



HAL
open science

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

Oriane Prost, Florentina Moatar, P.A. Danis

► To cite this version:

Oriane Prost, Florentina Moatar, P.A. Danis. 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. [Rapport de recherche] irstea. 2016, pp.82. hal-02605521


HAL Id: hal-02605521

<https://hal.inrae.fr/hal-02605521>

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.



**Caractérisation physico-chimique
(observations et modélisations)
des apports externes (bassins-
versants) dans les plans d'eau
nationaux DCE pour l'évaluation de
l'état écologique et la priorisation
des programmes de mesures**

Rapport d'avancement

**Oriane PROST (UMR GeHCO, Université de Tours)
Florentina MOATAR (UMR GeHCO, Université de Tours)
Pierre-Alain DANIS (pôle Onema/Irstea Aix-en-Provence)**

Mai 2016

- **AUTEURS**

Oriane PROST, Ingénieure de Recherche (UMR GeHCO, Université de Tours),
oriane.prost@univ-tours.fr

Florentina MOATAR, Professeur (UMR GeHCO, Université de Tours),
florentina.moatar@univ-tours.fr

Pierre-Alain DANIS, Chargé de Missions en Limnologie (Pôle Onema/Irstea Hydroécologie Plans
d'Eau, Aix-en-Provence), pierre-alain.danis@onema.fr

- **CORRESPONDANTS**

Onema :

Nolwenn BOUGON, Chargée de Missions, nolwenn.bougon@onema.fr

Claire BILLY, Chargée de Missions, claire.billy@onema.fr

Bénédicte AUGÉARD, Chargée de Missions, benedicte.augeard@onema.fr

Université de Tours, UMR GeHCO :

Florentina MOATAR, Professeur, florentina.moatar@univ-tours.fr

- **REFERENCE DU DOCUMENT**

Prost, O., F. Moatar & P.-A. Danis (2016) : Caractérisation physico-chimique (observations et modélisations) des apports externes (bassins-versants) dans les plans d'eau nationaux DCE pour l'évaluation de l'état écologique et la priorisation des programmes de mesures. Convention Onema/Université de Tours. Pp. 82.

- **RESUME**

Dans le cadre de la mise en application de la DCE, la caractérisation (niveau moyen, saisonnalité et variabilité interannuelle) des apports physico-chimiques (de surface et souterrains) d'origine externe (i.e. issus des bassins-versants en lien avec l'occupation du sol naturelle ou anthropique) et d'origine interne (i.e. issus du recyclage de la matière organique dans les sédiments) est nécessaire pour s'assurer de la pertinence des outils d'évaluation de l'état écologique des plans d'eau (e.g. indices biologiques ou physico-chimiques) et pour orienter le choix de programmes de mesures efficaces et durables sur les bassins-versants qui permettront l'atteinte du bon état ou bon potentiel écologique des masses d'eau.

Or, aujourd'hui, dans le cas des plans d'eau, seules les caractéristiques physico-chimiques de la masse d'eau (i.e. le plan d'eau) et des sédiments (phase solide et eau interstitielle) font l'objet d'un suivi régulier dans le cadre des réseaux de contrôle de surveillance (RCS) et de contrôle opérationnel (RCO). En effet, il n'a pas été prévu de suivre systématiquement les caractéristiques physico-chimiques des tributaires de surface, ni les apports souterrains qui peuvent être une source importante d'apports, voire la source principale comme dans le cas des gravières. De plus, seuls 380 des 480 plans d'eau ont déjà été suivis au moment de cette étude. L'état/potentiel écologique de la centaine de plans d'eau non suivis ne pourra être évalué que sur la base des pressions anthropiques exercées sur les écosystèmes.

Pour pallier ces lacunes de connaissances, des modélisations (e.g. PEGASE, Nutting'N et P) peuvent être réalisées et fournir des estimations des caractéristiques physico-chimiques des tributaires en lien avec les pressions anthropiques sur les bassins-versants. Ces modélisations feront l'objet de recherches dans la continuité de ce travail.

Ce travail a consisté à recenser, centraliser et critiquer les données d'observations physico-chimiques et les résultats de modélisations disponibles (principalement les débits, les nutriments et la température des cours d'eau) au niveau des tributaires (de surface et souterrains) des plans d'eau (niveau moyen, saisonnière et variabilité interannuelle). S'en est suivi une évaluation des lacunes de connaissance pour l'établissement du bilan physico-chimique des plans d'eau et une réflexion sur des pistes de recherche pour combler ces lacunes, en fonction de grands types de contextes hydrogéologiques.

- **MOTS CLES**

PLANS D'EAU, DIRECTIVE CADRE EUROPEENNE SUR L'EAU, BILAN PHYSICO-CHIMIQUE, TRIBUTAIRES, RESEAU DE SUIVI, MODELISATION

Sommaire

Sommaire	4
Liste des figures et tableaux	6
Liste des abréviations	9
1. Introduction.....	10
1.1. Contexte et enjeux	10
1.2. Objectifs et étapes de l'Action	11
1.3. Présentation des plans d'eau DCE.....	11
1.3.1. Présentation, répartition et typologie des plans d'eau.....	11
1.3.2. Caractéristiques morphométriques des plans d'eau	14
1.3.3. Suivi de la physico-chimie des plans d'eau.....	15
1.3.4. Bassins-versants des plans d'eau	16
2. Sélection des stations hydrométriques et physico-chimiques.....	17
2.1. Sélection des stations hydrométriques	18
2.2. Sélection des stations de suivi de qualité.....	20
2.3. Couplage des stations de débits aux stations de qualité	22
2.4. Sélection des stations de températures des cours d'eau	23
2.5. Premières réflexions pour la détermination des apports souterrains	25
3. Reconstitution des apports physico-chimiques par modélisation	27
3.1. Modèles hydrologiques conceptuels.....	28
3.1.1. Simulation des débits journaliers (GR4J).....	28
Le modèle GR4J et un exemple d'utilisation	28
Sélection des stations à débits reconstitués	28
3.1.2. Simulation des débits mensuels (LOIEAU).....	31
Le modèle LOIEAU et un exemple d'utilisation	31
3.2. Système expert Pol(F)lux pour la détermination des flux de nutriments et MES.....	31
3.2.1. Présentation du système expert Pol(F)lux	31
3.2.2. Exemple d'estimation des flux annuels pour le Blavet en entrée du barrage de Guerlédan.....	32
3.3. Modèles biogéochimiques des réseaux hydrographiques régionaux (PEGASE, SENEQUE et MOSQUITO).....	34
3.3.1. Présentation des modèles PEGASE, SENEQUE et MOSQUITO	34
3.3.2. Simulations de PEGASE pour 144 plans d'eau du bassin Loire-Bretagne en 2011.....	36

3.4.	Boîtes à outils Nutting' N et P pour la quantification des exports d'azote et de phosphore des bassins-versants.....	36
3.4.1.	Présentation de Nutting'N et Nutting'P	36
3.4.2.	Application des modèles Nutting'N et P à 330 plans d'eau DCE.....	38
3.5.	Reconstitution des températures de l'eau à l'échelle journalière	39
4.	Bilan des flux de nutriments pour les 22 plans d'eau sélectionnés	40
4.1.	Estimation des apports en nutriments pour 22 plan d'eau	40
4.2.	Flux spécifiques d'azote et de phosphore en entrée aux plans d'eau	43
4.3.	Différences entre flux interannuels en entrée et en sortie des plans d'eau.....	45
4.4.	Liens entre tributaires et plans d'eau.....	50
4.4.1.	Comparaison entre concentration moyenne des tributaires en entrée et concentrations dans les plans d'eau	50
4.4.2.	Comparaison avec les indicateurs d'état écologique pour les paramètres physico-chimiques	52
4.5.	Exemple d'utilisation des modèles PEGASE et Nutting pour une comparaison aux flux estimés en entrée des plans d'eau.....	53
4.5.1.	Estimation des flux PEGASE en entrée de 8 plans d'eau.....	53
4.5.2.	Estimation des flux Nutting'N et P en entrée des 22 plans d'eau.....	53
5.	Représentativité des données de suivi.....	56
5.1.	Représentativité spatiale.....	56
5.1.1.	En amont des plans d'eau	56
5.1.2.	A l'aval des plans d'eau	58
5.2.	Représentativité temporelle	59
5.2.1.	Les stations hydrométriques	59
5.2.2.	Les stations de qualité.....	59
6.	Identification des lacunes de connaissance/observations et des besoins en modélisation.....	62
6.1.	Limites des données de suivi.....	63
6.1.1.	Limites d'ordre spatial.....	63
6.1.2.	Limites de l'ordre temporel.....	64
6.2.	Limites des données simulées.....	65
7.	Conclusions et perspectives	66
8.	Bibliographie.....	67
9.	Annexes	69

Liste des figures et tableaux

Figure 1 : Localisation des 480 plans d'eau DCE en France et dans les DOMs, selon leur type. Les lacs naturels en bleu (NAT), les retenues en rouge (ANT1) et les étangs et gravières en vert (ANT2). Pour les retenues, le diamètre des cercles est proportionnel à la surface des plans d'eau.....	13
Figure 2 : Dispersion des valeurs des critères de la morphologie autour de la médiane (tirets rouges) pour chaque type de plan d'eau.	14
Figure 3 : Localisation des plans d'eau avec (cercles pleins) et sans (cercles vides) mesures de la physico-chimie dans les plans d'eau selon le type de plan d'eau (bleu = NAT, rouge = ANT1, vert = ANT2).....	15
Figure 4 : Bassins-versants des 475 plans d'eau DCE en France métropolitaine. Entourés en rouge, les 42 bassins définis comme incertains.....	16
Figure 5 : Nombre de plans d'eau présents dans les bassins-versants.	17
Figure 6 : Processus de sélection des stations hydrométriques	18
Figure 7 : Représentation schématique du bassin-versant d'un plan d'eau et des stations hydrométriques présent à l'amont et l'aval de celui-ci. En amont, la sélection par maximisation du bassin drainé se porte sur les stations 2 et 4.	19
Figure 8 : Dispersion des valeurs de surfaces des bassins des plans d'eau autour de la médiane (tirets rouges) pour chaque type de plan d'eau avec et sans stations hydrométriques dans leur bassin.	20
Figure 9 : Localisation des 169 et 70 plans d'eau (cercles pleins) avec stations hydrométriques en amont (gauche) ou en aval (droite) selon leur type.....	20
Figure 10 : Processus de sélection des stations de mesures physico-chimiques.....	21
Figure 11 : Localisation des 125 et 38 plans d'eau (cercles pleins) avec stations qualités en amont (gauche) et en aval (droite) selon leur type.	22
Figure 12 : Représentation schématique de la méthode de couplage des stations hydrométriques (points oranges) aux stations de qualité (triangles verts).....	23
Figure 13 : Processus de sélection des stations de mesures des températures	24
Figure 14 : Localisation des 69 plans d'eau, selon leur type, avec stations de températures en amont.	24
Figure 15 : Localisation des 232 plans d'eau, selon leur type, en contact avec des couches aquifères.	26
Figure 16 : Processus de sélection des stations à débits reconstitués.....	28
Figure 17 : Localisation des plans d'eau avec stations hydrométriques seuls (ronds bleus), stations à débits reconstitués seuls (ronds violets) ou les deux réseaux de débits (ronds verts d'eau) en amont (gauche) et en aval (droite)	30
Figure 18 : Graphe des différences entre les bassins drainés par les stations hydrométriques et les bassins drainés par les stations à débits reconstitués.....	30
Figure 19 : Estimation des flux annuels (T/an) de NO ₃ en entrée de Guerlédan selon les différentes méthodes Pol(F)lux (code station : 04190850, rivière : le Blavet).	32
Figure 20 : Estimation des flux annuels (T/an) de PO ₄ en entrée de Guerlédan selon les différentes méthodes Pol(F)lux (code station : 04190850, rivière : le Blavet).	33
Figure 21 : Estimation des flux annuels (T/an) de P _{total} en entrée de Guerlédan selon les différentes méthodes Pol(F)lux (code station : 04190850, rivière : le Blavet).	33

Figure 22 : Dispersion des valeurs des aires des bassins-versants des plans d'eau autour de la médiane (tirets rouges) pour l'ensemble des plans d'eau en Loire-Bretagne (orange), avec (violet) ou sans simulations (rouge) réalisées par PEGASE.....	36
Figure 23 : Schéma conceptuel et équations des modèles Nutting' N et Nutting' P (d'après Legeay <i>et al.</i> , 2016). B et R correspondent à des coefficients d'abattement.	37
Figure 24 : Flux spécifiques interannuels (2008 - 2012) de NO ₃ estimés par Nutting'N par zones hydrographiques sur l'ensemble du territoire français (d'après Legeay <i>et al.</i> 2016).	38
Figure 25 : Flux spécifiques d'azote des zones hydrographiques agrégés en entrée des bassins-versants des 330 plans d'eau avec mesures internes de la physico-chimie.	38
Figure 26 : Flux spécifiques de phosphore des zones hydrographiques agrégés en entrée des bassins-versants des 330 plans d'eau avec mesures internes de la physico-chimie.	39
Figure 27 : Liste des 22 plans d'eau (PE) sélectionnés pour le calcul des flux et leurs localisations ainsi que leurs bassins-versants sur le territoire français	41
Figure 28 : Années de mesures des nitrates pour les stations en amont et aval des 22 plans d'eau...	41
Figure 29 : Flux spécifiques interannuels (1999 - 2010) de NO ₃ -N estimés par Pol(F)lux en entrée des 22 plans d'eau.	44
Figure 30 : Flux spécifiques interannuels (1999 - 2010) de PTO estimés par Pol(F)lux en entrée des 22 plans d'eau.	44
Figure 31 : Différences des flux interannuels de NO ₃ en entrée et sortie des 22 plans d'eau.....	46
Figure 32 : Différences des flux interannuels de NO ₃ en entrée et sortie des 22 plans d'eau rapportées aux entrées.	46
Figure 33 : Différences des flux interannuels de PO ₄ en entrée et sortie des 22 plans d'eau.	47
Figure 34 : Différences des flux interannuels de PO ₄ en entrée et sortie des 22 plans d'eau rapportées aux entrées.	48
Figure 35 : Différences des flux interannuels de PTO en entrée et sortie des 22 plans d'eau.	48
Figure 36 : Différences des flux interannuels de PTO en entrée et sortie des 22 plans d'eau rapportées aux entrées.	49
Figure 37 : Relation entre les concentrations en NO ₃ estimées en entrée et maximales observées dans les plans d'eau par année.	51
Figure 38 : Relations entre les concentrations en PO ₄ et Ptotal estimées à l'entrée des plans d'eau et observées dans les plans d'eau par année.	52
Figure 39 : Comparaison des flux annuels estimés par Pol(F)lux et des indicateurs d'état des plans d'eau pour les trois paramètres NO ₃ , PO ₄ et Ptotal.	52
Figure 40 : Rapports des flux spécifiques de NO ₃ -N (a), PO ₄ (b) et Ptotal (c), estimés par Pol(F)lux et modélisés par PEGASE en 2011, en entrée de 8 plans d'eau.	53
Figure 41 : Flux d'azote, estimés par Pol(F)lux et simulés par Nutting'N, en entrée des 22 plans d'eau.	54
Figure 42 : Flux de phosphore, estimés par Pol(F)lux et simulés par Nutting'P, en entrée des 22 plans d'eau.	54
Figure 43 : Concentrations d'azote simulées en entrée des plans d'eau en fonction des mesures maximales dans les plans d'eau.	55
Figure 44 : Pourcentage de bassins drainés par la sélection des stations qualité sur l'ensemble des 125 plans d'eau triés par taille de bassins-versants.....	57

Figure 45 : Courbes des bassins des plans d'eau drainés pour les réseaux des stations qualité (ESU) et hydrométriques (HYDRO).....	57
Figure 46 : Classes des chroniques des 237 stations hydrométriques sélectionnées dans les bassins-versants de 169 plans d'eau.....	59
Figure 47 : Classes de variabilité des flux pour l'estimation d'une fréquence optimale d'échantillonnage.....	61
Figure 48 : Classes des incertitudes de NO3 estimées aux stations de mesures de qualité pour des années contrastées.	62
Figure 49 : Classes des incertitudes de PTO estimées aux stations de mesures de qualité pour des années contrastées.	62
Tableau 1 : Typologie des plans d'eau DCE nationaux (d'après la base de données Irstea/Onema, Aix-en-Provence).	12
Tableau 2 : Informations manquantes dans la base de données Plans d'Eau pour 4 critères de la morphologie des plans d'eau.	14
Tableau 3 : Statistiques descriptives pour les critères morphométriques principaux.	14
Tableau 4 : Nombre de plans d'eau avec au moins un autre plan d'eau dans leur bassin-versant.	17
Tableau 5 : Nombre de plans d'eau avec stations hydrométriques par type de plan d'eau.	19
Tableau 6 : Nombre de plans d'eau avec stations de suivi physico-chimique (RCS et RCO) par type de plan d'eau.....	21
Tableau 7 : Nombre de plans d'eau avec stations de températures dans leurs bassins-versants par type de plan d'eau.....	24
Tableau 8 : Nombre de plans d'eau avec stations à débits reconstitués par type de plan d'eau.....	29
Tableau 9 : Nombre de plans d'eau avec stations de débits dans leurs bassins-versants et à leur proche aval.	29
Tableau 10 : Quantification des plans d'eau pour lesquels le pourcentage de bassin drainé est supérieur pour l'un ou l'autre des deux réseaux de débits selon le type de plan d'eau	30
Tableau 11 : Nombre de plans d'eau par classe de différence des flux entrées-sorties (en %)	45
Tableau 12 : Nombre de plans d'eau par classe d'incertitude des flux estimés en entrée (%)	45
Tableau 13 : Résumé des fonctions de source (S) ou de puit (P) pour chacun des paramètres pour les 22 plans d'eau (en gras, les résultats significatifs).	50
Tableau 14 : Tableau des plans d'eau et années de mesures pour lesquels des données sont disponibles dans et en entrée des plans d'eau.	51
Tableau 15 : Nombre de stations de qualité et de plans d'eau sélectionnés en fonction du critère sur le pourcentage des bassins drainés choisis.	56
Tableau 16 : Nombre de plans d'eau sélectionnés en fonction des critères sur le pourcentage des bassins résiduels et la distance au plan d'eau choisis.	58
Tableau 17 : Nombre de stations de qualité et de plans d'eau sélectionnés en fonction des critères sur le suivi temporel des paramètres NO3, PO4 et PTO choisis.....	60

Liste des abréviations

ANT1 : Plans d'eau d'origine anthropique de type 1 (barrages et réservoirs)
ANT2 : Plans d'eau d'origine anthropique de type 2 (étangs et gravières)
BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières
BV : Bassin-Versant
CNRS : Centre National de la Recherche Scientifique
DBO5 : Demande Biochimique en Oxygène au bout de 5 jours
DCE : Directive Cadre européenne sur l'Eau
DCO : Demande Chimique en Oxygène
DOMs : Départements d'Outre-Mer
DWC : Discharge Weighted Concentration
ESO : stations en EauSOuterraines
ESU : stations en EauSUpérieures
HYDRO : stations hydrométriques
INP : Inventaire National de la Pollution
INRA : Institut National de la Recherche Agronomique
IRSTEA : Institut de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture
LISA : Limites des Systèmes Aquifères
MES : Matières En Suspension
NAT : Plans d'eau naturels (lacs)
NO3 : Nitrates
PE : Plan d'Eau
PO4 : Orthophosphates
Pttotal (ou encore Ptot ou PTO) : Phosphore total
Qrecons : stations à débits reconstitués
RCO : Réseau de Contrôle Opérationnel
RCS : Réseau de Contrôle de Surveillance
RMSE : « Root Mean Square Error », i.e. erreur quadratique moyenne
RNB : Réseau National de Bassin
RNT : Réseau National Thermique
SAS : Sol Agro et Hydrosystème Spatialisation
SWAT : Soil and Water Assessment Tool

1. Introduction

1.1. Contexte et enjeux

Dans le cadre de la mise en application de la DCE, les outils d'évaluation de l'état écologique des masses d'eau doivent permettre de rendre compte de l'impact des pressions issues des activités anthropiques sur la qualité des communautés biologiques et sur les caractéristiques physico-chimiques et hydromorphologiques des milieux. Dans le cas des plans d'eau, des proxys de ces pressions sont généralement utilisés pour appréhender les pressions mal quantifiées à l'échelle nationale. Ces proxys peuvent être soit directement des mesures physico-chimiques dans les plans d'eau, comme par exemple le phosphore total pour le développement des indicateurs biologiques ichtyofaune (Ruiz et Argillier 2013), phytoplancton (De Bortoli et Argillier 2008, Feret et Laplace-Treytore 2013) ou macrophyte (Boutry et al. 2013) ; ou soit des forces motrices telles que des indicateurs plus ou moins grossiers de l'occupation du sol (Danis et Roubeix 2014, Ruiz et Argillier 2013).

A l'échelle nationale, la diversité des pressions anthropiques sur les bassins-versants ainsi que la multiplicité des écosystèmes influencés simultanément par des pressions multiples brouillent les relations binaires force-motrice/état. Et ce bruit réduit la robustesse des relations utilisées dans la construction des indicateurs biologiques et physico-chimiques, et donc limite la véracité des outils d'évaluation et l'utilisation de ces relations à des fins d'orientation des programmes de mesures.

Compte tenu des échéances réglementaires d'état des lieux en 2018 et de rapportage européen en 2021, il est urgent aujourd'hui de quantifier les pressions physico-chimiques subies par les écosystèmes plans d'eau par le biais d'outils plus adaptés que de simples forces-motrices ou que les caractéristiques physico-chimiques des plans d'eau ; et ceci à l'échelle nationale afin de prendre en compte le plus objectivement possible les entrants (de surface et souterrains) pour valider la pertinence des indicateurs d'état existants ou pour optimiser le développement des indicateurs d'état en cours de développement (e.g. Roubeix et al. 2016).

Dans le cas des plans d'eau, en plus de la diversité des pressions anthropiques sur les bassins-versants, la quantification des pressions physico-chimiques subies est rendue complexe par la multiplicité des apports en surface (e.g. nombreux tributaires directs, apports anthropiques possibles issus d'autres bassins-versants pour canalisation, apports directs potentiellement importants par la faune comme les oiseaux migrateurs sur les petits étangs) et par les potentiels apports souterrains difficilement quantifiables (source sous-lacustre ou apport par nappe). Une méthodologie permettant l'évaluation objective des apports globaux pour les différents paramètres physico-chimiques doit donc être développée avec un effort particulier pour les nutriments à l'origine de l'accélération des processus d'eutrophisation.

Ce rapport présente un état des lieux sur les apports physico-chimiques aux plans d'eau nationaux (observations et modélisations sur leurs bassins-versants) afin de mettre en évidence les lacunes et prioriser les travaux de recherche et de développement à mettre en place dans les années à venir

pour combler ces lacunes et quantifiant objectivement les pressions physico-chimiques anthropiques effectivement subies par ces milieux ; puis, à terme, d'améliorer les outils de diagnostic et d'aider à l'orientation des programmes de mesures pour la restauration.

1.2. Objectifs et étapes de l'Action

Le présent rapport fournit :

- 1) un état des lieux des données physico-chimie issues d'observations (§2) par suivis surfaciques ou souterrains, en amont ou en aval des plans d'eau, et avec un intérêt particulier pour les paramètres de débit (§2.1), de température de l'eau (§2.4) ou des paramètres déterminant pour le fonctionnement des écosystèmes (§2.2), e.g. nutriments (Carbone, Azote, Phosphore, Silice), chlorophylle a, demande biochimique en oxygène (DBO5), oxygène dissous (O2), pH et matières en suspension (MES) ;
- 2) une réflexion similaire sur les données physico-chimie issues de simulations (§3) par le biais de modèles d'estimation des caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau, et ceci afin de combler les lacunes dans les observations issues des réseaux;
- 3) une réflexion sur la représentativité des données de suivi et des outils de simulations (§5) par rapport à l'ensemble d'un bassin-versant ;
- 4) une évaluation des lacunes de connaissance (§6) pour l'établissement du bilan physico-chimique des plans d'eau.

En introduction, le paragraphe suivant présente les caractéristiques générales des 480 plans d'eau DCE. Cette introduction est complétée d'éléments de présentation du réseau de suivi de la qualité physico-chimique des plans d'eau et d'une présentation des caractéristiques de leur bassin-versant (§1.3.4).

1.3. Présentation des plans d'eau DCE

1.3.1. Présentation, répartition et typologie des plans d'eau

En France, 480 plans d'eau sont considérés comme « masses d'eau DCE » : 475 se trouvent en France métropolitaine et 5 dans les départements d'Outre-Mer (1 en Guyane, 1 en Martinique et 3 à la Réunion). Ces plans d'eau DCE ont été choisis pour chacune des 6 régions hydrographiques françaises après discussions entre les différents acteurs de l'eau sur la base d'une surface minimale de 50 ha.

Ils regroupent une grande diversité de systèmes qui se distinguent par leur morphologie (volume, profondeur, forme), leur origine (naturelle ou anthropique) ou encore leur environnement (mode d'alimentation et situation géographique). Ces paramètres ont permis la définition d'une typologie DCE permettant de les regrouper selon 35 catégories (Tableau 1).

Tableau 1 : Typologie des plans d'eau DCE nationaux (d'après la base de données Irstea/Onema, Aix-en-Provence).

Typologie DCE	Description
N1	Lac de haute montagne avec zone littorale
N2	Lac de haute montagne à berges dénudées
N3	Lac de moyenne montagne, calcaire, peu profond
N4	Lac de moyenne montagne, calcaire, profond, à zone littorale
N5	Lac de moyenne montagne, non calcaire, peu profond
N6	Lac de moyenne montagne, non calcaire, profond, à zone littorale
N7	Lac de moyenne montagne, non calcaire, profond et sans zone littorale importante
N8	Lac des coteaux aquitains
N9	Lac profond du bord de l'Atlantique
N10	Lac peu profond du bord de l'Atlantique
N11	Lac de basse altitude en façade méditerranéenne
N12	Autre lac de basse altitude
N13	Lac de moyenne altitude sur socle volcanique du bassin Réunion
N14	Plan d'eau littoral à marnage fréquent du bassin Réunion
A1	Retenue de haute montagne
A2	Retenue de moyenne montagne, calcaire, peu profonde
A3	Retenue de moyenne montagne, calcaire, profonde
A4	Retenue de moyenne montagne, non calcaire, peu profonde
A5	Retenue de moyenne montagne, non calcaire, profonde
A52	Plan d'eau du bouclier Guyanais
A6a	Retenue de basse altitude, peu profonde, non calcaire
A6b	Retenue de basse altitude, profonde, non calcaire
A6c	Retenue de basse altitude, peu profonde, du bassin Martinique
A7a	Retenue de basse altitude, peu profonde, calcaire
A7b	Retenue de basse altitude, profonde, calcaire
A8	Retenue à marnage très important voire fréquent
A9	Retenue de moyenne montagne méditerranéenne sur socle cristallin, peu profonde
A10	Retenue de moyenne montagne méditerranéenne sur socle cristallin, profonde
A11	Retenue méditerranéenne de basse altitude sur socle cristallin, peu profonde
A12	Retenue méditerranéenne de basse altitude sur socle cristallin, profonde
A13a	Plan d'eau vidangé à intervalle régulier
A13b	Plan d'eau généralement non vidangé mais à gestion hydraulique contrôlée
A14	Plan d'eau créé par creusement, en roche dure, cuvette non vidangeable
A15	Plan d'eau profond, obtenu par creusement, en lit majeur d'un cours d'eau, en relation avec la nappe, forme de type P, thermocline, berges abruptes
A16	Plan d'eau peu profond, obtenu par creusement, en lit majeur d'un cours d'eau, en relation avec la nappe, forme de type L, sans thermocline

Dans cette étude, les plans d'eau ont été regroupés selon 3 catégories principales :

- Les plans d'eau naturels (NAT),
- Les plans d'eau d'origine anthropique de type 1 (ANT1),
- Les plans d'eau d'origine anthropique de type 2 (ANT2).

Les plans d'eau naturels regroupent les étendues faiblement modifiées ou formées de façon naturelle par la dynamique fluviale, avec une origine glaciaire, volcanique, de glissement ou tectonique. Ils incluent les plans d'eau de type N1 à N14 du tableau ci-dessus. Les plans d'eau anthropiques sont quant à eux générés ou fortement rehaussés par un ouvrage, ou par creusement. Le type 1 regroupe les ouvrages à hauteur de barrage importante par rapport à la largeur du cours

d'eau. Ce sont les masses d'eau dites fortement modifiées (MEFM) de type A1 à A12 du tableau ci-dessus. Et le type 2 regroupe les aménagements par digue ou par creusement comme les étangs (typologie A13a et A13b), les carrières (A14) et les gravières (A15 et A16). Ce sont les masses d'eau artificielles (MEA).

Selon ce découpage, sur un total de 480 plans d'eau DCE, 67 plans d'eau sont de type naturel, 330 plans d'eau sont d'origine anthropique de type 1 et 83 plans d'eau d'origine anthropique de type 2.

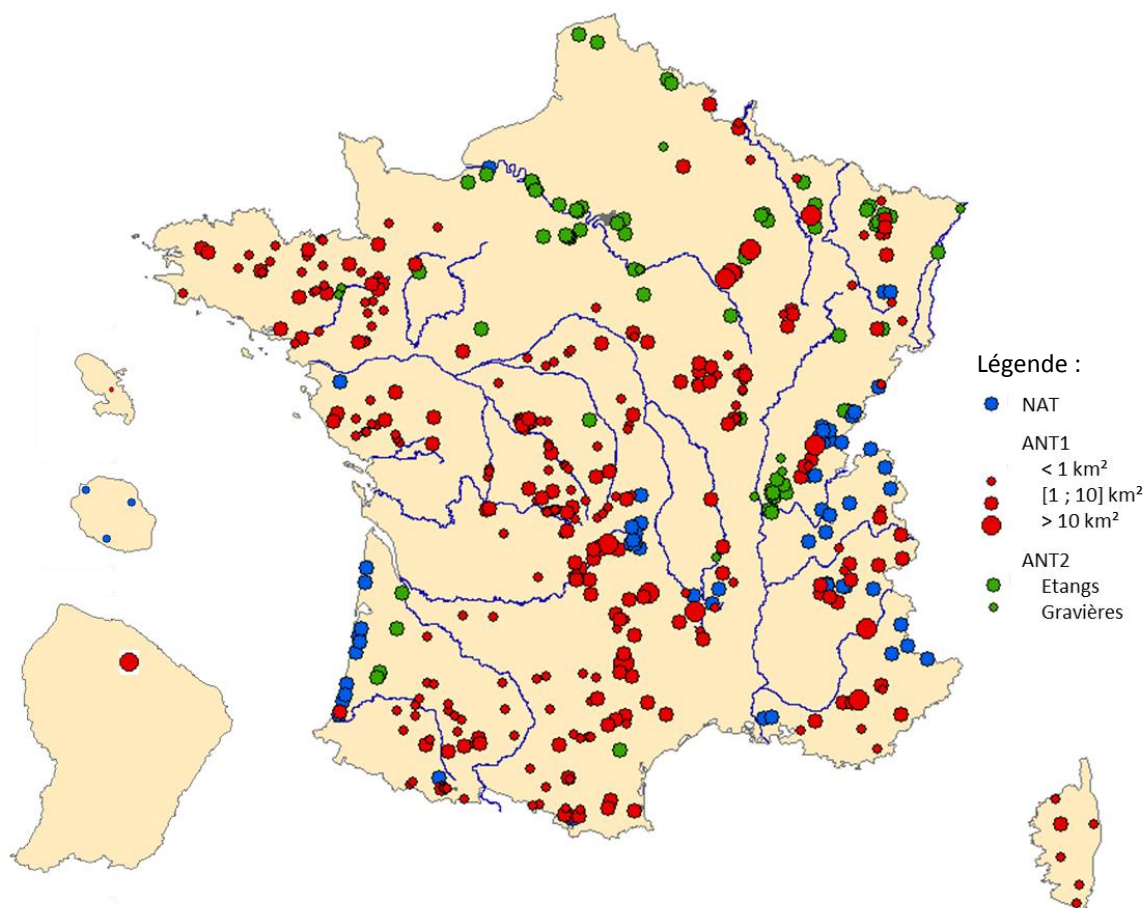


Figure 1 : Localisation des 480 plans d'eau DCE en France et dans les DOMs, selon leur type. Les lacs naturels en bleu (NAT), les retenues en rouge (ANT1) et les étangs et gravières en vert (ANT2). Pour les retenues, le diamètre des cercles est proportionnel à la surface des plans d'eau.

Les lacs naturels sont regroupés au niveau des chaînes de montagnes (avec une majorité dans les Alpes, le Jura et le Massif Central) ou en bord de mer (e.g. les grands lacs landais).

Les retenues (ANT1) ont une répartition relativement plus homogène à l'échelle de la France, sauf dans la partie Nord, et sont regroupées en 3 catégories selon la superficie du plan d'eau : 192 retenues ont une aire inférieure à 1 km², 126 ont une aire entre 1 et 10 km² et enfin 11 retenues ont une aire supérieure à 10 km² avec un maximum de 350 km² pour celle de Petit Saut en Guyane (Figure 2). La superficie est utilisée ici plutôt que le volume car c'est le seul paramètre renseigné pour la totalité des plans d'eau.

Les étangs et gravières (ANT2) se retrouvent en majorité dans le Nord et l'Est de la France au niveau des bassins de la Seine, de la Meuse et de la Moselle, et du Rhône amont. Les gravières, au nombre

de 13, ont un système d'alimentation en eau exclusivement souterrain, et sont différenciées des étangs sur la carte (cercles verts plus petits).

1.3.2. Caractéristiques morphométriques des plans d'eau

Les caractéristiques morphométriques des 480 plans d'eau DCE sont renseignées dans la base de données Plans d'Eau gérée par le pôle Onema/Irstea d'Aix-en-Provence.

La surface, le volume, la profondeur moyenne et le temps de séjour sont les critères généralement employés pour caractériser la morphologie des plans d'eau. Dans la base de données, ces critères ne sont pas renseignés pour la totalité des plans d'eau DCE.

Tableau 2 : Informations manquantes dans la base de données Plans d'Eau pour 4 critères de la morphologie des plans d'eau.

Caractéristiques	surface	volume	profondeur moyenne	temps de séjour
Données manquantes	0 (0%)	65 (14%)	66 (14%)	175 (36%)

La surface est le seul critère connu pour la totalité des 480 plans d'eau DCE. 14% des volumes ne sont pas renseignés, en majorité pour des étangs. La profondeur moyenne est le rapport entre le volume et la surface, et donc manquante pour 14% des plans d'eau. Le temps de séjour est le rapport entre le volume et le débit entrant annuel et est méconnu pour 36% des plans d'eau.

Tableau 3 : Statistiques descriptives pour les critères morphométriques principaux.

	Surface (km ²)			Volume (m ³)			Profondeur moyenne (m)			Temps de séjour moyen (j)		
	NAT	ANT1	ANT2	NAT	ANT1	ANT2	NAT	ANT1	ANT2	NAT	ANT1	ANT2
min	0.09	0.06	0.10	0.13	0.05	0.12	0.3	0.1	0.5	5	1	1
max	577.12	350.00	6.55	89 000	3 500	12	154.2	95.2	12.3	5095	1424	248
moyenne	13.55	2.92	0.94	1 911.0	43.8	2.4	18.2	11.1	2.5	690	172	126
médiane	0.57	0.84	0.66	7.1	5.6	1.4	9.9	7.1	1.7	276	64	133
écart-type	71.07	19.52	1.00	12 578.7	220.3	2.6	27.5	12.9	2.3	1164	254	71

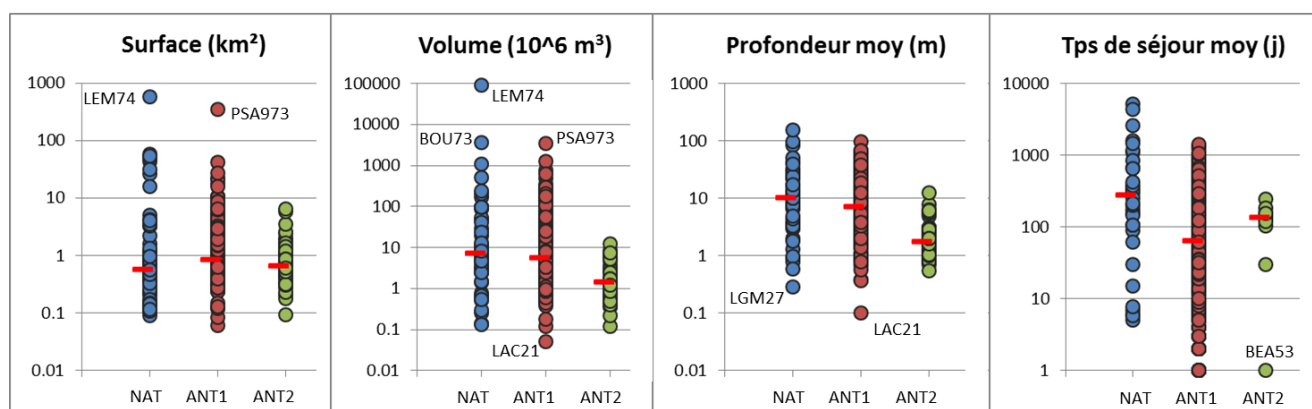


Figure 2 : Dispersion des valeurs des critères de la morphologie autour de la médiane (tirets rouges) pour chaque type de plan d'eau.

Une forte hétérogénéité des morphologies est remarquable pour les lacs naturels (NAT) et les retenues (ANT1) où les écarts-types sont très importants par rapport aux ordres de grandeurs des moyennes. Les valeurs médianes et les dispersions pour ces deux groupes sont équivalentes sauf pour les temps de séjour moyens où une différence de facteur 4 est observée. Le lac Léman (LEM74) et la retenue de Petit Saut en Guyane (PSA973) ont les valeurs les plus importantes pour la surface et le volume.

Les étangs et gravières (ANT2) ont des morphologies plus homogènes. Les surfaces ne dépassent pas les 10 km² et les volumes les 10 millions de m³. Les plans d'eau se regroupent autour de la valeur médiane du groupe, sauf pour les temps de séjour avec l'étang de Beaucoudray (BEA53).

1.3.3. Suivi de la physico-chimie des plans d'eau

Au 1^{er} Avril 2015, la base de données des mesures de la physico-chimie comportait des données de suivi pour 330 plans d'eau. La fréquence minimale est d'un suivi tous les 6 ans avec 4 campagnes de mesures dans l'année. Les étangs et les gravières sont les moins bien suivis, seuls 32 plans d'eau sur 83 ont été échantillonnés.

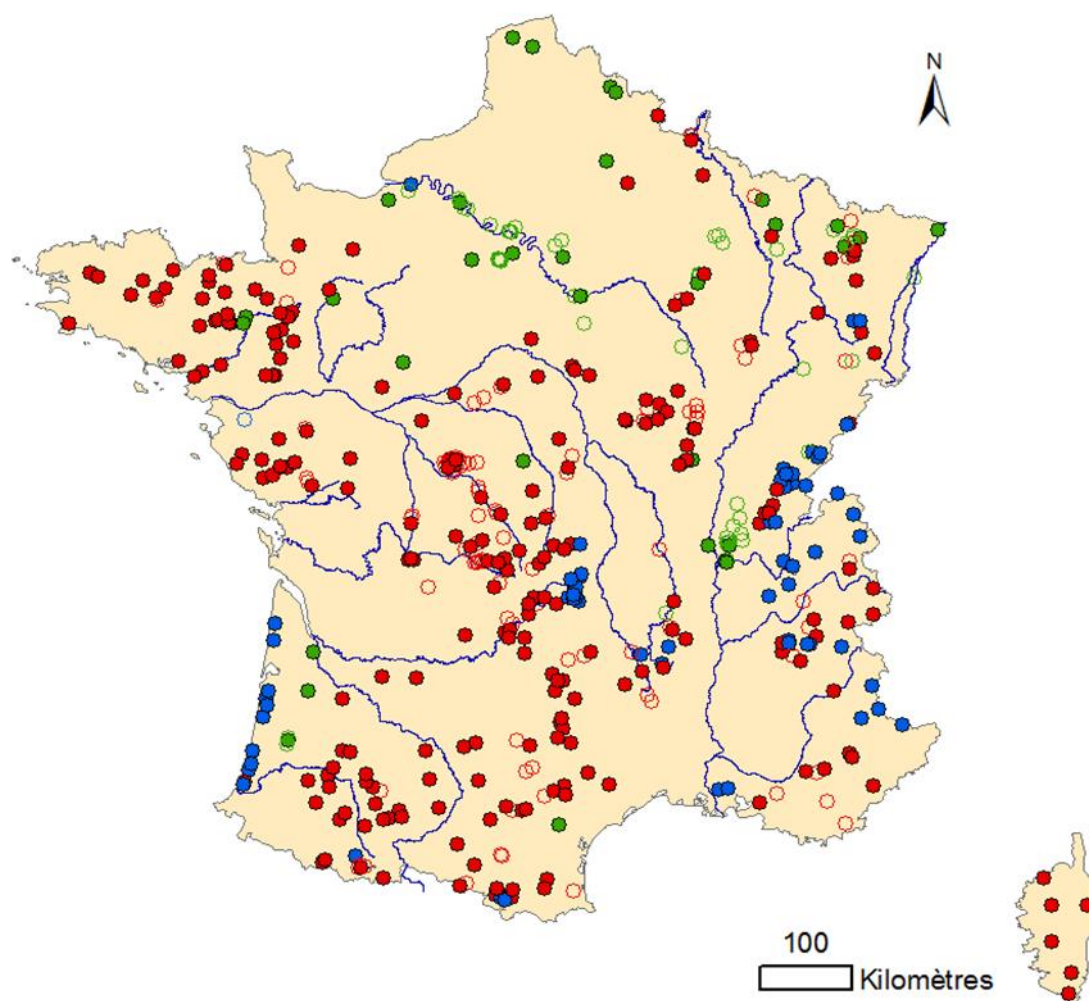


Figure 3 : Localisation des plans d'eau avec (cercles pleins) et sans (cercles vides) mesures de la physico-chimie dans les plans d'eau selon le type de plan d'eau (bleu = NAT, rouge = ANT1, vert = ANT2).

Pour chaque année de mesures, les concentrations en nutriments et la transparence permettent de définir l'état écologique du plan d'eau (sous forme de classes allant de « mauvais » à « très bon »).

En 2013 par exemple, 73 plans d'eau ont pu faire l'objet d'une évaluation de leur qualité. La moitié (49%) était considérée comme en bon ou très bon état pour le suivi de l'Azote (NO₃) et du Phosphore (Ptotal).

1.3.4. Bassins-versants des plans d'eau

Un travail de définition des bassins-versants des 480 plans d'eau DCE a été réalisé par le pôle Onema/Irstea d'Aix-en-Provence (Heyd *et al.* 2012). Cette délimitation porte sur les limites topographiques et non hydrogéologiques des bassins-versants. Les surfaces varient entre 0.37 km² pour le lac des Bordes dans le Puy-de-Dôme et 16 838 km² pour la base de loisir de Cergy-Pontoise dans le Val-d'Oise. 42 cas complexes de délimitation des limites de bassin-versants sont définis comme incertains, incorrectes ou non délimitables, d'après la base de données du pôle Onema/Irstea. Ce sont principalement les gravières, les lacs de cratères ou les zones à très faible relief.

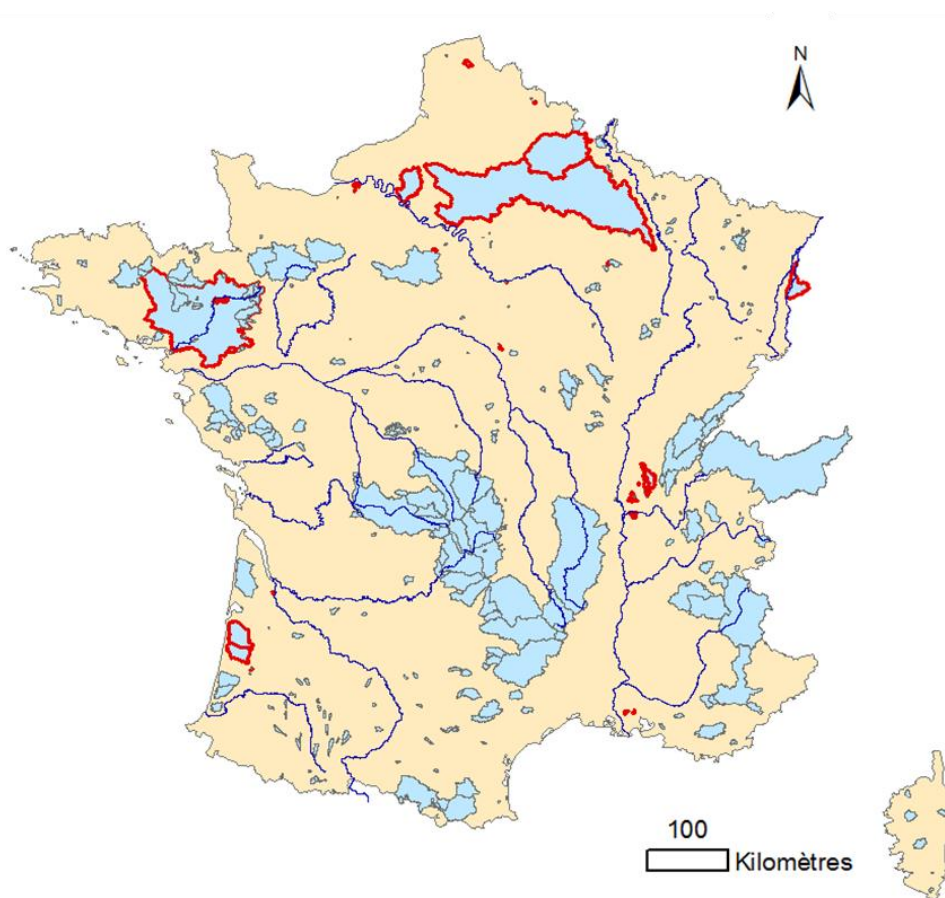


Figure 4 : Bassins-versants des 475 plans d'eau DCE en France métropolitaine. Entourés en rouge, les 42 bassins définis comme incertains.

Parmi les 475 plans d'eau en France métropolitaine, 108, soit 23%, ont au moins un autre plan d'eau DCE présent dans leur bassin-versant (Tableau 4).

Tableau 4 : Nombre de plans d'eau avec au moins un autre plan d'eau dans leur bassin-versant.

Type	NAT	ANT1	ANT2	Total
Emboîtés	10 (16%)	88 (27%)	10 (12%)	108 (23%)

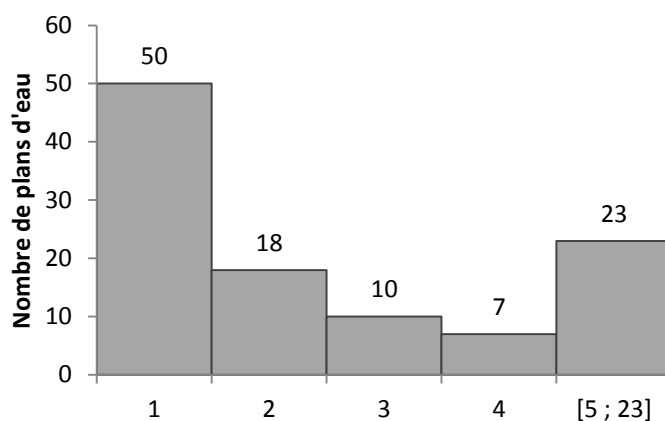


Figure 5 : Nombre de plans d'eau présents dans les bassins-versants.

La Figure 5 dénombre le nombre de plans d'eau avec 1, 2, 3, 4, 5 ou plus, plans d'eau dans leur bassin-versant. Par exemple, 50 plans d'eau n'ont qu'un seul autre plan d'eau dans leur bassin et 18 plans d'eau ont 2 autres plans d'eau dans leur bassin. De grands bassins-versants peuvent être influencés par un très grand nombre de plans d'eau, comme celui de la retenue d'Arzal qui comporte 23 plans d'eau à l'amont.

2. Sélection des stations hydrométriques et physico-chimiques

Dans le cadre de la mise en application nationale de la DCE, la surveillance des caractéristiques physico-chimiques des plans d'eau est relativement riche avec a minima 4 campagnes de suivi entre le printemps et l'automne, et ceci au moins une année par plan de gestion de 6 ans. Or, le développement des indicateurs biologiques ou physico-chimiques de l'état écologique doit faire le distinguo entre le fond physico-chimique naturel (permettant de quantifier les conditions de référence) et la part liée aux pressions anthropiques (principalement de type eutrophisation).

Un état des lieux des connaissances disponibles à l'échelle des bassins-versants est donc nécessaire.

Cette partie présente les résultats du travail de recensement, de sélection et de critique des données de mesures de la physico-chimie sur les tributaires aux plans d'eau et à leur aval. Les réseaux de suivi hydrographiques nationaux de surface sont présentés et un état des lieux des stations de mesures présentes sur les bassins-versants des plans d'eau nationaux DCE est réalisé, que ce soit en termes de débits (§2.1), en terme de paramètres physico-chimique, principalement en nutriments (§2.2), et

enfin en terme d'énergie via le réseau national de température (§2.4). Ensuite, dans la sous-partie 2.5 sont présentées les données relatives aux apports souterrains.

En résumé :

- Cette partie montre que les apports surfaciques et souterrains aux plans d'eau ne sont pas suivis systématiquement. En effet, ce recensement a mis en évidence la présence de stations de mesures des débits sur seulement 36 % des 475 bassins-versants de plans d'eau DCE de métropole, de stations de suivi physico-chimique sur seulement 26 % des bassins, de stations de mesures de la température de l'eau sur seulement 15 % des bassins, et de stations de mesures souterraines pour seulement 37 % des aquifères en contact avec les plans d'eau.
- De plus, les stations hydrométriques et les suivis physico-chimiques sont réalisés sur des stations distinctes et un travail de couplage est donc indispensable pour pouvoir quantifier des flux en entrée et sortie des plans d'eau (cf 2.3).
- Cette partie montre aussi que les plans d'eau les plus riches en données sont principalement des réservoirs (ANT1) avec de grands bassins-versants réparties sur la diagonale Nord-Ouest Sud-Est du territoire français. Seuls 55 plans d'eau ont à la fois des suivis des débits, de la qualité d'eau et de la température de l'eau sur au moins un de leurs tributaires.

2.1. Sélection des stations hydrométriques

Le réseau hydrographique constitue la composante principale des apports surfaciques aux plans d'eau, largement devant les apports directs par les pluies ou les apports diffus par le ruissellement.

A partir de 4 047 stations hydrométriques disponibles via une extraction de la banque HYDRO

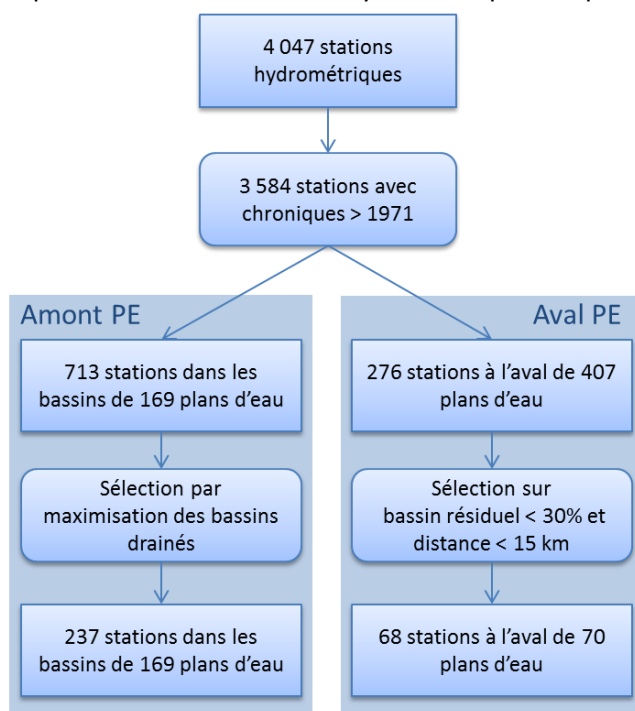


Figure 6 : Processus de sélection des stations hydrométriques

réalisée en 2013 à l'Université de Tours, un processus de sélection a été réalisé afin d'isoler les stations les mieux adaptées pour une caractérisation physico-chimique des apports aux plans d'eau.

Seules les stations avec des chroniques de débits postérieures à 1971 ont été conservées, car les données physico-chimiques ne sont disponibles dans le meilleur des cas, qu'à partir de 1971, année de mise en place du premier réseau de mesure de la qualité en eaux superficielles (INP).

Ensuite une distinction a été faite entre les stations dans le bassin-versant du plan d'eau (amont PE) qui décrivent les apports au plan d'eau et les stations à l'aval de celui-ci (aval PE) qui permettent de décrire les conditions

d'écoulement en sortie.

Pour les stations à l'amont du plan d'eau, une sélection par maximisation du bassin versant drainé a été réalisée. Cette étape consiste à identifier dans le bassin-versant du plan d'eau les stations dont le regroupement permet de décrire au mieux les écoulements jusqu'au plan d'eau (exemple schématique en Figure 7).

Pour les stations à l'aval du plan d'eau, un critère sur la distance maximale entre le plan d'eau et la station (< 15 km) ainsi que sur le pourcentage de bassin résiduel¹ (< 30 %) a été posé pour identifier les stations considérées comme étant «assez» proches du plan d'eau pour décrire au mieux les écoulements à son aval (Figure 6).

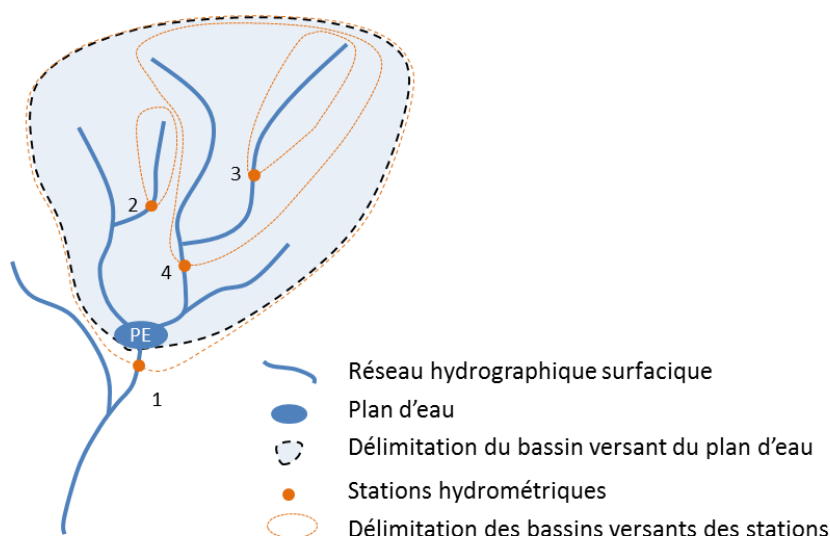


Figure 7 : Représentation schématique du bassin-versant d'un plan d'eau et des stations hydrométriques présentes à l'amont et l'aval de celui-ci. En amont, la sélection par maximisation du bassin drainé se porte sur les stations 2 et 4.

Tableau 5 : Nombre de plans d'eau avec stations hydrométriques par type de plan d'eau.

Nb de plans d'eau avec stations hydrométriques	NAT	ANT1	ANT2	Total
En amont	24 (38%)	137 (42%)	8 (10%)	169 (36%)
A l'aval	6 (9%)	64 (20%)	0 (0%)	70 (15%)
Amont et aval	6 (9%)	50 (15%)	0 (0%)	56 (12%)

Une fois le processus de sélection achevé, un peu plus du tiers des plans d'eau DCE ont des stations hydrométriques dans leur bassin-versant et seulement 15 % ont des stations à leur proche aval, parmi lesquels 56 plans d'eau ont à la fois des stations en amont et aval.

Le Tableau 5 décompose selon leur type, le nombre de plans d'eau pour lesquels des stations hydrométriques en amont et/ou à l'aval sont disponibles. Les étangs et gravières (ANT2) sont les moins représentés avec respectivement 10 % et 0 % des plans d'eau disposant de stations amont ou aval.

¹ Le bassin résiduel est défini ici comme étant la différence d'aire entre le bassin-versant de la station hydrométrique à l'aval du plan d'eau et le bassin-versant du plan d'eau, en pourcentage de l'aire de la station hydrométrique.

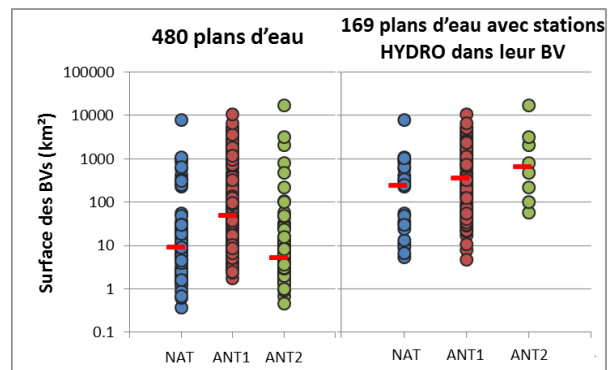


Figure 8 : Dispersion des valeurs de surfaces des bassins des plans d'eau autour de la médiane (tirets rouges) pour chaque type de plan d'eau avec et sans stations hydrométriques dans leur bassin.

La Figure 8 montre que pour chaque type de plan d'eau ce sont principalement ceux avec de petits bassins-versants qui n'ont pas de stations hydrométriques à leur amont ($< 300 \text{ km}^2$; valeur moyenne des bassins sans station = 26 km^2 ; médiane = 14 km^2).

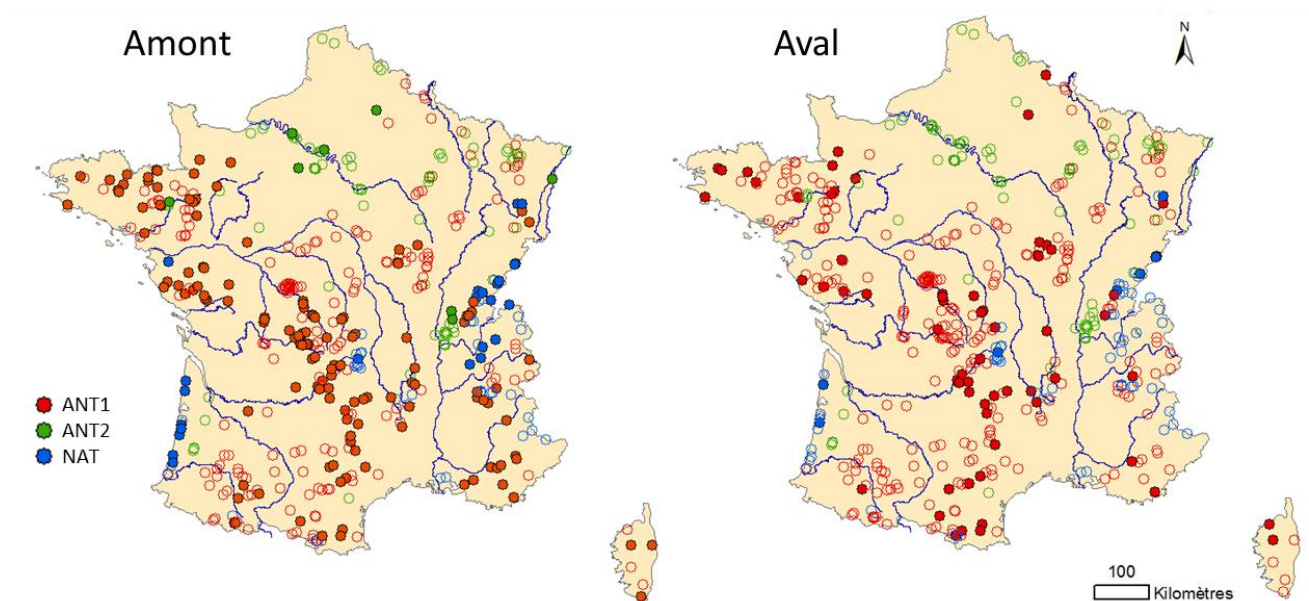


Figure 9 : Localisation des 169 et 70 plans d'eau (cercles pleins) avec stations hydrométriques en amont (gauche) ou en aval (droite) selon leur type.

Les régions Nord, Nord-Est et Sud-Ouest sont celles où l'information « débits » est la moins disponible dans les bassins-versants ou à l'aval des plans d'eau.

2.2. Sélection des stations de suivi de qualité

A partir des données de 5 572 stations en Eaux Superficielles (ESU) des Réseaux de Contrôle de Surveillance (RCS) et de Contrôle Opérationnel (RCO), qui remplacent l'ancien Réseau National de Bassin (RNB), un processus de sélection a été réalisé afin de ne conserver que les stations les mieux adaptées pour une caractérisation physico-chimiques des apports aux plans d'eau.

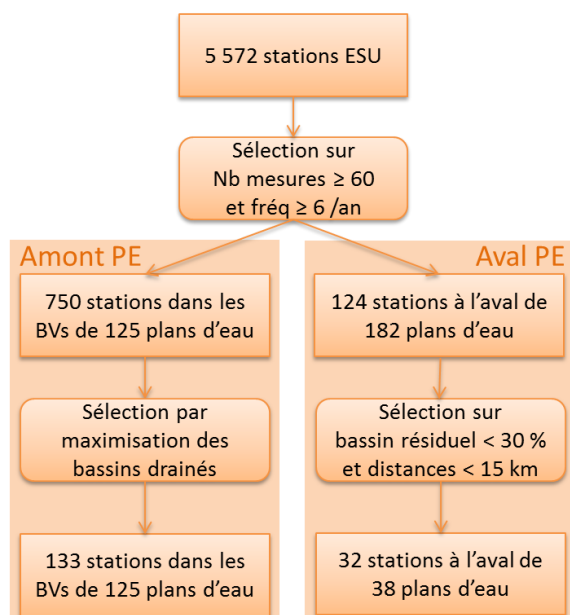


Figure 10 : Processus de sélection des stations de mesures physico-chimiques

Seules les stations pour lesquelles plus de 6 mesures par an et un nombre total de mesures supérieur à 60, pour les trois paramètres de nitrates (NO₃), orthophosphates (PO₄) et phosphore total (Ptotal), ont été conservées. Ces conditions sont nécessaires pour déterminer des flux annuels d'azote et de phosphore à partir des méthodes de moyennes de concentrations ou par extrapolation des chroniques à partir des relations concentrations-débits.

Un intérêt particulier a été porté sur l'azote et le phosphore car ils jouent un rôle majeur dans l'eutrophisation des plans d'eau à l'origine de la dégradation de la qualité de ces écosystèmes. Ensuite, une distinction a été faite entre les stations situées dans les bassins-versants des plans d'eau (amont PE) et les stations situées à leur aval proche (aval PE) avec les mêmes critères de sélections en amont et en aval que

pour les stations de débits (cf. §2.1).

Tableau 6 : Nombre de plans d'eau avec stations de suivi physico-chimique (RCS et RCO) par type de plan d'eau.

Nb de plans d'eau avec stations de qualité (ESU)	NAT	ANT1	ANT2	Total
En amont	8 (13%)	111 (34%)	6 (7%)	125 (26%)
A l'aval	10 (16%)	80 (24%)	1 (1%)	38 (8%)
Amont et aval	0 (0%)	34 (10%)	0 (0%)	34 (7%)

Le processus de sélection a montré qu'un peu plus du quart des plans d'eau DCE ont des stations de qualité dans leur bassin-versant et seulement 8 % ont des stations à leur proche aval.

Le Tableau 6 décompose selon leur type, le nombre de plan d'eau pour lesquels il y a des mesures de débits en amont et/ou à l'aval. Seuls certains réservoirs (ANT1) ont des stations de qualité en amont et en aval.

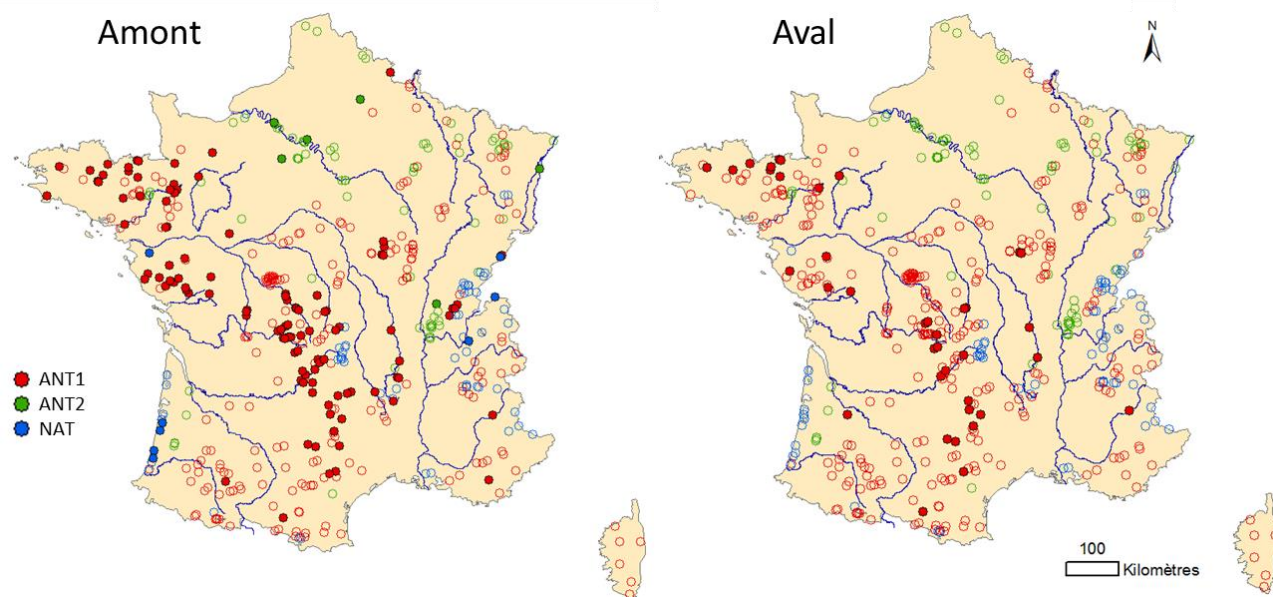


Figure 11 : Localisation des 125 et 38 plans d'eau (cercles pleins) avec stations qualités en amont (gauche) et en aval (droite) selon leur type.

La majorité des plans d'eau avec des stations qualités dans leur bassin-versant et à leur aval se situent vers le centre de la France et en régions Pays-de-la-Loire et Bretagne.

2.3. Couplage des stations de débits aux stations de qualité

Un couplage des stations de qualité avec les stations de débits a été réalisé à partir de la sélection finale des stations qualité en amont et aval des plans d'eau, avec un critère supplémentaire pour les stations en amont : seuls les plans d'eau pour lesquels la ou les stations qualité (ESU) à l'aval d'un sous-bassin-versant couvrant au moins 70 % de la surface du bassin-versant total du plan d'eau ont été conservés.

Parmi les 125 plans d'eau avec des stations de qualité dans leur bassin, le couplage a été réalisé pour 111 plans d'eau avec des stations de qualité en amont. 50 plans d'eau sur les 111 ont des stations de qualité qui drainent plus de 70 % des bassins-versants des plans d'eau. Et 15 plans d'eau ont aussi des couples de stations en aval.

Ce couplage a aussi été réalisé pour 115 plans d'eau avec des stations de qualité et des stations à débits reconstitués dans leurs bassins-versants. Le réseau des stations à débits reconstitués est présenté en §3.1.1 dans la partie consacrée aux modèles. Parmi ces 115 plans d'eau, 48 plans d'eau ont des stations de qualité qui drainent plus de 70 % des bassins-versants et 17 parmi les 48 ont aussi des couples de stations en aval.

En tenant compte des deux réseaux de débits, ce couplage a été réalisé pour 51 plans d'eau DCE.

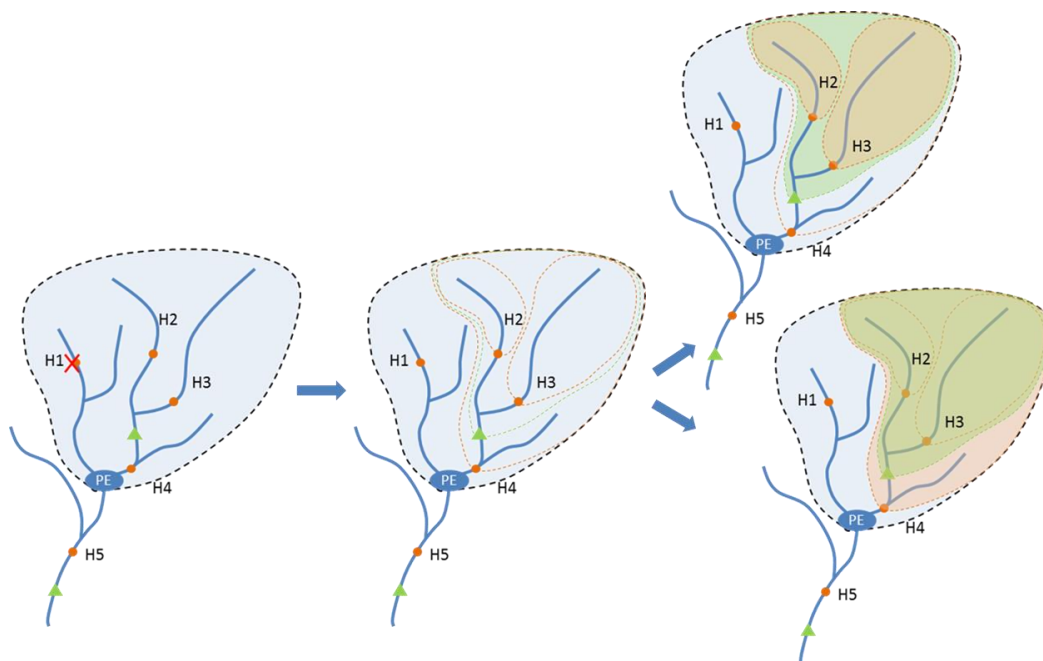


Figure 12 : Représentation schématique de la méthode de couplage des stations hydrométriques (points oranges) aux stations de qualité (triangles verts)

Le couplage a été réalisé à l'aide de la version 10.3 du système d'information géographique ArcGIS. Celui-ci permet de sélectionner les stations débits les plus proches en amont ou en aval de la station qualité (H2, H3 et H4 de la Figure 12) et calcule les distances à celle-ci. Ensuite, une comparaison a été faite entre la différence de l'aire du bassin-versant de la station qualité et celle de la station à l'aval (H4) ou celle de la ou des stations en amont (H2 + H3). Le choix s'est porté ensuite sur la station (ou le groupe de stations) pour laquelle la différence à l'aire de la station qualité est la plus petite.

2.4. Sélection des stations de températures des cours d'eau

La température est une donnée importante pour connaître les rapports de densité entre les tributaires et le plans d'eau ; rapports de densité qui gouvernent les profondeurs de mélange des apports dans la colonne d'eau lacustre, sous contrainte bathymétrique.

A partir de la localisation des 425 stations de mesures horaires des températures des cours d'eau du Réseau National Thermique (RNT) mis en place en 2008 par l'Onema, une pré-sélection a été réalisée.

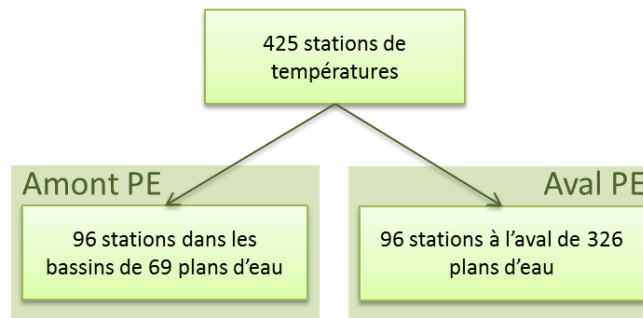


Figure 13 : Processus de sélection des stations de mesures des températures

Tableau 7 : Nombre de plans d'eau avec stations de températures dans leurs bassins-versants par type de plan d'eau

Nb de plans d'eau avec stations à débits reconstitués	NAT	ANT1	ANT2	Total
En amont	1 (2%)	66 (20%)	2 (2%)	69 (15%)

Seuls 15% des plans d'eau DCE ont des stations de mesure des températures dans leur bassin-versant parmi lesquelles une grande majorité de réservoirs.

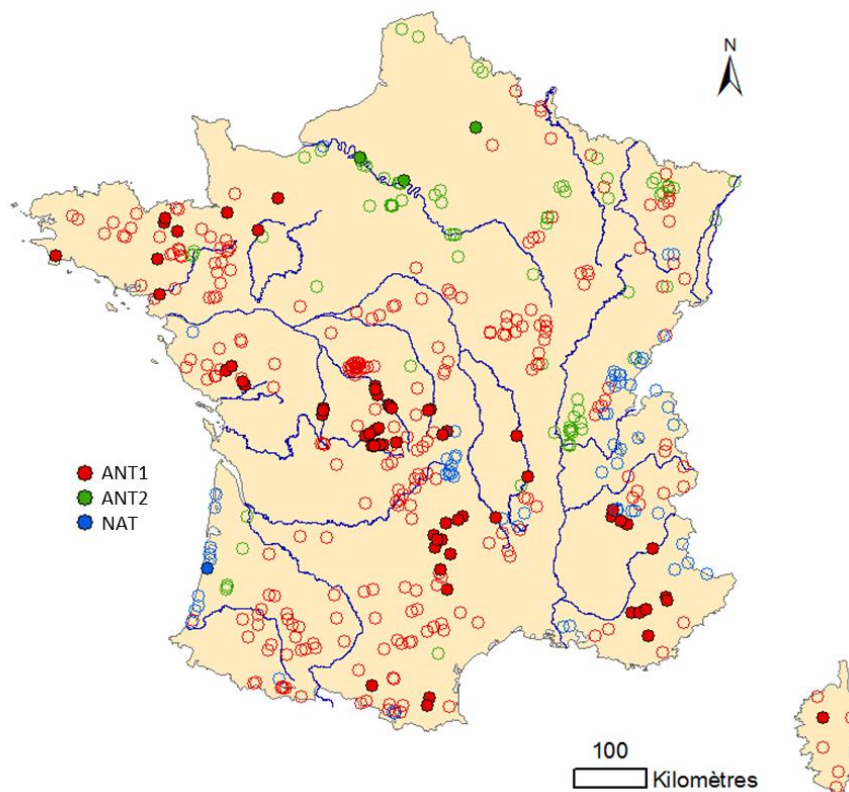


Figure 14 : Localisation des 69 plans d'eau, selon leur type, avec stations de températures en amont.

Pour 68 des 69 plans d'eau avec stations dans leurs bassins-versants les stations du réseau RNT ont pu être couplées aux stations de débits du réseau hydrométrique. Pour la retenue de Calacuccia en

Corse (CAL2B) ce couplage n'est pas possible car les stations hydrométriques et de températures ne sont pas sur des cours d'eau dans la même continuité des écoulements amont - aval.

2.5. Premières réflexions pour la détermination des apports souterrains

Les apports souterrains peuvent être une source importante des apports en nutriments et autres éléments chimiques aux plans d'eau, comme l'ont démontré les études de Meinikmann *et al.* (2015) pour le phosphore et de Kidmose *et al.* (2015) pour les nitrates, et cela même quand les eaux souterraines ne contribuent pas à une part importante des apports d'eau (Belanger *et al.* 1985).

Dans cette partie une réflexion est proposée sur la quantification des apports d'eau et de nutriments aux plans d'eau par les eaux souterraines.

Pour cela, deux réseaux nationaux de mesures souterraines sont utilisés : la banque nationale d'Accès aux Données sur les Eaux Souterraines (ADES) et les Réseaux de Contrôle de Surveillance (RCS) et de Contrôle Opérationnel (RCO).

54 371 stations de mesures en eaux souterraines (ESO), mesures qualitatives ou mesures des hauteurs d'eau, sont référencées dans la base de données des réseaux RCS et RCO. 1 919 stations de mesures de la qualité et 2 073 stations de mesures du niveau des eaux souterraines (niveaux piézométriques) sont suivies au sein de la banque ADES. Par contre, une même station peut appartenir à plusieurs réseaux. En effet, les réseaux RCS et RCO ont été mis en place spécifiquement pour le programme de surveillance DCE et une même station peut donc être utilisée pour les suivis dans le cadre de la DCE et des programmes nationaux.

L'évaluation des apports souterrains aux plans d'eau est une tâche complexe qui dépend d'un ensemble de connaissances sur les caractéristiques des sols, de la topographie et du lit du plan d'eau. Dans un premier temps, il est important de définir la présence ou non de couches de sol au voisinage des plans d'eau par lesquelles peuvent transiter les eaux souterraines. La base de données sur les Limites des Systèmes Aquifères (LISA) est l'outil utilisé pour ce travail. Ce référentiel individualise l'ensemble des niveaux aquifères sur trois échelles nationales : du niveau 1 donnant une représentation nationale des grands ensembles hydrogéologiques au niveau 3, correspondant à la représentation la plus détaillée du référentiel. Ce 3ème niveau identifie l'ensemble des entités connues, en s'appuyant sur les deux niveaux précédents et en les complétant par l'identification des unités aquifères locales.

D'après la base de données LISA, en s'intéressant aux couches de Niveau 3 et d'Ordre 1, 232 plans d'eau DCE se trouvent en contact avec des aquifères et sont donc potentiellement influencés par des échanges souterrains avec des nappes qu'ils peuvent drainer ou alimenter.

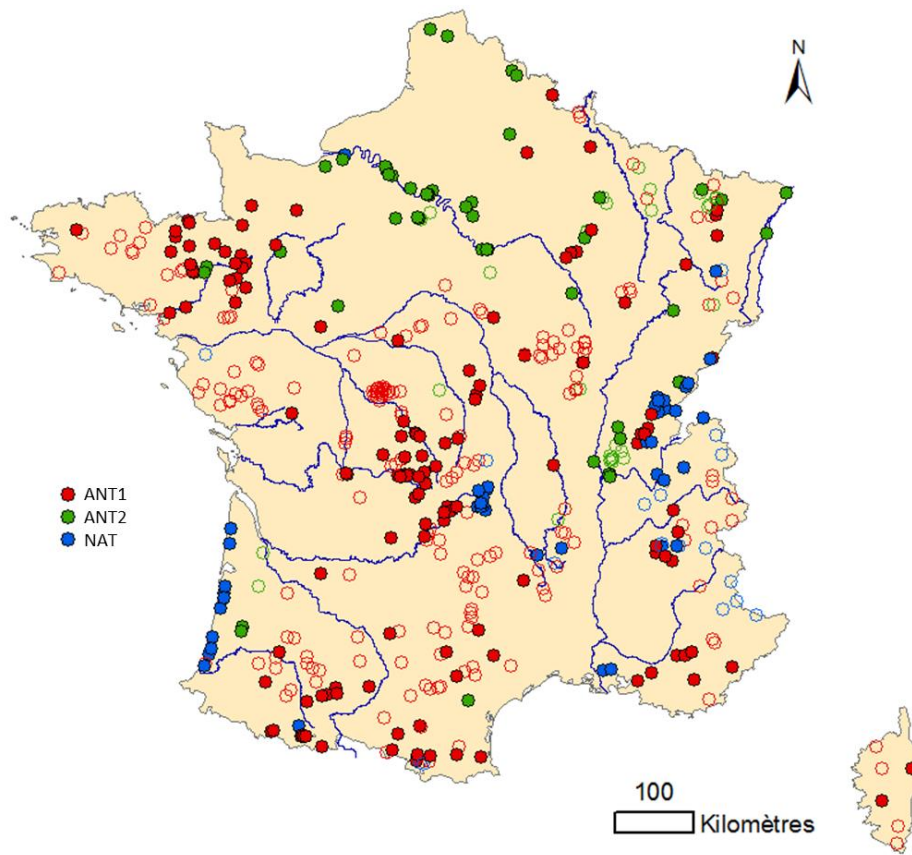


Figure 15 : Localisation des 232 plans d'eau, selon leur type, en contact avec des couches aquifères.

Parmi les 232 plans d'eau en contact avec un ou plusieurs aquifères, il y a 46 lacs naturels (NAT), 135 retenues (ANT1), 38 étangs et les 13 gravières (ANT2).

Ensuite, pour chacune des 334 nappes aquifères en contact avec les plans d'eau un travail de sélection des stations qualitatives et quantitatives a été réalisé pour les deux bases de données. Seules 37 % des 334 couches aquifères en contact avec les plans d'eau ont au moins une station de mesure qualitative ou quantitative, et les apports souterrains sont donc en partie quantifiables pour 91 % des 232 plans d'eau, cependant un travail spécifique devra être réalisé dans la continuité de ce travail.

3. Reconstitution des apports physico-chimiques par modélisation

Les réseaux de suivis décrits dans la partie précédente, malgré leur importance en termes de recouvrement géographique nationale, ne sont pas toujours suffisants pour quantifier les apports d'eau, de masse et d'énergie à l'échelle des bassins-versants des plans d'eau. De plus, les observations physico-chimiques sont pour la plupart des données ponctuelles, souvent de fréquence mensuelle ou trimestrielle (hormis les données de température du RNT issues d'enregistrements en continu). Des modèles capables de simuler plus finement les dynamiques hydrologiques et physico-chimiques du réseau hydrographique sont donc indispensables pour permettre une interpolation temporelle et spatiale des données ponctuelles, et donc déterminer les bilans entrées-sorties des plans d'eau nationaux.

Cette partie présente de manière succincte les outils de modélisation qui pourraient être mobilisés dans ce contexte ainsi qu'une première exploitation pour la reconstitution des flux d'eau (§3.0), de nutriments à partir des suivis discrets (§3.2), des éléments biogéochimiques à l'échelle des grands bassins fluviaux (§3.3), et des bilans d'azote et de phosphore à l'échelle des zones hydrologiques (§3.4). Le modèle Temperature-NETwork (T-NET) d'estimation de la température des cours d'eau sera enfin brièvement présenté car les données du RNT, en cours de bancarisation et de validation à l'échelle nationale, n'ont pas pu être traitées ici (§3.5).

En résumé :

- les simulations des débits apportent une information complémentaire aux données mesurées. Les stations de débits simulés au pas de temps journalier par GR4J permettent d'augmenter de 11 % le nombre de plans d'eau avec des données de débits sur leurs tributaires.
- Les débits moyens mensuels reconstitués par LOIEAU en entrée des 475 plans d'eau ont été utilisés pour calculer les temps de séjour de 404 plans d'eau pour lesquels les volumes sont disponibles.
- Les modèles biogéochimiques, utilisés par les Agences de l'Eau, pourraient être utilisés pour extrapoler les éléments non-mesurés en amont des plans d'eau, et dans une moindre mesure en aval, car les plans d'eau ne sont pas réellement simulés par ces modèles (sauf cas de SENEQUE avec l'extension BARMAN). Cependant, il est difficile à l'heure actuelle de disposer des éléments homogènes à l'échelle nationale. Seule l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne nous a mis à disposition des simulations du modèle PEGASE et une comparaison des flux annuels simulés et observés en 2011 a été réalisée pour 8 plans d'eau.
- Seuls les flux d'azote et de phosphore simulés par les modèles Nutting'N et P (en moyenne interannuelle sur 5 ans) sont disponibles sur l'ensemble du territoire métropolitain, pour les années de calage 2008 -2012.

3.1. Modèles hydrologiques conceptuels

3.1.1. Simulation des débits journaliers (GR4J)

Le modèle GR4J et un exemple d'utilisation

Le modèle du Génie Rural à 4 paramètres Journalier (GR4J) est un modèle empirique pluie-débit développé à Irstea à Anthony à partir des années 80 (Perrin *et al.* 2003). Il a l'avantage d'être facilement utilisable car nécessite peu de données d'entrée, contrairement à d'autres modèles plus physiques. La robustesse statistique est quantifiée, et les simulations sont assorties d'une marge d'incertitude. Les limites de l'utilisation du modèle GR4J se restreignent au cas des bassins-versants au comportement spécifique, comme le fonctionnement karstique ou glaciaire, ou des échanges nappe-rivière particulièrement intenses.

Des données de débits reconstitués proviennent du travail réalisé par l'unité « Hydrosystèmes et Bioprocédés » de Irstea Anthony (Brigode, Andréassian *et al.*, 2014). Il s'agit d'une reconstitution de chroniques de débits journaliers, au droit de sites d'échantillonnage écologique et/ou de suivi de la qualité de l'eau. Les débits sont reconstitués entre 1958 et 2012 à partir du modèle GR4J pour 11 225 stations du réseau de référence pérenne (RRP) et de la base de données sur les milieux aquatiques et piscicoles (BDMAP) de l'Onema.

Sélection des stations à débits reconstitués

Comme pour les stations hydrométriques, un processus de sélection a été réalisé afin de ne conserver que les stations à débits reconstitués les mieux adaptées pour une caractérisation des apports (amont PE) et des sorties (aval PE) aux plans d'eau. Aucune pré-sélection sur les chroniques n'a été réalisée car les débits sont simulés de façon continue entre 1958 et 2012.

Le réseau des stations reconstituées étant plus dense que celui des stations hydrométriques, le nombre de plans d'eau avec stations dans leurs bassins-versants et en aval proche est logiquement plus important que pour le réseau hydrométrique : 194 et 91 plans d'eau contre 169 et 70 pour le réseau hydrométrique (Tableau 5).

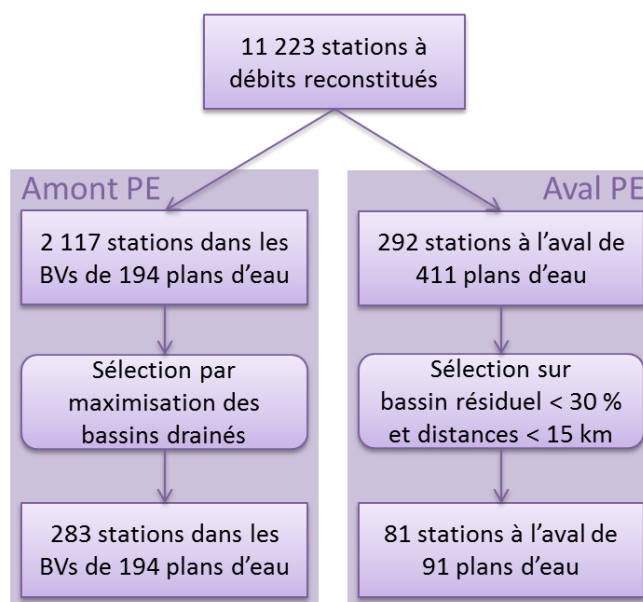


Figure 16 : Processus de sélection des stations à débits reconstitués.

Tableau 8 : Nombre de plans d'eau avec stations à débits reconstitués par type de plan d'eau.

Nb de plans d'eau avec stations à débits reconstitués	NAT	ANT1	ANT2	Total
En amont	22 (34%)	162 (49%)	10 (12%)	194 (41%)
A l'aval	10 (16%)	80 (24%)	1 (1%)	91 (19%)
Amont et aval	8 (13%)	68 (21%)	1 (1%)	77 (16%)

La sélection des stations montre que 41 % des plans d'eau DCE ont des stations à débits reconstitués dans leurs bassins-versants et 19 % ont des stations à leur proche aval, parmi lesquels 77 plans d'eau ont à la fois des stations en amont et en aval (Tableau 8). Les étangs et gravières (ANT2) sont les moins représentés avec respectivement 10 et 1 plans d'eau avec des stations en amont et en aval.

En s'intéressant aux deux réseaux de débits conjointement, le réseau hydrométrique et celui des stations à débits reconstitués, 219 plans d'eau sont caractérisés en débits pour l'amont et 129 pour l'aval.

Tableau 9 : Nombre de plans d'eau avec stations de débits dans leurs bassins-versants et à leur proche aval.

	En amont	A l'aval
Les 2 réseaux	144	32
Réseau hydrométrique uniquement	25	38
Réseau à débits reconstitués uniquement	50	59
Total	219	129

L'information supplémentaire apportée par le réseau des débits reconstitués est respectivement de 50 (amont) et 59 (aval) nouveaux plans d'eau, soit environ 11% de plans d'eau en plus que pour le seul réseau des stations hydrométriques. Ces plans d'eau sont en majorité des retenues (ANT1) dont la répartition sur le territoire est présentée en Figure 17.

En tout, 219 plans d'eau ont au moins une station d'un réseau de débits dans leur bassin-versant, parmi lesquels 144 plans d'eau ont des stations des deux réseaux de débits, 25 plans d'eau ont seulement des stations du réseau hydrométrique et 50 plans d'eau seulement des stations du réseau des débits reconstitués.

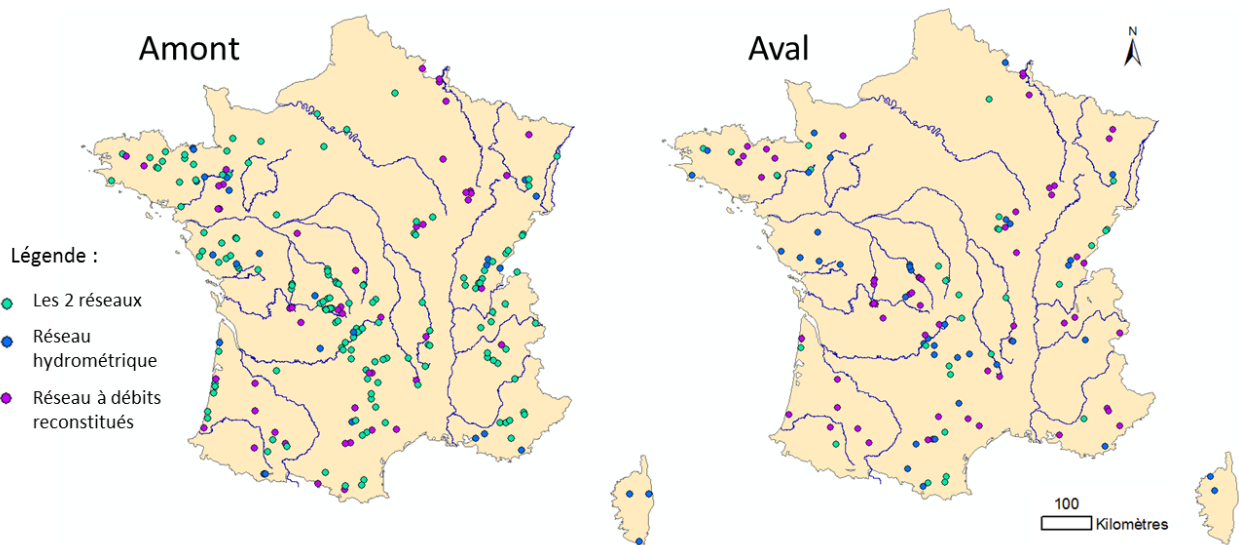


Figure 17 : Localisation des plans d'eau avec stations hydrométriques seuls (ronds bleus), stations à débits reconstitués seuls (ronds violets) ou les deux réseaux de débits (ronds verts d'eau) en amont (gauche) et en aval (droite)

Cependant, il faut souligner que la reconstitution des débits journaliers en amont des plans d'eau pourrait être envisageable pour l'ensemble des plans d'eau DCE, sauf cas particuliers (e.g. limites de la modélisation, disponibilité des données ou activités anthropiques sur les bassins-versants). Un travail particulier est donc à mettre en œuvre pour reconstituer les débits amont.

Pour les 144 plans d'eau avec à la fois des stations hydrométriques et des stations à débits reconstitués dans leurs bassins-versants, les pourcentages de bassins drainés par les stations hydrométriques et par les stations à débits reconstitués ont été comparés.

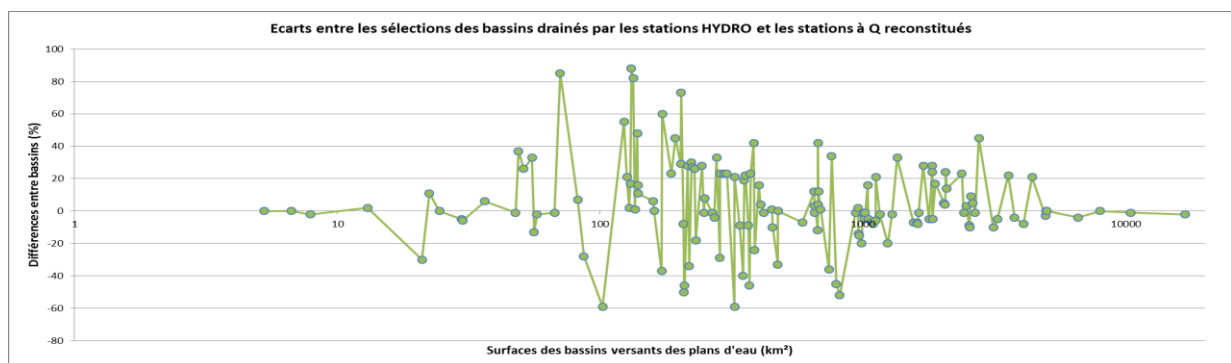


Figure 18 : Graphe des différences entre les bassins drainés par les stations hydrométriques et les bassins drainés par les stations à débits reconstitués.

Tableau 10 : Quantification des plans d'eau pour lesquels le pourcentage de bassin drainé est supérieur pour l'un ou l'autre des deux réseaux de débits selon le type de plan d'eau

Bassins drainés (%)	Total	NAT	ANT1	ANT2
HYDRO > Q reconstitués	72	7	64	1
HYDRO < Q reconstitués	72	12	54	6

Le graphe en Figure 18 et le Tableau 10 permettent de mettre en évidence que le réseau des stations de débits journaliers simulés, en amont et aval des plans d'eau DCE, est aussi développé que celui des stations hydrométriques et qu'il le complète. En effet, pour les plans d'eau de taille moyenne le pourcentage de bassins drainés pour les stations à débits reconstitués est fort lorsque celui des stations hydrométriques est faible et inversement.

3.1.2. Simulation des débits mensuels (LOIEAU)

Le modèle LOIEAU et un exemple d'utilisation

LOIEAU est un logiciel qui génère les débits au pas de temps mensuel à partir de ré-analyses météorologiques journalières SAFRAN de Météo France (la pluie, la neige, la température atmosphérique et l'évapotranspiration). Il est basé sur le modèle pluie-débit GR2M (Génie Rural à 2 Paramètres Mensuel) qui a été développé en 1994 à Irstea Antony (Folton et Lavabre 2006).

Un travail de simulation des débits mensuels à l'entrée de 535 plans d'eau en France a été réalisé entre 1958 et 2014. Ces débits mensuels sont utilisés pour déterminer les temps de séjour moyens des 404 plans d'eau DCE (hors DOMs, Corse et gravières) pour lesquels l'information "volume" est disponible dans la base de données Plans d'Eau.

3.2. Système expert Pol(F)lux pour la détermination des flux de nutriments et MES

3.2.1. Présentation du système expert Pol(F)lux

Pol(F)lux est un système expert développé par l'Université de Tours qui calcule des flux saisonniers, annuels et interannuels par une vingtaine de méthodes présentées en annexe 1 (Meybeck et Moatar 2012, Moatar *et al.* 2013, Raymond *et al.* 2013).

La réduction des incertitudes sur les flux estimés se fait par la sélection d'une méthode de calcul optimale. Pol(F)lux permet également de prédire les incertitudes dans l'évaluation des flux avec la méthode de la moyenne pondérée par les débits en fonction de la fréquence d'échantillonnage, et de prédire une fréquence d'échantillonnage optimale pour une incertitude cible souhaitée. Pour cela, le système se base sur une matrice de variabilité des flux construite avec deux indicateurs qui déterminent la réactivité hydrologique à la station, et la dynamique des macropolluants et des matières en suspension (MES) échantillonnées en fonction des débits. Ce système expert a été développé et testé pour des bassins-versants de taille moyenne à grande (> 500 km²).

3.2.2. Exemple d'estimation des flux annuels pour le Blavet en entrée du barrage de Guerlédan

Les flux annuels en NO₃, PO₄ et Ptotal sur la période 2004 - 2011 ont été calculés en entrée du barrage de Guerlédan dans les Côtes-d'Armor (GUE22) pour chacune des vingt méthodes Pol(F)lux (Figure 19, Figure 20 et Figure 21).

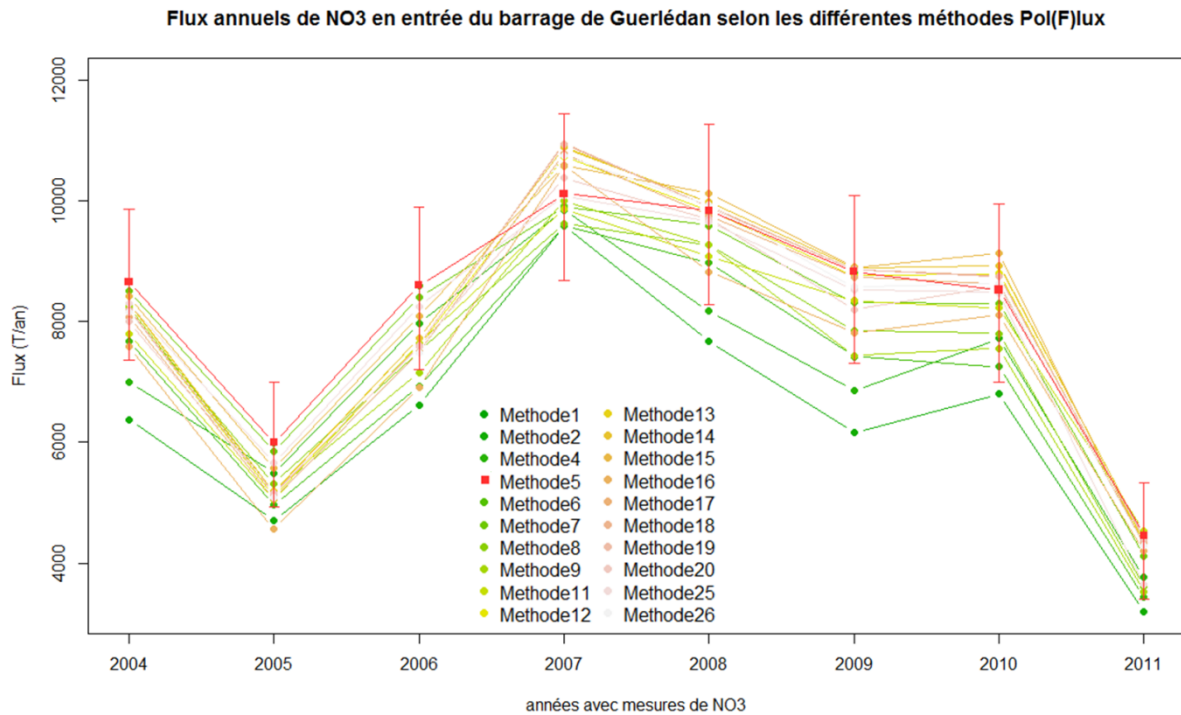


Figure 19 : Estimation des flux annuels (T/an) de NO₃ en entrée de Guerlédan selon les différentes méthodes Pol(F)lux (code station : 04190850, rivière : le Blavet).

Flux annuels de PO4 en entrée du barrage de Guerlédan selon les différentes méthodes Pol(F)lux

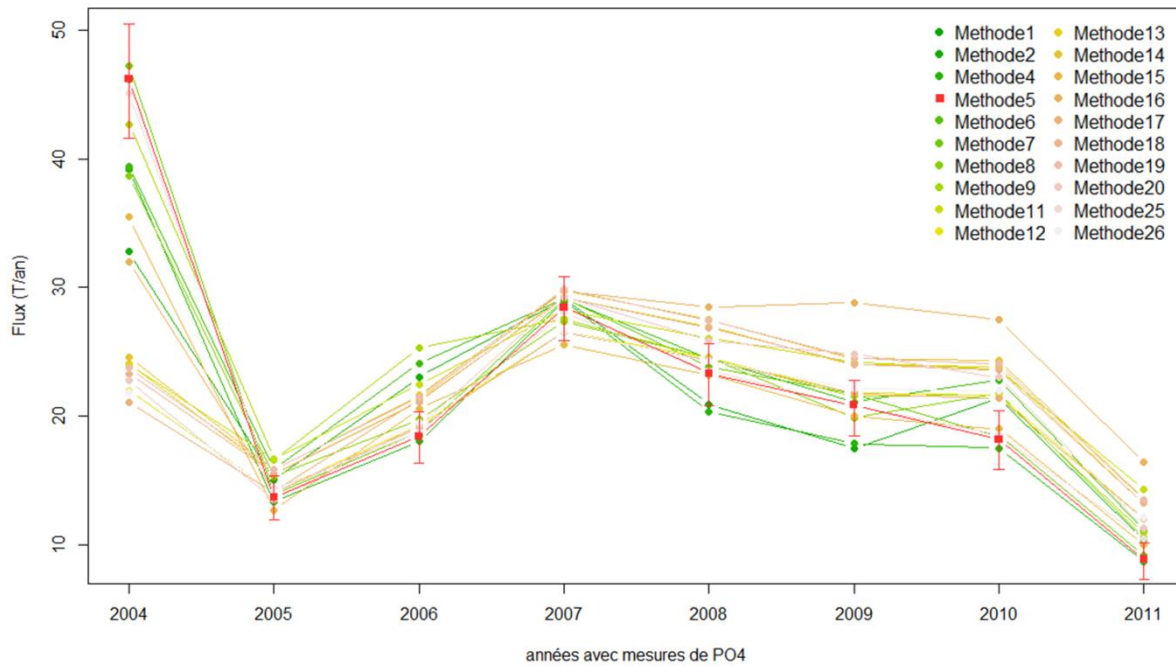


Figure 20 : Estimation des flux annuels (T/an) de PO4 en entrée de Guerlédan selon les différentes méthodes Pol(F)lux (code station : 04190850, rivière : le Blavet).

Flux annuels de PTO en entrée du barrage de Guerlédan selon les différentes méthodes Pol(F)lux

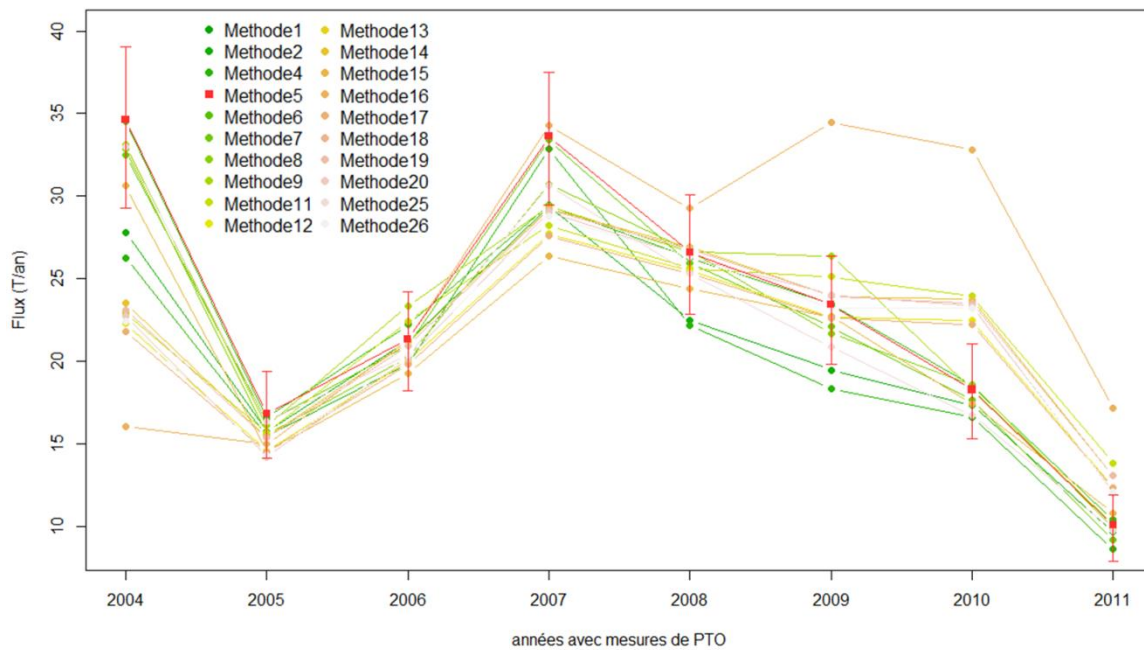


Figure 21 : Estimation des flux annuels (T/an) de Ptotal en entrée de Guerlédan selon les différentes méthodes Pol(F)lux (code station : 04190850, rivière : le Blavet).

Les flux calculés à partir de la méthode 5 (DWC) sont accompagnés de leurs barres d'erreurs issues des abaques mis en place en fonction de la fréquence des suivis, de la réactivité hydrologique (W2%)

et de la pente des relations Concentration-Débits (pour des débits supérieurs au débit médian) (Moatar, Meybeck et al., 2013).

Les écarts les plus contrastés entre les résultats s'observent en 2009 pour les nitrates et en 2004 pour les orthophosphates et le phosphore total. 2005, 2006 et 2007 sont les années avec une plus grande homogénéité dans les résultats.

Les erreurs calculées par la méthode 5 englobent une grande partie des résultats des autres méthodes. Pour les nitrates, le calcul des RMSE des différentes méthodes par rapport à la méthode 5 permet de mettre en évidence que les résultats des méthodes 1 et 2 sont les plus éloignés de ceux de la méthode 5 et de ses erreurs. Pour les orthophosphates ce sont les méthodes 16 et 25, et pour le phosphore total, les méthodes 15 et 16.

La méthode 5, Discharge Weighted Concentration (DWC), qui permet d'associer une incertitude aux estimations de flux a été retenue pour la suite de l'étude.

3.3. Modèles biogéochimiques des réseaux hydrographiques régionaux (PEGASE, SENEQUE et MOSQUITO)

3.3.1. Présentation des modèles PEGASE, SENEQUE et MOSQUITO

Les modèles de fonctionnement biogéochimique permettent d'améliorer la compréhension du fonctionnement du milieu aquatique et pour prévoir l'impact des rejets anthropiques sur la qualité de l'eau (Billen *et al.* 2007, Smitz *et al.* 2000, Smitz *et al.* 1997). Ils ont pour but de simuler la qualité des eaux de surface à différentes échelles de bassins-versants dans des conditions hydrologiques diverses. Pour cela, ils intègrent les contraintes que sont la morphologie du réseau hydrographique, l'occupation des sols, les conditions de température atmosphérique et les différents rejets ponctuels et diffus liés aux activités humaines (agricoles, urbaines et industrielles). Une étude réalisée par Brignon (2004) précise que ces modèles, en réalisant des simulations ponctuelles de la qualité de l'eau, ont plus un caractère d'outils d'aide à la compréhension des dynamiques aquatiques et doivent être utilisés dans une moindre mesure pour leur capacité prédictive.

En France, trois modèles sont utilisés par les Agences de l'Eau pour réaliser des études d'impact mais aussi pour estimer la qualité des masses d'eau qui ne sont pas surveillées par des stations de suivi :

- PEGASE en Rhin-Meuse, Loire-Bretagne, Artois-Picardie et Adour-Garonne,
- SENEQUE en Seine-Normandie,
- MOSQUITO en région Rhône-Méditerranée-Corse.

PEGASE (Planification Et Gestion de l'ASSainissement des Eaux) est un logiciel de modélisation intégré bassin-versant / réseau hydrographique développé en collaboration par 3 universités belges (Université de Liège, Facultés Universitaires de Namur et Université Libre de Bruxelles).

PEGASE est le résultat de l'association d'un modèle hydrologique et hydrodynamique, d'un modèle thermique et d'un modèle de la qualité de l'eau et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Smitz, Everbecq et al. 1997). Il simule différentes variables physico-chimiques et plusieurs espèces

d'algues au pas de temps journalier et sur des tronçons de rivière de taille kilométrique (Descy, Leitao, et al. 2012).

Les résultats du modèle PEGASE ont été fournis par l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne pour 65 000 km de cours d'eau, soit 20 151 tronçons hydrographiques des bassins de la Loire, de la Vendée et de la Bretagne au pas de temps journalier pour l'année 2011.

Les paramètres simulés sont les débits, la température, l'oxygène dissous, la DBO5, la DCO, le carbone dissous organique et total, l'azote (NH₄, NKJ, NO₂, NO₃ et Ntotal), le phosphore (PO₄ et Ptotal) et la chlorophylle. Il est important de souligner que ce modèle ne tient pas compte de la présence de plans d'eau ni de leur dynamique (circulation des eaux et processus biogéochimiques) dans les simulations du réseau hydrographique.

SENEQUE est un logiciel développé au sein de l'UMR Sisyphe du CNRS pour l'Agence de l'Eau Seine Normandie. Il s'appuie sur le modèle biogéochimique RIVERSTRAHLER mis en place dans le cadre du programme de recherche PIREN Seine (Billen *et al.* 1994, Gamier *et al.* 1995). Il calcule au pas de temps décadaire les variations des principaux paramètres de la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux de surface à l'échelle d'un bassin-versant (C, N, P, Si, MES, O₂, trois principaux groupes d'algues planctoniques se développant dans des eaux douces : diatomées, chlorophycées et cyanobactéries).

SENEQUE résulte du couplage d'un modèle hydrologique et d'un modèle des processus biogéochimiques en milieu aquatique. Le modèle hydrologique calcule les débits et ses composantes superficielles et phréatiques à partir des données de pluviométrie et d'évapotranspiration sur le bassin-versant alors que le modèle biogéochimique représente de manière générique la cinétique des processus liés au cycle des nutriments dans les milieux aquatiques. Il simule différentes variables physico-chimiques par ordre de Strahler, différents types de bactéries et trois groupes d'algues au pas de temps décadaire (Ruelland et Billen 2003, Ruelland *et al.* 2007).

Le module BARMAN (BARrage MANager) est un modèle de simulation du fonctionnement hydrologique et biogéochimique des réservoirs. Il est optimisé pour fonctionner en tant que module additionnel de l'appliquatif SENEQUE. Il permet le calcul du bilan hydrique et des processus biogéochimiques au sein des réservoirs dans la continuité amont - aval des simulations en cours d'eau de SENEQUE (Thieu 2009).

MOSQUITO est un modèle de la qualité de l'eau développé par l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse avec pour objectif d'aider à la construction des plans de gestion. Il utilise les données de pression disponibles à l'Agence. Ce modèle ne tient pas compte de la présence de plans d'eau sur le réseau. C'est un modèle relativement simple basé sur la dilution des rejets et des lois d'autoépuration dans les milieux aquatiques. Il ne prend pas en compte le fonctionnement biogéochimique des milieux aquatiques, les deux modèles présentés ci-avant (Pegase et Seneque) étant plus complexes.

Un autre modèle semble s'imposer dernièrement (SWAT de l'USEPA), avec une meilleure intégration entre la simulation des pollutions diffuses et le fonctionnement biogéochimique du réseau hydrographique.

3.3.2. Simulations de PEGASE pour 144 plans d'eau du bassin Loire-Bretagne en 2011.

Parmi les 172 plans d'eau DCE présents en région Loire-Bretagne, 144 ont des simulations de concentrations sur des tronçons modélisés par PEGASE.

Les simulations PEGASE ne sont pas réalisées pour l'ensemble du réseau hydrographique, les très petits cours d'eau étant négligés. Sur la **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** de la distribution des aires des bassins-versants des plans d'eau en Loire-Bretagne, les 28 plans d'eau pour lesquels il n'y a pas de simulations (en rouge) sont des plans d'eau à petits bassins-versants d'alimentation (< 15 km²) très en amont sur le réseau hydrographique (en rouge foncé) ou des plans d'eau à la frontière entre deux des 6 grands bassins hydrographiques français (en rouge clair).

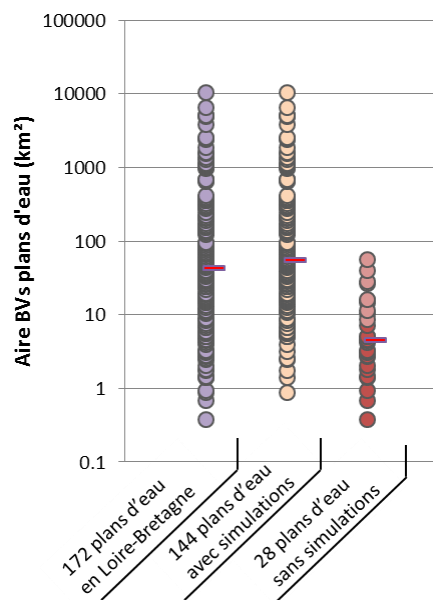


Figure 22 : Dispersion des valeurs des aires des bassins-versants des plans d'eau autour de la médiane (tirets rouges) pour l'ensemble des plans d'eau en Loire-Bretagne (orange), avec (violet) ou sans simulations (rouge) réalisées par PEGASE.

3.4. Boîtes à outils Nutting' N et P pour la quantification des exports d'azote et de phosphore des bassins-versants

3.4.1. Présentation de Nutting'N et Nutting'P

La boîte à outils Nutting (pour NUTrient Transfert modelING), développée à l'UMR Sol Agro et Hydrosystème Spatialisation (SAS) de l'INRA de Rennes, est formée de deux modèles conceptuels (Nutting'N et Nutting'P) et de plusieurs types d'applications suivant l'échelle d'étude (nationale, régionale, territoire). Elle permet de relier les sources d'azote et de phosphore aux caractéristiques des versants et du réseau hydrographique.

Ces deux modèles fournissent des estimations de flux spécifiques moyens annuels, et sont calibrés à partir des flux moyens observés sur une période de 5 ans.

Nutting'N prend en compte les différentes sources d'azote (ponctuelles et diffuses), les voies de transfert (superficielles ou profondes) et les phénomènes de rétentions (rétention de versant, dénitrification dans les plans d'eau) des versants jusqu'à l'exutoire du bassin-versant (Dupas *et al.* 2013). Le surplus N nécessaire au calcul des flux d'azote superficiels est estimé par le modèle NOPOLU. NOPOLU est une plateforme logicielle créée pour répondre aux demandes de plus en plus

fréquentes des autorités sur le rapportage des émissions polluantes vers l'eau. Elle intègre les activités polluantes d'origine agricole, industrielle et urbaine (SOeS, 2013).

Nutting'P agit de façon similaire à Nutting'N mais tient compte de la plus forte capacité d'absorption du sol vis-à-vis du phosphore (Dupas *et al.* 2015).

Une synthèse des données utilisées pour la calibration, la validation et l'application des modèles Nutting est fournie en annexe 2.

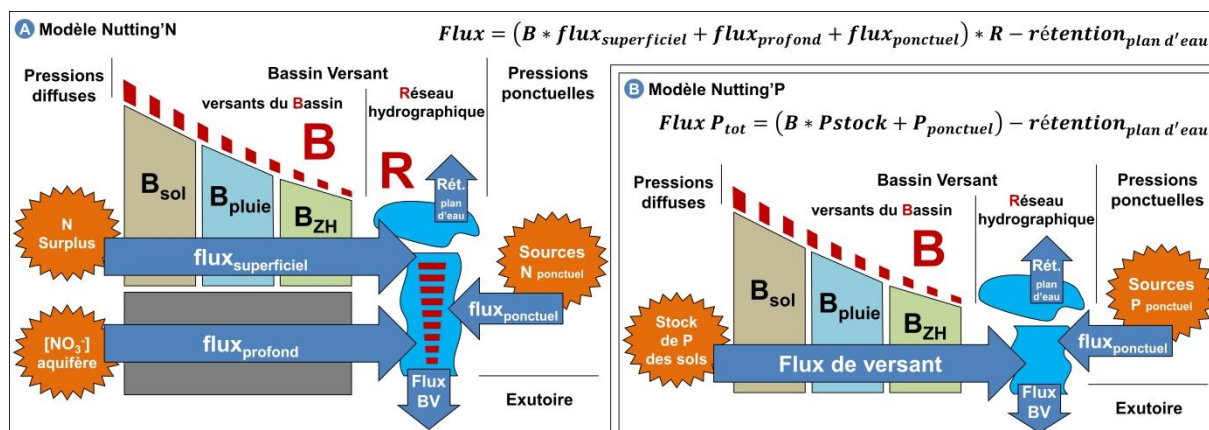


Figure 23 : Schéma conceptuel et équations des modèles Nutting' N et Nutting' P (d'après Legeay *et al.*, 2016). B et R correspondent à des coefficients d'abattement.

Les résultats des applications "Nutting'N et P, version de base, échelle nationale" (flux spécifiques en Azote et en Phosphore total pour un ensemble de 6 095 zones hydrographiques en France métropolitaine et calées pour la période 2008 - 2012) ont été fournis par l'UMR SAS.

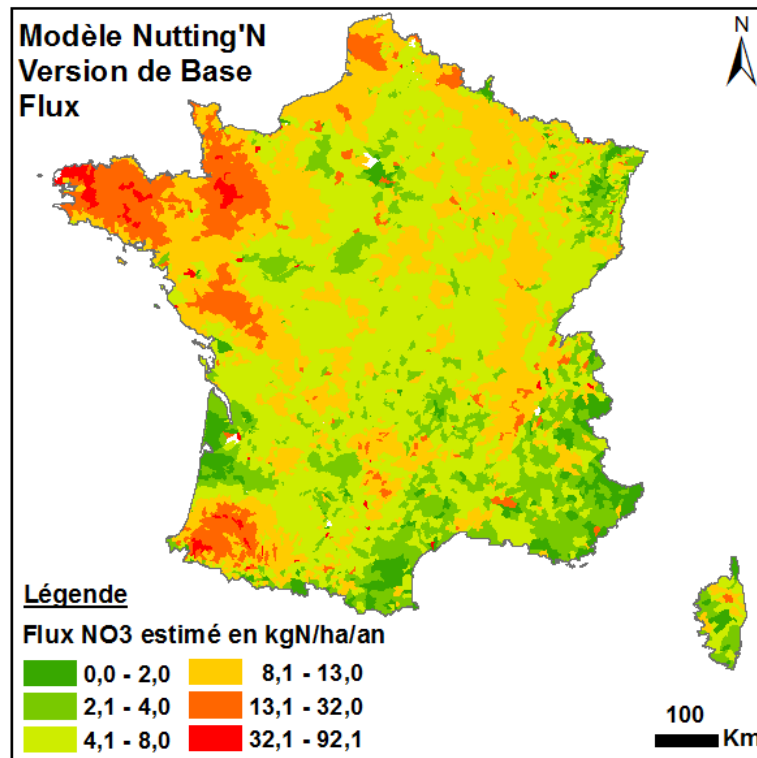


Figure 24 : Flux spécifiques interannuels (2008 - 2012) de NO3 estimés par Nutting'N par zones hydrographiques sur l'ensemble du territoire français (d'après Legeay *et al.* 2016).

3.4.2. Application des modèles Nutting'N et P à 330 plans d'eau DCE

Les résultats des simulations Nutting pour 714 zones hydrographiques ont été agrégés pour obtenir les flux spécifiques d'azote et de phosphore en entrée des 330 plans d'eau DCE avec mesures de la physico-chimie dans les plans d'eau.

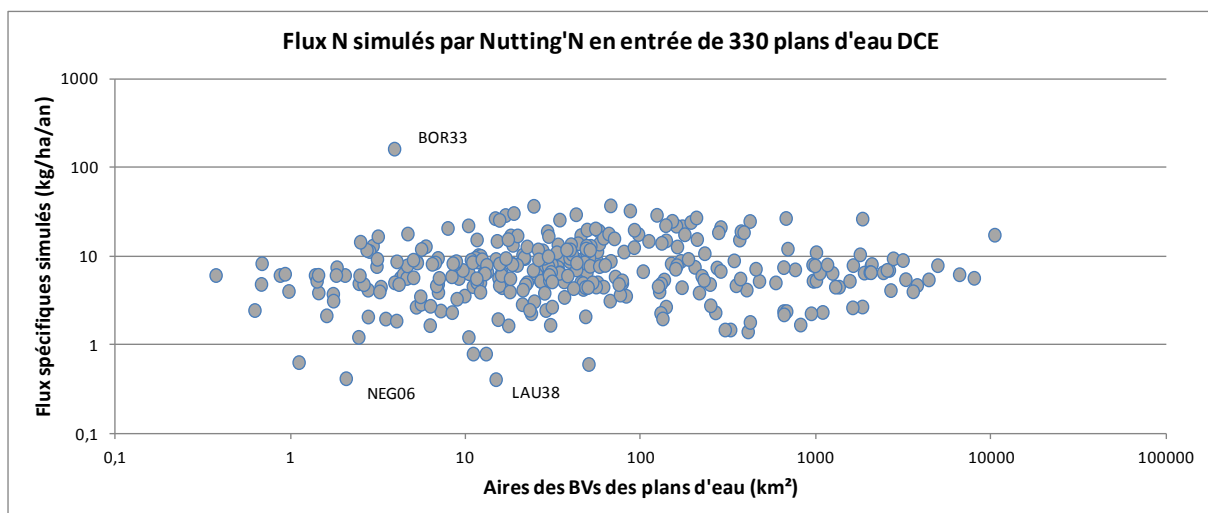


Figure 25 : Flux spécifiques d'azote des zones hydrographiques agrégés en entrée des bassins-versants des 330 plans d'eau avec mesures internes de la physico-chimie.

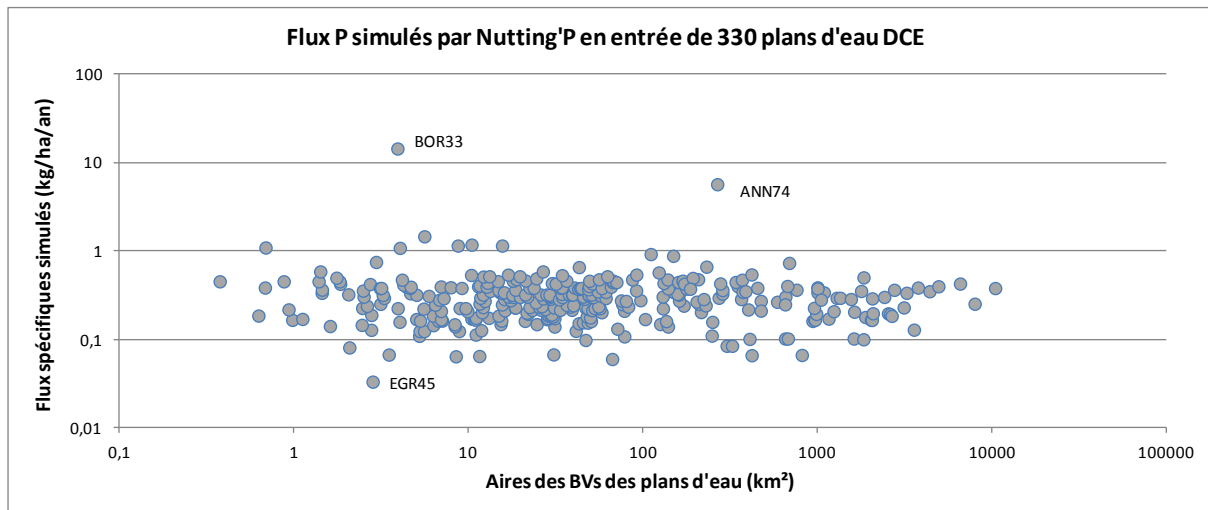


Figure 26 : Flux spécifiques de phosphore des zones hydrographiques agrégés en entrée des bassins-versants des 330 plans d'eau avec mesures internes de la physico-chimie.

Les flux spécifiques en azote pour les 330 plans d'eau varient entre 0,4 et 160 kg/ha/an et 80 % des entrées varient entre 2 et 18 kg/ha/an avec une médiane à 6,4 kg/ha/an.

Les flux spécifiques en phosphore varient entre 0,03 et 14 kg/ha/an et 80 % des entrées varient entre 0,14 et 0,47 kg/ha/an avec une médiane à 0,3 kgP/ha/an.

Les valeurs simulées en azote et phosphore au Lac de Bordeaux (BOR33) se détachent très fortement des nuages de points. C'est en effet un plan d'eau pour lequel la zone hydrographique des simulations de Nutting sur laquelle se trouve le plan d'eau est 33 fois plus grande que la taille de son bassin-versant (4 km²). Le même constat est fait avec les plans d'eau avec de très faibles valeurs simulées (ex : le lac Lautivel (LAU38), le lac Nègre (NEG06) ou l'étang de la Grande Rue (EGR45)).

Pour les petits bassins-versants, un travail de correction des flux simulés par le rapport des surfaces drainées est alors nécessaire.

3.5. Reconstitution des températures de l'eau à l'échelle journalière

La température des masses d'eau joue un rôle primordial dans la dynamique des écosystèmes aquatiques. Son interaction avec les autres paramètres abiotiques que sont le débit, l'oxygène dissous et les concentrations en nutriments permet de créer les conditions adéquates au développement des communautés aquatiques. Elle a aussi une influence notable sur les dynamiques physiques internes des masses d'eau et sur les conditions de mélange entre le plan d'eau et ses tributaires.

Les modèles de température des cours d'eau disponibles à une résolution régionale ou nationale ne sont pas courants. Pour cette raison, la température de l'air est souvent utilisée comme proxy de la température de l'eau (Buisson *et al.* 2008, Lassalle et Rochard 2009).

Le modèle dynamique Temperature-NETwork (T-NET), en cours de développement à l'Université de Tours (Beaufort *et al.* 2016), est un modèle physique de simulation des températures des cours d'eau à un pas de temps journalier qui utilise le concept de l'équilibre thermique (Edinger *et al.* 1968) et

qui inclue la propagation amont-aval du signal thermique. T-NET simule les températures à l'échelle régionale des grands bassins-versants sur la base d'une topologie de réseau hydrographique appuyée sur la BD Carthage. Ce modèle, appliqué au bassin de la Loire (110 000 km², 52 000 tronçons de calcul) est également capable de simuler les températures de façon satisfaisante pour des événements exceptionnels comme la crues de 1992 sur la Loire Moyenne et la canicule de l'été 2003 (Beaufort *et al.* 2016).

Avec T-NET une simulation pour le bassin de la Loire des températures de 52 200 tronçons hydrographiques de la base de données Carthage entre 1980 et 2011 a été réalisée. Ces données n'ont pas pu être analysées ici.

4. Bilan des flux de nutriments pour les 22 plans d'eau sélectionnés

Les données de 51 plans d'eau ont permis de calculer un bilan des apports de nutriments à partir des stations hydrométriques ou des stations à débits reconstitués et des réseaux de suivi de la qualité.

Les bilans de 22 plans d'eau qui disposent de données en amont et en aval des plans d'eau, mais également d'un suivi physico-chimique dans le plan d'eau ont été étudiés (annexe 3).

Cette partie présente la méthodologie appliquée pour l'estimation des flux annuels et interannuels en nutriments en entrée et sortie des 22 plans d'eau (§4.1), flux à partir desquels une réflexion sur les bilans en nutriments a été développée (§4.2 et §4.3) et une comparaison avec les mesures faites dans les plans d'eau a été établie (§4.4).

En résumé :

- Il ressort de ce travail que les calculs de flux ont pu être réalisés sur un petit nombre de plans d'eau sélectionnés pour la bonne représentativité des données de suivi des débits et de la qualité à l'amont et l'aval. Ces plans d'eau sont de type retenue (ANT1) avec de grands bassins-versants.
- Les estimations de flux ont générés des incertitudes importantes, supérieures pour la majorité des cas aux différences entre les entrées et les sorties (en %), ce qui ne permet pas de conclure de façon significative sur les fonctions (puits ou source) de ces plans d'eau.
- Enfin, la comparaison avec les mesures dans les plans d'eau laisse à penser que, malgré une forte corrélation entre les entrants et les mesures internes, les taux en entrée ne peuvent expliquer seuls l'état du plan d'eau pour chaque paramètre, qui sont dépendants des dynamiques internes de circulation, de rétention et de relargage.

4.1. Estimation des apports en nutriments pour 22 plan d'eau

La sélection de 22 plans d'eau n'est composée que de retenues (ANT1) qui drainent des bassins-versants de tailles allant de 150 km² à 7 000 km². Ces plans d'eau sont majoritairement en région Loire-Bretagne (14 plans d'eau) et en Adour-Garonne (6 plans d'eau) (Figure 27).

Parmi cette sélection, 12 plans d'eau ont des flux influencés par des plans d'eau DCE en amont.

Le choix s'est porté ici sur la détermination des flux de NO₃, PO₄ et Ptotal, paramètres impliqués dans le phénomène d'eutrophisation des milieux aquatiques. Pour maximiser le nombre de plans d'eau sur lesquels des bilans peuvent être réalisés, la période récente 1999-2010 a été retenue (Figure 28).

Code_PE	Nom_PE	Aire BV PE(km ²)	nb_stat_ESU	Aire somme BV ESU(km ²)	Aire_drainée(%)
AIG15	Aigle (de l')	3254	3	2412	74
ALB85	Albert (retenue d')	173	1	156	90
APR85	Apremont (retenue d')	278	2	210	76
BCL12	Castelnau-Lassouts (barrage de)	1630	1	1588	97
BLC19	Chaumettes (barrage les)	475	1	392	83
EGU36	Eguzon	2423	3	2350	97
GOL12	Golin hac (barrage de)	2084	1	1953	94
GOU22	Gouet (retenue du)	193	2	165	85
GRA42	Grangent	3782	3	3553	94
GUE22	Guerliédan (lac de)	674	1	626	93
JOU86	Jousseau (retenue de)	4953	1	4573	92
PDS12	Pont-de-Salars (réservoir de)	187	1	139	74
PIN12	Pinet (barrage de)	2674	1	2492	93
RAB61	Rabodanges (barrage de)	1004	1	922	92
RDC23	Champsanglard (retenue de)	1051	1	947	90
ROC03	Rochebut (retenue de)	1560	2	1235	79
ROP22	Rophémel	374	2	270	72
RRT23	Roche Talamie (retenue de la)	654	1	526	80
RVH22	Ville-Hatte (retenue de la)	388	1	318	82
SFP53	Saint Fraimbault de Prieres (retenue de)	1844	3	1667	90
SPO04	Serre ponçon	3586	2	2902	81
VIL42	Villerest (retenue de)	6595	2	6170	94

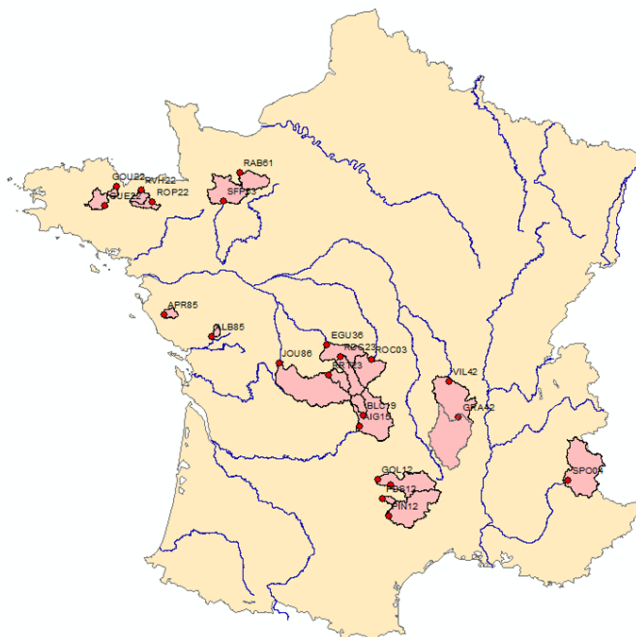


Figure 27 : Liste des 22 plans d'eau (PE) sélectionnés pour le calcul des flux et leurs localisations ainsi que leurs bassins-versants sur le territoire français

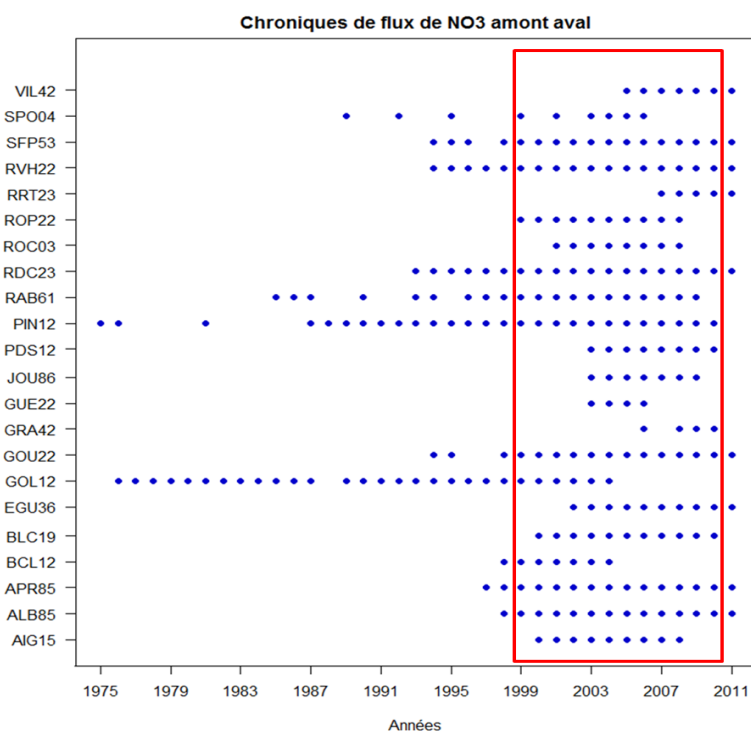


Figure 28 : Années de mesures des nitrates pour les stations en amont et aval des 22 plans d'eau.

Les flux à l'entrée ($F_{\text{entrée}}$) et à la sortie (F_{sortie}) des plans d'eau ont été calculés à partir de la méthodologie suivante :

1) Calcul des débits au niveau des stations qualité (ESU) :

Les débits au niveau des stations qualité (ESU) ont été déterminés à partir des débits journaliers des stations hydrométriques ou à partir des débits reconstitués par le modèle GR4J sur la base des affectations réalisés en annexe 3 et en corrigeant les valeurs par le rapport des surfaces drainées.

2) Calcul des flux annuels et interannuels (T/an) et de leurs incertitudes au niveau des stations de qualité (ESU) à l'aide du logiciel Pol(F)lux selon la méthode DWC.

3) Estimation des flux en entrée et en sortie des plans d'eau et des incertitudes associées :

A l'**amont**, les flux (en T/an) et les aires des bassins-versants (en km^2) des stations des plans d'eau (respectivement $F_{\text{ESU amont}}$ et $\text{Aire}_{\text{ESU amont}}$) vérifient le BILAN AMONT suivant :

$$\frac{F_{\text{entrée}}}{\text{Aire}_{\text{BV}_{\text{PE}}} - \text{Aire}_{\text{PE}}} = \frac{F_{\text{ESU amont}}}{\text{Aire}_{\text{ESU amont}}} \quad (\text{en } T/\text{an}/\text{km}^2)$$

donc

$$F_{\text{entrée}} (\text{en } T/\text{an}) = F_{\text{ESU amont}} \times \frac{\text{Aire}_{\text{BV}_{\text{PE}}} - \text{Aire}_{\text{PE}}}{\text{Aire}_{\text{ESU amont}}} \quad (\text{en } T/\text{an})$$

A l'**aval**, les flux des stations ($F_{\text{ESU aval}}$) sont reliés aux flux sortants (F_{sortie}) selon le BILAN AVAL suivant :

$$F_{\text{ESU aval}} = F_{\text{résiduel}} + F_{\text{sortie}} \quad (\text{en } T/\text{an})$$

Si l'on considère l'estimation des flux associés à la surface résiduelle ($\text{Aire}_{\text{résiduelle}} = \text{Aire}_{\text{ESU aval}} - \text{Aire}_{\text{BV}_{\text{PE}}}$) à partir du flux amont associé à l'aire drainée par la station ESU amont, on a la relation suivant :

$$\frac{F_{\text{résiduel}}}{\text{Aire}_{\text{résiduelle}}} = \frac{F_{\text{ESU amont}}}{\text{Aire}_{\text{ESU amont}}} \quad (\text{en } T/\text{an}/\text{km}^2)$$

Le BILAN AVAL devient donc :

$$F_{\text{ESU aval}} = F_{\text{ESU amont}} \times \frac{\text{Aire}_{\text{résiduelle}}}{\text{Aire}_{\text{ESU amont}}} + F_{\text{sortie}} \quad (\text{en } T/\text{an})$$

$$F_{\text{sortie}} = F_{\text{ESU aval}} - F_{\text{ESU amont}} \times \frac{\text{Aire}_{\text{aval}} - \text{Aire}_{\text{BV}_{\text{PE}}}}{\text{Aire}_{\text{ESU amont}}} \quad (\text{en } T/\text{an})$$

A la sortie des plans d'eau, les flux respectent également le BILAN SORTIE suivant :

$$F_{\text{sortie}} = F_{\text{PE}_{\text{interne}}} + F_{\text{entrée}} \quad (\text{en } T/\text{an})$$

Où $F_{PE_{interne}}$ est le flux positif (i.e. rendu par le PE au cours d'eau, PE de type « source ») ou négatif (i.e. piégé par le PE dans les sédiments par exemple, PE de type « puit »).

Le BILAN AMONT, le BILAN AVAL et le BILAN SORTIE deviennent :

$$F_{ESU\ aval} - F_{ESU\ amont} \times \frac{Aire_{aval} - Aire_{BVPE}}{Aire_{ESU\ amont}} = F_{PE_{interne}} + F_{ESU\ amont} \times \frac{Aire_{BVPE} - Aire_{PE}}{Aire_{ESU\ amont}} \quad (en\ T/an)$$

D'où :

$$F_{PE_{interne}} = F_{ESU\ aval} - F_{ESU\ amont} \times \left(\frac{Aire_{aval} - Aire_{BVPE}}{Aire_{ESU\ amont}} + \frac{Aire_{BVPE} - Aire_{PE}}{Aire_{ESU\ amont}} \right) \quad (en\ T/an)$$

$F_{PE_{interne}} = F_{ESU\ aval} - F_{ESU\ amont} \times \frac{Aire_{aval} - Aire_{PE}}{Aire_{ESU\ amont}} \quad (en\ T/an)$

Les incertitudes associées sont données par :

$$\Delta F_{entrée} = \Delta F_{ESU\ amont} \times \frac{Aire_{BVPE} - Aire_{PE}}{Aire_{ESU\ amont}} \quad (en\ T/an)$$

$$\Delta F_{sortie} = \Delta F_{ESU\ aval} + \Delta F_{ESU\ amont} \times \frac{Aire_{aval} - Aire_{BVPE}}{Aire_{ESU\ amont}} \quad (en\ T/an)$$

$$\Delta F_{PE_{interne}} = \Delta F_{ESU\ aval} + \Delta F_{ESU\ amont} \times \frac{Aire_{aval} - Aire_{PE}}{Aire_{ESU\ amont}} \quad (en\ T/an)$$

Et $\Delta F_{ESU\ amont}$ et $\Delta F_{ESU\ aval}$ sont les incertitudes estimés par Pol(F)lux.

Un exemple de calcul des flux pour le barrage de Pinet dans le Tarn (PIN12) est donné en annexe 4.

4.2. Flux spécifiques d'azote et de phosphore en entrée aux plans d'eau

A partir de la méthode décrite précédemment les flux spécifiques interannuels (sur la période 1999 - 2010) et leurs incertitudes pour l'azote et le phosphore ont été obtenue en entrée des 22 plans d'eau.

Les flux spécifiques de NO₃-N pour la sélection des 22 plans d'eau varient entre 2 et 33 kgN/ha/an. Les plans d'eau avec les plus petits bassins-versants ont les flux spécifiques les plus importants ainsi que les erreurs sur ces flux les plus importantes.

Ces valeurs estimées par Pol(F)lux sont du même ordre de grandeur que la variabilité nationale décrite par Dupas *et al.* (2015).

Pour le phosphore, les flux spécifiques varient entre 0,14 et 1,14 kgP/ha/an ce qui est cohérent à nouveau avec la variabilité nationale observée par Dupas *et al.* (2015). Les flux importants se retrouvent pour les bassins-versants de petites tailles sauf pour le barrage de Jousseau (JOU86) dont le bassin mesure près de 5 000 km².

Flux spécifiques interannuels (1999 - 2010) de NO₃-N en entrée des 22 plans d'eau

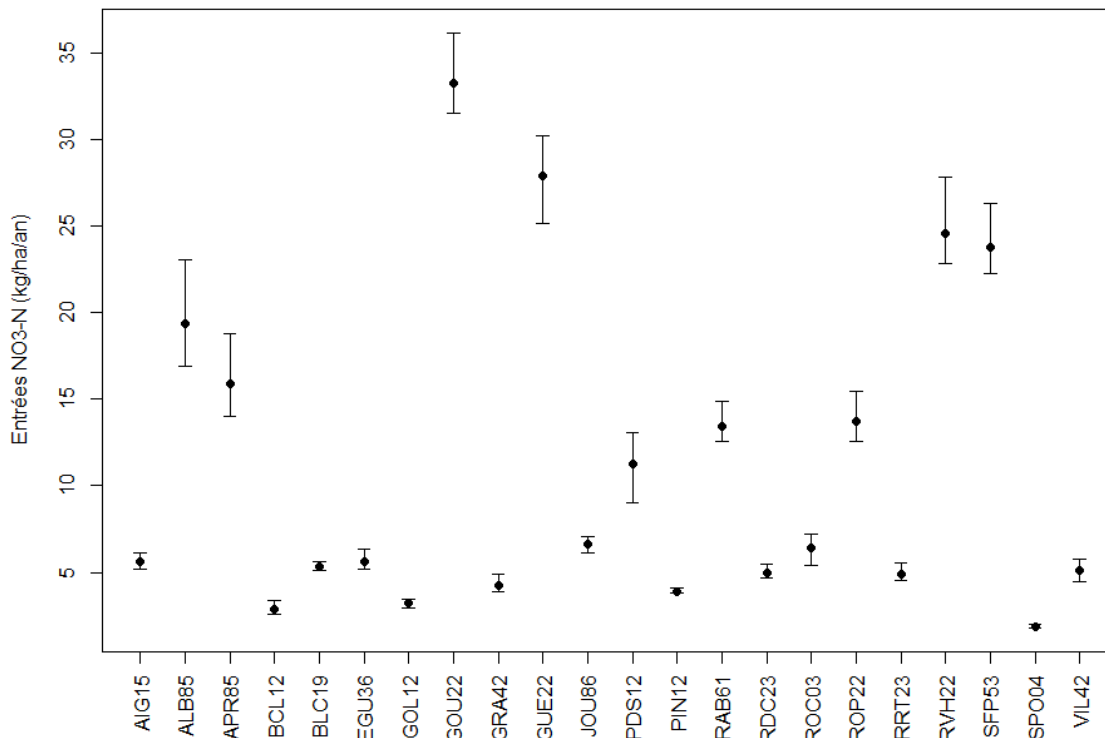


Figure 29 : Flux spécifiques interannuels (1999 - 2010) de NO₃-N estimés par Pol(F)lux en entrée des 22 plans d'eau.

Flux spécifiques interannuels (1999 - 2010) de PTO en entrée des 22 plans d'eau

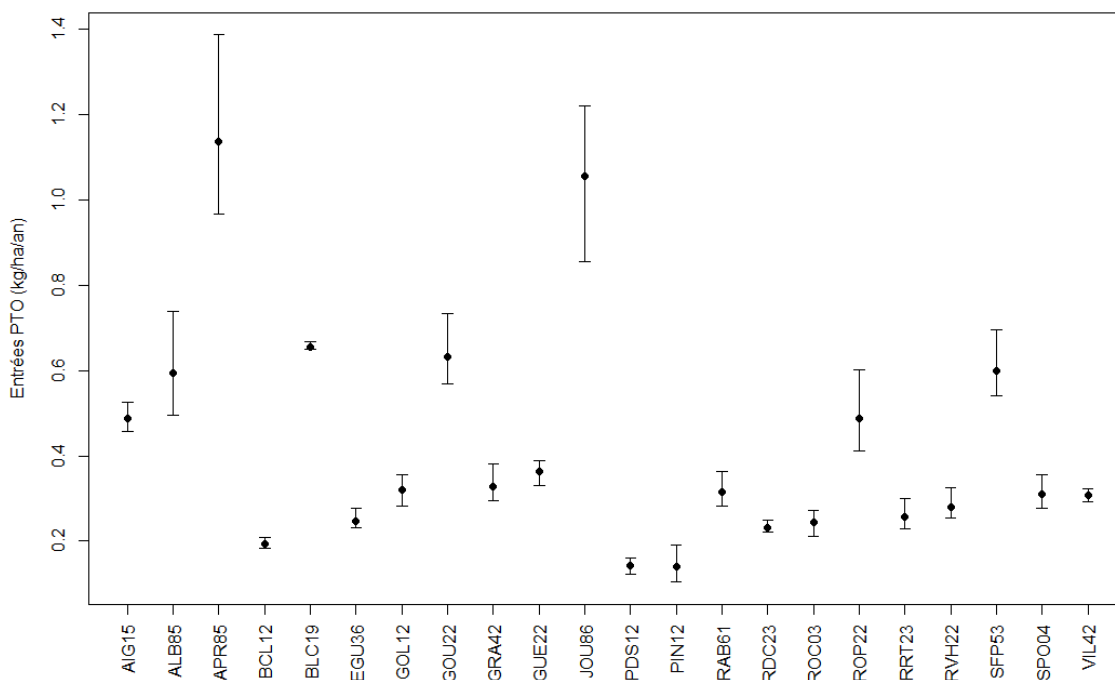


Figure 30 : Flux spécifiques interannuels (1999 - 2010) de PTO estimés par Pol(F)lux en entrée des 22 plans d'eau.

4.3. Différences entre flux interannuels en entrée et en sortie des plans d'eau

A partir des flux interannuels (1999 - 2010) estimés pour les 22 plans d'eau (annexe 5), les différences entre les entrées et les sorties, en valeur absolue et en relatif par rapport aux entrées, des plans d'eau ainsi que leurs incertitudes ont été calculées. Pour une différence, les incertitudes sur les valeurs de flux s'additionnent.

Les différences entre entrées et sorties des plans d'eau (en pourcentage des entrées et sans tenir compte du signe de variation) sont faibles car pour plus de la moitié des plans d'eau cette différence est inférieure à 20 % pour les nitrates et à 30 % pour les orthophosphates et le phosphore total (Tableau 11).

Par ailleurs, il faut savoir, qu'avec un échantillonnage mensuel ou d'une mesure tous les deux mois, les flux interannuels estimés par la méthode M5 ont aussi une incertitude de $\pm 20\%$ (Tableau 12). Ce qui montre la difficulté de mettre en évidence des comportements de puits ou de source significatives pour les 22 plans d'eau.

Tableau 11 : Nombre de plans d'eau par classe de différence des flux entrées-sorties (en %)

Différence entrées-sorties (en %)	Nb plans d'eau (NO3)	Nb plans d'eau (PO4)	Nb plans d'eau (PTO)
<10	9	4	4
[10 ; 20[7	5	5
[20 ; 30[4	4	7
>30	2	9	6

Tableau 12 : Nombre de plans d'eau par classe d'incertitude des flux estimés en entrée (%)

Incertitude estimation flux en entrée (en %)	Nb plans d'eau (NO3)	Nb plans d'eau (PO4)	Nb plans d'eau (PTO)
< 10	8	8	6
[10 ; 20[14	12	12
[20 ; 30[0	2	3
>30	0	0	1

Différences des flux interannuels (1999 - 2010) Entrées et Sorties de NO3

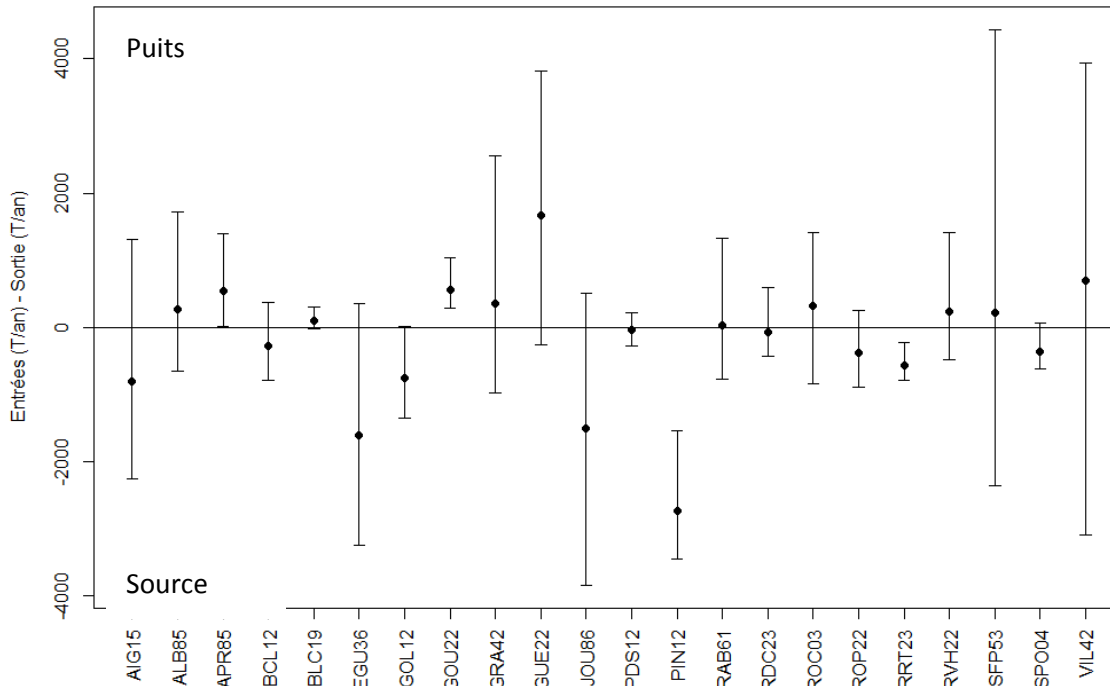


Figure 31 : Différences des flux interannuels de NO3 en entrée et sortie des 22 plans d'eau

Différences des flux interannuels (1999 - 2010) Entrées et Sorties de NO3

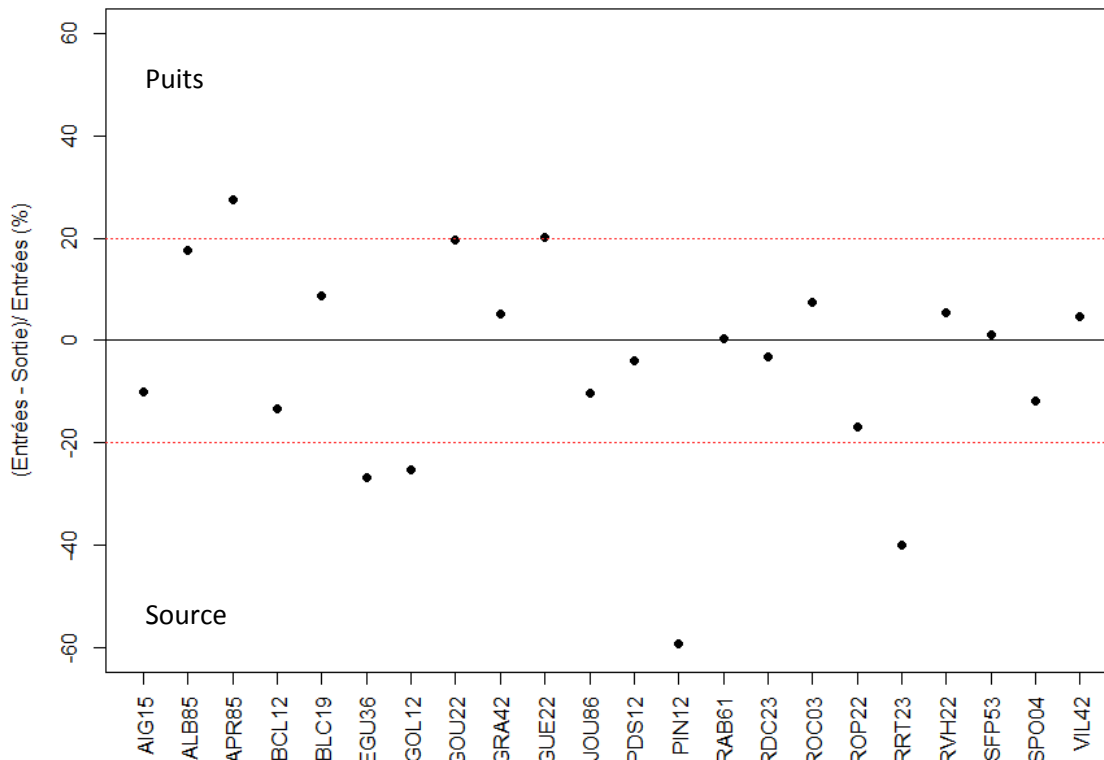


Figure 32 : Différences des flux interannuels de NO3 en entrée et sortie des 22 plans d'eau rapportées aux entrées.

Pour les différences calculées sur les flux de nitrates, en prenant en compte les barres d'erreurs et le rapport des différences aux flux en entrée, 2 plans d'eau semblent avoir une fonction de puits de nitrates sur la période considérée: la retenue d'Aprémont en Vendée (APR85) et celle du Gouet dans les Côtes-d'Armor (GOU22).

De même, les retenues de Golin hac (GOL12) et de Pinet (PIN12) en Aveyron et de la Roche Talamie dans la Creuze (RRT23) semblent avoir une fonction de source de nitrates sur la période considérée. Pour les autres plans d'eau, les différences entrées - sorties ne sont pas significatives pour conclure à un type de fonctionnement.

Pour les orthophosphates, 6 plans d'eau semblent avoir une fonction de puits sur la période considérée : les Chaumettes (BLC19), Eguzon (EGU36), Gouet (GOU22), Rophémel (ROP22), Ville-Hatte (RVH22) et Serre-Ponçon (SPO04). Et les barrages de Castelnau-Lassouts (BCL12), de Pont-de-Salars (PDS12) et de Champsanglard (RDC23) semblent avoir une fonction de source sur la période considérée.

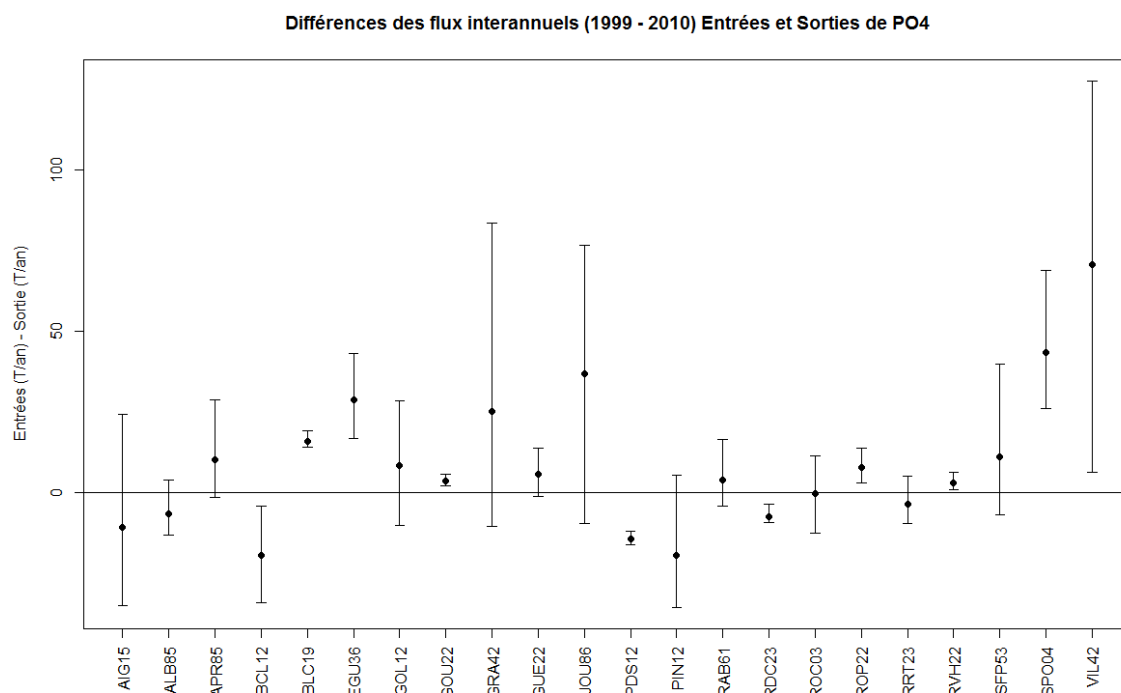


Figure 33 : Différences des flux interannuels de PO4 en entrée et sortie des 22 plans d'eau.

Différences des flux interannuels (1999 - 2010) Entrées et Sorties de PO4

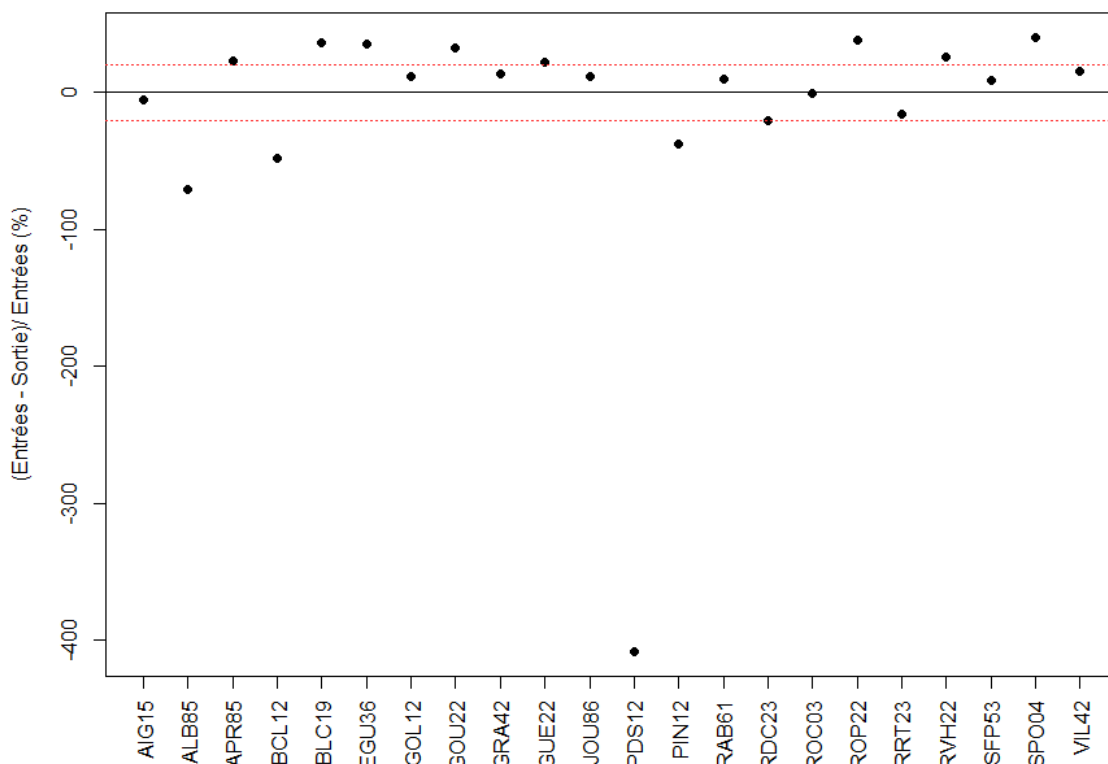


Figure 34 : Différences des flux interannuels de PO4 en entrée et sortie des 22 plans d'eau rapportées aux entrées.

Différences des flux interannuels (1999 - 2010) Entrées et Sorties de PTO

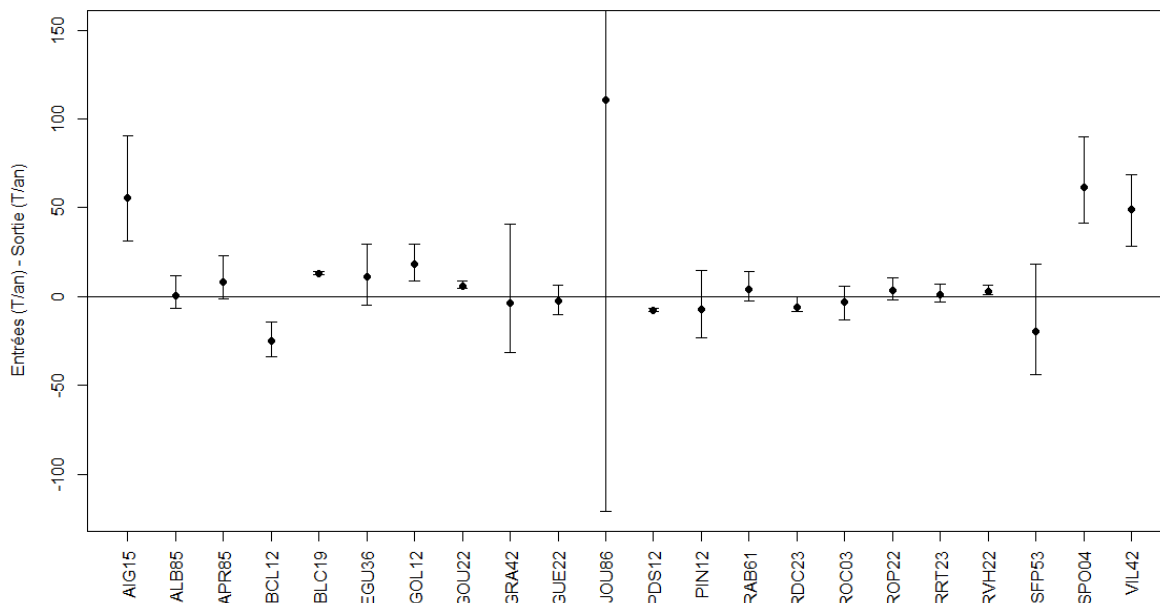


Figure 35 : Différences des flux interannuels de PTO en entrée et sortie des 22 plans d'eau.

Différences des flux interannuels (1999 - 2010) Entrées et Sorties de PTO

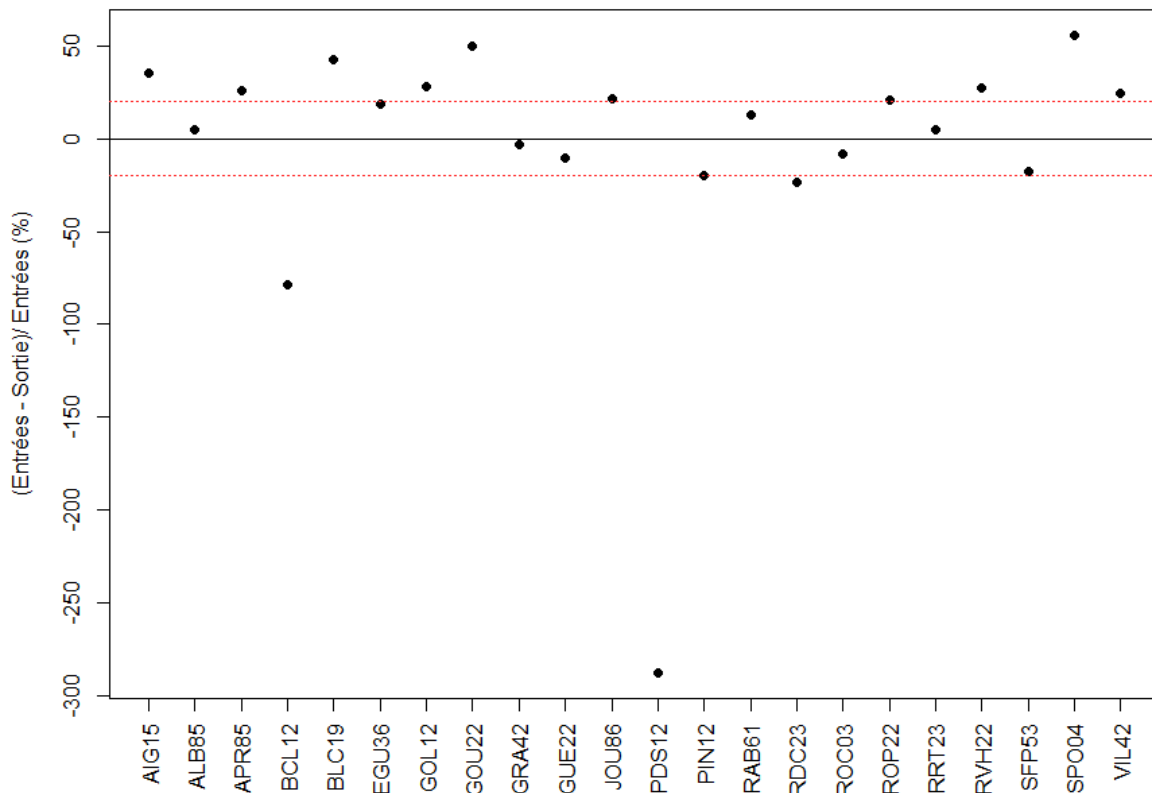


Figure 36 : Différences des flux interannuels de PTO en entrée et sortie des 22 plans d'eau rapportées aux entrées.

Pour le phosphore total, l'Aigle (AIG15), les Chaumettes (BLC19), Golin hac (GOL12), Gouet (GOU22), Ville-Hatte (RVH22), Serre-Ponçon (SPO04) et Villerest (VIL42) semblent avoir une fonction de puits sur la période considérée. Alors que les barrages de Castelnau-Lassouts (BCL12), de Pont-de-Salars (PDS12) et de Champsanglard (RDC23) semblent avoir une fonction de source sur la période considérée.

En résumé (Tableau 13) une majorité des plans d'eau ont, sur la période considérée, plutôt un rôle de puits vis-à-vis du phosphore (dissous ou particulaire), tandis que pour l'azote, ils ont le plus souvent un rôle neutre ou de source. Une fonction de source peut aussi être mise en évidence pour certains plans d'eau pour le phosphore dissous (N=5) et le phosphore total (N=3), notamment pour les barrages de Castelnau-Lassouts (BCL12) et de Pont-de-Salars (PDS12) dans l'Ariège et de Champsanglard (RDC23) en Creuse, mais bien moindre que dans le cas de l'azote. Une analyse plus fine de ces plans d'eau en lien avec leur profondeur et leur temps de résidence, est nécessaire pour expliquer l'origine du phosphore qui semble être produit par le plans d'eau (e.g. relargage au niveau des sédiments).

Tableau 13 : Résumé des fonctions de source (S) ou de puit (P) pour chacun des paramètres pour les 22 plans d'eau (en gras, les résultats significatifs).

	Flux NO3	Flux PO4	Flux PTO
AIG15			P
ALB85		S	
APR85	P	P	P
BCL12		S	S
BLC19	S	P	P
EGU36	S	P	P
GOL12	S	P	P
GOU22	P	P	P
GRA42			
GUE22	P	P	
JOU86	S	P	
PDS12		S	S
PIN12	S	S	
RAB61		P	P
RDC23		S	S
ROC03			
ROP22	S	P	P
RRT23	S		
RVH22		P	P
SFP53		P	
SPO04	S	P	P
VIL42		P	P

4.4. Liens entre tributaires et plans d'eau

4.4.1. Comparaison entre concentration moyenne des tributaires en entrée et concentrations dans les plans d'eau

Les concentrations moyennes annuelles de NO₃, PO₄ et P_{total} en entrée des plans d'eau ont été déterminées par division des flux annuels (§4.1) par les débits moyens annuels. Ces concentrations varient entre 3,7 et 46 mg/L pour les NO₃, entre 0,05 et 0,5 mg/L pour les PO₄ et entre 0,03 et 0,3 mg/L pour le P_{total}.

Ces valeurs ont été comparées aux valeurs maximales de NO₃ et PO₄ et médianes de P_{total} mesurées dans les plans d'eau pour chaque année (Tableau 14 et Figure 37).

Tableau 14 : Tableau des plans d'eau et années de mesures pour lesquels des données sont disponibles dans et en entrée des plans d'eau.

Code_PE	Nom_PE	Année	Qmoy_entrée (m3/s)	F_entrée NO3 (T/an)	C_entrée NO3 (mg/L)	NO3max (mg/L)	Classe NO3max
APR85	Apremont	2007	2,99	1966	20,87	14,90	Me
APR85	Apremont	2010	2,95	2165	23,27	28,00	Me
BLC19	Chaumettes	2010	10,38	1203	3,68	5,38	Mo
EGU36	Eguzon	2007	31,17	8554	8,70	7,60	Me
EGU36	Eguzon	2010	28,36	7530	8,42	8,10	Me
GOU22	Gouet	2008	2,66	3034	36,23	32,00	Ma
GOU22	Gouet	2011	1,06	991	29,61	32,00	Ma
GRA42	Grangent	2010	52,67	9345	5,63	7,70	Mo
GUE22	Guerlédan	2007	12,51	10112	25,63	26,20	Ma
GUE22	Guerlédan	2010	10,26	8522	26,33	24,00	Ma
RAB61	Rabodanges	2009	5,64	4842	27,23	23,40	Me
ROC03	Rochebut	2006	14,57	5593	12,18	8,80	Me
ROP22	Rophémel	2007	2,66	2320	27,65	29,70	Me
ROP22	Rophémel	2010	2,50	2182	27,65	35,00	Ma
RRT23	Roche Talamie	2006	10,06	1881	5,93	7,20	Mo
RVH22	Ville-Hatte	2008	3,41	4933	45,89	44,40	Ma
RVH22	Ville-Hatte	2011	1,32	1678	40,22	34,00	Ma
SFP53	Saint Fraimbault de Prieres	2006	17,41	18632	33,93	35,60	Ma
SFP53	Saint Fraimbault de Prieres	2010	16,20	16697	32,67	26,00	Me
VIL42	Villerest	2005	48,32	12296	8,07	8,81	Me
VIL42	Villerest	2006	43,29	10929	8,01	11,11	Me
VIL42	Villerest	2007	57,02	14404	8,01	9,87	Me
VIL42	Villerest	2008	87,20	20914	7,61	39,40	Ma
VIL42	Villerest	2009	47,44	11491	7,68	7,50	Me
VIL42	Villerest	2010	64,59	16009	7,86	2,52	B
VIL42	Villerest	2011	36,39	8182	7,13	7,30	Me

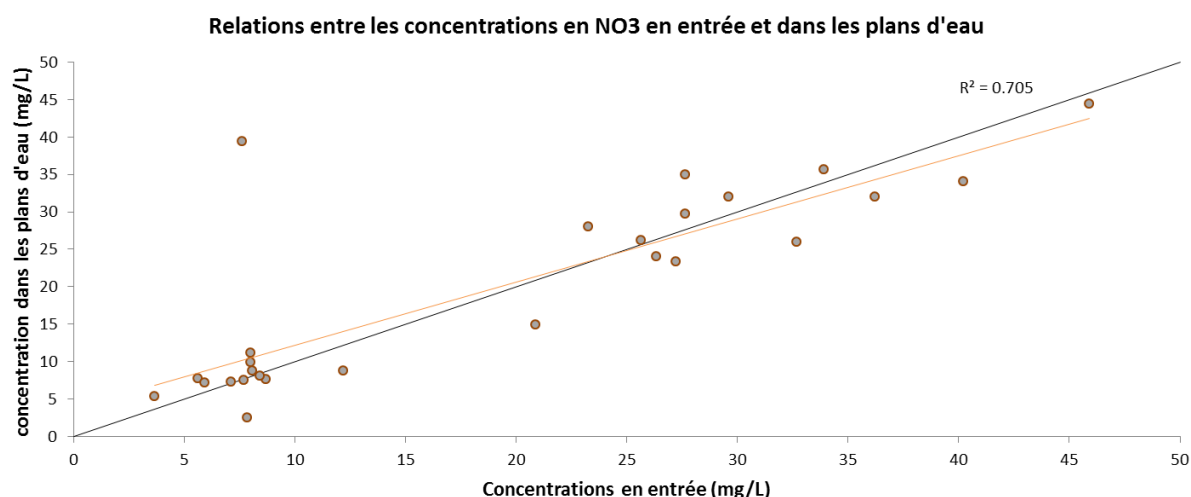


Figure 37 : Relation entre les concentrations en NO3 estimées en entrée et maximales observées dans les plans d'eau par année.

Les flux de NO3 estimés en entrée et les concentrations maximales mesurées dans les plans d'eau sont fortement corrélés ($R^2 = 0.7$). Cette corrélation n'est pas observée pour les PO4 et le Ptotal (Figure 38). Les concentrations de Ptotal en entrée ont tendance à être 2 fois supérieures à celles

mesurées dans les plans d'eau. Pour les PO₄, les concentrations en entrée de Villerest (VIL42) sont très inférieures aux mesures dans les plans d'eau.

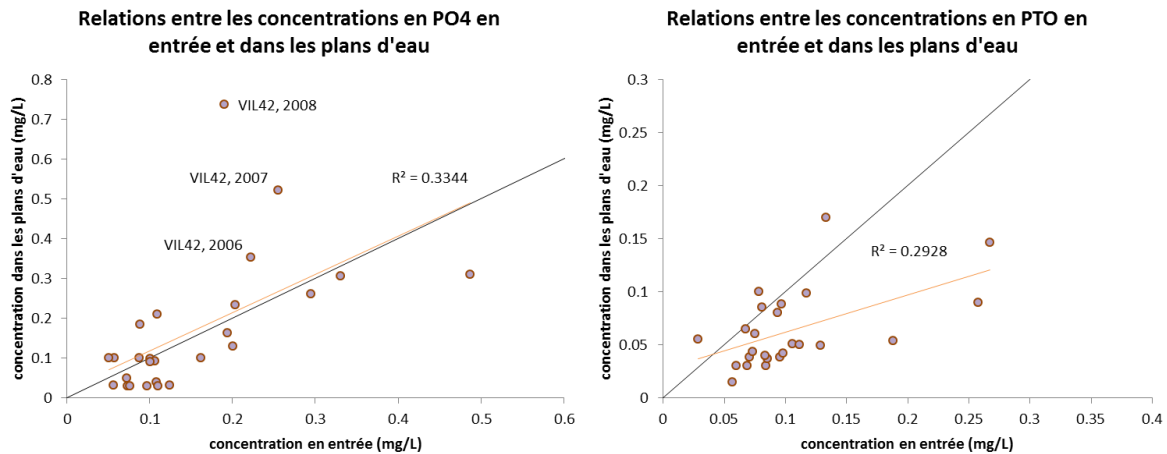


Figure 38 : Relations entre les concentrations en PO₄ et Ptotal estimées à l'entrée des plans d'eau et observées dans les plans d'eau par année.

Notons aussi qu'une corrélation importante ($R^2 = 0.6$) est observée entre les flux en sortie et les mesures de NO₃ dans les plans d'eau (annexe 6).

4.4.2. Comparaison avec les indicateurs d'état écologique pour les paramètres physico-chimiques

La Figure 39 présente la comparaison entre les flux mesurés en entrée des plans d'eau et les états écologiques définis pour chaque paramètre pour chaque année selon les concentrations mesurées dans les plans d'eau. Les catégories "Très Bon" et "Bon" ont été regroupées en "Bon" et les catégories "Moyen", "Médium" et "Mauvais" en "Moyen" mais le petit nombre de plans d'eau ne permet pas de comparer statistiquement ces répartitions.

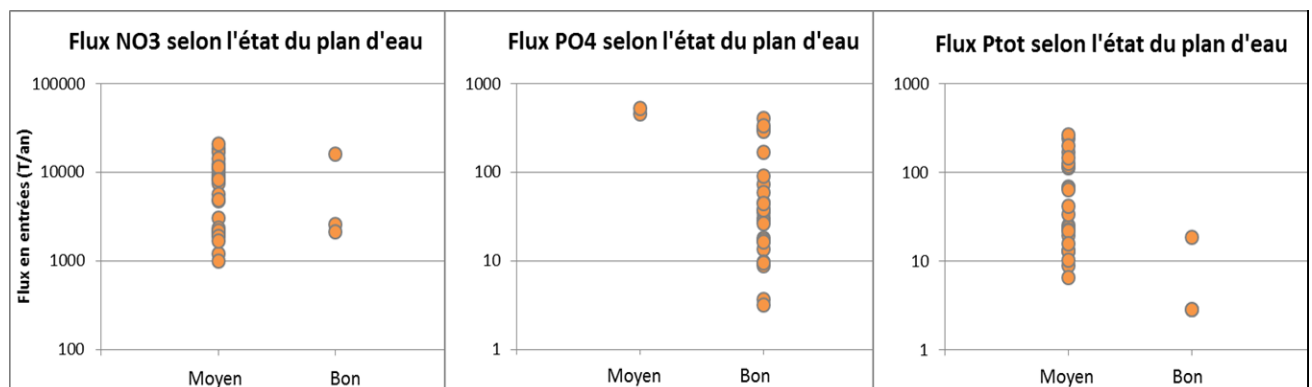


Figure 39 : Comparaison des flux annuels estimés par Pol(F)lux et des indicateurs d'état des plans d'eau pour les trois paramètres NO₃, PO₄ et Ptotal.

4.5. Exemple d'utilisation des modèles PEGASE et Nutting pour une comparaison aux flux estimés en entrée des plans d'eau

4.5.1. Estimation des flux PEGASE en entrée de 8 plans d'eau

Afin d'évaluer la performance des flux annuels de nutriments simulés par PEGASE, les flux déduits des simulations des concentrations sont comparés aux résultats obtenus par pol(F)lux pour les 22 plans d'eau.

Il est possible de comparer les flux estimés par Pol(F)lux et ceux déduits des simulations de PEGASE en entrée de 8 plans d'eau. En effet, sur les 22 plans d'eau, 14 se situent en région Loire-Bretagne parmi lesquels 8 ont des données physico-chimiques sur leurs tributaires en 2011.

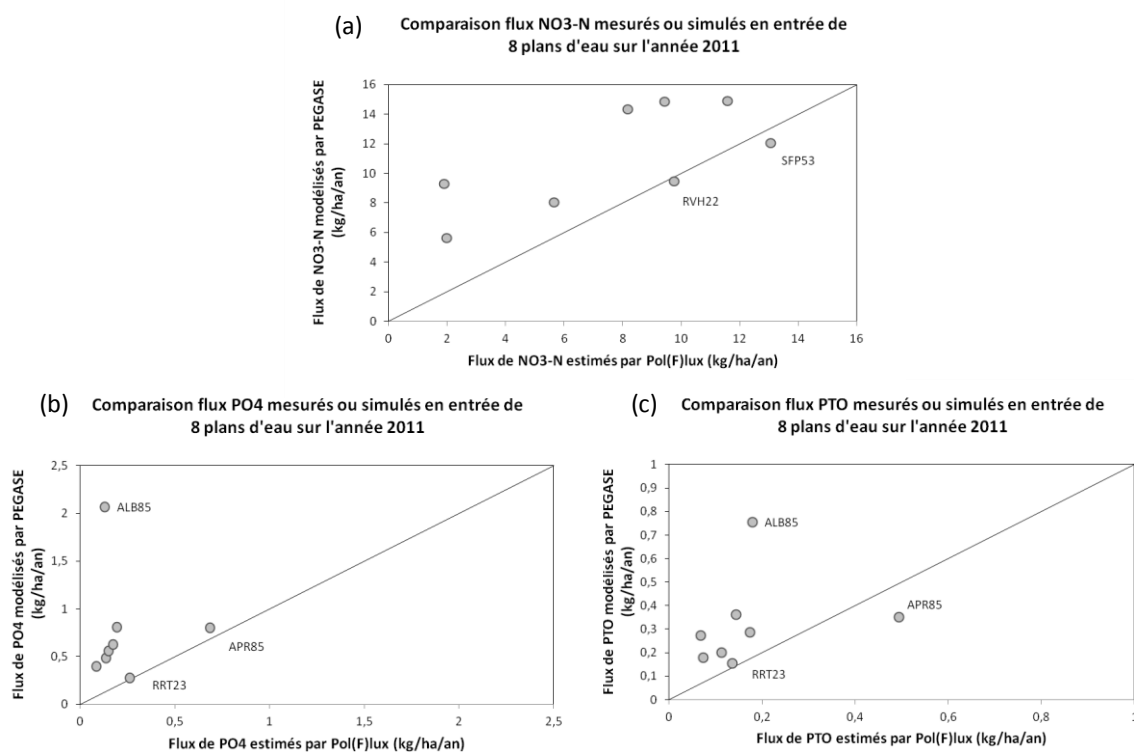


Figure 40 : Rapports des flux spécifiques de NO₃-N (a), PO₄ (b) et Ptotal (c), estimés par Pol(F)lux et modélisés par PEGASE en 2011, en entrée de 8 plans d'eau.

La Figure 40 représente pour chaque paramètre (NO₃-N, PO₄ et Ptotal) la comparaison des flux spécifiques déterminés par Pol(F)lux et des flux spécifiques obtenus des simulations PEGASE en 2011. Malgré le très faible nombre de plans d'eau, les résultats montrent que les flux PEGASE ont généralement tendance à surestimer les flux estimés par Pol(F)lux.

4.5.2. Estimation des flux Nutting'N et P en entrée des 22 plans d'eau

L'agrégation des flux spécifiques interannuels (2008 - 2012) de N et P calculés par les modèles Nutting par zones hydrographiques au niveau des bassins-versants des plans d'eau DCE a permis d'estimer les flux à leur entrée.

Ces flux ont été ensuite comparés pour les 22 plans d'eau avec les flux interannuels (1999 - 2010) estimés à partir des réseaux de suivi par la méthode M5 de Pol(F)lux.

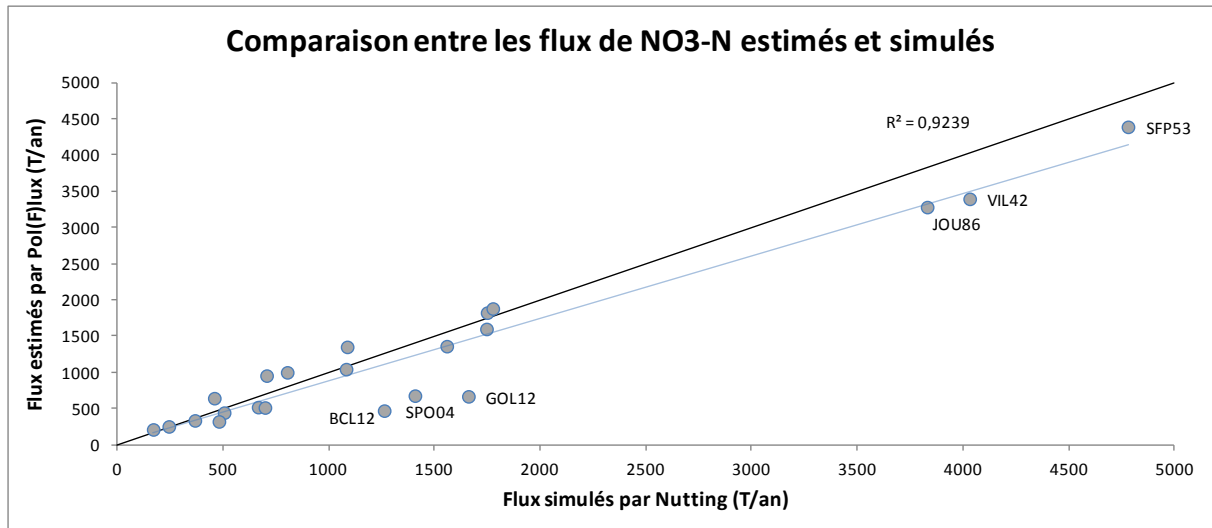


Figure 41 : Flux d'azote, estimés par Pol(F)lux et simulés par Nutting'N, en entrée des 22 plans d'eau.

Pour l'azote, les flux estimés par Pol(F)lux et les flux simulés par Nutting'N sont significativement corrélés ($R^2 = 0,9$) mais Nutting'N a une légère tendance à surestimer les valeurs pour plusieurs plans d'eau, sans pouvoir formuler actuellement des hypothèses.

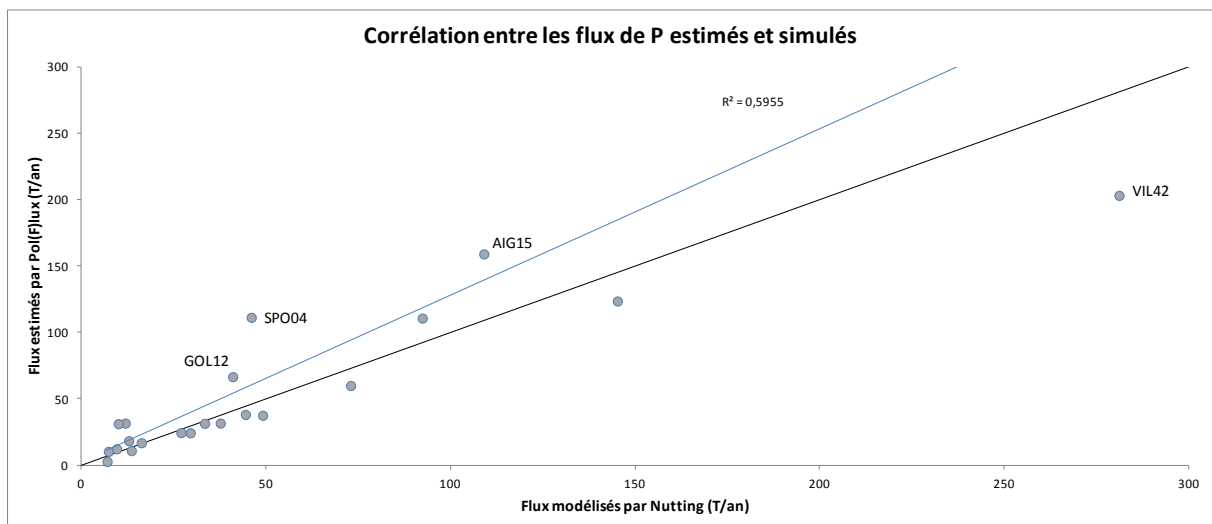


Figure 42 : Flux de phosphore, estimés par Pol(F)lux et simulés par Nutting'P, en entrée des 22 plans d'eau.

La variance expliquée par le modèle Nutting pour les flux de phosphore est moindre ($R^2=0,6$) ce qui est relativement explicable compte tenu de la variabilité très importante des flux de phosphore et dont la mesure mensuelle a des fortes chances pour occulter des apports en crue. Les flux simulés ont tendance ici à être sous-évalués par rapport aux estimations de Pol(F)lux. La continuité de ce travail permettra de compléter ces résultats, en analysant plus finement les causes possibles de ces différences sur un nombre plus important de bassins versants.

Ensuite, pour chacun de ces plans d'eau les concentrations déduites des flux simulés par Nutting'N et P sont comparées aux mesures réalisées dans les plans d'eau. Pour chaque année de mesures de la physico-chimie dans les plans d'eau, le maximum des mesures en NO₃ et PO₄ est utilisé ainsi que la médiane des mesures en P_{total}. Nutting'N et P sont calibrés sur les années 2008-2012 donc la valeur maximale des NO₃ mesurés dans les plans d'eau sur cette période est choisie. Pour la période 2008 - 2012 ce travail a pu être réalisé pour 11 plans d'eau.

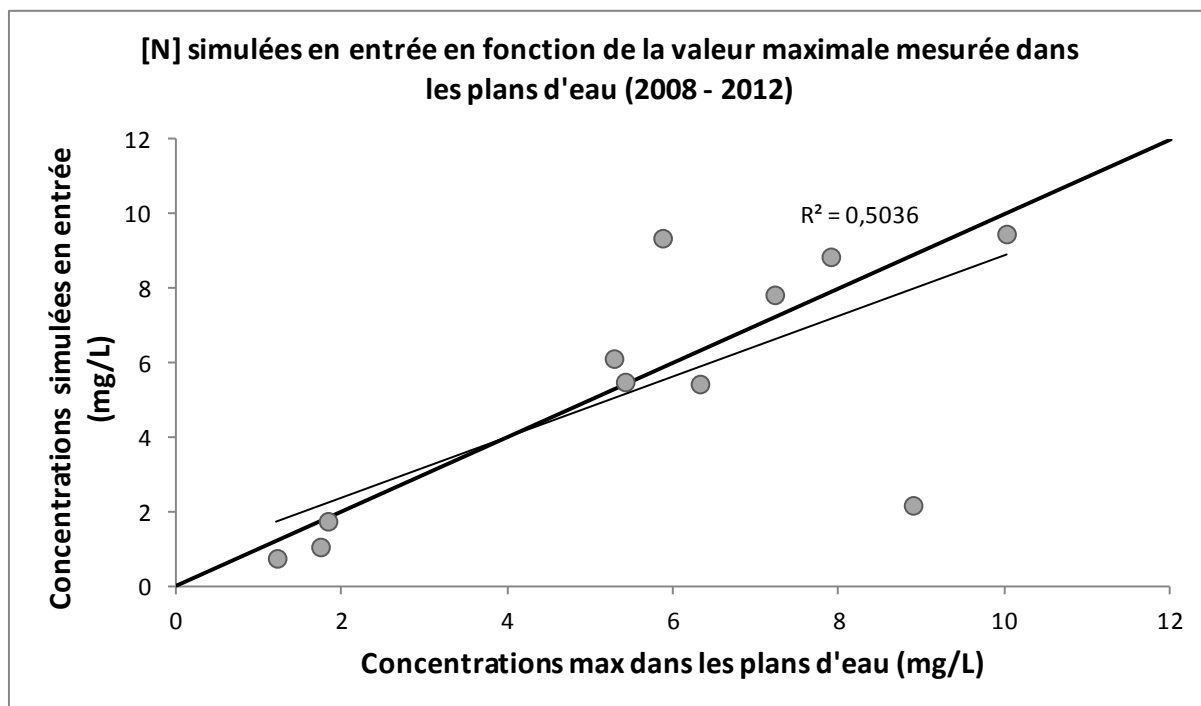


Figure 43 : Concentrations d'azote simulées en entrée des plans d'eau en fonction des mesures maximales dans les plans d'eau.

Pour l'azote, le peu de données ne permet pas de conclure sur un lien possible entre les concentrations simulées en entrée et celles mesurées dans les plans d'eau malgré une certaine corrélation observée sur la Figure 43.

5. Représentativité des données de suivi

La quantification des pressions physico-chimiques subies par les plans d'eau doit passer par une évaluation objective des apports. La représentativité des suivis hydrologiques et physico-chimiques des tributaires aux plans d'eau DCE et à leur aval est discutée dans cette partie.

Des choix ont été faits pour conserver les stations de suivi des débits et de la qualité les plus adéquates à un travail de caractérisation des apports aux plans d'eau DCE. Ces choix qui portent sur la représentativité spatiale (§5.1) et la représentativité temporelle (§0) des réseaux sont discutés dans cette partie.

5.1. Représentativité spatiale

5.1.1. En amont des plans d'eau

Le travail de couplage des stations qualité (plus de 60 mesures de NO₃, PO₄ et P_{total} et des fréquences de mesures supérieures ou égales à 6 mesures par an) aux stations débits a été effectué en amont de 50 plans d'eau. Un critère sur la taille des bassins des plans d'eau drainés a été posé pour le choix des stations de qualité qui caractérisent les apports aux plans d'eau. Seules les stations de qualité qui drainaient plus de 70 % des apports aux plans d'eau ont été considérées. Diminuer ce critère permettrait d'augmenter le nombre de plans d'eau pour lesquels les apports pourraient être décrits.

Tableau 15 : Nombre de stations de qualité et de plans d'eau sélectionnés en fonction du critère sur le pourcentage des bassins drainés choisi.

Sélection sur le bassin drainé	Nb plans d'eau	Nb stations ESU
≥ 70 %	50	56
≥ 60 %	59	64
≥ 50 %	68	75

D'après le Tableau 15, diminuer de 70 à 50 % le seuil sur le pourcentage de bassin drainé n'augmenterait que de 18 le nombre de plans d'eau pour lesquels la caractérisation des apports pourrait être réalisée, sur la totalité des 111 plans d'eau avec des couples de stations de qualité et de débits dans leurs bassins-versants.

Pour un seuil de 60 %, parmi les 9 plans d'eau supplémentaires, 5 plans d'eau ont des mesures physico-chimiques dans le plan d'eau, 2 plans d'eau ont des stations de qualité à leur aval proche (soit pour les critères : < 30 % du bassin résiduel et distance < 15 km), et 3 ont des stations de qualité à leur aval couplées à des stations hydrométriques. Par exemple, le barrage d'Argentat (ARG19) regroupe ces trois conditions, il a à la fois des mesures de la physico-chimie faites dans le plan d'eau et une station de qualité couplée à une ou des stations hydrométriques à son aval proche.

Pour un seuil de 50 %, parmi les 9 plans d'eau supplémentaires, 6 ont des mesures physico-chimiques dans le plan d'eau, 3 ont des stations de qualité à leur aval proche et 6 ont des stations de qualité à

leur aval couplées à des stations hydrométriques. La retenue de Kerne Uhel (RKU22) regroupe ces trois conditions.

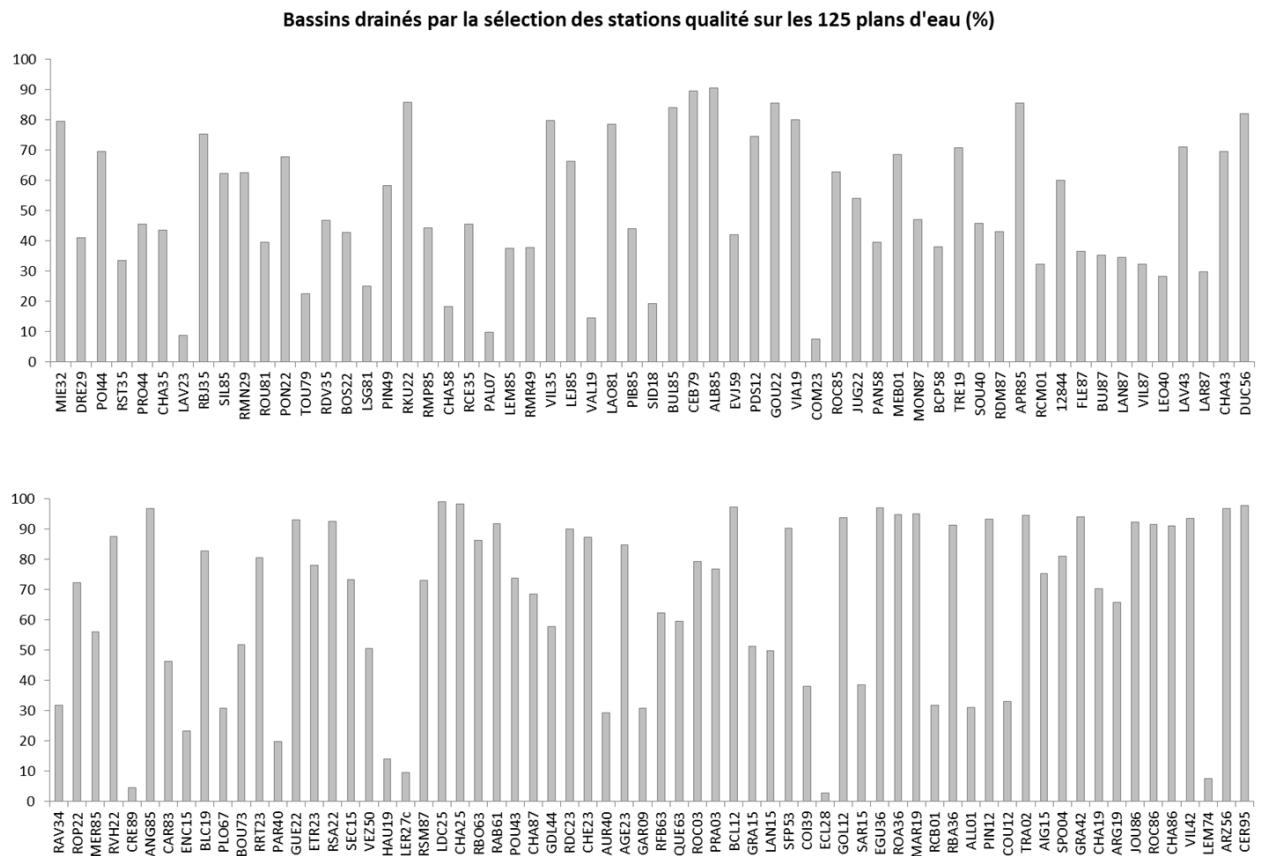
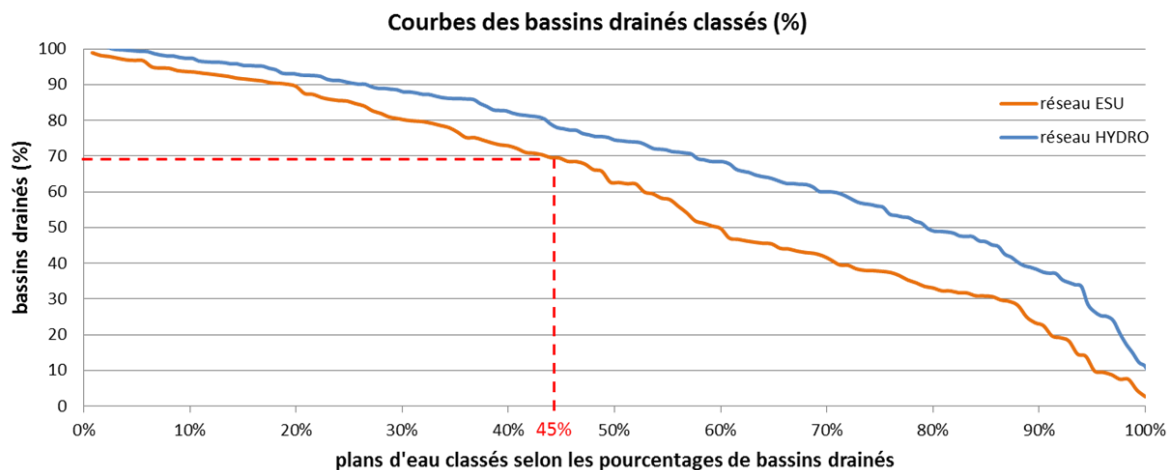


Figure 44 : Pourcentage de bassins drainés par la sélection des stations qualité sur l'ensemble des 125 plans d'eau triés par taille de bassins-versants.



Réseau ESU	NAT	ANT1	ANT2	Total	Réseau HYDRO	NAT	ANT1	ANT2	Total
Nb plans d'eau avec stations en amont	8	111	6	125	Nb plans d'eau avec stations en amont	24	137	8	169
Nb plans d'eau dans la tranche > 70%	1 (13%)	52 (48%)	2 (33%)	55 (45%)	Nb plans d'eau dans la tranche > 70%	7 (29%)	84 (61%)	4 (50%)	95 (56%)

Figure 45 : Courbes des bassins des plans d'eau drainés pour les réseaux des stations qualité (ESU) et hydrométriques (HYDRO).

Pour les 125 plans d'eau avec stations de qualité (ESU) dans leur bassin-versant, les pourcentages de bassin drainé sont représentés dans la Figure 44. La courbe de ces pourcentages classés (Figure 45) permet de mettre en évidence qu'un peu moins de la moitié des plans d'eau (45 %) ont des stations de qualité qui permettent la quantification des apports pour plus de 70 % de la surface de leur bassin-versant. Parmi ces plans d'eau, les lacs naturels sont très peu représentés avec seulement 1 plan d'eau, le lac de Chaillexon dans le Doubs (LDC25).

La courbe des bassins drainés classés pour les stations hydrométriques dans les bassins-versants de 169 plans d'eau superposée à celle pour les stations de qualité des réseaux RCS et RCO montre que le réseau des stations qualité est le plus limitant en termes de proportion des bassins décrits. Afin de maîtriser les impacts effectifs des pressions physico-chimiques anthropiques sur les plans d'eau, il semble nécessaire de compléter les données existantes par des réseaux spécifiques mis en place dans les SAGE, ou par les gestionnaires des plans d'eau.

De cette analyse, il ressort qu'il est nécessaire de déterminer les apports totaux par une combinaison des stations de suivi et d'une extrapolation par modélisation pour les parties non-surveillées. Or généralement, les suivis amont ne concernent que des sous-bassins-versants représentant qu'une faible partie du bassin-versant total du plan d'eau.

5.1.2. A l'aval des plans d'eau

De même, en aval des plans d'eau, des seuils ont été posés pour sélectionner les stations les plus proches des plans d'eau. Ces critères peuvent être modifiés pour augmenter la sélection de plans d'eau.

Tableau 16 : Nombre de plans d'eau sélectionnés en fonction des critères sur le pourcentage des bassins résiduels et la distance au plan d'eau choisis.

10 nouveaux plans d'eau sont ajoutés à la sélection en augmentant en passant de 30 à 40 % le critère sur la taille du bassin résiduel de 10 % et la distance au plan d'eau de 10 km. Parmi ces plans d'eau, 7 ont des stations de qualité en amont qui drainent plus de 70 % du bassin-versant et 6 ont des mesures internes de la physico-chimie.

Par ailleurs, certains gestionnaires des barrages-réservoirs disposent des débits en aval des barrages et des mesures physico-chimiques. La centralisation de ces informations permettrait d'améliorer la caractérisation des sorties des plans d'eau, nonobstant le problème de non-uniformité des informations (fréquences, paramètres, années surveillées).

bassin résiduel	distance	Nb plans d'eau
< 30 %	< 15km	38
< 30 %	< 25 km	46
< 30 %	< 35 km	48
< 40 %	< 15km	40
< 40 %	< 25 km	48
< 40 %	< 35 km	50
< 50 %	< 15km	42
< 50 %	< 25 km	51
< 50 %	< 35 km	53

5.2. Représentativité temporelle

5.2.1. Les stations hydrométriques

Pour la caractérisation des débits, il a semblé judicieux de ne garder que les stations hydrométriques dont les chroniques s'étendaient au-delà de 1971 afin de pouvoir les coupler aux mesures de qualité sur une période commune.

Si l'ensemble des 4047 stations hydrométriques avait été conservé, seuls 3 plans d'eau supplémentaires auraient pu être caractérisés (les barrages de Lunax (LUN32) et de la Verne (VER83) et le bassin du Réaltor (REA13)) mais ces plans d'eau n'ont pas de stations de qualité dans leurs bassins.

Les chroniques des 237 stations hydrométriques sélectionnées dans les bassins-versants des 169 plans d'eau ont en moyenne des chroniques de 33 années, dont 38 stations ont moins de 10 ans de mesures.

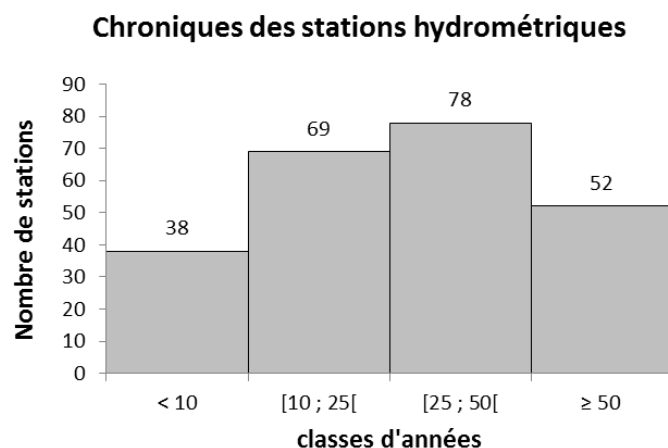


Figure 46 : Classes des chroniques des 237 stations hydrométriques sélectionnées dans les bassins-versants de 169 plans d'eau.

5.2.2. Les stations de qualité

L'estimation des flux de de nutriments apportés aux plans d'eau constitue l'élément de base des études de l'eutrophisation des plans d'eau. Or, il est maintenant connu que l'estimation des flux nécessite un échantillonnage fréquent, notamment en période de crues, lorsque les rivières apportent entre 60 et 90% de leurs flux annuels. Un suivi régulier s'accompagne forcément d'un biais dans l'échantillonnage des flux et ce biais est de plus en plus important que le paramètre en question est variable ou que le bassin est très réactif d'un point de vue hydrologique.

A partir des 5 572 stations de mesures physico-chimiques (ESU) à disposition, le nombre total et la fréquence des suivis par an sont discutés ici pour les trois paramètres NO₃, PO₄ et Ptotal.

Pour avoir une certaine représentativité des variations annuelles dans les apports, il serait nécessaire de réaliser une fréquence de suivi minimale de 12 mesures par an, voire une fréquence bimensuelle. Si une reconstitution des flux par des modèles empiriques concentrations-débits est envisagée, un nombre suffisant de données de suivi est aussi nécessaire pour le calage des modèles. En supposant avoir 12 mesures par an, une chronique de 10 ans pourrait permettre d'avoir 120 mesures, un nombre suffisant pour espérer avoir échantillonné quelques crues lors des suivis réguliers. Mais ces critères, contraignants, permettraient de ne conserver que 123 stations et de quantifier les apports pour seulement 32 plans d'eau. IL faut donc trouver un équilibre entre la représentativité des suivis et le nombre de stations conservées pour la description des apports aux plans d'eau.

Le Tableau 17 donne le nombre de stations et le nombre de plans d'eau conservés si le nombre total de mesures est supérieur à 60 ou 120, et si la fréquence est supérieure à 6 ou 8 mesures par an. Pour avoir la représentativité des variations annuelles il est difficile de descendre en-dessous de 6 mesures par an, à condition d'avoir une mesure tous les deux mois répartie entre les basses et les hautes eaux. De même, 5 ans de mesures (soit un total d'environ 60 mesures pour des relevés mensuels) semble le minimum mais à condition d'avoir des années hydrologiques contrastées (sèches, moyennes et humides).

Les seuils mesures ≥ 60 et fréquence ≥ 6 par an permettent de conserver 125 plans d'eau avec stations en amont, soit le quart des plans d'eau DCE .

Tableau 17 : Nombre de stations de qualité et de plans d'eau sélectionnés en fonction des critères sur le suivi temporel des paramètres NO₃, PO₄ et PTO choisis.

Nb total et fréquence des mesures	Nb stations	Nb plans d'eau
≥ 120 et ≥ 8 /an	169	69
≥ 60 et ≥ 8 /an	285	103
≥ 120 et ≥ 6 /an	175	73
≥ 60 et ≥ 6 / an	412	125

Il faut préciser que cette pré-sélection sur les stations de qualité s'est faite sur les trois paramètres NO₃, PO₄ et Ptotal et que le nombre de stations est plus important si seules les mesures de NO₃ sont prises en compte.

Le logiciel Pol(F)lux a permis de caractériser la variabilité des flux d'azote et de phosphore à travers l'indicateur de durée des flux (M2 en %)² pour chaque station de qualité utilisée pour l'estimation des flux annuels et interannuels en entrée et sortie des 22 plans d'eau de la sélection. Ce paramètre permet de définir une fréquence optimale de suivi pour une incertitude donnée sur les flux annuels ou interannuels calculés par la méthode M5. Pour les 22 plans d'eau, comme les différences entrées - sorties étaient en majorité inférieures à 20 % des flux en entrée il est nécessaire d'avoir des erreurs inférieures à cet ordre de grandeur pour correctement caractériser les bilans des plans d'eau. La

² M2 = pourcentage du flux annuel de matière transportée en 2% de débits les plus forts (i.e. les 7 jours de cumul le plus fort de flux de matière). Il est calculé à partir de l'indicateur de durée des flux d'eau (W2) et de la pente des relations concentrations-débits (en log - log) pour des débits supérieurs au débit médian.

fréquence d'échantillonnage optimale pour des erreurs sur les flux inférieures à 10 % pour chaque station de qualité est représentée sur la Figure 47.

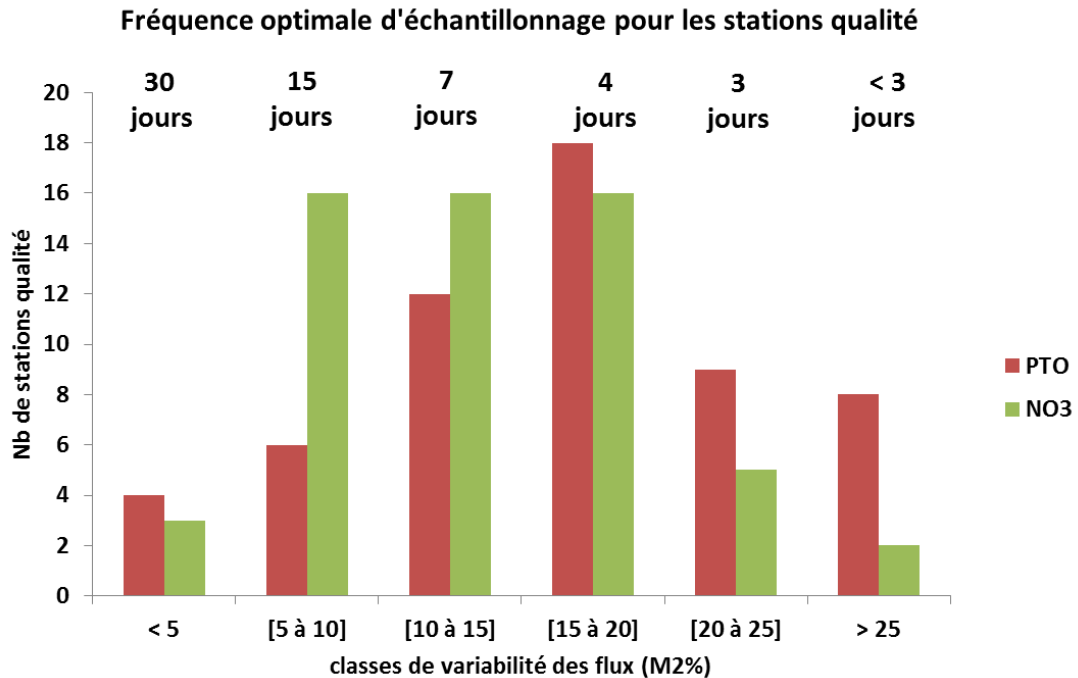


Figure 47 : Classes de variabilité des flux pour l'estimation d'une fréquence optimale d'échantillonnage.

En fonction de la variabilité du M2, pour les deux paramètres nitrates et phosphore total, la fréquence d'échantillonnage optimale pour des erreurs inférieures à 10 % est donnée pour l'ensemble des stations de qualité (ESU) utilisées pour les calculs de flux en amont et aval des 22 plans d'eau.

Une fréquence d'échantillonnage d'environ une mesure par mois n'est adéquate que pour 4 stations dans le cas du phosphore et pour 3 stations dans le cas des nitrates. Pour l'ensemble des autres stations, des fréquences bien plus importantes sont nécessaires, allant jusqu'à des mesures presque journalières en Ptotal et NO3 pour respectivement 8 et 2 stations. Pour les NO3, ces stations se trouvent en aval de deux plans d'eau en Vendée (ALB85 et APR85) à forte variabilité hydrologique annuelle. Et pour le phosphore, en plus des deux plans d'eau vendéens, on retrouve des stations en amont de Pinet (PIN12), de Rophémel (ROP22), de Grangent (GRA42) et de Villerest (VIL42), et les stations en aval de Jousseau (JOU86) et de Rophémel (ROP22).

En comparaison aux entrées, les différences entrées - sorties calculées pour la sélection des 22 plans d'eau sont faibles. Ces faibles écarts peuvent être dus au fonctionnement des plans d'eau mais aussi à plusieurs biais comme les apports qui ne représentent pas la totalité du bassin-versant ou encore la représentativité temporelle de l'échantillonnage.

Pour les 22 plans d'eau, actuellement les erreurs sont de $\pm 20\%$. Pour des années hydrologiques très réactives (forte variabilité hydrologique, crues soudaines non suivies par exemple) les incertitudes augmentent fortement (la moitié des stations ont des incertitudes > 25% pour les NO3 et près de 75 % des stations ont des incertitudes > 25 % pour le Ptotal).

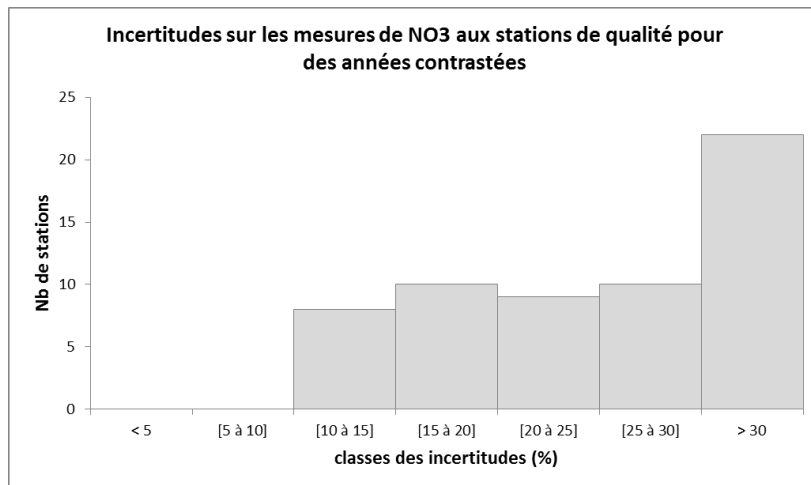


Figure 48 : Classes des incertitudes de NO3 estimées aux stations de mesures de qualité pour des années contrastées.

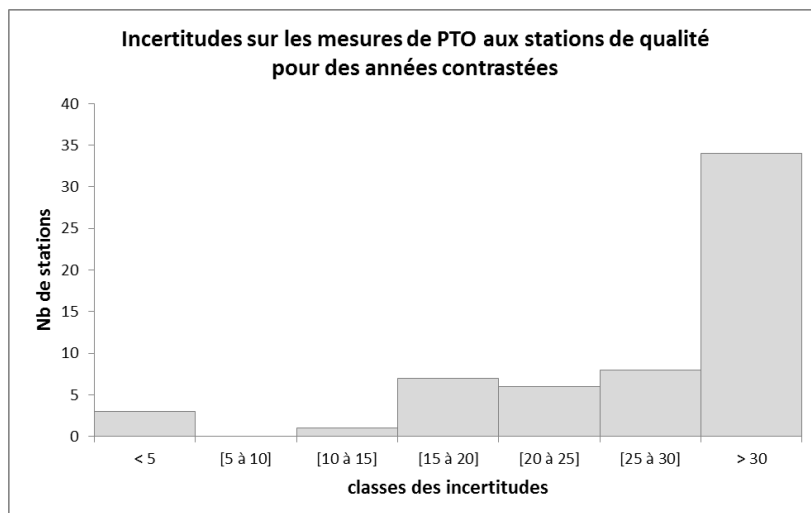


Figure 49 : Classes des incertitudes de PTO estimées aux stations de mesures de qualité pour des années contrastées.

6. Identification des lacunes de connaissance/observations et des besoins en modélisation

A partir de cet état des lieux de l'information à disposition (suivi et modélisation), une réflexion sur les lacunes de connaissance est réalisée afin d'identifier les besoins pour un travail de caractérisation des apports aux plans d'eau.

Dans cette partie, les limites des réseaux de mesures sont discutées (§6.1) en s'intéressant à la répartition des stations des différents réseaux de mesures (§6.1.1) puis à la représentativité temporelle des suivis des flux d'azote et de phosphore à partir des réseaux RCS et RCO avec un échantillonnage régulier (mensuel ou trimestriel) (§6.1.2).

Ensuite, les limites des données de modélisation, complémentaires aux mesures, sont discutées au paragraphe 6.2.

6.1. Limites des données de suivi

Pour les réseaux de suivi, deux types de limites peuvent être mises en évidence dans ce travail. Les limites d'ordre spatial qui abordent la répartition spatiale des stations des réseaux de mesures. Et les limites d'ordre temporel qui s'intéressent aux types et aux fréquences de mesures.

6.1.1. Limites d'ordre spatial

Tout d'abord, il faut rappeler que chaque réseau ne peut décrire qu'une faible part des apports aux plans d'eau :

1) Le réseau hydrométrique est composé de plus de 4 047 stations de mesures des débits réparties sur l'ensemble du territoire. A partir de ces stations, les apports en eau peuvent être estimés pour 36 % des plans d'eau DCE en France métropolitaine (années de mesures > 1971) et les débits en aval de 15 % d'entre eux (distance < 15 km et bassin résiduel < 30 %).

Globalement, les entrées et sorties aux plans d'eau en termes de débits peuvent être estimées pour seulement 12 % des plans d'eau DCE, parmi lesquels il n'y a pas de plans d'eau de type étangs (ANT2).

2) Pour le suivi de la qualité en eaux superficielles (ESU), les données de la physico-chimie des cours d'eau sont fournies pour 5 572 stations des réseaux RCS et RCO. Seuls 26 % des plans d'eau DCE ont des stations de qualité dans leurs bassins-versants, 8 % à leur aval proche et 7 % en amont et aval (mesures des NO₃, PO₄ et P_{total} ≥ 60 et fréquence ≥ 6 mesures par an) parmi lesquels il n'y a que des réservoirs (ANT1).

De plus, il est important de préciser l'importance conjointe des deux réseaux de débits et de qualité qui une fois couplés n'ont permis de calculer les flux entrants et sortants que pour 22 plans d'eau, soit à peine 7 % de l'ensemble des 330 plans d'eau DCE avec des suivis de la physico-chimie dans les plans d'eau.

3) Le réseau des suivis de température des cours d'eau (RNT), moins dense que ceux des débits et de la qualité, est composé de 425 stations. Pour évaluer les apports de chaleur, 96 stations se trouvent dans les bassins-versants de 69 plans d'eau DCE (15 %). Et parmi ces 69 plans d'eau, 55 ont aussi des stations de débits et de qualité (sans sélection faite sur les pourcentages de bassins drainés par les stations).

Les données des réseaux de suivi ne sont donc pas suffisantes et il y a un besoin de récupérer des données complémentaires, surtout pour les mesures de la qualité qui sont limitantes par rapport aux réseaux des débits (§5.1.1). Pour cela, il serait intéressant de se rapprocher des animateurs de SAGE ou des gestionnaires de barrages.

Par exemple, il est possible de voir au paragraphe 5.2.2 que les fréquences de suivi actuelles en amont et aval du barrage de Rophémel ne sont pas suffisantes pour correctement caractériser les apports au plan d'eau et définir des bilans de nutriments. Des données supplémentaires des mesures de la physico-chimie ont été récupérées dans le cas des suivis pour le SAGE Rance. Ces données

comportent deux stations supplémentaires à celles des réseaux RCS et RCO dans le bassin-versant du barrage.

Ensuite, pour les bassins-versants disposant de données de suivi, il est important d'évaluer si ces données permettent de correctement caractériser les entrées.

Pour avoir des stations assez représentatives, le choix a été fait de ne conserver que les stations qui drainent un bassin de plus de 70 % du bassin du plan d'eau, ceci dans le but de minimiser la part inconnue des apports du bassin résiduel entre le ou les bassins du ou des stations de qualité et le bassin du plan d'eau.

Mais il serait intéressant de connaître les activités anthropiques (c'est-à-dire les sources ponctuelles ou diffuses de pollution) de ce bassin résiduel afin de pouvoir évaluer l'importance potentielle des apports du bassin sur les flux entrants au plan d'eau. D'autant plus que ce bassin résiduel prend de l'importance si le critère sur le pourcentage d'aire drainée du bassin-versant du plan d'eau est faible. Logiquement, pour correctement estimer les flux en entrée des plans d'eau il faudrait faire :

$$\text{Flux entrée} = \text{Flux aux stations} + \text{Flux résiduels (apports diffus + ponctuels)} + \text{Flux souterrains}$$

Or actuellement, seuls les flux aux stations sont quantifiables, car les flux souterrains sont difficiles à caractériser et les flux résiduels sont une inconnue à l'équation (§2.5).

Il est difficile de correctement évaluer et quantifier les apports souterrains aux plans d'eau sans une connaissance poussée des sites d'études (topographie, limites et profondeurs des systèmes aquifères) et des caractéristiques des plans d'eau (lit colmaté). C'est pourquoi le travail de caractérisations des apports souterrains s'est limité ici à la sélection des stations qualitatives et quantitatives au niveau des aquifères en contact avec les plans d'eau DCE et sans savoir s'il y a véritablement des échanges de réalisés.

6.1.2. Limites de l'ordre temporel

Différentes sélections ont été faites afin de conserver sur les réseaux uniquement les stations avec un nombre et une fréquence suffisante de mesures, sélections définies sur des critères arbitraires et sur la représentativité temporelle des données (§ 0).

Il faut préciser aussi qu'un intérêt particulier a porté sur les paramètres caractérisant les causes des phénomènes d'eutrophisation (NO₃, PO₄ et P_{total}) mais qu'une évaluation de la représentativité de la donnée pour les autres paramètres serait nécessaire.

Malgré cette sélection, les incertitudes relativement importantes définies sur les flux en entrée et sortie des 22 plans d'eau par le logiciel expert Pol(F)lux montrent que les fréquences de suivi pour ces trois paramètres ne sont pas suffisantes dans la majorité des cas (§ 0).

Pour le suivi des températures de l'eau, le réseau RNT est intéressant car fourni un suivi horaire mais les données n'ont pas encore été bancarisées et validées à l'échelle nationale. De plus, les stations des réseaux de suivi RCS et RCO ont aussi des données de suivi des températures mais ces données sont très peu exploitables compte tenu de la forte variabilité journalière et saisonnière de la température de l'eau et de l'absence fréquente d'information sur l'heure de la mesure. La même critique peut être faite sur les données d'oxygène dissous, ou de pH.

6.2. Limites des données simulées

Les réseaux de suivi des débits et de la qualité de l'eau ne sont pas suffisants pour caractériser les apports de l'ensemble des 475 plans d'eau DCE. Pour compléter ces données, il serait nécessaire de se rapprocher de différents fournisseurs/gestionnaires de données de mesures ou d'utiliser des modèles capables de simuler les variations de la physico-chimie dans les bassins-versants des plans d'eau.

Pour les débits, le réseau des débits journaliers reconstitués composé de 11 223 stations peut être utilisé en complément du réseau hydrométrique pour évaluer les apports hydrométriques aux plans d'eau. En effet, ces apports peuvent être estimés pour 46% des plans d'eau DCE pour les deux réseaux, au lieu de 36% pour le réseau hydrométrique seul. De même à l'aval, 27% des plans d'eau ont des stations à leur aval proche si les deux réseaux sont utilisés contre 15% pour le seul réseau hydrométrique.

Les débits mensuels simulés en entrée des plans d'eau DCE par le modèle LOIEAU ont été utilisés pour le calcul des temps de séjour des plans d'eau, information nécessaire à la caractérisation des dynamiques de circulation des eaux et des dynamiques des paramètres physico-chimiques dans les plans d'eau.

Ensuite, pour les simulations physico-chimiques, les résultats des modèles PEGASE et Nutting, très différents dans leur conception, ont été utilisés.

Les simulations des concentrations avec le modèle biogéochimique PEGASE sont fournies à l'échelle journalière pour une large gamme de paramètres physico-chimiques mais seulement pour les cours d'eau en Loire-Bretagne et pour une unique année de simulation, 2011. Les simulations n'étant pas réalisées sur l'ensemble des cours d'eau, notamment ceux de faible ordre de Strahler, les entrées aux plans d'eau avec de petits bassins-versants en amont des réseaux hydrographiques ne peuvent pas être caractérisées. Il en va de même pour les plans d'eau aux frontières avec les autres grandes régions hydrographiques. En tout 84 % des plans d'eau en région Loire-Bretagne ont des simulations permettant d'évaluer les apports des paramètres physico-chimiques.

Dans le cas de 8 plans d'eau, ces simulations semblent surestimer les entrées par rapport aux valeurs estimées par Pol(F)lux, mais le peu de plans d'eau utilisés pour cette comparaison ne permet pas de conclure significativement sur la qualité des simulations.

Malgré la lourdeur des simulations pour ce type d'approche, il serait intéressant par la suite de faire cette comparaison sur un plus grand jeu de données et ci-possible, pour plusieurs années de simulation.

Les concentrations simulées en aval des plans d'eau ne tiennent pas compte des dynamiques particulières de ces masses d'eau. Ces résultats ne sont donc pas adéquats pour correctement évaluer les transports à l'aval des plans d'eau.

A l'inverse de PEGASE, les simulations des flux par les modèles Nutting'N et P sont réalisées, en moyenne sur 5 ans, pour seulement deux paramètres physico-chimiques, l'azote et le phosphore, mais sur l'ensemble du territoire. Pour la comparaison réalisée avec les 22 plans d'eau pour lesquels des flux ont été estimés par Pol(F)lux, ces simulations semblent correctement corrélées. Cependant,

le calage réalisé sur une période de 5 ans ne permet pas par exemple, une utilisation de ces résultats pour une étude inter-annuelle.

De plus, les simulations sont réalisées à l'exutoire de zones hydrographiques qui sont dans certains cas plus grandes que les bassins-versants des plans d'eau. Dans ce cas, il est nécessaire d'interpoler correctement les flux en entrée des plans d'eau.

Et, comme pour le modèle PEGASE, les simulations à l'aval des plans d'eau ne peuvent pas être utilisées pour caractériser les sorties des plans d'eau.

Dans les deux cas, pour PEGASE et Nutting, la comparaison des simulations avec des valeurs déterminées à partir des stations de suivi (affectées d'une barre d'incertitude compte tenu de la fréquence des suivis) apporte des premiers résultats concluants pour l'utilisation des simulations comme d'un complément objectif aux réseaux de suivi. Cependant, une analyse plus poussée est nécessaire afin de conclure sur les limites des deux approches.

7. Conclusions et perspectives

La caractérisation hydrologique et physico-chimique des apports, tant surfaciques que souterrains, est une information nécessaire pour l'évaluation de la qualité physico-chimique des plans d'eau. Pour cela, un état des lieux des données de suivi et de simulation a été réalisé et présentée dans ce rapport.

Cette étude montre que les réseaux de suivi n'ont pas été mis en place pour ce type de caractérisation et permettent mal la quantification des flux pour un grand nombre de plans d'eau. Afin de compenser le déficit des mesures, un état des lieux des données simulées a aussi été réalisé. Mais là encore, le peu de données utilisables ne permet pas, soit de correctement les comparer aux suivis pour estimer leur justesse, soit de les utiliser pour prédire les entrées de l'ensemble des paramètres importants de la physico-chimie pour l'ensemble des plans d'eau DCE.

Ce premier état des lieux souligne un manque important de données, tant en termes de suivi que de simulations. La prise en compte des tributaires dans la réalisation des bilans physico-chimiques des plans d'eau pour le développement des outils d'évaluation devra passer par une amélioration ou une diversification de ces sources de données (de nouvelles sources de données de suivi, le développement des simulations avec les modèles actuels ou l'utilisation de modèles de simulation différents). En effet, pour ce travail seul un petit nombre de modèles de simulation des flux utilisés à l'échelle des grandes régions hydrographiques ou à l'échelle nationale ont été abordés : i.e. les modèles biogéochimiques des Agences de l'Eau et les modèles Nutting de l'INRA de Rennes. Or d'autres modèles, avec des utilisations avérées sur des cas français, pourraient être intéressants pour ce projet. C'est le cas notamment du modèle SWAT (Laurent et Ruelland 2011). SWAT (Soil and Water Assessment Tool) est un modèle conceptuel semi-distribué qui simule les débits et les flux de nutriments, pesticides et sédiments dans les sols et en surface (ruissellement et cours d'eau). Il a pour objectif de permettre l'évaluation des impacts des politiques de gestion des eaux sur la qualité des rivières pour de grands bassins-versants non jaugés. Il opère au pas de temps journalier sur de longues périodes de temps (Arnold *et al.* 1998).

Dans ce rapport, le cas des apports souterrains n'a pas pu être très développé. L'évaluation des échanges entre les plans d'eau et les nappes souterraines demande une connaissance poussée des caractéristiques des sites d'études. Pour des études à grande échelle, un tel travail serait compliqué et difficile à réaliser mais il pourrait être intéressant de s'inspirer de méthodologies développées pour l'évaluation des échanges nappes - cours d'eau, à grande échelle, pour identifier les sources potentielles d'apports souterrains. Pour cela, le protocole développé par le BRGM est une bonne base de réflexion (Brugeron *et al.* 2012).

Enfin, parmi les plans d'eau DCE, 5 se trouvent dans les départements d'Outre-Mer et n'ont pas été traités ici. Les spécificités climatiques et topographiques de ces territoires ne permettent pas de généraliser des résultats nationaux à ces territoires et nécessitent donc un suivi particulier des paramètres hydrologiques et physico-chimiques. En termes de modélisation, il serait également nécessaire de vérifier dans la littérature l'existence de modèles dédiés à ces territoires particuliers.

8. Bibliographie

- Arnold, J.G., R. Srinivasan, R.S. Muttiah et J.R. Williams. 1998. LARGE AREA HYDROLOGIC MODELING AND ASSESSMENT PART I: MODEL DEVELOPMENT1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 34: 73-89.
- Beaufort, A., F. Curie, F. Moatar, E. Melin et D. Thiery. 2016. T-NET, a dynamic model for simulating daily stream temperature at the regional scale based on a network topology. *Hydrological Processes*.
- Belanger, T., D. Mikutel et P. Churchill. 1985. Groundwater seepage nutrient loading in a Florida lake. *Water Research* 19: 773-781.
- Billen, G., J. Garnier et P. Hanset. 1994. Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. *Phytoplankton in Turbid Environments: Rivers and Shallow Lakes*. Springer. p. 119-137.
- Billen, G., J. Garnier, J.-M. Mouchel et M. Silvestre. 2007. The Seine system: Introduction to a multidisciplinary approach of the functioning of a regional river system. *Science of The Total Environment* 375: 1-12.
- Brignon, J.-M. 2004. Les modèles pressions/impacts pour la Directive-Cadre Eau: Bilan des outils actuellement utilisés et des besoins futurs Rapport.
- BRIGODE, P., V. ANDRÉASSIAN, F. BOURGIN, F. LOBLIGEOIS et I.-U. HBAN-Antony. 2014. Reconstitution ponctuelle de chroniques hydrologiques incomplètes ou manquantes par modèle pluie-débit.
- Brugeron, Allier et Klinka. 2012. Approche exploratoire des liens entre référentiels hydrogéologique et hydrographique : Première identification des piézomètres potentiellement représentatifs d'une relation nappe/rivière et contribution à leur valorisation. Rapport final Onema
- Buisson, L., L. Blanc et G. Grenouillet. 2008. Modelling stream fish species distribution in a river network: the relative effects of temperature versus physical factors. *Ecology of Freshwater Fish* 17: 244-257.
- Dupas, R., F. Curie, C. Gascuel-Oudou, 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. *Science of the Total Environment* 443: 152-162.

- Dupas, R., M. Delmas, J.-M. Dorioz, J. Garnier, F. Moatar et C. Gascuel-Oudou. 2015. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators* 48: 396-407.
- Edinger, J.E., D.W. Duttweiler et J.C. Geyer. 1968. The Response of Water Temperatures to Meteorological Conditions. *Water Resources Research* 4: 1137-1143.
- 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 PUBLICATION* 307: 264.
- Gamier, J., G. Billen et M. Coste. 1995. Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the Seine River: observation and modeling. *Limnology and Oceanography* 40: 750-765.
- Heyd, C., S. Alleaume et C.I. Argillier. 2012. BAssin VEr sant LAcustre.
- Kidmose, J., P. Engesgaard, D.A.O. Ommen, B. Nilsson, M.R. Flindt et F.Ø. Andersen. 2015. The Role of Groundwater for Lake-Water Quality and Quantification of N Seepage. *Groundwater* 53: 709-721.
- Lassalle, G. et E. Rochard. 2009. Impact of twenty-first century climate change on diadromous fish spread over Europe, North Africa and the Middle East. *Global Change Biology* 15: 1072-1089.
- Laurent, F. et D. Ruelland. 2011. Assessing impacts of alternative land use and agricultural practices on nitrate pollution at the catchment scale. *Journal of Hydrology* 409: 440-450.
- Legeay, P.-L., F. Moatar et N. Bougon. 2016. Les modèles conceptuels Nutting : une boîte à outils pour estimer des rétentions et des flux en azote et en phosphore dans les masses d'eau.
- Meinikmann, K., M. Hupfer et J. Lewandowski. 2015. Phosphorus in groundwater discharge – A potential source for lake eutrophication. *Journal of Hydrology* 524: 214-226.
- Meybeck, M. et F. Moatar. 2012. Daily variability of river concentrations and fluxes: indicators based on the segmentation of the rating curve. *Hydrological Processes* 26: 1188-1207.
- Moatar, F., M. Meybeck, S. Raymond, F. Birgand et F. Curie. 2013. River flux uncertainties predicted by hydrological variability and riverine material behaviour. *Hydrological Processes* 27: 3535-3546.
- Perrin, C., C. Michel et V. Andréassian. 2003. Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *Journal of Hydrology* 279: 275-289.
- Raymond, S., F. Moatar, M. Meybeck et V. Bustillo. 2013. Choosing methods for estimating dissolved and particulate riverine fluxes from monthly sampling. *Hydrological Sciences Journal* 58: 1326-1339.
- Ruelland, D. et G. Billen. 2003. Seneque 3: logiciel SIG de modélisation prospective de la qualité des eaux de surface. *Géomatique Expert* 27: 12-18.
- Ruelland, D., G. Billen, D. Brunstein et J. Garnier. 2007. SENEQUE: A multi-scaling GIS interface to the Riverstrahler model of the biogeochemical functioning of river systems. *Science of The Total Environment* 375: 257-273.
- Ruiz, P. et C. Argillier. 2013. Méthodes de bioindication pour les plans d'eau : Indices Ichtyofaune Lacustre. Rapport final. Rapport convention Onema/Irstea 2012. Irstea, UR HYAX, Pôle Onema/Irstea, Aix-en-Provence. p. 50.
- Smitz, J., E. Everbecq, J.-F. Delière, J.-P. Descy, R. Wollast et J.-L. Salleron. 2000. Application du modèle Pégase au bassin Rhin-Meuse (France). *Man and river systems: the functioning of river systems at the basin scale*.
- Smitz, J., E. Everbecq, J.-F. Delière, J.-P. Descy, R. Wollast et J.-P. Vanderborgh. 1997. Pégase, une méthodologie et un outil de simulation prévisionnelle pour la gestion de la qualité des eaux de surface. *Tribune de l'Eau (La)* 50.
- Thieu, V. 2009. Modélisation spatialisée des flux de nutriments (N, P, Si) des bassins de la Seine, de la Somme et de l'Escaut: impact sur l'eutrophisation de la Manche et de la Mer du Nord. Université Pierre et Marie Curie-Paris VI.

9. Annexes

Annexe 1 : Méthodes d'estimation des flux avec le logiciel expert Pol(F)lux (d'après Raymond, 2011)

Méthodes basées sur les moyennes des concentrations et des débits

- Méthode 1 : Produit des moyennes arithmétiques des concentrations et des débits

Cet algorithme est basé sur le produit des moyennes des concentrations et des débits instantanés au moment des prélèvements.

$$F = K \left(\sum_{i=1}^n C_i / n \right) * \left(\sum_{i=1}^n Q_i / n \right)$$

Avec C_i = concentrations mesurées (mg/l) ; Q_i = débits mesurés (m³/s), n=nombre de prélèvements.

- Méthode 2 : Moyenne arithmétique des flux instantanés

Le flux estimé par cette méthode utilise la moyenne des flux instantanés.

$$F = K \sum_{i=1}^n \frac{C_i Q_i}{n}$$

Avec C_i = concentrations mesurées (mg/l) ; Q_i = débits mesurés (m³/s), n=nombre de prélèvements.

- Méthode 3 : Produit des concentrations (jours de prélèvements) et des débits moyens entre les jours de prélèvements.

Cette équation est décrite comme la somme des produits des concentrations instantanées avec le débit moyen entre deux échantillonnages consécutifs.

$$F = K \sum_{i=1}^n (C_i \bar{Q}_{i-j, i+j})$$

Avec C_i = concentrations mesurées (mg/l) ; \bar{Q} = débits moyen (m³/s), n=nombre de prélèvements.

- Méthode 4 : Produit des moyennes des concentrations mesurées et du débit de l'intervalle d'étude

Cet algorithme reprend le principe de la méthode 1, le débit moyen étant calculé à partir de la chronique journalière des débits.

$$F = K * \bar{Q} \left(\sum_{i=1}^n (C_i / n) \right)$$

Avec C_i = concentrations mesurées (mg/l) ; \bar{Q} = débits moyen (m³/s), n=nombre de prélèvements.

- Méthode 5 : Produit des concentrations moyennes pondérées par les débits et le débit moyen

Cette méthode est basée sur le calcul de la concentration moyenne pondérée par les débits qui est ensuite multiplié par le débit moyen.

$$F = K \frac{\sum_{i=1}^n C_i Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} * \bar{Q} = K \cdot C^* \cdot \bar{Q}$$

Avec C_i = concentrations mesurées (mg/l) ; Q_i = débits mesurés (m3/s) ; \bar{Q} = débits moyen (m3/s),
n = nombre de prélèvements.

- Méthode 6 : Méthode 5 avec correction "Beale Ratio Estimator" (BRE)

Cette méthode est basé sur la méthode 5 avec l'ajout d'un coefficient de correction.

$$F = K \frac{\sum_{i=1}^n C_i Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} * \bar{Q} * CF_1$$

Avec :

$$CF_1 = \left[1 + \frac{1}{n} \left(\frac{Slq}{\bar{l}q} \right) \right] / \left[1 + \frac{1}{n} \left(\frac{Sq^2}{\bar{q}^2} \right) \right]$$

$$Slq = \frac{1}{n-1} \left[\sum_{i=1}^n Q_i^2 C_i - (n \bar{q} \bar{l}) \right]$$

$$Sq^2 = \frac{1}{n-1} \left[\sum_{i=1}^n Q_i^2 - (n \bar{q}^2) \right]$$

C_i = concentration instantané au moment du prélèvement i (en général mg/l) ; Q_i = débit instantané au moment du prélèvement i (m3/s) ; n = nombre de prélèvements sur l'année ; K = facteur de conversion du flux pour un résultat en tonnes/an (pour C_i en mg/l et Q_i en m3/s ; $K = 31.536$) ; \bar{Q} = module annuel (m3/s), déterminé à l'aide de la chronique journalière des débits ; CF = facteur de correction de Beale (Littlewood, 1995) ; \bar{l} = flux moyen journalier pour les jours où les concentrations sont connues (en mg/l) ; \bar{q} = débit moyen journalier pour les jours où les concentrations sont connues (en m3/s)

- Méthode 7 : Méthode 6 avec subdivision du jeu de données par rapport à la période des hautes et basses eaux (critère : débit moyen)

Dans cette méthode, on divise le jeu de données de concentrations et de débits mesurés, par rapport au module annuel, à savoir, s'il est supérieur ou inférieur. On applique ensuite la méthode 6 pour les 2 jeux de données afin de calculer le flux de matière transportée en période de hautes et basses eaux, HE et BE respectivement. Les 2 résultats sont ensuite sommés afin d'obtenir une estimation de la charge totale sur l'année.

$$F = \bar{Q} * \left[K_{BE} \cdot C_{BE}^* \cdot CF_{BE} + K_{HE} \cdot C_{HE}^* \cdot CF_{HE} \right]$$

Avec :

$$K_{BE} = 24 * 3.6 / 1000 * \frac{n_{BE} * 365}{n}$$

$$K_{HE} = 24 * 3.6 / 1000 * \frac{n_{HE} * 365}{n}$$

C_{BE}^* = concentration moyenne pondérée par les débits pour la période de basses eaux (mg/l) ($Q_i < Q$)

C^*_{HE} = concentration moyenne pondérée par les débits pour la période de hautes eaux (en mg/l) ($Q_i > Q$)

CF_{BE} = Facteur de correction de Beale (Equation 9) pour la période de basses eaux

CF_{HE} = facteur de correction de Beale (Equation 9) pour la période de hautes eaux

K_{BE} = facteur de conversion du flux pour un résultat en tonnes/an (pour C_i en mg/l et Q en m³/s) pour les périodes de basses eaux.

n_{BE} = nombre de jours de prélèvements où le débit est inférieur ou supérieur au module annuel

K_{HE} = facteur de conversion du flux pour un résultat en tonnes/an (pour C_i en mg/l et Q en m³/s) pour les périodes de hautes eaux.

n_{HE} = nombre de jours de prélèvements où le débit est inférieur ou supérieur au module annuel

- Méthode 8 : Méthode 6 avec subdivision du jeu de donnée par rapport aux périodes de hautes et basses eaux (critère : débit médian)

Cette méthode reprend le principe et la formule de la méthode 7 à la différence que le jeu de donnée est divisé par rapport au débit médian calculé à partir des débits à haute résolution temporelle.

- Méthode 9 : Moyenne des concentrations par classe de débit

Cette méthode consiste à subdiviser la chronique des débits en classes de débits.

Pour cela il faut avoir à disposition plusieurs années de prélèvement, On peut ainsi représenter graphiquement le flux instantané en fonction du débit. Le flux annuel est ensuite calculé par la formule:

$$F = K \sum_{k=1}^m \bar{F}_k * P_k$$

m = nombre de classes ; k = indice de classe de $k=1$ à m

Le flux moyen est calculé à l'intérieur de chaque classe par :

$$\bar{F}_k = \frac{\sum F_{ik}}{m_k}$$

Avec \bar{F} = flux moyen pour un intervalle k (en g/s) ; F_{ik} = flux calculé en chaque points de prélèvements dans un intervalle k (en g/s) ; m_k = nombre de points de prélèvements dans un intervalle k

La probabilité P_i que le flux se situe dans cette classe est obtenue par :

$$P_k = \frac{d_k}{D}$$

Avec P_k = probabilité que le flux soit dans l'intervalle k considéré ; d_k = nombre de jours dans un intervalle k donné ; D = nombre total de jours de la période d'enregistrement

On détermine le nombre de classe par :

$$I_c = \frac{Q_{\max}}{n}$$

Avec I_c = Intervalle de classe ; Q_{\max} = Débit maximum des prélèvements (m³/s) ; n = nombre de classe à déterminer.

Méthodes basées sur les régressions « concentrations-débits »

On dispose en général de plusieurs années de suivis C_i et Q_i (si $n=12$ par an, ce qui correspond à un échantillonnage mensuel, pour 10 ans de suivi, $n=120$ valeurs). Sur ces 120 valeurs, on effectue une régression.

- Méthode 10 : Distinction entre les flux de surface et de sub-surface d'après la méthode de séparation des écoulements sur la base des hydrogrammes

On réalise une régression linéaire multiple en utilisant comme variables explicatives les proportions des écoulements de base et de ruissellement au moment des prélèvements et comme variable à expliquer la concentration.

On a donc une équation de la forme :

$$\hat{C} = a \frac{Q_b}{Q_i} + b \frac{Q_r}{Q_i} + c$$

Avec \hat{C} = Concentration estimée (en général en mg/l) ; Q_i =Débit au jour du prélèvement i (en m³/s) ; Q_b = débit de base (en m³/s) ; Q_r = débit de ruissellement (en m³/s) ; a , b et c sont les constantes de la régression à estimer

On peut ensuite calculer le flux annuel à partir des concentrations estimées et des débits journaliers selon la formule :

$$F = K \sum_{i=1}^{365-n} \hat{C} Q_i + K \sum_{i=1}^n C_i Q_i$$

- Méthode 11 : Régression Logarithmique « concentrations-débits »

Ces méthodes d'extrapolation sont basées sur des régressions logarithmiques du type « Rating Curve » dont la forme générale est :

$$\hat{C} = \alpha Q^\beta \Rightarrow \log C = a + b \log Q \quad \text{avec } a = \log \alpha \text{ et } b = \beta \text{ (} a \text{ et } b \text{ = paramètres de la régression).}$$

Ces paramètres de régression sont spécifiques à chaque site et doivent donc être recalculés à chaque fois. Ils sont calculés selon la méthode linéaire des moindres carrés.

Cette méthode consiste à calculer les concentrations journalières à partir des débits continus selon l'équation :

$$\log \hat{C} = a + b \log Q \quad \text{avec } a = \log \alpha \text{ et } b = \beta$$

Puis, on peut estimer le flux annuel à partir de la formule :

$$F = K \sum_{j=1}^{365-n} \hat{C}_j * Q_j + K_{11} \sum_{i=1}^n C_i * Q_i$$

- Méthode 12 : Régression Logarithmique « concentrations-débits » avec la correction de Fergusson

Un coefficient de correction, CF_{12} , est ajouté à la méthode 11 afin de corriger la sous-estimation due à la transformation logarithmique. Ce coefficient a été développé par Fergusson (1986)

$$\hat{C}_c = \alpha Q^\beta * CF_{12}$$

$$\text{Où : } CF_{12} = \exp(2.651\sigma^2)$$

σ correspond à l'écart type de l'estimation

Le flux annuel est la somme des flux journaliers obtenus à partir des concentrations estimées selon la formule :

$$F = K \sum_{i=1}^{365-n} \hat{C}_c * Qi + K \sum_{i=1}^n C_i * Qi$$

- Méthode 13 : Régression Logarithmique « concentrations-débits » avec la correction de Duan
Dans cette méthode, un facteur de correction, CF_{13} , (« smearing estimate ») décrit par Duan en 1983 est appliqué.

$$\hat{C}_c = \alpha Q^\beta * CF_{13}$$

Où $CF_{13} = \left(\frac{1}{n}\right) \sum_{i=1}^n 10^{e_i}$ avec $e_i = \log(C_i) - \log(C_{e_i})$

C_i = Concentration instantanée au moment du prélèvement i ; C_{e_i} = Concentration estimée pour le même prélèvement i

Le flux annuel se calcule en sommant les flux journaliers obtenus à partir des concentrations journalières estimées selon la formule :

$$F = K \sum_{i=1}^{365-n} \hat{C}_c * Qi + K \sum_{i=1}^n C_i * Qi$$

- Méthode 14 : Régression Logarithmique « concentrations-débits » avec la correction proposée par Walling

Walling en 1984 propose un nouvel algorithme pour corriger l'estimation des concentrations déduite de la méthode 10. Les concentrations estimées par la régression sont corrigées en fonction des mesures réalisées et du temps entre les prélèvements. Il élabore ainsi un nouveau facteur de correction, CF_{14} , décrit par :

$$\hat{C}_c = \hat{C} * CF_{14}$$

$$\text{Où } CF_{14} = \left(\frac{C_1}{\hat{C}_1} + \frac{t}{T} * \left(\frac{C_2}{\hat{C}_2} - \frac{C_1}{\hat{C}_1} \right) \right)$$

Avec \hat{C}_c = concentration estimée corrigée (en mg/l) ; \hat{C} = concentration estimée par la méthode M10 (en mg/l) ; CF_{14} = facteur de correction associé à \hat{C} ; C_1 = concentration mesurée du prélèvement précédant l'estimation (en mg/l) ; \hat{C}_1 = concentration estimée par régression (méthode 11) pour la mesure C_1 (en mg/l) ; C_2 = concentration mesurée du prélèvement suivant l'estimation (en mg/l) ; \hat{C}_2 = concentration estimée par régression (méthode 11) pour la mesure C_2 (en mg/l) ; t = nombre de jours séparant la concentration estimée que l'on veut corriger de C_1 ; T = nombre de jours séparant C_1 et C_2

On peut ainsi calculer le flux annuel par :

$$F = K \sum_{i=1}^{365-n} \hat{C}_c * Qi + K \sum_{i=1}^n C_i * Qi$$

- Méthode 15 : Régression Logarithmique « concentrations-débits » avec la correction proposée par Philipps et al.

Philipps et al., 1999, propose un facteur de correction, CF_{15} , pour améliorer l'estimation des concentrations déduite par la méthode de régression logarithmique « concentrations-débits ». Ce facteur de correction est calculé comme le rapport de la concentration estimée par la méthode 11 pour l'échantillon prélevé sur la valeur mesurée de ce même échantillon :

$$CF_{15} = \frac{\hat{C}_2}{C_2}$$

Avec CF_{15} = facteur de correction proposé par Philipps et al.. ; \hat{C}_2 =Concentration estimée par régression pour le prochain prélèvement (en mg/l) ; C_2 = Concentration mesurée lors du prochain prélèvement (en mg/l)

Le flux annuel se calcule donc par :

$$F = K \sum_{i=1}^{365-n} \hat{C}_c * Q_i + K \sum_{i=1}^n C_i * Q_i$$

- Méthode 16 : Régression Logarithmique « concentrations-débits » appliqué à la courbe de durée

Dans cette méthode, on applique les concentrations estimées par la méthode 11 aux courbes de durée produites à partir des chroniques de débits journalières. Les courbes de durée (« duration curve ») représentent le débit en fonction du pourcentage du temps. La courbe de durée est ensuite divisée en un grand nombre d'intervalle. Pour chaque classe, le point moyen de la classe, l'intervalle de la classe, le débit associé au point moyen et la concentration estimée par la méthode 11 en fonction du débit sont déterminés.

Le flux annuel est alors calculé comme le produit du débit, de la concentration estimée par M11 et de l'intervalle de la classe de durée :

$$F = K \sum_{n=1}^{nc} \hat{C}_n * Q_n * I_c$$

- Méthode 17 : Régression Logarithmique « concentrations-débits » appliqué à la courbe de durée avec la correction de Fergusson

Cette méthode reprend le principe de la méthode 16. La différence se situe au niveau des concentrations estimées qui sont corrigées par le facteur de correction de Fergusson (voir Méthode 12).

Le flux annuel est alors calculé comme le produit du débit, de la concentration estimée par la méthode 12 et de l'intervalle de la classe de durée :

$$F = K \sum_{n=1}^{nc} \hat{C}_{cn} * Q_n * I_c$$

- Méthode 18 : Régression Logarithmique « concentrations-débits » appliqué à la courbe de durée avec la correction de Duan

Cette méthode reprend le principe de la méthode 16. La différence se situe au niveau des concentrations estimées qui sont corrigées par le facteur de correction de Duan (voir Méthode 13).

Le flux annuel est alors calculé comme le produit du débit, de la concentration estimée par la méthode 13 et de l'intervalle de la classe de durée :

$$F = K \sum_{n=1}^{nc} \hat{C}_{cn} * Q_n * I_c$$

- Méthode 19 : Régression Logarithmique « concentrations-débits » tronquée par semestre

On reprend dans cette méthode le principe de la méthode 11, en réalisant une régression par semestre : Décembre à Mai et Juin à Novembre. Cela revient donc à diviser notre jeu de données en fonction du temps.

On calcule ensuite le flux annuel à partir de la formule :

$$F = K \left[\sum_{n=1}^{181-n1} \hat{C}_1 * Qi + \sum_{n=1}^{n1} C_i * Qi + \sum_{n=1}^{184-n2} \hat{C}_2 * Qi + \sum_{n=1}^{n2} C_i * Qi \right]$$

- Méthode 20 : Régression Logarithmique « concentrations-débits » tronquée par trimestre

On reprend dans cette méthode le principe de la méthode 11, en réalisant une régression par trimestre : Mars - Mai (Printemps), Juin - Août (Eté), Septembre – Novembre (Automne), Décembre – Février (Hiver). On calcule ensuite le trimestriel à partir de la formule :

$$F = K \left[\sum_{n=1}^{90} C_1 * Qi + \sum_{n=1}^{90} C_1 * Qi \right]$$

- Méthode 21 : Régression Logarithmique « concentrations-débits » tronquée en fonction de la position du prélèvement sur l'hydrographe

Les régressions sont ici réalisées sur les mesures regroupées en fonction des crues et décrues.

Pour chaque regroupement, on effectue une régression du type :

$$\hat{C} = a_i Q^{b_i}$$

i = indice de prélèvement en fonction de la position sur l'hydrographe.

Le flux annuel est ensuite calculé selon :

$$F = K \sum_{i=1}^{365-n} \hat{C} * Qi + K \sum_{i=1}^n C_i * Qi$$

- Méthode 22 : Régression Logarithmique « concentrations-débits » tronquée par saison et en fonction de la position du prélèvement sur l'hydrographe

Les valeurs sont subdivisées par saison. Pour chaque saison, le principe de la méthode 21 est repris.

Il y a donc autant de régression que de regroupement de position et de saison.

Les concentrations sont donc estimées selon :

$$\hat{C} = a_{ij} Q^{b_{ij}}$$

i = indice de prélèvement en fonction de la position sur l'hydrographe; j = indice de saison.

Le flux annuel est ensuite calculé selon :

$$F = K \sum_{i=1}^{365-n} \hat{C} * Qi + K \sum_{i=1}^n C_i * Qi$$

- Méthode 23 : Régression « Transport-Débit »

On estime, grâce à la régression transport-débit, directement le flux à partir de la chronique journalière des débits. Avec les 120 valeurs provenant de l'échantillonnage mensuel sur 10 ans, on calcule le flux comme le produit de la concentration et du débit pour les jours de prélèvements.

On réalise ensuite une régression entre le flux calculé à partir des concentrations et des débits des jours de prélèvements.

Le flux annuel se calcule alors de la même manière que pour la méthode M11 en sommant les flux journaliers obtenus à partir des concentrations journalières estimées selon la formule :

$$F = K \sum_{n=1}^{365} \hat{F}_{ei}$$

Annexe 2 : Synthèse des données utilisées pour la calibration, validation et application des modèles Nutting (d'après Legeay et al., 2016)

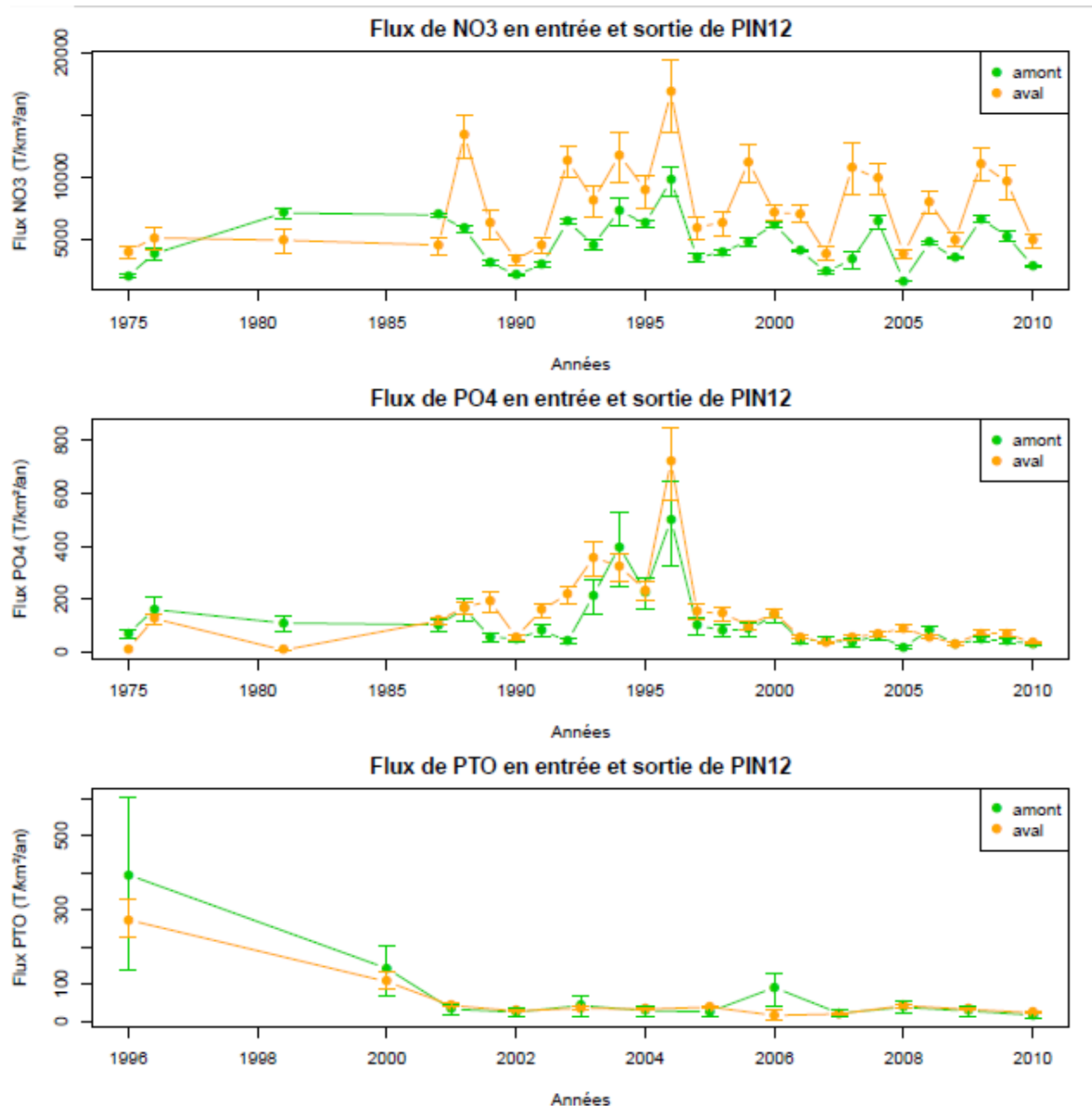
	Donnée	Unité	Information	Obtention	Producteur de la donnée originale	Référence	Format et résolution d'origine	Date ou Période
Entrées Nutting'N 2015	N Surplus	kgN/ha/an	Surplus moyen de N	Surplus NOPOLU agrégés à la masse d'eau	SOeS, MEDDE	SOeS, 2013	Vecteur polygone	2010
	N ponctuel	kgN/ha/an	Flux interannuels moyen des rejets ponctuels de N	Moyenne des rejets ponctuels annuels agrégés à la masse d'eau	Agences de l'eau	-	Vecteur point	2008-2012
	NO ₃ profond	mg/L	Concentration interannuelle moyen de NO ₃ dans les eaux souterraines	Moyenne agrégés à la masse d'eau d'une interpolation spatiale par krigeage des données ponctuelles de concentration en NO ₃ des eaux souterraines libres extraites des réseaux FR_SOO et FR_SOS	Base de donnée ADES	-	Vecteur point et raster 50m	2008-2012
	Qtot	mm	Lame d'eau annuelle moyenne écoulée	Moyenne agrégée à la masse d'eau de la lame d'eau annuelle écoulée	IRSTEA	Sauquet, 2006	Raster 1km	-
	BFI	-	Proportion du débit des cours d'eau alimenté par des eaux souterraines	Recalcul du BFI selon la méthode de Meinardi et moyenne agrégée à la masse d'eau du BFI	-	Meinardi, 1994	Raster 1km	-
	Nret _{plan d'eau}	kgN/ha/an	Rétention interannuelle de N dans les plans d'eau	Calcul de la rétention en azote agrégée à la masse d'eau à partir de la surface de plans d'eau, du temps de résidence dans ces plans d'eau dans cette masse d'eau	BD Plan d'eau IRSTEA, BD Carthage SANDRE	Folton et al., 2006 Kronvang et al., 2005	Vecteur polygone	-

Entrées Nutting'P 2015	P ponctuel	kgP/ha/an	Flux interannuels moyen des rejets ponctuels de P	Moyenne des rejets ponctuels annuels agrégés à la masse d'eau	Agences de l'eau	-	Vecteur point	2008-2012
	Teneur Ptot	g/kg	Teneur en Ptot dans l'horizon superficiel	Moyenne de la teneur en Ptot de l'horizon superficiel 0-30cm agrégée à la masse d'eau	RMQS, INRA UMR Infosol,	Delmas et al., 2015	Raster 50m	2000-2009
	Densité apparente	kg/m3	Densité apparente de l'horizon superficiel	Moyenne de la densité apparente de l'horizon superficiel 0-30 cm déterminée à partir d'une fonction de pédo-transfert agrégée à la masse d'eau	European Soil DataBase	Hiederer et al., 2013	Raster 1km	2013
	Stock Ptot	KgP/ha	Stock de Ptot dans l'horizon superficiel	Moyenne du stock de Ptot de l'horizon superficiel 0-30cm agrégé à la masse d'eau et obtenu par multiplication de la teneur et de la densité apparente.	-	-	Raster 50m	-
	Pret _{plan d'eau}	kgP/ha/an	Rétention interannuelle de P dans les plans d'eau	Calcul de la rétention en phosphore agrégée à la masse d'eau à partir de la surface de plans d'eau, du temps de résidence dans ces plans d'eau contenus dans cette masse d'eau	BD Plan d'eau IRSTEA, BD Carthage SANDRE	Folton et al., 2006 Kronvang et al., 2005	Vecteur polygone	-

Calibration-Validation	Bassins-versants	-	Contour et surface des bassins-versants topographiques définis par les exutoires des stations qualité sélectionnées	Délimitation via Arcgis à partir d'un MNT 50m	BD ALTI, IGN	-	Vecteur polygone	1998
	Flux NO3 Amont	kgN/ha/an	Flux interannuel moyen de NO3 alimentant le bassin par l'amont.	Etablissement de l'arborescence amont-aval des bassins versant de calibration	-	-	Table de données	2008-2012
	Flux NO3	kgN/ha/an	Flux interannuel moyen de NO3	Calcul des flux à l'exutoire des bassins-versants de paramétrisation à partir des données qualité (RCS et RCO) et débits	Agences de l'eau et Banque Hydro	-	Table de données	2008-2012
	Flux Ptot	kgP/ha/an	Flux interannuel moyen de Ptot	Calcul des flux à l'exutoire des bassins-versants de paramétrisation à partir des données qualité (RCS et RCO) et débits	Agences de l'eau et Banque Hydro	-	Table de données	2008-2012

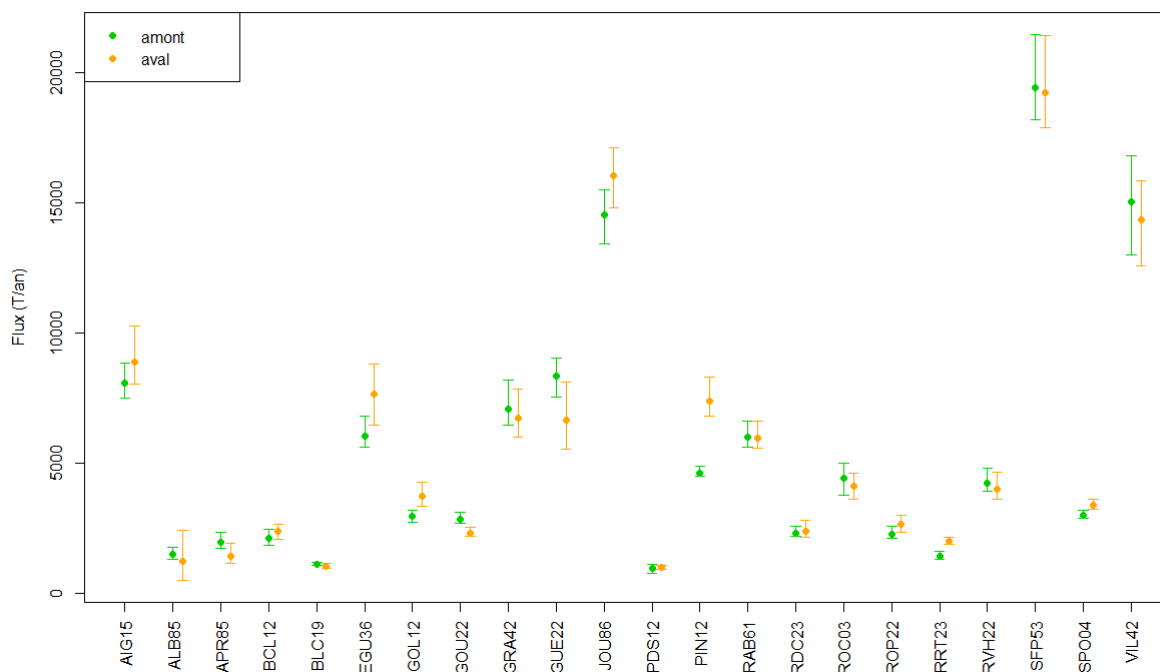
Variables de rétention	Foret	%	Pourcentage de la surface de la masse d'eau recouverte par de la forêt ou des milieux semi-naturels	Pourcentage moyen agrégé à la masse d'eau	Corine Land Cover 2006, EEA	-	Vecteur polygone	2006
	MPH-TFF	%	Pourcentage de la surface de la masse d'eau ayant une probabilité forte et très forte d'être un milieu potentiellement humide	Pourcentage moyen agrégé à la masse d'eau	INRA UMR SAS, GISSOL et MEDDE	MEDDE, GIS Sol 2014	Raster 50m	2014
	pe	mm	Précipitations annuelles moyennes	Moyenne des précipitations annuelles agrégées à la masse d'eau	Météo France	-	Raster 8km	2008-2012
	IDPR	-	Aptitude des formations du sous-sol à laisser ruisseler ou s'infiltrer les eaux de surface	Moyenne de l'IDPR agrégée à la masse d'eau	BRGM	Mardhel et al. 2004	Raster 50m	-
	HL	s/ha/m	Charge hydraulique moyenne	Somme des temps de transfert de l'eau dans le réseau hydrographique divisé par la profondeur moyenne du réseau dans la masse d'eau	RHT et BD ESTIMKART, IRSTEA	Pella et al., 2012 Lamouroux et al., 2010	Vecteur ligne	-
	DZA	m	Distance moyenne à une zone arborée	Moyenne des distances à la zone arborée la plus proche	Projet ANR ESCAPADE	-	Raster 50m	-

Annexe 4 : Flux spécifiques de NO₃, PO₄ et P_{total} avec leurs barres d'erreurs en entrée et sortie du barrage de Pinet dans le Tarn (PIN12) entre 1975 et 2010

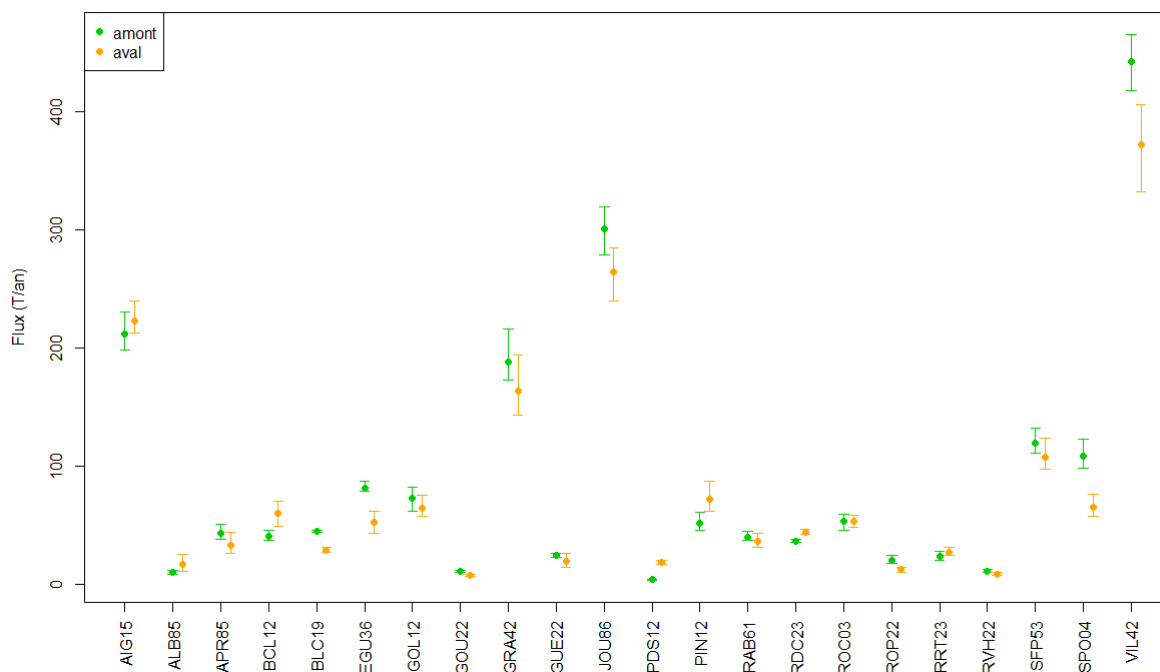


Annexe 5 : Flux interannuels de NO₃, PO₄ et PTO en entrée et sortie de la sélection des 22 plans d'eau DCE

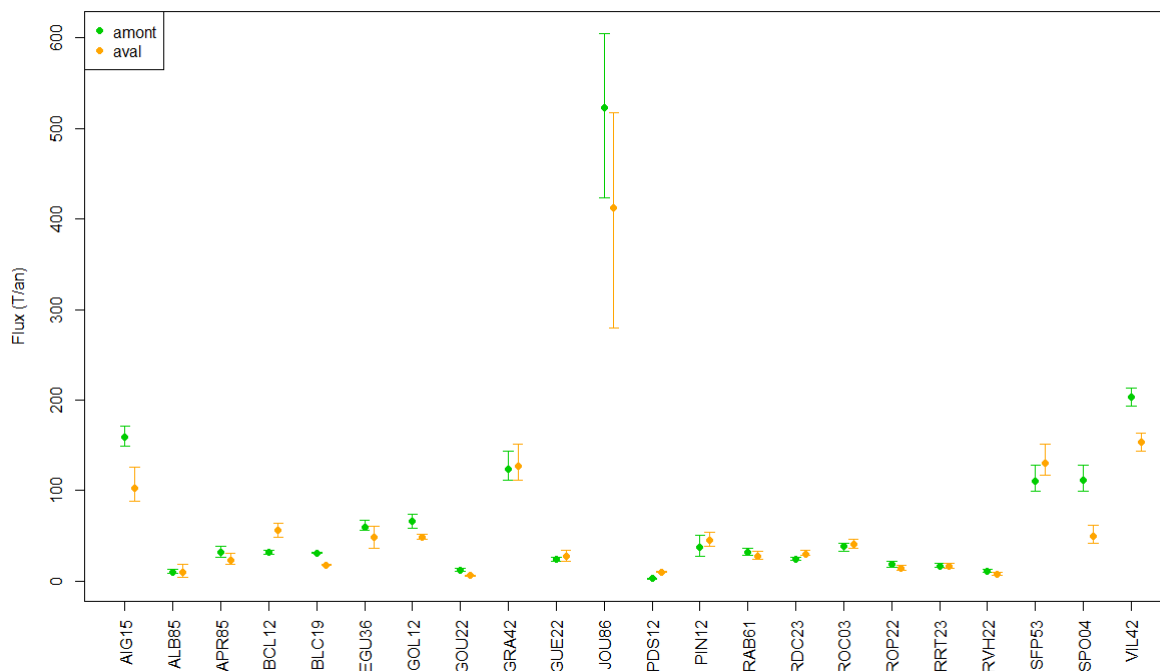
Flux interannuels (1999 - 2010) en NO₃



Flux interannuels (1999 - 2010) en PO₄

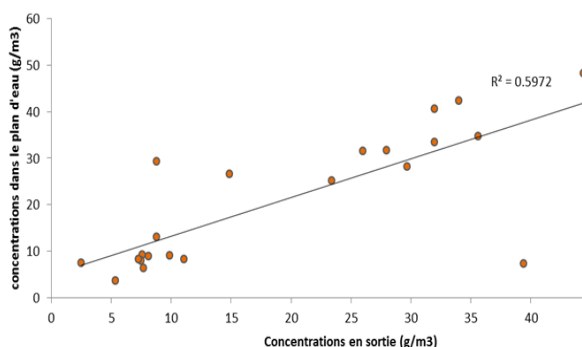


Flux interannuels (1999 - 2010) en PTO



Annexe 6 : Concentrations en NO3 dans les plans d'eau et à leur aval pour chaque année de mesure

Relation entre les concentrations dans le plan d'eau et à leur aval



Code_PE	Nom_PE	Volume_PE (10^6m3)	Annee	Qmoy sortie (m3/s)	F_sortie NO3 (T/an)	C_sortie NO3 (g/m3)	C_NO3max (g/m3)	Classe NO3max
APR85	Apremont	3.8	2007	2.35	82.164	26.51	14.9	Me
APR85	Apremont	3.8	2010	2.16	1313.82	31.74	28	Me
BLC19	Chaumettes	7.45	2010	10.45	1439.46	3.65	5.38	Mo
EGU36	Eguzon	57.31	2007	29.47	8392.86	9.20	7.6	Me
EGU36	Eguzon	57.31	2010	26.80	9203.63	8.91	8.1	Me
GOU22	Gouet	7.9	2008	2.37	2407.17	40.58	32	Ma
GOU22	Gouet	7.9	2011	0.94	1003.15	33.36	32	Ma
GRA42	Grangent	57.4	2010	46.40	8826.85	6.39	7.7	Mo
RAB61	Rabodanges	5.976	2009	6.11	4603.68	25.14	23.4	Me
ROC03	Rochebut	25.8	2006	13.60	5644.91	13.04	8.8	Me
ROP22	Rophême	5	2007	2.61	2383.99	28.17	29.7	Me
RVH22	Ville-Hatte	12	2008	3.24	4223.93	48.24	44.4	Ma
RVH22	Ville-Hatte	12	2011	1.26	1687.63	42.39	34	Ma
SFP53	Saint Fraimbault de Prieres	5	2006	17.03	17351.90	34.69	35.6	Ma
SFP53	Saint Fraimbault de Prieres	5	2010	16.84	16675.94	31.45	26	Me
VIL42	Villereest	176.6	2005	13.34	2801.51	29.23	8.81	Me
VIL42	Villereest	176.6	2006	41.57	11993.25	8.34	11.112	Me
VIL42	Villereest	176.6	2007	50.73	13397.03	9.00	9.872	Me
VIL42	Villereest	176.6	2008	91.08	21535.60	7.28	39.4	Ma
VIL42	Villereest	176.6	2009	45.97	10483.31	7.93	7.5	Me
VIL42	Villereest	176.6	2010	67.70	16551.00	7.50	2.52	B
VIL42	Villereest	176.6	2011	31.43	8124.50	8.26	7.3	Me

Onema

Hall C – Le Nadar

5, square Félix Nadar

94300 Vincennes

01 45 14 36 00

www.onema.fr

UMR GeHCO, Université de Tours

60 Rue du Plat d'Étain

37000 Tours

02 47 36 66 00

www.univ-tours.fr