

Transfert et rétention d'azote dans le bassin de la Seine: approches par bilans globaux et modélisation déterministe

Gilles Billen^{1*}, Marie Silvestre¹, Vincent Thieu¹, Josette Garnier¹, Marie Thouvenot²

¹ UMR Sisyphe, CNRS-UPMC, Paris, France

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

* eMail : billen@ccr.jussieu.fr

1. Introduction

Le cycle de l'azote est, à l'échelle mondiale, celui que l'intervention humaine a le plus modifié, en particulier depuis la découverte en 1913 du procédé de fixation industrielle d'azote atmosphérique par le (Haber-Bosch) et la généralisation, dans les 50 ans qui ont suivi, de l'utilisation des engrais azotés industriels en agriculture. L'accroissement considérable des quantités d'azote réactif mises en circulation dans la biosphère est actuellement un sujet d'inquiétude grandissante. A l'échelle mondiale, la fixation anthropique d'azote atmosphérique par l'industrie des engrais, par les combustions à haute température (moteurs à explosion, génération thermique d'électricité) et par la culture des légumineuses, a conduit à doubler le taux naturel de fixation d'azote réactif, conduisant à une perturbation majeure du cycle de l'azote mondial, qui se traduit par un très large spectre de dysfonctionnements environnementaux : contamination nitrique des eaux superficielles et souterraines, eutrophisation marine, pollution atmosphérique par les oxydes d'azote et l'ammoniac, pluies acides et retombées azotées conduisant à une perte de diversité des espaces naturels,..etc (Galloway et al.,1995, 2002).

Dans ce contexte, il est important de pouvoir quantifier le devenir de l'azote apporté aux bassins versants par l'intervention humaine, et de quantifier les différents effets en cascade qu'engendre cet apport. Le bassin de la Seine est un bon cas d'école à ce sujet puisqu'il cumule une population urbaine très importante et une agriculture très intensive.

Nous présentons ici l'application au bassin de la Seine d'un certain nombre de démarches proposées pour étudier la relation entre les apports d'azote d'origine anthropique et les transferts hydriques d'azote dans le réseau hydrographique.

2. Les Apports anthropiques d'azote au bassin versant

Le NANI (Net Anthropogenic Nitrogen Input, Boyer et al ; 2002) représente l'apport net d'azote d'origine humaine apporté dans un territoire donné (un bassin versant par exemple). Il se définit comme la somme des apports d'azote

- (i) par l'épandage d'engrais azotés inorganiques
- (ii) par la fixation d'azote atmosphérique des cultures de légumineuse,
- (iii) par le bilan du dépôt et des émissions atmosphériques d'azote
- (iv) par le bilan des importations et exportations de produits alimentaires pour l'homme et le bétail

2.1. L'épandage d'engrais azotés inorganique

La base de données sur les pratiques agricoles établie par l'INRA dans le cadre du PIREN-Seine et intégrée dans AIPrëshume, permet de connaître de manière précise et spatialisée les apports de fertilisants inorganiques sur le bassin de la Seine (Figure 1) .

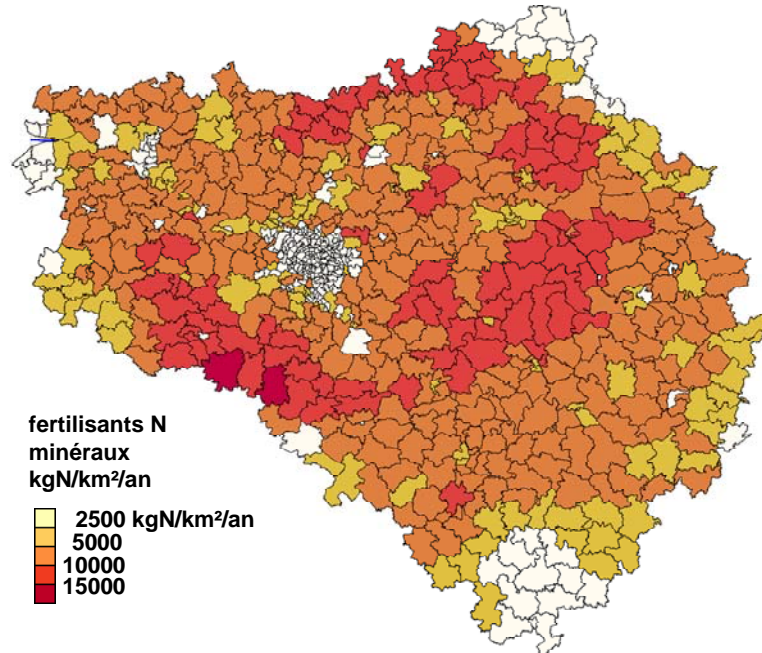


Figure 1. Apports de fertilisants inorganique par km² de territoire dans le bassin de la Seine en 2000. (Atlas Prëshume).

Le bassin de la Seine est un des bassins d'Europe où les terres cultivées reçoivent les taux de fertilisation azotée inorganique les plus importants (Fig. 2)

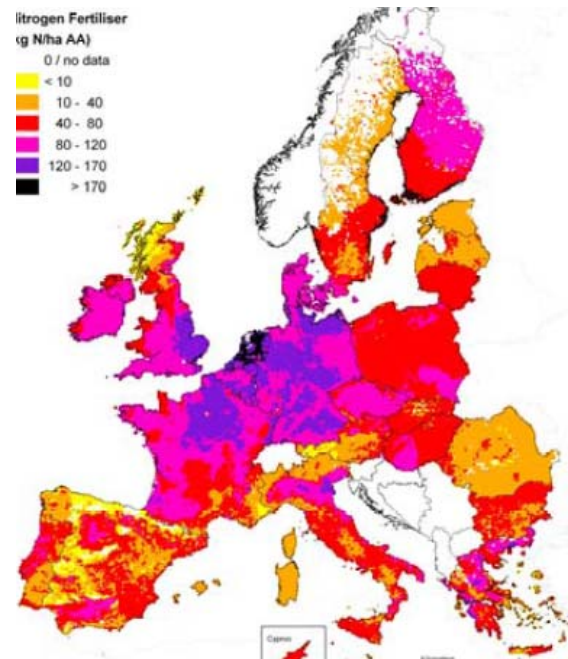


Figure 2. Fertilisation minérale azotée des terres cultivées En Europe (en kgN par ha de terre agricole et par an) (Grizzetti et Baraoui, 2006)

2.2. La fixation d'azote atmosphérique par les cultures de légumineuses

La fixation d'azote atmosphérique dans le bassin de la Seine est surtout associée à la culture du pois, de la féverole et de la luzerne, qui fixent respectivement 150, 100 et 250 kgN/ha/an. Les prairies temporaires fixent elles aussi jusqu'à 150 kgN/ha/an. Pour les prairies permanentes nous avons considéré le chiffre de 15 kgN/ha/an.

Compte tenu de ces valeurs, la fixation d'azote atmosphérique se répartit dans le territoire du bassin versant de la façon suivante (Figure 3):

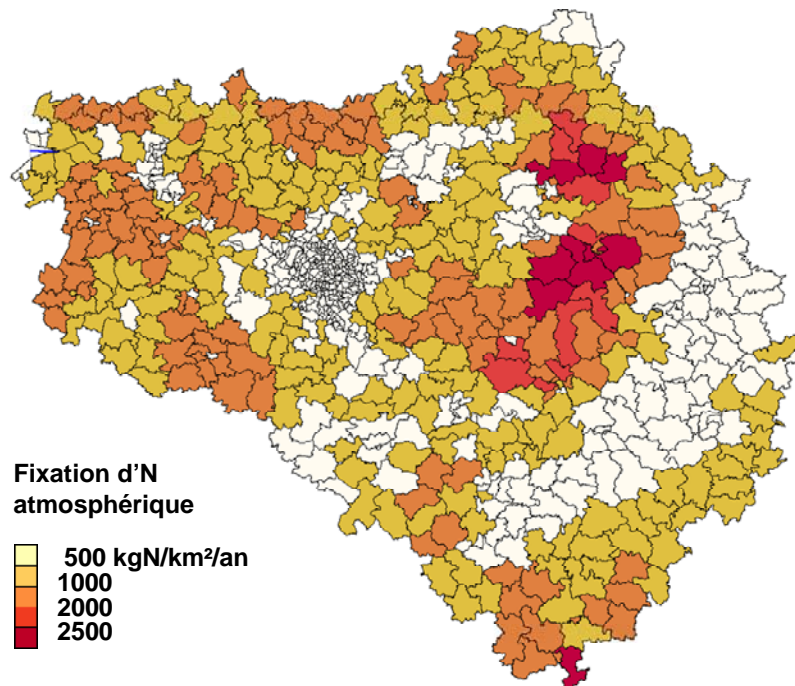


Figure 3. Apports d'azote par fixation atmosphérique par les cultures de légumineuses et les prairies dans le bassin de la Seine en 2000, exprimé en kgN par km² de territoire. (Atlas Prêshume).

2.3. Les retombées atmosphériques

Le bilan des retombées atmosphériques d'azote doit s'intéresser à l'azote oxydé (NO_x et NO_3^-) et à l'azote réduit (NH_3 et NH_4^+). Les émissions du premier sont pour l'essentiel dues aux combustions à haute température (génération électrique, moteurs à explosion) et sont donc liées à l'activité urbaine et au trafic automobile. Les formes oxydées de l'azote peuvent être transportées sur de longues distances. Le bilan net est donc donné par la mesure des retombées atmosphériques totales de nitrates. Au contraire, l'azote réduit est émis par de nombreuses sources agricoles, souvent liées aux activités d'élevage et d'épandage des engrais organiques. L'ammoniac n'est pas transporté sur de longues distances. A l'échelle du bassin versant, les émissions et les retombées sont donc généralement balancées.

Les données de l'EMEP (Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution) (<http://www.emep.int/>) relatives au dépôt total (sec et humide) d'azote oxydé permettent donc de renseigner le bilan des apports d'azote par dépôt atmosphérique sur le bassin de la Seine (Figure 4).

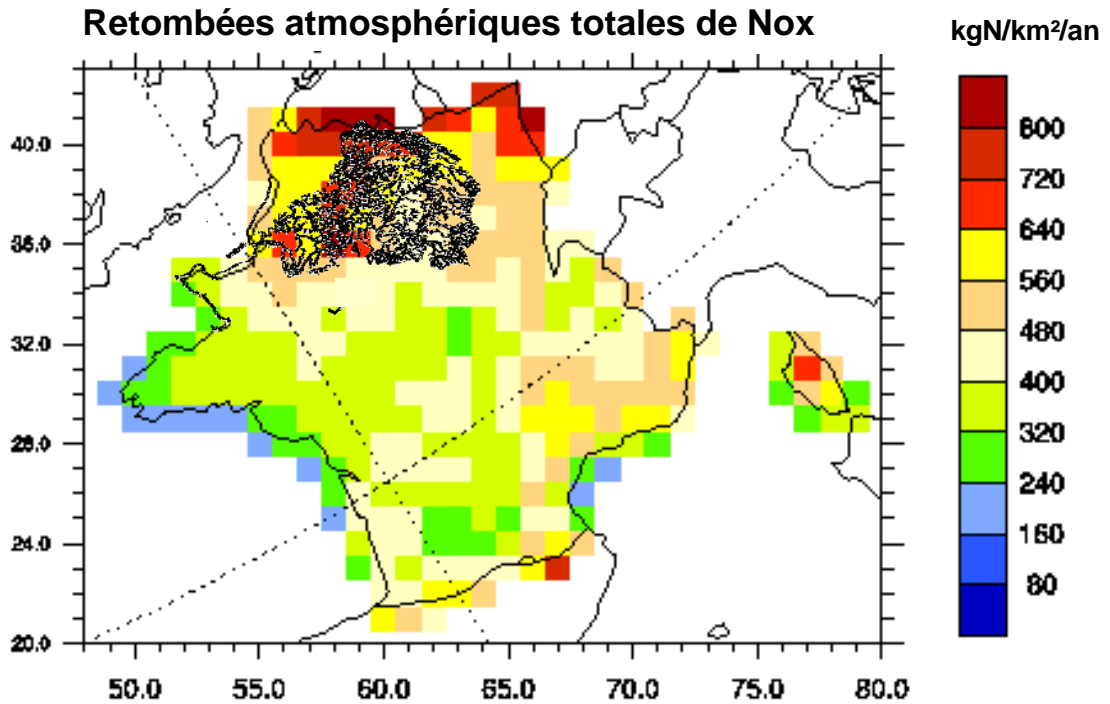


Figure 4. Apports d'azote par les retombées atmosphérique de nitrates en 2000, (exprimé en kgN par km² de territoire. (EMEP).

2.4. Les imports/exports de produits agricoles

Un poste important du bilan d'azote d'un bassin versant consiste dans les échanges commerciaux de produits agricoles qu'il entretient avec l'extérieur. Nous avons défini comme autotrophe, (Billen et al., 2007) un bassin qui produit plus de biens agricoles (exprimées en N contenu) que n'en consomme localement la population et le cheptel animal, et qui exporte le surplus. A l'inverse, un territoire dont la population et le cheptel consomment plus qu'ils ne produisent de biens agricoles est un système hétérotrophe, qui doit importer une part de ses ressources alimentaires. Une ville est par essence un système hétérotrophe ; certaines régions d'élevage intensif le sont aussi. Le bilan de la production agricole totale et de la consommation locale permet donc de définir le caractère auto- ou hétérotrophe d'un territoire (Figure 5), ainsi que leur potentiel d'exportation commerciale de produits agricoles (Figure 6).

Le bassin de la Seine, et plus particulièrement son centre (Beauce, Brie et Champagne) est l'une des régions du monde les plus exportatrices de biens agricoles.

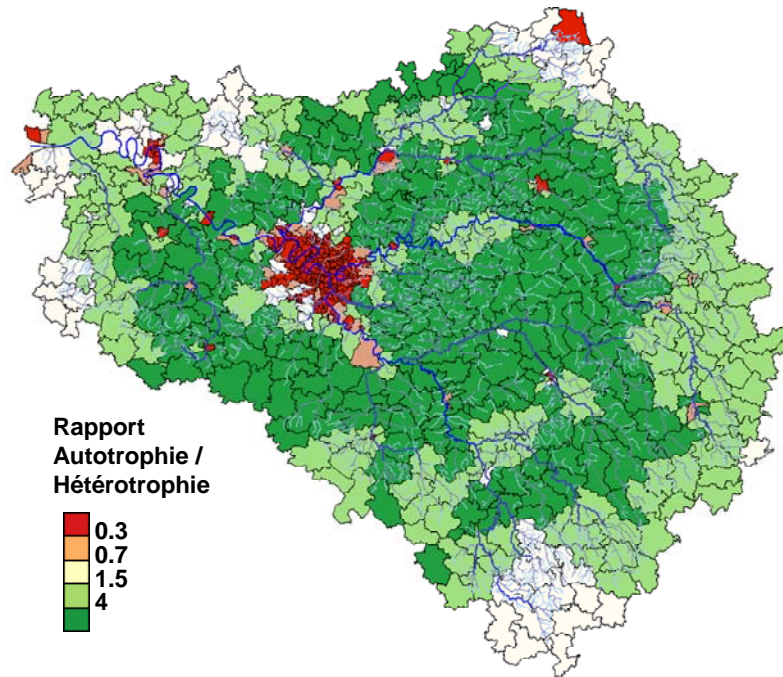


Figure 5. Caractère autotrophe (en vert) ou hétérotrophe (en rouge) des cantons du bassin de la Seine (rapport Autotrophie/Hétérotrophie) (Atlas Prëshume).

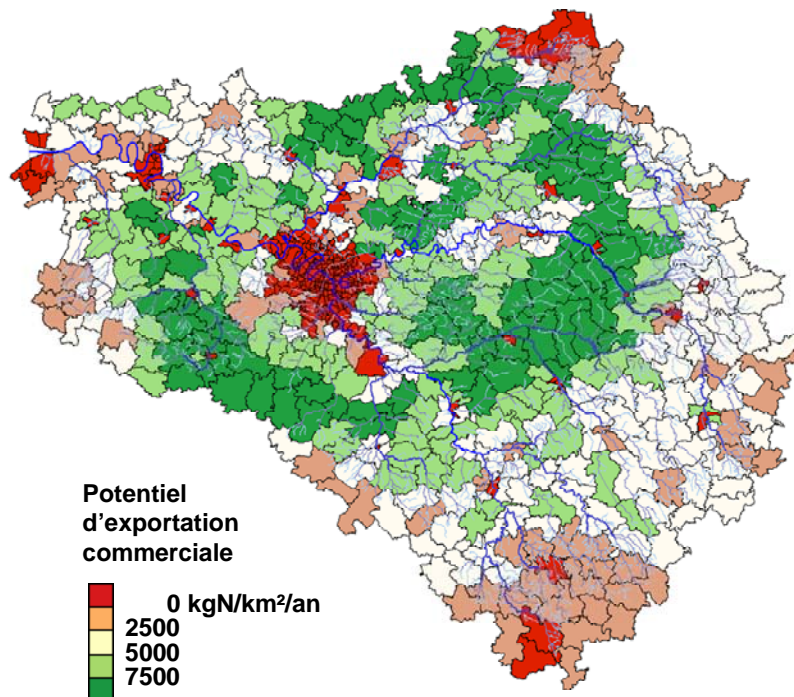


Figure 6. Potentiel d'exportation commerciale de produits agricole en kgN/km²/an (Autotrophie-Hétérotrophie) (Atlas Prëshume).

3. Le devenir des Apports anthropiques d'azote

La manière dont les flux d'azote circulent au sein de la mosaïque de systèmes écologiques qui constitue le territoire d'un bassin versant peut être schématisée comme dans la figure 7. Les apports d'azote au bassin versant peuvent être stockés (temporairement ou de manière définitive) dans le territoire (sous forme de biomasse, de matière organique dans le sol, ou dans les aquifères et la zone non saturée du sol), peuvent être évacués par voie hydrique à l'exutoire du bassin, ou peuvent être éliminés par voie atmosphérique sous forme de N_2 ou de N_2O par le processus de dénitrification, dans les sols ou les eaux. Ce sont ces mécanismes de stockage ou de transfert qu'il convient de quantifier et de comprendre. En particulier, il est essentiel de connaître l'impact des apports accrus d'azote au bassin versant sur la qualité et le fonctionnement des milieux aquatiques (eaux souterraines, eau douce de surface, eau marines côtières)

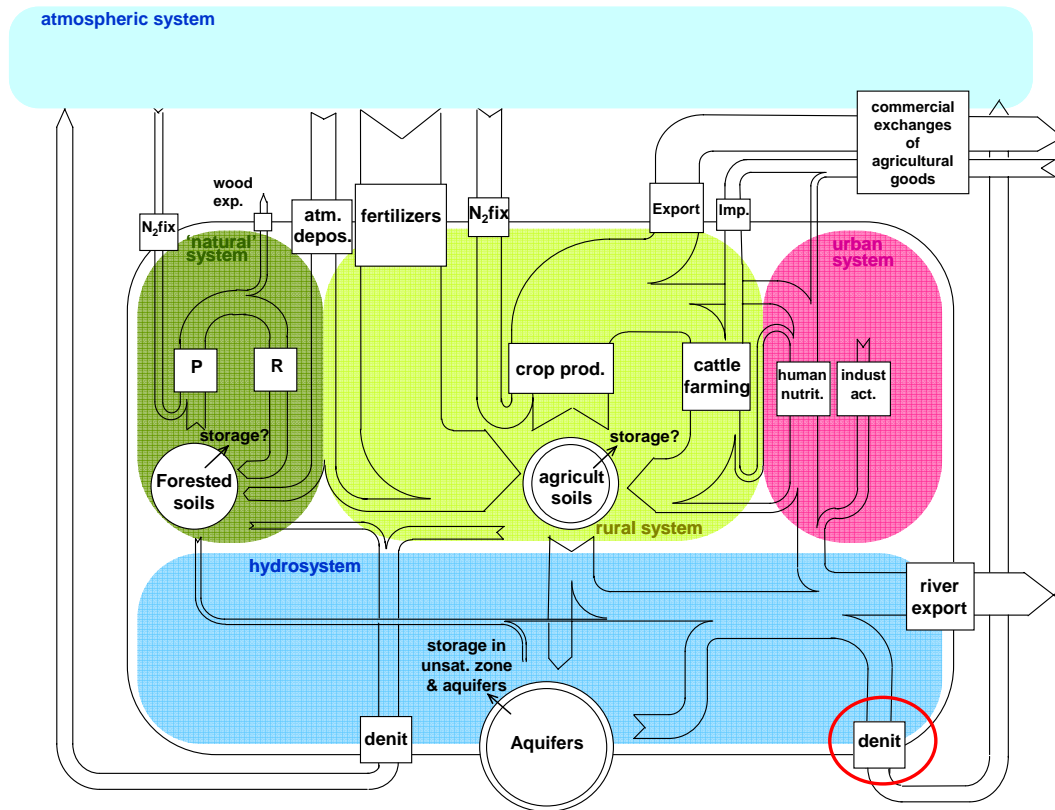


Figure 7. Représentation schématisée de la circulation de l'azote dans un bassin versant

3. 1. Relation empirique entre l'exportation hydrique d'azote et le NANI

Howarth et al (1996) et Boyer et al ; (2002) ont montré sur une série de bassins versants américains que l'exportation d'azote par les rivières est étroitement liée au NANI dans leur bassin versant.

Pour tester l'applicabilité de cette relation au bassin de la Seine, nous avons calculé le NANI d'une série de sous-bassins à l'aide du logiciel AIPrêshume. Les bassins sélectionnés (Tableau 1) sont ceux pour lesquels existent des données de qualité d'eau et de débit permettant d'évaluer par ailleurs l'exportation hydrique d'azote à l'exutoire. L'exportation hydrique moyenne annuelle sur la période 2000-2004 a été calculée à partir de données journalières de débits et des mesures mensuelles de concentrations en NO_3 , NH_4 et Norg total selon la formule :

$$\text{FlxN} = 1/n * \sum Q_j [\sum Q_i.C_i / \sum Q_j]$$

où i réfère aux dates où existent des concentrations en azote, et j aux dates où existent des mesures de débits

Tableau 1.: Sous-bassins sélectionnés dans le bassin de la Seine pour l'établissement d'une relation entre les apports anthropiques nets d'azote (NANI) et les flux exportés à l'exutoire. Les bassins retenus l'ont été d'une part sur base de la disponibilité de données de concentration et de débits dans la période 2000-2004 (pour le calcul du flux moyen d'exportation annuel) et d'autre part pour représenter une large gamme de valeurs de NANI.

bassin	surface km ²	dens popul hab/km ²	%	débit spéc. mm/yr	Flux d'N exporté kgN/km ² /yr	total NANI kgN/km ² /yr
			urbaine %			
Seine at Poses	65690	213	88	310	1822	5860
Seine at Alfortville	30712	101	78	277	1538	5257
Oise at Creil	13563	70.7	63.3	353	1673	5344
Marne at Noisiel	12832	163	85	358	1547	5507
Eure at Lery	6002	99.8	63.3	171	1239	5739
Armançon	2983	26.7	35.5	356	2023	4715
Saulx	2140	34.2	51	436	1635	4888
Aube at Bar-sur-Aube	1291	14	20	432	1408	2653
Therain	1215	129.5	62	293	1533	5758
Yonne at Dornecy	757	16.3	8	425	683	3740
Rognon	629	17.1	6.2	572	2472	3998
Cure at Saint Père	563	11.7	0	473	626	2723
Blaise at Wassy	389	11.6	3.7	547	2844	4841
Marne at Langres	368	49.1	61	336	1150	3650
Cousin at Avallon	350	36	58	384	663	3007
Serre at Chaourse	251	24.7	25	222	1064	5683
Armançon at Brianny	230	16.2	0	221	753	3718

Cette analyse permet de montrer (Figure 8) que les rivières n'exportent à l'exutoire qu'une fraction, comprise entre 10 et 50% des apports anthropogéniques d'azote au bassin versant. Ceci implique qu'entre 50 et 90% de l'azote apporté au territoire d'un bassin versant est soit stocké, soit éliminé par voie

gazeuse. Cette rétention apparente d'azote (rapport du flux exporté sur les apports totaux au bassin versant) est d'autant plus forte que le débit spécifique est important (Figure 8).

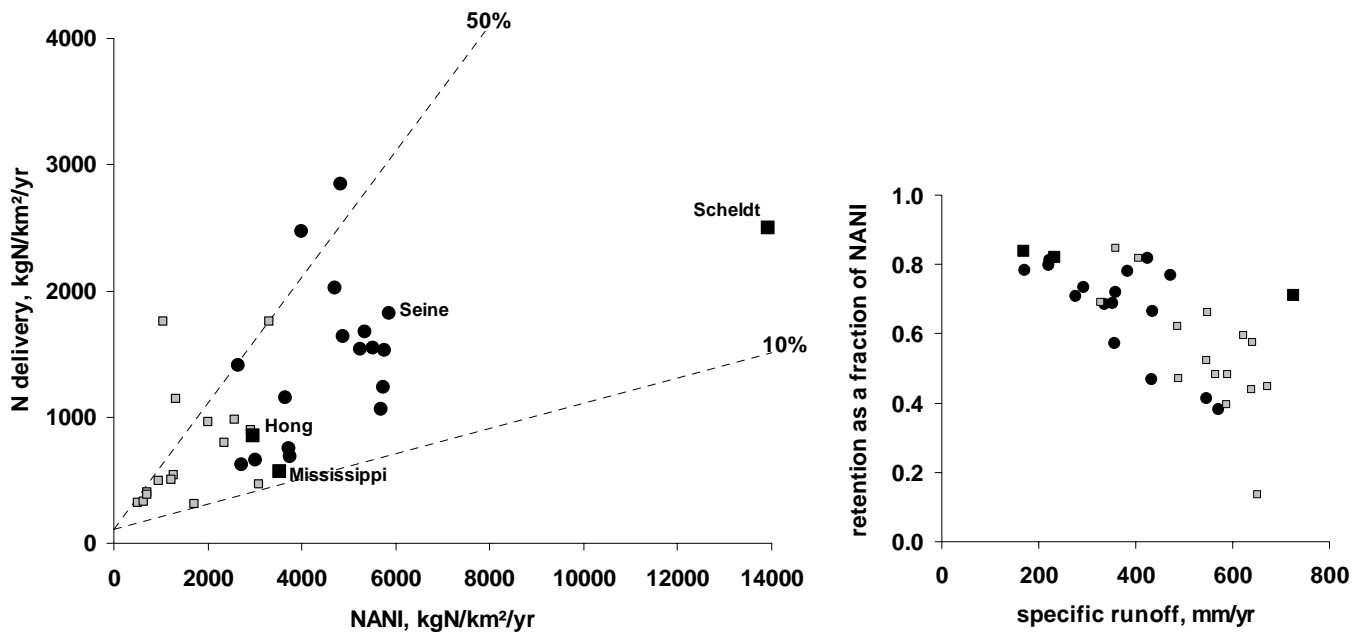


Figure 8 : Relation observée pour une série de rivières du bassin de la Seine (et d'autres bassins) entre la quantité d'azote exportée annuellement à l'exutoire et les apports nets d'azote anthropogéniques à leur bassin versant. (cercles noirs : sous-bassins emboîtés de la Seine ; carrés gris, bassins de la côte Est des Etats Unis (Boyer et al, 2002)). Panneau de droite : Taux apparent de rétention totale d'azote dans le bassin versant en fonction du débit spécifique pour les mêmes bassins.

3.2. Rétention dans le bassin et rétention dans le réseau hydrographique

La rétention apparente d'azote dans un bassin versant, telle qu'elle est évaluée par l'analyse précédente peut se décomposer en

(i) une rétention « terrestre » (wshd ret), qui intéresse les apports « diffus » aux sols du bassin versant (fertilisation minérale et organique, fixation d' N_2 atmosphérique, dépôt d'azote atmosphérique, diminués des flux d'azote correspondant à la récolte et au broutage),

et (ii) une rétention « fluviale » (rivr ret), qui intéresse l'ensemble des flux d'azote qui parviennent au réseau hydrographique, mais est seule à s'appliquer aux apports ponctuels directs à celui-ci.

$$\text{FlxNexport} = (1 - \text{rivr ret}) \cdot [((1 - \text{wshd ret}) \cdot \text{diffuseInputs}) + \text{pointInputs}] \quad (1)$$

Grizzetti et Baraoui (2006), s'inspirant du modèle SPARROW (Alexander et al., 2001 ; Smith et al., 2007), ont proposé une méthode d'ajustement statistique qui permet, à partir d'une base de données fournissant les flux exportés, les apports diffus et ponctuels pour une série de sous-bassins, ainsi que quelques caractéristiques hydro-morphologiques de ces bassins, de calculer les deux types de rétention, en supposant une relation entre la rétention fluviale et la longueur totale de cours d'eau dans le bassin, et entre la rétention terrestre et la pluviométrie annuelle (ou au débit spécifique).

La même approche a été adoptée par Dumont et al (2005) dans leur modèle GlobNEWS-N, avec cependant d'autres relations reliant les coefficients de rétention aux caractéristiques du bassin versant et du réseau hydrographique.

En appliquant ce type d'approche aux données relatives à l'ensemble des bassins considérés dans le bassin de la Seine (Table 1), on peut montrer que le meilleur ajustement est obtenu pour une rétention fluviale qui atteint au maximum 20% (dans les plus grands bassins) et une rétention terrestre variant entre 10 et 50% selon le débit spécifique. La prédiction du flux exporté reste cependant assez imprécise (Figure 9).

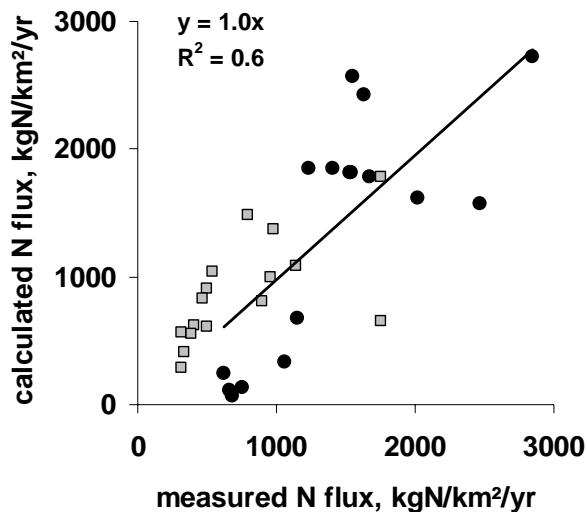


Figure 9. Calcul des flux exportés par des sous-bassins à partir de la connaissance des apports diffus et ponctuels par la relation (1), après optimisation de la relation entre la rétention fluviale et la taille du bassin versant et entre la rétention terrestre et le débit spécifique. (cercles noirs : sous-bassins emboîtés de la Seine ; carrés gris, bassins de la côte Est des Etats Unis (Boyer et al, 2002))

4. Modélisation mécaniste des transferts d'azote dans l'hydrosystème.

Les modèles de régression entrée-sorties que nous venons d'examiner laissent sans réponses un certain nombre de questions importantes concernant la circulation de l'azote et la contamination nitrique des eaux : Quelle est la nature exacte des processus de 'rétention' et où est leur siège ? Quel est le devenir de l'azote 'manquant' ? Quel est la temporalité de ces processus ? Seule une approche de modélisation basée sur les processus, avec un niveau plus élevé de résolution spatiale et temporelle peut répondre à ces questions.

Seule une approche de modélisation mécaniste basée sur la compréhension des processus en œuvre permet de répondre à ces questions. Encore l'échelle régionale à laquelle nous essayons d'y répondre pose un réel défi pour l'opérationnalité de tels modèles.

En ce qui concerne le réseau hydrographique et la rétention fluviale, le modèle Riverstrahler a été récemment considérablement amélioré dans sa capacité à prédire les processus benthiques (accumulation temporaire et définitive de sédiment, nitrification, dénitrification) qui sont responsables de la rétention d'azote (Thouvenot-Korppoo, *subm*). Le modèle rend bien compte de l'accroissement observé du potentiel de dénitrification benthique dans les parties aval du réseau hydrographique et en particulier en aval des rejets ponctuels d'eau usées.

Couplé en amont aux modèles STICS et MODCOU, qui permettent de définir les flux et les concentrations d'azote à la base de la zone racinaire et dans les aquifères en réponse à la diversité des pratiques agricoles dans les différentes régions agricoles du bassin, le modèle SENEQUE/Riverstrahler offre la possibilité de calculer un bilan complet des transferts et rétention d'azote dans le réseau hydrographique (Figure 10). Ce bilan permet de distinguer dans la rétention apparente le rôle respectif du stockage temporaire dans les eaux souterraines, de la dénitrification riparienne et de la dénitrification benthique. Il permet aussi de mettre en évidence l'effet de l'hydrologie sur ces phénomènes par la comparaison du bilan en année sèche (ex ; 1996) et en année humide (ex : 2001).

Les chiffres montrent que le stockage temporaire dans les aquifères et la zone non saturée du sol représente une part très importante de la rétention des apports diffus, du même ordre que la dénitrification riparienne : ensemble ces deux processus retiennent environ le tiers des apports diffus. La dénitrification benthique dans les cours d'eau et les annexes hydrauliques ne représente, quant à elle, au plus (en années sèches) que 10% des apports au réseau hydrographique. '

Notons que le modèle semble très robuste, dans la mesure où ces estimations, réalisées sur plusieurs découpages en axes et bassins de résolution spatiale variable, sont tout à fait concordantes.

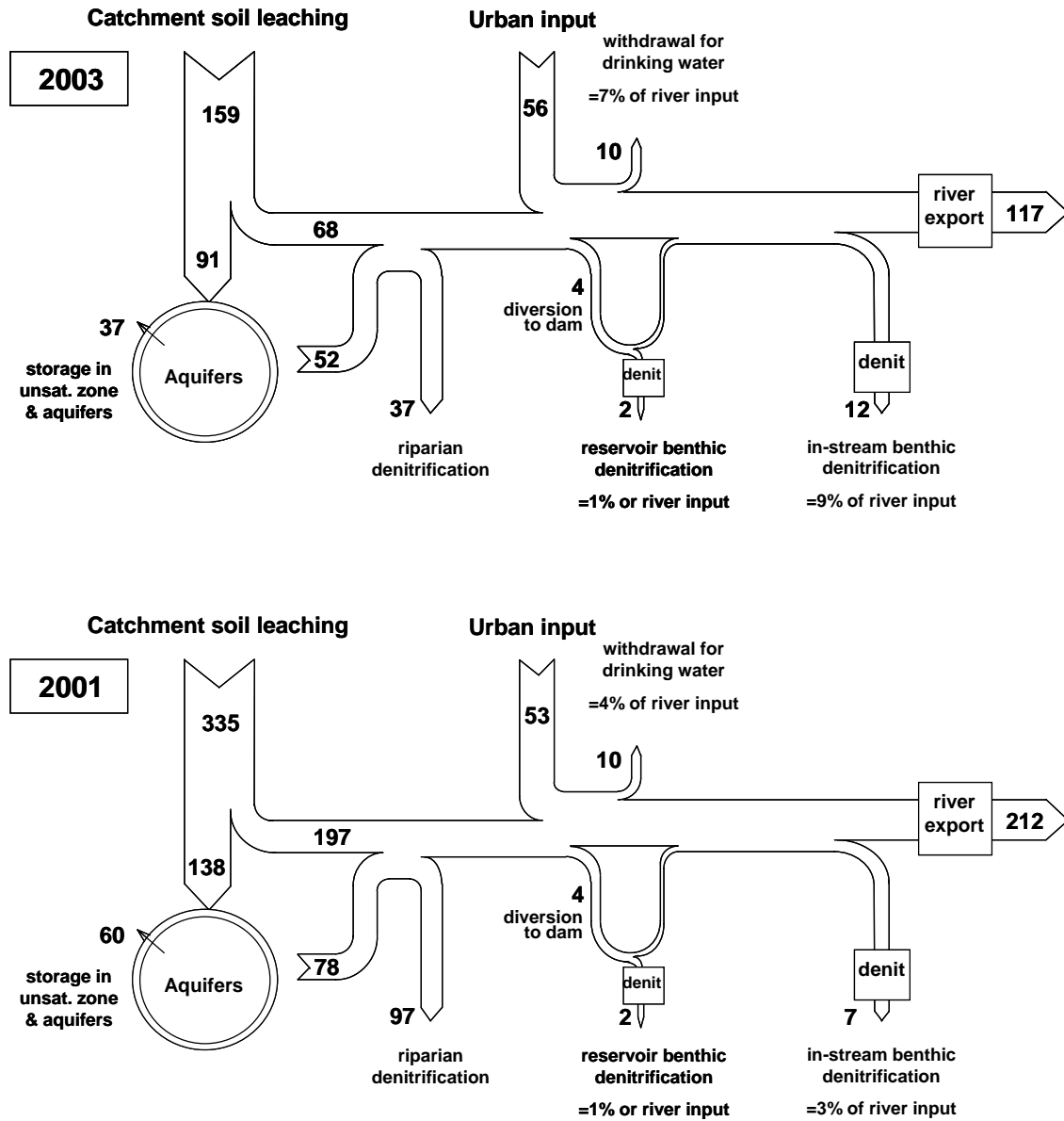


Figure 10. Bilan des transferts d'azote (exprimés en 10^3 tonnes d'azote par an) dans le réseau hydrographique de la Seine tel qu'établi par l'application du modèle SENEQUE/Riverstrahler aux conditions d'une année sèche (1996) et d'une année humide (2001) (Thouvenot et al., soumis).

References

Alexander, R.B.; Smith, R.A.; Schwarz, G.E.; Preston, S.D.; Brakebill, J.W.; Srinivasan, R.; Pacheco, P.A. (2001) Atmospheric nitrogen flux from the watersheds of major estuaries of the United States: An application of the SPARROW watershed model. In: Valigura R, Alexander R, Castro M, Meyers T, Paerl

- Boyer, E. W., C. L. Goodale, N. A. Jaworski, and R. W. Howarth. 2002. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern USA. *Biogeochemistry* 57&58: 137-169.
- Dumont, E., J. A. Harrison, C. Kroeze, E. J. Bakker, and S. P. Seitzinger (2005), Global distribution and sources of dissolved inorganic nitrogen export to the coastal zone: Results from a spatially explicit, global model, *Global Biogeochem. Cycles*, 19, GB4S02, doi:10.1029/2005GB002488.
- Galloway, J.N., Schlessinger, W.H., Levy, H., Michaels, A. and Schoor, J.J. (1995). Nitrogen fixation: anthropogenic enhancement – environmental response. *Global Biogeochemical Cycles*. 9: 235-252.
- Galloway, J.N. and Cowling, E.B. (2002). *Reactive Nitrogen and The World: 200 years of Change*. *Ambio*. 31: 64-71.
- Grizzetti B & Bouraoui, F (2006). *Assessment of Nitrogen and Phosphorus Environmental Pressure at European Scale*. Institute for Environment and Sustainability. EC JRC, Ispra.66pp. EUR 22526 EN
- Grizzetti, B.; Bouraoui, F.; de Marsily, G.; Bidoglio, G. (2005) A statistical method for source apportionment of riverine nitrogen loads. *Journal of Hydrology* 304, 302-315.
- Howarth R.W., Billen G, Swaney D., Townsend A., Jaworski N., Lajtha K., Downing J.A., Elmgren R., Caraco N., Jordan T., Berendse F., Freney J., Kudeyarov V., Murdoch P., and Zhao-liang Z. (1996). Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic ocean: natural and human influences. *Biogeochemistry* 35: 75-139.
- Howarth, R. W., E. W. Boyer, R. Marino, D. Swaney, N. Jaworski, and C. Goodale. 2006. The influence of climate on average nitrogen export from large watersheds in the northeastern United States. *Biogeochemistry* 79: 163-186.
- Smith RA, Schwarz GE, Alexander RB (2007). Regional interpretation of water-quality monitoring data. *Water Resources Research* 33:2781-2798.
- Thouvenot-Korppoo, M., Billen, G, Garnier, J. (subm) Modelling benthic denitrification processes over a whole drainage network. *J. Hydrol.* (subm)