



Rapport MB4

| | |
|------|----------------------------|
| Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| Date | 24/06/14 |
| Page | 1/76 |

Étude de connaissance des marées vertes du littoral Atlantique sous influence de la Loire et de la Vilaine

Mission MB4 : Analyse des flux de nutriments émis par la Loire et la Vilaine

| | | | | | |
|---------------------------------|---------------|--|--------------------|------------|--|
| Objet | | | | | |
| Rapport | | | | | |
| Rédacteur | | | CEVA/Sylvain BALLU | | |
| Liste de diffusion : | | | | | |
| Nom | | Structure | | Nom | |
| Pierre TRABUC Hélène LEGRAND | | DREAL Pays de Loire DREAL Pays de Loire | | | |
| Visas | | | | | |
| Structure | CEVA | CEVA | DREAL | | |
| Nom | Sylvain Ballu | Nadège ROSSI | Hélène LEGRAND | | |
| Qualité | Chef Projet | Responsable qualité | Pilotage Etude | | |
| Visa | | | | | |



SOMMAIRE

| | | |
|-----------|---|-----------|
| 1. | INTRODUCTION..... | 8 |
| 2. | CONTEXTE ET OBJECTIFS..... | 9 |
| 2.1. | DESCRIPTION DE LA COMMANDE : | 9 |
| | <i>Rappel du cahier des charges :</i> | <i>9</i> |
| 2.2. | DESCRIPTION DES OBJECTIFS : | 9 |
| 2.2.1. | <i>Objectifs liés à la modélisation écologique : séries de flux des deux grands fleuves</i> | <i>9</i> |
| 2.2.2. | <i>Objectifs liés à la modélisation écologique : effet estuarien de la Loire</i> | <i>9</i> |
| 3. | EVALUATION DES FLUX DE LA LOIRE ET DE LA VILAINE | 10 |
| 3.1. | MATERIEL ET METHODES..... | 10 |
| 3.1.1. | <i>Description des données brutes et choix des stations de référence.....</i> | <i>10</i> |
| 3.1.1.1. | Cas de la Loire | 10 |
| 3.1.1.2. | Cas de la Vilaine | 12 |
| 3.1.2. | <i>Description du matériel utilisé.....</i> | <i>13</i> |
| 3.1.3. | <i>Description des méthodes de calcul de flux et de concentration.....</i> | <i>13</i> |
| 3.1.3.1. | Principes..... | 13 |
| 3.1.3.2. | Méthode retenue pour le calcul des flux journaliers | 14 |
| 3.1.3.3. | Méthode retenue pour le calcul des concentrations et l'analyse de leurs variations | 14 |
| ✓ | Concentrations annuelles..... | 14 |
| ✓ | Moyennes glissantes..... | 14 |
| ✓ | Relation débit concentration..... | 14 |
| ✓ | Concentration de flux | 15 |
| 3.2. | RESULTATS..... | 16 |
| 3.2.1. | <i>La Loire</i> | <i>16</i> |
| 3.2.1.1. | Nitrates | 16 |
| ✓ | Concentrations | 16 |
| ✓ | flux..... | 18 |
| 3.2.1.2. | Ammonium | 20 |
| ✓ | Concentrations | 20 |
| ✓ | Flux | 22 |
| 3.2.1.3. | Nitrites..... | 23 |
| 3.2.1.4. | Azote Kjeldahl | 23 |
| ✓ | Concentrations | 23 |
| ✓ | Flux | 24 |
| 3.2.1.5. | Phosphates..... | 25 |
| ✓ | Concentration..... | 25 |
| ✓ | Flux..... | 27 |
| 3.2.1.6. | Phosphore..... | 29 |
| ✓ | Concentrations | 29 |
| ✓ | Flux | 31 |
| 3.2.1.7. | Bilan des flux de nutriments..... | 33 |
| 3.2.1.8. | Estimation des incertitudes..... | 35 |
| ✓ | Comparaison avec des données haute fréquence..... | 35 |
| ✓ | Estimation d'erreur selon la méthode de Moatar et al | 36 |
| 3.2.1.9. | Conclusions pour la Loire | 38 |
| 3.2.2. | <i>La Vilaine.....</i> | <i>39</i> |
| 3.2.2.1. | Nitrates | 39 |
| ✓ | Concentrations | 39 |
| ✓ | flux..... | 40 |
| 3.2.2.2. | Ammonium | 41 |
| ✓ | Concentrations | 41 |
| ✓ | Flux | 43 |
| 3.2.2.3. | Nitrites..... | 44 |
| 3.2.2.4. | Azote Kjeldahl | 44 |
| ✓ | Concentrations | 44 |
| ✓ | Flux | 45 |
| 3.2.2.5. | Phosphates..... | 46 |





Rapport MB4

| | |
|------|----------------------------|
| Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| Date | 24/06/14 |
| Page | 3/76 |

| | | |
|-----------|--|-----------|
| ✓ | Concentrations | 46 |
| ✓ | Flux | 48 |
| | 3.2.2.6. Phosphore total..... | 49 |
| ✓ | Concentrations | 49 |
| ✓ | Flux | 50 |
| | 3.2.2.7. Bilan des flux de nutriments..... | 51 |
| | 3.2.2.8. Estimation des incertitudes..... | 53 |
| | 3.2.2.9. Conclusions pour la Vilaine | 53 |
| 4. | EVALUATION DE L'EFFET ESTUARIEN DE LA LOIRE | 54 |
| 4.1. | MATERIEL ET METHODES..... | 54 |
| 4.1.1. | Introduction | 54 |
| 4.1.2. | Données utilisées | 55 |
| 4.2. | RESULTATS..... | 57 |
| 4.2.1. | Nitrates | 57 |
| 4.2.2. | Ammonium | 59 |
| 4.2.3. | Nitrites | 64 |
| 4.2.4. | Azote Kjeldahl..... | 66 |
| 4.2.5. | Phosphates..... | 67 |
| 4.2.6. | Phosphore Total..... | 72 |
| 5. | CONCLUSION..... | 74 |
| 6. | BIBLIOGRAPHIE..... | 76 |



FIGURES

| | |
|--|----|
| Figure 1 : Evolution des concentrations en nitrates à Sainte Luce et Montjean entre 1970 et 2012..... | 16 |
| Figure 2 : Relation log-log entre débits et nitrates classés en deux populations par rapport au débit moyen..... | 16 |
| Figure 3 : Relation entre mesures de nitrates à Montjean et Sainte-Luce..... | 17 |
| Figure 4 : Moyenne glissante à 7 ans en nitrates à Sainte-Luce et Montjean. | 17 |
| Figure 5 : Evolution des moyennes annuelles (années civiles et mai-septembre) à Montjean..... | 18 |
| Figure 6 : Flux de nitrates annuel et sur mai-septembre à Sainte-Luce et Montjean | 18 |
| Figure 7 : Débits moyens annuels et sur mai-septembre à Montjean | 19 |
| Figure 8 : Comparaison des flux de nitrates annuels et sur mai septembre, à Sainte-Luce et Montjean..... | 19 |
| Figure 9 : Relation entre flux de nitrates et débits à Montjean. | 19 |
| Figure 10 : Evolution de la concentration de flux annuelle et sur la période mai-septembre | 20 |
| Figure 11 : Evolutions des concentrations en ammonium à Sainte-Luce et Montjean depuis 1971..... | 21 |
| Figure 12 a et b : (a, à gauche) Relation log-log entre débits et ammonium classés en deux populations par rapport au débit moyen, (b, à droite) : Relation entre mesure d'ammonium à Sainte-Luce et Montjean..... | 21 |
| Figure 13 : Moyennes annuelles et estivales (mai-septembre) à Montjean. | 21 |
| Figure 14 : Moyennes glissantes sur 7 ans des teneurs en ammonium à Sainte-Luce et Montjean..... | 22 |
| Figure 15 : Flux d'ammonium à Montjean..... | 22 |
| Figure 16 : Evolution du flux en ammonium en fonction du débit (gauche) et des concentrations de flux (droite) en ammonium à Montjean..... | 23 |
| Figure 17 : Evolution des concentrations en azote Kjeldahl depuis 1973 à Montjean et Sainte-Luce. | 24 |
| Figure 18 a et b : (a, à gauche) Relation log-log entre débits et azote Kjeldahl classés en deux populations par rapport au débit moyen, (b, à droite) : relation entre teneurs en azote total à Montjean et Sainte Luce. | 24 |
| Figure 19 : Evolution de la moyenne glissante en azote Kjeldahl à Montjean et Sainte-Luce..... | 24 |
| Figure 20 : Evolution des flux d'azote Kjeldahl à Montjean (haut), évolution des concentrations de flux (droite) et des flux en fonction des débits (gauche)..... | 25 |
| Figure 21 : Evolution des phosphates à Sainte-Luce et Montjean entre 1971 et 2012..... | 26 |
| Figure 22 : Relation log-log entre débits et phosphates classés en deux populations par rapport au débit moyen (gauche),..... | 26 |
| Figure 23 : Moyenne glissante sur 7 ans des phosphates à Montjean et Sainte Luce | 26 |
| Figure 24 : Evolution des flux de phosphates à Sainte Luce pour l'année civile et sur mai-septembre (haut) et évolution des débits à la station de Montjean (bas). | 27 |
| Figure 25 : Comparaison des flux de phosphates à Sainte-Luce et Montjean | 28 |
| Figure 26 : Concentration de flux à Sainte-Luce (gauche) et Montjean (droite) | 28 |
| Figure 27 : Evolution de la concentration de flux sur Montjean en fonction du débit. | 29 |
| Figure 28 : Evolution des concentrations en phosphore total à Sainte-Luce et Montjean. | 29 |



Figure 29 : Relations log-log entre débits et phosphore particulaire classées en deux populations par rapport au débit moyen (gauche), comparaison des teneurs en phosphore total à Montjean et Sainte-Luce pour des mesures effectuées le même jour (droite).....30

Figure 30 : Evolution de la moyenne glissante sur 7 ans en phosphore total à Montjean et Sainte-Luce.....30

Figure 31 : Relation débit / phosphore particulaire à Montjean.....31

Figure 32 : A la station de Montjean, évolution des flux de phosphore total (haut) et de la concentration de flux (bas gauche) et concentration de flux durant la période mai-septembre fonction du débit (bas droite).....32

Figure 33 : comparaison des mesures en nitrates dans les deux jeux de données OSUR (AELB) et GIP - LE.....35

Figure 34 : comparaison des flux mensuels calculés en prenant les concentrations OSUR ou GIP-LE le même jour sur l'année 2010 (gauche) ou sur avril-octobre (droite) en T NO₃ par mois.....36

Figure 35 : en haut, évolution des concentrations en nitrates à Rieux entre 1971 et 2012, en bas zoom sur 2000-2012.....39

Figure 36 : Relation nitrates débits à Rieux, à droite sur deux populations séparées par le débit médian.....40

Figure 37 : Evolution de la moyenne glissante sur 7 ans à Rieux.....40

Figure 38 : Evolution des flux de nitrates à Rieux et relation entre flux de nitrates et débits.....41

Figure 39 : Evolution des concentrations de flux de nitrates à Rieux.....41

Figure 40 : Evolutions des concentrations en ammonium à Rieux entre 1971 et 2012, à droite sur 200-2012.....42

Figure 41 : Relation concentration en ammonium et débits à Rieux.....42

Figure 42 : Evolution de la moyenne glissante à 7 ans en ammonium à Rieux.....43

Figure 43 : Evolution des flux en ammonium à Rieux (haut) et des concentrations de flux (bas).....43

Figure 44: Evolution de la concentration en azote Kjeldahl à Rieux.....44

Figure 45 : Relation log-log entre débits et azote Kjeldahl classés en deux populations par rapport au débit moyen.....44

Figure 46 : Moyenne glissante à 7 ans de l'azote Kjeldahl à Rieux.....45

Figure 47 : Flux d'azote Kjeldahl à Rieux (haut). Evolution de la concentration de flux (bas gauche) et relation entre flux mensuels d'azote Kjeldahl et débits mensuels (bas droite).....46

Figure 48 : Evolution des concentrations en phosphates à Rieux.....47

Figure 49 : Relation débits/phosphates à Rieux.....47

Figure 50 : Evolution de la moyenne glissante à 7 ans en phosphates à Rieux.....47

Figure 51 : Evolution des flux en phosphates à Rieux.....48

Figure 52 : Relation flux de phosphate et débits (gauche) et Evolution de la concentration de flux en phosphates à Rieux (droite).....48

Figure 53 : Evolution du phosphore total à Rieux, en bas, sur 2000-2012.....49

Figure 54 : Relation log-log entre débits et phosphore total classés en deux populations par rapport au débit moyen.....49

Figure 55 : Evolution de la moyenne glissante à 7 ans en phosphore total à Rieux.....50

Figure 56 : Flux de phosphore total à Rieux.....50

Figure 57 : Evolution de la concentration de flux de phosphore total (gauche) et relation entre flux de Phosphore total et débits (droite).....50

Figure 58 : Positionnement des points de mesures dans l'estuaire de la Loire.....56



| | | | |
|--|----------------------|------|----------------------------|
|   <small>Égalité • Liberté • Fraternité</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET</small> <small>DE LA RÉGION</small> <small>PAYS DE LA LOIRE</small> | <h1>Rapport MB4</h1> | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | Date | 24/06/14 |
| | | Page | 6/76 |

Figure 59 : Diagramme NO₃ / Salinité pour l'ensemble des campagnes DDTM de 2000 à 201257

Figure 60 : Exemples de relations nitrates/salinité, par campagnes, en hiver et en été.58

Figure 61 : relation entre l'ordonnée à l'origine de la droite de dilution et la valeur à Montjean, correspondant au tableau précédent.....58

Figure 62 : Evolution des moyennes annuelles de nitrates en chaque point et en fonction de la moyenne annuelle des salinités au point.....59

Figure 63 : relation ammonium/salinité entre 2000 et 2012, toutes observations confondues.....60

Figure 64 : Exemples d'évolution de l'ammonium en fonction de la salinité60

Figure 65 : Evolution des moyennes annuelles en ammonium par stations, en fonction du Pk, des moyennes de salinités et de MES au même point.61

Figure 66 : Evolution des moyennes annuelles de MES dans l'estuaire en fonction du Pk (point kilométrique).62

Figure 67 : Evolutions, en fonction du pk, des concentrations moyennes mensuelles en ammonium de 2000 à 2012.....63

Figure 68 : Moyennes mensuelles par points de mesures sur les années 2000 à 2012.....63

Figure 69 : Evolution des teneurs en nitrites en fonction de la salinité.....64

Figure 70 : Evolution des moyennes annuelles par points de mesures, en fonction, de la localisation, des moyennes de salinité et des moyennes de MES.....65

Figure 71 : Moyennes mensuelles en nitrites à différentes stations de l'estuaire.....66

Figure 72 : Relation entre azote Kjeldahl et salinités dans l'estuaire67

Figure 73 : Evolution de l'azote Kjeldahl et des MES en fonction de la distance Saint-Nazaire (Mಿಂದin)67

Figure 74 : Relation entre azote Kjeldahl et MES dans l'estuaire.....67

Figure 75 : Relation phosphates en fonction de la salinité et des MES, toutes données confondues.....68

Figure 76 : Exemples de relation PO₄ / salinité.....68

Figure 77 : Evolution longitudinale des concentrations en Phosphates69

Figure 78 : Evolution des moyennes annuelles de phosphates par points de mesures, en fonction, de la localisation, des moyennes de salinité et des moyennes de MES.69

Figure 79 : Régression par mois des données PO₄/salinités, aux valeurs de salinité supérieures à 3 ppt.70

Figure 80 : Comparaison entre la moyenne mensuelle à Montjean et la valeur de l'Intercept des relations PO₄ = f(Salinité), en fonction du mois71

Figure 81 : Concentrations en eaux douces recalculées en fonction du mois.....72

Figure 82 : Relation entre salinité et concentration en phosphore total dans l'estuaire73

Figure 83 : Evolution en fonction de la distance à Saint-Nazaire des concentrations en phosphore total et MES.73

Figure 84 : Relation entre phosphore total et MES dans l'estuaire73



| | | | |
|--|----------------------|------|----------------------------|
|   <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET</small> <small>DE LA RÉGION</small> <small>PAYS DE LA LOIRE</small> | <h1>Rapport MB4</h1> | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | Date | 24/06/14 |
| | | Page | 7/76 |

TABLEAUX

| | |
|--|----|
| Tableau 1 : Débits et flux de nutriments de la Loire pour les deux dernières décennies... | 33 |
| Tableau 2 : Précision estimée du calcul de flux à partir de la valeur de la pente de la relation log-log entre débits et concentrations pour les débits supérieur au débit moyen (Bsup). | 38 |
| Tableau 3 : Débits et flux de nutriments de la Vilaine pour les deux dernières décennies. | 51 |
| Tableau 4 : Pente de la relation log-log entre débits et concentrations pour les débits supérieurs au débit moyen (Bsup) et précision estimée du calcul de flux. | 53 |
| Tableau 5 : Comparaison de la valeur amont en nitrates (mg/l) et de l'intercept (mg/l) de la relation nitrates/salinité, pour différentes dates de campagne. | 58 |
| Tableau 6 : Concentrations théoriques en eau douce d'ammonium (SN0) calculées à partir des moyennes annuelles (haut) et estivales (bas) à différents points de mesures de l'estuaire et rapport entre ces concentrations et la concentration au point amont. | 62 |
| Tableau 7 : Concentrations théoriques en eau douce d'ammonium (SN0) calculées à partir des moyennes mensuelles à différents points de mesures de l'estuaire (haut) et rapport entre ces concentrations et la concentration au point amont. | 63 |
| Tableau 8 : Concentrations théoriques en eau douce en nitrites (SN0) calculées à partir des moyennes estivales à différents points de mesures de l'estuaire (haut) et rapport entre ces concentrations et la concentration au point amont. | 66 |
| Tableau 9 : Concentrations théoriques en eau douce en nitrites (SN0) calculées à partir des moyennes mensuelles à différents points de mesures de l'estuaire et rapport entre ces concentrations et la concentration au point amont. | 66 |
| Tableau 10 : Ordonnée à l'origine des courbes de régression PO4/Sal par mois. | 70 |
| Tableau 11 : Concentrations théoriques en eau douce en phosphates (SN0) calculées à partir des moyennes estivales à différents points de mesures de l'estuaire et rapport entre ces concentrations et la concentration au point amont. | 71 |



| | | | |
|--|----------------------|------|----------------------------|
|   <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET</small> <small>DE LA RÉGION</small> <small>PAYS DE LA LOIRE</small> | <h1>Rapport MB4</h1> | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | Date | 24/06/14 |
| | | Page | 8/76 |

1. INTRODUCTION

Ce document est le rapport final concernant la tâche MB4 du lot 1 du marché intitulé : « Étude de connaissance des marées vertes du littoral Atlantique sous influence de la Loire et de la Vilaine ». Le bureau d'étude HOCER a réalisé la tâche MB4, en qualité de sous traitant du CEVA, titulaire du marché et en a fait un rapport d'étude au CEVA (). Pour répondre à la demande de la DREAL Pays de Loire, de disposer d'un rapport plus synthétique, le CEVA en a repris la rédaction et mise en forme, à partir des éléments fournis par HOCER.

L'objectif général de la mission MB4 est la fourniture de données de flux pour les deux fleuves Loire et Vilaine dominant le secteur côtier étudié, de la presqu'île de Quiberon à l'Île de Ré. Outre l'évaluation des flux aux points de suivis sur les fleuves, la mission MB4 devra analyser le comportement des nutriments au sein de l'estuaire de la Loire pour pouvoir conclure sur la pertinence d'utiliser ces données aux points de suivis dans le cadre des modélisations sur la zone côtière. Le second objectif est l'analyse de l'évolution des flux de ces deux fleuves sur une période plus longue, depuis les années 1970, pour pouvoir l'évaluer en parallèle de l'évolution des phénomènes de prolifération macroalgale sur ce secteur.

Le présent document propose de décrire la commande initiale du CCTP et les objectifs définis par le CEVA, le matériel et les méthodes utilisés puis les résultats pour conclure sur la pertinence de l'utilisation de ces données pour la suite de l'étude.

Cette tâche s'insère dans l'étude générale de la connaissance des marées vertes du littoral Atlantique sous influence de la Loire et de la Vilaine. Pour cette étude, la partie modélisation qui reproduira la croissance des algues vertes et du phytoplancton nécessite la connaissance des apports en nutriments des différents tributaires de la zone d'étude et notamment les apports principaux qui sont liés à la Loire et à la Vilaine.

NB : Terminologie

Au long de ce document seront analysées de manière systématique l'évolution des nutriments au cours de l'année et pendant la période de développement et d'échouage des ulves. Cette période concerne principalement les mois de mai à septembre (les flux en avril étant encore souvent fortement influencés par les débits hivernaux et les limitations par les nutriments peu envisageables à cette période, l'analyse a été ciblée sur les mois de mai à septembre) et sera désignée dans ce document sous le vocable de période mai-septembre ou période productive. Sur les graphiques le terme de « période mai-septembre » ou « période productive », assez long et surchargeant la représentation, a été remplacé par « Été », « estival » ou « E » selon les cas.

Concernant les calculs effectués sur une période annuelle (flux, concentration de flux, moyenne, ...) tous ont été réalisés sur l'année calendaire, ce qui est d'usage dans les études sur l'environnement marin.



| | | | |
|---|----------------------|------|----------------------------|
|   REPUBLIQUE FRANÇAISE PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE | <h1>Rapport MB4</h1> | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | Date | 24/06/14 |
| | | Page | 9/76 |

2. Contexte et objectifs

2.1. Description de la commande :

Rappel du cahier des charges :

« La mission intermédiaire MB4 consiste en l'analyse des flux de nutriments émis par la Loire et la Vilaine dans les conditions décrites au paragraphe 2.2.1.2 du présent CCTP.

Le livrable de la mission intermédiaire MB4 est :

- une présentation à la maîtrise d'ouvrage des graphes d'évolution des flux de nutriments émis par la Loire et la Vilaine, des tendances observées
- une note précisant la quantification des flux en sortie de l'estuaire et argumentée quant à la pertinence du recours aux données de surveillance des milieux acquises à Montjean sur Loire pour évaluer l'impact de la Loire sur l'eutrophisation des eaux marines.

La réalisation des missions intermédiaires MB1 et MB2 est un prérequis indispensable à la réalisation de la mission intermédiaire MB4.

Le livrable de la mission intermédiaire MB4 doit être transmis à la maîtrise d'ouvrage dans un délai de 9 mois à compter de la date de l'ordre de service de lancement de la prestation.»

Les objectifs définis par le CEVA pour répondre à l'ensemble du cahier des charges et plus particulièrement à la partie liée aux modélisations écologiques permettent de préciser les attentes de la mission MB4.

2.2. Description des objectifs :

2.2.1. Objectifs liés à la modélisation écologique : séries de flux des deux grands fleuves

La Loire et la Vilaine sont a priori les deux grands contributeurs à l'enrichissement côtier de la zone d'étude Quiberon – Ré. L'analyse des flux émanant de ces deux fleuves et leur évolution depuis les années 1970 devrait donc permettre de caractériser, dans ses grandes lignes, le niveau nutritionnel du secteur d'étude. Les autres sources locales, cours d'eau comme STEP sont considérées dans le cadre de la mission MB1. Les fleuves plus au sud de la zone d'étude, Charente, Gironde ont fait l'objet d'analyses suivant d'autres méthodes décrites dans les missions MB1 et MB2.

L'objectif fixé pour cette mission MB4 est l'évaluation des apports par la Loire et la Vilaine : choix des stations de suivi les plus pertinentes, analyse des données et caractérisation des apports journaliers, saisonniers et annuels et leur évolution depuis 1970.

2.2.2. Objectifs liés à la modélisation écologique : effet estuarien de la Loire

L'estuaire de la Loire est vaste et constitue un milieu de transition entre les eaux douces et marines, sièges de nombreux phénomènes modifiant les flux de nutriments. De plus, cet estuaire est densément peuplé et de nombreuses activités humaines y engendrent des apports supplémentaires à ceux mesurés plus en amont. Les stations de mesure de la qualité des eaux douces étant plus en amont, il est essentiel de pouvoir analyser l'impact du fonctionnement estuarien et des apports latéraux sur les flux arrivant finalement en mer.

Le modèle Mars Ulves 3D utilisé pour l'étude des proliférations macroalgales de la zone d'étude n'étant pas capable de simuler l'effet de l'estuaire sur les apports en mer, il faut pouvoir vérifier que les



| | | | | |
|--|--------------------|--|------|----------------------------|
|   ÉLÉMENTS D'ÉVALUATION REPUBLIQUE FRANÇAISE PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE | Rapport MB4 | | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | | Date | 24/06/14 |
| | | | Page | 10/76 |

flux estimés plus en amont permettent de refléter les apports à la zone côtière ou, le cas échéant pouvoir les redresser pour que les apports marins et leur dispersion courantologique par le modèle soient les plus proches de la réalité de cette zone côtière.

Concrètement, pour la Loire, le point d'entrée du modèle a été déterminé au niveau de Couëron, à environ 40 km en amont de Saint Nazaire. Cela permet au modèle de simuler la dilution progressive des sels nutritifs issus de l'estuaire de la Loire sous l'action du mouvement de va et vient de la marée et les apports par les affluents localisés entre Couëron et Saint Nazaire. En ce point, la chasse dynamique de marée est importante comme en atteste les mesures de salinité enregistrées par la DDTM de Loire-Atlantique en 2009 (salinité variant entre 0 et 15 PSU). Le positionnement du point d'entrée du modèle au niveau de Montjean d'où proviennent l'essentiel des données de débit et de concentration n'a pas été possible en raison de la réduction importante de la largeur de la Loire en amont de Couëron (taille de la maille du modèle devenant supérieure à la largeur de la Loire). Par ailleurs, le modèle écologique utilisé ne prenant pas en compte le phytoplancton d'eau douce, il n'est pas pertinent de le faire fonctionner sur le domaine purement d'eau douce. Le positionnement au niveau de Couëron constitue donc un bon compromis.

Aussi convient-il d'analyser le comportement des nutriments entre les points de suivi plus amont et en particulier Montjean et le niveau de Couëron à partir duquel le modèle prend en charge ces nutriments (transport, dilution, consommation, ...) ou plus en aval (niveau de Saint-Nazaire ou des points de mesure en mer peuvent être analysés).

Pour ce qui concerne la Vilaine, la situation est différente. Le barrage d'Arzal est en aval immédiat du point de mesure de Férel et proche du point de mesure de Rieux. Il n'y a donc pas de zones de transition entre le point de suivi et le point d'entrée du modèle (proximité immédiate d'Arzal). Les apports au niveau du point de mesure peuvent donc être considérés comme identiques aux entrées vues par le modèle.

3. Evaluation des flux de la Loire et de la Vilaine

3.1. Matériel et méthodes

3.1.1. Description des données brutes et choix des stations de référence

3.1.1.1. Cas de la Loire

✓ Débits

La station de référence pour l'observation du cours aval de la Loire est la station de Montjean-sur-Loire, qui est utilisée depuis 1872 pour la mesure des débits. Les données de débit de cette station ont été extraites de la banque de données hydro pour toutes les années de 1970 à 2012.

✓ Qualité de l'eau

La station de Montjean-sur-Loire est exploitée depuis 1993 pour la qualité des eaux (actuelle station de référence DCE).

L'historique sur cette station de Montjean-sur-Loire étant relativement limité, deux autres stations utilisées dans l'étude de la DREAL Centre (ii) sur les flux de nutriments de Loire et Vilaine



| | | | |
|---|----------------------|------|----------------------------|
|   République Française PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE | <h1>Rapport MB4</h1> | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | Date | 24/06/14 |
| | | Page | 11/76 |

ont été retenues dans la présente étude : station de Mauves et station de Sainte-Luce. Le rapport DREAL, privilégiant la durée d'observation des concentrations en nitrates, retient la station de Sainte-Luce au détriment de la station de Montjean, tout en indiquant que les mesures à Sainte-Luce peuvent être influencées par les processus estuariens. Cette influence est fortement probable. Les données acquises par le GIP Loire-estuaire à la station de mesure en continu de Bellevue (cf. annexe 1), située à proximité immédiate de Sainte-Luce, montrent en effet clairement l'influence de la marée sur certains paramètres physico-chimiques (salinité, MES). Toutefois Sainte-Luce est la seule station de la Loire en aval d'Angers disposant d'une chronique de données débutant en 1970.

Pour les données de forçage des modèles (années 2009 et 2012 exploitées pour la calibration et les simulations), il est donc préférable d'utiliser les données plus amont au point de Montjean. Les données de Sainte-Luce seront quant à elles utilisées avec celles de Montjean pour l'étude de l'évolution des concentrations et flux de la Loire à plus long terme (1970-2012).

Les deux sites plus amont de Mauves et Montjean ont fait l'objet d'une étude détaillée en 2007 par l'agence de l'eau Loire-Bretagne pour analyser la représentativité des points de mesures⁽ⁱⁱⁱ⁾. L'intérêt de la station de Mauves est sa position très en aval, dans la zone de marée dynamique, mais à l'écart des remontées salines et turbides. Sur ce site, il existe depuis 1972 une station de pompage alimentant en eau l'usine d'eau potable de la Roche Maurice à Nantes, ce qui permet aussi d'avoir une chronique de mesures intéressantes (cette chronique historique n'étant pas intégralement disponible sous forme numérique n'a pu être exploitée pour les années anciennes). Toutefois après analyse des données de l'ARS, si la fréquence de mesure actuelle reste élevée (1 mesure par semaine) pour les nutriments azotés (nitrates, ammonium, nitrites), les mesures de phosphates ont été arrêtées fin 2004. A partir de cette date deviennent disponibles des mesures de phosphore total et d'azote Kjeldhal à une fréquence mensuelle. Pour ces raisons, et malgré une fréquence de mesures des nitrates moins élevée (2 mesures/mois), c'est **la station de Montjean qui a été retenue comme station de référence**. Une comparaison rapide de l'évolution des concentrations en nutriments entre les deux sites a toutefois été réalisée pour évaluer l'influence éventuelle de cours d'eau affluents ou de rejets de station d'épuration (la station de Mauves étant située à la limite aval du fleuve représentant vraiment l'état du fleuve à l'entrée dans la zone de transition estuarienne).

L'analyse des données de Montjean révèle une qualité des mesures dégradée principalement pour les mesures d'ammonium et de phosphates pendant la période 2009-2011 : les basses valeurs sont douteuses, souvent en limite de détection et seuillées à la limite de détection qui est sur cette période élevée.

L'annexe 1 présente la comparaison des valeurs sur ces deux stations de Mauves et Montjean. Il en ressort que les valeurs des différents paramètres y sont proches. Les nitrates montrent cependant des valeurs maximales moins élevées sur Mauves comparées à celles de Montjean depuis 2004. L'ammonium est dans la même gamme de valeurs sur les deux sites mais on ne trouve, par contre, pas de corrélation entre les mesures effectuées le même jour, ce qui montre une plus grande variabilité de ce paramètre. L'absence de corrélation pourrait être due au temps de transfert entre ces deux points pour ce paramètre dont les teneurs sont plus rapidement variables. Pour les phosphates, l'analyse est plus délicate, ce paramètre n'étant plus suivi sur Mauves depuis 2004. Aucun biais n'apparaît sur la série considérée. L'analyse des différents paramètres montre une bonne représentativité de la station de Montjean pour évaluer les concentrations arrivant à l'estuaire. La partie 4 reprend l'analyse des différents paramètres de l'entrée de l'estuaire au domaine marin.

Pour chaque station, les extractions de données brutes ont été réalisées sur les paramètres : N03 (nitrates), NH4 (ammonium), NO2 (nitrites), NtK (azote Kjeldhal), PT (phosphore total), PO4 (orthophosphates). Les données ont été extraites de différentes sources :



| | | | |
|---|----------------------|------|----------------------------|
|   <small>États & Régions & Département</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET</small> <small>DE LA RÉGION</small> <small>PAYS DE LA LOIRE</small> | <h1>Rapport MB4</h1> | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | Date | 24/06/14 |
| | | Page | 12/76 |

- Montjean : données extraites de la base OSUR pour les années 2002 à 2012. Les années antérieures, non bancarisées dans OSUR ont été récupérées par la DREAL PL auprès de la DDTM 44.
- Sainte Luce sur Loire : données extraites de la base OSUR sur les années 1970 à 2012.
- Mauves : données récupérées auprès de la direction de l'eau de la ville de Nantes, correspondant au contrôle de l'ARS pour les années 2002 à 2012.
- Station de Montjean : données récupérées auprès du GIP Loire estuaire pour le paramètre NO₃ à haute fréquence, d'août 2009 à mars 2011
- Station de Bellevue : données haute fréquence sur la turbidité du réseau SYVEL (2011).

3.1.1.2. Cas de la Vilaine

✓ Débits

La station de référence classiquement utilisée sur le cours aval de La Vilaine est la station de Rieux. Cette station a été déplacée en 2002 à Pont de Cran ce qui entraîne une absence partielle de données durant cette année là et en 2001.

Les données de débit ont été récupérées de la banque hydro pour la station de Rieux de 1970 à 2000 et sur la station de Rieux / Pont de Cran de 2002 à 2012.

Le cours aval de la Vilaine (aval de Rieux) est totalement artificialisé par la présence du barrage d'Arzal qui crée un réservoir tampon, et dont la gestion hydraulique obéit à différents impératifs : production d'eau potable, gestion d'une navigation de plaisance, gestion des crues. Les débits du barrage ont été récupérés auprès de l'EPTB Vilaine pour les années 2007 à 2012. En complément les fiches d'analyse des débits mensuels (différentes vannes, passes à poissons, écluses, comparés aux débits de Rieux) émises par l'Institut d'aménagement de la Vilaine (IAV) ont été récupérées sur le site internet de l'IAV pour les années 2010 à 2012.

En hiver, les débits du barrage et ceux de la Vilaine sont similaires. En été, le débit total sortant du barrage est, d'après les données transmises, légèrement inférieur à celui du fleuve. Pour le forçage du modèle, l'exploitation des données de débit à Arzal semblait a priori plus pertinente. L'analyse de ces données (cf. annexe 2) montre que les validations semblent au mieux partielles et que les débits sont pour certaines périodes douteux. Pour cette raison, y compris pour les données de forçage du modèle, il a été choisi de considérer les données de Rieux/Pont de Cran qui sont des données validées donc ne présentant pas de risque de grosses erreurs comme la série d'Arzal. Par ailleurs, pour l'analyse des débits sur 1970-2012, les données du barrage ne sont pas disponibles avant 2007 et c'est donc la station de Rieux (et Rieux Pont de Cran) qui a été utilisée.

✓ Nutriments

Pour la station de Rieux, des mesures de concentrations en nutriments sont disponibles en 1971, puis s'interrompent pour recommencer à partir de 1977 en série ininterrompue jusqu'à ce jour. Mensuelles au départ les mesures sont passées à un rythme de 18 par an jusqu'en 2002 pour devenir bi-mensuel depuis.

Plus en aval, des analyses sont régulièrement effectuées à l'usine des Eaux de Férel, gérée par l'EPTB Vilaine et placée juste en amont du barrage d'Arzal qui marque la frontière des eaux marines. Cette usine d'une capacité importante (55M m³/an) effectue un suivi à haute fréquence d'un certain nombre de paramètres physico-chimiques. Ce point de mesures est idéalement placé pour estimer les apports au milieu marin, d'autant qu'il permet de prendre en compte l'influence de la retenue d'eau d'Arzal. Mais les données disponibles à ce point sont plus disparates.

Pour les deux stations, les extractions de données brutes ont été réalisées sur les paramètres : NO₃, NH₄, NO₂, NtK, PT, PO₄. Les données proviennent :



| | | | |
|--|----------------------|------|----------------------------|
|   <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET</small> <small>DE LA RÉGION</small> <small>PAYS DE LA LOIRE</small> | <h1>Rapport MB4</h1> | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | Date | 24/06/14 |
| | | Page | 13/76 |

- Rieux : extraction de la base OSUR pour les années 1971 à 2012
- Arzal : données fournies par l'EPTB Vilaine pour les années 2000 à 2012.

L'annexe 2 propose l'analyse comparée des concentrations en nutriments sur les deux stations. Si des différences sensibles sont relevées, en particulier pour les formes du phosphore, en l'absence d'étude plus approfondie pour conclure sur la validité des données d'Arzal et du fait de l'absence de données pour les années d'intérêt (en particulier 2009 et 2012 pour la calibration du modèle) et de chroniques suffisamment longue, **c'est la station de Rieux qui a été retenue pour évaluer les apports à l'estuaire.**

3.1.2. Description du matériel utilisé

Pour la conduite de cette partie de l'étude, les matériels et logiciels utilisés sont de type :

- ordinateur de bureau, processeur corei5,
- logiciels de SIG ArcGIS version 9.3, langage de programmation python 2.7, Excel, Access

3.1.3. Description des méthodes de calcul de flux et de concentration

3.1.3.1. Principes

Les calculs de flux d'éléments dissous et particuliers dans les eaux de surface sont délicats car, s'il existe depuis très longtemps des chroniques de débits en continu (fréquence journalière) sur de nombreux fleuves et rivières, la mesure des concentrations en substances dissoutes ou particulières est, sauf exception, discrète (instantanée) avec des fréquences d'échantillonnage souvent très basses. Cela, entraîne une imprécision sur le calcul de flux de matières.

De nombreux auteurs ont élaboré diverses méthodes pour estimer les flux à partir de chroniques de débits et de concentrations à faible fréquence d'échantillonnage. En France, plusieurs auteurs (Birgand et al. (iv), Meybeck et Moatar (v)) ont étudié ces méthodes d'estimation des flux annuels en détail. Dans la même lignée, en 2011, Raymond (vi) évalue les biais et précisions de ces méthodes sur un nombre important de rivières et en ressort quelques méthodes préférentielles pour l'estimation des flux dissous, principalement les méthodes dites par pondération de flux (DWC) et par interpolation linéaire (IRC). Cet auteur introduit de nouvelles paramétrisations permettant de mieux prendre en compte les aspects évènementiels du transport, en caractérisant la variabilité hydrologique de la rivière (part que représente les crues) et selon le comportement des substances en périodes de crue (diluées ou concentrées).

Dans le cas de cette étude, l'objectif est d'estimer les flux des différents nutriments à l'aval des deux fleuves Loire et Vilaine. La partie 3.1.1 présente les stations retenues pour l'évaluation de ces flux et les données disponibles en débits et concentration. Par ailleurs, l'alimentation du modèle écologique nécessite **la fourniture de flux, non pas annuels ou saisonnier, mais à pas de temps journalier.**

Le cahier des charges de l'étude recommande une méthode d'évaluation décrite par un document du Conseil Scientifique de l'Environnement en Bretagne (CSEB) de 2007 (vii). Cette méthode est décrite dans un document intitulé CSEB – Fiches débits et Flux (Fiches E8). Ce document évalue plusieurs méthodes de calculs de flux de nutriments à l'exutoire d'un bassin versant, à partir des données de débits et concentrations dans la rivière non obligatoirement localisée à cet exutoire. Diverses méthodes sont évaluées et il en ressort que la méthode la plus simple et qui donne des résultats satisfaisants pour des calculs de flux à partir d'une série de données de débits journaliers et



| | | | |
|--|----------------------|------|----------------------------|
|   <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> REPUBLIQUE FRANÇAISE PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE | <h1>Rapport MB4</h1> | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | Date | 24/06/14 |
| | | Page | 14/76 |

d'une série de concentration renseignées à des fréquences différentes est **l'interpolation linéaire des concentrations à la fréquence journalière**. Toutefois il est recommandé que l'écart temporel maximal entre deux mesures de concentration ne dépasse pas 100 jours.

3.1.3.2. Méthode retenue pour le calcul des flux journaliers

Pour se conformer aux préconisations du CCTP et tenir compte au mieux des apports, **les calculs de flux de nutriments journaliers ont été réalisés par la méthode d'interpolation linéaire des concentrations**. Le flux journalier est alors le **produit du débit journalier et de la concentration en nutriment** considéré pour ce même jour : **les données « instantanées » de concentration sont interpolées linéairement de sorte à disposer d'une donnée journalière de concentration**, puis cette donnée est multipliée par le débit journalier pour déterminer le flux journalier : **Flux j = concentration j * débit j**.

Les flux d'azote organique, des formes particulières et adsorbées de phosphore et de silicates ont été calculés en utilisant les mêmes méthodes.

Dans le cas des deux stations de Montjean et Rieux les données de débit et de concentration étant aux mêmes points, et les estimations de flux étant réalisées aux points de suivis, aucune correction de surface de bassin versant ou de lame drainante n'a été entreprise. Les apports latéraux en aval des points de suivi sont évalués par ailleurs (cf. rapport MB1) et le comportement des nutriments dans l'estuaire de la Loire est évalué en partie 4 de ce rapport.

3.1.3.3. Méthode retenue pour le calcul des concentrations et l'analyse de leurs variations

✓ Concentrations annuelles

Afin que chaque période soit considérée avec le même poids, indépendamment de fréquences d'échantillonnage qui pourraient varier dans l'année, les moyennes de concentration ont été calculées sur la base des valeurs de concentration interpolées et sur l'année civile.

✓ Moyennes glissantes

Pour évaluer les tendances de long terme, le CSEB propose de calculer une moyenne glissante sur une période longue afin de lisser les fluctuations liées au débit. Il propose une période de 7 ans. Pour mettre en évidence les tendances par paramètres, c'est cette méthode d'expression des moyennes glissantes sur 7 ans qui a été retenue. Ces moyennes glissantes sont dans ce rapport toujours centrées sur la date de calcul.

✓ Relation débit concentration

Afin de mettre en évidence l'évolution d'un constituant par rapport au débit du cours d'eau Meybeck et Moatar en 2012 (°) proposent de scinder les mesures en deux populations autour du débit médian et d'exprimer la relation log-log des débits et concentration. Cela permet l'analyse de la variation des constituants en fonction du débit.



| | | | |
|--|----------------------|------|----------------------------|
|   <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> REPUBLIQUE FRANÇAISE PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE | <h1>Rapport MB4</h1> | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | Date | 24/06/14 |
| | | Page | 15/76 |

✓ *Concentration de flux*

Afin d'évaluer la tendance à long terme de l'évolution des flux et s'abstraire des variations des débits, le CSEB propose de pondérer ces flux par le débit en calculant une concentration de flux annuel de la façon suivante :

$$CF = \frac{\sum(C_i \times Q_i)}{\sum(Q_i)}$$

Avec :

CF : concentration de flux annuelle (mg.l⁻¹)

C_i : concentration à un temps donné (mg.l⁻¹)

Q_i : débit à un temps donné (m³.s⁻¹)



3.2. Résultats

3.2.1. La Loire

3.2.1.1. Nitrates

✓ Concentrations

Les nitrates suivent un cycle annuel marqué, avec des maxima en hiver lors des périodes de crues.

A Montjean les maxima atteignent 30 mg/l. En été par contre les valeurs descendent en juillet et août à des valeurs proches de 5 mg/l. On observe des minima plus accentués durant les années 2004 à 2006, atteignant ponctuellement des valeurs faibles (< 2 mg/l). A l'inverse en 2007 et 2008 les minima observés sont voisins de 10 mg/l puis se stabilisent à 5 mg/l depuis 2008.

Sur une plus longue période les données de Sainte-Luce montrent une augmentation régulière depuis les débuts de l'observation jusqu'au début des années 1990. On note sur la période commune d'observation des maxima plus élevés à Sainte-Luce dans les années 1990 et l'inverse dans la période plus récente (Figure 1).

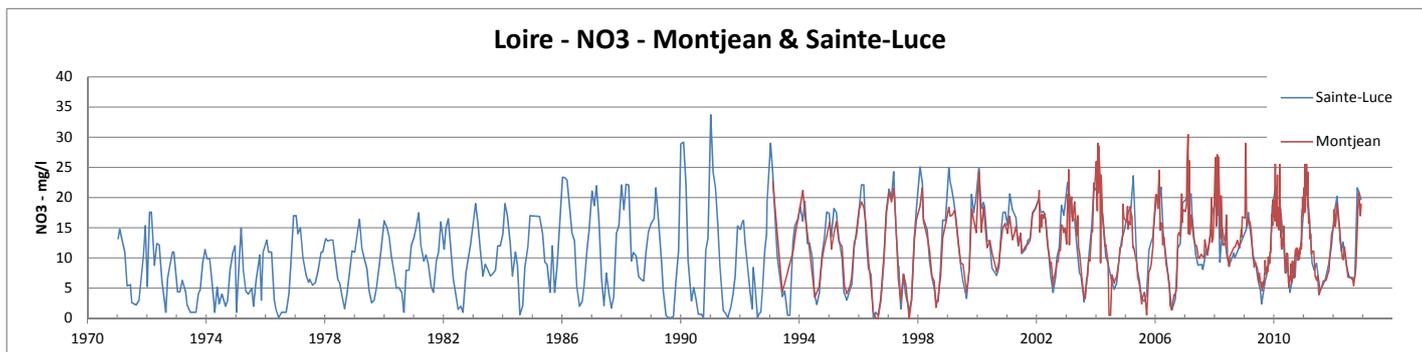


Figure 1 : Evolution des concentrations en nitrates à Sainte Luce et Montjean entre 1970 et 2012.

Dans la classification des relations débits-constituants proposée par Meybeck et Moatar en 2012 (°) par rapport au débit médian de la rivière, la relation nitrates/ débits pour la Loire à Montjean est plutôt de type c-S, c'est-à-dire des concentrations augmentant avec le débit pour les valeurs inférieures au débit médian et se stabilisant pour des valeurs de débits supérieures (Figure 2).

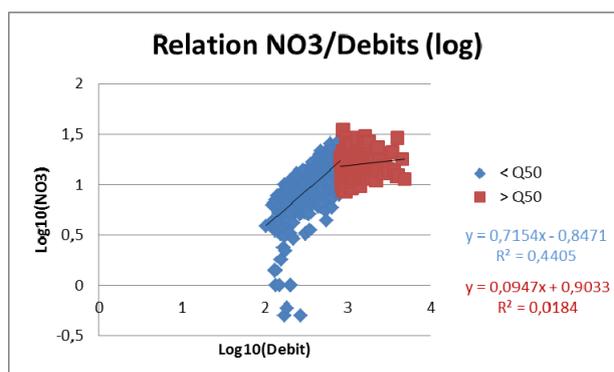


Figure 2 : Relation log-log entre débits et nitrates classés en deux populations par rapport au débit moyen.



La relation entre les teneurs mesurées sur les deux sites (Figure 3), à au plus deux jours d'intervalle, **montre une forte corrélation** avec toutefois la perception de deux populations différentes de couples de valeurs (décrochage de certains couples notamment dans les plus fortes concentrations).

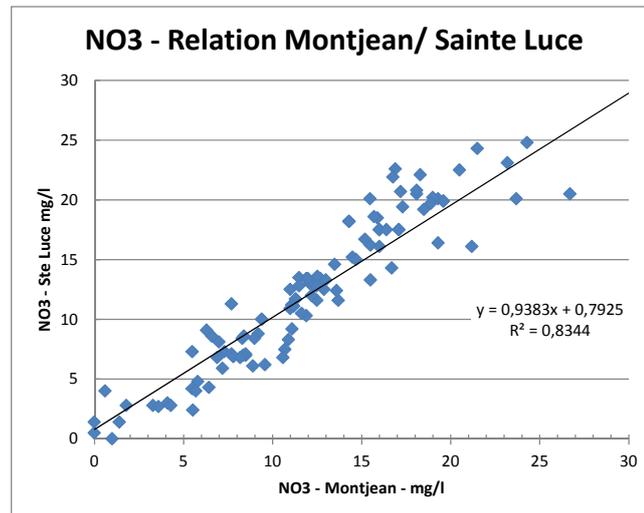


Figure 3 : Relation entre mesures de nitrates à Montjean et Sainte-Luce

L'évolution de la moyenne glissante à 7 ans des concentrations en nitrates montre une tendance à l'augmentation jusqu'au début des années 2000, puis une stabilisation suivie d'une légère diminution à Sainte-Luce. A Montjean, la diminution est plus faible, les valeurs étant quasi stables depuis 2000 (Figure 4).

L'évolution des concentrations entre les deux sites pour les nitrates montre une évolution très voisine jusqu'en 2005, date à partir de laquelle les évolutions semblent diverger légèrement. Le site de Sainte-Luce reste cependant probablement assez représentatif de l'évolution à long terme des nitrates sur la période 1970 – 2005.

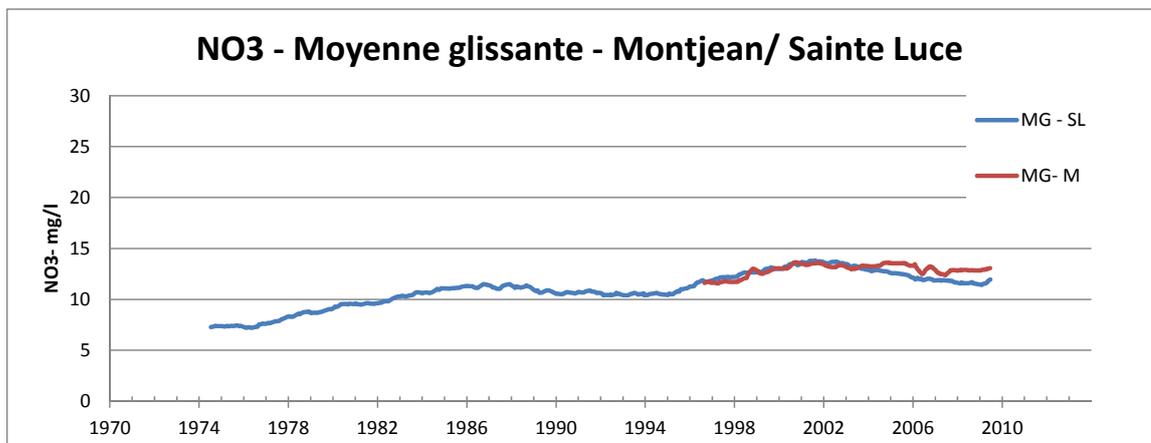


Figure 4 : Moyenne glissante à 7 ans en nitrates à Sainte-Luce et Montjean.



Depuis 2008, on observe sur la période mai-septembre des valeurs basses qui avaient déjà été observées dans la période récente en 2005 et 2006 (Figure 5). La tendance à la stabilisation observée doit être nuancée par le fait que sur les dix dernières années les débits moyens annuels ou sur la période productive sont sensiblement moins élevés (Figure 7), favorisant une baisse des concentrations moyennes.

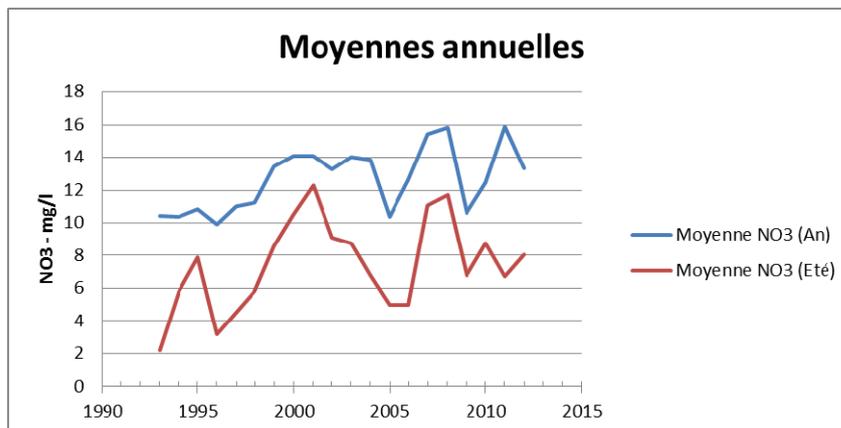


Figure 5 : Evolution des moyennes annuelles (années civiles et mai-septembre) à Montjean

✓ *flux*

Sur la période commune de mesures les valeurs annuelles et estivales (mai septembre) des flux de nitrates sont proches sur les deux stations (Figure 8).

Sur l'ensemble de la période (Figure 6), les flux annuels de nitrates atteignent des maxima à environ 150 000 T d'azote depuis les années 1990 à la faveur d'années à fort débits (1988, 1994, 2000, 2001). Les flux annuels restent relativement stables avec une légère diminution sur la dernière décennie en relation avec la diminution de débits sur cette période. Pour les flux en période mai septembre, cette tendance est nettement moins marquée. L'évolution interannuelle est fortement influencée par le débit, puisque les concentrations mesurées varient d'un rapport de l'ordre de 5 entre les valeurs minimales et maximales, et les débits d'un rapport 20 avec, par ailleurs, une augmentation des concentrations avec les débits (Figure 6 à Figure 9).

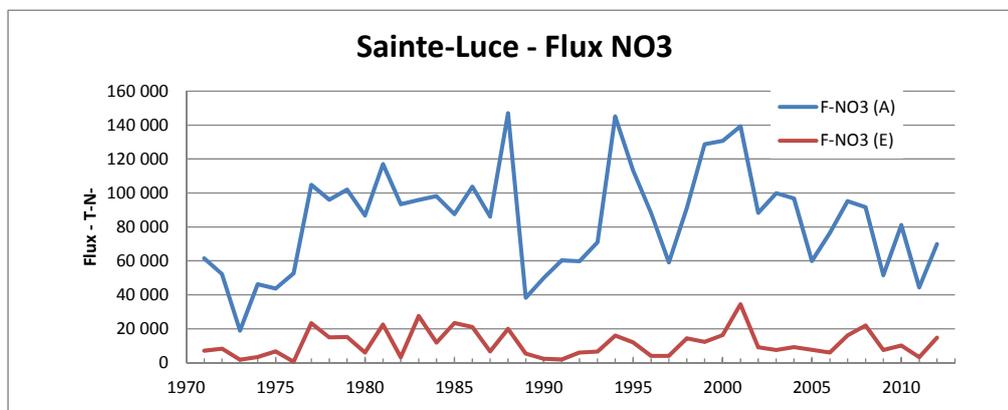


Figure 6 : Flux de nitrates annuel et sur mai-septembre à Sainte-Luce et Montjean



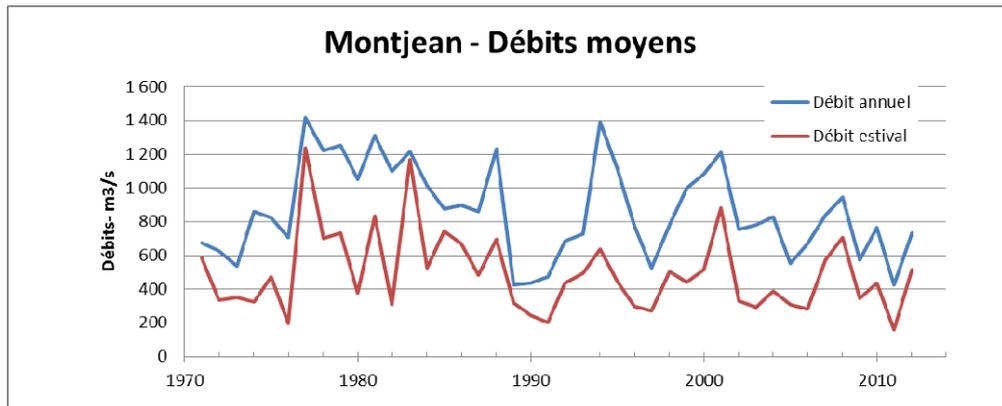


Figure 7 : Débits moyens annuels et sur mai-septembre à Montjean

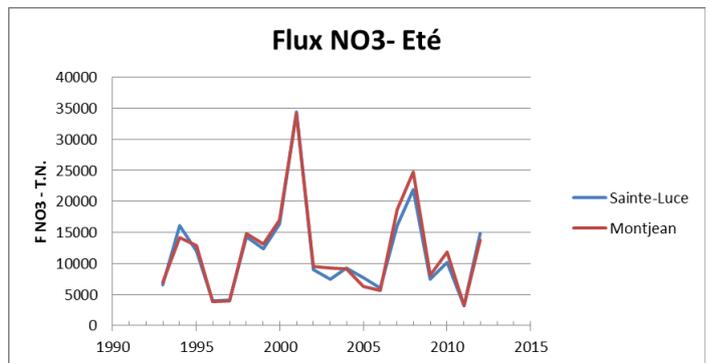
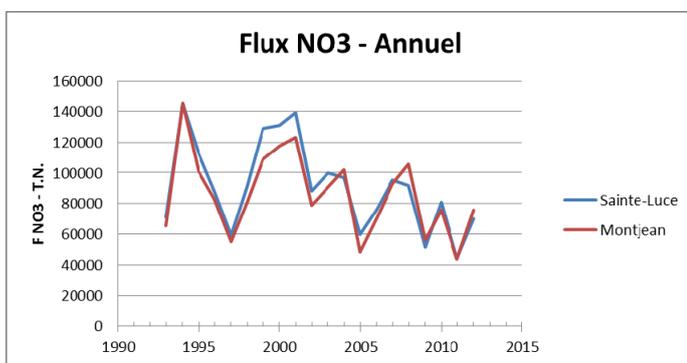


Figure 8 : Comparaison des flux de nitrates annuels et sur mai septembre, à Sainte-Luce et Montjean

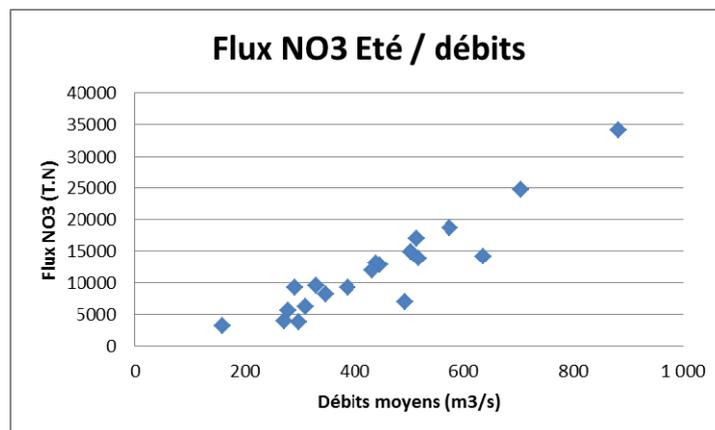


Figure 9 : Relation entre flux de nitrates et débits à Montjean.

Les concentrations de flux à Sainte-Luce tendent à augmenter jusqu'au début des années 1990 et marquent une relative stabilité ensuite. Ce phénomène est moins marqué pour les valeurs sur la période mai-septembre, mais il peut être relié à l'abatement estival des valeurs de concentrations sous l'influence des processus biologiques d'assimilation (Figure 10).

A Montjean, depuis 1993 les concentrations de flux restent approximativement constantes que ce soit pour les valeurs annuelles ou pour celles de la période mai-septembre (Figure 10).



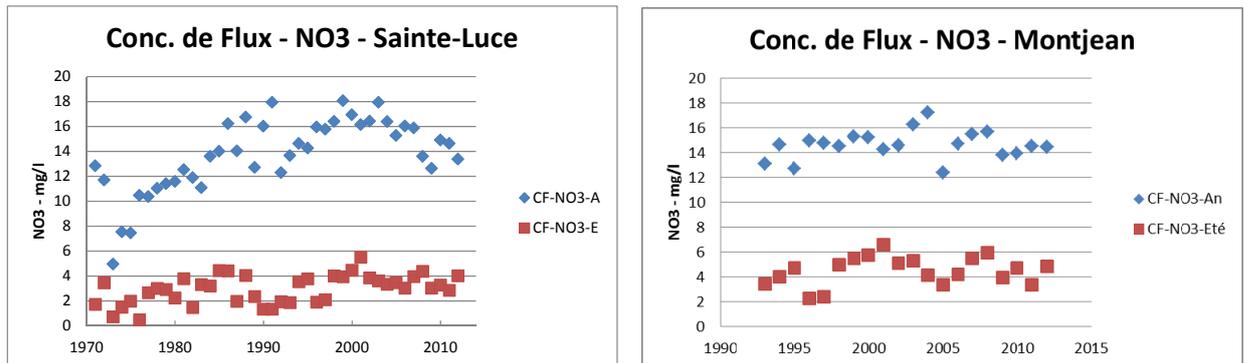


Figure 10 : Evolution de la concentration de flux annuelle et sur la période mai-septembre

3.2.1.2. Ammonium

✓ Concentrations

Il n'existe pas de relation entre les mesures le même jour à Sainte-Luce et Montjean, ce qui était déjà observé entre les sites de Mauves et Montjean (cf. annexe 1). Mais, si à Mauves les ordres de variations étaient les mêmes qu'à Sainte Luce et Montjean, les teneurs à Sainte-Luce semblent sensiblement plus élevées. L'influence estuarienne dans l'évolution des concentrations en est très probablement en grande partie responsable.

A Sainte-Luce entre 1970 et 1980 on observe des valeurs extrêmement élevées (1,5 mg/l) qui ensuite n'apparaissent plus que de manière ponctuelles (Figure 11).

A Montjean, le cycle annuel est moins marqué que pour les nitrates, avec une variabilité à court terme plus importante entre 2002 et 2008, tendant à diminuer ensuite. Les valeurs maximales se trouvent en hiver et atteignent 0,2 mg/l ponctuellement (Figure 11). L'évolution de la relation entre débits et concentration en ammonium est de type s-C (Figure 12). Elle est stable pour les valeurs de débits inférieures au débit moyen, et croissante ensuite.

A Sainte-Luce les moyennes annuelles chutent à partir des années 1980 et se stabilisent à des valeurs inférieures à 0,1 mg/l depuis la fin des années 1990. A Montjean, les moyennes annuelles présentent un maximum en 2005 et sont en décroissance depuis cette date. En outre, les valeurs moyennes étaient régulièrement plus élevées en période mai-septembre, mais cette tendance tend à s'inverser depuis 2008. (Figure 13).

L'évolution des moyennes glissantes met aussi en évidence les teneurs plus élevées à Sainte-Luce et des tendances entre les deux sites qui ne sont pas cohérentes (processus estuariens en jeu) (Figure 14).

L'évolution à long terme à Sainte-Luce des teneurs en ammonium doit donc être analysée avec précautions car il n'est pas sûr qu'elle soit réellement représentative des apports du fleuve Loire.



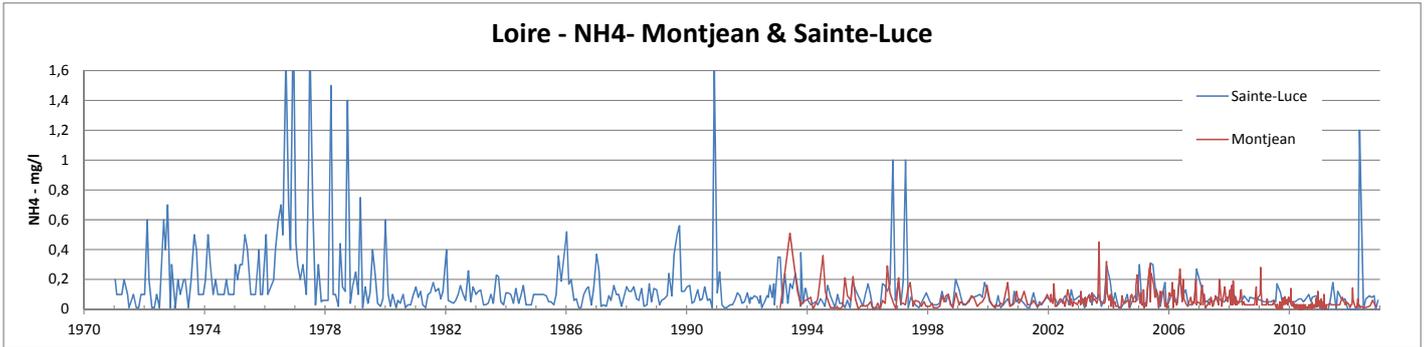


Figure 11 : Evolutions des concentrations en ammonium à Sainte-Luce et Montjean depuis 1971.

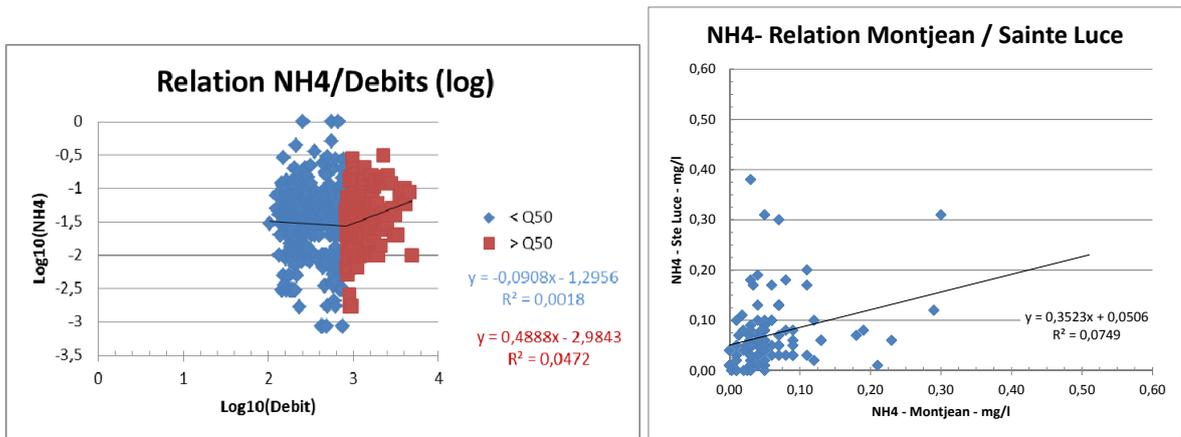


Figure 12 a et b : (a, à gauche) Relation log-log entre débits et ammonium classés en deux populations par rapport au débit moyen, (b, à droite) : Relation entre mesure d'ammonium à Sainte-Luce et Montjean.

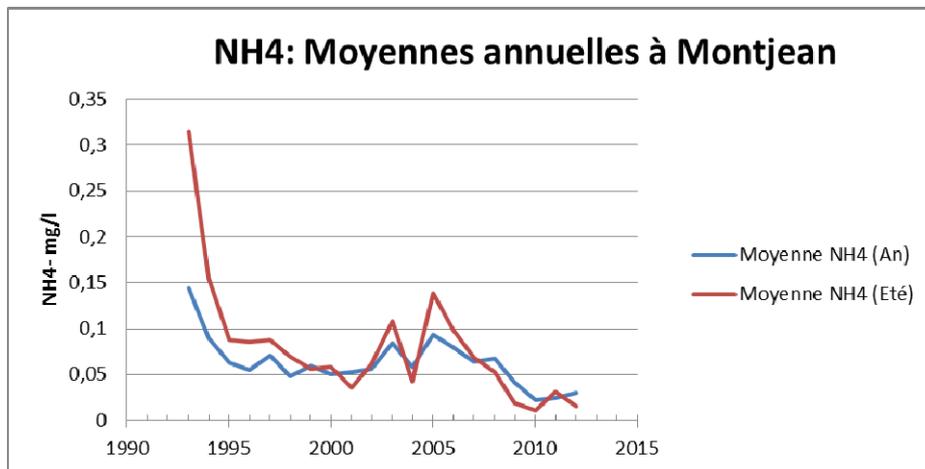


Figure 13 : Moyennes annuelles et estivales (mai-septembre) à Montjean.



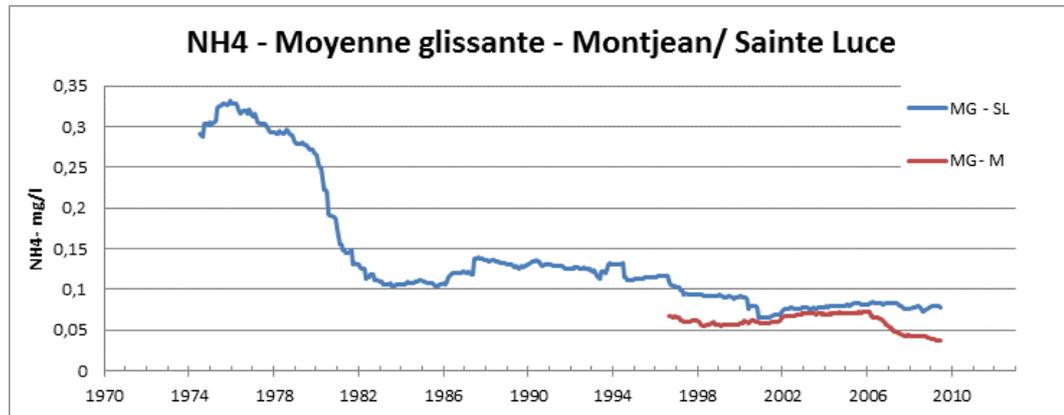


Figure 14 : Moyennes glissantes sur 7 ans des teneurs en ammonium à Sainte-Luce et Montjean

✓ Flux

Les teneurs à Sainte-Luce étant peu cohérentes avec celles de Montjean, ce qui serait lié aux processus estuariens à l'œuvre sur Sainte Luce, l'analyse des flux n'est produite que pour le site de Montjean.

Les flux annuels restent relativement stables de 1999 à 2008 et sont depuis en forte baisse. Pour les flux en période mai-septembre cette tendance est légèrement moins marquée, avec le maximum atteint en 2005 et le minima qui est atteint en 2009 (Figure 15). La relation avec le débit apparaît nettement moins évidente que pour les nitrates (Figure 16).

La concentration de flux est très variable et marque un maximum important en 2005 (année sèche, étiage prolongé pouvant entraîner des désoxygénations élevées), qui représente une anomalie très forte par rapport à la moyenne de la décennie, surtout sur la période mai-septembre (Figure 16).

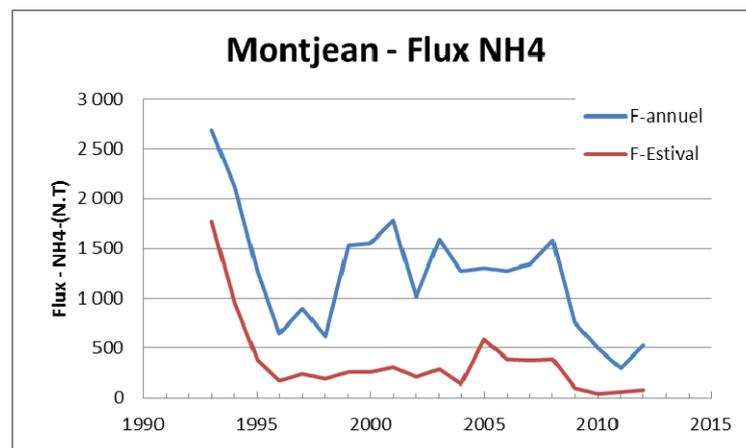


Figure 15 : Flux d'ammonium à Montjean.



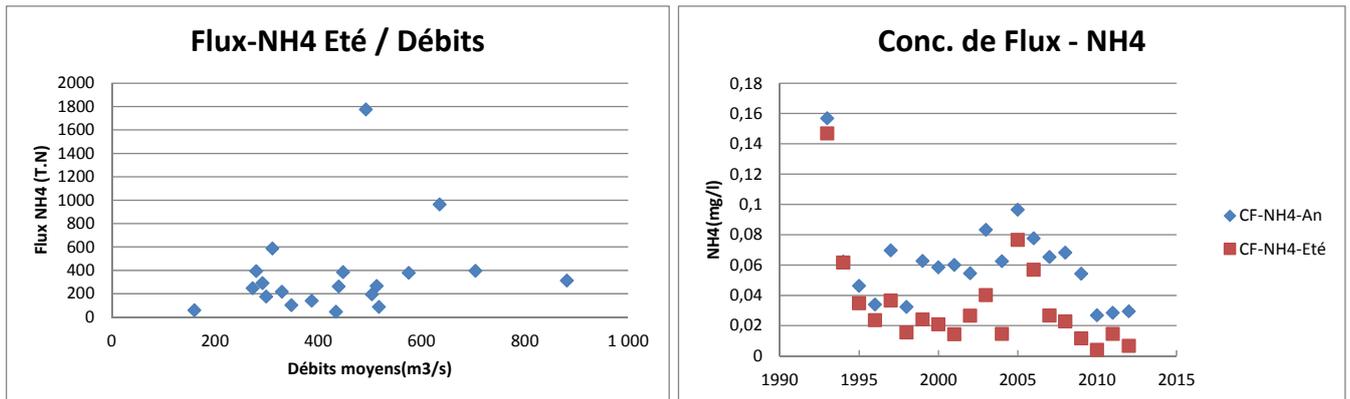


Figure 16 : Evolution du flux en ammonium en fonction du débit (gauche) et des concentrations de flux (droite) en ammonium à Montjean.

3.2.1.3. Nitrites

Cet élément représentant des apports plus marginaux (cf. 3.2.1. et rapport MB1), les analyses sont reportées pour les nitrites en annexe 3.

3.2.1.4. Azote Kjeldahl

✓ Concentrations

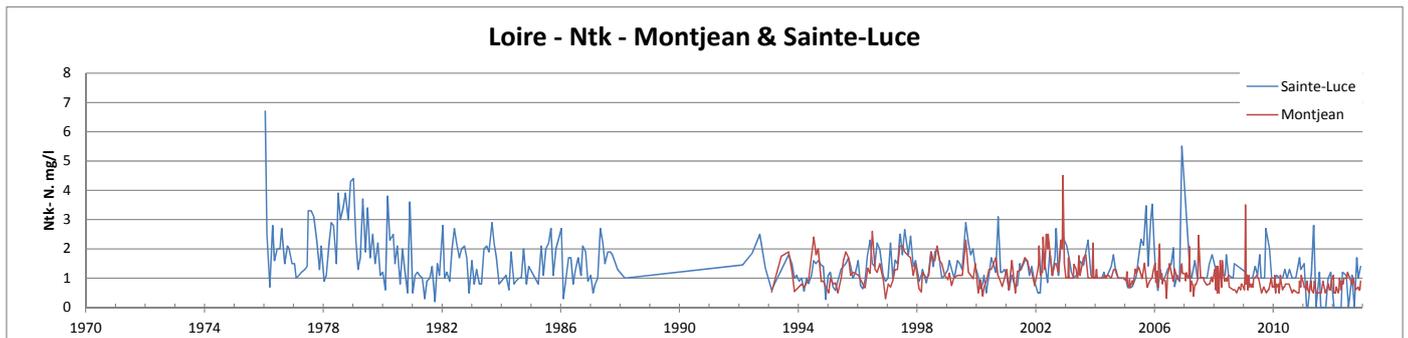
L'azote Kjeldahl correspond au dosage de la fraction oxydable de l'azote soit l'azote organique et l'ammonium. Pour les séries de forçage du modèle l'azote organique (N Orga) a été calculé sur la base de l'azote Kjeldahl (NtK) – ammonium (NH4) soit $N\ Orga = NtK - NH4$.

Les concentrations en Loire ne présentent pas de cycle annuel net. On observe, pour ce paramètre également, un maximum au début des années 2000 (2002-2003), puis une décroissance régulière jusqu'en 2011 (Figure 17).

A Sainte-Luce, on observe un niveau globalement supérieur des teneurs par rapport à celui de Montjean, mais cela est moins marqué que pour les autres paramètres. On note aussi des maxima beaucoup plus intenses à Sainte-Luce qu'à Montjean et une corrélation faible entre les mesures le même jour des deux sites (Figure 17).

L'évolution en fonction du débit est de type s-C, indiquant une tendance à l'augmentation des teneurs avec le débit, plus marquée par débits forts (Figure 18).

L'évolution des moyennes glissante sur 7 ans (Figure 19) montre une diminution sur Sainte Luce jusqu'en 1994 suivie d'une stabilisation par la suite, alors que sur Montjean la diminution des teneurs est sensible depuis 2000.



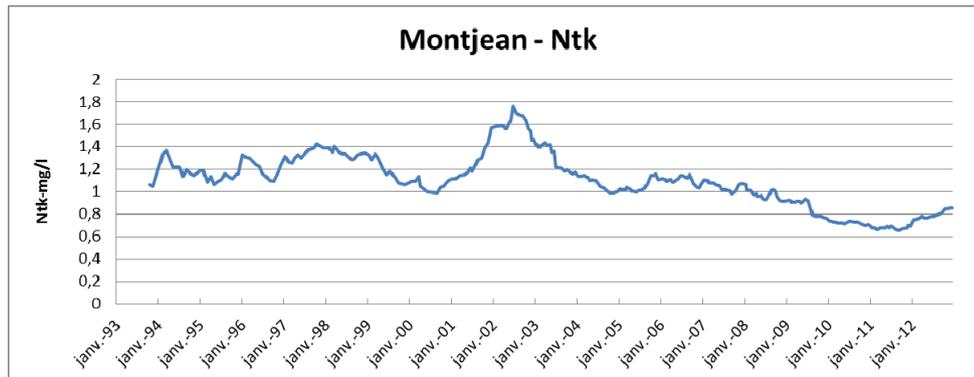


Figure 17 : Evolution des concentrations en azote Kjeldahl depuis 1973 à Montjean et Sainte-Luce.

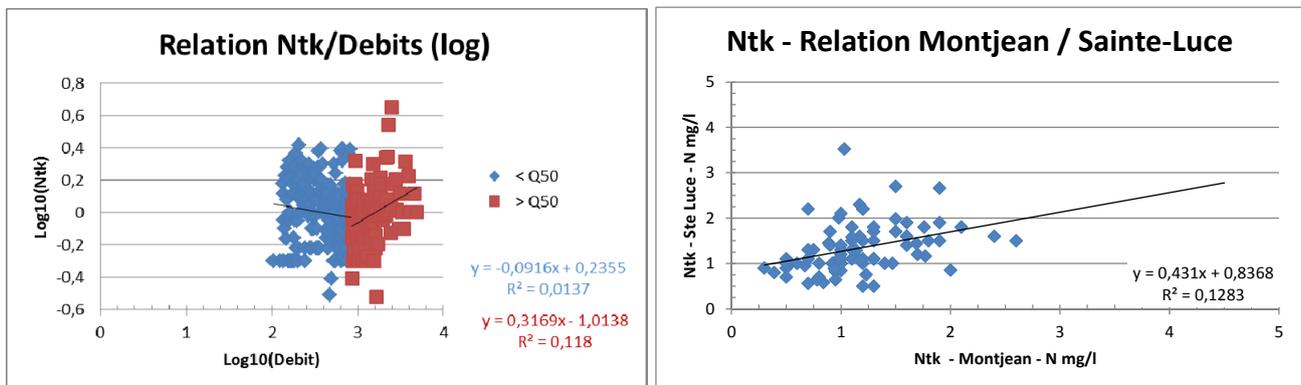


Figure 18 a et b : (a, à gauche) Relation log-log entre débits et azote Kjeldahl classés en deux populations par rapport au débit moyen, (b, à droite) : relation entre teneurs en azote total à Montjean et Sainte Luce.

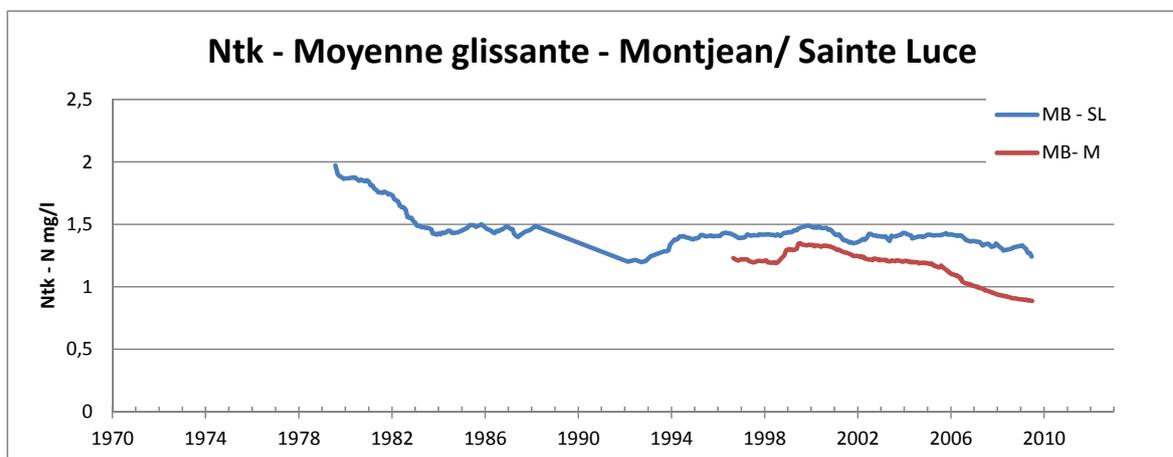


Figure 19 : Evolution de la moyenne glissante en azote Kjeldahl à Montjean et Sainte-Luce.

✓ Flux

L'évolution des teneurs à Montjean et Sainte-Luce paraissent peu corrélées, ce qui doit être lié à des processus estuariens en jeu sur Sainte-Luce. Le calcul de flux est donc effectué uniquement pour le site de Montjean.

Les flux d'azote Kjeldahl sont en décroissance depuis le début des années 2000, tant pour les flux annuels que pour les flux de la période mai-septembre. Les concentrations de flux sont également en décroissance et présentent, pour la période mai-septembre une relation positive avec le débit moyen (Figure 20).



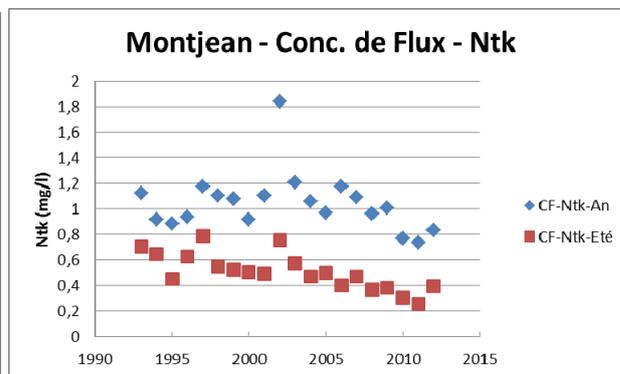
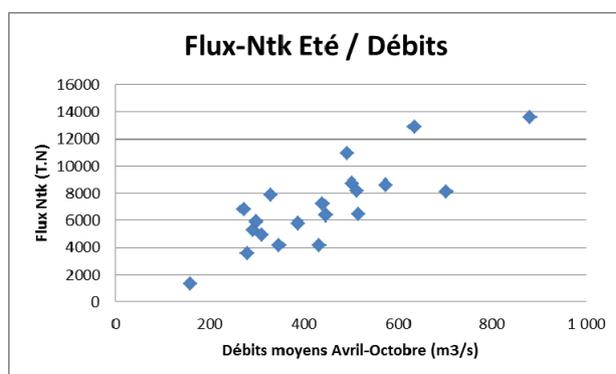
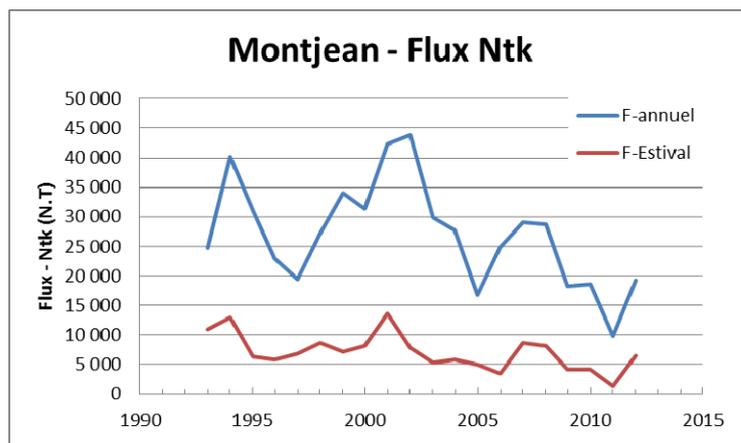


Figure 20 : Evolution des flux d'azote Kjeldahl à Montjean (haut), évolution des concentrations de flux (droite) et des flux en fonction des débits (gauche).

3.2.1.5. Phosphates

✓ Concentration

Les teneurs en phosphates à Sainte-Luce décroissent progressivement sur l'ensemble de la période et plus fortement depuis le milieu des années 90 (Figure 21 et Figure 23). Les maxima des années 1970 dépassent 1 mg/l, valeur qui n'est plus observée après 1986. Le cycle annuel est marqué en phosphates ; les maxima sont observés en hiver.

A Montjean, les valeurs maximales diminuent à partir de 2006, année pour laquelle la valeur la plus élevée est mesurée à plus de 0,6 mg/l. Les maxima chutent nettement à partir de 2010. Les données de 2009 à 2011 sont en partie perturbées par des mesures douteuses sur la station de Montjean (données OSUR), alors que l'on observe à nouveau des minima proches de 0 à partir de 2012.

Bien que médiocre, la relation entre les teneurs en phosphates mesurées le même jour des deux sites est plus marquée que pour l'ammonium et les nitrites. Les processus estuariens en œuvre à Sainte Luce expliqueraient cette relativement mauvaise corrélation.

La tendance à la décroissance des moyennes annuelles observée pour les nitrites et l'ammonium se retrouve pour les phosphates avec un début plus précoce (1999) qui est probablement en lien avec la réduction des rejets de phosphore en provenance des stations d'épuration. On observe toutefois la même évolution entre les deux sites après 2000, ce qui est également mis en évidence pour les nitrites et l'ammonium.

On note par contre une corrélation positive entre le débit et les concentrations en phosphate, surtout pour les valeurs élevées du débit (Figure 22), qui, d'après l'interprétation



générique qu'en fait Moatar et al., serait en lien avec le lessivage des sols et donc une origine majoritairement agricole. La fiche CSEB expliquant ces phénomènes par des phosphates majoritairement stockés dans les couches superficielles des sols et qui sont plus facilement entraînés lors des épisodes pluvieux. Cela se traduit par une évolution du type c-C dans la classification par rapport au débit moyen.

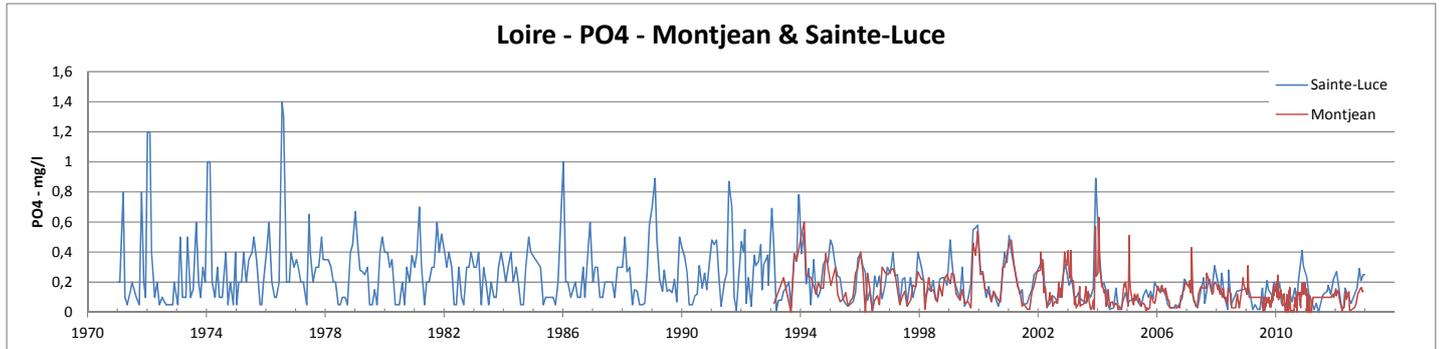


Figure 21 : Evolution des phosphates à Sainte-Luce et Montjean entre 1971 et 2012

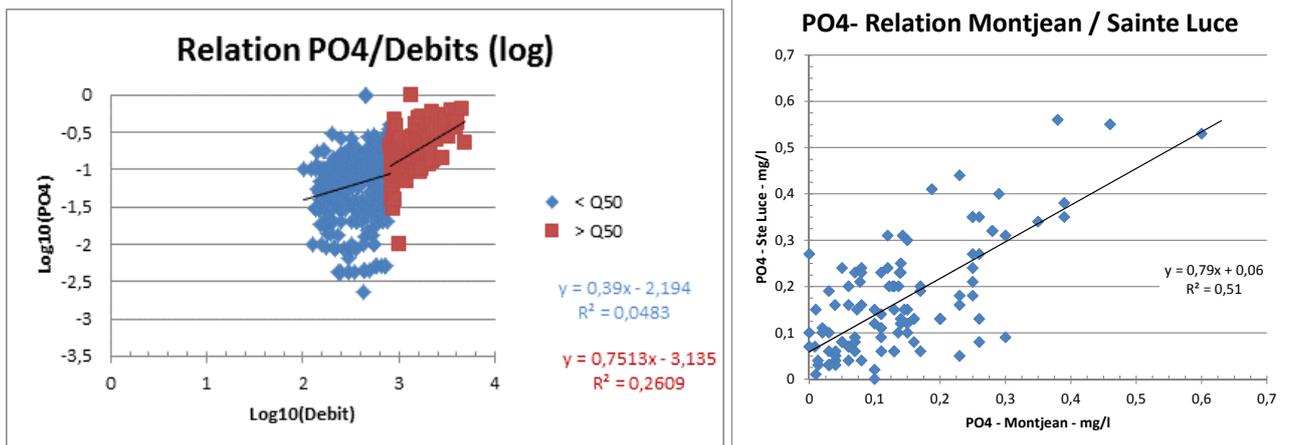


Figure 22 : Relation log-log entre débits et phosphates classés en deux populations par rapport au débit moyen (gauche), comparaison des teneurs en phosphates entre Sainte-Luce et Montjean (droite)

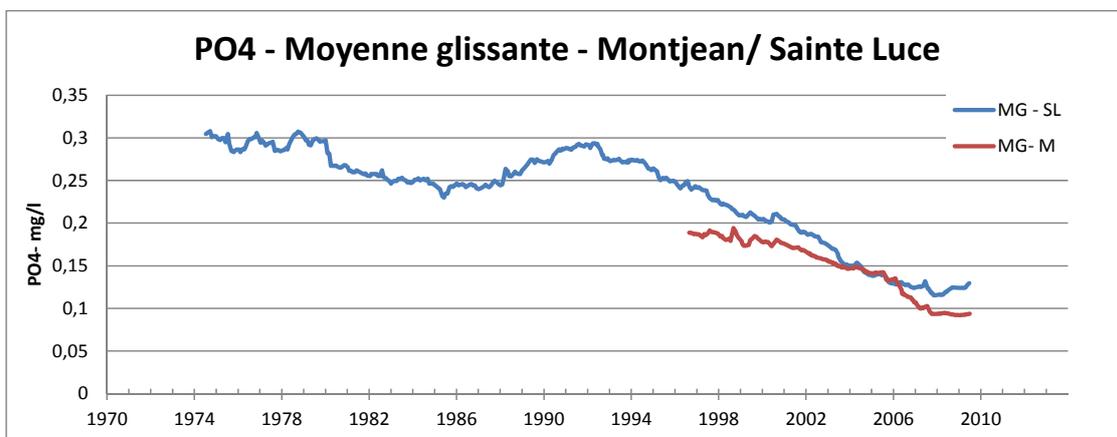


Figure 23 : Moyenne glissante sur 7 ans des phosphates à Montjean et Sainte Luce



✓ Flux

A Sainte-Luce on observe des fluctuations interannuelles importantes des flux de phosphates (facteur 4) avec un maximum à plus de 5 000 T.P (tonnes de phosphore) en 1995. Par contre depuis 2005, les flux semblent moins variables et sont plus faibles. La même observation peut être faite pour les flux à Montjean où depuis 1995 on observe en moyenne une décroissance de 118 T.P /an (cette diminution est moins sensible sur la période mai-septembre 23 T.P /an) (Figure 24).

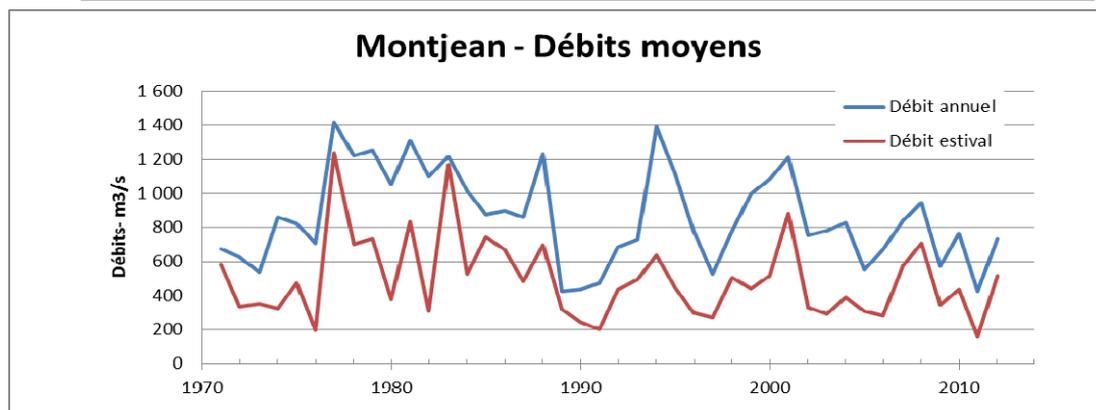
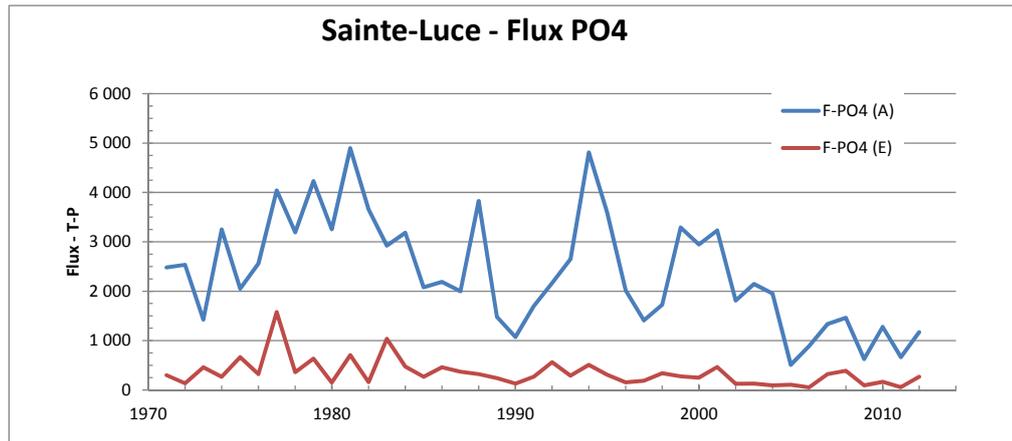


Figure 24 : Evolution des flux de phosphates à Sainte Luce pour l'année civile et sur mai-septembre (haut) et évolution des débits à la station de Montjean (bas).



De manière générale, les flux à Sainte-Luce paraissent légèrement supérieurs pour le calcul annuel, avec des surestimations ponctuellement plus importantes pour les flux estivaux, traduisant peut-être un début d'influence estuarienne (Figure 25).

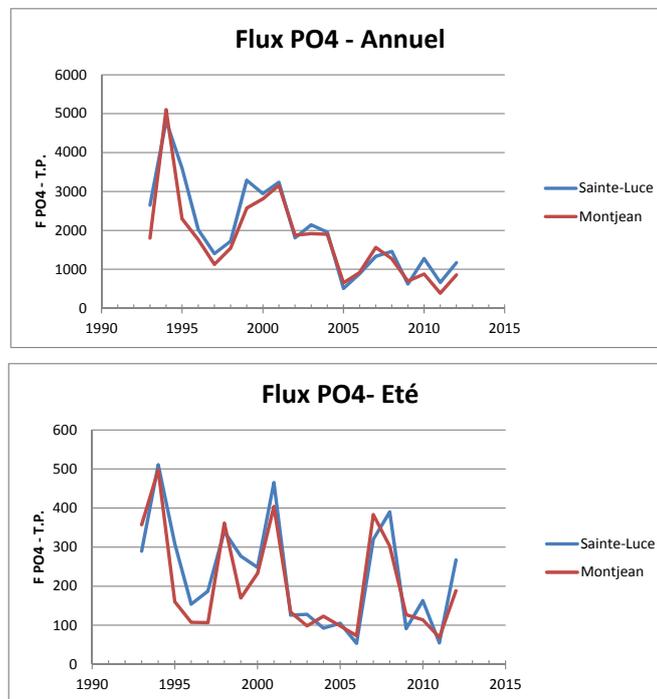


Figure 25 : Comparaison des flux de phosphates à Sainte-Luce et Montjean

A Montjean, l'évolution des concentrations de flux confirme la diminution sur l'ensemble de la période (Figure 26) et on retrouve une relation avec le débit moyen similaire à celle des nitrates depuis 2000 (Figure 27). Par contre l'évolution est moins nette à Sainte-Luce, surtout pour la période estivale (Figure 27). Il est fortement probable que les mesures soient influencées par la zone de mélange estuarienne.

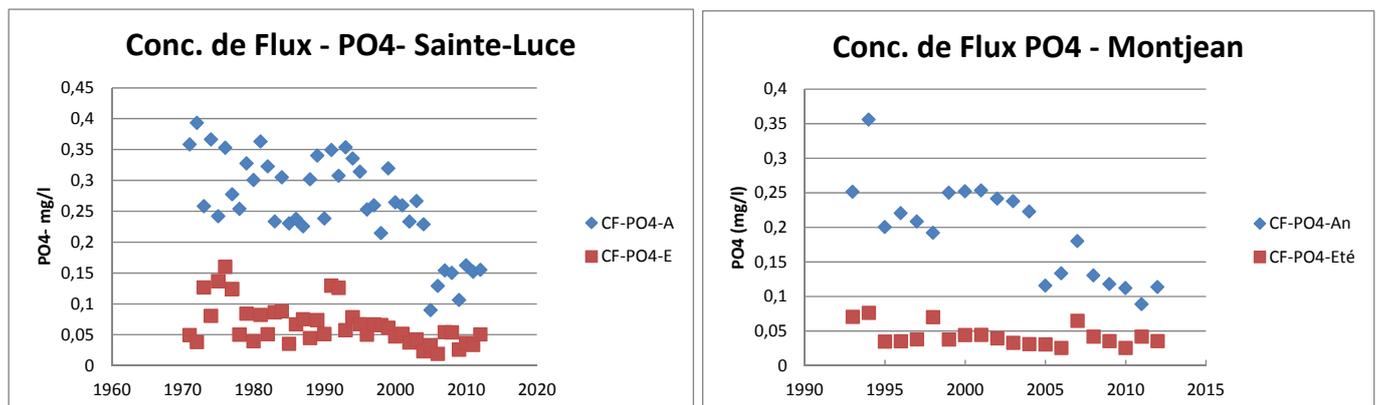


Figure 26 : Concentration de flux à Sainte-Luce (gauche) et Montjean (droite)



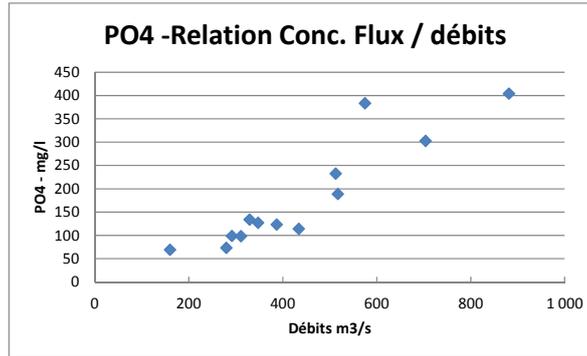


Figure 27 : Evolution de la concentration de flux sur Montjean en fonction du débit.

3.2.1.6. Phosphore

✓ Concentrations

A Sainte-Luce, on observe une diminution sensible des teneurs en phosphore total, surtout au niveau des maxima.

A Montjean, le phosphore total présente un cycle annuel marqué, avec des maxima d'hiver, l'intensité des maxima s'atténuant nettement depuis le début des années 2000, probablement en lien avec la réduction des rejets de phosphore par les stations d'épuration. A Sainte-Luce par contre des maxima beaucoup plus importants sont observés à toute saison (Figure 28).

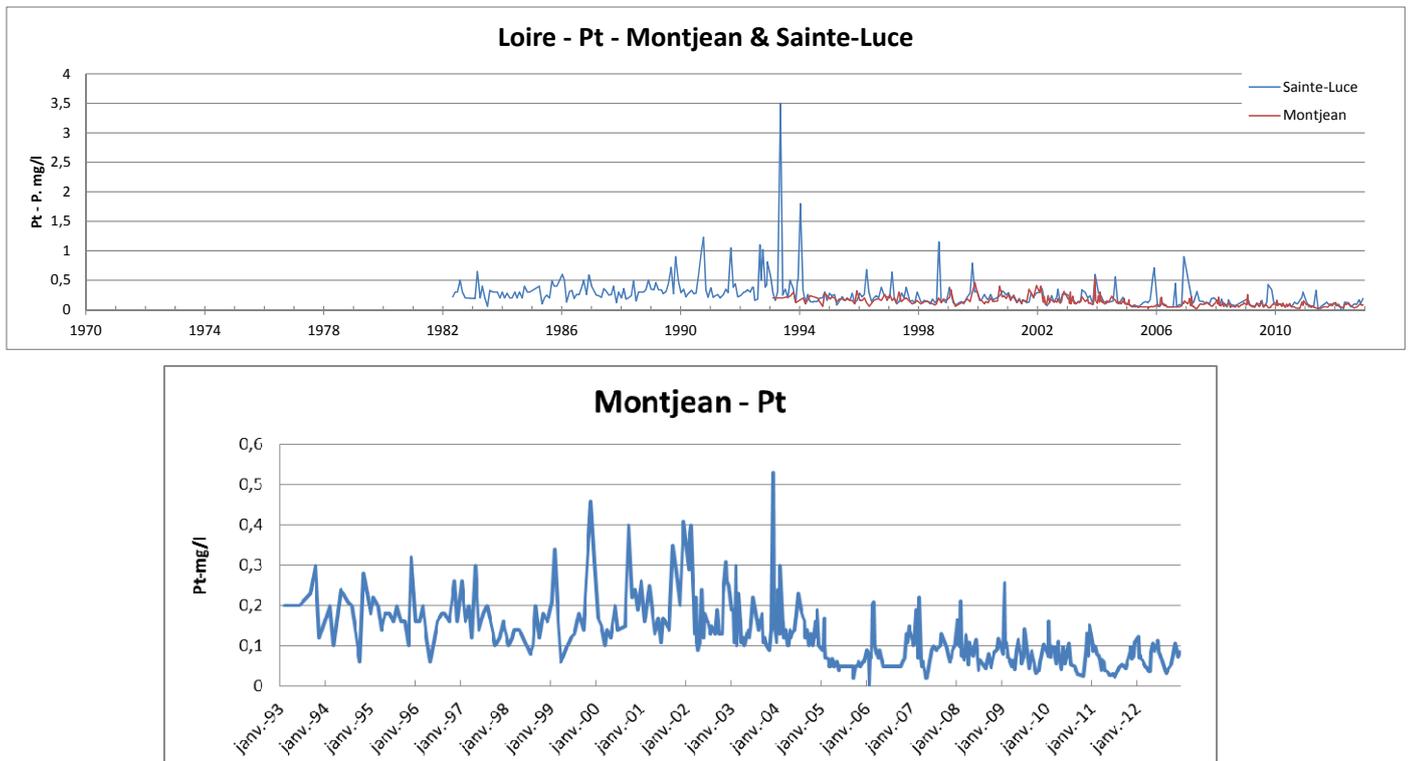


Figure 28 : Evolution des concentrations en phosphore total à Sainte-Luce et Montjean.

La relation avec le débit est de type c-C indiquant une augmentation des concentrations avec les débits, plus marquée pour les débits forts. Il n'y a pas de corrélation entre les deux sites pour des mesures effectuées le même jour pour ce paramètre (Figure 29). On peut penser que, très



dépendant de la phase particulière, le phosphore total est plus soumis à l'influence de l'estuaire, en particulier en étiage (migration vers l'amont de Sainte Luce du bouchon vaseux). L'analyse de teneurs à Sainte-Luce est certainement peu représentative des évolutions des teneurs en Loire.

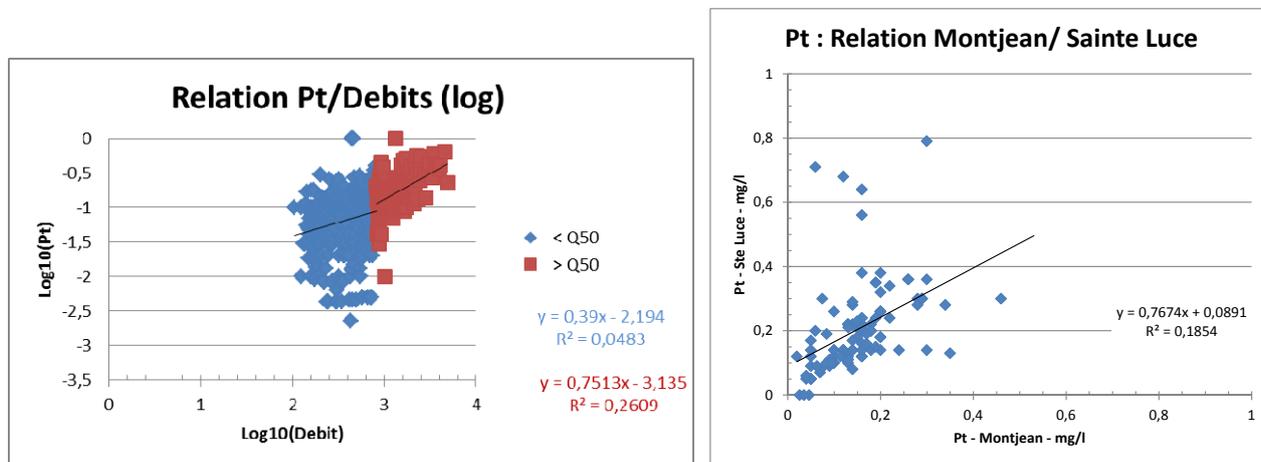


Figure 29 : Relations log-log entre débits et phosphore particulaire classées en deux populations par rapport au débit moyen (gauche), comparaison des teneurs en phosphore total à Montjean et Sainte-Luce pour des mesures effectuées le même jour (droite).

L'évolution des moyennes glissantes met en évidence la diminution des apports en phosphore sur les deux sites, avec un niveau moyen supérieur sur le site de Sainte-Luce (Figure 30).

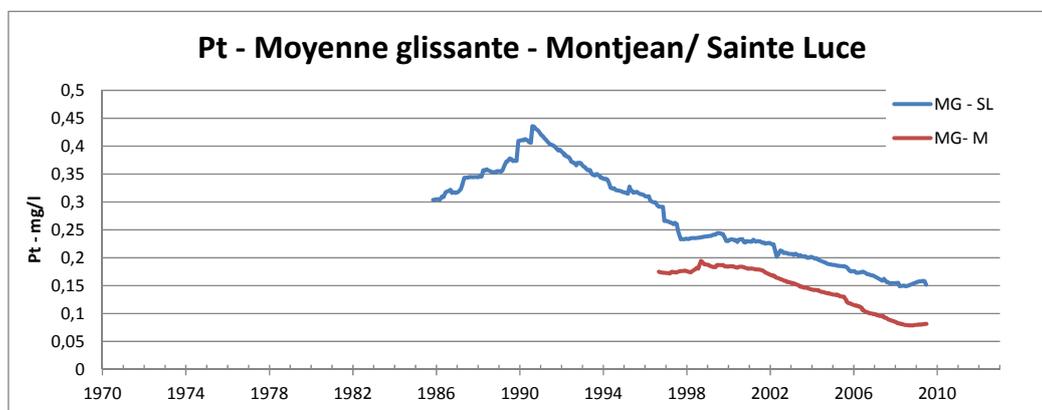


Figure 30 : Evolution de la moyenne glissante sur 7 ans en phosphore total à Montjean et Sainte-Luce.

A Montjean, les concentrations en Pt sont assez bien corrélées à la MES mais sans corrélation avec le débit (Figure 31).



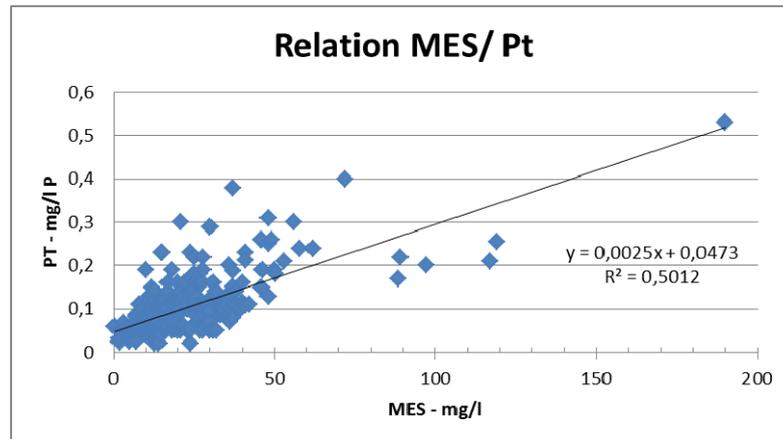
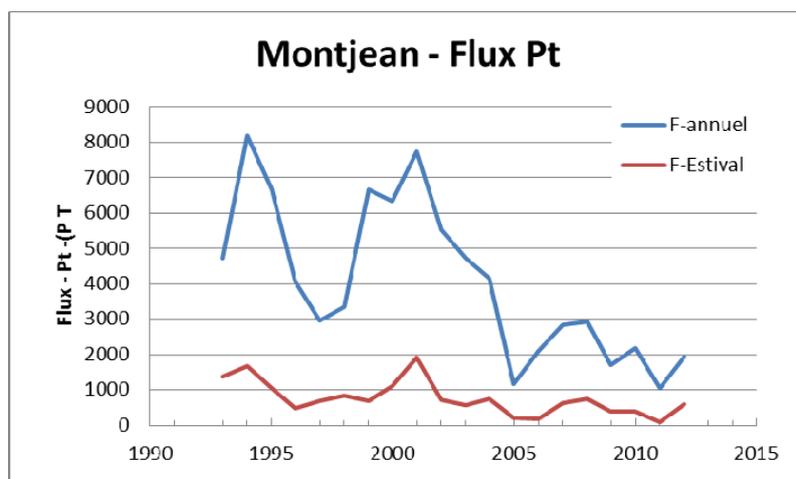


Figure 31 : Relation débit / phosphore particulaire à Montjean

✓ Flux

La corrélation entre les observations à Montjean et Sainte-Luce étant très faible et les concentrations à Sainte-Luce probablement influencées par les processus estuariens (remobilisation des sédiments), seuls les calculs de flux à Montjean ont été effectués.

Le phosphore total étant fortement lié à la MES, le calcul de flux par interpolation linéaire des concentrations est certainement assez imprécis. En effet, les variations de MES sont en Loire, comme dans d'autres rivières, très liées au débit, mais dans un facteur de variation de 1 à 100 lorsque les concentrations en nutriments dissous ne varient, elles, que d'un facteur 2 à 3. Les épisodes de fortes turbidités liées aux crues sont, avec un échantillonnage mensuel ou bimensuel, fortement sous estimés car les épisodes de crues sont pour la plupart de durée moins importante. Le lien entre la concentration de flux et le débit est mauvais (Figure 32, en bas à droite), ce qui est conforme à l'évolution des concentrations mesurées en Pt (Figure 32, en bas à gauche). On observe par ailleurs une forte diminution des apports entre 2000 et 2005 puis une certaine stabilisation ensuite (Figure 32, en haut).



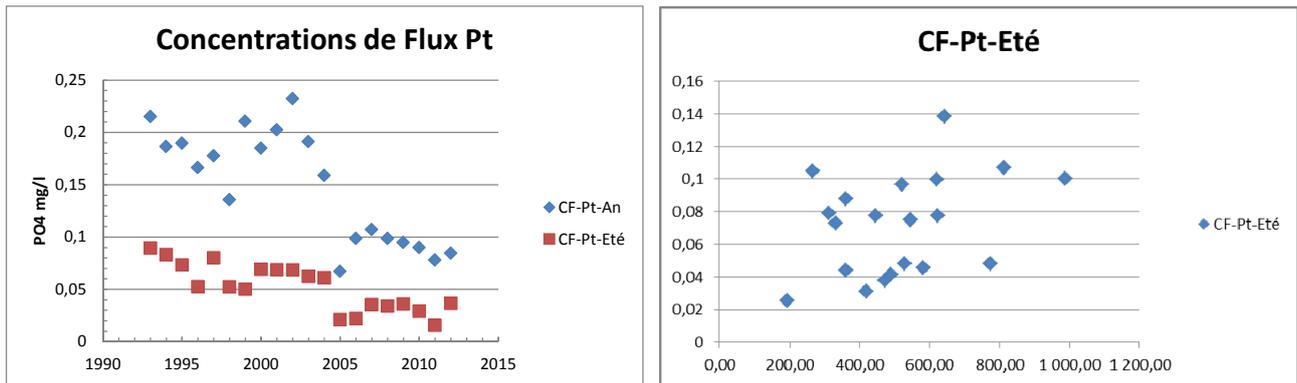


Figure 32 : A la station de Montjean, évolution des flux de phosphore total (haut) et de la concentration de flux (bas gauche) et concentration de flux durant la période mai-septembre fonction du débit (bas droite).



3.2.1.7. Bilan des flux de nutriments

Le Tableau 1 ci-dessous récapitule l'évolution des flux et débits en deux périodes (avant et après 2003).

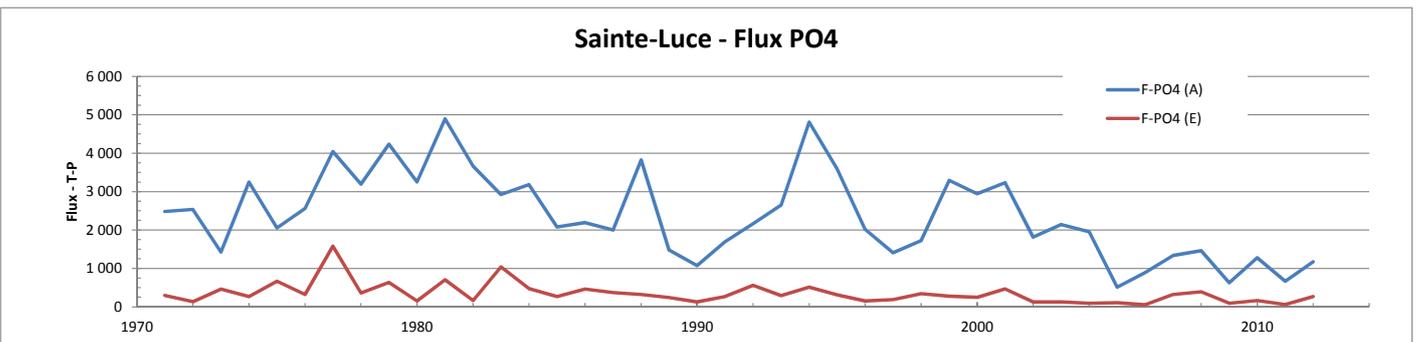
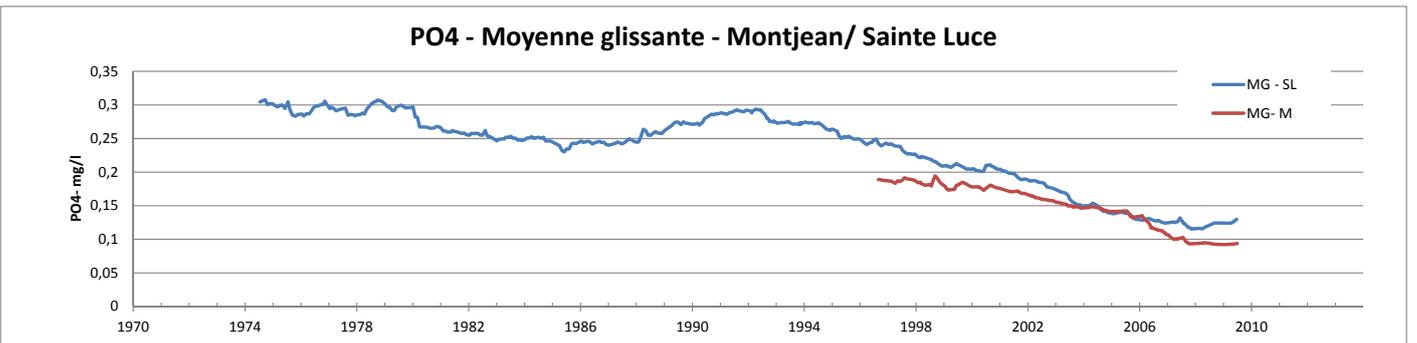
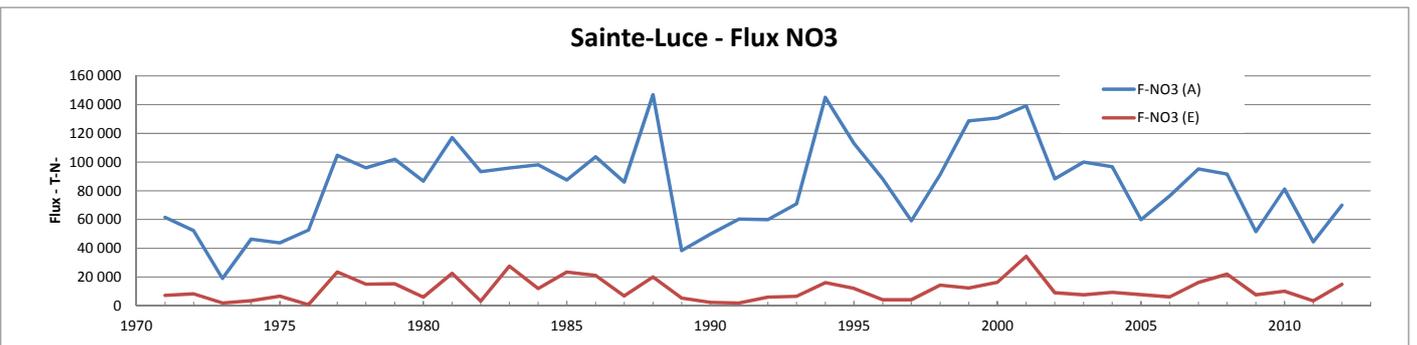
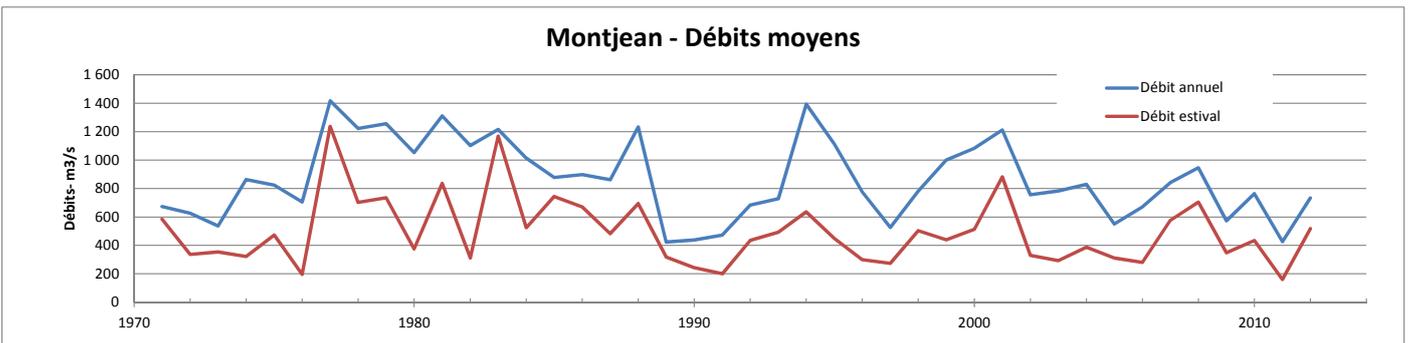
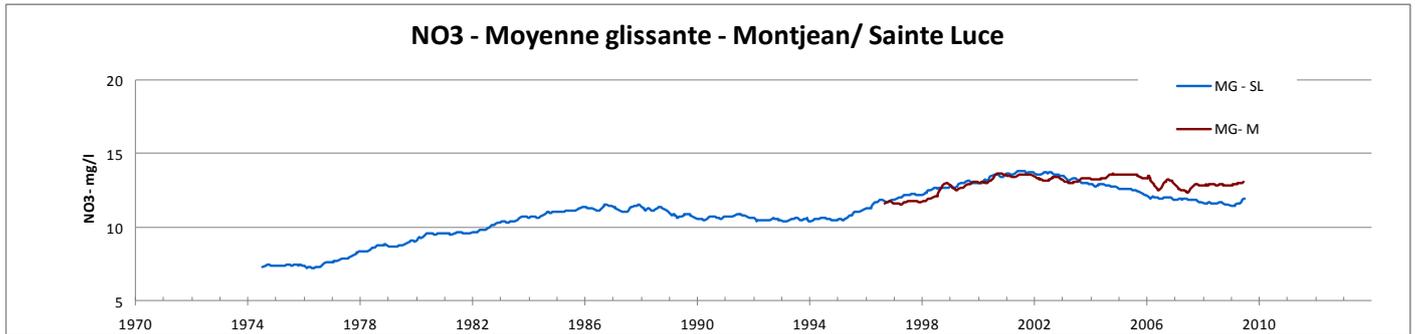
Tableau 1 : Débits et flux de nutriments de la Loire pour les deux dernières décennies

| | Moyennes Flux Loire | Annuel | Estival |
|----------------|---------------------|---------|---------|
| Débits m3/S | 1993-2002 | 934,0 | 571,4 |
| | 2003-2012 | 711,7 | 458,3 |
| | Rap Ap/Av | 0,8 | 0,8 |
| NO3 (T.N) | 1993-2002 | 95833,7 | 16764,3 |
| | 2003-2012 | 76182,6 | 13121,0 |
| | Rap Ap/Av | 0,8 | 0,8 |
| NH4 (T.N) | 1993-2002 | 1412,3 | 519,0 |
| | 2003-2012 | 1046,7 | 276,7 |
| | Rap Ap/Av | 0,7 | 0,5 |
| NO2 (T.N) | 1993-2002 | 738,2 | 141,0 |
| | 2003-2012 | 403,9 | 96,9 |
| | Rap Ap/Av | 0,5 | 0,7 |
| Ntk (T.N) | 1993-2002 | 31714,0 | 10727,3 |
| | 2003-2012 | 22301,4 | 5856,2 |
| | Rap Ap/Av | 0,7 | 0,5 |
| PO4 (T.P.) | 1993-2002 | 2406,3 | 374,9 |
| | 2003-2012 | 1104,8 | 183,7 |
| | Rap Ap/Av | 0,5 | 0,5 |
| Pt (T.P.) | 1993-2002 | 5620,7 | 1385,0 |
| | 2003-2012 | 2480,4 | 516,5 |
| | Rap Ap/Av | 0,4 | 0,4 |

Les flux de matières azotées et phosphorées ont de manière générale évolué à la hausse jusqu'en 2000.

Sur la période 2000 à 2012, sauf pour les nitrates, on observe une décroissance marquée des flux sur la période mai-septembre. Sauf pour le phosphore total et dans une moindre mesure l'ammonium, la variabilité interannuelle sur cette période est en relation directe avec les débits. Pour les nitrates l'évolution des flux et des concentrations est globalement liée aux débits, la diminution de 20% sur la dernière décennie par rapport à la précédente est dans la même proportion que la baisse des débits.





3.2.1.8. Estimation des incertitudes

Pour les données de Loire deux méthodes sont utilisables pour l'estimation des erreurs et incertitudes. D'une part en comparant les flux calculés à partir du jeu de données OSUR à ceux calculés à partir des mesures hautes fréquences réalisées pendant 18 mois par l'EPOC pour le GIP Loire-Estuaire (GIP-LE), et d'autre part en utilisant l'approche développée par Moatar et al. en 2013 (6) qui permet à partir de l'analyse des distributions nutriment/débits et de la variabilité hydrologique du cours d'eau d'estimer un niveau d'erreur dans le calcul de flux annuel.

✓ Comparaison avec des données haute fréquence

La disponibilité à travers les données du GIP-LE d'un jeu de données à haute résolution temporaire peut permettre d'estimer l'erreur de flux commise sur les calculs de flux, pour une année plutôt sèche (seule 2010 est complète), en utilisant les données de Montjean du réseau OSUR qui sont à un échantillonnage bi-mensuel.

Concernant les nitrates l'analyse de la relation entre les deux jeux de mesures, en comparant les données acquises le même jour et les données les plus proches, c'est-à-dire pour chaque donnée OSUR la donnée la plus proche du jeu GIP-LE permet une première approche.

Les valeurs basses et médianes de concentration sont très proches dans les deux jeux de données. Par contre, la dispersion est plus grande pour les fortes concentrations avec des valeurs supérieures dans le jeu de données OSUR (Figure 33). La saturation des mesures pour les plus fortes valeurs dans le jeu de données GIP-LE pourrait en être la cause ; une étude plus approfondie permettrait de trancher ce point.

Lorsque l'on compare les estimations de flux on obtient assez logiquement une distribution similaire, les débits considérés étant identiques (Figure 34).

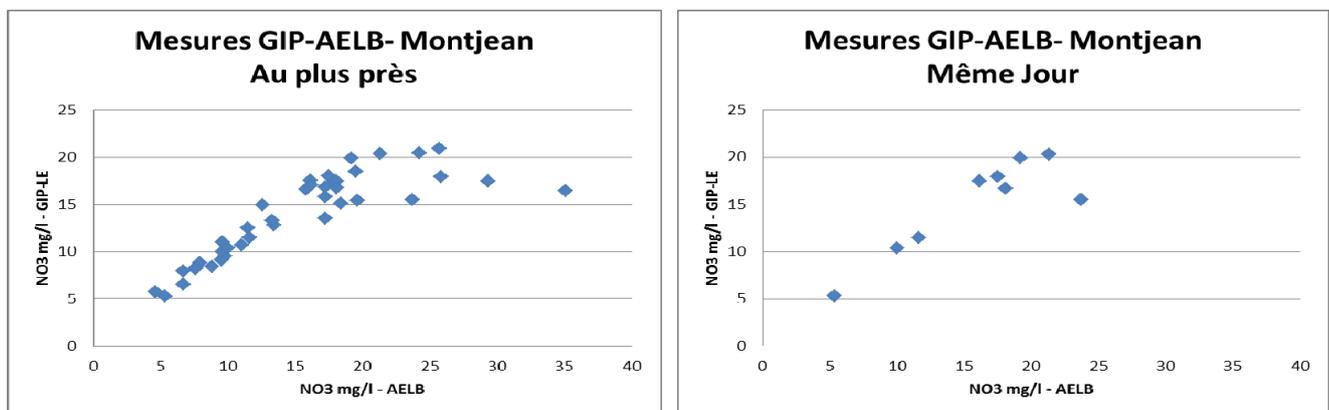


Figure 33 : comparaison des mesures en nitrates dans les deux jeux de données OSUR (AELB) et GIP - LE



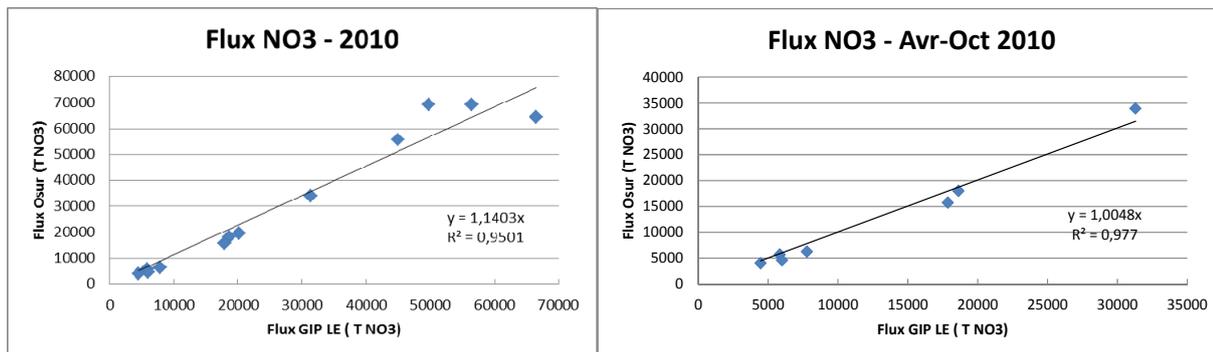


Figure 34 : comparaison des flux mensuels calculés en prenant les concentrations OSUR ou GIP-LE le même jour sur l'année 2010 (gauche) ou sur avril-octobre (droite) en T NO3 par mois

Le calcul du flux annuel et saisonnier avec le jeu de données haute fréquence (fréquence 2 à 3 jours et interpolation linéaire pour les jours sans valeur) plutôt que les données OSUR interpolées linéairement et les mêmes débits mesurés à Montjean conduit à des résultats logiquement différents.

Cette dispersion des données aux plus fortes valeurs induit une surestimation du flux annuel sur le jeu de données OSUR de 36 000 T de nitrates, soit 11% par rapport à la quantité estimée par le GIP Loire-Estuaire. **Pour la période mai-septembre, on obtient, par l'utilisation des données OSUR, une légère sous-estimation du flux de 3 700 T de nitrates, soit 4% de la quantité estimée par le GIP-LE.**

Si on refait ces calculs en remplaçant la valeur OSUR par la valeur GIP-LE (date la plus proche), la valeur de flux annuelle est surestimée de 14 000 T de nitrates soit 4% du flux annuel. Cela montre qu'en dehors de la fréquence plus élevée, c'est le niveau des valeurs qui génère la différence de flux mesuré. Il n'y a, par contre, pas d'écart sensible sur le calcul du flux pour la période mai-septembre, ce qui permet d'estimer indépendamment des problèmes de cohérence de mesures une précision de l'ordre de 4% sur le calcul de flux de nitrates, pour l'année 2010, année plutôt sèche. Le même calcul pour les phosphates, serait d'autant plus intéressant que ce paramètre est plus fortement variable mais le problème de mesure rencontré sur le réseau OSUR sur cette période (problème de seuil trop élevé) ne permet pas de faire une comparaison dans des conditions valables. L'évaluation après simple substitution des données OSUR par celles du GIP-LE donne une surévaluation du flux de 5% sur l'année 2010 et une sous-évaluation de 8% pendant la période mai-septembre.

✓ Estimation d'erreur selon la méthode de Moatar et al.

Cette méthode part de l'analyse des relations débits-nutriments. Meybeck et Moatar^(*) proposent de classer ces évolutions en différents types en traçant la relation log-log entre les couples dont le débit est inférieur au débit moyen et ceux dont le débit est supérieur au débit moyen. Cette évolution générale traduit des interactions diverses résultant soit de processus de dilution lorsque le débit augmente soit de processus de lessivage tendant à faire augmenter les teneurs en fonction du débit, voire d'autres processus biologiques. En annexe 4, sont fournis quelques exemples des types d'évolution de concentrations en matériel dissous ou particulaire décrit par cette publication. A partir de là, Moatar et al. ^(*) relie ensuite les erreurs sur le calcul de flux à la connaissance des événements de fort débit qui sont susceptibles de transporter le plus de matières, donc d'affecter le plus les flux. Pour caractériser les erreurs sur la connaissance de ces flux maximaux, ils utilisent trois paramètres qui sont :

- la pente de la courbe log-log débit/concentration pour les couples dont le débit est supérieur au module de la rivière,



| | | | |
|--|----------------------|------|----------------------------|
|   <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> REPUBLIQUE FRANÇAISE <small>PRÉFET</small> <small>DE LA RÉGION</small> <small>PAYS DE LA LOIRE</small> | <h1>Rapport MB4</h1> | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | Date | 24/06/14 |
| | | Page | 37/76 |

- un paramètre décrivant la variabilité hydrologique de la rivière qui correspond à la quantité d'eau maximale transportée pendant 2% du temps d'observation,
- la fréquence d'échantillonnage des concentrations.

En annexe 5 est fourni le tableau d'estimation d'erreur à partir de ces paramètres.

Ces calculs ont été effectués en utilisant une méthode de calcul de flux dite DWC utilisant une pondération par le débit, mais dont les résultats sont proches de la méthode de calculs de flux par interpolation utilisée dans la présente étude.

En utilisant cette méthode on obtient pour la Loire les estimations d'erreurs suivantes, selon les paramètres.



Tableau 2 : Précision estimée du calcul de flux à partir de la valeur de la pente de la relation log-log entre débits et concentrations pour les débits supérieur au débit moyen (Bsup).

| Cours d'eau | Paramètres | Bsup | Précision |
|-------------------------------------|------------|-------|-----------|
| Loire W2: 0,097 Fréquence: 15 | NO3 | 0,095 | 4% |
| | NH4 | 0,49 | 25% |
| | NO2 | 0,87 | 30% |
| | PO4 | 0,75 | 30% |
| | Ntk | 0,32 | 25% |
| | Pt | 0,75 | 30% |

On note que l'on obtient un même niveau d'estimation d'erreur sur les nitrates qu'avec la comparaison aux données hautes fréquences du GIP-LE.

La précision sur l'estimation du flux annuel et saisonnier de nitrates est donc bonne sur la Loire avec une incertitude de l'ordre de 4 %.

3.2.1.9. Conclusions pour la Loire

Pour les nitrates, les concentrations dans la Loire ont quasiment doublées entre 1970 et 2000 puis se sont stabilisées jusqu'à maintenant. Concernant les flux, l'évolution est moins nette car les années 1980 étant plus pluvieuses, les flux annuels étaient du même ordre voire légèrement supérieurs à ceux mesurés actuellement (60 000 T N/an). Les concentrations moyennes restant stables, l'évolution des flux de nitrates est actuellement directement en lien avec le débit du fleuve. Pour les flux estivaux, l'évolution est faible de 1970 à nos jours, les concentrations en nitrates chutant à des valeurs faibles sous l'effet de la baisse du débit et de la consommation par le plancton et les végétaux aquatiques.

Pour l'ammonium et les nitrites, l'évolution est sensiblement différente. A Sainte-Luce, les maxima ont été observés à la fin des années 1970 (Sainte-Luce : 1,6 mg/l d'ammonium) suivis d'une diminution très rapide au début des années 1980, date à partir de laquelle les concentrations moyennes se stabilisent autour de 0,1mg/l en ammonium et 0,07 mg/l en nitrites. Pour ces deux paramètres sur le site d'observation de Sainte-Luce, il est possible que l'influence estuarienne perturbe l'évolution de ces paramètres. A Montjean, sur la période de 1993 à aujourd'hui, la baisse des concentrations semble s'être poursuivie puisque les minima sont observés sur les 4 dernières années (~ 0,2 mg/l NH4 et 0,03 mg/l en nitrites). Les flux estivaux de ces deux paramètres sont eux par contre relativement stables.

Les flux de matières phosphorées ont de manière générale évolués à la baisse de manière continue depuis 1980, y compris pendant la période estivale, diminuant d'un facteur 2 à 3 entre les deux dernières décennies. On note une relation marquée entre débits et phosphates ce qui tend à montrer une relation entre contenu en phosphates du sol et teneurs dans la rivière orientant ainsi plutôt vers une origine en lien avec le lessivage des sols.



3.2.2. La Vilaine

3.2.2.1. Nitrates

✓ Concentrations

Les nitrates suivent un cycle annuel marqué, avec des maxima en hiver lors des périodes de crue. Les maxima atteignent à 70 mg/l en 1993, puis diminuent très sensiblement et s'établissent sur les dernières années autour de 40 mg/l. En été, les minima observés sont de l'ordre de 1 mg/l pour les années les plus basses à 18 mg/l de manière exceptionnelle en 2007 (Figure 35).

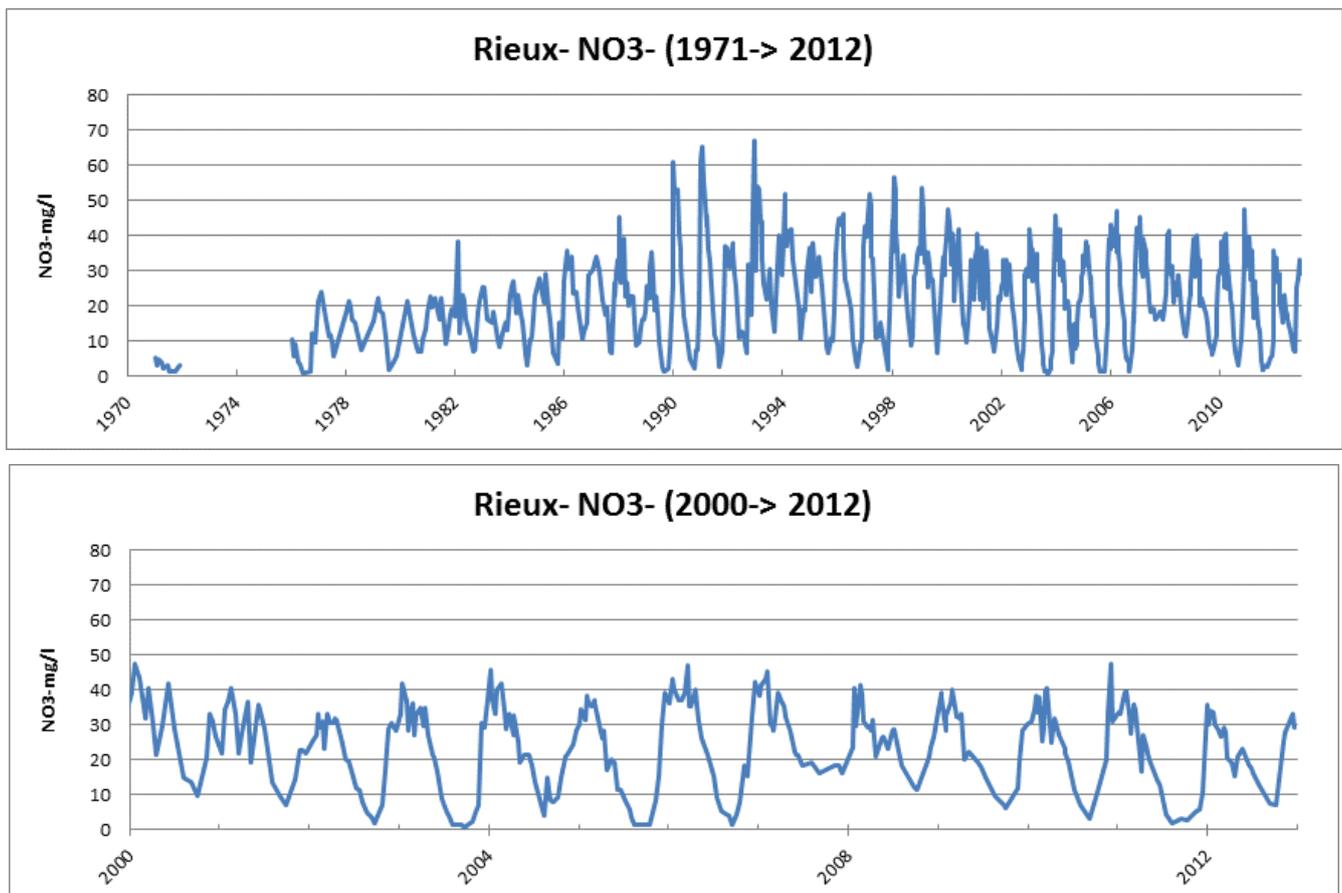


Figure 35 : en haut, évolution des concentrations en nitrates à Rieux entre 1971 et 2012, en bas zoom sur 2000-2012.

Dans la classification des relations débits-constituants proposée par Meybeck et Moatar (v) par rapport au débit médian de la rivière, la relation nitrates – débits pour la Loire est plutôt de type c-S, c'est-à-dire augmentant avec le débit pour les valeurs inférieures au débit médian et se stabilisant pour des valeurs de débits supérieures (Figure 36).

L'évolution de la moyenne glissante sur 7 ans des concentrations en nitrates montre une diminution à partir de 1995 avec un minimum entre 2003 et 2005 puis une légère augmentation sur les 3 dernières années, pendant lesquelles les valeurs sont assez stables (Figure 37).



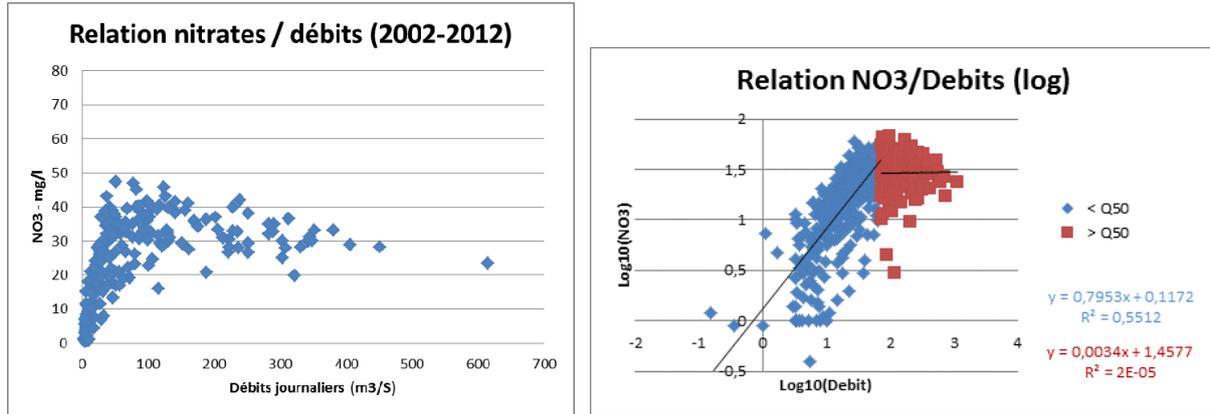


Figure 36 : Relation nitrates débits à Rieux, à droite sur deux populations séparées par le débit médian

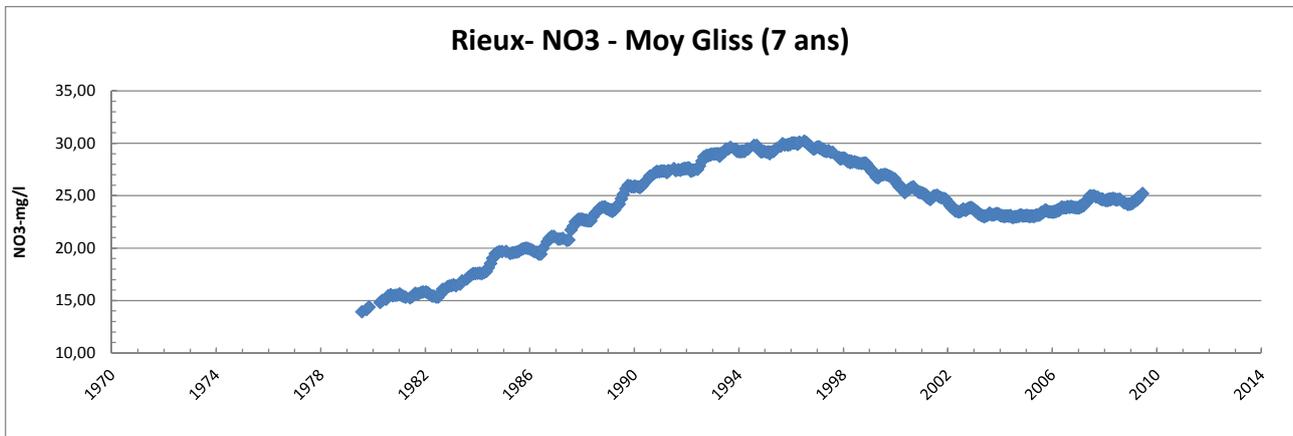
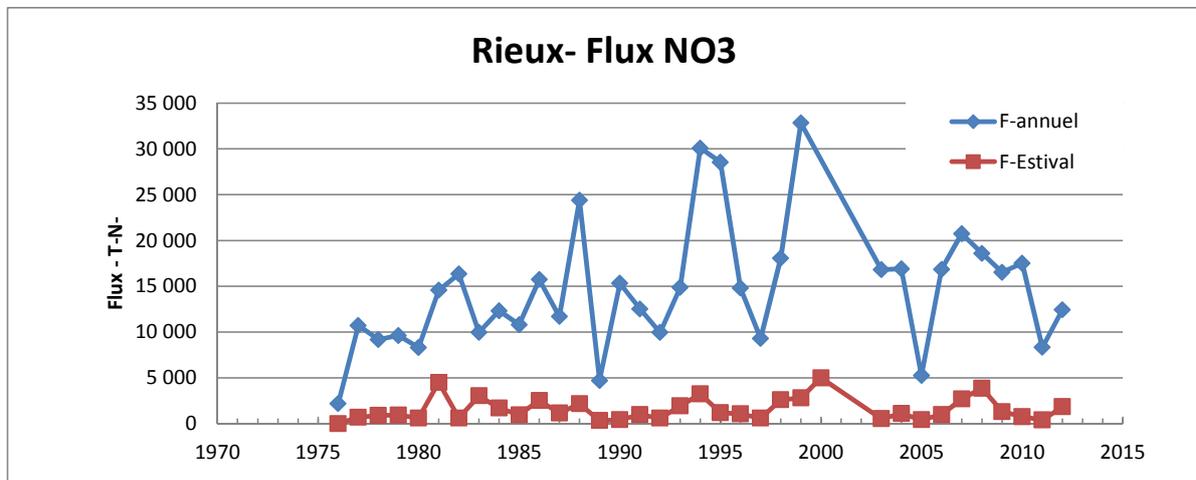


Figure 37 : Evolution de la moyenne glissante sur 7 ans à Rieux

✓ flux

Les flux annuels diminuent depuis 2007 ; le minimum est toutefois observé en 2005. Les flux de la période productive suivent la même tendance mais de manière légèrement moins marquée. L'évolution interannuelle est comme en Loire fortement dépendante du débit (Figure 38).



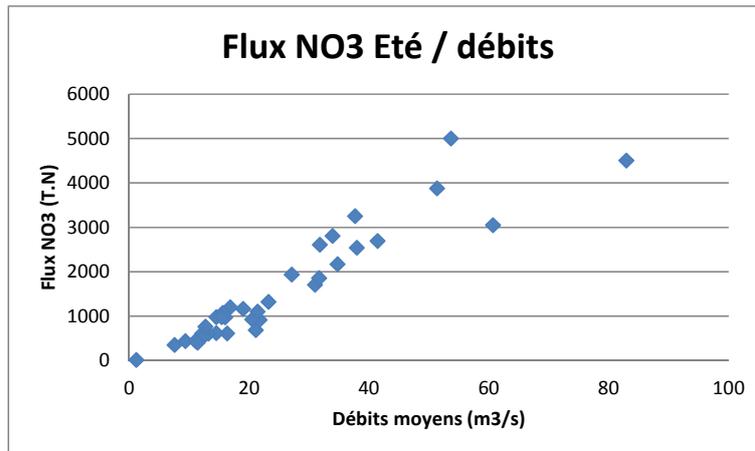


Figure 38 : Evolution des flux de nitrates à Rieux et relation entre flux de nitrates et débits

L'évolution de ces concentrations de flux, en valeurs annuelles et sur la période productive, reste plutôt stable, avec un très fort maximum en 1990 pour la valeur annuelle (> 45 mg/l) (Figure 39).

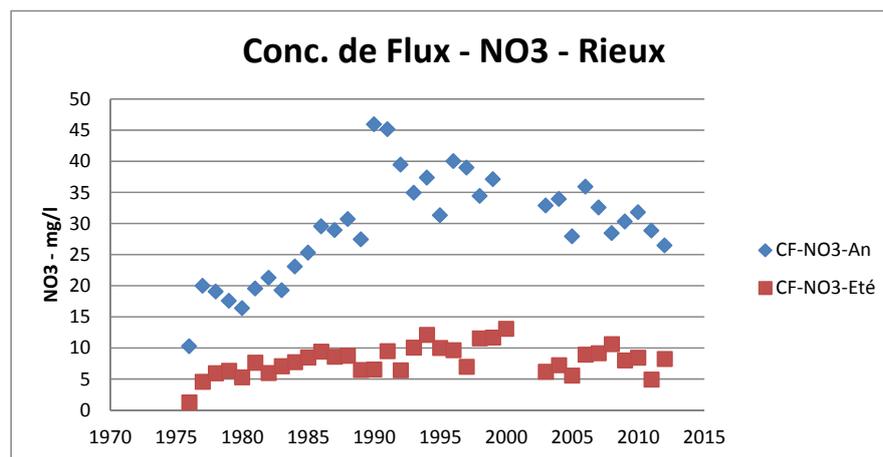


Figure 39 : Evolution des concentrations de flux de nitrates à Rieux

3.2.2.2. Ammonium

✓ Concentrations

A la différence de la Loire, on observe en Vilaine un cycle annuel très marqué pour l'ammonium. Les maxima s'observent à l'automne et en début d'hiver. Avant 2000, ils atteignent régulièrement des valeurs élevées entre 1 et 2 mg/l. En 1990 ces valeurs dépassent même 5 mg/l. Depuis 2000, les maxima ne dépassent pratiquement jamais 0,5 mg/l, sauf en 2003 avec des valeurs supérieures à 1 mg/l. Sur les dernières années ces valeurs tendent à diminuer ainsi que la variabilité du signal (Figure 40).



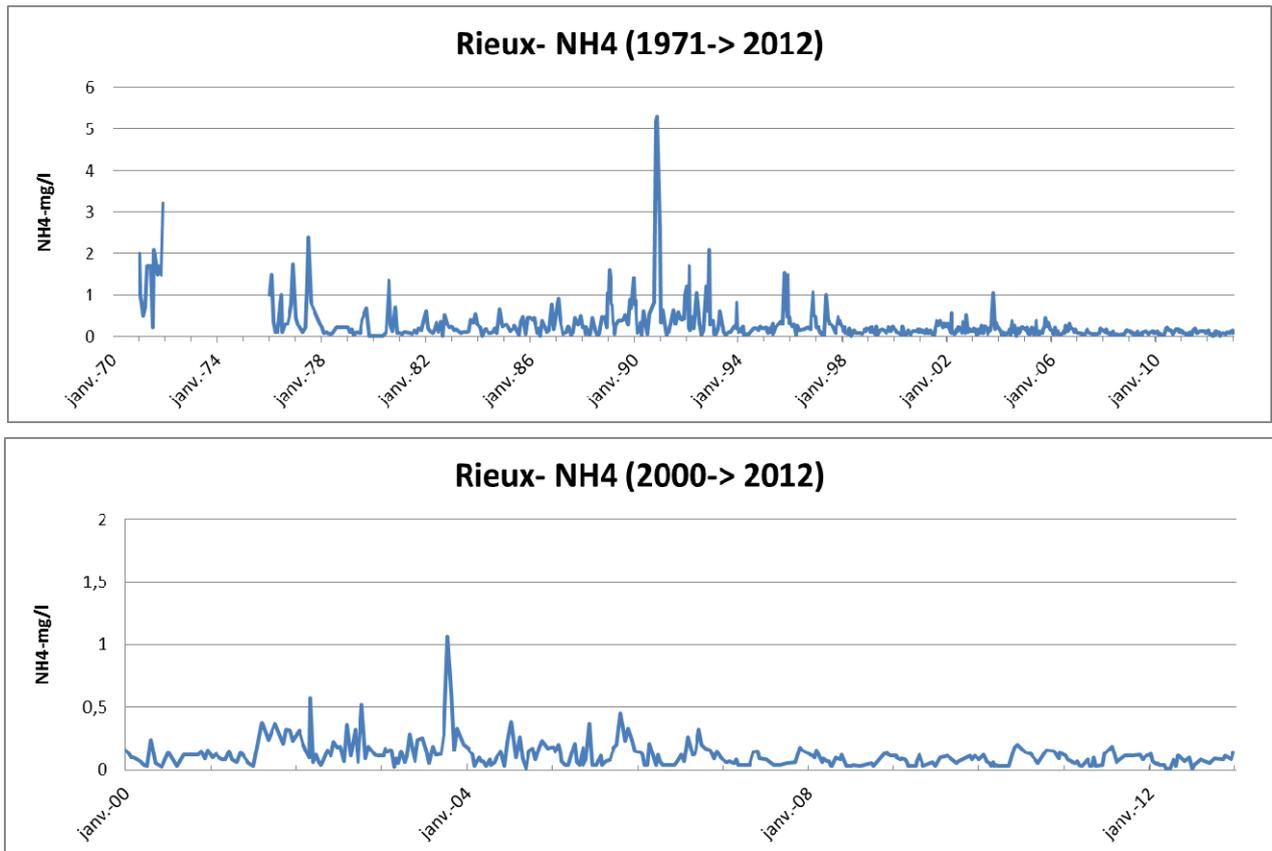


Figure 40 : Evolutions des concentrations en ammonium à Rieux entre 1971 et 2012, à droite sur 200-2012

Les relations entre débits et concentration en ammonium sont peu marquées. On note cependant deux tendances. Les maxima sont observés pour les débits faibles et correspondent aux maxima d'automne. A l'inverse, on observe une augmentation légère avec les forts débits (Figure 41).

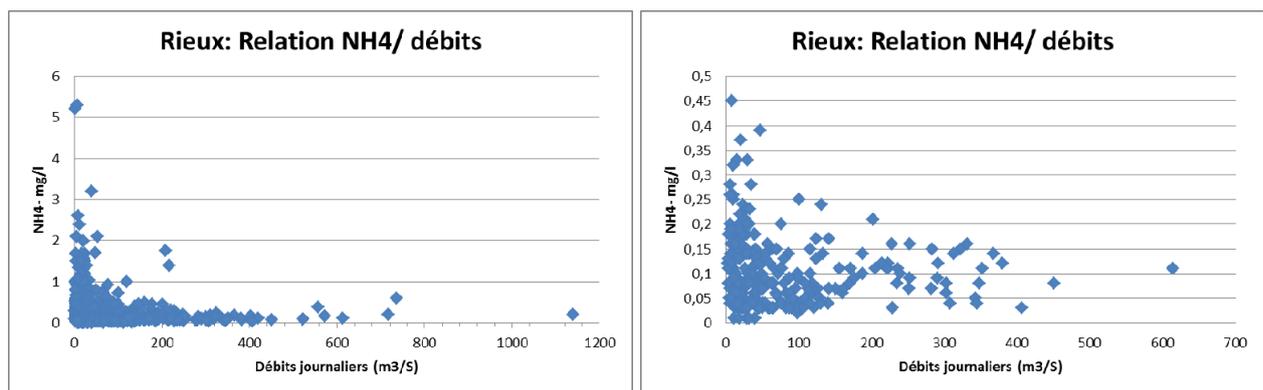


Figure 41 : Relation concentration en ammonium et débits à Rieux

L'évolution dans le temps de la moyenne glissante sur 7 ans montre un maximum entre 1987 et 1993, suivi d'une diminution régulière depuis 1995 et une stabilisation à des valeurs comprises entre 0,05 mg/l et 0,1 mg/l (Figure 42).



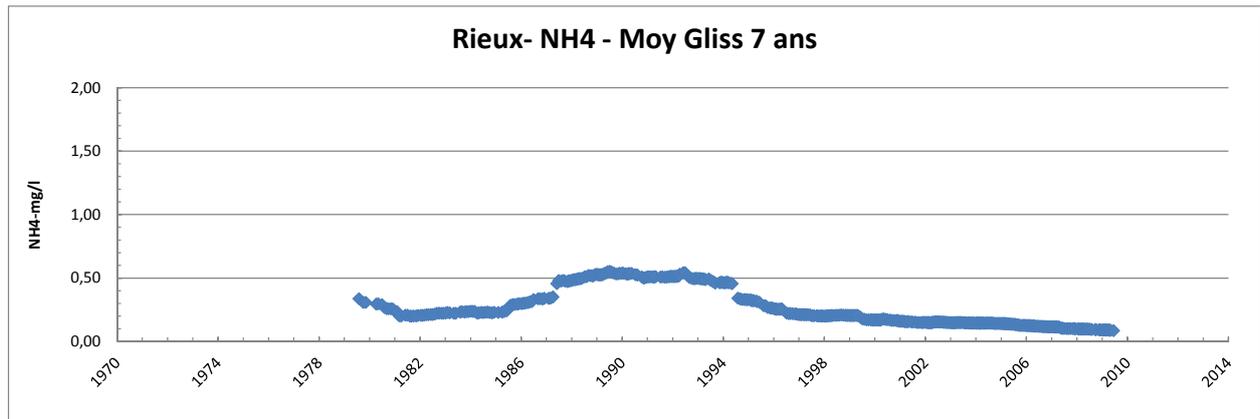


Figure 42 : Evolution de la moyenne glissante à 7 ans en ammonium à Rieux

✓ Flux

Les flux d'ammonium restent relativement stables depuis 2005. Ils ont toutefois fluctué entre 120 et 300 T d'azote pour les flux annuels et entre 25 à 80 T pour les flux de mai à septembre (Figure 43, haut). La relation avec le débit (non présenté) est peu marquée.

La concentration de flux calculée en période productive ou sur l'année, est maximale dans les années 1990, diminue très fortement jusqu'en 2002 et se stabilise après 2008 (Figure 43, bas).

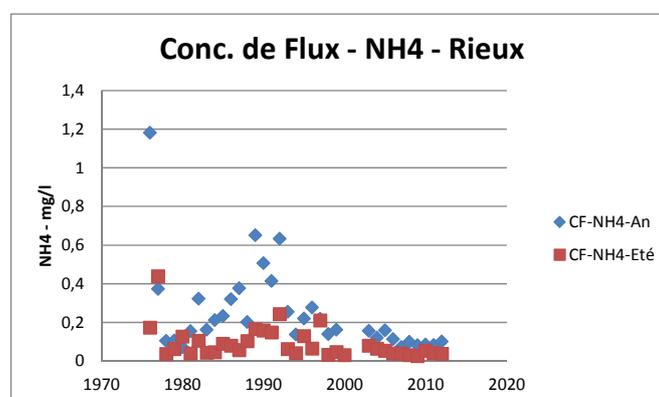
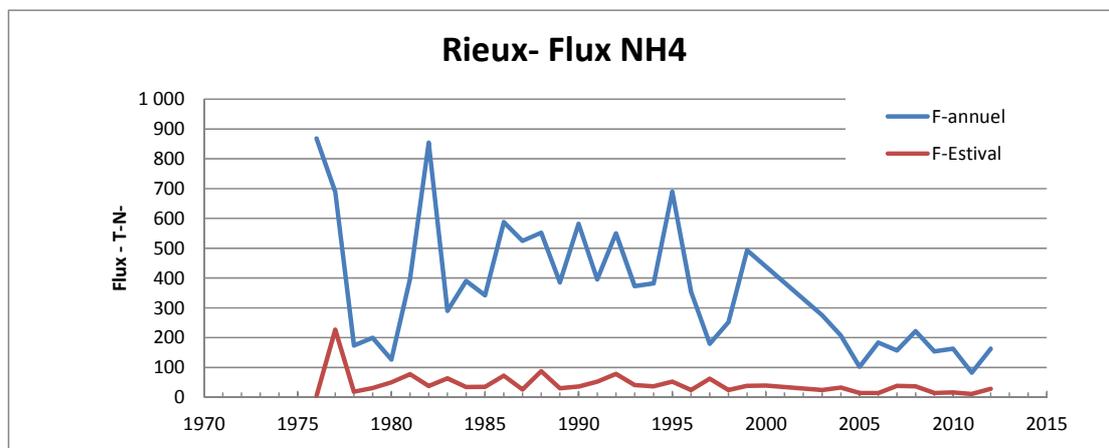


Figure 43 : Evolution des flux en ammonium à Rieux (haut) et des concentrations de flux (bas)



3.2.2.3. Nitrites

Cet élément représentant des apports plus marginaux (cf. 3.2.1.9. et rapport MB1), les analyses sont reportées pour les nitrites en annexe 4.

3.2.2.4. Azote Kjeldahl

✓ Concentrations

Les concentrations en azote Kjeldahl ont décliné en deux temps : le début des années 1980 voit les maxima passer rapidement de valeurs variant entre 5 et 8 mg N/l à des valeurs de l'ordre de 3 mg N/l, jusqu'en 2005 ; depuis il n'est plus observé de valeurs supérieures à 2 mg N/l (Figure 44). Les valeurs moyennes suivent la même décroissance, pour se stabiliser autour de 1 mg.N/l. Dans la classification par rapport au débit moyen la relation est de types s-S (Figure 45).

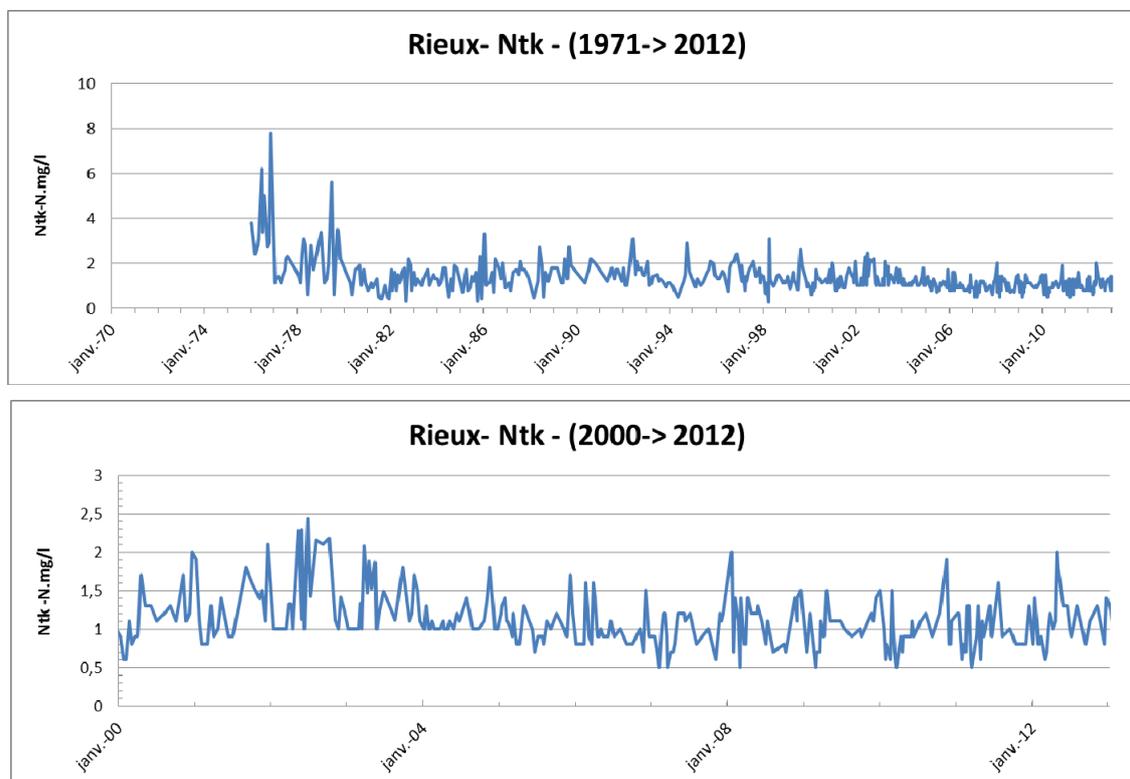


Figure 44: Evolution de la concentration en azote Kjeldahl à Rieux

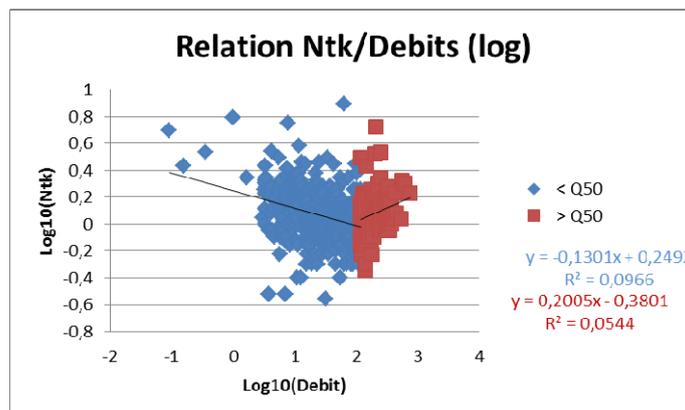


Figure 45 : Relation log-log entre débits et azote Kjeldahl classés en deux populations par rapport au débit moyen



La moyenne glissante montre une décroissance régulière des concentrations depuis 1993 (Figure 46).

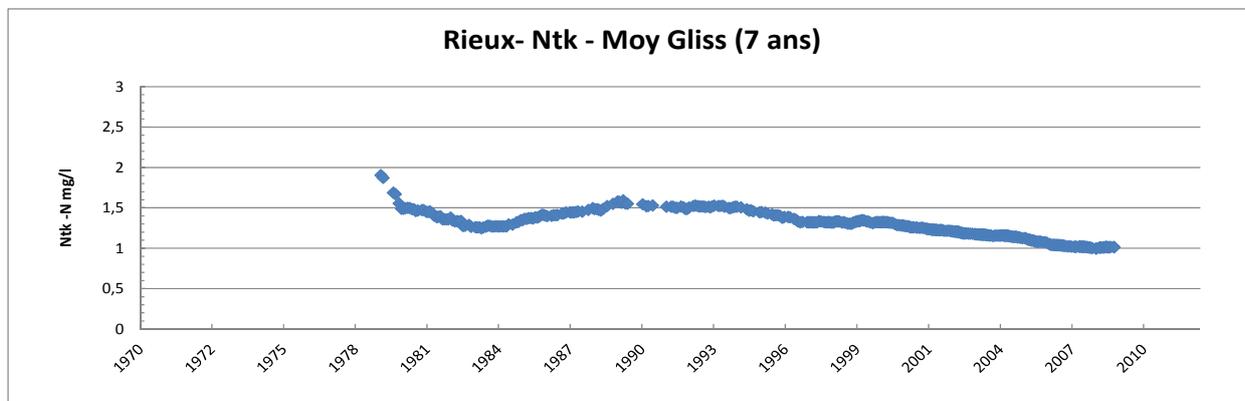
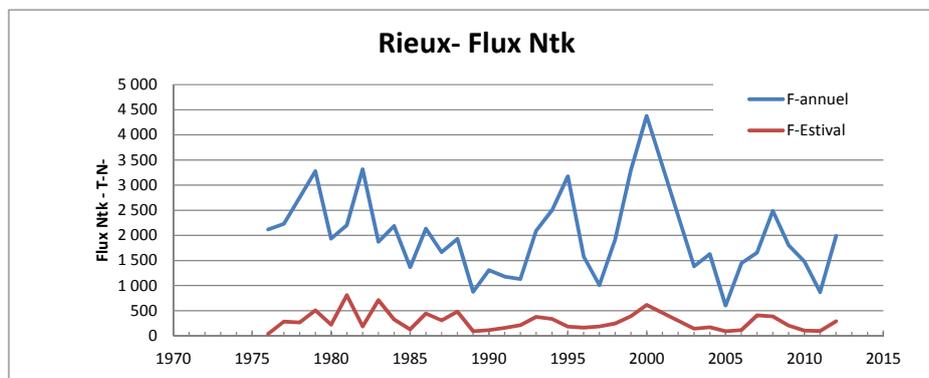


Figure 46 : Moyenne glissante à 7 ans de l'azote Kjeldahl à Rieux

✓ *Flux*

Les flux d'azote Kjeldahl de la Vilaine sont globalement stables sur la dernière décennie en comparaison des importantes fluctuations observées depuis 1976. Ils paraissent assez fortement liés à la pluviométrie, comme le montre l'évolution des flux mensuels estivaux en fonction du débit moyen mensuel. Les concentrations de flux annuelles sont généralement comprises entre 0,5 et 1 mg/l tandis que les concentrations de flux estivales sont majoritairement inférieures à 0,5 mg/l. Les plus fortes concentrations de flux ont été mesurées à la fin des années 70 que ce soit à l'échelle annuelle ou estivale (Figure 47).



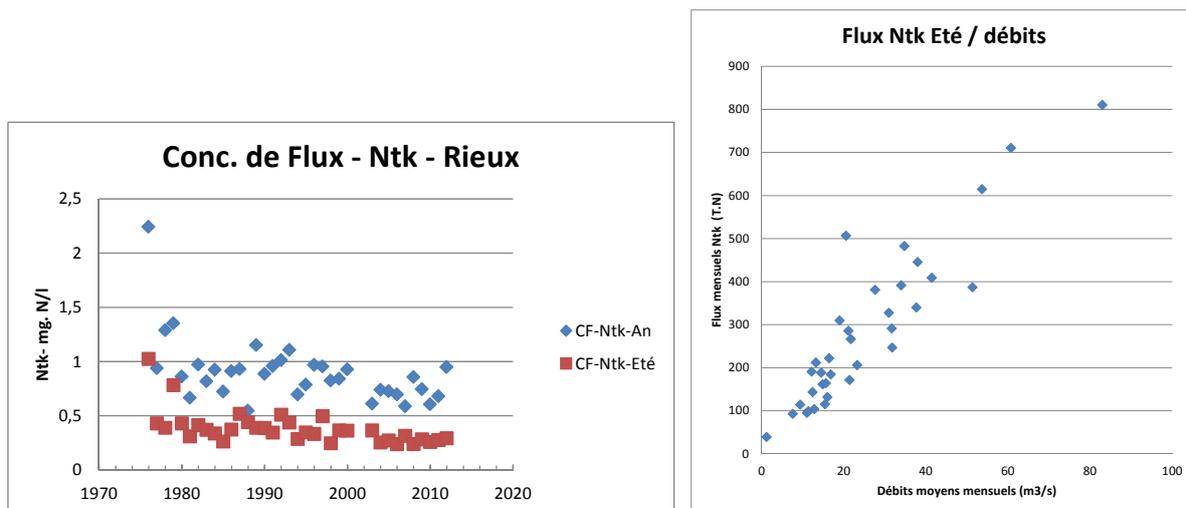
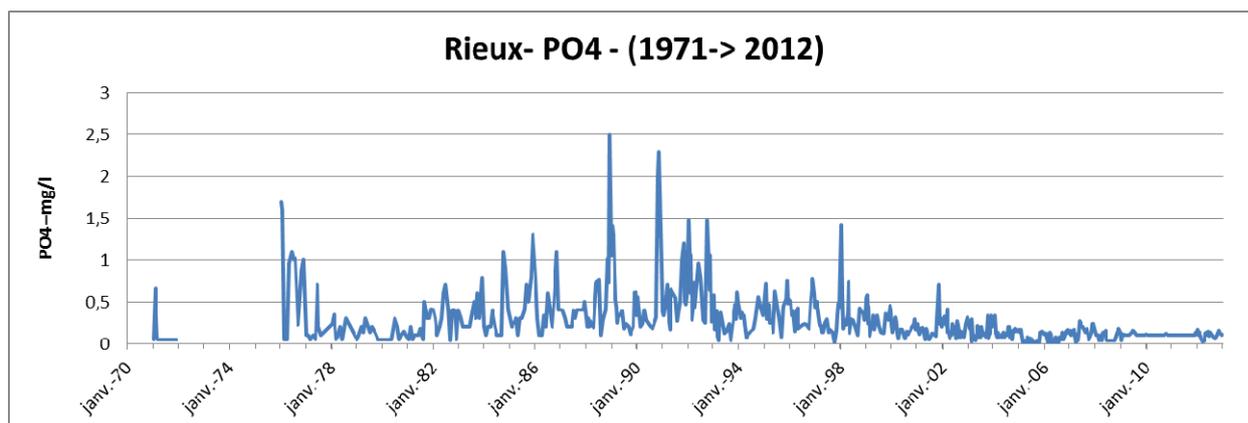


Figure 47 : Flux d'azote Kjeldahl à Rieux (haut). Evolution de la concentration de flux (bas gauche) et relation entre flux mensuels d'azote Kjeldahl et débits mensuels (bas droite).

3.2.2.5. Phosphates

✓ Concentrations

Les concentrations en phosphates présentent un cycle annuel, avec un maximum hivernal de PO₄, moins nettement marqué dans les dernières années. Les concentrations diminuent depuis le début des années 1990, période où on a pu relever des maxima supérieurs à 2 mg/l, alors que depuis 2005, les maxima n'excèdent pas 0,25 mg/l. On note un problème analytique dû à seuil de détection trop élevé (0.1 mg/l) rendant les données difficilement exploitable (observées également sur la Loire entre 2009 et 2011) (Figure 48).



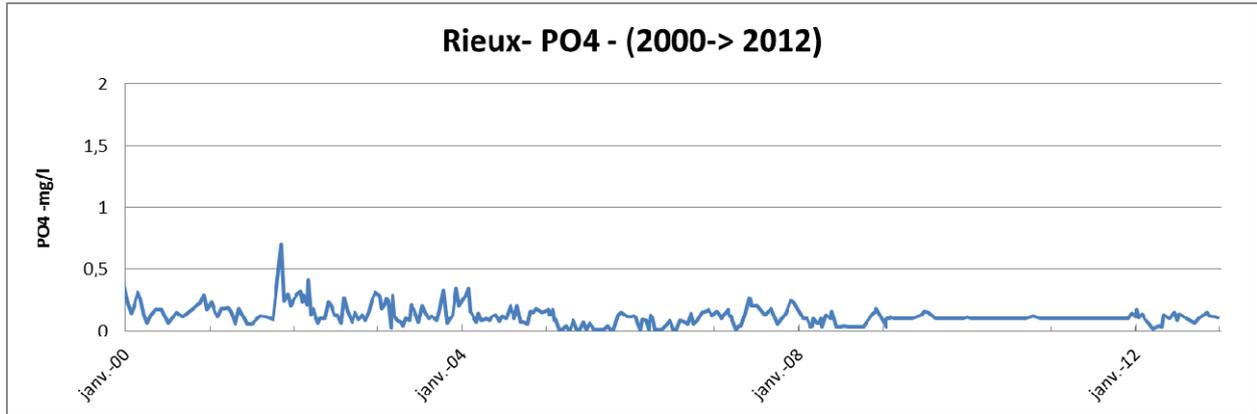


Figure 48 : Evolution des concentrations en phosphates à Rieux

A la différence de la Loire, il n'existe pas de relation entre les concentrations de phosphates et les débits. Dans la classification par rapport au débit moyen de la relation log-log est de type s-C. (Figure 49).

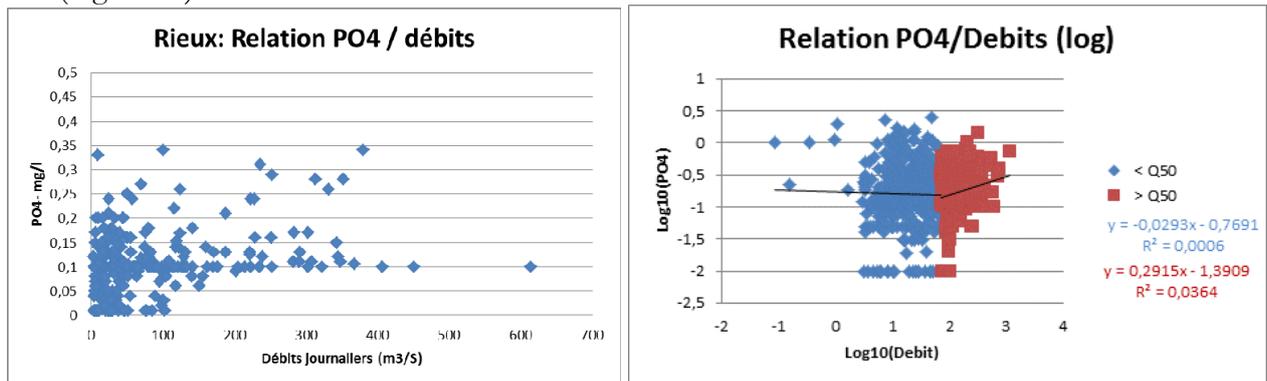


Figure 49 : Relation débits/phosphates à Rieux

La moyenne glissante des concentrations montre, elle aussi, une diminution de la teneur moyenne en phosphates, importante et régulière jusqu'en 2005 avec une diminution plus lente par la suite (Figure 50).

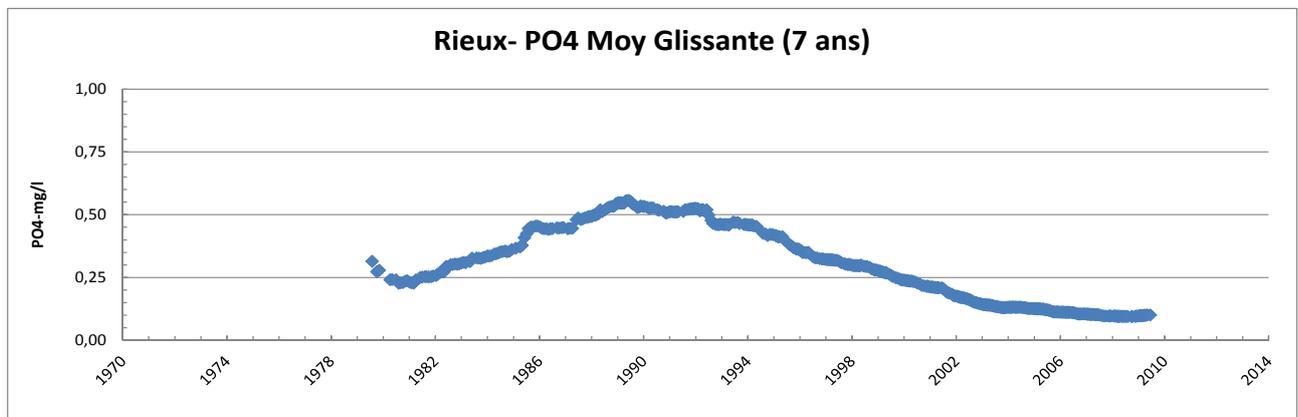


Figure 50 : Evolution de la moyenne glissante à 7 ans en phosphates à Rieux



✓ Flux

Les flux de phosphates ne présentent pas d'évolution marquée sur la dernière décennie, mais par rapport au maximum de 1995 la diminution est très sensible (facteur 7) (Figure 51), ce d'autant que de 2009 à 2012 le problème de limite de détection trop élevée tend à surestimer les flux (valeurs fixées à la limite de détection quand elles sont inférieures à celle-ci).

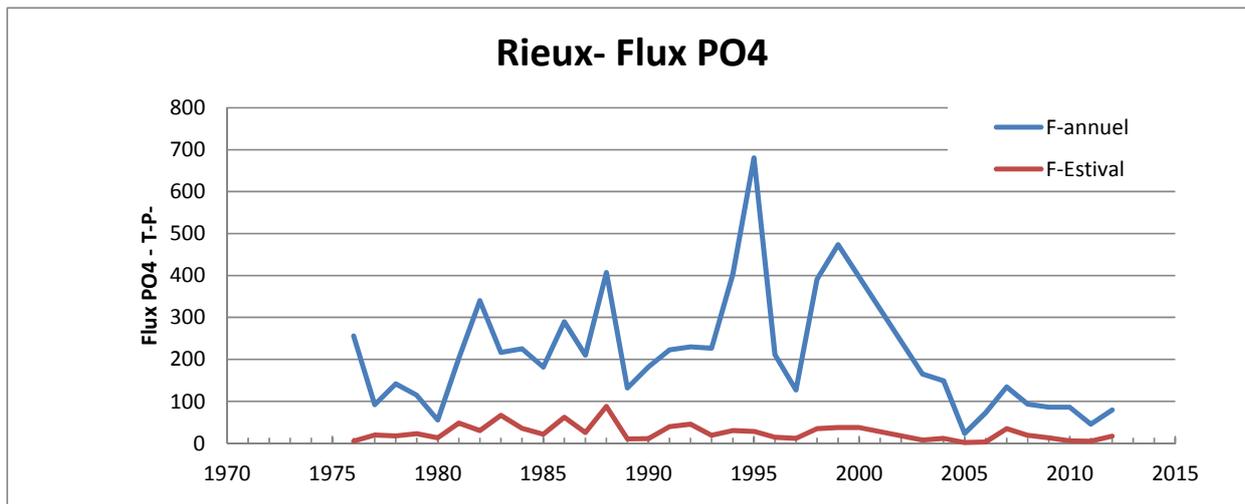


Figure 51 : Evolution des flux en phosphates à Rieux

L'évolution des concentrations de flux confirme la diminution sur l'ensemble de la période en données annuelles. Par contre, pour la période estivale et sur la décennie, il n'y a pas d'évolution des teneurs pondérées par les débits qui restent stables (Figure 52).

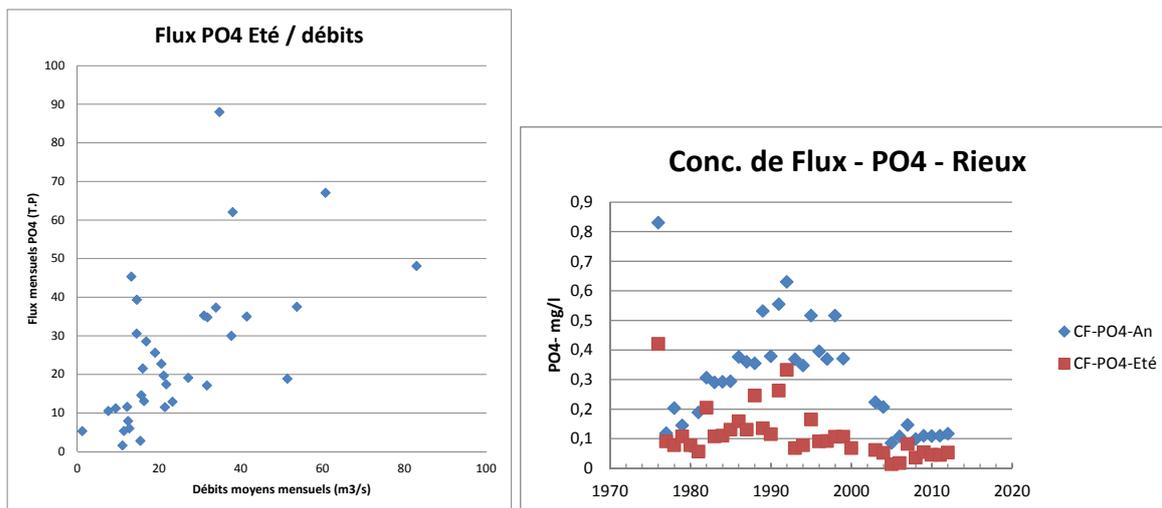


Figure 52 : Relation flux de phosphate et débits (gauche) et Evolution de la concentration de flux en phosphates à Rieux (droite)



3.2.2.6. Phosphore total

✓ Concentrations

Le phosphore total présente un cycle annuel faiblement marqué, avec des teneurs plus élevées à l'automne. A partir des années 2000, les maxima diminuent et ce cycle annuel devient peu sensible (Figure 53). La relation avec le débit est non significative. Dans la classification par rapport au débit médian, la relation est de type s-S (Figure 54).

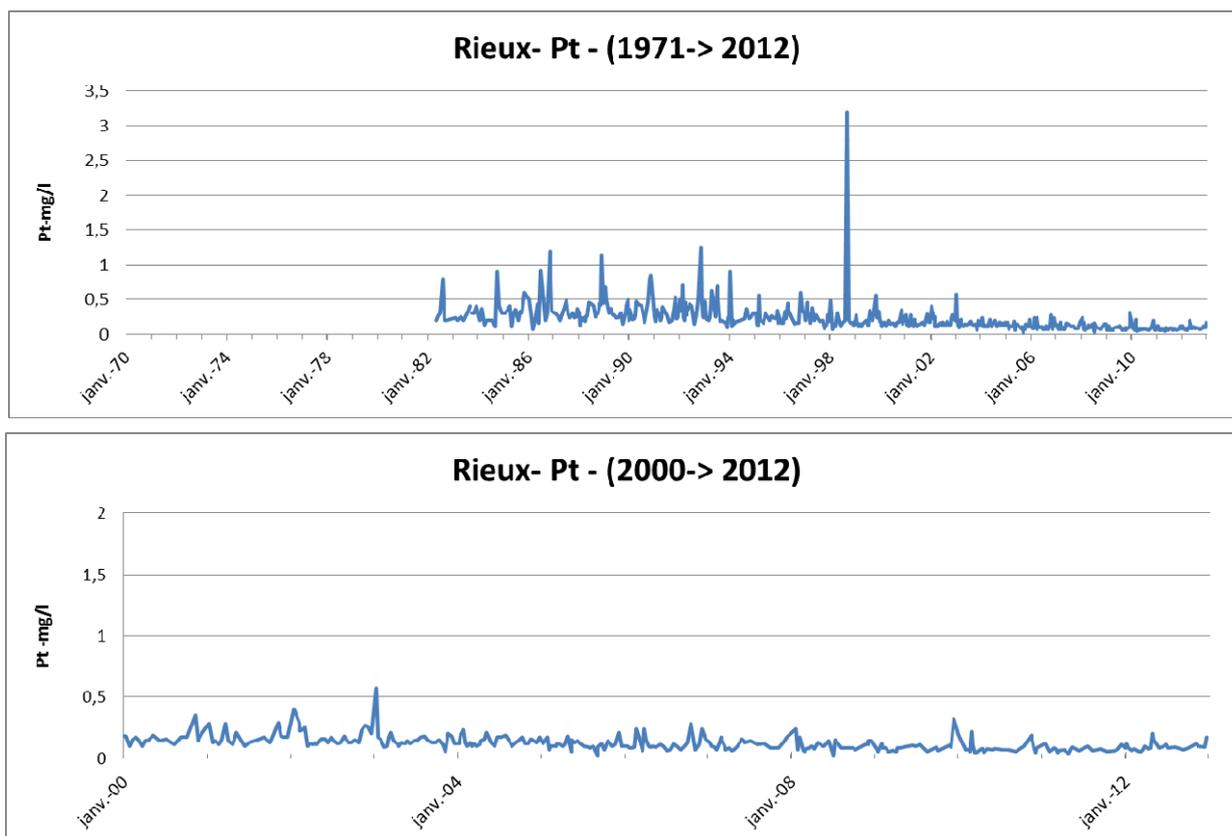


Figure 53 : Evolution du phosphore total à Rieux, en bas, sur 2000-2012

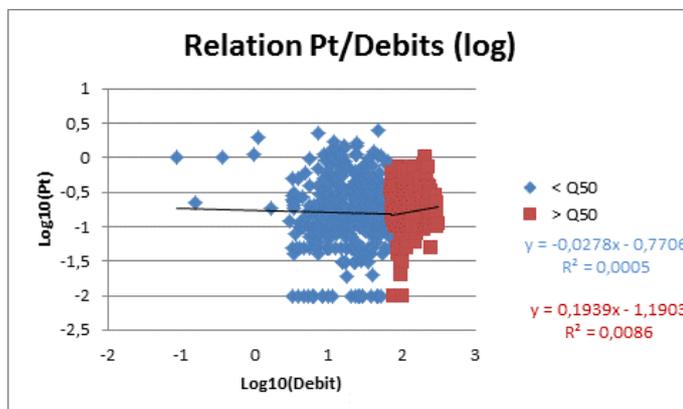


Figure 54 : Relation log-log entre débits et phosphore total classés en deux populations par rapport au débit moyen



Cette évolution vers la diminution des teneurs est confirmée par la courbe des moyennes glissantes sur 7 ans qui montre une diminution régulière des teneurs moyennes, tendant à se stabiliser en fin de période (Figure 55).

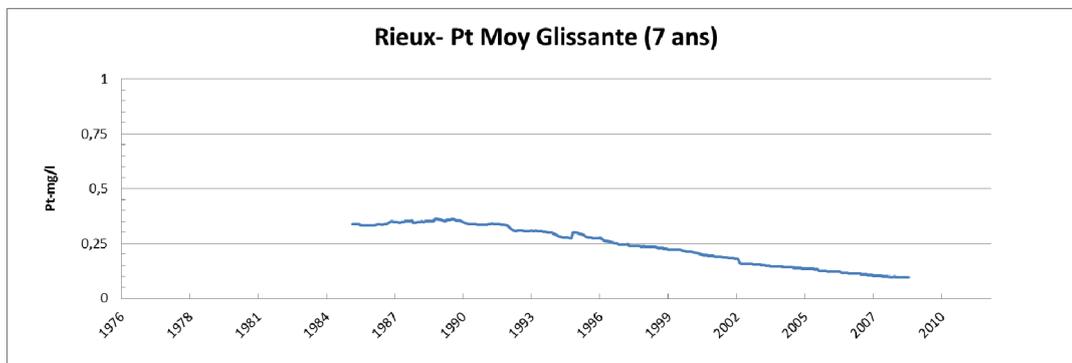


Figure 55 : Evolution de la moyenne glissante à 7 ans en phosphore total à Rieux

✓ Flux

Les flux de phosphore au travers des mesures disponibles et selon la méthode d'estimation utilisée restent globalement stables dans la Vilaine depuis 2004, tant en valeurs annuelles que pour la période mai-septembre (Figure 56) et sont fortement influencés par les débits (Figure 57, droite). Ces flux ont, par contre, fortement diminué sur l'ensemble de la période.

L'évolution de la concentration de flux montre une diminution des teneurs tant en valeurs annuelles que pour la période productive (Figure 57, gauche).

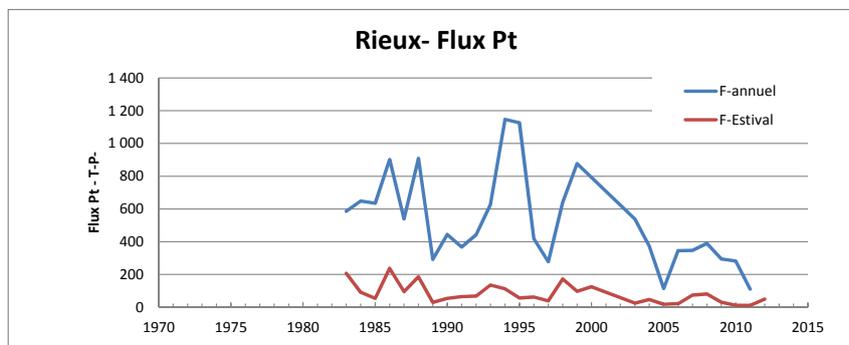


Figure 56 : Flux de phosphore total à Rieux

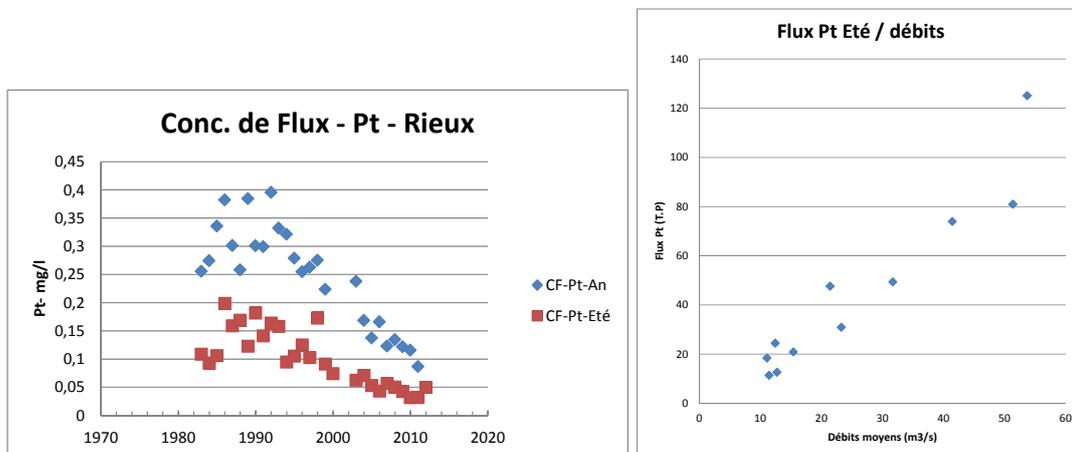


Figure 57 : Evolution de la concentration de flux de phosphore total (gauche) et relation entre flux de Phosphore total et débits (droite)



3.2.2.7. Bilan des flux de nutriments

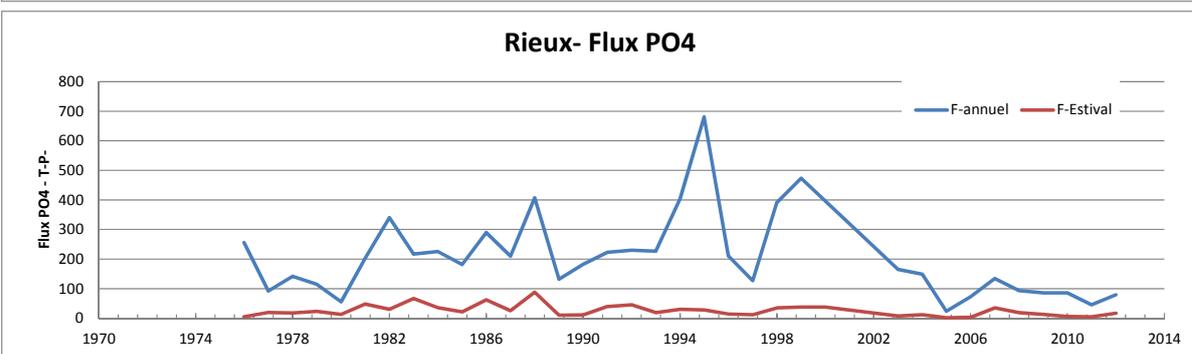
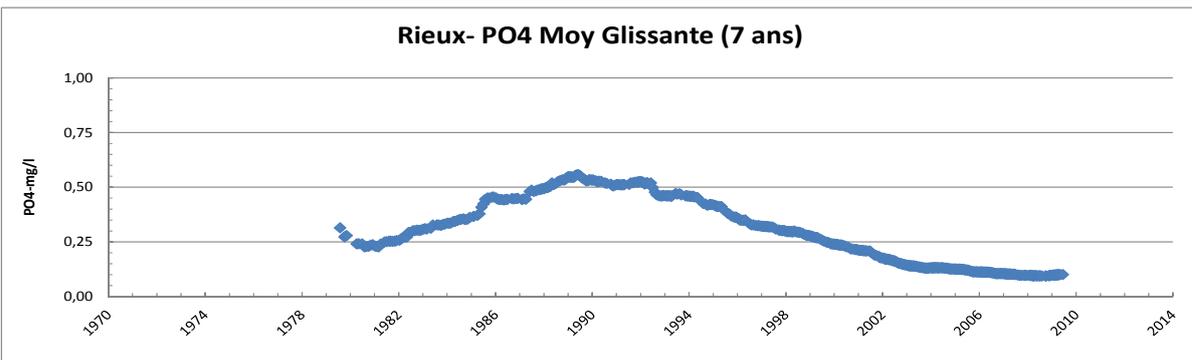
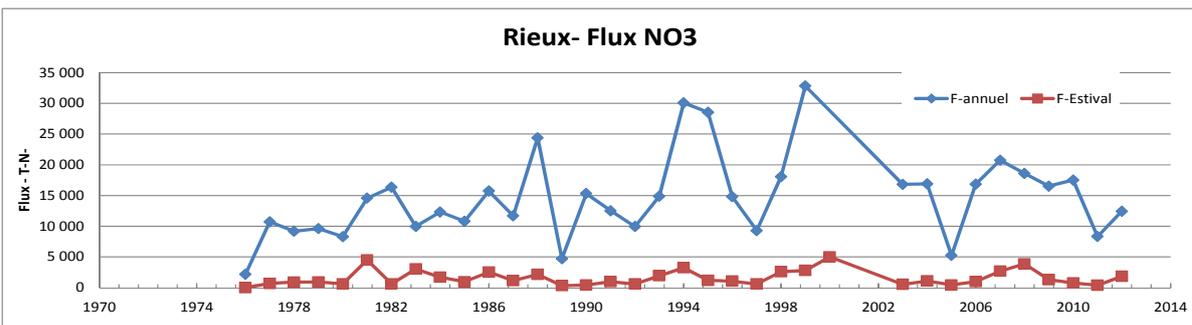
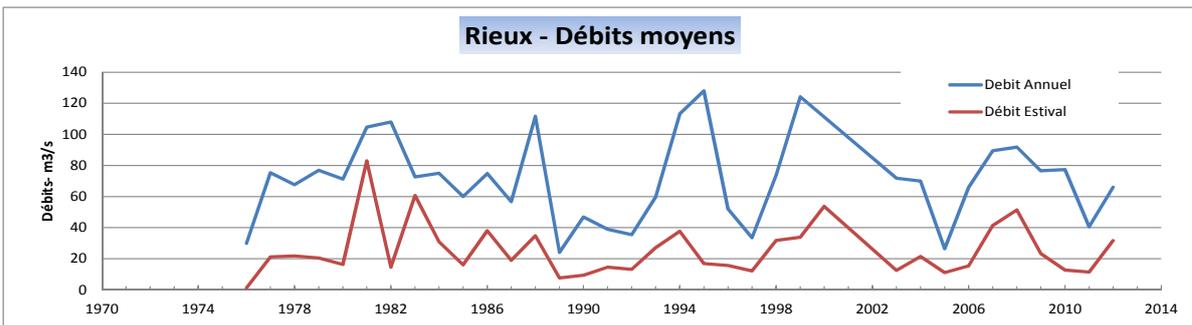
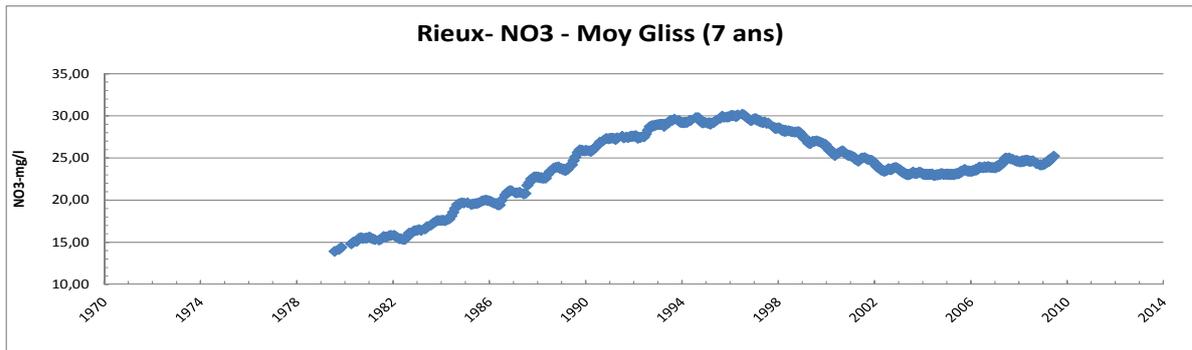
Le Tableau 3 ci-dessous récapitule l'évolution des flux et débits en deux périodes (avant et après 2002). Entre ces deux périodes on note une diminution des flux de l'ensemble des nutriments, très marquée pour les matières phosphorées et l'ammonium (facteur 0.3 à 0.4), importante mais moins marquée pour les autres matières azotées. Les débits moyens sont par contre identiques sur l'année et même légèrement supérieurs sur la période mai-septembre pour la dernière période.

Tableau 3 : Débits et flux de nutriments de la Vilaine pour les deux dernières décennies.

| | Moyennes Flux Vilaine | Annuel | Estival |
|------------------|------------------------------|---------------|----------------|
| Débits (m3/s) | 1993-2002 | 67,7 | 19,2 |
| | 2003-2012 | 67,6 | 23,2 |
| | Rap Ap/Av | 1,0 | 1,2 |
| NO3 (T.N) | 1993-2002 | 21 211,1 | 1 752,4 |
| | 2003-2012 | 14 995,8 | 1 396,9 |
| | Rap Ap/Av | 0,7 | 0,8 |
| NH4 (T.N) | 1993-2002 | 388,9 | 51,9 |
| | 2003-2012 | 171,0 | 23,3 |
| | Rap Ap/Av | 0,4 | 0,4 |
| NO2 (T.N) | 1993-2002 | 172,8 | 20,6 |
| | 2003-2012 | 81,3 | 13,0 |
| | Rap Ap/Av | 0,5 | 0,6 |
| Ntk (T.N) | 1993-2002 | 2 225,5 | 312,8 |
| | 2003-2012 | 1 535,0 | 202,0 |
| | Rap Ap/Av | 0,7 | 0,6 |
| PO4 (T.P.) | 1993-2002 | 359,2 | 30,7 |
| | 2003-2012 | 93,5 | 11,9 |
| | Rap Ap/Av | 0,3 | 0,4 |
| Pt (T.P.) | 1993-2002 | 729,9 | 103,5 |
| | 2003-2012 | 310,4 | 35,7 |
| | Rap Ap/Av | 0,4 | 0,3 |

Les figures suivantes illustrent les grandes tendances observées sur la Vilaine, en concentration, débit et flux des principaux éléments azotés et phosphorés.





3.2.2.8. Estimation des incertitudes

Pour la Vilaine l'estimation de l'incertitude ne peut être approchée que par la méthode de Moatar et al. (^{Erreur! Signet non défini.}) (pas de donnée haute fréquence sur le même point de mesure, contrairement au cas de la Loire). On obtient les résultats suivants (Tableau 4):

Tableau 4 : Pente de la relation log-log entre débits et concentrations pour les débits supérieurs au débit moyen (Bsup) et précision estimée du calcul de flux.

| Stations | paramètres | Bsup | précision |
|----------------|------------|--------|-----------|
| | Ntk | 0,205 | 25% |
| Vilaine | NH4 | 0,14 | 10% |
| w2 = 0.12 | NO3 | 0,0034 | 10% |
| fréquence=15 j | P | 0,19 | 10% |
| | PO4 | 0,29 | 25% |

Du fait de la variation des concentrations en fonction des débits qui est différente de celle sur la Loire et de débits écoulés lors de crues supérieurs (volume écoulé sur 2 % du temps), la **précision (10 %) estimée pour le calcul du flux annuel de nitrate est moins grande que pour la Loire mais reste bonne**. Les niveaux de précision sont par contre moins bon pour l'azote kjeldahl et les phosphates (25 %).

3.2.2.9. Conclusions pour la Vilaine

Les flux de matières azotées et phosphorées ont de manière générale évolué à la hausse jusqu'en 1993. Ensuite, pour tous les paramètres suit une période de diminution lente et régulière, sauf pour les nitrates pour lesquels le maximum est atteint plus tardivement en 1998-1999 et pour lesquels on observe les dernières années une légère augmentation des concentrations.

Les flux annuels et de période mai-septembre sont très liés pour leurs **variations inter annuelles aux débits** d'autant plus que pour certains d'entre eux la concentration tend à augmenter avec le débit (N03, PO4). Cela montrerait en outre une dépendance au sol et à l'intensité du lessivage de ces produits.

Entre les deux périodes 1993-2002 et 2003-2012, on note une diminution des flux de l'ensemble des nutriments, très marquée pour les matières phosphorées et l'ammonium (facteur 0.3 à 0.4), importante, mais moins marquée, pour les autres matières azotées.



| | | | |
|---|----------------------|------|----------------------------|
|   PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE | <h1>Rapport MB4</h1> | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | Date | 24/06/14 |
| | | Page | 54/76 |

4. Evaluation de l'effet estuarien de la Loire

4.1. Matériel et méthodes

4.1.1. Introduction

L'évolution des concentrations en nutriments dans les estuaires est la résultante de nombreux processus, notamment dans la zone amont de l'estuaire où, du fait du changement de l'environnement ionique, de nombreux mécanismes vont plus ou moins modifier le comportement des nutriments :

- Minéralisation des matières organiques apportées par la rivière mais aussi de la matière organique marine, qui tendent à s'accumuler dans la zone de bouchon vaseux, point nodal des circulations résiduelles de fond et de surface de l'estuaire,
- Nitrification/dénitrification plus ou moins importante selon les estuaires et les concentrations en nitrites et ammonium du fleuve,
- Des processus d'adsorption/désorption sur la matière particulaire,
- Des modifications d'équilibre chimique notamment dans les eaux interstitielles du sédiment et les couches anoxiques,
- Et enfin des processus de consommation par les algues lorsque les conditions le permettent (éclairage, turbidité, température, hydrodynamisme, ...).

Mais l'estuaire est aussi le lieu d'importantes concentrations urbaines et industrielles qui se traduisent aussi par des apports directs à l'estuaire, pouvant modifier le bilan des nutriments et perturber l'analyse des données.

Ces processus, s'ils sont maintenant assez clairement appréhendés, restent difficiles à quantifier de manière individuelle et leur mise en équation pour modélisation n'en est qu'à ses débuts (Abril, 2007^{viii} ; Nemery, 2007^{ix}).

Comparativement à d'autres estuaires français tels que la Seine ou la Gironde, l'estuaire de la Loire n'a pas fait l'objet d'études de longue durée, du point de vue des apports en nutriments. Meybeck et al. en 1988^(*) ont réalisé une étude de grande ampleur sur l'évolution des nutriments au long de l'estuaire, de laquelle il ressortait un comportement conservatif des nitrates et silicates hors période de production primaire, et par contre un accroissement des flux en phosphates et ammonium. Plus récemment, Middelburg et Nieuwenhuize (2001)^(xi) montrent que dans l'estuaire de la Loire, si les nitrates ont un comportement apparemment conservatif, cela est probablement le résultat d'un équilibre entre assimilation et processus de nitrification dans l'estuaire amont ou dans la crème de vase. A partir de ces données, Sébillo en 2003^(xii) met en place un modèle numérique permettant de compenser la perte de nitrates par assimilation, par une production par nitrification. Abril (2007)^(viii) montre l'importance des phénomènes de remise en suspension de la crème de vase en transition morte eau – vive eau (ME-VE) sur la minéralisation des matières organiques fluviales, montrant ainsi l'importance du cycle de marées (ME/VE) sur la libération de nutriments notamment de nitrates dans la colonne d'eau.

De manière générale le comportement des nitrates est plutôt décrit comme « globalement » conservatif dans les différentes études citées. Rincé et al. ^(xiii), en 1985, observent par contre en septembre un comportement mettant en évidence une forte perte de nitrates dans la partie amont de l'estuaire, qui est probablement à mettre en relation avec une dénitrification importante.

Le comportement du phosphore dans les estuaires est un problème largement aussi complexe, notamment en raison des interactions fortes entre les phosphates, la forme oxydée et biologiquement assimilable des particules et de l'existence de phosphore inorganique sous forme de



| | | | |
|--|----------------------|------|----------------------------|
|   <small>États & Régions & Français</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET</small> <small>DE LA RÉGION</small> <small>PAYS DE LA LOIRE</small> | <h1>Rapport MB4</h1> | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | Date | 24/06/14 |
| | | Page | 55/76 |

polyphosphates. Cet effet tampon des zones estuariennes est décrit depuis longtemps (Delmas, 1981^(xiv) ; Froelich, 1988^(xv)), et plus récemment des études plus approfondies (Nemery, 2007^(xvi)) ont confirmé que l'estuaire était en fait globalement une zone d'export de phosphore inorganique. Sur la Loire Meybeck et al., 1988^(*) évaluent à 70% l'accroissement du flux de phosphore en aval de l'estuaire. Ces données se retrouvent dans la synthèse du SAGE estuaire de la Loire^(xvii) qui, exploitant les données acquises par la DDTM (anciennement SMN), montre que lors de campagnes de suivis longitudinaux de surface les concentrations dans la partie avale de l'estuaire sont toujours plus élevées qu'à l'amont.

Par rapport à la problématique de l'étude qui est d'évaluer l'influence relative, sur le développement des algues vertes, des apports en nutriments locaux et de ceux des deux grands estuaires de la Loire et la Vilaine, il va donc être nécessaire d'apporter des corrections aux calculs de flux qui peut être effectué à partir des chroniques de débits et de concentrations en aval du fleuve. La mise en place de modèles biogéochimiques de comportement des substances nutritives dans l'estuaire constitue une étude en soi et ne peut être réalisée dans le cadre de ce projet. L'objectif sera donc, à partir des observations de long terme réalisées sur l'estuaire, de proposer des formules permettant de corriger les flux mesurés à l'aval du fleuve.

Les données d'observations provenant essentiellement des campagnes DDTM seront exploitées afin d'estimer ces facteurs correctifs (entre le flux de Montjean, en eaux douces et des données estuariennes voire marines). Concernant ce jeu de données une remarque importante doit être faite : ces données de surveillance côtière sont réalisées selon les années de 1 à 2 fois par mois (pratiquement tous les mois de l'année), et en période de vives-eaux. Ce dernier point devra pour la suite des analyses être conservé à l'esprit. Cela a quelques conséquences :

- Les valeurs mesurées exclusivement en surface sont assez représentatives de la colonne d'eau bien que des gradients verticaux de MES existent à ces périodes, notamment aux abords des étales de marée.
- Le comportement de certains sels nutritifs, clairement impacté par la présence de teneurs élevées en MES, peut être éventuellement différent en période de vives eaux,
- La même remarque vaut aussi pour la stratification en salinité, faible en périodes de vives-eaux mais pouvant être extrêmement marquée en mortes-eaux.

Enfin en mortes eaux, la diminution des teneurs en MES et la plus grande stabilité des masses d'eau peut aussi être favorable à une activité phytoplanctonique plus élevée qu'en période de vives eaux, ce qui pourrait avoir des conséquences sur le comportement des sels nutritifs qui ne seront que peu perceptibles au travers de l'analyse de ce jeu de données.

4.1.2. Données utilisées

Le jeu de données utilisé pour analyser le comportement des nutriments dans l'estuaire est constitué des données acquises par la DDTM 44 et par les données extraites de la base Quadrige².

Après analyse de ces jeux de données, il est apparu que les données étaient acquises de manière assez différente par ces deux réseaux de mesures. Les mesures effectuées par la DDTM le sont généralement en vives-eaux, et dans la partie amont de l'estuaire entre Saint-Nazaire et l'amont de Nantes. Les mesures contenues dans la banque de données Quadrige² sont situées plus en aval. Ces deux sources de données n'ont que très rarement des mesures à des dates voisines. Pour notre analyse nous nous sommes principalement intéressés au comportement des nutriments dans la partie amont de l'estuaire où les différents processus géochimiques jouent un rôle prépondérant dans le devenir de ces éléments. Sachant l'intérêt qu'il y a, en estuaire, à avoir des conditions



hydrologiques similaires pour étudier les conditions de mélange, l'utilisation du jeu de données DDTM a été privilégiée pour cette analyse.

La carte suivante (Figure 58) permet de localiser les stations de mesures citées dans la suite du chapitre.



Figure 58 : Positionnement des points de mesures dans l'estuaire de la Loire



4.2. Résultats

4.2.1. Nitrates

De manière générale les études précédentes montrent que l'on observe dans la zone turbide de l'estuaire de la Loire, une relation proche de la linéarité entre salinité et nitrates (Figure 59), même s'il s'agit d'un équilibre dynamique entre processus, plus complexe qu'une simple dilution.

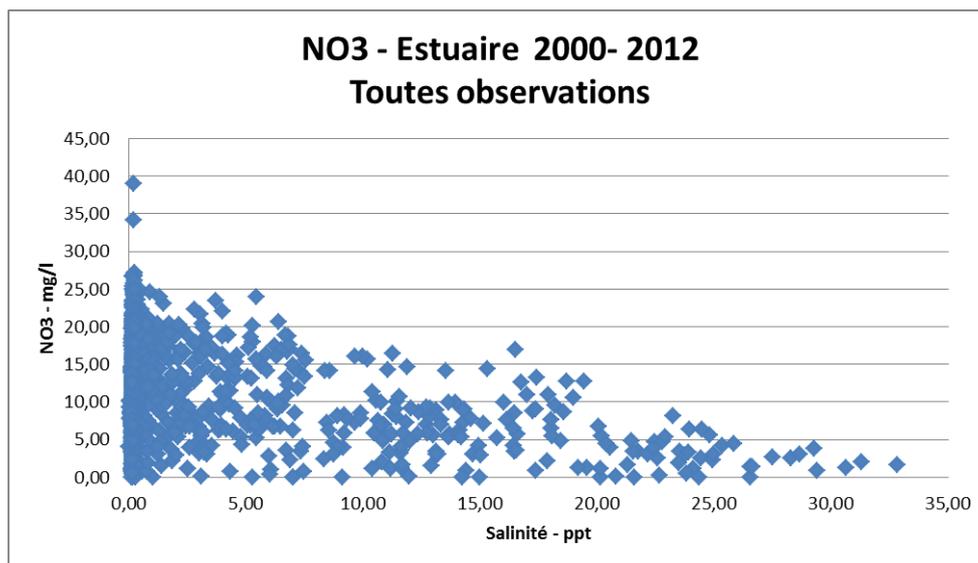
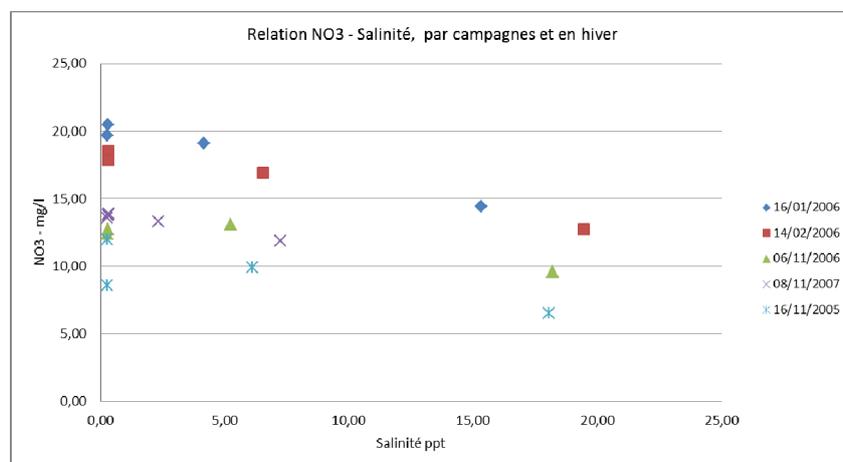


Figure 59 : Diagramme NO₃ / Salinité pour l'ensemble des campagnes DDTM de 2000 à 2012

Lorsque l'on porte les données de nitrates acquises par la DDTM en fonction de la salinité, on observe une grande dispersion des données, mais qui s'explique par la variabilité des teneurs dans le fleuve. Lorsque l'on porte les données par campagnes, on observe alors effectivement un comportement quasi linéaire. On note toutefois, assez régulièrement une légère variation aux très faibles salinités (< 2ppt) se traduisant par une très légère augmentation de la teneur en nitrates, qui pourrait être à relier aux processus décrit précédemment (Figure 60).



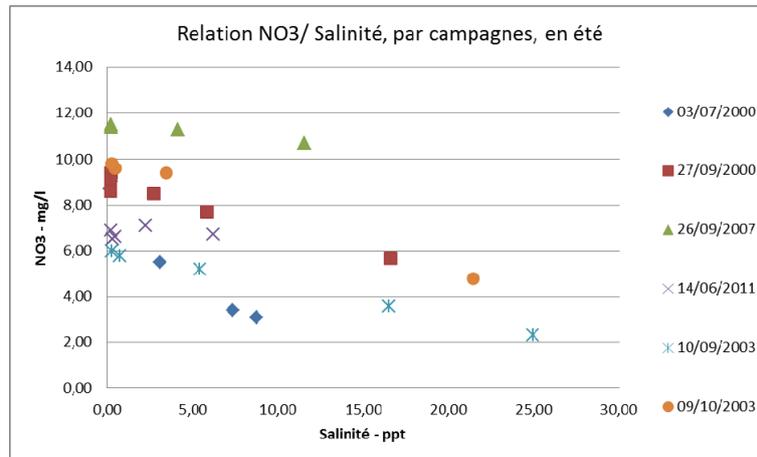


Figure 60 : Exemples de relations nitrates/salinité, par campagnes, en hiver et en été.

Cet effet est toutefois très limité lorsque l'on compare les ordonnées à l'origine de la droite de régression nitrates/salinité. L'écart est très faible, et ne concerne que la mesure nitrates la plus amont de chaque campagne. La correspondance est très forte en été (avril à octobre) et très légèrement moins bonne en hiver, avec des valeurs de l'intercept très légèrement supérieure en hiver (Tableau 5 et Figure 61).

Tableau 5 : Comparaison de la valeur amont en nitrates (mg/l) et de l'intercept (mg/l) de la relation nitrates/salinité, pour différentes dates de campagne.

| Date | NO3- Amont | Intercept |
|------------|------------|-----------|
| 27/09/2000 | 9,10 | 9,05 |
| 03/07/2000 | 8,70 | 8,68 |
| 26/09/2007 | 11,45 | 11,50 |
| 10/09/2003 | 6,00 | 5,99 |
| 09/10/2003 | 9,90 | 9,91 |
| 16/01/2006 | 19,70 | 20,30 |
| 14/02/2006 | 17,90 | 18,40 |
| 06/11/2006 | 12,40 | 12,97 |
| 08/11/2007 | 13,60 | 13,86 |
| 16/11/2005 | 12,00 | 10,57 |

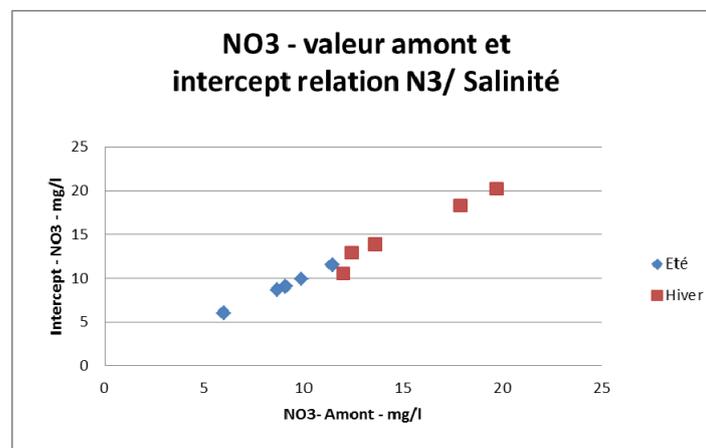


Figure 61 : relation entre l'ordonnée à l'origine de la droite de dilution et la valeur à Montjean, correspondant au tableau précédent.



Pour évaluer l'évolution dans le temps des concentrations dans l'estuaire, les moyennes annuelles en chaque point de mesures du réseau DDTM ont été calculées et sont présentées en Figure 62. Les concentrations moyennes sont maximales dans la période 1997-2001 ce qui correspond aussi à la période où les maxima sont observés dans la rivière.

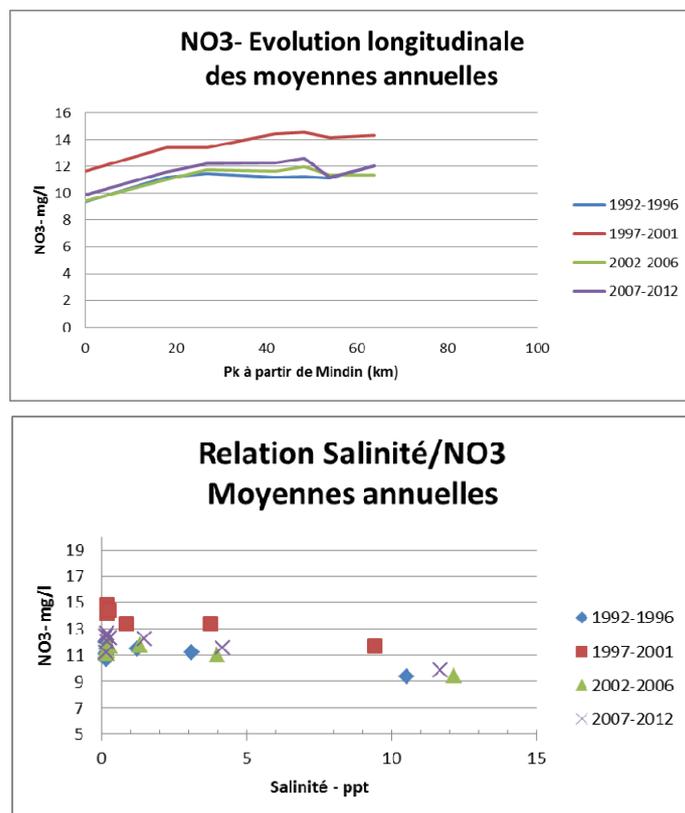


Figure 62 : Evolution des moyennes annuelles de nitrates en chaque point et en fonction de la moyenne annuelle des salinités au point

Remarque : Pour le point de PK 0 (Mindin) les données ne sont disponibles que jusqu'à fin 2007, la moyenne sur les dernières années pour ce point est donc représentative uniquement de l'année 2007. Cette remarque est valable pour l'ensemble des nutriments.

4.2.2. Ammonium

L'ammonium présente une évolution assez erratique dans l'estuaire. L'évolution en fonction de la salinité montre une très forte dispersion des points, avec des valeurs observées en domaine marin qui sont maximales (Afin de mieux distinguer l'évolution au sein de l'estuaire de la Loire, les figures suivantes présentent les valeurs de concentration en ammonium mesurées pour différentes campagnes.
).



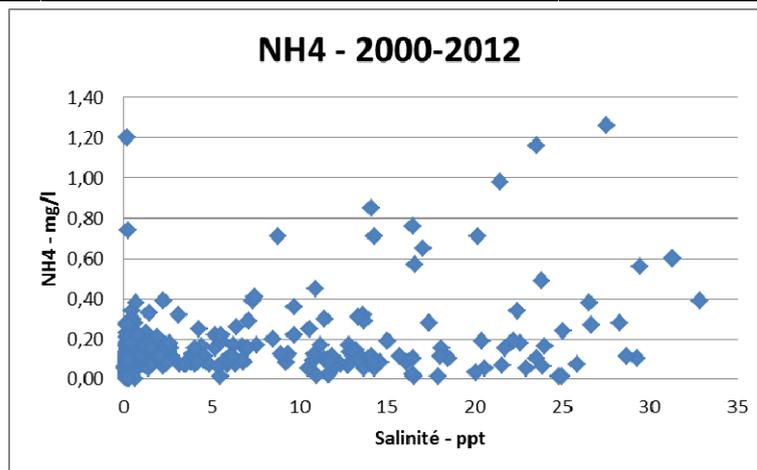


Figure 63 : relation ammonium/salinité entre 2000 et 2012, toutes observations confondues.

Afin de mieux distinguer l'évolution au sein de l'estuaire de la Loire, les figures suivantes présentent les valeurs de concentration en ammonium mesurées pour différentes campagnes.

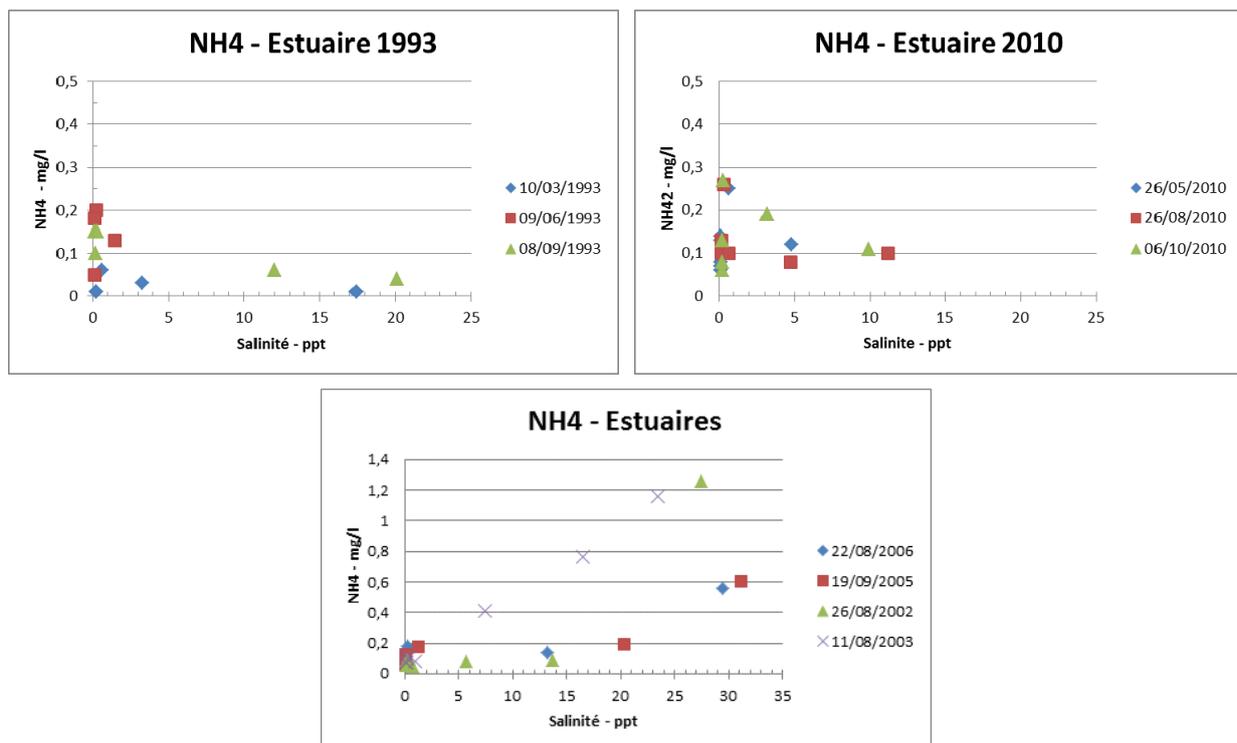


Figure 64 : Exemples d'évolution de l'ammonium en fonction de la salinité

Sur ces courbes la première observation est l'augmentation très importantes des valeurs aux faibles salinités, qui passent de valeurs $< 0,1$ mg/l dans la rivière à des valeurs atteignant 0,3 à 0,4 mg/l pour des très faibles salinités (< 3 ppt). Ces valeurs sont sensiblement plus élevées que celles reportées par Meybeck et al. (1988) (*), avec un maximum de 0,27 mg/l et des valeurs plus couramment voisines de 0,1 mg/l. Cette augmentation brutale est suivie d'une diminution presque aussi rapide. On peut aussi observer des courbes présentant un maximum d'ammonium très marqué aux fortes salinités, ce qui peut soit être dû à des apports polluants dans la partie aval de l'estuaire et/ou à la résultante de processus bio-géochimiques de transformation de l'azote. On note



toutefois qu'après 2007, il n'est plus observé de teneurs très fortes à l'aval, mais c'est aussi à partir de cette année là que les mesures ne sont plus disponibles à Mindin.

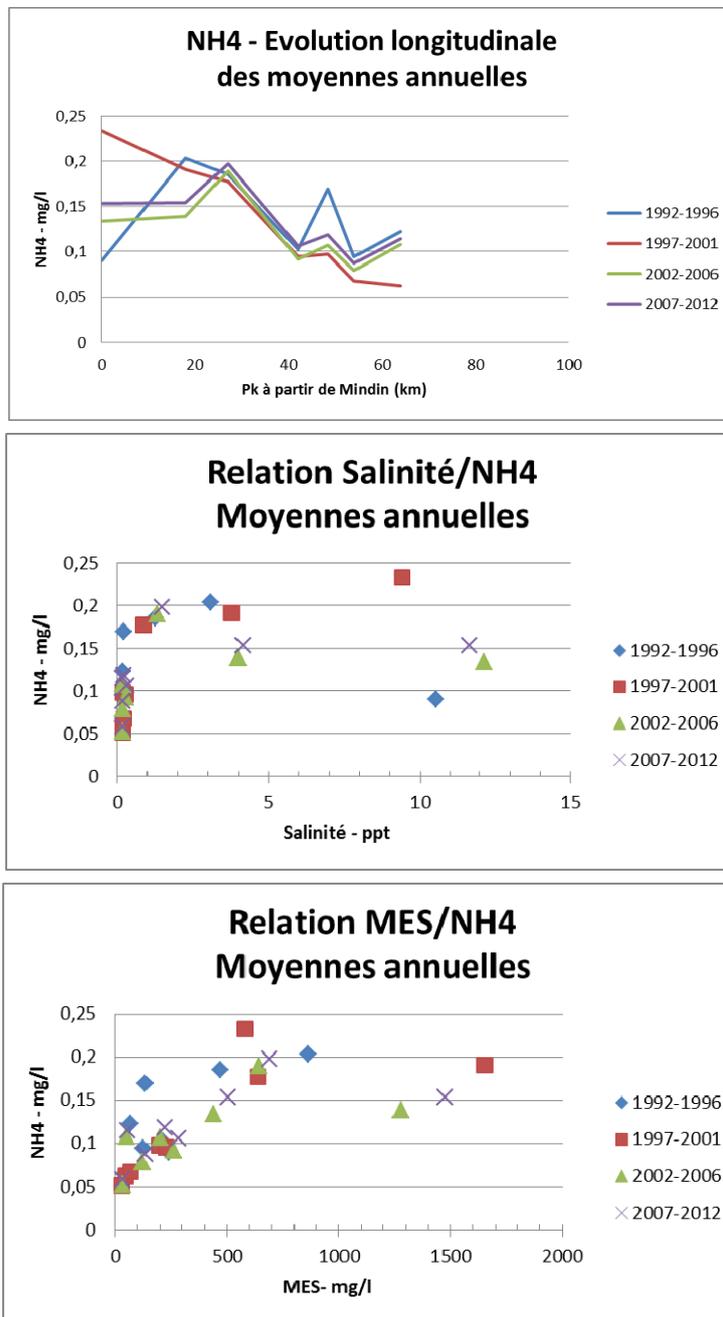


Figure 65 : Evolution des moyennes annuelles en ammonium par stations, en fonction du Pk, des moyennes de salinités et de MES au même point.

Les courbes de moyennes annuelles montrent une nette diminution des concentrations dans la partie avale de l'estuaire après 2001. On note aussi sur les courbes en fonction de la distance un maximum en aval de Nantes (Pk : 48,5) qui correspond au point de Haute Indre et un maximum entre Cordemais et Paimboeuf (Pk 18 à 27), qui correspond plus à la position moyenne du bouchon vaseux, comme le montre la position du maximum des moyennes de MES sur la Figure 66. La relation avec les moyennes de salinité de MES n'est pas marquée. On note simplement une tendance à l'augmentation en fonction des MES mais restant stable aux fortes teneurs en MES.



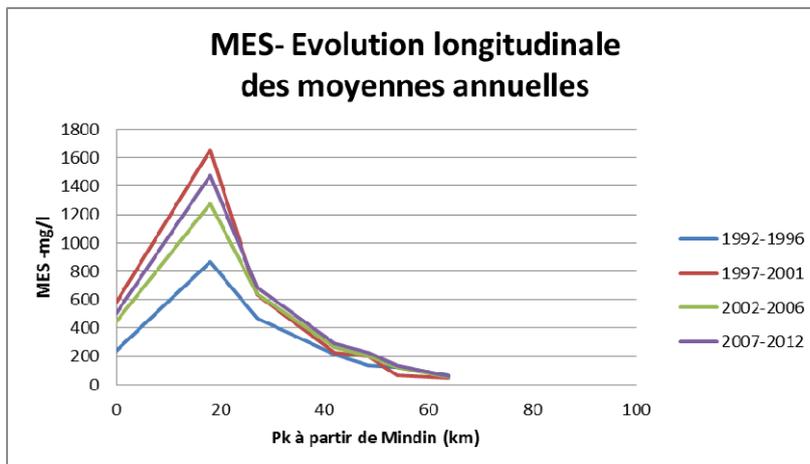


Figure 66 : Evolution des moyennes annuelles de MES dans l'estuaire en fonction du Pk (point kilométrique).

Si on analyse l'évolution des moyennes mensuelles par station en fonction de la saison, on n'observe pas d'évolution significative des teneurs dans la partie amont de l'estuaire. Par contre, on note des valeurs maximales plus en aval en été (maximum à Mindin) et plutôt plus élevées entre Cordemais et Paimboeuf sur les mois d'hiver. Il apparait donc assez difficile de relier de manière univoque les teneurs en ammonium à un processus. On peut aussi rapprocher ces observations du calcul des flux d'azote à l'estuaire, effectuée dans la partie MB1 de cette étude, qui montre un apport important d'ammonium le long de l'estuaire en aval de Montjean, variant en été de 10% à 120% des apports à Montjean, selon les années. On peut donc penser qu'une contribution importante des apports directs s'ajoute aux processus géochimiques à l'œuvre dans l'estuaire pour ce paramètre.

Afin d'évaluer l'intensité de l'enrichissement en ammonium dans l'estuaire la concentration théorique en eaux douces a été calculée à partir d'une référence marine, en enlevant la part d'ammonium apportée par l'eau de mer.

On considère la concentration en un point de l'estuaire comme la résultante du mélange entre l'eau de mer (SN_{Mar}) et l'eau fluviale (SN_f) et une composante due à des processus géochimiques ou des apports polluants de l'estuaire (SN_{Est}) :

$$SN = SN_f + SN_{Mar} + SN_{Est} = SN_{Mar} + SN_0$$

La composante marine se calcule à partir du pourcentage d'eau douce :

$$SN_{Mar} = (Sal_{Mar} - Sal) / Sal_{Mar}$$

Pour ce faire nous avons choisi comme référence la moyenne des mesures de salinité et d'ammonium effectuées à la pointe Saint-Gildas (point à 4000m), soit une salinité de 32,71 ppt et une teneur en ammonium de 0,02 mg/l.

En appliquant ce calcul sur les moyennes des mois d'été on obtient les résultats suivants :

Tableau 6 : Concentrations théoriques en eau douce d'ammonium (SN_0) calculées à partir des moyennes annuelles (haut) et estivales (bas) à différents points de mesures de l'estuaire et rapport entre ces concentrations et la concentration au point amont.

| Station | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | Moyenne |
|------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Face St Géréon | 0,06 mg/l | 0,09 mg/l | 0,08 mg/l | 0,13 mg/l | 0,08 mg/l | 0,06 mg/l | #N/A | 0,06 mg/l | 0,05 mg/l | 0,07 mg/l | 0,03 mg/l | 0,02 mg/l | 0,07 mg/l |
| Face Couéron | 0,10 mg/l | 0,11 mg/l | 0,17 mg/l | 0,13 mg/l | 0,10 mg/l | 0,15 mg/l | 0,07 mg/l | 0,11 mg/l | #N/A | 0,10 mg/l | 0,12 mg/l | 0,06 mg/l | 0,11 mg/l |
| Paimboeuf | 0,17 mg/l | 0,18 mg/l | 0,17 mg/l | 0,17 mg/l | 0,24 mg/l | 0,16 mg/l | 0,17 mg/l | 0,13 mg/l | #N/A | 0,13 mg/l | 0,10 mg/l | 0,10 mg/l | 0,16 mg/l |
| Mindin | 0,31 mg/l | 0,25 mg/l | 0,23 mg/l | 0,18 mg/l | 0,20 mg/l | 0,28 mg/l | 0,04 mg/l | #N/A | #N/A | #N/A | #N/A | #N/A | 0,19 mg/l |
| Facteur enrichissement | | | | | | | | | | | | | |
| Face Couéron | 1,72 | 1,21 | 2,10 | 1,01 | 1,30 | 2,69 | #N/A | 1,80 | #N/A | 1,52 | 4,86 | 2,58 | 2,08 |
| Paimboeuf | 3,08 | 2,02 | 2,16 | 1,31 | 3,08 | 2,92 | #N/A | 2,23 | #N/A | 1,91 | 3,85 | 3,84 | 2,64 |
| Mindin | 5,55 | 2,86 | 2,88 | 1,41 | 2,60 | 4,88 | 0,59 | #N/A | #N/A | #N/A | #N/A | #N/A | 2,97 |



| Station | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | Moyenne |
|--------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Face St Géréon | 0,04 mg/l | 0,09 mg/l | 0,08 mg/l | 0,04 mg/l | 0,10 mg/l | 0,06 mg/l | #N/A | 0,06 mg/l | 0,05 mg/l | 0,08 mg/l | 0,04 mg/l | 0,02 mg/l | 0,06 mg/l |
| Face Couéron | 0,13 mg/l | 0,11 mg/l | 0,09 mg/l | 0,12 mg/l | 0,13 mg/l | 0,17 mg/l | 0,08 mg/l | 0,12 mg/l | #N/A | 0,11 mg/l | 0,18 mg/l | 0,09 mg/l | 0,12 mg/l |
| Paimboeuf | 0,25 mg/l | 0,11 mg/l | 0,21 mg/l | 0,08 mg/l | 0,16 mg/l | 0,15 mg/l | 0,20 mg/l | 0,12 mg/l | #N/A | 0,11 mg/l | 0,10 mg/l | 0,08 mg/l | 0,14 mg/l |
| Mindin | 0,49 mg/l | 0,32 mg/l | 0,26 mg/l | 0,17 mg/l | 0,32 mg/l | 0,33 mg/l | 0,07 mg/l | #N/A | #N/A | #N/A | #N/A | #N/A | 0,25 mg/l |
| Facteur d'enrichissement | | | | | | | | | | | | | |
| Face Couéron | 3,10 | 1,19 | 1,18 | 2,73 | 1,26 | 3,04 | #N/A | 2,12 | #N/A | 1,47 | 4,95 | 4,80 | 2,58 |
| Paimboeuf | 6,01 | 1,25 | 2,72 | 1,91 | 1,65 | 2,69 | #N/A | 2,03 | #N/A | 1,40 | 2,79 | 4,61 | 2,70 |
| Mindin | 11,75 | 3,47 | 3,40 | 3,86 | 3,21 | 5,97 | 1,04 | #N/A | #N/A | #N/A | #N/A | #N/A | 4,67 |

Ce calcul met en évidence l'enrichissement important à l'aval de l'estuaire, en moyenne d'un facteur de 2,6 à 4,7 en été, de 2,1 à 3 sur l'année (Tableau 6). Cet enrichissement n'est pas régulier au cours de l'année et paraît maximum en été et en automne selon les points (Figure 67). Les maximums sont observés en été à Mindin, et vers Paimboeuf en automne (Figure 68 et Tableau 7).

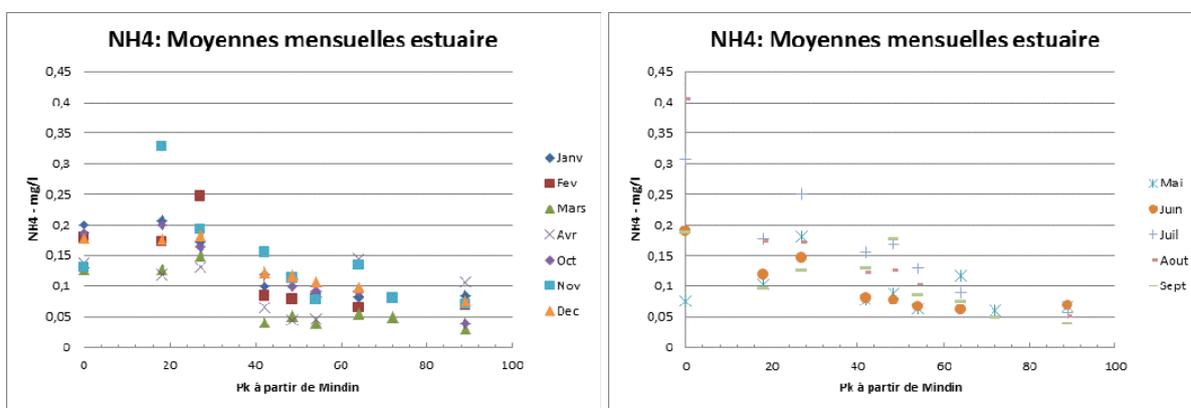


Figure 67 : Evolutions, en fonction du pk, des concentrations moyennes mensuelles en ammonium de 2000 à 2012.

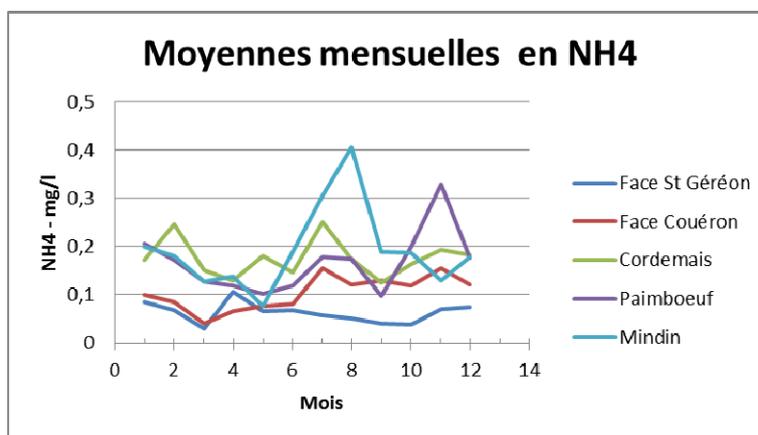


Figure 68 : Moyennes mensuelles par points de mesures sur les années 2000 à 2012

Tableau 7 : Concentrations théoriques en eau douce d'ammonium (SN0) calculées à partir des moyennes mensuelles à différents points de mesures de l'estuaire (haut) et rapport entre ces concentrations et la concentration au point amont.

| Stations | Janv | Fev | Mars | Avr | Mai | Juin | Juil | Aout | Sept | Oct | Nov | Dec |
|--------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Face St Géréon | 0,08 | 0,07 | 0,03 | 0,11 | 0,07 | 0,07 | 0,06 | 0,05 | 0,04 | 0,04 | 0,07 | 0,07 |
| Face Couéron | 0,10 | 0,08 | 0,04 | 0,06 | 0,08 | 0,08 | 0,15 | 0,12 | 0,13 | 0,12 | 0,15 | 0,12 |
| Paimboeuf | 0,21 | 0,17 | 0,13 | 0,12 | 0,10 | 0,12 | 0,17 | 0,17 | 0,09 | 0,20 | 0,33 | 0,17 |
| Mindin | 0,20 | 0,18 | 0,12 | 0,13 | 0,07 | 0,18 | 0,30 | 0,39 | 0,17 | 0,18 | 0,12 | 0,17 |
| Facteur d'enrichissement | | | | | | | | | | | | |
| Face Couéron | 1,19 | 1,25 | 1,35 | 0,61 | 1,16 | 1,18 | 2,73 | 2,33 | 3,27 | 3,08 | 2,20 | 1,62 |
| Paimboeuf | 2,45 | 2,52 | 4,19 | 1,10 | 1,53 | 1,69 | 3,07 | 3,23 | 2,29 | 5,04 | 4,64 | 2,33 |
| Mindin | 2,34 | 2,60 | 4,04 | 1,24 | 1,05 | 2,64 | 5,23 | 7,54 | 4,43 | 4,55 | 1,75 | 2,32 |



4.2.3. Nitrites

L'évolution est comparable aux phosphates et à l'ammonium à faibles salinités, avec une augmentation très importante des teneurs à l'introduction dans l'estuaire, mais suivi très rapidement d'une diminution des teneurs qui atteignent des concentrations voisines de 0,1 mg/l dès que le milieu présente une salinité aux alentours de 10. Au-delà de cette salinité, les concentrations en nitrites poursuivent de façon plus lente leur diminution (Figure 69). Le comportement est assez voisin de celui de l'ammonium sur les dernières années.

Le niveau d'équilibre atteint après la zone de faibles salinités est variable entre 0,05 mg/l et 0,2 mg/l. Il n'apparaît, a priori, pas de lien entre ce niveau et d'autres paramètres (saison, valeur dans la rivière, ...).

Le flux de nitrites paraît peu modifié par son transit dans l'estuaire, la valeur moyenne dans le fleuve est de l'ordre de 0,045 mg/l. Lors des dernières années, l'ordonnée à l'origine de la relation de dilution au-dessus de 5 ppt est de 0,089mg/l.

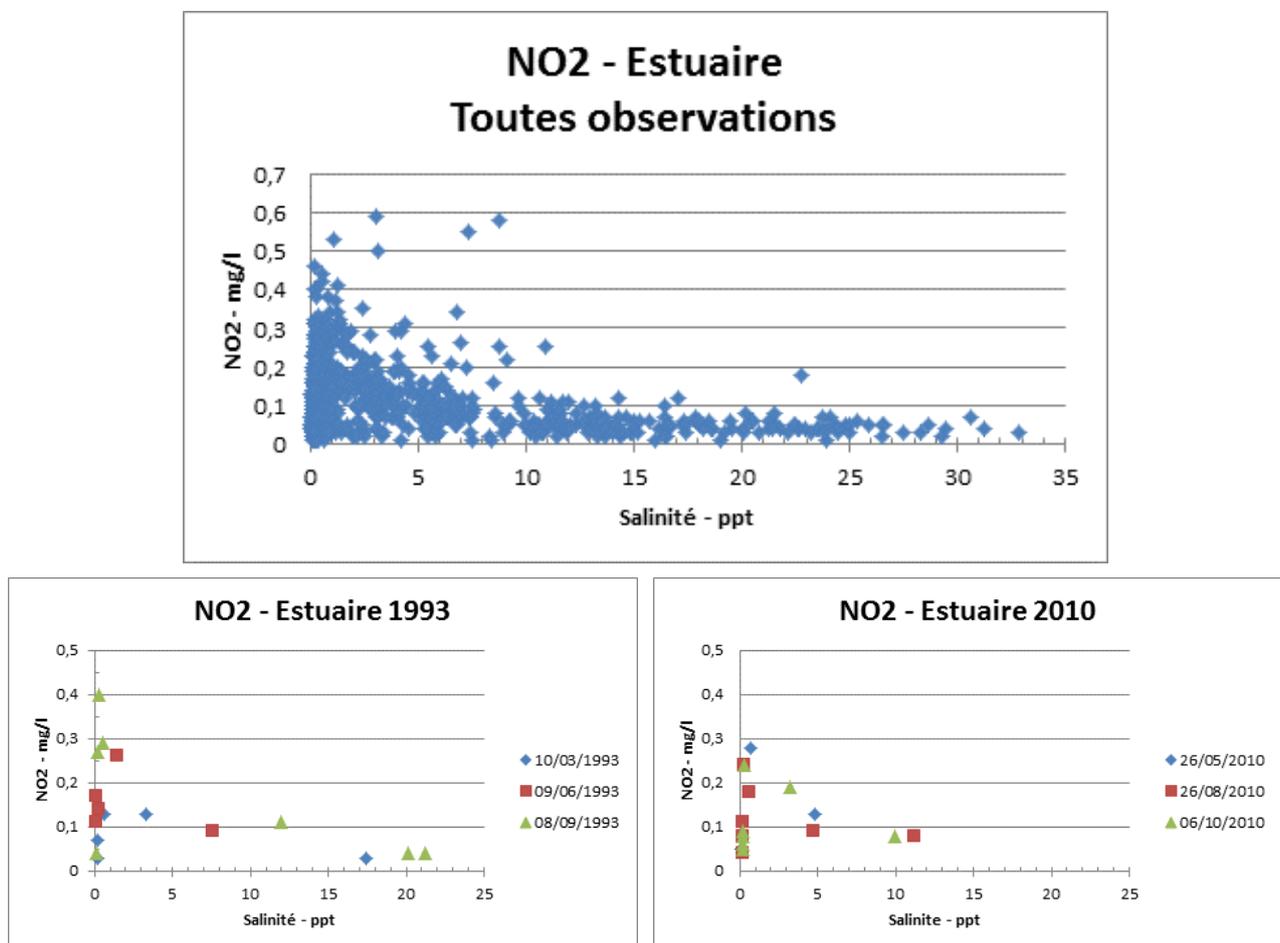


Figure 69 : Evolution des teneurs en nitrites en fonction de la salinité.

L'analyse des moyennes annuelles longitudinales montre comme pour l'ammonium un maximum principal dans la partie aval de l'estuaire entre Cordemais et Paimboeuf et un maximum secondaire en aval de Nantes. La distribution en fonction des salinités moyennes montre la même distribution que les campagnes individuelles avec un maximum pour des teneurs voisines de 5 ppt. La relation avec les moyennes de MES est par contre plus nette, confirmant l'augmentation des teneurs dans la zone du bouchon vaseux (Figure 70).



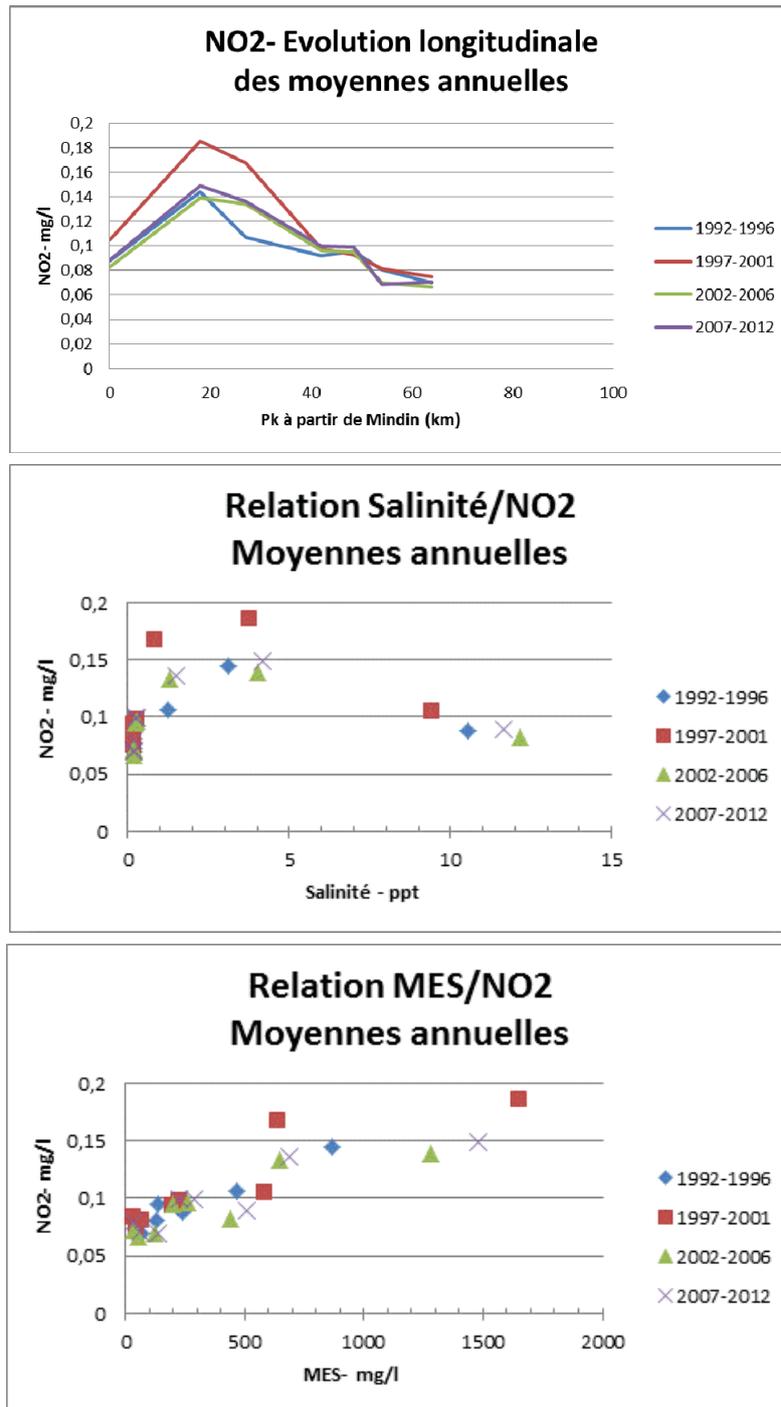


Figure 70 : Evolution des moyennes annuelles par points de mesures, en fonction, de la localisation, des moyennes de salinité et des moyennes de MES.

La relation directe entre nitrites et salinité n'étant pas conservative, ou très dispersée même aux salinités plus fortes, la méthode d'estimation des flux utilisée est la même que pour l'ammonium, en prenant pour référence les valeurs mesurées à la station de la Pointe Saint-Gildas. Très peu de données sont disponibles et la moyenne des valeurs est de 0,01 mg/l en limite de détection de la méthode.

Sur ces bases les facteurs d'enrichissement calculés pour les nitrites (Tableau 8) sont relativement différents de ceux l'ammonium.



Tableau 8 : Concentrations théoriques en eau douce en nitrites (SN0) calculées à partir des moyennes estivales à différents points de mesures de l'estuaire (haut) et rapport entre ces concentrations et la concentration au point amont.

| Station | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | Moyenne |
|---------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Face St Gérard | 0,07 mg/l | 0,14 mg/l | 0,09 mg/l | 0,10 mg/l | 0,06 mg/l | 0,08 mg/l | #N/A | 0,06 mg/l | 0,05 mg/l | 0,05 mg/l | 0,05 mg/l | 0,06 mg/l | 0,07 mg/l |
| Face Couéron | 0,08 mg/l | 0,10 mg/l | 0,09 mg/l | 0,10 mg/l | 0,09 mg/l | 0,12 mg/l | 0,07 mg/l | 0,10 mg/l | #N/A | 0,10 mg/l | 0,16 mg/l | 0,09 mg/l | 0,10 mg/l |
| Paimboeuf | 0,12 mg/l | 0,12 mg/l | 0,08 mg/l | 0,11 mg/l | 0,13 mg/l | 0,10 mg/l | 0,14 mg/l | 0,10 mg/l | #N/A | 0,14 mg/l | 0,09 mg/l | 0,06 mg/l | 0,11 mg/l |
| Mindin | 0,09 mg/l | 0,08 mg/l | 0,06 mg/l | 0,04 mg/l | 0,05 mg/l | 0,07 mg/l | 0,03 mg/l | #N/A | #N/A | #N/A | #N/A | #N/A | 0,05 mg/l |
| Facteur d'enrichissement | | | | | | | | | | | | | |
| Face Couéron | 1,14 | 0,73 | 1,09 | 0,97 | 1,59 | 1,41 | #N/A | 1,68 | #N/A | 2,09 | 3,31 | 1,42 | 1,54 |
| Paimboeuf | 1,66 | 0,85 | 0,91 | 1,10 | 2,34 | 1,22 | #N/A | 1,73 | #N/A | 2,79 | 1,84 | 0,98 | 1,54 |
| Mindin | 1,18 | 0,58 | 0,64 | 0,42 | 0,87 | 0,84 | 0,60 | #N/A | #N/A | #N/A | #N/A | #N/A | 0,73 |

Au niveau de Couéron les teneurs restent relativement élevées. L'enrichissement moyen estival est d'un facteur 1,5, comme à Paimboeuf (1,5) malgré une évolution mensuelle inversée (voir Figure 71 ci-dessous) puis diminue à Mindin (0,7).

De la même manière que pour l'ammonium cet enrichissement relatif en nitrites est variable en fonction du mois (Figure 71 et Tableau 9).

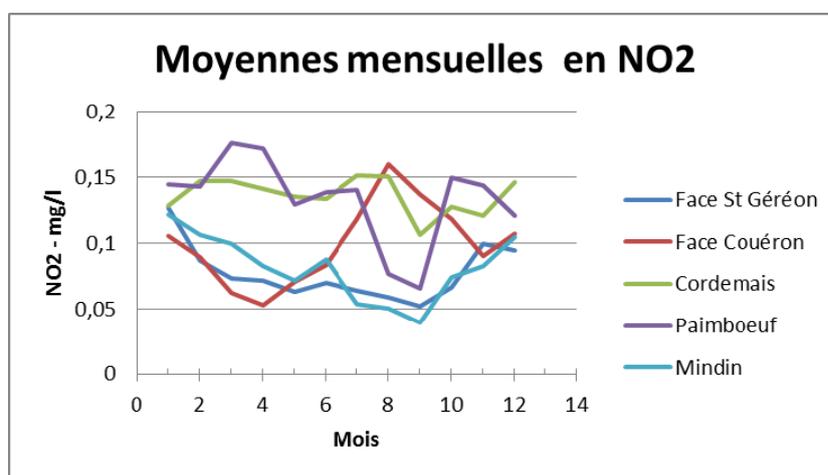


Figure 71 : Moyennes mensuelles en nitrites à différentes stations de l'estuaire.

Tableau 9 : Concentrations théoriques en eau douce en nitrites (SN0) calculées à partir des moyennes mensuelles à différents points de mesures de l'estuaire et rapport entre ces concentrations et la concentration au point amont.

| Stations | Janv | Fev | Mars | Avr | Mai | Juin | Juil | Aout | Sept | Oct | Nov | Dec |
|---------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Face St Gérard | 0,13 | 0,09 | 0,07 | 0,07 | 0,06 | 0,07 | 0,06 | 0,06 | 0,05 | 0,07 | 0,10 | 0,09 |
| Face Couéron | 0,10 | 0,09 | 0,06 | 0,05 | 0,07 | 0,08 | 0,12 | 0,16 | 0,14 | 0,12 | 0,09 | 0,11 |
| Paimboeuf | 0,14 | 0,14 | 0,18 | 0,17 | 0,13 | 0,14 | 0,14 | 0,07 | 0,06 | 0,15 | 0,14 | 0,12 |
| Mindin | 0,12 | 0,10 | 0,10 | 0,08 | 0,07 | 0,08 | 0,05 | 0,04 | 0,03 | 0,07 | 0,08 | 0,10 |
| Facteur d'enrichissement | | | | | | | | | | | | |
| Face Couéron | 0,83 | 1,03 | 0,84 | 0,74 | 1,12 | 1,20 | 1,85 | 2,73 | 2,62 | 1,79 | 0,91 | 1,14 |
| Paimboeuf | 1,14 | 1,65 | 2,40 | 2,39 | 2,04 | 1,98 | 2,16 | 1,25 | 1,19 | 2,24 | 1,44 | 1,27 |
| Mindin | 0,95 | 1,21 | 1,33 | 1,11 | 1,09 | 1,19 | 0,75 | 0,73 | 0,62 | 1,04 | 0,79 | 1,08 |

A la sortie de l'estuaire, on constate donc que le flux de nitrites apportés par le fleuve est peu modifié par le transit dans l'estuaire.

4.2.4. Azote Kjeldahl

L'évolution de l'azote Kjeldahl est très similaire à celle du phosphore total (cf. 4.2.6) à savoir une absence de relation avec la salinité (Figure 72) et une dépendance très forte à la teneur en MES (Figure 73 et Figure 74). Il est donc impossible sur ce jeu de données d'établir un bilan des flux d'azote totaux hors de l'estuaire.



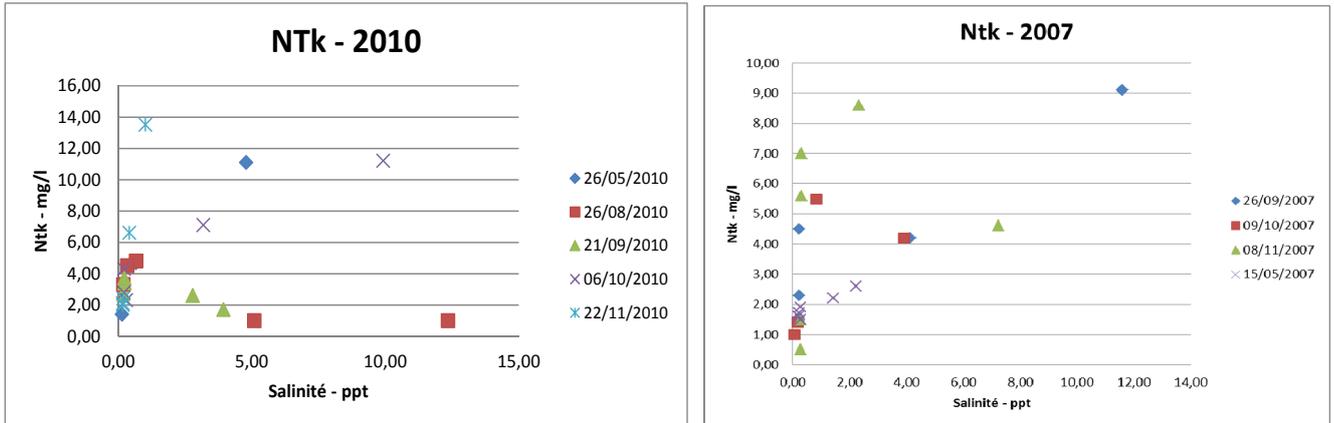


Figure 72 : Relation entre azote Kjeldahl et salinités dans l'estuaire

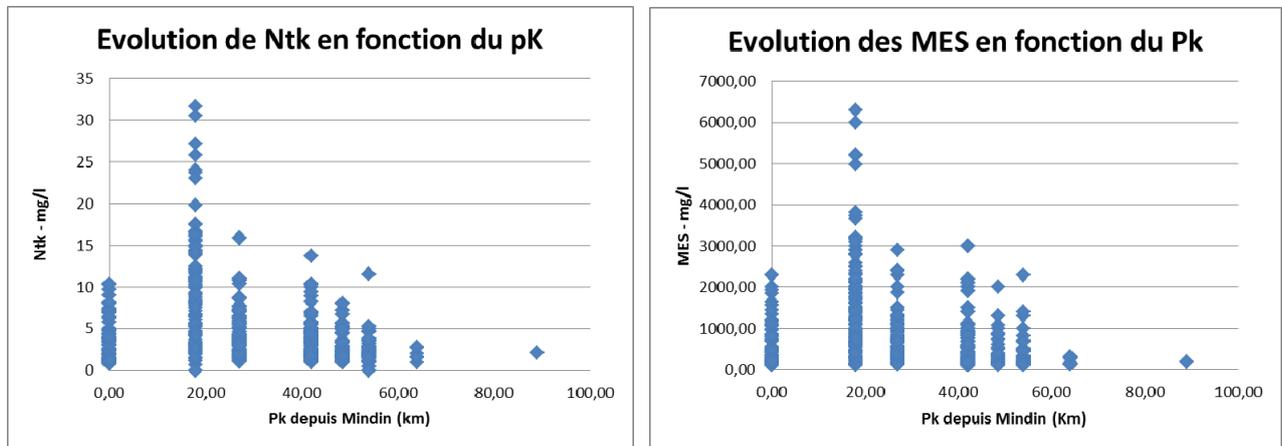


Figure 73 : Evolution de l'azote Kjeldahl et des MES en fonction de la distance Saint-Nazaire (Minding)

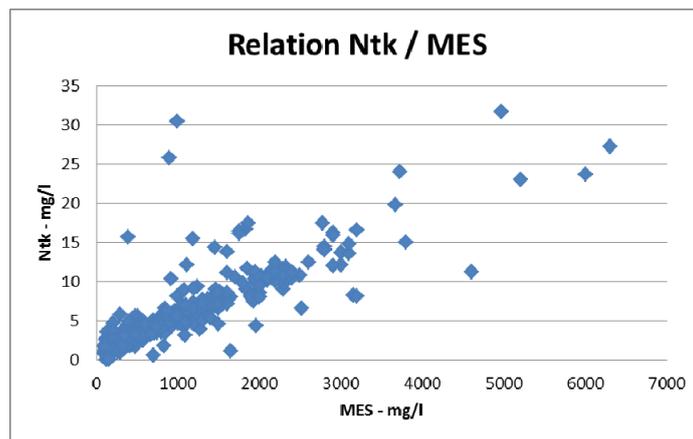


Figure 74 : Relation entre azote Kjeldahl et MES dans l'estuaire

4.2.5. Phosphates

Les figures suivantes montrent l'évolution des concentrations en P04 dans l'estuaire de la Loire en fonction de la salinité en été et en hiver.



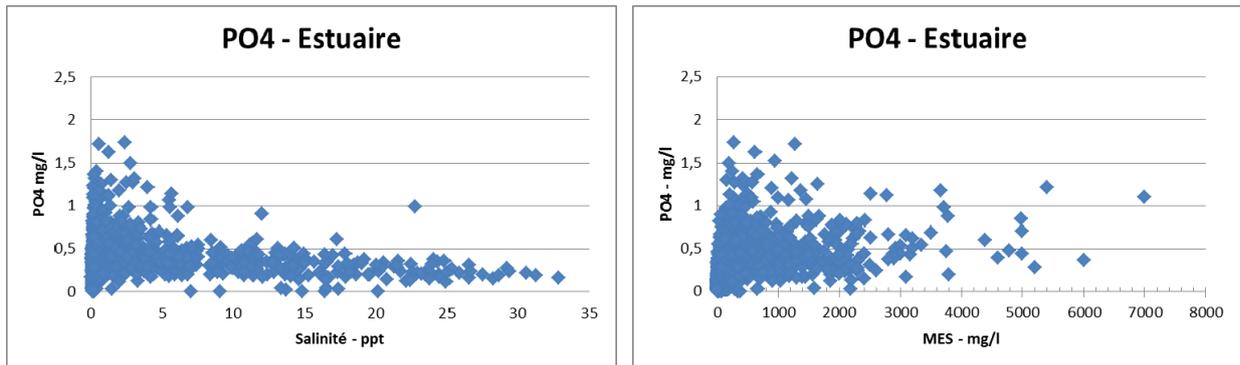


Figure 75 : Relation phosphates en fonction de la salinité et des MES, toutes données confondues.

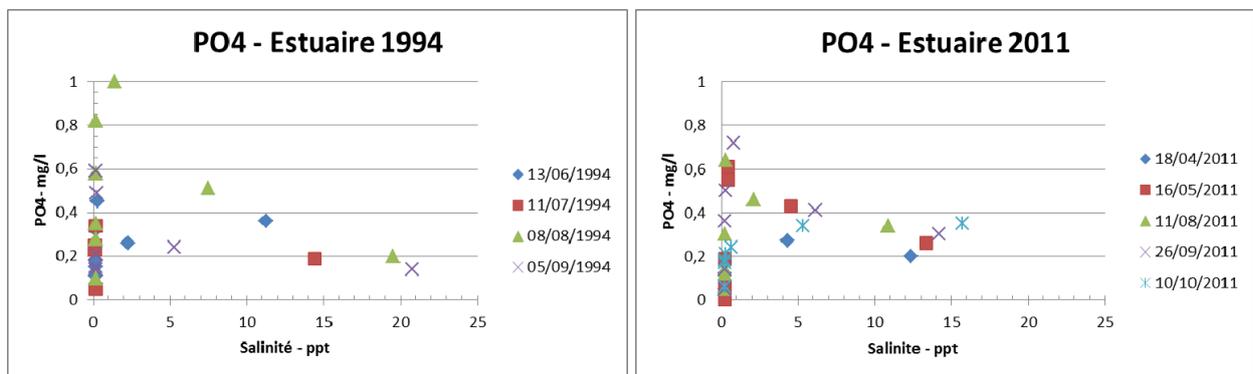


Figure 76 : Exemples de relation PO4 / salinité

On note d'abord une évolution complexe de la concentration aux très faibles salinités. Dès l'entrée dans l'estuaire halin les concentrations évoluent rapidement. De manière générale on observe une augmentation de la teneur en PO4 passant de valeurs entre 0,2 à 0,4 mg/l dans la rivière à des valeurs de 0,5 à 1 mg/l pour des valeurs de quelques ppt en salinité. Ponctuellement on peut observer à l'inverse une diminution.

Ce phénomène correspond à ce qui a été décrit précédemment avec une évolution complexe des PO4 gouvernée par les interactions avec les matières en suspension, de possibles effets de pH dans des eaux anoxiques (eaux interstitielles du sédiment), la minéralisation de la matière organique. Les figures suivantes montrent la répartition en fonction de la position dans l'estuaire (Figure 77) ainsi que les courbes de moyennes annuelles par point de mesure (Figure 78). Il n'y a pas de zones d'enrichissement particulières pouvant correspondre à un apport local marqué. La zone de maxima des concentrations durant les mois hivernaux tend à se situer vers Cordemais-Paimboeuf et plutôt plus en amont en été, ce qui correspond plutôt à la migration du bouchon vaseux vers l'amont. Si les diagrammes phosphates/MES sur les valeurs brutes ne montrent pas de relation directe, on note par contre une bonne relation entre les valeurs moyennes par point, qui met en évidence cette influence indirecte.



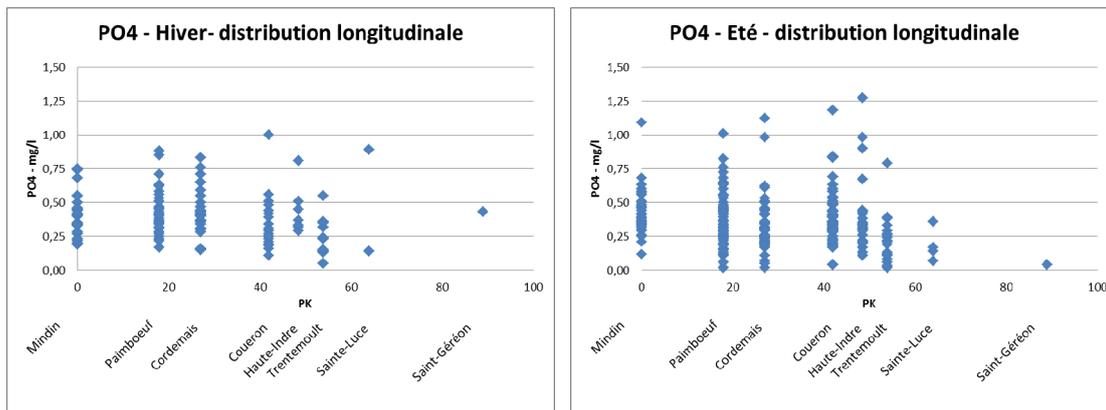


Figure 77 : Evolution longitudinale des concentrations en Phosphates

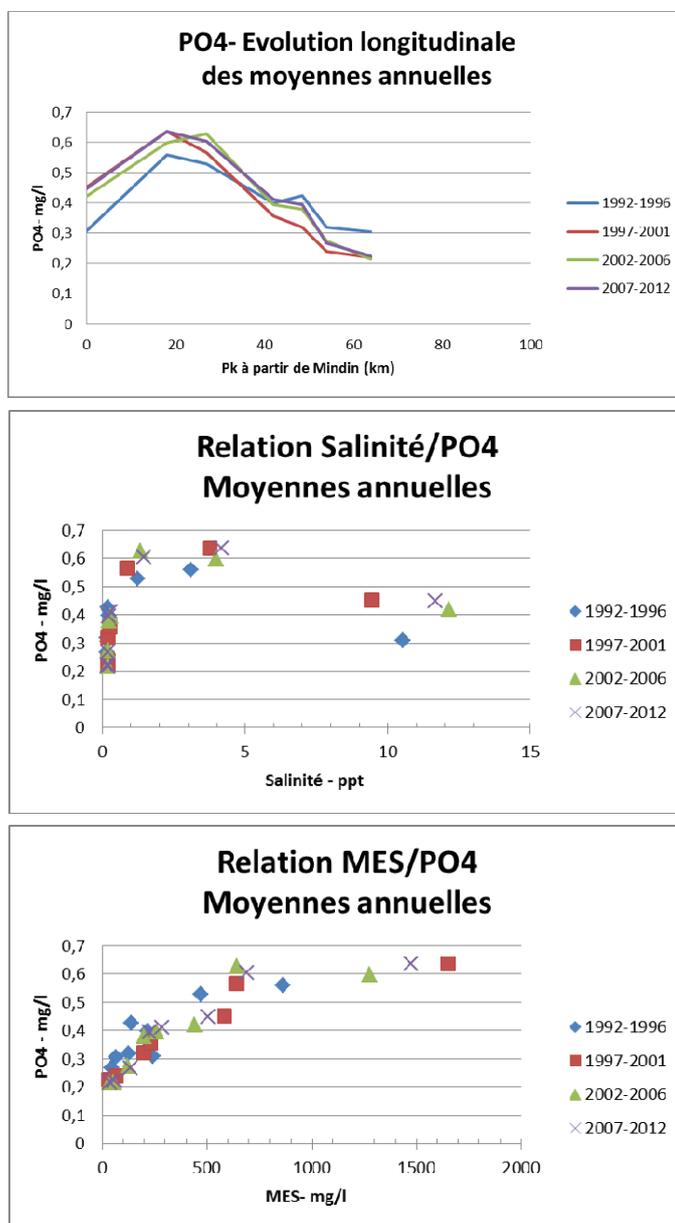


Figure 78 : Evolution des moyennes annuelles de phosphates par points de mesures, en fonction, de la localisation, des moyennes de salinité et des moyennes de MES.



La deuxième caractéristique concernant l'évolution des phosphates est la constance des teneurs dans tout l'estuaire, après la zone de transition eaux-douces/ eaux saumâtres. Les teneurs restent relativement constantes avec une légère diminution à partir de salinité de l'ordre de 5 à 10 ppt (Figure 79).

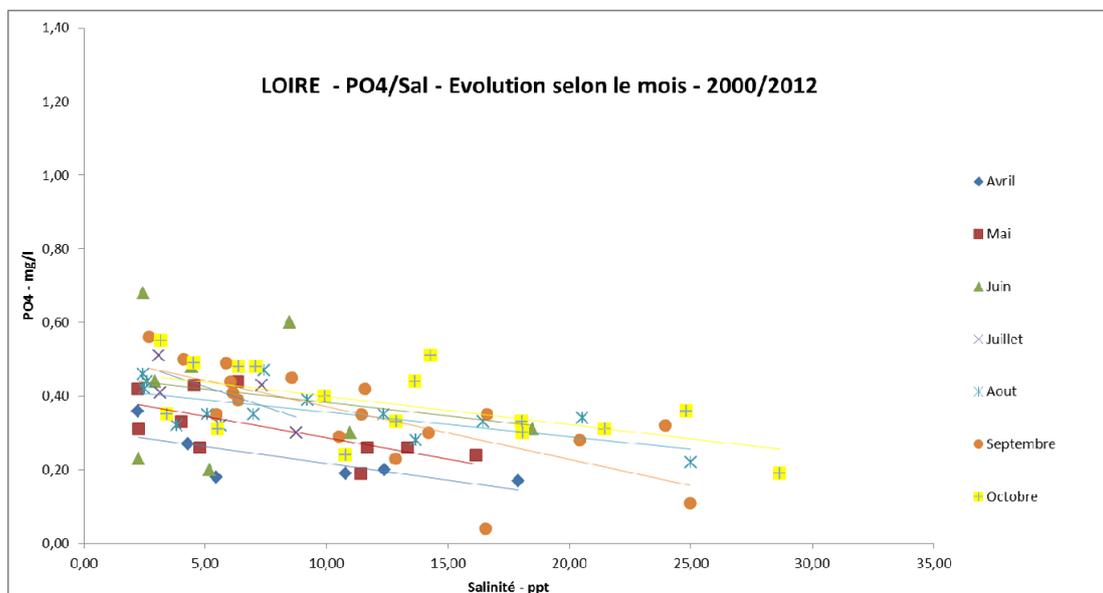


Figure 79 : Régression par mois des données PO4/salinités, aux valeurs de salinité supérieures à 3 ppt.

Si l'on porte les dates de campagnes sur ces graphiques on se rend compte que les concentrations d'équilibre dans l'estuaire tendent à diminuer au printemps, augmenter légèrement en été, et se situer à un niveau sensiblement plus élevé en hiver (Tableau 10). Une analyse similaire en fonction des débits ne montrent pas d'évolution particulière. On peut donc penser qu'il existe une certaine influence de l'assimilation biologique sur ce niveau d'équilibre. En période printanière l'équilibre dynamique entre processus se trouve peut être déplacé du fait l'augmentation moyenne des processus d'assimilation par la flore estuarienne.

Tableau 10 : Ordonnée à l'origine des courbes de régression PO4/Sal par mois.

| Mois | Intercept |
|-----------|-----------|
| Janvier | 0,51 mg/l |
| Fevrier | 0,49 mg/l |
| Mars | 0,44 mg/l |
| Avril | 0,41 mg/l |
| Mai | 0,39 mg/l |
| Juin | 0,40 mg/l |
| Juillet | 0,52 mg/l |
| Aout | 0,49 mg/l |
| Septembre | 0,46 mg/l |
| Octobre | 0,44 mg/l |
| Novembre | 0,46 mg/l |
| Décembre | 0,38 mg/l |



Contrairement aux observations dans le fleuve à Montjean, il ne semble pas y avoir d'évolution dans les concentrations dans l'estuaire au cours de la dernière décennie, comme le montre l'évolution des moyennes annuelles. Par contre les valeurs mesurées dans l'estuaire sont sensiblement plus élevées que celle reportées par Meybeck et al. (1988) (*) au début des années 80 (au voisinage de 0,1 mg/l dans le bouchon vaseux).

A partir de cet ensemble d'observation, on constate qu'il existe de manière générale une modification des concentrations de phosphates par l'estuaire par rapport à celles mesurées à Montjean. Cette modification est mise en évidence par la variation de l'ordonnée à l'origine des relations phosphates/salinité (Figure 80). Il pourra donc être proposé d'utiliser, dans les calculs de flux pour le forçage du modèle, une concentration en phosphates dans l'eau douce dépendant du mois.

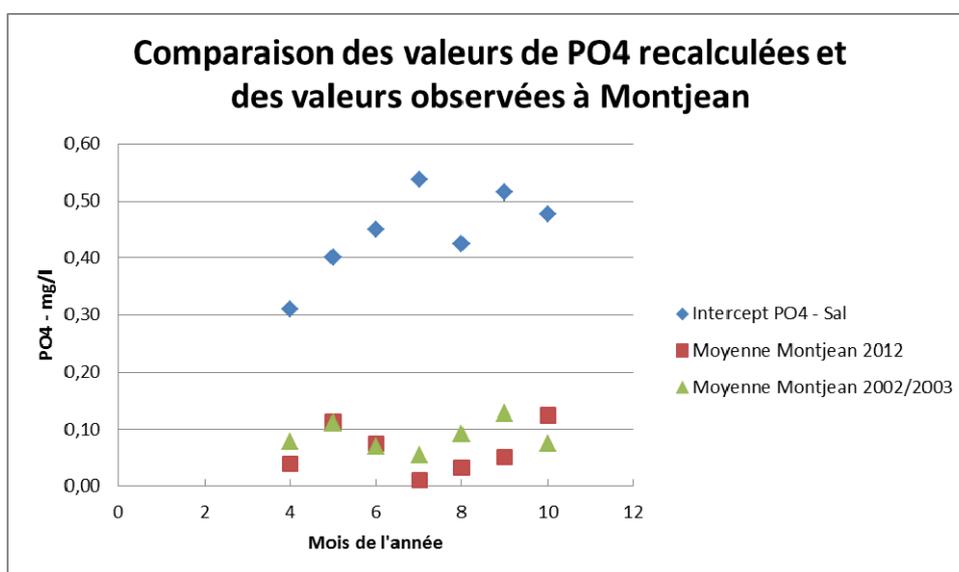


Figure 80 : Comparaison entre la moyenne mensuelle à Montjean et la valeur de l'Intercept des relations $PO_4 = f(\text{Salinité})$, en fonction du mois

L'analyse de la variation des flux dans l'estuaire effectuée sur les valeurs moyennes par point de mesure donne des résultats comparables (Tableau 11 et Figure 81).

Tableau 11 : Concentrations théoriques en eau douce en phosphates (SN0) calculées à partir des moyennes estivales à différents points de mesures de l'estuaire et rapport entre ces concentrations et la concentration au point amont.

| Stations | Janv | Fev | Mars | Avr | Mai | Juin | Juil | Aout | Sept | Oct | Nov | Dec | Moyenne |
|--------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Face St Géréon | 0,32 mg/l | 0,18 mg/l | 0,13 mg/l | 0,13 mg/l | 0,08 mg/l | 0,13 mg/l | 0,08 mg/l | 0,07 mg/l | 0,08 mg/l | 0,13 mg/l | 0,21 mg/l | 0,25 mg/l | 0,15 mg/l |
| Face Couéron | 0,30 mg/l | 0,24 mg/l | 0,16 mg/l | 0,13 mg/l | 0,15 mg/l | 0,19 mg/l | 0,41 mg/l | 0,45 mg/l | 0,46 mg/l | 0,40 mg/l | 0,36 mg/l | 0,31 mg/l | 0,30 mg/l |
| Paimboeuf | 0,48 mg/l | 0,40 mg/l | 0,49 mg/l | 0,47 mg/l | 0,34 mg/l | 0,41 mg/l | 0,37 mg/l | 0,38 mg/l | 0,32 mg/l | 0,44 mg/l | 0,47 mg/l | 0,36 mg/l | 0,41 mg/l |
| Mindin | 0,41 mg/l | 0,35 mg/l | 0,33 mg/l | 0,28 mg/l | 0,21 mg/l | 0,20 mg/l | 0,19 mg/l | 0,21 mg/l | 0,20 mg/l | 0,29 mg/l | 0,25 mg/l | 0,37 mg/l | 0,27 mg/l |
| Régression linéaire | 0,51 mg/l | 0,49 mg/l | 0,44 mg/l | 0,41 mg/l | 0,39 mg/l | 0,40 mg/l | 0,52 mg/l | 0,49 mg/l | 0,46 mg/l | 0,44 mg/l | 0,46 mg/l | 0,38 mg/l | 0,45 mg/l |
| Facteur d'enrichissement | | | | | | | | | | | | | |
| Face Couéron | 0,94 | 1,33 | 1,20 | 0,97 | 1,86 | 1,45 | 4,97 | 6,50 | 5,83 | 2,97 | 1,75 | 1,25 | 2,58 |
| Paimboeuf | 1,50 | 2,16 | 3,68 | 3,58 | 4,19 | 3,18 | 4,49 | 5,55 | 4,10 | 3,32 | 2,27 | 1,43 | 3,29 |
| Mindin | 1,29 | 1,90 | 2,49 | 2,14 | 2,61 | 1,53 | 2,31 | 3,07 | 2,48 | 2,19 | 1,19 | 1,48 | 2,06 |
| Régression linéaire | 1,57 | 2,68 | 3,35 | 3,14 | 4,73 | 3,13 | 6,27 | 7,16 | 5,79 | 3,32 | 2,22 | 1,53 | 3,74 |



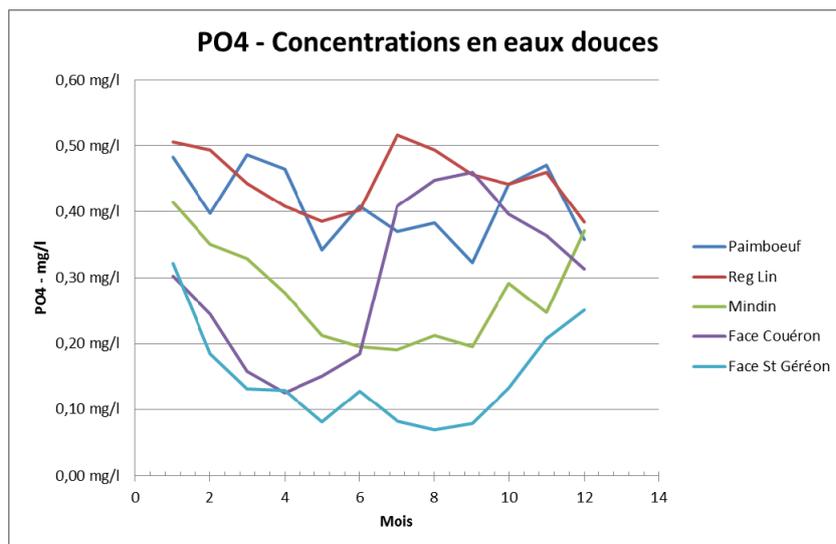


Figure 81 : Concentrations en eaux douces recalculées en fonction du mois.

L'enrichissement en phosphates calculé par la régression linéaire est comparable aux résultats obtenus à Paimboeuf, station situé plutôt en aval de la zone de bouchon vaseux. Le facteur d'enrichissement moyen est d'environ 3,5 et plus élevé en été (5).

A Couëron l'impact des processus estuariens est peu sensible en hiver, par contre il devient très marqué avec la remontée du bouchon vaseux de juillet à novembre.

L'évolution à Mindin est similaire à celle de la station amont avec un facteur d'enrichissement moyen de 2.

4.2.6. Phosphore Total

Les relations entre phosphore total et salinité sont inexistantes, on observe une tendance à l'augmentation avec la salinité, mais fortement dispersée (Figure 82). Cette tendance se confirme lorsque l'on observe la distribution en fonction du pK (Figure 83). Toutefois, lorsque l'on porte les teneurs en Phosphore total, en fonction des MES on obtient une relation nettement plus marquée qui illustre la dépendance de ce paramètre aux matières en suspension (Figure 84). L'estimation de flux est par contre très délicate, car, comme déjà mentionné précédemment, les données issues principalement des mesures DDTM, sont acquises par coefficients forts et autour de la basse mer. Les concentrations en MES dans l'estuaire sont peu homogènes et fortement variables entre la surface et le fond, en fonction du moment de la marée, mais aussi du débit de la rivière, conditionnant la localisation du bouchon vaseux. L'estimation de flux de matières liées à la phase particulaire dans ces conditions est extrêmement complexe et demanderait un jeu de données à très haute fréquence, échantillonnant correctement la verticale, ce qui n'existe pas aujourd'hui, même à travers les données de turbidité du GIP Loire-estuaire. Il ne paraît donc pas possible de quantifier, à partir du jeu de données utilisé, le flux de phosphore particulaire dans l'estuaire.



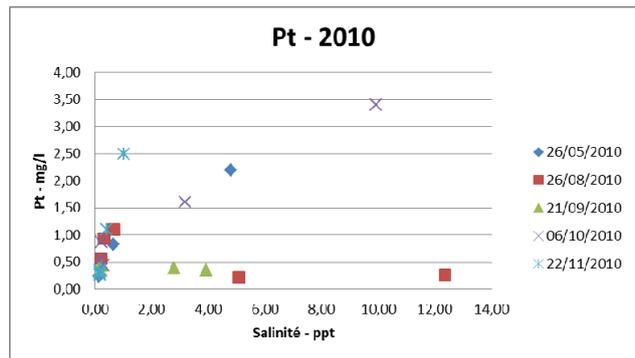
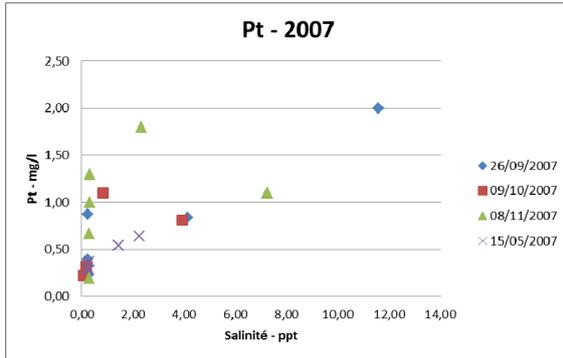


Figure 82 : Relation entre salinité et concentration en phosphore total dans l'estuaire

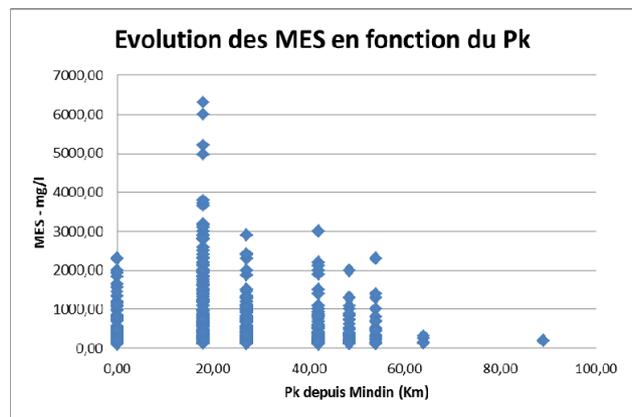
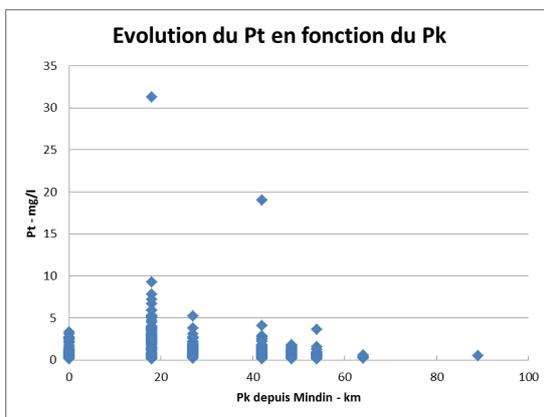


Figure 83 : Evolution en fonction de la distance à Saint-Nazaire des concentrations en phosphore total et MES.

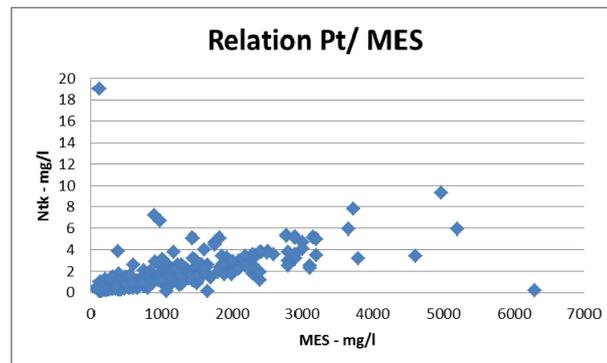


Figure 84 : Relation entre phosphore total et MES dans l'estuaire



| | | | |
|--|----------------------|------|----------------------------|
|   <small>États & Régions & Français</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET</small> <small>DE LA RÉGION</small> <small>PAYS DE LA LOIRE</small> | <h1>Rapport MB4</h1> | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | Date | 24/06/14 |
| | | Page | 74/76 |

5. Conclusion

Dans la zone estuarienne, lors du mélange avec les eaux marines, les nutriments sont soumis à différents processus biogéochimiques qui, pour certains d'entre eux, peuvent modifier sensiblement les apports fluviaux.

L'objectif de ce travail était d'évaluer l'impact de ces processus sur les flux de nutriments. Pour ce faire, les mesures acquises par la DDTM mensuellement depuis 1993 en différents points de l'estuaire, entre Saint-Nazaire et Ancenis ont été exploitées. Il convient de rappeler que ces données ont été acquises par marées moyennes ou de vives-eaux, représentant donc un estuaire plutôt mélangé, et concernent uniquement des prélèvements de surface. La vision qu'elles donnent des phénomènes estuariens n'est donc pas exhaustive.

Pour les nitrates dans l'estuaire de la Loire, le comportement est globalement conservatif. Les processus biogéochimiques de nitrification sont certainement présents comme le montrent différents travaux ^(xi, xii, xiii) mais l'analyse des séries de données acquises dans l'estuaire pendant 20 ans par la DDTM semble confirmer les conclusions des travaux d'analyse isotopiques ^(xi) qui mettent en évidence un équilibre entre processus de nitrification et de dénitrification arrivant à un bilan quasi nul. De manière ponctuelle des processus de nitrification ou à l'inverse d'absorption ou de dénitrification peuvent être observés.

Pour l'ammonium, l'estuaire apparaît par contre comme une source de matière, à la fois par les apports directs mais aussi en raison des processus de minéralisation de l'azote.

Les nitrites, malgré des variations importantes de concentrations dans la partie amont de l'estuaire, **ne semblent pas voir leur flux modifié de manière importante,** ce qui se comprend aisément pour ce composé peu stable chimiquement dans le milieu.

L'évolution des phosphates dans l'estuaire est par contre plus complexe. La concentration en phosphates est la résultante de différents processus (minéralisation de la matière organique, complexation par le fer, adsorption sur les particules, absorption par le plancton,...). De l'analyse des courbes de dilution dans l'estuaire, on retire quelques observations principales : d'une part les **concentrations semblent relativement stables à l'échelle interannuelle** dans l'estuaire ; d'autre part **on observe une certaine variabilité en fonction de la saison** des niveaux de phosphates dans l'estuaire traduisant probablement des variations de l'équilibre entre les différents processus précités en fonction de la période de l'année ; et enfin **les flux sont assez fortement augmentés par rapport aux apports fluviaux** (d'un facteur 3 à 5).

L'estuaire de la Loire pourrait donc avoir un **effet tampon non négligeable** sur les flux de phosphates vers le milieu marin et ce à **l'échelle du mélange eaux douces / eaux marines et à l'échelle pluriannuelle.** En effet, il n'est pas observé, dans les dernières années, de diminution sensible des concentrations en phosphates dans l'estuaire alors que les concentrations dans le fleuve ont elles, considérablement chuté depuis 15 ans.

La prise en compte de ces modifications des concentrations dans l'estuaire induites par d'autres effets que le seul mélange des eaux, peut se faire en partie par modélisation selon la finesse de description et la paramétrisation des processus biogéochimiques de celui-ci. Dans ce cas le modèle est normalement forcé par les flux entrants de la Loire et des différents exutoires rejetant dans l'estuaire (rivières et Step) auxquels s'ajoute un flux sédimentaire. **Si cette approche ne permet pas une calibration correcte du modèle, il pourra être envisagé de définir un forçage à partir de concentrations théoriques dans l'eau douce,** basé sur les observations effectuées dans ce chapitre et de la somme des débits entrant dans l'estuaire entre Montjean et Saint-Nazaire. Les concentrations théoriques en eau douce pourraient être calculées de manière différenciée selon les paramètres :



| | | | |
|--|----------------------|------|----------------------------|
|   <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> REPUBLIQUE FRANÇAISE PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE | <h1>Rapport MB4</h1> | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | Date | 24/06/14 |
| | | Page | 75/76 |

- Pour les nitrates : on ne considère pas de modifications aux concentrations,
- Pour les nitrites : on considère un facteur d'enrichissement de 1,5 en moyenne,
- **Pour les phosphates** et l'ammonium : en fonction de la calibration du modèle, il peut être proposé soit d'utiliser un **facteur d'enrichissement moyen** (2,7 pour l'ammonium, 3,5 pour les phosphates), soit **des concentrations moyennes mensuelles théoriques** (valeurs proposées dans le présent rapport).
- Pour le phosphore particulaire et l'azote Kjeldhal : les flux sont conservés car il n'a pas été possible d'évaluer, sur le jeu de données exploité, l'impact du transit estuarien.



| | | | |
|---|----------------------|------|----------------------------|
|   <small>Éducation • Qualité • Environnement</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET</small> <small>DE LA RÉGION</small> <small>PAYS DE LA LOIRE</small> | <h1>Rapport MB4</h1> | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | Date | 24/06/14 |
| | | Page | 76/76 |

6. Bibliographie

- ⁱ R. Delmas. Étude de connaissance des marées vertes du littoral Atlantique sous influence de la Loire et de la Vilaine (Pays de la Loire et régions limitrophes) – Rapport final V 7 Lot 1 tâche MB4 / HOCER. 20 février 2014.
- ⁱⁱ DREAL Centre. Etude des flux de nitrates sur le bassin Loire-Bretagne. Note présentée aux DREAL du bassin Loire Bretagne. Mars 2012. 17p.
- ⁱⁱⁱ Etudes des nutriments et des matières en suspension en Loire aval.- Rapport Hocer 2001 pour Agence de l'eau Loire-Bretagne. 68 p.
- ^{iv} F. Birgand, C. Faucheu, G. Gruau, B. Augéard, F. Moatar, P. Bordenave. 2010. Uncertainties in assessing annual nitrate loads and concentration indicators: part1. Impact of sampling frequency and load estimation algorithms. Transactions of American Society of Agricultural and Biological Engineers 53: 437-446.
- ^v M. Meybeck, F. Moatar. 2012. Daily variability of river concentrations and fluxes: indicators based on the segmentation of the rating curve. Hydrological Processes 26: 1188-1207
- ^{vi} S. Raymond. 2011. Incertitudes des flux transportés par les rivières (Matière en suspension, nutriments, sels dissous) Vers un système expert d'optimisation des méthodes de calcul. Thèse de l'Université de Tours, 292 p.
- ^{vii} Conseil Scientifique de l'Environnement en Bretagne (CSEB). 2007. Fiches Techniques et Scientifiques pour la compréhension des bassins versants et le suivi de la qualité de l'eau.
- ^{viii} F. Moatar, M. Meybeck, S. Raymond, F. Birgand, F. Curie F. 2013. River flux uncertainties predicted by hydrological variability, and riverine material behaviour. Hydrological Processes 27: 3535-3546.
- ^{ix} G. Abril. 2007. Traque du carbone du Gerbier de Jonc à Macapá, Biogéochimie des eaux continentales et littorales et échanges de carbone atmosphérique. Habilitation à diriger des recherches- partie B, université de Bordeaux, 46 p.
- ^x J. Nemery. 2007. Typical features of particulate phosphorus in the Seine estuary (France). Hydrobiologia 588: 271–290
- ^{xi} M. Meybeck, G. Cauwe, S. Dessery, M. Somville, D. Gouleaud, G. Billen. 1988. Nutrients (Organic C, P, N, Si) in the Eutrophic River Loire (France) and its Estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science 27: 595-624.
- ^{xii} J. J. Middelburg, J. Nieuwenhuize. 2001. Nitrogen Isotope Tracing of Dissolved Inorganic Nitrogen Behaviour in Tidal Estuaries. Estuarine, Coastal and Shelf Science 53: 385–391.
- ^{xiii} M. Sebilho. 2003. Utilisation du traçage isotopique naturel pour caractériser et quantifier les processus de nitrification et de dénitrification à l'échelle du réseau hydrographique de la Seine. Thèse de doctorat de l'université Paris VI, 124 p.
- ^{xiv} Y. Rincé, J.-F. Guillaud, B. Gallenne. 1985. Qualité des eaux en milieu estuarien : suivi annuel de critères physiques et chimiques dans les eaux de l'estuaire de la Loire. Hydrobiologia 124 : 199-210.
- ^{xv} R. Delmas. 1981. Etude de l'évolution saisonnière des sels nutritifs dans la rade de Brest en fonction des apports fluviaux et des échanges avec l'Iroise. Thèse de 3^{ème} cycle de l'université de Bretagne Occidentale à Brest, 163 p.
- ^{xvi} P. N. Froelich. 1988. Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: A primer on the phosphate buffer mechanism. Limnology and oceanography 33 : 649-668.
- ^{xvii} Sage estuaire de la Loire – Etat des lieux, 231 p.





Rapport MB4

| | |
|------|----------------------------|
| Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| Date | 24/06/14 |
| Page | 1/23 |

Annexes



| | | | |
|--|----------------------|------|----------------------------|
|   <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> REPUBLIQUE FRANÇAISE PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE | <h1>Rapport MB4</h1> | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | Date | 24/06/14 |
| | | Page | 2/23 |

Annexe 1

Analyse de la représentativité de la Station de Montjean pour l'analyse des apports à l'estuaire



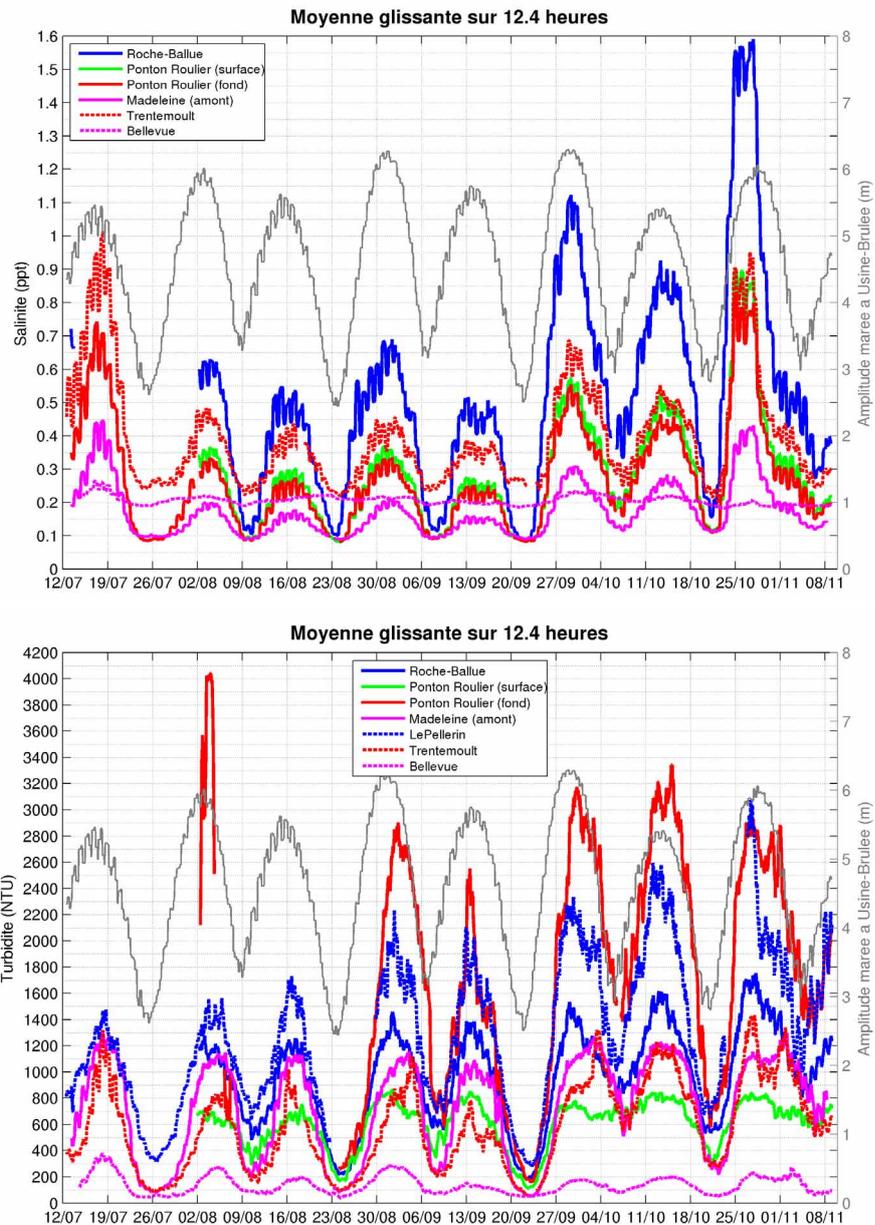


Figure 1 : Evolution des moyennes mobiles sur 12,4h en salinité (au-dessus) et turbidité (en-dessous), pendant l'été 2011, à différentes stations de mesures en continu du réseau SYVEL (GIP-LE) et du GPM de Nantes Saint-Nazaire ⁽¹⁾. La station Bellevue est située environ 1 km en aval du site de Sainte-Luce.

¹Réalisation de suivis environnementaux des dragages par injection d'eau pour le Grand Port Maritime de Nantes Saint-Nazaire -2011 – Rapport Hocer, pp177.



✓ Nitrates

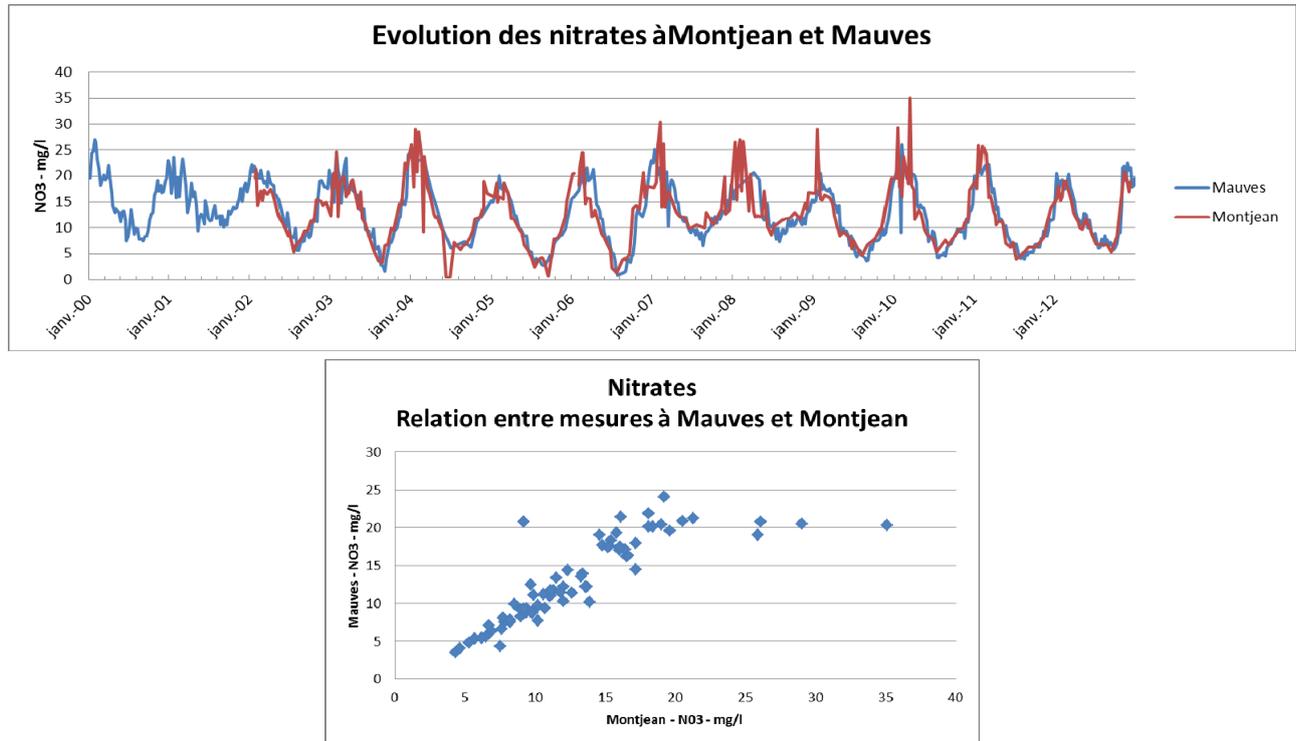


Figure 2 : Relation entre des mesures de nitrates à Mauves et Montjean - mesures effectuées le même jour.

✓ Ammonium

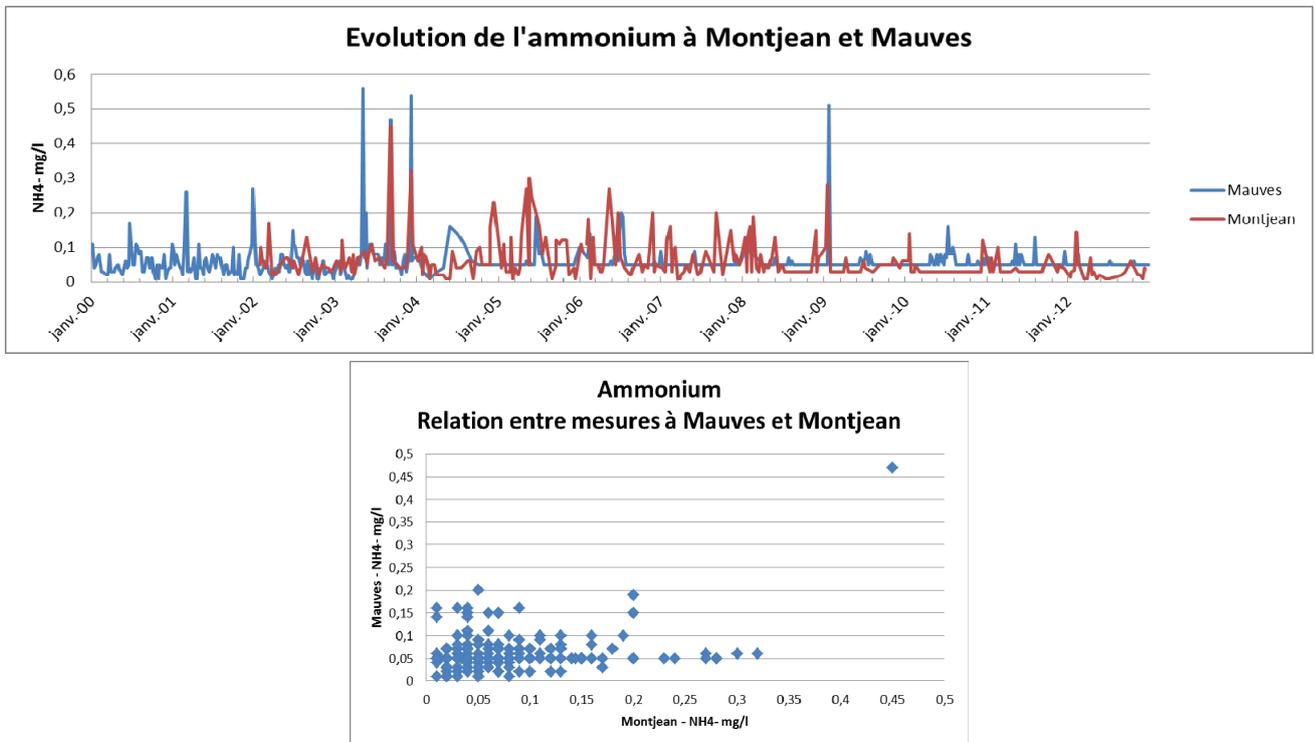


Figure 3 : Relation entre mesures d'ammonium à Mauves et Montjean - mesures effectuées le même jour.



✓ Nitrites

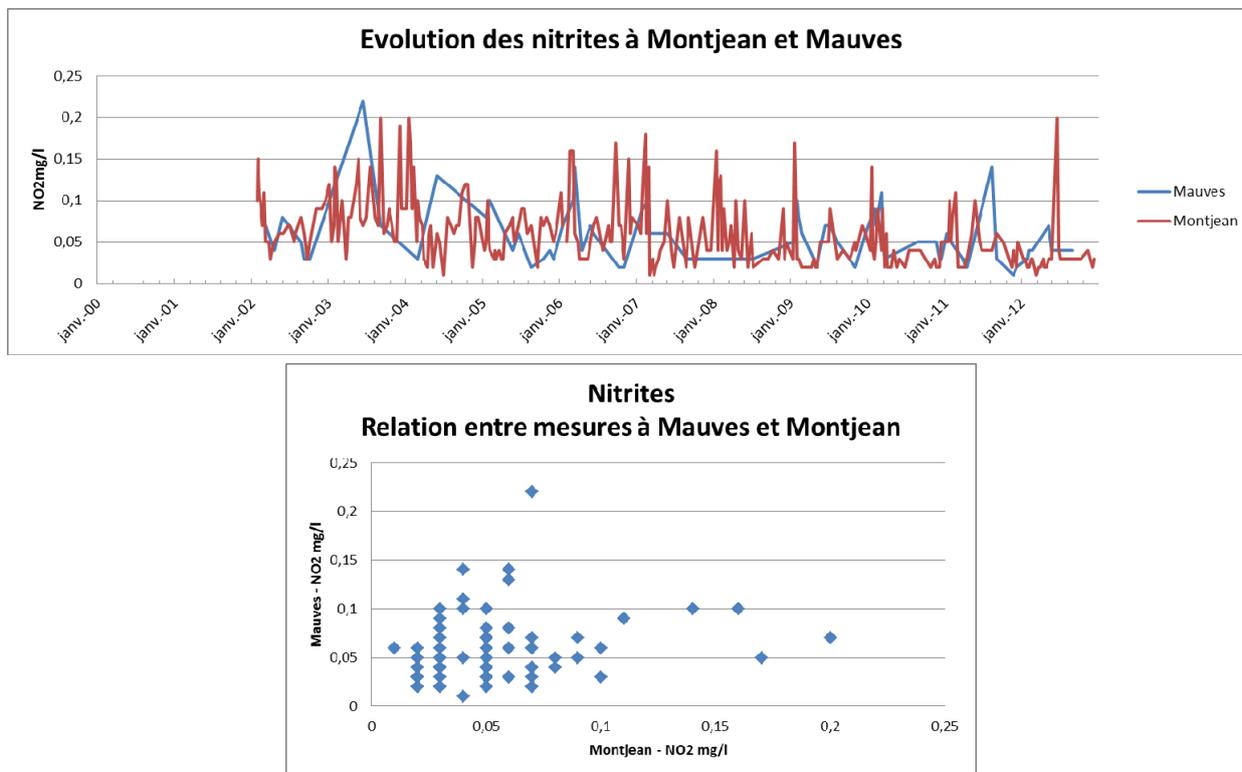


Figure 4 : Relation entre mesures de nitrites à Mauves et Montjean - mesures effectuées le même jour.

✓ Phosphates

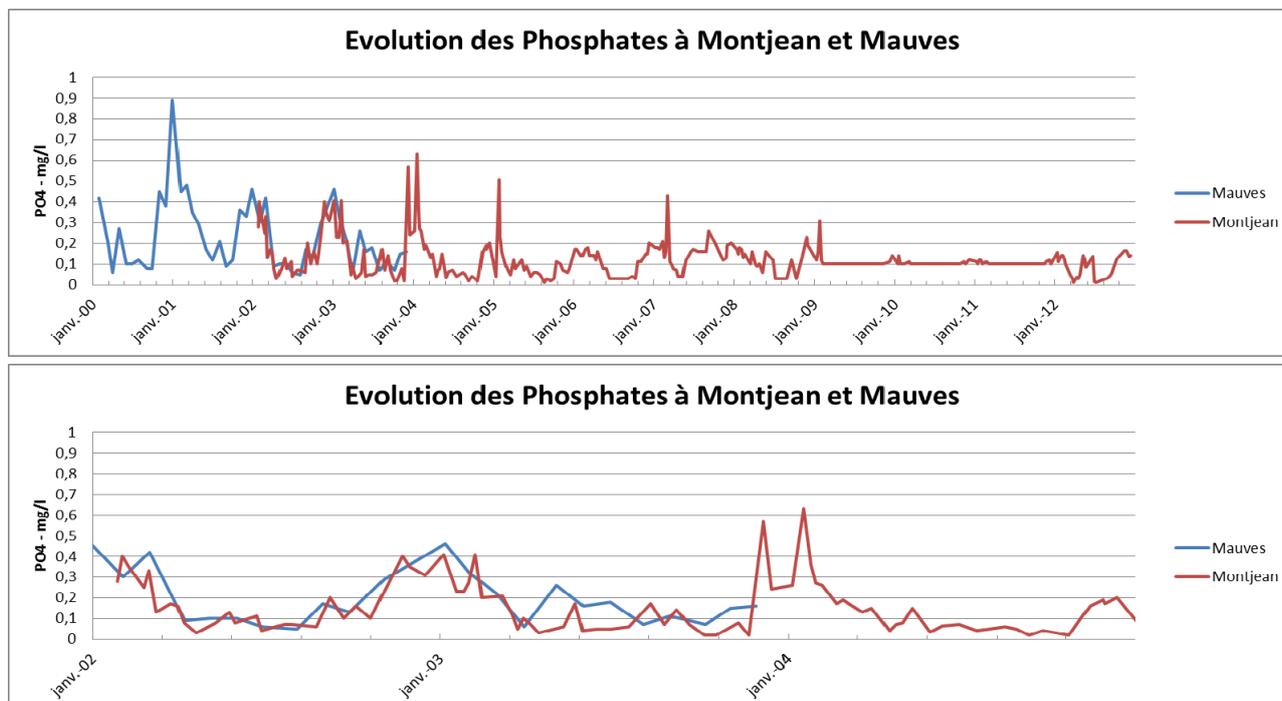


Figure 5 : Relation entre mesures de phosphates à Mauves et Montjean - mesures journalières (zoom sur 2002-2005)



| | | | |
|--|----------------------|------|----------------------------|
|   <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> <small>REPUBLIQUE FRANÇAISE</small> <small>PRÉFET</small> <small>DE LA RÉGION</small> <small>PAYS DE LA LOIRE</small> | <h1>Rapport MB4</h1> | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | Date | 24/06/14 |
| | | Page | 6/23 |

On note entre de janvier 2009 à décembre 2012, des valeurs minimales élevées de phosphates, correspondant certainement à une limite de quantification plus élevées dans les analyses, pendant cette période. Cela biaise le jeu de données sur la période.

Pour les nitrates, l'évolution est similaire sur les deux sites. On note toutefois une moins grande amplitude des maxima hivernaux à Mauves depuis 2004. On ne note par contre pas de variation sensible des teneurs entre Mauves et Montjean pour les valeurs plus basses, ce qui tend à montrer qu'il y a peu de consommation biologique entre ces deux sites.

Pour l'ammonium, les valeurs mesurées à Mauves et Montjean sont dans la même gamme (comprises entre 0 et 0,5 µg/l). Par contre, il n'y a pas de corrélation entre les mesures effectuées le même jour sur les deux sites contrairement aux nitrates, ce qui indique une variabilité dans le temps plus importante de ce paramètre (pourrait être dû au temps de parcours entre les deux sites qui biaise la comparaison des valeurs au même jour). Par contre il n'apparaît pas de processus particuliers influençant les concentrations de ce paramètre entre ces deux sites

L'évolution pour les nitrites est sensiblement identique à celle de l'ammonium.

Pour les phosphates ceux-ci n'étant plus suivis après 2004, la comparaison est plus délicate, d'autant que la fréquence de mesures moindre à Mauves, ne permet pas sur la période de mesures communes de couples de données acquises le même jour aux deux stations. L'allure générale des deux courbes reste cependant très voisine et il ne semble pas apparaître de biais particulier entre la station de Montjean et celles de Mauves.

On peut donc conclure à la bonne représentativité de la station de Montjean.



| | | | |
|--|----------------------|------|----------------------------|
|   <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> REPUBLIQUE FRANÇAISE PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE | <h1>Rapport MB4</h1> | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | Date | 24/06/14 |
| | | Page | 7/23 |

Annexe 2

Analyse de la représentativité des stations de Rieux et Arzal pour l'estimation des apports à l'estuaire



✓ Débits

Les données de débits journaliers ont été récupérées sur le site de l'EPTB Vilaine, mois par mois pour les années disponibles 2010 à 2012. L'analyse de ces données montrait des valeurs aberrantes, très élevées et parfois négatives (par exemple des valeurs qui passe de 5 m³ / s à 400 000 m³/s pour un débit à Rieux autour de 10 m³ / s). Ces données sont apparemment issues de télétransmissions et sans validation humaines ou du moins avec des erreurs résiduelles (traçage automatique des courbes sur les données brutes). Aucun interlocuteur n'a pu valider la pertinence de ces données et le moyen de détecter d'éventuelles valeurs aberrantes pour les écarter de façon sûre.

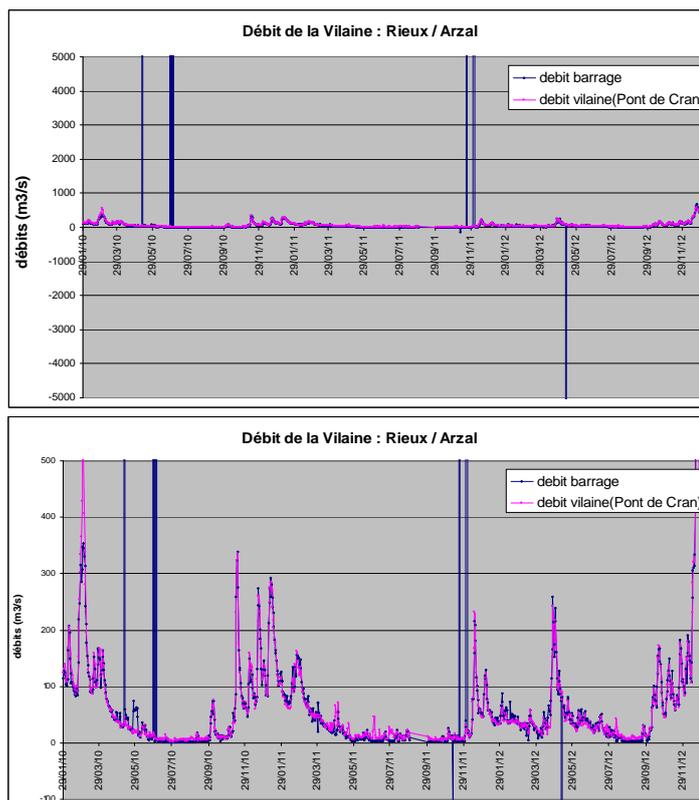


Figure 6 : Débits comparés de La Vilaine à Rieux (Pont de Cran) et au barrage d'Arzal (toutes données, sans filtrage)

Afin de pouvoir procéder à une certaine analyse des données de débit du barrage, ces valeurs extrêmement élevées ou négatives ont été écartées et les valeurs manquantes interpolées. Cependant, les doutes sur la validation de ces données ont conduit à préférer l'utilisation, y compris pour le forçage du modèle, des données de la BD hydro à Rieux / Pont de Cran qui sont des données validées et qui risquent moins de comporter des valeurs très écartées des données réelles. Cela pourrait donc, en été, impliquer une certaines surestimation des débits hors temps de pluie (consommation par l'usine de potabilisation, maintien au maximum des volumes dans le plan d'eau pour les besoins en eau d'arrière saison, ...) et une éventuelle sur estimation en temps de pluie (recharge du plan d'eau).



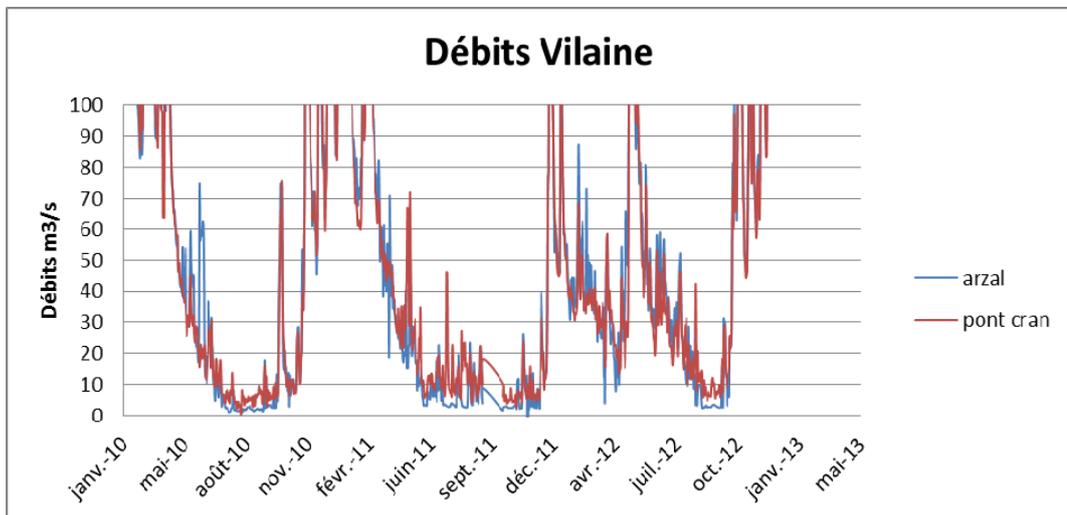
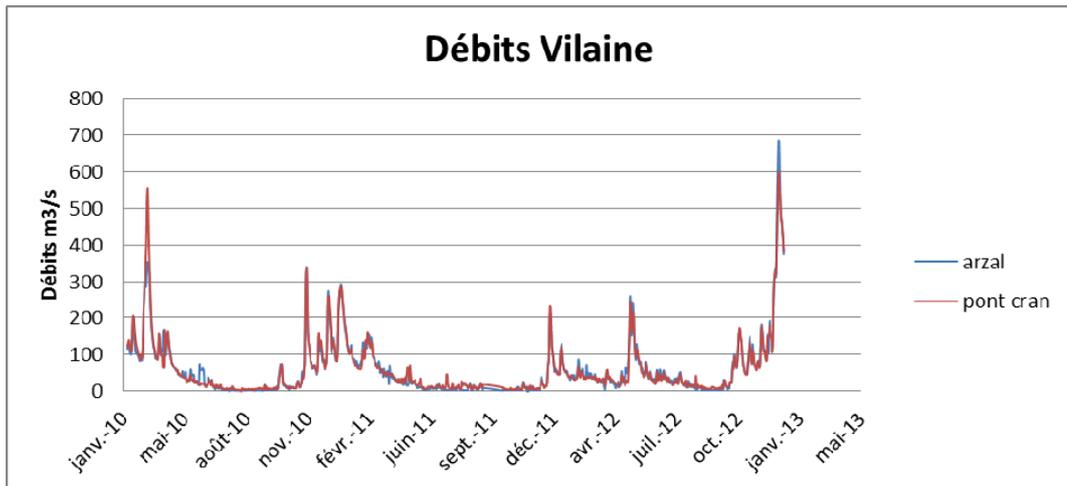


Figure 7 : Débits comparés de La Vilaine à Rieux (Pont de Cran) et au barrage d'Arzal (données « les plus aberrantes » remplacées par valeur interpolée), en bas zoom sur les bas débits



✓ Nitrates

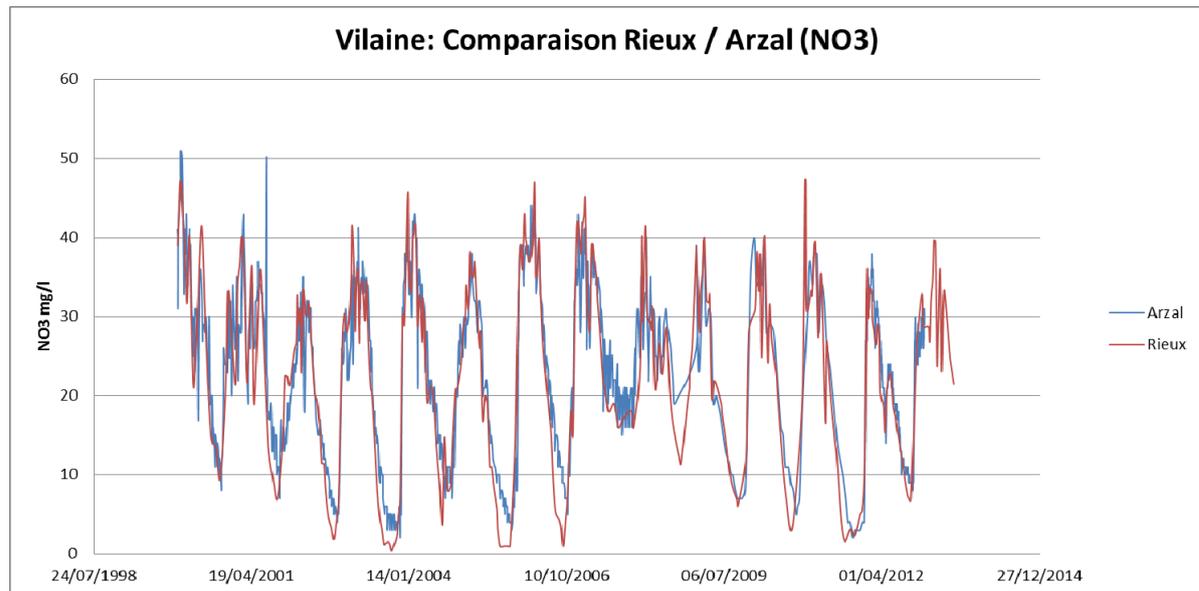


Figure 8 : Concentrations en nitrates à Arzal (usine de Férel) et Rieux.

Pour les nitrates on dispose d'une mesure à haute fréquence (journalière), effectuée par l'auto-contrôle de l'usine. La comparaison des deux séries de données montre une bonne cohérence. On note un décalage des certains extrema entre les deux sites ce qui est à relier au temps de séjour des eaux dans le barrage.

La fréquence de mesure étant supérieure au point plus aval et ce point a priori plus représentatif des apports à l'estuaire, ces données auraient pu être exploitées pour la constitution des séries de forçage du modèle. Cependant (cf. ci dessous) dans un souci de cohérence avec les autres paramètres qui ne sont pas tous exploitables (et même disponibles) en ce point, il a été choisi de conserver la donnée de Rieux. Par ailleurs, pour l'étude de flux, la série de données ne débute qu'en 2002 à Arzal alors que les premières mesures ont débutées en 1971 à Rieux, station qui est donc également retenue pour l'analyse de l'évolution des flux et concentrations sur le plus long terme.

✓ Ammonium

Pour l'ammonium, les données mesurées à Rieux sont de manière générale plus élevées, ce qui est peut-être en relation avec un phénomène géochimique. A partir de 2008 la fréquence de mesure à Arzal diminue et avec une modification sensible de l'allure du signal. Par ailleurs, il n'y a pas de données en 2012. Ces différentes raisons impose donc retenir le site de Rieux pour la quantification des flux d'ammonium et la constitution des séries de forçage du modèle.



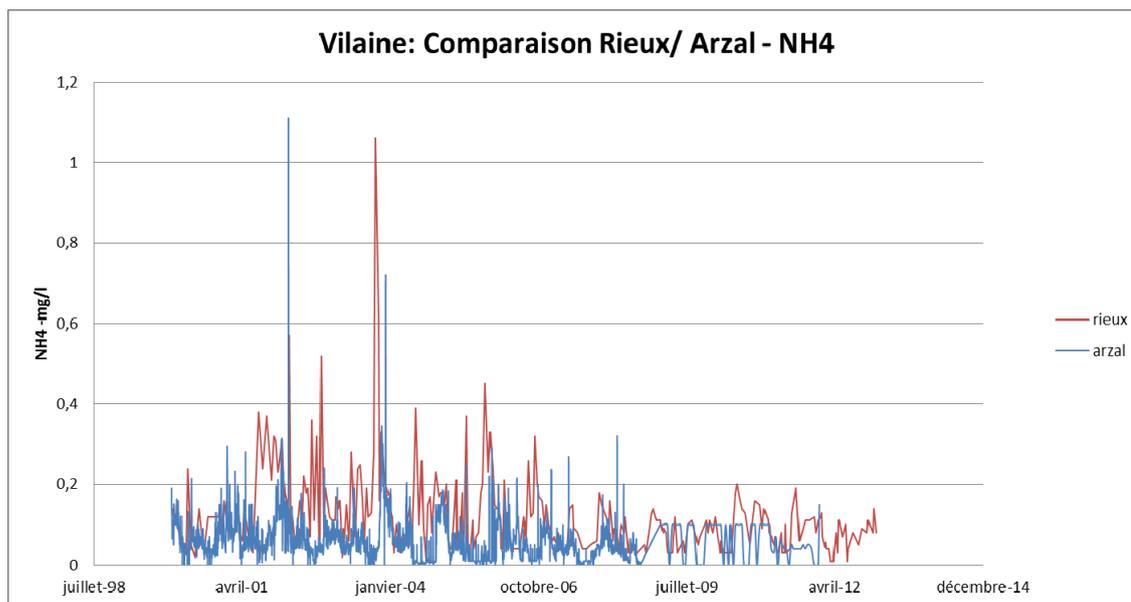


Figure 9 : Concentrations en ammonium à Arzal (usine de Férel) et Rieux.

✓ Phosphates

Pour les phosphates, les mesures acquises sur le site de Férel paraissent souffrir d'un manque de sensibilité. En effet les données se présentent sous forme de courbes avec des incréments de 0,1 mg/l. On note aussi comme sur la Loire à Montjean un problème de valeurs minimales de début 2009 à fin décembre 2012.

Par ailleurs, le niveau de concentration est très nettement supérieur à Arzal. Le manque de sensibilité des mesures d'Arzal, impose de retenir le jeu de données de Rieux pour l'analyse des apports. A noter que sur Rieux également sur une partie des mesures (2009-2011 inclus) les données semblent également être acquises avec un seuil de détection bien trop élevé (0.1 mg/l) et beaucoup des valeurs se trouve donc à ce niveau. Mais la différence des niveaux de concentration interpelle. Si le manque de sensibilité du système peut jeter un doute sur la qualité des données, il n'en reste pas moins que de fortes valeurs sont mesurées sur Arzal, qui pourraient peut-être être en relation avec le début de mélange avec l'eau marine qui s'introduit dans la retenue lors des ouvertures de sas, hypothèse formulée par l'EPTB Vilaine (M. Jégou, communication personnelle). Une étude plus approfondie paraîtrait intéressante pour conclure sur ce point.



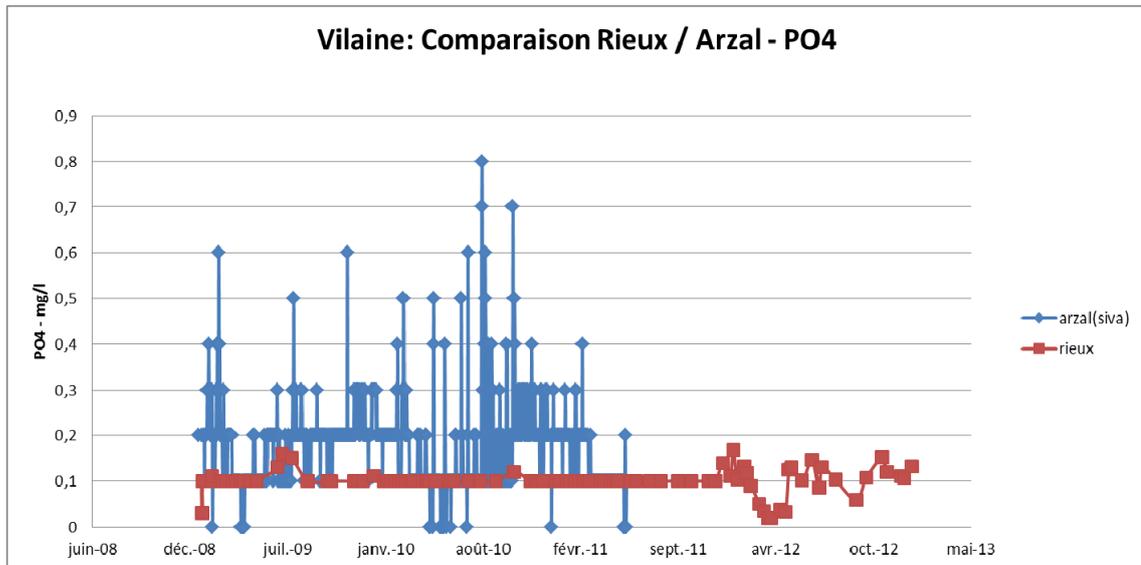


Figure 10 : Concentrations en phosphates à Arzal (usine de Férel) et Rieux.

✓ Phosphore total

Pour le phosphore total, les données sont plus élevées à Arzal qu'à Rieux, avec un signal bruité. A partir de 2009 la série est en partie incomplète (début 2009, pas de données en 2012). Pour ces raisons, le jeu de données de Rieux a été choisi pour évaluer les apports, et ce d'autant que la fréquence de mesures à Rieux est plus élevée sur les dernières années (2 par mois).

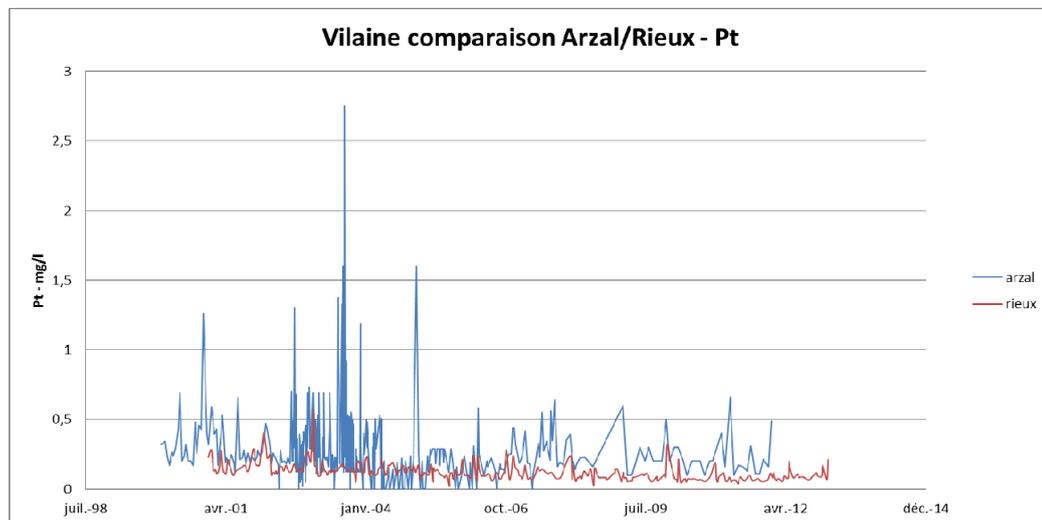


Figure 11 : Concentrations en azote Kjeldahl à Arzal (usine de Férel) et Rieux.



| | | | |
|--|----------------------|------|----------------------------|
|   <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> REPUBLIQUE FRANÇAISE PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE | <h1>Rapport MB4</h1> | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | Date | 24/06/14 |
| | | Page | 13/23 |

Annexe 3

Concentrations et flux de nitrites sur la Loire



✓ **Concentrations**

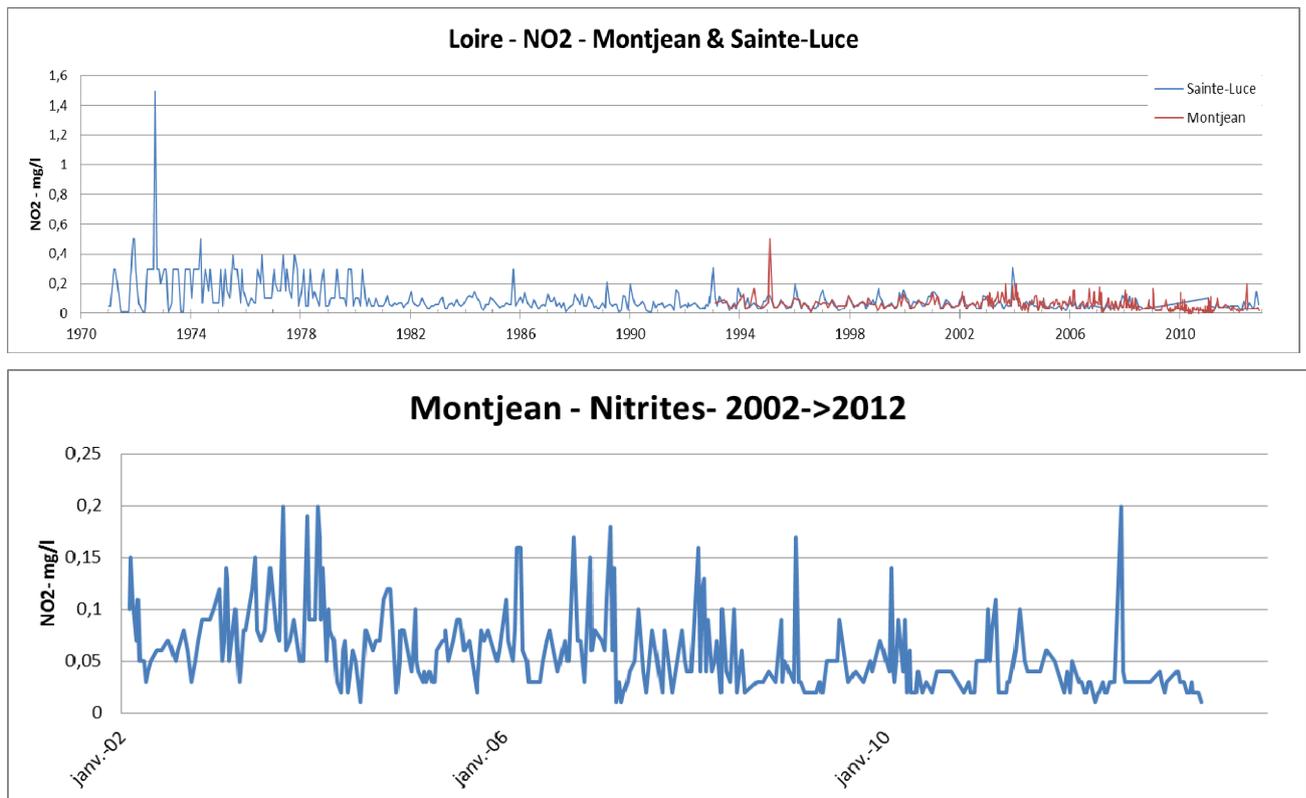


Figure 12 : Evolutions des concentrations en nitrates à Montjean et Sainte-Luce entre 1980 et 2012 (en haut) ; à Montjean entre 2002 et 2012 (en bas)

L'évolution des nitrates est proche de celle de l'ammonium. Des teneurs très élevées sont observées jusqu'en 1980 (teneurs à 0,4 mg/l avec ponctuellement des observations à 1,5 mg/l). Les teneurs restent depuis lors beaucoup plus faibles et ne dépassent que très rarement 0,2 mg/l.

A Montjean, le cycle annuel des nitrates est peu marqué, avec une variabilité à court terme similaire à celle de l'ammonium, importante entre 2002 et 2008 et tendant à diminuer ensuite. Les valeurs maximales se retrouvent principalement en hiver et atteignent 0,2 mg/l, mais des valeurs fortes sont aussi observées en été.

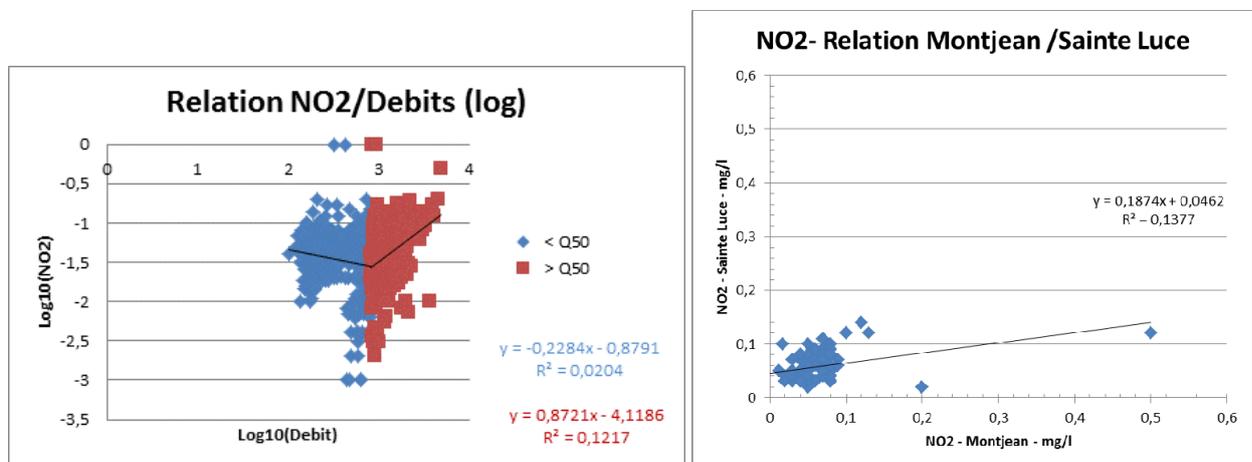


Figure 13 : Relation log-log entre débits et phosphates classés en deux populations par rapport au débit moyen (gauche), relation des teneurs en nitrates entre les deux sites de Montjean et Sainte-Luce (droite).



La relation entre débits et concentration en nitrites présente une évolution de type d-C, avec une tendance à la dilution pour les débits inférieur au débit moyen, et croissante au-delà.

On observe une cohérence faible des teneurs entre les deux sites pour des mesures le même jour, avec une concentration moyenne plutôt inférieure à Sainte-Luce.

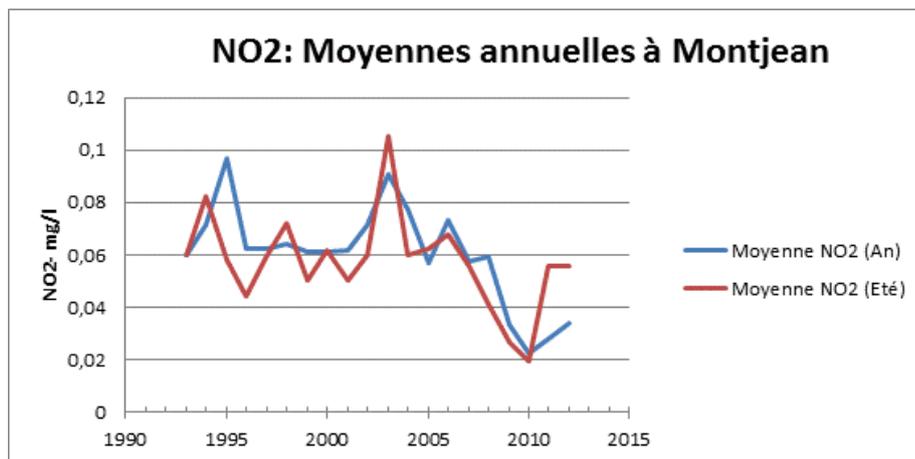


Figure 14 : Moyennes annuelles et estivales des teneurs en nitrites à Montjean.

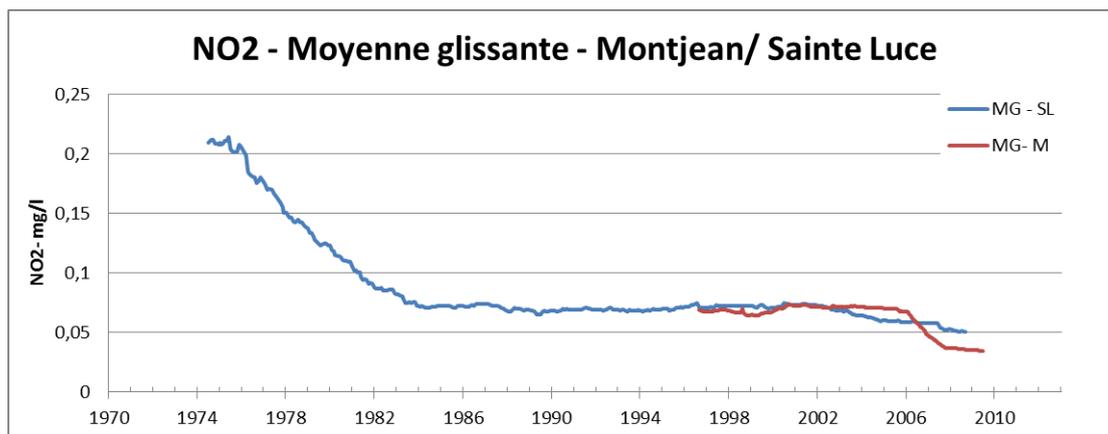


Figure 15 : Evolution de la moyenne glissante en nitrites à Sainte-Luce et Montjean.

Les moyennes glissantes montrent une forte diminution des teneurs durant les années 1970 et jusqu'en 1984, puis une stabilisation jusqu'en 2003 et une nouvelle diminution ensuite. De la même manière que pour l'ammonium à partir de 2000, l'évolution entre les deux sites n'est plus corrélée.



✓ **Flux**

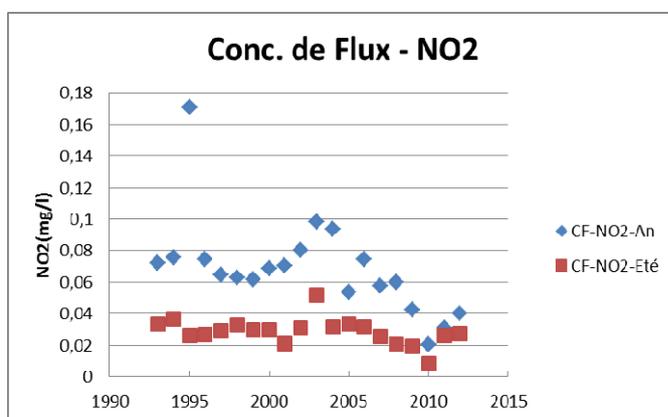
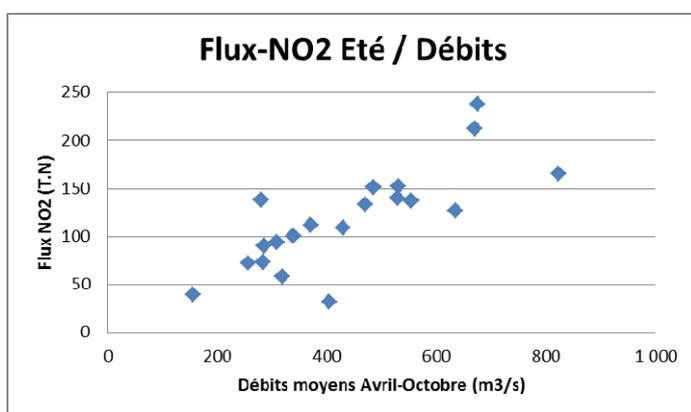
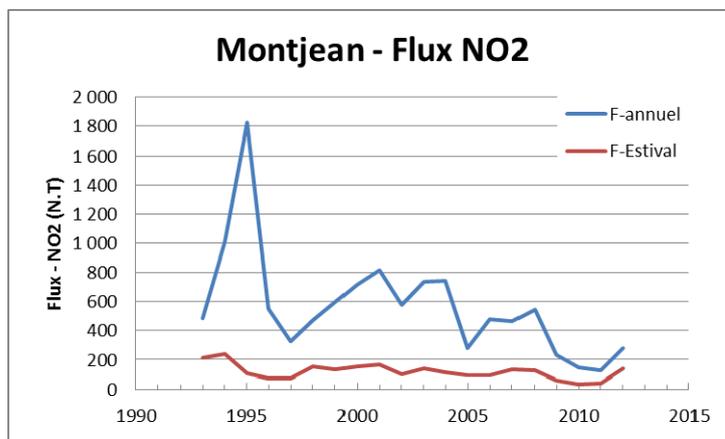


Figure 16 : Evolution des flux de nitrites à Montjean (haut), évolution des flux de nitrites à Montjean en fonction du débit (bas à gauche) et de la concentration de flux (bas à droite).

Les flux de la période mai-septembre sont relativement moins importants et assez fortement corrélés avec le débit moyen sur la période.

La concentration de flux en période productive évolue peu sur la décennie, avec une année singulière en 2003 (valeur maximale) alors que sur l'année civile cette concentration de flux est en nette baisse depuis 2003.



| | | | |
|---|----------------------|------|----------------------------|
|   PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE | <h1>Rapport MB4</h1> | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | Date | 24/06/14 |
| | | Page | 17/23 |

Annexe 4

Concentrations et flux de nitrites sur la Vilaine



✓ **Concentrations**

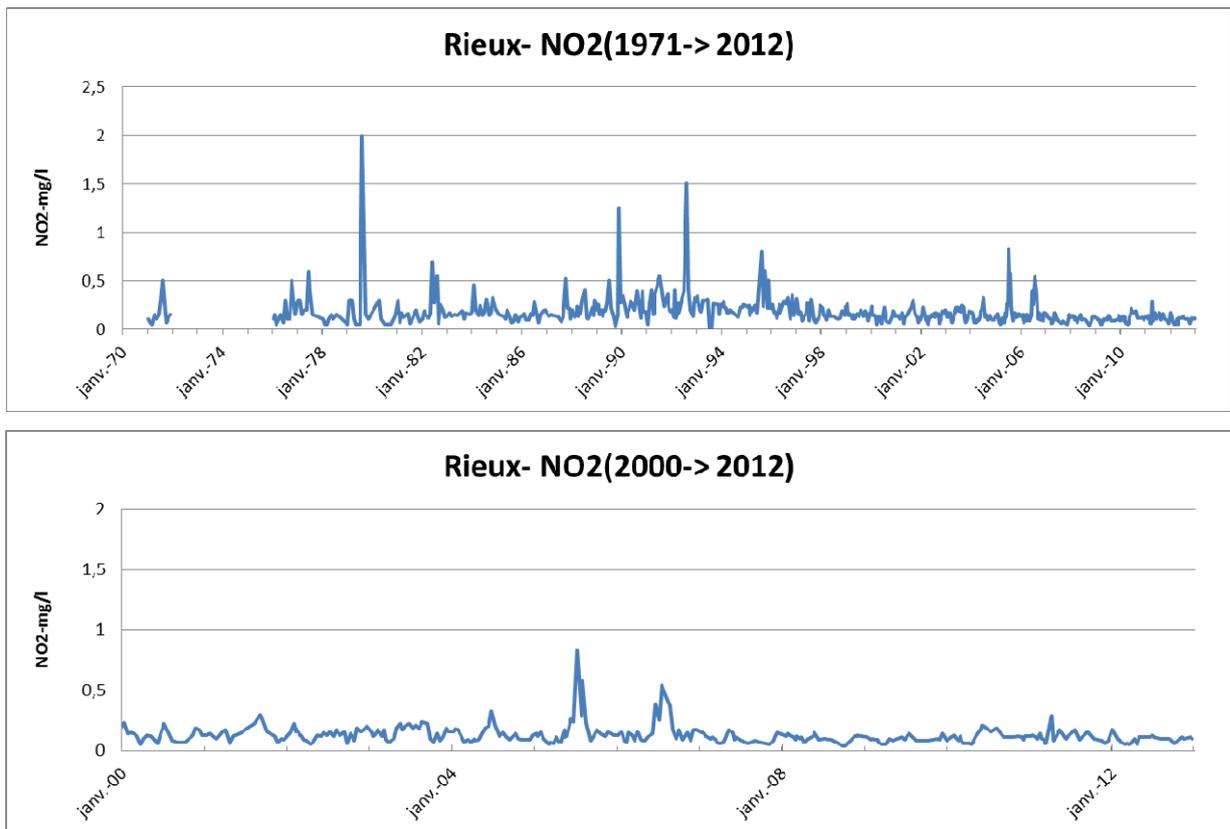


Figure 17 : Evolutions des concentrations en nitrites à Rieux entre 1970 et 2012

Les concentrations en nitrites sont, sur la Vilaine, très élevées, d'un facteur 3 par rapport à La Loire. On a pu atteindre des valeurs supérieures à 1,5 mg/l pour les maxima, avec une évolution qui est relativement similaire à celle de l'ammonium, et une baisse des valeurs moyennes et des maxima depuis les années 1990. Le cycle annuel est moins marqué mais les maxima même actuellement sont toujours situés entre juin et août, à la différence de l'ammonium (maxima en automne).

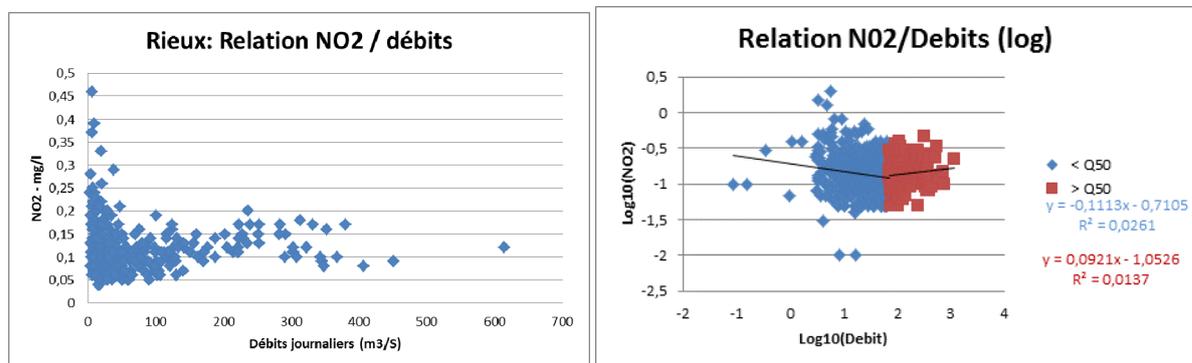


Figure 18 : Relation concentration nitrites / débits à Rieux

A l'instar de l'ammonium, il n'y a pas de relation entre débits et concentration en nitrites, mais on observe deux tendances différentes. D'une part, les très fortes valeurs apparaissent aux faibles débits (maxima d'été) et sont probablement à relier à des processus biologiques. D'autre part, lors des



périodes de crues il y a une légère tendance à l'augmentation des teneurs, se stabilisant pour les très forts débits. Selon la classification par rapport au débit moyen, la relation est ici de type s-S.

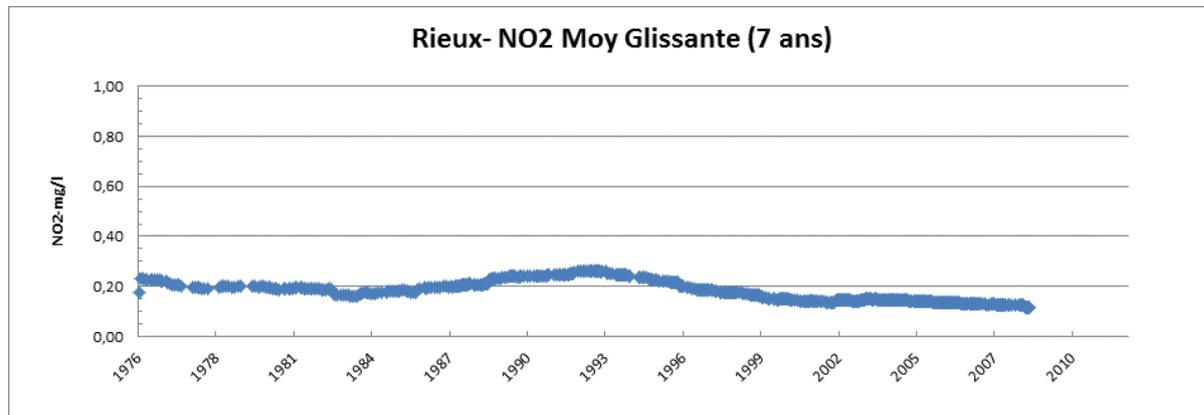


Figure 19 : Evolution de la moyenne glissante à 7 ans en nitrites à Rieux

L'évolution de la moyenne glissante est similaire à celle de l'ammonium avec un maximum en 1993, suivi d'une décroissance progressive des valeurs se stabilisant autour de 0,12 mg/l sur les dernières années soit une diminution d'un facteur 2 par rapport au début des années 1990. Il n'y a aucune corrélation observée avec le débit moyen.

✓ **Flux**

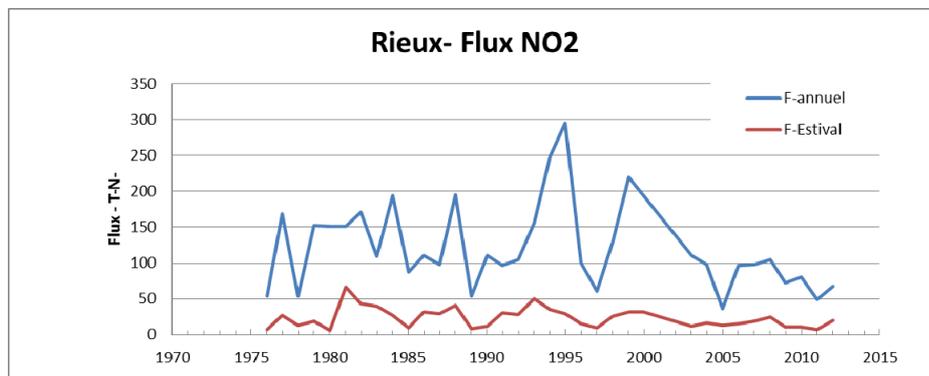


Figure 20 : Evolution des flux de nitrites à Rieux

Les flux de nitrites de la période productive et sur l'année n'évoluent pas ou peu sur la période 2002-2012. Par contre sur l'ensemble de la période la diminution est forte (d'un facteur 4 environ). On note une relation positive avec le débit moyen pour les flux de la période mai-septembre.



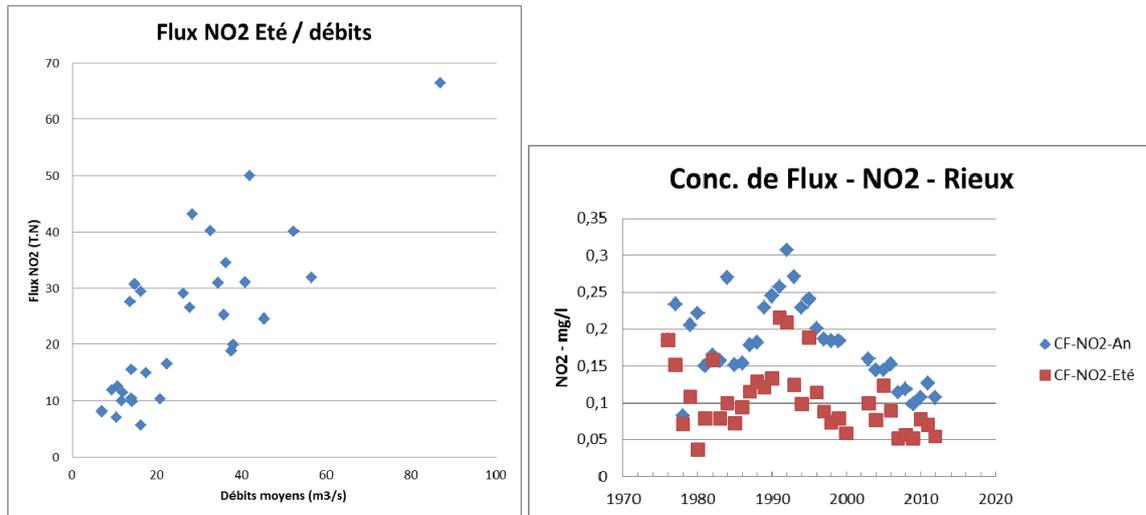


Figure 21: Relation entre flux de nitrites et débits (gauche) et évolution de la concentration de flux en nitrites (droite) à Rieux

Les concentrations de flux décroissent depuis le début des années 1990. On note une tendance à la stabilisation de la concentration de flux annuelle et de période productive.



| | | | |
|--|----------------------|------|----------------------------|
|   <small>Liberté • Égalité • Fraternité</small> REPUBLIQUE FRANÇAISE PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE | <h1>Rapport MB4</h1> | Réf. | CEVA/AQM13001/RAP/015-V1.1 |
| | | Date | 24/06/14 |
| | | Page | 21/23 |

Annexe 5

Comparaison des apports fluviaux de la Loire et la Vilaine



✓ **Flux d'azote**

Les apports azotés dans la Loire et la Vilaine se font essentiellement sous forme de nitrates.

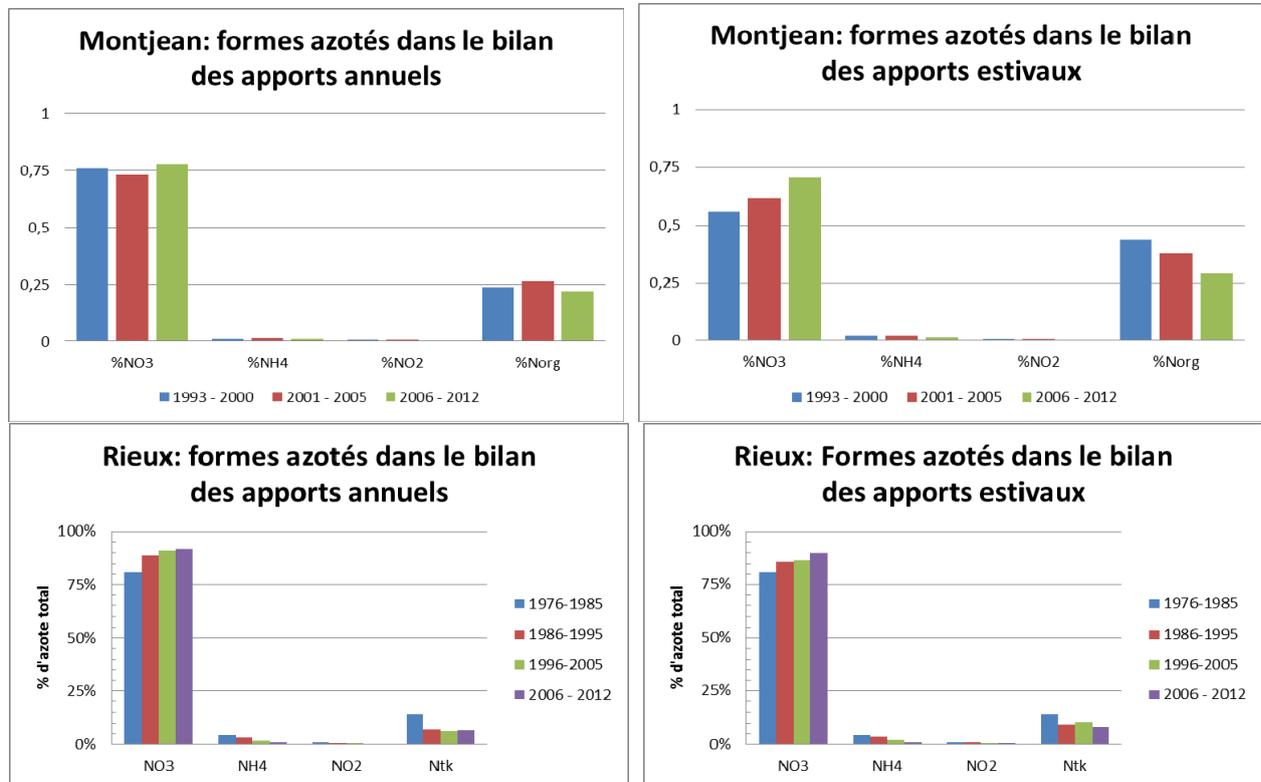


Figure 22 : Rapports des formes azotés dans la Loire (haut) et dans la Vilaine (bas), sur l'année (gauche) et pendant la période estivale (droite)

Dans la Loire, le rapport entre nitrates et azote organique est stable dans le temps en flux annuel. Pendant la période productive la proportion des nitrates a eu tendance à croître au cours des dernières années. En Vilaine cette augmentation de la part des nitrates est relativement régulière depuis 1976, sur le flux annuel comme estival. La part des formes ammonium et nitrites est sensiblement plus élevée en Vilaine.

Si on compare les apports de ces deux fleuves, il apparaît que le flux de nutriments apportés par la Vilaine est en proportion de son débit nettement plus élevé que celui de la Loire ; d'un facteur deux pour les nitrates trois pour l'ammonium et de trois à six pour les nitrites, la différence étant un peu moins marquée sur les apports de la période productive mai septembre. Dans le cas de l'azote organique par contre, les eaux de Loire semblent être plus riches d'environ 50%.

Tableau 23 : Rapports des débits moyens de la Loire et de Vilaine et des flux de matières des deux fleuves, en haut en valeurs annuelles, en bas en valeurs sur la période productive.

| Période | L/V Débits | L/V NO3 | L/V NH4 | L/V NO2 | L/V Norg | L/V PO4 | L/V Pt |
|---------------------|------------|---------|---------|---------|----------|---------|--------|
| Moyenne depuis 1993 | 11,4 | 5,1 | 5,2 | 5,9 | 16,6 | 10,4 | 4,6 |
| Moyenne depuis 2000 | 11,2 | 5,4 | 6,2 | 3,9 | 17,1 | 4,8 | 4,6 |
| Moyenne depuis 2009 | 9,7 | 4,8 | 3,7 | 1,2 | 11,7 | 2,3 | 2,5 |
| Période | L/V Débits | L/V NO3 | L/V NH4 | L/V NO2 | L/V Norg | L/V PO4 | L/V Pt |
| Moyenne depuis 1993 | 22,2 | 8,5 | 9,7 | 6,1 | 31,5 | 14,7 | 12,9 |
| Moyenne depuis 2000 | 23,0 | 10,3 | 9,9 | 6,6 | 29,3 | 17,9 | 12,9 |
| Moyenne depuis 2009 | 21,3 | 9,6 | 4,7 | 5,4 | 23,6 | 12,8 | 13,6 |



✓ Flux de phosphore

Pour le phosphore, la Loire est là aussi légèrement moins riche que la Vilaine, mais le différentiel est moins marqué que pour les nutriments azotés. En phosphates les apports annuels de la Loire sont environ deux à trois fois supérieurs à ceux de la Vilaine durant les dernières années. Mais le rapport entre les flux de phosphates est inférieur au rapport des débits moyens annuels. Cela signifie globalement que les eaux de la Vilaine sont plus riches. Notons cependant qu'en 2009, un nombre important de mesures de phosphates sont égales à 0,1 mg/L au minimum, en raison d'un effet de seuil. Le fait d'utiliser le rapport des débits moyens ne permet pas de parler directement de concentrations des fleuves, mais d'une tendance générale. Les phosphates représentent environ 40% de l'apport en phosphore en Loire, légèrement moins en Vilaine.

La part des phosphates a tendance à croître pendant la période productive sur les dernières années d'observations.

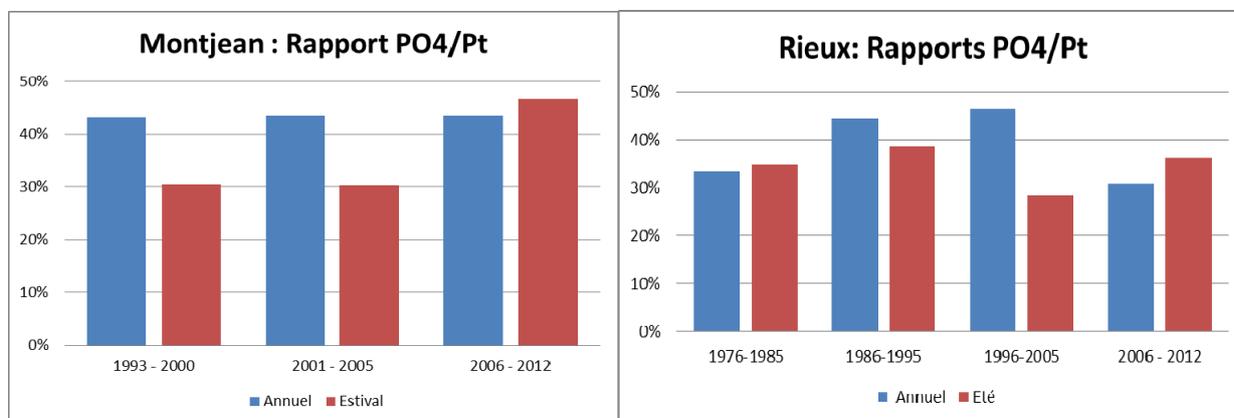


Figure 24 : Part des phosphates dans l'apport en phosphore dans la Loire (gauche) et dans la Vilaine (droite)

