^2 gC^{-1}$ ,  $e_p$  sont les coefficients d'extinction par le carbone organique particulaire en  $m^2 gC^{-1}$ ,  $e_d$  est le coefficient d'extinction par le carbone organique dissous et  $e_s$  est le coefficient d'extinction par la matière inorganique particulaire. Les valeurs par défaut des ces coefficients ont été utilisées, elles sont présentées table .  $C_{alg}$  est la concentration en phytoplancton en  $gC m^{-3}$ .  $C_{poc}$  est la concentration en phytoplancton en  $gC m^{-3}$ .  $C_{doc}$  est la concentration en carbone organique dissous en  $gC m^{-3}$ .  $C_{im}$  est la concentration en matière inorganique particulaire en  $gDM m^{-3}$ .

Le phytoplancton, la matière organique et l'opale sédimentent à des vitesses différentes. Les valeurs par défaut utilisées sont présentées table 3.

Tableau 2 – Coefficients d’extinction de l’intensité lumineuse

Substance	Valeur
$e_b$	$0.15 \text{ m}^{-1}$
Fresh DIATOMS energy type	$0.27 \text{ m}^2 \text{ gC}^{-1}$
Fresh DIATOMS P/Si type	$0.1875 \text{ m}^2 \text{ gC}^{-1}$
Fresh FLAGELAT energy type	$0.225 \text{ m}^2 \text{ gC}^{-1}$
GREENS energy type	$0.225 \text{ m}^2 \text{ gC}^{-1}$
GREENS nitrogen type	$0.1875 \text{ m}^2 \text{ gC}^{-1}$
GREENS phosphorus type	$0.1875 \text{ m}^2 \text{ gC}^{-1}$
BLUEGRN energy type	$0.4 \text{ m}^2 \text{ gC}^{-1}$
BLUEGRN nitrogen type	$0.2875 \text{ m}^2 \text{ gC}^{-1}$
BLUEGRN phosphorus type	$0.2875 \text{ m}^2 \text{ gC}^{-1}$
POC1	$0.1 \text{ m}^2 \text{ gC}^{-1}$
POC2	$0.1 \text{ m}^2 \text{ gC}^{-1}$
POC3	$0.1 \text{ m}^2 \text{ gC}^{-1}$
POC4	$0.1 \text{ m}^2 \text{ gC}^{-1}$
IM1	$0.01 \text{ m}^2 \text{ gDM}^{-1}$
DOC	$0.001 \text{ m}^2 \text{ gC}^{-1}$

La concentration en chlorophylle-a est calculée à partir des coefficients stœchiométriques par défaut présentés table 4.

### 4.1.3 Couplage entre le modèle hydrodynamique et biologique

Le couplage entre les modèles hydrodynamique et écologique consiste à utiliser les résultats des simulations hydrodynamiques en entrée des simulations écologiques. Les sorties du modèle (courants, température de l’eau et coefficient de diffusion turbulente de la chaleur vertical) ont été appliquées en entrée (forçage) du modèle écologique. Il n’y a donc pas de feedback des processus écologique sur l’hydrodynamique puisque les simulations hydrodynamiques sont réalisées avant les simulations écologiques. Par exemple, le développement algal simulé dans les simulations écologiques n’a pas d’effet sur l’hydrodynamique et la température de l’eau (les simulations hydrodynamiques sont réalisées avec une transparence Secchi constante). Un autre exemple : les variations de la composition de l’eau calculées dans les simulations écologiques n’ont pas d’influence sur la masse volumique.

## 4.2 Données

Certaines données ont été utilisées pour réaliser les simulations numériques (initialisation et forçage) et d’autres pour évaluer la capacité du modèle à reproduire la réalité. Trois types de données sont disponibles : les mesures in-situ (au point SHL2 dans le Léman et dans ses affluents), les mesures satellites et les données météorologiques.

### 4.2.1 Mesures in-situ

Les mesures in-situ acquises au Léman ont été réalisées au point de prélèvement SHL2 situé à l’aplomb du point le plus profond (309 m) de coordonnées GPS : CH 534.700 / 144.950. Les mesures ont généralement été réalisées une fois par mois de novembre à février et deux par mois de mars à octobre, pendant la période d’activité phytoplanctonique. Les dates des prélèvements

Tableau 3 – Vitesses de sédimentation

Substance	Valeur
Fresh DIATOMS energy type	1 m d <sup>-1</sup>
Fresh DIATOMS P/Si type	1.5 m d <sup>-1</sup>
Fresh FLAGELAT energy type	0 m d <sup>-1</sup>
GREENS energy type	0.5 m d <sup>-1</sup>
GREENS nitrogen type	1 m d <sup>-1</sup>
GREENS phosphorus type	1 m d <sup>-1</sup>
BLUEGRN energy type	0 m d <sup>-1</sup>
BLUEGRN nitrogen type	0 m d <sup>-1</sup>
BLUEGRN phosphorus type	0 m d <sup>-1</sup>
POC1	0.5 m d <sup>-1</sup>
POC2	0.5 m d <sup>-1</sup>
POC3	0.5 m d <sup>-1</sup>
POC4	0.5 m d <sup>-1</sup>
Opal	0.5 m d <sup>-1</sup>
IM1	0.5 m d <sup>-1</sup>

Tableau 4 – Coefficients stœchiométriques des algues

Substance	Valeur
Fresh DIATOMS energy type	0.040 gC gChla <sup>-1</sup>
Fresh DIATOMS P/Si type	0.025 gC gChla <sup>-1</sup>
Fresh FLAGELAT energy type	0.029 gC gChla <sup>-1</sup>
GREENS energy type	0.033 gC gChla <sup>-1</sup>
GREENS nitrogen type	0.025 gC gChla <sup>-1</sup>
GREENS phosphorus type	0.025 gC gChla <sup>-1</sup>
BLUEGRN energy type	0.033 gC gChla <sup>-1</sup>
BLUEGRN nitrogen type	0.022 gC gChla <sup>-1</sup>
BLUEGRN phosphorus type	0.022 gC gChla <sup>-1</sup>

sont présentées table 5 pour les quatre années simulées : 2009, 2010, 2011 et 2012. Les profils de température ont été mesurés avec une résolution verticale de 1 m. Les concentrations en oxygène dissous, ammonium, nitrate, phosphate et silice ont été mesurées à 20 profondeurs entre la surface et le fond du lac (0, 2.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 50, 100, 150, 200, 250, 275, 290, 300, 305, 309 m). La concentration en chlorophylle-a a été mesurée à 10 profondeurs entre la surface et 30 m de profondeur (0, 1, 2, 3.5, 5, 7.5, 10, 15, 20 et 30 m). L'abondance et la composition du phytoplancton et du zooplancton sont des mesures intégrées entre la surface et 18 m pour le phytoplancton et 50 m pour le zooplancton.

Les mesures in-situ acquises dans les affluents du Léman sont le débit, la température de l'eau et la concentration en nutriment. Dans le Rhône, le débit et la température de l'eau sont suivis toutes les heures et la concentration en nutriment représente un prélèvement intégré sur une semaine.

Toutes ces données ont été acquises par l'Inra de Thonon-les-Bains et la CIPEL (Commission internationale pour la protection des eaux du Léman).

#### 4.2.2 Mesures satellites

Deux types de mesures satellites ont été utilisées. Des cartes de température de surface ont été fournies par Pierre-Alain Danis et Damien Bouffard. D'autre part, des images acquises par le spectromètre MERIS, monté sur le satellite ENVISAT, ont été traitées avec l'algorithme FUB WeW [Schroeder et al., 2007] pour donner des cartes de concentration de surface en chlorophylle-a [Kiefer et al., 2015]. Ces mesures ont été fournies par Isabel Kiefer et Damien Bouffard.

#### 4.2.3 Données météorologiques

Les données météorologiques sont des sorties horaires du modèle atmosphérique COSMO (Consortium for Small-scale Modeling). Ces données sont spatialisées et leur résolution spatiale est 1.5 km x 1.5 km. Les variables météorologiques sont les suivantes : température de l'air, humidité relative de l'air, pression atmosphérique, vitesse du vent, direction du vent, rayonnement solaire incident et nébulosité. Ces données ont été fournies par Damien Bouffard.

#### 4.2.4 Utilisation des données

Les dates de début des simulations ont été choisies pour qu'elles correspondent à une date de prélèvement in-situ dans le Léman de façon à ce que les profils de température et de concentration en nutriment puissent être utilisés pour initialiser les simulations hydrodynamiques et écologiques. Le domaine de calcul étant 3D et les profils verticaux localisés au point de prélèvement SHL2, les simulations ont été initialisées avec des températures et concentrations en nutriment homogènes suivant l'horizontal.

Les données météorologiques et les mesures in-situ dans les affluents du Léman ont été utilisées en entrée du modèle pour forcer les simulations. L'abondance de zooplancton "herbivore total" a aussi été utilisée pour forcer les simulations écologiques. Cette abondance a été calculée à partir des coefficients présentés table 6. Delft3D interpole les données météorologiques COSMO sur la grille hydrodynamique. Les simulations écologiques ont été forcées avec les valeurs journalières du rayonnement solaire incident calculés à partir des données COSMO sur tout le lac.

Enfin, les mesures in-situ au point de prélèvement SHL2 et les mesures satellites ont été utilisées pour évaluer la capacité du modèle à reproduire la réalité.



Tableau 5 – Dates des mesures in-situ au point de prélèvement SHL2 dans le Léman

2009	2010	2011	2012
21/01/2009	19/01/2010	10/01/2011	11/01/2012
16/02/2009	24/02/2010	14/02/2011	23/02/2012
02/03/2009	17/03/2010	08/03/2011	08/03/2012
17/03/2009	29/03/2010	28/03/2011	19/03/2012
06/04/2009	06/04/2010	18/04/2011	09/05/2012
21/04/2009	19/04/2010	02/05/2011	24/05/2012
12/05/2009	03/05/2010	11/05/2011	18/06/2012
25/05/2009	17/05/2010	08/06/2011	27/06/2012
18/06/2009	09/06/2010	20/06/2011	09/07/2012
29/06/2009	13/07/2010	06/07/2011	25/07/2012
06/07/2009	28/07/2010	27/07/2011	13/08/2012
20/07/2009	09/08/2010	16/08/2011	28/08/2012
13/08/2009	26/08/2010	22/09/2011	11/09/2012
31/08/2009	07/09/2010	28/09/2011	26/09/2012
09/09/2009	20/09/2010	10/10/2011	11/10/2012
21/09/2009	28/10/2010	16/11/2011	23/10/2012
06/10/2009	18/11/2010	29/11/2011	13/11/2012
16/11/2009	08/12/2010		26/11/2012
07/12/2009			

Tableau 6 – Coefficients du zooplancton

Nom du taxon	Stade de développement	Masse sèche $\mu\text{g ind}^{-1}$
<i>Bosmina longirostris</i>	Tous stades confondus	10
<i>Cyclops</i> sp	Nauplii	1.2
<i>Cyclops</i> sp + <i>prealipnus</i>	Stade i	3.8
	Stade ii	3.8
	Stade iii	3.8
<i>Cyclops vicinus</i>	Stade i	3.8
	Stade ii	3.8
	Stade iii	3.8
<i>Daphnia galeata</i> + <i>hyalina</i>	Tous stades confondus	14
<i>Eubosmina longispina</i>	Tous stades confondus	10
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	Nauplii	1.2
	Stade i	2
	Stade ii	2
	Stade iii	2
	Stade iv	5.8
	Stade v	5.8
	Adulte	8

## 4.3 Résultats

La configuration du modèle, le choix des variables d'état, les processus et paramètres hydrodynamiques et écologiques ont été présentés Section ???. Les données utilisées pour réaliser les simulations et évaluer la capacité du modèle à reproduire les observations ont ensuite été présentées Section 4.2. Dans cette section, la comparaison entre les mesures et les résultats des simulations est présentée pour évaluer la capacité du modèle à reproduire les observations. 4 années ont été simulées : 2009, 2010, 2011 et 2012. Chaque année, les performances du modèle ont été évaluées en comparant les mesures et les résultats des simulations de la température de l'eau, la biomasse de phytoplancton, la concentration en chlorophylle-a, la concentration en oxygène dissous, la concentration en nutriments (ammonium, nitrate, phosphate et silice), la biomasse de zooplancton et la profondeur Secchi. L'indicateur d'écart (entre les mesures et les résultats des simulations) RMSE (Root Mean Square Error) et le coefficient de détermination  $R^2$  ont été systématiquement calculés.

La comparaison entre la température de l'eau mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 est présentée Section 4.3.1. Une validation, basée sur la comparaison entre la température de l'eau de surface mesurée et simulée pendant un épisode de remontée d'eau, est présentée Section 4.3.2. Une autre validation du modèle, basée sur la température de l'eau simulée à 15 m de profondeur pendant un épisode d'ondes internes, est présentée Section 4.3.3. La comparaison entre la concentration en phytoplancton et en chlorophylle-a mesurée et simulée à SHL2 est présentée Section 4.3.4. La comparaison entre la concentration en oxygène dissous mesurée et simulée à SHL2 est présentée Section 4.3.5. La comparaison entre la concentration en nutriment mesurée et simulée à SHL2 est présentée Section 4.3.6. La comparaison entre la transparence Secchi mesurée et simulée à SHL2 est présentée Section 4.3.7. Enfin, la comparaison entre les concentrations en zooplancton mesurée et simulée à SHL2 est présentée Section 4.3.8.

### 4.3.1 Bilan de chaleur et stratification thermique

La comparaison entre la température de l'eau mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 est présentée dans cette section pour les 4 années simulées, 2009, 2010, 2011 et 2012, pour évaluer la capacité du modèle à reproduire le bilan de chaleur et la stratification thermique.

La comparaison entre la température de l'eau mesurée et simulée est présentée Figure 3 sur toute la colonne d'eau et Figure 4 entre la surface et 30 m de profondeur. Le graphique du haut de la figure 3 représente l'évolution temporelle de la température moyenne de l'eau sur toute la colonne d'eau et celui de la figure 4 représente l'évolution temporelle de la température moyenne entre la surface et 30 m de profondeur. Les deux autres graphiques des deux figures représentent l'évolution temporelle de la température de l'eau mesurée et simulée en fonction de la profondeur. Les couleurs ont été construites par interpolation linéaire entre les profils aux dates des mesures. En fin de simulation, l'écart entre la température moyenne mesurée et simulée sur toute la colonne d'eau vaut 0.2 °C en 2009, 0.05 °C en 2010, 0.3 °C en 2011 et 0.13 °C en 2012. Pour les 4 années, la valeur simulée est supérieure à la valeur mesurée. Le modèle surestime donc légèrement la température de l'eau mais ces petits écarts montrent que le bilan de chaleur est bien calculé. Les résultats entre la surface et 30 m de profondeur montrent aussi que le modèle reproduit bien la stratification thermique. Le modèle reproduit correctement le début et la fin de la stratification thermique ainsi que la profondeur de la thermocline et l'épaisseur de l'épilimnion. Imposer une transparence constante dans tout le domaine et sur toute la durée de la simulation ne semble donc pas limitant pour bien reproduire la stratification thermique. En effet, l'action du vent à la surface et le refroidissement pendant la nuit contribuent aussi à l'établissement de la stratification thermique.

Les valeurs de l'indicateur d'écart RMSE et du coefficient de détermination  $R^2$  sont présentées figure 5 pour les 4 années. Ils ont été calculées à partir de la température de l'eau mesurée

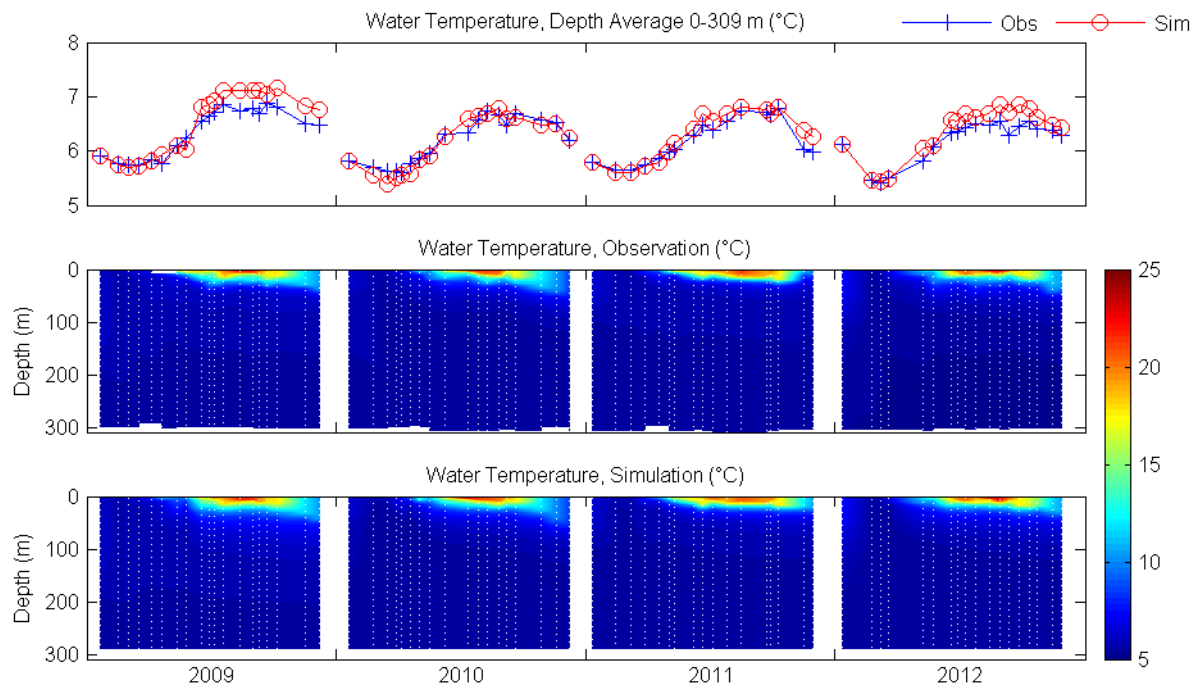


Figure 3 – Comparaison entre la température de l’eau mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 entre la surface et le fond du lac en 2009, 2010, 2011 et 2012

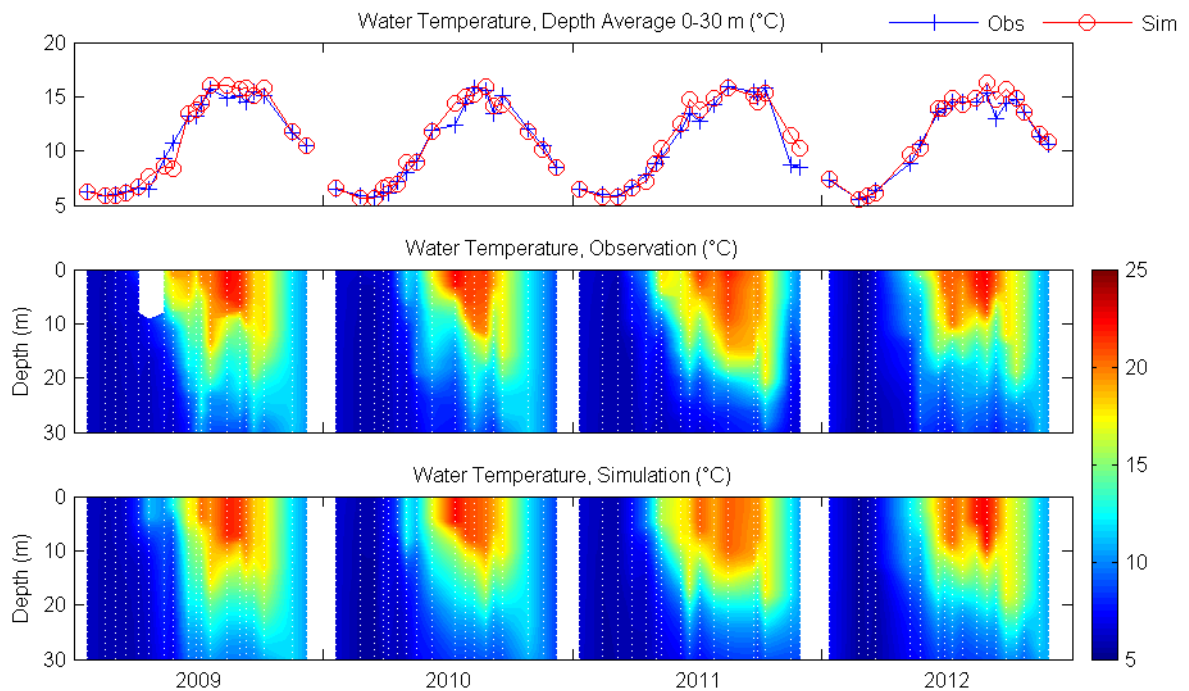


Figure 4 – Comparaison entre la température de l’eau mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 entre la surface et 30 m de profondeur en 2009, 2010, 2011 et 2012

et simulée sur toute la colonne d’eau au point de prélèvement SHL2. Les quatre graphiques du haut de la figure 5 représentent les valeurs de RMSE en fonction de la profondeur pour chaque année. Pour chaque profondeur, les valeurs de RMSE ont été calculées à partir de 19 valeurs

en 2009, 18 en 2010 et 2012, et 17 en 2011. En 2009, elles n'ont pas pu être calculées entre la surface et 10 m de profondeur car il manque les mesures. Pour les 3 années, 2010, 2011 et 2012, il vaut environ 0.5 °C à la surface, augmente entre la surface et 15 m de profondeur, vaut environ 1.5 °C à 15 m de profondeur, diminue de 15 m à 30 m de profondeur où sa valeur rejoint celle de surface (environ 0.5 °C) et diminue encore plus en profondeur pour passer en dessous 0.5 °C. Le RMSE est maximal aux alentours de 15 m car c'est à cette profondeur qu'il y a le plus fort gradient de température en été. Dès lors, une légère erreur sur la position verticale de la thermocline engendre une erreur importante sur la différence entre les résultats des simulations et les mesures. Les quatre graphiques du bas de la figure 5 représentent les corrélations entre la température de l'eau mesurée (axe des abscisses) et simulée (axe des ordonnées) entre la surface et le fond pour chaque année. Le coefficient de détermination  $R^2$  vaut 0.92 en 2009, 0.96 en 2010, 0.95 en 2011 et 0.97 en 2012.

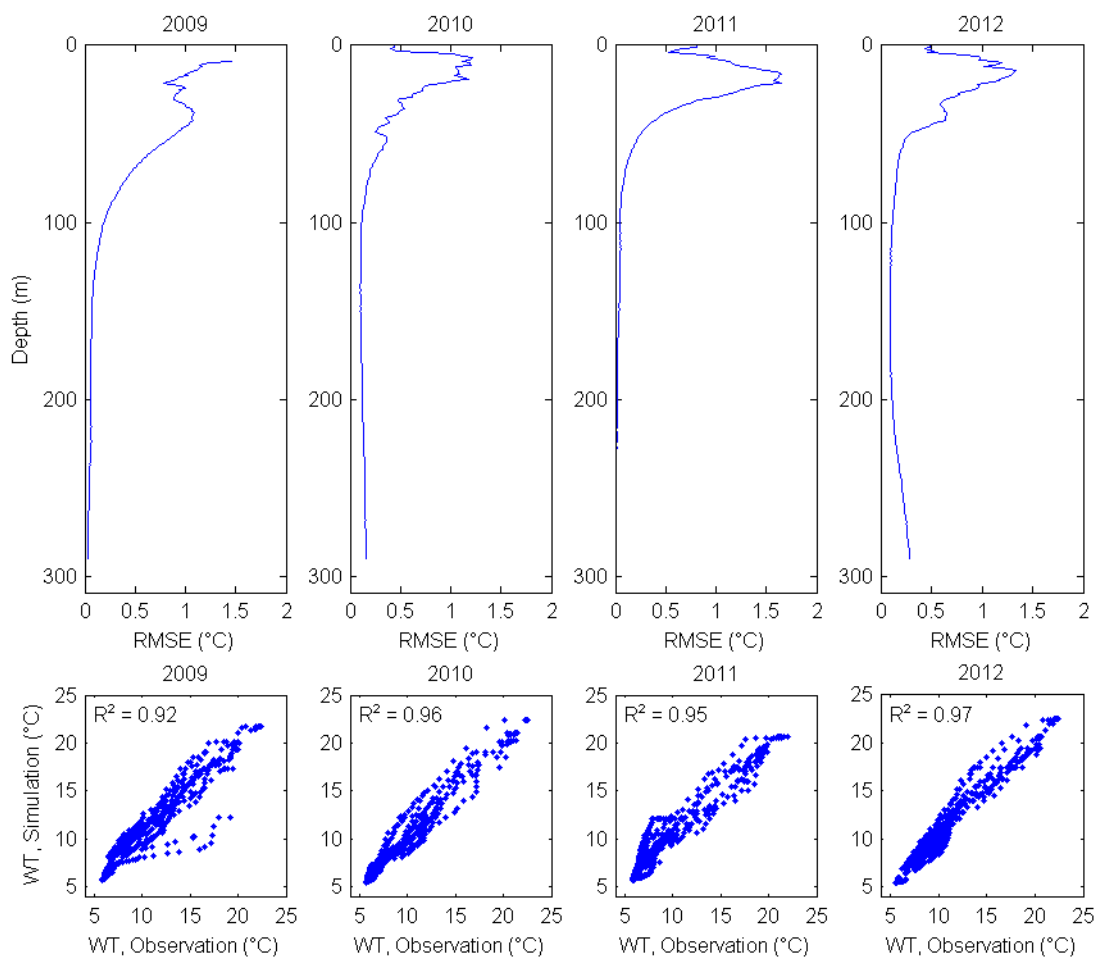


Figure 5 – RMSE et  $R^2$  calculés à partir de la température de l'eau mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 entre la surface et 30 m de profondeur en 2009, 2010, 2011 et 2012

Le modèle reproduit donc bien le bilan de chaleur et la stratification thermique qui sont des paramètres importants pour bien simuler le développement algal. En effet, la température de l'eau et l'épaisseur de l'épilimnion sont des facteurs déterminants pour le développement phytoplanktonique.

### 4.3.2 Remontée d'eau

Nous avons montré dans la section précédente 4.3.1 que le modèle reproduisait bien la température de l'eau au point de prélèvement SHL2. Dans cette section, une image satellite a été comparée à la température de l'eau simulée à la surface pour évaluer la capacité du modèle à reproduire les hétérogénéités de température de l'eau de surface. La période de temps étudiée, du 15 au 21 juin 2012, est présentée Figure 6. Les deux graphiques du haut représentent la vitesse et la direction du vent et celui du bas la température de l'eau simulée de surface, l'intervalle min-max et la température moyenne de surface.

Le modèle prévoit que l'épisode de vent du sud-ouest des 15 et 16 juin provoque un entraînement de l'eau à la surface qui est dévié vers la droite (par rapport à la direction de l'écoulement) à cause de la force de Coriolis et que ces courants entraînent une remontée d'eau froide le long de la côté nord-ouest, de Nyon à Morges. Si l'intensité de ces courants est suffisante, alors l'eau froide en profondeur remonte à la surface et devrait être visible sur les images satellites. Par chance, une image satellite de la température de l'eau de surface est exploitable le 17 juin à 10 heures. La Figure 7 présente le comparaison entre la température de l'eau mesurée et simulée à la surface. Cette image présente en effet une zone plus froide au nord-ouest qu'au sud-est. Il semblerait que le modèle surestime la variabilité spatiale de la température par rapport à l'image satellite. Mais il est aussi probable que les données satellites soient artificiellement lissées par utilisation d'une valeur unique de contenu en vapeur d'eau atmosphérique dans le traitement des images. Le modèle reproduit tout de même remarquablement bien la tendance observée et les niveaux de température.

Le modèle reproduit donc aussi bien cet épisode de remontée d'eau qui est potentiellement une source d'apport en nutriment à la surface provenant des couches inférieures.

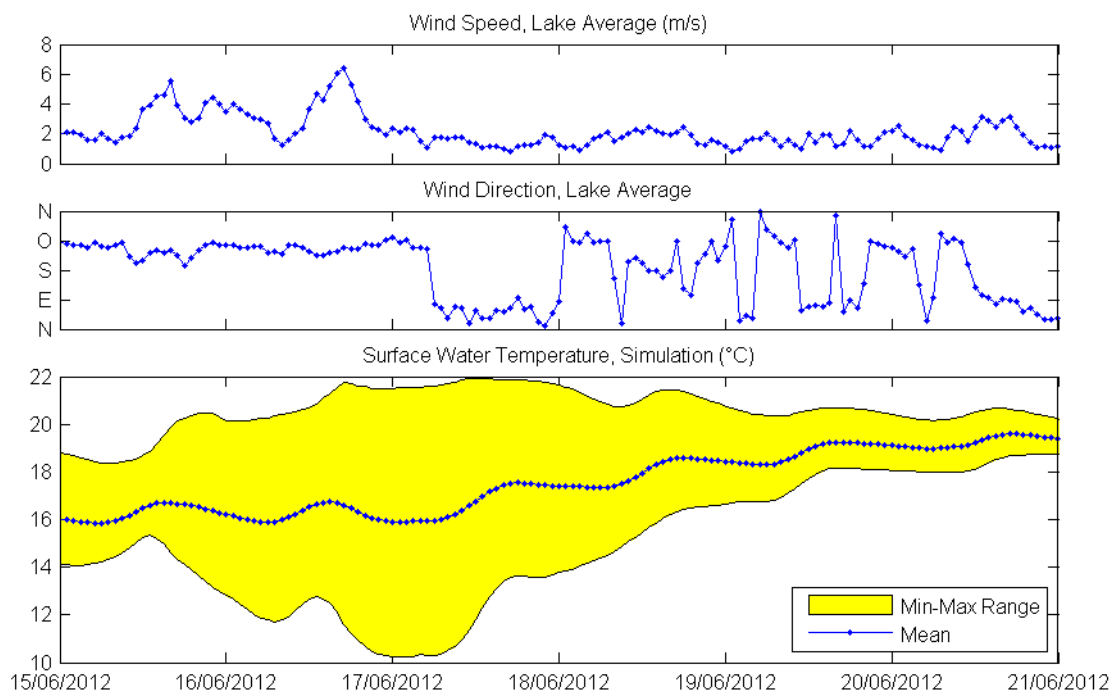


Figure 6 – Vitesse et direction du vent moyennes sur tout le lac, et température de l'eau simulée à la surface pendant une épisode de remontée d'eau du 11 juin au 25 juin 2012

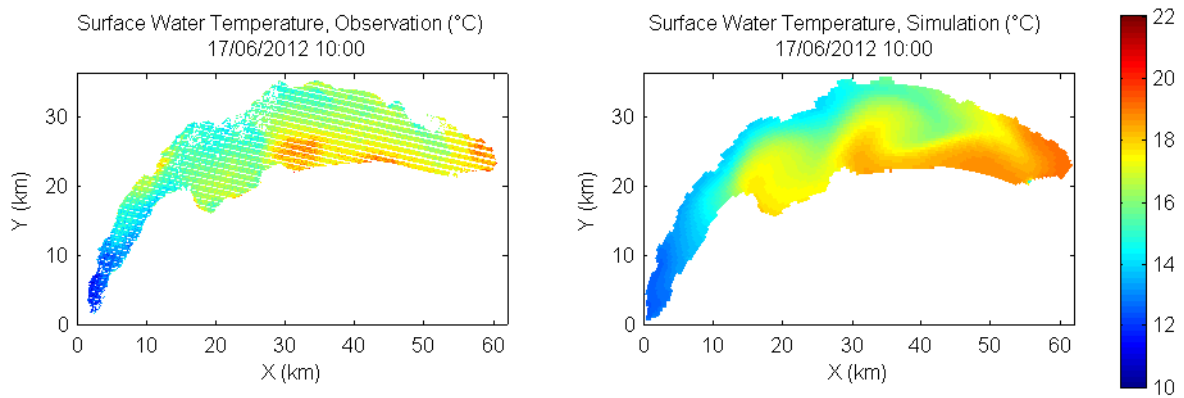


Figure 7 – Comparaison entre la température de l’eau de surface mesurée et simulée le 17 juin 2012 à 10 heures après un épisode de remontée d’eau

### 4.3.3 Ondes internes

Nous avons montré précédemment que le modèle reproduisait bien la température de l’eau au point de prélèvement SHL2 (Section 4.3.1) et les hétérogénéités de température de surface lors d’un épisode de remontée d’eau froide (Section 4.3.2). Dans cette Section, des résultats de Mortimer ont été utilisés pour évaluer la capacité du modèle à reproduire les ondes internes. En effet, à partir de mesures de température de l’eau à 15 m de profondeur en juillet et août 1941 à 1944, Mortimer a extrait une période de 75 heures qu’il a associée au premier mode d’ondes internes. Il a aussi démontré le mouvement cyclonique de cette onde [Hutter, 2012].

La température de l’eau simulée à 15 m de profondeur a donc été tracée pour les 4 années simulées (voir les 4 graphiques de gauche Figure 8). Les résultats sont présentés en un point situé en face de Genève dans le petit lac car le passage de l’onde est très net à cet endroit. La densité spectrale de puissance de ces séries temporelles est tracée sur les 4 graphiques de droite Figure 8. Les pics de plus grande intensité sont situés à  $3.255 \cdot 10^{-6}$  Hz en 2009, soit environ 85 heures,  $3.526 \cdot 10^{-6}$  Hz en 2010, soit environ 79 heures, et  $3.798 \cdot 10^{-6}$  Hz en 2011 et 2012, soit 73 heures. Ces différences sont probablement dues à la variabilité de l’intensité de la stratification thermique à cette période qui influence la valeur de la période des ondes internes. La température de l’eau simulée à 15 m de profondeur est tracée Figure 9 sur une période complète d’ondes internes, du 8 août 2010 à minuit au 11 août à minuit. La série commence par l’image en haut à gauche. Les images sont espacées chacune de 6 heures et se lisent de gauche à droite puis de haut en bas. Le 8 août à minuit, la température est plus élevée dans la partie ouest-sud-ouest que dans la partie est du lac. À 6 heures puis midi, c’est la zone sud du lac qui devient plus chaude. Le 9 août à minuit, la température est plus élevée à l’est qu’à l’ouest. Le 10 août à minuit, la température est plus élevée au nord et enfin le 11 août à minuit, la température est à nouveau plus élevée au sud-ouest, dans le petit lac. Cette chronique montre que le modèle prévoit aussi bien le déplacement cyclonique du premier mode d’ondes internes observé par Mortimer.

Le modèle reproduit donc aussi bien les ondes internes qui peuvent causer le déplacement vertical du phytoplancton dans la colonne d’eau et donc le déplacer dans des couches plus ou moins lumineuses.

### 4.3.4 Développement phytoplanctonique

Nous avons montré précédemment que le modèle reproduisait bien la température de l’eau au point de prélèvement SHL2 (Section 4.3.1), les hétérogénéités de température de surface

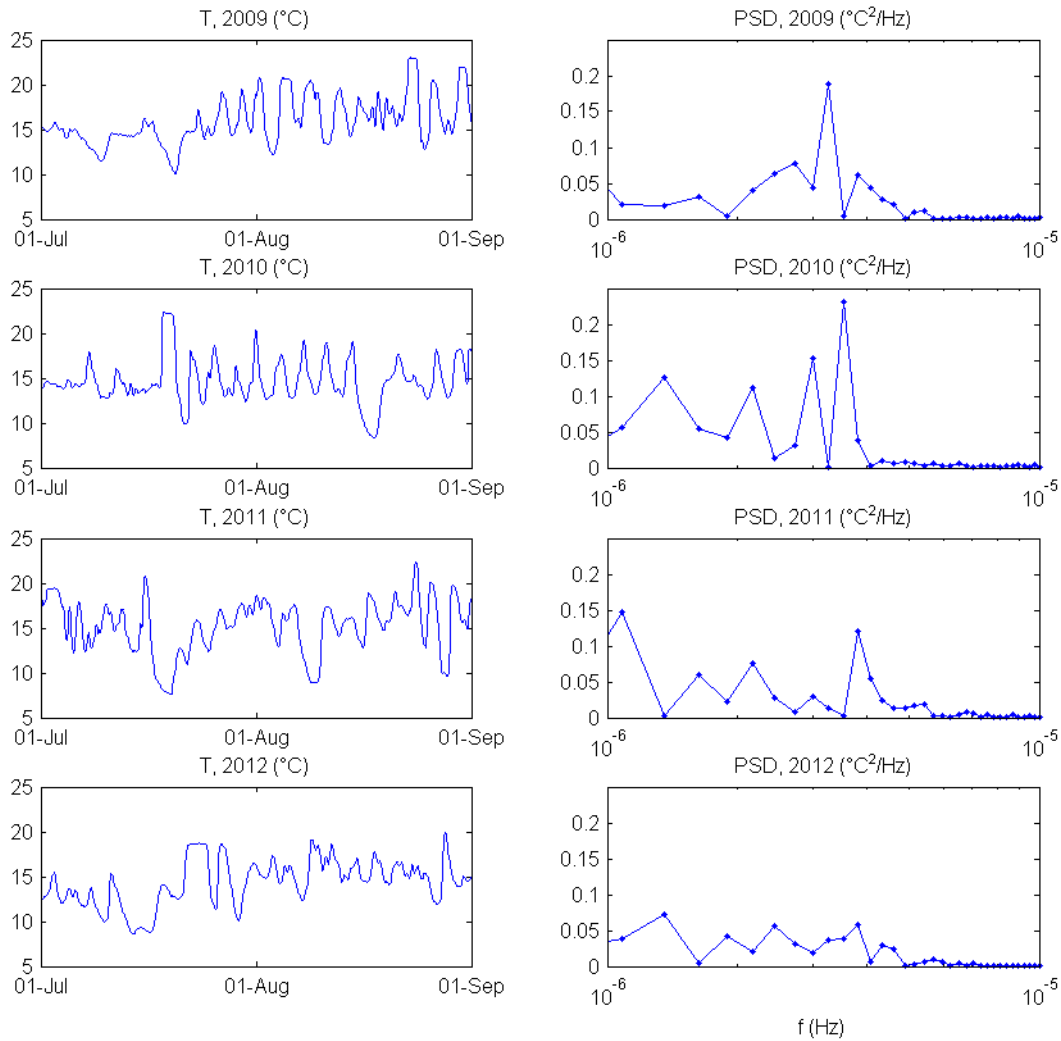


Figure 8 – Température de l’eau simulée à 15 m de profondeur dans le petit lac en face de Genève en juillet et août 2009, 2010, 2011 et 2012, et densité spectrale de puissance associée

lors d’un épisode de remonté d’eau froide (Section 4.3.2) et les ondes internes (Section 4.3.3). Dans cette section, la comparaison entre la concentration en phytoplancton et en chlorophylle-a mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 est présentée pour les 4 années pour évaluer la capacité du modèle à reproduire le développement phytoplanctonique.

Les deux graphiques du haut de la figure 10 présentent la concentration mesurée et simulée en diatomées et en algues vertes, moyennée entre la surface et 18 m de profondeur. Le pic de diatomées en 2009 a été mesuré le 21 avril et valait  $0.22 \text{ gC/m}^{-3}$ , il valait  $0.119 \text{ gC/m}^{-3}$  le 3 mai en 2010,  $0.368 \text{ gC/m}^{-3}$  le 8 mars en 2011 et  $0.335 \text{ gC/m}^{-3}$  le 26 avril en 2012. Pour les quatre années, le modèle surestime la concentration en diatomées et anticipe le démarrage de son pic de printemps. De plus, les pics estivaux de diatomées (*Fragilaria crotonensis* en 2009 et *Achnanidium catenatum* en 2012) ne sont pas du tout reproduit par le modèle.

Ces résultats se répercutent logiquement sur la concentration en chlorophylle-a. Les trois graphiques du bas de la figure 10 représentent la concentration en chlorophylle-a entre la surface et 30 m de profondeur. Les couleurs ont été définies par interpolation linéaires entre les profils aux dates des mesures avec une résolution verticale variable dont les traits blancs indiquent la profondeur. La répartition verticale n’est aussi pas bien reproduite par le modèle.

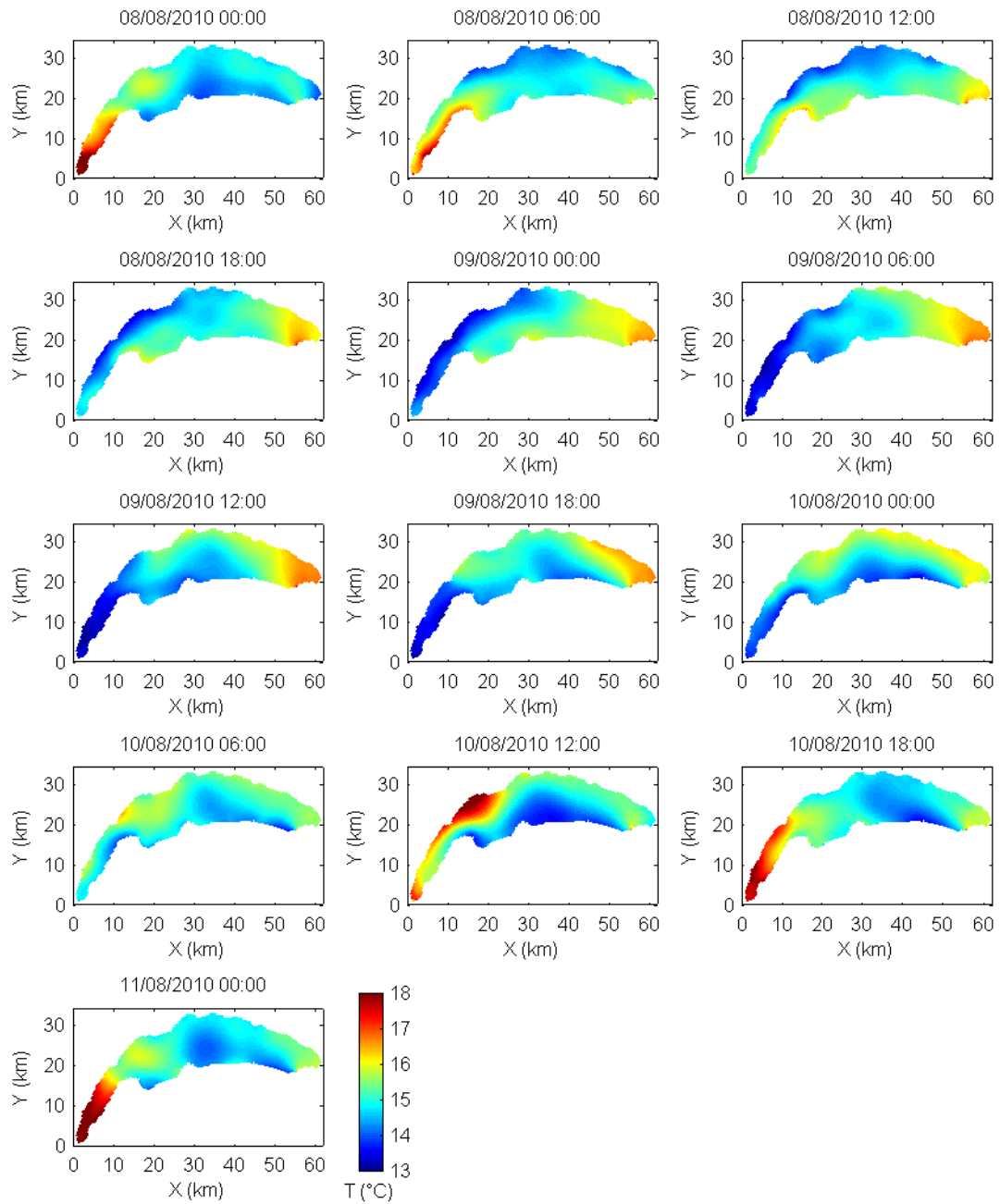


Figure 9 – Température de l’eau simulée à 15 m de profondeur du 8 août 2010 à minuit au 11 août 2010 à minuit pendant un épisode d’ondes internes

Le modèle biologique surestime donc le développement des diatomées au printemps et ne prévoit pas le développement de l’espèce *mougeotia gracillima*.

#### 4.3.5 Oxygène dissous

Nous avons montré précédemment que le modèle reproduisait bien la température de l’eau et l’hydrodynamique en général (Section 4.3.1, 4.3.2 et 4.3.3) mais qu’il surestimait le déve-



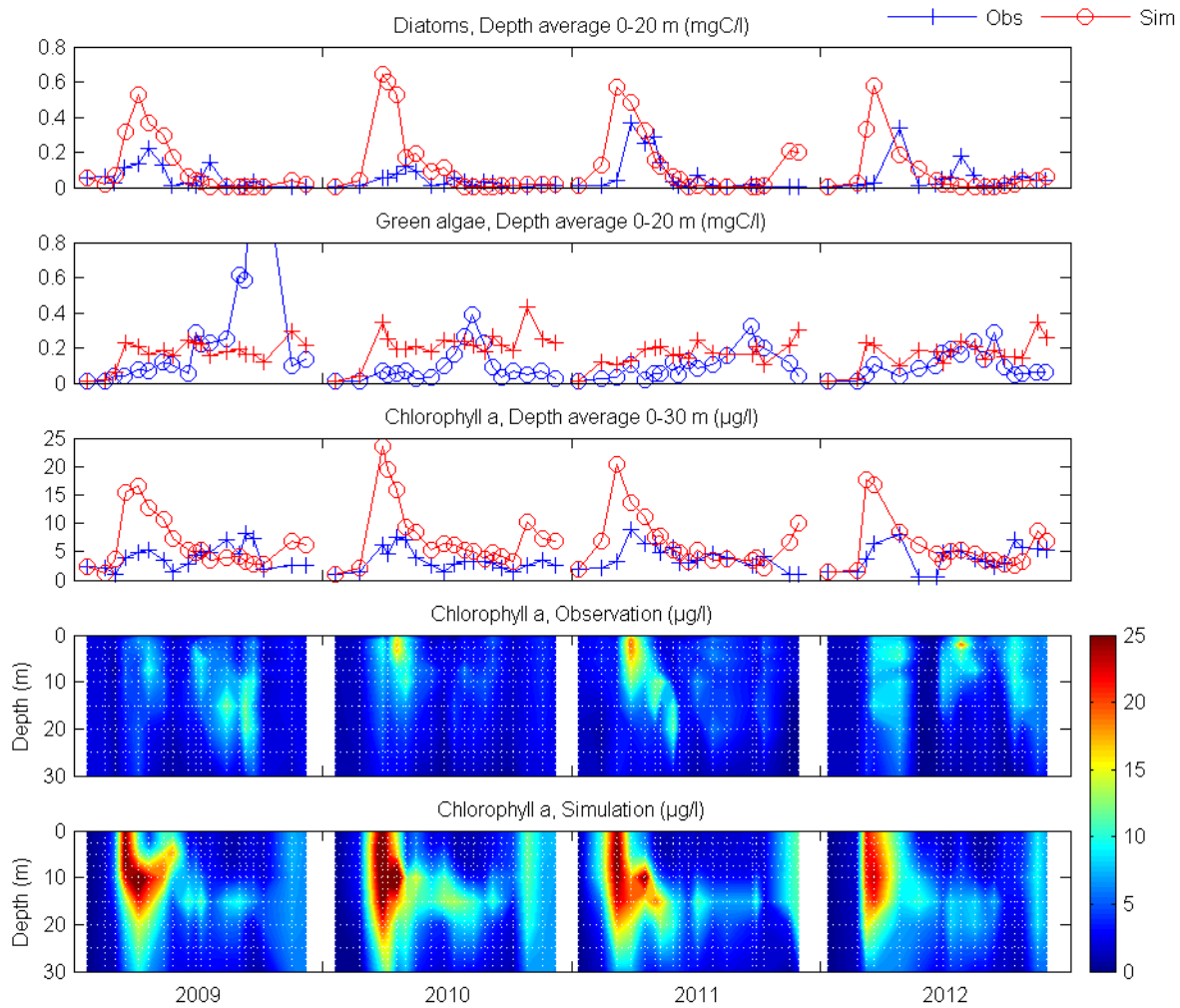


Figure 10 – Comparaison entre la concentration en diatomées, algues vertes et chlorophylle-a mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 entre la surface et 20 m (pour les diatomées et les algues vertes) et 30 m (pour la chlorophylle-a) de profondeur en 2009, 2010, 2011 et 2012.

loppement algal au printemps et qu'il n'arrivait pas à reproduire une espèce particulièrement abondante (Section 4.3.4). Dans cette section, la comparaison entre la concentration en oxygène dissous mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 est présentée pour évaluer la capacité du modèle à reproduire la concentration en oxygène dissous.

L'évolution temporelle de la concentration en oxygène dissous mesurée et simulée est présentée entre la surface et le fond (figure 11) et entre la surface et 30 m de profondeur (figure 12). La surestimation du développement algal semble entraîner la même surestimation de la concentration en oxygène dissous entre la surface et 30 m de profondeur. La comparaison entre la surface et le fond du lac montre aussi qu'en 2009, 2010 et 2011, les mesures ne présentent pas d'homogénéisation verticale de la concentration en oxygène dissous alors que le modèle prévoit un brassage complet.

Le modèle surestime donc aussi la concentration en oxygène dissous entre la surface et 30 m de profondeur et homogénéise verticalement la concentration en oxygène dissous tous les ans en février-mars.

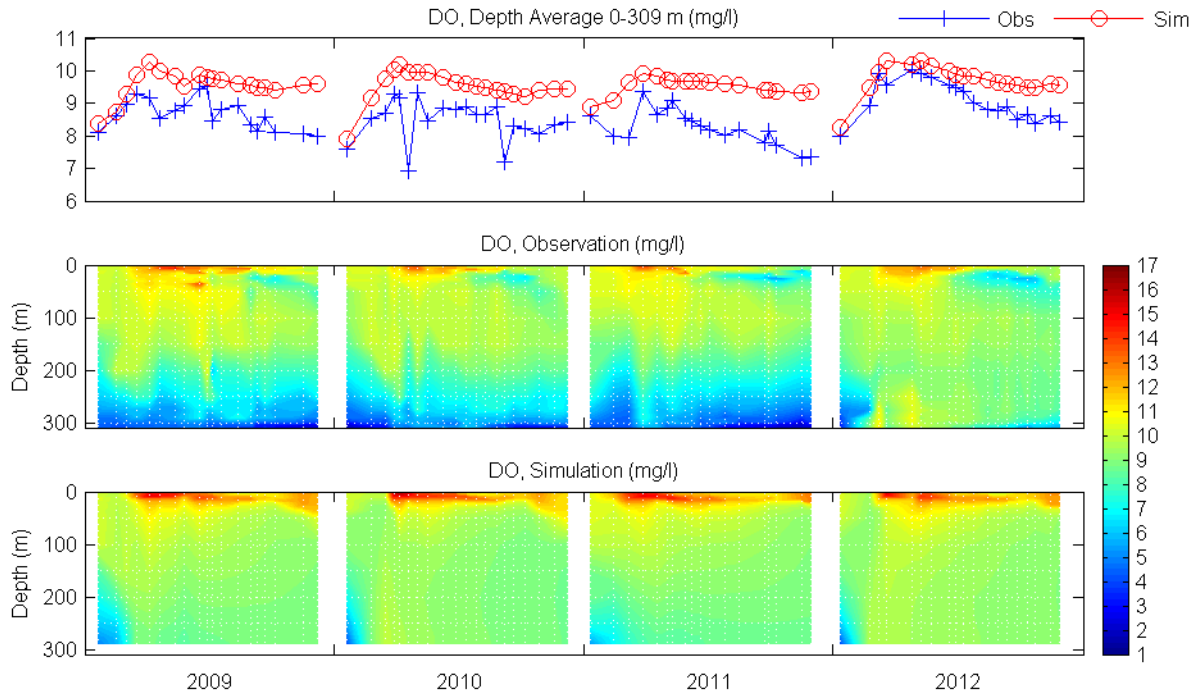


Figure 11 – Comparaison entre la concentration en oxygène dissous mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 entre la surface et le fond du lac en 2009, 2010, 2011 et 2012.

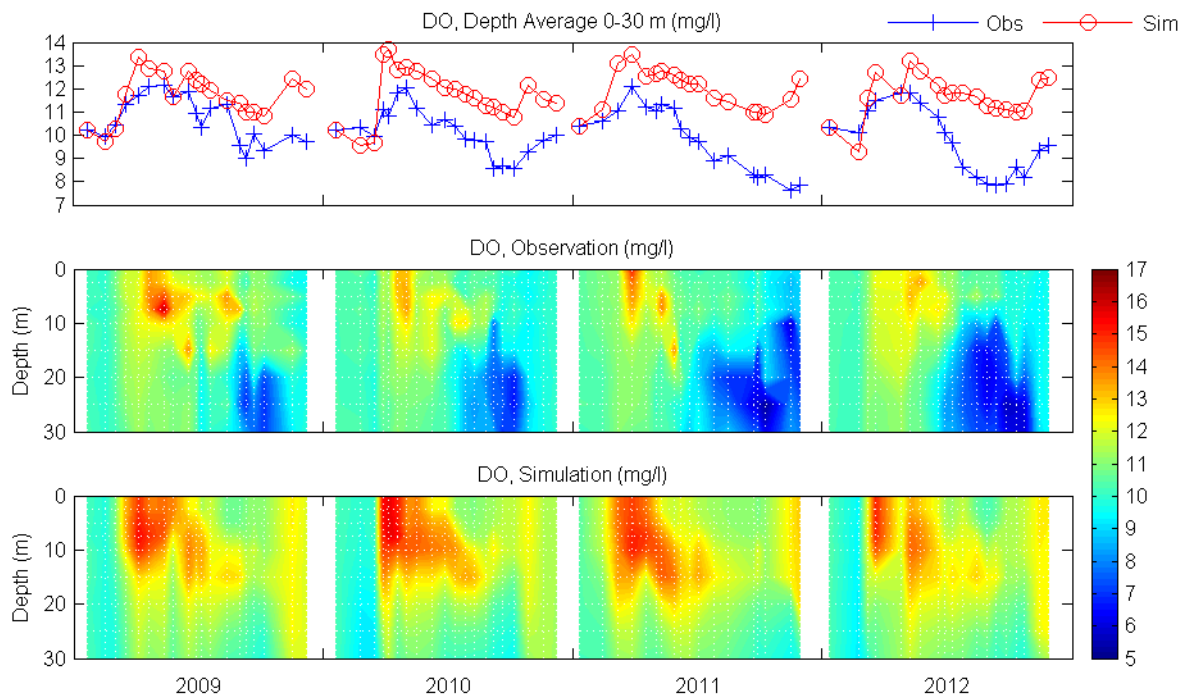


Figure 12 – Comparaison entre la concentration en oxygène dissous mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 entre la surface et 30 m de profondeur en 2009, 2010, 2011 et 2012.

### 4.3.6 Disponibilité des nutriments

Nous avons montré précédemment que le modèle reproduisait bien la température de l'eau et l'hydrodynamique en général (Sections 4.3.1, 4.3.2 et 4.3.3) mais qu'il surestimait le développement algal et la concentration en oxygène dissous entre la surface et 30 m de profondeur (Sections 4.3.4 et 4.3.5). Nous avons vu aussi que le modèle prévoyait une homogénéisation verticale de la concentration en oxygène dissous chaque année en février-mars alors que les mesures ne montrent pas cela. Dans cette section, la comparaison entre la concentration en nutriments mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 est présentée pour les 4 années pour évaluer la capacité du modèle à reproduire la disponibilité des nutriments.

L'évolution temporelle de la concentration en ammonium, nitrate, orthophosphates et silice réactive, mesurée et simulée est présentée entre la surface et le fond (figures 13, 15, 17, 19) et entre la surface et 30 m de profondeur (figures 14, 16, 18, 20). Sur chaque figure, le graphique du haut représente la concentration moyenne entre la surface et le fond ou entre la surface et 30 m de profondeur. Les deux autres graphiques de chaque figure représentent sur la même échelle de temps la concentration en nutriments en fonction de la profondeur (axe des ordonnées). Les couleurs ont été construites par interpolation linéaire entre les profils aux dates des mesures.

Entre la surface et 30 m de profondeur, le modèle surestime l'augmentation de la concentration en orthophosphates et en silice réactive en février-mars. Cette augmentation est due à l'homogénéisation verticale quasi-complète non-observée. Cela va dans le sens de la surestimation du développement phytoplanctonique. Au total, entre la surface et le fond du lac, le bilan sur la concentration en orthophosphates semble bon. La consommation est surestimée au printemps mais ensuite le niveau reste comparable aux observations de terrain. Cela n'est pas le cas pour la concentration en silice réactive qui diminue tout le long de la simulation. A la fin de chaque simulation, la concentration en silice réactive simulée est quasi moitié moins que la concentration mesurée. Ce problème pourrait venir de la dissolution de la silice contenue dans l'opale qui n'est pas assez rapide. Autrement, le niveau global de la concentration en nitrates semblent bien reproduit par le modèle et la consommation dans les 30 premiers mètres est sous-estimée.

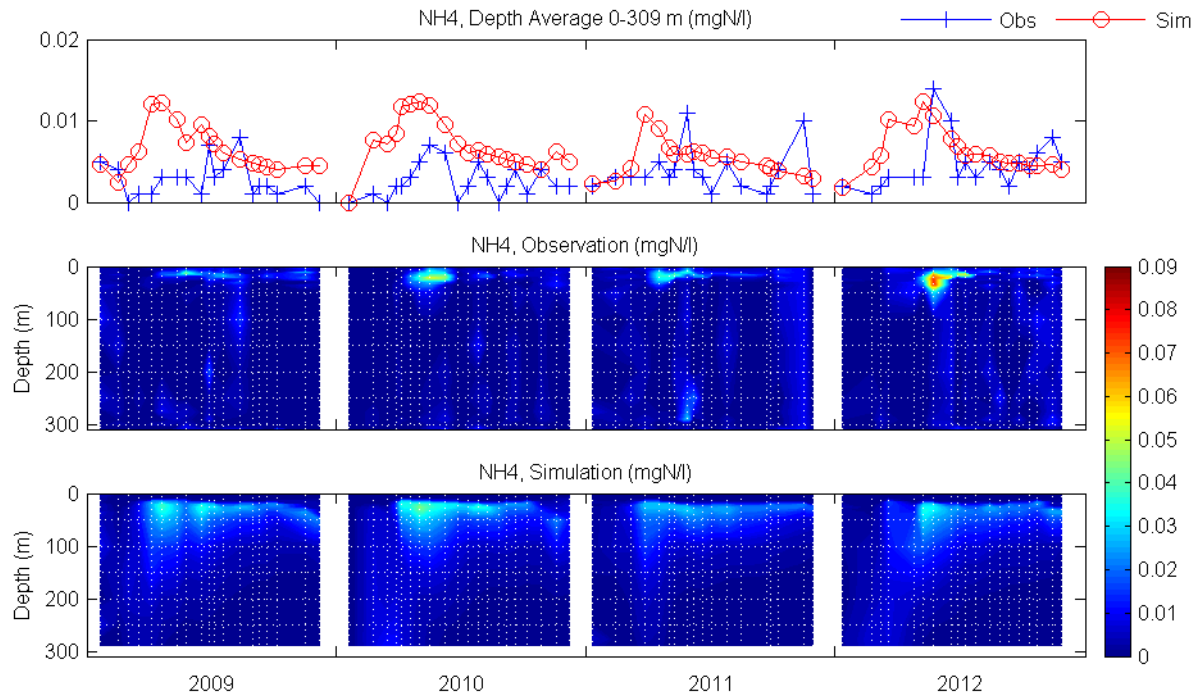


Figure 13 – Comparaison entre la concentration en ammonium mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 entre la surface et le fond du lac en 2009, 2010, 2011 et 2012

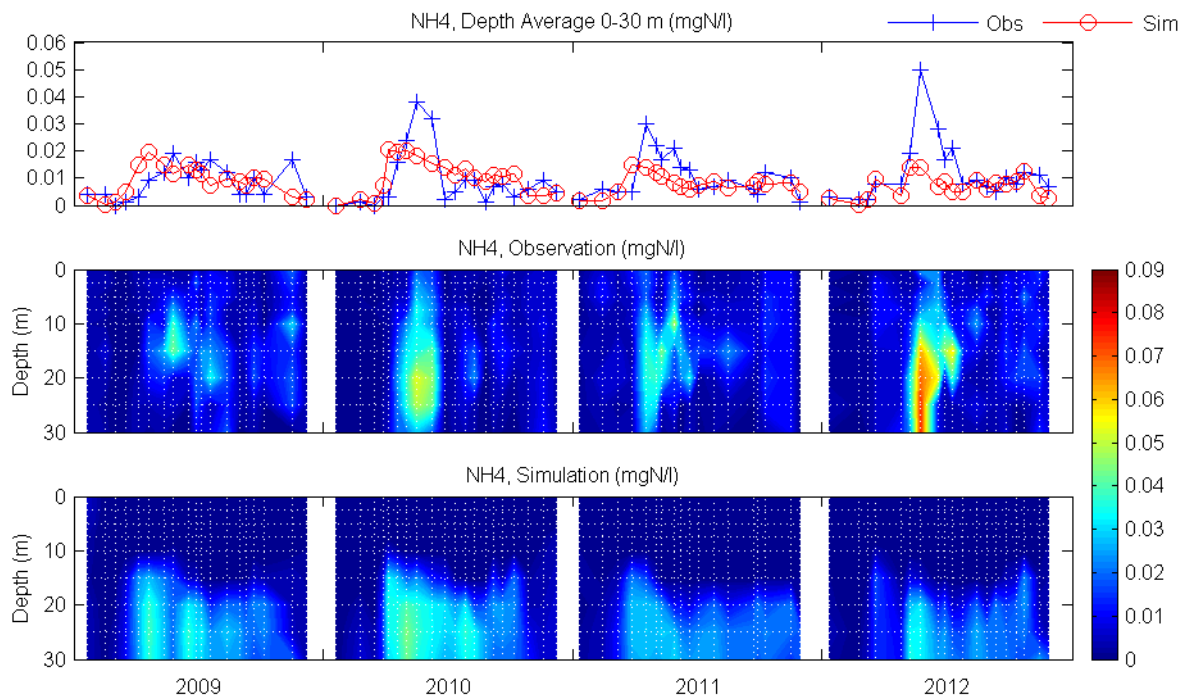


Figure 14 – Comparaison entre la concentration en ammonium mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 entre la surface et 30 m de profondeur en 2009, 2010, 2011 et 2012

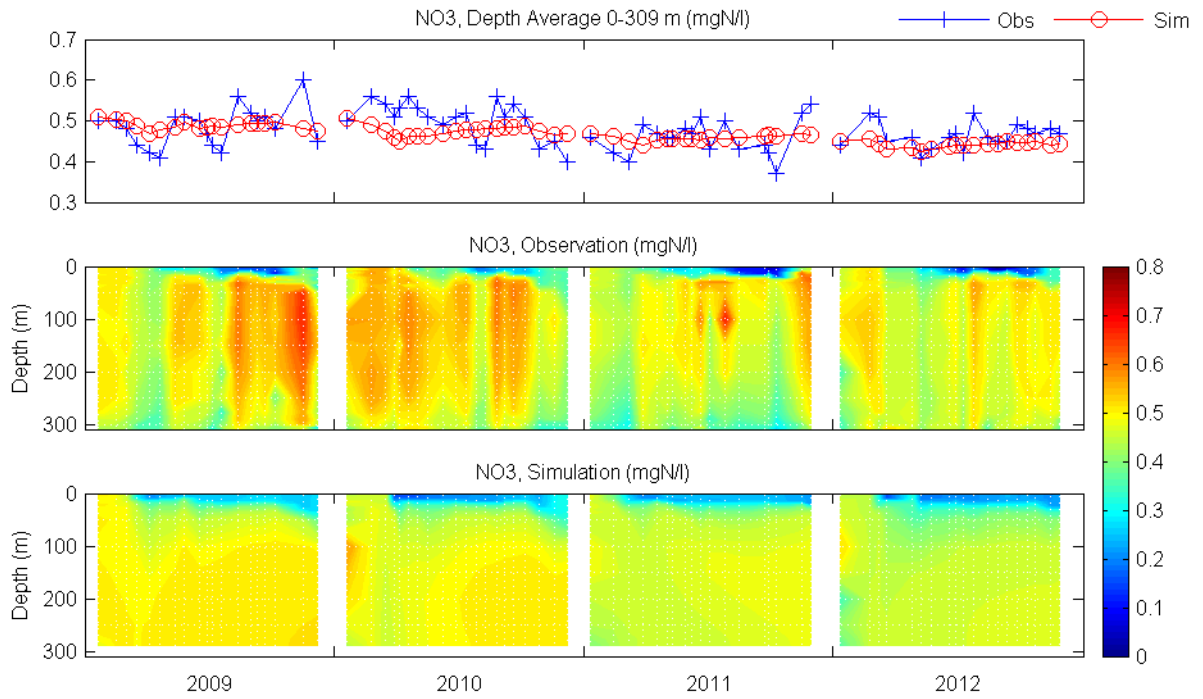


Figure 15 – Comparaison entre la concentration en nitrate mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 entre la surface et le fond du lac en 2009, 2010, 2011 et 2012

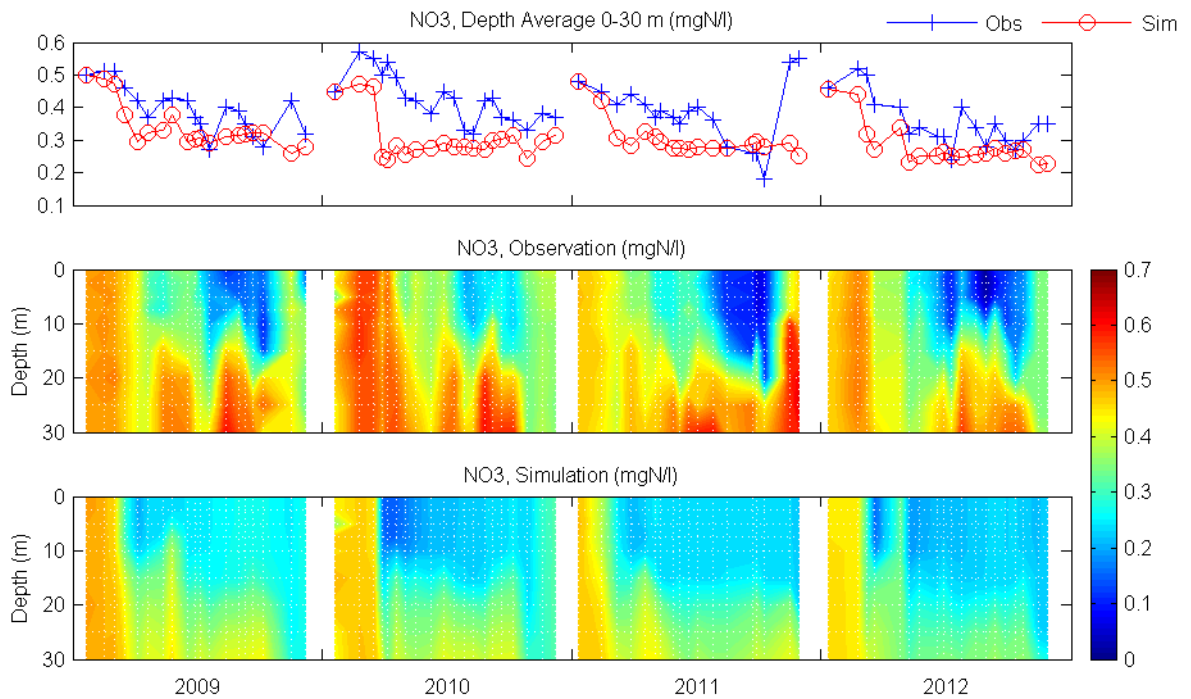


Figure 16 – Comparaison entre la concentration en nitrate mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 entre la surface et 30 m de profondeur en 2009, 2010, 2011 et 2012

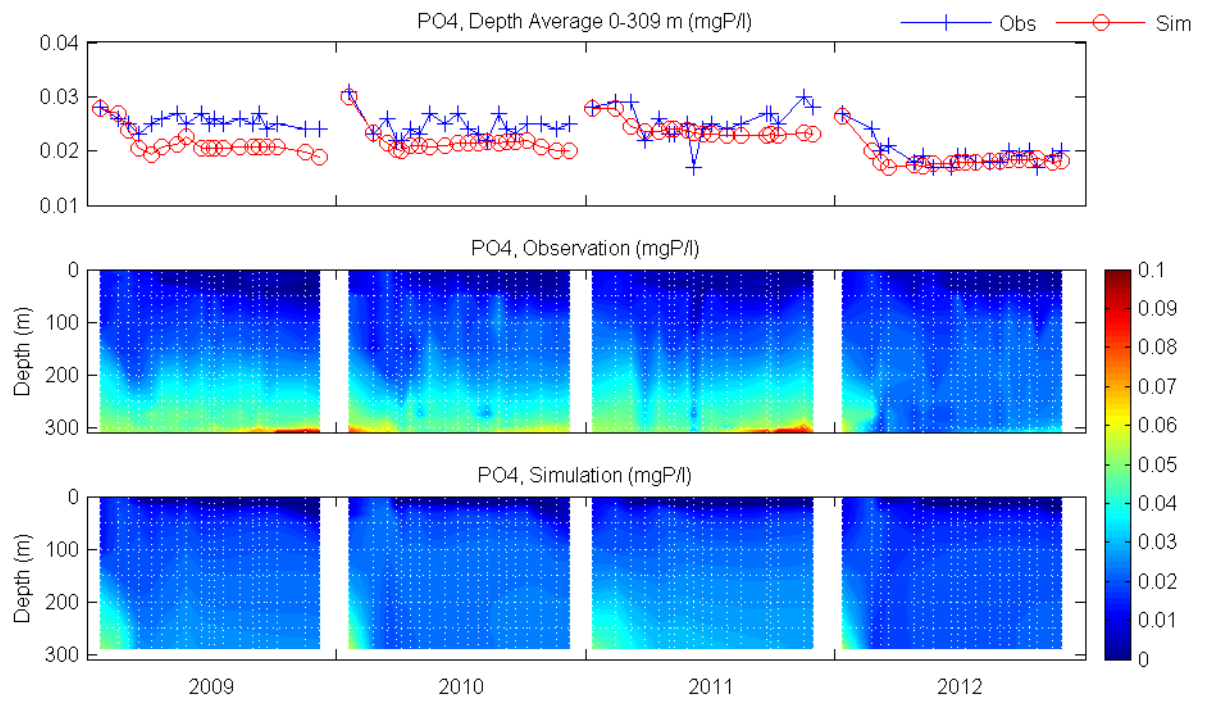


Figure 17 – Comparaison entre la concentration en orthophosphates mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 entre la surface et le fond du lac en 2009, 2010, 2011 et 2012

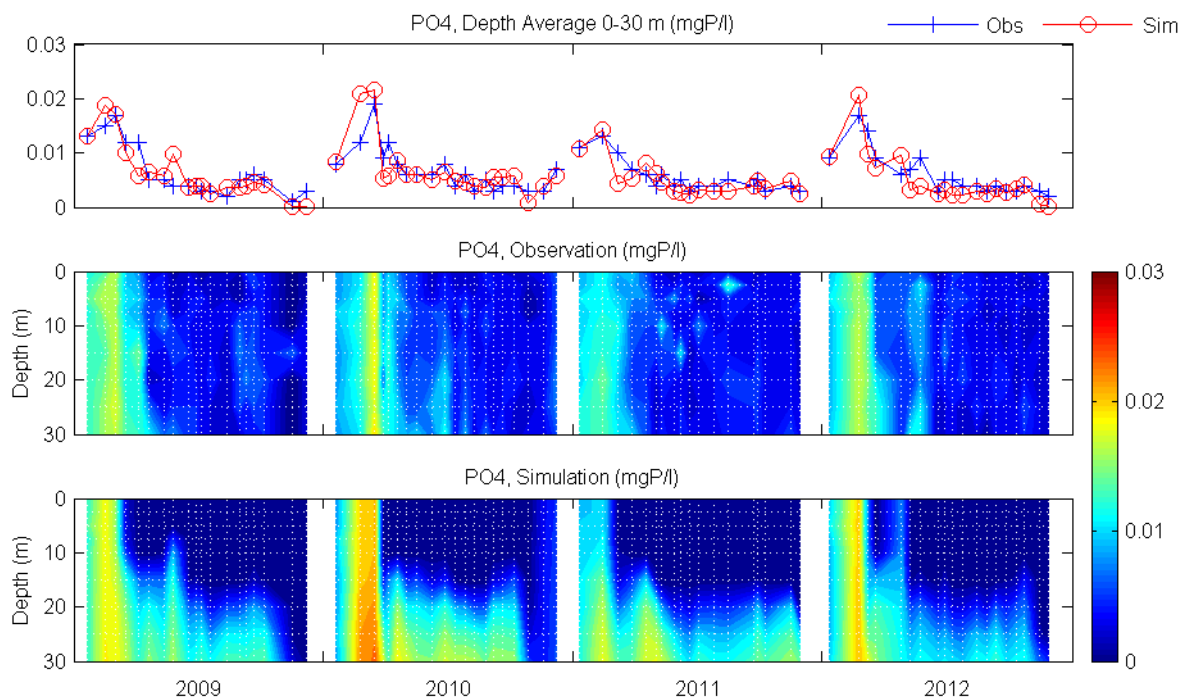


Figure 18 – Comparaison entre la concentration en orthophosphates mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 entre la surface et 30 m de profondeur en 2009, 2010, 2011 et 2012

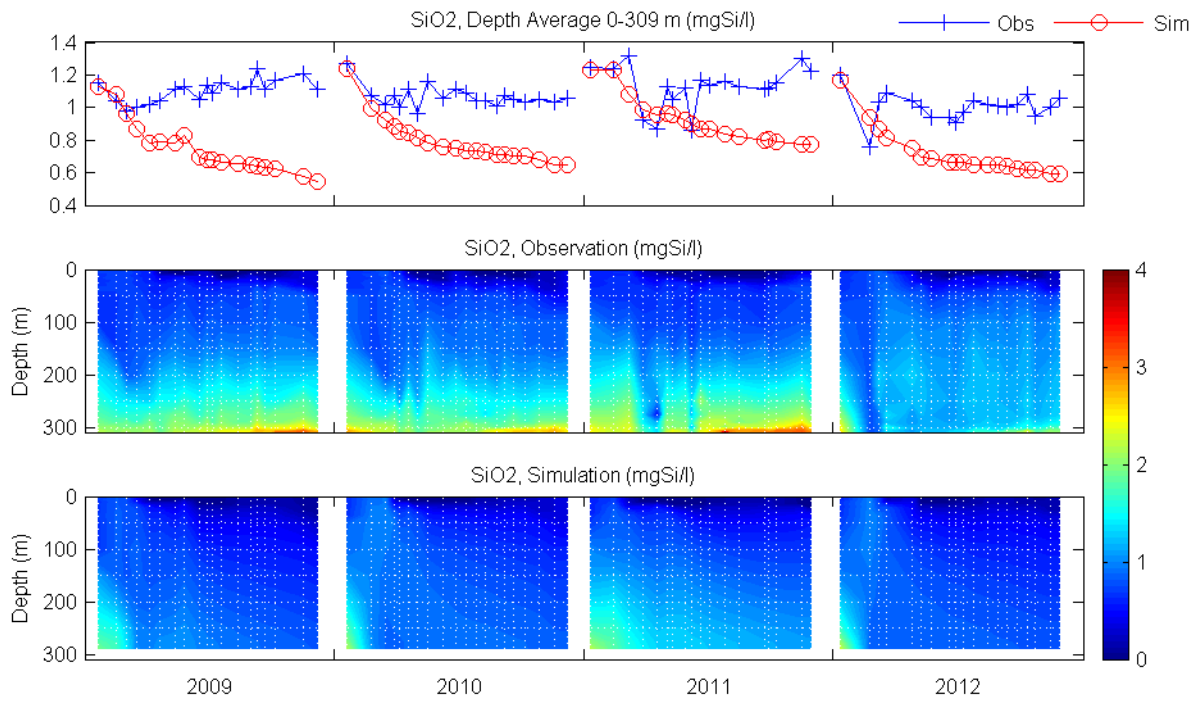


Figure 19 – Comparaison entre la concentration en silice réactive mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 entre la surface et le fond du lac en 2009, 2010, 2011 et 2012

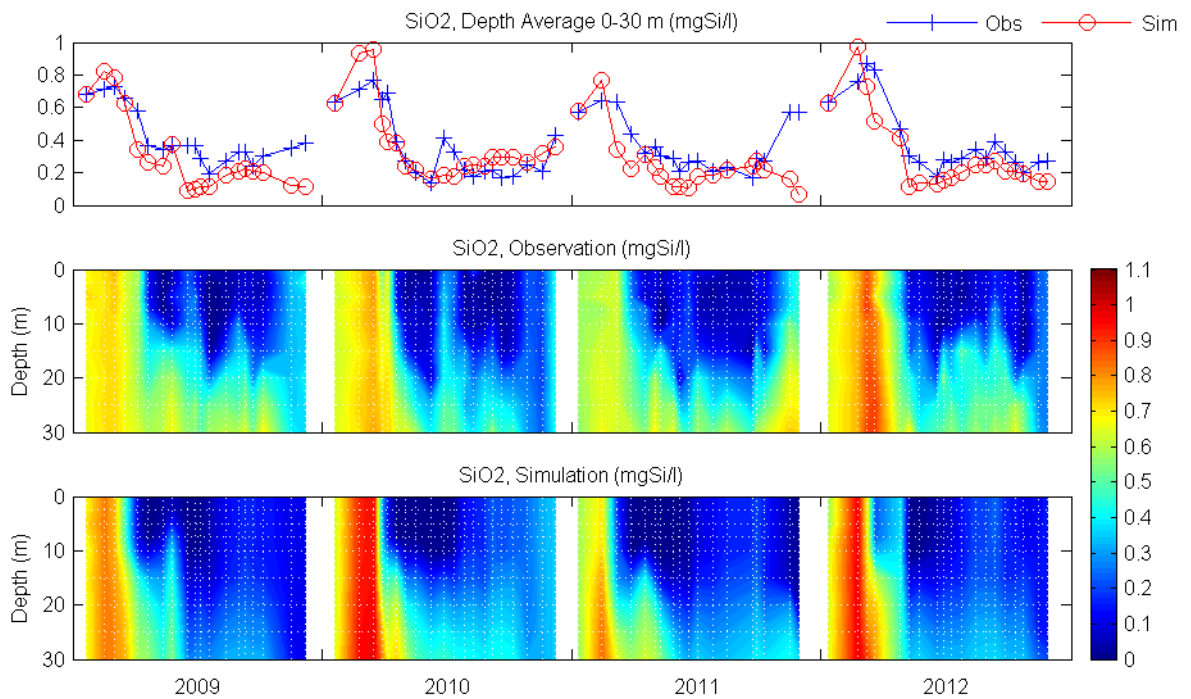


Figure 20 – Comparaison entre la concentration en silice réactive mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 entre la surface et 30 m de profondeur en 2009, 2010, 2011 et 2012

### 4.3.7 Transparence Secchi

Nous avons montré précédemment que le modèle reproduisait bien la température de l'eau et l'hydrodynamique en générale (Sections 4.3.1, 4.3.2 et 4.3.3) mais qu'il surestimait le développement algal et la concentration en oxygène dissous (Sections 4.3.4 et 4.3.5). En comparant la concentration mesurée et simulée en oxygène dissous et en nutriments, nous avons aussi montré que le modèle prévoyait chaque année une quasi homogénéisation verticale de ces variables en février-mars, ce qui n'est pas observé sur les mesures (sous-section 4.3.5 et 4.3.6). Cela a pour conséquence de mettre à disposition trop de nutriments à la surface et contribue à surestimer le développement algal. Dans cette section, la comparaison entre la transparence Secchi mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 est présentée pour les 4 années simulées pour évaluer la capacité du modèle à reproduire l'intensité lumineuse dans la colonne d'eau.

L'évolution temporelle de la transparence de Secchi mesurée et simulée est présentée Figure 21. Le modèle surestime la transparence faible pendant les pics de printemps de diatomées et au moment du développement estival. En revanche, le modèle reproduit bien la transparence quand elle est grande avant le développement printanier des diatomées et pendant les phases d'eau claire. Cela voudrait dire que la transparence de fond (paramètre du modèle que nous avons calculé d'après les mesures de rayonnement photosynthétiquement actif) est correcte mais que la contribution des algues et de la matière organique à l'atténuation de la lumière est sous-estimée. Cette hypothèse est renforcée par les résultats sur le développement phytoplanktonique (Section 4.3.4) car le développement algal est surestimé et pourtant la transparence est également surestimée.

Le modèle sous-estime donc l'atténuation de la lumière dans la colonne d'eau. Un calage des paramètres d'atténuation de la lumière par les algues et/ou par la matière organique semble donc nécessaire.

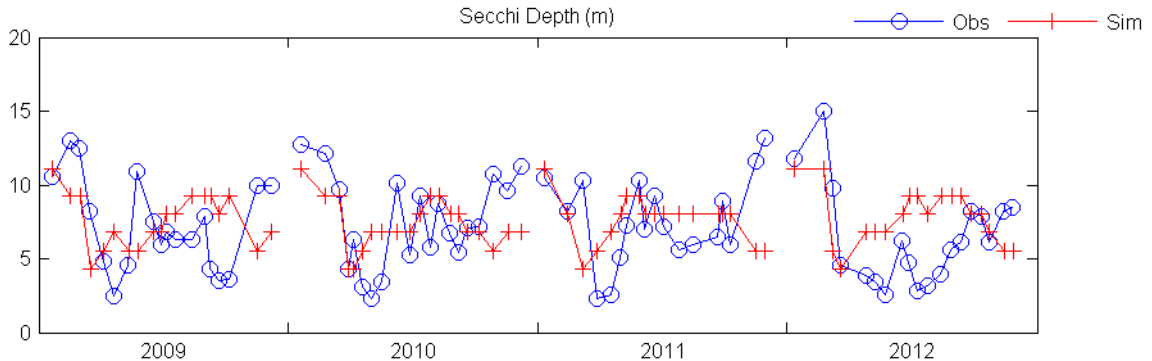


Figure 21 – Comparaison entre la profondeur Secchi mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 en 2009, 2010, 2011 et 2012



### 4.3.8 Broutage du phytoplancton par le zooplancton

Dans cette section, la comparaison entre la concentration en zooplancton imposée et corrigée par l'algorithme du modèle au point de prélèvement SHL2 est présentée pour les 4 années simulées pour évaluer la capacité du modèle à reproduire le broutage du phytoplancton par le zooplancton.

Rappelons que la concentration en zooplancton n'est ni un forçage absolu (comme les forçages météorologiques, les apports par les rivières, etc.), ni strictement résolue de façon dynamique (comme la température, les concentrations en nutriments, etc.). La concentration en zooplancton doit être imposée tout le long de la simulation sous forme d'une série temporelle (comme un forçage absolu), mais le module CONSBL corrige cette concentration pas à pas dans toutes les mailles du domaine de calcul en respectant des contraintes sur les taux de croissance et de mortalité du zooplancton, et sur la nourriture disponible. La concentration imposée est valable pour toutes les mailles du domaine de calcul. La concentration en zooplancton calculée est toujours inférieure à celle imposée pour un pas de temps donné. Le module CONSBL qui modélise la concentration en zooplancton est décrit dans la section 9.9 du manuel « D-Water Quality » et dans la section 6 du manuel « Processes Library Description ». La première valeur de la série temporelle a donc une grande importance parce qu'elle donne la condition initiale de la concentration en zooplancton. Il convient donc de choisir une valeur proche des mesures. Au début de la simulation, la concentration en zooplancton mesurée est pour les 4 années relativement faible (0.015 gC m<sup>-3</sup>). Mais notons que cette mesure correspond à un prélèvement intégré entre la surface et 50 m de profondeur. Il existe donc probablement des concentrations supérieures dans les 50 premiers mètres et des valeurs plus faibles en dessous. Or, la valeur imposée dans la simulation est une valeur constante dans toutes les mailles du domaine de calcul. Donc pour ne pas trop surestimer la concentration initiale, une valeur de 0.01 gC m<sup>-3</sup> a été imposée. Elle correspond à la concentration minimale codée en dure dans le modèle. C'est exactement comme pour les conditions initiales de température, nutriments, etc. Si on impose une température trop élevée en début de simulation, on surestime la quantité de chaleur présente dans le lac et ça ne va pas. La différence avec la concentration en zooplancton, c'est qu'on doit aussi imposer une valeur de forçage à chaque pas de temps de la simulation.

Dans notre cas, la fonction de forçage zooplancton a été réalisé à partir de la concentration moyenne mesurée entre la surface et 50 m de profondeur. Cet algorithme revoit toujours à la baisse la concentration en zooplancton et jamais à la hausse. On peut donc légitimement s'attendre à ce que lorsque le zooplancton croît de façon hétérogène entre la surface et 50 m de profondeur, la valeur imposée est inférieure aux valeurs maximales et donc que la concentration simulée sera sous-estimée par le modèle.

La figure 22 présente l'évolution temporelle de la concentration en zooplancton moyenne entre la surface et 50 m de profondeur mesurée et simulée. Comme nous venons de la mentionner ci-dessus, l'algorithme du modèle réduit la concentration en zooplancton pendant les pics mais autrement la comparaison est bonne.

Le modèle sous-estime légèrement le broutage du phytoplancton par le zooplancton. Il serait légitime d'imposer une concentration supérieure à la concentration mesurée moyenne entre la surface et 50 m de profondeur pendant les pics.

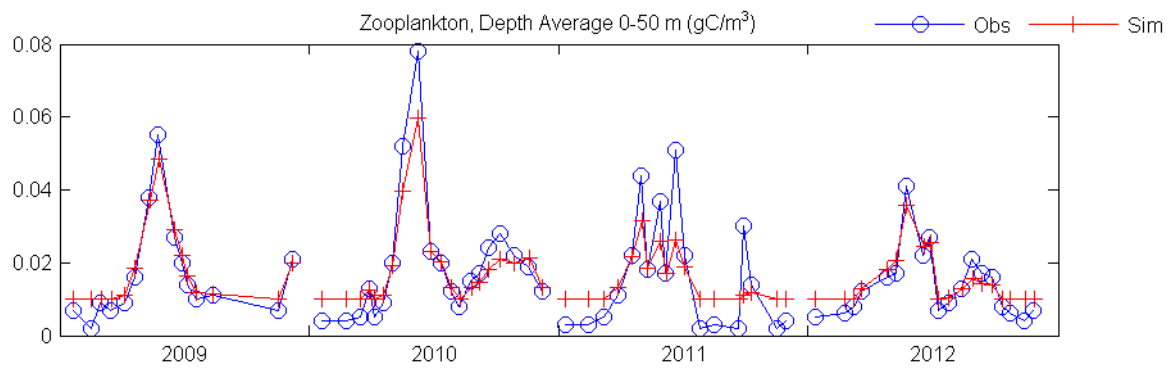


Figure 22 – Comparaison entre la concentration moyenne en zooplancton mesurée et simulée au point de prélèvement SHL2 entre la surface et 50 m de profondeur en 2009, 2010, 2011 et 2012

## 5 Variabilité de l'état écologique du lac d'Annecy, du lac du Bourget et du Léman

### 5.1 Variabilité annuelle liée aux dates des campagnes de mesures et variabilité interannuelle

Les valeurs intégrées dans la zone euphotique des 5 paramètres mesurés dans le cadre du suivi SOERE-OLA ont été calculées à partir des mesures aux différentes profondeurs présentées Section 3 pour le lac d'Annecy, le lac du Bourget et le Léman pour le plan de gestion 2010-2015. La profondeur de la zone euphotique (Zeuph) a été prise égale à 2,5 fois Sd (formulation dictée par la mise en application nationale de la DCE et originellement proposée par [Pourriot and Meybeck, 1995]). Les valeurs intégrées de ces paramètres et Sd sont présentées Figure 23.

Les pics de Chla mesurés au lac du Bourget et au Léman qui correspondent au premier développement algal de l'année sont situés en dehors des fenêtres temporelles 2, 3 et 4. Le protocole DCE ne tient donc pas compte de ces valeurs élevées dans le calcul de la métrique annuelle. Au Léman, des pics de Chla ont aussi été mesurés pendant les étés 2012 et 2014. Ils ont été associés à l'espèce *mougeotia gracillima*. Le pic de Chla mesuré fin 2013 au lac le Bourget correspond à l'espèce *planktothrix rubescens*.

Les pics de NH<sub>4</sub> qui suivent les pics de Chla sont plus importants au Bourget et moins importants au Léman. A Annecy, NH<sub>4</sub> est plus bas et ne présente pas de pics. La valeur maximale de NH<sub>4</sub> tombe parfois entre FT1 et FT2. Le protocole DCE peut donc rater la valeur maximale.

NO<sub>3</sub> suit la même dynamique dans les 3 lacs. Il y a d'abord une diminution qui démarre au début de la période du développement algal. NO<sub>3</sub> atteint un minimum à la fin de l'été. Les valeurs de NO<sub>3</sub> sont similaires au Bourget et au Léman. Elles sont toujours plus élevées qu'à Annecy. Le maximum est généralement bien situé dans FT2. Donc le protocole DCE capte bien la valeur maximale.

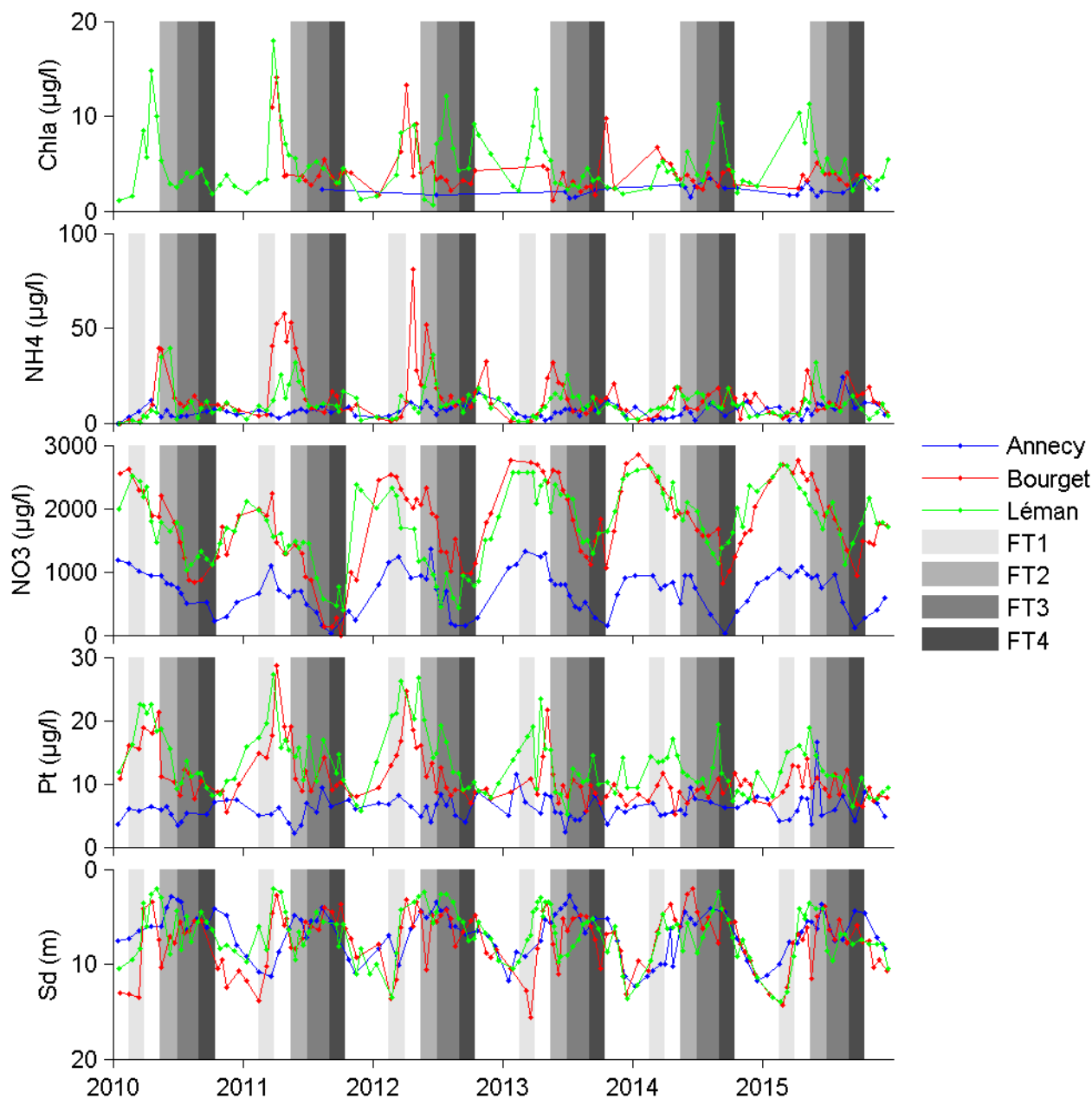
Pt suit aussi la même dynamique au Bourget et au Léman. On observe une augmentation de Pt au cours de la période de brassage. Le maximum est atteint soit dans FT1, soit entre FT1 et FT2. Le protocole DCE peut donc rater la valeur maximale de Pt. Pt diminue ensuite avec le démarrage du développement algal et se stabilise en été à environ 10 µg/l. A Annecy, Pt est plus stable et légèrement inférieur à 10 µg/l.

Sd est similaire dans les 3 lacs. L'augmentation de la transparence en hiver est suivie d'une diminution avec le démarrage du développement algal.

Plusieurs campagnes de mesures ont été réalisées à l'intérieur de chacune des 4 fenêtres temporelles pour les 6 années. Le nombre de campagnes de mesures réalisées dans chaque fenêtre temporelle chaque année est présenté Tableau 7. Il est donc possible de calculer plusieurs valeurs de métriques annuelles en fonction des différentes combinaisons possibles de 4 campagnes de mesures. Toutes les combinaisons possibles de dates respectant le protocole DCE ont été déterminées. Ce nombre de combinaisons est présenté Tableau 8 pour les 6 années et les 3 lacs. Les indicateurs calculés à partir de toutes ces combinaisons sont présentés figure 24 sous forme de diagrammes en boîte.

En effet, l'état basé sur Chla est bon pour toutes les combinaisons pour le lac d'Annecy en 2013, 2014 et 2015. Il n'y a pas de combinaisons possible en 2010, 2011 et 2012. Pour le lac du Bourget, toutes les combinaisons donnent un état moyen en 2011, 2012 et 2015. En 2013, 12 combinaisons sur 15, soit 80%, donnent un état bon et les 3 autres, soit 20%, un état moyen. En 2014, 1 combinaisons sur 24, soit 4%, donnent un état bon et les 23 autres, soit 96%, un état moyen. Il n'y a pas de combinaisons possibles en 2010. Pour le Léman, toutes les combinaisons donnent un état moyen en 2010, 2011, 2013 et 2015. En 2012, 8 combinaisons sur 22, soit 36%,

Figure 23 – Chla, NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub> et Pt intégrés dans la zone euphotique et Sd pour les 3 lacs de 2010 à 2015



donnent un état moyen et les 14 autres, soit 64%, un état médiocre. En 2014, 13 combinaisons sur 30, soit 43%, donnent un état moyen et les 17 autres, soit 57%, un état médiocre.

L'état basé sur NH<sub>4</sub> est très bon pour toutes les combinaisons pour les 3 lacs de 2010 à 2015. Notons que pour le lac du Bourget, une valeur de NH<sub>4</sub> intégrées dans la zone euphotique de 81 µgNH<sub>4</sub>/l a été calculée le 23/04/2012, en dehors des quatre fenêtres temporelles. Si cette valeurs était prise en compte, alors elle ferait passer l'état de très bon à bon.

L'état basé sur NO<sub>3</sub> est très bon pour toutes les combinaisons en 2010, 2011, 2014 et 2015 pour le lac d'Annecy. En 2012, 11 combinaisons sur 30, soit 37%, donnent un état très bon et les 19 autres, 63%, un état bon à cause d'une valeur en mars, 1 240 µgNO<sub>3</sub>/l le 13/03/2012, et d'une autre valeur en juin, 1 363 µgNO<sub>3</sub>/l le 12/06/2012. En 2013, toutes les combinaisons donnent un état bon qui découle de l'unique valeur dans FT1, 1 323 µgNO<sub>3</sub>/l le 05/03/2013. Pour le lac du Bourget, toutes les combinaisons en 2011, 2012 et 2014 donnent un état bon.

En 2010, 16 combinaisons sur 24, soit 67%, donnent un état bon et les 8 autres, soit 33%, un état moyen qui correspond à une valeur en février, 2 621  $\mu\text{gNO}_3/\text{l}$  le 15/02/2010. En 2013, 24 combinaisons sur 70, soit 34%, donnent un état bon et les 46 autres, soit 66%, un état moyen qui correspond à deux valeurs, une en mars, 2 729  $\mu\text{gNO}_3/\text{l}$  le 19/03/2013 et une autre en mai, 2 605  $\mu\text{gNO}_3/\text{l}$  le 22/05/2013. En 2015, 22 combinaisons sur 66, soit 33%, donnent un état bon et les 44 autres, soit 67%, donnent un état moyen qui correspond à deux valeurs, une en février, 2 693  $\mu\text{gNO}_3/\text{l}$  le 25/02/2015, et une autre en mars, 2 673  $\mu\text{gNO}_3/\text{l}$  le 10/03/2015. Pour le Léman, toutes les combinaisons de 2010 à 2013 donnent un état bon. En 2014, 60 combinaisons sur 90, soit 67%, donnent un état bon et les 30 autres, soit 33%, donnent un état moyen qui correspond à une valeur en février, 2 636  $\mu\text{gNO}_3/\text{l}$  le 18/02/2014. En 2015, 16 combinaisons sur 48, soit 33%, donnent un état bon et les 32 autres, soit 67%, donnent un état moyen qui correspond à une valeur en février, 2 694  $\mu\text{gNO}_3/\text{l}$  le 19/02/2015 et une autre valeur en mars, 2 675  $\mu\text{gNO}_3/\text{l}$  le 09/03/2015. L'état basé sur  $\text{NO}_3$  est généralement déterminé par les valeurs dans FT1. D'après nos résultats, il n'y a pas de valeur en dehors des fenêtres temporelles définies par le protocole DCE qui pourrait modifier l'estimation de l'état.

L'état basé sur Pt est très bon pour toutes les combinaisons de 2010 à 2015 pour le lac d'Annecy. Pour le lac du Bourget, les combinaisons donnent un état très bon, bon ou moyen de 2010 à 2015. En 2010, 3 combinaisons sur 15, soit 20%, donnent un état très bon et les 12 autres, soit 80%, un état bon. En 2011, 12 combinaisons sur 42, soit 29%, donnent un état très bon, 27 autres, soit 64%, un état bon et les 3 dernières, soit 7%, un état moyen. En 2012, 38 combinaisons sur 78, soit 49%, donnent un état très bon et les 40 autres, soit 51%, un état bon. En 2013, toutes les combinaisons donnent un état bon. En 2014, 30 combinaisons sur 32, soit 94%, donnent un état très bon et les 2 autres, soit 6%, un état bon. En 2014, 62 combinaisons sur 66, soit 94%, donnent un état très bon et les 4 autres, soit 6%, un état bon. Pour le Léman, les combinaisons donnent un état bon, moyen ou médiocre de 2010 à 2015. En 2010, 30 combinaisons sur 90, soit 33%, donnent un état bon et les 60 autres combinaisons, soit 67%, un état moyen. En 2011, 8 combinaisons sur 48, soit 17%, donnent un état bon et les 40 autres combinaisons, soit 83%, un état moyen. En 2012, 14 combinaisons sur 90, soit 16%, donnent un état bon, 67 autres, soit 74%, un état moyen et les 9 dernières, soit 10%, un état médiocre. En 2013, 32 combinaisons sur 42, soit 76%, donnent un état bon et les 10 autres combinaisons, soit 24%, un état moyen. En 2014, 88 combinaisons sur 90, soit 98%, donnent un état bon et les 2 autres combinaisons, soit 2%, un état moyen. En 2015, toutes les combinaisons donnent un état bon.

Enfin, l'état basé sur Sd est très bon pour toutes les combinaisons de 2010 à 2015 pour le lac d'Annecy et le lac du Bourget. Pour le Léman, les combinaisons donnent un état très bon, bon ou moyen de 2010 à 2015. En 2011, 2013 et 2015, toutes les combinaisons donnent un état très bon. En 2010, 72 combinaisons sur 90, soit 80%, donnent un état très bon et les 18 autres, soit 20%, un état bon. En 2012, 62 combinaisons sur 90, soit 69%, donnent un état très bon, 22 autres, soit 24%, un état bon et les 6 dernières, soit 7%, un état moyen. En 2014, 87 combinaisons sur 90, soit 97%, donnent un état très bon et les 3 autres, soit 3%, un état bon.

Ces résultats montrent comment les variabilités intra- et inter-annuelles des caractéristiques physico-chimiques des plans d'eau induisent une variabilité des métriques annuelles calculées à partir de plusieurs combinaisons possibles de 4 campagnes de suivi. Pour 4 paramètres sur 5, Chla,  $\text{NO}_3$ , Pt et Sd, cette variabilité peut s'étendre sur 2 ou 3 classes d'états. Ces résultats montrent aussi une grande variabilité inter-annuelle sur un plan de gestion de six ans pour Chla et Pt pour le lac du Bourget et pour le Léman.

Tableau 7 – Nombre de campagnes de mesures réalisées dans les quatre fenêtres temporelles (FT1, FT2, FT3 et FT4) de 2010 à 2015 au lac d’Annecy, au lac du Bourget et au Léman.

Lac	Fenêtre temporelle	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Annecy	FT1	2	2	2	1	2	2
	FT2	3	3	4	3	3	3
	FT3	4	3	4	4	2	2
	FT4	2	1	1	1	1	2
Bourget	FT1	3	2	3	3	2	3
	FT2	3	4	4	3	2	3
	FT3	4	4	4	4	5	4
	FT4	2	3	2	3	3	2
Léman	FT1	3	2	3	2	3	3
	FT2	3	3	3	2	3	3
	FT3	4	3	4	5	4	3
	FT4	3	3	3	2	3	2

## 5.2 Variabilité spatiale du Léman

Les indicateurs de qualité et les états écologiques basés sur les 5 paramètres, Chla, NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, Pt et Sd, ont aussi été calculés à partir des résultats des simulations en 2009, 2010, 2011 et 2012 pour le Léman. 1 000 combinaisons de 4 dates respectant le protocole DCE ont été générées aléatoirement pour ces 4 années. Les indicateurs d’état ont été calculés pour ces 4000 combinaisons dans chaque maille du domaine de calcul. La probabilité d’obtenir un état pour un paramètre donné est représenté sous forme de cartes Figure 25. La variabilité spatiale a été appréhendée d’une autre façon : les mêmes 4 000 combinaisons de dates ont été utilisées pour donner le pire et le meilleur état dans chaque maille du domaine de calcul. Les états les pires et les meilleurs sont présentés sous forme de cartes Figure 26. Enfin, le rapport entre la superficie du Léman correspondant à un état par rapport à la surface total du Léman pour chaque paramètre est présenté tableau 10.

En effet, pour Chla, la plus grande partie de la surface du Léman est en état médiocre pour la plupart des combinaisons des dates. Dans le pire des cas, 9% de la surface du Léman est en mauvais état et 91% en état médiocre. Dans le meilleur des cas, 6% est en état médiocre et 94% en état moyen. Pour NH<sub>4</sub>, la totalité de la surface Léman est en état très bon pour toutes les combinaisons. Pour NH<sub>3</sub>, la totalité de la surface Léman est en état bon pour toutes les combinaisons. Pour Pt, la partie centrale du Léman est en bon état pour la majorité des combinaisons, la partie ouest est plus souvent en état très bon et la partie est plus souvent en état moyen. Dans le pire des cas, 3% de la surface est en état mauvais, 18% en état médiocre, 43% en état moyen, 26% en état bon et 10% en état très bon. Dans le meilleur des cas, 1% est en état moyen, 21% en état bon et 72% en état très bon. Pour Sd, la partie ouest du lac est en très bon état pour la plupart des combinaisons, la partie est est le plus souvent en bon état et une petite zone toute à l’est est en état moyen. Dans le pire des cas, 7% de la surface du Léman est en état médiocre, 33% en état moyen, 49% en état bon et 11% en état très bon. Dans le meilleur des cas, 6% est en état bon et 94% en état très bon.

Dans le cas particulier du très grand Léman et de ces 4 années de simulations, les résultats montrent que les hétérogénéités spatiales de Chla induisent une légère variabilité spatiale de l’état, dans la zone d’entrée de l’affluent principal, Rhône. Les hétérogénéités spatiales de NH<sub>4</sub> et NO<sub>3</sub> n’induisent pas de variabilité spatiale d’état. Et, les hétérogénéités spatiales de Pt et Sd induisent une variabilité spatiale de l’état qui s’étend sur 5 classes d’état, de très bon à mauvais

Tableau 8 – Nombre de combinaisons de campagnes des mesures du SOERE-OLA respectant le protocole DCE pour les 3 lacs et les 5 années

Lac	Paramètre	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Annecy	Chla	0	0	0	1	3	6
	NH4	52	16	30	11	9	24
	NO3	52	16	30	11	9	24
	Pt	36	12	30	11	9	24
	Sd	52	16	30	11	9	24
Bourget	Chla	0	15	16	15	24	14
	NH4	24	66	78	70	48	66
	NO3	24	66	78	70	48	66
	Pt	15	42	78	35	32	66
	Sd	24	66	78	70	48	66
Léman	Chla	30	18	22	21	30	16
	NH4	90	48	90	117	90	48
	NO3	90	48	90	117	90	48
	Pt	90	48	90	42	90	32
	Sd	90	48	90	117	90	48

et on observe un gradient est-ouest / amont-aval avec un état s'améliorant depuis l'entrée de l'affluent principal, le Rhône, jusqu'à l'exutoire.

Tableau 9 – Variabilité des états liée au choix des 4 dates des campagnes de mesures pour les 3 lacs et les 5 paramètres de 2010 à 2015

Lac	Paramètre	Etat	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Annecy	Chla	Bon				100%	100%	100%
	NH4	Très bon	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	NO3	Bon			63%	100%		
		Très bon	100%	100%	37%		100%	
	Pt	Très bon	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Sd	Très bon	100%	100%	100%	100%	100%	100%	
Bourget	Chla	Moyen				20%	96%	
		Bon		100%	100%	80%	4%	100%
	NH4	Très bon	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	NO3	Moyen	33%			66%		
		Bon	67%	100%	100%	34%	100%	
	Pt	Moyen		7%				
		Bon	80%	64%	51%	6%	6%	
Très bon		20%	29%	49%	94%	94%		
Sd	Très bon	100%	100%	100%	100%	100%	100%	
Léman	Chla	Médiocre			64%		57%	
		Moyen	100%	100%	36%	100%	43%	100%
	NH4	Très bon	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	NO3	Moyen					33%	67%
		Bon	100%	100%	100%	100%	67%	33%
	Pt	Médiocre			10%			
		Moyen	67%	83%	74%	24%	2%	
		Bon	33%	17%	16%	76%	98%	100%
	Sd	Moyen			7%			
Bon		20%		24%		3%		
Très bon		80%	100%	69%	100%	97%	100%	



Figure 24 – Variabilité des indicateurs de qualité physico-chimique basés sur les paramètres NH4, NO3, Pt et Sd pour toutes les combinaisons de dates possibles pour le lac d'Annecy, le lac du Bourget et le Léman de 2010 à 2015

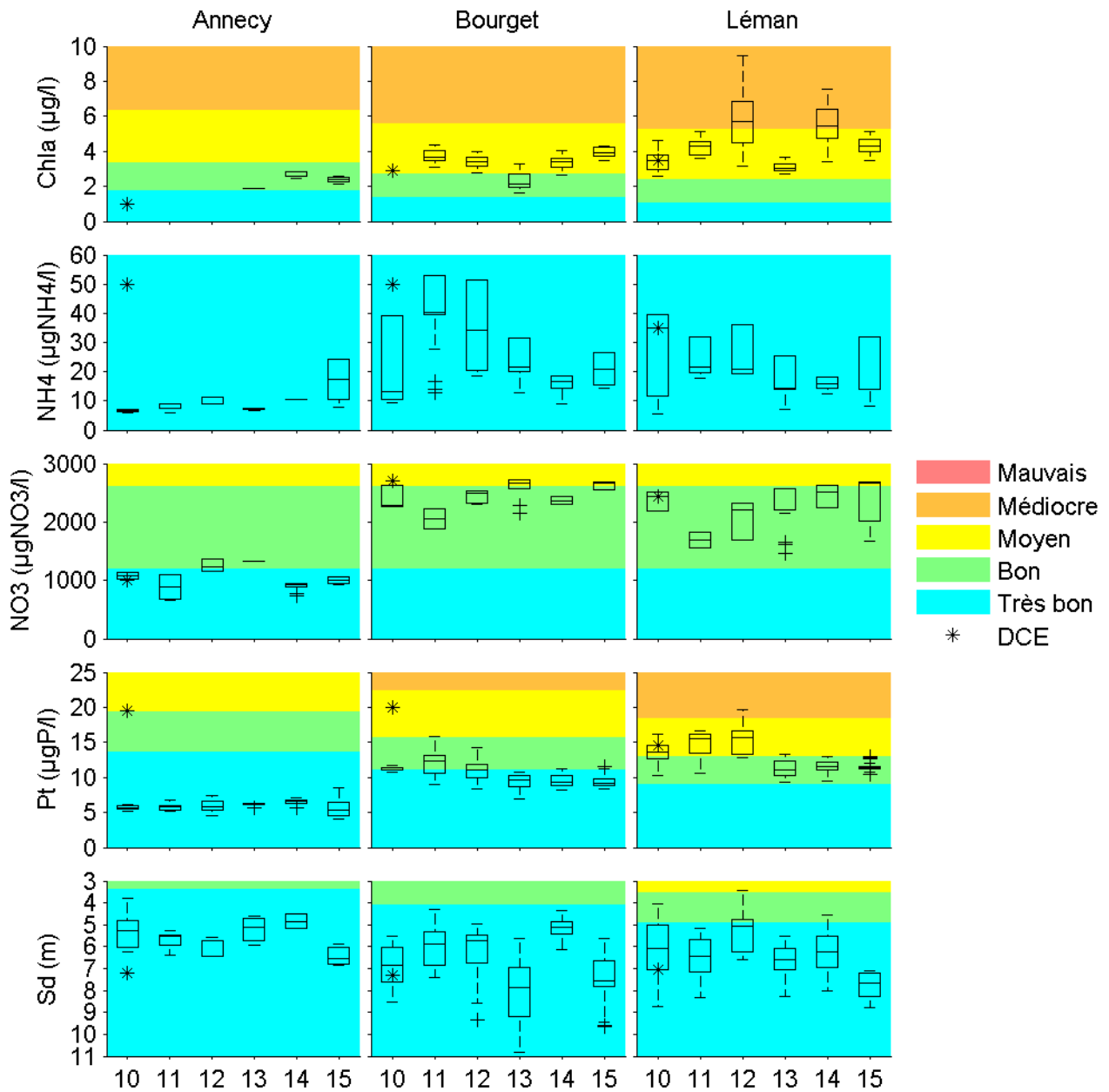


Figure 25 – Cartes de probabilité d'état pour les 5 paramètres au Léman

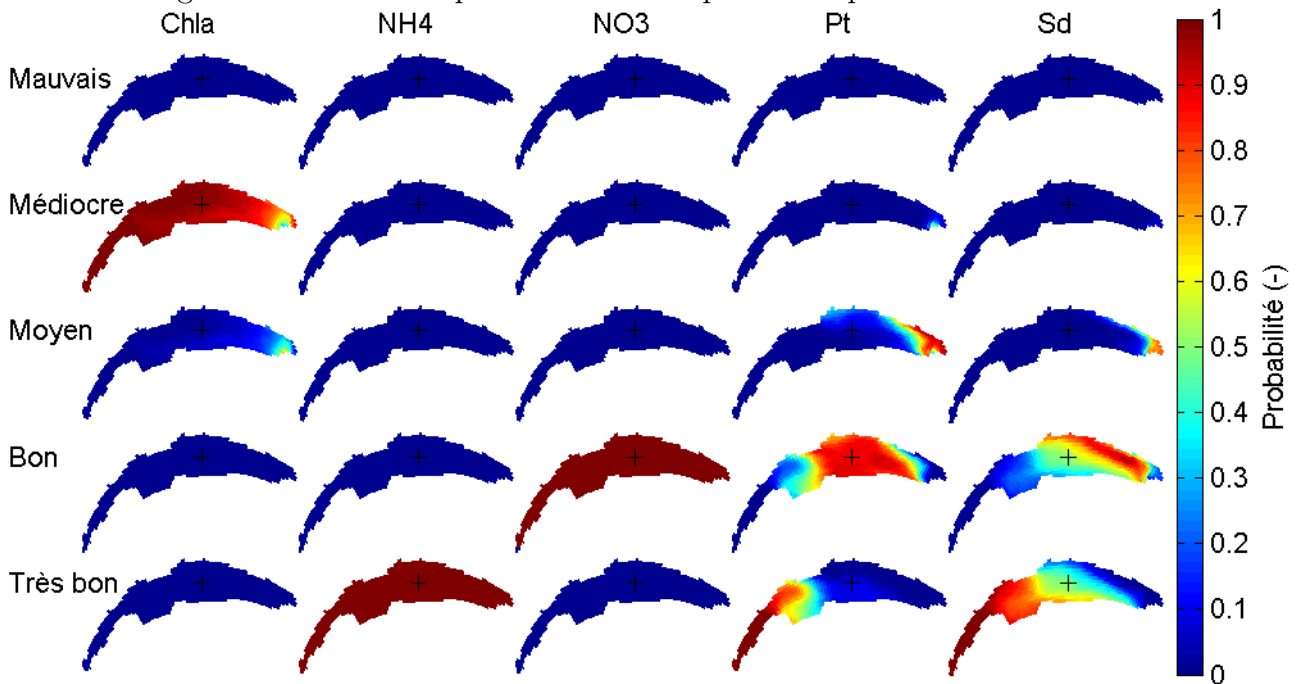


Figure 26 – Etats les pires et les meilleures obtenus à partir de 4 000 tirages aléatoires de dates pour les 5 paramètres au Léman de 2009 à 2012

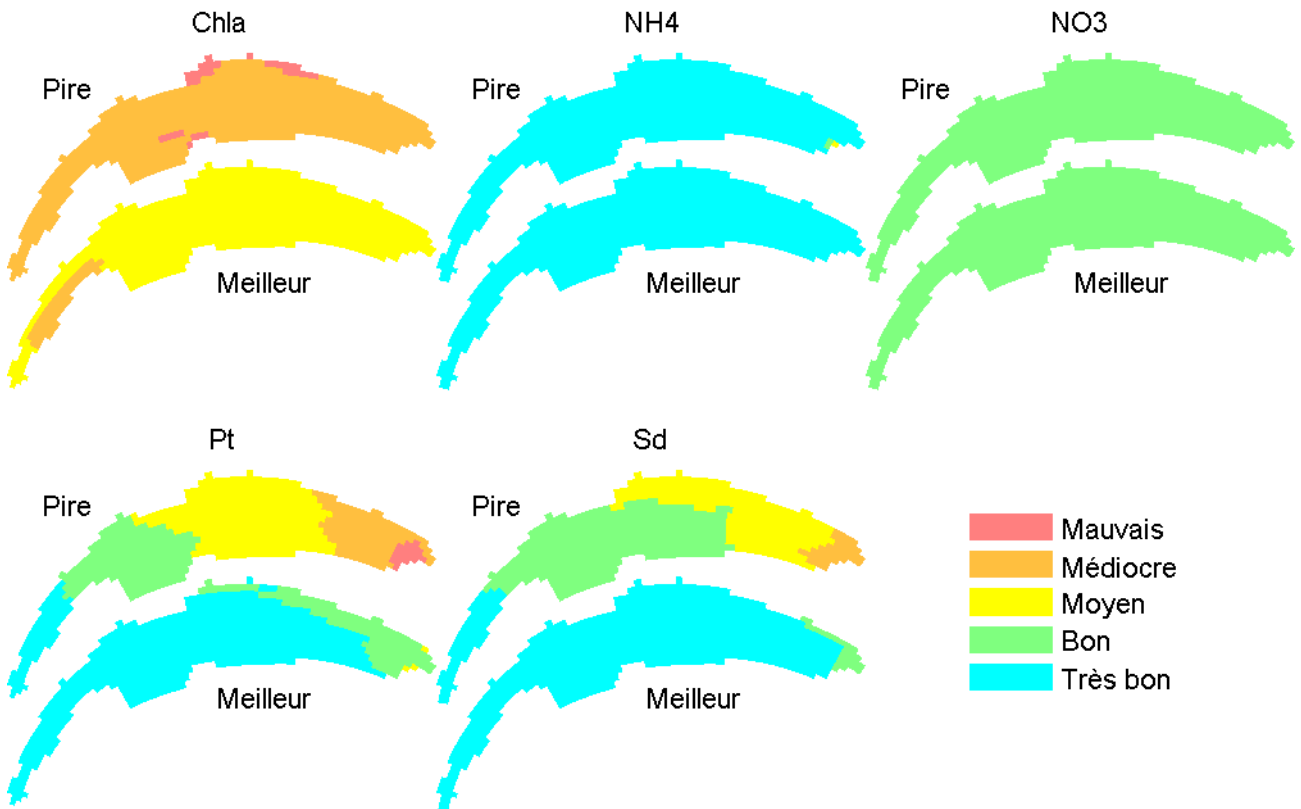


Tableau 10 – Variabilité spatiale des états en % de la superficie totale du lac pour 5 paramètres et les 4 années au Léman

	Etat	Chla	NH4	NO3	Pt	Sd
Pire	Mauvais	9%			3%	
	Médiocre	91%			18%	7%
	Moyen				43%	33%
	Bon			100%	26%	49%
	Très bon			100%	10%	11%
Meilleur	Mauvais					
	Médiocre	6%				
	Moyen	94%			1%	
	Bon			100%	21%	6%
	Très bon			100%	78%	94%

## 6 Représentativité temporelle et spatiale de la station de prélèvement et du reste du Léman

### 6.1 Représentativité temporelle de la station de prélèvement

Au Léman, les mesures sont réalisées au point SHL2 qui est situé environ à mi-chemin entre Evian-les-Bains en France et Lausanne en Suisse. La représentativité de ce point de prélèvement a été évaluée d'après les résultats des simulations numériques tridimensionnelles de 2009 à 2012.

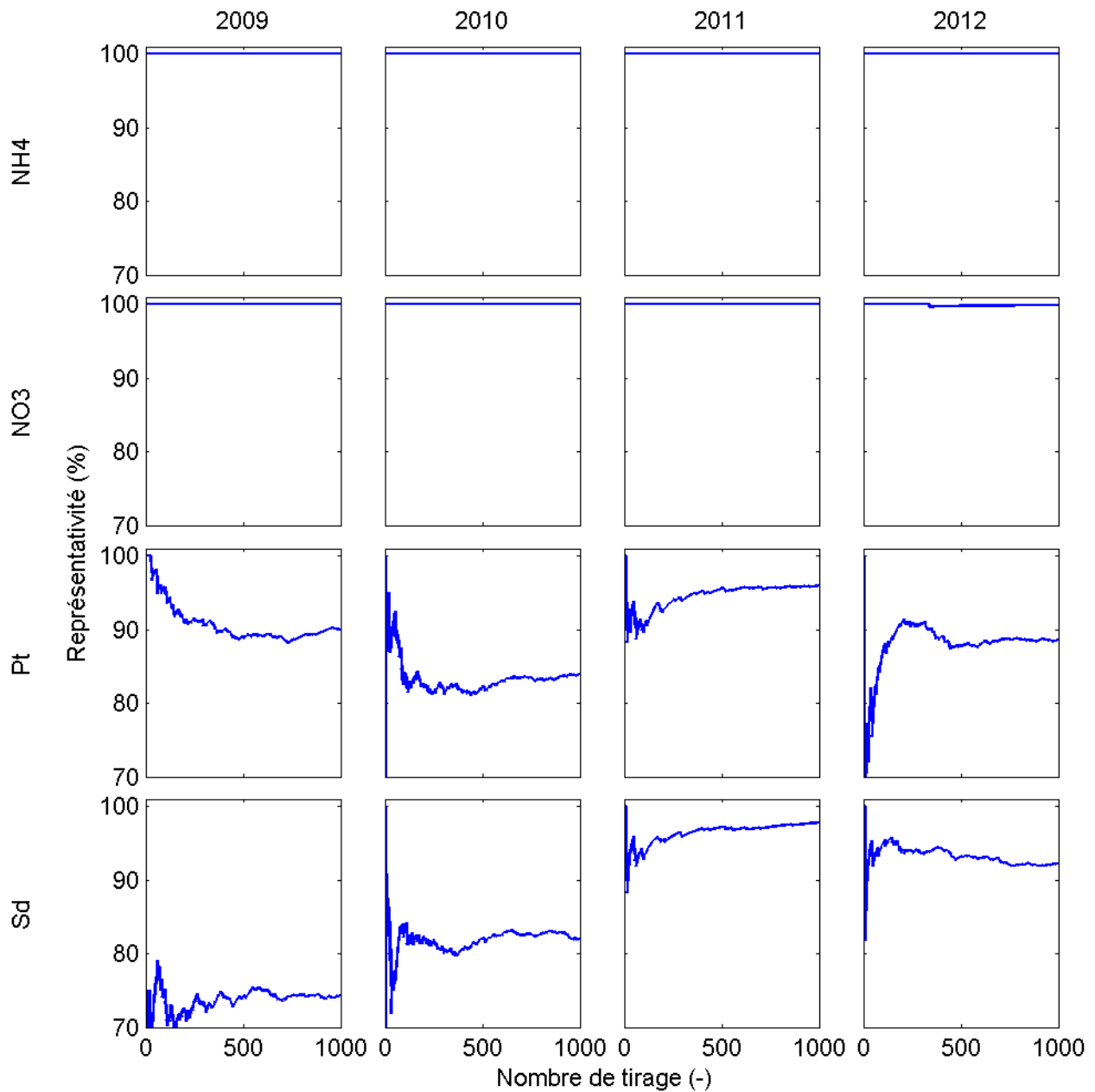
Pour chaque combinaison, l'état correspondant au point SHL2 a été comparé à l'état médian du lac. Si l'état en SHL2 était le même que l'état médian, alors le point SHL2 a été classé représentatif. Dans le cas contraire, si l'état en SHL2 était différent de l'état médian, alors SHL2 n'a pas été considéré représentatif. Le rapport entre le nombre fois où SHL2 est représentatif et le nombre total de combinaison est présenté tableau 11 pour les quatre paramètres et les quatre années. Pour visualiser la convergence des résultats, ce rapport est aussi présenté figure 27 au cours des tirages aléatoires réalisés. Pour compléter l'étude sur la convergence des résultats et l'incertitude de cette approche statistique, quatre tirages aléatoires de 1 000 combinaisons ont été réalisés en 2009 et ont donné tous les quatre le même résultat avec une incertitude de 2%.

Pour l'indicateur basé sur NH<sub>4</sub>, l'état en SHL2 et l'état médian sont identiques pour toutes les combinaisons et pour les quatre années. SHL2 est donc totalement représentatif pour le paramètre NH<sub>4</sub>. En effet, l'état basé sur NH<sub>4</sub> ne présente pas de variabilité spatiale et est très bon dans le pire et le meilleur des cas partout dans le lac pour les quatre années (section 5.2). Pour l'indicateur basé sur NO<sub>3</sub>, SHL2 est aussi représentatif à 100% pour les quatre années. Pareil, l'indicateur basé sur NO<sub>3</sub> présente de très faible variabilité spatiale. Pour l'indicateur basé sur Pt, SHL2 est représentatif à 90% en 2009, 84% en 2010, 96% en 2011 et 89% en 2012. Enfin, les variabilités spatiales des indicateurs basés sur Pt et Sd se répercutent sur les niveaux de représentativité du point SHL2. Pour l'indicateur basé sur Sd, SHL2 est représentatif à 74% en 2009, 82% en 2010, 98% en 2011 et 92% en 2012.

Tableau 11 – Rapport en % entre le nombre fois où l'état du Léman en SHL2 est le même que l'état médian du lac pour les quatre paramètres NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, Pt et Sd et les quatre années 2009, 2010, 2011 et 2012.

	2009	2010	2011	2012
NH <sub>4</sub>	100	100	100	100
NO <sub>3</sub>	100	100	100	100
Pt	90	84	96	89
Sd	74	82	98	92

Figure 27 – Rapport en % entre le nombre fois où l'état du Léman en SHL2 est le même que l'état médian du lac pour les quatre paramètres NH4, NO3, Pt et Sd et les quatre années 2009, 2010, 2011 et 2012 en fonction du nombre de tirages effectués



## 6.2 Recherche de l'emplacement de la station de prélèvement la plus représentative

Les résultats des simulations numériques tridimensionnelles du Léman ont été utilisées pour rechercher l'emplacement d'un point qui serait le plus représentatif et le situer par rapport au point de prélèvement SHL2.

La même méthode que pour l'évaluation de la représentativité de SHL2 a été utilisée pour chaque maille du domaine de calcul. Pour les mêmes 1 000 combinaisons de dates que précédemment, l'état de chaque maille a été comparé à l'état médian du lac. Si l'état dans une maille est le même que l'état médian, alors cette maille est dite représentative. Dans le cas contraire, si l'état dans une maille est différent de l'état médian, alors cette maille est dite non-représentative. Le rapport entre le nombre fois où chacune des mailles est représentative et le nombre total de combinaison est présenté sous forme de cartes figure 28 pour les quatre paramètres NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, Pt et Sd et les quatre années, de 2009 à 2012. Des cartes de représentativité minimum sont aussi présentées figure 28 par paramètre, par année et pour l'ensemble des quatre paramètres et des quatre années. Un agrandissement de la carte de représentativité minimum pour l'ensemble des quatre paramètres et des quatre années est présentée figure 30. Le rapport entre la surface du lac par tranche de représentativité de 10% et la surface totale du lac est aussi présenté sous forme de graphiques en barres figure 29 pour les quatre paramètres et les quatre années.

Pour NH<sub>4</sub> et NO<sub>3</sub>, plus de 99% des mailles donnent un état identique à l'état médian pour la quasi-totalité des tirages sur les quatre années. Le lac est donc totalement représentatif pour ces deux paramètres. Il n'existe pas un point de prélèvement qui donne une meilleur représentativité qu'un autre. En effet, l'état basé sur ces deux paramètres ne présente pas de variabilité spatiale et est très bon dans le pire et le meilleur des cas quasiment partout dans le lac pour les quatre années (section 5.2). En 2009, 29% de la superficie du lac donne une représentativité supérieure à 80% pour Pt. Cette zone est située au centre du lac suivant l'axe longitudinale et décalée vers le sud par rapport à cet axe en direction d'Evian-les-Bains en France. Pour Sd, seulement 8% donne une représentativité supérieure à 80%. Cette zone coïncide avec celle du paramètre Pt. Pour les deux paramètres, la zone la plus représentative est située quelques mailles au sud-ouest de SHL2. En 2010, 40% de la superficie du lac donne une représentativité supérieure à 80% pour Pt et 16% pour Sd. Pour les deux paramètres, cette zone est située comme pour 2009 au centre du lac suivant l'axe longitudinal et décalée vers le sud par rapport à cette axe en direction de la côté française. La zone la plus représentative est aussi située comme en 2009 quelques mailles au sud-ouest de SHL2. Du point de vue de la représentativité, 2009 et 2010 se ressemblent. En 2011, 56% de la superficie du lac donne une représentativité supérieure à 80% pour Pt et 78% pour Sd. Cette zone, largement plus étendue par rapport à 2009 et 2010, est située au centre du lac pour Pt et à la fois au centre et dans la partie ouest du lac pour Sd. La zone la plus représentative pour les deux paramètres est situé au centre du lac à mi-chemin entre Evian-les-Bains et Lausanne où se situe le point SHL2. Enfin en 2012, 30% de la superficie du lac donne une représentativité supérieure à 80% pour Pt et 60% pour Sd. Cette zone est située légèrement à l'est du lac suivant l'axe longitudinal et décalée vers le nord par rapport à cette axe en direction de Lausanne en suisse. Pour les deux paramètres, la zone la plus représentative est située à quelques mailles au nord-est de SHL2. Pour Pt et Sd, les variabilités spatiales des indicateurs basés sur Pt et Sd semblent donc se répercuter sur les niveaux de représentativité de chaque maille.

Deux configurations se dégagent des ces résultats. Soit la zone la plus représentative est située à proximité de la côte sud à proximité d'Evian-les-Bains comme en 2009 et 2010. Soit cette zone est située en plein milieu du lac à mi-chemin entre Evian-les-Bains et Lausanne comme en 2011 et 2012. SHL2 est fortement influencer par cette variabilité car il est situé en

plein milieu du lac. En 2009 et 2010, il est situé en bordure de la zone la plus représentative. Il est donc moins représentatif ces deux années-là par rapport à 2011 et 2012, où il est situé en plein milieu de la zone la plus représentative.

Le point le plus représentatif (86% de représentativité) pour les quatre paramètres et les quatre années est situé en coordonnées suisses au 531,850 km est et 143,450 nord, soit à 3,2 km au sud-ouest du point SHL2 (74% de représentativité) en faisant cap au 242°.

### **6.3 Recherche des zones dont l'état est moins bon que l'état du point SHL2**

Figure 28 – Représentativité par paramètre (NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, Pt et Sd) et par année (de 2009 à 2012) (vignettes des quatre premières lignes et des quatre premières colonnes). Représentativité minimum par paramètre (quatre premières vignettes de la dernière ligne en partant de gauche) et par année (quatre premières vignettes de la dernière colonne en partant du haut). Représentativité minimum pour l'ensemble des quatre paramètres et des quatre années (vignette en bas à droite).

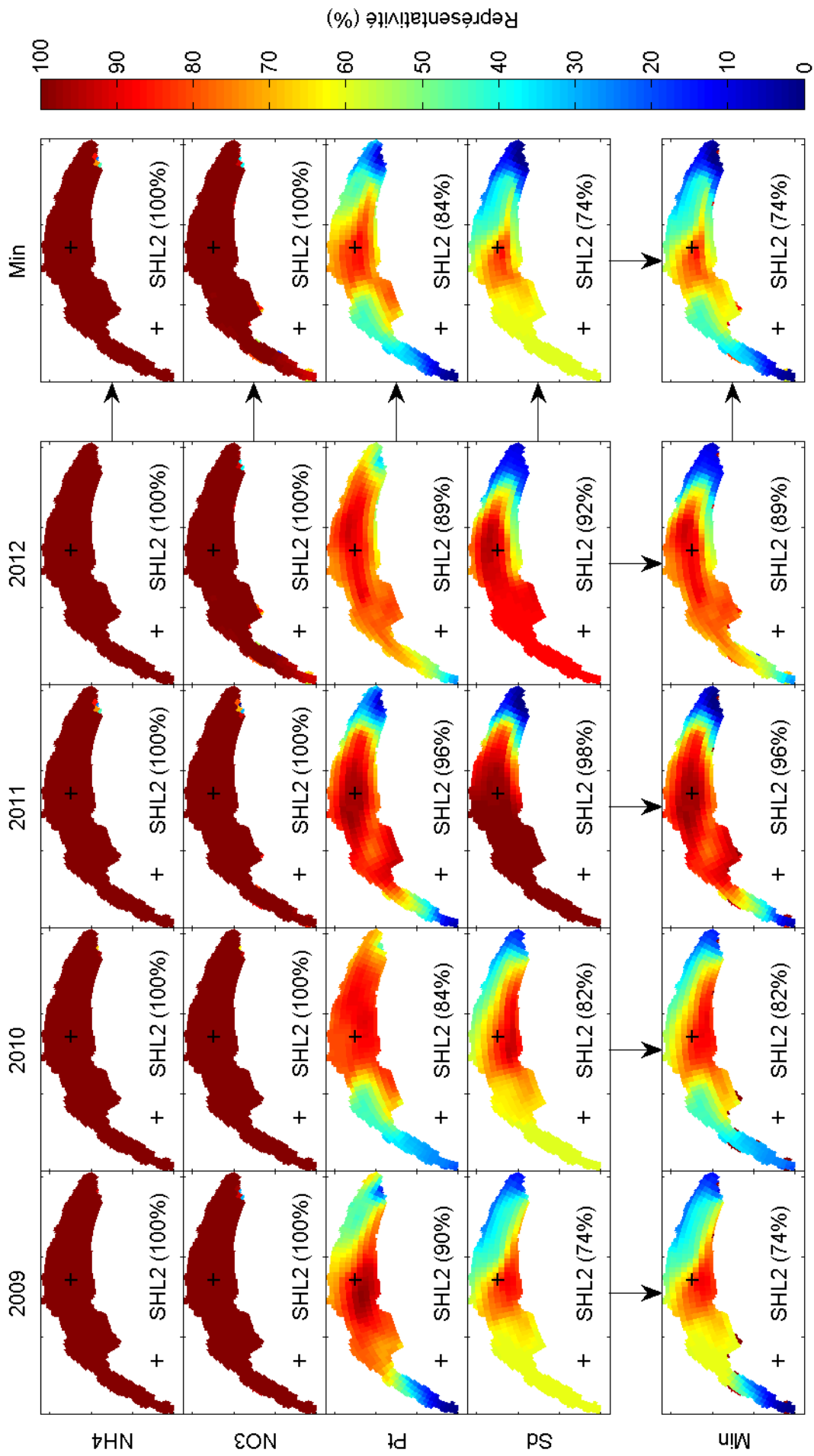




Figure 29 – Rapport en % entre la surface du lac par tranche de représentativité de 10% et la surface totale du lac pour les quatre paramètres NH4, NO3, Pt et Sd et les quatre années 2009, 2010, 2011 et 2012

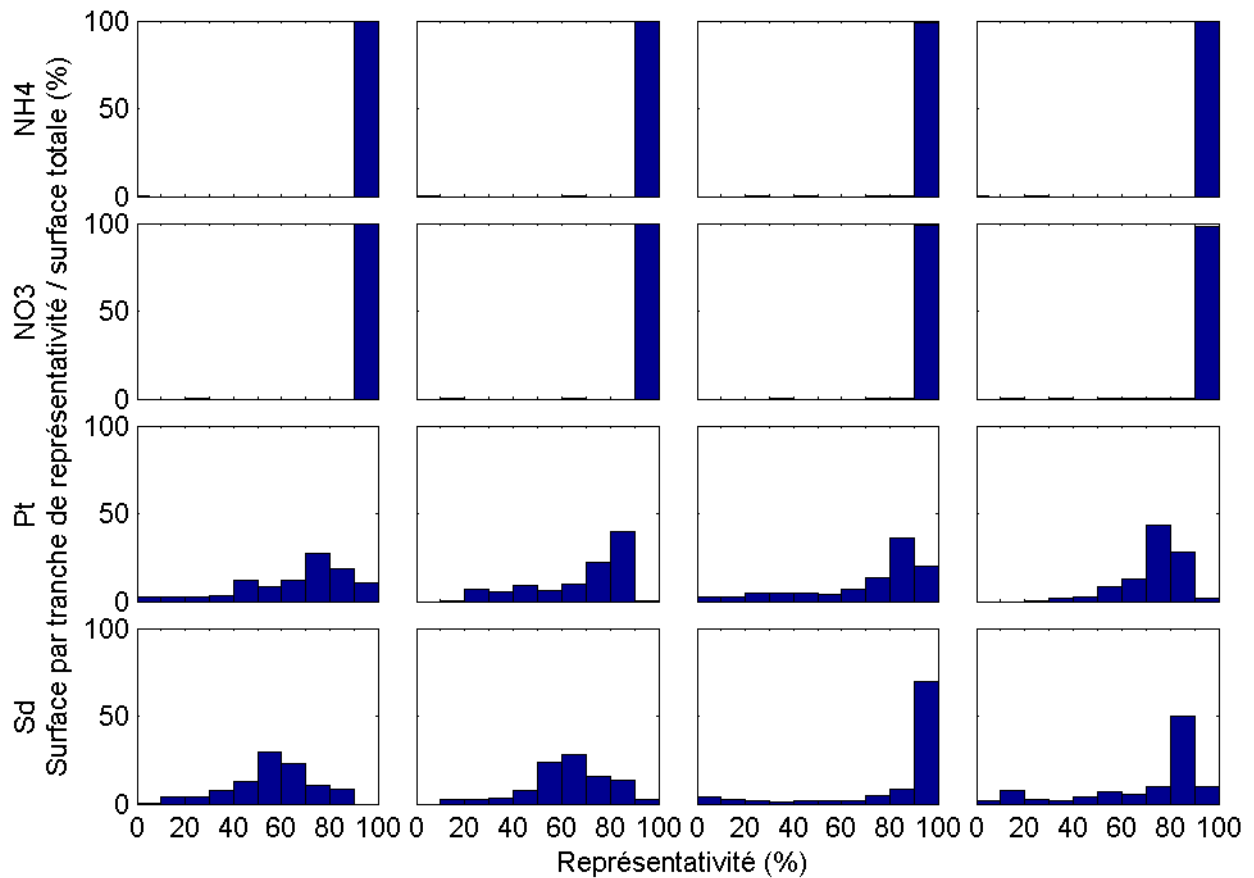
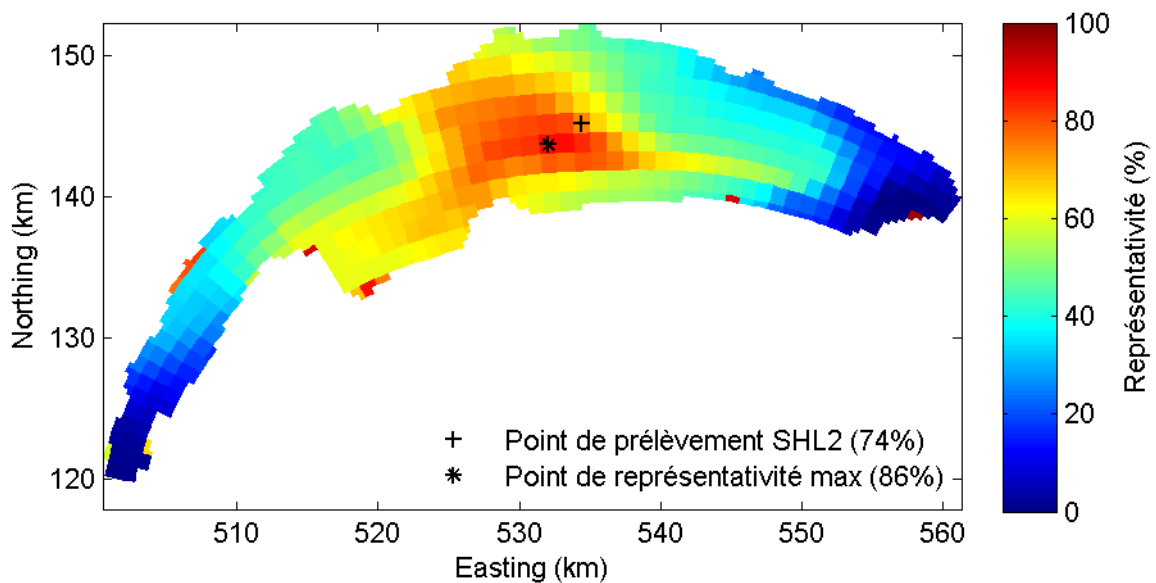


Figure 30 – Représentativité minimum pour les quatre paramètres NH4, NO3, Pt et Sd, et les quatre années 2009, 2010, 2011 et 2012



## 7 Variabilité de l'état écologique des autres lacs

La variabilité de l'état écologique d'autres lacs du réseau de suivi DCE a aussi pu être calculée car plusieurs lacs ont été suivis annuellement et plus de 4 fois par an, e.g. retenues de Naussac (48) et de Villerest (42). Les variabilités intra- et inter-annuelles liées au choix des 4 dates de campagnes de mesures ont été calculées. D'autres lacs ont aussi été suivis plusieurs années mais seulement 4 fois par an. Dans ce cas, une variabilité interannuelle a été calculée. Une variabilité spatiale a aussi été calculée pour les 2 lacs de Villerest et de Bimont pour lesquels des suivis ont parfois été réalisés en plusieurs points.

Les variabilités de l'état écologique du lac de Naussac sont présentées Section 7.1, celles du lac de Villerest sont présentées Section 7.2, celles du lac de Bimont sont présentées Section 7.3 et celles des autres lacs sont présentées Section 7.4. Cette dernière section est divisée en 2. La variabilité annuelle liée au choix des 4 dates de campagnes de mesures est présentée Section 7.4.1 et la variabilité interannuelle est présentée Section 7.4.2.

### 7.1 Retenue de Naussac et variabilité temporelle

Les 5 paramètres Chla, NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, Pt et Sd mesurés à la station de prélèvement du lac de Naussac et utilisés pour calculer les indicateurs de qualité sont présentés Figure 31 pour les deux plans de gestion, 2004-2009 et 2010-2015. La variabilité des indicateurs de qualité et des états écologiques liée au choix des 4 dates des campagnes de mesures et basée sur les 5 paramètres est présentée Figure 32 et Tableau 12.

La variabilité des indicateurs de qualité du lac de Naussac liée au choix des 4 dates des campagnes de mesures entraîne une variabilité des états écologiques. Pour le plan des gestion 2004-2009, cette variabilité s'étend sur 4 états pour Chla, de très bon à médiocre. Pour NH<sub>4</sub> et Pt, elle s'étend sur les 5 états. Pour NO<sub>3</sub>, elle s'étend sur 3 états, de très bon à moyen. Pour Sd, elle s'étend sur 2 états, très bon et bon. Pour le plan des gestion 2010-2015, cette variabilité s'étend sur 3 états pour Chla, de très bon à moyen. Pour NH<sub>4</sub>, elle s'étend sur 4 états, de très bon à médiocre. Pour NO<sub>3</sub>, elle s'étend sur 3 états, de bon à médiocre. Pour Pt et Sd, elle s'étend sur 2 états, très bon et bon. Cette variabilité est donc plus faible pour le deuxième plan des gestion et l'état écologique du lac de Naussac s'est amélioré.

### 7.2 Retenue de Villerest et variabilités spatiale et temporelle

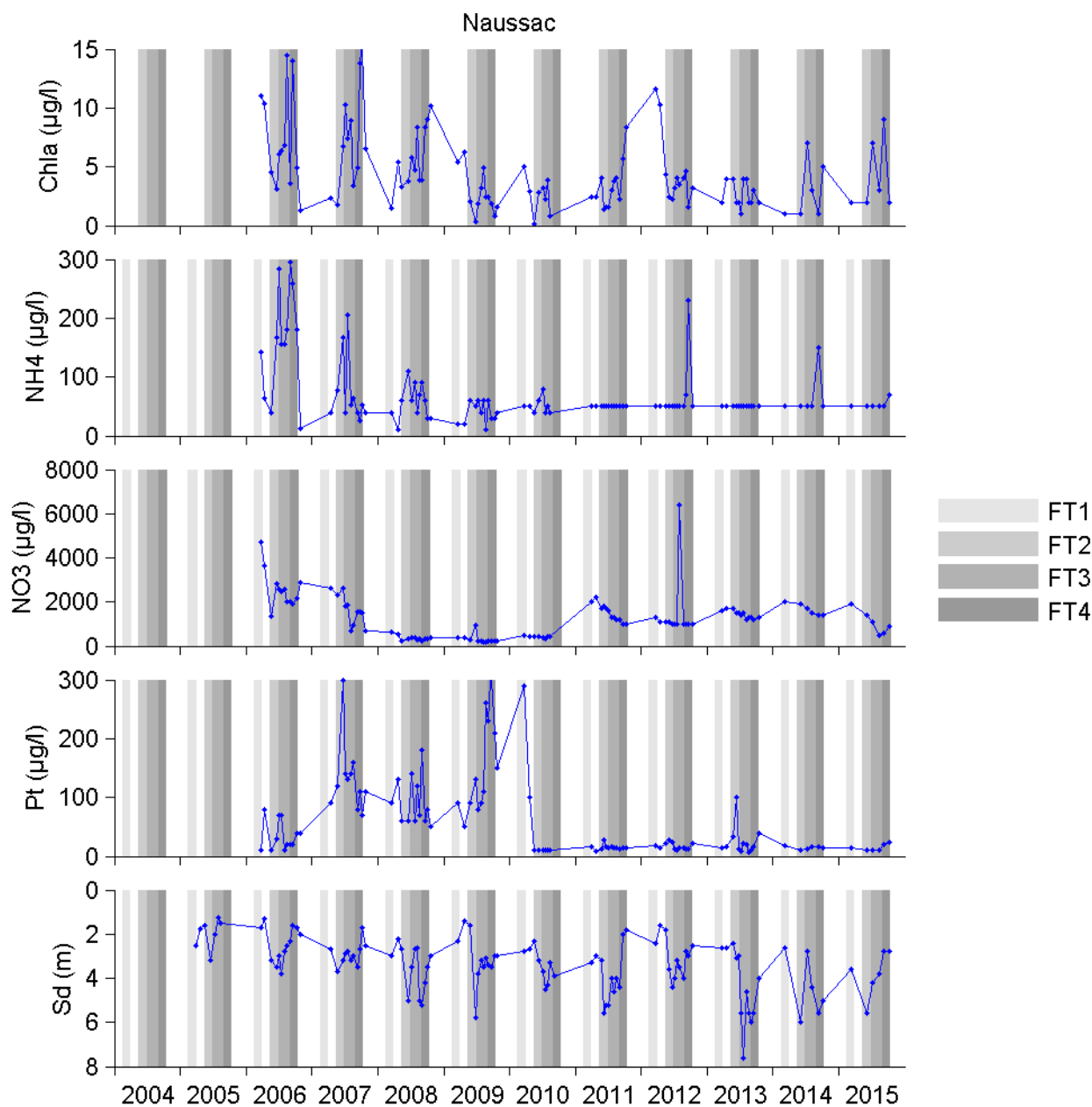
Les 5 paramètres Chla, NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, Pt et Sd mesurés aux 2 stations de prélèvement du lac de Villerest, S1 (aval, proche barrage) et S2 (milieu de la retenue) et utilisés pour calculer les indicateurs de qualité sont présentés Figure 33 pour les 2 plans de gestion, 2004-2009 et 2010-2015. La variabilité des indicateurs de qualité et des états écologiques liée au choix des 4 dates des campagnes de mesures et basée sur les 5 paramètres est présentée Figure 34 et Tableau 13 pour les 2 stations de prélèvement.

Comme pour le lac de Naussac, la variabilité des indicateurs de qualité du lac de Villerest liée au choix des 4 dates des campagnes de mesures entraîne une variabilité des états écologiques. Pour le plan de gestion 2004-2009, cette variabilité s'étend sur les 5 états pour le paramètre Chla en S1 et sur 4 états en S2, de bon à mauvais. Pour NH<sub>4</sub>, l'état est toujours mauvais en S1 et S2. Pour NO<sub>3</sub>, l'état est toujours médiocre en S1 et S2. Pour Pt, cette variabilité s'étend sur les 5 états en S1 et S2. Pour Sd, elle s'étend sur 3 états en S1, de très bon à moyen, et sur 4 états en S2, de moyen à mauvais. Pour le plan de gestion 2010-2015, cette variabilité s'étend sur 3 états pour le paramètre Chla en S1, de bon à médiocre, et sur 3 états en S2, de moyen à mauvais. Pour NH<sub>4</sub>, l'état est toujours mauvais, comme pour le plan de gestion précédent. Pour NO<sub>3</sub>, l'état est soit médiocre, soit mauvais. Pour Pt, cette variabilité s'étend sur 3 états

Tableau 12 – Variabilité de l'état écologique du lac de Naussac liée au choix des 4 dates des campagnes de mesures et basée sur les 5 paramètres, Chla, NH4, NO3, Pt et Sd, pour les 2 plans de gestion, 2004-2009 et 2010-2015

Paramètre	État	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Chla	Médiocre			24	48		
	Moyen			57	48		
	Bon			19	5	88	21
	Très bon					13	79
NH4	Mauvais			71			
	Moyen			29			
	Bon					100	
	Très bon						100
NO3	Moyen			100			
	Très bon					100	100
Pt	Mauvais					100	100
	Moyen			5			
	Bon			38			
	Très bon			57			
Sd	Bon			90			21
	Très bon			10		100	79
Paramètre	État	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Chla	Moyen		33				50
	Bon		52	90	74	75	25
	Très bon		15	10	26	25	25
NH4	Médiocre			37			
	Moyen					50	
	Très bon		100	63	100	50	100
NO3	Médiocre			30			
	Bon		100	70	100	100	100
Pt	Bon			37	32		
	Très bon		100	63	68	100	100
Sd	Bon			23			
	Très bon	100	100	77	100	100	100

Figure 31 – Variabilité temporelle des 5 paramètres, Chla, NH4, NO3, Pt et Sd, à l'unique station de mesure du lac de Naussac pour les 2 plans de gestion, 2004-2009 et 2010-2015



en S1, très bon et moyen et sur 2 états en S2, de très bon à bon. Pour Sd, elle s'étend sur 4 états en S1, de bon à mauvais, et sur 3 états en S2, de moyen à mauvais. Cette variabilité est donc plus faible pour le deuxième plan de gestion. Mais l'état écologique du lac de Villerest basé sur Chla ne s'est pas amélioré, contrairement au lac de Naussac. Il semblerait par contre s'être amélioré pour Pt. L'état écologique en S1 est aussi la plupart du temps meilleur qu'en S2 quel que soit le paramètre considéré. L'état écologique est donc moins bon au milieu du plan d'eau que vers le barrage.

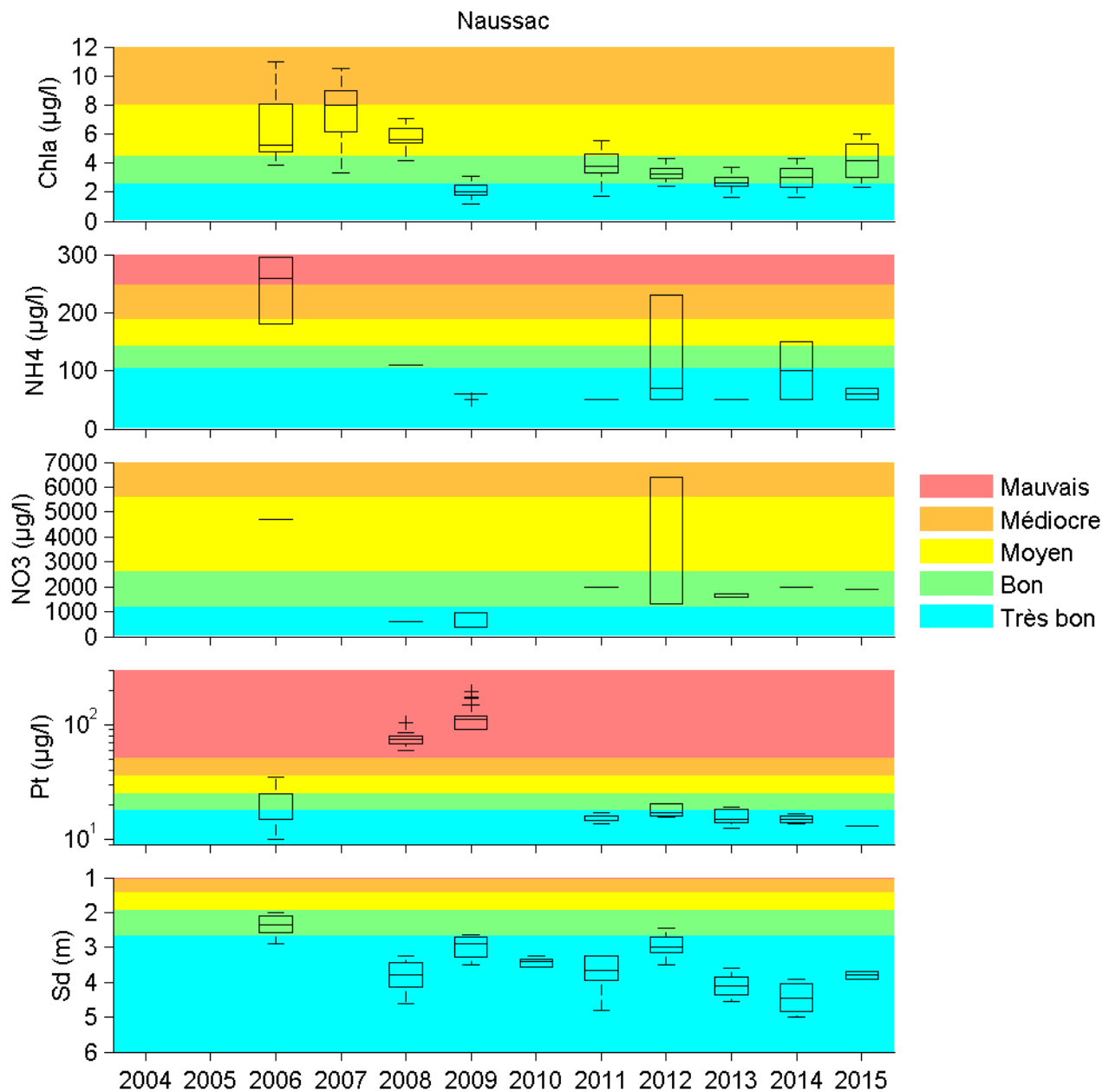
### 7.3 Retenue de Bimont et variabilité spatiale

Le paramètre Sd mesuré aux 7 stations de prélèvement du lac de Bimont et utilisé pour calculer l'indicateur de qualité est présenté Figure 31 pour le plan de gestion 2010-2015. La

Tableau 13 – Variabilité de l'état écologique en 2 points du lac de Villerest, S1 et S2, liée au choix des 4 dates des campagnes de mesures et basée sur les 5 paramètres, Chla, NH4, NO3, Pt et Sd, pour les 2 plans de gestion, 2004-2009 et 2010-2015

Paramètre	État	2004		2005		2006		2007		2008		2009	
		S1	S2	S1	S2	S1	S2	S1	S2	S1	S2	S1	S2
Chla	Mauvais					37	97	100	100	27	50		20
	Médiocre					63	3			50	43	9	37
	Moyen									17	7	36	37
	Bon									7		18	7
	Très bon											36	
NH4	Mauvais			73	100	100	100	100	100			47	50
	Médiocre			27									17
	Moyen												33
	Bon											53	
NO3	Médiocre			100	100	100	100	100	100			100	100
Pt	Mauvais			100	100	100	100	100	100			80	80
	Médiocre											20	20
Sd	Mauvais								27				100
	Médiocre				80			14	41			13	
	Moyen			90	20	7	100	68	32			87	
	Bon			10		93		18					
		2010		2011		2012		2013		2014		2015	
		S1	S2	S1	S2	S1	S2	S1	S2	S1	S2	S1	S2
Chla	Mauvais			79	97	74	74	21	90	87	93	63	93
	Médiocre			15	6	21	21	42	10	13	7	20	7
	Moyen			3		5	5	37				17	
	Bon			3									
NH4	Mauvais			100	100				37				
	Médiocre							42	20				
	Moyen							58					
	Bon									27	37		
	Très bon								43	73	63		
NO3	Mauvais							100	100				
	Médiocre	100	100	100	100	100	100			100	100	100	100
Pt	Mauvais			67	85			100	100	97	100		
	Médiocre				15					3			
	Moyen			24									
	Bon			9									
Sd	Mauvais				6			3	3				
	Médiocre			6	45			43	77		17		
	Moyen			85	58			53	20	30	83		
	Bon			9						70			

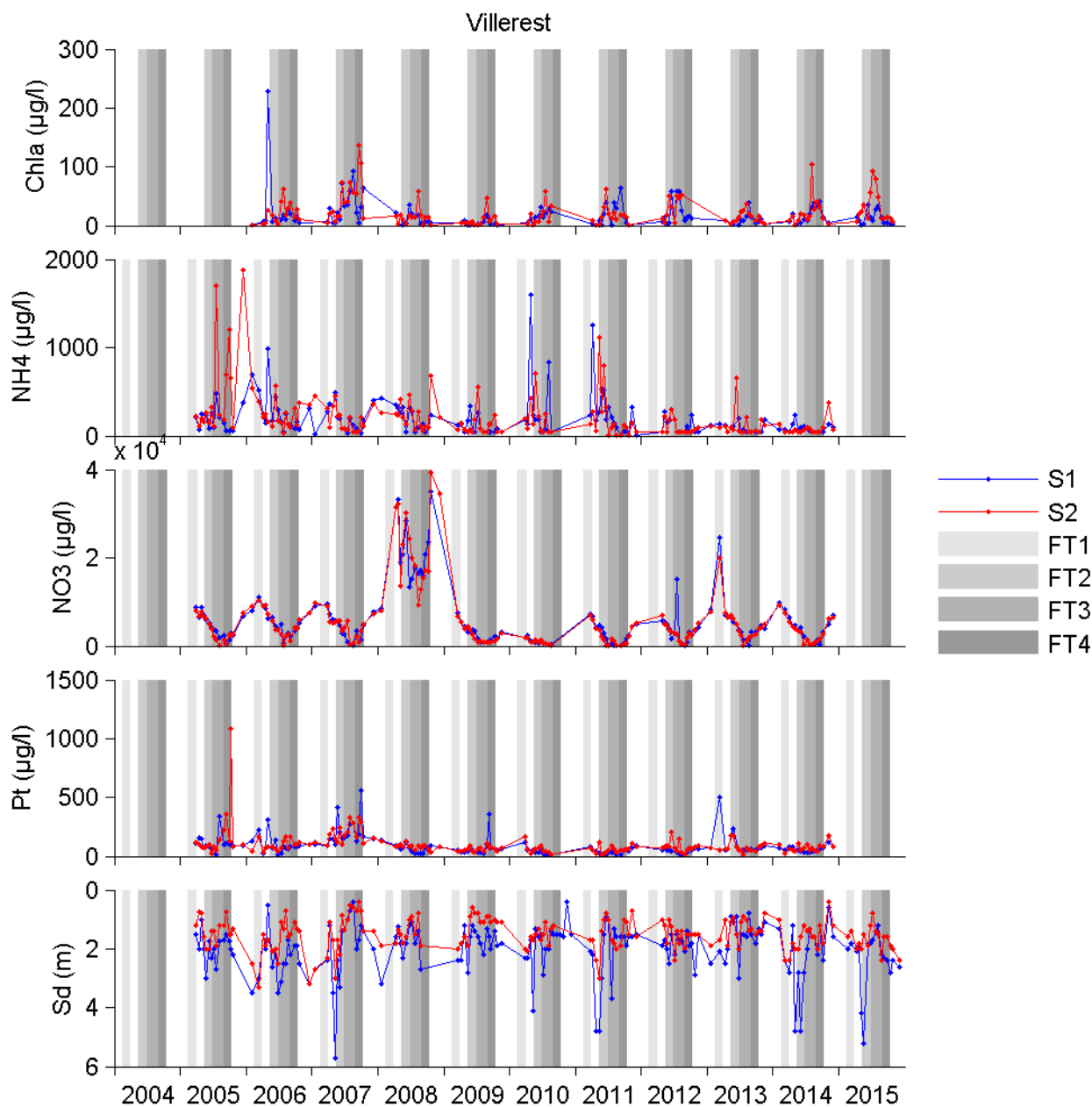
Figure 32 – Variabilité de l'état écologique du lac de Naussac liée au choix des 4 dates des campagnes de mesures et basée sur les 5 paramètres, Chla, NH4, NO3, Pt et Sd, pour les 2 plans de gestion, 2004-2009 et 2010-2015



variabilité de l'indicateur de qualité et de l'état écologique liée au choix des 4 dates des campagnes de mesures et basée sur le paramètre Sd est présentée Figure 36 et Tableau 14 pour les 7 stations de prélèvement.

Comme pour les 3 grands lacs alpins et les lacs de Naussac et Villerest, la variabilité de l'indicateur de qualité du lac de Villerest liée au choix des 4 dates des campagnes de mesures entraîne une variabilité de l'état écologique, mais uniquement aux 2 stations de prélèvement S6 et S7. L'état basé sur le paramètre Sd est toujours très bon pour les 5 stations de prélèvement, S1, S2, S3, S4 et S5. Pour les 2 stations S6 et S7, cette variabilité s'étend sur 3 états, de très bon à moyen. Comme pour le lac de Villerest, l'état est meilleur en S1, proche du barrage.

Figure 33 – Variabilité temporelle des 5 paramètres, Chla, NH4, NO3, Pt et Sd, au 2 stations de mesure du lac de Villerest, S1 et S2, pour les 2 plans de gestion, 2004-2009 et 2010-2015



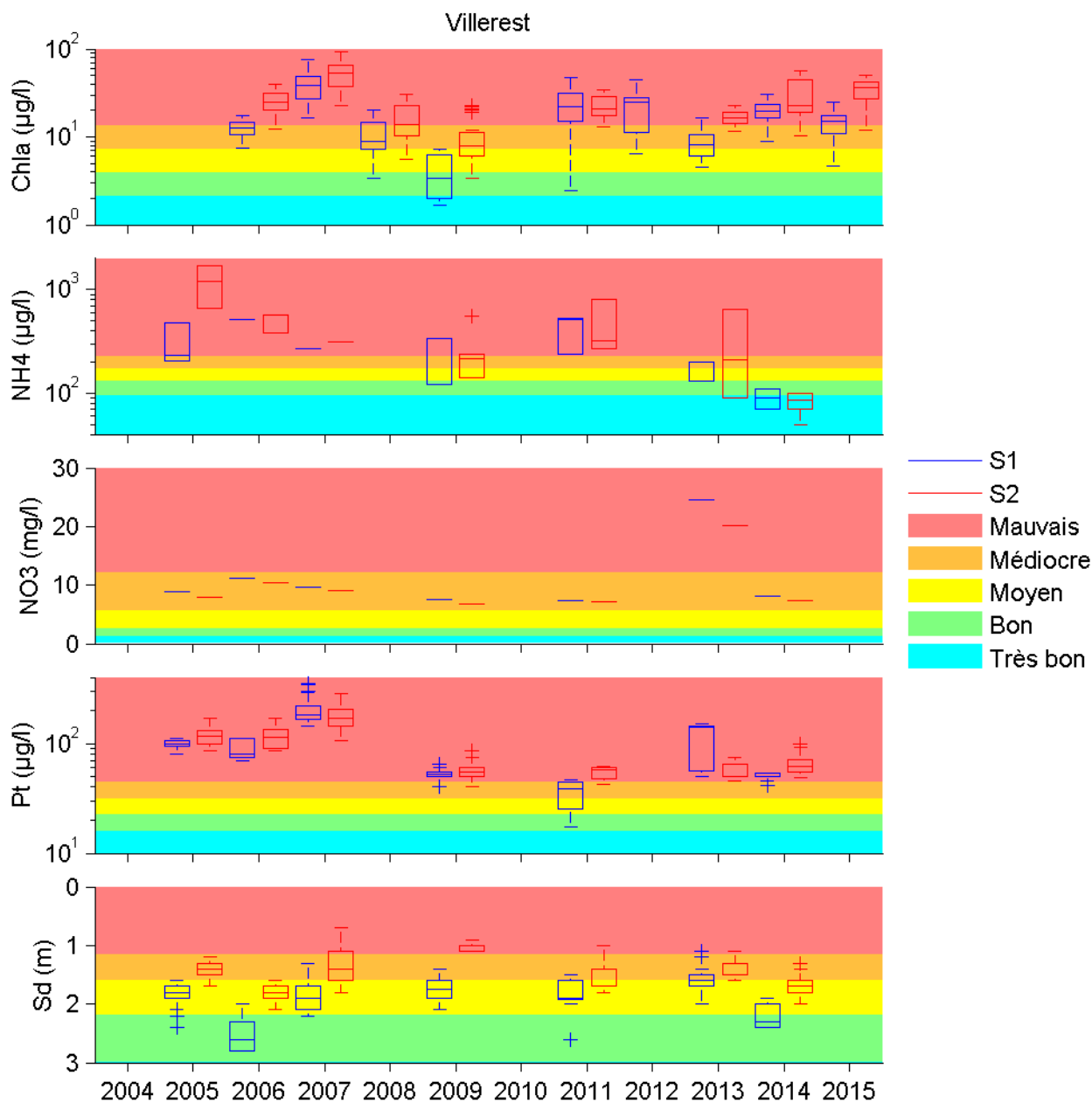
## 7.4 Les autres lacs

### 7.4.1 Variabilité temporelle liée aux dates des campagnes de mesures

La variabilité de l'état écologique des autres lacs liée au choix des 4 dates des campagnes de mesures et basée sur les 5 paramètres Chla, NH4, NO3, Pt et Sd, est présentée Figure 37 pour le plan de gestion 2004-2009 et Figure 38 pour le plan de gestion 2010-2015.

Comme pour les lacs précédents, la variabilité de l'indicateur de qualité du lac liée au choix des 4 dates des campagnes de mesures entraîne une variabilité de l'état écologique dans 10 autres lacs, la lac d'Allos (ALL04), le marais d'Ardres (ARD62), le marais de l'Audomarois (AUD62), le lac des Bouillouses (BOU66), le grand lac d'Etival (ETI39), le lac du Val Joly (EVJ59), la mare à Goriaux (GOR59), le barrage de Grandval (GRA15), l'étang de la Ramade (RAM23) et l'étang du Vignoble à Valenciennes (VIG59). Cette variabilité pour ces 10 lacs

Figure 34 – Variabilité de l'état écologique en 2 points du lac de Villerest, S1 et S2, liée au choix des 4 dates des campagnes de mesures et basée sur les 5 paramètres, Chla, NH4, NO3, Pt et Sd, pour les 2 plans de gestion, 2004-2009 et 2010-2015



basée sur les 5 paramètres Chla, NH4, NO3, Pt et Sd est présentée Tableau 15 pour les 2 plans de gestion 2004-2009 et 2010-2015. Les années où la variabilité a pu être quantifiée, le vert indique que l'état écologique est toujours au-dessous ou au-dessus de la limite bon-moyen et le rouge indique que l'état écologique est parfois au-dessous et parfois au-dessus de la limite bon-moyen

La variabilité de l'état écologique de part et d'autre de la limite bon-moyen est présentée Figure 39 pour le plan de gestion 2004-2009 et Figure 40 pour le plan de gestion 2010-2015.



Tableau 14 – Variabilité de l'état écologique du lac de Bimont liée au choix des 4 dates des campagnes de mesures pour le paramètre Sd et le plan de gestion 2010-2015

Paramètre	État	2010	2011	2012	2013	2014	2015
S1	Très bon	100	100		100	100	100
S2	Très bon					100	100
S3	Très bon					100	100
S4	Très bon					100	100
S5	Très bon					100	100
S6	Moyen						25
	Bon						75
	Très bon					100	
S7	Moyen						50
	Bon					75	50
	Très bon					25	

Tableau 15 – Variabilité de l'état écologique des autres lacs liée au choix des 4 dates des campagnes de mesures et basée sur les 5 paramètres, Chla, NH4, NO3, Pt et Sd, pour les 2 plans de gestion 2004-2009 et 2010-2015

Paramètre	Lac	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15
Chla	ALL04			■							■		
	AUD62						■	■					
	BOU66				■								
	ETI39		■										
	GRA15					■							
	RAM23					■							
NH4	ARD62								■				
	AUD62						■		■				
	GOR59				■								
	VIG59							■					
NO3	ARD62							■					
Pt	ARD62												
	EVJ59								■				
	GOR59								■				
	VIG59				■								
Sd	EVJ59						■						
	VIG59						■						

Figure 35 – Variabilité temporelle du paramètre Sd aux 7 stations de mesure du lac de Bimont, S1, S2, S3, S4, S5, S6 et S7, pour le dernier plan de gestion, de 2010 à 2015

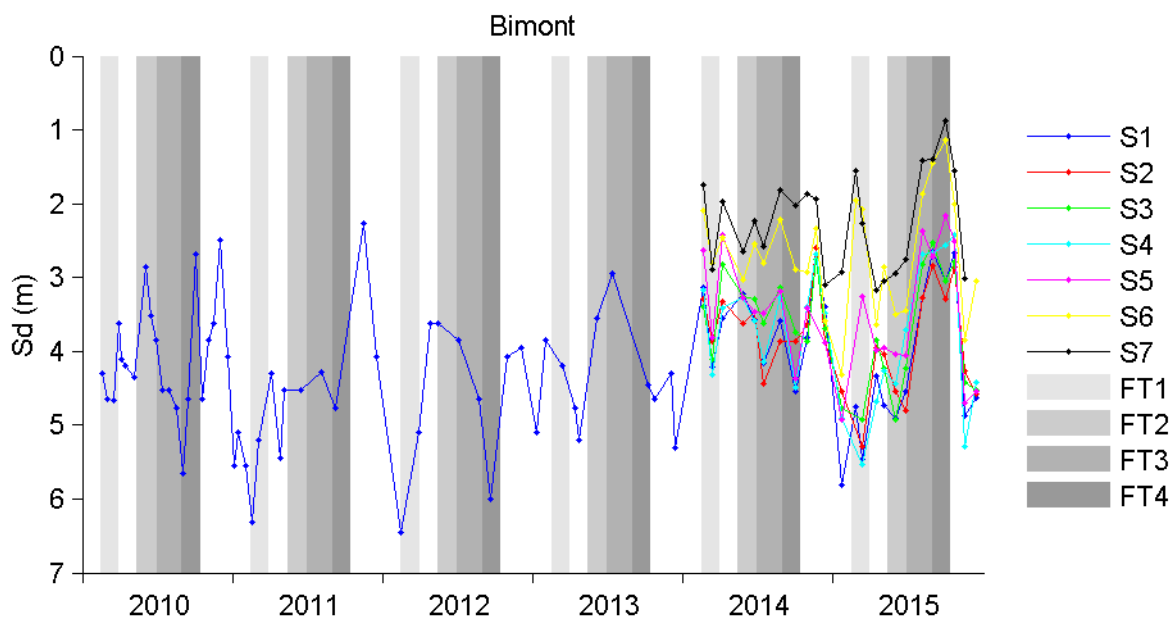
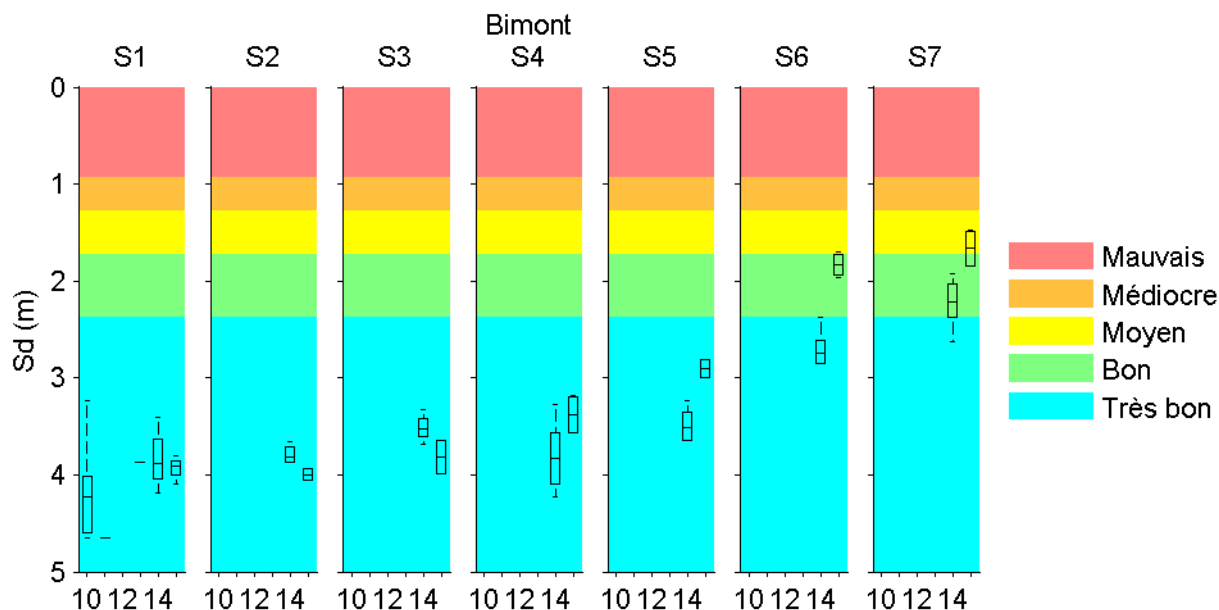


Figure 36 – Variabilité de l'état écologique du lac de Bimont liée au choix des 4 dates des campagnes de mesures pour le paramètre Sd et le plan de gestion 2010-2015

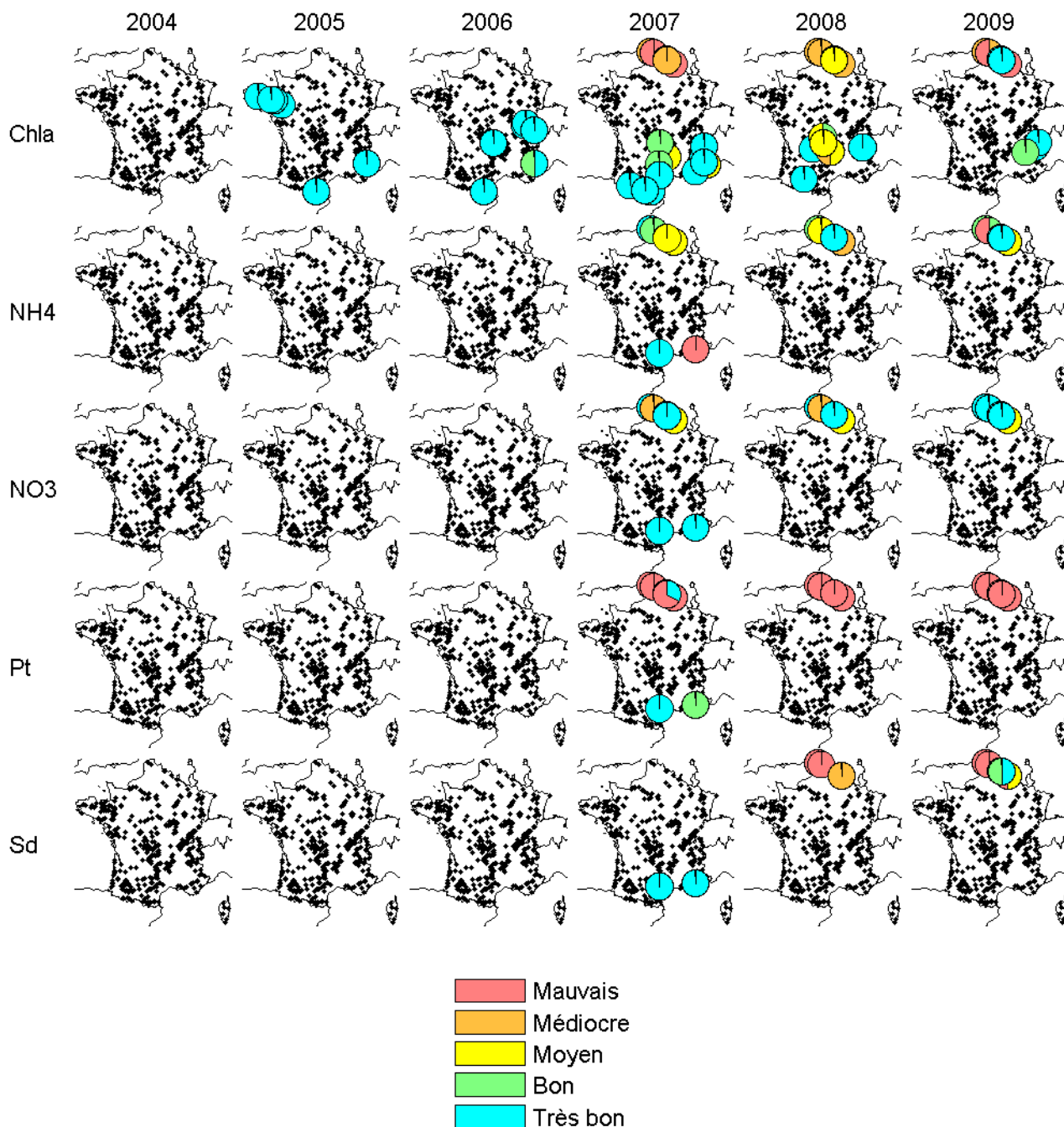


#### 7.4.2 Variabilité interannuelle

La variabilité interannuelle de l'état écologique des autres lacs basée sur les 5 paramètres, Chla, NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, Pt et Sd, est présentée Figure 41 pour les 2 plans de gestion, 2004-2009 et 2010-2015.

Pour le plan de gestion 2004-2009, la variabilité interannuelle basée sur le paramètre Chla peut être calculée pour 12 lacs. Sur ces 12 lacs, 5 présentent une variabilité interannuelle sur au moins 2 états différents. Pour 3 d'entre eux, cette variabilité franchit la limite bon-moyen.

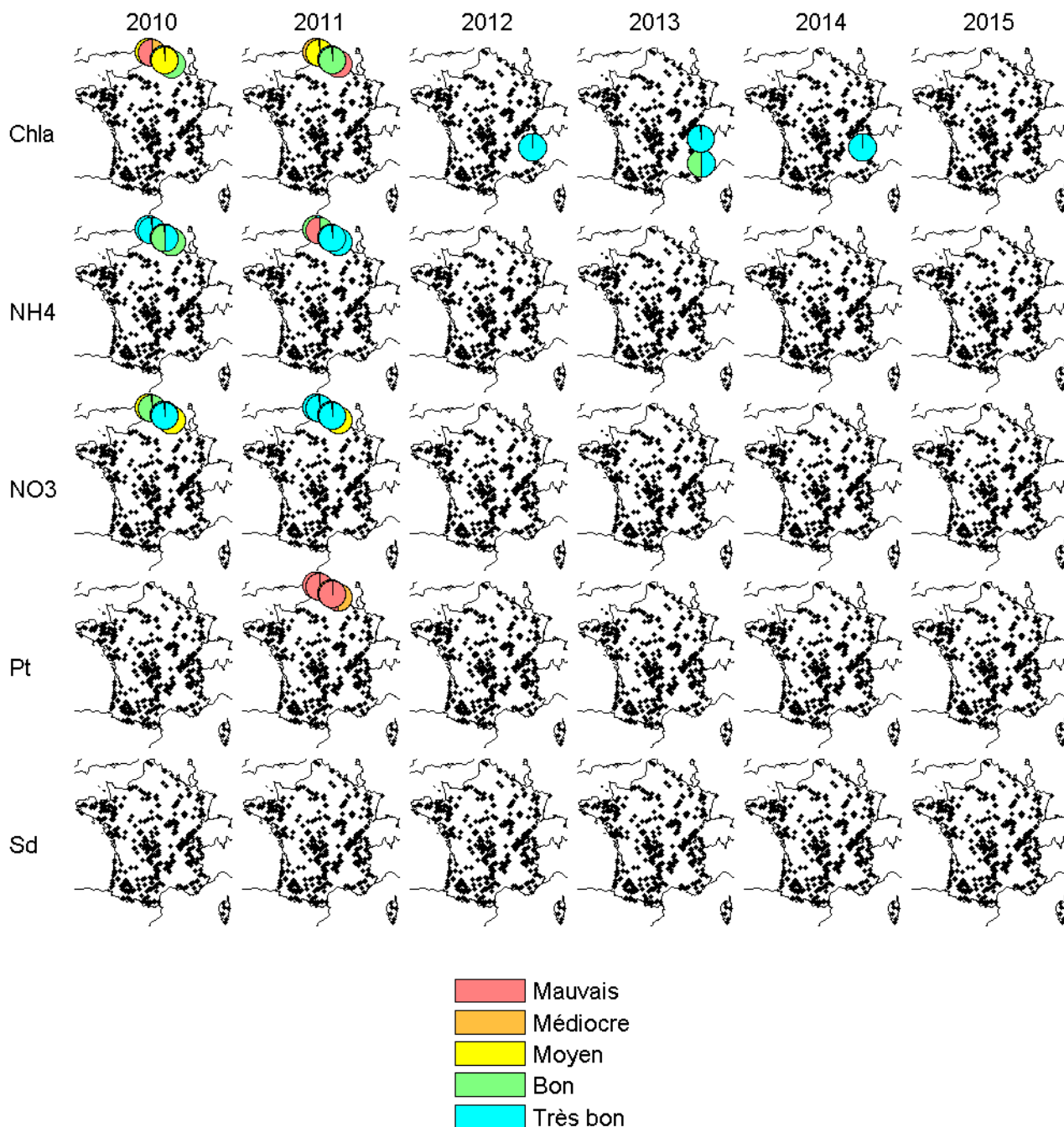
Figure 37 – Variabilité de l'état écologique des autres lacs liée au choix des 4 dates des campagnes de mesures et basée sur les 5 paramètres, Chla, NH4, NO3, Pt et Sd, pour le plan de gestion 2004-2009



Ces résultats sont présentés Tableau 16. Le vert indique que l'état écologique est toujours au-dessous ou au-dessus de la limite bon-moyen et le rouge indique que l'état écologique est parfois au-dessous et parfois au-dessus de la limite bon-moyen. Pour NH4, NO3, Pt et Sd, seule la variabilité interannuelle du lac de Barterand (BAR01) a pu être calculée sur la période 2004-2009. Pour NH4, son état était bon en 2004 et 2008. Pour NO3, son état était moyen en 2004 et bon en 2008. Pour Pt et Sd, son état était très bon en 2004 et 2008.

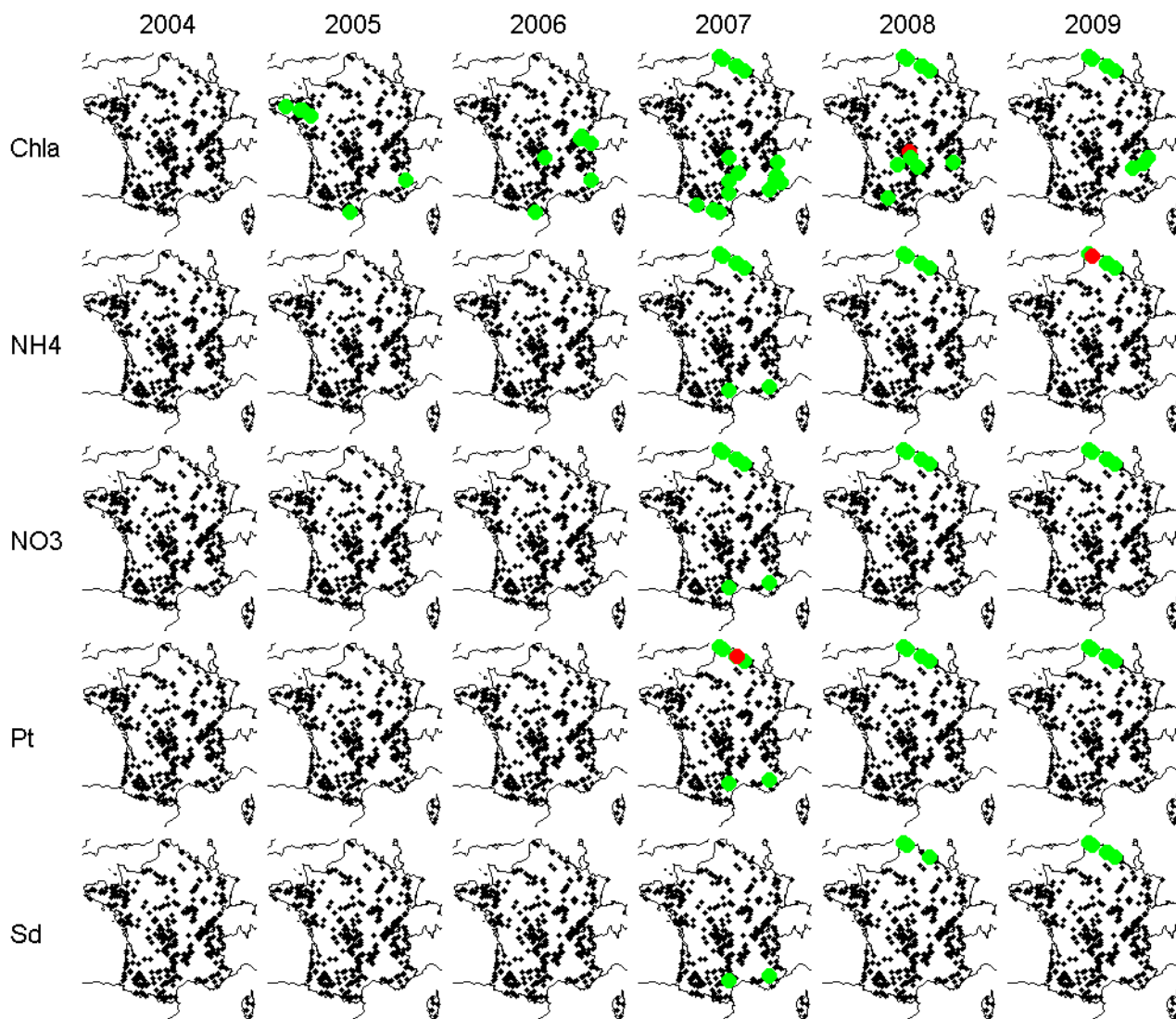
Pour le plan de gestion 2010-2015, 41 lacs sur 73, soit 56%, présentent une variabilité

Figure 38 – Variabilité de l'état écologique des autres lacs liée au choix des 4 dates des campagnes de mesures et basée sur les 5 paramètres, Chla, NH4, NO3, Pt et Sd, pour le plan de gestion 2010-2015



interannuelle basée sur Chla. 15 lacs sur ces 41, soit 37%, franchissent la limite bon-moyen. La variabilité interannuelle basée sur NH4, NO3 et Pt a pu être calculée pour 72 lacs. 39 lacs présentent effectivement une variabilité interannuelle basée sur NH4 dont 26 franchissent la limite bon-moyen, 21 lacs présentent effectivement une variabilité interannuelle basée sur NO3 dont 4 franchissent la limite bon-moyen et 43 lacs présentent effectivement une variabilité interannuelle basée sur Pt dont 17 franchissent la limite bon-moyen. La variabilité interannuelle basée sur Sd a pu être calculée pour 84 lacs. 79 ont été suivis 2 années et 5 l'ont été 3 années.

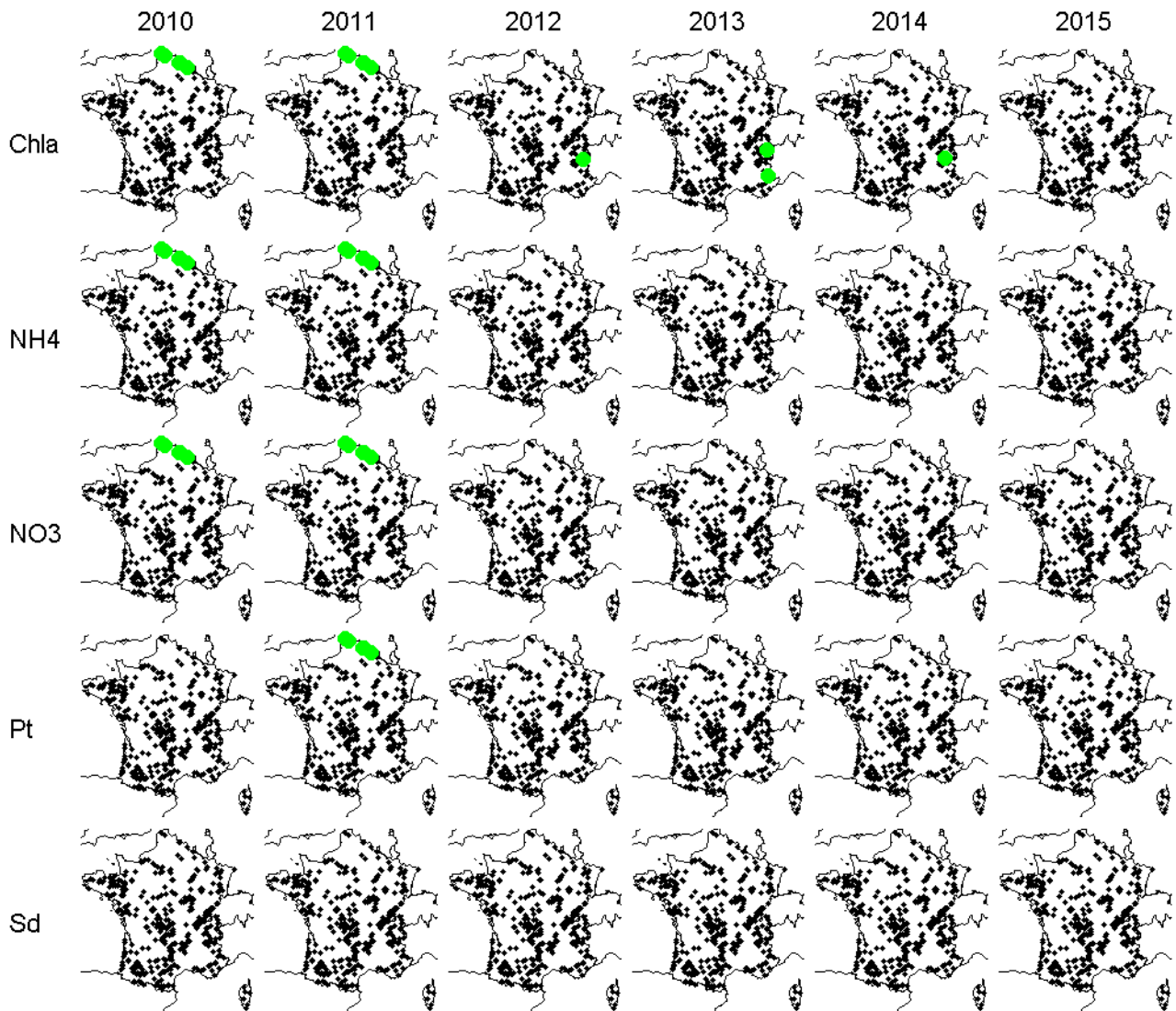
Figure 39 – Variabilité de l'état écologique de part et d'autre de la limite bon-moyen des autres lacs liée au choix des 4 dates des campagnes de mesures et basée sur les 5 paramètres, Chla, NH4, NO3, Pt et Sd, pour le plan de gestion 2004-2009



- Variabilité liée aux dates des campagnes de mesures
- Pas de variabilité liée aux dates des campagnes de mesures

37 lacs suivis 2 années présentent effectivement une variabilité interannuelle, soit 47%, dont 13 franchissent la limite bon-moyen, soit 13% des 37 lacs. Les 5 lacs suivis 3 années présentent effectivement une variabilité interannuelle parmi lesquels 2 lacs franchissent la limite bon-moyen.

Figure 40 – Variabilité de l'état écologique de part et d'autre de la limite bon-moyen des autres lacs liée au choix des 4 dates des campagnes de mesures et basée sur les 5 paramètres, Chla, NH4, NO3, Pt et Sd, pour le plan de gestion 2010-2015



- Variabilité liée aux dates des campagnes de mesures
- Pas de variabilité liée aux dates des campagnes de mesures

Figure 41 – Variabilité interannuelle de l'état écologique des autres lacs basé sur les 5 paramètres, Chla, NH4, NO3, Pt et Sd, pour les 2 plans de gestion, 2004-2009 et 2010-2015

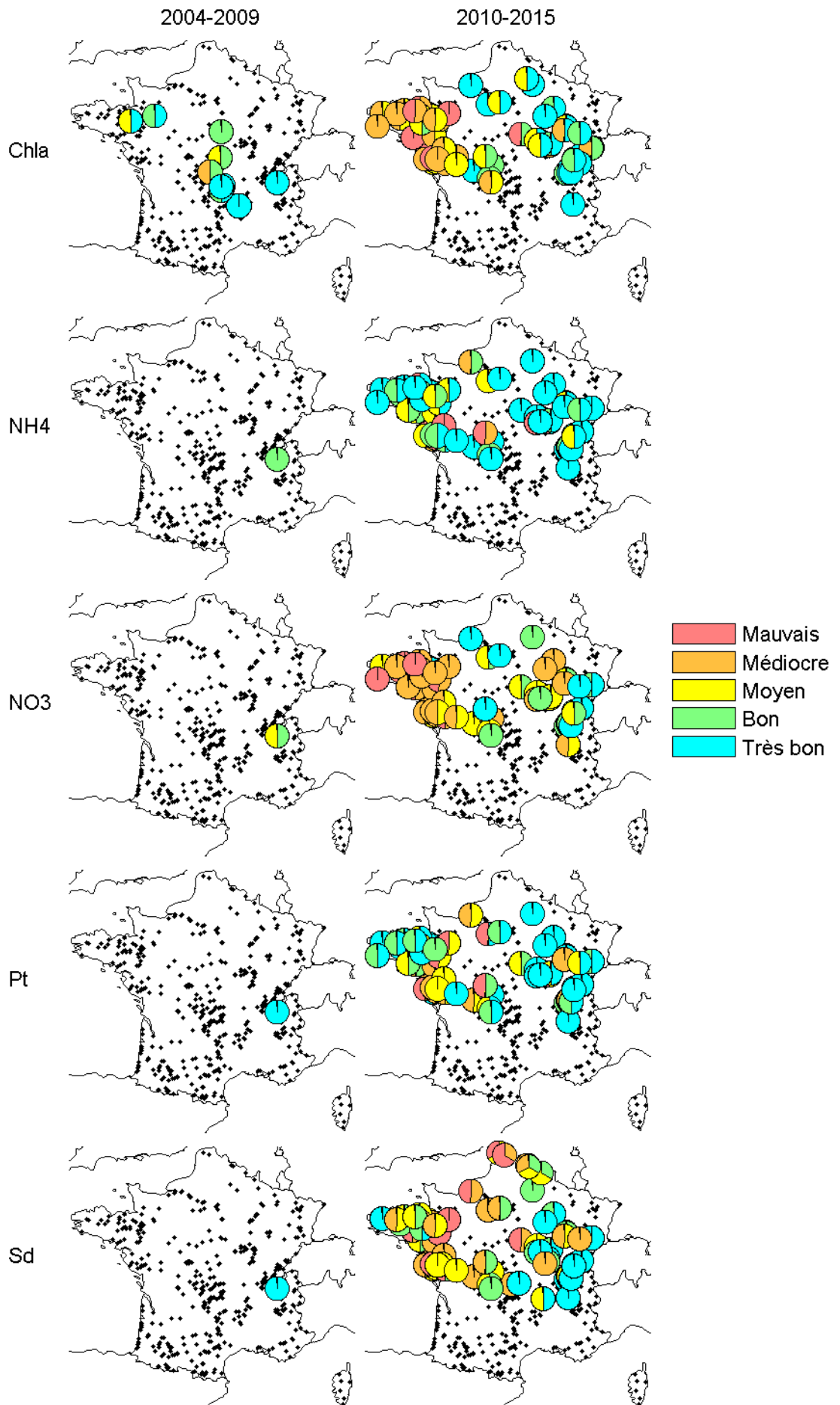


Figure 42 – Variabilité interannuelle de l'état écologique des autres lacs de part et d'autre de la limite bon-moyen des autres lacs basé sur les 5 paramètres, Chla, NH4, NO3, Pt et Sd, pour les 2 plans de gestion, 2004-2009 et 2010-2015

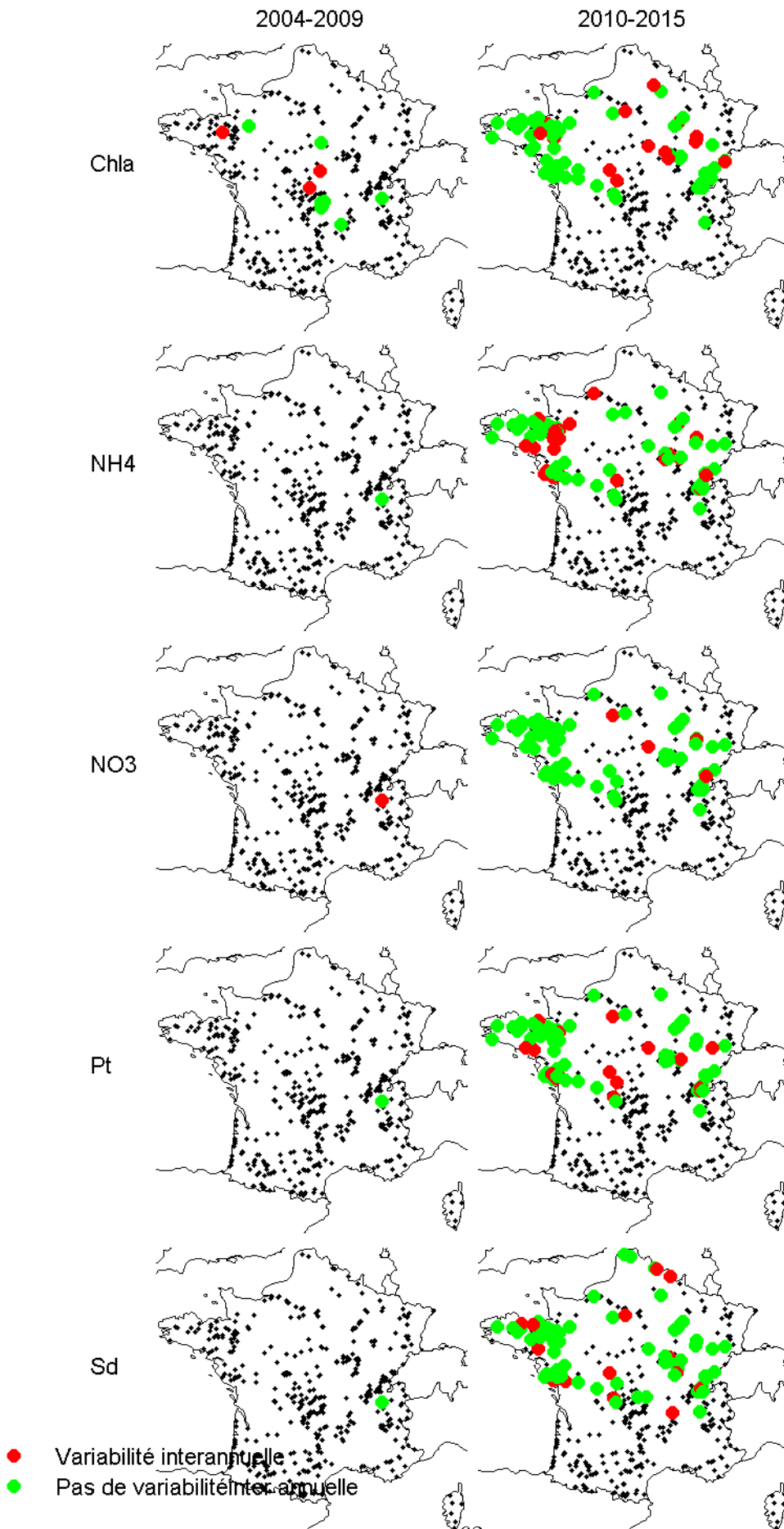




Tableau 16 – Variabilité interannuelle de l'état écologique des autres lacs basée sur le paramètre Chla pour le plan de gestion 2004-2009

Lac	2004	2005	2006	2007	2008	2009
AYD63		Mo				Mo
BAR01	TB				TB	
BEA53		Bo				TB
BOU43		TB	TB			
CAS63		TB				TB
CHA63		Bo				Bo
EGR45		Bo				Bo
GOU03		Bo				Mo
LAN23		Me				Bo
PAV63		TB				Bo
PIB35		TB				Mo
SER63		TB	TB			

Tableau 17 – Variabilité interannuelle de l'état écologique des autres lacs basée sur le paramètre Chla pour le plan de gestion 2010-2015

Lac	10	11	12	13	14	15	Lac	10	11	12	13	14	15
ABB39	TB			TB			LEJ85		Me			Me	
AIL02		TB			TB		LEM85		Mo			Mo	
ALL01	Bo			TB			LGM27			TB			TB
AMA10		TB			TB		LIE52		Mo			TB	
ANG85		Ma			Me		LPC38	TB			TB		
APR85	Me			Me			LRO39		TB			TB	
ARZ56	Ma			Me			MAR35	Me				Mo	
BOS22	Me			Mo			MER85	Me			Me		
BOU35	Mo			Bo			NAN01	TB			TB		
BOU89		Ma			Bo		OUE35	Ma			Mo		
BSA58		Bo			TB		PAN21		Bo			TB	
BUL85	Ma			Ma			PDF44	Ma			Ma		
CAR35	Mo			Mo			PRO44	Mo			Me		
CEB79		Ma			Me		RBJ35		Ma			Me	
CHA25	Me			Mo			RCE35		Me			Me	
CHA35	Me			Me			RKU22		Me			Me	
CHA39	TB			TB			RMN29		Me			Me	
CHA52		Mo			Bo		RMP85		Ma			Me	
CHA86	TB			TB			RMR49		Mo			Me	
COI39	TB			TB			ROP22	Ma			Mo		
CRE89			TB			Mo	RSM87	Bo			Bo		
DRE29		Me			Mo		RST35		Mo			Bo	
DUC56		Ma			Me		RVH22		Me			Ma	
ECL28			TB			TB	SEI10			TB			TB
EGU36	Bo			Ma			SET58			Mo			TB
ENT25		TB			TB		SFP53	Ma			Ma		
EPT35	Me				Mo		SIL85		Me			Me	
ESQ78			TB			Mo	SYL01		TB			TB	
FOR35		Bo			Mo		TOU79	Mo			Mo		
GDL44	Ma			Ma			TRA02			TB			Mo
GOU22		Me			Mo		VAL39	Bo			TB		
GRA85		Mo			Mo		VIG36	Mo			Bo		
GUE22	Me			Mo			VIL35	Mo			Me		
HOR52			TB			Mo	VIL52		Me			TB	
LDC21		Me			Me		VIL87	Mo			Me		
LDC25	Me			Bo			VVE70		Bo			TB	
LDC51		Bo			TB								

Tableau 18 – Variabilité interannuelle de l'état écologique des autres lacs basée sur le paramètre NH4 pour le plan de gestion 2010-2015

Lac	10	11	12	13	14	15	Lac	10	11	12	13	14	15
AIL02		TB			TB		MAR35	Ma					TB
ALL01	TB			TB			MER85	Bo			TB		
AMA10		TB			TB		NAN01	TB			Mo		
ANG85		Mo			TB		NOY56	Mo			Bo		
APR85	TB			Ma			OUE35	TB			TB		
ARZ56	Bo			Mo			PAL38		TB			TB	
BOS22	TB			TB			PAN21		TB			Bo	
BOU35	TB			Bo			PAN58		TB			Ma	
BOU89		TB			TB		PRO44	TB			Mo		
BSA58		TB			Me		RBJ35		Ma			TB	
BUL85	Me			Ma			RCB01	TB			TB		
CAR35	TB			Me			RCE35		Bo			Ma	
CHA35	Me			Ma			RCM01	Bo			TB		
CHA39	TB			TB			RCS70		TB			TB	
CHA52		Ma			Bo		RDV35		TB			TB	
CHA86	TB			TB			RIN53	TB			Mo		
COI39	Bo			TB			RKU22		TB			Bo	
CRE89			TB			TB	RMN29		TB			TB	
DRE29		TB			TB		RMP85		Bo			Bo	
DUC56		TB			TB		RMR49		Ma			Ma	
ECL28			Mo			Mo	ROP22	Bo			Bo		
EGU36	TB			Ma			RSM87	Bo			Bo		
ENT25		TB			TB		RST35		TB			TB	
EPT35	Ma				TB		RVH22		TB			TB	
ESQ78			TB			TB	SEI10			TB			TB
FOR35		Mo			TB		SET58			TB			TB
GOU22		TB			TB		SFP53	TB			Mo		
GRA85		Me			TB		SIL85		Bo			TB	
GUE22	TB			Bo			SYL01		TB			TB	
HOR52			Ma			Bo	TOU79	TB			TB		
LDC21		Ma			TB		VAL39	TB			Mo		
LDC51		TB			TB		VIG36	Ma			Me		
LEJ85		Mo			TB		VIL35	Bo			Mo		
LEM85		Ma			TB		VIL52		TB			TB	
LGM27			Me			Bo	VIL87	TB			TB		
LIE52		TB			Mo		VVE70		Bo			TB	

Tableau 19 – Variabilité interannuelle de l'état écologique des autres lacs basée sur le paramètre NO3 pour le plan de gestion 2010-2015

Lac	10	11	12	13	14	15	Lac	10	11	12	13	14	15
AIL02		Bo			Bo		MAR35	Ma					Ma
ALL01	Bo			Bo			MER85	Ma			Me		
AMA10		Me			Me		NAN01	Bo			Bo		
ANG85		Ma			Me		NOY56	Me			Me		
APR85	Me			Me			OUE35	TB			TB		
ARZ56	Ma			Me			PAL38		Mo			Me	
BOS22	Ma			Ma			PAN21		Mo			Mo	
BOU35	Mo			Me			PAN58		Me			Mo	
BOU89		Mo			Bo		PRO44	Me			Me		
BSA58		Bo			Bo		RBJ35		Me			Me	
BUL85	Ma			Me			RCB01	Bo			Bo		
CAR35	Ma			Ma			RCE35		Me			Me	
CHA35	Me			Me			RCM01	Bo			Bo		
CHA39	Bo			Bo			RCS70		Bo			TB	
CHA52		Mo			Mo		RDV35		Me			Me	
CHA86	Mo			Mo			RIN53	Ma			Me		
COI39	Bo			Bo			RKU22		Me			Me	
CRE89			Mo			Mo	RMN29		Ma			Ma	
DRE29		Mo			Mo		RMP85		Me			Mo	
DUC56		Ma			Ma		RMR49		Me			Mo	
ECL28			Bo			Mo	ROP22	Ma			Me		
EGU36	Me			Me			RSM87	Mo			Mo		
ENT25		TB			TB		RST35		Me			Me	
EPT35	Mo				Mo		RVH22		Ma			Ma	
ESQ78			TB			TB	SEI10			Me			Me
FOR35		Ma			Me		SET58			Bo			Bo
GOU22		Ma			Ma		SFP53	Me			Me		
GRA85		Mo			Mo		SIL85		Me			Mo	
GUE22	Ma			Ma			SYL01		TB			TB	
HOR52			Bo			Bo	TOU79	Me			Mo		
LDC21		Mo			Mo		VAL39	Mo			Bo		
LDC51		Me			Me		VIG36	TB			TB		
LEJ85		Me			Mo		VIL35	Me			Me		
LEM85		Me			Mo		VIL52		Me			Me	
LGM27			TB			TB	VIL87	Bo			Bo		
LIE52		Mo			Bo		VVE70		TB			TB	

Tableau 20 – Variabilité interannuelle de l'état écologique des autres lacs basée sur le paramètre Pt pour le plan de gestion 2010-2015

Lac	10	11	12	13	14	15	Lac	10	11	12	13	14	15
AIL02		TB			TB		MAR35	Ma					Me
ALL01	Bo			TB			MER85	Mo			Me		
AMA10		TB			TB		NAN01	Mo			TB		
ANG85		Mo			TB		NOY56	Mo			Bo		
APR85	Me			Me			OUE35	TB			TB		
ARZ56	Bo			Me			PAL38		TB			TB	
BOS22	TB			TB			PAN21		Mo			TB	
BOU35	TB			TB			PAN58		TB			TB	
BOU89		Mo			Bo		PRO44	Me			Mo		
BSA58		TB			TB		RBJ35		Mo			TB	
BUL85	Me			Me			RCB01	Bo			TB		
CAR35	Ma			Ma			RCE35		Bo			Mo	
CHA35	Ma			Me			RCM01	Me			Bo		
CHA39	TB			TB			RCS70		Bo			TB	
CHA52		TB			Bo		RDV35		Bo			TB	
CHA86	Me			Mo			RIN53	Ma			Mo		
COI39	Bo			TB			RKU22		Bo			TB	
CRE89			TB			TB	RMN29		Bo			TB	
DRE29		TB			TB		RMP85		Me			Bo	
DUC56		Ma			Mo		RMR49		Mo			Mo	
ECL28			TB			Ma	ROP22	Mo			Me		
EGU36	Ma			TB			RSM87	Mo			TB		
ENT25		TB			TB		RST35		TB			TB	
EPT35	Me				TB		RVH22		Bo			TB	
ESQ78			TB			Bo	SEI10			TB			TB
FOR35		Me			Mo		SET58			TB			TB
GOU22		Bo			TB		SFP53	Ma			Mo		
GRA85		TB			TB		SIL85		Mo			Mo	
GUE22	TB			TB			SYL01		Bo			TB	
HOR52			Mo			Mo	TOU79	TB			TB		
LDC21		Ma			Mo		VAL39	TB			TB		
LDC51		TB			TB		VIG36	Ma			Bo		
LEJ85		Ma			Me		VIL35	Bo			Bo		
LEM85		Me			Bo		VIL52		Me			Me	
LGM27			Me			Mo	VIL87	Bo			TB		
LIE52		TB			TB		VVE70		Mo			TB	

Tableau 21 – Variabilité interannuelle de l'état écologique des autres lacs basée sur le paramètre Sd pour le plan de gestion 2010-2015

Lac	10	11	12	13	14	15	Lac	10	11	12	13	14	15
AIL02		Bo			Bo		LIE52		Bo			Bo	
ALL01	TB			TB			MAR35	Ma				Me	
AMA10		TB			Bo		MER85	Bo			Ma		
ANG85		Me			Me		NAN01	TB			TB		
APR85	Me			Me			OUE35	Me			Ma		
ARD62	Mo	Ma	Mo				PAL38		TB			TB	
AUD62	Ma	Ma	Me				PAN21		TB			Bo	
AUM44		Bo			Mo		PAN58		TB			Bo	
BOS22	Mo			Mo			PRO44	Me			Me		
BOU35	Mo			Mo			RBJ35		Mo			Mo	
BOU89		Ma			Me		RCE35		Mo			Mo	
BSA58		Bo			Mo		RCM01	Bo			Mo		
BUL85	Ma			Me			RCS70		TB			TB	
CAR35	Ma			Ma			RDV35		Mo			Mo	
CHA21		Bo			Mo		RIN53	Ma			Ma		
CHA35	Me			Me			RKU22		Mo			Me	
CHA39	TB			TB			RMP85		Ma			Mo	
CHA52		Mo			Mo		RMR49		Me			Me	
CHA86	Me			Me			ROC85		Mo			Me	
COI39	TB			TB			ROP22	Ma			Me		
CRE89			Mo			Mo	RPR71		TB			TB	
DRE29		TB			TB		RSM87	Mo			Bo		
DUC56		Ma			Me		RST35		TB			Bo	
ECL28			Me			Me	RTN71	Bo			TB		
EDC63	Me			Me			RTV71		Me			Bo	
EGU36	Me			Mo			RVH22		Bo			Mo	
ENT25		TB			TB		SEI10			TB			TB
EPT35	Mo				Mo		SET58			TB			TB
ESQ78			Bo			Me	SFP53	Ma			Ma		
EVJ59	Mo	Bo	Mo				SIL85		Mo			Mo	
FOR35		Mo			Ma		SOR71		Me			Me	
GOR59	Mo	Me	Me				SYL01		TB			TB	
GOU22		Mo			Bo		TAZ63	TB			TB		
GRA42	Mo			TB			TOU79	Mo			Mo		
GRA85		Bo			Mo		VAL39	TB			TB		
GUE22	Bo			Bo			VIG36	Me			Bo		
HOR52			Ma			Me	VIG59	Bo	Me	Mo			
LDC21		Ma			Mo		VIL35	Mo			Me		
LDC51		Bo			TB		VIL52		Mo			Me	
LEJ85		Me			Mo		VIL87	Bo			Bo		
LEM85		Bo			Mo		VVE70		Me			Me	
LGM27			Me			Ma							

## 8 Autres sources de variabilité de l'évaluation de l'état écologique du lac d'Annecy, du lac du Bourget et du Léman

### 8.1 Introduction

On a vu précédemment que l'évaluation de l'état écologique d'un lac réalisée à une station de prélèvement pouvait varier en fonction du choix des dates des 4 campagnes de mesures sur lesquelles est basée l'évaluation. On a aussi vu que l'état écologique d'un lac pouvait varier spatialement en fonction de la station de prélèvement choisie. On suppose que cela est dû au fait que les paramètres biologiques et physico-chimiques varient suffisamment dans le temps au sein des fenêtres temporelles et aussi spatialement pour influencer la valeur des métriques annuelles et de l'état final.

Or une autre source de variabilité de l'estimation de l'état écologique peut venir de échantillonnage intégré en zone euphotique dans un contexte hétérogénéité verticale des caractéristiques physico-chimiques et biologiques . En particulier, en fonction des profondeurs de la base de la zone euphotique (appelée ici Zeuph) et de la base de la couche de mélange de surface (appelée ici Zmix) [Barbe, 2003]. En effet, si Zeuph est sous Zmix, alors intégrer jusqu'à Zeuph revient à intégrer dans l'épilimnion et dans une partie du métalimnion, ou dans la totalité de l'épilimnion et du métalimnion plus dans une partie de l'hypolimnion. Une potentielle hétérogénéité verticale dans ces trois couches, induirait une variabilité de l'état écologique liée à la variabilité de la contribution de ces 3 couches. Dans la configuration inverse, en supposant que la couche de surface est bien mélangée, si Zeuph est au-dessus de Zmix, alors intégrer jusqu'à Zeuph revient à intégrer seulement dans l'épilimnion. Pour le paramètre chlorophylle-a, le même raisonnement peut être fait sur le positionnement de Zeuph par rapport à la profondeur du pic de saturation en oxygène (Zsat) qui témoigne de la zone de plus forte production primaire. Si Zeuph est au-dessus de Zsat, alors le protocole rate une partie du phytoplancton produit, ce qui est une source de variabilité supplémentaire.

Les résultats sur le rapport entre Zeuph et Zmix sont présentés Section 8.2 et ceux du rapport entre Zeuph et Zsat sont présentés 8.3

### 8.2 Position de la base de la zone euphotique par rapport à la base de la couche de mélange de surface

Zeuph et Zmix sont présentés Figure 43 sur fond de température interpolée pour le lac d'Annecy, le lac du Bourget et le Léman sur le plan de gestion 2010-2015. Le rapport Zeuph/Zmix est aussi présenté Figure 43 sous forme de boîtes à moustaches pour les 4 fenêtres temporelles, les 3 lacs et les 6 années. Ce rapport, calculé à partir des sorties du modèle 3D pour le Léman en 2010, est présenté Figure 45 sous forme de boîtes à moustaches pour les 4 fenêtres temporelles. Les boîtes représentent les valeurs journalières de ce rapport pour toutes les mailles du domaine de calcul. La probabilité que ce rapport soit supérieur à 1 (Zeuph en-dessous de Zmix) est présenté Figure 47 sous forme de cartes. Enfin, les mailles du domaine de calcul qui présentent un rapport inférieur ou supérieur à 1 dans le pire et le meilleur des cas sont présentées Figure 48 sous forme de cartes.

Le minimum du rapport Zeuph/Zmix calculé dans chaque fenêtre temporelle de chaque année est toujours inférieur ou égal à 1 pour les 3 lacs. Le maximum de ce rapport est toujours supérieur à 1 pour les 3 lacs. Zeuph peut donc être au-dessous ou au-dessus de Zmix dans chaque fenêtre temporelle. Ce rapport est en moyenne toujours plus grand dans FT1 que dans FT2, plus grand dans FT2 que dans FT3 et aussi plus grand dans FT3 que dans FT4. Cela s'explique par le fait que Zmix augmente plus rapidement que Zeuph au cours de la stratification

thermique. Zeuph augmente surtout en fin de période de stratification lorsqu'il n'y a plus de nutriment à disposition dans l'épilimnion et donc moins de croissance de phytoplancton. La variabilité de ce rapport est aussi plus grande dans FT1 que dans FT2, plus grande dans FT2 que dans FT3 et aussi plus grande dans FT3 que dans FT4. Enfin, la variabilité de ce rapport est plus grande pour le Léman que pour le lac d'Annecy et le lac du Bourget. Cela pourrait s'expliquer par le fait que les ondes internes ont une plus grande amplitude au Léman qu'au lac d'Annecy et au lac du Bourget.

D'un point de vue spatial pour le Léman, la probabilité que le rapport  $Zeuph/Zmix$  soit supérieur à 1 ( $Zeuph$  au-dessus de  $Zmix$ ) est d'environ 50% dans FT1. Cette probabilité étant répartie de façon homogène dans tout le lac. Pour FT2, FT3 et FT4, le rapport  $Zeuph/Zmix$  est la plupart du temps supérieur à 1 ( $Zeuph$  au-dessus de  $Zmix$ ) partout dans le lac. Dans le meilleur des cas, ce rapport est inférieur ou égal à 1 ( $Zeuph$  au-dessus de  $Zmix$ ) dans tout le lac dans FT1. Dans FT2 et le meilleur des cas,  $Zeuph$  est au-dessus de  $Zmix$  seulement dans le petit lac et l'extrême partie du grand lac. Dans FT3 et le meilleur des cas,  $Zeuph$  est toujours en-dessous de  $Zmix$ . Dans FT4 dans le meilleur des cas,  $Zeuph$  est au-dessus de  $Zmix$  seulement dans la partie est du petit lac. Dans le pire des cas, ce rapport est toujours supérieur à 1 ( $Zeuph$  en-dessous de  $Zmix$ ) dans tout le lac dans les 4 fenêtres temporelles.

### 8.3 Position de la base de la zone euphotique par rapport au pic d'oxygène

$Zeuph$  et  $Zsat$  sont présentés Figure 44 sur fond de concentration interpolée en oxygène dissous pour le lac d'Annecy, le lac du Bourget et le Léman sur le plan de gestion 2010-2015. Le rapport  $Zeuph/Zsat$  est aussi présenté Figure 44 sous forme de boîtes à moustaches pour chaque fenêtre temporelle, les 3 lacs et les 6 années. L'année 2012 pour le lac d'Annecy a été retirée de l'analyse parce que les mesures sont fausses. Ce rapport, calculé à partir des sorties du modèle 3D pour le Léman en 2010, est présenté Figure 46 sous forme de boîtes à moustaches pour les 4 fenêtres temporelles. Les boîtes représentent les valeurs journalières de ce rapport pour toutes les mailles du domaine de calcul. La probabilité que ce rapport soit supérieur à 1 ( $Zeuph$  en-dessous de  $Zsat$ ) est présenté Figure 47 sous forme de cartes. Enfin, les mailles du domaine de calcul qui présentent un rapport inférieur ou supérieur à 1 dans le pire et le meilleur des cas sont présentées Figure 48 sous forme de cartes.

Le minimum du rapport  $Zeuph/Zsat$  calculé dans chaque fenêtre temporelle de chaque année est toujours inférieur ou égal à 1 pour le lac d'Annecy et le Léman. Pour le lac du Bourget, il l'est seulement dans FT2. Le maximum de ce rapport est toujours supérieur à 1 pour le lac du Bourget et le Léman. Il y a seulement pour le lac d'Annecy qui ne l'est pas dans FT4.  $Zeuph$  peut donc être au-dessous ou au-dessus de  $Zmix$  dans chaque fenêtre temporelle pour le Léman. Pour le lac d'Annecy aussi, sauf dans FT4 où  $Zeuph$  est toujours au-dessus de  $Zsat$ . Pour le lac du Bourget,  $Zeuph$  est toujours sous  $Zsat$  sauf dans FT2 où  $Zeuph$  peut aussi être au-dessus de  $Zsat$ .

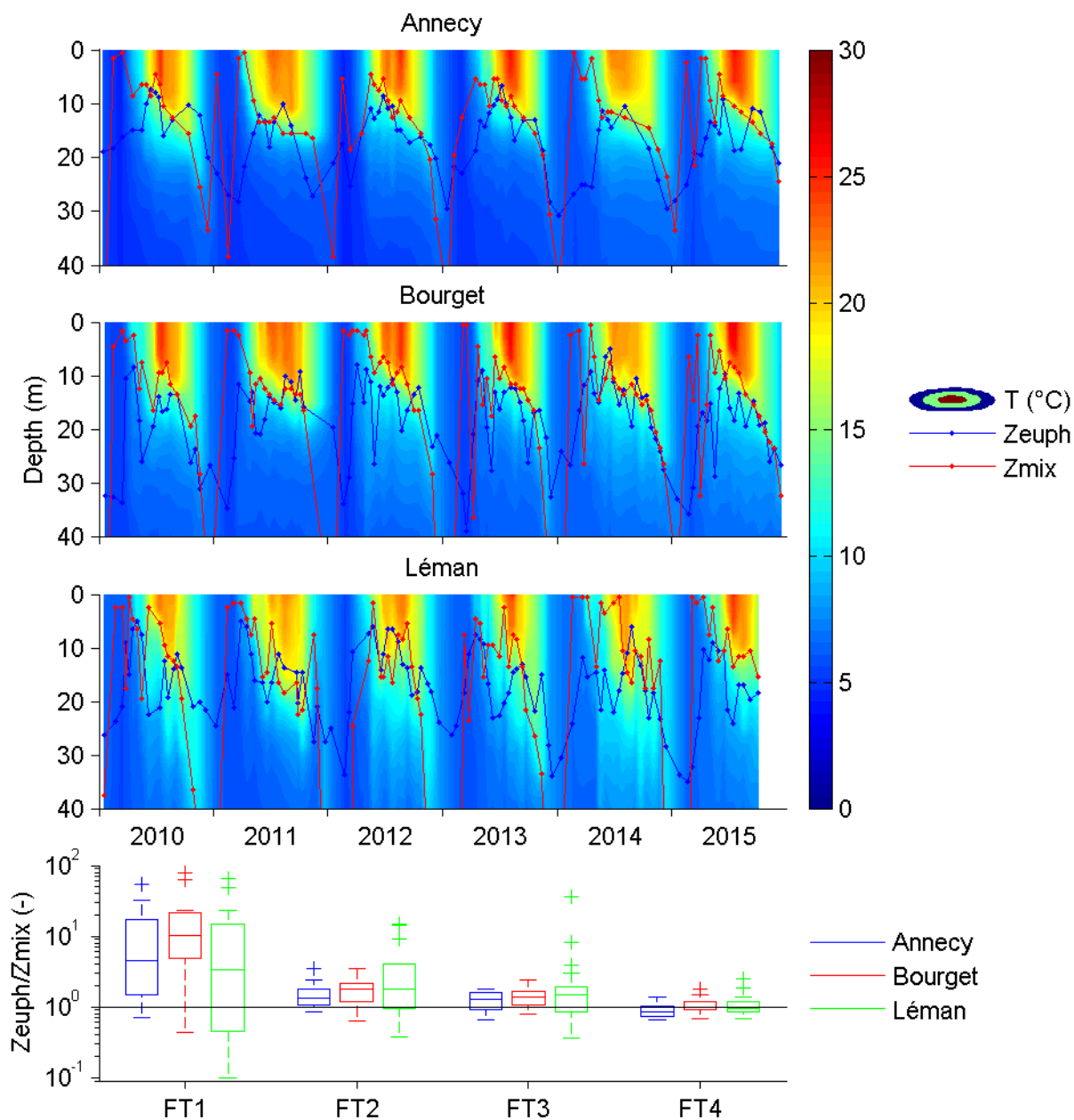
D'un point de vue spatial pour le Léman, le rapport  $Zeuph/Zsat$  est la plupart du temps supérieur à 1 ( $Zeuph$  en-dessous de  $Zsat$ ) partout dans le lac dans les 4 fenêtres temporelles. Dans le pire des cas, ce rapport peut être inférieur à 1 ( $Zeuph$  au-dessus de  $Zsat$ ) dans le petit lac dans FT1 et FT4.

### 8.4 Conclusion

Le positionnement de  $Zeuph$  par rapport à  $Zmix$  est potentiellement source de variabilité sur le paramètre intégré utilisé pour calculer la métrique annuelle et finalement l'état car  $Zeuph$  peut être au-dessous ou au-dessus de  $Zmix$ . Mais cela est juste uniquement lorsqu'il y a un



Figure 43 – Zeuph et Zmix sur fond de température et rapport Zeuph/Zmix pour le lac d’An-  
 nancy, le lac du Bourget et le Léman sur le plan de gestion 2010-2015



gradient vertical des concentrations en azote et en phosphore par exemple. S’il n’existe pas de tels gradients verticaux, alors les répercussions effectives de la variabilité de ce rapport sur l’état est probablement moindre. Néanmoins dans ces trois lacs, ce gradient existe. La plupart du temps, Zeuph est en-dessous de Zmix, donc la variabilité associée à la position de Zeuph par rapport à Zmix serait importante dans le cas de la stratification thermique. Et la plupart du temps aussi, Zeuph est sous Zsat, donc la variabilité associée à un sous échantillonnage du phytoplancton serait peu importante.

Figure 44 – Zeuph et Zsat sur fond de concentration en oxygène dissous et rapport Zeuph/Zsat pour le lac d’Anecy, le lac du Bourget et le Léman sur le plan de gestion 2010-2015

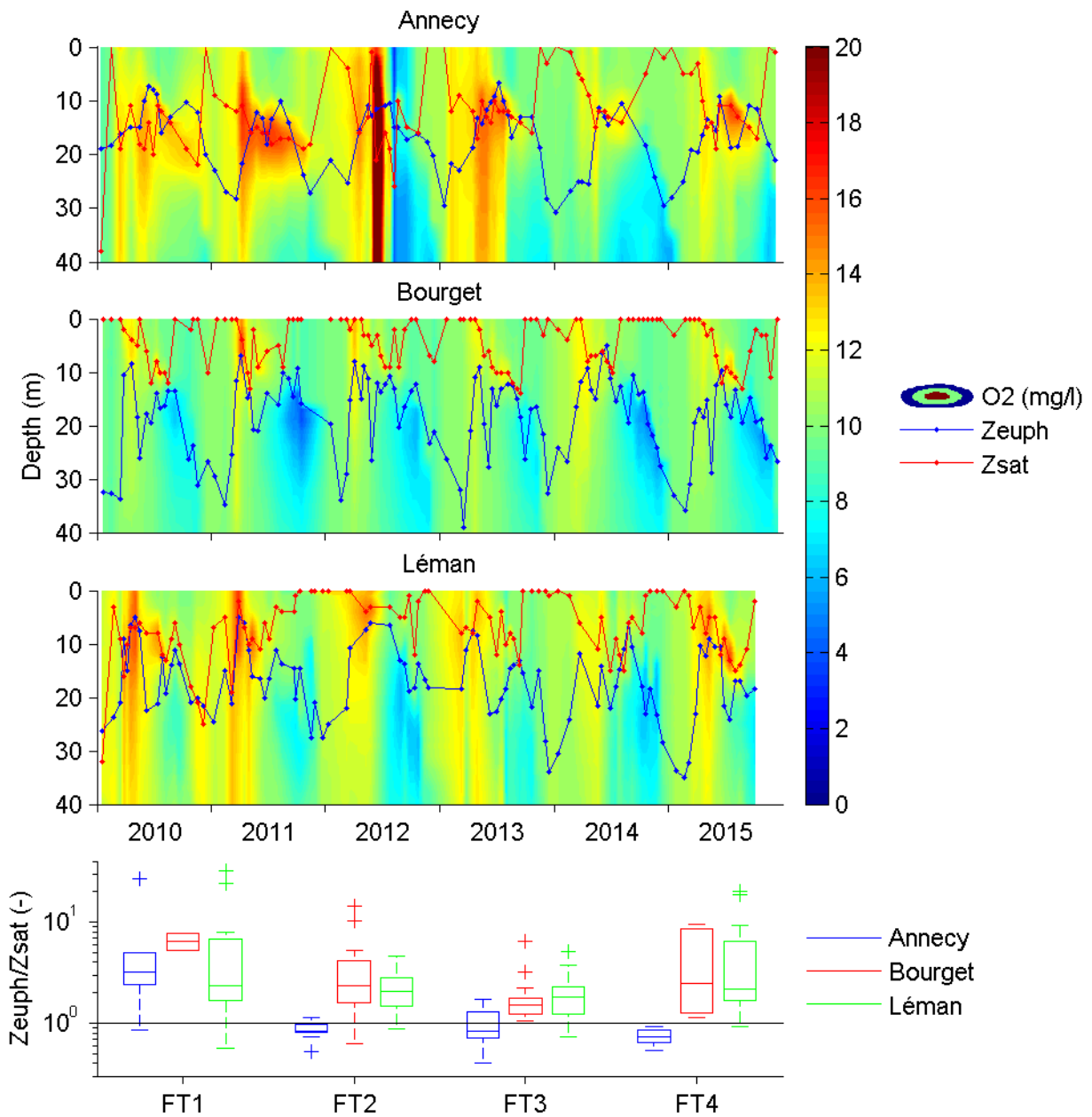


Figure 45 – Variabilité spatiale du rapport Zeuph/Zmix calculé à partir des sorties du modèle 3D pour le Léman

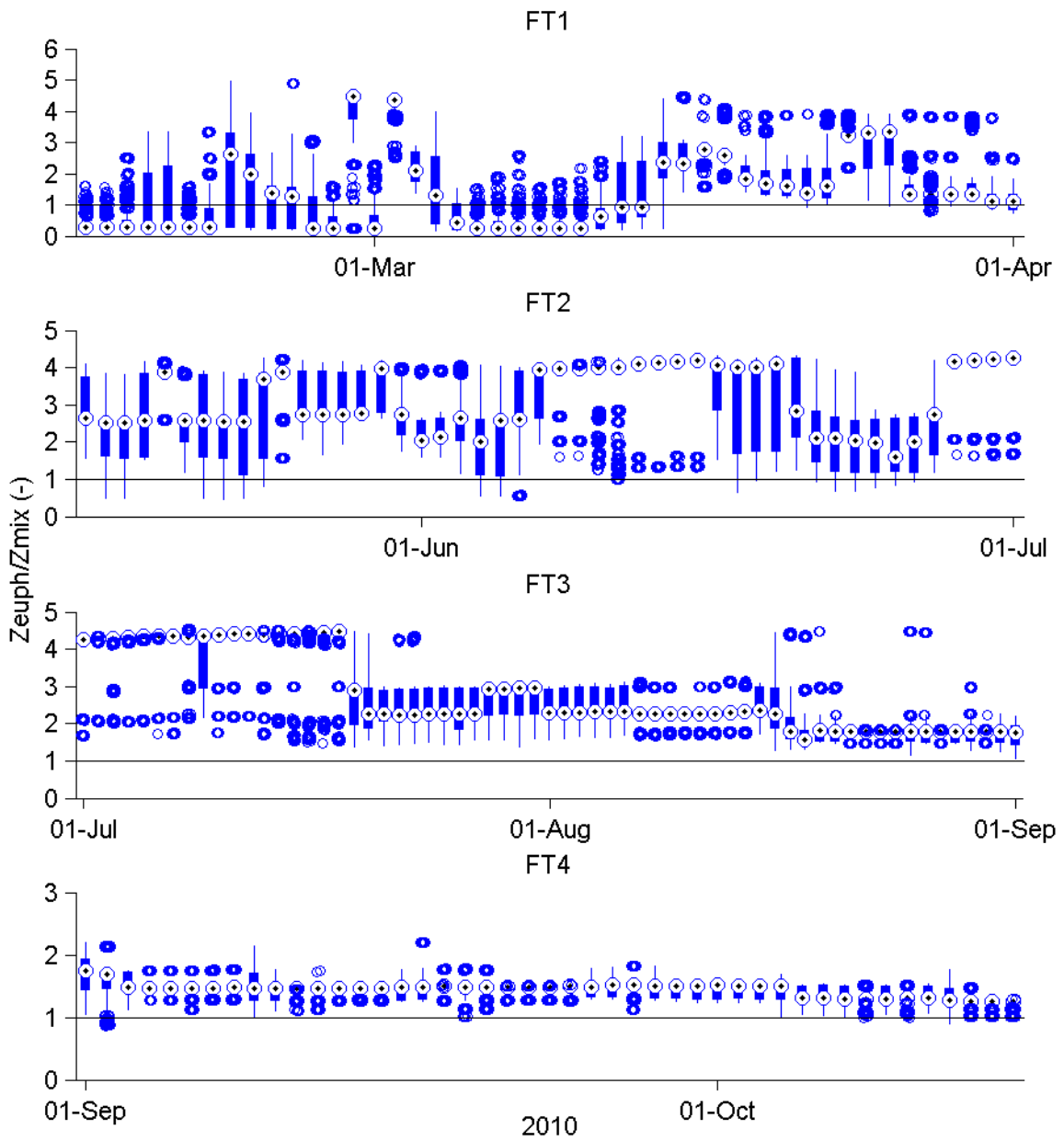


Figure 46 – Variabilité spatiale du rapport Zeuph/Zsat calculé à partir des sorties du modèle 3D pour le Léman

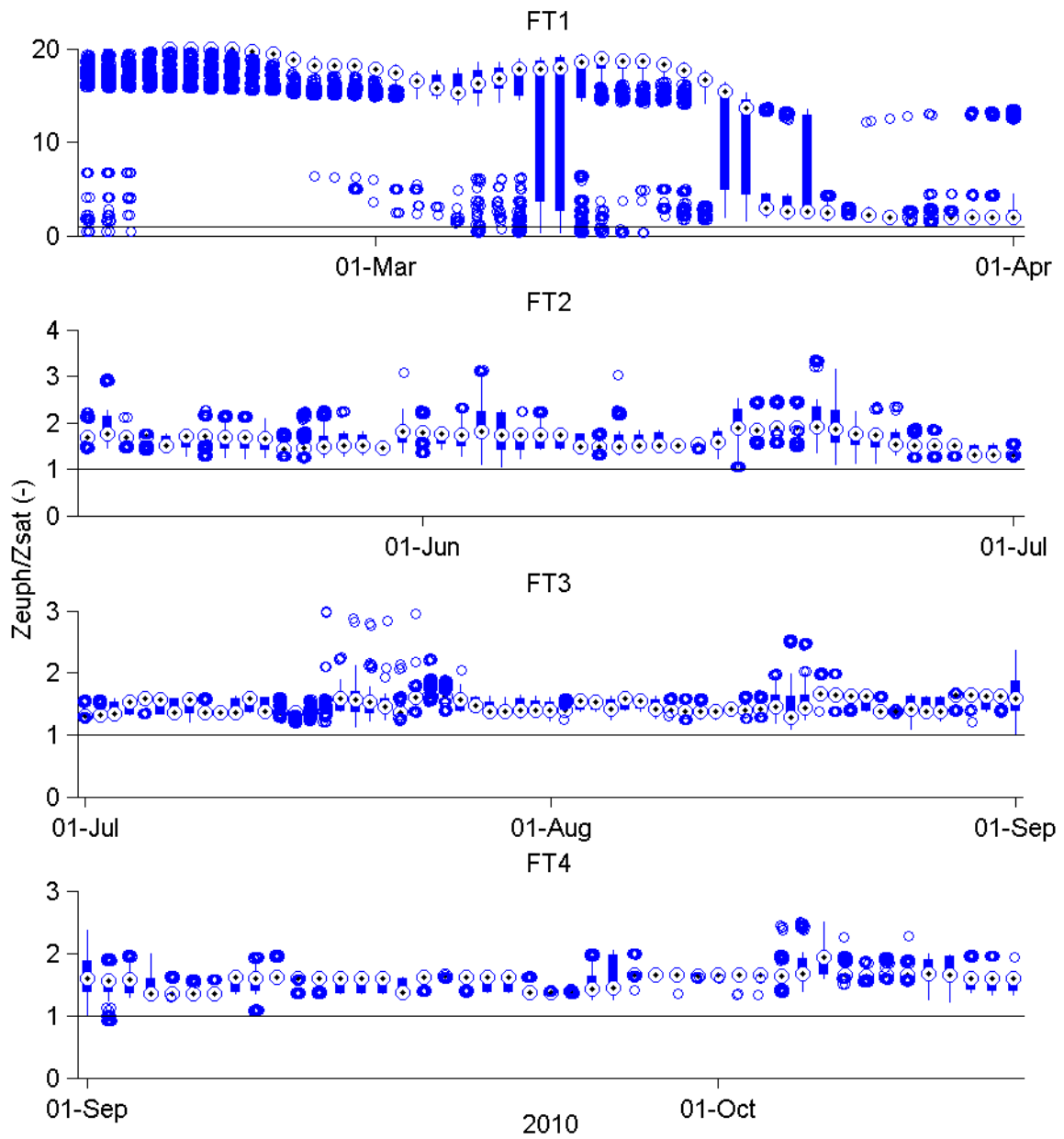


Figure 47 – Probabilité que le rapport  $Zeuph/Z_{mix}$  et  $Zeuph/Z_{sat}$ , calculé à partir des sorties du modèle 3D pour le Léman en 2010, soit supérieure à 1

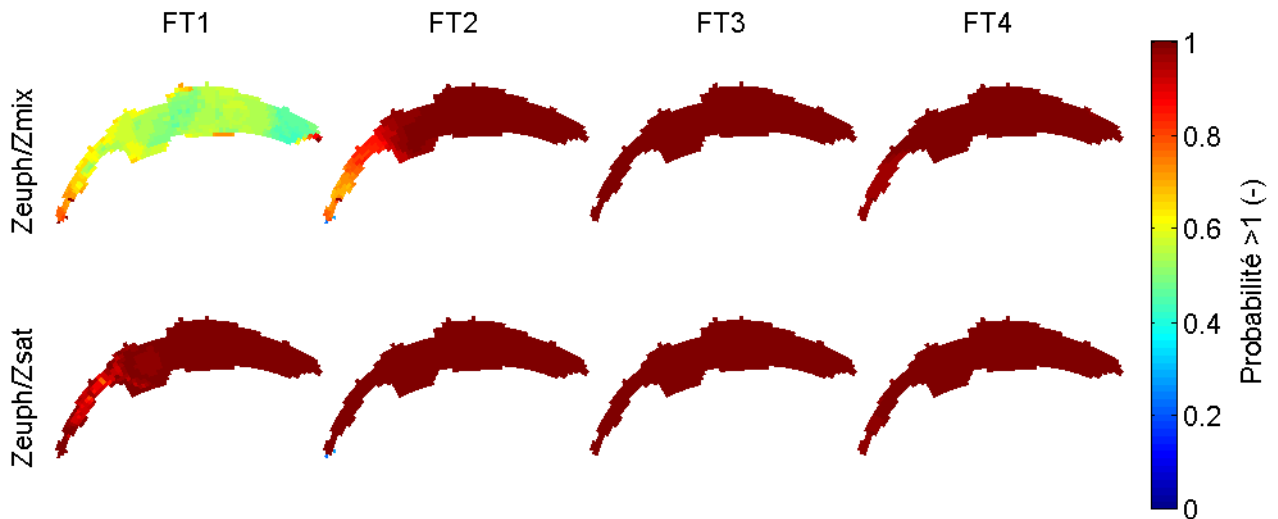
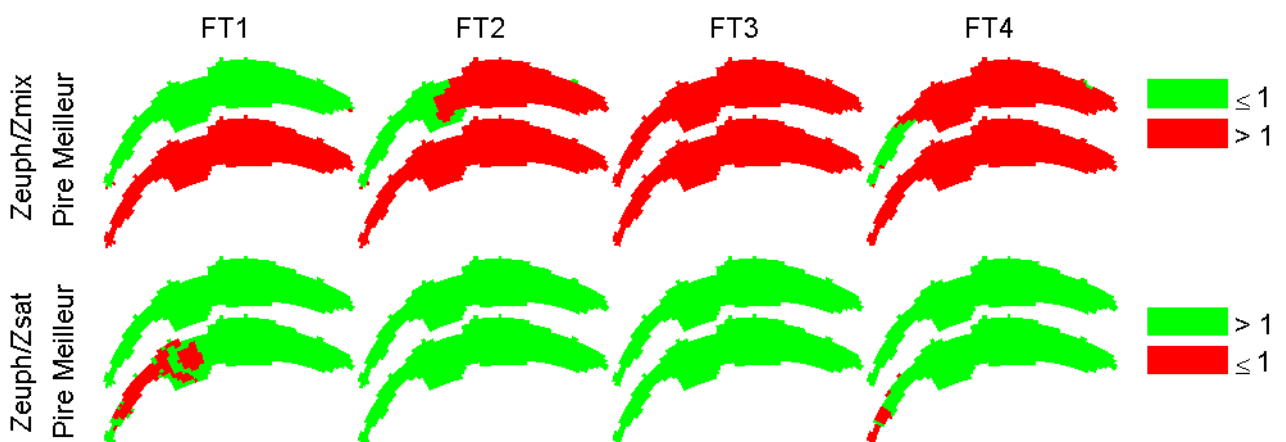


Figure 48 – Meilleur et pire rapports  $Zeuph/Z_{mix}$  et  $Zeuph/Z_{sat}$  calculé à partir des sorties du modèle 3D pour le Léman en 2010



## 9 Conclusions et perspectives

L'analyse des résultats de la modélisation 3D pour le Léman montre que les variabilités spatiales des 3 paramètres, Chla, PT et Sd, induisent une variabilité spatiale de l'état écologique. Ces résultats montrent aussi que la modélisation 3D permet d'améliorer l'estimation du statut écologique d'un lac. Les résultats de la modélisation 3D du Léman montrent que le point de prélèvement historique situé au milieu du grand bassin, SHL2, est raisonnablement représentatif de la masse d'eau globale.

L'analyse des mesures du SOERE-OLA a montré que le choix des dates des 4 campagnes de mesure peut, selon le paramètre utilisé, induire une variabilité significative dans l'évaluation du statut écologique des 3 lacs, le lac d'Annecy, le lac du Bourget et Léman, comme défini dans la DCE. A l'échelle d'un plan de gestion de 6 ans, la variabilité interannuelle peut-être aussi significative. Cette variabilité interannuelle est probablement d'autant plus importante dans des lacs en cours de restauration ou dans des lacs soumis à des pressions croissantes qui tendraient à dégrader les écosystèmes.

L'analyse des mesures de la base de données DCE montre que le choix des dates des 4 campagnes de mesure introduit aussi une variabilité significative dans l'évaluation du statut écologique d'autres lacs plus petits et donc représentatifs des plans d'eau DCE. Là encore à l'échelle d'un plan de gestion de 6 ans, la variabilité interannuelle peut-être aussi significative. Et cette variabilité peut s'étendre de part et d'autre de la limite bon-moyen pour certains lacs.

En complément de l'analyse faite sur l'impact de la variabilité spatio-temporelle des paramètres sur l'estimation du statut écologique, une autre source de variabilité a été analysée pour le lac d'Annecy, le lac du Bourget et le Léman. La position de la zone euphotique par rapport à la zone de mélange et au pic d'oxygène est une autre source de variabilité dans l'estimation du statut écologique.

Ces résultats montrent que pour améliorer la robustesse de l'évaluation de l'état écologique d'un lac dans le cadre de la DCE, ce qui revient à réduire la variabilité de cette évaluation, 2 pistes peuvent être envisagées. La première à considérer serait l'augmentation de la fréquence des prélèvements. En effet, prélever plus fréquemment au sein des fenêtres temporelles permettrait de réduire la variabilité. Par exemple, pour les indicateurs basés sur NH<sub>4</sub> et NO<sub>3</sub> qui sont calculés à partir du maximum mais cela est aussi valable pour les indicateurs basés sur les autres paramètres. La deuxième piste à considérer est l'ajout d'une seconde station de prélèvement dans les lacs où les hétérogénéités spatiales sont importantes et pérennes, typiquement les plus grands lacs présentant plusieurs bassins et des affluents anthropisés localisés. L'évaluation de l'état écologique en un deuxième point du lac permettrait de relativiser l'estimation faite au premier point par rapport à toute la surface du lac.

Ce travail a fait l'objet de 4 présentations orales, i) à la 1<sup>ère</sup> journée scientifique sur la modélisation des écosystèmes lacustres SOERE-OLA à l'Ecole des Ponts ParisTech à Champs-sur-Marne en France le 19 février 2016, ii) à la 59<sup>ème</sup> conférence de l'IAGLR (International Association for Great Lakes Research) à Toronto au Canada le 8 juin 2016, iii) au 33<sup>ème</sup> congrès de la SIL (International Society of Limnology) à Turin en Italie le 1<sup>er</sup> août 2016 et iv) au 6<sup>ème</sup> rendez-vous annuel des utilisateurs de Delft3D à Delft aux Pays-Bas le 3 novembre 2016. La rédaction d'une publication scientifique est aussi en cours.

Remerciements : © SOERE OLA-IS, INRA Thonon-les-Bains, CIPEL, SILA, CISALB.

## Références

- [Barbe, 2003] Barbe, J., L. M. M. L. M. J. P. M. V. V. (2003). Actualisation de la méthode de diagnose rapide des plans d'eau : Analyse critique des indices de qualité des lacs et propositions d'indices de fonctionnement de l'écosystème lacustre. *Rapport CEMAGREF*.
- [Chanudet et al., 2012] Chanudet, V., Fabre, V., and van der Kaaij, T. (2012). Application of a three-dimensional hydrodynamic model to the nam theun 2 reservoir (lao pdr). *Journal of Great Lakes Research*, 38(2) :260–269. 5.
- [Deltares, 2014a] Deltares (2014a). D-water quality, user manual.
- [Deltares, 2014b] Deltares (2014b). Delft3d-flow, user manual.
- [Hutter, 2012] Hutter, K. (2012). Nonlinear internal waves in lakes.
- [Kacikoc and Beyhan, 2014] Kacikoc, M. and Beyhan, M. (2014). Hydrodynamic and water quality modeling of lake egirdir. *Clean-Soil Air Water*, 42(11) :1573–1582. 1.
- [Kiefer et al., 2015] Kiefer, I., Odermatt, D., Anneville, O., Wueest, A., and Bouffard, D. (2015). Application of remote sensing for the optimization of in-situ sampling for monitoring of phytoplankton abundance in a large lake. *Science of the Total Environment*, 527 :493–506. Wuest, Alfred/L-2607-20140.
- [Li et al., 2015] Li, Z., Chen, Q., and Xu, Q. (2015). Modeling algae dynamics in meiliang bay of taihu lake and parameter sensitivity analysis. *Journal of Hydro-Environment Research*, 9(2) :216–225. Si0.
- [Los, 2009] Los, F. J. (2009). Eco-hydrodynamic modelling of primary production in coastal waters and lakes using bloom. *PhD Thesis Wageningen University, ISBN 978-90-8585-329-9*.
- [McCombs et al., 2014] McCombs, M. P., Mulligan, R. P., and Boegman, L. (2014). Offshore wind farm impacts on surface waves and circulation in eastern lake ontario. *Coastal Engineering*, 93 :32–39. 0.
- [Millero and Poisson, 1981] Millero, F. J. and Poisson, A. (1981). International one-atmosphere equation of state of seawater. *Deep-Sea Research Part a-Oceanographic Research Papers*, 28(6) :625–629. 319.
- [Ministère de l'Environnement, 2016] Ministère de l'Environnement, d. l. e. d. l. M. (2016). Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau).
- [Pourriot and Meybeck, 1995] Pourriot, R. and Meybeck, M. (1995). Limnologie générale.
- [Razmi et al., 2013] Razmi, A. M., Barry, D. A., Bakhtyar, R., Le Dantec, N., Dastgheib, A., Lemmin, U., and Wueest, A. (2013). Current variability in a wide and open lacustrine embayment in lake geneva (switzerland). *Journal of Great Lakes Research*, 39(3) :455–465. Bakhtyar, Roham/E-5787-2012 ; Dastgheib, Ali/M-8982-2013 ; Barry, David/C-6077-2008 ; Wuest, Alfred/L-2607-2014 Dastgheib, Ali/0000-0002-5914-7213 ; Barry, David/0000-0002-8621-0425 ; 4.
- [Schroeder et al., 2007] Schroeder, T., Behnert, I., Schaale, M., Fischer, J., and Doerffer, R. (2007). Atmospheric correction algorithm for meris above case-2 waters. *International Journal of Remote Sensing*, 28(7-8) :1469–1486. Schroeder, Thomas/D-6009-201163.
- [Smith and Banke, 1975] Smith, S. D. and Banke, E. G. (1975). Variation of the sea surface drag coefficient with wind speed. *Journal of the Royal Meteorological Society*.
- [Wahl and Peeters, 2014] Wahl, B. and Peeters, F. (2014). Effect of climatic changes on stratification and deep-water renewal in lake constance assessed by sensitivity studies with a 3d hydrodynamic model. *Limnology and Oceanography*, 59(3) :1035–1052. 5.

[Zhu et al., 2009] Zhu, Y., Yang, J., Hao, J., and Shen, H. (2009). Numerical simulation of hydrodynamic characteristics and water quality in yangchenghu lake. *Advances in Water Resources and Hydraulic Engineering, Vols 1-6*, pages 710–715.



## A Variabilité interannuelle des autres lacs

Figure 49 – Variabilité interannuelle de l'état écologique des autres lacs basé sur le paramètre Chla pour le plan de gestion 2004-2009

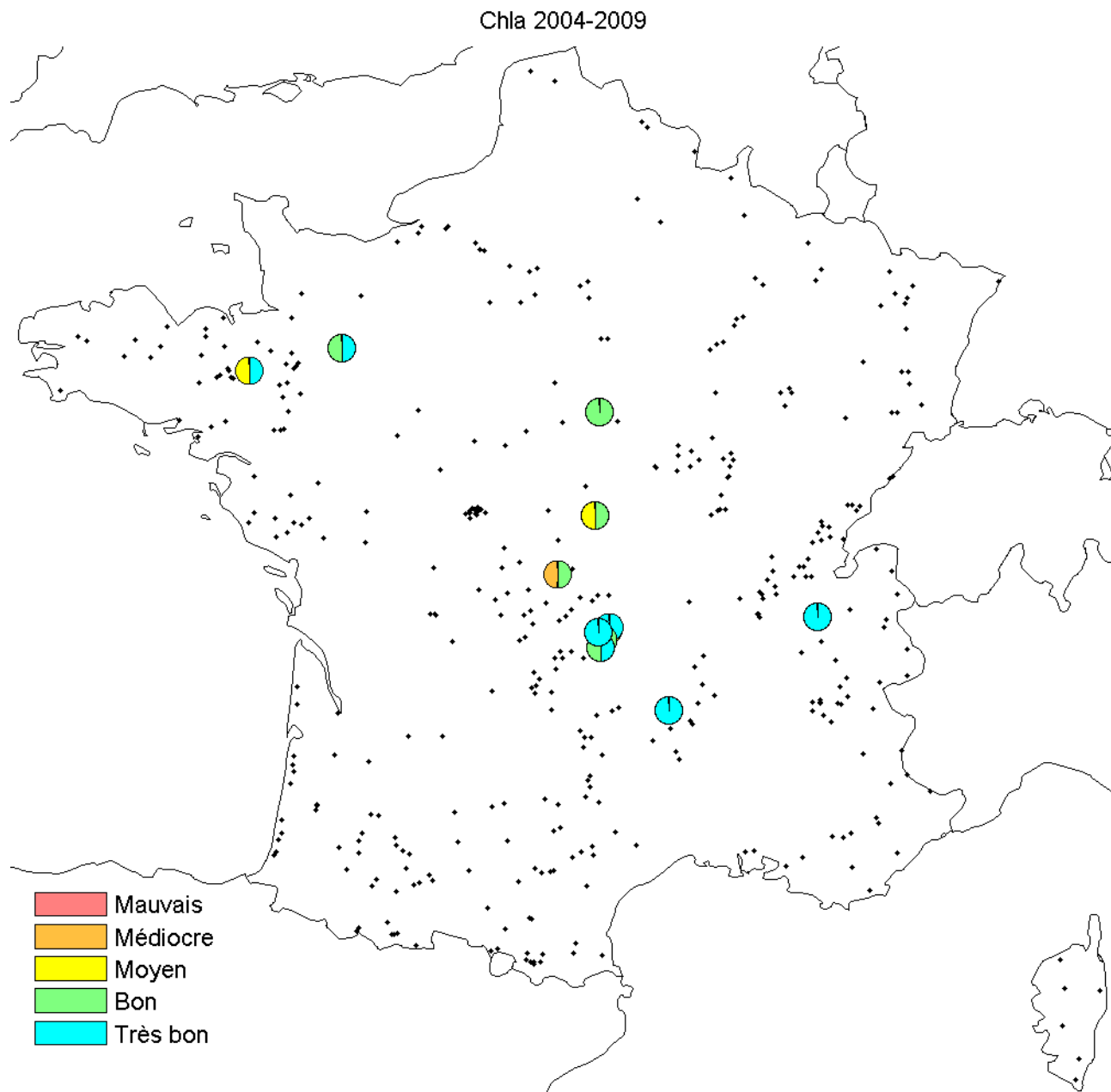


Figure 50 – Variabilité interannuelle de l'état écologique de part et d'autre de la limite bon-moyen des autres lacs basé sur le paramètre Chla pour le plan de gestion 2004-2009

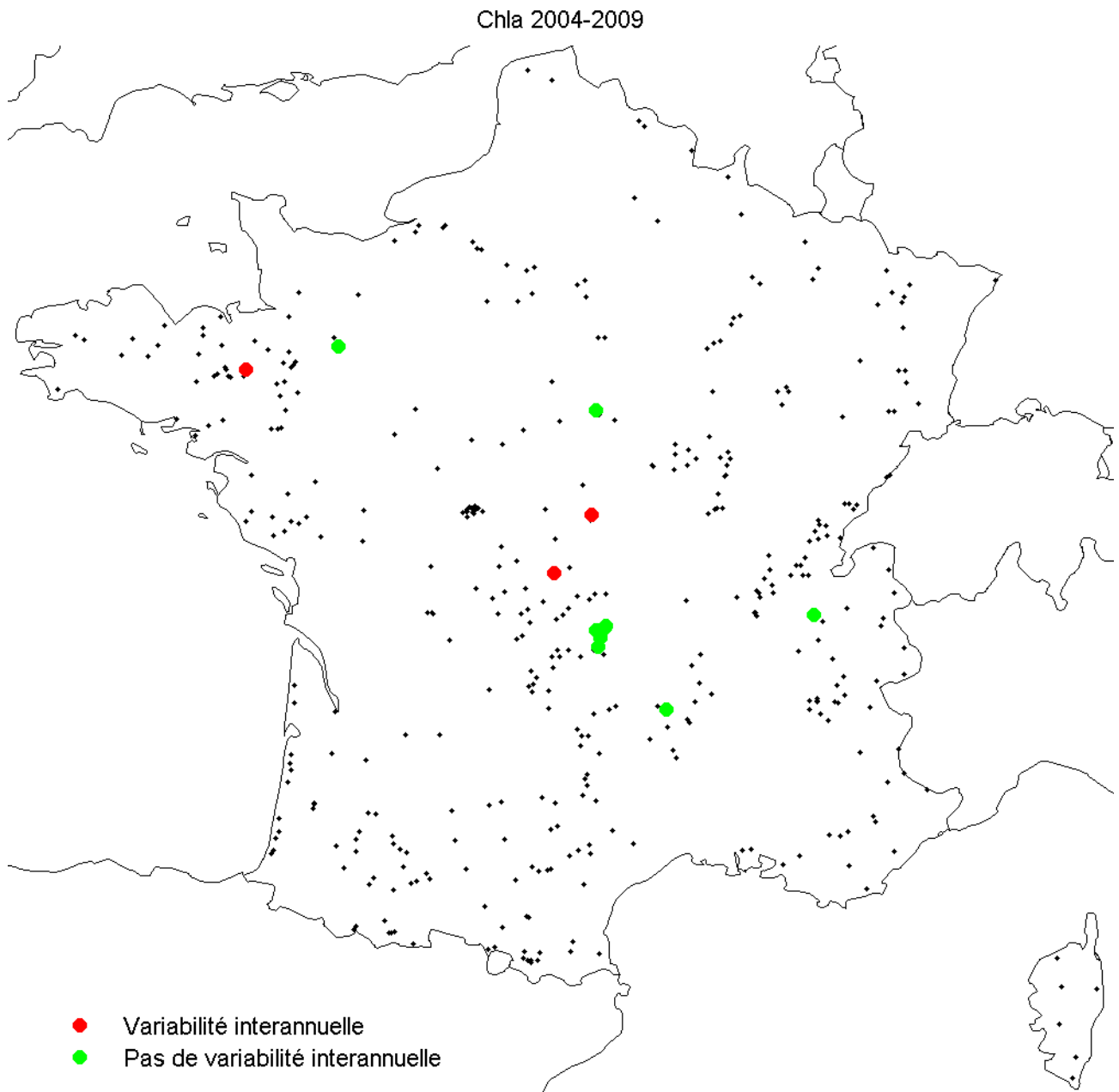


Figure 51 – Variabilité interannuelle de l'état écologique des autres lacs basé sur le paramètre NH4 pour le plan de gestion 2004-2009

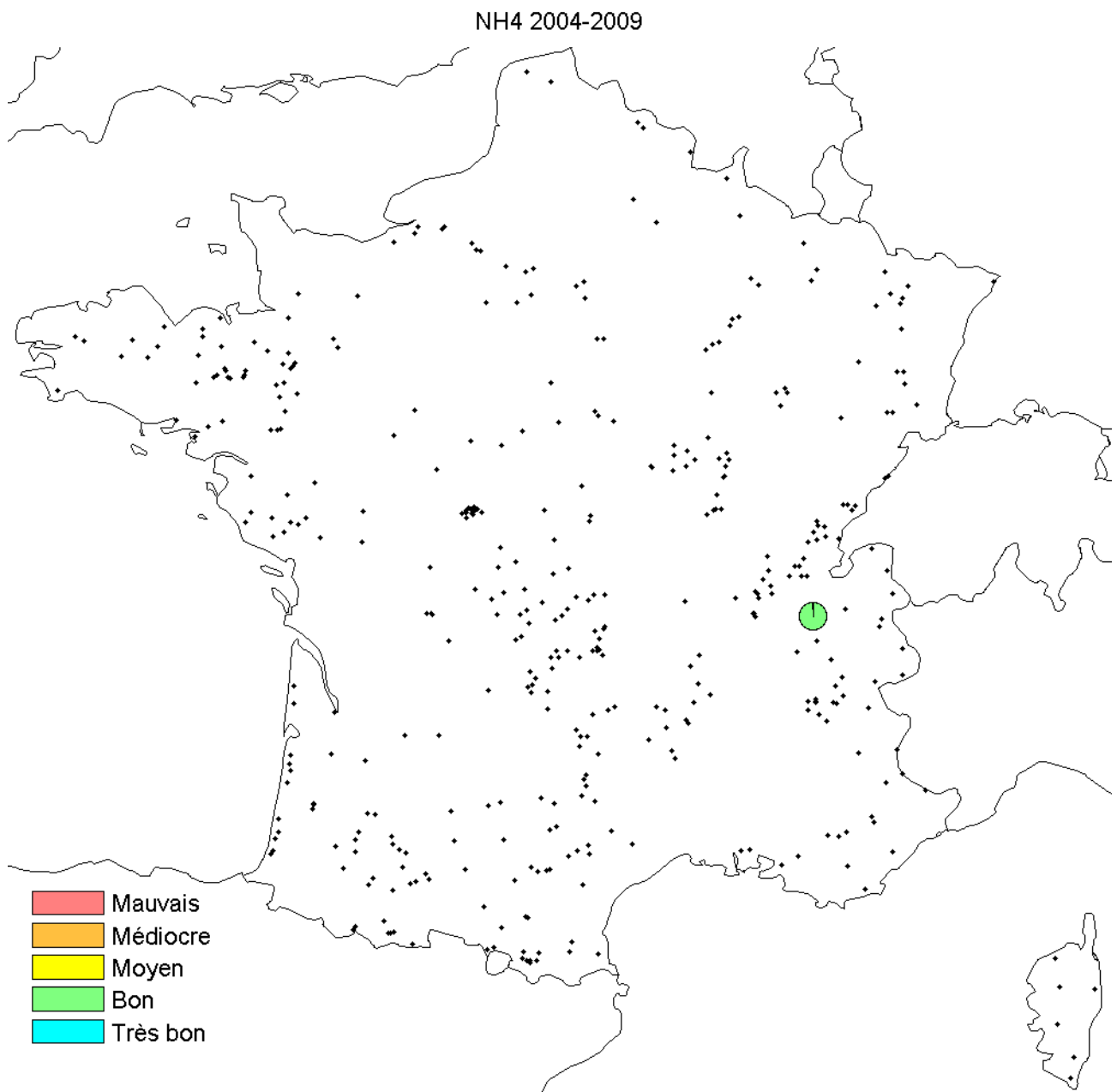


Figure 52 – Variabilité interannuelle de l'état écologique de part et d'autre de la limite bon-moyen des autres lacs basé sur le paramètre NH4 pour le plan de gestion 2004-2009

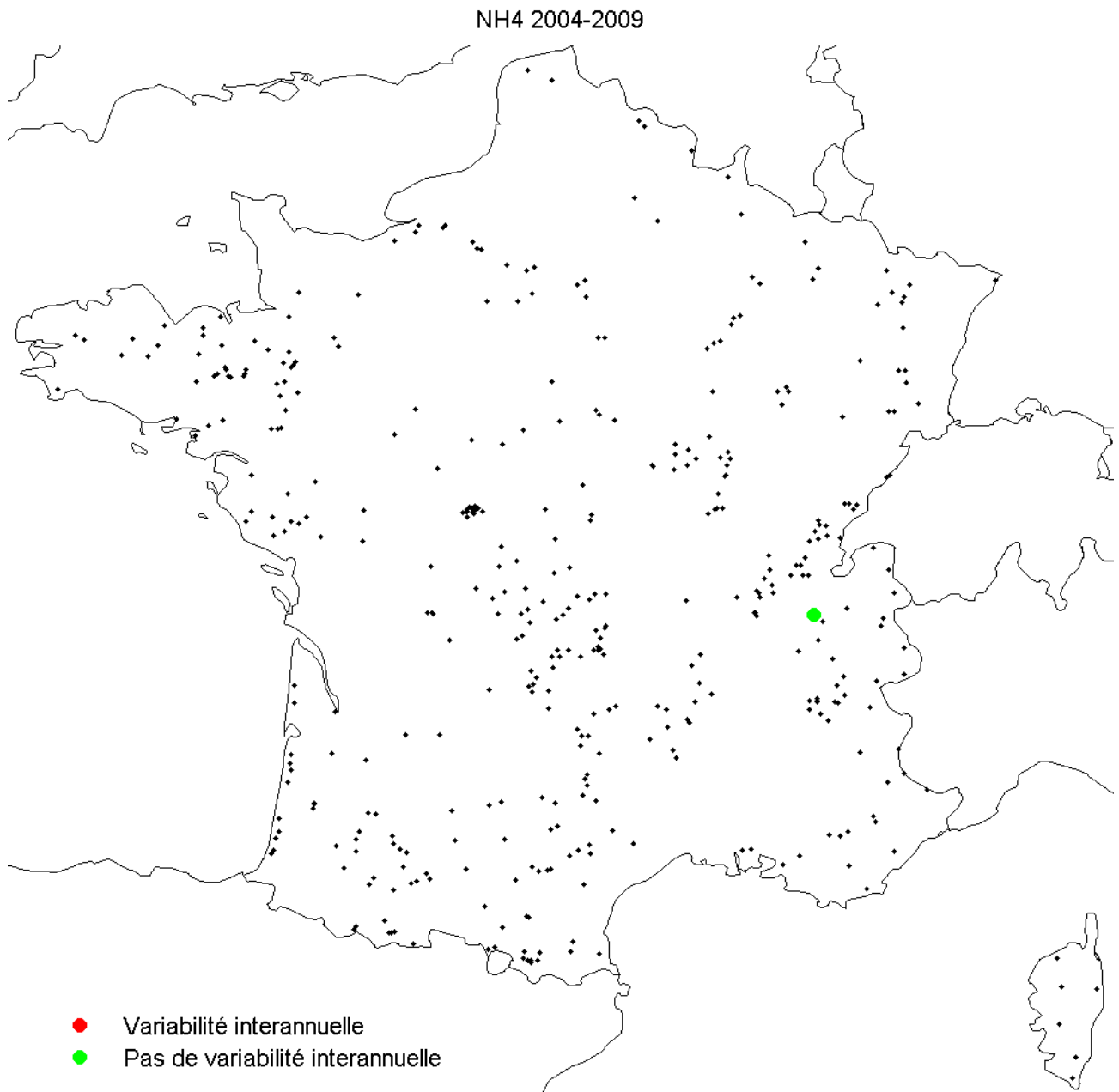


Figure 53 – Variabilité interannuelle de l'état écologique des autres lacs basé sur le paramètre NO3 pour le plan de gestion 2004-2009

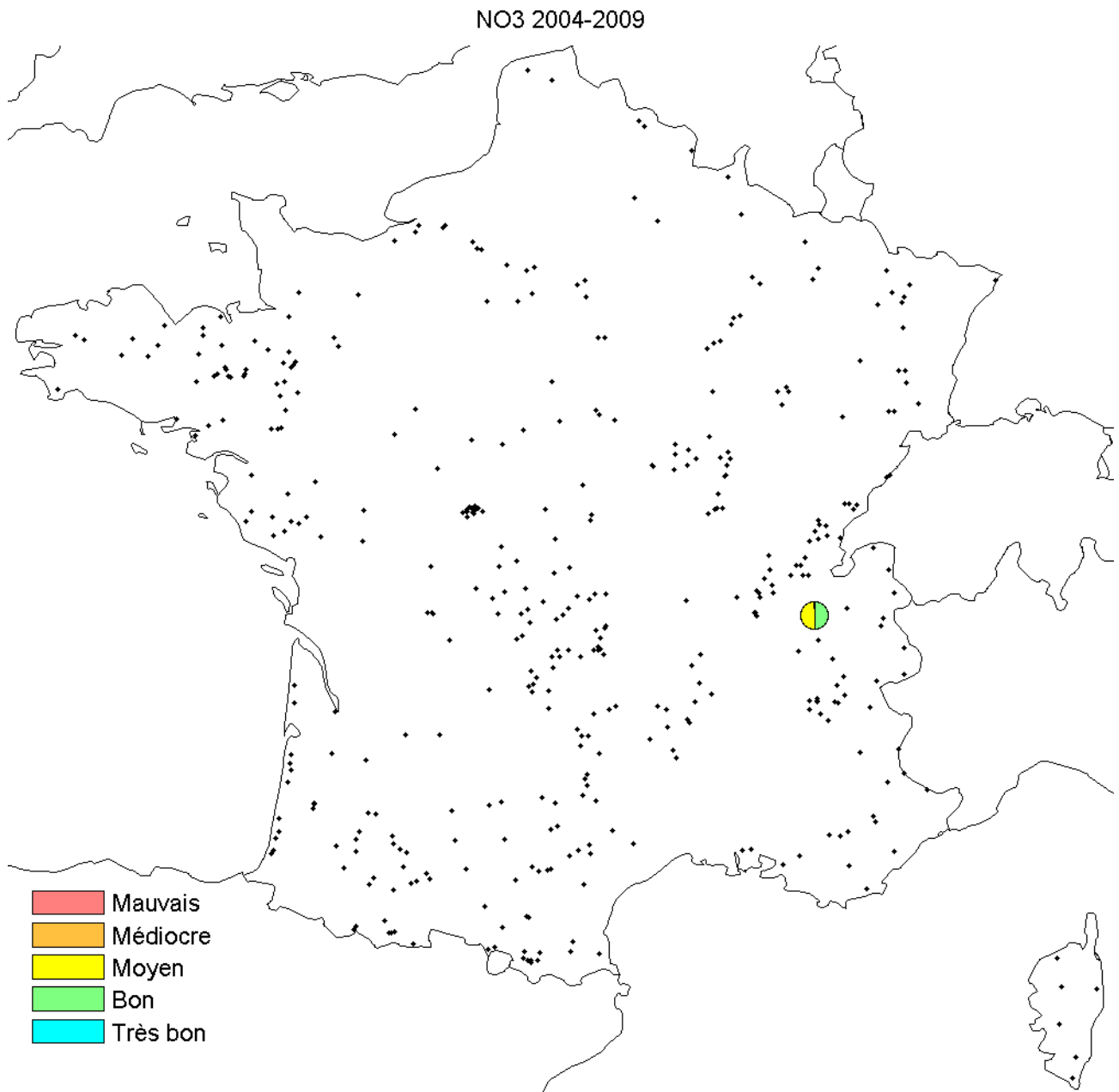


Figure 54 – Variabilité interannuelle de l'état écologique de part et d'autre de la limite bon-moyen des autres lacs basé sur le paramètre NO3 pour le plan de gestion 2004-2009

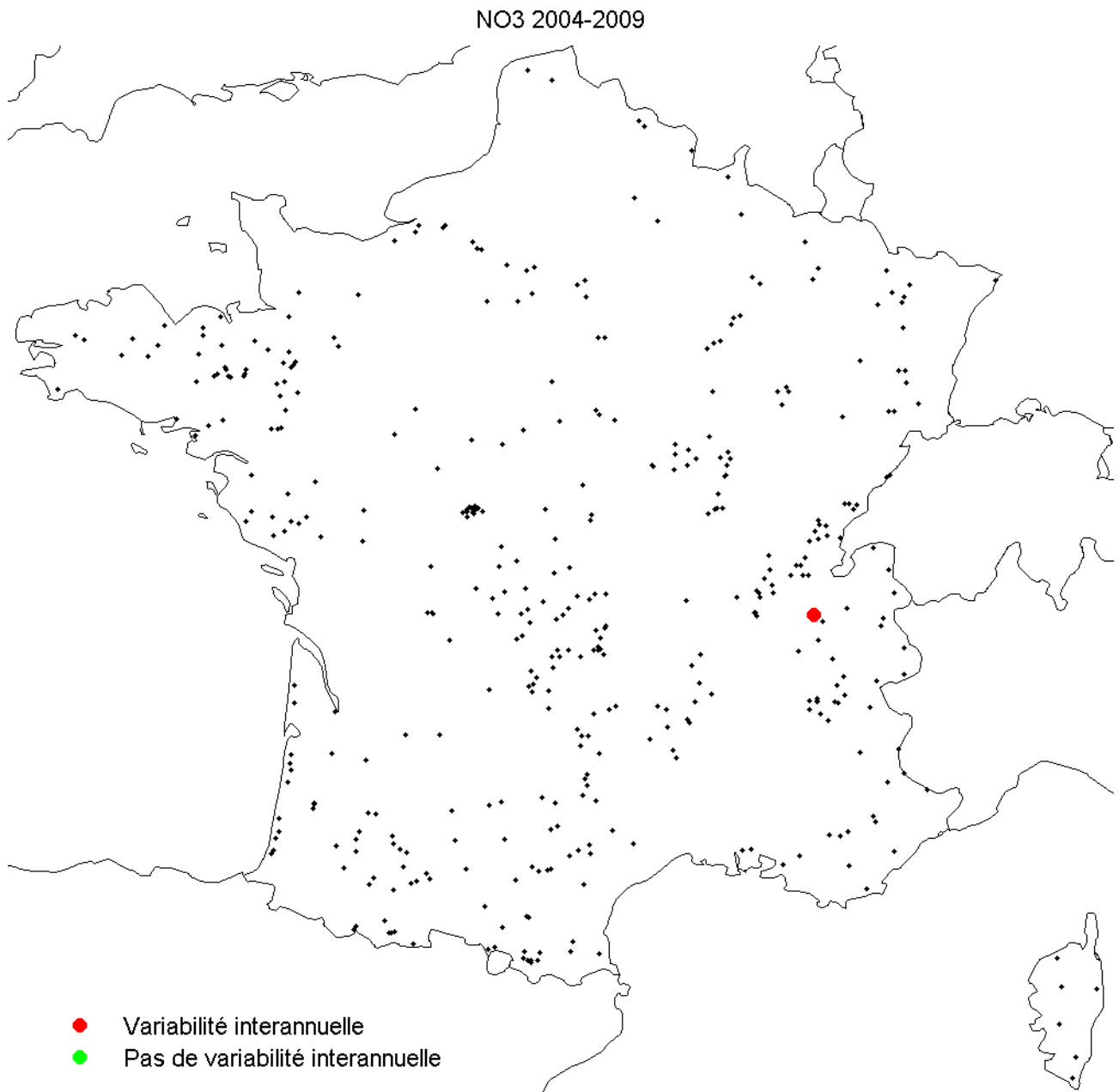


Figure 55 – Variabilité interannuelle de l'état écologique des autres lacs basé sur le paramètre Pt pour le plan de gestion 2004-2009

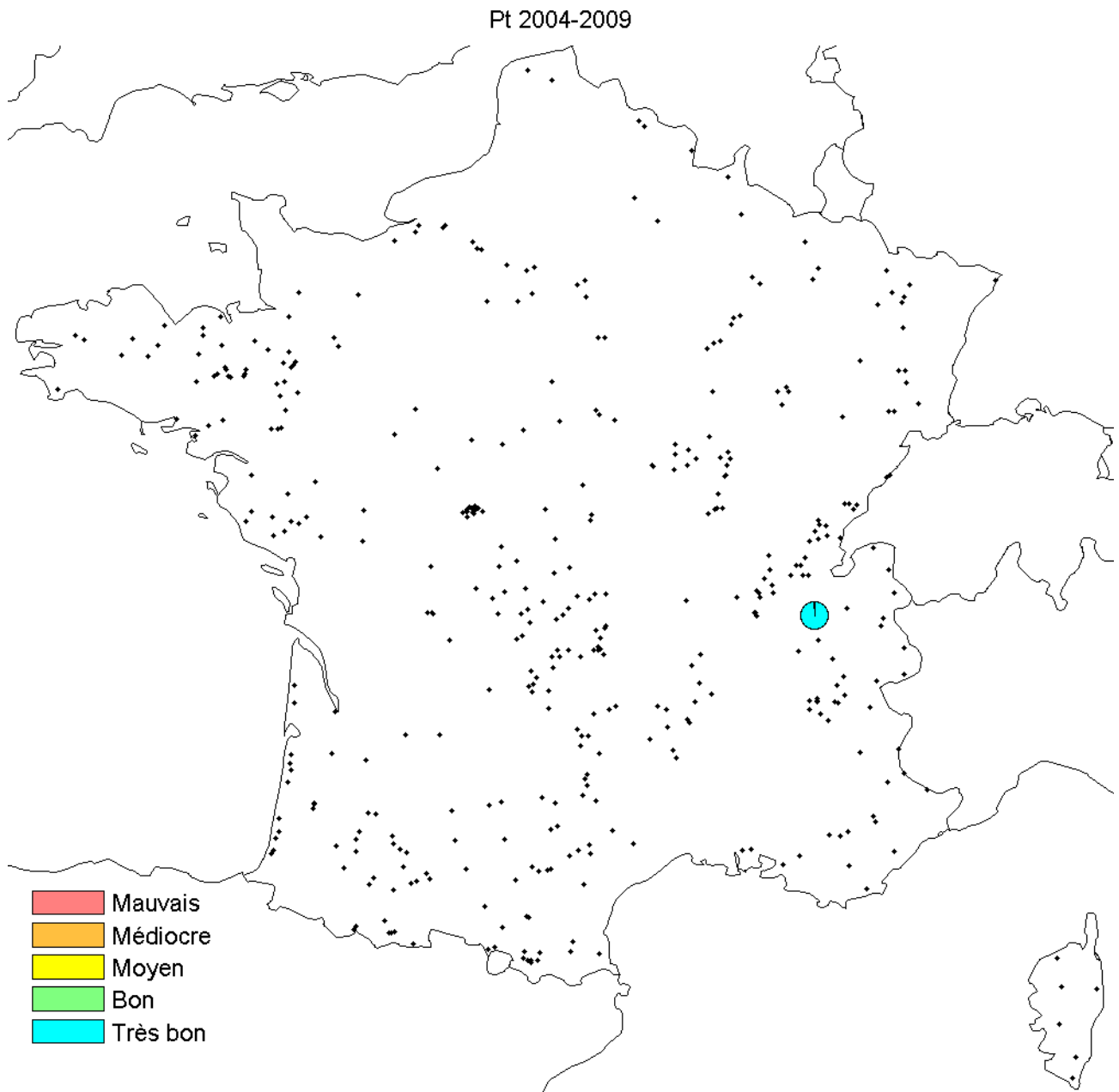


Figure 56 – Variabilité interannuelle de l'état écologique de part et d'autre de la limite bon-moyen des autres lacs basé sur le paramètre Pt pour le plan de gestion 2004-2009

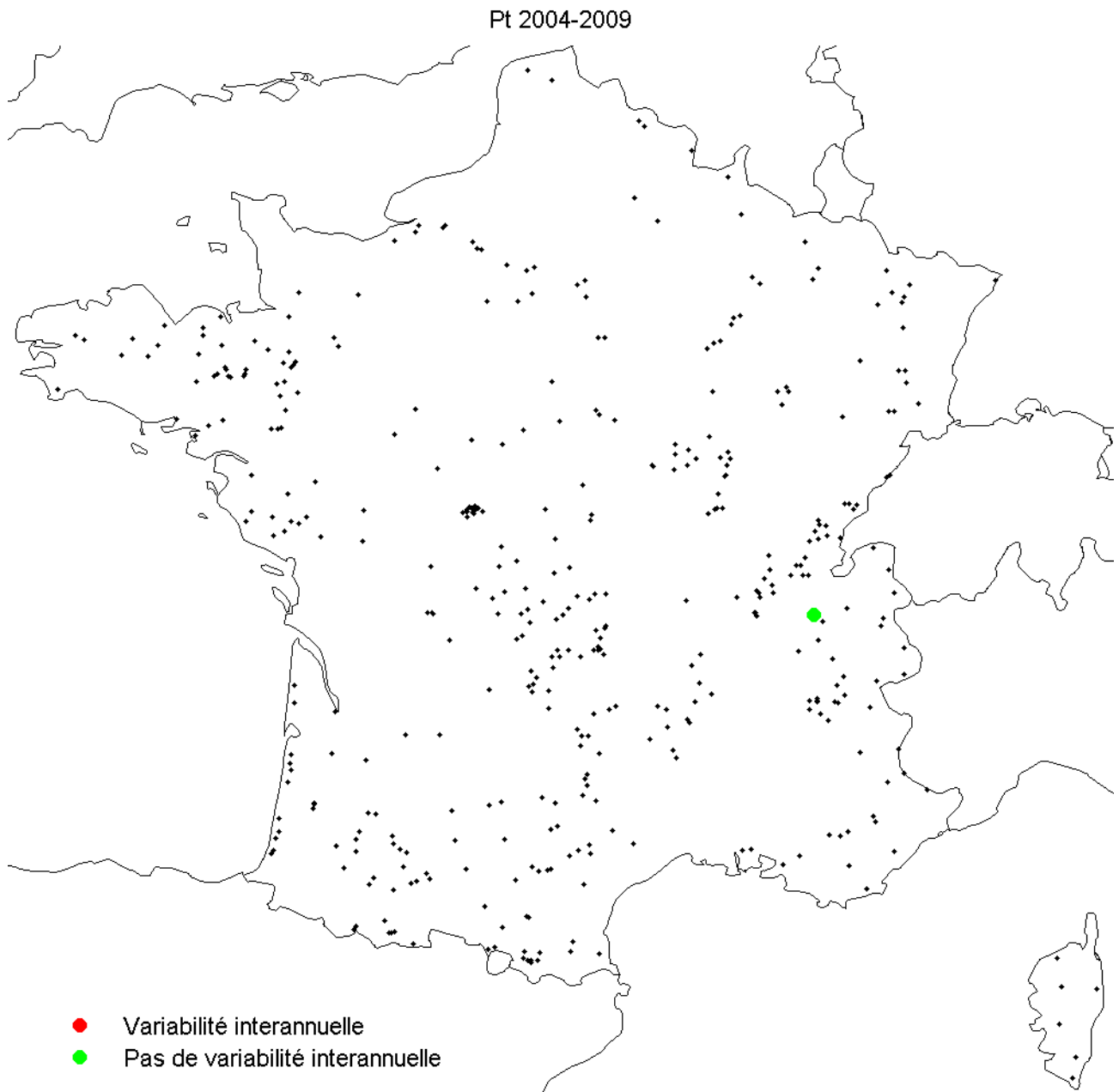




Figure 57 – Variabilité interannuelle de l'état écologique des autres lacs basé sur le paramètre Sd pour le plan de gestion 2004-2009

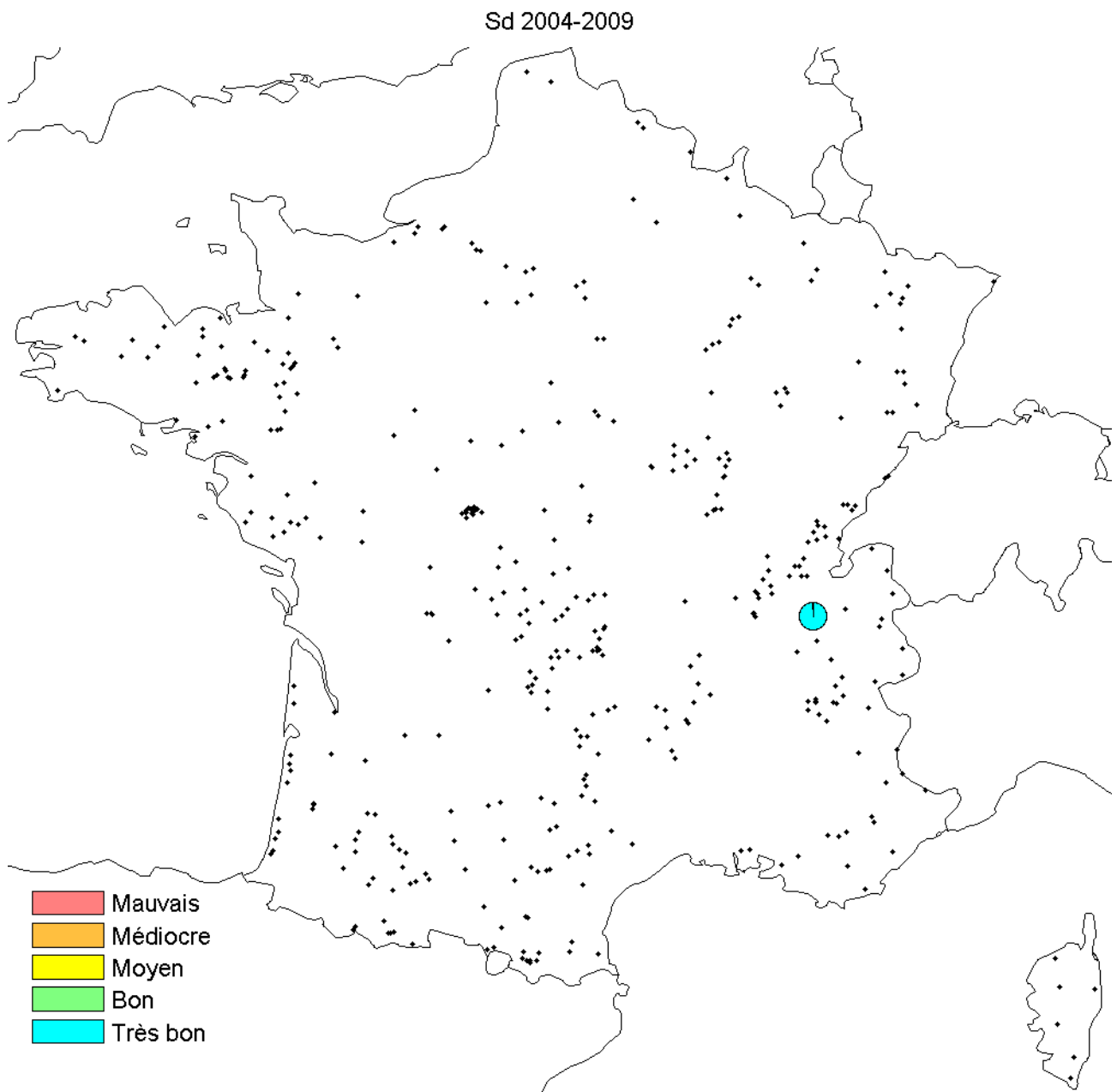


Figure 58 – Variabilité interannuelle de l'état écologique de part et d'autre de la limite bon-moyen des autres lacs basé sur le paramètre Sd pour le plan de gestion 2004-2009

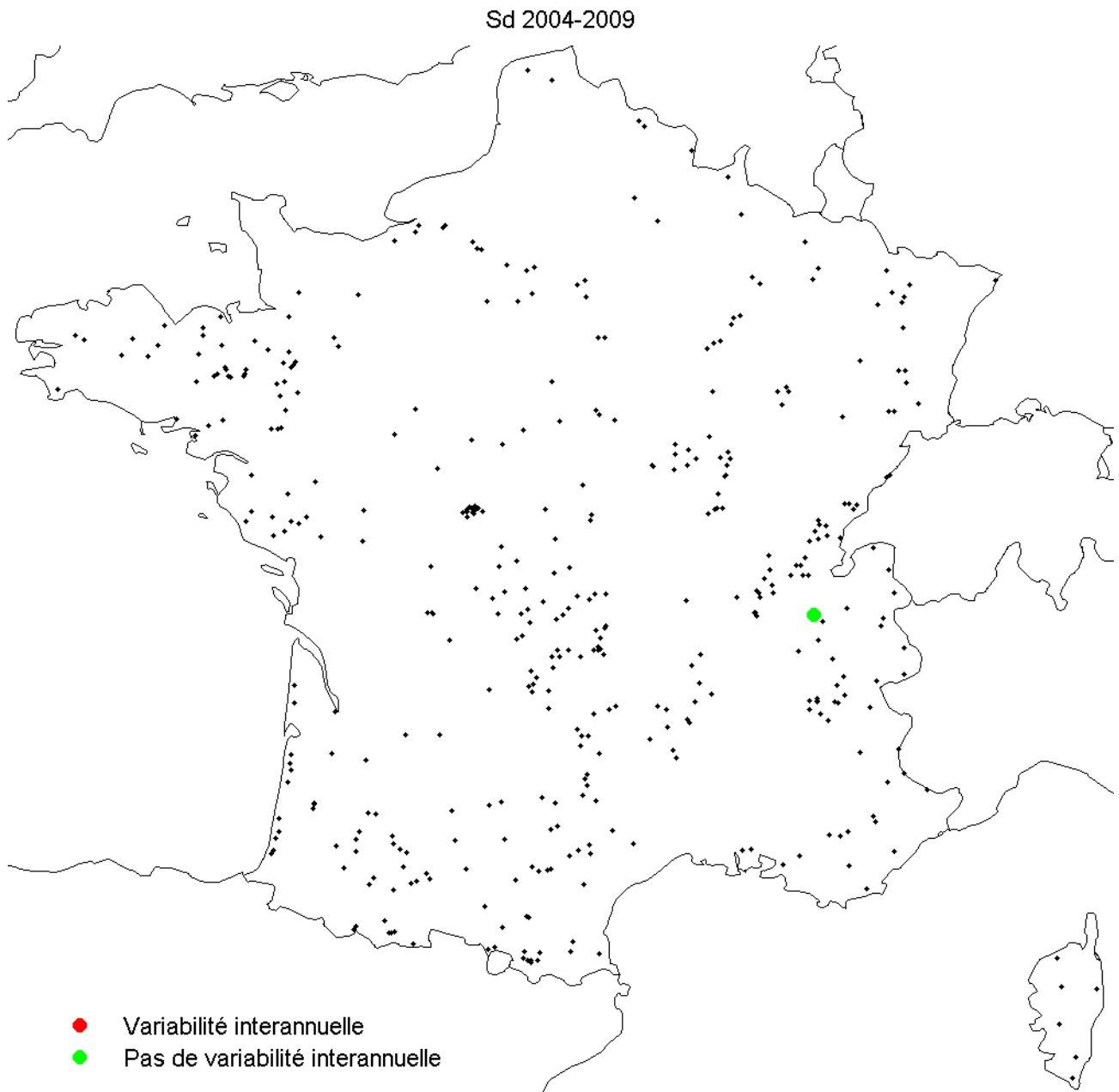


Figure 59 – Variabilité interannuelle de l'état écologique des autres lacs basé sur le paramètre Chla pour le plan de gestion 2010-2015

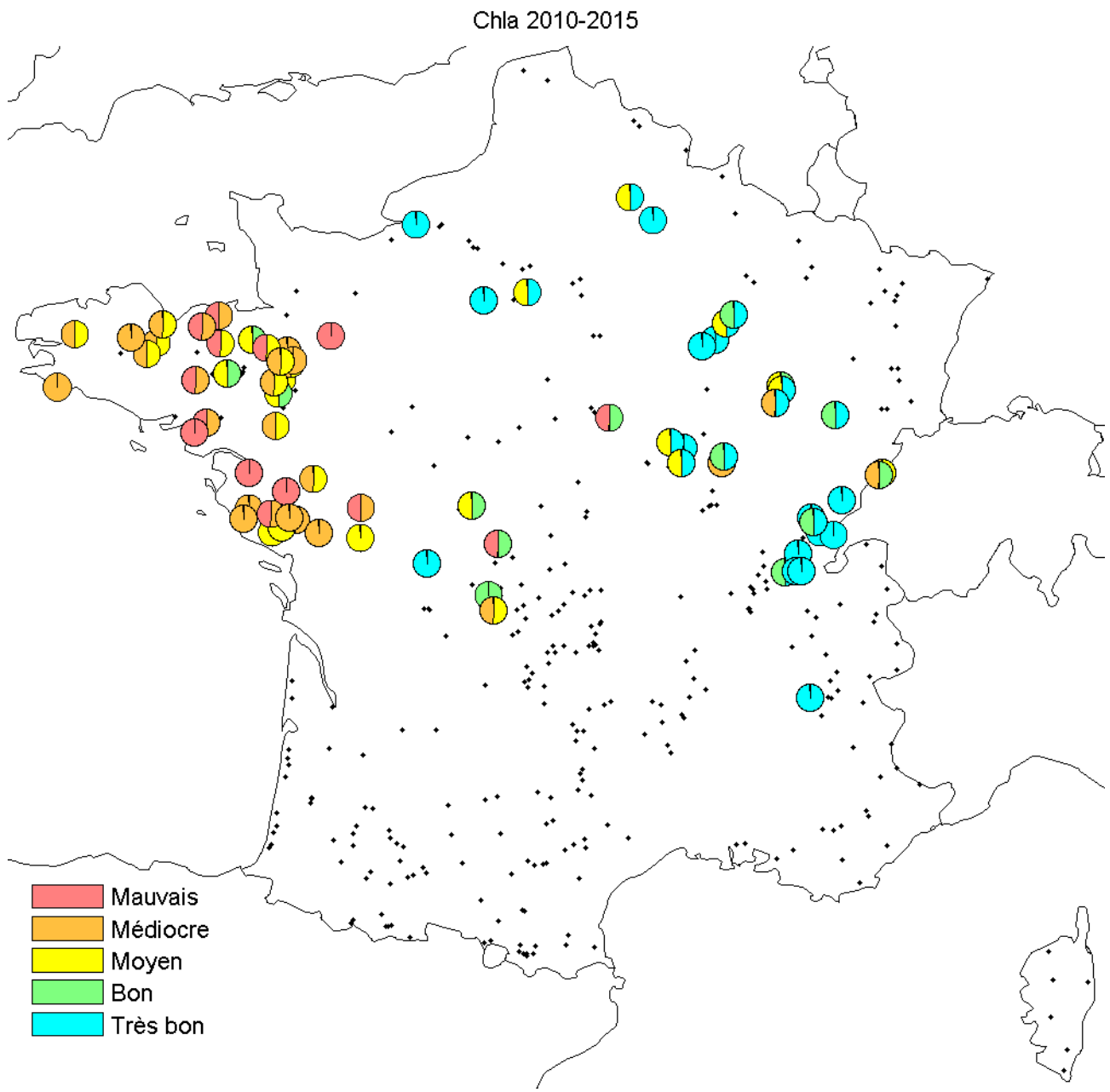


Figure 60 – Variabilité interannuelle de l'état écologique de part et d'autre de la limite bon-moyen des autres lacs basé sur le paramètre Chla pour le plan de gestion 2010-2015

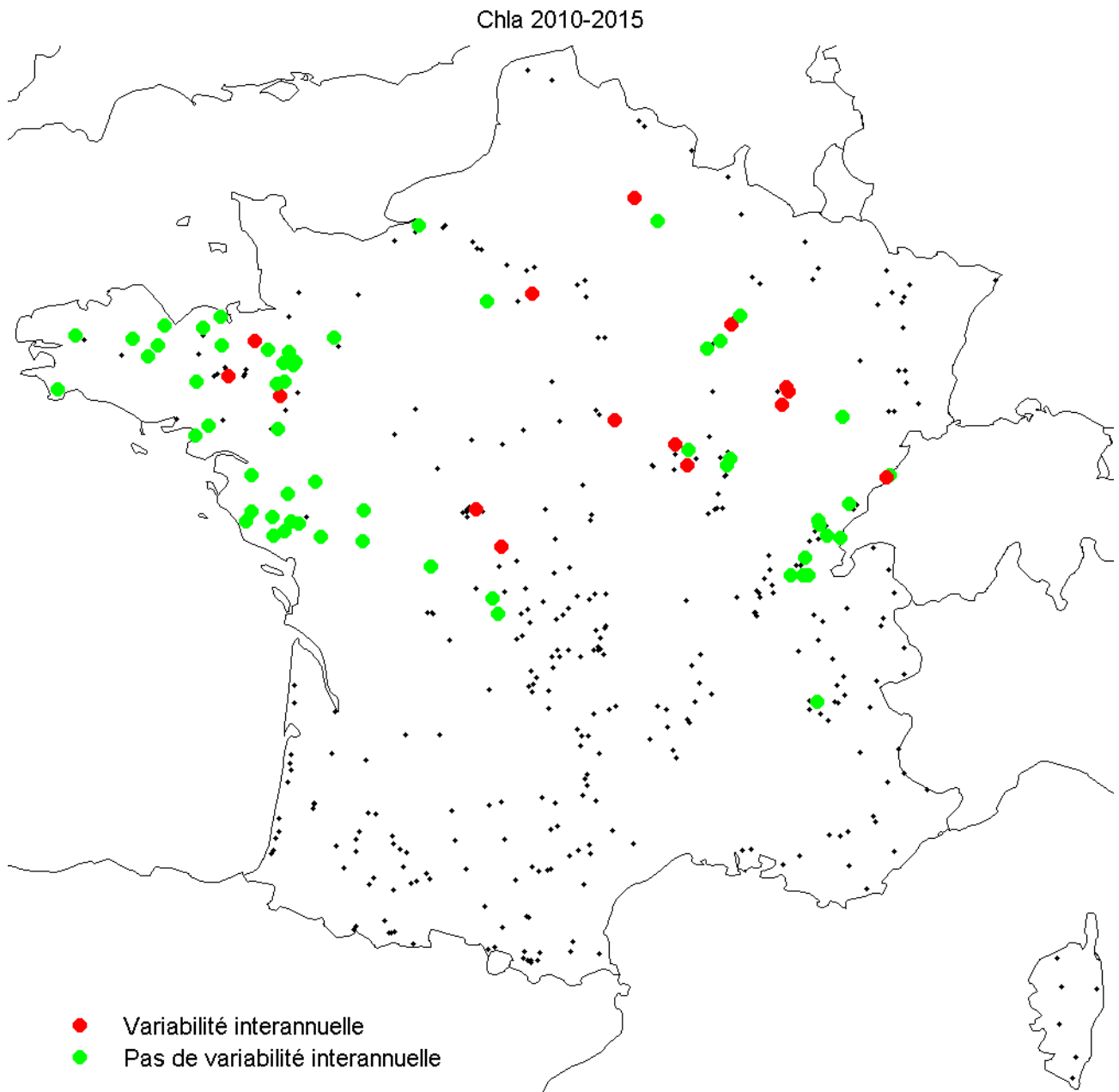


Figure 61 – Variabilité interannuelle de l'état écologique des autres lacs basé sur le paramètre NH4 pour le plan de gestion 2010-2015

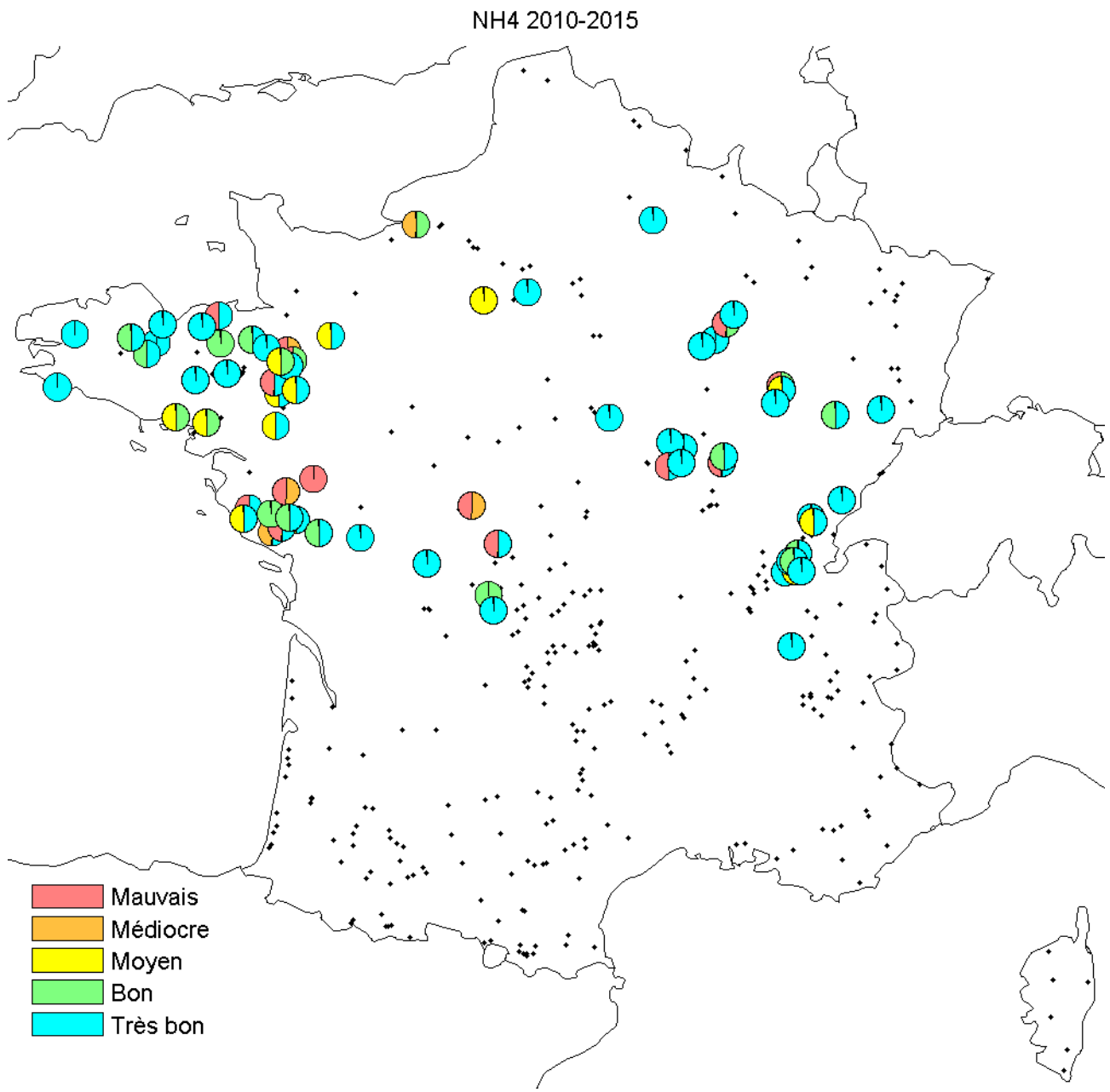


Figure 62 – Variabilité interannuelle de l'état écologique de part et d'autre de la limite bon-moyen des autres lacs basé sur le paramètre NH4 pour le plan de gestion 2010-2015

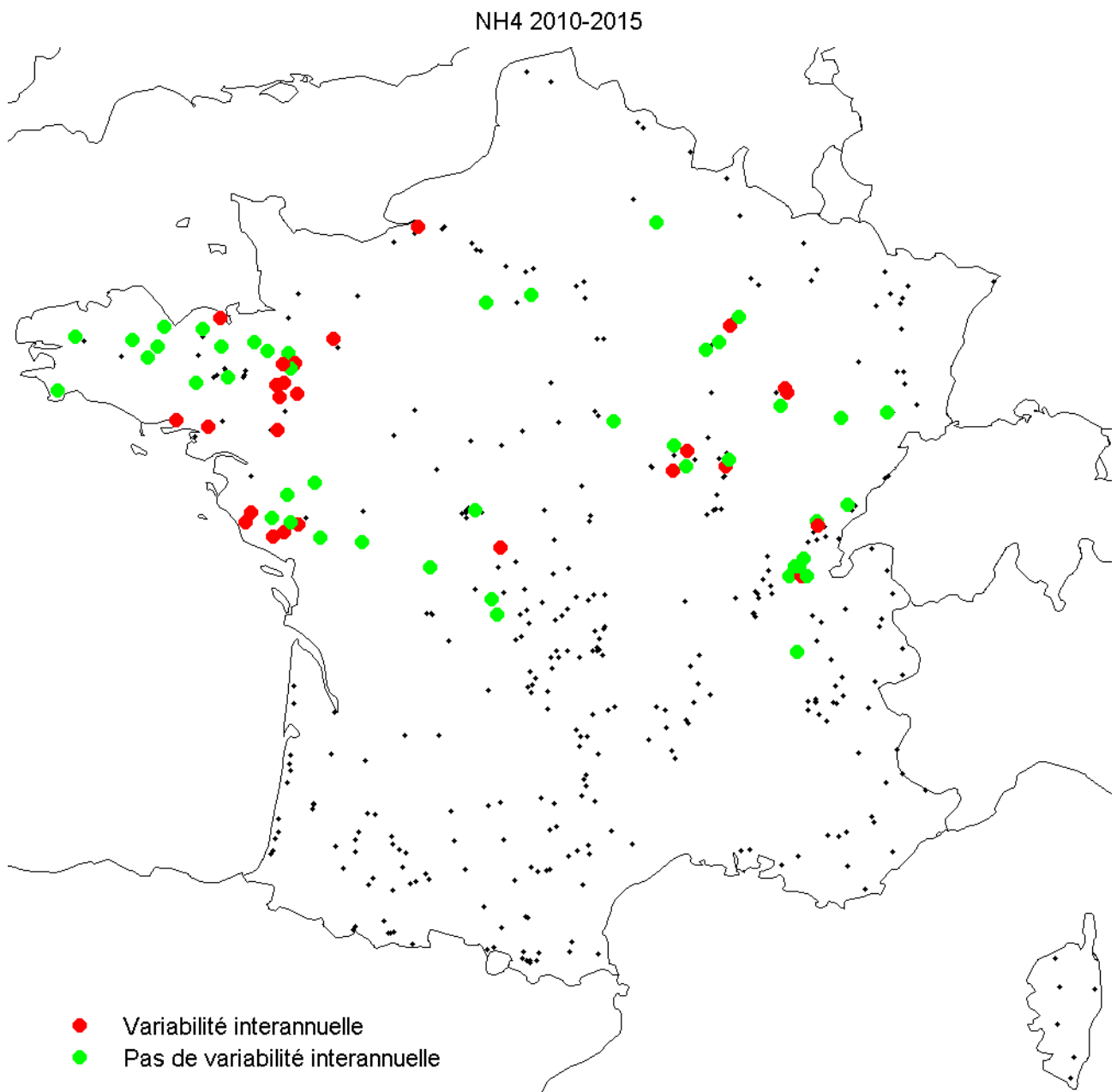


Figure 63 – Variabilité interannuelle de l'état écologique des autres lacs basé sur le paramètre NO3 pour le plan de gestion 2010-2015

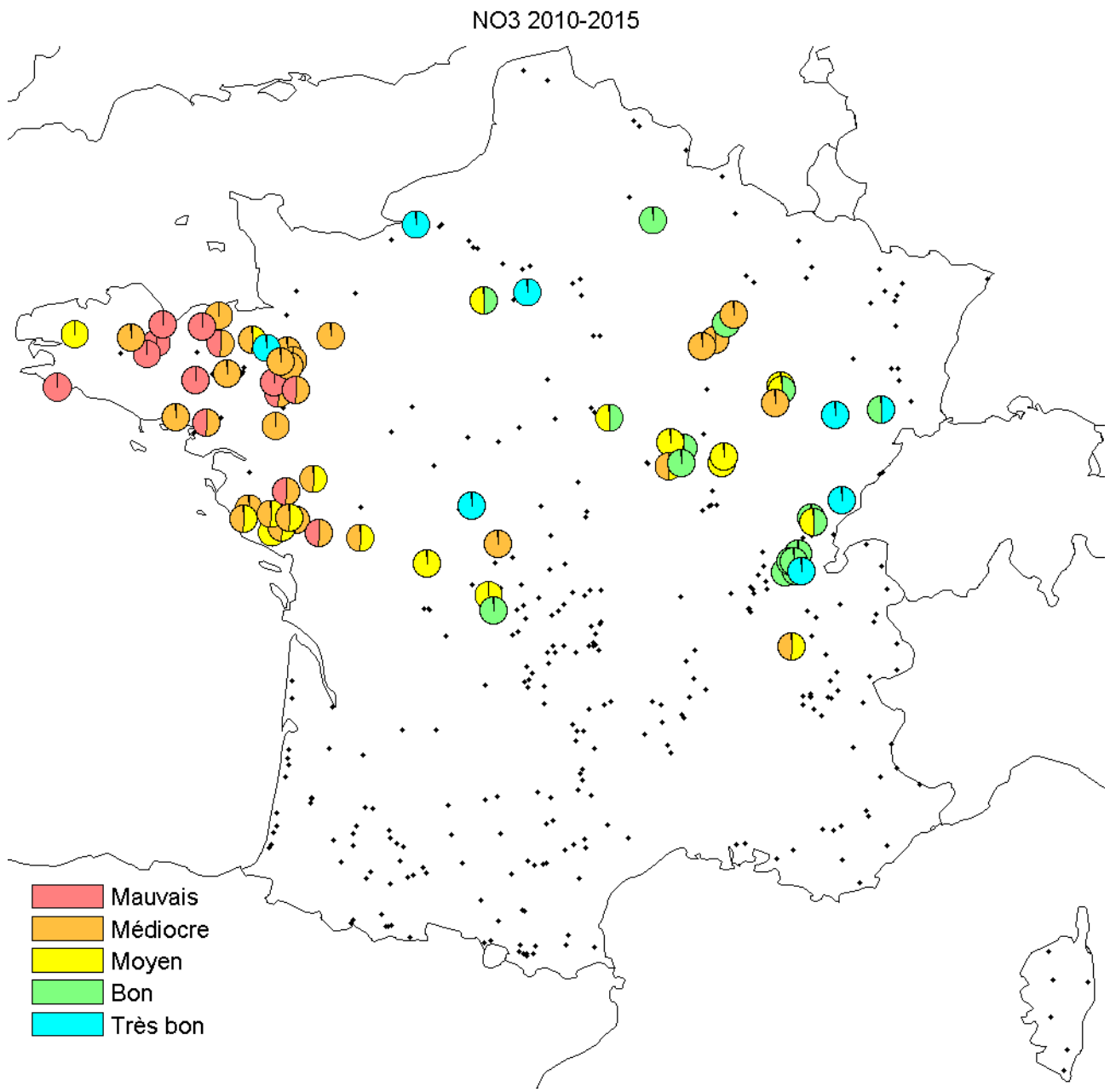


Figure 64 – Variabilité interannuelle de l'état écologique de part et d'autre de la limite bon-moyen des autres lacs basé sur le paramètre NO3 pour le plan de gestion 2010-2015

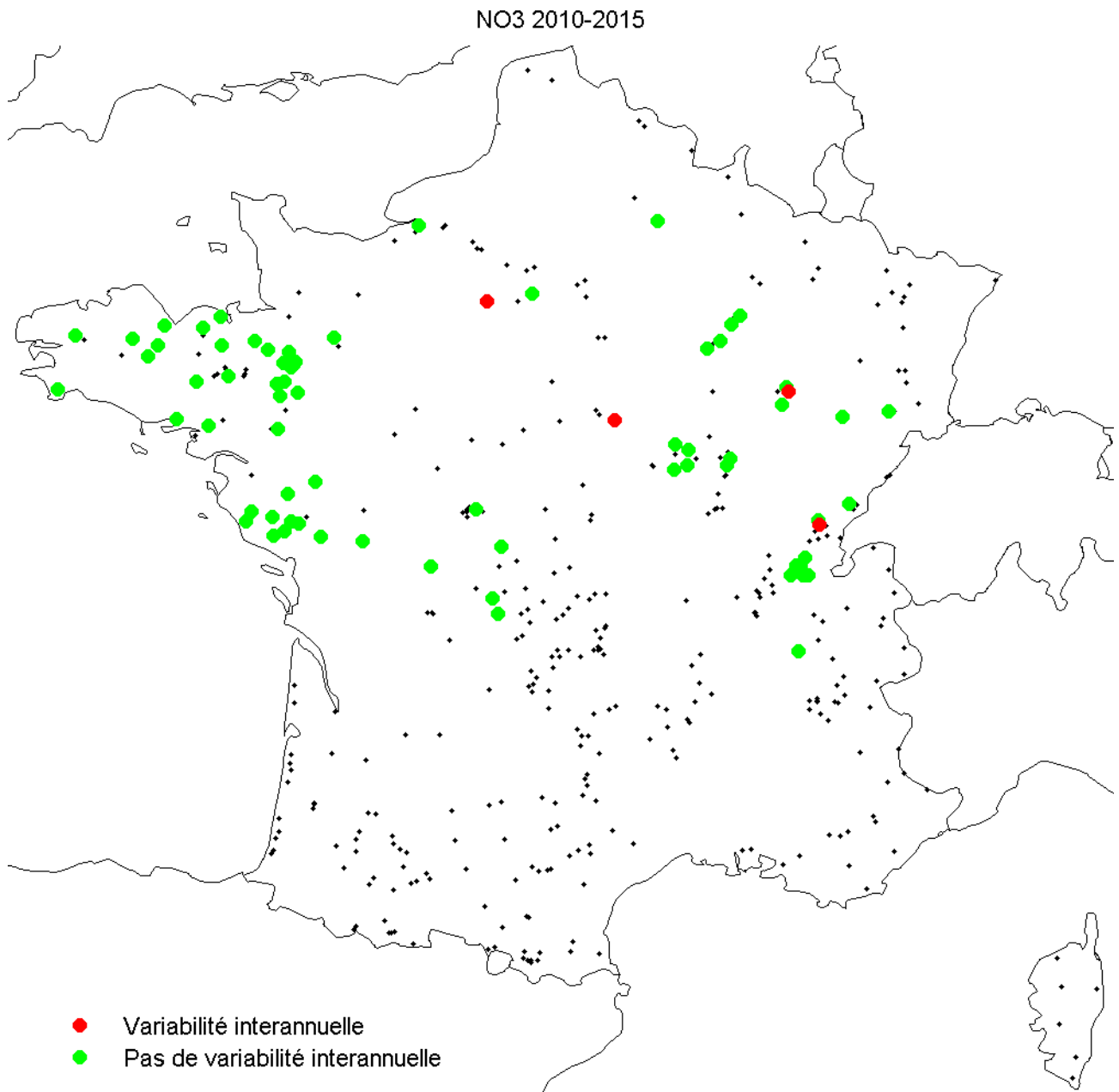




Figure 65 – Variabilité interannuelle de l'état écologique des autres lacs basé sur le paramètre Pt pour le plan de gestion 2010-2015

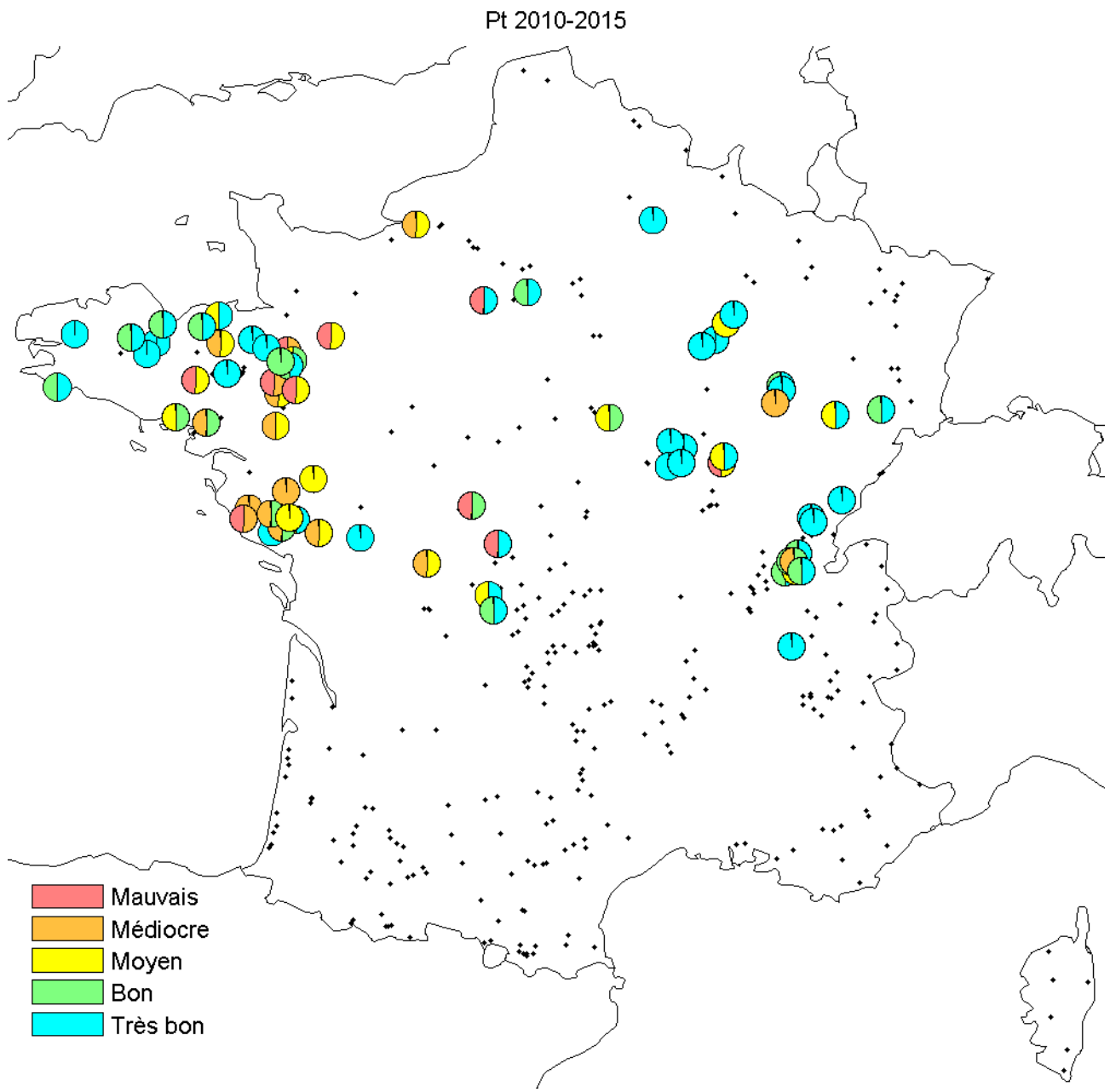


Figure 66 – Variabilité interannuelle de l'état écologique de part et d'autre de la limite bon-moyen des autres lacs basé sur le paramètre Pt pour le plan de gestion 2010-2015

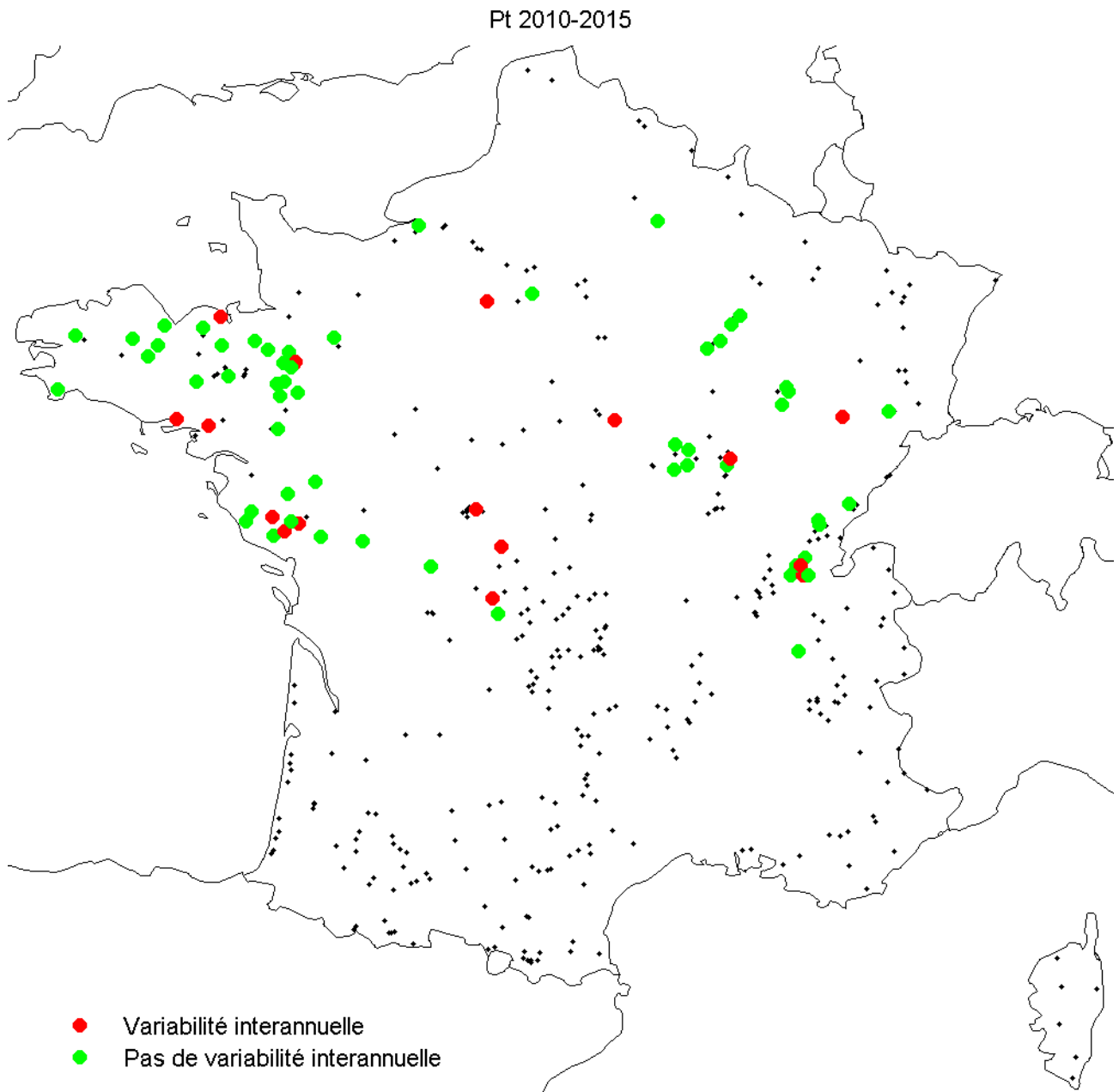


Figure 67 – Variabilité interannuelle de l'état écologique des autres lacs basé sur le paramètre Sd pour le plan de gestion 2010-2015

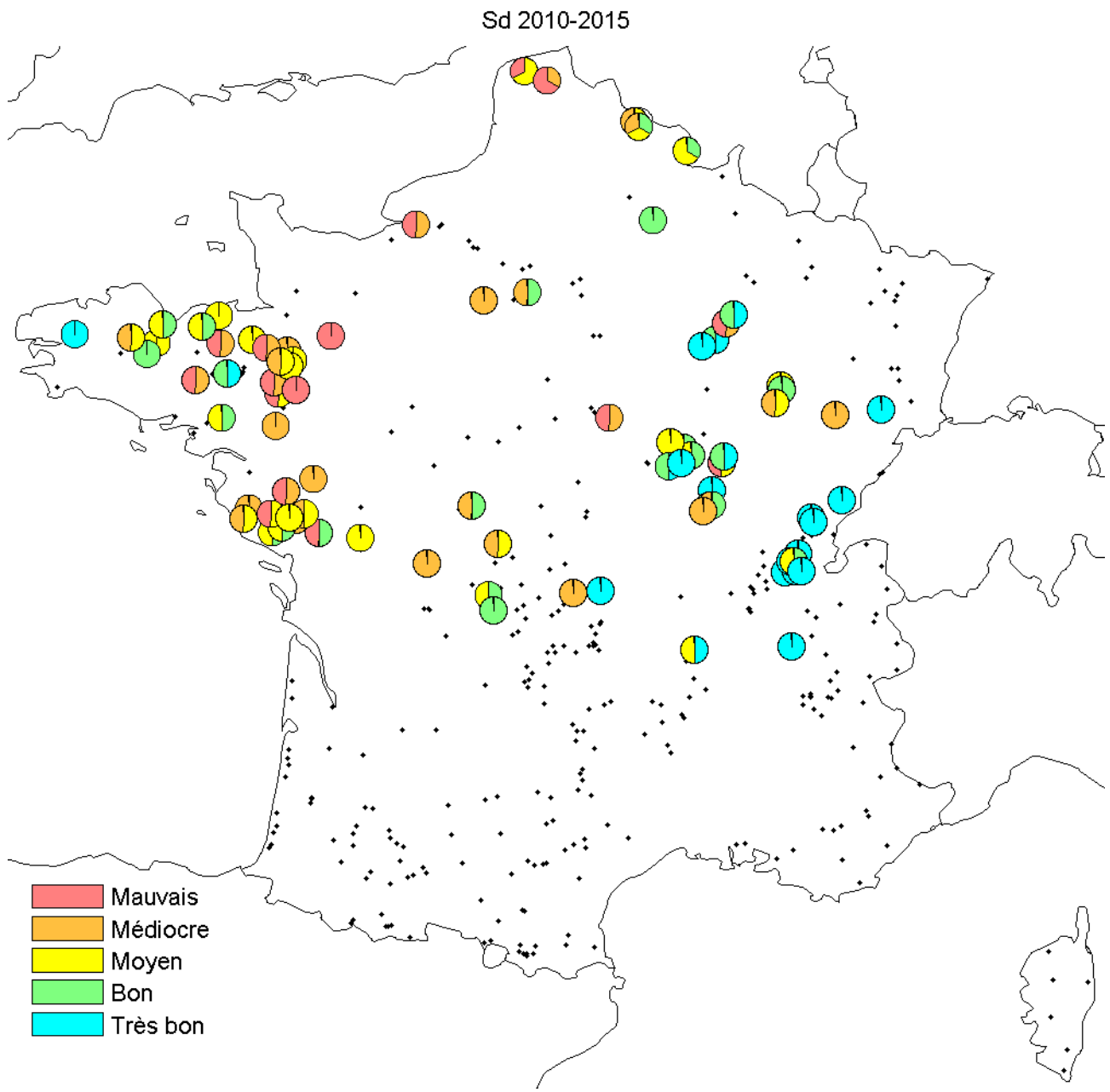


Figure 68 – Variabilité interannuelle de l'état écologique de part et d'autre de la limite bon-moyen des autres lacs basé sur le paramètre Sd pour le plan de gestion 2010-2015

