



HAL
open science

Seuils des paramètres physico-chimiques soutenant la biologie en plans d'eau

Pierre-Alain Danis, C. Argilliers

► **To cite this version:**

Pierre-Alain Danis, C. Argilliers. Seuils des paramètres physico-chimiques soutenant la biologie en plans d'eau. Onema; Irstea. 2013. hal-02998839

HAL Id: hal-02998839

<https://hal.inrae.fr/hal-02998839v1>

Submitted on 10 Nov 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.

Partenariat 2012

*Thème hydromorphologie, bioindication et modèle multistress plans d'eau
Action 36*



Seuils des paramètres physico-chimiques soutenant la biologie en plans d'eau

Rapport d'avancement

*Pierre-Alain Danis (Onema)
&
Christine Argillier (Irstea)*

Janvier 2013

Contexte de programmation et de réalisation

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. Ces 6 paramètres sont la transparence, la température de l'eau, le bilan d'oxygène, la salinité, l'état d'acidification et la concentration en nutriments.

Le présent rapport présente les avancées méthodologiques réalisées en 2012 pour la définition des valeurs-seuils

Les auteurs

Pierre-Alain Danis

Ingénieur Onema au Pôle Onema-Irstea Hydroécologie Plans d'Eau

Pierre-Alain.Danis@onema.fr

Pôle études et recherches Onema-Irstea Hydroécologie Plans d'Eau, Aix-en-Provence

Christine Argillier

Directeur de recherche Irstea

Responsable du Pôle Onema-Irstea Hydroécologie Plans d'Eau

Christine.Argillier@irstea.fr

Pôle études et recherches Onema-Irstea Hydroécologie Plans d'Eau, Aix-en-Provence

Les correspondants

Onema : **Yorick Reyjol**, DAST, *Yorick.Reyjol@onema.fr*

Irstea : **Christine Argillier**, Irstea, *Christine.Argillier@irstea.fr*

Référence du document : Danis, P.-A. & C. Argillier (2013) : Seuils des paramètres physico-chimiques soutenant la biologie en plans d'eau. Rapport d'avancement. Convention Onema/Irstea. Pp 33.

Droits d'usage :	Accès libre
Couverture géographique :	France
Niveau géographique :	National
Niveau de lecture :	Professionnels, Experts
Nature de la ressource :	Document PDF

Seuils des paramètres physico-chimiques soutenant la biologie en plans d'eau

Pierre-Alain Danis & Christine Argillier

1.	Introduction.....	4
2.	Avancement des travaux	6
2.1.	Données physico-chimiques des réseaux	6
a)	Bilan des données disponibles.....	6
b)	Problème des limites de quantification	6
c)	Problème de contamination des échantillons de fond.....	10
2.2.	Variables environnementales	11
a)	Nouvelles variables environnementales	11
2.3.	Forces-motrices et pressions anthropiques.....	13
a)	Nouvelles forces-motrices	13
b)	Description plus fines des corridors	13
c)	Intégration de l'effet taille des bassins-versants.....	14
d)	Intégration de l'effet dispersion/dilution dans les plans d'eau	14
2.4.	Transparence : de nouvelles métriques	16
a)	Extraction de la partie non-algale de la transparence.....	16
b)	Limites à la méthode.....	18
2.5.	Réflexion sur la méthode statistique.....	19
a)	Etapes du développement des indicateurs.....	19
b)	Méthode de type "Hindcasting", calcul des écarts (Δ) à la référence	19
c)	Transformation des Δ en EQR : les points d'ancrage	20
d)	Choix des limites de classe.....	21
e)	Valeurs-seuils	22
2.6.	Estimation des incertitudes	23
a)	Sources d'incertitude	23
b)	Incertitudes liées à la variabilité temporelle des observations	24
c)	Incertitudes sur les coefficients du modèle de prédiction.....	24
d)	Sommes des incertitudes.....	24
3.	Résultats préliminaires : le phosphore total	24
4.	Conclusions et perspectives	30
5.	Références	32

Seuils des paramètres physico-chimiques soutenant la biologie en plans d'eau

Pierre-Alain Danis & Christine Argillier

1. Introduction

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. Ces 6 paramètres sont la transparence, la température de l'eau, le bilan d'oxygène, la salinité, l'état d'acidification et la concentration en nutriments. La définition des valeurs-seuils des 6 paramètres passe par le développement d'outils statistiques de modélisation reliant les valeurs observées des paramètres physico-chimiques aux valeurs des variables environnementales et aux valeurs des pressions anthropiques caractérisant les plans d'eau.

Tout ce travail est basé sur le postulat que la différence des caractéristiques physico-chimiques des plans d'eau peut s'expliquer par une différence inter-plans d'eau des caractéristiques environnementales naturelles et par une différence inter-plans d'eau des niveaux de pressions anthropiques.

Le présent rapport présente les avancées méthodologiques réalisées en 2012 pour la définition des valeurs-seuils. Suite aux travaux antérieurs, ces avancées sont principalement en terme de :

- 1) contrôle/bancarisation des données issues des réseaux RCS et RCO et communiquées au Pôle par les agences de bassins (§2.1). En effet, les données des réseaux RCS et RCO nouvellement acquises par les agences sont progressivement transmises au Pôle et rapidement contrôlées, corrigées et bancarisées. Leur intégration dans la base de données PLAN_DEAU est primordiale pour permettre le développement de modèles statistiques robustes. Sur ce volet, l'accent a été mis sur i) la correction ou le renseignement de milliers de valeurs de seuils de quantification pour les concentrations en nutriments (phosphore total, ortho-phosphates, ammoniacque, nitrites, nitrates, azote Kjeldahl) et pour la concentration en matière en suspension et ii) l'identification de risque de contamination par les sédiments des échantillons d'eau issus des prélèvements de fond.
- 2) amélioration de la caractérisation des variables environnementales (§2.2) et des forces-motrices propres à chaque plan d'eau grâce i) aux avancées sur les travaux de caractérisation des cuvettes lacustres, des corridors rivulaires et des bassins-versants (§0) et, ii) à la prise en compte d'un effet surface des bassins-versants et d'un effet dilution par le volume lacustre dans la caractérisation des forces-motrices (§0).
- 3) estimation de nouvelles métriques physico-chimiques potentielles (§2.4). En particulier pour la transparence, nous avons cherché à isoler la part de la mesure de transparence indépendante du compartiment algal mesuré par la concentration en chlorophylle a. Cette recherche repose sur la volonté d'isoler une métrique physico-chimique soutenant la biologie indépendante d'un indicateur biologique comme l'indice phytoplancton (De Bortoli and Argillier 2008).
- 4) amélioration des méthodes statistiques (§2.5). En particulier, nous proposons ici une réflexion sur la méthode d'ancrage des valeurs des écarts à la référence qui

correspondrons aux niveaux 0 et 1 des EQR. Cette réflexion devra être approfondie du fait des répercussions du choix de la méthode dans le cas d'une agrégation de plusieurs EQR en un indicateur.

5) estimation des sources d'incertitudes de classement et de proposition pour leur quantification (§2.6).

La mise en application de ces avancées est illustrée dans ce rapport par l'exemple d'un indicateur d'état basé sur la concentration moyenne en zone euphotique du phosphore total (§3).

Suite au départ anticipé du statisticien en charge de l'aspect statistique de ce travail, ce rapport présente avant tout l'état des connaissances et des pistes de réflexions développées en 2012. Leur validation définitive et leur mise en application pour l'ensemble des métriques physico-chimiques potentielles se fera en 2013.

2. Avancement des travaux

2.1. Données physico-chimiques des réseaux

a) Bilan des données disponibles

En 2012, nous avons contrôlé et intégré les données physico-chimiques plans d'eau récentes transmises par les agences. Les analyses statistiques présentées dans ce rapport ont porté sur les données issues de 325 plans d'eau (20% de lacs naturels et 80% d'artificiels).

Tableau 1 : Bilan du nombre de plans suivis par agences de bassin dont les données ont pu être analysées au Pôle Plans d'Eau en 2012. Ref = 21 plans d'eau naturels de référence.

Agences	Nombres de plans d'eau DCE (Ref / Non-Ref)	Années de suivi disponibles	Nombres de plans d'eau utilisables en 2012	
			Ref	Non-Ref
AG	2 / 103	2005-2011	2	73
AP	0 / 5	2007-2009	-	5
LB	5 / 161	2005-2009	5	104
RM	0 / 29	2007-2011	-	15
RMC	14 / 95	2004-2010	14	66
SN	0 / 58	2008-2010	-	41

Les données de l'agence Artois-Picardie de 2010 et 2011 ont été reçues mais différentes anomalies ont été signalées à l'agence.

Les données de l'agence Loire-Bretagne de 2010 et 2011 sont en cours d'intégration dans la base de l'agence et seront transmises au Pôle dès que possible après correction.

Les données 2011 des agences Rhône-Méditerranée-Corse et Seine-Normandie n'ont pas encore été transmises.

b) Problème des limites de quantification

Plusieurs variables physico-chimiques, en particulier les nutriments, ont parfois été mesurées avec des seuils de quantification trop élevés pour que les valeurs soient exploitables. Or, l'absence d'information systématique sur ces seuils (ou sur le Code Remarque) pour plusieurs centaines de valeurs n'a pas rendu possible leur utilisation en 2011. Début 2012, nous avons contrôlé ces résultats d'analyses et corrigé/complété dans la mesure du possible les valeurs des seuils de quantification et ou des Codes Remarques. Ce travail de contrôlé/correction est très chronophage car il n'est pas automatisable par paramètre dans la mesure où ces limites dépendent du matériel utilisé par les laboratoires, matériel qui évolue au cours du temps et, les laboratoires eux-mêmes changent en fonction des marchés publics. Les limites de quantification diffèrent donc selon les agences de bassins et, potentiellement, à tous les niveaux pour un même plan d'eau, *i.e.* selon les années voire même selon les campagnes de suivis. Pour chaque paramètre, nous avons alors pu considérer les plans d'eau où, annuellement et pour une même zone de prélèvement, au moins 3 valeurs sont au-dessus de leur seuil de quantification.

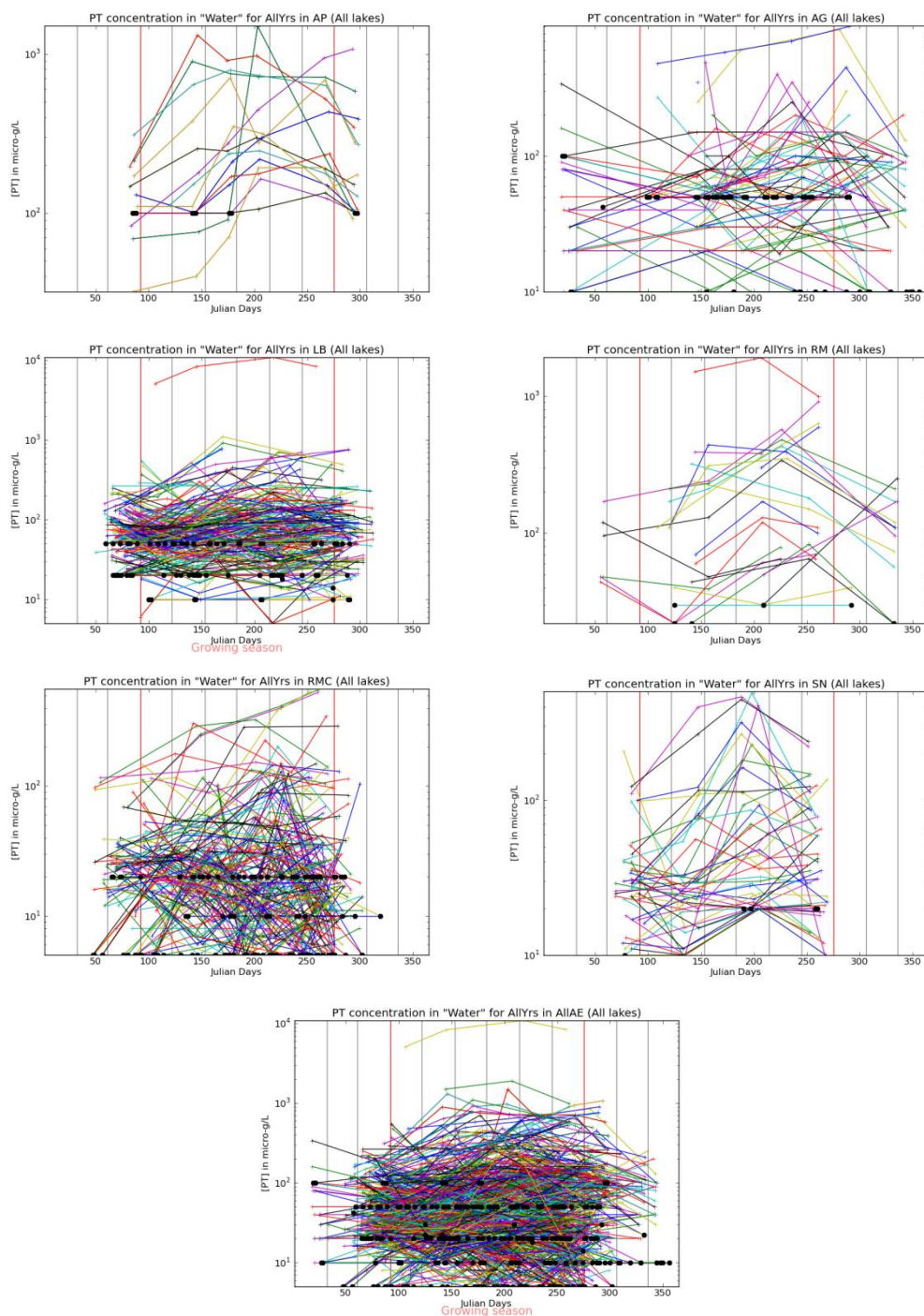


Figure 1 : Concentrations en Phosphore Total (PT) dans les échantillons d'eau des plans d'eau des agences Adour-Garonne (AG), Artois-Picardie (AP), Loire-Bretagne (LB), Rhin-Meuse (RM), Rhône-Méditerranée-Corse (RMC) et Seine-Normandie (SN). Chaque ligne représente l'évolution des valeurs des concentrations pour un plan d'eau-année. Les points noirs représentent les valeurs inférieures ou égales à leur seuil de quantification.

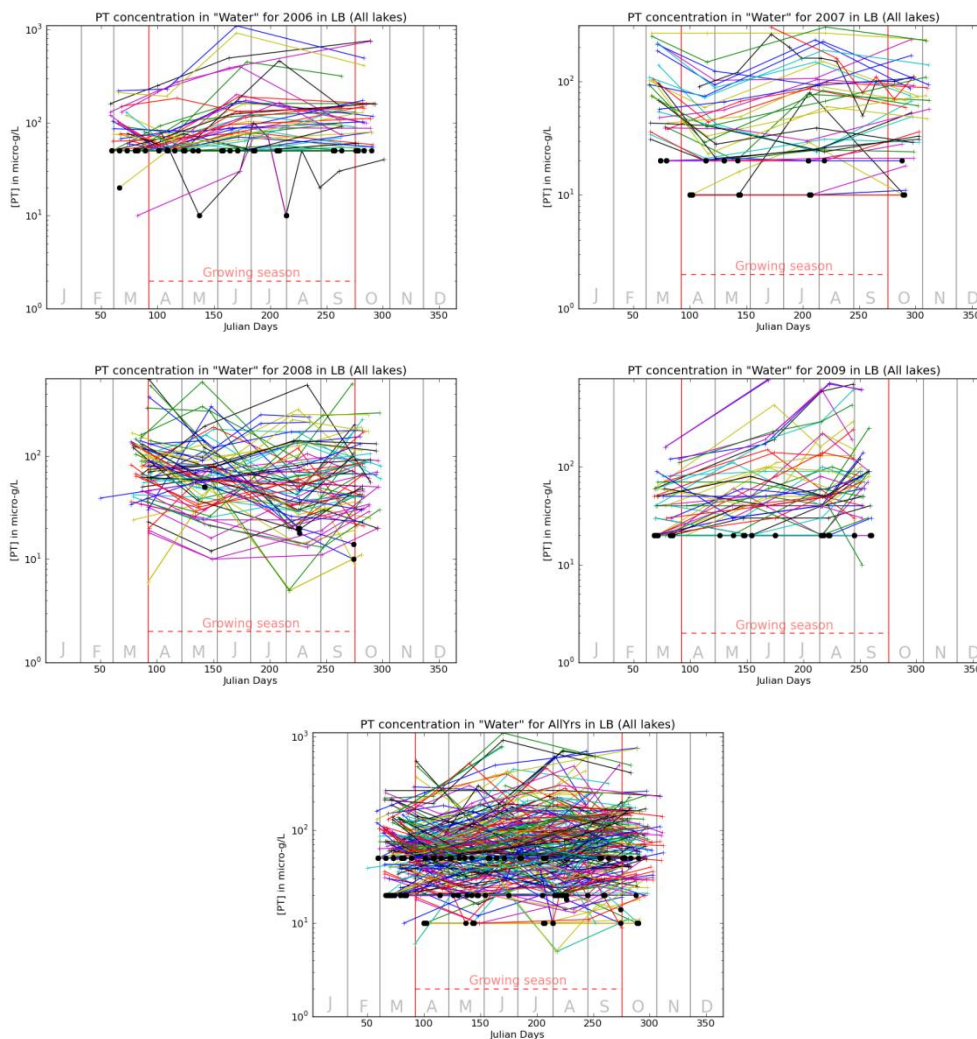


Figure 2 : Concentrations en Phosphore total (PT) dans les échantillons d'eau des plans d'eau de l'agence Loire-Bretagne (LB) suivis durant les années 2006 à 2009 et pour toutes les années (en bas). Chaque ligne représente l'évolution des valeurs des concentrations pour un plan d'eau-année. Les points noirs représentent les valeurs inférieures ou égales à leur seuil de quantification.

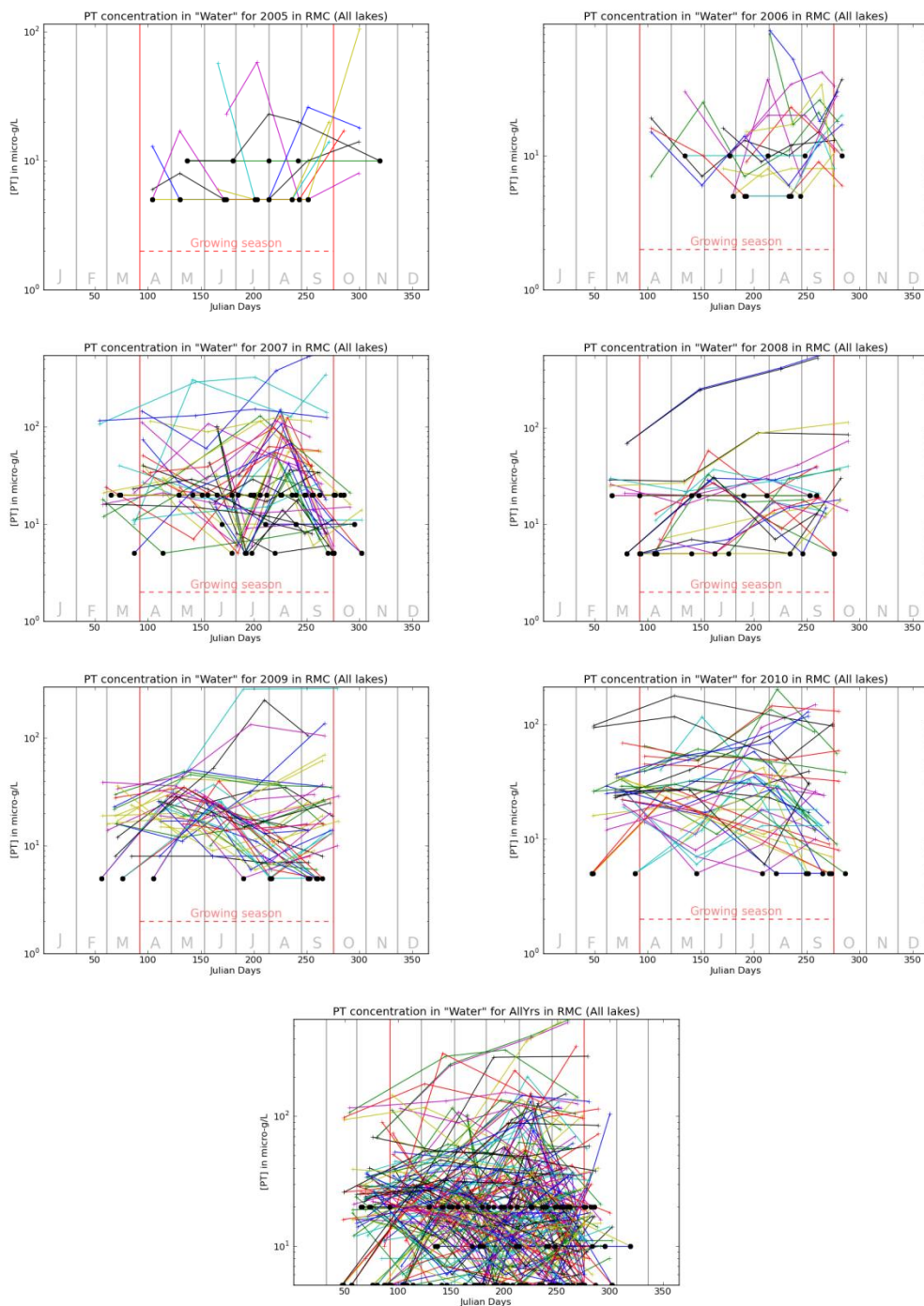


Figure 3 : Concentrations en Phosphore total (PT) dans les échantillons d'eau des plans d'eau de l'agence Rhône-Méditerranée-Corse (RMC) suivis durant les années 2005 à 2010 et pour toutes les années (en bas). Chaque ligne représente l'évolution des valeurs des concentrations pour un plan d'eau-année. Les points noirs représentent les valeurs inférieures ou égales à leur seuil de quantification.

c) Problème de contamination des échantillons de fond

Nous avons confronté les valeurs des concentrations en phosphore total et les valeurs des concentrations en matière en suspension (MES) mesurées dans les échantillons de fond. Cette analyse a révélé une très probable contamination occasionnelle de l'échantillon de l'eau de fond du plan d'eau par l'eau interstitielle des sédiments. Cette contamination aurait été provoquée par une remise en suspension des sédiments lors du prélèvement. En effet, on peut observer dans les échantillons de fond des valeurs exceptionnellement élevées en MES synchrones à des valeurs exceptionnellement élevées en phosphore total avec des valeurs pouvant être de 3 ordres de grandeur supérieures aux autres mesures (Figure 4). La présence de contamination réelle étant difficile à identifier, nous avons privilégié l'utilisation des données issues des prélèvements intégrés en zone euphotique pour le développement des indicateurs. Les résultats des analyses des prélèvements de fond pourront être utilisés au cas par cas pour préciser le niveau de confiance attribuable au classement.

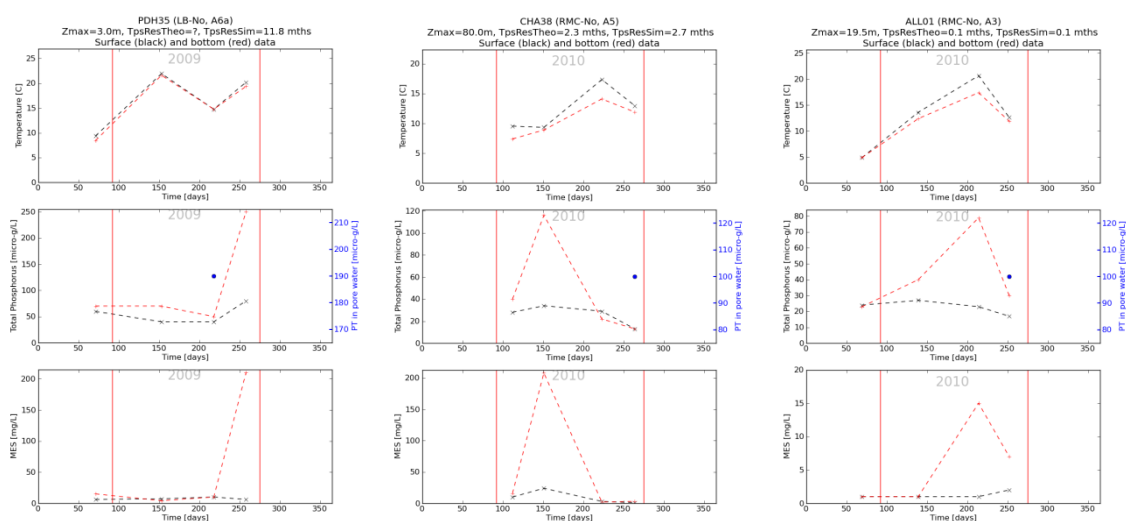


Figure 4: Données de suivis au cours du temps de la température de l'eau (en haut), de la concentration en phosphore total (PT, au milieu) et de la concentration en matières en suspension (MES, en bas) observées en zone euphotique (en noir) et au fond (en rouge) pour l'étang du Pas du Houx (PDH35), le lac du Chambon (CHA38) et le lac d'Allement (ALL01). Les points bleus représentent les concentrations observées en phosphore total dans l'eau interstitielle des sédiments. Les droites verticales rouges représentent le début et la fin de la période théorique de croissance algale.

2.2. Variables environnementales

a) Nouvelles variables environnementales

Trois nouveaux types de données ont été utilisés pour décrire l'environnement naturel des plans d'eau nationaux.

Profondeur maximale "réelle"

La comparaison, d'une part des valeurs des variables élémentaires (profondeur maximale, profondeur moyenne, surface et volume) enregistrées dans la base PLAN_DEAU du Pôle et, d'autre part de la longueur des profils de température mesurés dans les réseaux, a révélé une différence importante entre les valeurs théoriques et les conditions environnementales réelles, et ceci en particulier dans le cas des plans d'eau marnant fortement comme les retenues. Nous avons donc calculé les moyennes des longueurs des profils de température pour estimer la profondeur maximale "réelle" (ZmaxObsMean) puis utilisé la relation de Johansson *et al.* (2007) pour estimer les valeurs réelles des autres variables élémentaires telles que la surface et le volume.

SAFRAN

Nous avons utilisé les sorties (température de l'air, quantité de précipitation, vitesse du vent, humidité relative, indice d'humidité des sols) du modèle SAFRAN¹ de Météo France (Vidal, Martin *et al.* 2009) afin d'avoir une description plus fine des contextes hydrométéorologiques et hydro-climatologiques au niveau de chaque plan d'eau. La résolution du modèle SAFRAN est de 8 kilomètre et les données sont disponibles au pas journalier du 1^{er} août 1958 au 31 juillet 2011 (Andréassian Vazken, comm. pers.). Nous en avons calculé des moyennes mensuelles pour les années hydrologiques 2000 à 2010 ainsi que les climatologies moyennes sur les 10 années antérieures glissantes (e.g. sur 1994-2003 pour la climatologie de l'année 2003).

La comparaison de ces nouvelles données aux données climatiques du CRU utilisées jusqu'à présent (moyennes mensuelles sur la période 1961-1990) montrent principalement une différence en terme de précipitation durant les mois de plus de 100mm de précipitation (Figure 5). Pour rappel, ces données SAFRAN sont utilisées pour estimer les débits entrants dans les plans d'eau (modèle LOIEAU) et donc les temps de séjour (Danis and Argillier 2011).

LHQA

Le Lake Habitat Survey permet de caractériser la qualité des habitats et leurs altérations au travers d'un relevé de terrain (Rowan, Soutar *et al.* 2006). Sur 10 points répartis de façon homogène sur le pourtour du lac, la berge, la zone riveraine et la zone littorale sont caractérisées par des descripteurs de la végétation et du substrat. Simultanément, le pourtour du lac est décrit grossièrement entre les 10 points (occupation des sols, pressions...). Les informations collectées permettent de calculer deux scores : le Lake Habitat Quality Assessment (LHQA) et le Lake Habitat Modification Score (LHMS, cf. §0). Le LHQA peut avoir une valeur maximale de 116 qui est attribuée à une zone très diversifiée et favorable au développement et au maintien de l'activité biologique. Pour notre étude, nous avons utilisé le score LHQA et ses 3 sous-scores comme variables environnementales ("Riparian", "Shore" et "Littoral").

¹ Les auteurs remercient Météo-France pour les données issues de l'analyse SAFRAN, mises gracieusement à la disposition de Irstea pour cette étude.

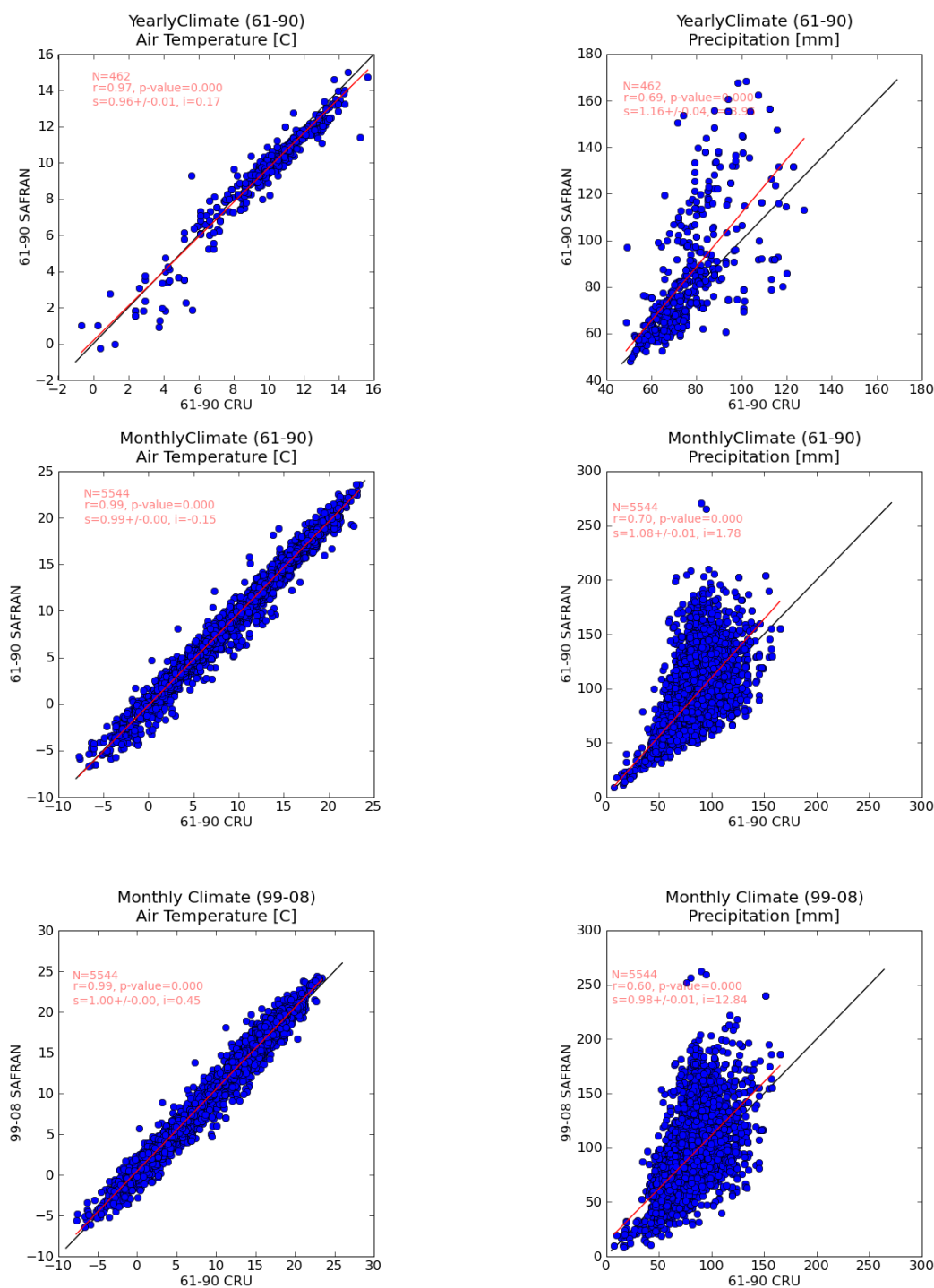


Figure 5 : Comparaison des données SAFRAN (axes verticaux) et CRU (axes horizontaux) de température de l'air (colonne de gauche) et de précipitation (colonne de droite) en moyennes annuelles (en haut) sur la période 1961-1990, en moyennes mensuelles (au centre) sur la période 1961-1990 et, en moyennes mensuelles sur la période 1999-2008 pour les données SAFRAN et sur la période 1961-1990 pour les données CRU.

2.3. Forces-motrices et pressions anthropiques

a) Nouvelles forces-motrices

Trois nouveaux types de forces-motrices ont été ajoutés à la liste des variables anthropiques disponibles pour approximer les niveaux de pressions subies par les plans d'eau nationaux.

LUI (Land Use Index)

Le LUI est un indice d'occupation des sols tiré de Hering, Johnson *et al.* (2006). Cet indice est basé sur l'hypothèse que les sites urbains ont une plus forte incidence sur les flux que les terres cultivées, alors que l'impact de la forêt et des pâturages est minime. Le LUI est ainsi calculé comme la somme du pourcentage d'urbanisme et de la moitié du pourcentage des terres agricoles.

NOPOLU (apports azotés)

Le surplus en azote modélisé par le modèle NOPOLU (Commissariat Général au Développement Durable 2010) a été pris en compte pour estimer les niveaux de pressions anthropiques de type apport externe en nutriments azotés. Ces modélisations prennent en compte les récentes améliorations des délimitations des bassins-versants lacustres et de leur caractérisation issues du protocole BAVELA (Heyd, Alleaume *et al.* 2012).

LHMS (altération des berges)

Le Lake Habitat Survey permet de caractériser la qualité des habitats et leurs altérations au travers d'un relevé de terrain (Rowan, Soutar *et al.* 2006). Sur 10 points répartis de façon homogène sur le pourtour du lac, la berge, la zone riveraine et la zone littorale sont caractérisées par des descripteurs de la végétation et du substrat. Simultanément, le pourtour du lac est décrit grossièrement entre les 10 points (occupation des sols, pressions...).

Les informations collectées en application du Lake Habitat Survey permettent de calculer deux scores : le "Lake Habitat Quality Assessment" (LHQA, cf. §2.2) et le "Lake Habitat Modification Score" (LHMS). Le LHMS permet de qualifier l'altération des habitats en sommant les notes les plus déclassantes de 6 sous-scores. Cet indice peut atteindre une note maximale de 42 pour laquelle l'anthropisation est maximale. Pour notre étude, nous avons utilisé le score LHMS et 5 de ses 6 sous-scores comme forces-motrices indicatrices des niveaux de pressions anthropiques : "Shore Zone Modification", "Shore Zone Intensive Use", "Lake Use", "Hydrology" et "Sediment Regime" (et sans "Species" qui est le sous-score lié aux espèces végétales exotiques invasives).

b) Description plus fines des corridors

Des croisements plus précis qu'auparavant ont été réalisés sur le pourtour des cuvettes lacustres selon le protocole Corila (Alleaume and Argillier 2012) :

- + à un pas de 200 mètres entre 200 mètres et 2000 mètres pour les données CORINE LAND COVER (occupation du sol et densité de population) ;
- + à des largeurs de 15m, 25m, 50m, 100m, 150m, 200m, 250m, 300m, 400m et 500m autour des plans d'eau pour les données d'occupation du sol de la BD Topo® qui contient une description des éléments du territoire et de ses infrastructures avec une précision métrique. Nous avons utilisé les données de réseau routier (route et parking) et de réseau ferroviaire.

Ces nouvelles données nous permettent d'avoir une description plus fine de l'évolution des forces motrices sur les corridors. Ces croisements ont été réalisés sur les corridors eux-mêmes ou sur la partie de ses corridors limitée au bassin-versant (croisement des protocoles Corila et BAVELA).

c) Intégration de l'effet taille des bassins-versants

Dans les études précédentes, les pressions anthropiques *sensu stricto* étaient principalement approximées à partir de forces-motrices (e.g. pourcentage d'occupation du sol par les activités anthropiques issues de CORINE LAND COVER et BD Topo). En 2012, nous avons estimé plus finement les niveaux de pressions intra-bassin-versant que subissent les plans d'eau. En effet, pour un même pourcentage d'agriculture sur différents bassins-versants, le niveau réel de pression subi par les plans d'eau sera différent en fonction des surfaces respectives des bassins-versants. Pour prendre en compte l'effet de la taille du bassin-versant, nous avons transformé les pourcentage en kilomètres carrés en les multipliant par les surfaces des bassins-versants.

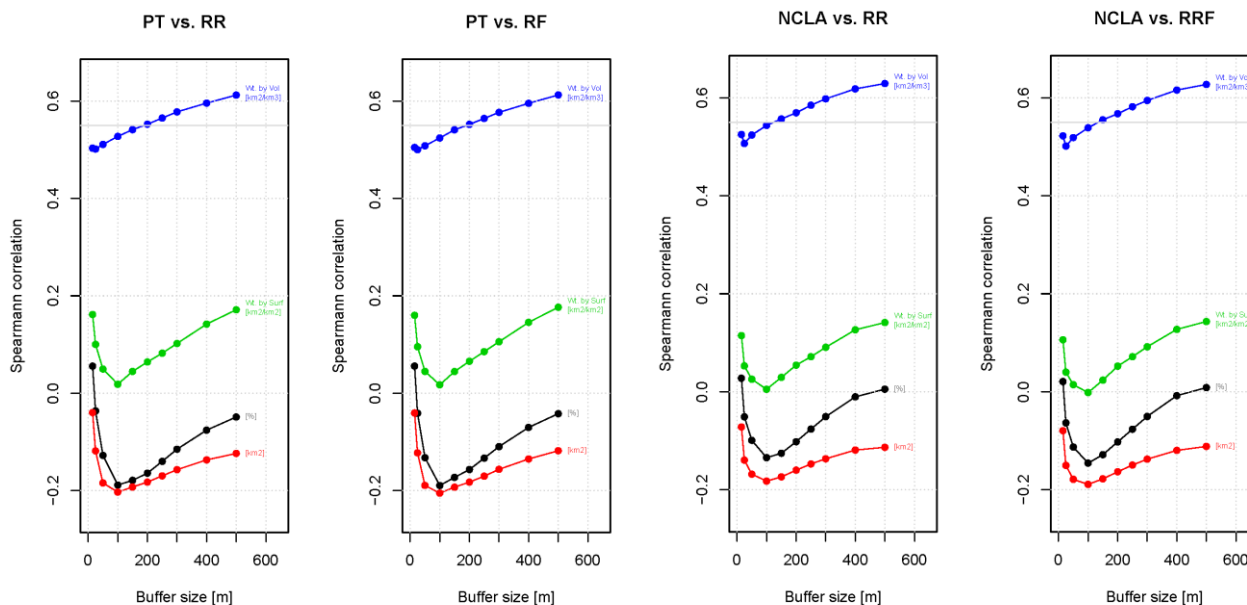


Figure 6 : Corrélation de Spearman entre, d'une part la métrique de Phosphore Total moyen (PT, à gauche) ou la métrique de transparence (NCLA, "Non-Chlorophyll Light Attenuation", modifiée de Jones, Hubbard et al. 2011, à droite) et, d'autre part le Réseau Routier (RR) ou le Réseau Routier et Ferroviaire (RRF) issus du protocole Corila. Les couleurs correspondent au données brutes en pourcentage (en noir), ramenées en km² (en rouge), puis divisées par les surfaces des plans d'eau (en vert) ou par les volumes des plans d'eau (en bleu). La ligne horizontale grise correspond au seuil de Spearman de (±)0.55 au-delà duquel la corrélation est considérée ici comme significative.

d) Intégration de l'effet dispersion/dilution dans les plans d'eau

Pour chaque plan d'eau, nous avons considéré les effets de dispersion ou de dilution des apports, respectivement sur la surface des plans d'eau ou dans le volume des plans d'eau. Pour ce faire, les données de CORINE LAND COVER (initialement en % et précédemment transformées en km²) ont été divisées respectivement par les surfaces ou par les volumes des plans d'eau. En effet, pour un même niveau de pression anthropique, e.g. une même quantité de matière en suspensions en kilogramme arrivant dans deux plans d'eau de surfaces différentes, la dispersion des apports avant sédimentation sera plus efficace sur une plus grande surface et, donc, les concentrations observées dans l'eau et ensuite dans les sédiments seront plus faibles. De la même façon, pour un même niveau de pression anthropique, e.g. une même quantité de surplus en azote en kilogramme arrivant dans deux plans d'eau de volumes différents, la dilution des apports sera plus efficace dans un plus grand volume ; les concentrations observées dans l'eau seront plus faibles. La prise en compte de l'effet dilution améliore considérablement les corrélations entre les métriques et les forces-motrices (Figure 6 et Figure 7).

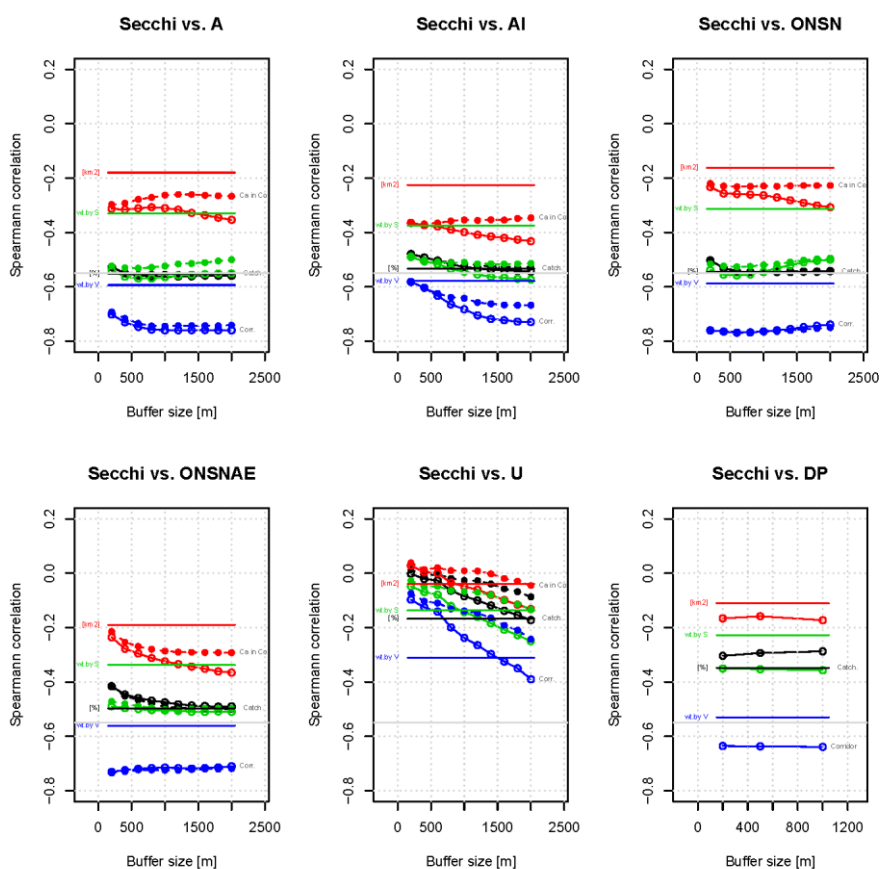


Figure 7 : Corrélation de Spearman entre la transparence de Secchi et les forces motrices issues de CORINE LAND COVER (A : agriculture, AI : agriculture Intensive, ONSN : occupation du sol ni naturelle et ni semi-naturelle, ONSNAE : occupation du sol ni naturelle, ni semi-naturelle et ni agriculture extensive, U : urbanisme et DP : densité de population) en fonction de la taille considérée du corridor (cercles ou du corridor intra-bassin-versant : cercles pleins). Les lignes horizontales correspondent aux valeurs calculées à l'échelle des bassins-versants complets. Les couleurs correspondent au données brutes en pourcentage (en noir), ramenées en km² (en rouge), puis divisées par les surfaces des plans d'eau (en vert) ou par les volumes des plans d'eau (en bleu). La ligne horizontale grise correspond au seuil de Spearman de (±)0.55 au-delà duquel la corrélation est considérée ici comme significative.

2.4. **Transparence : de nouvelles métriques**

a) **Extraction de la partie non-algale de la transparence**

Nous avons recherché des métriques potentielles de matière en suspension (MES) ou de transparence qui soient indépendantes du compartiment biologique et donc indépendantes des indicateurs biologiques de l'état écologique basés sur la concentration en chlorophylle a. En effet, les MES peuvent d'être d'origines minérale, animale (négligée) ou végétale et, la profondeur de disparition du disque de Secchi est une mesure intégrée de l'atténuation dans la colonne d'eau de la pénétration de la lumière depuis la surface due à la présence de :

- + matière en suspension organique d'origine végétale, principalement algale et dont l'abondance est proportionnelle aux concentration en chlorophylle a
- + matière en suspension organique d'origine animale, négligée
- + matière en suspension minérale, mesurée par la concentration en matière en suspension ou par la turbidité
- + carbone organique dissous, particules entre 10nm et 1000nm, en lien avec la couleur de l'eau

Matière en suspension non-algale (Non-algal SPM)

A partir des MES, nous avons extrait la composante algale des mesures de matière en suspension en utilisant (Figure 8 en haut à gauche) la relation présentée dans Gohin, Loyer et al. (2005). Ces auteurs proposent une estimation de la biomasse de phytoplancton [g/m^3] basée sur la concentration en chlorophylle a [mg/m^3] selon :

$$Phyto = 0.234 * Chl^{0.57}$$

Les données des plans d'eau français semblent en accord avec cette relation. En effet, toutes les observations de concentration en MES sont supérieures aux estimations de la biomasse de phytoplancton basées sur cette relation (Figure 8 en haut à droite).

La concentration en matière en suspension non-algale (NASPM [g/m^3]) s'obtient alors à partir de la concentration en matière en suspension mesurée dans les réseaux (SPM [g/m^3]) selon :

$$NASPM = SPM - 0.234 * Chl^{0.57}$$

Atténuation non-algale de la lumière (NCLA)

A partir des mesures de profondeur de disparition du disque de Secchi (SD), nous avons suivi la démarche de Jones et Hubbart (2011) qui proposent d'isoler la composante non algale (NCLA, *Non-Chlorophyll Light Attenuation*) du SD selon :

$$NCLA = [1/SD] - [1/SD_{max}]$$

où SD_{max} est la profondeur de disparition du disque de Secchi uniquement liée à la présence d'algue. SD_{max} s'obtient graphiquement en représentant SD en fonction des concentrations en chlorophylle a et en faisant une régression par quantile (Figure 9), d'où :

$$\log_{10}(SD_{max}) = 1.18 - 0.53 * \log_{10}(Chla) - 0.05 * [\log_{10}(Chla)]^2$$

Atténuation non-algale et non-colloïdale de la lumière (NCDOCLA)

Inspiré de Jones et Hubbart (2011), nous avons ensuite enlevé la part colloïdale de l'atténuation non-algale de la lumière (NCDOCLA, *Non-Chlorophyll-Dissolved Organic Carbon Light Attenuation*) (voir Figure 9) selon :

$$NCDOCLA = \frac{1}{[1/NCLA]} - \frac{1}{[1/NCLA]_{max}}$$

où $[1/NCLA]_{max}$ est calculé selon :

$$[1/NCLA]_{max} = 2.04 - 1.01 * \log_{10}(DOC) - 0.14 * [\log_{10}(DOC)]^2$$

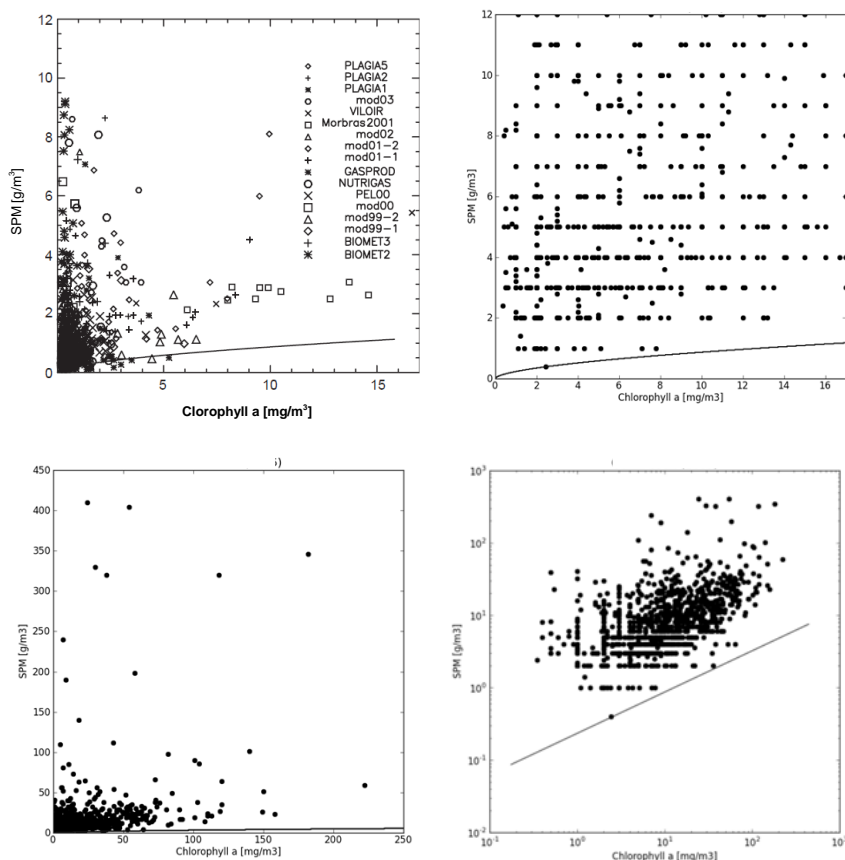


Figure 8 : Résultats des mesures de concentration en matière en suspension (SPM [g/m^3]) représentés en fonction des résultats des mesures de concentration en chlorophyll a ($[\text{mg}/\text{m}^3]$) issues de la littérature (Gohin, Loyer et al. 2005) (graphique en haut à gauche) et issues des réseaux de suivis dans les plans d'eau français (les autres graphiques) : à la même échelle que celle de la figure de Gohin, Loyer et al. (2005) (en haut à droite), à une échelle présentant l'ensemble des valeurs observées (en bas à gauche) et dans une graphique log-log (en bas à droite). La courbe/droite noire représente l'équation proposée par Gohin, Loyer et al. (2005).

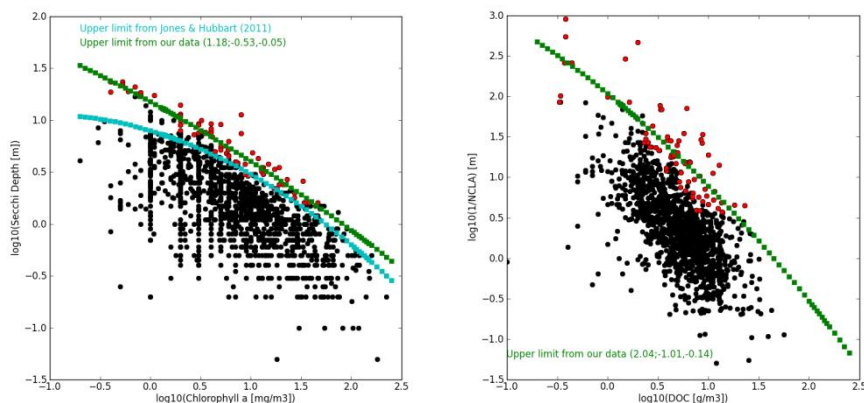


Figure 9 : A gauche : résultats des mesures de profondeur de disparition du disque de Secchi (Secchi Depth [m]) représentés en fonction des résultats des mesures de concentration en chlorophyll a [mg/m^3] dans un graphique log-log. A droite : résultats du calcul de l'atténuation non-algale de la lumière (NCLA [m]) représentés en fonction des résultats des mesures de concentration en carbone organique dissous (DOC [g/m^3]) dans un graphique log-log. Les lignes pointillées vertes représentent les relations obtenues à partir de régressions par quantiles (*i.e.* en utilisant les points rouges). La ligne pointillée bleue représente la relation de Jones et Hubbard (2011).

b) Limites à la méthode

Les mesures de concentration en matière en suspension (MES), de colloïdes organiques (~COD) et de chlorophylle a sont réalisées sur des prélèvements d'eau intégrés en zone euphotique, *i.e.* sur une colonne d'eau entre la surface et 2,5 fois la profondeur de disparition du disque de Secchi (*SD*). Ceci implique que la présence (respectivement l'absence) de matière minérale en suspension, de colloïdes organiques ou d'algues entre la profondeur de disparition du disque de Secchi et la base de la zone euphotique ($2,5 \cdot SD$) augmenterait (respectivement diminuerait) les concentrations mesurées, sans modifier la mesure de *SD*.

Malgré cela, l'atténuation non-algale de la lumière (NCLA) et l'atténuation non-algale et non-colloïdale de la lumière (NCDOCLA) (Figure 10) sont des métriques potentielles de transparence indépendantes du compartiment biologique et donc indépendantes des indicateurs biologiques de l'état écologique basés sur la concentration en chlorophylle a. Les premières analyses de corrélation entre celles-ci et les données de forces-motrices mettent d'ailleurs en évidence des corrélations significatives par contre ces corrélations ne sont pas meilleurs que les corrélations obtenues pour la profondeur de disparition du disque de Secchi (Tableau 2).

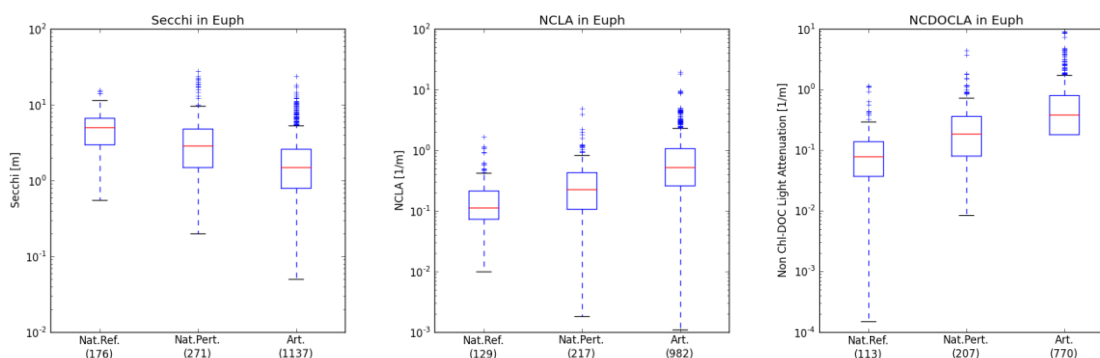


Figure 10 : Représentation en boîtes à moustaches sur un axe vertical logarithmique des valeurs observées en zone euphotique de la profondeur de disparition du disque de Secchi (à gauche) et des valeurs calculées de l'atténuation non-algale de la lumière, NCLA (au centre) et de l'atténuation non-algale et non-colloïdale de la lumière, NCDOCLA (à droite) pour les plans d'eau naturels de référence (Nat. Ref.), pour les plans d'eau naturels perturbés (Nat. Pert.) et pour les plans d'eau d'origine anthropique (Art.).

Tableau 2 : Coefficients de corrélation de Spearman entre les métriques moyennes de transparence et certaines forces-motrices.

	Secchi	ChloA	MES	NCLA	NCDOCLA	NASPM
LUI1000Corvlac	-0.78	0.66	0.75	0.74	0.72	0.74
ON600Corvlac	-0.77	0.66	0.74	0.73	0.71	0.73
AG2000Corvlac	-0.76	0.64	0.73	0.73	0.70	0.72
OA200Corvlac	-0.73	0.62	0.70	0.69	0.67	0.69
AI2000Corvlac	-0.73	0.60	0.70	0.71	0.69	0.69
RR500Corvlac	-0.67	0.57	0.64	0.61	0.59	0.62
RF500Corvlac	-0.67	0.57	0.64	0.61	0.59	0.62
DP1000Corvlac	-0.62	0.53	0.60	0.56	0.54	0.58
SurplusNvlac	-0.56	0.49	0.44	0.50	0.50	0.41
UR2000Corvlac	-0.38	0.32	0.38	0.32	0.31	0.35

2.5. **Réflexion sur la méthode statistique**

L'analyse statistique des relations pressions/impacts devant conduire à la sélection des métriques n'a pu être menée à son terme faute de personnel (départ anticipé du statisticien impliqué). Ainsi, ce rapport présente seulement l'état des connaissances et des pistes de réflexions que nous avons développées en 2012. La validation définitive de la méthodologie statistique et des résultats ne pourra se faire que début 2013 et n'est donc qu'illustrée à travers des exemples de travail réalisé sur les métriques de transparence et du phosphore total.

a) **Etapes du développement des indicateurs**

Ci-après, nous rappelons (cf. §4 dans Danis *et al.*, 2012) et précisons la procédure de développement des indicateurs physico-chimiques à partir de chacune des métriques potentielles :

- i) **présélection des variables** naturelles (variables environnementales) et anthropiques (forces-motrices/pressions) significativement corrélées à la métrique : méthode basée sur la valeur du coefficient de corrélation de Spearman >0.55 ou < -0.55 . La métrique doit au moins être significativement corrélée avec une pression/force-motrice ;
- ii) contrôle de la cohérence du **sens des relations** (positif ou négatif) entre la métrique et les variables : contrôle basé sur les connaissances du fonctionnement des plans d'eau ;
- iii) analyse des **distributions des valeurs** des métriques et des valeurs des variables explicatives. Pour les métriques : transformation des valeurs pour normalisation des distributions (exclusion des métriques non normalement distribuées) et, pour les variables explicatives : transformation des valeurs pour que les distributions se rapprochent autant que possible de la normalité (critère non exclusif) ;
- iv) contrôle des **corrélations entre les variables explicatives** présélectionnées : si deux variables sont corrélées significativement avec un coefficient de Spearman > 0.8 ou < -0.8 , la variable explicative la mieux linéairement corrélée à la métrique est retenue (corrélation de Pearson après transformation des valeurs) ;
- v) réalisation d'une analyse de type « **Stepwise** » BIC à partir des variables explicatives retenues : qualification du modèle linéaire de prédiction de la métrique (actuellement, les interactions entre les variables ainsi que les relations de type quadratique ne sont pas encore prises en compte) et validation du modèle de prédiction par la méthode de "Leave One Out" ;
- vi) **prédiction de la valeur de référence théorique** (*i.e.* en l'absence de pression) avec le modèle linéaire et pour chaque plan d'eau ;
- vii) calcul des **écarts à la référence théorique** (Δ) ;
- viii) **normalisation des écarts (Δ) en EQR** selon une nouvelle proposition de méthode de type « *PminPmax* » ;
- ix) choix des **limites de classes** (à partir desquelles les valeurs-seuils pourront être estimées pour chaque plan d'eau) ;
- x) prise en compte des incertitudes : évaluation des pourcentages de **probabilité de classement** dans chacune des classes d'état et pour chaque plan d'eau.

Les trois derniers points seront développés plus bas.

b) **Méthode de type "Hindcasting", calcul des écarts (Δ) à la référence**

La méthode « Hindcasting » implique de mettre à zéro la valeur de la ou des pressions du modèle de prédiction de la métrique afin de prédire sa valeur dite « de référence » en l'absence de pression (cf. § 4.1 dans Danis *et al.*, 2012). Nos modèles de prédiction n'expliquant pas 100% de la variance de la métrique, nous avons plutôt utilisé les valeurs

minimales observées des pressions pour prédire la valeur de référence afin d'éviter les erreurs d'extrapolation (*i.e.* liées à l'estimation de la métrique en dehors du domaine de calibration du modèle).

Par ailleurs, dans le cas de modèle de prédiction incluant plusieurs pressions/forces-motrices, il était jusqu'à présent prévu de fixer toutes les pressions à zéro et d'analyser séparément la réponse de l'EQR aux différentes pressions/forces-motrices. Nous proposons de tester également les deux méthodes suivantes :

- + pour chaque pression/force-motrice indépendamment les unes des autres, sa valeur est fixée à son minimum et l'EQR résultant est uniquement confronté à cette pression/force-motrice.
- + les valeurs de toutes les pressions/forces-motrices sont fixées à leurs valeurs minimales et l'EQR résultant est confronté à la pression dite "synthétique", *i.e.* qui correspond à la combinaison linéaire des pressions/forces-motrices dans le modèle de prédiction.

c) Transformation des Δ en EQR : les points d'ancrage

La transformation des valeurs des écarts à la référence théorique (Δ) en valeurs EQR est une transformation géométrique qui permet de normaliser les Δ afin d'avoir des éléments de qualité comparables sur une échelle linéaire allant de 0 à 1. La position des plans d'eau par rapport à ces bornes dépend des points d'ancrage Δ_{Min} et Δ_{Max} choisis qui se transformeront en EQR=1 et EQR=0. Pour réaliser les transformations, les méthodes suivantes ont été testées :

- + Méthode du percentile 95 ("*Per95*") : cette méthode consiste à utiliser les percentiles 95 et 5 des valeurs d'écarts (Δ_{Per95} et Δ_{Per5}) pour ancrer la normalisation en EQR selon l'équation suivante pour une métrique variant positivement avec la pression :

$$EQR = \frac{\Delta_{Per95} - \Delta}{\Delta_{Per95} - \Delta_{Per5}}$$

- + Méthode du minimum et du maximum ("*MinMax*") : cette méthode consiste à utiliser les valeurs minimale et maximale des écarts (Δ_{Min} et Δ_{Max}) pour ancrer la normalisation en EQR selon l'équation suivante pour une métrique variant positivement avec la pression :

$$EQR = \frac{\Delta_{Max} - \Delta}{\Delta_{Max} - \Delta_{Min}}$$

Il nous apparaît que ces deux méthodes donnent un poids important aux Δ des plans d'eau les plus éloignés du modèle de prédiction de la référence et, donc, aux plans d'eau dont les valeurs des métriques sont les moins bien prédites. Pour éviter ce risque, nous proposons une méthode de normalisation basée sur l'estimation des point d'ancrage (Δ_{PMin} et Δ_{PMax}) correspondant respectivement aux niveaux de pressions observées le plus faible (P_{Min}) et le plus élevé (P_{Max}).

- + Méthode des pressions extrêmes ("*P_{Min}P_{Max}*") : dans le cas d'un modèle multilinéaire de type $M = a * VE + b * P + c$ où a, b et c sont les coefficients du modèle et, M, VE et P sont respectivement une variable environnementale et une variable de pression/force-motrice qui permettent de modéliser la métrique physico-chimique M, les points d'ancrage se calculent selon :

$$\Delta_{PMax} = (a * VE + b * P_{Max} + c) - (a * VE + b * P_{Min} + c)$$

$$\Delta_{PMax} = b * (P_{Max} - P_{Min})$$

et :

$$\Delta_{PMin} = (a * VE + b * P_{Min} + c) - (a * VE + b * P_{Min} + c)$$

$$\Delta_{PMin} = b * (P_{Min} - P_{Min})$$

$$\Delta_{PMin} = 0$$

et la normalisation en EQR se fait selon l'équation suivante pour une métrique variant positivement avec la pression :

$$EQR = \frac{\Delta_{PMax} - \Delta}{\Delta_{PMax} - \Delta_{PMin}}$$

Dans le cas de métrique variant négativement avec la pression, la normalisation en EQR se fait en transformant les équations précédentes selon : $EQR' = 1 - EQR$.

d) Choix des limites de classe

Comme rappelé en introduction du précédent rapport (Danis et al., 2012), le TRES BON état des indicateurs physico-chimiques soutenant la biologie est défini par l'absence de perturbations anthropiques (conditions non perturbées) et les autres états doivent être cohérents aux classements donnés par les éléments de qualité biologique.

En présence de plans d'eau de référence (cas des lacs naturels), la limite TRES BON / BON sera obtenue en considérant un seuil d'EQR au-dessus duquel 75 % des plans d'eau de référence sont classés en TRES BON état. Les autres valeurs-seuils seront ajustées en 2013 pour être cohérentes avec les indicateurs biologiques.

Pour illustration de la méthodologie, nous avons, dans la suite de ce rapport, fixé les limites inférieures en divisant en 4 classes d'égale largeur la gamme entre $EQR=0$ et $EQR_{TB/B}$.

En l'absence de plans d'eau de référence dans le cas des retenues, la méthodologie est encore à développer.

Contraintes de la méthode

Comme illustré sur la Figure 11, le choix de la méthode d'ancrage (§2.5 c) peut contraindre considérablement la répartition des plans d'eau par rapport aux limites de classe, donc les valeurs-seuils des limites autres que TRES BON / BON, et donc le nombre de plans d'eau classés moins que BON. Cela est lié au fait qu'il y a une dispersion importante des plans d'eau autour du modèle et que la position de $EQR=0$ sert à définir les limites de classe. Dans le cas d'une agrégation de plusieurs EQR (e.g. par une moyenne) en un indicateur synthétique (e.g. l'indicateur poisson plan d'eau ou les 6 indicateurs des 6 paramètres physico-chimiques), la méthode choisie peut être déterminante. Une analyse plus approfondie des répercussions des différentes méthodes sur le classement final doit être faite.

Différence entre plans d'eau naturels et plans d'eau artificiels

Dans ces analyses statistiques, tous les types de plans d'eau français (naturels et d'origine anthropique) ont été pris en compte pour calibrer les modèles et ceci dans le but d'avoir un nombre de plans d'eau permettant d'avoir des modèles de prédiction robustes. Une fois le modèle défini, la normalisation en EQR et/ou le choix des limites de classe et donc des valeurs-seuils pourrait se faire par type artificiel/naturel voire même par sous-type (e.g. MEA/MEFM, N1/2/..., A1/A2/...).

De plus, pour le potentiel écologique des retenues, aucune liste de plans d'eau de référence n'est encore arrêtée aujourd'hui. Une méthode de quantification de la limite de classe TRES BON / BON est donc encore à développer. Une division par 5 parties égales sur la gamme d'EQR entre 0 et 1 est envisageable comme proposée pour l'indice ichtyofaune lacutre (Ruiz and Argillier 2013). Par contre, cette méthode rend le classement des plans d'eau

étroitement dépendant de la méthode utilisée de normalisation des écarts à la référence en EQR.

e) Valeurs-seuils

Une fois les limites de classes fixées par comparaison aux indicateurs biologiques (travail prévu en 2013), les valeurs-seuils correspondant aux limites de classe s'obtiendront alors par inversion des étapes vi à ix rappelées plus haut (§2.5 a).

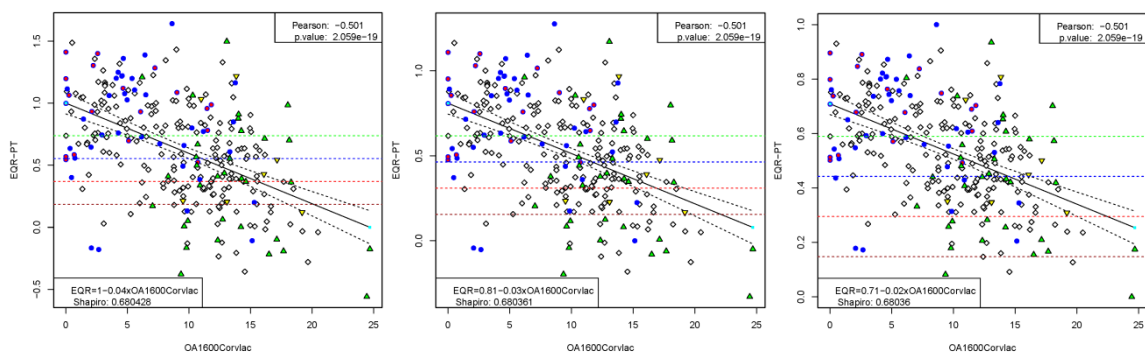


Figure 11 : Illustration des répercussions du choix de la méthode d'ancrage "*PminPmax*" (à gauche), "*P95*" (au centre) et "*MinMax*" (à droite) sur la position des plans d'eau vis-à-vis des limites de classe. Les lignes horizontales verte, bleue, rouge et rouge foncée représentent respectivement les limites de classe TRES BON/BON, BON/MOYEN, MOYEN/MEDIOCRE et MEDIOCRE/MAUVAIS. Voir détails des symboles dans la légende de la Figure 13.

2.6. Estimation des incertitudes

Dans le cadre de la programmation Aquaref, un travail de qualification des incertitudes au sens DCE et d'harmonisation des méthodes de leur quantification pour les différents compartiments biologiques est en cours. Dans l'attente des résultats de ce travail, nous avons recensé, pour la physico-chimie, les sources d'erreurs à l'origine des incertitudes des indicateurs physico-chimiques. Nous avons aussi initié la quantification de deux types d'erreur : l'erreur liée au niveau de confiance des coefficients du modèle de prédiction des conditions de référence par approche de type "Hindcasting" (appelée ici "incertitudes du modèle") et l'erreur liée à la variabilité temporelle des observations des suivis (appelée ici "incertitudes de réseau").

a) Sources d'incertitude

A chacune des étapes de la construction d'un indicateur, une ou plusieurs sources d'incertitude existent et, la somme/propagation de ces erreurs jusqu'à l'EQR final constitue l'incertitude de classement, *i.e.* un paramètre non négatif qui caractérise la dispersion des valeurs de classe état physico-chimique attribuées au classement d'un plan d'eau.

Incertitude de réseau

L'incertitude de réseau serait liée au biais qui existe entre les observations (réseaux de mesures RCS et RCO) et les caractéristiques réelles de l'ensemble de la masse d'eau. L'incertitude de réseau est liée à :

- + la représentativité des observations, *i.e.* la somme de l'incertitude de mesure instrumentale et du biais opérateur (Blanquet, Botta et al. 2011). Ici, cette incertitude ne sera pas considérée par manque de moyen et nous la supposons négligeable par rapport aux variabilités temporelle et spatiale intra-plan d'eau et à la variabilité spatiale inter-plans d'eau des caractéristiques physico-chimiques.
- + la représentativité temporelle des observations vis-à-vis "du plan de gestion", *i.e.* l'incertitude liée au suivi discret des masses d'eau (a minima 4 campagnes par plan de gestion) et à l'absence de suivi en période hivernale. Le paragraphe b ci-après présente une proposition de considération de cette incertitude par le biais de la méthode de calcul de la métrique (ici une moyenne des observations).
- + la représentativité spatiale des observations (prélèvements à l'aplomb de la zone la plus profonde du plan d'eau) vis-à-vis de l'ensemble de la masse d'eau. L'incertitude de réseau spatiale ne peut être traitée pour l'ensemble des plans d'eau cela nécessiterait des suivis plus fins. Nous avons donc posé le postulat que l'évaluation de l'état se fait pour les données de suivis ou, en d'autres termes, que les données de suivi sont représentatives de la masse d'eau. Le niveau de confiance attribuable à un classement (Annexe 11 dans Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable 2010) prend en compte la représentativité des mesures vis-à-vis de la masse d'eau.

Incertitudes des variables explicatives

Cette incertitude est liée aux incertitudes et à la représentativité des variables explicatives que sont les variables environnementales et les variables de pressions/forces-motrices anthropiques. En effet, les valeurs disponibles pour ces variables sont :

- + soit des données relativement anciennes par rapport aux campagnes de suivi (*e.g.* 2006 pour l'occupation du sol et même 2000 pour la densité de population issues de Corine Land Cover). Il existe dans la littérature des ordres de grandeur des incertitudes associées à certaines de ces variables (*e.g.* ~15% d'incertitude dans l'estimation des types d'occupation du sol issus de Corine Land Cover dans Büttner and Maucha 2006) et des évidences de leurs évolutions (Yilmaz 2010) qui pourraient à terme être utilisées pour, par exemple, grouper les plans d'eau dont les niveaux de pressions augmentent,

sont stables ou diminuent. La considération de l'évolution des niveaux de pressions/forces-motrices pourrait également être un moyen de quantifier le risque de non atteinte du bon état.

- + soit des données très variables comme par exemple la profondeur maximale des plans d'eau marnant ou les conditions météorologiques exceptionnelles (e.g. année particulièrement ventée influençant la turbulence et donc provoquant une remise en suspension exceptionnelle des sédiments).

Incertitude de confiance ou de prédiction du modèle

L'incertitude de confiance est liée au niveau de confiance des coefficients du modèle de prédiction des conditions de référence (détail dans le paragraphe c ci-après).

L'incertitude de prédiction est liée à la capacité prédictive du modèle lors de la prédiction de la valeur de référence théorique de la métrique pour chaque plan d'eau à partir des variables environnementales et du niveau minimal de pression/force-motrice (étude envisagée pour 2013).

b) Incertitudes liées à la variabilité temporelle des observations

A minima, nous disposons des résultats d'analyses d'échantillons issus de 4 campagnes réalisées durant une année par plan de gestion. Depuis 2004, certains plans d'eau ont pu être suivis plus fréquemment que 4 campagnes annuelles et/ou plus fréquemment que une à 2 années par plan de gestion. Pour l'estimation des modèles d' "Hindcasting", nous avons opté pour une évaluation des moyennes des données de suivi dans la mesure où ces moyennes sont mieux corrélées aux pressions/forces-motrices que d'autres métriques (e.g. maximum, minimum, médiane...). Le résultat de la modélisation permet donc d'avoir une évaluation du niveau moyen des plans d'eau.

Pour évaluer les incertitudes liées à la variabilité temporelle des observations utilisées, nous avons réalisé 1000 simulations en échantillonnant pour chaque plan d'eau un sous-échantillon de 3 valeurs parmi les observations et en évaluant les valeurs d'EQR associées à ces 1000 nouvelles moyennes (Figure 16 : colonne centrale).

c) Incertitudes sur les coefficients du modèle de prédiction

Une autre part de l'incertitude provient de l'incertitude liée au traitement statistique. En effet, un modèle statistique est un outil mathématique qui permet de reproduire un mécanisme à un certain niveau de confiance. La prise en compte de cette confiance dans le calcul des EQR a été fait un reproduisant 1000 simulations et, pour chacune d'elles, en tirant au hasard les valeurs des coefficients du modèle d' "Hindcasting" en considérant la matrice de covariance des coefficients (Ripley 1987) (Figure 16 : colonne de gauche).

d) Sommes des incertitudes

Pour évaluer la somme de ces deux types d'incertitudes et calculer les pourcentages de classement d'un plan d'eau dans chaque classe d'état, nous proposons de représenter la distribution des 2000 simulations, i.e. 1000 simulations pour l'estimation des incertitudes liées à la variabilité temporelle des observations et 1000 simulations pour l'estimation des incertitudes liées aux coefficients du modèle de prédiction (Figure 16 : colonne de droite).

3. Résultats préliminaires : le phosphore total

Une première avancée sur la métrique de la concentration moyenne de phosphore total en zone euphotique est présenté ici.

Le modèle d' "Hindcasting"

Pour la concentration moyenne des observations des concentrations en phosphore total en zone euphotique (PT, [µg/L]), le modèle d' "Hindcasting" (r^2 ajusté = 0.51 et N=279) est :

$$\begin{aligned} \sqrt{\log_{10}(PT)} &= 1.281(\pm 0.038) - 0.125(\pm 0.022) * \log_{10}(Z_{maxObsMean}) \\ &+ 0.012(\pm 0.002) * \log_{10}(1 + OA1600Corvlac)^2 \end{aligned}$$

où $Z_{maxObsMean}$ [m] est la profondeur maximale moyenne observée (§2.2) et $OA1600Corvlac$ [km²/km³] est la surface d'occupation naturelle et semi-naturelle et d'agriculture extensive sur un buffer de 1600m autour du plan d'eau, divisée par le volume du lac (§0). La Figure 12 présente les critères de qualité du modèle.

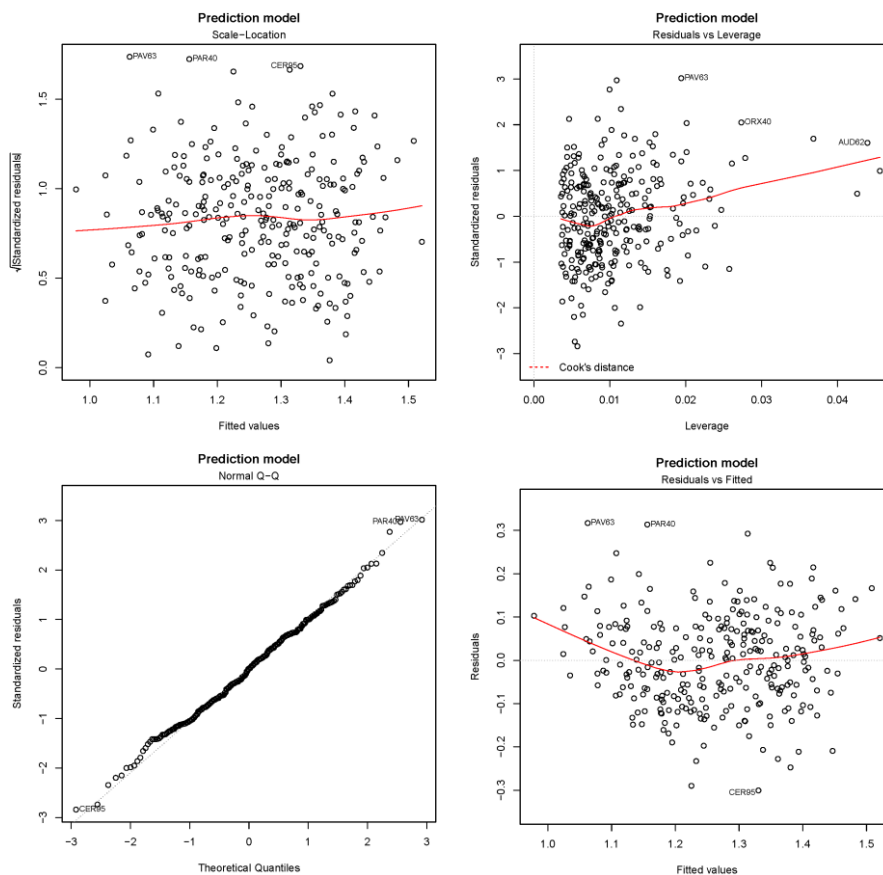


Figure 12 : Critères de qualité du modèle d' "Hindcasting".

Relation EQR~forces-motrices

La Figure 13 illustre la relation entre, d'une part, les valeurs des EQR, **sans la prise en compte des incertitudes**, basés sur les coefficients moyens du modèle d' "Hindcasting" et, d'autre part, les valeurs de la force-motrice utilisée dans le modèle, *i.e.* la surface d'occupation naturelle et semi-naturelle et l'agriculture extensive sur un buffer de 1600m autour du plan d'eau, divisée par le volume du lac.

La méthode d'ancrage utilisée est celle du "PminPmax" (§2.5 c).

Le gradient inter-plans d'eau de cette force-motrice explique 50% de la variance des concentrations moyennes en phosphore total observées dans les plans d'eau en zone euphotique.

Classement et incertitudes

Basé sur la méthode des "75% des plans d'eau de référence en TRES BON état" (§2.5 d), les limites de classe sont :

- + TRES BON / BON = 0.74
- + BON / MOYEN = 0.55
- + MOYEN / MEDIOCRE = 0.37
- + MEDIOCRE / MAUVAIS = 0.18

La comparaison avec les autres méthodes d'ancrage (Tableau ci-dessous et Figure 15) montre peu de différence mais la transformation de ces valeurs en valeurs-seuils donnera des résultats obligatoirement différents. Seul l'ajustement final par la confrontation des indicateurs physico-chimiques aux indicateurs biologiques permettra de fixer définitivement les limites de classe et les valeurs-seuils.

Les documents PDF joints présentent pour chaque agence de bassin les pourcentages de classement des plans d'eau dans chaque classe d'état. Ces pourcentages ont été obtenus pour la moyenne du phosphore total en zone euphotique pour l'ensemble des plans d'eau disposant de au moins 4 observations au-dessus de leur seuil de quantification. La Figure 16 en illustre un échantillon.

Tableau 3 : Valeurs des EQR correspondant aux limites de classe d'état selon la méthode d'ancrage de la normalisations en EQR des écarts à la référence théorique (Voir détails sur les méthodes au §2.5 c). La colonne de gauche donnent les moyennes et les écarts types (Std) des valeurs EQR aux limites de classe.

Limites de classe	Méthodes d'ancrage			Moyenne (±Std)
	<i>Per95</i>	<i>MinMax</i>	<i>PminPmax</i>	
TRES BON / BON	0.62	0.59	0.74	0.65 (±0.08)
BON / MOYEN	0.46	0.44	0.55	0.48 (±0.06)
MOYEN / MEDIOCRE	0.31	0.29	0.37	0.32 (±0.04)
MEDIOCRE / MAUVAIS	0.15	0.15	0.18	0.16 (±0.02)

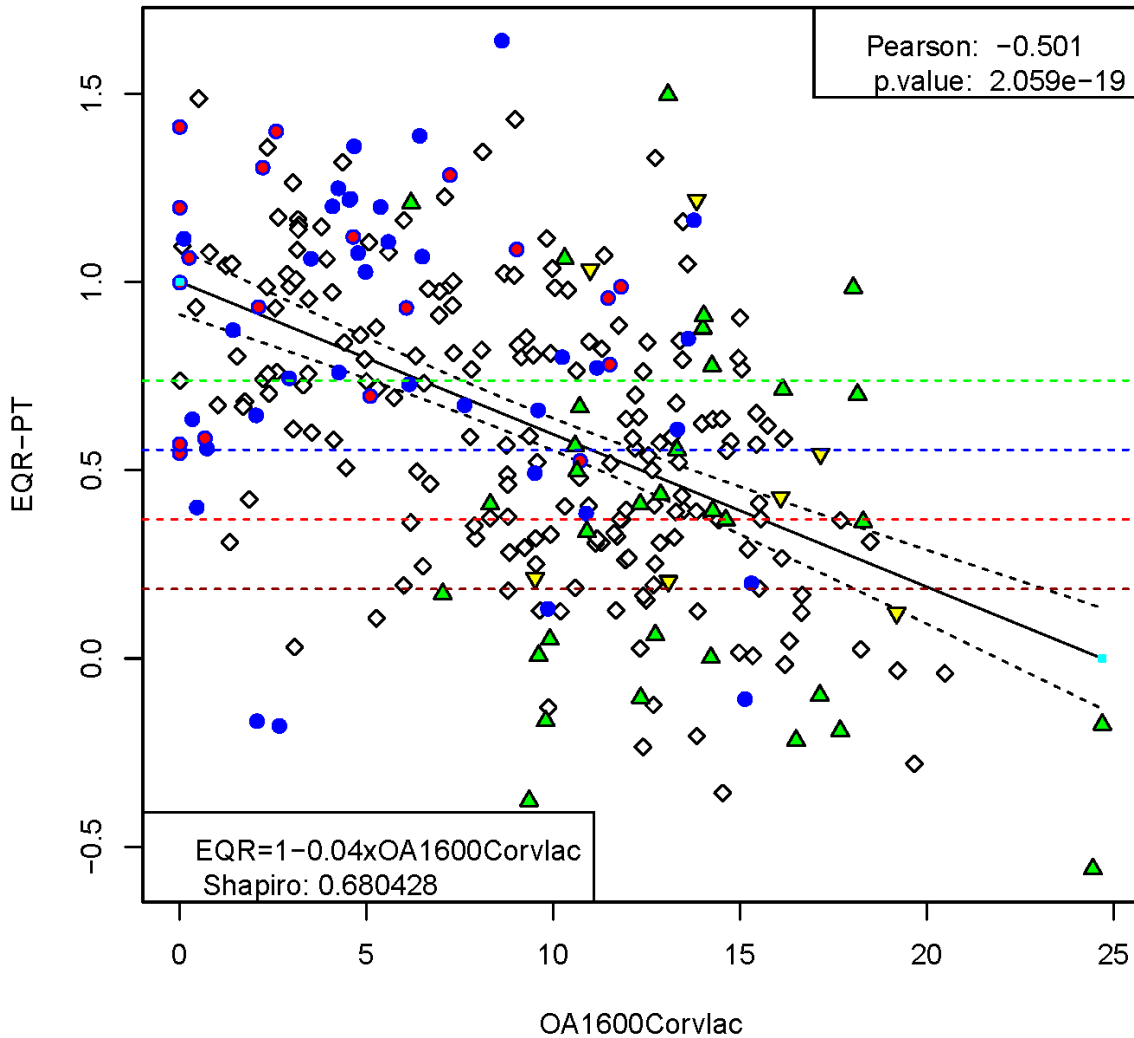
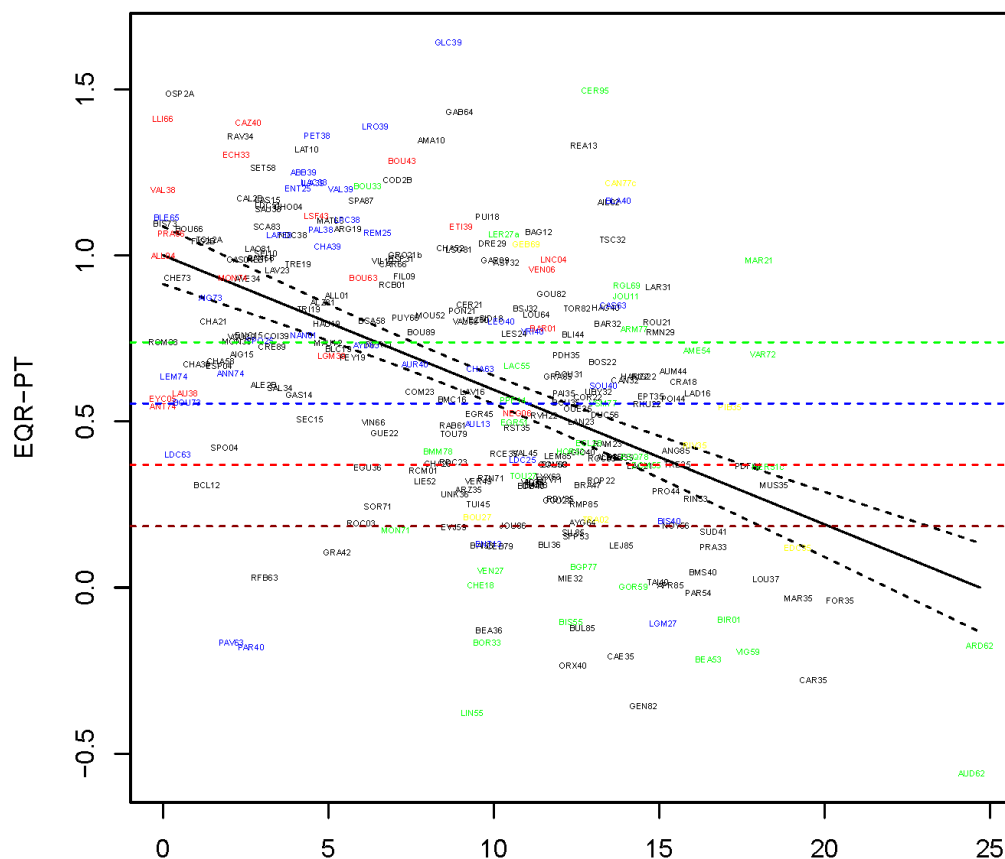


Figure 13 : Relation entre l'EQR, sans la prise en compte des incertitudes, du phosphore total moyen en zone euphotique (PT, [$\mu\text{g/L}$], variable transformée selon $\log_{10}(\text{PT})^{**.5}$) et la surface d'occupation naturelle et semi-naturelle et agriculture extensive sur un buffer de 1600m autour du plan d'eau (OA1600Corvlav, [km^2/km^3], variable transformée selon $\log_{10}(1+\text{OA1600Corvlav})^{**2}$). Cercles bleus : plans d'eau naturels perturbés ; cercles bleus et rouges : plans d'eau naturels de référence ; losanges noirs : plans d'eau de type retenue ; triangles verts : plans d'eau obtenus par creusement de type étang piscicole ; triangles jaunes : plans d'eau obtenus par creusement de type gravière. *Pearson* : valeur du coefficient de corrélation entre EQR et OA1600Corvlav. *p.value* : p-value associée à cette corrélation. $EQR=1-0.04*OA1600Corvlav$: équation de la droite noire. *Shapiro* : p-value du test de la significativité de la normalité des résidus du modèle $EQR \sim OA1600Corvlav$. Lignes pointillées noires : niveau de confiance de la droite. Lignes horizontales verte, bleue, rouge et rouge foncée : limites de classe, respectivement, TRES BON/BON, BON/MOYEN, MOYEN/MEDIOCRE et MEDIOCRE/MAUVAIS. Voir la figure suivante pour identifier par le code lac le nom des plans d'eau.



OA1600Corvlac

Figure 14 : Identifiants (Code_lac) correspondant aux symboles de la figure précédente.

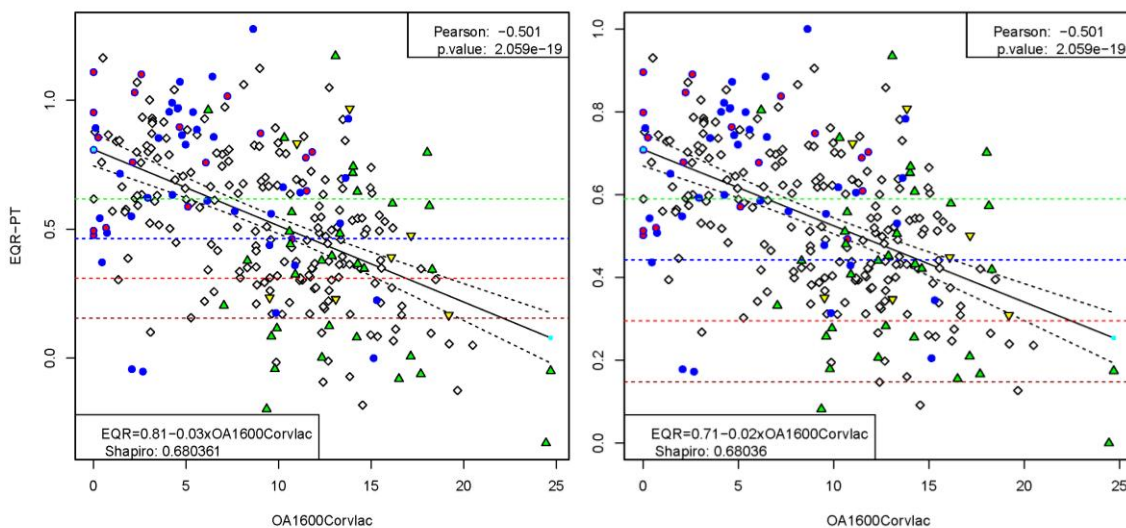


Figure 15 : Idem que pour Figure 12 mais par la méthode d'ancrage "P95" (à gauche) et la méthode d'ancrage "MinMax" (à droite).

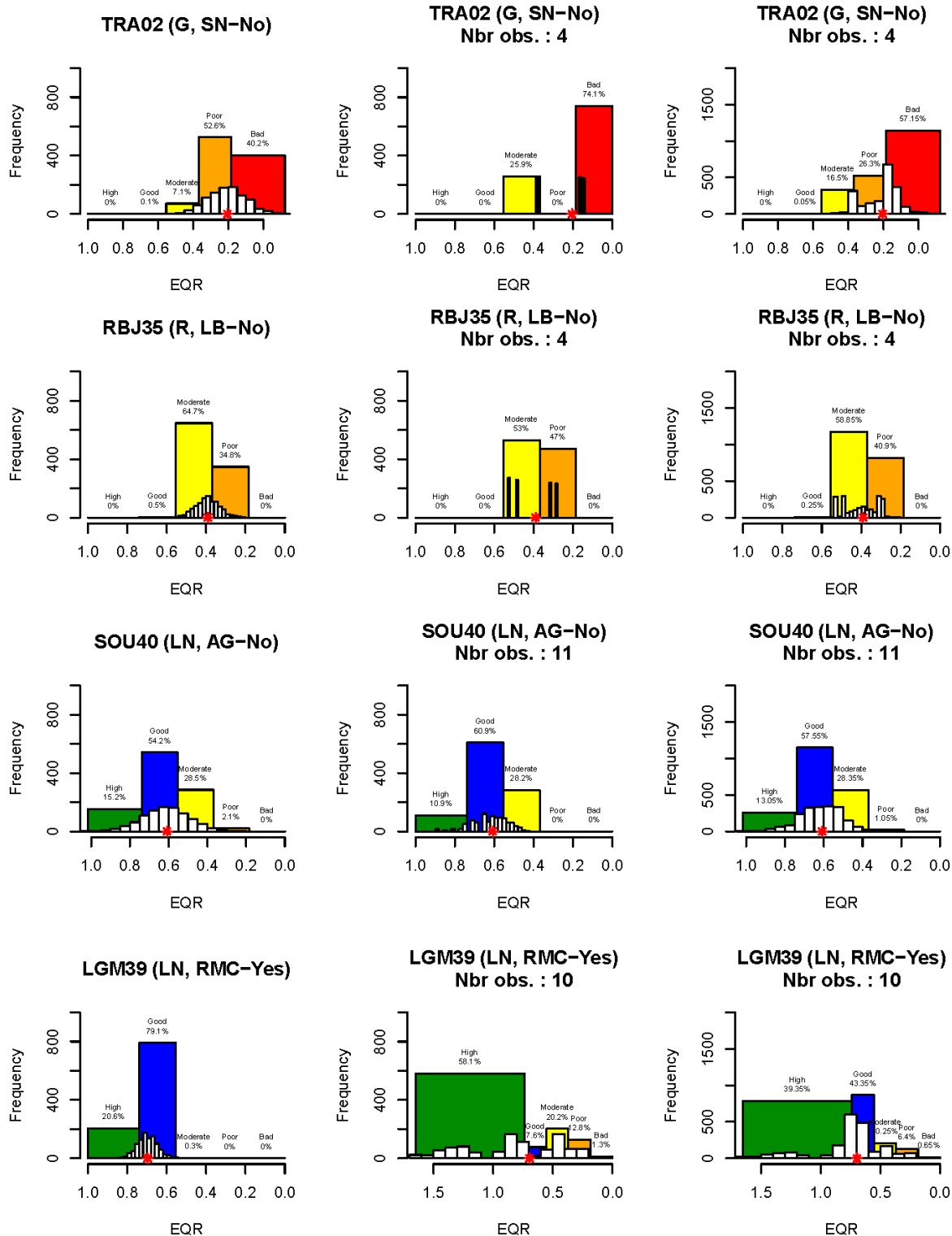


Figure 16 : Distributions des valeurs simulées d'EQR (axe horizontal) pour le phosphore total moyen en zone euphotique de (de haut en bas) la gravière de Travecy (TRA02), la retenue du Bois Joli (RBJ35), l'étang de Soustons (SOU40) et le lac du Grand Maclu (LGM39) en considérant uniquement les incertitudes liées au niveau de confiance des coefficients du modèle d' "Hindcasting" (à gauche), uniquement les incertitudes liées à la variabilité temporelle des observations (au centre) et la somme des deux incertitudes (à droite).

4. Conclusions et perspectives

Conclusions

Ce rapport présente un bilan des travaux réalisés en 2012 sur l'établissement des valeurs-seuils pour les paramètres physico-chimiques généraux soutenant la biologie. Ces travaux ont principalement porté sur :

- + le contrôle des données récentes (2010-2011) issues des réseaux de suivi (RCS et RCO) et transmises par les agences de bassin (§2.1). Ce contrôle a donné lieu à plusieurs aller-retour entre le Pôle et les agences dans le but d'harmoniser la qualité des données au sein des banques de bassins et de la base PLAN_DEAU au Pôle. Des problèmes recensés sont encore en cours de correction dans certains bassins. Malgré cela, nous disposons de données issues du suivi de plus de 300 plans d'eau. Enfin, l'analyse des données a mis en évidence un risque de contamination des échantillons d'eau des prélèvements de fond par de l'eau interstitielle sédimentaire. Nous avons alors privilégié l'utilisation des observations en zone euphotique pour le développement des indicateurs.
- + le traitement des variables environnementales (§2.2) et anthropiques (§0) dans le but d'améliorer la modélisation des variations inter-plans d'eau des paramètres physico-chimiques. En particulier, i) la caractérisation des variables environnementales élémentaires (e.g. profondeur maximale) a été précisée à partir des longueurs des profils de température mesurés dans les réseaux ; ii) la description des conditions météo-/climato-logiques a été affinée à partir des sorties du modèle SAFRAN ; et iii) les forces-motrices ont été précisées en prenant en compte l'effet dilution des apports par le volume des cuvettes lacustres.
- + la déconvolution de la composante non-biologique des métriques de transparence pour développer un indicateur transparence indépendant des indicateurs biologiques (§2.4). Par exemple, basé sur des relations issues de la littérature, les concentrations en chlorophylle a ont permis d'estimer la biomasse algale qui a ensuite été déduite de la concentration en matière en suspension.
- + une réflexion sur la méthode statistique pour le développement des indicateurs et en particulier, pour le choix des points d'ancrage lors de la normalisation en EQR des écarts à la référence (§2.5). En particulier, la réflexion portant sur le choix de la méthode d'ancrage de la normalisation en EQR met l'accent sur les conséquences en terme de classement absolu des plans d'eau. Et ceci surtout dans les cas où plusieurs EQR doivent être agrégés en un seul indicateur.
- + le recensement des sources d'incertitudes potentielles s'ajoutant à chacune des étapes du développement des indicateurs pour la quantification des incertitudes des classements des plans d'eau (§0). Parmi ces sources potentielles, une méthode d'estimation des incertitudes de classement est proposée pour tenir compte des incertitudes de réseau et des incertitudes de confiance du modèle.

Perspectives

En perspectives, les travaux à privilégier pour finaliser la définition des valeurs-seuils pour les indicateurs physico-chimiques généraux soutenant la biologie en plans d'eau sont :

- + la définition avec les agences d'une liste de retenues de référence ou d'un seuil de TRES BON potentiel écologique pour les forces-motrices impliquées dans les modèles.
- + la prise en compte des éventuels retours des agences pour préciser les limites de classe.

- + la confrontation des indicateurs physico-chimiques généraux aux indicateurs biologiques pour préciser les limites de classe autres que la limite TRES BON / BON.
- + l'estimation, dans la mesure du possible, des autres sources d'incertitudes telle que l'incertitude de prédiction du modèle d' "Hindcasting" et l'erreur liée aux variables explicatives (e.g. Corine Land Cover : 15% d'erreur dans le calcul des surfaces, ZmaxObsMean : écarts types associés à la moyenne des longueurs des profils). Si la considération de l'évolution temporelle des forces-motrices (e.g. CLC) semble complexe à mettre en œuvre dans l'estimation des incertitudes associées, elle pourrait permettre d'évaluer le risque de non-atteinte du bon état ou du bon potentiel.
- + la définition d'une méthodologie d'agrégation des EQR des paramètres physico-chimiques par éléments de qualité (e.g. $EQR_{\text{phosphore total}} + EQR_{\text{nitrates}} = EQR_{\text{nutriments}}$) puis agrégation des EQR des éléments de qualité en un indicateur physico-chimique global ($EQR_{\text{transparence}} + EQR_{\text{nutriments}} + EQR_{\text{oxygène}} + EQR_{\text{température}} + EQR_{\text{salinité}} + EQR_{\text{acidification}} = EQR_{\text{physico-chimie}}$).

5. Références

- Alleaume, S. and C. Argillier (2012). Corila : Corridors Rivulaires Lacustres (version 2012). Aix en Provence, Irstea: 22.
- Blanquet, J., F. Botta, et al. (2011). "Impact des opérations de prélèvements sur la variabilité des résultats d'analyses - Essai inter-comparaison sur le prélèvement en plan d'eau 2010 -." Amélioration des méthodes de prélèvements pour les paramètres physico-chimiques I A 01.
- Büttner, G. and G. Maucha (2006). "The thematic accuracy of Corine land cover 2000. Assessment using LUCAS (land use/cover area frame statistical survey)." EEA Technical Report No 7/2006. ISSN 1725-2237.
- Commissariat Général au Développement Durable (2010). NOPOLU-volet Agricole - Guide méthodologique. d. I. E. Ministère de l'Ecologie , du Développement durable et de la Mer: 115.
- Danis, P.-A. and C. Argillier (2011). "Seuils des paramètres physico-chimiques soutenant la biologie : Plans d'eau." Convention Onema/Cemagref: 49.
- De Bortoli, J. and C. Argillier (2008). Définition des conditions de référence et des limites des classes d'état sur la base d'une approche pressions/impacts - Plans d'eau - Paramètre chlorophylle-a, Cemagref: 51.
- Gohin, F., S. Loyer, et al. (2005). "Satellite-derived parameters for biological modelling in coastal waters: Illustration over the eastern continental shelf of the Bay of Biscay." Remote Sensing of Environment **95**(1): 29-46.
- Heyd, C., S. Alleaume, et al. (2012). BAVELA, Bassin Versant Lacustre: Méthode de délimitation et extraction de données spatiales. Aix-en-Provence, Irstea.
- Johansson, H., A. A. Brolin, et al. (2007). "New approaches to the modelling of lake basin morphometry." Environmental Modeling & Assessment **12**(3): 213-228.
- Jones, J. and J. Hubbart (2011). "NOTE: Empirical estimation of non-chlorophyll light attenuation in Missouri reservoirs using deviation from the maximum observed value in the Secchi-Chlorophyll relationship." Lake and Reservoir Management **27**(1): 1-5.
- Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (2010). "Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement." Journal Officiel de la République Française.
- Ripley, B. D. (1987). Stochastic simulation. New York.
- Rowan, J. S., I. Soutar, et al. (2006). Development of a technique for Lake Habitat Survey (LHS): phase 2. Dundee, Environmental Systems Research Group: 99.
- Ruiz, P. and C. Argillier (2013). Méthodes de bioindication pour les plans d'eau : Indices Ichtyofaune Lacustre. Rapport final. Aix-en-Provence, Irstea: (en cours).
- Vidal, J.-P., E. Martin, et al. (2009). "A 50-year high-resolution atmospheric reanalysis over France with the Safran system." International Journal of Climatology.
- Yilmaz, R. (2010). "Monitoring land use/land cover changes using CORINE land cover data: A case study of Silivri coastal zone in Metropolitan Istanbul." Environmental Monitoring and Assessment **165**(1-4): 603-615.

Onema
Hall C – Le Nadar
5 square Félix Nadar
94300 Vincennes
01 45 14 36 00
www.onema.fr

Irstea
Parc de Tourvoie
BP 44,
92163 Antony cedex
01 40 96 61 21
www.irstea.fr