



HAL
open science

Relations entre paramètres physico-chimiques des plans d'eau et occupation du bassin versant - Estimation des conditions de référence. Rapport d'avancement

V. Roubéix, P.A. Danis

► To cite this version:

V. Roubéix, P.A. Danis. Relations entre paramètres physico-chimiques des plans d'eau et occupation du bassin versant - Estimation des conditions de référence. Rapport d'avancement. [Rapport de recherche] irstea. 2016, pp.26. hal-02606146

HAL Id: hal-02606146

<https://hal.inrae.fr/hal-02606146>

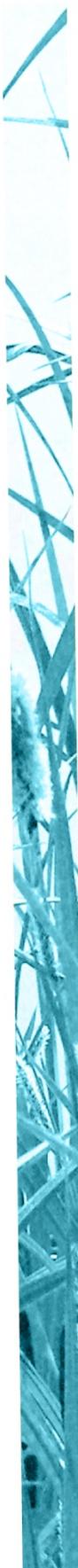
Submitted on 16 May 2020

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.

Partenariat 2016

Paramètres physicochimiques généraux soutenant la biologie en plans d'eau Action AA2



Relations entre paramètres physico- chimiques des plans d'eau et occupation du bassin versant - Estimation des conditions de référence

Rapport d'avancement

Vincent Roubex (Irstea)

Pierre-Alain Danis (Onema)

Décembre 2016

Le 1er janvier 2017,
l'Agence des aires marines protégées,
l'Atelier technique des espaces naturels,
l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques
et Parcs nationaux de France
auront regroupé leurs compétences pour créer
l'Agence française pour la biodiversité.

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 : la concentration en nutriments, la transparence, le bilan d'oxygène, la température de l'eau, la salinité et la capacité de neutralisation des acides.

Le présent rapport présente les avancées méthodologiques réalisées en 2016 sur l'estimation des conditions de références pour les paramètres physico-chimiques concentration en nutriments et transparence dans les plans d'eau. La démarche consiste à exploiter des simulations d'apports en N et P aux plans d'eau réalisées par un modèle semi-empirique de bassin versant. La mise en relation statistique des concentrations en nutriments des plans d'eau et de leurs tributaires doit permettre de réaliser des prédictions des concentrations attendues en conditions de référence. Les prédictions devraient être plus précises que lorsque seule l'occupation du sol était considérée pour rendre compte des pressions anthropiques.

Les auteurs

Vincent Roubex

Ingénieur de recherche (Vincent.Roubex@irstea.fr)

*Irstea, UR HYAX, Pôle études et recherches Onema-Irstea Hydroécologie des Plans d'Eau
3275 route de Cézanne – CS 40061, 13182 Aix-en-Provence Cedex 5*

Pierre-Alain Danis

Ingénieur Onema (Pierre-Alain.Danis@afbiodiversite.fr)

*Onema, Pôle études et recherches Onema-Irstea Hydroécologie des Plans d'Eau
3275 route de Cézanne – CS 40061, 13182 Aix-en-Provence Cedex 5*

Collaborations

F. Moatar, C. Minaudo, O. Prost (Université François-Rabelais de Tours, GÉHCO)

Les correspondants

Onema : **Yorick Reyjol**, DAST, direction générale de l'Onema, 94300 Vincennes,
Yorick.Reyjol@onema.fr

Irstea : **Christine Argillier**, Irstea, UR HYAX, Pôle études et recherches Onema-Irstea
Hydroécologie des Plans d'Eau, 13182 Aix-en-Provence, *Christine.Argillier@irstea.fr*

Référence du document : Roubex Vincent et Pierre-Alain Danis (2016) : Relations entre paramètres physico-chimiques des plans d'eau et occupation du bassin versant - Estimation des conditions de référence. Convention Onema/Irstea 2016. Pp 26.

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

Relations entre les paramètres physico-chimiques des plans d'eau et l'occupation du bassin versant

Vincent Roubeix & Pierre-Alain Danis

1. Introduction.....	4
2. Données.....	4
Données physico-chimiques des plans d'eau.....	4
Sorties du modèle Nutting'N et P.....	5
Flux hydriques_Modèle LOIEAU	6
Données morphologiques	6
Données du réseau cours d'eau	7
3. Traitements des données.....	8
Flux Nutting'N&P.....	8
Volume, profondeur moyenne et temps de résidence	8
Flux hydriques	8
Paramètres physico-chimiques des plans d'eau	9
Les concentrations dans les tributaires.....	9
4. Modèles de phosphore, azote et transparence	9
Les modèles de bilan de masse	9
Comparaison des concentrations dans les tributaires et dans les plans d'eau	10
Applications des modèles.....	12
Le cas du phosphore.....	13
Le cas de l'azote.....	15
Le cas de la transparence	16
5. Prédications avec les modèles	18
Bilan des 3 modèles.....	18
Prédications et intervalles de prédiction	19
Détransformation des valeurs prédites.....	19
Exemples d'application.....	20
6. Les conditions de référence	21
7. Conclusion	24
8. Références.....	25

Relations entre les paramètres physico-chimiques des plans d'eau et l'occupation du bassin versant

Vincent Roubeix, Pierre-Alain Danis

1. Introduction

Afin de pouvoir évaluer l'état écologique des plans d'eau, il est nécessaire de définir les conditions de référence. Pour l'évaluation physico-chimique, il s'agit d'estimer les valeurs attendues des paramètres en situation de pressions anthropiques minimales. La connaissance de ces conditions de référence pour chaque plan d'eau doit permettre l'utilisation à bon escient des seuils physico-chimiques identifiés par des analyses larges échelles (Roubeix et Danis 2015). Le très faible nombre de plans d'eau de référence et la grande diversité des plans d'eau en France contraint à aborder la question des conditions de référence par de la modélisation. En comparaison, pour les cours d'eau, le nombre de masses d'eau de référence était suffisant pour permettre une typologie (Bougon et Ferréol 2012). Une première approche des conditions de référence en plans d'eau avait consisté à mettre en relation par des modèles linéaires, les paramètres physico-chimiques des plans d'eau avec des variables d'environnement naturel et des variables d'occupation du sol (Danis *et al.* 2012). Les pressions anthropiques n'étaient prises en compte que de façon indirecte par l'intermédiaire de forces motrices telle que l'agriculture, quantifiées en termes de pourcentage de surface du bassin versant (Corine Land Cover).

Cette dans cette même idée qu'une nouvelle modélisation des variables physico-chimiques des plans d'eau (nutriments et transparence) a été entreprise en 2016. Il s'agissait cette fois de tirer profit de travaux récents sur les flux de nutriments vers les plans d'eau (O. Prost) et d'une collaboration avec le laboratoire GhéCO de l'Université de Tours. L'objectif était de substituer dans les modèles, les variables d'occupation du sol par des flux de nutriments (N et P) simulés par un modèle de bassin versant. On se rapproche ainsi des modèles de Vollenweider qui ont inspiré beaucoup de recherches autour de l'eutrophisation des plans d'eau. Un autre objectif était d'intégrer les travaux effectués sur la physico-chimie des cours d'eau et les conditions de référence. La qualité de l'eau des plans d'eau est forcément liée à celle de leurs tributaires et il est judicieux de tirer profit des nombreuses données et études qui se rapportent aux milieux lotiques. Enfin, une meilleure maîtrise des flux de nutriments d'origines externes permettra de quantifier les ordres de grandeur des flux d'origines internes dont les contributions peuvent être majoritaires mais difficilement quantifiables (par ex. Nurnberg 2009).

2. Les données

Données physico-chimiques des plans d'eau

Les données de physico-chimiques utilisées dans ce rapport proviennent du réseau DCE de suivi de la qualité des plans d'eau. Selon le protocole DCE, les paramètres physico-chimiques doivent être mesurés à l'occasion d'au moins quatre campagnes annuelles pendant deux années de chaque cycle

de gestion de six ans. Ces données sont stockées dans la base Plans d'eau du pôle Onema-Irstea. Les concentrations en phosphore total et nitrates ainsi que les mesures de transparence ont été exploitées pour cette étude.

Sorties du modèle Nutting'N et P

Nutting (pour NUTrient Transfer modellING) a été créé à l'UMR Sol Agro et Hydrosystème Spatialisation (SAS) de l'INRA de Rennes. C'est un modèle qui estime les flux de nutriments dans les cours d'eau. Il a d'abord été conçu pour les flux de nitrates puis a été développé pour l'estimation des flux d'azote total et de phosphore total (Dupas *et al.* 2013, Dupas *et al.* 2015). Le modèle prend en compte les sources diffuses liées à l'agriculture ainsi que les sources ponctuelles correspondant aux émissions industrielles et domestiques. Les sources diffuses sont estimées pour l'azote, à partir du surplus d'azote et des concentrations en nitrates dans les nappes souterraines et pour le phosphore, à partir de la teneur en phosphore des sols. Le paramètre B représente l'abattement entre le versant et le cours d'eau (Figure 1&2). Il dépend de variables climatiques, géomorphologiques, pédologiques et d'occupation du sol. Dans le modèle Nutting'N, le paramètre R correspond au coefficient d'abattement dans le réseau hydrographique, essentiellement par des processus de dénitrification (Figure 1). Il dépend des conditions d'écoulement et de la température. Les modèles ont été calibrés et validés sur des données de flux moyens interannuels en nitrate et phosphore total à l'exutoire des bassins versants, pendant la période 2008-2012. Les sorties du modèle sur cette période ont été utilisées pour construire les modèles empiriques présentés dans ce rapport.

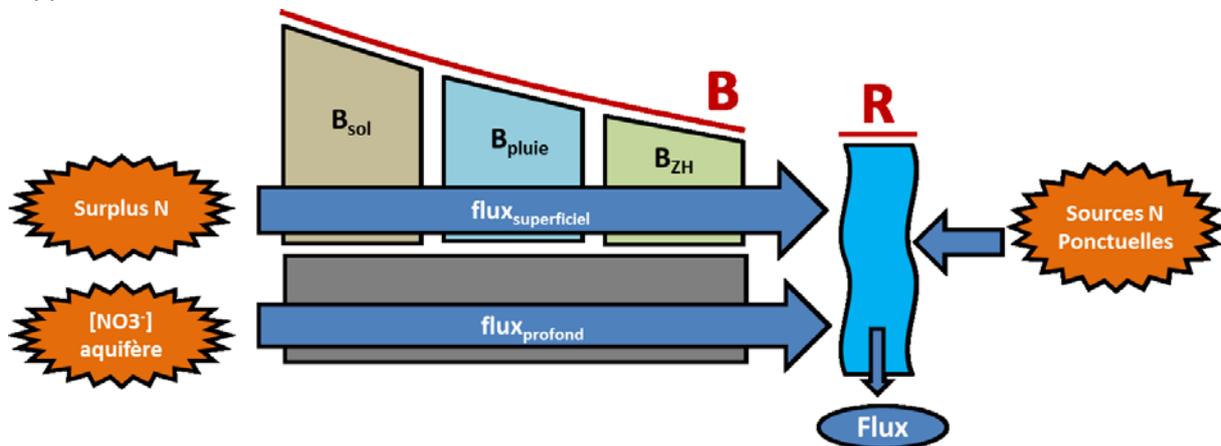


Figure 1. Schéma de la structure du modèle Nutting'N estimant les flux d'azote vers les cours d'eau.

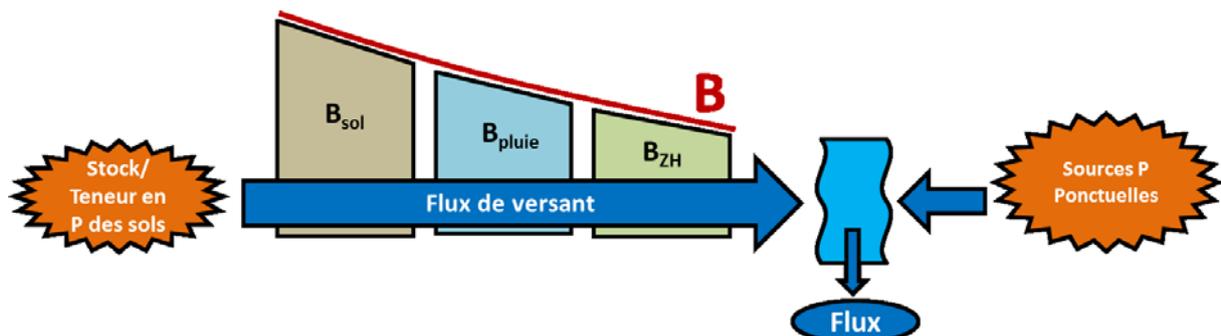


Figure 2. Schéma de la structure du modèle Nutting'P estimant les flux de phosphore vers les cours d'eau.

Flux hydriques_Modèle LOIEAU

Le modèle LOIEAU génère des débits mensuels à partir de données météorologiques journalières SAFRAN de Météo France (Folton et Lavabre 2006). Des simulations de débit à l'entrée des plans d'eau ont été réalisées jusqu'en 2008. De nouvelles simulations couvrant les années plus récentes sont programmées et devraient être disponibles dans le courant de l'année 2017.

Données morphologiques

Les données de volume, surface et profondeur maximale ainsi que la profondeur moyenne associée sont extraits de la base Plans d'eau gérée par le pôle Onema-Iristea d'Aix en Provence. Ces paramètres sont ajustés pour des conditions de remplissage effectif des plans d'eau lors des mesures de suivi - comme indiqué par les longueurs des profils de température au point le plus profond- en utilisant le paramètre de développement hypsographique de Johansson *et al.* (2007). C'est particulièrement important pour les retenues dont le niveau moyen peut être fortement éloigné de leur cote maximale.

Johansson *et al.* (2007) proposent de modéliser la décroissance de la surface d'un plan d'eau au fur et à mesure que son niveau baisse de la façon suivante :

$$S(z) = \pi \times [r_{max} \times f(z)]^2$$

où $S(z)$ est la surface du plan d'eau à la profondeur z depuis son niveau maximal, r_{max} est le rayon du disque de même surface que celle du plan d'eau à son niveau maximal (S_{max}). f est une fonction continue de la profondeur dont la base est une fonction exponentielle de la forme :

$$g(z) = H_d^{-\left(\frac{z}{z_{max}}\right)}, \text{ où } H_d \text{ est le paramètre de développement hypsographique.}$$

Les variations de g sont normalisées dans l'intervalle $[0, z_{max}]$ de manière à ce que f varie entre 0 et 1.

$$f(z) = \frac{g(z) - g(z_{max})}{g(0) - g(z_{max})}$$

$$f'(z) = \frac{g'(z)}{g(0) - g(z_{max})}$$

$$g'(z) = -\frac{\ln(H_d)}{z_{max}} \times g(z)$$

$$f''(z) = \frac{[\ln(H_d)/z_{max}]^2}{g(0) - g(z_{max})} \times g(z)$$

Si $H_d < 1$, $g'(z) > 0$ donc g est croissante donc $f'(z) < 0$ et $f''(z) < 0$.

Si $H_d > 1$, $g'(z) < 0$ donc g est décroissante donc $f'(z) < 0$ et $f''(z) > 0$.

On constate donc que f est toujours décroissante quel que soit H_d ($H_d \neq 1$). Elle agit comme un coefficient de réduction avec la profondeur du rayon du disque équivalent à la surface. Si H_d est supérieur à 1, la courbe de f est convexe, ce qui donne en moyenne sur le pourtour du lac, un espace littoral plus important au plan d'eau (Figure 3). Si H_d est inférieur à 1, la courbe de f est concave et l'espace littoral est plus réduit.

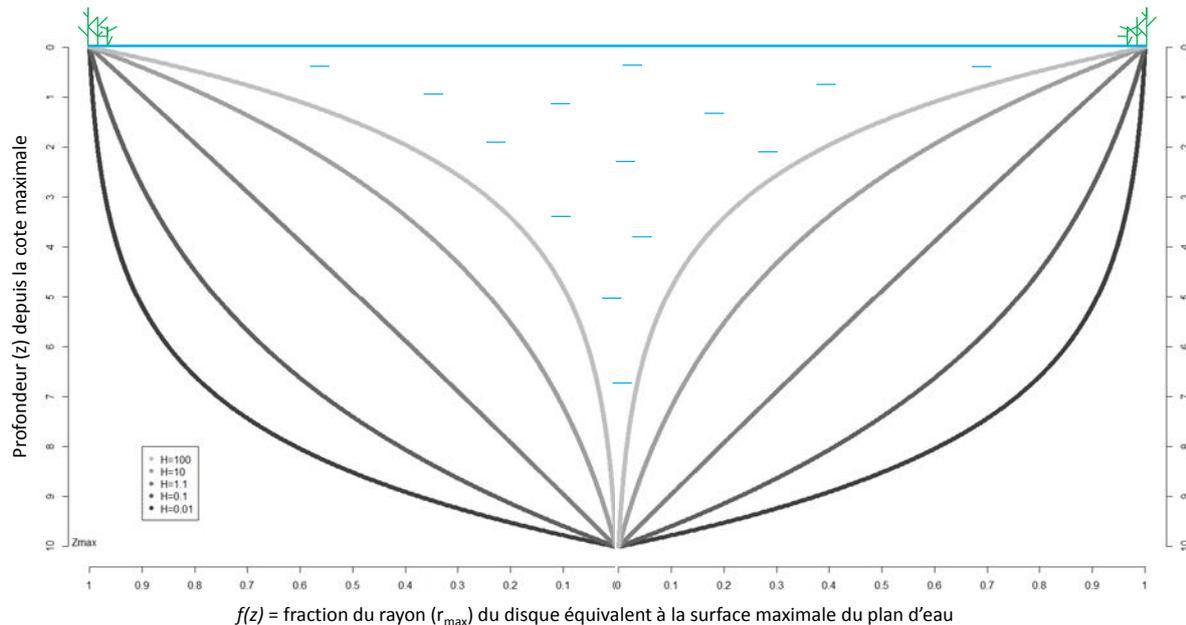


Figure 3. Coupe verticale de la cuvette d'un plan d'eau théorique de profondeur maximale égale à 10, selon différentes valeurs du paramètre de développement hypsographique H_d de Johansson *et al.* (2007).

La valeur du paramètre H_d d'un plan d'eau est déterminée en appliquant la contrainte que le volume total de la cuvette théorique doit être égal au volume maximal du plan d'eau (V_{max}).

$$V_{max} = \int_0^{z_{max}} S(z) dz = S_{max} \int_0^{z_{max}} f(z)^2 dz$$

Une solution approchée de cette équation est fournie par des modèles de régression polynomiale pour différents intervalles du paramètre de développement du volume $V_d = \frac{V_{max}}{S_{max} \times z_{max} / 3}$ (Johansson *et al.* 2007). Sur la base de 105 lacs suédois, il a été montré dans l'étude précitée que les surfaces et les volumes résiduels estimés à différentes profondeurs à l'aide du paramètre H_d correspondaient bien aux surfaces et volumes déterminées à partir de données bathymétriques. Cependant, les plans d'eau étaient essentiellement de type glaciaire. On suppose, mais il faudra le vérifier, que l'approche par le paramètre H_d s'applique bien à des plans d'eau de types différents comme ceux considérés dans le présent rapport.

Données du réseau cours d'eau

Les tributaires de chaque plan d'eau ont été répertoriés avec indication du type national 'cours d'eau' auquel ils se rapportent (N. Reynaud & T. Tormos, comm. pers.). Une typologie physico-

chimique des cours d'eau regroupant les types nationaux a été établie à partir des données sur les sites de référence (Bougon et Ferréol 2012). Les 6 types physico-chimiques retenus ont été définis par la dureté de l'eau d'abord puis par l'altitude et le degré trophique. Les valeurs moyennes des concentrations en azote et phosphore dans chaque type (Tableau 1) permettront d'estimer les concentrations dans les tributaires en conditions de référence.

Tableau 1. Valeurs moyennes de variables environnementales associées aux stations de référence en cours d'eau, dans chacun des 6 types physico-chimiques.

	Altitude (m)	Dureté totale moyenne (°Fr)	Phosphore total (µg/L)	Nitrates (µg/L)
H1	480,3	22,96	65	7987
H2	169,7	31,9	115	14952
H3	99,2	27,8	119	22954
S1	539,7	7,5	63	3958
S2	389,6	6,6	81	5829
S3	88,8	11,4	100	21994

3. Traitements des données

Flux Nutting'N&P

Les flux simulés par Nutting sur la période 2008-2012 pour 714 zones hydrographiques ont été agrégées par bassin versant pour obtenir les flux de N et P en entrée des plans d'eau pour lesquels des données physico-chimiques étaient disponibles (Prost *et al.* 2016). Les valeurs obtenues pour les plans d'eau dont la délimitation du bassin versant était incertaine n'ont pas été retenues. Finalement, un total de 284 plans d'eau disposait de flux entrants moyens d'azote et phosphore total.

Volume, profondeur moyenne et temps de résidence

Pour chaque campagne sur les plans d'eau, la longueur du profil de température au point le plus profond du lac indique la profondeur maximale du plan d'eau observée au moment de la campagne. La méthode de Johansson *et al.* (2007) a permis d'en déduire la surface et le volume observés correspondants. La profondeur moyenne a été déterminée par le rapport Volume / Surface. Les variables volume, surface et profondeur moyenne observés ont subi une transformation logarithme, puis les moyennes par années et par plan d'eau ont été calculées.

Flux hydriques

Les sorties des modèles Nutting et LOIEAU ne concordant pas dans le temps, les flux hydriques moyens vers les plans d'eau ont été estimés sur la période de 5 ans (2003-2007) précédant la période de simulation de Nutting (2008-2012). Ils ont été obtenus en faisant la moyenne des débits

mensuels. Le temps de résidence des plans d'eau a été déterminé en divisant le volume observé moyen par le flux hydrique moyen.

Paramètres physico-chimiques des plans d'eau

Les paramètres phosphore total (PT), nitrates (NO₃) et transparence (Secchi) de chaque campagne ont d'abord subi une transformation logarithmique puis les données ont été agrégées par année et par plan d'eau. Pour les variables PT et NO₃, on a considéré les mesures intégrées représentant les concentrations dans la zone euphotique. Pour PT et Secchi, des moyennes ont été calculées par année et par plan d'eau, alors que pour NO₃, la valeur maximale annuelle moyennée entre les années est apparue plus pertinente car plus représentative du stock d'azote disponible dans un plan d'eau. Les données physico-chimiques d'un plan d'eau ont été utilisées seulement si elles étaient issues d'au moins quatre campagnes au cours d'une année, de manière à limiter l'erreur liée aux variations saisonnières. Cette contrainte réduit considérablement le nombre de plans d'eau pour lesquels on dispose de données fiables.

Les concentrations dans les tributaires

Les concentrations moyennes en nitrates et phosphore total dans les tributaires des plans d'eau ont été obtenues en divisant les flux Nutting'N&P par les flux hydriques donnés par LOIEAU. Pour chaque plan d'eau, le type national auquel se rapportent les tributaires a été déterminé puis le type physico-chimique correspondant (Bougon et Ferréol 2012). Les moyennes des sites de référence de chaque type physico-chimique ont été utilisées comme valeur de concentration de référence pour les tributaires.

4. Modèles de phosphore, azote et transparence

Les modèles de bilan de masse

Les premiers modèles de bilan de masse de nutriments dans les lacs remontent aux années 70. Ils concernaient surtout le phosphore identifié comme l'élément le plus critique pour la qualité de l'eau (Brett et Benjamin 2008). Vollenweider (1975) fut le premier à proposer un modèle de prédiction de la concentration en phosphore total. L'équation du modèle est dérivée d'un bilan de masse :

Variations de concentration en P = apports par le BV – sédimentation – sorties par l'exutoire, i.e. :

$$V \times \Delta[P] = Q \times [P_0] - \sigma \times [P] \times V - Q \times [P]$$

où V est le volume du lac, [P] est la concentration en phosphore total dans le lac, Q est le flux d'eau entrant, [P₀] est la concentration en phosphore total dans l'eau entrante et σ est le taux de sédimentation spécifique. Cette équation fait l'hypothèse que le lac est bien mélangé, c'est-à-dire que la concentration en phosphore total [P] est la même partout dans le lac.

En supposant également que le lac est un système à l'équilibre, on a :

$$\Delta[P] = 0 \quad \text{donc, en introduisant le temps de résidence } \tau = \frac{V}{Q}, \text{ on obtient :}$$

$$[P] = \frac{[P_0]}{1 + \sigma \times \tau}$$

Le taux de sédimentation peut s'exprimer comme le rapport entre une vitesse de sédimentation v et la profondeur moyenne $\sigma = \frac{v}{Z}$, d'où :

$$[P] = \frac{[P_0]}{1 + v \times \tau / Z}$$

La vitesse de sédimentation v étant quasiment impossible à estimer expérimentalement, c'est la variable d'ajustement du modèle. Les deux variables hydromorphologiques prises en compte dans le modèle sont donc la profondeur moyenne et le temps de résidence. D'autres formulations de modèle dérivée de celle-ci ont été proposées par d'autres auteurs, incluant toutefois au moins un de ces deux paramètres (cf synthèse de Brett et Benjamin (2008)).

Les modèles de type Vollenweider ont été appliqués également pour modéliser la concentration en azote total des lacs, puisque les processus dans le bilan de masse sont essentiellement les mêmes pour l'azote et le phosphore, hormis la fixation biologique de l'azote atmosphérique qui peut être négligée. Milstead *et al.* (2013) ont fait une liste de modèles de bilan de masse ayant été utilisés pour estimer les concentrations en azote et phosphore dans des lacs.

Comparaison des concentrations dans les tributaires et dans les plans d'eau

Avant d'appliquer des modèles relativement complexes, il convient de vérifier l'hypothèse que les processus internes des plans d'eau sont négligeables et que les concentrations en N et P dans les plans d'eau peuvent être assimilés à celles dans les tributaires. On constate que la concentration en phosphore total dans les plans d'eau est généralement inférieure à celle dans les tributaires (Fig. 4). Ceci s'explique par des processus de rétention du phosphore dans les plans d'eau. Il apparaît donc nécessaire de prendre en compte ces processus dans le modèle. L'écart est plus modéré pour l'azote (Fig. 5) mais l'observation des résidus souligne toutefois l'effet de rétention des plans d'eau qui doit également être modélisé.

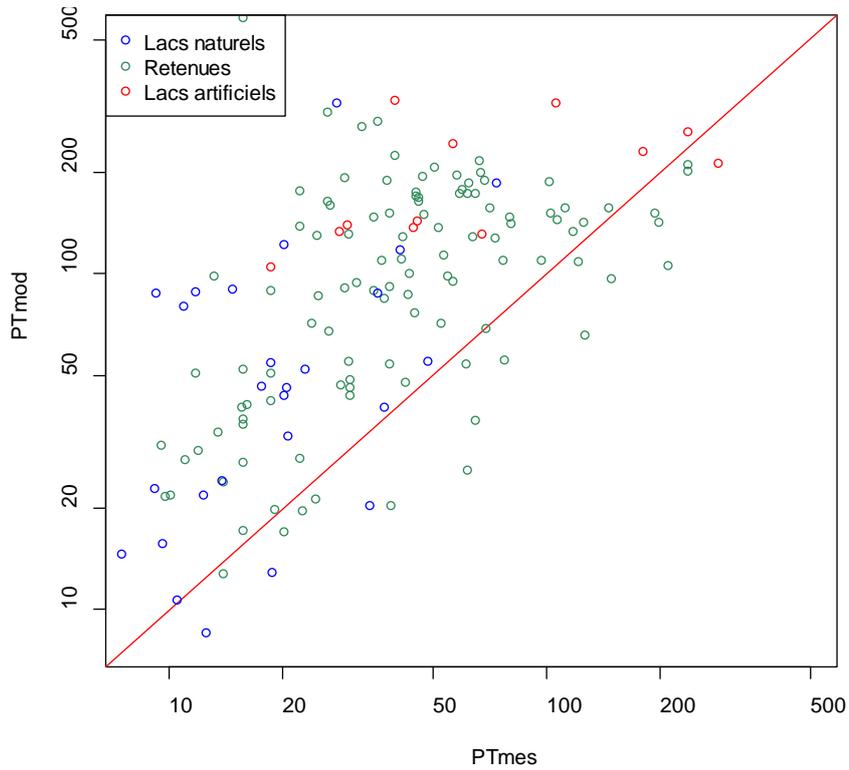


Figure 4. Relation entre la concentration en phosphore total modélisée dans les tributaires (PTmod) et celle mesurée dans les plans d'eau par les réseaux de suivi DCE (PTmes). La droite rouge est la droite 1:1.

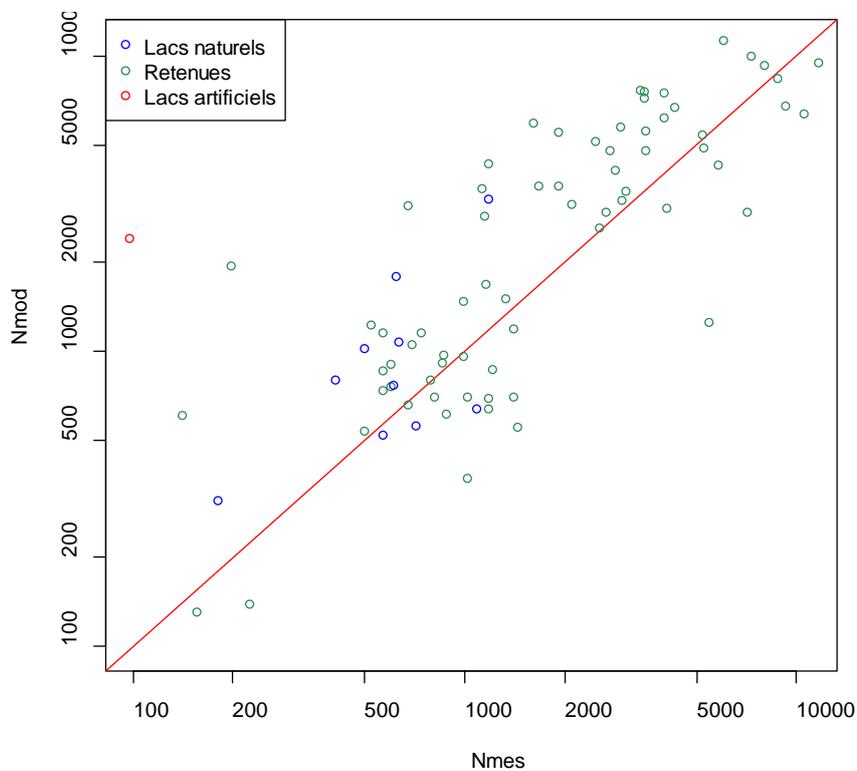


Figure 5. Relation entre la concentration en azote modélisée dans les tributaires (Nmod) et celle mesurée dans les plans d'eau par les réseaux de suivi DCE (Nmes).

Applications des modèles

Les huit modèles de bilan de masse recensés par Milstead *et al.* (2013) (Tableau 2) ont été testés avec les données d'azote et de phosphore des plans d'eau et les données modélisées de flux de Nutting. Les scripts de régression non linéaire fournis avec l'article ont été utilisés (R package, 'robustbase'). De plus, des modèles linéaires ont aussi été appliqués avec les mêmes variables que dans les modèles de Vollenweider (Tableau 3). Tous les modèles comprennent au moins une variable de concentrations en nutriments dans les tributaires. Les modèles non linéaires se distinguent par leur formulation mathématique ainsi que par le nombre de variables et de paramètres (1 à 4). Les modèles linéaires considérés représentent toutes les combinaisons possibles de variables avec au moins une variable de concentration en nutriments dans les tributaires et les variables temps de résidence et profondeur moyenne. En ce qui concerne la transparence de l'eau, cela n'a pas de sens d'appliquer les modèles de bilan masse qui rendent compte des processus biogéochimiques liés aux nutriments. Seuls des modèles linéaires ont donc été envisagés avec la concentration en azote ou en phosphore dans les tributaires comme variable explicative.

Tableau 2. Liste des modèles de bilan de masse utilisés pour décrire la concentration en azote ou phosphore dans les plans d'eau. NP correspond à la concentration en azote ou phosphore total, dans le plan d'eau (NP_{lac}) ou dans les tributaires (NP_{in}). τ est le temps de résidence et z est la profondeur moyenne du plan d'eau.

Modèle	Variables	Nbre paramètres	Equation du modèle	Référence
M1	NP_{in}, T	1	$\log_{10}(NP_{lac}) = \log_{10}\left(\frac{NP_{in}}{1 + a \times \tau}\right)$	Brett et Benjamin (2008)
M2	NP_{in}	1	$\log_{10}(NP_{lac}) = \log_{10}\left(\frac{NP_{in}}{1 + a}\right)$	
M3	NP_{in}, Z, T	1	$\log_{10}(NP_{lac}) = \log_{10}\left(\frac{NP_{in}}{1 + a/Z \times \tau}\right)$	
M4	NP_{in}, T	2	$\log_{10}(NP_{lac}) = \log_{10}\left(\frac{NP_{in}}{1 + a \times \tau^b}\right)$	
M5	NP_{in}, T	2	$\log_{10}(NP_{lac}) = \log_{10}\left(\frac{a \times NP_{in}}{1 + b \times \tau}\right)$	
M6	NP_{in}, T, Z	4	$\log_{10}(NP_{lac}) = \log_{10}\left(\frac{NP_{in}}{1 + a \times \tau^b \times Z^c \times NP_{in}^d}\right)$	Reckhow (1988)
M7	NP_{in}, T	2	$\log_{10}(NP_{lac}) = \log_{10}(a \times NP_{in} \times \tau^b)$	Windolf <i>et al.</i> (1996)
M8	NP_{in}, T, Z	3	$\log_{10}(NP_{lac}) = \log_{10}(a \times NP_{in} \times \tau^b \times Z^c)$	

Tableau 3. Liste des modèles linéaires testés. Les variables sont les mêmes que dans le tableau 2. NPS représente aussi la transparence dans les plans d'eau (profondeur du disque de Secchi).

Modèle	Variables	Nb de paramètres	Equation du modèle
M9	NP_{in}	2	$\log_{10}(NPS_{lac}) = a \times \log_{10}(NP_{in}) + b$
M10	NP_{in}, Z	3	$\log_{10}(NPS_{lac}) = a \times \log_{10}(NP_{in}) + b \times \log_{10}(Z) + c$
M11	NP_{in}, T	3	$\log_{10}(NPS_{lac}) = a \times \log_{10}(NP_{in}) + b \times \log_{10}(\tau) + c$

M12	NP_{in}, Z, T	4	$\log_{10}(NPS_{lac}) = a \times \log_{10}(NP_{in}) + b \times \log_{10}(Z) + c \times \log_{10}(T) + d$
-----	-----------------	---	--

L'évaluation des différents modèles est présentée sous forme d'erreur quadratique moyenne (Eqm) dans le Tableau 4 :

$$Eqm = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (NPS_{mod,i} - NPS_{mes,i})^2}$$

Il apparaît que les modèles linéaires donnent les meilleurs résultats pour les trois paramètres physico-chimiques considérés. Les modèles incluant comme variables explicatives la concentration en nutriments dans les tributaires et un autre paramètre hydromorphologique (profondeur moyenne ou temps de résidence) s'avèrent être les plus performants. C'est ce type de modèle, simple et homogène entre les paramètres, qui va être étudié plus en détails dans la suite de ce rapport.

Tableau 4. Erreur quadratique moyenne des différents modèles testés pour les concentrations en phosphore et en azote et pour la transparence de l'eau. Pour cette dernière variable, seuls les modèles linéaires ont été appliqués avec comme variable explicative, la concentration entrante en azote puis en phosphore.

Modèle	Erreur quadratique moyenne (Eqm)			
	Phosphore total (n=150)	Nitrates (n=81)	Secchi (avec N _{in}) (n=208)	Secchi (avec P _{in}) (n=202)
M0	0.487	0.337		
M1	0.403	0.300		
M2	0.326	0.317		
M3	0.421	0.299		
M4	0.316	0.291		
M5	0.326	0.297		
M6	nd	nd		
M7	0.317	0.295		
M8	0.316	0.284		
M9	0.280	0.294	0.250	0.284
M10	0.228	0.291	0.182	0.195
M11	0.273	0.269	0.239	0.267
M12	0.228	0.269	0.181	0.195

Le cas du phosphore

Le R² du modèle linéaire M10 liant le phosphore total dans les plans d'eau à la concentration dans les tributaires et à la profondeur moyenne est de 0,57. L'équation du modèle est :

$$\log_{10}(PT_{mod}) = 1,31 + 0,24 \times \log_{10}(P_{in}) - 0,41 \times \log_{10}(Z)$$

L'ajustement est assez bon pour des concentrations modérées (Fig. 6). Un écart au modèle est toutefois observé pour les plans d'eau les plus eutrophes avec une sous-estimation par le modèle des concentrations mesurées. L'examen des résidus du modèle suggère également une sur-estimation du modèle aux plus faibles concentrations mesurées (Fig. 7). L'importance relative des variables a été estimée par la métrique lmg du Package R 'relaimp' (Grömping 2006). Comme le suggèrent les

coefficients de l'équation, la profondeur moyenne est plus importante ($Img=0,37$) que la concentration en phosphore dans les tributaires ($Img=0,20$).

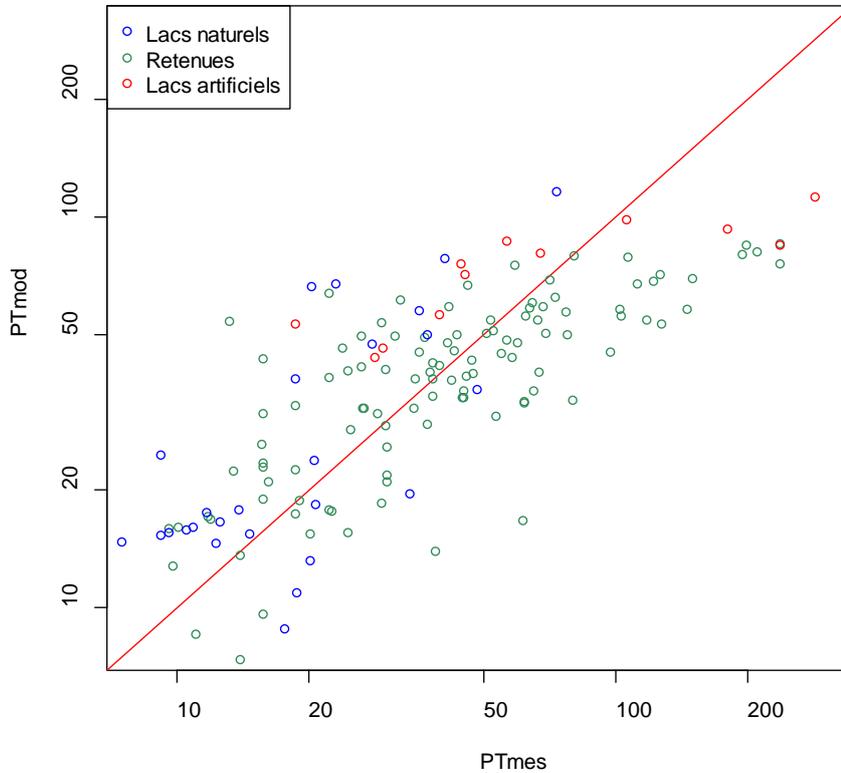


Figure 6. Résultats du modèle linéaire M10 de phosphore. PT_{mod} est la concentration modélisée en phosphore total dans les plans d'eau et PT_{mes} est la concentration mesurée.

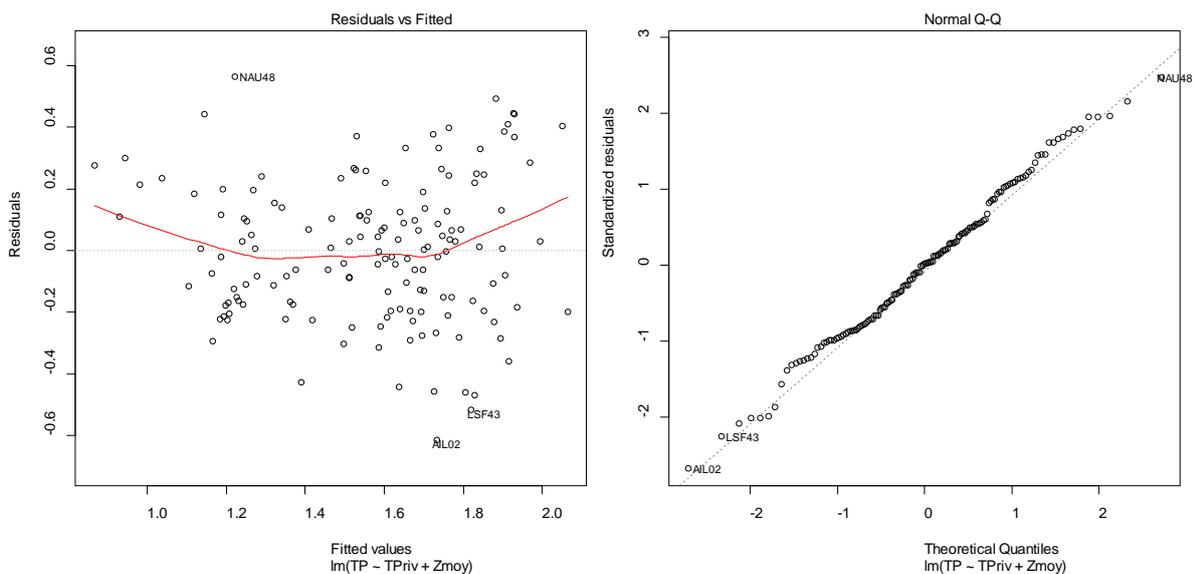


Figure 7. Examen de l'indépendance et de la normalité des résidus du modèle linéaire de phosphore.

Le cas de l'azote

Le modèle M11 utilisant le temps de résidence apparaît légèrement meilleur que le modèle (M10). Le R^2 est égal à 0,66 et l'équation est :

$$\log_{10}(N_{mod}) = 0,58 + 0,75 \times \log_{10}(N_{in}) - 0,14 \times \log_{10}(\tau)$$

On note une forte dispersion des valeurs prédites pour les faibles concentrations mesurées (Fig. 8 & 9) et un certain écart à la normalité des résidus. L'ajustement est plus satisfaisant à partir de 500 $\mu\text{g.L}^{-1}$. On constate toutefois comme avec le modèle de phosphore, une tendance à la sous-estimation des concentrations pour les plans d'eau les plus eutrophes. Contrairement au cas du phosphore, c'est la variable de pression anthropique (N_{in}) qui est plus importante ($lmg = 0,60$) que la variable hydromorphologique ($lmg = 0,07$).

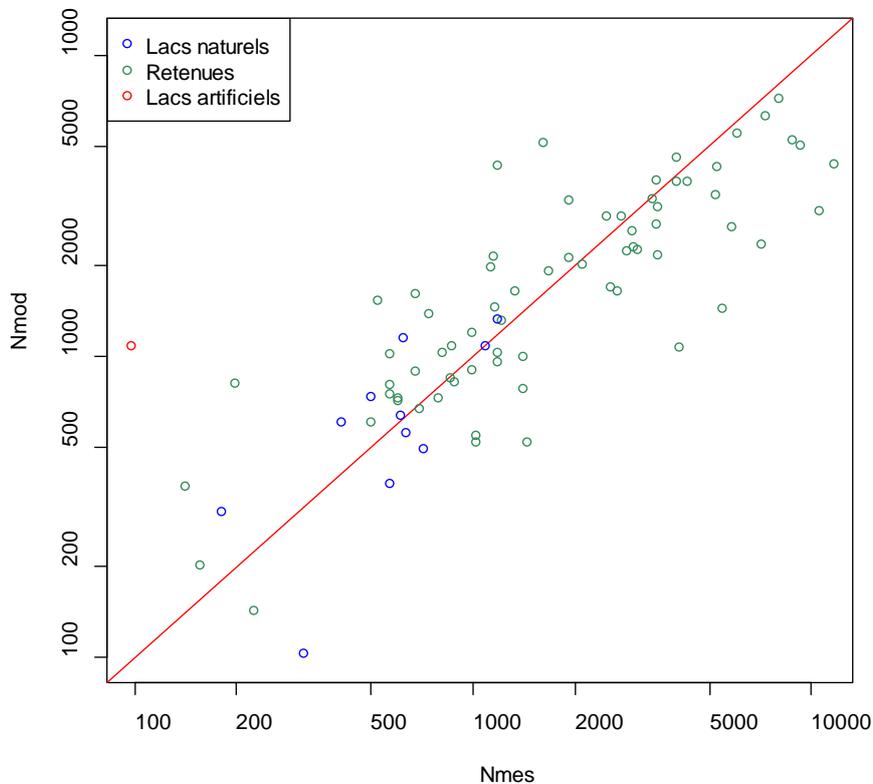


Figure 8. Résultats du modèle linéaire M11 de l'azote. N_{mod} est la concentration modélisée en azote dans les plans d'eau et N_{mes} est la concentration mesurée.

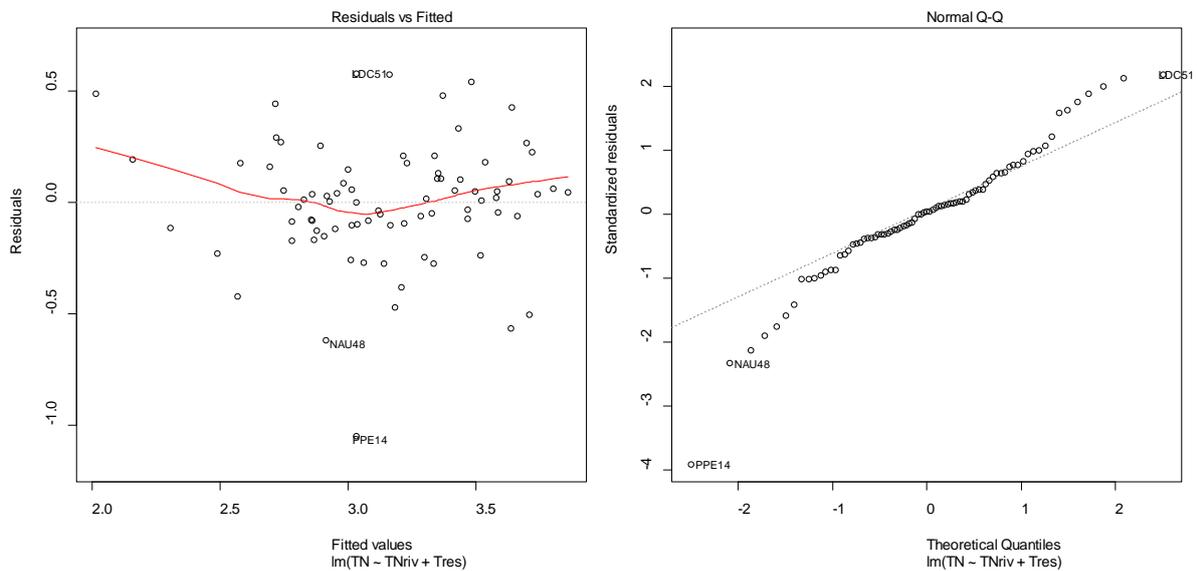


Figure 9. Examen de l'indépendance et de la normalité des résidus du modèle linéaire d'azote.

Le cas de la transparence

Le modèle M10 utilisant les concentrations d'azote entrant a un R^2 de 0,71. L'équation du modèle est :

$$\log_{10}(\text{Secchi}) = 0,68 - 0,22 \times \log_{10}(N_{in}) + 0,42 \times \log_{10}(Z)$$

L'ajustement apparait le meilleur parmi les 3 variables physico-chimiques considérées (Fig. 10 & 11). On observe toutefois une tendance à la sur-estimation de la transparence pour les plans d'eau les plus turbides. Comme pour le phosphore, la profondeur moyenne est la variable prépondérante ($\text{Img}=0,45$ contre 0,26 pour N_{in}). Par souci de parcimonie et d'homogénéité avec les autres variables à expliquer, le modèle M10 est retenu même si le modèle M12 apporte une très légère diminution de l'erreur quadratique moyenne (Tableau 4).

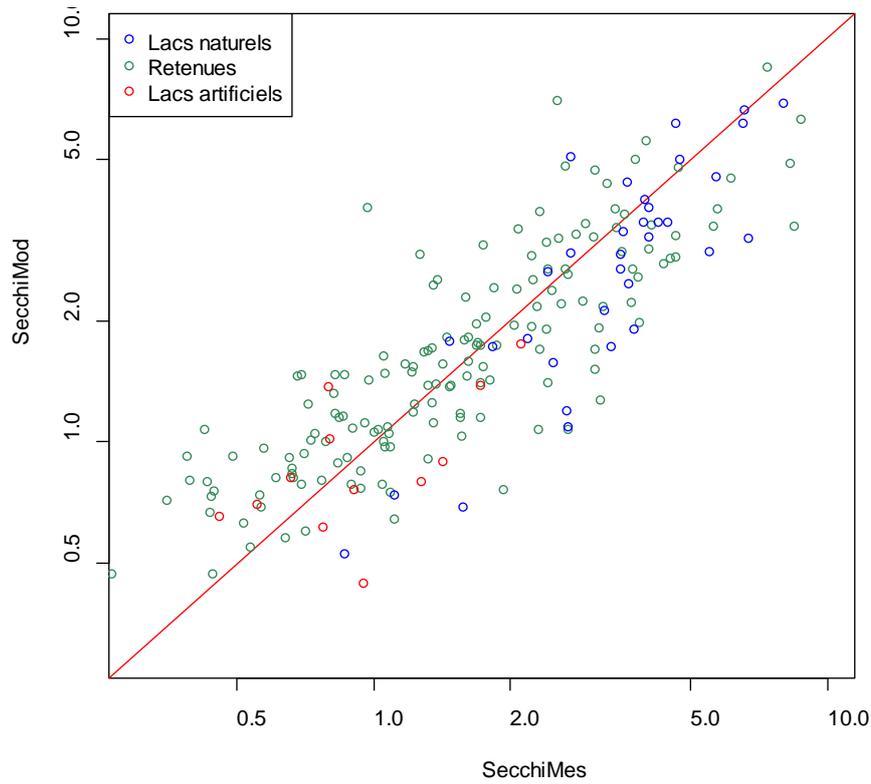


Figure 10. Résultats du modèle linéaire M10 de la transparence. $Secchi_{mod}$ est la transparence modélisée dans les plans d'eau et $Secchi_{mes}$ est la transparence mesurée.

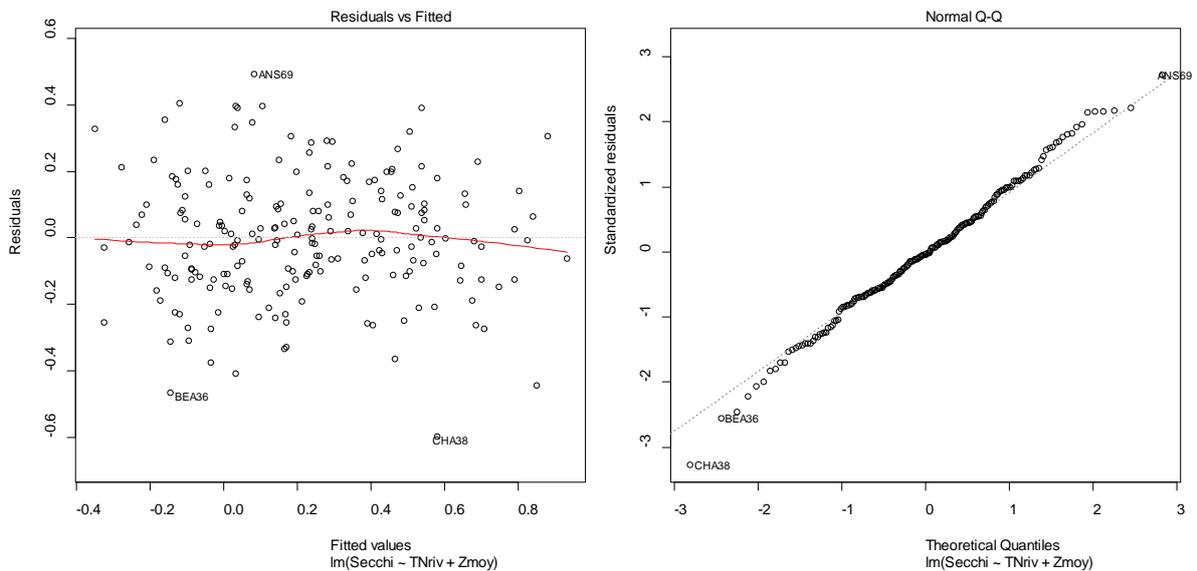


Figure 11. Examen de l'indépendance et de la normalité des résidus du modèle linéaire de transparence.

5. Prédiction avec les modèles

Bilan des 3 modèles

On a testé trois modèles linéaires pour chacune des variables physico-chimiques des plans d'eau : phosphore total (PT), nitrates (N) et transparence (Secchi). La forme générale des modèles est :

$$PC = \beta_0 + \beta_1 \cdot NP + \beta_2 \cdot HM$$

où PC désigne une variable physico-chimique de plan d'eau, NP est la concentration en phosphore ou azote entrant, HM est la variable hydromorphologique (Z ou τ) et β_0 , β_1 et β_2 sont les paramètres d'ajustement.

ou sous forme matricielle : $PC_{(n,1)} = X_{(n,3)}\beta_{(3,1)}$ avec $X = \begin{matrix} 1 & NP_1 & HM_1 \\ 1 & NP_2 & HM_2 \\ \vdots & \vdots & \vdots \end{matrix}$ et $\beta = \begin{matrix} \beta_0 \\ \beta_1 \\ \beta_2 \end{matrix}$

Le tableau 5 résume les caractéristiques des 3 modèles.

Tableau 5. Récapitulatif des caractéristiques des trois modèles linéaires

	Phosphore	Nitrates	Secchi (avec N_{in})
n	151	81	208
β_0	1,31	0,58	0,68
β_1	0,24	0,75	-0,22
β_2	-0,41	-0,14	0,42
R^2_{LOO} ¹	0,55	0,63	0,70
Importance de NP ²	0,20	0,60	0,26
Importance de HM ²	0,37	0,07	0,45
Importance de l'interaction ²	0,020	0,000	0,002

¹ R^2 déterminé par la méthode de validation 'Leave One Out', ² métrique \ln g d'importance relative des variables exprimée en composante du R^2 (interaction = $NP \times HM$).

En supposant que les hypothèses du modèle linéaire sont vérifiées (notamment la normalité, l'homoscédasticité et l'indépendance des résidus), on peut utiliser chacun des trois modèles pour prédire les valeurs des paramètres physico-chimiques considérés dans les plans d'eau à partir des valeurs de concentration en nutriments entrant et de profondeur moyenne. Il peut s'agir de plans d'eau pour lesquels aucune mesure n'est disponible mais dont on connaît les valeurs des variables explicatives. Il peut s'agir aussi des conditions de référence de plans d'eau auxquels on attribue une concentration de référence des nutriments dans les tributaires, la variable hydromorphologique restant inchangée.

$$PC_{ref} = \beta_0 + \beta_1 \cdot NP_{ref} + \beta_2 \cdot HM$$

Prédictions et intervalles de prédiction

Il s'agit donc dans les deux cas de faire des prédictions à partir des modèles. Considérons un plan d'eau caractérisé par une concentration en nutriments de référence dans les tributaires NP_0 et une profondeur moyenne Z_0 , la valeur du paramètre physico-chimique correspondante est la variable aléatoire :

$$PC_0 = \mathbf{x}'_0 \boldsymbol{\beta} + \varepsilon_0 \quad \text{où } \varepsilon_0 \sim \mathcal{N}(0, \sigma^2) \text{ et } \mathbf{x}_0 = \begin{matrix} 1 \\ NP_0 \\ HM_0 \end{matrix}$$

L'estimateur de PC_0 :

$$\widehat{PC}_0 = \mathbf{x}'_0 \widehat{\boldsymbol{\beta}} + \varepsilon_0 \quad \text{où } \widehat{\boldsymbol{\beta}} \text{ est l'estimateur des paramètres d'ajustement } \boldsymbol{\beta} \quad (1)$$

et la variance associée est : $V_0 = \sigma^2(1 + \mathbf{x}'_0(\mathbf{X}'\mathbf{X})^{-1}\mathbf{x}_0)$

La prédiction de PC_0 est :

$$\widehat{PC}_{0X} = \mathbf{x}'_0 \widehat{\boldsymbol{\beta}}_X \quad \text{où } \widehat{\boldsymbol{\beta}}_X \text{ est l'estimation des paramètres du modèle.}$$

On peut déterminer un intervalle de confiance (IC95) ou de prédiction (IP95) de PC_0 à 95 % :

$$IC_{95} = \left[\mathbf{x}'_0 \widehat{\boldsymbol{\beta}}_X - t_{97,5;n-3} \times \sqrt{\hat{\sigma}^2 \mathbf{x}'_0 (\mathbf{X}'\mathbf{X})^{-1} \mathbf{x}_0}; \mathbf{x}'_0 \widehat{\boldsymbol{\beta}}_X + t_{97,5;n-3} \times \sqrt{\hat{\sigma}^2 \mathbf{x}'_0 (\mathbf{X}'\mathbf{X})^{-1} \mathbf{x}_0} \right]$$

$$IP_{95} = \left[\mathbf{x}'_0 \widehat{\boldsymbol{\beta}}_X - t_{97,5;n-3} \times \sqrt{\hat{\sigma}^2 (1 + \mathbf{x}'_0 (\mathbf{X}'\mathbf{X})^{-1} \mathbf{x}_0)}; \mathbf{x}'_0 \widehat{\boldsymbol{\beta}}_X + t_{97,5;n-3} \times \sqrt{\hat{\sigma}^2 (1 + \mathbf{x}'_0 (\mathbf{X}'\mathbf{X})^{-1} \mathbf{x}_0)} \right]$$

où $\hat{\sigma}^2$ est l'estimation de la variance résiduelle, $\hat{\sigma}^2 = \frac{\sum(\text{résidus})^2}{n-3}$ et $t_{97,5;n-3}$ est le centile 97,5 de la distribution de Student à $n-3$ degrés de liberté. Les valeurs de paramètres sont données dans le Tableau 6.

Tableau 6. Valeurs des paramètres nécessaires au calcul des intervalles de prédiction.

Variable PC	PT			N			Secchi		
$t_{97,5;n-3}$	1,976			1,991			1,972		
$\hat{\sigma}^2$	0,053			0,075			0,034		
$(\mathbf{X}'\mathbf{X})^{-1}$	0,02	-1,0	-0,55	0,09	-2,2	0,16	0,01	-0,54	-0,36
		71,7	$31,5 \times 10^{-3}$		53,7	$0,54 \times 10^{-3}$		31,0	$17,3 \times 10^{-3}$
			41,6			17,3			28,6

Détransformation des valeurs prédites

Les variables des modèles ont été transformées par le logarithme de base 10. Pour prédire la valeur de la variable physico-chimique dans son unité d'origine, on pourrait simplement détransformer la prédiction de PC_0 :

$$\widehat{pC}_{0X} = 10^{\mathbf{x}'_0 \widehat{\boldsymbol{\beta}}_X}$$

Or si l'on considère équation (1) :

$$10^{\widehat{PC}_0} = 10^{x'0} \widehat{\beta} 10^{\varepsilon_0}$$

Comme l'erreur ε_0 est indépendante des autres variables, l'espérance conditionnelle est (Koch et Smillie 1986) :

$$E(10^{\widehat{PC}_0} | X) = 10^{x'0} \widehat{\beta}_X E(10^{\varepsilon_0})$$

On constate donc que \widehat{pc}_{0X} est biaisé car $E(10^{\varepsilon_0}) \geq 1$. Il convient donc de considérer plutôt la valeur :

$$\widehat{pc}_{0X}' = \widehat{pc}_{0X} E(10^{\varepsilon_0})$$

Selon les hypothèses du modèle linéaire, ε_0 suit une loi normale de moyenne nulle et de variance σ^2 . 10^{ε_0} suit donc une loi log-normale et son espérance est égale à $10^{1,1513 \times \sigma^2}$, qui peut être estimée par $CF = 10^{1,1513 \times \widehat{\sigma}^2}$ (Smith 1993).

Ainsi, les valeurs prédites par les modèles ainsi que les bornes des intervalles de prédiction doivent être multipliées par CF lorsqu'elles sont détransformées dans leur unité d'origine.

Exemples d'application

On dispose des flux d'azote et de phosphore vers 3 plans d'eau pour lesquels on n'a pas de mesure. Les caractéristiques hydromorphologiques de ces plans d'eau sont connues. On peut donc faire des prédictions pour ces plans d'eau en utilisant les modèles. On constate que les intervalles de prédiction sont larges ce qui indique que les modèles ne permettent pas d'estimer précisément la qualité de l'eau (Tableau 7a). On peut toutefois utiliser les valeurs prédites pour évaluer l'état écologique des plans d'eau en les comparant aux valeurs seuils des trois éléments de qualité physico-chimiques (Tableau 7b). Les nitrates sont l'élément déclassant. A cause de concentrations prédites trop élevées, deux plans d'eau sont à l'état moyen et le troisième est à l'état médiocre.

Tableau 7a. Prédiction de la transparence et des concentrations en phosphore et azote dans trois plans d'eau pour lesquels aucune mesure n'était disponible (après l'an 2000), en utilisant les modèles linéaires.

Code plan d'eau	Surface (S, m ²)	Volume (V, m ³)	Z = V/S (m)	Flux d'eau (Q, L.s ⁻¹)	$\tau = Q/V$ (ans)	P _{in} (µg.L ⁻¹)	N _{in} (mg.L ⁻¹)	PT (µg.L ⁻¹) [IP95]	N (mg.L ⁻¹) [IP95]	Secchi (m) [IP95]
QUE63	476820	6070000	12,7	16767	0,011	75,2	1,13	22 [8;63]	1,69 [0,47;6,07]	3,3 [1,4;7,7]
MON87	523590	4750000	9,1	4405	0,034	45,7	0,94	23 [8;66]	1,26 [0,35;4,49]	3,0 [1,3;6,9]
VER49	2080300	17300000	8,3	410	1,34	241,4	8,46	32 [11;91]	3,92 [1,08;14,28]	1,8 [0,8;4,2]

Tableau 7b. Valeurs seuils pour les paramètres phosphore total, nitrates et transparence.

Code plan d'eau	PT ($\mu\text{g.L}^{-1}$)				N-NO3 (mg.L^{-1})				Secchi (m)			
	TB/B	B/Mo	Mo/Me	Me/Ma	TB/B	B/Mo	Mo/Me	Me/Ma	TB/B	B/Mo	Mo/Me	Me/Ma
QUE63	19,8	28	39,6	56	0,50	1,20	2,85	6,80	2,42	1,77	1,3	0,95
MON87	22,1	31,1	43,9	62	0,50	1,20	2,85	6,80	2,2	1,61	1,18	0,87
VER49	22,7	32	45,1	63,6	0,50	1,20	2,85	6,80	2,14	1,57	1,15	0,85

6. Les conditions de référence

On peut également déterminer les conditions de référence physico-chimiques des plans d'eau en utilisant les modèles linéaires, en prenant pour chaque plan d'eau un niveau minimal de concentration en nutriments entrants. Ce niveau minimal peut être donné par les conditions de référence des cours d'eau tributaires. Or, ces conditions de référence ont été caractérisées pour 6 types physico-chimiques de cours d'eau (Tableau 1) (Bougon et Ferréol 2012). En connaissant le type physico-chimique des tributaires d'un plan d'eau donné, on peut donc estimer les valeurs de référence des trois variables physico-chimiques modélisées.

Par type physico-chimique des tributaires, on obtient des modèles de référence à une variable ne dépendant que de la profondeur moyenne ou du temps de résidence.

$$PC_{ref} = \beta_0 + \beta_1 \cdot NP_{ref} + \beta_2 \cdot HM$$

Pour le type physico-chimique i :

$$PC_{ref,i} = \alpha_i + \beta_2 \cdot HM \text{ et après détransformation:}$$

$$pc_{ref,i} = 10^{\alpha_i + \beta_2 \cdot HM} \times CF$$

Les niveaux de référence sont donnés dans le Tableau 8 pour les 3 variables physico-chimiques et les 6 types de tributaires.

Tableau 8. Formules de calcul des valeurs de références des concentrations en azote (N_{ref}) et phosphore total (PT_{ref}) et de la transparence ($Secchi_{ref}$) des plans d'eau, en fonction de la profondeur moyenne (Z) ou du temps de résidence (τ). La moyenne des concentrations en nutriments de référence de chaque type physico-chimique a été utilisée pour la prédiction (cf Tableau 1).

Type physico-chimique des tributaires	PT_{ref}	N_{ref}	$Secchi_{ref}$
H1	$10^{1,75 - 0,41 \times \log_{10}(Z)} \times 1,15$	$10^{3,51 - 0,14 \times \log_{10}(\tau)} \times 1,22$	$10^{-0,18 + 0,42 \times \log_{10}(Z)} \times 1,09$
H2	$10^{1,80 - 0,41 \times \log_{10}(Z)} \times 1,15$	$10^{3,71 - 0,14 \times \log_{10}(\tau)} \times 1,22$	$10^{-0,24 + 0,42 \times \log_{10}(Z)} \times 1,09$
H3	$10^{1,81 - 0,41 \times \log_{10}(Z)} \times 1,15$	$10^{3,85 - 0,14 \times \log_{10}(\tau)} \times 1,22$	$10^{-0,28 + 0,42 \times \log_{10}(Z)} \times 1,09$
S1	$10^{1,74 - 0,41 \times \log_{10}(Z)} \times 1,15$	$10^{3,28 - 0,14 \times \log_{10}(\tau)} \times 1,22$	$10^{-0,11 + 0,42 \times \log_{10}(Z)} \times 1,09$
S2	$10^{1,77 - 0,41 \times \log_{10}(Z)} \times 1,15$	$10^{3,40 - 0,14 \times \log_{10}(\tau)} \times 1,22$	$10^{-0,15 + 0,42 \times \log_{10}(Z)} \times 1,09$
S3	$10^{1,79 - 0,41 \times \log_{10}(Z)} \times 1,15$	$10^{3,84 - 0,14 \times \log_{10}(\tau)} \times 1,22$	$10^{-0,28 + 0,42 \times \log_{10}(Z)} \times 1,09$

Avant de pouvoir appliquer ces formules à un grand nombre de plans d'eau, l'information la plus difficile à obtenir est la connaissance du type physico-chimique des tributaires des plans d'eau. Son obtention nécessite l'exploitation conjointe des bases de données 'Plans d'eau' et 'Cours d'eau' par les ingénieurs du pôle (N. Reynaud & T. Tormos). On peut imaginer le cas où un plan d'eau est alimenté par des tributaires de types physico-chimiques différents. Une concentration moyenne des nutriments pourra alors être calculée en pondérant par les débits des différents tributaires.

Les données nécessaires ont pu être collectées pour un certain nombre de plans d'eau. Les résultats des estimations des conditions de référence présentés dans les tableaux 9,10 et 11 concernent les plans d'eau pour lesquels un type de cours d'eau a pu être attribué à chaque tributaire identifié et dont tous les tributaires sont de même type.

On constate que sur 15 sites, on ne compte que 5 sites où les concentrations de référence en phosphore estimées sont inférieures aux concentrations mesurées (Tableau 9). Pour l'azote, 5 plans d'eau sur 8 sont dans ce cas (Tableau 10). Quant à la transparence, on retrouve à peu près la même proportion que pour l'azote en considérant les valeurs supérieures à la profondeur mesurée du disque de Secchi (Tableau 11). C'est seulement dans ces cas où l'estimation des conditions de référence correspond à une meilleure qualité que celle mesurée, que les valeurs estimées peuvent servir à l'évaluation des plans d'eau. L'écart aux valeurs mesurées donne alors une indication de l'ampleur de la détérioration des conditions physico-chimiques. La valeur de référence indique aussi quelle valeur-seuil il convient de considérer pour un plan d'eau particulier et quelle limite de classes de qualité il faut lui associer. Il est toutefois important de garder en tête que l'écart à la référence modélisée peut dans certains cas particuliers, ne pas refléter un impact anthropique mais s'expliquer par des conditions naturelles exceptionnelles (plans d'eau humiques ou naturellement riches en phosphore dissous).

Tableau 9. Estimation des valeurs de référence du phosphore total (P_{ref} , $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) dans les plans d'eau pour lesquels toutes les données nécessaires étaient disponibles, avec un intervalle de confiance à 95%.

CDL	Z (m)	P_{in} ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	$P_{ref,CE}$ ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	PT ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) mesuré	Pref [IC95]
BAI08	2,0	55	115	30	57 [51 ;63]
HOR52	0,6	132	100	67	89 [75 ;106]
RMN29	1,9	110	100	37	56 [51 ;62]
RKU22	2,5	92	100	38	50 [46 ;55]
NOY56	1,7	138	100	52	59 [53 ;65]
MUS35	1,3	110	100	77	65 [58 ;74]
PDH35	1,3	71	100	53	65 [58 ;73]
RPR71	6,2	86	81	25	33 [29 ;36]
LEJ85	1,7	152	100	102	59 [53 ;65]
TRE35	1,3	177	100	22	65 [58 ;73]
RDV35	3,9	150	100	47	42 [38 ;46]
RIN53	1,8	188	100	102	58 [52 ;64]

RAM23	1,2	55	81	77	64 [56 ;73]
YRI40	4,1	324	100	28	41 [37 ;45]
GOU82	3,4	130	81	24	42 [38 ;46]

Tableau 10. Estimation des valeurs de référence d'azote (N_{ref} , $\mu\text{g.L}^{-1}$) dans les plans d'eau pour lesquels toutes les données nécessaires étaient disponibles, avec un intervalle de confiance à 95%.

CDL	τ (ans)	N_{in} ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	$N_{ref,CE}$ ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	N ($\mu\text{g.L}^{-1}$) mesuré	N_{ref} [IC95]
LON88	0,44	70	895	316	851 [707 ;1024]
PAN58	0,27	555	1317	1446	1215 [1042 ;1416]
DRE29	0,12	4801	4971	2733	3689 [3054 ;4456]
RMN29	0,04	2973	4971	7111	4218 [3438 ;5177]
RKU22	0,02	6198	4971	3986	4774 [3766 ;6053]
BOS22	0,04	8433	4971	8814	4320 [3502 ;5329]
RDV35	0,11	6722	4971	4294	3738 [3093 ;4518]
GOU82	0,17	3132	1317	2102	1296 [1119 ;1500]

Tableau 11. Estimation des valeurs de référence de transparence ($Secchi_{ref}$, m) dans les plans d'eau pour lesquels toutes les données nécessaires étaient disponibles, avec un intervalle de confiance à 95%.

CDL	Z (m)	N_{in} ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	$N_{ref,CE}$ ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Secchi (m) mesuré	$Secchi_{ref}$ [IC95]
BAI08	2,0	3700	3379	0,9	1,2 [1,1 ;1,3]
LON88	10,4	70	895	2,7	3,2 [3,0 ;3,4]
GER88	16,3	69	895	4,6	3,9 [3,6 ;4,2]
PAN58	12,2	555	1317	2,9	3,2 [2,9 ;3,4]
HOR52	0,6	5472	4971	0,8	0,7 [0,6 ;0,8]
DRE29	5,1	4801	4971	3,1	1,6 [1,5 ;1,8]
RMN29	1,9	2973	4971	1,0	1,1 [1,0 ;1,2]
RKU22	2,5	6198	4971	1,0	1,2 [1,1 ;1,3]
NOY56	1,7	4776	4971	0,6	1,0 [1,0 ;1,1]
MUS35	1,3	6062	4971	0,7	0,9 [0,9 ;1,0]
CAR35	0,5	13504	4971	0,4	0,6 [0,6 ;0,7]
BOS22	3,5	8433	4971	1,7	1,4 [1,3 ;1,5]
PDH35	1,3	3751	4971	0,9	0,9 [0,9 ;1,0]
ROU21	0,8	3594	1317	1,9	1,0 [0,9 ;1,1]
RPR71	6,2	1829	1317	2,0	2,4 [2,2 ;2,5]
TAZ63	37,3	2279	1317	4,8	5,1 [4,5 ;5,8]
AYD63	7,0	925	1317	3,6	2,5 [2,3 ;2,7]
LEJ85	1,7	5953	4971	0,7	1,0 [1,0 ;1,1]
TRE35	1,3	8289	4971	0,9	0,9 [0,9 ;1,0]
RDV35	3,9	6722	4971	1,3	1,5 [1,4 ;1,6]
RIN53	1,8	11631	4971	0,4	1,0 [1,0 ;1,1]

RAM23	1,2	1044	1317	0,9	1,2 [1,1 ;1,3]
YRI40	4,1	2614	4971	2,5	1,5 [1,4 ;1,6]
GEN82	2,8	5551	5188	0,8	1,3 [1,2 ;1,4]
GOU82	3,4	3132	1317	2,4	1,8 [1,7 ;2,0]

7. Conclusion

Des modèles simples ont été développés pour faire le lien entre apports de nutriments par le bassin versant et paramètres physico-chimiques des plans d'eau répondant à l'eutrophisation. Étonnamment, les modèles semi-empiriques de bilan de masse que l'on trouve dans la littérature et qui sont conçus pour décrire les concentrations en nutriments et leur rétention dans les plans d'eau, se sont avérés moins performants que de simples modèles linéaires à deux variables explicatives. L'intérêt des modèles de bilan de masse réside dans le fait qu'ils sont basés sur des processus et que les constantes définies par régression ont un sens biogéochimique. Par exemple, dans le modèle M3, la constante correspond à un taux net de sédimentation. Ce genre de modèle est préférable si l'on veut arriver à une meilleure compréhension du fonctionnement d'un écosystème. Comme ici l'objectif était de faire des prédictions, notamment des conditions de référence, les modèles linéaires pouvaient convenir. L'ajustement des données par ces modèles n'est pas pour autant très satisfaisant. L'erreur globale (Eqm) est importante à causes d'incertitudes liées essentiellement aux données de concentrations dans les tributaires (NP) qui sont issues de deux modèles (avec leurs erreurs) et aux données de mesures dans les plans d'eau (seulement 4 par an et en un seul point). De plus, il y a aussi des écarts systématiques aux modèles pour les plans d'eau les plus eutrophisés qui soulignent l'importance de facteurs non pris en compte. De tels écarts sont perceptibles dans des études similaires sur les plans d'eau (Brett et Benjamin 2008, Milstead *et al.* 2013). L'importance des erreurs des modèles entraînent mathématiquement des intervalles de prédiction larges avec une incertitude considérable sur les valeurs prédites. Néanmoins, les prédictions peuvent servir à estimer soit le niveau attendu d'une variable physico-chimique d'un plan d'eau pour lequel on n'a pas de mesure, soit le niveau de référence de cette variable en utilisant les concentrations en nutriments de référence dans les tributaires. L'intérêt de cette approche des conditions de référence est aussi de faire le lien entre l'évaluation de l'état écologique en cours d'eau et celle en plans d'eau, alors que les systèmes d'évaluation ont été construits de façon indépendante jusqu'à présent.

Les modèles doivent être améliorés pour permettre une plus juste interprétation des données acquises à des échelles spatiales et temporelles distinctes et avec un asynchronisme inter-plans d'eau (intra-annuel, en inter-annuel et au sein d'un plan de gestion), pour fournir des prédictions plus précises des conditions de référence, elles-mêmes représentatives des masses d'eau dans leur globalité, et enfin, pour apporter une plus fine description (temporelle) des caractéristiques physico-chimiques des habitats des communautés biologiques. L'apport de nouvelles données de modélisation du bassin versant, de modélisation du fonctionnement thermodynamique des plans d'eau (Prats et Danis 2015) et d'analyses d'images satellites devraient permettre à court terme ces améliorations. La modélisation des variations saisonnières de la qualité de l'eau tenant compte des cycles de stratification-mélange des plans d'eau et des fluctuations des apports de nutriments (ex. Windolf *et al.* 1996), peut aujourd'hui être envisagée.

8. Références

- Bougon, N. et M. Ferréol. 2012. Physico-Chimie soutenant la biologie_Typologie chimique nationale des cours d'eau. Pôle hydroécologie des cours d'eau Cemagref/Onema. p. pp. 39.
- Brett, M.T. et M.M. Benjamin. 2008. A review and reassessment of lake phosphorus retention and the nutrient loading concept. *Freshwater Biol* 53: 194-211.
- Danis, P.-A., R. Ferrer, M. Gevrey et C. Argillier. 2012. Seuils des paramètres physico-chimiques soutenant la biologie. Pôle Onema-Irstea Hydroécologie des Plans d'eau, Aix en Provence. p. 59.
- Dupas, R., F. Curie, C. Gascuel-Odoux, F. Moatar, M. Delmas, V. Parnaudeau, et al. 2013. Assessing N emissions in surface water at the national level: Comparison of country-wide vs. regionalized models. *Sci Total Environ* 443: 152-162.
- Dupas, R., M. Delmas, J.M. Dorioz, J. Garnier, F. Moatar et C. Gascuel-Odoux. 2015. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecol Indic* 48: 396-407.
- Folton, N. et J. Lavabre. 2006. Regionalization of a monthly rainfall-runoff model for the southern half of France based on a sample of 880 gauged catchments. *IAHS-AISH Publication* 307: 264-277.
- Grömping, U. 2006. Relative Importance for Linear Regression in R: The Package relaimpo. *Journal of Statistical Software* 17: 1-27.
- Johansson, H., A.A. Brolin et L. Hakanson. 2007. New approaches to the modelling of lake basin morphometry. *Environ Model Assess* 12: 213-228.
- Koch, R.W. et G.M. Smillie. 1986. Bias in Hydrologic Prediction Using Log-Transformed Regression-Models. *Water Resour Bull* 22: 717-723.
- Milstead, W.B., J.W. Hollister, R.B. Moore et H.A. Walker. 2013. Estimating Summer Nutrient Concentrations in Northeastern Lakes from SPARROW Load Predictions and Modeled Lake Depth and Volume. *Plos One* 8.
- Nurnberg, G.K. 2009. Assessing internal phosphorus load - Problems to be solved. *Lake Reserv Manage* 25: 419-432.
- Prats, J. et P.-A. Danis. 2015. Optimisation du réseau national de suivi pérenne in situ de la température des plans d'eau : apport de la modélisation et des données satellitaires. Pôle Onema-Irstea "Hydroécologie des plans d'eau". p. 93.
- Prost, O., F. Moatar et P.-A. Danis. 2016. Caractérisation physico-chimique (observations et modélisations) des apports externes (bassins-versants) dans les plans d'eau nationaux pour l'évaluation de l'état écologique et la priorisation des programmes de mesures. Université de Tours. p. pp. 89.
- Reckhow, K.H. 1988. Empirical-Models for Trophic State in Southeastern United-States Lakes and Reservoirs. *Water Resour Bull* 24: 723-734.
- Roubeix, V. et P.-A. Danis. 2015. Nouveaux indicateurs physico-chimiques soutenant la biologie en plans d'eau : Principes de construction et perspectives. Pôle Onema-Irstea Hydroécologie des Plans d'eau, Aix en Provence. p. 41.
- Smith, R.J. 1993. Logarithmic Transformation Bias in Allometry. *Am J Phys Anthropol* 90: 215-228.
- Vollenweider, R.A. 1975. Input-output models - With special reference to the phosphorus loading concept in limnology. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 37: 53-84.
- Windolf, J., E. Jeppesen, J.P. Jensen et P. Kristensen. 1996. Modelling of seasonal variation in nitrogen retention and in-lake concentration: A four-year mass balance study in 16 shallow Danish lakes. *Biogeochemistry* 33: 25-44.



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