HAL open science

Retour d'expérience national sur le fonctionnement des ZRV

Stéphanie Prost-Boucle, Catherine Boutin

To cite this version:

Stéphanie Prost-Boucle, Catherine Boutin. Retour d'expérience national sur le fonctionnement des ZRV. 2019, pp.1-40. hal-03185631

HAL Id: hal-03185631

https://hal.science/hal-03185631v1

Submitted on 30 Mar 2021

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.

AGENCE FRANÇAISE POUR LA BIODIVERSITÉ
ÉTABLISSEMENT PUBLIC DE L'ÉTAT

Programme 2019/2021 – Evolution des pratiques – Action n°18

Retour d'expérience national sur le fonctionnement des ZRV

Stéphanie PROST-BOUCLE
Catherine BOUTIN

et l'atelier « ZRV » du groupe de travail EPNAC

Décembre 2019

EPNAC
Rechercher, innover, pour mieux traiter

Groupe de travail national sur l'Evaluation des Procédés Nouveaux d'Assainissement des petites et moyennes Collectivités

- ## Auteurs

Stéphanie PROST-BOUCLE ……..	INRAE (Ex Irstea- Centre de Lyon Villeurbanne)
Catherine BOUTIN ……	INRAE (Ex Irstea- Centre de Lyon Villeurbanne)

- ## Contributeurs

Thierry-Meng CLOAREC …..……	Irstea (stagiaire 2018)
Isabelle FARAMUS et Cindy BRANCOURT	SATESE 02
Julie NABOT ..…….	SATESE 11
Gilles MALAMAIRE ……	ARPE PACA
Jean-Philippe CHANSEAU ……...	SATESE 16 (Charente Eaux)
David MARTEAU …….....	SATESE 07/26
Sandrine GAUBIAC …….....	SATESE 30
Lionel GARRIC …….....	SATESE 31
Jean-Pierre SAMBUCO …….....	SATESE 34
Virginie DURAND …….....	SATESE 35
Vincent SIMON, Anthony RODIER et Julien DUMAINE …….....	SATESE 37
Jérôme HUGONNENG et Catherine ETCHEVERRIA …….....	SATESE 40
Michel FOUGERE et Virginie TOURON …….	MAGE 42
Philippe LARRIVIERE …….....	SATESE 54
Aurélie MANCUSO …….....	SATESE 69
Cyril GONNORD …….....	SATESE 79
Jean-Marc BEC …….....	SATESE 81
Jérôme FRIAUD …….....	DDT 01
Davis MARQUIS …….....	DDT 25
Yves LE CALONNEC …….....	DDTM 29
Nicolas VENANDET …….....	Ag. de l'Eau Rhin-Meuse
Jocelyne DI MARE …….....	Ag. de l'Eau Adour-Garonne
Henri-Noël LEFEBVRE …….....	Ag. de l'Eau Loire-Bretagne
Estérelle VILLEMAGNE …….....	OFB (ex AFB)
Nadine DIMASTROMATTEO ……..	Ministère en charge de l'écologie

- ## Correspondants

OFB : Stéphane GARNAUD-CORBEL, stephane.garnaud-corbel@ofb.gouv.fr

Partenaire : Catherine BOUTIN, catherine.boutin@inrae.fr

Droits d'usage : accès libre
Niveau géographique : national
Couverture géographique : nationale
Niveau de lecture : professionnels, décideurs

• SOMMAIRE

1. INTRODUCTION 5

2. RECUEIL DES DONNEES : ENQUETE NATIONALE 6

3. METHODOLOGIE : ORIGINE ET TRAITEMENT DES DONNEES 8
3.1. Tri des données à analyser 8
3.2. Statistique descriptive des données 9
3.3. Analyse des situations dégradées 10
3.4. Traitement statistique des données 10
3.5. Impact des charges hydrauliques appliquées sur les évolutions de concentrations au sein de la ZRV 11

4. PRESENTATION GENERALE DES EAUX EN ENTREE DE ZRV 13

5. Qualité des rejets en entrée et sortie de ZRV : paramètres carbonés 14
5.1. Statistique descriptive des données 14
5.2. Analyse des situations dégradées 16
5.3. Traitement statistique des données 17
5.4. Impact de la charge hydraulique 18

6. QUALITE DES REJETS EN ENTREE ET SORTIE DE ZRV : PARAMETRES AZOTES 19
6.1. Statistique descriptive des données 19
6.2. Analyse des situations dégradées 21
6.3. Traitement statistique des données 23
6.4. Impact de la charge hydraulique 25

7. QUALITE DES REJETS EN ENTREE ET SORTIE DE ZRV : PARAMETRES PHOSPHORES 26
7.1. Statistique descriptive des données 26
7.2. Analyse des situations dégradées 28
7.3. Traitement statistique des données 29
7.4. Impact de la charge hydraulique 29

8. QUALITE DES REJETS EN ENTREE ET SORTIE DE ZRV : INDICATEUR DE CONTAMINATION FECALE *E. COLI* 31
8.1. Statistique descriptive des données 31
8.2. Analyse des situations dégradées 32
8.3. Traitement statistique des données 33
8.4. Impact de la charge hydraulique 34

9. CONCLUSION 35

10. BIBLIOGRAPHIE 37

11. LISTE DES ILLUSTRATIONS 38

RESUME

A l'issue d'une enquête nationale initiée en 2016 sur les zones de rejet végétalisées (ZRV) par le groupe de travail EPNAC, visant à recueillir des données de fonctionnement des ZRV en termes de concentrations d'entrée et de sortie notamment, un traitement statistique des données collectées a été réalisé par Irstea. Il concerne 325 prélèvements en entrée et sortie de ZRV, réalisés sur 30 $ZRV_{fossé}$ et 13 ZRV_{bassin} répartis en France.

Outre la statistique descriptive classique de l'ensemble des données pour les paramètres carbonés, azotés, phosphorés et bactériologique (*E. coli*), l'outil statistique « modèle ln-linéaire généralisé » a été utilisé. Ce dernier a permis d'inclure toutes les valeurs de concentrations validées (dont les extrêmes hautes) ainsi que les limites de quantification, en vue d'identifier les effets probables du type de ZRV, de la saison, de l'âge et de la concentration d'entrée sur les distributions des paramètres MES, NK, $N\text{-}NO_3^-$, Pt et *E. coli*.

De plus, une analyse détaillée des situations dégradées pour chaque paramètre et pour chaque type de ZRV retenu pour l'étude (bassin ou fossé) a été menée ; il s'agissait des situations où la qualité en sortie de ZRV est moins bonne qu'à l'entrée en termes de concentrations.

Pour l'ensembles des paramètres (y compris *E. coli*), les concentrations moyennes en sortie de ZRV sont plus faibles que celles d'entrée.

Ces bons résultats physico-chimiques sont à interpréter avec prudence du fait :

- des faibles écarts de concentrations entre les deux valeurs entrée-sortie ;
- du nombre de situations dégradées qui avoisinent ou dépassent 25 % des bilans ;
- de l'évolution des nitrites en ZRV ;
- de l'évolution des orthophosphates en ZRV.

Pour tous les paramètres physicochimiques, le traitement statistique par le modèle ln-linéaire généralisé a conclu que l'eau issue de la ZRV est de bonne qualité à condition que les eaux usées traitées issues de la station le soient également. Ainsi, une ZRV ne peut se substituer à un traitement complémentaire, elle ne peut contrer les défaillances chroniques du traitement amont.

Pour le paramètre *E. coli*, il n'y a pas d'ambiguïté, les ZRV ont un effet positif car les écarts entrée-sortie dépassent 1 UFC et les situations dégradées sont les moins fréquentes (10 % des bilans).

Enfin, l'évolution des concentrations en polluants a été confrontée aux charges hydrauliques appliquées sur les ouvrages afin d'appréhender l'impact de ces charges sur l'efficacité de la ZRV. Une lame d'eau journalière maximale de 0,5 m/j semble être une valeur commune pour l'ensemble des paramètres analysés pour les ZRV_{bassin} et 0,25 m/j pour les $ZRV_{fossé}$.

MOTS CLES

Azote, concentrations, *E.coli*, lame d'eau, matières en suspension, modèle ln-linéaire généralisé, phosphore, statistique descriptive.

1. Introduction

Des travaux de recherche sur les ZRV ont été menés par divers organismes publics en France, notamment sur les bassins Adour-Garonne et Rhin-Meuse, complétées par le programme Irstea-AFB dont le guide a été publié en 2019 (Boutin *et al.,* 2019). Outre les résultats obtenus dans le cadre de son propre programme de recherche, ce guide a été enrichi des éléments issus d'une enquête nationale menées par l'atelier ZRV du groupe EPNAC, développée par ce présent rapport. Cette étude a vocation à compléter le retour d'expérience scientifique avec des mesures à l'échelle de l'ensemble du territoire français et sur des sites en taille réelle, variés en terme conception (géométrie, charges hydrauliques…) de qualités d'effluents entrant, de conditions de fonctionnement, etc.

Une enquête nationale à destination des Conseils Départementaux (SATESE) a été initiée en 2016, avec pour objectif de recueillir des données issues de prélèvements (bilans avec prélèvements pendant 24h et ponctuels) en entrée et sortie de ZRV, sur la base d'un protocole commun. La finalité de cette enquête est de quantifier les évolutions en concentrations au sein des ZRV et d'analyser les fréquences de situation dégradée, c'est-à-dire lorsque la qualité du rejet à l'aval de la ZRV est détériorée par rapport à la qualité du rejet de la station de traitement des eaux usées.

Les paramètres suivis sont les paramètres classiques carbonés (DBO_5, MES et DCO), azotés (NK, $N\text{-}NH_4^+$, $N\text{-}NO_3^-$, $N\text{-}NO_2^-$) et phosphorés ($P\text{-}PO_4^{3-}$, Pt). L'indicateur de contamination fécale *E. coli*, fréquemment analysé en sortie de station, a été également fait l'objet de mesures spécifiques en entrée et sortie de ZRV.

Une méthodologie de traitement et interprétation des données originale a été mise en œuvre par Irstea. Outre la statistique descriptive classique de l'ensemble des données pour les paramètres suivis, l'outil statistique « modèle ln-linéaire généralisé » a été utilisé. Ce dernier a permis d'inclure toutes les valeurs de concentrations validées (dont les extrêmes hautes) ainsi que les limites de quantification, en vue d'identifier les effets probables du type de ZRV (bassin ou fossé), de la saison, de l'âge et de la concentration d'entrée sur l'efficacité des ZRV. De plus, une analyse détaillée des situations dégradées (également nommées « relargages ») a été menée. Enfin, l'impact des charges hydrauliques appliquées sur l'évolution des concentrations en polluants a contribué à préciser les conditions hydrauliques à ne pas dépasser pour favoriser les performances de réduction des polluants au sein d'une ZRV.

A titre informatif, une enquête sur l'exploitation des ZRV a été menée en parallèle auprès de ces mêmes interlocuteurs. Les résultats de cette collecte d'informations de terrain n'apparaissent pas ici mais sont synthétisés dans le guide ZRV coordonné par Irstea et publié par l'AFB (Boutin *et al.*, 2019).

2. Recueil des données : enquête nationale

Une enquête nationale à destination des Conseils Départementaux (SATESE) a été initiée en 2016 par le groupe EPNAC. Elle avait pour objectif de recueillir des données issues de prélèvements par bilans entrée-sortie (bilans d'autosurveillance associés aux suivis de stations de traitement des eaux usées) en entrée et sortie de ZRV incluant non seulement des mesures de qualité mais aussi l'enregistrement des débits journaliers. A défaut, des prélèvements ponctuels ont pu être également réalisés.

Un protocole de prélèvements sur ZRV (disponible sur le site internet du site EPNAC rubrique « ZRV ») a été créé par l'atelier ZRV, puis diffusé par Irstea à l'ensemble des SATESE des Conseils Départementaux. De plus, les Services de Police de l'Eau ont été informés et sollicités pour recueillir des données de terrain par le biais du Ministère en charge de l'Ecologie.

Au total, ce sont les données de 43 stations, soit 30 $ZRV_{fossé}$ et 13 ZRV_{bassin}, qui ont pu être analysées grâce à 325 bilans entrée-sortie (prélèvements 24h ou ponctuels). La Figure 1 localise les ZRV sur la carte de France. Ce sont 1 à 108 bilans qui ont ainsi été collectés par département concerné par un suivi des ZRV (Figure 2) ; on dénombre de 1 à 59 bilans par site étudié.

Figure 1 : Localisation des ZRV étudiées

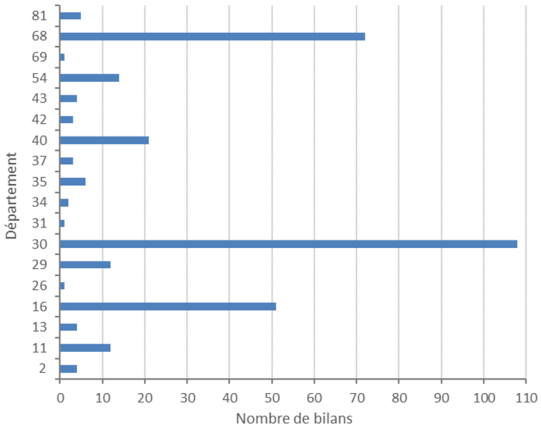


Figure 2 : Nombre de bilans entrée-sortie réalisés dans chaque département

Quelques caractéristiques des stations amont et des ZRV sont détaillées en Figure 3, Figure 4 et Figure 5 :

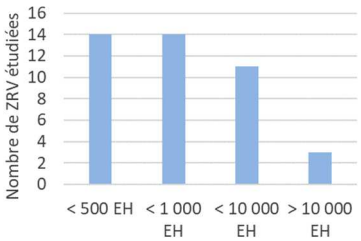


Figure 3 : Capacité des 43 stations en amont des ZRV étudiées

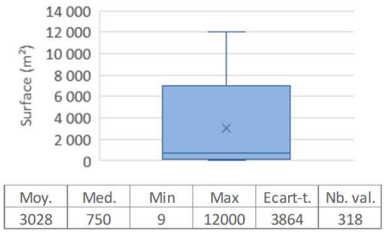


Figure 4 : Age des 43 ZRV étudiées

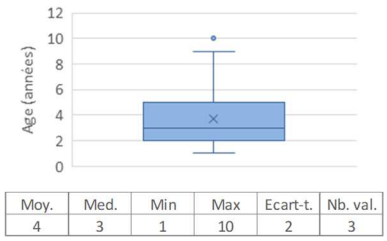


Figure 5 : Surface en eau en m² (hors abords) des 43 ZRV étudiées

Les ZRV étudiées se situent en grande majorité en sortie de stations de tailles modestes, inférieures à 10 000 EH. Les sites sont généralement récents et âgés de moins de 5 ans au moment du prélèvement dans 75 % des cas. Leur surface est très variable, de quelques dizaines de m² à une dizaine d'hectares, directement dépendante de la surface disponible autour de la station (Prost-Boucle et Boutin, 2013).

Voici les caractéristiques principales chiffrées du jeu de données à disposition :

43 stations en amont de ZRV:

- 24 filtres plantés de roseaux
- 6 boues activées
- 2 lagunage
- 2 disques biologiques
- 9 autres procédés (associations de FPR, lagunage et/ou lits bactériens, filtres à sable, etc.)

43 ZRV :

- 30 fossés
- 13 bassins

325 bilans entrée-sortie (prélèvements 24h ou ponctuels)

1 à 59 bilans entrée-sortie par ZRV

5 494 analyses en entrée et sortie de ZRV :

- 452 analyses de DBO_5
- 584 DCO
- 581 MES
- 500 NK
- 624 $N\text{-}NH_4$
- 626 $N\text{-}NO_3$
- 535 $N\text{-}NO_2$
- 499 NGL
- 553 Pt
- 292 $P\text{-}PO_4$
- 244 *E. coli*

La liste des ZRV étudiées, leurs principales caractéristiques et les valeurs brutes des concentrations analysées et utilisées pour le traitement des données sont fournies sur simple demande auprès des auteurs.

3. Méthodologie : origine et traitement des données

3.1. Tri des données à analyser

A l'origine, l'enquête portait sur tout type de ZRV sans mention spécifique annoncée de leur type, conformément à la classification des ZRV établie par l'atelier ZRV d'EPNAC (Bec *et al.*, 2015). Les données recueillies ont de suite été classées en fonction du type de ZRV : bassin, fossé, prairie, autre (incluant l'association de types de ZRV), dont le détail est visible en Figure 6.

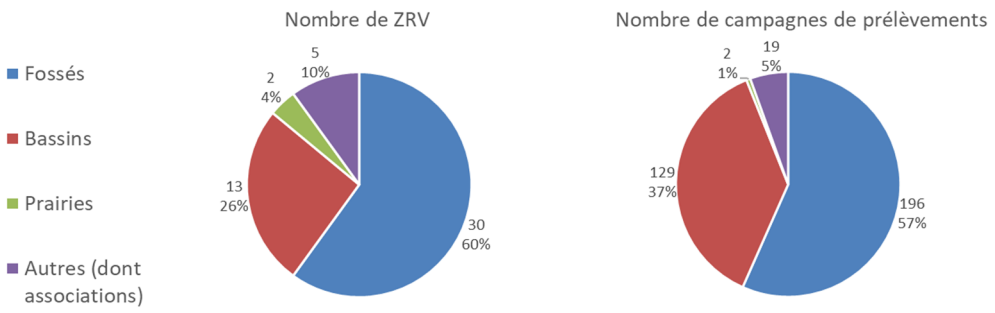


Figure 6 : Part respective de chaque type de ZRV et des bilans entrée-sortie de prélèvements sur la base de données brutes recueillies

Etant donné le faible nombre de ZRV de types *prairie* (2 bilans) et *autre* (5 bilans), seules les ZRV_{bassin} et les $ZRV_{fossé}$ ont été retenues pour l'analyse, rassemblant 94 % des campagnes de prélèvements recensées. Ainsi, 325 bilans entrée-sortie sont disponibles :

- En sortie, ils sont réalisés dans 72 % des cas en prélèvements de type 24h et 28 % de type prélèvements ponctuels ;
- En entrée, la part de prélèvements 24h s'accroit légèrement et ils sont réalisés dans 74 % des cas en prélèvements de type 24h et 26 % de type prélèvements ponctuels.

Au sein des ZRV, les écoulements sont partiellement homogénéisés : c'est pourquoi les prélèvements ponctuels sont intégrés dans la base de données. En sortie de station de traitement des eaux usées, cette affirmation dépend des filières de traitement. Afin de constituer une base de données la plus grande possible, les 91 prélèvements ponctuels (entrée-sortie) sont pourtant tous inclus dans la base de données et le traitement de données porte sur un échantillon de 325 bilans entrée-sortie (Figure 7).

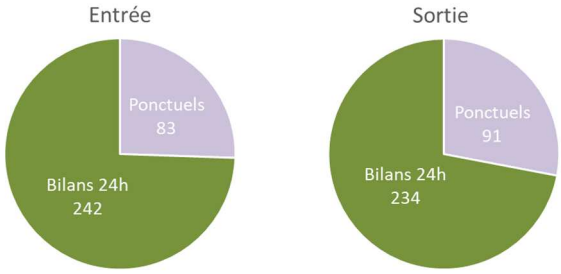


Figure 7 : Part respective des bilans entrée-sortie avec des prélèvements de types bilans 24h ou ponctuels

Certaines données analytiques erronées ont été supprimées, notamment pour ne conserver que les valeurs de NK ≥ $N\text{-}NH_4^+$, Pt ≥ $P\text{-}PO_4^{3-}$, ou corrigées lorsque les concentrations des formes azotées ou phosphorées n'étaient pas exprimées en molécule élémentaire de N pour l'azote et de P pour le phosphore. Ainsi le nombre de bilans entrée-sortie varie de 122 à 315 selon le paramètre analysé.

De plus, les données de concentrations extrêmement basses, inférieures aux limites de quantification (LQ) des laboratoires d'analyses, ont été remplacées par les valeurs de LQ classiques (représentatives des LQ de la grande majorité des laboratoires en France). Les parts de valeurs corrigées, paramètre par paramètre, puis égales à la LQ en fin de procédure de validation de traitement de données, sont présentées en Tableau 1.

Tableau 1 : Limites de quantification (LQ) utilisées pour le traitement des données, et impact sur les données étudiées

	DBO5	DCO	MES	N-NH4	NK	N-NO2	N-NO3	NGL	Pt	P-PO4	*E. Coli*
LQ (mg/L)	5	30	2	1	1	0,15	0,5	1	0,5	0,1	1 UFC/100mL
Nombre de valeurs corrigées (en %)											
Entrée	48%	26%	2%	29%	2%	44%	6%	0%	16%	7%	0%
Sortie	70%	42%	1%	40%	4%	47%	14%	0%	24%	11%	1%
Nombre de valeurs égales à la LQ après correction (en %)											
Entrée	60%	33%	10%	37%	6%	45%	7%	0%	18%	12%	0%
Sortie	80%	49%	26%	47%	11%	47%	14%	0%	25%	13%	1%

Ainsi, excepté pour les paramètres MES, NK, N-NO_3^- et P-PO_4^{3-}, une part non négligeable des valeurs a été corrigée, dont plus de 40 % des valeurs de DBO_5, DCO, N-NH_4^+ et N-NO_2^- en sortie ZRV, et un quart des valeurs de Pt de sortie. Apres validation des données, on constate alors qu'une proportion très importante des concentrations est inférieure aux LQ, et ce, tant en entrée qu'en sortie de ZRV.

La LQ utilisée pour le paramètres *E. coli* est de 1 log d'unités formant colonies (UFC) pour 100 mL (1 logUFC/100 mL) ; aucune donnée n'était inférieure à cette valeur en entrée de ZRV et seule 1 valeur était inférieure en sortie (soit 0,8 % des valeurs de sortie).

L'analyse des données en flux aurait été pertinente sur les bilans 24h pour lesquels les débits en entrée et sortie de ZRV étaient connus. Une diminution de flux polluant entre l'entrée et la sortie de la ZRV peut être attribuée à divers phénomènes tels que l'infiltration d'eau par le sol et/ou la dégradation des polluants dans la ZRV. Dans tous les cas, afin d'interpréter les flux de polluants transitant dans la ZRV, les informations de capacités d'infiltration du sol sont nécessaires. Une forte réduction des volumes par infiltration conduit certainement à une forte réduction des flux mais n'exclut pas une augmentation de concentration par relargage de polluants. Cette analyse en flux aurait été pertinente pour les situations non dégradées (c'est-à-dire lorsque les concentrations de sortie sont plus faibles que celles d'entrée). Si l'analyse avait été faite à l'ensemble du jeu de données (sans distinction de situation dégradée ou non dégradée), elle aurait conduit à des résultats particulièrement prometteurs en terme de calcul mais non systématiquement protecteurs pour le milieu récepteur. Pour ces raisons (méconnaissance du sol, échantillon réduit à des situations non dégradées), l'analyse en flux n'a pas été menée et l'ensemble du traitement de données porte uniquement sur les concentrations.

Ainsi, l'effectif de la base de données en concentrations disponibles sur laquelle porte le traitement statistique est résumée dans le Tableau ***2***.

Tableau 2 : Nombre de valeurs par paramètre et par type de ZRV

	DBO5	DCO	MES	N-NH4	NK	N-NO2	N-NO3	NGL	Pt	P-PO4	*E. coli*	Total
43 ZRV												
Entrée	227	293	293	315	252	271	315	250	284	148	122	2 770
Sortie	225	291	288	309	248	268	311	249	269	144	122	2 724
30 fossés												
Entrée	159	193	172	195	160	169	194	159	170	79	124	1 774
Sortie	158	193	171	191	158	166	191	159	169	76	122	1 754
13 bassins												
Entrée	68	100	121	120	92	102	121	91	114	69	35	1 033
Sortie	67	98	117	118	90	102	120	90	100	68	35	1 005
Total	**452**	**584**	**581**	**624**	**500**	**539**	**626**	**499**	**553**	**292**	**244**	**5 494**

3.2. Statistique descriptive des données

Les concentrations ont été étudiées dans leur ensemble, paramètre par paramètre (DBO_5, DCO, MES, N-NH_4^+, N-NK, N-NO_2^-, N-NO_3^-, NGL, Pt, P-PO_4^{3-} et *E. coli*), en distinguant les ZRV_{bassin} des $ZRV_{fossé}$.

Ce mode de restitution des données fournit une description visuelle de celles-ci. Des valeurs de concentrations moyennes et médianes sont ainsi déterminées. Les comparaisons ne peuvent être réalisées : les tests statistiques classiques de type Student ne peuvent pas s'appliquer puisque les distributions des données ne suivent pas une loi Normale.

Dans le cadre d'un traitement statistique complémentaire par un modèle adapté aux distributions contenant des LQ (ln-linéaire généralisé, voir partie 3.4), ces médianes (dites « empiriques ») sont comparées aux médianes produites par le modèle statistique utilisé.

3.3. Analyse des situations dégradées

L'apparition des dysfonctionnements, également appelés « situations dégradées » ou « relargages », a également été analysée pour chaque ZRV et pour chaque paramètre :

- Une situation dégradée est définie telle que la concentration de sortie est supérieure à la concentration en entrée de ZRV, impliquant un rendement négatif (< 0 %) pour le bilan[1] entrée-sortie considéré ;
- Une différence de points de concentrations entre la sortie et l'entrée est alors calculée pour chaque bilan en situation dégradée ; pour illustrer ces relargages, on ne retient pas la 1ère valeur extrême mais la 2ème valeur la plus forte ;
- Le nombre de ZRV affectées est défini si au moins 1 bilan en situation dégradée a été conduit sur une même ZRV ;
- Enfin, une fourchette de fréquence d'apparition d'une telle situation a été calculée pour l'ensemble des ZRV dès lors qu'au moins 2 bilans ont été conduits sur une même ZRV, car une seule analyse pour un site n'est pas jugée représentative du fonctionnement de la ZRV considérée.

Ces situations dégradées ont été comptabilisées pour les ZRV_{bassin} et les $ZRV_{fossé}$ afin de visualiser autant que de possible l'influence du type de ZRV sur la fréquence d'apparition des relargages. Elles ont également été étudiées au regard de la saison durant laquelle les prélèvements ont été réalisés : *hiver* (octobre à mars inclus) ou *été* (avril à septembre inclus).

3.4. Traitement statistique des données

La base de données a été analysée grâce à un outil statistique nommé « modèle ln-linéaire généralisé » sous le logiciel R. Cet outil a déjà prouvé sa robustesse lors de l'étude nationale sur le suivi *in-situ* d'installations d'assainissement non collectif (Boutin *et al.*, 2017).

En effet, les tests statistiques classique de type Student ne peuvent s'appliquer puisque la distribution des données ne suit pas une loi Normale : les valeurs extrêmes hautes modifient l'allure générale de la représentation des données. Une transformation logarithmique (logarithme népérien) des données atténue le poids des valeurs hautes tout en les prenant en compte dans l'étude, et de plus elle est adaptée aux données de type concentrations qui sont systématiquement positives.

Cependant, l'effet d'un ensemble de données basses persiste ; il s'agit des valeurs correspondant à la limite de quantification (LQ). Les outils statistiques parlent alors de « données censurées » ; ici, les données « censurées à gauche » sont celles inférieures à la LQ, et toutes les données inférieures à la LQ, maintenues dans le jeu de données sont remplacées par l'intervalle [0 ; LQ]. Ce concept permet de prendre en compte les valeurs inférieures aux LQ au même titre que les autres valeurs, en mettant en œuvre des méthodologies adaptées pour s'approcher d'une loi de distribution connue dans un cadre théorique ajusté.

Le modèle ln-linéaire généralisé permet de comparer l'ensemble des données en identifiant les effets de différentes variables explicatives préalablement choisies :

- type de ZRV,
- saison,
- âge du système au moment du prélèvement,
- concentrations d'entrée dans la ZRV.

Les effets de ces différentes variables ont été recherchés pour les classes mentionnées dans le Tableau 3. Les classes ont été déterminées en lien avec le nombre de données, de telle sorte que les effectifs ne soient pas nuls dans certaines classes et, si possible, équilibrés entre les classes.

[1] *1 bilan = 2 prélèvements, c'est-à-dire entrée + sortie ZRV par prélèvements 24h ou ponctuels*

Tableau 3 : Les effets recherchés expliquant la distribution de la qualité des rejets de ZRV utilisés pour le modèle statistique ln-linéaire généralisé

Effets	Classes et commentaires		
Type : 2 classes	- Bassin - Fossé		
Saison : 2 classes	- Eté : avril, mai, juin, juillet, août, septembre - Hiver : octobre, novembre, décembre, janvier, février, mars		
Age au moment du bilan : 3 classes	< 3 ans	3 à 5 ans	> 5 ans
Concentrations d'entrée : 3 classes pour chaque paramètre	Catégorie 1	Catégorie 2	Catégorie 3
- MES (mg/L)	< 5	[5 ; 15]	> 15
- NK (mg/L)	< 2	[2 ; 10]	> 10
- $N\text{-}NO_3^-$ (mg/L)	< 10	[10 ; 40]	> 40
- Pt (mg/L)	< 1,5	[1,5 ; 5]	> 5
- *E. coli* (log N/100 mL)	< 4	[4 ; 5]	> 5

Le test calcule la probabilité p (appelée p-valeur) de se tromper en rejetant à tort l'hypothèse nulle H0 : « il n'y a pas de différence entre les échantillons ». Si l'hypothèse est retenue, alors l'effet est considéré comme « non significatif ». Cette hypothèse n'est pas acceptée si la p-valeur est inférieure au seuil de significativité α ; l'effet est alors considéré comme significatif. Par convention, ce seuil de significativité est communément fixé à 5 %, ce qui a été retenu dans le cadre de cette étude (p-valeur < 0,05).

Lors des tests, le modèle identifie, selon les variables explicatives, des effets significatifs et des effets non significatifs. Le modèle est relancé tant que des effets restent non significatifs, et c'est ainsi que le résultat final ne montre que les effets significatifs.

Lorsque les effets des variables explicatives sont déterminés, le modèle permet d'obtenir les valeurs médianes des concentrations de chaque ensemble défini en fonction des variables dépendantes testées, qui sont ensuite comparées aux médianes calculées de manière descriptive (dites « empiriques » : voir partie 3.2).

3.5. Impact des charges hydrauliques appliquées sur les évolutions de concentrations au sein de la ZRV

En complément, l'impact des charges hydrauliques journalières appliquées, exprimées en hauteur d'eau ($m^3/m^2/j$) sur les concentrations de rejet est étudié. L'analyse dont la méthode est décrite ici conduit à définir une lame d'eau maximale au-delà de laquelle la ZRV n'apportera pas d'améliorations de qualité.

Les débits journaliers en entrée sont ceux recueillis par l'enquête. L'analyse est conduite sur une unité commune aux 2 types de ZRV_{bassin} ou $ZRV_{fossé}$: la charge hydraulique journalière est ramenée à la surface mouillée de la ZRV et elle s'exprime en mètres de hauteur d'eau journalière (m/j).

Les charges hydrauliques réelles appliquées sur les ouvrages sont extrêmement variables, variant de 0,01 m/j à 8 m/j (Tableau 4). On note que plus de 95 % des valeurs sont inférieures à 2 m/j, dont 80 % des valeurs inférieures à 0,50 m/j (Figure 8).

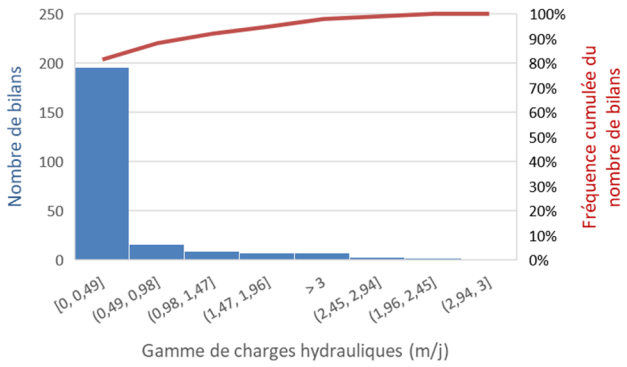
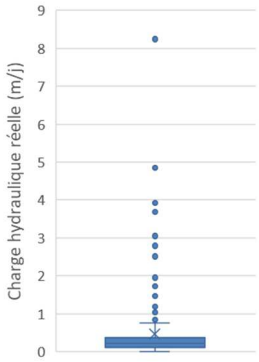


Figure 8 : Gammes de hauteurs d'eau journalières apportées sur les ZRV

Tableau 4 : Hauteurs d'eau journalières appliquées sur les ouvrages



(m/j)	43 ZRV	30 Fossés	13 Bassins
Moyenne	**0,47**	**0,67**	**0,17**
Mediane	0,22	0,31	0,16
Min	0,01	0,02	0,01
Max	8,24	8,24	0,58
Ecart-type	0,87	1,07	0,10
Nb. valeurs	236	144	92

Du fait de cette distribution des charges appliquées, les graphiques illustrant le présent rapport représentent, pour chaque paramètre et pour chaque type de ZRV, la relation entre l'efficacité de l'ouvrage et la hauteur d'eau appliquée. L'efficacité de la ZRV est calculée par simple différence entre concentrations d'entrée et concentrations de sortie. Du fait des faibles concentrations entrantes, un calcul classique sous forme de rendements n'est pas retenu ici. Les représentations graphiques sont volontairement tronquées en abscisse à la valeur de 2 m/j (95 % des valeurs) ; un exemple est présenté en Figure 9.

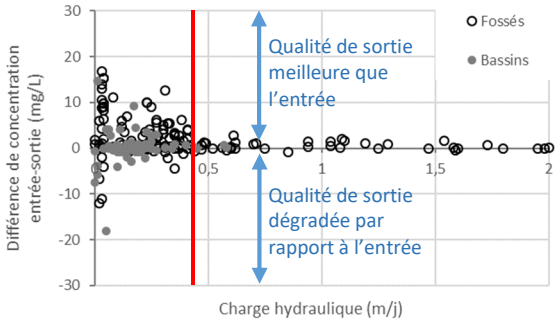


Figure 9 : A titre d'exemple, amélioration ou détérioration de la qualité de l'eau en sortie de ZRV en fonction de la hauteur d'eau journalière appliquée

Une même distribution graphique des données que celle fournie en exemple en Figure 9 est observée fréquemment, et pour de nombreux paramètres. On note une baisse sensible des différences de concentrations ; ces résultats sont en lien direct avec l'augmentation de la charge hydraulique qui induit une réduction du temps de séjour de l'effluent dans la ZRV : en deçà d'un certain temps de séjour de l'effluent dans l'ouvrage, le traitement des polluants est fortement affecté voire ne peut avoir lieu.

Le trait vertical rouge désigne la charge hydraulique maximale au-delà de laquelle il n'est pas possible d'attendre d'amélioration de qualité. A l'inverse, si la lame d'eau est inférieure à la charge hydraulique maximale énoncée, les efficacités restent très variables, voire parfois négatives : il serait donc possible d'obtenir des réductions de concentrations, sans pour autant les garantir puisque les expériences montrent des efficacités très variables et aussi négatives (relargages).

4. Présentation générale des eaux en entrée de ZRV

Les concentrations mesurées en entrée de ZRV sont indiquées dans le Tableau 5, pour l'ensemble des données ($ZRV_{fossé}$ et ZRV_{bassin}).

Tableau 5 : Concentrations d'entrée de ZRV (en mg/L) et comparaisons aux valeurs de concentrations de référence en boues activées et filtres plantés de roseaux

Valeurs en mg/L		DBO5	DCO	MES	N-NH4	NK	N-NO2	N-NO3	NGL	Pt	P-PO4	*E. coli*
Ensemble des données	**Moyenne**	**9**	**57**	**15**	**6,3**	**8,1**	**0,57**	**21,7**	**29,3**	**3,8**	**3,5**	**4,6**
	Mediane	5	40	7	1,9	4,6	0,20	15,8	22,2	2,2	0,7	4,6
	Min	5	30	2	1,0	1,0	0,15	0,5	1,0	0,5	0,1	1,2
	Max	172	257	300	55,0	62,9	7,20	113,8	110,3	14,8	19,2	7,4
	Ecart-type	14	42	30	9,3	10,0	0,96	21,5	24,4	3,8	4,1	1,1
	Nb. valeurs	227	293	293	315	252	240	315	250	284	147	121
	Réf. BA*	10	90	15	5	6	-	8	20	2	-	4 à 6
	Centile***	0,80	0,87	0,77	0,70	0,65		0,36	0,47	0,46		0,50
	Réf. 2 FPR**	15	65	15	10	12	-	42	54	6	-	4 à 6
	Centile***	0,90	0,73	0,77	0,81	0,80		0,81	0,80	0,75		0,50

* Réf BA = référence en sortie de boues activées avec aération prolongée, traitement du carbone, nitrification/dénitrification, traitement physicochimique du P (FNDAE 25, 2001 ; FNDAE 22, 1997).
** Réf 2 FPR = référence en sortie de 2 étages FPR verticaux, traitement du carbone et nitrification (Molle *et al.*, 2005 ; PLANTEDEFI, extraction mars 2019).
*** Centile = percentile pour lequel le seuil de référence (Réf.) est atteint.

L'analyse seule des moyennes montre des valeurs basses à très basses, principalement pour les paramètres caractérisant la matière organique (DBO_5, DCO et MES). La comparaison des moyennes et des médianes atteste de fortes amplitudes de variations confirmées par la lecture des valeurs extrêmes. On constate une très forte variabilité des concentrations d'entrée de ZRV, illustrant les diverses origines des eaux usées traitées (diversité des procédés de traitement des stations) et les exigences variables vis-à-vis du milieu récepteur en terme de qualité de rejet pour les paramètres azotés et phosphorés.

Les concentrations minimales sont systématiquement associées à aux limites de quantification (LQ) analytiques (qui sont elles aussi très basses selon les paramètres), puisque certaines exigences de rejet de sortie de station sont très faibles au regard de la sensibilité du milieu récepteur : la quantité de données de concentrations proche ou égale à la LQ est très importante. A l'inverse, les valeurs extrêmes hautes sont liées à des dysfonctionnements ponctuels ou récurrents. Ces éléments expliquent les différences de valeurs importantes entre médianes et moyennes, particulièrement pour les paramètres MES, $N\text{-}NH_4^+$, NK, $N\text{-}NO_3^-$ et $P\text{-}PO_4^{3-}$.

Par la suite, les concentrations en entrée et sortie des ZRV étudiées sont détaillées et interprétées pour l'ensemble des données mais aussi séparément, pour les 2 catégories ZRV_{bassin} et $ZRV_{fossé}$.

5. Qualité des rejets en entrée et sortie de ZRV : paramètres carbonés

5.1. Statistique descriptive des données

Les mêmes données en concentrations pour les paramètres DBO_5, DCO et MES, en entrée et en sortie de ZRV sont présentées sous trois formes différentes :

- sous forme de tableau (Tableau 6), des données chiffrées des valeurs classiques de statistique descriptive complétées du nombre de valeurs inferieures à la LQ, les concentrations d'entrée et la sortie sont présentées côte à côte ;
- sous forme graphique de type boites à moustaches (Figure 10), les concentrations d'entrée et de sortie sont présentées côte à côte ;
- sous forme graphique (Figure 11), l'axe des abscisses étant les concentrations d'entrée, l'axe des ordonnées celles de sortie et la bissectrice délimitant en 2 secteurs des situations dégradées ou des situations non dégradées.

Tableau 6 : Statistiques descriptives des données en DBO_5, DCO et MES : tableau de données

	DBO5 (mg/L)		DCO (mg/L)		MES (mg/L)	
43 ZRV	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
Moyenne	**9,4**	**6,5**	**57,3**	**41,8**	**14,7**	**9,5**
Mediane	5,0	5,0	40,0	31,0	7,0	5,4
Min	5,0	5,0	30,0	30,0	2,0	2,0
Max	172,0	90,0	257,0	197,0	300,0	130,0
Ecart-type	13,8	6,7	41,5	20,8	29,6	14,8
Nb. valeurs	227	225	293	291	293	288
% < LQ	60%	80%	33%	49%	10%	26%
30 Fossés	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
Moyenne	**8,9**	**5,9**	**62,1**	**44,8**	**14,6**	**11,3**
Mediane	5,0	5,0	46,0	35,0	7,0	7,0
Min	5,0	5,0	30,0	30,0	2,0	2,0
Max	41,0	38,0	231,0	142,0	300,0	130,0
Ecart-type	7,7	3,2	41,9	20,1	29,3	17,2
Nb. valeurs	159	158	193	193	172	171
% < LQ	60%	80%	27%	40%	12%	18%
13 Bassins	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
Moyenne	**10,5**	**7,7**	**48,2**	**36,1**	**14,7**	**6,9**
Mediane	5,0	5,0	32,0	30,0	7,8	4,0
Min	5,0	5,0	30,0	30,0	2,0	2,0
Max	172,0	90,0	257,0	197,0	288,0	69,0
Ecart-type	22,3	11,3	39,3	21,1	30,0	10,0
Nb. valeurs	68	67	100	98	121	117
% < LQ	60%	78%	46%	67%	8%	38%
Incertitude	20%		12 à 18%		12 à 25%	

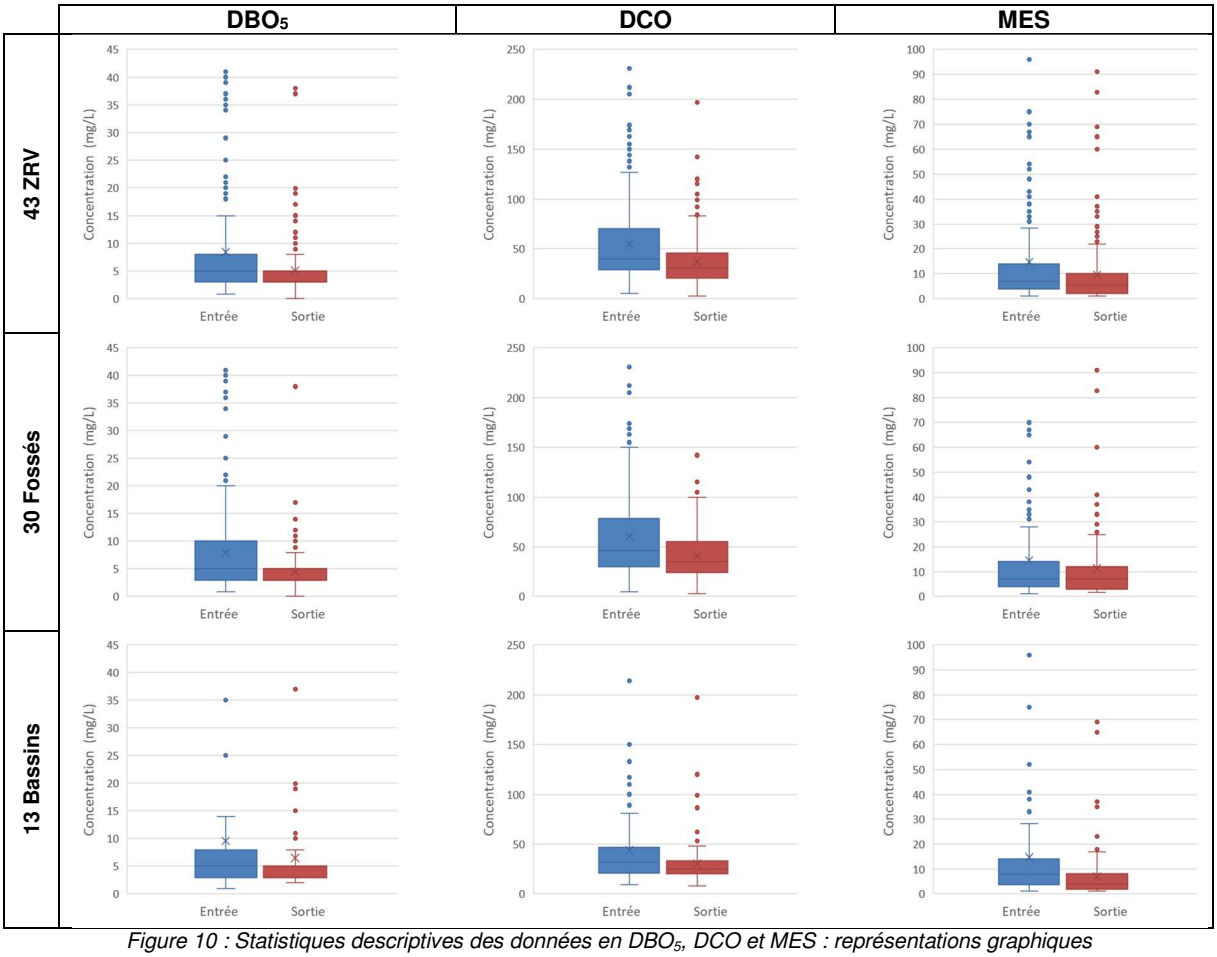


Figure 10 : Statistiques descriptives des données en DBO_5, DCO et MES : représentations graphiques

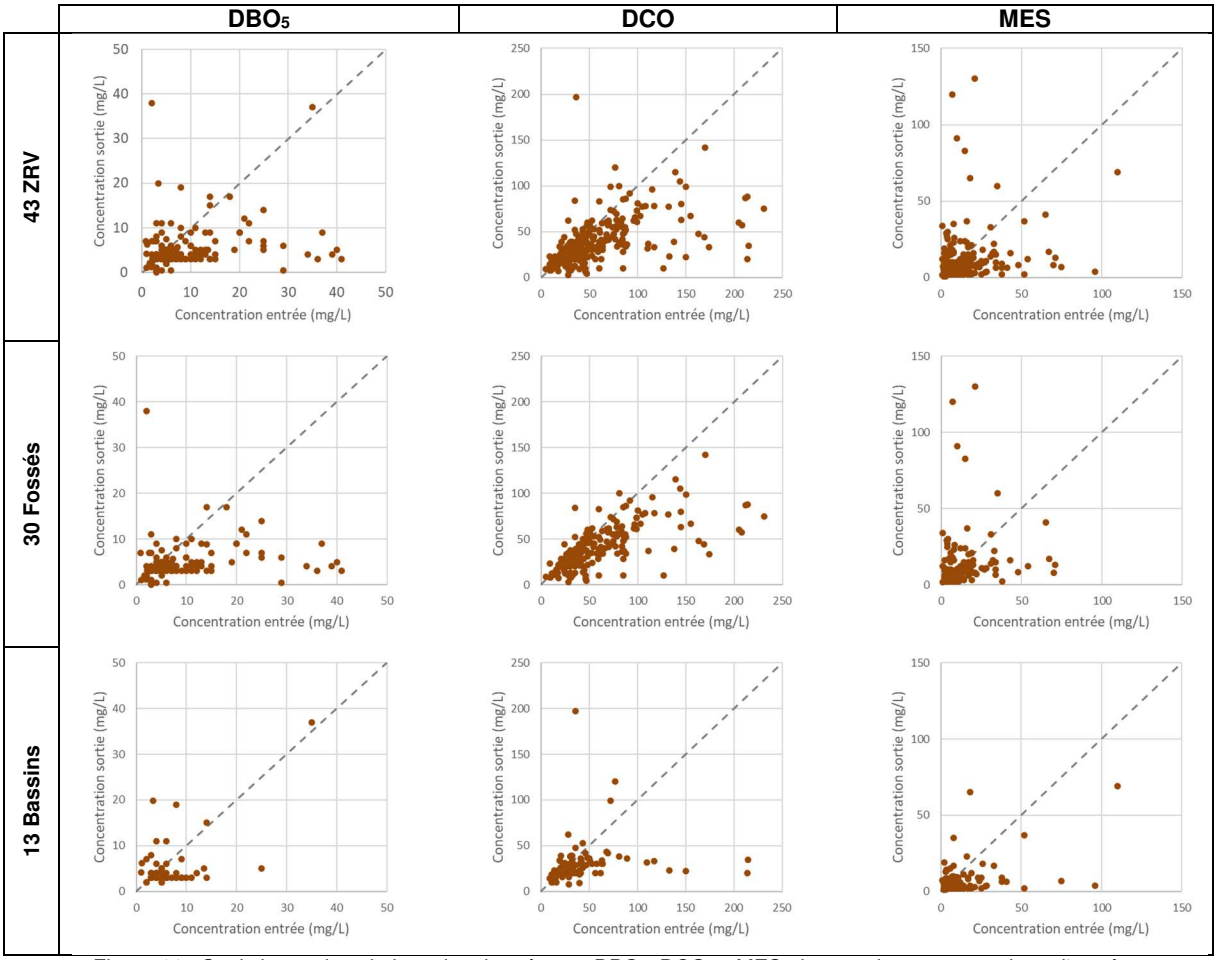


Figure 11 : Statistiques descriptives des données en DBO_5, DCO et MES : impact des concentrations d'entrée

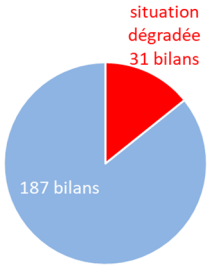
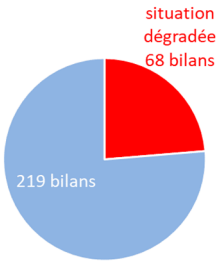
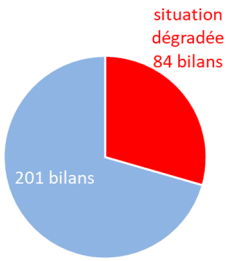
L'analyse visuelle de la Figure 10 montre une amélioration de qualité entre l'entrée et la sortie pour tous les paramètres. Les faibles concentrations et le nombre important de données proches des LQ nécessitent de prendre du recul par rapport à cette impression visuelle. Le Figure 11 aide à prendre ce recul en visualisant les situations dégradées visibles par les points situées au-dessus des bissectrices. Par contre, cette dernière forme de représentation accentue, dans le cas présent, les situations dégradées car les points des situations non dégradées sont parfois masqués par leurs superpositions.

Les statistiques descriptives des données et l'analyse des situations dégradées mettent clairement en exergue des concentrations moyennes en MES (et en DCO) plus basses en sortie de ZRV_{bassin} (6,9 mgMES/L) contre 11,3 mgMES/L pour les $ZRV_{fossé}$ (Tableau 6 et Figure 10). De plus, les valeurs minimales et maximales tendent à illustrer la forte variabilité des concentrations constatées. Les vitesses d'écoulement dans les fossés pourraient être à l'origine d'une émission de MES (et de la DCO particulaire) en sortie, par érosion des berges, tandis que les ZRV_{bassin} favoriseraient la décantation des particules grâce à des vitesses d'écoulement plus faibles. On rencontre donc davantage de situations de dégradation du rejet en MES en sortie de $ZRV_{fossé}$ (Figure 11 et partie 5.2). Pour la DCO, il n'est pas possible de dissocier les $ZRV_{fossé}$ et les ZRV_{bassin}

Pour le paramètre DBO_5, au moins la moitié des valeurs est inférieure à la limite de quantification : il est donc difficile de juger de la différence de qualité des eaux entre l'entrée et la sortie de la ZRV (Tableau 6, Figure 10 et Figure 11). On peut enregistrer que la proportion des concentrations inferieures à la LQ est plus forte en sortie qu'en entrée ; on peut également visualiser une plus grande stabilité des concentrations en sortie comparée à l'entrée par la lecture comparée des écarts-types et des différences d'épaisseur du pavé de la boite à moustaches (la hauteur de la boite étant plus faible pour les valeurs de sortie, synonyme d'un resserrement des concentrations en sortie de ZRV).

5.2. Analyse des situations dégradées

En rappel, une situation dégradée est définie telle que la concentration de sortie de la ZRV est supérieure à la concentration d'entrée de ZRV, impliquant un rendement négatif (< 0 %) pour le bilan entrée-sortie considéré. Les modes de calculs retenus (dont les fréquences d'apparition) sont détaillés en partie 3.3.

DBO_5	**DCO**	**MES**
		
L'étude met en exergue que 14 % des 218 bilans montrent une dégradation de qualité ; l'augmentation de concentration peut atteindre jusqu'à 36 $mgDBO_5/L$. Cette situation concerne : ▪ 6 bassins sur 10, ▪ 11 fossés sur 26, ▪ soit 47 % des ZRV. La fréquence d'apparition[2] d'une telle situation varie de 4 % à 100 % ; elle a été calculée pour 12 ZRV parmi 23.	L'étude met en exergue que 24 % des 287 bilans montrent une dégradation de qualité ; l'augmentation de concentration peut atteindre jusqu'à 49 mgDCO/L. Cette situation concerne : ▪ 6 bassins sur 12, ▪ 16 fossés sur 29, ▪ soit 54 % des ZRV. La fréquence d'apparition[2] d'une telle situation varie de 7 % à 50 % ; elle a été calculée pour 18 ZRV parmi 23.	L'étude met en exergue que 29 % des 285 bilans montrent une dégradation de qualité ; l'augmentation de concentration peut atteindre jusqu'à 110 mgMES/L. Cette situation concerne : ▪ 7 bassins sur 12, ▪ 20 fossés sur 30, ▪ soit 64 % des ZRV. La fréquence d'apparition[2] d'une telle situation varie de 13 % à 100 % ; elle a été calculée pour 21 ZRV parmi 27.

[2] *La fréquence d'apparition a été calculée lorsqu'au moins 2 bilans ont été conduits sur une même ZRV*

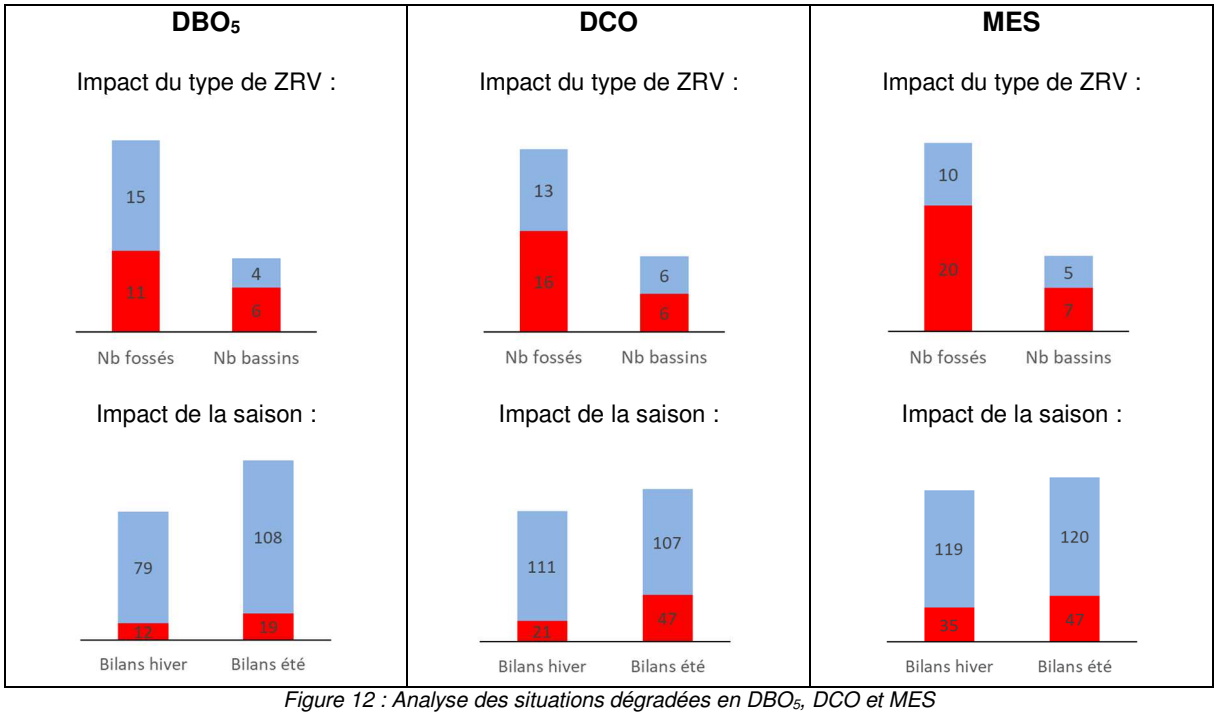


Figure 12 : Analyse des situations dégradées en DBO_5, DCO et MES

Les situations dégradées existent et environ la moitié des ZRV y a été confrontée au moins une fois. C'est le paramètre MES qui est le plus fréquemment dégradé. Il n'est guère possible d'incriminer franchement l'un des 2 types de ZRV, même si les $ZRV_{fossé}$ auraient tendance à générer davantage de situations dégradées (paramètres MES et DCO) que les ZRV_{bassin}. Il est possible que le développement algal estival explique la légère tendance d'un plus grand nombre de situations dégradées en été qu'en hiver.

Les contextes des prélèvements dans chacune des ZRV ne sont pas suffisamment détaillés pour qu'on puisse donner des explications techniques à ces situations.

5.3. Traitement statistique des données

Le modèle ln-linéaire généralisé (voir partie 3.4) permet de comparer l'ensemble des données en identifiant les effets de différentes variables explicatives préalablement choisies :

- type de ZRV,
- saison,
- âge du système au moment du prélèvement,
- concentrations d'entrée dans la ZRV.

L'outil est utilisé pour le paramètre MES ; une forte proportion des concentrations en DBO_5 et DCO se trouve en dessous des valeurs de LQ (Tableau 1), c'est pourquoi un traitement statistique similaire n'a pas pu être conduit pour ces deux paramètres carbonés.

L'analyse de l'ensemble des 288 données de concentration en MES de sortie de ZRV par l'outil statistique « modèle ln-linéaire généralisé » a permis d'identifier l'impact probable des 3 effets suivants (parmi les 4 testés) sur la distribution de la concentration en MES des eaux de sortie des ZRV :

- type de ZRV,
- saison,
- concentration en MES entrante.

L'âge du site ne serait pas un critère d'influence sur la qualité des effluents rejetés.

Le Tableau 7 fournit les médianes empiriques et médianes du modèle.

Tableau 7 : Résultats de l'analyse par l'outil « modèle ln-linéaire généralisé » de la distribution des concentrations en MES en sortie de ZRV

Facteur d'influence :		**Type de ZRV**		**Saison**		**Age**			**Concentration d'entrée en MES**		
		Fossé	Bassin	Eté	Hiver	< 3 ans	3-5 ans	> 5 ans	< 5.5 mg/L	5.5-15 mg/L	> 15 mg/L
Nb de valeurs		171	117	164	128	100	139	49	108	112	65
Concentration médiane en **MES** du rejet de la ZRV (mg/L)	Médiane empirique	7,0	4,0	6,2	4,0	6,0	5,0	6,4	3,1	5,5	10,0
	Médiane modèle	6,2	3,4	5,6	3,8	←	4,8	→	3,0	5,1	10,1
Conclusion Interprétation des résultats du modèle		Le type de ZRV est un effet identifié par l'outil statistique. Les ZRV_{bassin} génèrent des qualités, exprimées par les concentrations médianes de MES, meilleures que les $ZRV_{fossé}$.		La saison est un effet identifié par l'outil statistique. En hiver, les médianes des concentrations sont plus faibles que celles mesurées en été.		L'âge n'est pas un effet identifié par l'outil statistique.			Les concentrations en MES introduites dans la ZRV sont un effet identifié par l'outil statistique. Meilleure sera la qualité du rejet de la station d'épuration, meilleure sera la qualité du rejet de la ZRV.		
		Attention, les médianes restent pourtant très proches.									

Pour optimiser le fonctionnement des ZRV vis-à-vis du paramètre MES, les résultats de l'outil poussent à privilégier les ZRV_{bassin}. Les ZRV seraient plus performantes en hiver. Attention, les médianes étant pourtant très proches, les qualités, du point de vue de la technique analytique, sont similaires. Ces observations sont identiques à celles constatées par la statistique descriptive des données (partie 5.1). Vis-à-vis des eaux introduites, l'outil conclut que « Meilleure sera la qualité du rejet de la station de traitement des eaux usées, meilleure sera la qualité du rejet de la ZRV ».

5.4. Impact de la charge hydraulique

La méthodologie retenue pour analyser l'impact de la charge hydraulique exprimée par la lame d'eau journalière sur la performance de la ZRV est détaillée en partie 3.5. Une charge limite appliquée d'environ 0,5 m/j peut être mise en évidence pour les fossés, et davantage proche de 0,25 m/j pour les bassins (Figure 13). Au-delà de ces valeurs, la ZRV n'a pas d'impact, ni positif, ni négatif, sur les évolutions de concentrations.

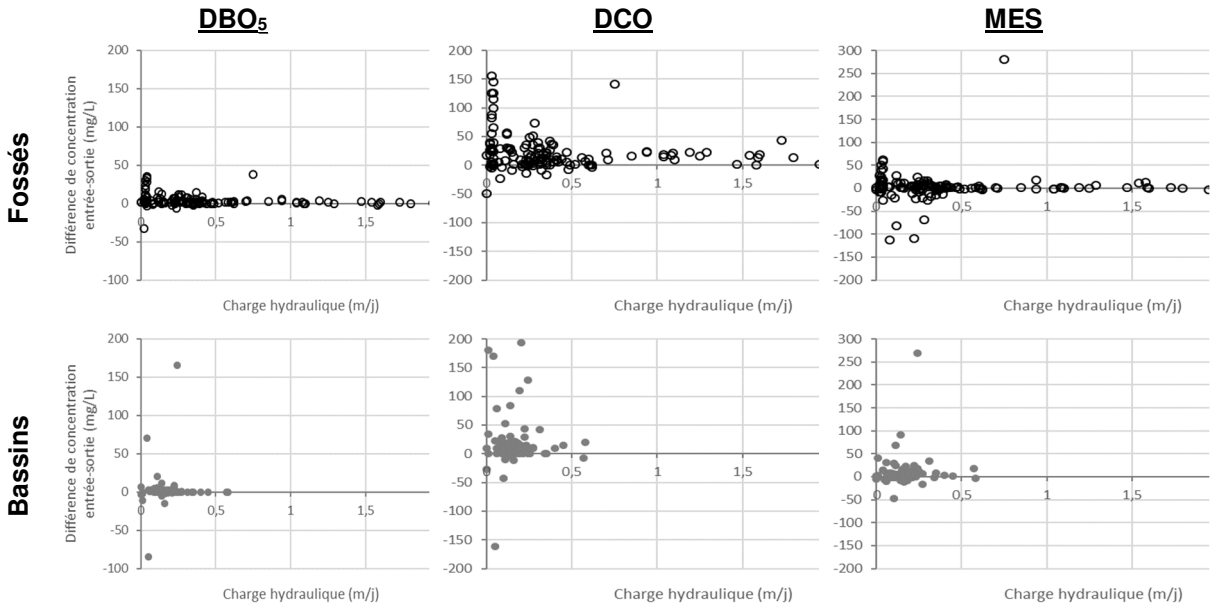


Figure 13 : Impact de la hauteur d'eau journalière sur les concentrations en DBO_5, DCO et MES

En deçà de ces valeurs, la ZRV a un impact mesurable sur les évolutions de concentrations : le résultat favorable n'est pas garanti puisque des situations de relargage existent.

6. Qualité des rejets en entrée et sortie de ZRV : paramètres azotés

6.1. Statistique descriptive des données

Comme pour les paramètres DBO_5, DCO et MES, les mêmes données en concentrations des paramètres azotés, en entrée et en sortie de ZRV sont présentées sous trois formes différentes :

- sous forme de tableau (Tableau 8), des données chiffrées des valeurs classiques de statistique descriptive complétées du nombre de valeurs inferieures à la LQ, les concentrations d'entrée et la sortie sont présentées côte à côte ;
- sous forme graphique de type boite à moustaches (Figure 14), les concentrations d'entrée et de sortie sont présentées côte à côte ;
- sous forme graphique (Figure 15), l'axe des abscisses étant les concentrations d'entrée, l'axe des ordonnées celles de sortie et la bissectrice délimitant en 2 secteurs des situations dégradées ou des situations non dégradées.

Tableau 8 : Statistiques descriptives des données en azote : tableau de données

	NK (mg/L)		N-NH4 (mg/L)		N-NO3 (mg/L)		N-NO2 (mg/L)		NGL (mg/L)	
43 ZRV	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
Moyenne	**8,1**	**5,8**	**6,3**	**4,5**	**21,7**	**15,3**	**0,6**	**0,5**	**29,3**	**20,1**
Mediane	4,6	3,0	1,9	1,3	15,8	9,5	0,2	0,2	22,2	16,7
Min	1,0	1,0	1,0	1,0	0,5	0,5	0,2	0,2	1,0	1,0
Max	62,9	51,1	55,0	51,6	113,8	109,0	7,2	9,5	110,3	105,1
Ecart-type	10,0	8,0	9,3	7,6	21,5	17,7	1,0	0,8	24,4	17,7
Nb. valeurs	252	248	315	309	315	311	240	255	250	249
% < LQ	6%	11%	37%	40%	7%	14%	45%	47%	0%	0%
30 Fossés	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
Moyenne	**10,1**	**7,0**	**8,5**	**5,9**	**27,9**	**19,5**	**0,7**	**0,5**	**36,1**	**23,9**
Mediane	5,6	3,8	3,6	2,0	21,5	14,0	0,4	0,3	29,6	20,1
Min	1,0	1,0	1,0	1,0	0,5	0,5	0,2	0,2	1,0	1,0
Max	44,4	51,1	53,0	51,6	113,8	109,0	7,2	9,5	110,3	105,1
Ecart-type	11,0	9,2	10,3	8,9	22,6	19,4	1,1	1,0	25,6	18,6
Nb. valeurs	160	158	195	191	194	191	154	158	159	159
% < LQ	5%	10%	23%	38%	4%	8%	31%	38%	1%	1%
13 Bassins	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
Moyenne	**4,7**	**3,8**	**2,8**	**2,3**	**11,8**	**8,7**	**0,3**	**0,3**	**17,4**	**13,4**
Mediane	3,1	2,3	1,0	1,0	5,1	2,5	0,2	0,2	10,8	6,2
Min	1,0	1,0	1,0	1,0	0,5	0,5	0,2	0,2	2,2	1,3
Max	62,9	26,4	55,0	21,1	76,2	53,4	3,9	1,8	82,2	58,9
Ecart-type	7,1	4,5	6,0	3,6	14,9	12,0	0,5	0,3	16,6	13,9
Nb. valeurs	92	90	120	118	121	120	86	97	91	90
% < LQ	7%	12%	59%	61%	12%	24%	70%	63%	0%	0%
Incertitude	11%		15%		6%		5 à 10%		15 à 20%	

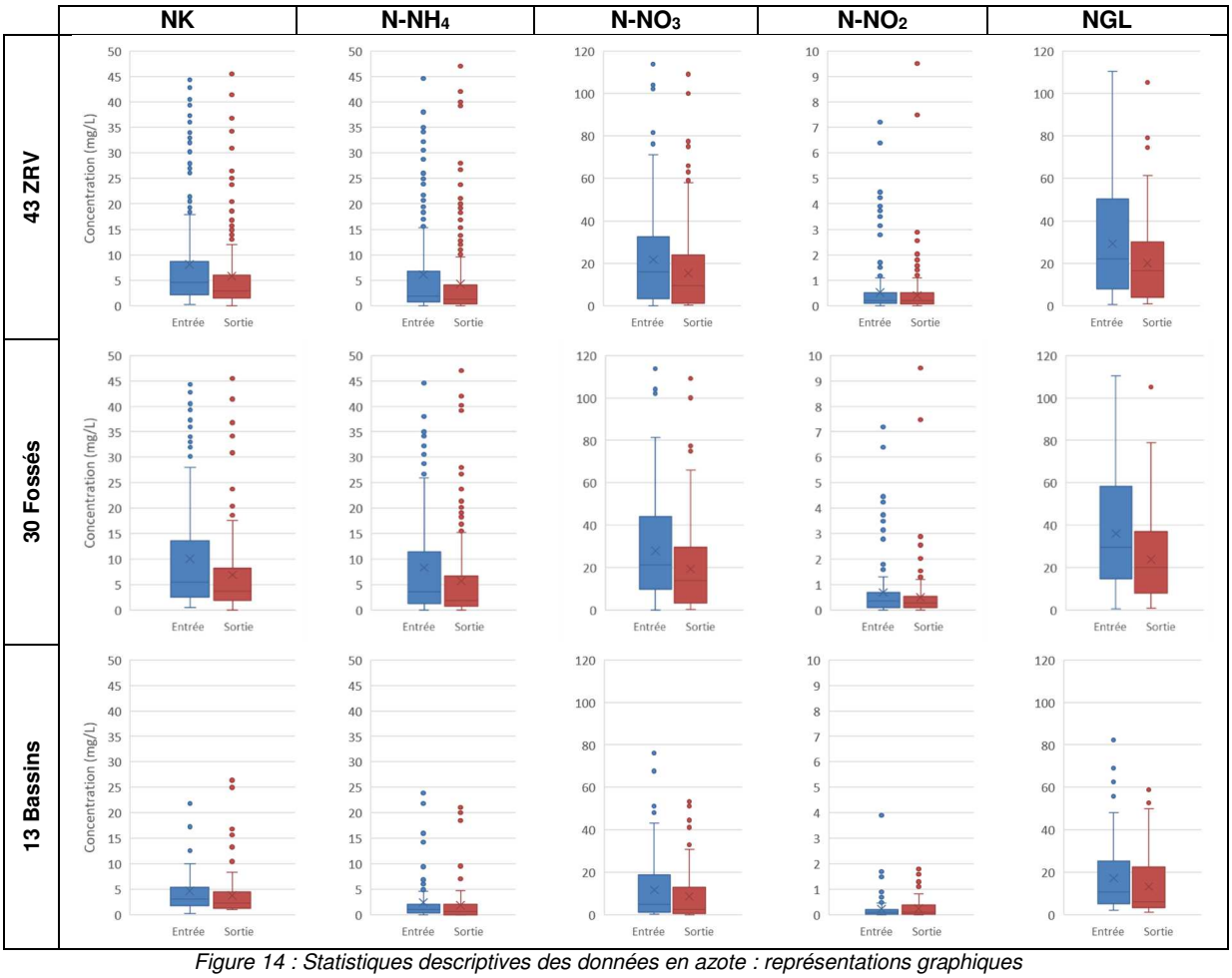


Figure 14 : Statistiques descriptives des données en azote : représentations graphiques

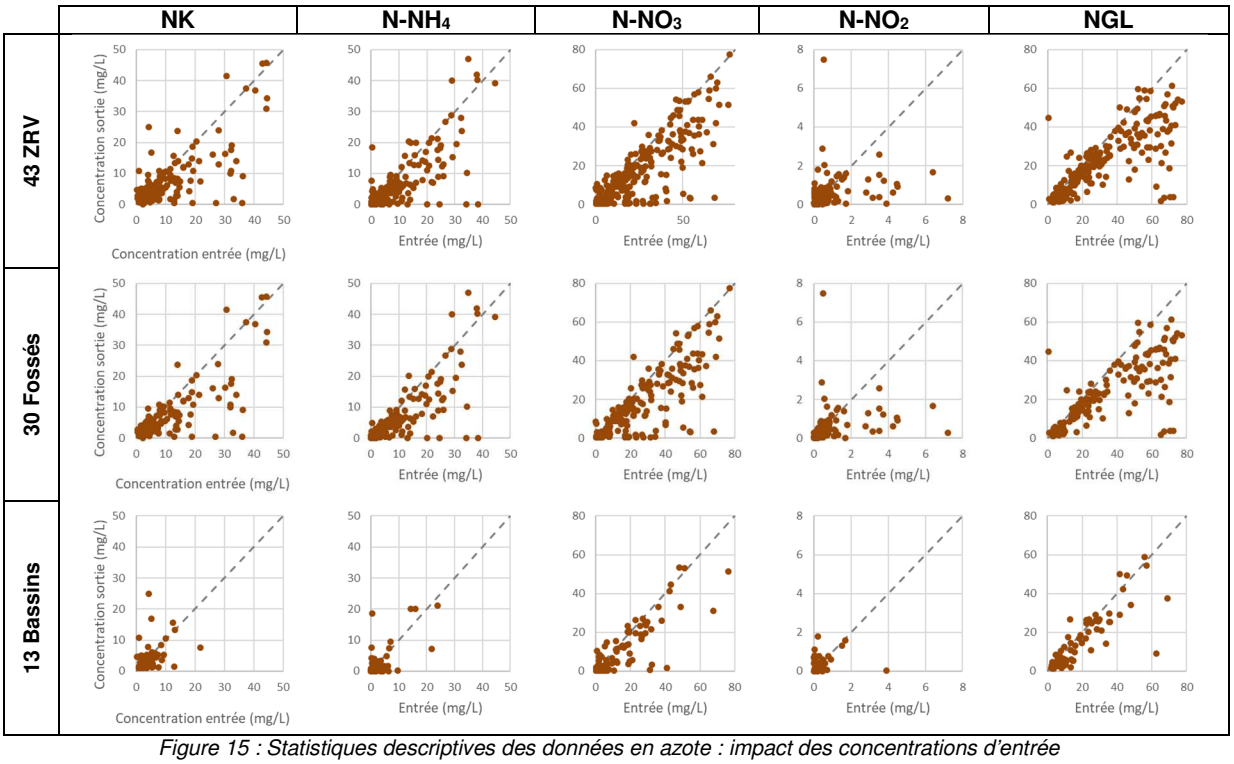


Figure 15 : Statistiques descriptives des données en azote : impact des concentrations d'entrée

L'ensemble des analyses de NK indique que les concentrations en sortie sont généralement plus faibles que les concentrations d'entrée lorsqu'il s'agit de $ZRV_{fossé}$, dont les concentrations moyennes d'entrée et de sortie sont d'environ 10 et 7 mg/L respectivement (Tableau 8). Concernant les ZRV_{bassin}, les concentrations sont certes plus faibles en sortie mais les moyennes sont peu différentes (entrée : 4,7 ; sortie : 3,8 mg/L) et les distributions visualisées en boite à moustaches ne permettent pas de confirmer cette tendance favorable.

On relève ici la capacité des ZRV_{bassin} à visiblement éliminer davantage la fraction particulaire de l'azote (en considérant $N_{particulaire}$ = NK – N-NH_4), certainement du fait de vitesses d'écoulement plus lentes et propices à la sédimentation des particules. Malgré cette observation, les calculs des valeurs de $N_{particulaire}$ réalisés pour chaque bilan indiquent que, en moyenne, la fraction de $N_{particulaire}$ éliminée par les $ZRV_{fossé}$ est de 0,7 mgN/L contre 0,3 mgN/L pour les $ZRV_{bassins}$. Cette quantité plus importante de $N_{particulaire}$ éliminée dans les fossés provient du fait que les concentrations entrantes en NK et en azote particulaire y sont nettement plus importantes : 2,8 $mgN_{particulaire}$/L en entrée de $ZRV_{fossé}$ en contrepartie de 2,1 $mgN_{particulaire}$/L en entrée de ZRV_{bassin}.

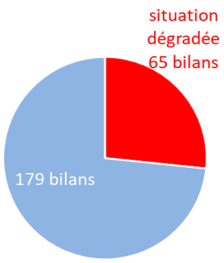
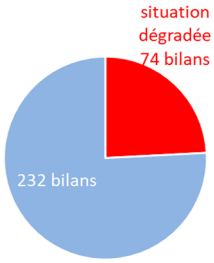
De même, les analyses de N-NH_4 (Tableau 8 et Figure 14) semblent indiquer que les concentrations de sortie sont en moyenne plus faibles que les concentrations d'entrée lorsqu'il s'agit de $ZRV_{fossé}$, dont les concentrations moyennes d'entrée et de sortie sont d'environ 8,5 et 6 mg/L respectivement (Tableau 8). Concernant les ZRV_{bassin}, les concentrations, nettement plus faibles en entrée ne permettent pas de quantifier une évolution entre l'entrée et la sortie (2 à 3 mg/L en moyenne, Tableau 8 et Figure 14).

L'ensemble des analyses de N-NO_3 indique que les concentrations de sortie semblent nettement différentes des concentrations d'entrée lorsqu'il s'agit de $ZRV_{fossé}$, dont les concentrations moyennes d'entrée et de sortie sont d'environ 28 et 19 mg/L (Tableau 8) respectivement. Concernant les ZRV_{bassin}, les concentrations de sortie sont certes plus faibles mais elles semblent peu différentes entre l'entrée et la sortie (11,8 et 8,7 mg/L, Tableau 8).

L'ensemble des analyses de N-NO_2 (Figure 14) semblent indiquer que les concentrations de sortie sont similaires aux concentrations d'entrée, les proportions de concentrations dans les LQ sont équivalentes, et ce, quel que soit le type de ZRV. Si les concentrations moyennes entre l'entrée et la sortie semblent diminuer légèrement dans les $ZRV_{fossé}$ (Tableau 8), au contraire les ZRV_{bassin} semblent avoir tendance à produire des nitrites, bien que les concentrations restent généralement basses. Simultanément, les valeurs maximales à l'aval des $ZRV_{fossé}$ sont très largement supérieures à celles des ZRV_{bassin}.
Il est important de noter que 25 % des concentrations en nitrites en sortie de ZRV sont supérieures à 0,5 mgN-NO_2/L, ce qui n'est pas négligeable au regard de la toxicité de ce polluant pour les milieux aquatiques : à titre d'exemple, l'Arrêté du 17 décembre 2008 sur le bon état chimique des masses d'eau souterraines et la Directive Cadre sur l'Eau de 2000 sur l'atteinte du bon état écologique des masses d'eau fixent la valeur seuil à 0,3 mgNO_2/L (soit 0,09 mgN-NO_2/L).

Vis-à-vis de la dénitrification, qualifiée à l'aide de l'azote global (NGL), les trois formes de représentation montrent des diminutions sensibles entre les concentrations d'entrée et celles de sortie. Pour les ZRV_{bassin}, recevant des concentrations plus faibles en entrée, la différence entrée–sortie est moins marquée que pour les $ZRV_{fossé}$.

6.2. Analyse des situations dégradées

NK	**N-NH_4**
	
L'étude met en exergue que 27 % des 244 bilans montrent une dégradation de qualité ; l'augmentation de concentration peut atteindre jusqu'à 12 mgNK/L. Cette situation concerne : ▪ 6 bassins sur 11, ▪ 12 fossés sur 26, ▪ soit 49 % des ZRV. La fréquence d'apparition[3] d'une telle situation varie de 4 % à 100 %; elle a été calculée pour 16 ZRV parmi 24.	L'étude met en exergue que 24 % des 306 bilans montrent une dégradation de qualité ; l'augmentation de concentration peut atteindre jusqu'à 12 mgN-NH_4/L. Cette situation concerne : ▪ 8 bassins sur 12, ▪ 11 fossés sur 30, ▪ soit 45 % des ZRV. La fréquence d'apparition[3] d'une telle situation varie de 10 % à 100 % ; elle a été calculée pour 15 ZRV parmi 28.

[3] *La fréquence d'apparition a été calculée lorsqu'au moins 2 bilans 24 h ont été conduits sur une même ZRV*

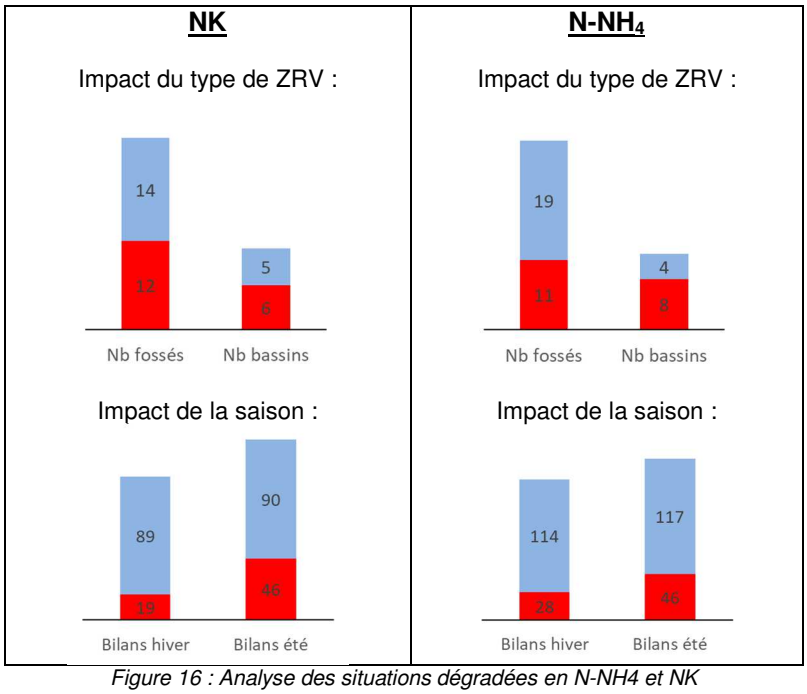
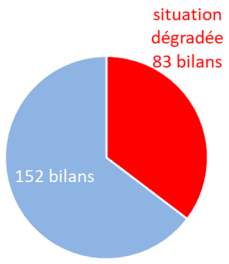
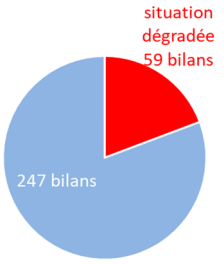
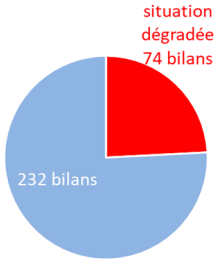


Figure 16 : Analyse des situations dégradées en N-NH4 et NK

Les situations dégradées existent et environ la moitié des ZRV y a été confrontée au moins une fois.

Du fait des concentrations d'entrée généralement plus faibles (75 % des analyses sont inférieures à 6,6 mgN-NH4/L) sur les ZRV_{bassin}, les risques de dégradation de la qualité de l'effluent y sont plus élevés (Figure 16) que sur les $ZRV_{fossé}$. Il en est de même, dans une moindre mesure pour le paramètre NK.

Il est étonnant de rencontrer davantage de situations dégradées en été qu'en hiver. Elles s'expliquent peut-être par des phénomènes de concentrations par perte par infiltration et évaporation. Aucune donnée complémentaire ne permet de confirmer cette proposition.

N-NO_2	**N-NO_3**	**NGL**
		
L'étude met en exergue que 35 % des 235 bilans montrent une dégradation de qualité ; l'augmentation de concentration peut atteindre jusqu'à 7 mgN-NO_2/L. Cette situation concerne : ▪ 6 bassins sur 10, ▪ 18 fossés sur 28, ▪ soit 63 % des ZRV. La fréquence d'apparition[4] d'une telle situation varie de 15 % à 100 % ; elle a été calculée pour 18 ZRV parmi 26.	L'étude met en exergue que 19 % des 306 bilans montrent une dégradation de qualité ; l'augmentation de concentration peut atteindre jusqu'à 10 mgN-NO_3/L. Cette situation concerne : ▪ 5 bassins sur 10, ▪ 15 fossés sur 29, ▪ soit 51 % des ZRV. La fréquence d'apparition[4] d'une telle situation varie de 5 % à 100 % ; elle a été calculée pour 16 ZRV parmi 27.	L'étude met en exergue que 24 % des 306 bilans montrent une dégradation de qualité ; l'augmentation de concentration peut atteindre jusqu'à 12 mgN-NH_4/L. Cette situation concerne : ▪ 8 bassins sur 12, ▪ 11 fossés sur 30, ▪ soit 45 % des ZRV. La fréquence d'apparition[4] d'une telle situation varie de 10 % à 100 % ; elle a été calculée pour 15 ZRV parmi 28.

[4] *La fréquence d'apparition a été calculée lorsqu'au moins 2 bilans 24 h ont été conduits sur une même ZRV*

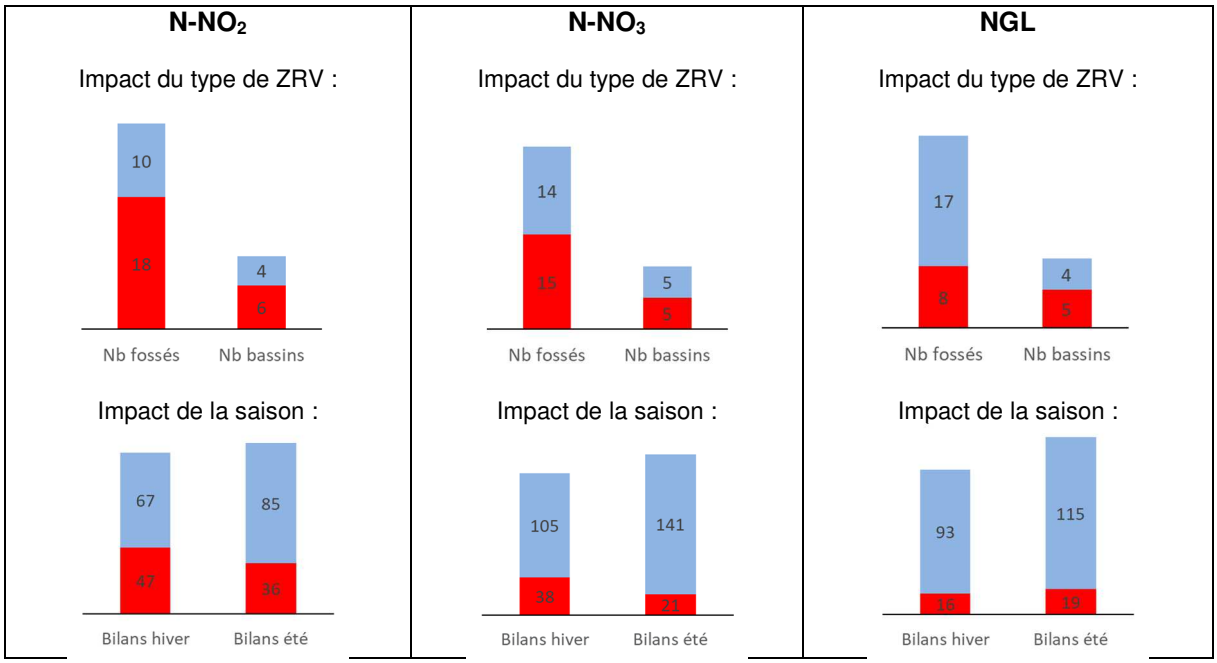


Figure 17 : Analyse des situations dégradées en N-NO2, N-NO3 et NGL

En ce qui concerne les formes oxydées de l'azote, les situations dégradées existent et environ la moitié des ZRV y a été confrontée au moins une fois (Figure 17).

Les situations dégradées selon le paramètre nitrate semble être indépendante du type de ZRV, elles seraient plus fréquentes en hiver ; serait ce en lien avec la croissance végétale plus forte en été qu'en hiver ?

C'est le paramètre $N\text{-}NO_2$ qui est le plus fréquemment dégradé (63 % des ZRV). Les $ZRV_{fossé}$ seraient légèrement plus sujettes à des situations dégradées vis-à-vis des nitrites que des ZRV_{bassin}. Ce serait plus fréquent en hiver qu'en été. Les contextes des prélèvements dans chacune des ZRV ne sont pas suffisamment détaillés pour qu'on puisse donner des explications techniques. Il serait pertinent de mieux cerner les mécanismes qui favorisent la production de nitrites afin de les contrôler. Il est possible que ce paramètre soit à lui seul un frein au développement des ZRV.

Vis à vis de l'azote global, là encore les situations sont contrastées avec 45 % des ZRV confrontées au moins une fois à des situations dégradées. Les ZRV_{bassin} sont davantage concernées ; c'est en période hivernale qu'on rencontre le plus de situations dégradées.

Les ZRV sont sujettes à des situations dégradées vis-à-vis des paramètres azotés. Les contextes des prélèvements dans chacune des ZRV ne sont pas suffisamment détaillés pour qu'on puisse donner des explications techniques, ceci est d'autant plus important que le paramètre nitrite n'échappe pas aux situations dégradées. Il est possible que ce paramètre devienne à lui seul un frein au développement des ZRV.

6.3. Traitement statistique des données

Le modèle ln-linéaire généralisé (voir partie 3.4) permet de comparer l'ensemble des données en identifiant les effets de différentes variables explicatives préalablement choisies :

- type de ZRV,
- saison,
- âge du système au moment du prélèvement,
- concentrations d'entrée dans la ZRV.

L'outil est utilisé pour les paramètres NK et $N\text{-}NO_3$. L'analyse aurait été conduite également sur le paramètre $N\text{-}NO_2$ si les gammes de concentrations avaient été plus larges.

L'analyse de l'ensemble des 248 données de concentration en NK de sortie de ZRV par l'outil statistique « modèle ln-linéaire généralisé » a permis d'identifier l'impact probable des 4 effets suivants sur la distribution de la concentration en NK des eaux de sortie des ZRV :

- type de ZRV,
- saison,
- concentration en MES entrante,
- âge du site.

Les mêmes effets conjoints sont identifiés lors de l'analyse des 311 données du paramètre N-NO3. Le Tableau 9 et le Tableau 10 fournissent les médianes empiriques et celles du modèle respectivement pour les deux paramètres NK et N-NO_3.

Tableau 9 : Résultats de l'analyse par l'outil « modèle ln-linéaire généralisé » de la distribution des concentrations en NK en sortie de ZRV

Facteur d'influence :		**Type de ZRV**		**Saison**		**Age**			**Concentration d'entrée en NK**		
		Fossé	Bassin	Eté	Hiver	< 3 ans	3-5 ans	> 5 ans	< 2 mg/L	2-10 mg/L	> 10 mg/L
Nb de valeurs		158	90	149	99	85	121	42	46	146	56
Concentration médiane en **NK** du rejet de la ZRV (mg/L)	Médiane empirique	3,8	2,3	3,8	2,5	4,8	2,8	2,6	1,4	2,9	11,2
	Médiane modèle	3,7	2,4	3,8	2,4	4,1	← 2,8 →		1,4	2,8	9,2
Conclusion		Le type de ZRV est un effet identifié par l'outil statistique.		La saison est un effet identifié par l'outil statistique.		L'âge est un effet identifié par l'outil statistique.			Les concentrations en NK introduites dans la ZRV sont un effet identifié par l'outil statistique.		
Interprétation des résultats du modèle		Les ZRV_{bassin} génèrent des qualités, exprimées par les médianes de NK, meilleures que les $ZRV_{fossé}$.		En hiver, les médianes des concentrations en NK sont plus faibles que celles mesurées en été.		Pour les jeunes ZRV, les médianes des concentrations en NK sont plus fortes que celles mesurées pour les ZRV plus âgées. Ce constat ne trouve pas d'explication technique.			Meilleure sera la qualité du rejet de la station d'épuration, meilleure sera la qualité du rejet de la ZRV.		
		Attention, les médianes restent pourtant très proches.									

Les résultats du Tableau 10 précisent les facteurs d'influence sur le paramètre N-NO_3.

Tableau 10 : Résultats de l'analyse par l'outil « modèle ln-linéaire généralisé » de la distribution des concentrations en N-NO_3 en sortie de ZRV

Facteur d'influence :		**Type de ZRV**		**Saison**		**Age**			**Concentration d'entrée en N-NO_3^-**		
		Fossé	Bassin	Eté	Hiver	< 3 ans	3-5 ans	> 5 ans	< 10 mg/L	10-40 mg/L	> 40 mg/L
Nb valeurs		191	120	183	128	102	151	58	124	120	66
Concentration médiane en **N-NO_3^-** du rejet de la ZRV (mg/L)	Médiane empirique	14,0	2,5	11,1	8,9	6,1	7,5	13,9	1,0	14,1	37,2
	Médiane modèle	8,8	2,8	5,4	5,7	3,8	← 6,9 →		1,3	10,7	31,6
Conclusion		Le type de ZRV est un effet identifié par l'outil statistique.		La saison est un effet identifié par l'outil statistique.		L'âge est un effet identifié par l'outil statistique.			Les concentrations en N-NO_3 introduites dans la ZRV sont un effet identifié par l'outil statistique.		
Interprétation des résultats du modèle		Les ZRV_{bassin} génèrent des qualités, exprimées par les médianes de N-NO_3, meilleures que les $ZRV_{fossé}$.		En hiver, les médianes des concentrations en N-NO_3 sont plus faibles que celles mesurées en été.		Pour les jeunes ZRV, les médianes des concentrations en NK sont plus faibles que celles mesurées pour les ZRV plus âgées. Ce constat peut s'expliquer par une minéralisation progressive des dépôts stockés dans les ZRV.			Meilleure sera la qualité du rejet de la station d'épuration, meilleure sera la qualité du rejet de la ZRV.		

Pour optimiser le fonctionnement des ZRV vis-à-vis des paramètres azotés, les résultats de l'outil poussent à privilégier les ZRV_{bassin} (pour lesquelles les eaux entrantes sont plus faiblement concentrées). Les ZRV seraient plus performantes en hiver. Attention, les médianes étant pourtant très proches, les qualités, du point de vue de la technique analytique, sont similaires. Vis-à-vis des eaux introduites, l'outil conclut que « Meilleure sera la qualité du rejet de la station de traitement des eaux usées, meilleure sera la qualité du rejet de la ZRV ».

6.4. Impact de la charge hydraulique

La méthodologie retenue pour analyser l'impact de la charge hydraulique exprimée par la lame d'eau journalière sur la performance de la ZRV est détaillée en partie 3.5.

De même que pour les paramètres carbonés, les charges hydrauliques limites évaluées à environ 0,5 m/j pour les fossés et 0,25 m/j pour les bassins semblent mises en évidence (Figure 18). Au-delà de ces valeurs, la ZRV n'a pas d'impact, ni positif, ni négatif, sur les évolutions de concentrations.

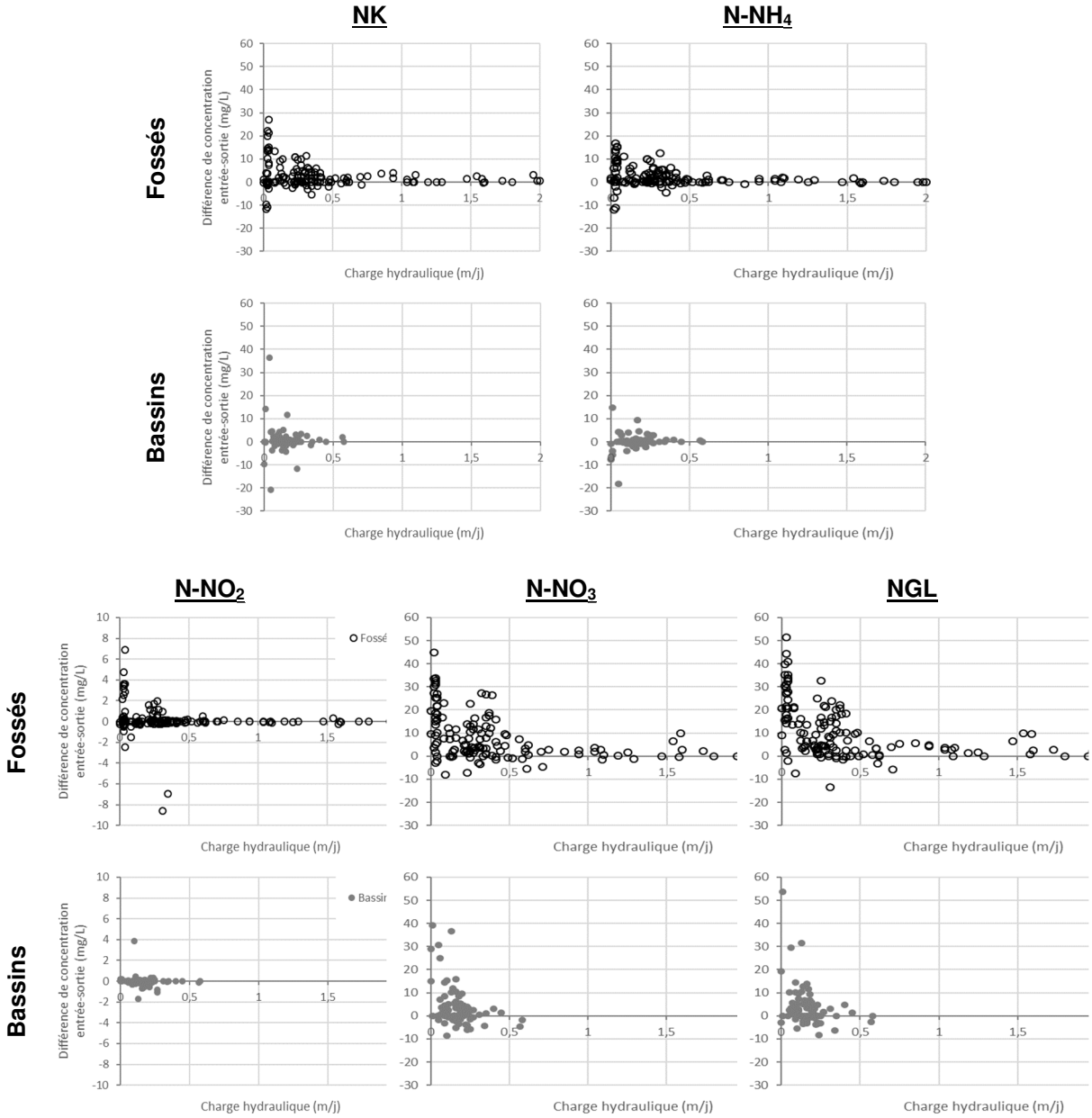


Figure 18 : Impact de la hauteur d'eau journalière sur les concentrations en azote

En-deçà de ces valeurs (autour de 0,5 m/j pour les fossés et 0,25 m/j pour les bassins), la ZRV a un impact mesurable sur les évolutions de concentrations : le résultat favorable n'est pas garanti puisque des situations de relargages existent.

7. Qualité des rejets en entrée et sortie de ZRV : paramètres phosphorés

7.1. Statistique descriptive des données

Comme pour les paramètres précédents, les mêmes données en concentrations des paramètres phosphorés en entrée et en sortie de ZRV sont présentées sous trois formes différentes :

- sous forme de tableau (Tableau 11), des données chiffrées des valeurs classiques de statistique descriptive complétées du nombre de valeurs inferieures à la LQ, les concentrations d'entrée et la sortie sont présentées côte à côte ;
- sous forme graphique de type boite à moustaches (Figure 19), les concentrations d'entrée et de sortie sont présentées côte à côte ;
- sous forme graphique (Figure 20), l'axe des abscisses étant les concentrations d'entrée, l'axe des ordonnées celles de sortie et la bissectrice délimitant en 2 secteurs des situations dégradées ou des situations non dégradées.

Ces 3 formes de représentations (Tableau 11, Figure 19, Figure 20) indiquent que les concentrations de sortie sont peu différentes des concentrations d'entrée. Si les concentrations moyennes entre l'entrée et la sortie semblent diminuer légèrement dans les $ZRV_{fossé}$ (Figure 19), au contraire les ZRV_{bassin} semblent avoir tendance à relarguer des phosphates, bien que les concentrations restent généralement basses (Figure 20).

Tableau 11 : Statistiques descriptives des données en Pt et P-PO_4 : tableau de données

	Pt (mg/L)		P-PO4 (mg/L)	
43 ZRV	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
Moyenne	**3,8**	**3,3**	**3,5**	**3,0**
Mediane	2,2	1,9	0,7	1,0
Min	0,5	0,5	0,1	0,1
Max	14,8	17,6	19,2	12,3
Ecart-type	3,8	3,3	4,1	3,5
Nb. valeurs	284	269	147	144
% < LQ	18%	25%	12%	13%
30 Fossés	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
Moyenne	**4,8**	**3,9**	**5,3**	**4,4**
Mediane	3,2	2,6	6,3	5,1
Min	0,5	0,5	0,1	0,1
Max	14,2	17,6	19,2	12,3
Ecart-type	4,1	3,7	4,5	3,7
Nb. valeurs	170	169	78	76
% < LQ	14%	21%	14%	4%
13 Bassins	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
Moyenne	**2,2**	**2,3**	**1,3**	**1,6**
Mediane	1,5	1,6	0,4	0,3
Min	0,5	0,5	0,1	0,1
Max	14,8	11,6	10,6	12,3
Ecart-type	2,4	2,4	2,2	2,6
Nb. valeurs	114	100	69	68
% < LQ	25%	32%	9%	24%
Incertitude	6 à 8%		6%	

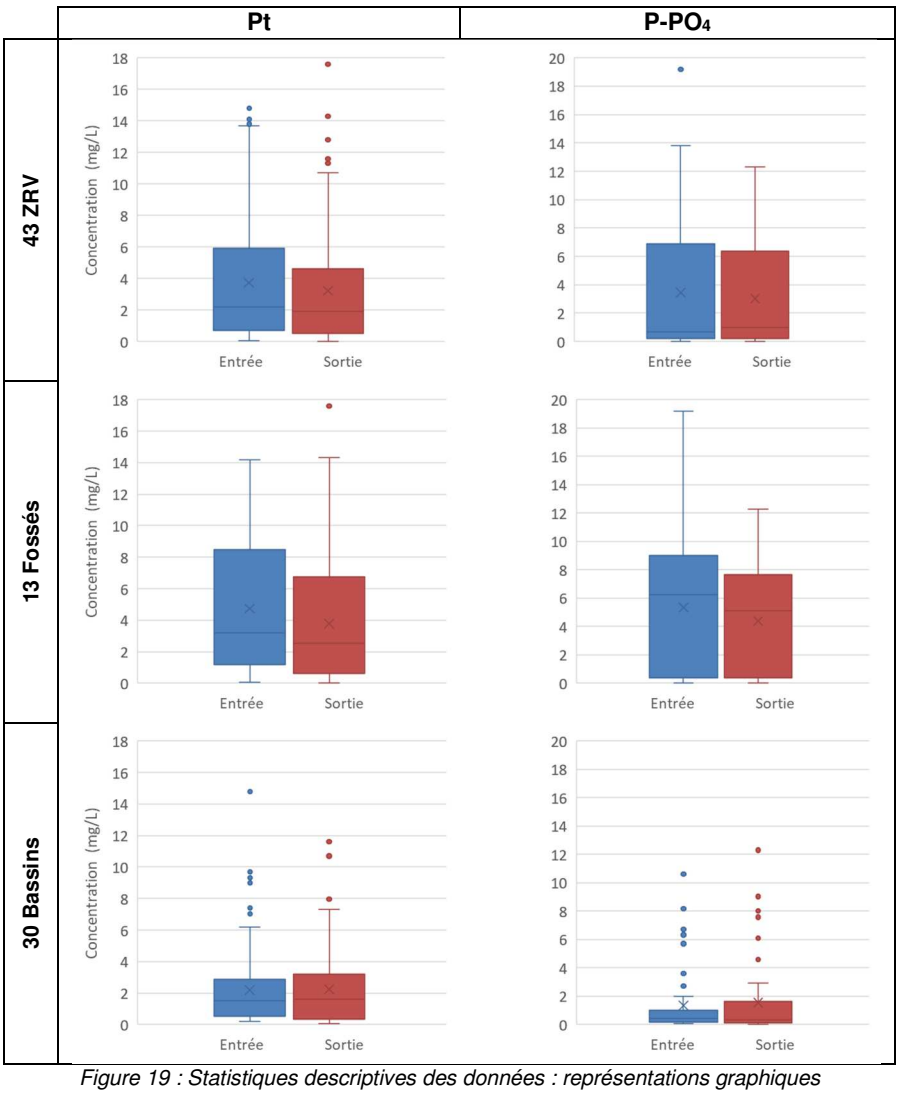
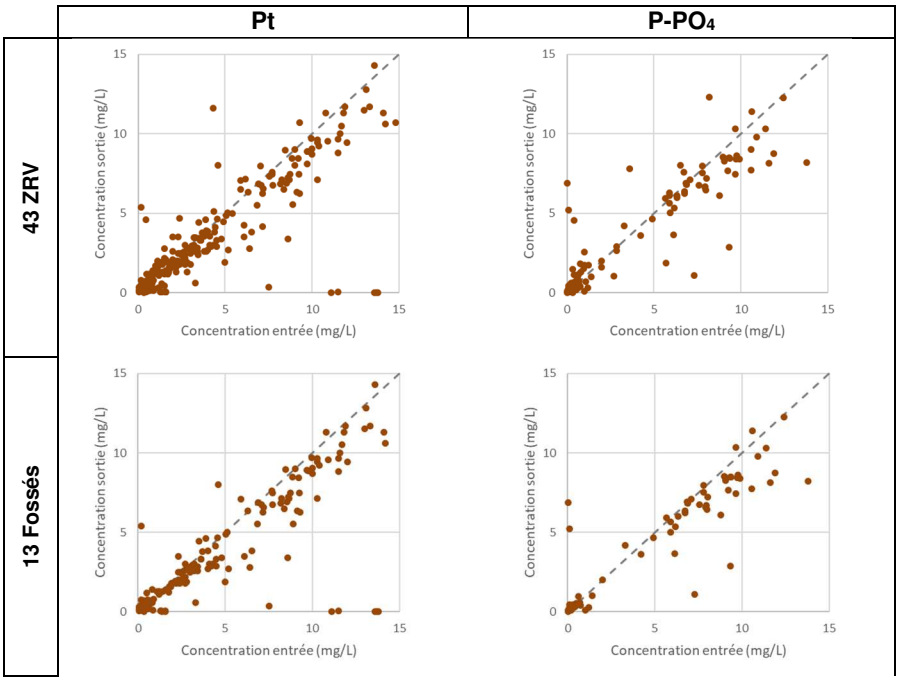


Figure 19 : Statistiques descriptives des données : représentations graphiques



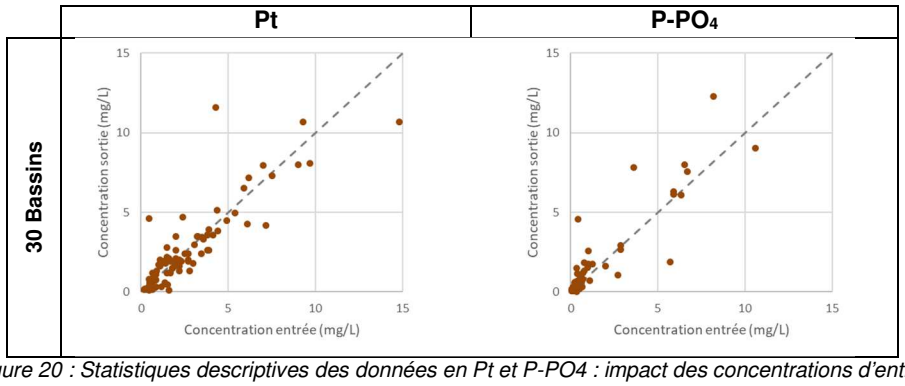


Figure 20 : Statistiques descriptives des données en Pt et P-PO4 : impact des concentrations d'entrée

7.2. Analyse des situations dégradées

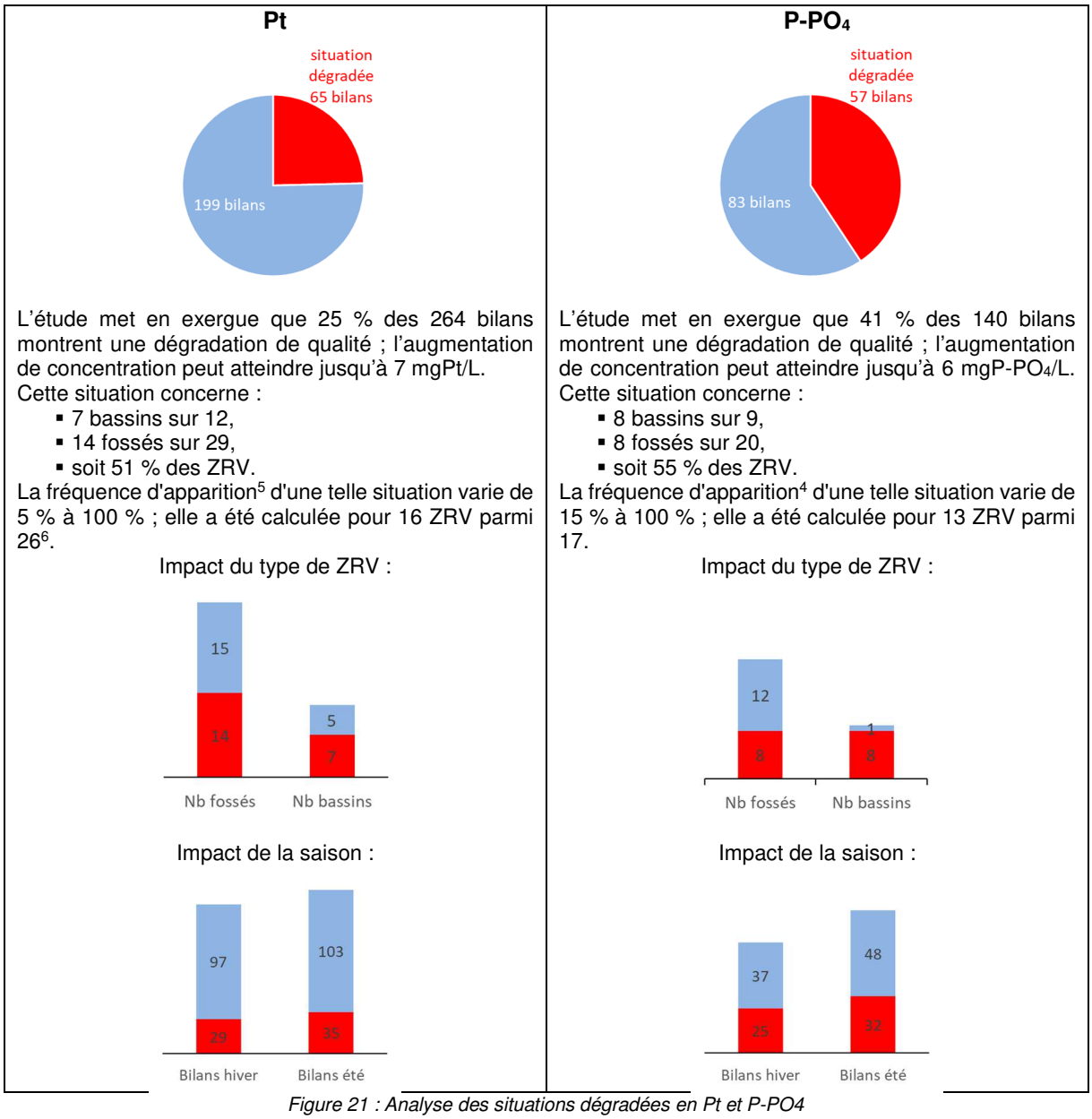


Figure 21 : Analyse des situations dégradées en Pt et P-PO4

Les situations dégradées existent et la moitié des ZRV y a été confrontée au moins une fois (Figure 21). Il n'est guère possible d'incriminer franchement l'un des 2 types de ZRV, même si les $ZRV_{fossé}$ auraient tendance à générer moins de situations dégradées (paramètre $P\text{-}PO_4$) que les ZRV_{bassin}. Il n'y a pas de saison privilégiée et les situations dégradées se rencontrent autant en été qu'en hiver (Figure 21).

[5] *La fréquence d'apparition a été calculée lorsqu'au moins 2 bilans 24 h ont été conduits sur une même ZRV*

7.3. Traitement statistique des données

Le modèle ln-linéaire généralisé (voir partie 3.4) permet de comparer l'ensemble des données en identifiant les effets de différentes variables explicatives préalablement choisies :

- type de ZRV,
- saison,
- âge du système au moment du prélèvement,
- concentrations d'entrée dans la ZRV.

L'outil est utilisé pour le paramètre Pt.

L'analyse de l'ensemble des 270 données de concentration en Pt de sortie de ZRV par l'outil statistique « modèle ln-linéaire généralisé » (Tableau 12) a permis d'identifier l'impact probable des 3 effets suivants (parmi les 4 testés) sur la distribution de la concentration en Pt des eaux de sortie des ZRV :

- type de ZRV,
- saison,
- concentration en Pt entrante.

L'âge du site ne serait pas un critère d'influence sur la qualité des effluents rejetés.

Le Tableau 12 fournit les médianes empiriques et médianes du modèle.

Tableau 12 : Résultats de l'analyse par l'outil « modèle ln-linéaire généralisé » de la distribution des concentrations en Pt en sortie de ZRV

Facteurs d'influence :		**Type de ZRV**		**Saison**		**Age**			**Concentration d'entrée en Pt**		
		Fossé	Bassin	Eté	Hiver	< 3 ans	3-5 ans	> 5 ans	< 1,5 mg/L	1,5-5,5 mg/L	> 5,5 mg/L
Nb de valeurs		169	100	153	116	91	131	47	94	102	74
Concentration médiane en **Pt** du rejet de la ZRV (mg/L)	Médiane empirique	2,6	1,6	2,4	1,4	1,9	1,9	3,3	0,4	2,4	7,4
	Médiane modèle	1,7	1,1	2,0	1,0	←	1,5	→	0,4	2,1	5,1
Conclusion Interprétation des résultats du modèle		Le type de ZRV est un effet identifié par l'outil statistique. Les ZRV_{bassin} génèrent des qualités, exprimées par les médianes de Pt, meilleures que les $ZRV_{fossé}$.		La saison est un effet identifié par l'outil statistique. En hiver, les médianes des concentrations en Pt sont plus faibles que celles mesurées en été.		L'âge n'est pas un effet identifié par l'outil statistique.			Les concentrations en Pt introduites dans la ZRV sont un effet identifié par l'outil statistique. Meilleure sera la qualité du rejet de la station d'épuration, meilleure sera la qualité du rejet de la ZRV.		

Pour le paramètre P-PO_4, le traitement statistique des données n'a pas été réalisé.

Pour optimiser le fonctionnement des ZRV vis-à-vis des paramètres phosphorés, les résultats de l'outil poussent à privilégier les ZRV_{bassin} (pour lesquelles les eaux entrantes sont plus faiblement concentrées). Les ZRV seraient plus performantes en hiver. Ces résultats sont surprenants et s'expliquent peut-être par des effets de dilution et/ou concentration selon les saisons. Vis-à-vis des eaux introduites, l'outil conclut que « Meilleure sera la qualité du rejet de la station de traitement des eaux usées, meilleure sera la qualité du rejet de la ZRV ».

7.4. Impact de la charge hydraulique

De même que pour les paramètres carbonés et azotées , les charges hydrauliques limites évaluées à environ 0,5 m/j pour les fossés et 0,25 m/j pour les bassins semblent mises en évidence (Figure 22). Au-delà de cette valeur, la ZRV n'a pas d'impact, ni positif, ni négatif, sur les évolutions de concentrations.

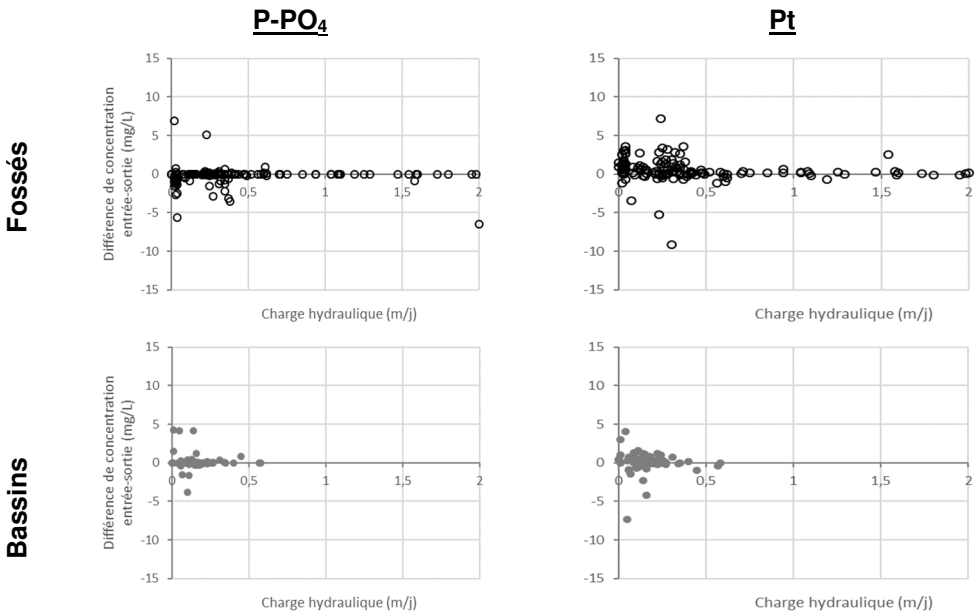


Figure 22 : Impact de la hauteur d'eau journalière sur les concentrations en phosphore

En-deçà de cette valeur (autour de 0,4 m/j), la ZRV a un impact mesurable sur les évolutions de concentrations : le résultat favorable n'est pas garanti puisque des situations de relargages existent.

8. Qualité des rejets en entrée et sortie de ZRV : indicateur de contamination fécale *E. coli*

Pour cette partie, il est important de préciser que la ZRV de Marguerittes a été suivie par Irstea dans le cadre d'une étude détaillée sur les ZRV de 2013 à 2018 (Vivant *et al.*, 2017). Ce site représente à lui seul 14 bilans d'analyses d'*E. coli* sur un total de 120 bilans *E. coli* disponibles dans la base de données, soit 12 % des bilans bactériologiques. Le poids de cette ZRV par rapport aux autres sites n'est pas jugé trop conséquent pour impacter la représentativité de l'analyse globale des données. L'ensemble des analyses de *E. coli* réalisées sur la ZRV de Marguerittes est donc maintenu dans le jeu de données.

8.1. Statistique descriptive des données

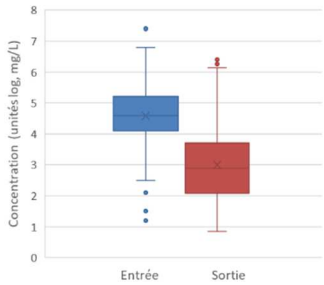
Comme pour les paramètres précédents, les mêmes données en entrée et en sortie de ZRV sont présentées sous trois formes différentes (Figure 23) :

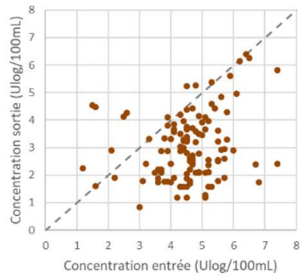
- sous forme de tableau, des données chiffrées des valeurs classiques de statistique descriptive complétées du nombre de valeurs inferieures à la LQ, les concentrations d'entrée et la sortie sont présentées côte à côte ;
- sous forme graphique de type boite à moustaches, les concentrations d'entrée et de sortie sont présentées côte à côte ;
- sous forme graphique, l'axe des abscisses étant les concentrations d'entrée, l'axe des ordonnées celles de sortie et la bissectrice délimitant en 2 secteurs des situations dégradées ou des situations non dégradées.

Les concentrations entrée/sortie de ZRV en *E. coli* sont nettement différentes, avec des concentrations de 4 à 5 Ulog en entrée contre 2 à 4 Ulog en sortie (Figure 23). L'effet est nettement plus marqué pour les ZRV_{bassin}, en cohérence avec le traitement statistique des données (voir partie 8.3). Les temps de séjour plus longs et l'impact plus marqué des UV au sein des ZRV_{bassin} sont des hypothèses pouvant être à l'origine de leurs meilleures performances sur l'élimination des *E. coli* par rapport aux $ZRV_{fossé}$ où la végétation abondante des berges empêche la pénétration de la lumière dans les eaux et où les vitesses d'écoulements sont plus rapides.

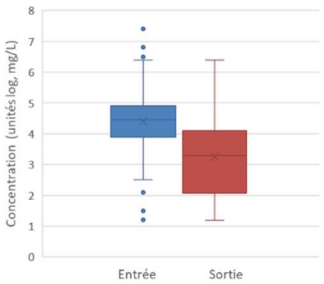
Tableau de données de *E. coli* (logUFC/100 mL)	Représentations graphiques des concentrations	Impact des concentrations d'entrée sur les concentrations de sortie

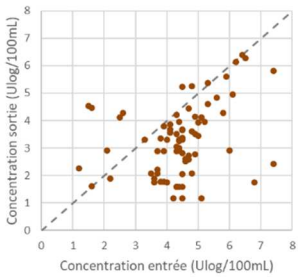
	E. coli (Ulog/100 mL)	
43 ZRV	Entrée	Sortie
Moyenne	**4,6**	**3,0**
Mediane	4,6	2,9
Min	1,2	1,0
Max	7,4	6,4
Ecart-type	1,1	1,2
Nb. valeurs	121	122
% < LQ	0%	1%



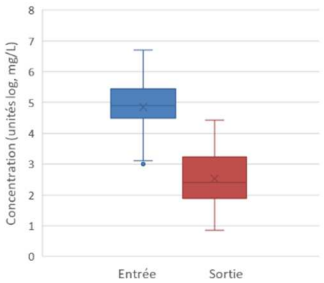


30 Fossés	Entrée	Sortie
Moyenne	**4,4**	**3,3**
Mediane	4,5	3,3
Min	1,2	1,2
Max	7,4	6,4
Ecart-type	1,2	1,3
Nb. valeurs	76	78
% < LQ	0%	0%





13 Bassins	Entrée	Sortie
Moyenne	**4,9**	**2,5**
Mediane	4,9	2,4
Min	3,0	1,0
Max	6,7	4,4
Ecart-type	0,7	0,8
Nb. valeurs	45	44
% < LQ	0%	2%



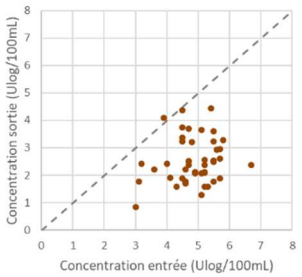


Figure 23 : Statistiques descriptives des données en E. coli (Ulog/100 mL)

8.2. Analyse des situations dégradées

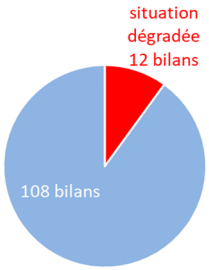


Figure 24 : Part des situations dégradées en E. coli sur l'ensemble des bilans

L'étude met en exergue que 90 % des bilans signalent une réduction des E. coli (Figure 24) ; elle atteint jusqu'à 3 Ulog et dépasse 1 Ulog dans 68 % des cas. En revanche, 10 % des 120 bilans montrent une qualité constante, voire dégradée, atteignant jusqu'à un facteur 1 000. Cette situation (Figure 25) concerne :

- 1 bassin sur 9,
- 5 fossés sur 17,
- soit 23 % des ZRV.

La fréquence d'apparition[7] d'une telle situation varie de 10 à 100 % ; elle a été calculée pour 4 ZRV parmi 14.

[7] *La fréquence d'apparition a été calculée lorsqu'au moins 2 bilans 24 h ont été conduits sur une même ZRV*

Figure 25 : Impact du type de ZRV et de la saison sur l'apparition de relargages en E. coli

Environ un quart des ZRV peut être confronté au moins une fois à cette situation dégradée vis-à-vis de ce paramètre sanitaire. Ces épisodes seraient plus fréquents en $ZRV_{fossé}$, les conditions hivernales sont défavorables à la réduction des germes.

8.3. Traitement statistique des données

L'analyse de l'ensemble des 122 données de concentration en *E. coli* de sortie de ZRV par l'outil statistique « modèle ln-linéaire généralisé » a permis d'identifier l'impact probable des 2 effets suivants (parmi les 4 testés) sur la distribution de la concentration en *E. coli* des eaux de sortie des ZRV :

- type de ZRV,
- saison.

L'âge du système et la concentration en *E. coli* entrante ne seraient pas un critère d'influence sur la qualité des effluents rejetés.

Le Tableau 13 fournit les médianes empiriques et médianes du modèle.

Tableau 13 : Résultats de l'analyse par l'outil « modèle ln-linéaire généralisé » de la distribution des concentrations en E. coli (logUFC/100 mL) en sortie de ZRV

Facteur d'influence :		**Type de ZRV**		**Saison**		**Age**			**Valeur d'entrée en *E. coli***		
		Fossé	Bassin	été	hiver	< 3 ans	3-5 ans	> 5 ans	< 4 logUFC	4 - 5 logUFC	> 5 logUFC
Nb de valeurs		78	44	78	44	34	66	22	25	58	37
Concentration médiane en ***E. coli*** du rejet de la ZRV (log UFC/100mL)	Médiane empirique	3,3	2,4	2,7	3,3	2,1	2,9	3,3	2,3	3,0	2,9
	Médiane modèle	3,0	2,4	2,6	3,0	←	2,8	→	←	2,8	→
Conclusion Interprétation des résultats du modèle		Le type de ZRV est un effet identifié par l'outil statistique. Les ZRV_{bassin} génèrent des qualités, exprimées par les médianes en log d'unités *E. coli*/100 mL, meilleures que les $ZRV_{fossé}$.		La saison est un effet identifié par l'outil statistique. En hiver, les médianes des concentrations en *E. coli* sont plus fortes que celles mesurées en été.		L'âge n'est pas un effet identifié par l'outil statistique.			Les concentrations en germes témoins de contamination fécale mesurées par le paramètre *E. coli* introduites dans la ZRV n'ont pas d'effet identifié par l'outil statistique.		

Le modèle « ln-linéaire généralisé » indique que les médianes des concentrations mesurées en hiver sont plus fortes que celles en été.

Sur le site de Marguerittes, il a été constaté l'inverse, c'est-à-dire de meilleures performances d'élimination des *E. coli* par cette ZRV_{bassin} (Vivant *et al.*, 2017) en hiver qu'en été. Ce constat a été expliqué par la forte couverture végétale (par des végétaux flottants) en période estivale, empêchant la

pénétration des UV. En absence d'informations sur le degré de couverture des lames d'eau par de la végétation, il n'est pas possible d'attribuer à cette hypothèse, l'explication des différences de résultats entre les 2 jeux de données.

Le modèle précise que les ZRV_{bassin} rejettent des effluents dont les niveaux de rejets en *E. coli* meilleurs que les $ZRV_{fossé}$, ce qui est directement confirmé par la statistique descriptive des données et l'analyse des situations dégradées.

Notons de plus que *E. coli* est le seul paramètre, parmi l'ensemble des paramètres suivis, pour lequel la concentration en sortie de ZRV est indépendante de la qualité des eaux usées traitées entrantes.

8.4. Impact de la charge hydraulique

Une charge hydraulique limite évaluée à 0,6 m/j pour les fossés et 0,4 m/j les bassins semble mise en évidence (Figure 26). Au-delà de ces valeurs, la ZRV n'a pas d'impact, ni positif, ni négatif, sur les évolutions de concentrations.

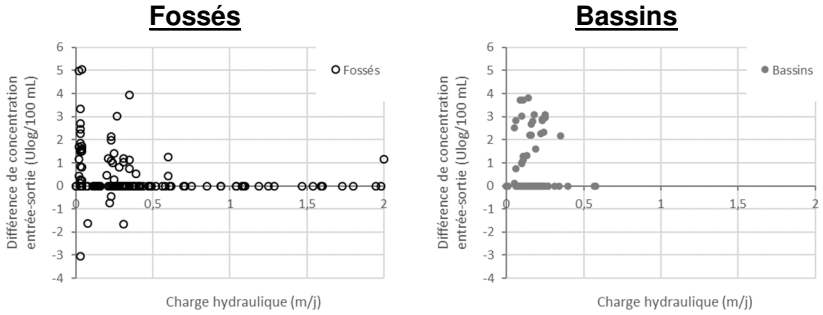


Figure 26 : Impact de la hauteur d'eau journalière sur les concentrations en E. coli

En-deçà de ces valeurs (autour de 0,6 m/j pour les fossés et 0,4 m/j pour les bassins), la ZRV a un impact mesurable sur les évolutions de concentrations : le résultat favorable n'est pas garanti puisque des situations de relargages existent.

9. Conclusion

Cette étude porte sur l'analyse de fonctionnement de 43 ZRV de type bassin ou de type fossé sur lesquelles les départements et les agences de l'eau ont conduit 325 bilans entrée sortie, le plus souvent (plus de 70 % des cas) à partir de prélèvements 24h. Les eaux usées traitées entrantes en ZRV sont en moyenne de meilleure qualité que les rejets de référence attendus en boues activées ou filtres plantés de roseaux à écoulement vertical – FPRv) pour les paramètres carbonés (voir Tableau 5). Pour les paramètres azotés et phosphorés, les valeurs moyennes des eaux usées entrantes en ZRV sont le reflet des ouvrages de traitement et de la prédominance de FPRv (avec des concentrations en formes azotées et phosphorées bien supérieures aux concentrations attendues par une boue activée prévue pour dénitrifier et déphosphater).

Le traitement des données (concentrations) a été conduit à l'aide des outils classiques de statistique descriptive et d'un outil de statistique explicative (modèle ln-linéaire généralisé). En complément, s'est posée la question de l'apparition des situations dégradées, c'est à dire lorsque la qualité du rejet de la ZRV est moins bonne que celle en son entrée.

Les charges hydrauliques ont été exprimées en hauteur d'eau journalière et c'est ainsi que leur impact sur le gain de qualité obtenue par les ZRV a pu être analysé.

Pour l'ensembles des paramètres (y compris *E. coli*), les concentrations moyennes en sortie de ZRV sont plus faibles que celles d'entrée.

Ces bons résultats physico-chimiques sont à interpréter avec prudence du fait :

- des faibles écarts de concentrations entre les deux valeurs : paramètres DBO_5, formes azotées et phosphorées en ZRV_{bassin} ;
- du nombre de situations dégradées qui avoisinent ou dépassent 25 % des bilans : paramètres DCO, MES, NK, $N\text{-}NH_4^+$, $N\text{-}NO_2^-$, Pt et $P\text{-}PO_4^{3-}$;
- de l'évolution des nitrites en ZRV dont la fréquence de situations dégradées est très importante (35 % des bilans) ; ces accroissements de concentrations seraient rencontrées davantage en période hivernale ;
- de l'évolution des orthophosphates, dont la fréquence de situations dégradées est la plus importante (40 % des bilans) ; les ZRV_{bassin} seraient plus sujettes au relargage que les $ZRV_{fossé}$.

Pour tous les paramètres physicochimiques, le traitement statistique par le modèle ln-linéaire généralisé a conclu que l'eau issue de la ZRV est de bonne qualité à condition que les eaux usées traitées issues de la station le soient également. Si les concentrations d'entrée de ZRV sont basses (c'est-à-dire qu'elles respectent déjà les niveaux de rejet assignés à la station s'épuration), alors il est possible d'obtenir des concentrations encore améliorées. Au contraire, en cas de défaillance du traitement, la ZRV n'aura pas d'effet bénéfique majeur sur l'amélioration de la qualité.

L'analyse des charges hydrauliques a été conduite en absence de connaissance des caractéristiques techniques du sol (et sous-sol) c'est-à-dire sans connaitre les quantités infiltrées. Dans ce contexte d'analyse, les conclusions obtenues sont les suivantes : si les charges hydrauliques sont importantes c'est-à-dire si la lame d'eau apportée journellement excède environ 50 cm pour une $ZRV_{fossé}$ ou 25 cm pour une $ZRV_{bassin,}$ alors une ZRV n'aura aucun effet, ni positif, ni négatif. Pour obtenir un gain de qualité, il convient d'apporter une lame d'eau plus faible que les seuils de hauteur d'eau mentionnés, sans être en mesure de la garantir.
Ce résultat, aussi perfectible soit-il, fournit un ordre de grandeur de charges hydrauliques à ne pas dépasser qui n'avait pas été déterminé précédemment.

Pour le paramètre *E. coli*, il n'y a pas d'ambiguïté, les ZRV ont un effet positif car les écarts entrée-sortie dépassent 1 UFC et les situations dégradées sont les moins fréquentes (10 % des bilans).

Contrairement aux paramètres physicochimiques, le traitement statistique par le modèle ln-linéaire généralisé a conclu que les concentrations initiales d'entrée n'avaient pas d'effet identifié sur les concentrations de sortie. Ainsi, une ZRV peut abattre une pollution d'ordre sanitaire même si cette dernière n'est précédée d'un dispositif spécifique dédié. La configuration de type bassin semble favoriser la réduction des concentrations davantage que la configuration en fossé. L'effet probable des UV (meilleur ensoleillement des surfaces en eau que les fossés du fait de la végétation sur leurs berges) et du temps de séjour généralement supérieur est mis en exergue. Toutefois, aucun effet saisonnier n'a pas été mis en évidence ce qui semble contraire au guide ZRV (Boutin *et al.*, 2019). Le point commun

est la nécessité d'un entretien de la végétation, dont la période estivale, afin de limiter le développement végétal comme écran aux UV.

L'analyse des charges hydrauliques a également été conduite pour le paramètre *E.coli* : si les charges hydrauliques sont importantes c'est-à-dire si la lame d'eau apportée journellement excède environ 60 cm pour une $ZRV_{fossé}$ ou 40 cm pour une $ZRV_{bassin,}$ alors une ZRV n'aura aucun effet, ni positif, ni négatif. Pour obtenir un gain de qualité, il convient d'apporter une lame d'eau plus faible que les seuils de hauteur d'eau mentionnés.
Ce résultat, aussi perfectible soit-il, fournit un ordre de grandeur de charges hydrauliques à ne pas dépasser qui n'avait pas été déterminé précédemment.

Cette synthèse confirme combien le rôle des ZRV (Boutin *et al.*, 2019) est diffèrent selon les objectifs qui lui sont assignés. Vis-à-vis des indicateurs sanitaires, sous réserve de précautions de mise en œuvre et d'entretien permettant la pénétration de la lumière, une ZRV devrait améliorer la qualité sanitaire d'un rejet de station de traitement des eaux usées. Vis-à-vis des paramètres physicochimiques, avec une définition précise des objectifs et sous réserve de précautions de mise en œuvre et d'entretien, une ZRV peut contribuer à améliorer la qualité du milieu récepteur de surface. Cette synthèse confirme qu'une ZRV ne peut se substituer à un traitement complémentaire, elle confirme également qu'une ZRV ne pourra contrer les défaillances chroniques du traitement amont.

10. Bibliographie

Bec J-M., Boutin C., Chanseau J-P., Chodzko R., Dapzol F., Di Mare J., Durot M-A., Dimastromattéo N., Gonnord C., Lacour C., Lefebvre H-N., Malamaire G., Prost-Boucle S., Rebel J., Sambuco J-P., Venandet N., Villemagne E. (2015) Classification des Zones de Rejet Végétalisées. EPNAC. 1p.

Boutin, C. ; Olivier, L. ; Agenet, P. ; Parisi, S. ; Artuit, P. ; Branchu, P. ; Decout, A. ; Dubois, V. ; Dubourg, L. ; Dhumeaux, D. ; Jousse, S. ; Leval, C. ; Mouline, B. ; Portier, N. ; Rambert, C. ; Souliac, L. ; Szabo, C. (2017) Assainissement non collectif : le suivi in situ des installations de 2011 à 2016. Synthèse technique du rapport final. Disponible au téléchargement sur : https://irsteadoc.irstea.fr/cemoa/PUB00054553 ; S1 : Fiches techniques par dispositif. S2 : Rapport final. S3 : Synthèse tout public. S4 : Base de données. S5 : Présentation plénière Assises Limoges Septembre 2017. S6 : Présentation atelier 9 Assises Limoges Septembre 2017.

Boutin C. (coord.), Papias S., Prost-Boucle S., Morvannou A., Forquet N., Choubert J-M., Pourcher A-M., Clément R., Dherret L., Coquery M., Le Guédard M (2019) Les zones de rejet végétalisées : analyse du fonctionnement et aide à la conception et à l'exploitation. Agence française pour la biodiversité, collection Guides et protocoles. 92p.

FNDAE 22 - Alexandre O., Boutin C., Duchène P., Lagrange C., Lakel A., Liénard A., Orditz D. (1997) Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités. 96p.

FNDAE 25 - Deronzier G., Schétrite S., Racault Y, Canler J-P., Liénard A., Héduit A., Duchène P. (2001) Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités. 79p.

Molle P., Liénard A., Boutin C., Merlin G., Iwema A. (2005) How to treat raw sewage with constructed wetlands : an overview of the French systems, Water Science & Technology, Vol 51, n°9, p11-21.

PLANTEDEFI - PLAteforme NaTionale Dynamique d'Evaluation des FIltres plantés. Base de données sur la conception et les performances épuratoires des stations d'épuration des eaux usées de types filtres plantés de végétaux sur l'ensemble du territoire Français. Extraction des données en mars 2019. https://plantedefi.irstea.fr/ (accès restreint).

Prost-Boucle S., Boutin C. (2013) État des lieux national des Zones de Rejet Végétalisées. EPNAC. 58p.

Prost-Boucle S., Papias S., Aubert J., Bourgeois V., Crétollier C., Choubert J-M., Coquery M., Dherret L., Garcia O., Masson M., Miege C., Panay J., Boutin C. (2019) Suivi de la ZRV de type « bassin » de Marguerittes (30) - Bilan du fonctionnement aux débits Q1 et Q2. 138p.

Vivant A.L., Pourcher A.M., Boutin C. (2017) Impact de la ZRV de Marguerittes (30) sur le comportement des E. coli et des E. coli productrices de β-lactamases à spectre étendu. Rapport final. Programme Irstea-Onema 2016-2018, 48p.

11. Liste des illustrations

Tableaux

Tableau 1 : Limites de quantification (LQ) utilisées pour le traitement des données, et impact sur les données étudiées 9
Tableau 2 : Nombre de valeurs par paramètre et par type de ZRV 9
Tableau 3 : Les effets recherchés expliquant la distribution de la qualité des rejets de ZRV utilisés pour le modèle statistique ln-linéaire généralisé 11
Tableau 4 : Hauteurs d'eau journalières appliquées sur les ouvrages 12
Tableau 5 : Concentrations d'entrée de ZRV (en mg/L) et comparaisons aux valeurs de concentrations de référence en boues activées et filtres plantés de roseaux 13
Tableau 6 : Statistiques descriptives des données en DBO_5, DCO et MES : tableau de données 14
Tableau 7 : Résultats de l'analyse par l'outil « modèle ln-linéaire généralisé » de la distribution des concentrations en MES en sortie de ZRV 18
Tableau 8 : Statistiques descriptives des données en azote : tableau de données 19
Tableau 9 : Résultats de l'analyse par l'outil « modèle ln-linéaire généralisé » de la distribution des concentrations en NK en sortie de ZRV 24
Tableau 10 : Résultats de l'analyse par l'outil « modèle ln-linéaire généralisé » de la distribution des concentrations en $N\text{-}NO_3$ en sortie de ZRV 24
Tableau 11 : Statistiques descriptives des données en Pt et $P\text{-}PO_4$: tableau de données 26
Tableau 12 : Résultats de l'analyse par l'outil « modèle ln-linéaire généralisé » de la distribution des concentrations en Pt en sortie de ZRV 29
Tableau 13 : Résultats de l'analyse par l'outil « modèle ln-linéaire généralisé » de la distribution des concentrations en E. coli (logUFC/100 mL) en sortie de ZRV 33

Figures

Figure 1 : Localisation des ZRV étudiées 6
Figure 2 : Nombre de bilans entrée-sortie réalisés dans chaque département 6
Figure 3 : Capacité des 43 stations en amont des ZRV étudiées 6
Figure 4 : Age des 43 ZRV étudiées 6
Figure 5 : Surface en eau en m^2 (hors abords) des 43 ZRV étudiées 6
Figure 6 : Part respective de chaque type de ZRV et des bilans entrée-sortie de prélèvements sur la base de données brutes recueillies 8
Figure 7 : Part respective des bilans entrée-sortie avec des prélèvements de types bilans 24h ou ponctuels 8
Figure 8 : Gammes de hauteurs d'eau journalières apportées sur les ZRV 11
Figure 9 : A titre d'exemple, amélioration ou détérioration de la qualité de l'eau en sortie de ZRV en fonction de la hauteur d'eau journalière appliquée 12
Figure 10 : Statistiques descriptives des données en DBO_5, DCO et MES : représentations graphiques 15
Figure 11 : Statistiques descriptives des données en DBO_5, DCO et MES : impact des concentrations d'entrée . 15
Figure 12 : Analyse des situations dégradées en DBO_5, DCO et MES 17
Figure 13 : Impact de la hauteur d'eau journalière sur les concentrations en DBO_5, DCO et MES 18
Figure 14 : Statistiques descriptives des données en azote : représentations graphiques 20
Figure 15 : Statistiques descriptives des données en azote : impact des concentrations d'entrée 20
Figure 16 : Analyse des situations dégradées en N-NH4 et NK 22
Figure 17 : Analyse des situations dégradées en N-NO2, N-NO3 et NGL 23
Figure 18 : Impact de la hauteur d'eau journalière sur les concentrations en azote 25
Figure 19 : Statistiques descriptives des données : représentations graphiques 27
Figure 20 : Statistiques descriptives des données en Pt et P-PO4 : impact des concentrations d'entrée 28
Figure 21 : Analyse des situations dégradées en Pt et P-PO4 28
Figure 22 : Impact de la hauteur d'eau journalière sur les concentrations en phosphore 30
Figure 23 : Statistiques descriptives des données en E. coli (Ulog/100 mL) 32
Figure 24 : Part des situations dégradées en E. coli sur l'ensemble des bilans 32
Figure 25 : Impact du type de ZRV et de la saison sur l'apparition de relargages en E. coli 33
Figure 26 : Impact de la hauteur d'eau journalière sur les concentrations en E. coli 34

Agence française pour la biodiversité

Hall C – Le Nadar
5, square Félix Nadar
94300 Vincennes
+33 (0)1 45 14 36 00
www.afbiodiversite.fr

Irstea
Centre Lyon-Grenoble Auvergne-Rhône-Alpes
5, rue de la Doua
CS 20244
92625 Villeurbanne Cedex
+33 (0)4 72 20 87 87
www.irstea.fr