



**HAL**  
open science

## Sources d'incertitudes associées aux indicateurs physico-chimiques en plans d'eau

P.A. Danis, V. Roubéix

► **To cite this version:**

P.A. Danis, V. Roubéix. Sources d'incertitudes associées aux indicateurs physico-chimiques en plans d'eau. [Rapport de recherche] irstea. 2014, pp.20. hal-02602587

**HAL Id: hal-02602587**

**<https://hal.inrae.fr/hal-02602587v1>**

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.



# SOURCES D'INCERTITUDES ASSOCIÉES AUX INDICATEURS PHYSICO-CIMIQUES EN PLANS D'EAU

Etat écologique, biodiversité et fonctionnement des  
systèmes lacustres - Action B1.4b

Pierre-Alain Danis (Onema)  
&  
Vincent Roubex (IIRSTEA)

Décembre 2014

Programme scientifique et technique  
Année 2014

Rapport d'étape

Avec le soutien de



et de





## Contexte de programmation et de réalisation

---

Ce rapport a été réalisé dans le cadre du programme d'activité AQUAREF pour l'année 2014. En accord avec les termes de la DCE, la définition des règles d'évaluation de l'état écologique des plans d'eau implique l'établissement des valeurs-seuils correspondant aux limites de classe d'état pour les 6 paramètres physico-chimiques généraux soutenant la biologie : la concentration en nutriments, la transparence, le bilan d'oxygène, la température de l'eau, la salinité et l'état d'acidification.

Le présent rapport présente les réflexions réalisées en 2014 sur l'identification des sources d'incertitudes associées aux indicateurs physico-chimiques soutenant la biologie.

Auteurs :

*Pierre-Alain Danis*

*Ingénieur de recherche Onema*

*Onema, Pôle études et recherches Onema-Irstea Hydroécologie Plans d'Eau*

*Irstea - Unité Hydrobiologie HYAX*

*3275 route de Cézanne - CS 40061, 13182 Aix-en-Provence Cedex 5*

*Pierre-Alain.Danis@onema.fr*

*Vincent Roubeix*

*Ingénieur de recherche*

*Irstea, UR HYAX, Pôle études et recherches Onema-Irstea Hydroécologie Plans d'Eau*

*Irstea - Unité Hydrobiologie HYAX*

*3275 route de Cézanne - CS 40061, 13182 Aix-en-Provence Cedex 5*

*Vincent.Roubeix@irstea.fr*

---

Relecture du document :

*Jean-Marc Baudoin*

*Ingénieur de recherche Onema*

*Onema, Pôle études et recherches Onema-Irstea Hydroécologie Plans d'Eau*

*Irstea - Unité Hydrobiologie HYAX*

*3275 route de Cézanne - CS 40061, 13182 Aix-en-Provence Cedex 5*

*Jean-Marc.Baudoin@onema.fr*

*Christine Argillier*

*Directrice de recherche*

*Irstea, UR HYAX, Pôle études et recherches Onema-Irstea Hydroécologie Plans d'Eau*

*Irstea - Unité Hydrobiologie HYAX*

*3275 route de Cézanne - CS 40061, 13182 Aix-en-Provence Cedex 5*

*Christine.Argillier@irstea.fr*

## Les correspondants

---

Onema : Yorick Reyjol, DAST Onema, Vincennes, Yorick.Reyjol@onema.fr  
Irstea : Christine Argillier, Irstea, Aix-en-Provence, Christine.Argillier@irstea.fr

Référence du document : Pierre-Alain Danis & Roubeix Vincent (2014) : Incertitudes associées aux indicateurs physico-chimiques en plans d'eau. Rapport d'avancement. Convention Aquaref/Onema/Irstea 2014. Pp 20.

<b>Droits d'usage :</b>	<i>Accès libre</i>
<b>Couverture géographique :</b>	<i>France</i>
<b>Niveau géographique :</b>	<i>National</i>
<b>Niveau de lecture :</b>	<i>Professionnels, experts</i>
<b>Nature de la ressource :</b>	<i>Document PDF</i>

***Incertitudes associées aux indicateurs physico-chimiques en plans d'eau***  
*Pierre-Alain Danis & Vincent Roubéix*

SOMMAIRE

---

<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>5</b>
<b>1. LES INCERTITUDES LIEES AUX INDICATEURS ACTUELS.....</b>	<b>5</b>
1.1 les sources potentielles d'incertitudes .....	5
1.2 Quid de la profondeur moyenne théorique .....	6
1.3 les Implications dans le cas des plans d'eau marnant .....	7
<b>2. LES INCERTITUDES LIÉES AU "GRADIENT FOREST" .....</b>	<b>10</b>
2.1 les sources potentielles d'incertitudes .....	10
2.2 les Implications sur l'identification des ruptures voire des valeurs-seuils ..	11
<b>3. LES IMPLICATIONS FUTURES.....</b>	<b>17</b>
<b>RÉFÉRENCES.....</b>	<b>18</b>

***Incertitudes associées aux indicateurs physico-chimiques en plans d'eau***  
*Pierre-Alain Danis & Vincent Roubex*

## **INTRODUCTION**

Pour les 6 paramètres physico-chimiques généraux soutenant la biologie que sont la transparence, la température de l'eau, le bilan d'oxygène, la salinité, la capacité de neutralisation des acides et la concentration en nutriments, la définition des règles d'évaluation de l'état écologique des plans d'eau implique l'établissement des valeurs-seuils correspondant aux limites de classe d'état et la prise en compte des incertitudes associées à ces limites de classe. Le présent rapport détaille les avancées réalisées en 2014 pour l'identification des sources d'incertitudes associées aux choix des valeurs-seuils pour les limites de classes actuelles, § 1 (cf. travaux détaillés dans Danis et Roubex, 2014) et, dans le § 2, les avancées pour l'identification des incertitudes associées à la méthodologie nouvellement utilisée de détection de seuils (méthode dite du "Gradient Forest", cf travaux détaillés dans Roubex et Danis, 2015).

## **1. LES INCERTITUDES LIEES AUX INDICATEURS ACTUELS**

### ***1.1 LES SOURCES POTENTIELLES D'INCERTITUDES***

Pour rappel, les sources d'incertitudes déjà évoquées dans les études précédentes (Danis et Argillier, 2013; Danis, Ferrer, Gevrey et Argillier, 2012; Danis et Roubex, 2014), et toujours d'actualité sont :

- les incertitudes de mesure ;
- les incertitudes dites de "réseau" (notion introduite dans Danis et Argillier, 2013) liées aux biais qui existent entre les observations discrètes des réseaux de mesures (RCS et RCO) et les caractéristiques réelles de l'ensemble de chacune des masses d'eau, spatialement (suivi par deux points d'échantillonnage : prélèvement intégré en zone euphotique et prélèvement de au fond, à la verticale de la zone la plus profonde du plan d'eau) et temporellement (4 campagnes de prélèvement a minima durant une année, par plan de gestion de 6 ans) ;
- les incertitudes des variables environnementales explicatives utilisées pour décrire et modéliser les caractéristiques naturelles et anthropiques des plans d'eau (e.g. cas de la profondeur moyenne dans le §1.2 et plus spécifiquement dans le cas des plans d'eau marnant dans le §1.3) ;
- les incertitudes de prédiction des modèles de prédiction des conditions de référence : liées à la capacité prédictive des valeurs de référence théoriques des métriques pour chaque plan

d'eau et pour chaque métrique biologique à partir des variables explicatives naturelles et/ou anthropiques.

## 1.2 QUID DE LA PROFONDEUR MOYENNE THÉORIQUE

La profondeur moyenne est un paramètre donné par le rapport entre le volume d'un plan d'eau et sa surface. Elle synthétise la structure morphologique verticale d'un plan d'eau dont dépend son fonctionnement physico-chimique comme en témoignent les corrélations identifiées avec les caractéristiques des compartiments biologiques. Par conséquent, la profondeur moyenne est souvent utilisée dans le développement des indicateurs pour rendre compte des effets des caractéristiques naturelles environnementales sur les variables à expliquer et donc des conditions de référence (e.g. De Bortoli, Daufresne et Argillier, 2007; Feret et Laplace-Treytore, 2013). Or, la quantification des valeurs-seuils des paramètres physico-chimiques généraux soutenant la biologie par comparaison avec l'indice phytoplancton lacustre (IPLAC) implique *de facto* un lien entre les valeurs-seuils et la profondeur moyenne. Le Tableau 1 présente les équations utilisées pour le calcul des valeurs-seuils aux limites de classes très bon / bon (TB-B), bon / moyen (B-Mo), moyen / passable (Mo/P) et passable / mauvais (P-Ma) pour les trois paramètres physico-chimiques que sont le phosphore total (code SANDRE 1350), l'ammonium (code SANDRE 1335) et la transparence de Secchi (code SANDRE 1332).

**Tableau 1 : Equations et valeurs des coefficients associées pour le calcul des limites de classe très bon - bon (TB-B), bon - moyen (B-Mo), moyen - passable (Mo/P) et passable - mauvais (P-Ma) des indicateurs de la physico-chimie, en utilisant la profondeur moyenne théorique (Zmoy, en m). Les coefficients a et b ont été estimés à partir de la métrique MBA de l'IPLAC alors que les coefficients c et d ont été estimés à partir de la métrique MCS de l'IPLAC.**

### Phosphore total [µg/L]

Limite	a	b	c	d	calcul de la valeur limite
TB-B	44.1737	-0.3149	57.7444	-0.3241	$\min(a \cdot Z_{moy}^b; c \cdot (Z_{moy} + 1)^d)$
B-Mo	61.7141	-0.3103	95.8405	-0.2669	
Mo-P	86.2337	-0.3058	159.9168	-0.2099	
P-Ma	120.6275	-0.3019	268.6649	-0.1532	

### Ammonium (NH4+) [µg/L]

Limite	a	b	c	d	calcul de la valeur limite
TB-B	223.5843	-0.2481	199.2473	-0.2233	$\min(a \cdot Z_{moy}^b; c \cdot (Z_{moy} + 1)^d)$
B-Mo	290.9054	-0.2445	283.6940	-0.1844	
Mo-P	378.7128	-0.2410	404.5297	-0.1452	
P-Ma	494.0336	-0.2383	578.1906	-0.1060	

### Profondeur du disque de Secchi [m]

Limite	a	b	c	d	calcul de la valeur limite
TB-B	1.1741	0.2838	0.9989	0.2768	$\max(a \cdot Z_{moy}^b; c \cdot (Z_{moy} + 1)^d)$
B-Mo	0.8703	0.2788	0.6492	0.2282	
Mo-P	0.6447	0.2745	0.4208	0.1795	
P-Ma	0.4766	0.2712	0.2722	0.1308	



### 1.3 LES IMPLICATIONS DANS LE CAS DES PLANS D'EAU MARNANT

Dans un plan d'eau sujet à des variations de niveau d'eau (naturelles, e.g. Allos, ou anthropiques, e.g. retenues hydro-électrique), le marnage induit une variation de l'étendue effective de sa surface en eau et de son volume, et donc, mathématiquement, une variation de sa profondeur moyenne. Or, aucune donnée de marnage (ni de bathymétrie permettant de faire le lien entre le niveau d'eau et les valeurs de la surface et du volume) n'était (et n'est encore aujourd'hui) disponible de façon homogène au niveau du RCS pour le développement des indicateurs, ou la quantification des valeurs de référence et des valeurs-seuils. Par conséquent, une profondeur moyenne dite "théorique" a été utilisée et correspond généralement à la cote normale d'exploitation pour une retenue ou à la cote maximale habituelle pour un plan d'eau naturel. Comme soulignée dans le § "4.1 Conclusions sur la définition des valeurs-seuils" du rapport Danis et Roubéix (2014), *"il est nécessaire de s'intéresser aux répercussions des variations de la cote en particulier dans le cas des plans d'eau à marnage, naturel ou artificiel, où les conditions hydrologiques de l'année du suivi peuvent différer significativement des conditions correspondant aux valeurs des volumes et des surfaces utilisées pour le calcul des valeurs des profondeurs moyennes théoriques. Ceci est en particulier le cas de systèmes où la cote normale/maximale pourrait être rarement effective. De plus, des effets de concentration des apports du bassin-versant ou du phytoplancton peuvent alors induire des déclassements mécaniques des plans d'eau liés aux conditions hydrologiques exceptionnelles."*

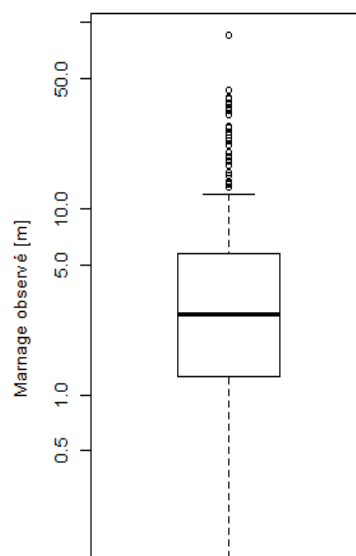


Figure 1 : Répartition des valeurs de variation maximale des longueurs des profils de température observées dans chaque plan d'eau du RCS (N=379).

Pour appréhender les ordres de grandeur des effets potentiels des variations de niveau sur les valeurs-seuils des paramètres physico-chimiques, nous avons estimé les variations de niveau d'eau à partir des profils de température. Concrètement, nous avons comparé les profondeurs maximales des différents profils de température réalisés en théorie sur toute la colonne d'eau et à l'aplomb de la zone la plus profonde. La différence entre la plus petite et la plus grande profondeur nous donnant alors une estimation du marnage minimal du plan d'eau. Ces variations (appelées ici "marnage observé", Figure 1) sont de l'ordre de 1 à 5 mètres pour 50% des 379 plans d'eau échantillonnés et peuvent aller jusqu'à plusieurs dizaines de mètres pour 25% des plans d'eau dans l'hypothèse où le protocole de mesure des profils de température est bien systématiquement appliqué dans son intégralité, i.e. jusqu'à 1 mètre au-dessus du fond à l'aplomb de la zone la plus profonde.

Ensuite, pour différents plans d'eau dont le marnage observé est supérieur à 2 mètres et pour lesquels nous disposons de données bathymétriques, nous avons regardé l'évolution de la profondeur moyenne effective et des valeurs-seuils calculées correspondantes. Dans l'exemple du barrage du Mas Chaban (BMC16, FLR0015063), la Figure 2 montre que la profondeur moyenne effective varie entre environ 10 m (ligne rouge verticale, profondeur moyenne théorique) et environ 3 m (ligne grise verticale, profondeur moyenne au plus bas niveau d'eau observé) lorsque le plan d'eau marne de sa hauteur maximale (profondeur=0) à 13,5 mètres en dessous (profondeur=13,5).

Par conséquent, la classe d'état du plan d'eau donné par chaque paramètre pourrait potentiellement s'améliorer lorsque le niveau d'eau diminue (déplacement de la droite vers la gauche) car, mathématiquement, les valeurs-seuils deviennent plus tolérantes (augmentation pour TP et NH<sub>4</sub>, et diminution pour Secchi).

Or, en l'absence de données sur la durée pendant laquelle le plan d'eau est à ses différents niveaux et sur l'impact du marnage sur les caractéristiques physico-chimiques et biologiques, on ne peut tirer d'information quantitative sur les incertitudes à associer aux évaluations données par chacun des paramètres. Par ailleurs, rigoureusement, les outils de calcul des valeurs-seuils (Tableau 1) devraient théoriquement être recalés, en intégrant ces nouvelles connaissances sur la profondeur moyenne effective, tout comme l'ensemble des indicateurs biologiques qui en dépendent.

Aujourd'hui, ses travaux apportent tout de même des éléments de connaissance quant au risque de sous- ou sur-évaluation de l'état sur la base d'une profondeur moyenne théorique et pointe du doigt l'importance d'obtenir des données homogènes sur les variations de niveau d'eau pour permettre une juste évaluation des états et, surtout, des potentiels écologiques dans le cas des systèmes marnant. En attendant de disposer de ces données, on peut d'ores et déjà constater que, lorsque les conditions de niveau d'eau durant l'année de suivi sont très inférieures à la côte correspondant à la profondeur moyenne théorique, il y a un risque significatif de sous-estimation de l'état/potentiel écologique basé sur les paramètres physico-chimiques. A ce jour, seule une expertise peut permettre d'identifier ce genre de situation en attendant que des données soient disponibles et des outils adaptés soient développés. Des travaux sont d'ailleurs en cours sur le suivi des variations du niveau d'eau dans les plans d'eau sur la base d'analyse d'images satellitaires et certains résultats ont d'ailleurs déjà été reconnus comme encourageants (Simon, Tormos et Danis, 2015).

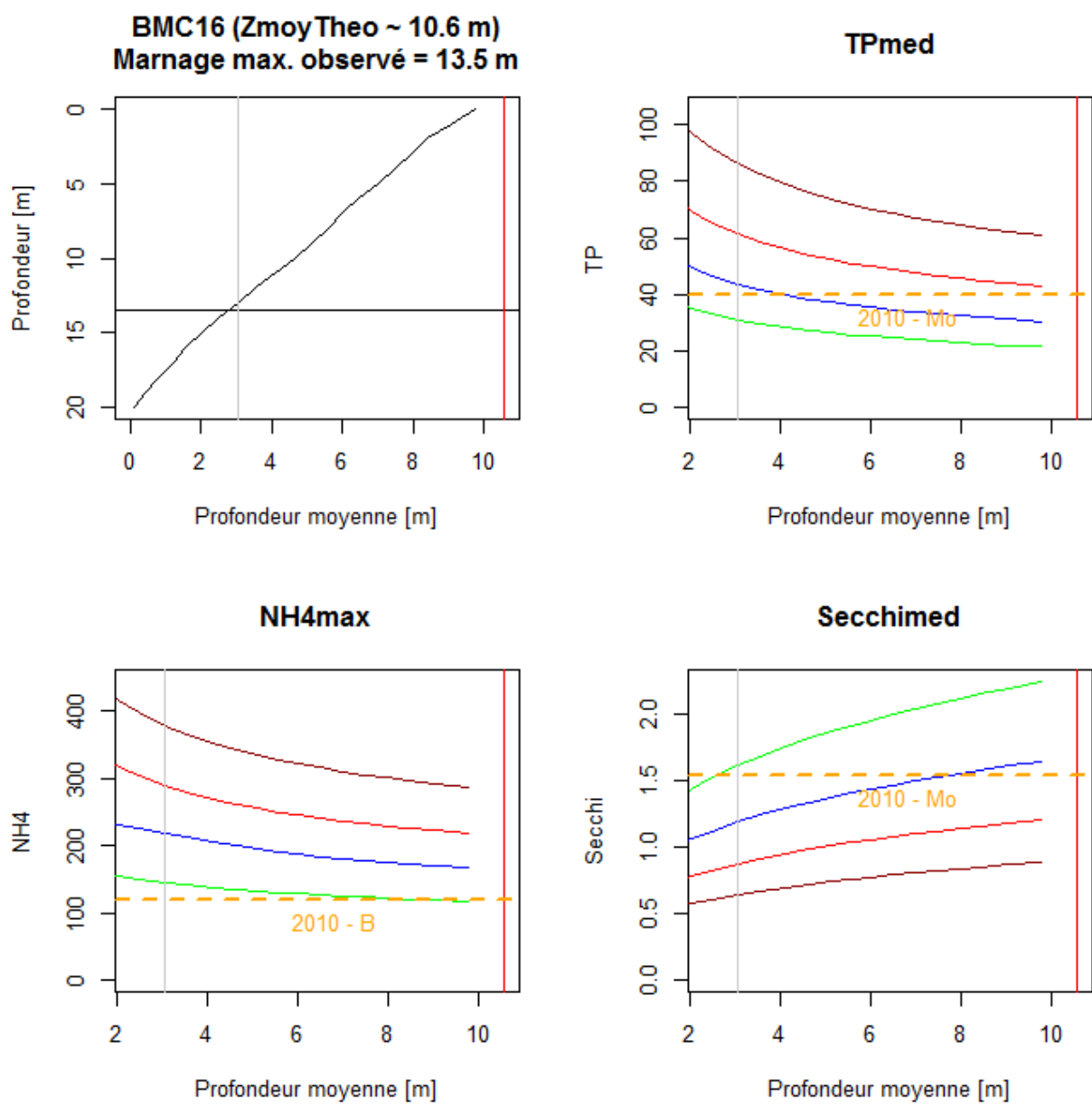


Figure 2 : Pour le barrage du Mas Chaban (16), évolution de la profondeur moyenne sur la base du rapport volume/surface à différentes profondeurs (graphique en haut à gauche). Evolution des valeurs-seuils des limites de classe pour les paramètres phosphore total (TP, valeur médiane, en haut à droite), ammonium (NH4, valeur maximale, en bas à gauche) et transparence de Secchi (Secchi, valeur médiane, en bas à droite) et ceci pour les limites très bon/bon (courbes vertes), bon/moyen (courbes bleues), moyen/passable (courbes rouge) et passable/mauvais (courbes marrons) selon les équations du Tableau 1. Les lignes verticales correspondent à la profondeur moyenne théorique (ligne rouge) et à la profondeur moyenne observée la plus basse (ligne grise), i.e. correspondant au profil de température le plus court. Les lignes pointillées horizontales oranges correspondent aux valeurs annuelles des paramètres physico-chimiques en question où sont précisées les années et les classements correspondants.

## 2. LES INCERTITUDES LIÉES AU "GRADIENT FOREST"

Pour plus de détails sur la méthode du "*Gradient Forest*", se référer aux rapport et publication associés (Roubeix et Danis, 2015; Roubeix, Feret, Baudouin et Danis, Soumis).

Pour analyser la nature des réponses de compartiments biologiques aux gradients physico-chimiques, et identifier des seuils écologiques potentiels, une méthode statistique récente, appelée "*Gradient Forest*", a été utilisée (Ellis, Smith et Pitcher, 2012). Cette méthode est une extension de l'approche par forêts aléatoires ("*Random Forest*") utilisée pour évaluer la capacité de prédiction par des variables environnementales (naturelles ou anthropiques) de la distribution des espèces individuellement, et de localiser des changements d'abondance spécifique le long des gradients de ces variables. Le "*Gradient Forest*" est une extension du "*Random Forest*" à des assemblages entiers. Il identifie les variables environnementales explicatives importantes et localise les points de changement de composition au sein de la communauté le long des gradients environnementaux. Ces informations synthétiques permettent d'identifier des modèles de biodiversité à des fins de bio-régionalisation.

En 2015, elle a été appliquée successivement aux trois communautés biologiques dont les caractéristiques ont fait l'objet d'un suivi à l'échelle du réseau de contrôle de surveillance, le RCS (i.e. phytoplancton, macrophytes et ichtyofaune) (Roubeix et Danis, 2015). A la différence de la méthodologie de comparaison aux indicateurs biologique (Danis et Roubeix, 2014), cette stratégie permet de garantir une indépendance entre les valeurs-seuils pour les indicateurs physico-chimiques et les indicateurs biologiques utilisés aujourd'hui pour l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau, i.e. l'indice phytoplancton, IPLAC (Feret et Laplace-Treytore 2013), l'indice ichtyofaune, IIL (Argillier et al. 2013) et l'indice macrophytes, IBML (Boutry et al. 2013), et d'approfondir les relations avec les compartiments biologiques que pourrait masquer l'utilisation de variables synthétiques tels que les indices biologiques.

### 2.1 LES SOURCES POTENTIELLES D'INCERTITUDES

La méthode du "*Gradient Forest*" fait intervenir des sources d'incertitudes déjà impliquées dans les méthodologies mises en œuvre jusqu'à présent (cf §1) ou de nouvelles sources d'incertitudes proposées à la méthodologie et illustrées plus bas. Les sources potentielles d'incertitudes sont :

- les incertitudes de mesure ;
- les incertitudes dites de "réseau" (notion introduite dans Danis et Argillier, 2013) liées au biais qui existent entre les observations discrètes des réseaux de mesures (RCS et RCO) et les caractéristiques réelles de l'ensemble de chacune des masses d'eau, spatialement (deux seuls points d'échantillonnage en zone euphotique et au fond, à la vertical de la zone la plus profonde du plan d'eau) et temporellement (4 campagnes de prélèvement a minima durant une année par plan de gestion de 6 ans) ;
- les incertitudes des variables environnementales explicatives utilisées pour décrire et modéliser les caractéristiques naturelles et anthropiques des plans d'eau (cf cas de la profondeur moyenne dans le §1.2 et plus spécifiquement dans le cas des plans d'eau marnant : §1.3) ;

- le choix (s'il est possible) de la méthode de description des caractéristiques des compartiments biologiques (présence/absence, abondance...);
- la méthodologie d'agrégation spatiale et temporelle des données de suivi sur un plan de gestion : prise en compte de tout ou partie des filets de pêche, des stations de suivi, des campagnes, des années,... considération de moyenne, de médiane...;
- la méthodologie d'agrégation des données de suivi lorsque le nombre de campagne de suivi disponibles est supérieur aux recommandations de l'arrêté (e.g. plusieurs campagnes de suivi par an et/ou plusieurs années de suivi par plan de gestion);
- le choix/disponibilités des compartiments biologiques considérés (ici, seulement phytoplancton, poisson et macrophyte) : en effet, l'établissement de valeurs-seuils opérationnelles pour des paramètres physico-chimiques sur la base de ce type d'analyse devrait prendre en compte l'ensemble des compartiments biologiques de l'écosystème dont dépend son équilibre tout comme celui des réseaux trophiques (e.g. phyto benthos);
- le choix de la méthode statistique en elle-même;
- l'absence de critère objectifs sur la significativité des seuils de rupture localisés aux extrémités des gradients dans le cas du "Gradient Forest";
- les incertitudes liés aux critères de traduction des résultats statistiques du "*Gradient Forest*" en valeurs-seuils opérationnelles;
- les incertitudes liées à de potentiels phénomènes d'hystérésis qui impliquent qu'il y ait un seuil lorsque le système se dégrade et qu'il existe un seuil distinct lorsque le système est en voie de restauration (Andersen, Carstensen, Hernández-García et Duarte, 2009) (§2.2.1);
- les incertitudes liées à de potentielles divergences (en niveau de réponse, §2.2.2, et en sens de réponse, §2.2.3) de réponses aux variables physico-chimiques des différentes espèces d'un même compartiment biologique;
- les incertitudes liées à des différences de réponses des différents compartiments biologiques (§2.2.4).

## **2.2 LES IMPLICATIONS SUR L'IDENTIFICATION DES RUPTURES VOIRE DES VALEURS-SEUILS**

### **2.2.1 LES PHENOMENES D'HYSTERESIS**

Le phénomène d'hystérésis implique qu'il y ait un seuil lorsque le système se dégrade et qu'il existe un seuil distinct lorsque le système est en voie de restauration (Andersen et al., 2009). Si l'on suppose que les plans d'eau étudiés sont dans une même trajectoire de dégradation, alors les seuils écologiques identifiés correspondent à des seuils de protection des systèmes. Par contre, ces seuils ne sont pas applicables pour fixer des objectifs de restauration si on suspecte un phénomène d'hystérésis. De plus, si l'on considère ensemble des plans d'eau en voie de dégradation et d'autres en voie de restauration, l'hypothèse d'hystérésis doit mener à la détection d'au moins deux seuils ou de seuils diffus (e.g. §2.2.2).

## 2.2.2 LES DIVERGENCES DES VALEURS-SEUILS ENTRE LES ESPÈCES

La Figure 3 présente les courbes de densités dans le gradient de nitrate pour le compartiment ichtyofaune. La courbe bleue ("*Ratio of densities*") indique l'ampleur du remaniement de la composition de la communauté le long du gradient. Les pics de cette courbe localisent des ruptures potentiels. Ces seuils sont d'autant plus significatifs qu'ils sont étroits et qu'ils montent largement au-dessus de la ligne de base (trait pointillé noir). Les pics situés aux extrémités des gradients doivent être considérés avec prudence car, du fait qu'ils reposent sur seulement quelques valeurs (courbe rouge, "*Density of data*"), ils ne sont généralement pas très significatifs (pour plus détails : Roubeix et Danis, 2015; Roubeix et al., Soumis).

Ainsi, pour ce couple ichtyofaune/nitrate, les résultats montrent la présence d'un pic de ruptures autour de la valeur de nitrate égale 3,4 (2,5 mg/L  $\text{NO}_3$ ) mais dont les ruptures entre les espèces coïncident à une gamme de valeurs variant entre 3,2 à 3,7 (1,6~5,0 mg/L  $\text{NO}_3$ ). Pour le couple phytoplancton/ammonium (Figure 4 & Tableau 3), on note une divergence telle qu'il y a deux pics distincts. L'un autour de la valeur 1,65 (45  $\mu\text{g/L NH}_4$ ) mais dont les ruptures entre espèces ont été identifiés dans la gamme de valeurs 1,55 à 1,75 (36 à 56  $\mu\text{g/L NH}_4$ ) et une seconde gamme de ruptures autour de la valeur 2 (100  $\mu\text{g/L NH}_4$ ) avec une gamme de valeur allant de 80 à 130  $\mu\text{g/L NH}_4$ . Il faut noter qu'il est possible que ces deux seuils concernent tous les deux une même espèce ou uniquement des espèces différentes (pas montré ici). Par contre, les pics de la courbe bleue situés autour des valeurs 1,4 (25  $\mu\text{g/L NH}_4$ ) et 2,3 (200  $\mu\text{g/L NH}_4$ ) concernent, pour le premier, des coupures relativement peu importantes (juste au-dessus de ligne de base), et, pour le second, un nombre de points qui semble trop faible (courbe rouge).

Enfin, il est intéressant de noter l'asymétrie possible des pics de la courbe des rapports de densité (e.g. courbe bleue autour de la valeur 0,5 dans le cas du couple ichtyofaune-secchi de la Figure 6) dont il faudra tenir compte dans la traduction de ces zones de ruptures dans les réponses en termes de valeurs-seuils opérationnelles.

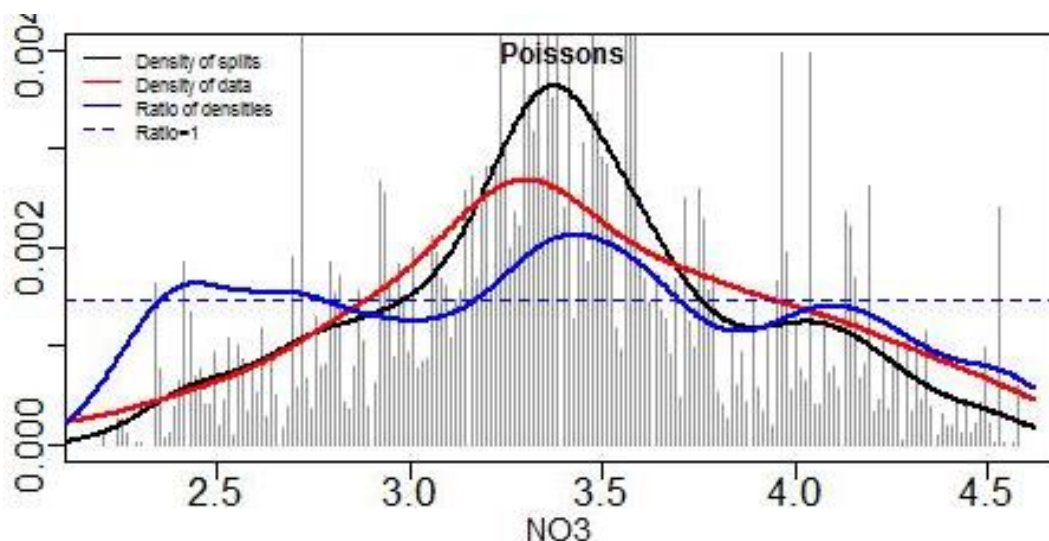


Figure 3 : Résultats du "Gradient Forest" pour le compartiment ichtyofaune (toutes strates) et les nitrates : densité des coupures (courbes noires), densité des observations (courbe rouge) et ratio des densités (courbe bleue). La ligne horizontale pointillée noire correspond à un ratio égal à 1. Les pics de la courbe bleue indiquent la localisation de seuils potentiels. On peut distinguer la présence d'un seuil autour de la valeur 3,4 (2,5 mg/L  $\text{NO}_3$ ) mais qui correspondent à des seuils d'espèces dans la gamme de valeurs 3,2~3,7 (i.e. 1,6~5,0 mg/L  $\text{NO}_3$ ).

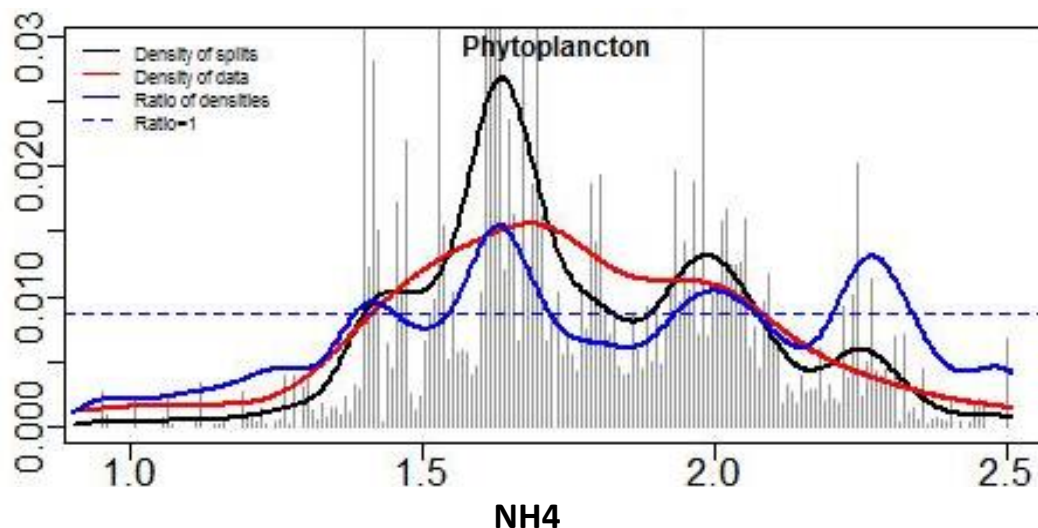


Figure 4 : Résultats du "Gradient Forest" pour le compartiment phytoplancton et l'ammonium : densité des coupures (courbes noires), densité des observations (courbe rouge) et ratio des densités (courbe bleue). La ligne horizontale pointillée noir correspond à un ratio égal à 1. Les pics de la courbe indiquent la localisation de seuils potentiels. On peut distinguer la présence d'un seuil autour de la valeur 1,65 (45  $\mu\text{g/L NH}_4$ , dans la gamme de valeurs allant de 36 à 53  $\mu\text{g/L NH}_4$ ) et un seuil autour de la valeur 2 (100  $\mu\text{g/L NH}_4$ , dans la gamme 80 à 130  $\mu\text{g/L NH}_4$ ). Les pics de la courbe bleue autour des valeurs 1,35 (23  $\mu\text{g/L NH}_4$ ) et 2,3 (200  $\mu\text{g/L NH}_4$ ) sont moins significatifs compte tenu des nombres plus restreints de données concernées (courbe rouge).

### 2.2.3 LES DIVERGENCES DES SENS DE RÉPONSE PAR ESPÈCE

Au sein d'un même compartiment biologique, chaque espèce peut réagir différemment à un même paramètre (physico-chimique ou environnemental). La Figure 5 illustre deux divergences de réponse pour les espèces *Sander lucioperca* (SANDLU dont les abondances inter-lacs augmentent avec les nitrates) et *Squalius cephalus* (SQUACE dont les abondances inter-lacs diminuent avec les nitrates). Ces résultats vont être approfondi en 2015 et une réflexion pourrait être menée quant au développement d'indicateurs ichtyofaune espèce-spécifiques pour la gestion des plans d'eau à vocation piscicole.

Par ailleurs, il est intéressant de noter que le seuil à 3,5 (3,2 mg/L  $\text{NO}_3$ ) est du même ordre de grandeur que les valeurs-seuils proposées pour la mise à jour de l'arrêté évaluation pour les limites très bon/bon et bon/moyen (entre 1,2 et 5,3 mg/L  $\text{NO}_3$  selon la profondeur moyenne théorique du plan d'eau).

### 2.2.4 LES DIVERGENCES ENTRE COMPARTIMENTS BIOLOGIQUES

La comparaison des seuils détaillées dans le §3.4 du rapport Roubeix et Danis (2015) met en évidence de potentielles divergences entre les réponses des trois compartiments biologiques considérés. Par exemple, la Figure 6 présente ici les résultats des localisations des ruptures dans les réponses des caractéristiques des trois compartiments biologiques au paramètre transparence de Secchi (code SANDRE 1332). Le Tableau 2 en synthétise les gammes de valeurs et montre clairement i) la présence dans les réponses d'une zone de rupture propre au phytoplancton entre 0,6 et 1,0 m, ii) les divergences de réponses entre le phytoplancton et les macrophytes de part et d'autre de la limite 3,2 m, et iii) des différences gammes de réponse inter-espèces (cf §2) dans la gamme 2,0~5,0 m avec des

gammes plus étroites pour les compartiments végétaux (2,0~3,2 m pour le phytoplancton et 3,2~5,0 m pour les macrophytes) que pour les poissons (2,0~5,0 m).

Dans le cas de l'ammonium, les résultats montrent également des divergences de réponses entre les compartiments biologiques (Figure 7 & Tableau 3).

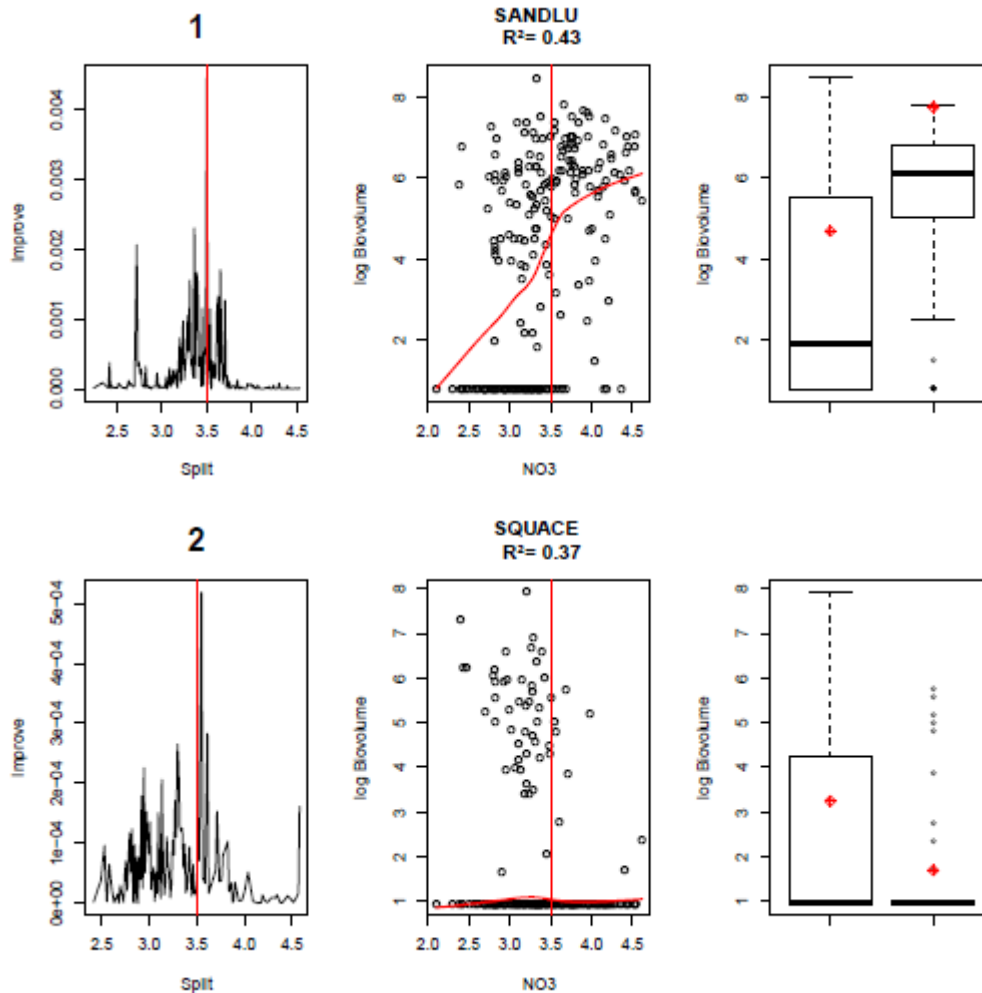


Figure 5 : Résultats pour la première strate des pêches du "Gradient Forest" pour les espèces de poisson *Sander Lucius* (SANDLU en haut) et *Squalus leuciscus* (SQUACE, en bas) avec (à gauche) la densité des coupures dans le gradient (la ligne pointillée verticale indique la localisation du seuil de communauté, cf Figure 3), (au centre) les biovolumes à l'espèce avec, en rouge, une courbe de lissage et une droite verticale indiquant la localisation du maximum de densité des coupures (=seuil), et (à droite) distribution des valeurs de biomasse de part et d'autre du seuil de l'espèce, les losanges rouges représentent le pourcentage d'occurrences mis à l'échelle des variations de biovolume. Les  $R^2$  indiquent, pour chaque espèce, l'importance de la variable nitrate dans la modélisation de la répartition de son abondance entre les plans d'eau.

Tableau 2 : Gammes des valeurs-seuils de transparence (Secchi) issues de l'analyse par le "Gradient Forest" pour les trois compartiments biologique phytoplancton, macrophyte et ichtyofaune (Figure 6).

	Valeurs limites de transparence					
	log	0,25	0,00	0,3	0,5	0,7
[m]	0,6	1,0	2,0	3,2	5	
Phytoplancton						
Macrophytes						?
Ichtyofaune						



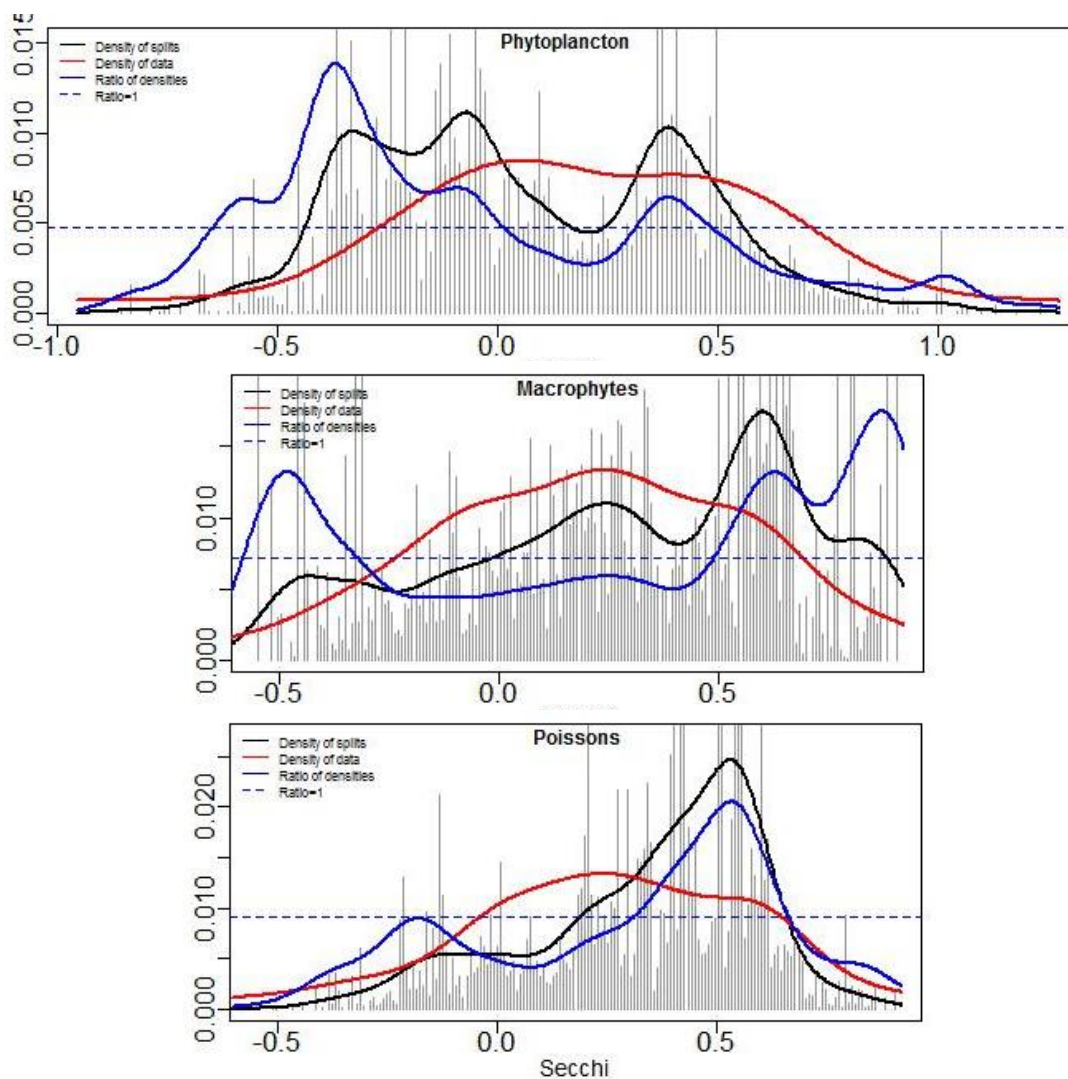


Figure 6 : Comparaison des seuils de transparence obtenus pour chaque compartiment biologique. Une zone critique commune apparait autour de 0,5 (3,2 m).

Tableau 3 : Gammes des valeurs-seuils de l'ammonium issues de l'analyse par le "Gradient Forest" pour les trois compartiments biologique phytoplancton, macrophyte et ichtyofaune (Figure 7).

log [µg/L]	Valeurs limites d'ammonium						
	1,4	1,55	1,75	1,9	2,1	2,3	2,4
Phytoplankton							
Macrophytes	?						?
Ichtyofaune						?	

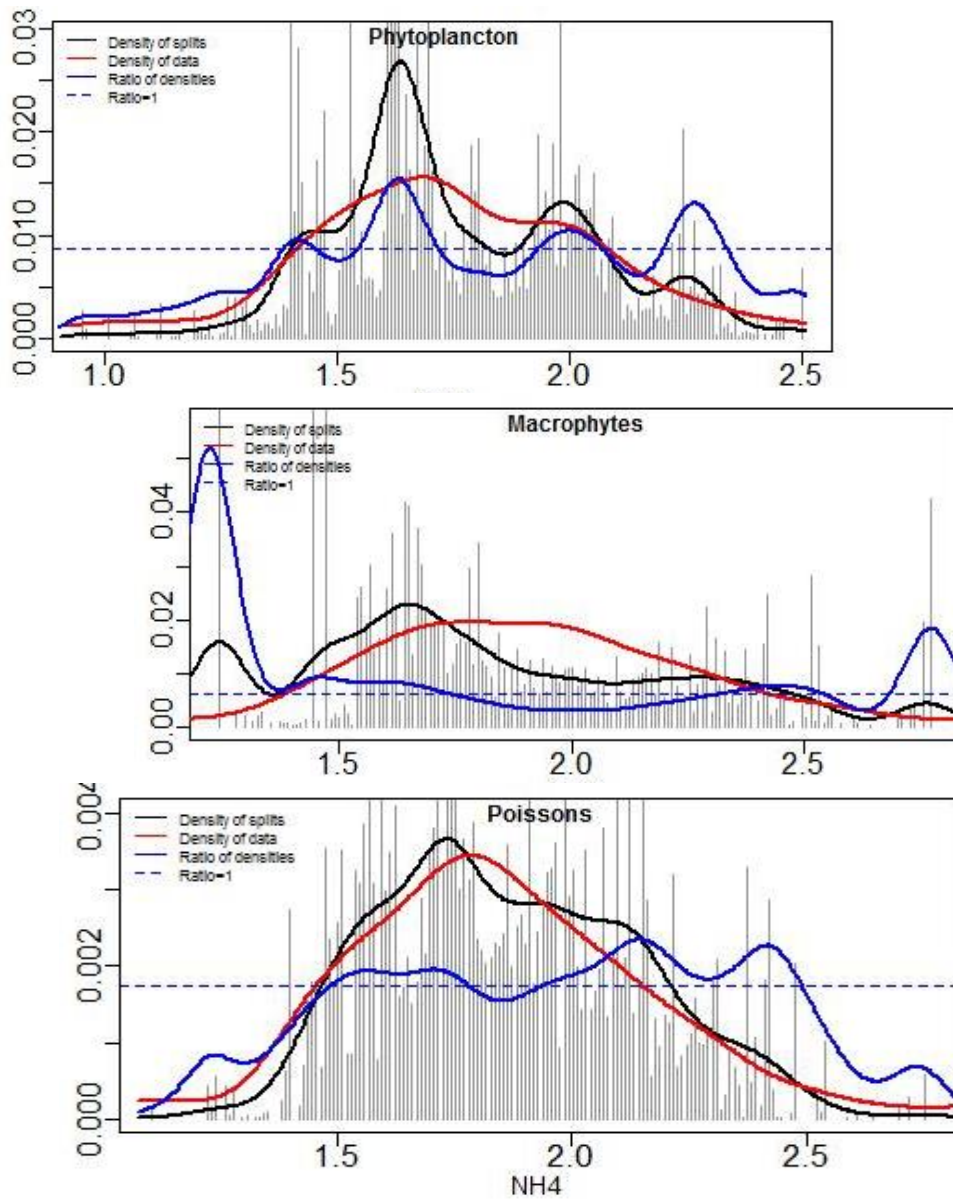


Figure 7 : Comparaison des seuils d'ammonium obtenus pour chaque compartiment biologique. Il ne ressort pas de seuil commun aux trois compartiments pour ce paramètre.

### 3. LES IMPLICATIONS FUTURES

Par la suite, un travail va porter sur l'identification des **valeurs de référence** en fonction des caractéristiques environnementales dans le prolongement des travaux réalisés en 2012 (Danis et Argillier, 2013) mais sur la base d'un jeu de données plus conséquents et de nouvelles références bibliographiques (Soranno et al., 2008). En effet, les données physico-chimiques sont aujourd'hui disponibles pour 402 plans d'eau en incluant les données de 2013 alors que ces données étaient seulement disponibles pour 325 plans d'eau en 2012, soit une augmentation de plus de 23% du jeu de données avec surtout des limites de quantification plus basses pour des paramètres critiques comme le phosphore total. Une fois que des valeurs de référence seront pertinentes par type de plan d'eau, les différentes sources d'incertitudes évoquées dans le présent rapport pourront être prises en compte dans la mesure du possible pour permettre une évaluation objective de l'état/potentiel écologique par les paramètres physico-chimiques généraux soutenant la biologie.

De plus, à la lumière des résultats présentés ici, il paraît aujourd'hui indispensable d'approfondir également l'identification de phénomènes d'hystérésis et des trajectoires (dégradation ou restauration) des plans d'eau considérés dans les analyses statistiques afin de fixer si nécessaire des **valeurs-seuils de protection** et des **valeurs-seuils de restauration**.

Enfin, il apparaît intéressant de mener une réflexion sur l'adaptation des valeurs-seuils selon l'usage des plans d'eau et en particulier des plans d'eau de pisciculture. En effet, les divergences (i.e. 1,6~5,0 mg/L pour les nitrates et de 2 à 5 m pour la transparence) entre les réponses spécifiques des abondances du compartiment ichtyofaune sont du même ordre de grandeur que les écarts proposés dans les études précédentes (Danis et Roubeix, 2014) et inclus dans la mise à jour de l'arrêté évaluation de 2015, et, de plus, les tendances des réponses de part et d'autre des seuils identifiés ici sont aussi propre à chaque espèce (§2.2.3). Les valeurs-seuils devraient logiquement être adaptées selon les biotypes. Ce travail permet aussi de donner des pistes d'amélioration des indicateurs biologiques et/ou de leurs valeurs-seuils.

## RÉFÉRENCES

- Andersen, T., Carstensen, J., Hernández-García, E. et Duarte, C. M. (2009). Ecological thresholds and regime shifts: approaches to identification. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(1), 49-57. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2008.07.014>
- Danis, P.-A. et Argillier, C. (2013). Seuils des paramètres physico-chimiques soutenant la biologie en plans d'eau *Rapport convention Onema/Irstea 2012* (p. 33). Aix-en-Provence: Irstea, UR HYAX, Pôle Onema/Irstea.
- Danis, P.-A., Ferrer, R., Gevrey, M. et Argillier, C. (2012). Seuils des paramètres physico-chimiques soutenant la biologie : Plans d'eau naturels *Rapport convention Onema/Irstea 2011* (p. 60). Aix-en-Provence: Irstea, UR HYAX, Pôle Onema/Irstea.
- Danis, P.-A. et Roubeix, V. (2014). Physico-chimie soutenant la biologie des plans d'eau nationaux : Principes et méthodes de définition des valeurs-seuils & Amélioration des connaissances par la télédétection *Rapport convention Onema/Irstea 2013* (p. 81). Aix-en-Provence: Irstea, UR HYAX, Pôle Onema/Irstea.
- De Bortoli, J., Daufresne, M. et Argillier, C. (2007). Définition des conditions de référence sur les plans d'eau - Paramètre chlorophylle-a (p. 20). Aix-en-Provence: Cemagref.
- Ellis, N., Smith, S. J. et Pitcher, C. R. (2012). Gradient forests: calculating importance gradients on physical predictors. *Ecology*, 93(1), 156-168. doi: 10.1890/11-0252.1
- Feret, T. et Laplace-Treyture, C. (2013). IPLAC : l'indice Phytoplancton Lacustre : Méthode de développement, description et application nationale 2012 *Rapport convention Onema/Irstea 2012* (p. 69). Bordeaux: Irstea, UR REBX.
- Roubeix, V. et Danis, P.-A. (2015). Valeurs-seuils pour les paramètres physico-chimiques soutenant la biologie : analyse des réponses des compartiments biologiques phytoplancton, macrophyte & ichtyofaune. *Rapport convention Onema/Irstea 2014* (p. 42). Aix-en-Provence: Irstea, UR HYAX, Pôle Onema/Irstea.
- Roubeix, V., Feret, T., Baudouin, J.-M. et Danis, P.-A. (Soumis). A multivariate tree-based approach to identify ecological thresholds from variations in phytoplankton communities among French lakes.
- Simon, R. N., Tormos, T. et Danis, P. A. (2015). Very high spatial resolution optical and radar imagery in tracking water level fluctuations of a small inland reservoir. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 38(0), 36-39. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2014.12.007>
- Soranno, P. A., Cheruvilil, K. S., Stevenson, R. J., Rollins, S. L., Holden, S. W., Heaton, S. (2008). A framework for developing ecosystem-specific nutrient criteria: Integrating biological thresholds with predictive modeling. *Limnology and Oceanography*, 53(2), 773-787. doi: 10.4319/lo.2008.53.2.0773

Onema  
Hall C – Le Nadar  
5 square Félix Nadar  
94300 Vincennes  
01 45 14 36 00  
[www.onema.fr](http://www.onema.fr)

Irstea  
Parc de Tourvoie  
BP 44,  
92163 Antony cedex  
01 40 96 61 21  
[www.irstea.fr](http://www.irstea.fr)