



Fonctionnement écologique du réservoir Marne (1993-2005)

Josette Garnier¹, Vincent Thieu¹, Gilles Billen¹, Marie Touvenot^{1,2}, Thomas Guillon¹ & Dominique Amont-Moreau³

¹UMR Sisyphé 7619, Fonctionnement des Hydrosystèmes, Université P. & M. Curie-CNRS, Boîte 105, Tour 56, Etage 4, 4 place Jussieu, 75005 Paris, France

²Water Resources Engineering, Helsinki University of Technology, P.O. Box 5200, FIN-0215 HUT, Finland.

³IIBRBS, Les Grands Lacs de Seine, 8 rue Villiot, 75012 PARIS



photo IIBRBS (Vidange 2003)

Décembre 2006

Sommaire

1. Introduction	4
2. Construction du jeu de données.....	5
3. Caractéristiques morphologiques et hydrologiques du réservoir Marne de 1992 à 2005.....	7
4. Caractéristiques écologiques du réservoir Marne.....	13
5. Modélisation du réservoir Marne	25
6. Conclusions et perspectives	35
7. Recommandations	36
8. Références	37

Résumé

Cette étude avait pour double objectif i) d'évaluer une éventuelle évolution du fonctionnement écologique du réservoir Marne de 1992 à 2005, incluant les deux dernières vidanges décennales (1993 et 2003), ii) d'élaborer un modèle de réservoir générique et convivial qui permettrait aux utilisateurs d'évaluer en fonction des diverses politiques de gestion la qualité de l'eau à la restitution du réservoir et d'en déduire ainsi son fonctionnement et son "état écologique". Les disfonctionnements marginaux par rapport à l'ensemble du réservoir –*c-à-d aux 350 Mm³ et 48 km²*- n'ont pas été analysés ici, car ils ne peuvent être pris en compte par le schéma conceptuel du modèle.

Les conditions hydrologiques ont été suffisamment variées au cours de cette période pour conforter l'analyse. Outre l'évolution de la qualité de l'eau, c'est aussi celle des sédiments qui a pu être appréhendée puisque de nouvelles campagnes ont été réalisées en 2003, en complément d'investigations menées en 1994 et 1995 qui n'avaient pas encore été exploitées.

Au cours de cette période, les données n'ont pas montré de changement majeur du fonctionnement écologique du réservoir Marne à l'échelle de l'écosystème dans son ensemble. Le réservoir Marne présente donc une réelle stabilité, avec un bon état physico-chimique des eaux, et un bon potentiel écologique, compte du fait que les réservoirs sont des milieux artificiels, avec des contraintes de remplissage-vidange. La démarche de modélisation confirme ces résultats et permet même de montrer que les mesures de politique publique qui seront prises à l'horizon 2012 du 9^{ème} programme de l'Agence de l'eau Seine Normandie ne vont pas modifier fondamentalement ces résultats. En effet, les efforts réalisés concernent surtout le traitement des eaux domestiques en stations d'épuration. En amont du barrage, c-à-d en amont du réseau hydrographique, une modification drastique des apports d'azote par la fertilisation agricole et une diminution encore plus drastique du phosphore (à la limite du possible), pourrait conduire à une réelle limitation de la production écologique, situation qui n'est peut-être pas enviable à ce niveau pour conserver la faune piscicole et avicole, parmi les usages récréatifs du réservoir Marne.

1. Introduction

La construction de barrages-réservoirs a, au cours de l'histoire, accompagné la mobilisation des ressources en eau. Les barrages-réservoirs peuvent être définis comme des structures permanentes construites pour "retenir pendant un certain temps, un volume d'eau donné et/ou relever le ligne d'eau du cours d'eau" (Bordes, 2005). Des barrages-réservoirs peuvent être construits dans le lit des rivières (cours permanent ou non) ou en dérivation tels que ceux de la Seine. Les temps de séjour (capacité de stockage par rapport aux flux d'eau entrants) est d'ordre journalier à mensuel ou de saisonnier à inter-annuel. Aucun réservoir interannuel n'a été construit en France (Bordes, 2005). C'est au cours du XX^{ème} siècle que les plus grands barrages ont été construits dans le monde entier, pour des usages variés, représentant toujours un aménagement profond du bassin versant. Il existe dans le monde environ, 45 000 grands barrages réservoirs (barrages > 15 m) d'une capacité totale supérieure 10000 km³, soit environ 5 fois le volume total des rivières du monde (Chao 1995). Le barrage des Trois Gorges (22 Milliards de m³) sur le Fleuve Yangtsé, achevé le 20 mai 2006, est le plus récent des ouvrages "pharaoniques", projet, très controversé qui nécessite le déplacement de plus d'un million de personnes (Beja, 1996).

Les barrages-réservoirs de Champagne en dérivation sur la Marne, la Seine et l'Aube ont une capacité totale de 750 10⁶m³, et sont situés à environ 200 km de Paris. Ils sont les principaux réservoirs du bassin de la Seine, bien que le barrage-réservoir de Pannecièrre-Chaumard sur l'Yonne (80 Mm³) et d'autres réservoirs dans le Morvan (100 Mm³ au total), dont les ouvrages des Settons (23 Mm³), du Crescent, du Bois-Chaumençon méritent d'être mentionnés. Le volume total stocké sur le territoire français avoisine aujourd'hui 12 000 10⁶m³ (Bordes, 2005).

L'IIBRBS (Institution Interdépartementale des Barrages-Réservoirs du Bassin de la Seine) gère la majeure partie de l'eau stockée (830 Mm³ au total) pour la régulation des cours d'eau aval, le soutien des débits d'étiage et l'écrêtement des crues. Si la construction de barrages-réservoirs pour la seule protection des crues est assez marginale en général, compte tenu du coût, les réservoirs de la Seine en sont un exemple assez typique construit suite à la crue de 1910. D'une manière générale, ces réservoirs ont toutefois des rôles multiples. Ceux de la Seine, destinés essentiellement à écrêter les crues hivernales mais aussi à soutenir les débits d'étiage, ont en outre une vocation touristique (baignade, promenade et pêche de plaisance, ornithologie) et désormais une valeur patrimoniale.

Les quantités d'eau stockées dans les réservoirs au moment de la période des soutiens d'étiages (à partir du 1^{er} juillet) demeurent un enjeu majeur, surtout en période sèche, puisque l'eau de la Marne est prélevée à l'aval (Choisy-sur-Marne) pour la fabrication de l'eau potable; la qualité de l'eau est évidemment aussi une préoccupation importante de l'IIBRBS (Rizzoli, 1996), qui prend désormais tout son sens avec la mise en place de la directive cadre sur l'eau (DCE).

Dans le cadre de cette étude, en parallèle avec le développement du modèle Riverstrahler en particulier interfacé avec l'applicatif Seneque qui permet le géoréférencement des contraintes, un applicatif convivial et générique a été élaboré pour les barrages-Réservoirs (**BarMan** pour barrage Manager, Thieu et al. 2006). Cet outil est basé sur le moteur de calcul des modèles anciens (Barman, Barse et Barau pour les réservoirs Marne, Seine et Aube respectivement), permettant de réellement simuler et quantifier le rôle des réservoirs sur les

rivières (exemple de la Marne: Garnier et al. 2000). Outre l'élaboration de l'applicatif, le moteur de calcul a été complètement revu sur le plan des échanges à l'interface eau-sédiment notamment (Thouvenot, 2005; Thouvenot et al., soumis).

Il s'agissait aussi dans ce cadre d'examiner pour le réservoir Marne une série de données récentes incluant les deux dernières vidanges décennales (1993 et 2003) pour appréhender le fonctionnement écologique sur une période assez longue, afin d'anticiper de sa possible évolution. Le réservoir Marne est ici choisi comme exemple, car la Marne est un affluent soumis à d'importantes contraintes anthropiques (agriculture, population).

Au total, l'objectif est ici de comprendre le fonctionnement du réservoir Marne, d'apprécier quantitativement son état et d'explorer son fonctionnement futur, compte tenu des évolutions prévues dans le bassin, à l'horizon 2015 par exemple (horizon de la DCE) .

2. Construction du jeu de données

Dans une perspective de synthèse des données acquises depuis la dernière vidange de 1993 du réservoir Marne, nous avons autant que possible rassemblé les données hydrologiques et de qualité de l'eau de 1992 à 2005. Les données acquises sur les sédiments ont été également analysées.

2.1. Les données hydrologiques

Les données hydrologiques proviennent toutes de l'IIBRBS (D. Amont Moreau, G. Villon, Comm. Pers.). Il s'agit de la pluviométrie, des débits en amont (Marne et Blaise) et en aval du réservoir, ainsi que des volumes et débits dérivés et restitués, (Tableau 1).

2.2. Le qualité de l'eau et des sédiments

Les données de qualité de l'eau des rivières à l'amont, à l'aval et dans les réservoirs pour les années 1993, 1994 et 1995 proviennent du programme PIREN-Seine (Garnier et al., 1998; Garnier et al., 1999; Garnier et al., 2000), (Tableau 1). Les autres données de qualité nous ont été fournies par l'IIBRBS (D. Amont Moreau, M. De Clercq, M. Bourcier, Comm. Pers), (Tableau 1). Certaines données ont été extraites de la base de données élaborées au sein du programme Piren-Seine, ou à partir du RNB et des données propres à cette étude.

Concernant les sédiments, deux campagnes de carottage ont été effectuées dans le cadre du programme Piren-Seine, i) au cours de la période du travail de thèse de Nathalie Sanchez (1997, période 1993-1996) et en 2003. Outre le carbone, des analyses de phosphore total et d'azote total ont été effectuées. Des données du Bureau d'étude Aquascope (2002) fournies par l'IIBRBS ont été aussi analysées en comparaison.

Au total, les efforts déployés ont permis d'obtenir un jeu de données presque complet; il apparaît que des données de qualité manquent encore pour la Marne à l'aval du réservoir en 2005, qui normalement existent dans le RNB, mais qui ne sont pas disponibles.

Tableau 1. Constitution et contenu du jeu de données du réservoir Marne entre 1992 et 2005

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Hydrologie														
Pluviométrie	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Débits rivières amont	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Débits rivières aval	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Débits dérivés/ restitués	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Volume	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Qualité des Rivières amont														
Chla	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
DSi	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
MES	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
PO ₄ ³⁻	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
P-tot	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Qualité de la Rivière aval														
Chla	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
DSi	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
MES	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
PO ₄ ³⁻	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	
P-tot	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Qualité du Réservoir														
Chla	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DSi	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
MES	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
PO ₄ ³⁻	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
P-tot	-	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
O2	x	x	x	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Qualité de la Restitution														
Chla	x	x	x	x	x	x	-	-	x	x	x	x	x	-
DSi	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
MES	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	-
PO ₄ ³⁻	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
P-tot	-	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
O2	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x

3. Caractéristiques morphologiques et hydrologiques du réservoir Marne de 1992 à 2005

3.1. Caractéristiques morphologiques

Le bassin amont de la Seine comporte trois réservoirs principaux, les réservoirs Seine, Marne et Aube, en dérivation sur les rivières de même nom. L'occupation du sol des bassins amont est essentiellement agricole et forestière (Figure 1). Les surfaces en eaux des réservoirs sont évidemment très faibles, de l'ordre de 0.1 % du territoire du bassin versant de la Seine.

Alors que le Réservoir Seine comprend un bassin unique, avec un canal de dérivation situé près du canal de restitution, les Réservoirs Marne et Aube sont "composés" de deux bassins.

Le réservoir Marne englobe les anciennes installations du réservoir de Champaubert-aux-Bois (datant de 1938), initialement en dérivation sur la Blaise (Figure 2). La communication est libre et le niveau constant entre les deux lacs. La sortie du réservoir Marne (comme celles des deux autres mentionnées ici) est effectuée par le fond. Les profondeurs moyennes sont faibles: 3.5 – 4.5 m pour le petit lac de Champaubert et de 8 - 10 m pour le grand Lac de Der au niveau maximum de remplissage. Les parties les plus profondes atteignent 15 - 20 m au droit des restitutions.

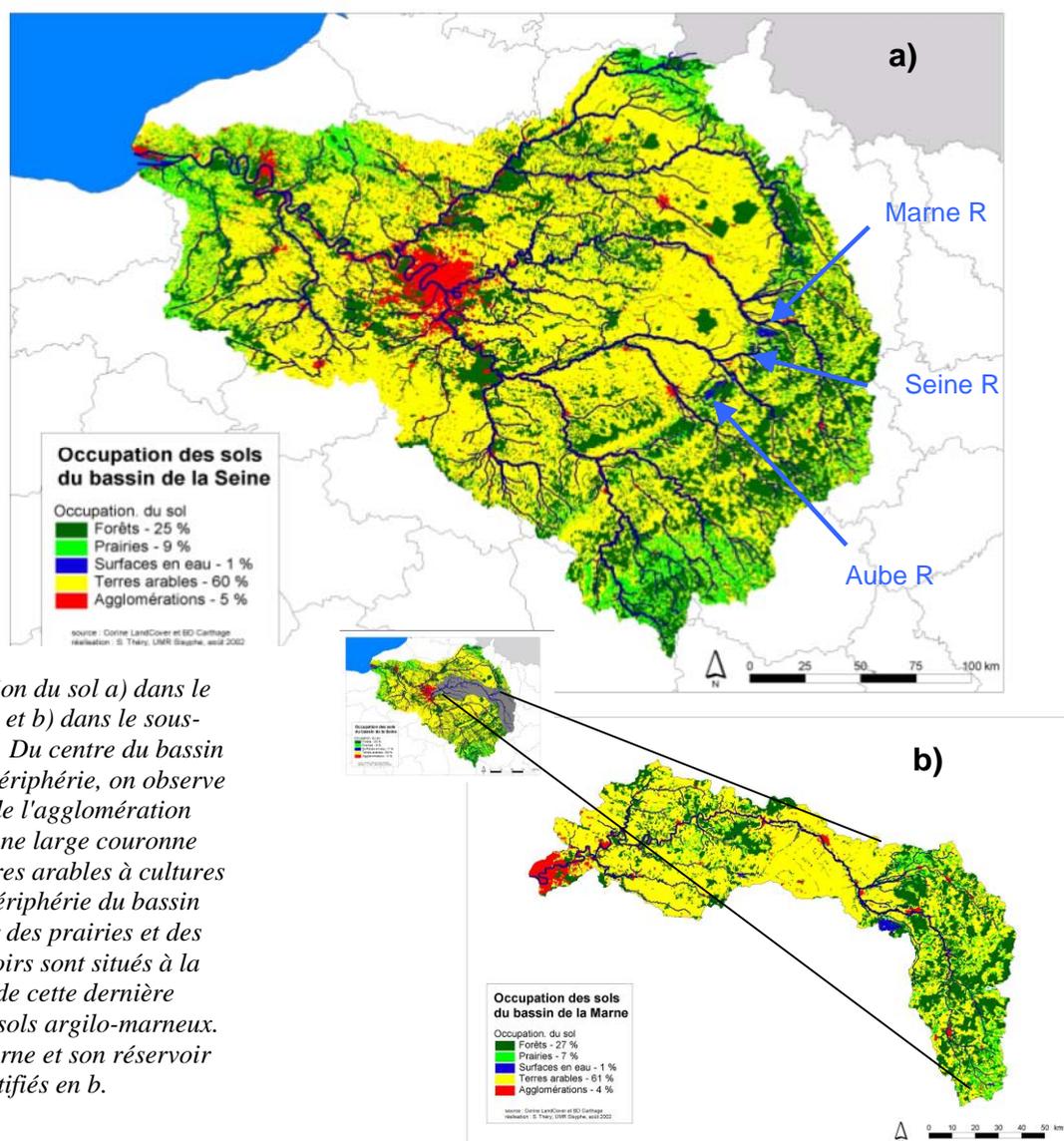


Figure 1. Occupation du sol a) dans le bassin de la Seine et b) dans le sous-bassin de la Marne. Du centre du bassin de la Seine vers la périphérie, on observe la zone urbaine de l'agglomération parisienne, puis une large couronne occupée par des terres arables à cultures industrielles, la périphérie du bassin étant dominée par des prairies et des forêts. Les réservoirs sont situés à la limite centrale de cette dernière couronne, dans les sols argilo-marneux. Le bassin de la Marne et son réservoir sont identifiés en b.

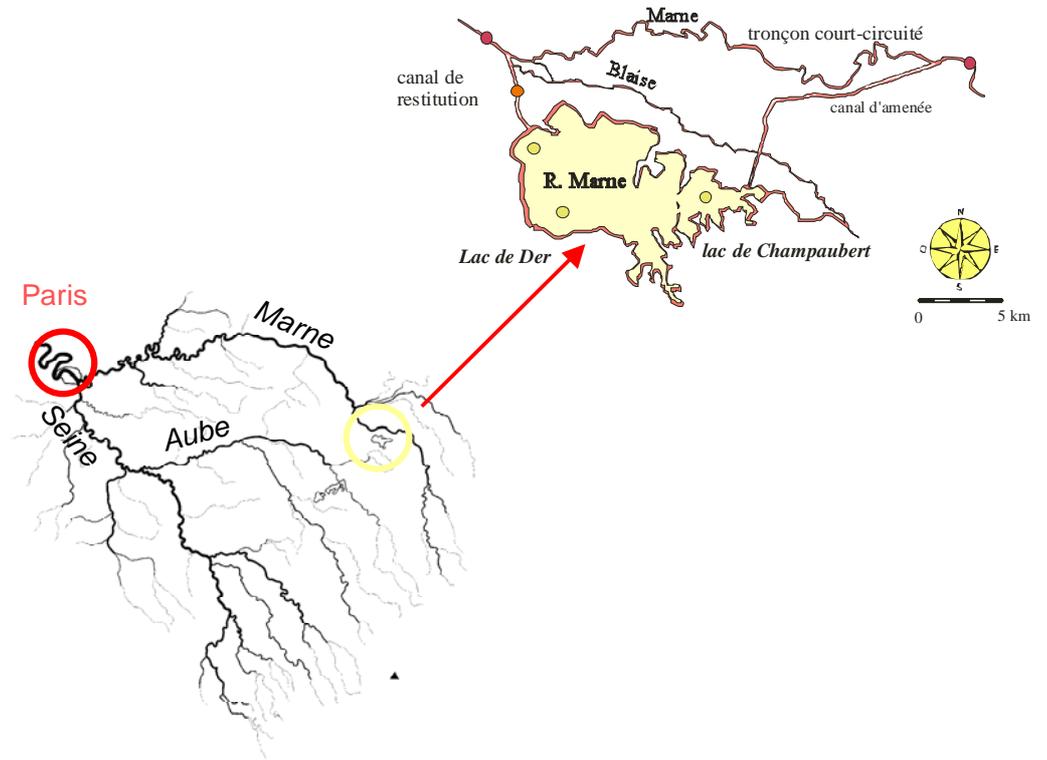


Figure 2. Situation du réservoir Marne dans le réseau hydrographique simplifié. Contour du réservoir Marne en relation avec les rivières et localisation des stations de prélèvements.

3.2. Caractéristiques hydrologiques

La Marne a un régime pluvio-océanique avec une densité des pluies maximales en fin d'automne-début d'hiver (novembre-janvier) mais aussi selon les années en fin de printemps (mars) et en été (juillet-août), (Figures 3 & 4). En conséquence, les deux périodes, hivernale *-de novembre à avril-* et estivale *-de mai à octobre-* sont assez peu différentes en terme de pluviométrie. La pluie estivale, peu efficace en terme de débit, en raison de la couverture végétale et de l'évaporation étant parfois même supérieure en été (Figure 4a: année 1992, 2004 et 2005). La période hivernale correspond au cycle hydrologique de remplissage du réservoir (cf. le maximum des débits dérivés, et la pente maximale d'augmentation du volume du réservoir), avec des "hivers" plutôt secs en 1992-1993, 1995-1996, 2003-2004 et 2004-2005 (ainsi que le dernier hiver 2005-2006 pour lequel toutes les données n'ont pas été analysées).

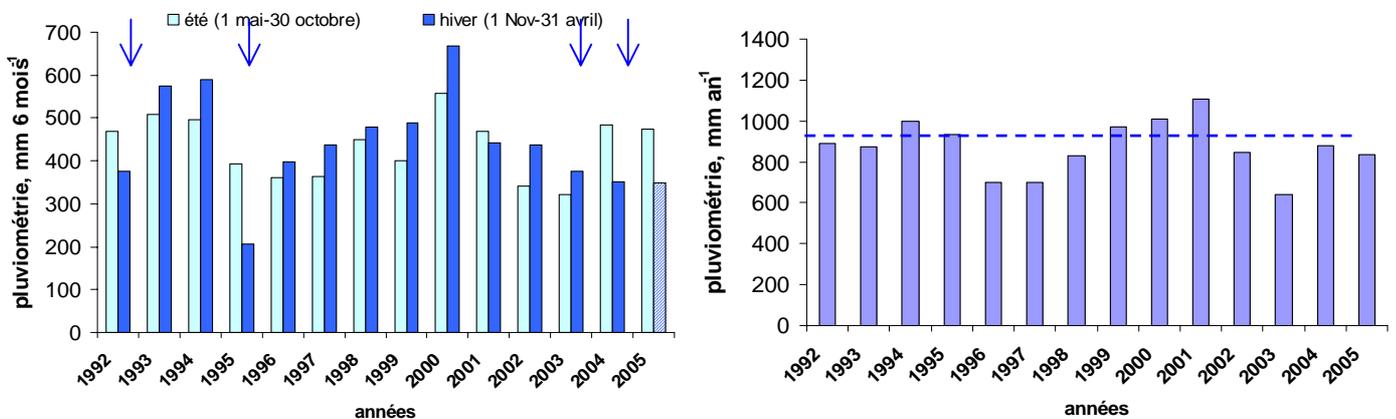


Figure 3. Pluviométrie dans le périmètre du réservoir Marne de 1992 à 2005. a) Pour les périodes "hivernales" et "estivales" et b) pour les années "civiles". Les flèches indiquent les hivers plutôt secs.

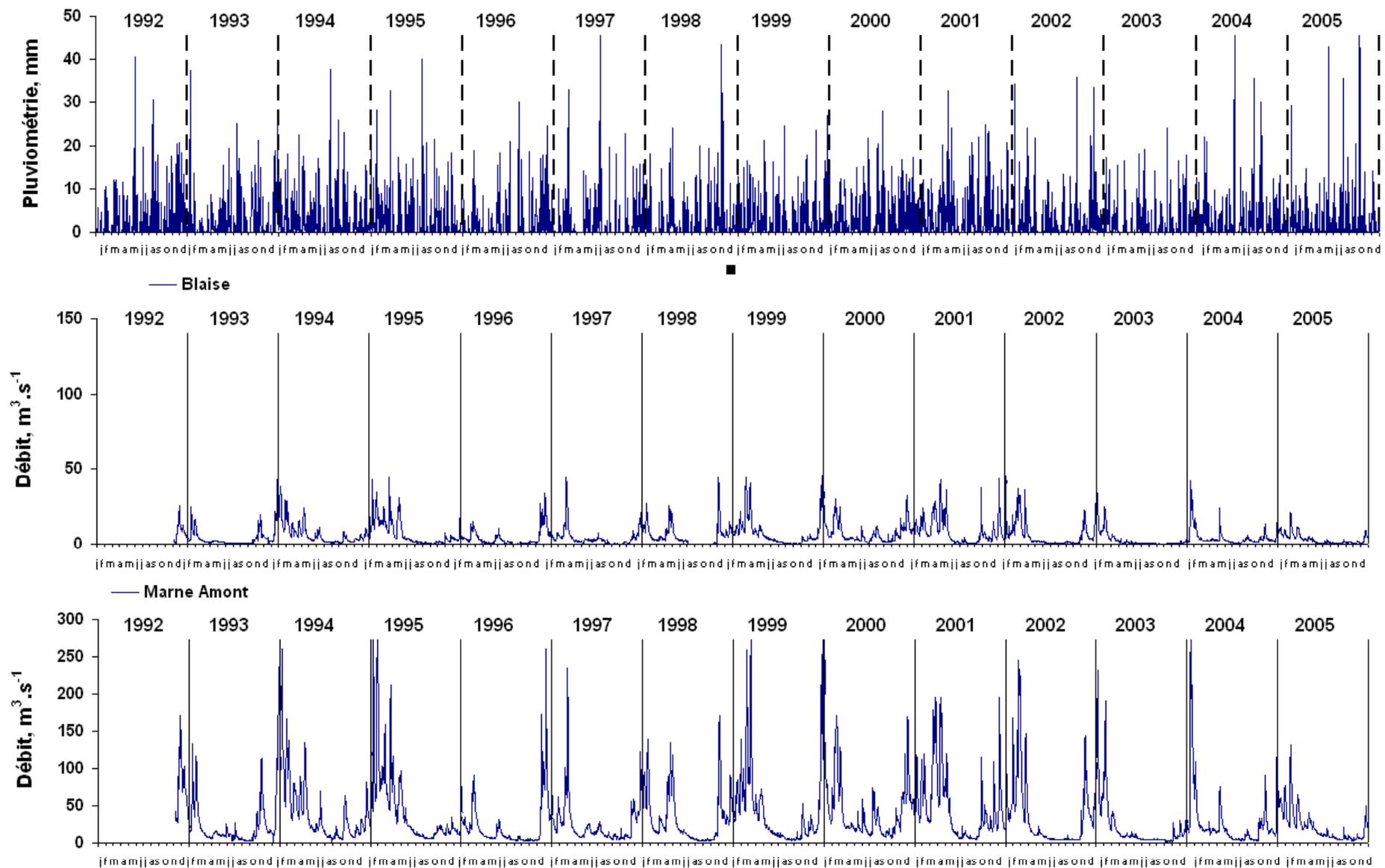


Figure 4. Variations saisonnières et interannuelles, de 1992 à 2005, de la pluviométrie et des débits des rivières à l'amont du réservoir Marne.

La figure 3b fait apparaître les alternances années humides-années sèches, les années 2000 et 2001 ayant été particulièrement humides, avec plus de 1000 mm de pluie par an contre, 700 mm de pluie par an pour les deux années 1996 et 1997, les plus sèches globalement. Si l'on rappelle que l'année 1991 a été également sèche, il semble que les oscillations soient régulières avec une période de 5-6 ans.

Les débits de la Marne et de la Blaise à l'amont du réservoir varient respectivement de 1.6 à 426 m³ s⁻¹ et de 0.1 à 45.4 m³ s⁻¹, avec des maximums de débit en hiver et des minimums en été (cf. Figure 4). La comparaison des figures 5a et 4b montrent que les années de faible pluviométrie (en moyenne annuelle par rapport à la moyenne inter-annuelle) correspondent bien aux années des faibles débits. Les valeurs de débits sont toutefois plus souvent et plus largement en dessous de la moyenne que les valeurs de pluviométrie, cf. 1992-1993, 1996-1998, 2002-2005 (Figure 5a, b); d'une manière générale, le niveau de remplissage des nappes et le degré d'alimentation des rivières par les nappes constituent un autre facteur de régulation des rivières à l'aval des réservoirs.

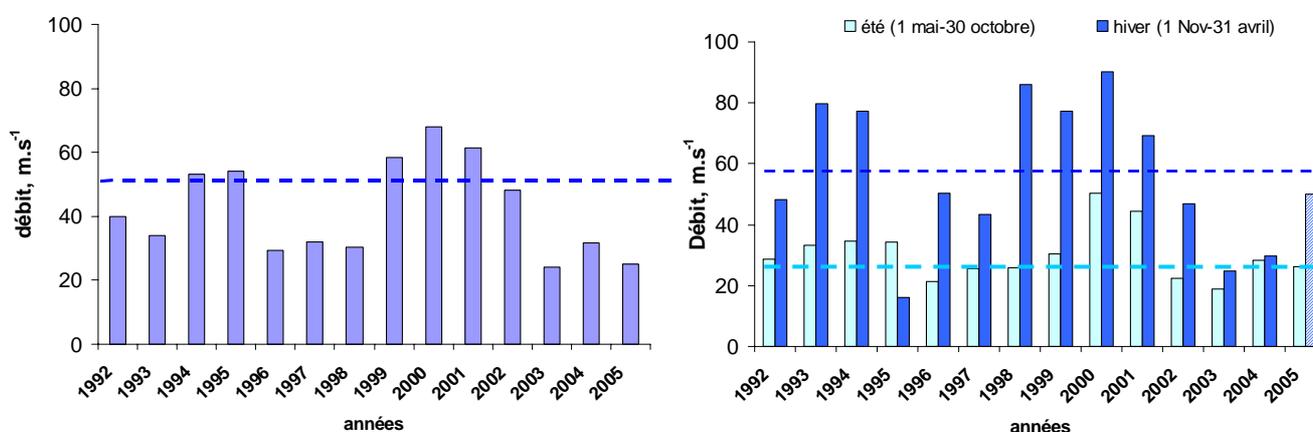


Figure 5. Débit moyen à l'aval du réservoir Marne de 1992 à 2005. a) pour les années "civiles" la moyenne interannuelle est indiquée par une ligne en pointillé, b) pour les périodes "hivernales" et "estivales", les moyennes interannuelles estivales et hivernales étant indiquées par les couleurs correspondantes

En considérant les moyennes des périodes hivernales et des périodes estivales, les deux séries pluriannuelles 1996-1998 et 2002-2005 ont présenté des débits inférieurs à la moyenne (Figure 5b).

Les règlements d'eau sont définis de manière à remplir les réservoirs pour soutenir l'étiage estival tout en respectant une courbe théorique des objectifs de remplissage et de vidange, ce qui conduit à des courbes de variations du volume de formes semblables d'une année à l'autre, sauf en périodes de vidange décennale (1993 et 2003), pendant lesquelles le volume d'eau du réservoir est maintenu à une plus faible valeur ($< 300 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, Figure 6a). Le volume total annuel dérivé et restitué s'équilibre donc, avec une moyenne de $410 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}$ avec des valeurs extrêmes d'environ $610 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}$ (en 2001) et avoisinant 250 et $300 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}$ (en 2003 et 1993). Le soutien d'étiage est défini par rapport au débit de la Seine à Paris. Les dérivations ont lieu essentiellement pendant la période hivernale (en moyenne inter-annuelle : $750 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}$) et les restitutions en période estivales (en moyenne inter-annuelle : $525 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}$). Toutefois environ $100 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ sont encore dérivés en mai et juin et $300 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ sont restitués en hiver afin de respecter la courbe théorique de ces hivers pluvieux; une stratégie de dérivation-restitution est soigneusement élaborée, entre les différents réservoirs de la Seine, pour éviter les inondations de Paris (Figure 6b: cf. 1994 et 1995 vs. 1996 et 2000 et 2001 vs. 2003, 2004, 2005).

Le réservoir joue au total un rôle tampon, les crues étant stockées temporairement, puis restituées pour absorber la suivante. En saison sèche, afin de maintenir le débit d'étiage prolongé en automne, les restitutions apparaissent plus faibles en été et ainsi réparties jusqu'en fin d'automne. Lors des années de vidange (1993 et 2003), les restitutions sont plus précoces pour permettre la réalisation des travaux avant l'arrivée des premières pluies automnales. La régulation des débits par le réservoir contribue à ce que les débits de la Marne à l'aval du réservoir varient dans une amplitude bien plus faible que ceux de l'amont de 5.4 à $213 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Figure 6c).

Les temps de séjour dans les réservoirs, calculés comme le rapport entre le volume moyen annuel et le débit entrant annuel sont de l'ordre d'une demi-année (Tableau 1). Les temps de séjour sont évidemment plus courts en années humides (1999, 2001, mais aussi 1995) qu'en années sèches (1996 et 1997 et depuis 2002, cf. 2005 notamment).

Tableau 2. Temps de séjour moyen des eaux dans le réservoir Marne (les lacs de Champaubert et de Der, sont considérés comme un seul lac).

	Volume d'eau 10^6 m^3	Débit dérivé $10^6 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}$	Temps séjour an
1993	139.7	289.5	0.48
1994	224.3	489.5	0.46
1995	216.6	456.5	0.47
1996	192.3	349.1	0.55
1997	210.3	357.9	0.59
1998	215.3	477.5	0.45
1999	200.0	610.1	0.33
2000	178.2	406.8	0.44
2001	196.5	587.0	0.33
2002	168.1	296.7	0.57
2003	122.0	243.2	0.50
2004	199.7	366.5	0.54
2005	205.1	354.1	0.58

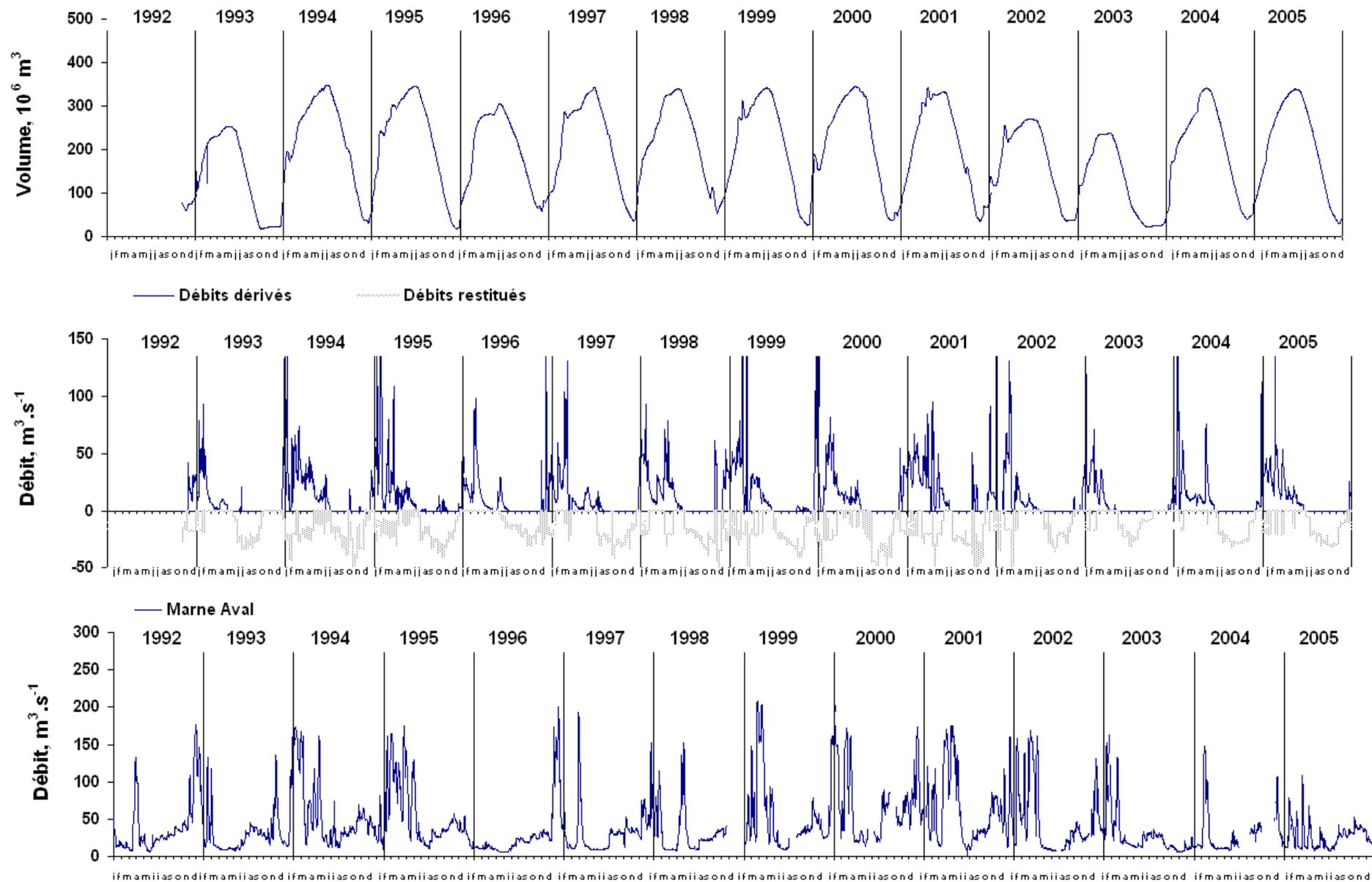


Figure 6. Variations saisonnières et interannuelles, de 1992 à 2005, du volume du réservoir Marne du débit de la Marne à l'aval du réservoir, des débits dérivés et restitués, et des débits de la Marne à l'aval du réservoir.

4. Caractéristiques écologiques du réservoir Marne

4.1. Variations inter-annuelles des principales variables de la qualité de l'eau

Les variations saisonnières des variables de la qualité de l'eau ont un comportement différent dans les rivières et les réservoirs mais présentent les mêmes tendances d'une année à l'autre.

Dans le réservoir, la diminution des concentrations en nitrate est régulière dès le début de l'hiver, de 6-8 mgN.L⁻¹ à des concentrations très faibles, inférieures à 1 mgN.L⁻¹ (Figure 7). La dénitrification, plus que l'utilisation par la biomasse phytoplanctonique, est à l'origine de cette diminution d'azote (Sanchez, 1997; Garnier et al., 1999, 2000). L'ammonium augmente en été en période de forte minéralisation de la matière organique (Figure 7). Ces variations sont reproductibles d'une année à l'autre, dans chacun des réservoirs (Figure 7).

Dans la rivière, la dénitrification apparaît malgré l'approvisionnement continu en eau, par le débit d'amont et par les nappes aquifères. Dans la Marne, à l'amont du réservoir, les valeurs en ammonium semblent avoir significativement augmenté à partir de 1999 surtout, ce qui pourrait être lié à une augmentation d'apports ponctuels en amont de la prise d'eau, tout autre apport, plus diffus, n'étant pas exclu (Figure 7).

D'une manière générale, les concentrations en phosphates sont plus faibles dans le réservoir que dans la rivière tant à l'amont qu'à l'aval. Dans le réservoir, les phosphates sont utilisés par le phytoplancton dès le printemps et sont maintenus à des concentrations limitantes (<5µgP.L⁻¹); les valeurs constantes des phosphates montrent toutefois les limites du seuil de détection de la méthode, différentes après l'étude du PIREN-Seine de 1993 à 1995. Pour ce qui concerne le phosphore total, celui des réservoirs n'a pas été mesuré depuis 1995.

Dans les rivières, des valeurs de phosphore total ont été trouvées dans la base de données du RNB (Réseau National de Bassin); ces valeurs, généralement mesurées sur les "eaux brutes", sont parfois inférieures aux phosphates dissous, ce qui montre que l'échantillonnage des particules n'est pas correctement réalisé à partir d'une "eau brute". D'une manière générale, les valeurs en phosphore total sont de l'ordre de 80 µgP l⁻¹ variant dans une large gamme d'environ 10 à 700 µgP l⁻¹, celles en phosphates étant d'environ 50 µgP l⁻¹ (de 5 à 400 µgP l⁻¹ au maximum), parfois limitantes pour la croissance algale (Garnier et al., 2005).

Dans les réservoirs, la silice dissoute *-incorporée par les diatomées sous une forme biogénique-* décroît régulièrement de 4 à moins de 1 mgSi.L⁻¹ au printemps; le stock se reconstitue partiellement en été et diminue à nouveau à l'automne au moment du second développement de diatomées (Figure 9). Cette tendance est particulièrement visible sur les données récoltées (1993-1995) par le programme PIREN-Seine à une fréquence suffisante. Dans les rivières, les tendances sont les mêmes mais moins marquées en raison des apports diffus apporté par le débit latéral. Il semble que les concentrations en silice soient plus faibles par bas débit (2004 et 2005), (Figure 9). Notons en 2004, des valeurs élevées en rivière (Marne amont) qui, sauf problème analytique pourraient être liées à une pointe de crue printanière; les données de la Marne à aval montrent une même tendance.

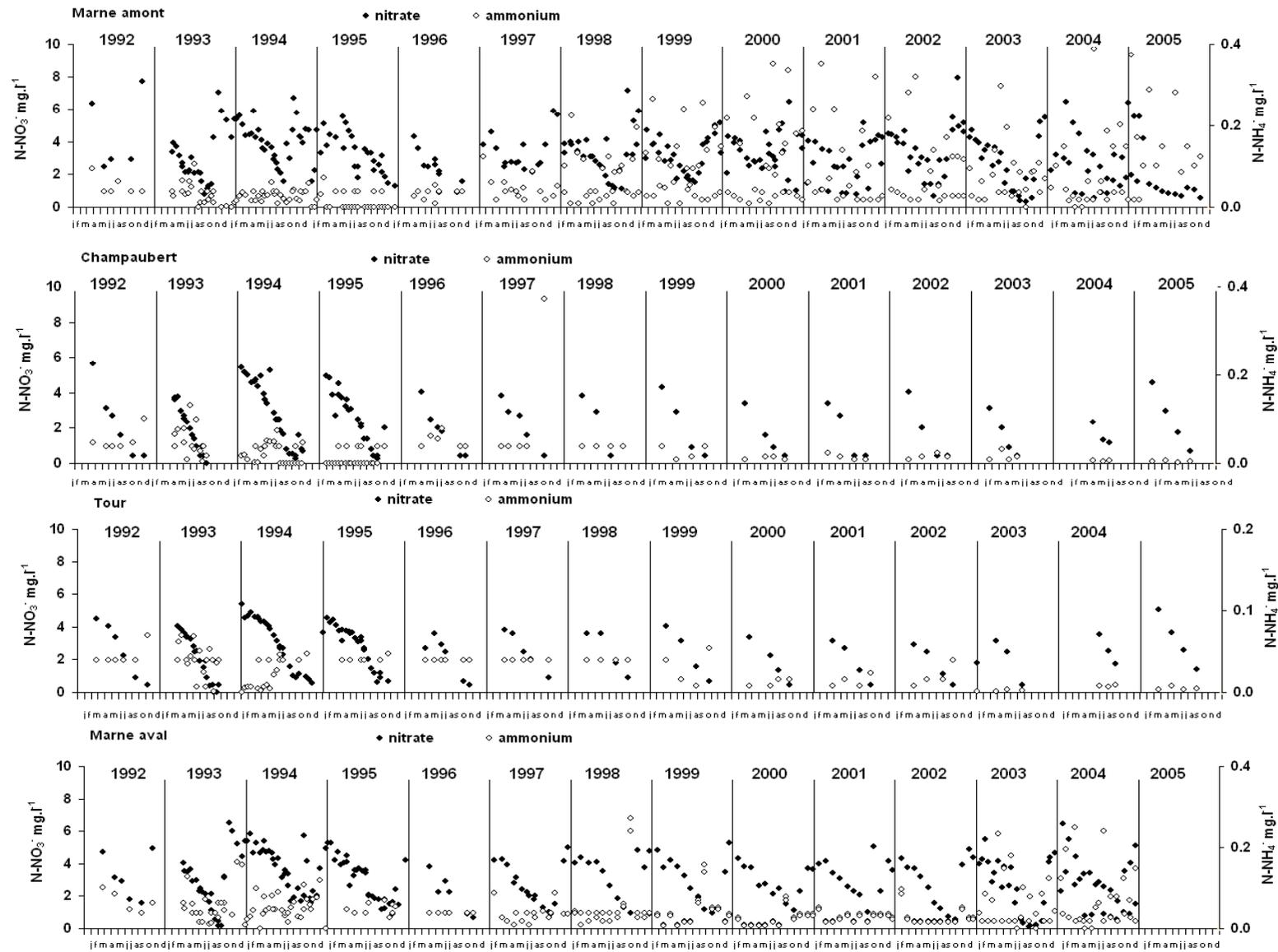


Figure 7. Variations inter-annuelles des concentrations en nitrate et en ammonium dans la Marne à l'amont, dans le réservoir (aux stations de Champaubert et Toue) et à l'aval de la restitution en Marne de 1992 à 2005.

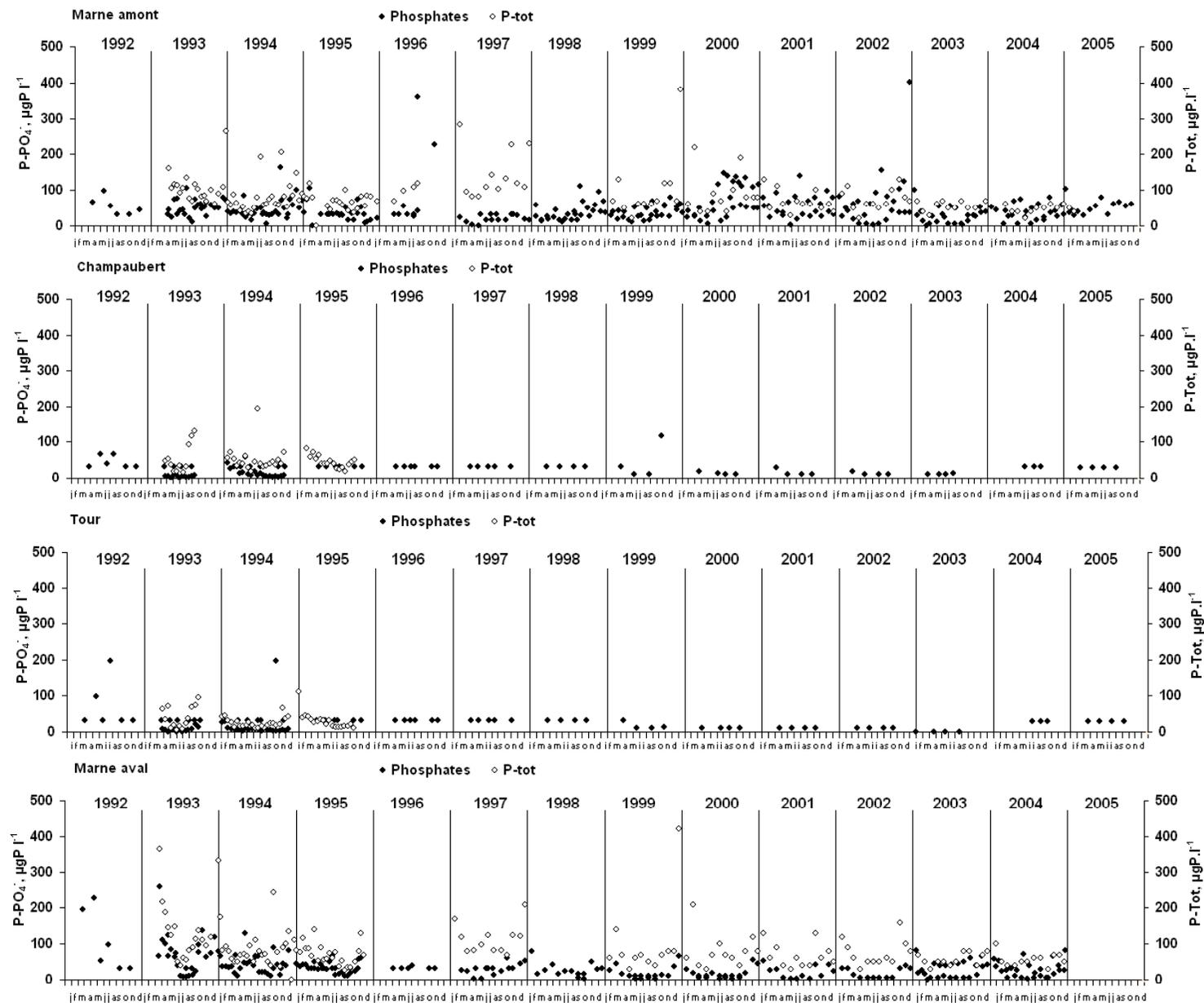


Figure 8. Variations inter-annuelles des concentrations en phosphate et en phosphore total dans la Marne à l'amont, dans le réservoir (aux stations de Champaubert et Tour) et à l'aval de la restitution en Marne de 1992 à 2005. Pour le phosphore total, il semblerait que les analyses n'aient pas été poursuivies après la phase d'étude fine par le Piren-Seine de 1993 à 1995 (Garnier et al., 1998; 1999, 2000).

Dans le réservoir, le phytoplancton présente généralement deux phases de développement: une au début du printemps (février à avril: 10 à 15 $\mu\text{g chl}a.L^{-1}$) dominée par des diatomées, l'autre en fin d'été, voire en automne, composée d'une population mixte de Chlorophycées et de diatomées notamment (20 à 80 $\mu\text{g chl}a.L^{-1}$), (Figure 10). Les niveaux de biomasse phytoplanctonique sont plus élevés dans le petit bassin amont du réservoir Marne (lac de Champaubert) que dans les grands lacs à l'aval. Ceci est dû, en fin de période de vidange, à la diminution du volume par rapport à la surface, favorisant un recyclage des nutriments à l'interface eau-sédiment, phénomène particulièrement visible en vidange décennale ((Figure 10).

Dans la rivière, le développement du phytoplancton est caractérisé par des biomasses plus élevées, intervenant après la diminution du débit hivernal (Figure 10). La date d'apparition de ce bloom algal et son intensité dépend de l'année hydrologique, c'est-à-dire dès le printemps en année sèche comme 1993, plus tardif en 1994 en raison d'un débit élevé jusqu'en mai, et repoussé en automne en 1995, en raison des débits estivaux maintenus élevés. Cette dynamique est spatio-temporelle et est le résultat d'un compromis entre le temps de séjour des eaux dans la rivière et le temps de génération des organismes, plus faibles en été aux températures élevées, variant aussi en fonction des espèces (Cf. Garnier et al., 1995).

Il est important de signaler que les données disponibles ne permettent pas d'effectuer des bilans comme nous l'avons fait pour les années 1993, 1994 et 1999. Toutefois compte tenue des tendances observées (figures 7 à 11), il ne semble pas que les résultats puissent être différents (cf Garnier et al., 1999). L'élimination de l'azote par dénitrification est une dominante du fonctionnement du réservoir Marne, 40 % du flux entrant; le réservoir constitue aussi à travers l'activité phytoplanctonique un site de stockage de la silice dissoute (50 % des flux entrants) et des phosphates (60 % des flux entrants), mais en exportant la biomasse algale, il exporte en retour la silice sous une forme particulière (environ 50 à 80 %).

Les variations des concentrations en oxygène de la Marne à l'amont et à l'aval du réservoir présentent des oscillations été-hiver, avec des valeurs plus élevées en hiver, conformément aux variations de la saturation, plus importantes aux plus hautes températures (Figure 11). La dispersion peut être liée à l'heure de la mesure, surtout au moment des blooms phytoplanctoniques. En effet, l'oxygénation d'un milieu aquatique est la résultante des processus écologiques, principalement la photosynthèse et la respiration (minéralisation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes, respirations des organismes) et de la ré-aération. La photosynthèse étant typiquement un processus diurne, des mesures effectuées en début de matinée et une autre en début d'après midi peuvent être très différentes, plus de 100 % selon la charge en matière organique, autochtone ou allochtone.

Dans les réservoirs, les amplitudes sont plus marquées, la colonne d'eau étant sous-saturée en automne, quand le réservoir se vide. La diminution du volume d'eau par rapport à la surface d'échange eau-sédiment contribue au recyclage de la matière organique sédimentée au cours de l'été et des éléments nutritifs qui produisent alors de la matière organique nouvelle, au total plus consommatrice que productrice d'oxygène dans ces conditions.

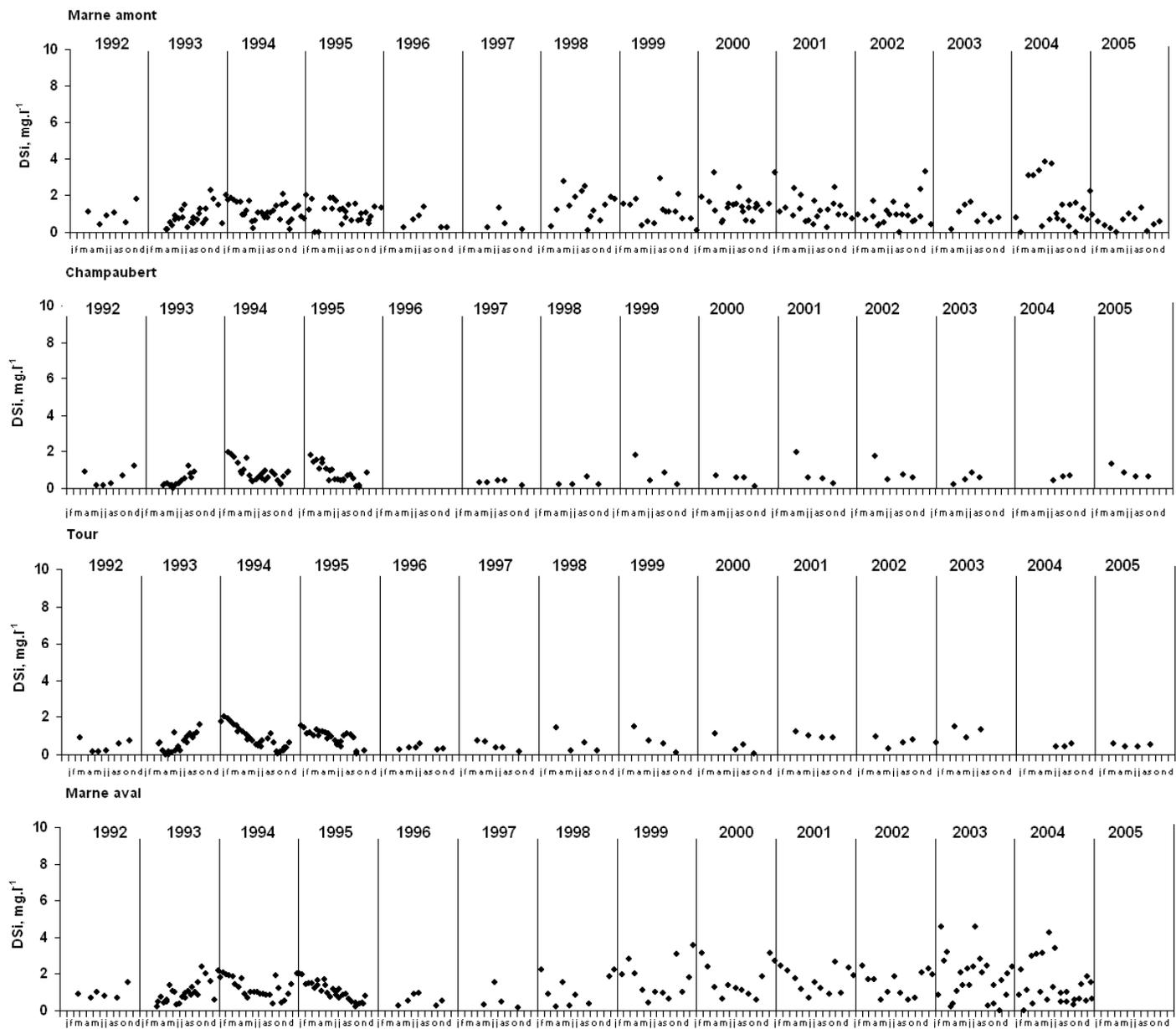


Figure 9. Variations inter-annuelles des concentrations en silice dissoute (DSi) dans la Marne à l'amont, dans le réservoir (aux stations de Champaubert et Digue) et à l'aval de la restitution en Marne de 1992 à 2005.

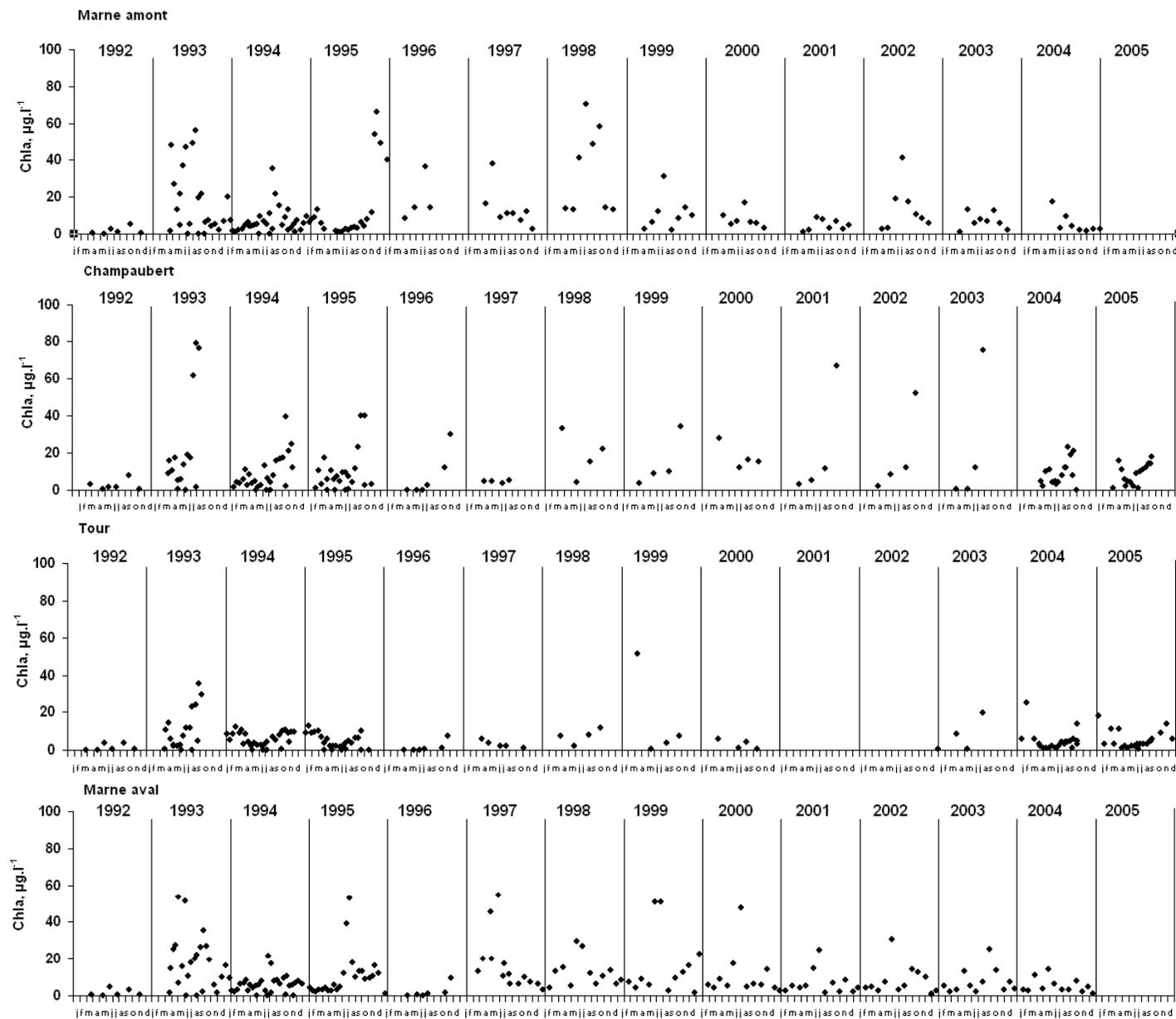


Figure 10. Variations inter-annuelles des concentrations en chlorophylle a, considérées comme un estimateur de la biomasse phytoplanctonique, dans la Marne à l'amont, dans le réservoir (aux stations de Champaubert et Digue) et à l'aval de la restitution en Marne de 1992 à 2005.

Concernant les matières en suspension dans la Marne à l'amont du réservoir, les teneurs sont généralement assez faibles, en moyenne de 10 mg.l⁻¹, mais peuvent atteindre des valeurs supérieures à 100 mg.l⁻¹ en période de crue (Tableau 3). Les valeurs sont en moyenne plus élevées à l'aval du réservoir, 22.3 mg.l⁻¹, avec un maximum à 260 mg.l⁻¹ (Figure 11). Il est peu probable que cette augmentation soit complètement liée à l'apport de réservoir puisque la valeur moyenne des eaux de restitution est de 13.1 mg.l⁻¹ (97 mg.l⁻¹ au maximum), un peu plus élevée que les moyennes dans la colonne d'eau du réservoir (8.5, 8.6 et 9.2 mg.l⁻¹ aux stations de Champaubert, Digue et Tour, cf. Tableau 3). S'il semble que la Blaise, plus chargée en matière en suspension puisse constituer une source pour la Marne à l'aval du réservoir, l'augmentation peut aussi être attribuée à un apport entre les deux stations, à la fois par la ville de St Dizier (effluents domestiques ou autres), mais aussi par l'érosion des berges du tronçon régulé de la Marne, entre la dérivation et la restitution. Ces différents facteurs ne peuvent, en l'état actuel de nos connaissances, être hiérarchisés.

Tableau 3. Valeurs moyennes et maximales, toutes années confondues, des variables de qualité de l'eau dans les rivières Marne et Blaise et aux différentes stations du réservoir Marne.

		temp. °C	pH	MES mg/l	DBO mg/L	DCO mg/l	O2 mg/l	COP mgC/l	N-NH4 mgN/l	N-NO2 mgN/l	N-NO3 mgN/l	Si mg/l	P-tot µgP/l	P-PO4 µgP/l	Chla µg/l	phéo µg/l
Marne amont	moy	13.2	8.0	10.7	2.7	14.2	10.5	1.3	0.1	0.0	3.2	1.1	87.2	47.0	11.8	2.8
	max	24.4	8.8	135.0	6.6	37.0	14.6	4.2	0.8	0.1	7.9	3.8	660.0	401.4	70.3	14.9
Blaise amont	moy	12.3	7.9	13.1	2.6	11.5	10.6	1.1	0.1	0.0	4.4	1.6	85.0	55.6	3.9	2.2
	max	20.9	8.6	309.0	4.7	24.0	16.5	8.6	1.2	0.1	10.0	4.1	417.9	189.3	21.6	9.0
Marne aval	moy	13.4	7.9	22.4	2.9	14.9	10.0	1.4	0.1	0.0	2.9	1.3	84.9	34.6	10.4	3.2
	max	24.7	8.9	260.0	8.6	33.0	14.2	6.5	0.6	0.0	6.5	4.6	420.0	259.8	54.5	40.0
Champaubert	moy	17.2	8.0	8.5	3.9		10.6	1.4	0.0	0.0	2.3	0.7	50.1	23.6	11.8	3.2
	max	26.1	8.9	42.5	5.2		17.0	3.9	0.4	0.1	5.6	2.0	193.8	117.5	78.7	14.0
Digue	moy	16.6	7.9	8.6	3.2		10.1	1.1	0.0	0.0	2.8	0.8	35.1	20.1	6.5	1.9
	max	27.1	8.5	65.0	4.6		15.2	0.0	0.1	0.0	19.0	1.9	116.0	36.5	70.4	9.4
Tour	moy	15.5	8.0	9.2	3.7		10.1	1.0	0.0	0.0	2.6	0.7	30.9	22.9	5.7	1.9
	max	26.8	8.6	138.7	4.5		15.2	3.3	0.1	0.1	5.4	2.0	112.0	195.8	51.8	9.9
Restitution	moy	15.0	8.0	13.1	2.0		10.8	0.9	0.1	0.0	2.1	0.8	30.5	28.4	7.8	2.0
	max	25.4	8.6	97.0	2.1		22.7	2.6	0.9	0.1	5.3	4.0	120.3	215.4	61.8	12.1

Le réservoir est également un site de dépôt de la matière en suspension mais la fraction retenue était assez variable (entre 20 et 70 % selon les conditions hydrologiques). Avec des variations du bilan hydrique moyen annuel entre 250 et 600 10⁶ m³ s⁻¹ (410 10⁶ m³ s⁻¹), et flux de matières en suspension qui sédimentent rapidement, dès l'entrée du réservoir, un facteur de 2 à 3 n'est pas surprenant.

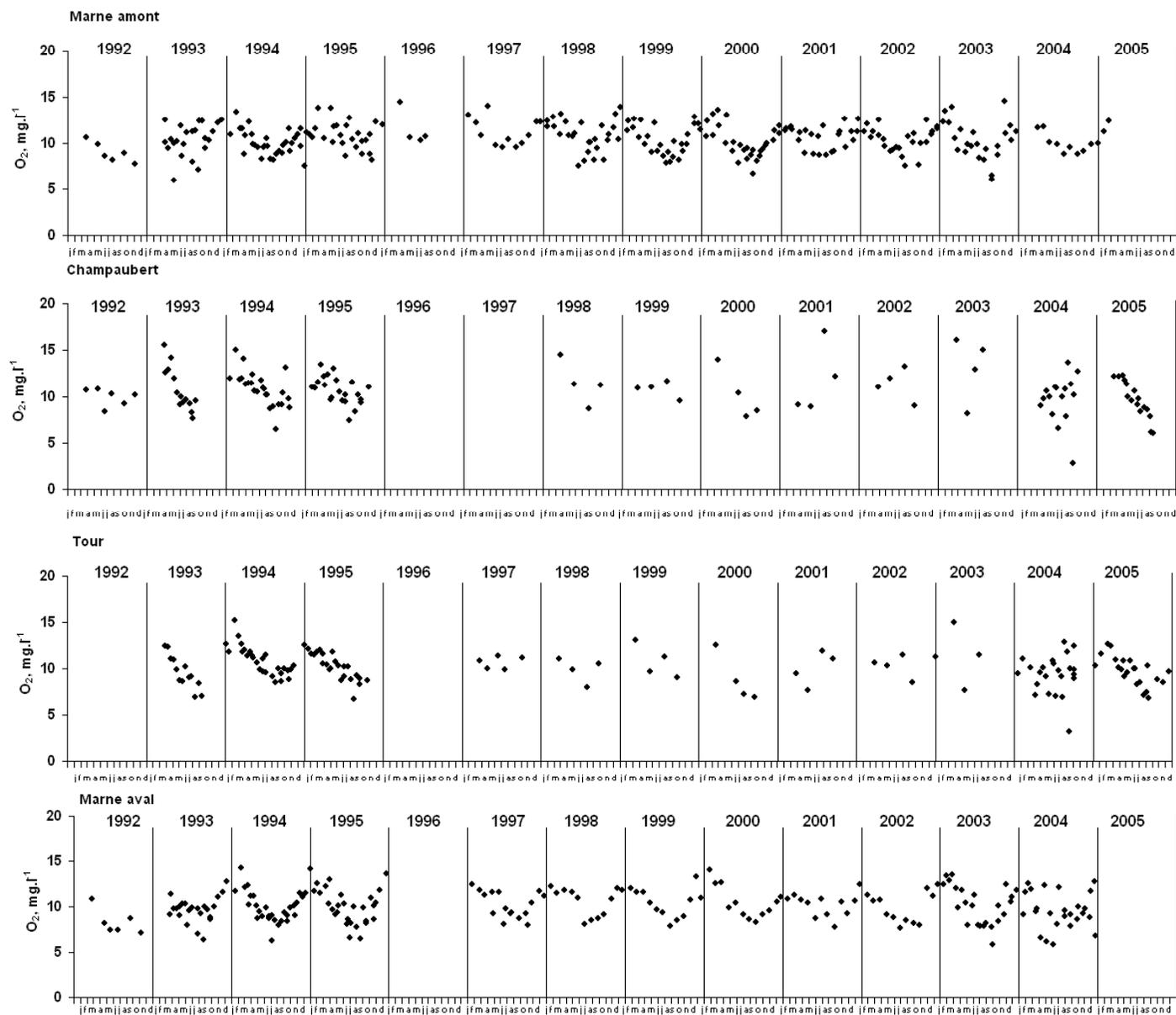


Figure 11. Variations inter-annuelles des concentrations en oxygène dissous dans la Marne à l'amont, dans le réservoir (aux stations de Champaubert et Digue) et à l'aval de la restitution en Marne de 1992 à 2005.

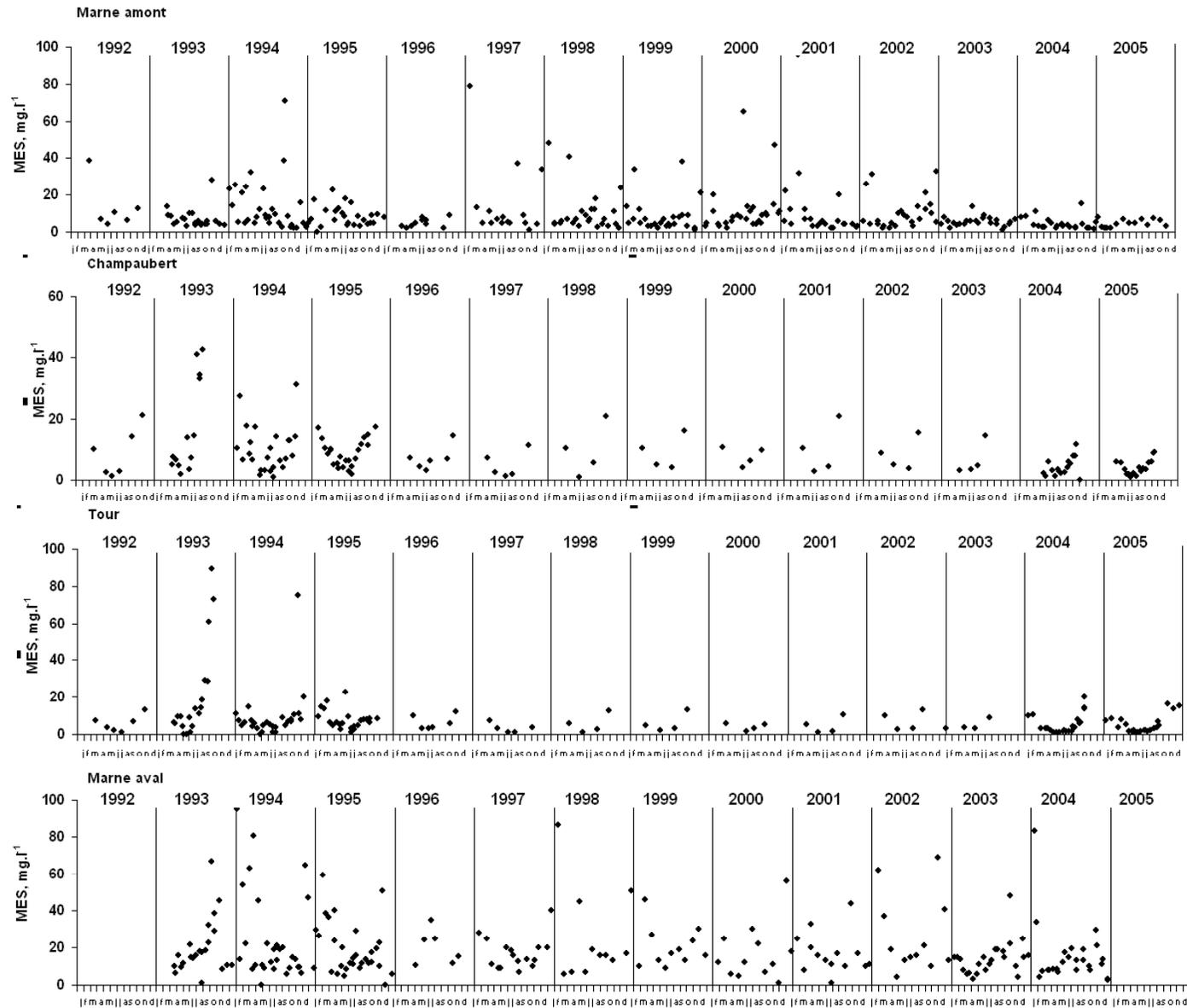


Figure 12. Variations inter-annuelles des concentrations en matières en suspension dans la Marne à l'amont, dans le réservoir (aux stations de Champaubert et Digue) et à l'aval de la restitution en Marne de 1992 à 2005.

4.2. Qualité de l'eau en vidange décennale

Inévitablement, la vidange décennale conduit dans le réservoir, surtout dans le petit lac de Champaubert, à une eutrophisation progressive du volume d'eau restant, en raison du rapport surface/volume qui augmente considérablement et favorise le recyclage interne (cf. Ci-dessus). Alors que la biomasse phytoplanctonique est plus élevée en année de vidange, les concentrations en éléments nutritifs sont en moyenne plus faibles (Tableau 4 a et b). Si la diminution du nitrate peut être liée à un prélèvement par les algues phytoplanctoniques, une dénitrification accrue peut également expliquer les plus faibles valeurs moyenne en vidange décennale. Les vidanges décennales conduisent en outre à un léger accroissement de l'ammonium dans le réservoir, la matière organique accumulée étant dégradée sur place, dégradation consommatrice d'oxygène.

Dans le lac de Champaubert, ces effets en cascade peuvent temporairement être préjudiciables à la vie aquatique, les poissons notamment pour lesquels l'habitat est réduit. Dans le lac de Der, où le volume d'eau reste encore assez important pour la vie des poissons, les impacts de la vidange se manifestent par l'eau restituée dans la rivière: puisque la vidange s'effectue par le fond, l'eau restituée est plus pauvre en oxygène, plus riche en ammonium et/ou carbone organique, et en matière en suspension (Vörösmarty et al. 1997; cf. Garnier et al. 1998, cf Tableau 4).

Tableau 4. Valeurs moyennes et maximales, des variables de qualité de l'eau aux différentes stations du réservoir Marne, a) valeurs moyennes et maximales pour les deux années de vidange décennale, b) valeurs moyennes et maximales pour les autres années

a)

Vidange 1993 & 2003		temp. °C	pH	MES mg/l	DBO mg/L	O2 mg/l	COP mgC/l	N-NH4 mgN/l	N-NO3 mgN/l	Si mg/l	P-tot µgP/l	P-PO4 µgP/l	Chla tot µg/l
Champaubert	moy	17.9	8.2	14.2		11.3	1.9	0.04	1.9	0.4	54.3	11.9	25.0
	max	26.1	8.7	42.5		16.1	3.9	0.13	3.8	1.2	130.0	32.6	92.7
Digue	moy	18.0	8.1	11.1		9.9	1.1	0.04	2.0	0.6	38.8	11.7	14.0
	max	27.1	8.6	53.0		15.2	2.5	0.18	4.1	1.3	106.6	32.6	74.4
Tour	moy	17.4	8.1	19.4		10.0	1.3	0.03	2.1	0.7	40.8	12.3	11.3
	max	24.3	8.6	89.3		15.0	3.3	0.07	4.1	1.6	95.8	32.6	41.6
Restitution	moy	17.6	8.0	24.9		10.5	1.6	0.04	2.0	1.1	53.9	30.8	21.7
	max	25.4	8.6	84.0		22.7	2.6	0.14	4.8	2.8	120.3	71.8	73.9

b)

Hors Vidange		temp. °C	pH	MES mg/l	DBO mg/L	O2 mg/l	COP mgC/l	N-NH4 mgN/l	N-NO2 mgN/l	N-NO3 mgN/l	Si mg/l	P-tot µgP/l	P-PO4 µgP/l	Chla tot µg/l
Champaubert	moy	17.1	8.0	7.6	3.9	10.4	1.2	0.03	0.0	2.4	0.7	48.9	26.5	13.4
	max	26.0	8.9	31.2	5.2	17.0	2.7	0.37	0.1	5.6	2.0	193.8	117.5	76.1
Digue	moy	16.2	7.9	8.0	3.2	10.1		0.03	0.0	3.0	0.8	33.9	22.1	7.0
	max	24.9	8.5	65.0	4.6	13.4	0.0	0.09	0.0	19.0	1.9	116.0	36.5	39.0
Tour	moy	15.2	7.9	7.6	3.7	10.1	0.8	0.03	0.0	2.7	0.8	27.7	26.0	7.1
	max	26.8	8.5	138.7	4.5	15.2	1.9	0.07	0.1	5.4	2.0	112.0	195.8	61.7
Restitution	moy	14.6	8.0	10.8	2.0	10.9	0.7	0.07	0.1	2.1	0.8	26.7	28.1	7.1
	max	23.5	8.5	97.0	2.1	15.8	1.6	0.89	0.1	5.3	4.0	83.8	215.4	20.7

L'impact des vidanges des réservoirs de Champagne est variable selon l'échelle géographique considérée, selon l'année hydrologique (sèche ou humide), et le type d'impact retenu (baignade, vie aquatique, etc.). On peut signaler au passage que les deux dernières vidanges décennales ont été effectuées en année sèche (1993 et 2003), situation certainement favorable du point de vue de la sécurité des travaux.

A l'échelle du bassin de la Marne, l'impact sera, par exemple, limité en saison humide car l'eau de la rivière jouera alors un rôle tampon; en saison sèche, les processus sont plus intenses dans le réservoir mais également dans la rivière, la vidange accentuant alors les effets naturels, dans un secteur toutefois limité en aval de la restitution. Toutefois, l'avantage des réservoirs en dérivation est de permettre une maîtrise de la gestion des débits de manière à respecter les normes de qualité de l'eau.

Pour ce qui concerne le réservoir en vidange, quelques soient les caractéristiques de l'année hydrologique, les travaux de surveillance de l'ouvrage imposent une réduction exceptionnelle du volume d'eau. On ne peut donc pas attendre d'un réservoir en période de vidange décennale qu'il puisse satisfaire de manière habituelle tous les loisirs aquatiques. L'important est sans doute de protéger les habitats biologiques pour maintenir la richesse et la diversité biologique du milieu, afin que le réservoir puisse retrouver ses fonctions et fonctionnalités en dehors des périodes de vidanges décennales.

4.3. Caractéristiques des sédiments

D'après l'étude réalisée par Aquascope en juin 2002, les sédiments de la retenue ont une texture de fine à très fine, avec une composition argilo-limoneuse. Le sédiment le plus grossier se trouve dans la partie amont du réservoir (station n°1), reflétant le granulo-classement des particules associé à la perte de charge (Aquascope, 2002); la fraction sableuse est marginale dans le Der.

Tableau 3. Caractérisation granulométrique des sédiments (en %) des échantillons recueillis en 2002 (Aquascope, 2002). Pourcentage moyen, les extrêmes sont indiqués en italique.

échantillon	Argile 0 - 2 μm (%)	Limon fin 2 - 20 μm (%)	Limon grossier 20 - 50 μm (%)	Sable fin 50 - 200 μm (%)	Sable grossier 200 -2000 μm (%)
Valeur moyenne	40.1	30.7	22.7	3.7	2.8
extrêmes	<i>18.,2- 61.1</i>	<i>14.8-36.7</i>	<i>12.7-31.5</i>	<i>0.3-26.7</i>	<i>0.0-21.8</i>

Ces échantillons de surface, prélevés à la benne, ont une teneur moyenne en carbone organique de 15 mg kg⁻¹ de sédiment sec (écart-type de 4 mg kg⁻¹), celles de Champaubert étant de 17 et 22 mg kg⁻¹ pour les 2 échantillons prélevés dans ce lac amont; ces valeurs sont du même ordre que celles obtenues en moyennant les valeurs obtenues sur la hauteur des 4 carottes (12 cm) échantillonnées; cette hauteur correspond en effet à la profondeur d'enfoncement d'une benne Ekman. Il est intéressant de noter que les points 1 à 4 correspondent à un gradient longitudinal Champaubert (1, 2)- Der (3, 4). Les prélèvements effectués en 2003 montrent un appauvrissement en carbone dans le Der par rapport à Champaubert, ce qui correspond bien aux observations faites sur l'état trophique de la colonne d'eau (Figure 13).

Les teneurs en azote observées tant en 2002 (Aquascope) qu'en 2003 (Garnier et al., non publié) sont de l'ordre de 1.7 g/kg MS), relativement faibles (Figure). Le rapport C/N, de 9 en 2002 (Aquascope, 2002) et 9.7 en 2003, est supérieur au rapport de Redfield (5.7 en g:g,

Redfield et al., 1963), indiquant que la matière organique est en voie de dégradation, si l'on considère qu'elle est d'origine autochtone (phytoplanctonique): les protéines sont plus vite dégradées que les composés membranaires carbonés. Il n'apparaît pas de différence notable entre les lacs de Champaubert et du Der (Figure 14).

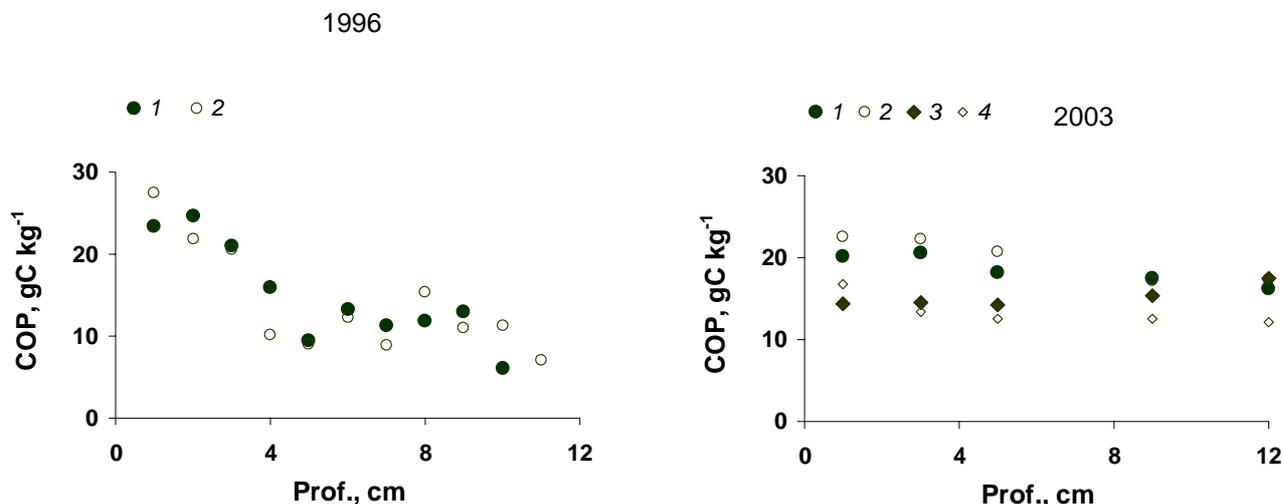


Figure 13. Contenu en carbone des carottes de sédiment effectuées dans le lac de Champaubert en 1996 et en 2003 (données non publiées, Garnier et coll.). Les points 1 à 4 correspondent à un gradient longitudinal Champaubert (1, 2)- Der (3, 4).

Les teneurs en phosphore sont en moyenne de 0.67 gP/kg en 2003, très proches de celles obtenues par Aquascope l'année précédente (0.6 gP/kg en moyenne), très proches aussi de celle obtenues en 1994, 0.52 et 0.64 gP/kg, en avril et juillet respectivement (prélèvements à la benne en une quinzaine de stations, Sanchez, 1997), (Figure 14).

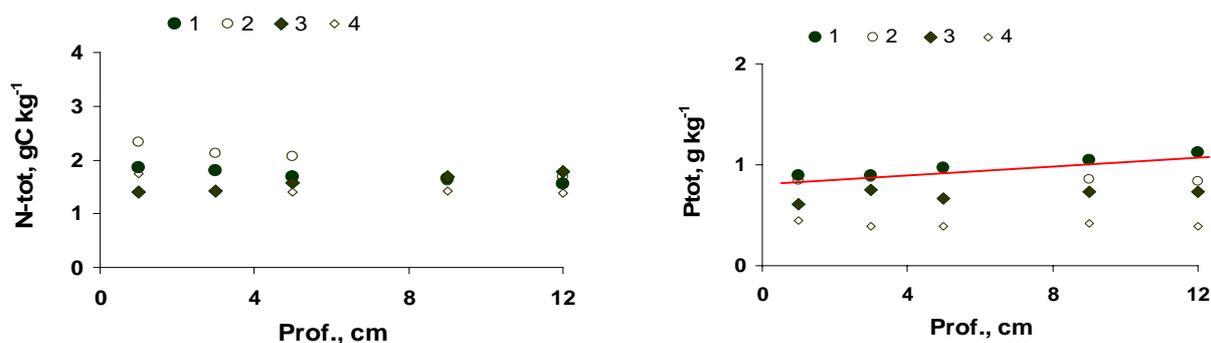


Figure 14. Contenu en azote et en phosphore des carottes de sédiment effectuées dans le lac de Champaubert en 2003 (données non publiées, Garnier et coll.). Les points 1 à 4 correspondent à un gradient longitudinal Champaubert (1, 2)- Der (3, 4).

Les valeurs obtenues en 2003 sont assez faibles du même ordre de celles que l'on obtient dans les sédiments de fond de rivières en têtes de bassins (Némery et al., 2005); toutefois la valeur moyenne obtenue dans la Blaise en période de développement phytoplanctonique (de mai à octobre 2002) était de 2.1 gP/kg (Némery et al., 2005). On peut ainsi mentionner que les matières en suspension recueillies dans des trappes à sédiment en 1994 avait un contenu en phosphore de 1.5 gP/kg à Champaubert, 0.9 gP/kg à Giffaumont et 0.7 gP/kg à la Tour de

restitution, montrant que la matériel frais en cours de sédimentation, en partie d'origine phytoplanctonique, est plus riche en phosphore. Enfin, en considérant séparément les points 1, 2, 3 et 4 prélevés en 2003, on observe une décroissance de 0.99, 0.88, 0.7 à 0.41 gP/kg dans le gradient amont-aval du réservoir.

L'ensemble de ces données révèle une relative hétérogénéité spatiale (horizontale, et verticale) et temporelle, importante à prendre en compte. Avec l'évolution des moyens techniques, il semble que des campagnes de carottage puissent désormais être réalisées en utilisant un GPS par exemple, ce qui permettrait de mieux se positionner pour comprendre l'évolution des empreintes du fonctionnement trophique au niveau des sédiments. Notons qu'en se basant sur la carotte n° 1 de Champaubert, il apparaît une diminution du contenu en phosphore de la profondeur vers la surface, ce qui pourrait montrer, compte tenu des taux de sédimentation (de quelques mm/an), une diminution des apports en phosphore dans le réservoir; cette hypothèse, qui reste à vérifier, serait en concordance avec les efforts de traitement des eaux usées dans le bassin de la Marne (Garnier et al., 2005).

5. Modélisation du réservoir Marne

5.1. Conception générale

Le logiciel BarMan (acronyme de BARrage MANager) est basé sur l'ancienne version du modèle BarMan, dédié alors spécifiquement au **Barrage Marne** (Garnier et al., 1998; 2000), comme BarAu et BarSe étaient eux-même dédiés aux réservoirs Aube et Seine, respectivement. Si l'objectif est toujours de simuler le fonctionnement hydrologique et biogéochimique des réservoirs, il s'agit aussi d'évaluer l'impact des réservoirs sur les rivières à l'aval. En revanche, dans la cadre de la mise en place d'une interface SIG Seneque, développée en Visual Basic (Ruelland et al., 2007, in press) pour le modèle du fonctionnement écologique du réseau hydrographique Riverstrahler (Billen et al., 1994; Garnier et al., 1995; Billen & Garnier, 1999; Garnier et al., 2002), la réalisation d'une interface pour les réservoirs, compatible avec Seneque, devenait indispensable. BarMan, le module "réservoir" et son applicatif a donc été optimisé pour fonctionner en tant que module additionnel de l'applicatif Seneque, et est aussi développé en Visual Basic (cf Notice d'utilisation Thieu et al., 2006). Le couplage entre ces deux outils repose sur l'adéquation des formats d'entrée des deux modèles, et ne limite en aucun cas l'utilisation autonome du module Barman. Les simulations de la qualité de l'eau d'un réservoir sont en relation directe avec les variations journalières de la qualité de l'eau entrante et les conditions physiques du milieu (niveau d'eau, temps de résidence) et impliquent la prise en compte de la morphologie de l'ouvrage. Cette nouvelle version a été conçue pour analyser des réservoirs existants ou des projets d'ouvrage, avec la possibilité de valider les simulations actuelles et d'explorer des simulations prospectives (qualité et règles de gestion de l'ouvrage).

Sur le plan des processus écologiques pris en compte, des modifications importantes ont été réalisées sur les cinétiques qui régissent les échanges à l'interface eau-sédiments. Ces mêmes modifications ont été menées en parallèle sur le modèle du réseau hydrographique, dans une perspective de les rendre toujours compatibles.

Dans un premier temps, le logiciel BarMan a été réalisé pour le réservoir Marne mais pourra être appliqué à une plus grande diversité morphologique de réservoirs existants, dans le bassin de la Seine mais également à une plus large échelle géographique (Figure 15)

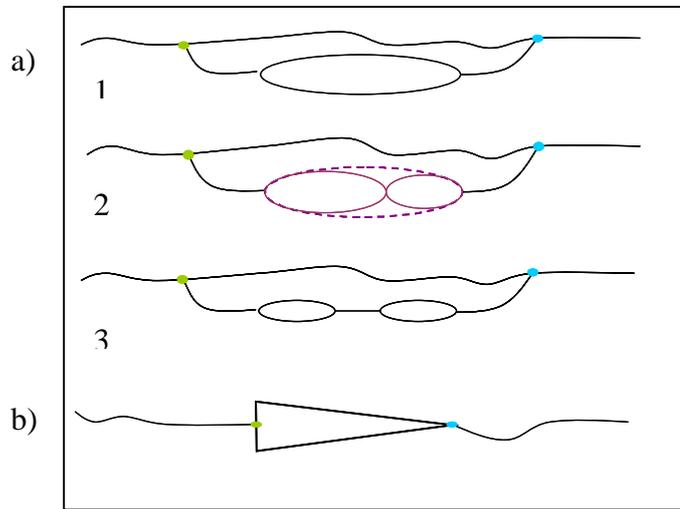


Figure 15. Représentation schématique des différents types de réservoirs pris en charge par le module Barman. a) les réservoirs en dérivation 1- de type Seine, 2- de type Marne, 3- de type Aube, b) les réservoirs de lit de rivière, de type Pannecièrre. Les points bleus indiquent les prises d'eau, les points verts, les restitutions. (cf Thieu et al., 2006)

La morphologie est définie pour le réservoir Marne comme une demi-coupole dont les paramètres sont Z_0 (Figure 16), qui correspond à la cote "fictive du réservoir vide" en fonction d'un niveau de référence (cote NGF, niveau de la mer...), p_{\max} , la profondeur maximale (en mètre), et le volume maximum en Milliers de m^3 ou la surface maximum S_{\max} (en km^2).

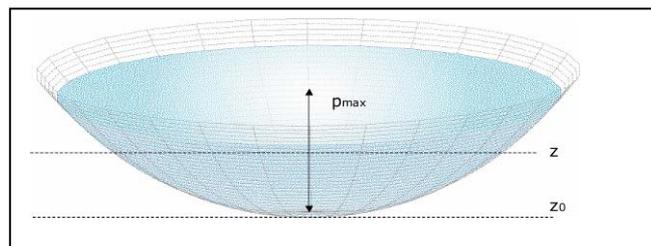


Figure 16. Morphologie en demi-coupole telle que définie dans le modèle Barman pour le réservoir Marne. Les variables de paramétrage associées sont mentionnées.

Une fois les paramètres morphologiques nécessaires complétés (Z_0 , et la morphologie à travers p_{\max} et S_{\max} , il est alors possible de tracer la relation théorique liant la cote au volume. La relation théorique est alors validée en superposant une courbe empirique avec les données de validation. Il est alors possible d'affiner les paramètres de calage afin de se rapprocher au plus près des données de validation. Après satisfaction, la relation théorique est alors sauvegardée (cf Thieu et al., 2006). En se basant sur les débits journaliers entrant et sortant du réservoir, le volume du réservoir et donc le niveau d'eau sont déduits, ce qui permet d'accéder à des grandeurs essentielles pour le calcul des processus biogéochimiques, telles que la profondeur moyenne et le taux de renouvellement de l'eau dans le réservoir.

Pour calculer la qualité de l'eau dans le réservoir, il faut connaître celle de l'eau à l'entrée du réservoir. La qualité de l'eau à l'entrée peut soit être issue des mesures de terrain ou obtenue par simulation avec le modèle Seneque/Riverstrahler. Les observations permettant de valider les simulations sont structurées dans une base de données au format Access (cf Thieu et al., 2006). Les données sont présentées aux figures 7 à 12, pour la période de 1992 à 2005.

5.2. Les processus à l'interface eau-sédiment

Les processus prenant place dans le sédiment et dans la colonne d'eau sont interdépendants. Il est important de relier quantitativement les flux de matière particulaire déposés à la surface du sédiment aux flux résultants de nutriments dissous (oxygène, ammonium, nitrates, silice, phosphates...) à travers l'interface eau/sédiment. Ces échanges résultent de conditions physiques et chimiques particulières ainsi que de l'activité microbiologique au sein du sédiment. Les sédiments jouent un rôle non négligeable dans les cycles biogéochimiques et dans l'activité épuratrice ayant lieu au sein du réseau hydrographique (Billen et al., 1989). Peu de modèles, à l'heure actuelle, couplent des modèles benthiques aux modèles pélagiques en prenant en compte tous les éléments (C, N, P, Si, O₂).

Le module sédiment intégré ici est un modèle biogéochimique, déterministe, capable de prendre en compte la diagénèse du sédiment dans la modélisation de la qualité des eaux. On s'intéresse ici particulièrement à la diagénèse précoce du sédiment qui est réalisée en surface du sédiment là où l'activité biologique est importante. Lors de la diagénèse, le milieu devient plus acide et plus réducteur. Les oxydants sont réduits progressivement pour permettre l'oxydation de la matière organique. On assiste à un appauvrissement successif des oxydants, des plus oxydants vers les moins oxydants : oxygène, nitrate, sulfate...

Les nécessités du couplage du module sédiment à un modèle générique de qualité des eaux ont conduit à une représentation du sédiment en deux couches (Thouvenot et al., en révision). La couche supérieure représente un sédiment fluide, érodable et pouvant permettre la croissance d'algues benthiques (Figure 17). La couche inférieure, compactée, est pour sa part non érodable et ne peut accueillir de développement algal. Cette couche est alimentée par la compaction de la couche supérieure. Les deux couches sont caractérisées par des porosités différentes, la couche supérieure étant maintenue plus fluide par une action physique et/ou biologique. On fera l'hypothèse que la couche supérieure, fluide, est bien mélangée et donc uniforme en terme de concentration des variables particulières sur toute sa profondeur.

Le module pélagique (colonne d'eau), représentant les processus d'érosion, sédimentation et réactions dans la colonne d'eau, fixe, à chaque pas de temps, les concentrations des variables particulières de la couche fluide qui sont utilisées comme données d'entrée pour le modèle benthique. Le module benthique calcule alors les profils stationnaires de la concentration des variables dissoutes en fonction de la profondeur dans les 2 couches sédimentaires et en déduit la valeur des flux diffusifs à travers l'interface sédiment-eau. L'hypothèse de stationnarité a été choisie afin de permettre une résolution analytique des équations diagénétiques et de leur intégration sur la profondeur, permettant de s'affranchir de la lourdeur d'un calcul numérique dans lequel chacune des variables devrait être indiquée par autant de couches élémentaires sur la profondeur qu'en exigerait un calcul numérique précis. Le pas de temps de calcul du modèle benthique peut être plus long que celui du modèle pélagique, le premier calculant alors les flux particuliers correspondants à la moyenne intégrée sur son pas de temps des conditions de dépôt. Les équations diagénétiques résolues dans ce modèle comportent un terme de transport par diffusion (Loi de Fick) et par convection (compaction) et un terme de réaction tels que la dissolution, l'adsorption/désorption et l'oxydo-réduction (Thouvenot et al., en révision). Les processus pris en compte dans le modèle sont la dégradation de la matière organique suivant trois classes de biodégradabilité qui produit ammonium et phosphates et consomme oxygène et nitrates, la nitrification, l'adsorption de l'ammonium et des phosphates sur le sédiment et la dissolution de la silice biogénique (Figure

17). On fera l'hypothèse dans le module benthique, tout comme dans les modèles de fonctionnement écologique développés dans le cadre du PIREN-Seine, de l'universalité des processus fondamentaux que sont la dégradation bactérienne de la matière organique, la nitrification, la dénitrification, la dissolution de matières solides etc. qui obéissent aux mêmes contrôles cinétiques et ont lieu dans tous les écosystèmes aquatiques. Les paramètres utilisés dans le module benthique sont donc essentiellement les mêmes que dans le modèle principal de la colonne d'eau. On considère que la variabilité du fonctionnement écologique s'explique par la diversité des contraintes externes (lumière, température, facteurs inhibiteurs -i.e. oxygène pour la dénitrification-, apports externes, etc.). La température régit les processus biologiques (nitrification, dégradation de la matière organique, production primaire, dissolution, adsorption/désorption) et la lumière influence la production primaire des algues benthiques et est prise en compte dans les données de croissance algale.

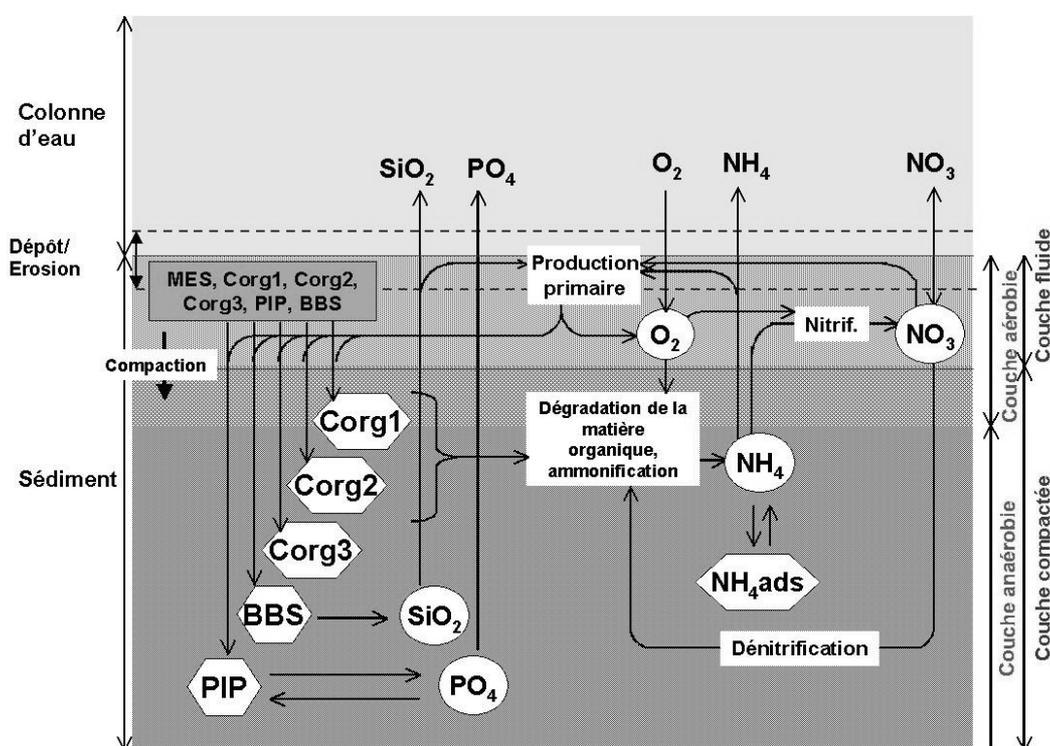


Figure 17: Processus pris en compte dans le sous-modèle benthique; Corg 1, 2 and 3 se rapportent aux 3 classes de biodégradabilité du carbone organique, SDB: Silice dissoute biogénique; BBS: Silice biogénique; PIP: Phosphore inorganique particulaire; PO_4 : Phosphore inorganique dissout; O_2 : Oxygène dissout; NH_4 : Ammonium dissout; NH_{4ads} : Ammonium adsorbé sur le sédiment; NO_3 : Nitrates; nitrif.: processus de nitrification; Production primaire.

5.3. Simulations par le modèle BarMan

Cette nouvelle version du modèle BarMan doit être considérée encore comme une version provisoire avant d'avoir pu la tester sur d'autres réservoirs (ceux du bassin de la Seine, mais aussi sur d'autres réservoirs de bassins hydrographiques pour lesquels le modèle de réseau hydrographique Seneque/Riverstrahler a été appliqué).

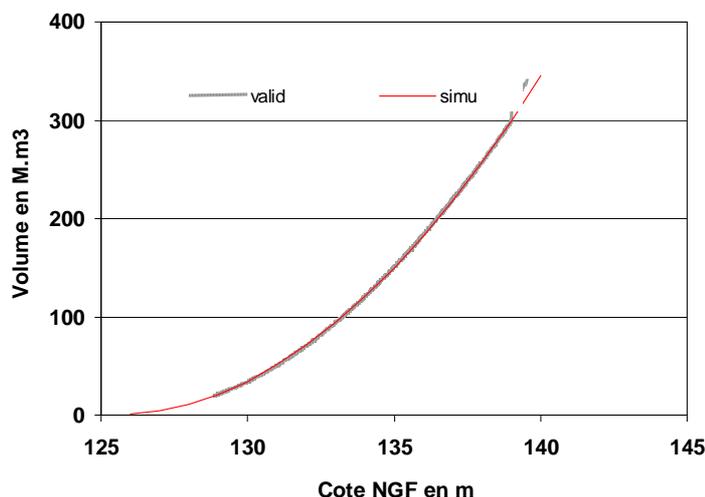
Il est important de noter aussi que ce modèle est pour la première fois appliqué à une échelle temporelle de plus de 10 années, la précédente version avait en effet été élaborée et validée sur les trois années d'étude dans le cadre du programme PIREN-Seine (Garnier et al., 2000). Si le bilan hydrique a été réalisé avec les données réelles ou observées (cf Thieu et al., 2006, p10), c'est-à-dire celles de la morphologie et des dérivations-restitutions fournies par l'IIBRBS, sur le plan de la qualité les données d'entrées sont celles issues du modèle Seneque/Riverstrahler. La réalisation de la modélisation du réservoir Marne a donc été menée de front et de manière homogène avec celle du réseau hydrographique. Avec leur morphologie spécifique, ces modèles possèdent exactement le même modèle des processus RIVE (largement décrit pour la colonne d'eau: Billen et al., 1994; Garnier et al., 1995; Billen & Garnier, 1999; Garnier et al., 2002), comprenant une nouvelle version du module à l'interface eau-sédiment (Thouvenot et al., en révision, cf. § 5.2): le concept d'unicité des processus est donc parfaitement appliqué dans cette nouvelle démarche, puisque des têtes de bassins à l'amont de l'estuaire, incluant les annexes hydrauliques, et pour cette échelle temporelle 1992-2003, la formalisation mathématique des processus et les valeurs des paramètres sont exactement les mêmes.

5.3.1. Simulation de la morphologie et l'hydrologie

La morphologie identifiée ici est sans subdivision morphologique, le volume du Lac de Der étant de loin le plus important. Cette option est en cohérence avec la démarche de modélisation qui vise non pas à étudier la qualité de l'eau "localement" puisque le modèle est basé sur une idéalisation de mélangeur parfait; l'objectif majeur du modèle BarMan est de modéliser la qualité de l'eau à la restitution du réservoir, au niveau où elle peut influencer la qualité de l'eau de la rivière réceptrice. Compte tenu de l'option choisie "morphologie en demi-coupole", la relation volume vs. cote calculée est en très bonne adéquation avec les points de validation (Figure 18).

Les simulations des volumes du réservoir suivent en général correctement les variations annuelles et inter-annuelles, bien que le modèle surestime les volumes fournis par l'IIBRBS, il semblerait plus pendant les années humides que les années sèches (Figure 19).

Figure 18: Calcul par le modèle de la relation volume-Cote et comparaison avec les points de validation.



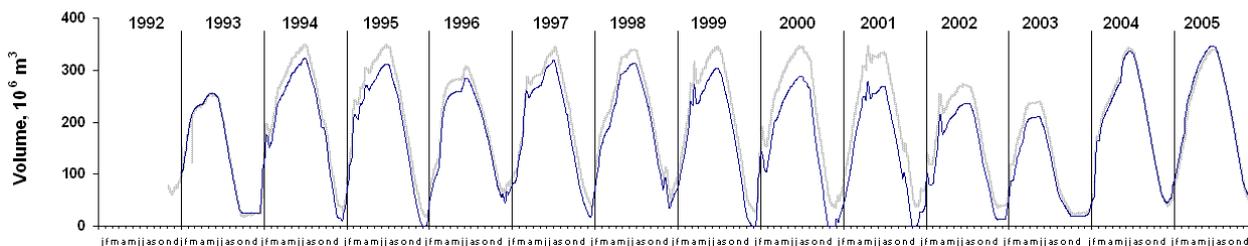


Figure 19: Simulations de 1993 à 2005 des variations annuelles des volumes du réservoir (trait fin). Les simulations sont comparées avec les observations (trait épais gris).

5.3.2. Simulation de la qualité de l'eau à l'amont du réservoir et dans le réservoir

La qualité de l'eau a été simulée avec le modèle Seneque/Riverstraler pour l'amont du réservoir Marne (Figure 20) et avec le modèle BarMan pour la restitution du réservoir (Figure 21).

D'une manière générale les niveaux des variables de qualité sont bien rendus par la modélisation tant à l'amont que dans le réservoir.

Il existe une dispersion des données, surtout pour les années hors étude PIREN (1993-1995), car le jeu de données rassemblé ici est d'une part à une fréquence moins régulière et que ces données proviennent de différentes sources, les méthodologies n'étant pas forcément les mêmes dans les différents laboratoires d'analyse.

Outre les niveaux, les simulations des variations saisonnières en oxygène et en nitrate sont tout à fait en accord avec les observations. Si pour l'oxygène les variations des concentrations sont typiquement liées à la solubilité de l'oxygène en fonction de la température, pour les variations en nitrate qui dépendent surtout du processus microbologique de dénitrification à l'interface eau-sédiment, une excellente adéquation entre simulations et observations montre que le nouveau module benthique offre une bonne représentation des processus benthiques (cf. Thouvenot et al., en révision), tant dans le réservoir que dans la rivière (Figures 20 et 21). (Rappelons que le processus de dénitrification est réalisé en anaérobiose, et qu'il ne peut se produire qu'à l'interface eau-sédiment, la colonne du réservoir étant bien oxygénée).

Malgré une dispersion importante des concentrations en ammonium, et des niveaux correctement représentés, il apparaît une sous-estimation des valeurs par le modèle "rivière" et une sur-estimation par le modèle "barrage". Les données de la Marne à l'amont du réservoir montrent en effet une augmentation des valeurs à partir de 1999, en même temps qu'une augmentation des débits dérivés. Ces valeurs plus élevées peuvent s'expliquer par des apports ponctuels plus importants (cf. p 11), mais aussi par une reprise de la matière organique en voie d'ammonification des berges. Il faudrait alors pouvoir expliquer le maintien des valeurs élevées pour les années suivantes plus sèches, par une production autochtone (benthique), source d'ammonification? (Figure 20). Dans le réservoir, le modèle surestime les niveaux d'ammonium, bien que la représentation du processus de nitrification ne semble pas être mis en défaut, compte tenu de la sous-estimation systématique de l'oxygénation (Figure 21). (Rappelons que le processus de nitrification est réalisé en aérobiose, contrairement à la dénitrification, et qu'il peut se produire dans la colonne d'eau et dans la couche superficielle de l'interface eau-sédiment si celle-ci est bien oxygénée).

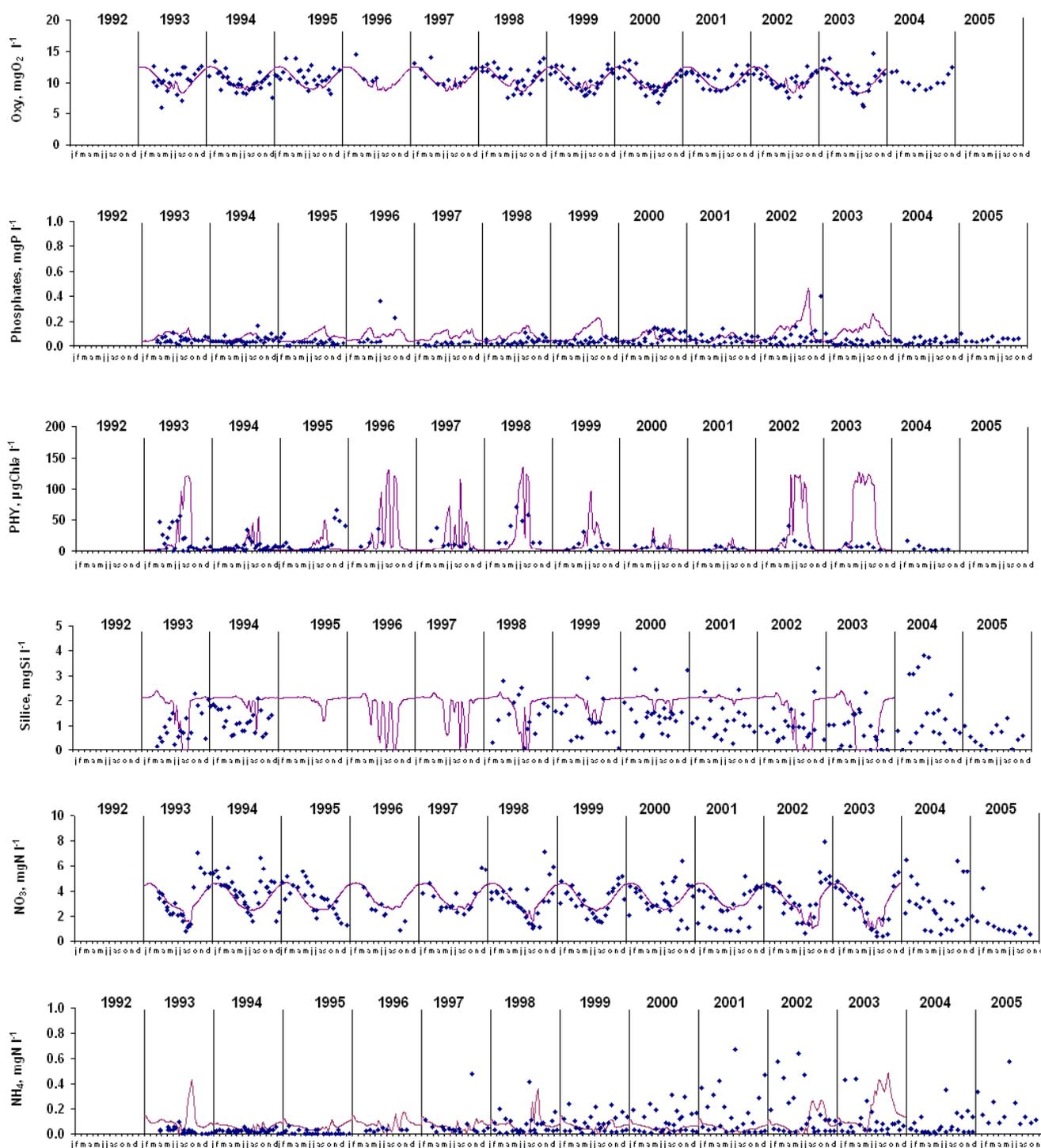


Figure 20: Simulations, par le modèle Senèque/Riverstrahler, de 1992 à 2003, des variations annuelles de la qualité de l'eau à l'amont du réservoir (trait fin). Les simulations sont comparées avec les observations (points). De haut en bas: oxygène, phytoplancton silice, phosphates, nitrate, et ammonium

Les phosphates ne montrent pas de variations saisonnières typiques, car leur recyclage est très rapide. Les concentrations sont généralement faibles, plus faibles dans le réservoir, ce qui est également bien rendu par la modélisation (Figures 20 et 21).

Les simulations des concentration en silice sont encore assez décevantes malgré la très forte dispersion des observations, sauf pendant la phase d'étude du PIREN-Seine en 1994 et 1995 dans le réservoir, où l'on voit très bien un épuisement de la silice, nécessairement lié à une consommation par les diatomées (cf. Garnier et al., 1995; 1999; 2000).

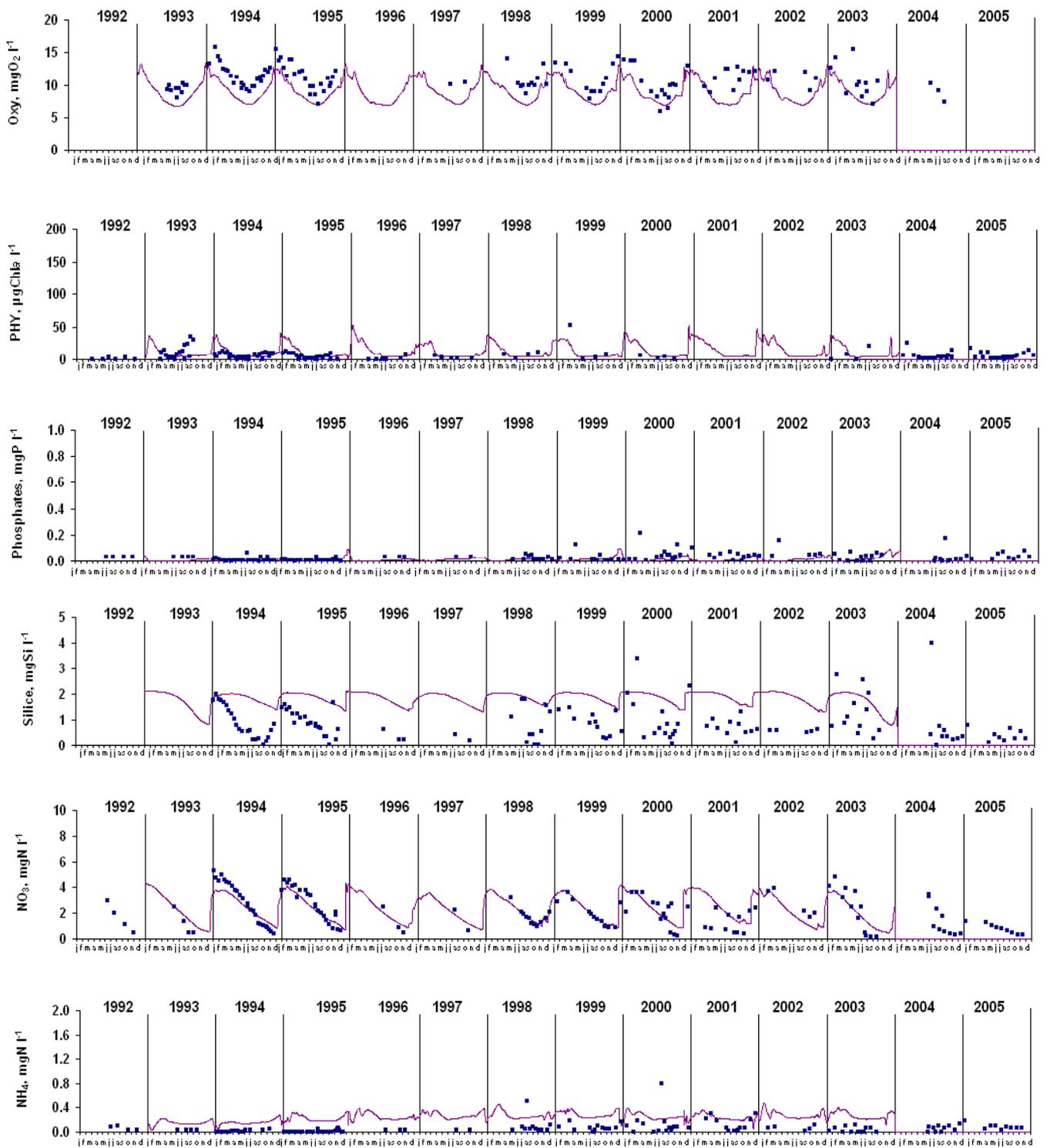


Figure 21: Simulations par le modèle BarMan, de 1992 à 2003, des variations annuelles de la qualité de l'eau à la restitution du réservoir (trait fin). Les simulations sont comparées avec les observations (points).
De haut en bas: oxygène, phytoplancton silice, phosphates, nitrate, et ammonium

Le modèle réservoir ne rend pas bien compte de la diminution des concentrations, bien plus rapide. La valeur du coefficient de dissolution de la silice biogénique est, selon notre logique de modélisation d'unicité des processus, égale dans les deux modèles. Toutefois, le processus de dissolution de la silice est plus complexe que sa formulation mathématique retenue dans le modèle, car dépendant outre de la température, il dépend aussi de la qualité de la matière

organique et de sa dégradation, processus qui ne sont pas liés dans notre approche (Garnier et al., 2002; Humborg et al., 2002; 2004; 2006). Les différences entre les observations et les simulations de la silice peuvent aussi s'expliquer par la simulation imparfaite du phytoplancton peut-être due à une représentation des diatomées qui reste encore à préciser (Sferratore et al., en révision). Dans la rivière à l'amont du réservoir, les simulations surestiment les niveaux de biomasse phytoplanctonique; dans le réservoir en revanche, si ces niveaux de biomasse algale sont bien représentés par le modèle, le phasage du phytoplancton n'est pas toujours correctement simulé.

5.3.3. Exploration du scénario 2012

Le scénario 2012 testé ici correspond aux actions qui seront réellement effectuées sur le plan du traitement des effluents domestiques au terme du 9^{ème} programme de l'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN, comm. Pers.), (Figure 22). Les apports ponctuels industriels et les apports diffus ne sont pas modifiés.

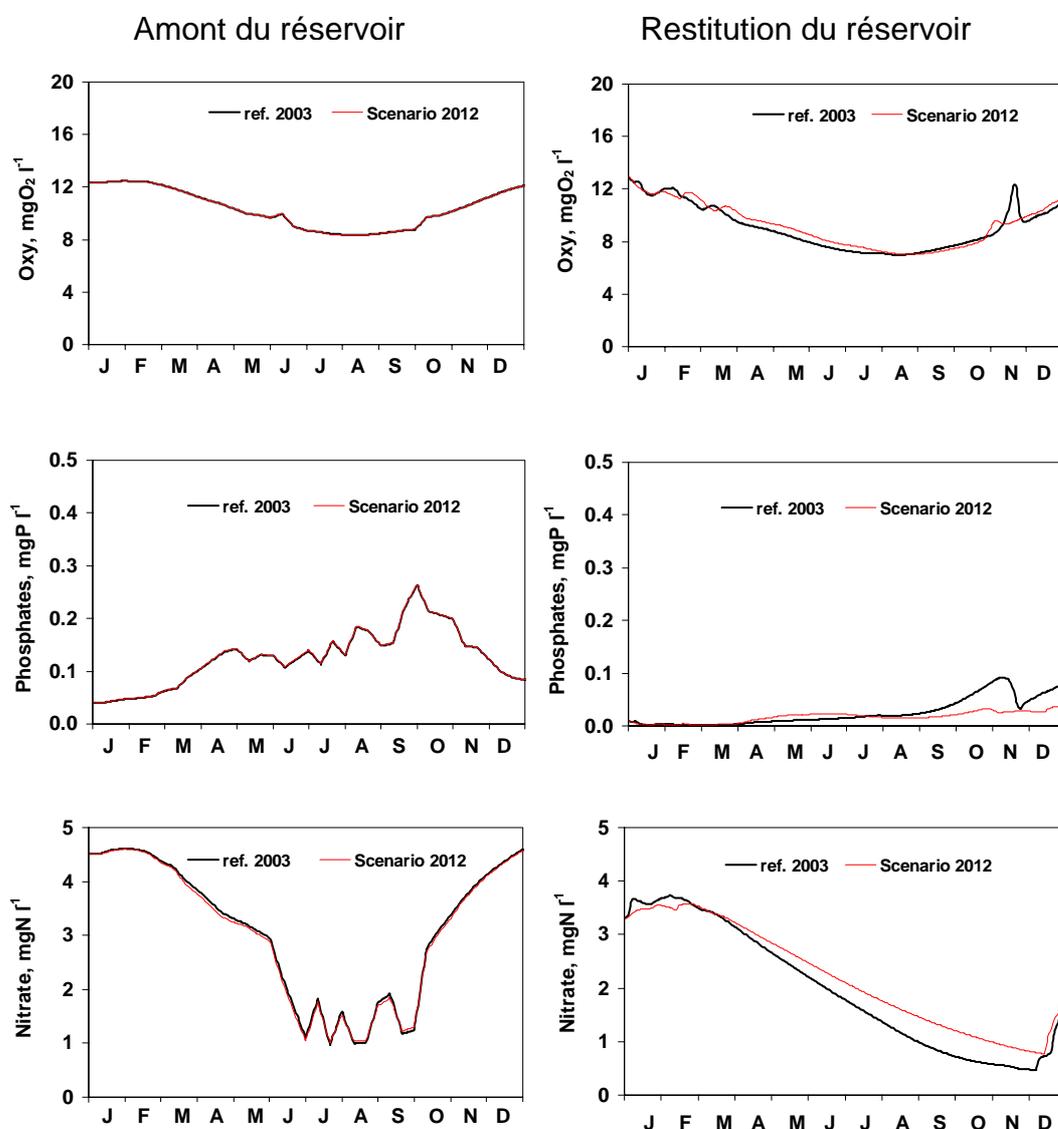


Figure 22: Exploration par les modèles Seneque/Riverstrahler (amont du réservoir) et BarMan (restitution du réservoir) du scénario 2012 (au terme du 9^{ème} programme de l'Agence), prenant en compte une amélioration des apports ponctuels. Le résultat du scénario est montré par comparaison aux conditions hydrologiques de 2003.

Outre les apports ponctuels et diffus, les simulations du scénario 2012 sont réalisées par rapport aux conditions hydrologiques de l'année 2003.

Ce scénario ne révèle pas de changement particulier dans la rivière à l'amont du réservoir (Figure 22). En effet compte tenu des efforts déjà consentis depuis le début des années 1990 pour améliorer la qualité des effluents rejetés en rivière, on peut penser que les nouveaux traitements concernant le phosphore en stations d'épuration ne peuvent que marginalement diminuer les charges rejetées en amont (Figure 23; cf. Garnier et al., 2005); et que les effets des traitements de l'azote (nitrification et dénitrification) qui font surtout l'objet des installations en cours ne sont pas visibles compte tenu de l'importance des apports diffus par la fertilisation agricole (Billen et al., 2007).

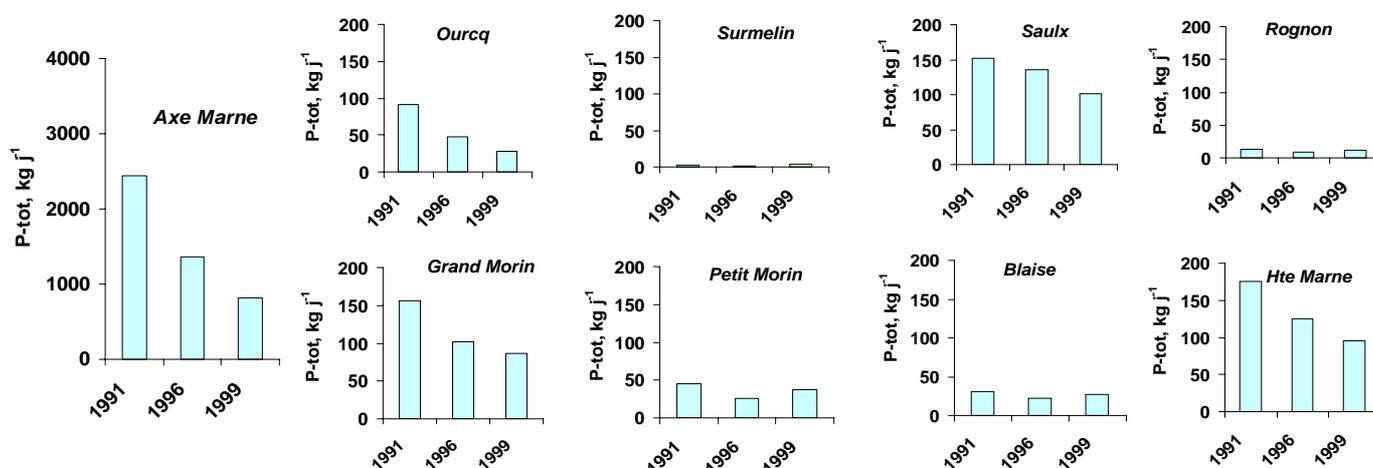


Figure 23: Evolution des apports en phosphore dans les différents sous-bassins de la Marne de 1990 à 2000. Noter que seuls les sous-bassins de la Haute-Marne, du Rognon et de la Blaise influencent la qualité de l'eau dérivée dans le réservoir.

Les changements imperceptibles du scénario 2012 dans la rivière à l'amont, montrent par rapport à la situation de 2003 i) une légère amélioration de l'oxygénation en hiver et en été, ii) une diminution des phosphates en automne, iii) une diminution de la dénitrification qui se manifeste par des concentrations en nitrate qui décroissent moins vite en été et en automne.

Ces effets peuvent être liés à des interactions complexes de variables, prises en compte directement ou indirectement dans le modèle, que nous n'avons pas analysées ici. Par exemple, si une amélioration de la qualité des effluents en 2012 avait pour effet de réduire un peu la matière organique ou les matières en suspension, ceci pourrait tout à fait expliquer la petite augmentation de l'oxygénation, à travers une photosynthèse plus efficace en raison d'une diminution des MES ou une moins grande consommation d'oxygène en raison de la réduction de la matière organique, ce qui en cascade expliquerait aussi un plus grand prélèvement des phosphates (augmentation de la photosynthèse), et une élimination plus faible du nitrate (plus grande oxygénation).

6. Conclusions et perspectives

La vidange décennale du réservoir Marne en 1993 avait suscité au début du PIREN-Seine une demande de l'étude du fonctionnement écologique des réservoirs de Champagne.

Une étude du PIREN-Seine, basée sur des mesures de terrain entre 1993 et 1996 (Garnier et al., 1998; Garnier et al. 1999) avait montré le rôle de rétention des flux d'azote, de phosphore et de silice qu'exerce le lac-réservoir MARNE au cours d'un cycle hydrologique. Cette même étude avait en même temps conduit à l'élaboration d'un modèle de fonctionnement écologique des réservoirs (Garnier et al., 2000) qui couplé au modèle du réseau hydrographique avait permis d'explorer l'impact des réservoirs sur la qualité de la Seine, notamment en été en aval de Paris (Garnier et al., 1998).

En raison des besoins nouveaux suscités par la nouvelle Directive Cadre Européenne sur l'eau, relative au bon état écologique des cours d'eau mais aussi des plans d'eau, il était important de remettre à jour les jeux de données pour interpréter l'évolution du réservoir Marne dans un contexte de mise en œuvre de toutes une série de mesures ayant trait notamment à l'amélioration du traitement des eaux usées. La période d'analyse, de 1992 à 2005, présentait en outre l'avantage de couvrir désormais 2 vidanges décennales, celles de 1993 et de 2003. Par ailleurs, afin d'explorer les effets des mesures à mettre en place pour l'application de la Directive Cadre, le programme PIREN-Seine s'est attaché à améliorer les modèles mathématiques tant sur le plan du contenu scientifique que sur leur environnement d'utilisation pour constituer des outils de modélisation plus opérationnels et conviviaux.

Le modèle Riverstrahler désormais sous un langage Visual Basic est devenu avec son environnement SIG Seneque/Riverstrahler (Ruelland et al., 2007) un logiciel de gestion. Ce même langage de programmation a été appliqué au modèle de réservoir, pour continuer à pouvoir assurer les couplages. Muni d'un applicatif, le modèle de réservoir est devenu dans le cadre de cette étude non seulement convivial mais aussi générique. A court terme il sera transférable aux utilisateurs qui pourront explorer des scénarios. Ce qui limite son transfert immédiat est que cet outil doit encore être testé dans des configurations variées pour éviter aux utilisateurs d'être bloqués par des messages d'erreurs

Avec le développement de l'applicatif (Thieu et al., 2006), un important travail de "*mise à plat*" du code de calcul a été réalisé pour la colonne d'eau (Guillon, 2006) ainsi que pour les processus d'échanges à travers l'interface eau-sédiment (Thouvenot, 2005; Thouvenot et al. en révision).

La présente étude montre qu'il n'existe pas de modification importante du fonctionnement écologique du réservoir Marne au cours de 12 dernières années, tant pour la colonne d'eau et que pour le sédiment. Les variations observées semblent plus liées aux variations des conditions hydrologiques qu'à des réponses biogéochimiques. En général, une bonne concordance entre les observations et les simulations est obtenue, de telle sorte qu'un outil est d'ores et déjà disponible pour explorer la qualité de la restitution du réservoir Marne en rivière. Les conditions prévues à l'échéance du 9^{ème} programme de l'Agence pour être en conformité avec les directives sur l'eau ne vont pas modifier profondément la qualité de l'eau du réservoir. En amont du barrage, c-à-d en amont du réseau hydrographique, seule une modification importante des apports diffus d'azote et de phosphore jusqu'à un niveau qui provoquerait une limitation précoce dans le réservoir pourrait modifier réellement le fonctionnement.

L'eau du réservoir Marne peut dans son état actuel être considéré comme de bonne qualité physico-chimique. Ce constat doit être valable sur le plan de la biologie et des habitats compte tenu de la classification des réservoirs dans la rubrique des milieux artificiels, dont les masses d'eau sont par définition fortement modifiées.

Des améliorations à cette démarche seraient apportées en appliquant ce modèle BarMan aux autres réservoirs de Champagne (y compris Pannecière), mettant ainsi en oeuvre tous les choix de morphologie prévu par le logiciel. Une telle étude permettrait aussi de s'interroger sur les valeurs de paramètres du modèle des processus biologiques qui pourraient être spécifiques aux réservoirs par rapport à ceux valides pour le réseau hydrographique. On a vu que le cas pouvait se poser pour la constante de dissolution de la silice, il se pose aussi pour la fermeture du modèle par les organismes animaux non pris en compte de manière déterministe comme les mollusques (moules d'eau douce) ou les poissons.

7. Recommandations

(i) A une échelle locale (celle des bassins Sud et Nord par exemple) qui n'a pas été ici analysée-le modèle étant inadapté à cette échelle-, il est tout à fait possible que des rejets locaux puissent avoir des impacts négatifs qui contrarient les usages nautiques et de baignade, sans que soit affecté le fonctionnement global du réservoir. Généralement, ces disfonctionnement locaux peuvent être facilement résolus s'il s'agit d'apports ponctuels par un petit ru chargé en effluent domestique ou d'élevage. Une proposition serait, si ces effluents ne peuvent être traités rapidement, de réaliser un petit bassin de décantation en amont de l'entrée du réservoir, qui pourrait régulièrement être curé.

(ii) La base de donnée constituée est désormais opérationnelle. Il serait important de la mettre à jour régulièrement, car le travail pour rassembler ces données a été plus difficile que prévu, les fichiers multiples n'étant pas sous les mêmes formats. Parfois même, les données issues des rapports des bureaux d'étude doivent être re-saisies. Un format unique de mise en forme des données de qualité de l'eau pourrait être demandé aux différents prestataires, sur l'ensemble des réservoirs de la Seine.

(iii) Les différences des fréquence des données (années PIREN vs. les autres années) montrent que la stratégie de prélèvement détermine l'analyse qui pourra en être issue.

Une fréquence de quatre fois par an permet de contrôler les niveaux des variables

Une fréquence bi-mensuelle (6 prélèvements/an) permettrait d'appréhender les niveaux hivernaux, qui manquent ici pour valider les simulations hivernales du développement phytoplanctonique par exemple.

Une fréquence bi-hebdomadaire (24 prélèvements/an), celle qui avait été choisie dans le cadre du programme PIREN-Seine, permet d'établir des bilans de rétention, ce qui conduit à une compréhension plus fine du fonctionnement. S'il n'est sans doute pas possible d'étudier à ce rythme les réservoirs, il serait intéressant de réaliser un tel programme de prélèvements, pendant 2 années consécutives, au moment d'un vidange décennales par exemple.

8. Références

- AQUASCOP, 2002. Analyses des sédiments du lac-Réservoir Marne. Rapport C3741, juillet 2002, 10 pp+ Annexes
- Beja J.-P. (1996). La mégalomanie en action pour maîtriser le Yangtsé. Le Monde Diplomatique, Édition imprimée juin 1996, Pages 26 et 27.
- Billen, G., S. Dessery, C. Lancelot and M. Meybeck, 1989. Seasonal and inter-annual variations of nitrogen diagenesis in the sediments of a recently impounded basin. *Biogeochemistry* 8: 73-100.
- Billen G. & Garnier J. (1999). Nitrogen transfers through the Seine drainage network: a budget based on the application of the Riverstrahler model. *Hydrobiologia*, 410: 139-150.
- Billen G., Garnier J. & Hanset Ph. (1994). Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia*, 289:119-137.
- Billen, G., Garnier, J., Némery, J., M. Sebilo, A. Sferratore S. Barles, P. Benoit & M. Benoit (2007) Nutrient transfers through the Seine river continuum : mechanisms and long term trends. The Science of the Total Environment (in press)
- Bordes J.-L. (2005). Les barrages-réservoirs en France. Du milieu du XVIII^{ème} au début du XX^{ème}. Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. ISBN 2-85978-403-9, 443pp.
- Chao, B.F. (1995). Anthropogenic impact on global geodynamics due to reservoir water impoundment. *Geophysical Research Letters* 22: 3529–3532
- Garnier J., Billen G. & Coste M. (1995). Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the river Seine: Observations and modelling. *Limnol. Oceanogr.* 40: 750-765.
- Garnier J. Billen G., Levassor A. (1998). Fonctionnement et impacts écologiques des réservoirs de Champagne. Chapitre 6. In: *La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé* (Meybeck M., De Marsily G & Fustec F. eds). Elsevier, Paris. p 263-300.
- Garnier J., Leporcq B. Sanchez N. & Philippon (1999). Biogeochemical budgets in three large reservoirs of the Seine basin (Marne, Seine & Aube reservoirs). *Biogeochemistry*, 47: 119-146
- Garnier J., Billen G., Sanchez N. & Leporcq B (2000). Ecological functioning of a large reservoir in the upstream basin of the river Seine (Marne reservoir, France). *Regulated River*, 16:51-71.
- Garnier J., Billen G., Hannon E., Fonbonne S., Videnina Y. & Soulie M. (2002a)-Modeling transfer and retention of nutrients in the drainage network of the Danube River. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 54: 285-308.
- Garnier J., d'Ayguésvives A., Billen G., Conley D. & Sferratore A. (2002b). Silica dynamics in the hydrographic network of the Seine River. *Oceanis*, 28 : 487-508
- Garnier J., Némery J., Billen G. & Théry S. (2005). Nutrient dynamics and control of eutrophication in the Marne River system: modelling the role of exchangeable phosphorus. *J. Hydrol.* 304: 397-412.

- Guillon Th. (2006). Modélisation du fonctionnement biogéochimique des réservoirs. Master 2 Sciences de l'Univers, Environnement, Ecologie. Parcours Hydrologie-Hydrogéologie. Univ. Paris 6. 51pp
- Humborg Ch., Blomqvist S, Avsan E., Bergensund Y.& Smedberg E. (2002). Hydrological alterations with river damming in northern Sweden: Implications for weathering and river biogeochemistry. *GBC*, 16 (3) 10.1029/2000GB001369.
- Humborg, C., M. Pastuszak, J. Aigars, H. Siegmund, C.-M. Mörth and V. Ittekkot (2006). "Decreased silica land-sea fluxes through damming in the Baltic Sea catchment - significance of particle trapping and hydrological alterations." *Biogeochemistry* 77(2): 265-281. Doi : 10.1007/s10533-005-1533-3.
- Humborg, C., E. Smedberg, S. Blomqvist, C. M. Mörth, J. Brink, R. L., A. Danielsson and J. Sahlberg (2004). "Nutrient variations in boreal and subarctic Swedish rivers: Landscape control of land-sea fluxes." *Limnol. Oceanogr.* 49(5): 1871–1883.
- Némery J., Garnier J. & Morel C. (2005). Phosphorus budget in the Marne watershed (France): urban vs. diffuse sources, dissolved vs. particulate forms. *Biogeochemistry*, 72(1):35-66
- Redfield A. C., Ketchum B. H., Richards F. A. (1963). The influence of organisms on the composition of sea-water. In M. N. Hill (ed.), *The Sea*, John Wiley & Sons, New York, p. 12-37.
- Rizzoli J.-L. (1996). Analyse empirique d'une crue centennale. C.R. Colloque "La gestion des inondations: la responsabilité des élus en question. Compiègne, 5 & 6 juin 1996.
- Ruelland, D., Billen, G., Brunstein, D. & Garnier, J. (2007) SENEQUE 3 : a GIS interface to the RIVERSTRAHLER model of the biogeochemical functioning of river systems. *Ecological Modelling* (in press)
- Sanchez N. (1997). Le processus de dénitrification dans les sédiments du barrage-réservoir de la Marne. Etude de sa cinétique et modélisation. Thèse Doct. Sci. Eau, Université. P. & M. Curie, Paris 6, 151p.
- Sferratore A, Garnier G., Billen G.(en révision). Implementation of the silica cycle in Riverstrahler model: the Seine "atelier". *Ecological Modelling*
- Thouvenot, M. (2005). Modélisation du flux de nutriments à l'interface eau-sédiment dans le continuum aquatique. Master 2 Sciences de l'Univers, Environnement, Ecologie. Parcours Hydrologie-Hydrogéologie. Univ. Paris 6. 48pp
- Thouvenot, M., Billen, G., Garnier, J. Modelling nutrient exchange at the sediment - water interface of River Systems. *Journal of Hydrology* (under review).
- Thieu V., Guillon Th. Billen G, Garnier J. (2006). Applicatif BARMAN. Notice d'utilisation – Juillet 2006. Rapport IIBRBS, 32 p.
- Vörösmarty C.J., Meybeck M., Fekene B. & Sharma K. (1997). The potential impact of neo-Castorization on sediment transport by the global network of rivers. In: *Human impact on erosion and sedimentation (Proceedings of the Rabat Symposium, April 1997)*, IAHS Publ, n° 245.