

Modélisation des apports diffus d'azote et de phosphore aux masses d'eau de surface du bassin Seine-Normandie

Paul Passy^{1*}, Pascal Viennot², Nicolas Gallois², Gilles Billen^{1*}, Josette Garnier¹,
Marie Silvestre³, Vincent Thieu¹, Nicolas Flipo²

¹ Sorbonne Université/CNRS, UMR Metis, Paris

² MinesParisTech, Géosciences, Fontainebleau

³ Sorbonne Université/CNRS, FIRE, Paris

* gilles.billen@upmc.fr

Résumé

La modélisation des apports diffus de nutriments (N et P) se heurte encore à la complexité des processus de transfert, de transformation et d'immobilisation qui affecte le comportement des nutriments tout au long de leur cascade depuis les sols agricoles jusqu'à l'exutoire du réseau hydrographique en passant par les aquifères. Le modèle STICS/MODCOU a été couplé pour la première fois avec le modèle PyNUTS/Riverstrahler dans le cadre d'un exercice d'évaluation des apports diffus d'azote aux masses d'eau de surfaces du domaine de l'AESN. La valeur ajoutée de ce couplage par rapport aux démarches précédemment mises en œuvre est particulièrement nette à cette échelle. Un bilan cohérent des transferts d'azote à l'échelle du bassin est également proposé. Parallèlement, une nouvelle approche a été mise au point pour prendre en compte les apports diffus de phosphore liés à l'érosion des sols agricoles.

Points clefs

- ✓ *Les modèles STICS/MODCOU et PyNUTS/Riverstrahler ont été couplés pour la première fois*
- ✓ *Ce couplage offre une représentation de la cascade de l'azote depuis les sols agricoles jusqu'à l'exutoire du bassin, en passant par les aquifères.*
- ✓ *Il a été appliqué à la définition des apports diffus de nutriments aux masses d'eau de surface du territoire Seine-Normandie.*

Introduction

Le centre de Géosciences de MINES-ParisTech développe depuis 2002 une méthodologie de couplage entre un modèle hydrogéologique (MODCOU) et un modèle agronomique (STICS). Cette approche permet de simuler, de manière spatialement et temporellement distribuée, non seulement le transport de nitrate d'origine agricole dans l'ensemble des compartiments du sous-sol et des formations aquifères (*via* le modèle hydrogéologique) mais également de générer la production même de ces polluants (*via* le modèle agronomique et les données associées - base ARSeiNE (Base de données Agricole Régionalisée sur le bassin Seine-Normandie) (Figure 1).

STICS-MODCOU

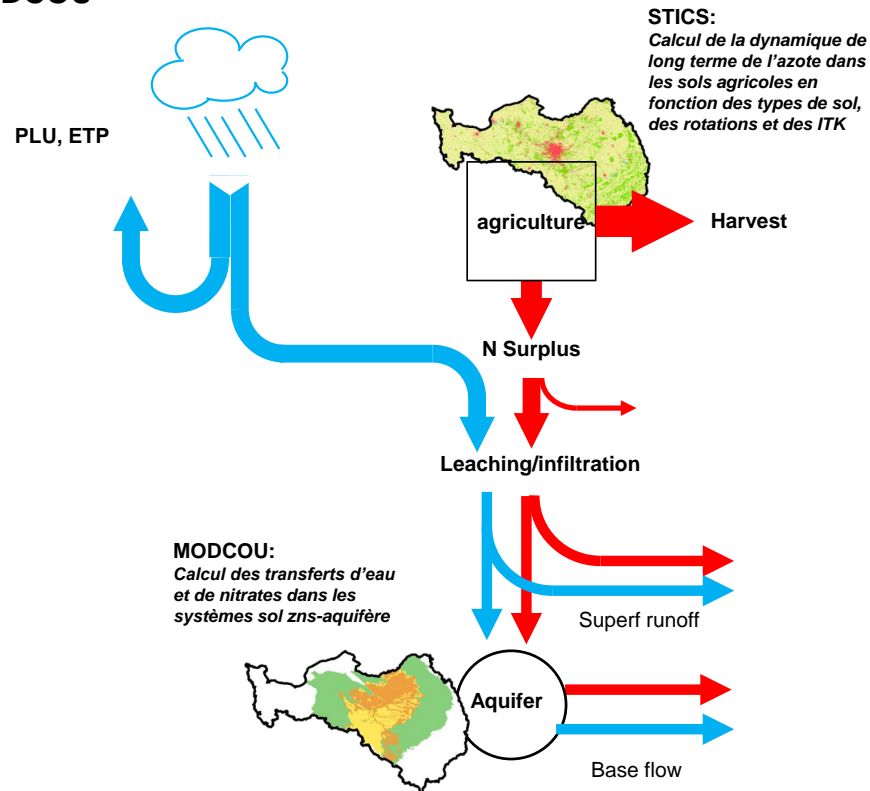


Figure 1. Schéma de principe de la chaîne STICS-MODCOU.

L'UMR Métis a développé parallèlement le modèle RIVERSTRAHLER (dans son nouvel environnement en Python : pyNuts/RIVERSTRAHLER), qui calcule les transferts et transformations de l'azote dans le réseau hydrographique du bassin Seine-Normandie, compte tenu des apports diffus issus des aquifères et des eaux de surface, des apports ponctuels d'azote dans les eaux usées urbaines, et des transformations qui ont lieu dans le réseau hydrographique proprement dit (colonne d'eau et à l'interface avec le sédiment benthique). Tout récemment, la représentation du processus de dénitrification dans les zones riveraines des cours d'eau a été améliorée pour prendre en compte la réduction considérable des flux d'azote à l'interface entre les eaux superficielles et phréatiques issues du bassin versant avant même qu'elles ne rejoignent le réseau hydrographique (Figure 2).

RIVERSTRAHLER

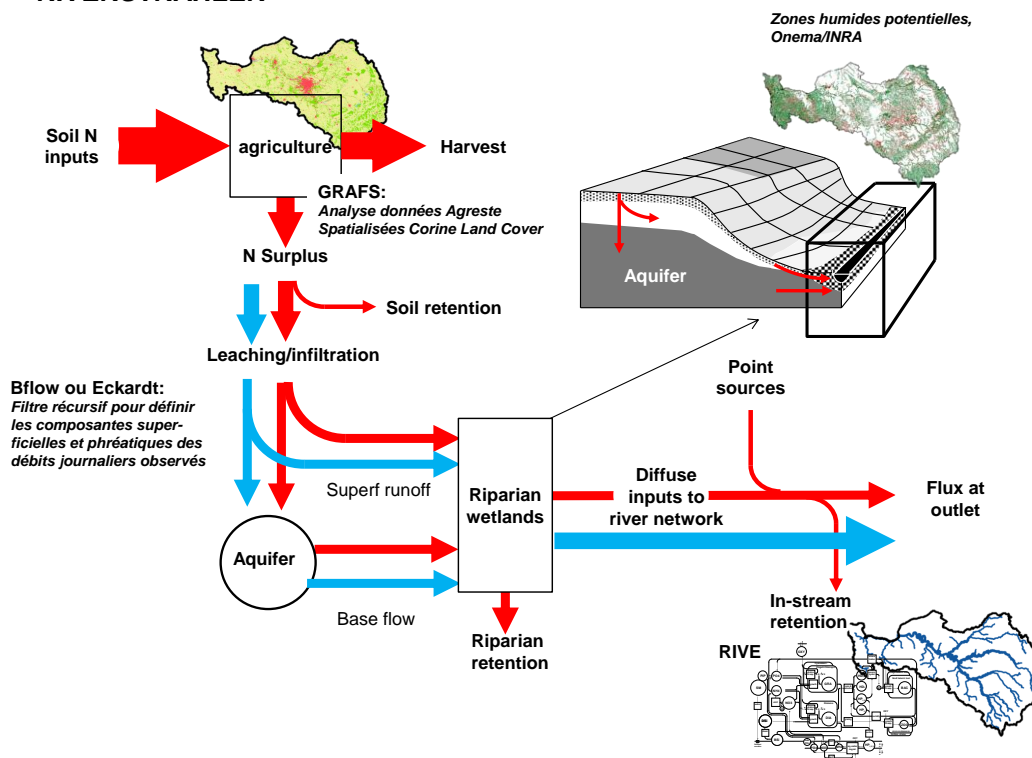


Figure 2. Schéma de principe du modèle RIVERSTRAHLER.

Malgré la complémentarité évidente de ces deux approches de modélisation, leur couplage direct n'avait jusqu'ici pas été réalisée, les apports diffus au modèle pyNuts/Riverstrahler étant jusqu'ici fournis par une démarche de bilan basée sur l'exploitation des statistiques agricoles à l'échelle départementale (GRAFS).

Le couplage direct de STICS/MODCOU et de pyNuts/Riverstrahler a été réalisé cette année dans le cadre d'une demande de l'AESN visant à estimer les apports diffus et ponctuels de nutriments, azote et phosphore, aux masses d'eau de surface (MESU), durant la période 2010-2016, et à relier ces apports, autant que possible, aux activités agricoles et urbaines sur les bassins versants correspondants.

Dans le même temps, et dans la mesure où les flux de phosphore ne sont pas appréhendés par le modèle STICS, la question des apports diffus de phosphore aux masses d'eaux de surface a été revisitée dans le cadre du développement de PyNuts/Riverstrahler, grâce à une nouvelle représentation des processus d'érosion nette à l'origine de la majorité des apports diffus de phosphore depuis les sols.

Couplage simplifié STICS-MODCOU - RIVERSTRAHLER

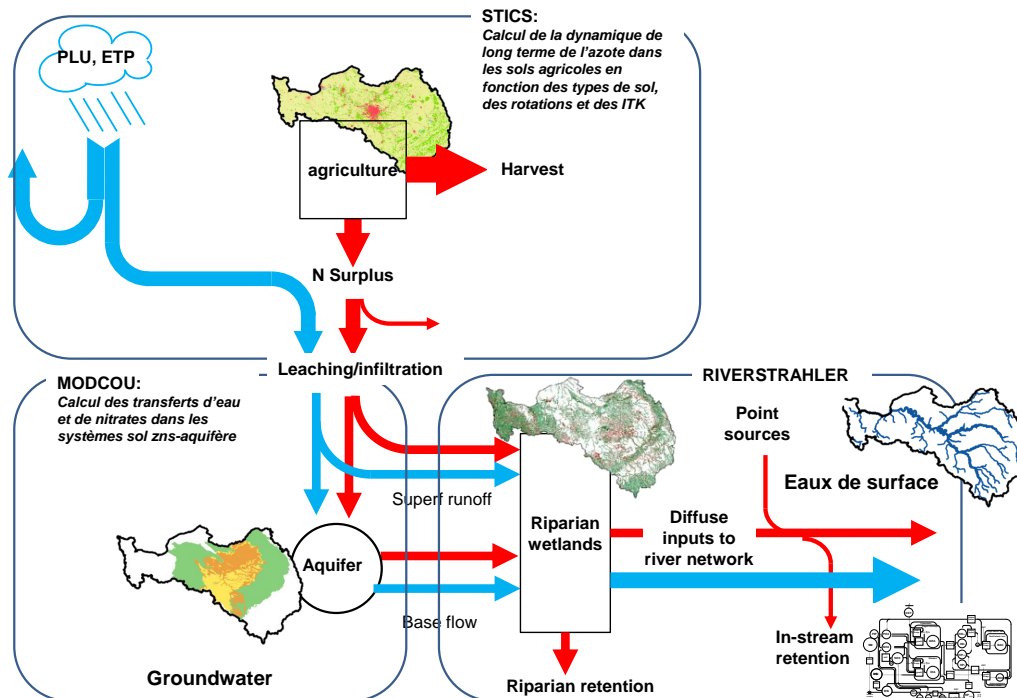


Figure 3. Schéma de principe du couplage STICS-MODCOU- RIVERSTRAHLER.

1. Description et validation de la chaîne de modélisation mise en œuvre

1.1. Couplage de STICS/MODCOU et de PyNuts/Riverstrahler

Trois modèles mécanistes des transferts environnementaux de nutriments sont mis en dialogue dans la présente étude : STICS pour la modélisation des flux d'azote dans le système sol-eau-plantes, et MODCOU pour la représentation des flux hydriques et nitriques dans le système formé par la zone non saturée et les aquifères et PyNuts/Riverstrahler pour la représentation des flux dans le réseau hydrographique et dans les zones riveraines. Ces trois modèles ont été décrits précédemment, et ne le seront plus ici.

Conformément à la philosophie de Riverstrahler, la maille élémentaire de dialogue est celle de la modélisation PyNuts, à savoir le bassin versant élémentaire, portion de bassin versant compris entre deux confluences ou entre une source et la première confluence. Les flux d'eau issus de l'écoulement superficiel rapide d'une part, des écoulements phréatiques et de débordement de nappes d'autre part, de même que les concentrations nitriques correspondantes, sont fournis par le modèle MODCOU pour chacun de ces bassins versants élémentaires. Ces données sont alors utilisées par le modèle PyNuts/Riverstrahler pour calculer la qualité de l'eau dans l'ensemble du réseau hydrographique, après prise en compte de la rétention riparienne liée à la dénitrification dans les zones humides riveraines.

Le modèle PyNuts/Riverstrahler tourne alors selon un découpage qui, dans la mesure du possible, individualise comme objets axe ou bassin toutes les masses d'eau de surface définies par l'AESN (Figure 4).

	FRHR	FRHL	FRHT	FRHC	Total
Nombre de BVE	9455	92	73	72	9692
Nombre d'objets	1648	20	21	61	1746
... dont objets "bassin"	1252	5	11	61	1329
... dont objets "axe"	396	15	10	0	421
Superficie cumulée (km ²)	91795	418	1222	389	93823
Nombre de codes ME (hors "ME Côtière")	1628	47	7	18	1700

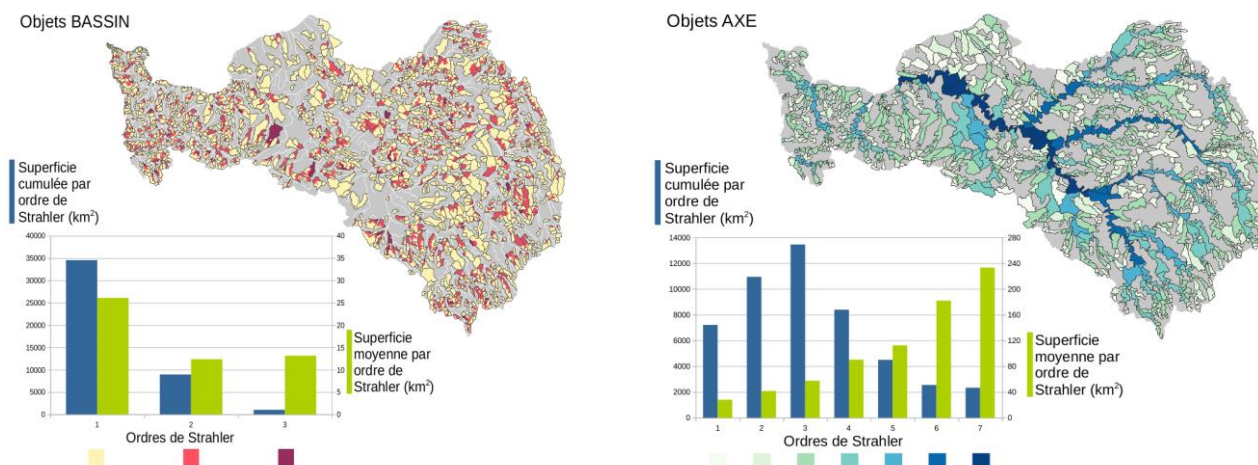


Figure 4. Découpage en objets axe et bassin individualisant les masses d'eau de surface de l'AESN.

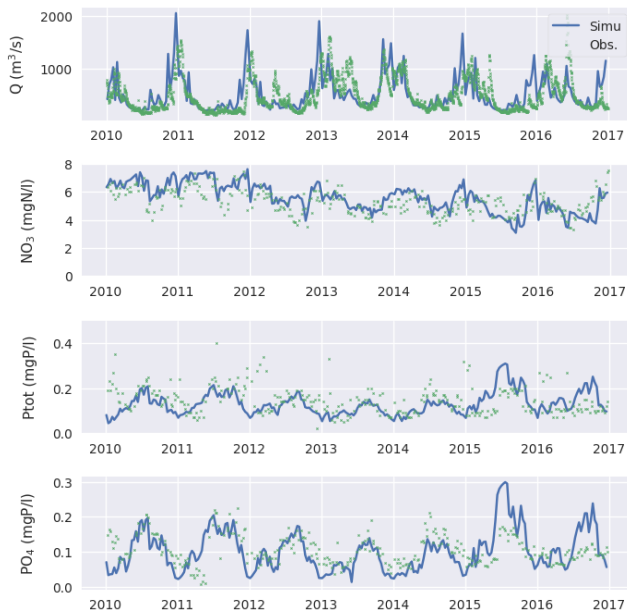
1.2. Validation de la chaîne de modélisation

La cohérence de l'ensemble de la chaîne de modélisation a été validée par comparaison des simulations de débit et de concentration en nitrates, phosphates et phosphore total en 4 stations du bassin pour les années 2010 à 2016 (Figure 5). Les résultats sont en général assez satisfaisant avec un NRMSE (normé à la variance) proche de 20% et un biais (pente de la droite de corrélation forcée à l'origine) généralement situé entre 0.9 et 1.1. (Tableau 1).

Tableau 1. Performance de la simulation du débit et de la concentration en nitrate et phosphates en 4 stations du bassin de la Seine sur la période 2010-2016

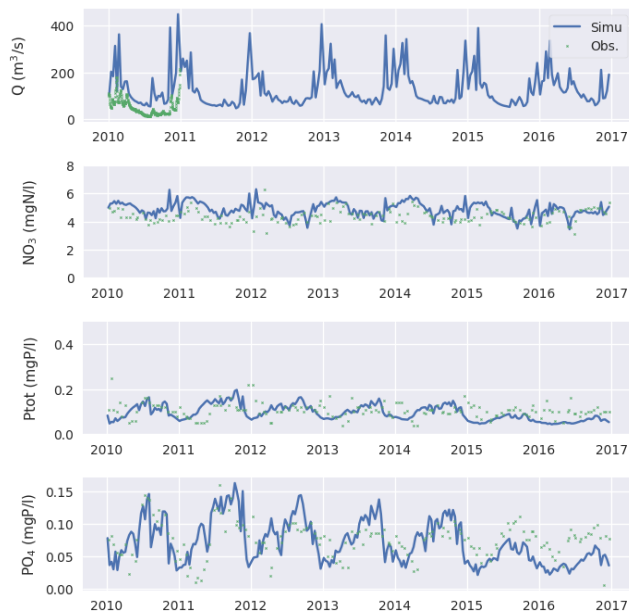
station	variable	NRMSE, %	biais
Poses	débit	19	0.97
	nitrate	22	1.1
	phosphates	23	0.88
Oise à Conflans	débit	-	-
	nitrate	22	1.1
	phosphates	20	0.92
Marne à St Maurice	débit	20	0.94
	nitrate	22	1.2
	phosphates	14	0.6
Armançon	débit	11	0.55
	nitrate	17	0.97
	phosphates	24	0.58

Poses



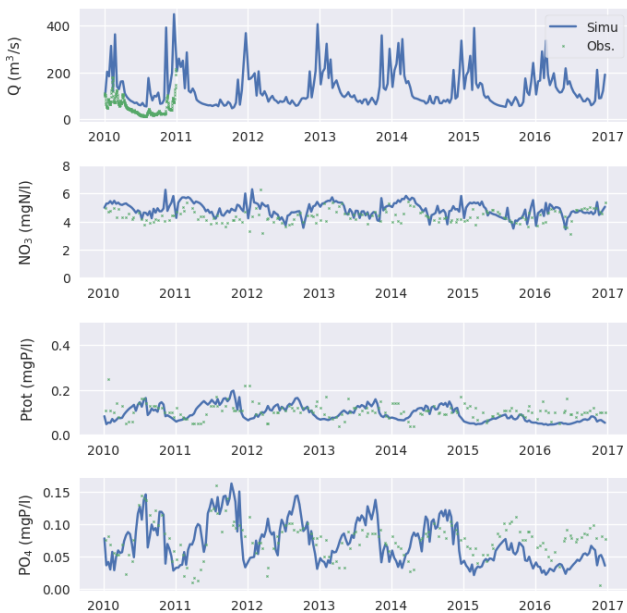
a.

Oise



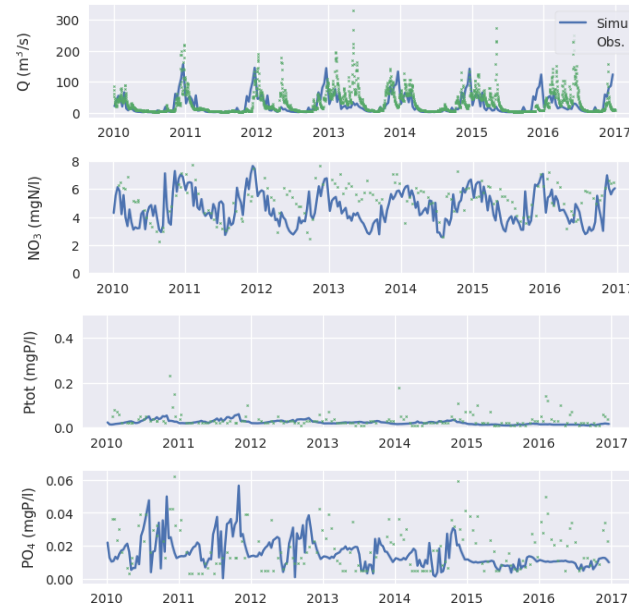
b.

Oise



b.

Armançon



d.

Figure 5. Validation de la chaine de modélisation STICS/MODCOU-PyNuts/Riverstrahler en 4 stations du réseau hydrographique de la Seine.

2. Flux hydriques par masse d'eau

2.1. Intérêt et limites du couplage MODCOU-pyNuts/Riverstrahler

Dans les applications précédentes de Riverstrahler, qui ne comprend pas de module hydrologique proprement dit, les écoulements de surface et de base étaient fournis en données d'entrées pour chaque bassin versant élémentaires à partir de l'analyse des chroniques de débits journaliers en un certain nombre de stations jaugées traitées par un filtre récursif (Bflow, Arnold et Allen, 1999), afin de pouvoir séparer les deux composantes du débit (rapide pour les écoulements de surface, lente pour les écoulements de base). Une telle démarche garantit un parfait accord entre les flux d'eau simulés et les observations aux stations utilisées, mais suppose une distribution homogène des écoulements dans l'espace de bassin versant délimité par ces stations.

Le modèle MODCOU génère des flux hydriques à partir des données de pluviométrie et de climatologie grâce à un modèle physique qui calcule l'évaporation et les écoulements, superficiels et phréatique. Si les résultats sont moins fidèles aux observations aux stations jaugées, la distribution spatiale correspondante des écoulements est par contre plus réaliste, notamment en ce qui concerne la différence d'apports hydriques aux cours d'eau entre les petits ordres et les grandes vallées fluviales.

2.2. Résultats

L'étude porte sur la période 2010 – 2016. Cette période est marquée par des crues importantes dans le bassin de la Seine, notamment au printemps de l'année 2016 dans le bassin de la Seine. Les autres années peuvent être considérées comme des années moyennes, présentant une hydrologie peu contrastée (voir Figure 5). En se basant sur la chronique des débits mesurés sur la Seine à Vernon, les années 2010 et 2011 sont les années étudiées aux étiages les plus bas. L'année 2013, en revanche, présente des étiages moins marqués que le reste de la période (Figure 5).

En ce qui concerne la distribution spatiale des écoulements (Figure 6a), on observe tout d'abord des lames d'eau généralement plus élevées dans les franges occidentales et orientales du bassin, ce qui reflète la pluviosité plus importante de ces zones, les premières à cause de leur caractère océanique, les secondes à cause de leur relief.

A cette distribution spatiale du signal climatique se superpose un effet d'ordre de rivière. Les grandes vallées alluviales recueillent par écoulement profond une part significative des écoulements générés dans les têtes de bassin, dont les masses d'eau superficielles sont ainsi privées d'une partie des flux hydriques infiltrés sur les sols de leur bassin. On voit ainsi se dessiner en couleurs plus foncées les vallées de la Seine, de l'Yonne, de la Marne et du Grand Morin, de l'Oise et de l'Eure, fortement alimentées par des eaux souterraines issues des plateaux adjacents, tandis qu'un déficit de lames d'eau écoulées apparaît dans leurs interfluves. Remarquons que cette distribution spatiale par ordre de rivière n'était pas rendue par la démarche de spatialisation BFlow qui fait l'hypothèse d'une distribution homogène des écoulements en amont d'un nombre limité de stations de jaugeage (Figure 6b).

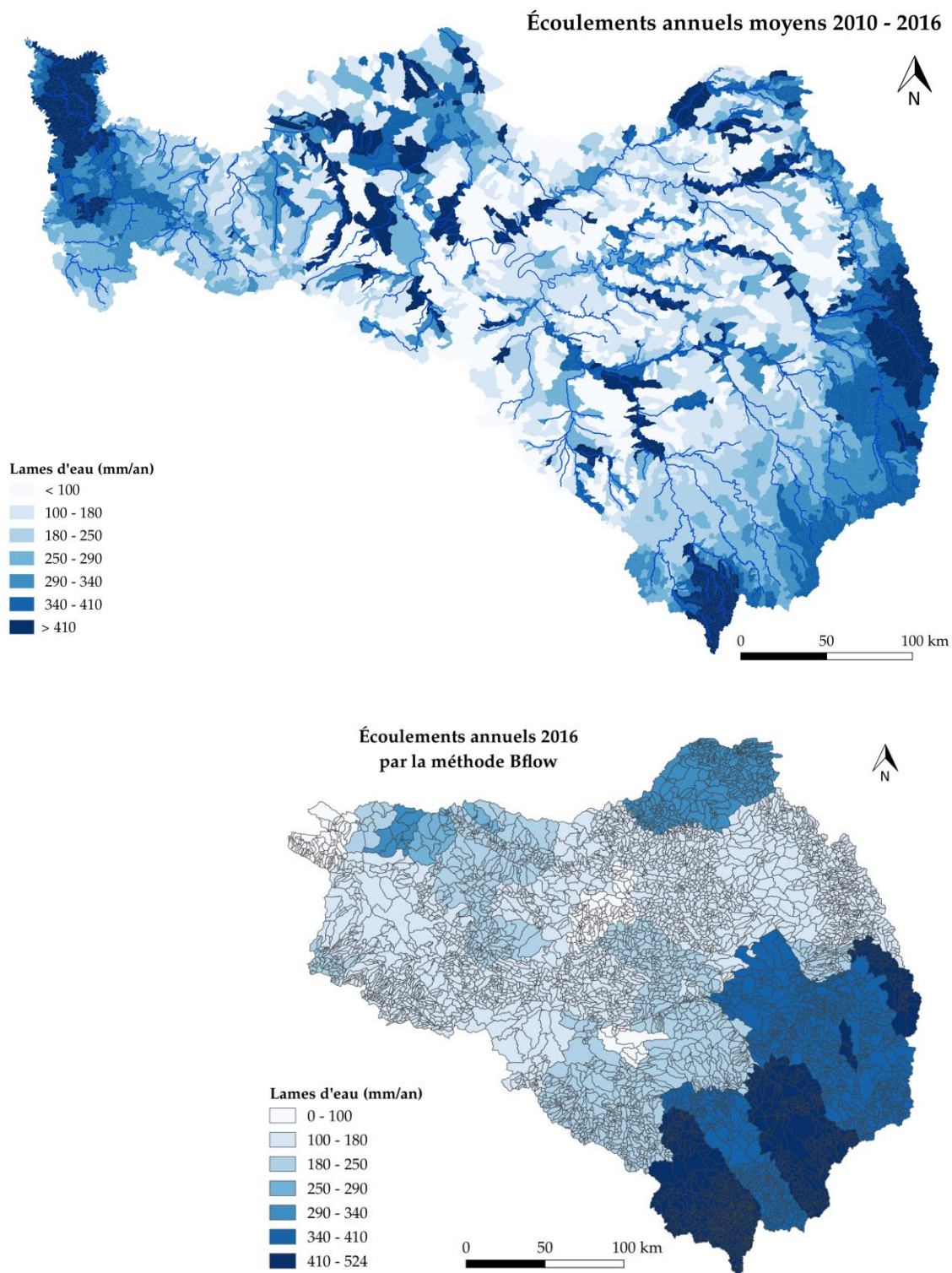


Figure 6. Lames d'eau rejoignant les masses d'eau de surface en moyenne annuelle au cours de la période 2010-2016 (en mm/an) telles que calculées par le modèle STICS/MODCOU (a) et tels que les restituait l'approche de spatialisation Bflow à partir d'un certain nombre de stations (b).

3. Flux d'azote

Le calcul des apports diffus repose sur le chaînage des modèles STICS pour le calcul des flux de nitrates lixiviés à partir des pratiques agricoles (base ARSeiNE) des caractéristiques pédologiques des sols et du climat, MODCOU pour le calcul des transferts d'eau et de nitrates dans les systèmes aquifères et pyNuts/Riverstrahler pour le calcul des transferts vers le réseau hydrographique à travers les zones humides riveraines.

3.1. Emission d'azote par l'agriculture et apports diffus

3.1.1. Surplus et lixiviation

Le modèle STICS calcule de manière spatialement explicite le bilan d'azote des rotations culturales dans l'ensemble du domaine. Deux indicateurs sont particulièrement importants pour ce qui concerne le bilan d'azote : (1) le bilan des sols arables (différence entre les apports totaux d'azote au sol et l'exportation par la récolte, encore appelé surplus azoté), qui caractérise les risques de pertes environnementales vers l'atmosphère ou l'hydrosystème, lorsque l'accumulation de matière organique dans le sol n'absorbe pas ce surplus ; et (2) la lixiviation, c'est-à-dire l'entraînement d'un flux d'azote (essentiellement sous forme de nitrates) par le flux d'eau d'infiltration en dessous de la zone racinaire.

Ces deux indicateurs sont représentés à la figure 7 en moyenne pour le bassin de la Seine à Poses, au cours de la période 2000-2015. Les variations interannuelles traduisent les variations climatiques qui modifient le couplage entre les apports d'azote au sol et le prélèvement par la végétation. En moyenne, la lixiviation (12 kgN/ha/an) représente 50 % du surplus (24 kgN/ha/an).

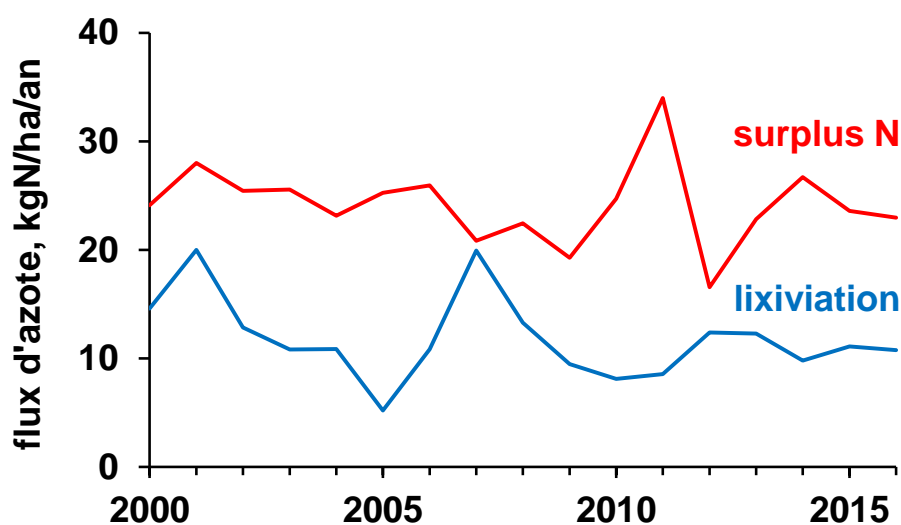


Figure 7. Balance azotée moyenne (Surplus) des terres arables et flux de lixiviation calculés pour le bassin de la Seine (à Poses) par le modèle STICS régionalisé sur la période 2000-2015.

3.1.2. Apports diffus aux masses d'eau (avant rétention riparienne)

Les apports diffus aux masses d'eau de surface ne reflètent pas directement la lixiviation dans leur bassin versant. Elles résultent du cheminement de l'eau, que l'on peut grossièrement séparer en une fraction d'écoulement superficiel et rapide, et une fraction qui s'infiltré plus en profondeur et alimente les aquifères. La vidange ou le débordement des aquifères, dans nos simulations, constituent le débit de base aux masses d'eau de surface.

Les flux d'azote diffus délivrés à chaque masse d'eau avant passage à travers le filtre riparien sont représentés en figure 8.

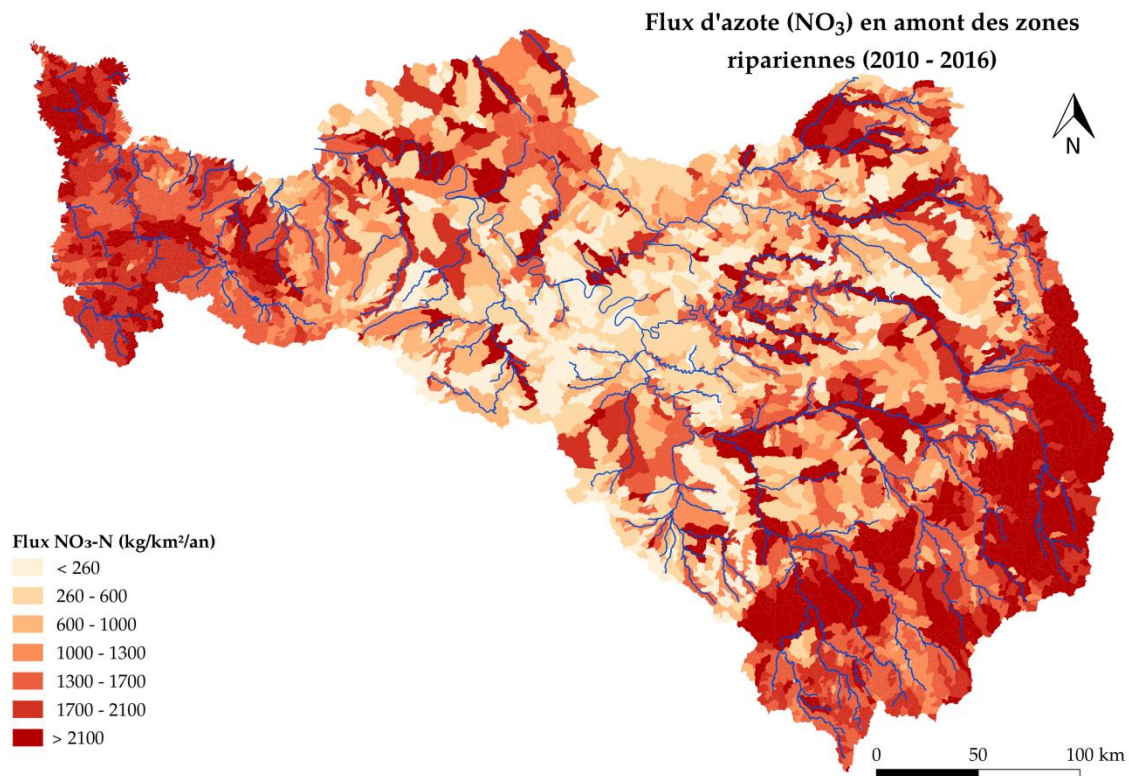


Figure 8. Flux d'azote nitrique d'origine diffuse en amont des zones ripariennes en moyenne annuelle au cours de la période 2010-2016 (en kgN/km²/an).

L'interprétation de ces flux est facilitée si on les considère comme le produit d'un débit d'eau par une concentration en nitrate.

La figure 6a montrait la distribution des lames d'eau qui rejoignent chaque masse d'eau de surface, avec des écoulements plus importants dans les franges Est et Ouest du bassin en raison d'une plus forte pluviométrie, et des valeurs plus élevées dans les masses d'eau des grands axes de rivières qui, en raison de leur topographie, drainent des écoulements de base plus importants. Ces caractéristiques de la distribution des écoulements se retrouvent bien évidemment dans la carte des flux d'azote (Figure 8).

Les concentrations nitriques associées à ces flux sont montrées à la figure 9 a. Mieux que les valeurs d'azote diffus exprimées en flux, ces concentrations traduisent l'intensité de la pression agricole qui s'exerce dans les différentes masses d'eau du bassin. Elles sont le reflet tout à la fois de la lixiviation des nitrates résultant des pratiques agricoles sur les terres arables et les prairies, de la proportion des autres usages du sol tels que les forêts et les zones urbaines (dont les apports diffus azotés, supposés faibles, sont fixés arbitrairement), et de l'effet de mémoire des aquifères dont la contamination résulte de l'histoire longue des pratiques agricoles.

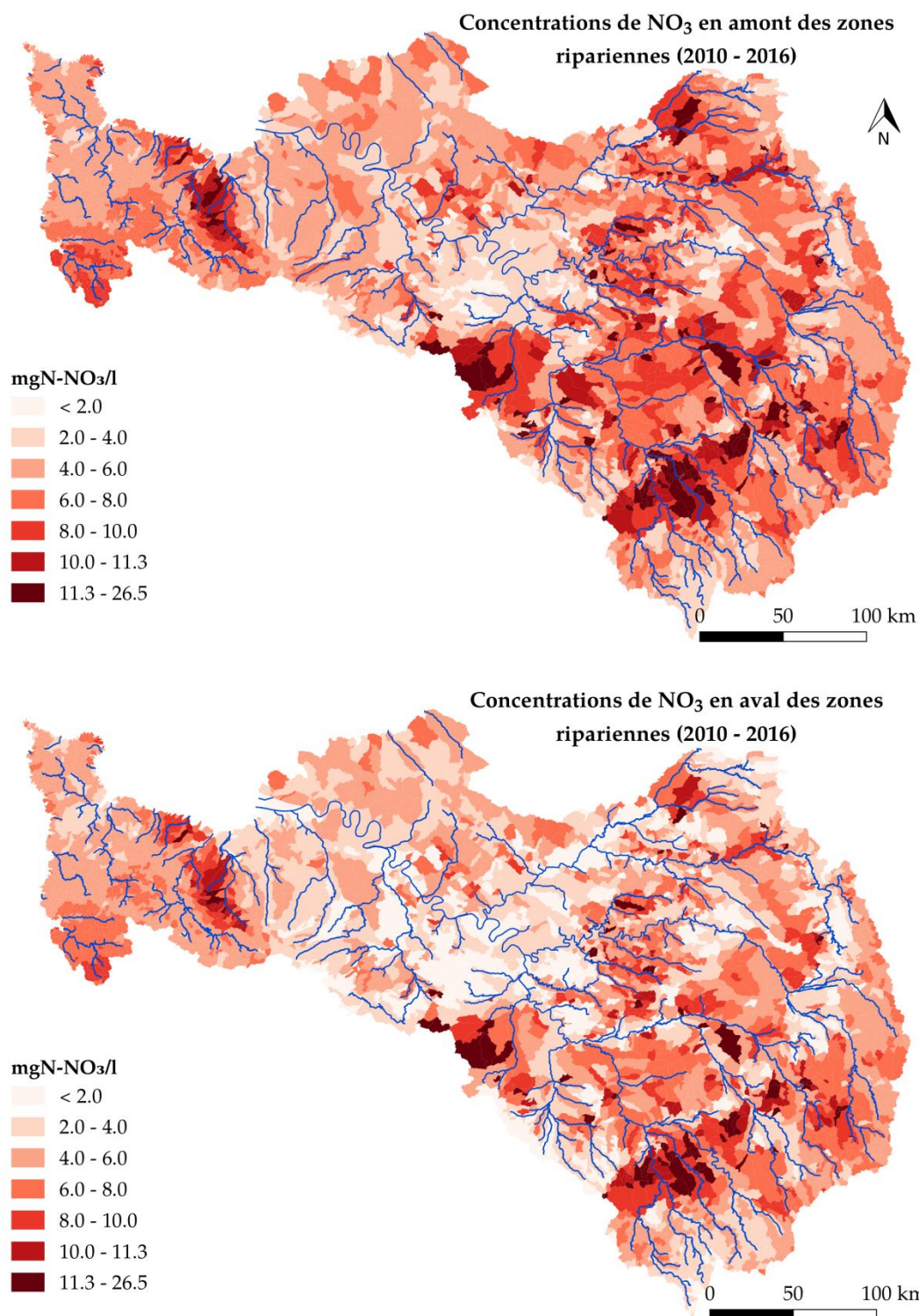


Figure 9. Concentration nitrique des flux d'eau rejoignant les masses d'eau de surface en amont (a) et en aval (b) de l'action du filtre riparien, en moyenne annuelle au cours de la période 2010-2016 (en mgN/L).

3.2. Rétention riparienne

3.2.1. Prise en compte de la rétention riparienne

La version de PyNuts/Riverstrahler utilisée dans cette étude inclut un nouveau module de prise en compte de la dénitrification riparienne, décrit en figure 10.

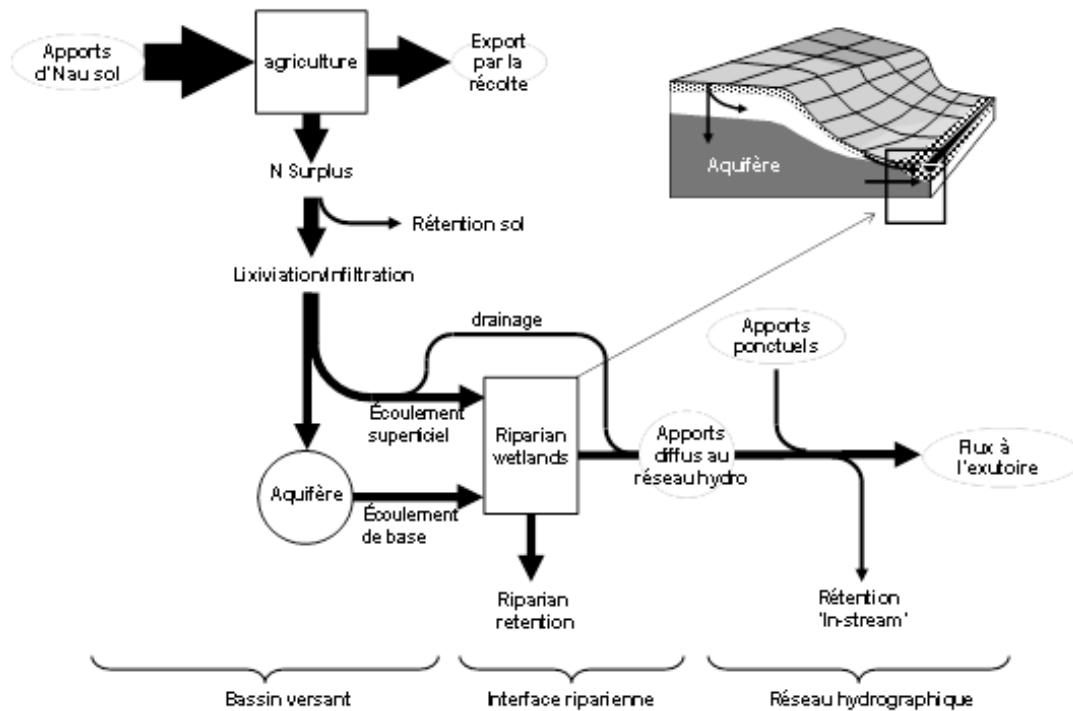


Figure 10. Prise en compte de la dénitrification riparienne dans Riverstrahler (Billen et al., 2018)

L'extension spatiale des zones humides riveraines est calculée à partir de la carte des milieux potentiellement humides (INRA-AgroCampus Ouest), disponible pour toute la France (Figure 11) et qui s'appuie sur des critères essentiellement topographiques et pédologiques. Ces milieux potentiellement humides sont ensuite croisés avec l'occupation du sol Corine Land Cover (CLC 2012), afin de ne sélectionner que ceux qui spatialement se recoupent avec des couvertures de type végétation prairiale ou forestière, seules considérées comme actives pour la dénitrification. Les zones potentiellement humides occupées par des terres arables (en rouge dans la figure 11) sont considérées comme non actives, mais activables dans le cadre d'un programme de mise en prairie ou de reforestation.

Le modèle considère ensuite que dans ces milieux, seuls les 30 premiers cm du sol sont dotés d'un potentiel de dénitrification compris entre 0.5 et 20 mgN-NO₃/m³/h à 20°C. La valeur de ce potentiel constitue un paramètre d'ajustement du modèle, qu'il convient de calibrer.

Le taux de dénitrification potentielle des sols ripariens a fait l'objet d'une recalibration (Figure 12) par optimisation des résultats de simulation par rapport à l'ensemble des points de mesures de nitrate disponibles sur le bassin de la Seine sur la période 2000-2014. La valeur optimale retenue est de 4 mgN/m³/h à 20°C.

Ce dimensionnement, extension spatiale, profondeur et potentiel de dénitrification, permet d'estimer une capacité rétentive/dénitrifiante qui s'appliquera au flux nitrique parvenant à la zone riparienne, hors flux d'eau collectés par le drainage agricole qui échappent à la dénitrification riparienne. Dans cette approche, la rétention riparienne augmente avec l'importance des flux nitriques qui lui parviennent dans la limite de sa capacité rétentive.

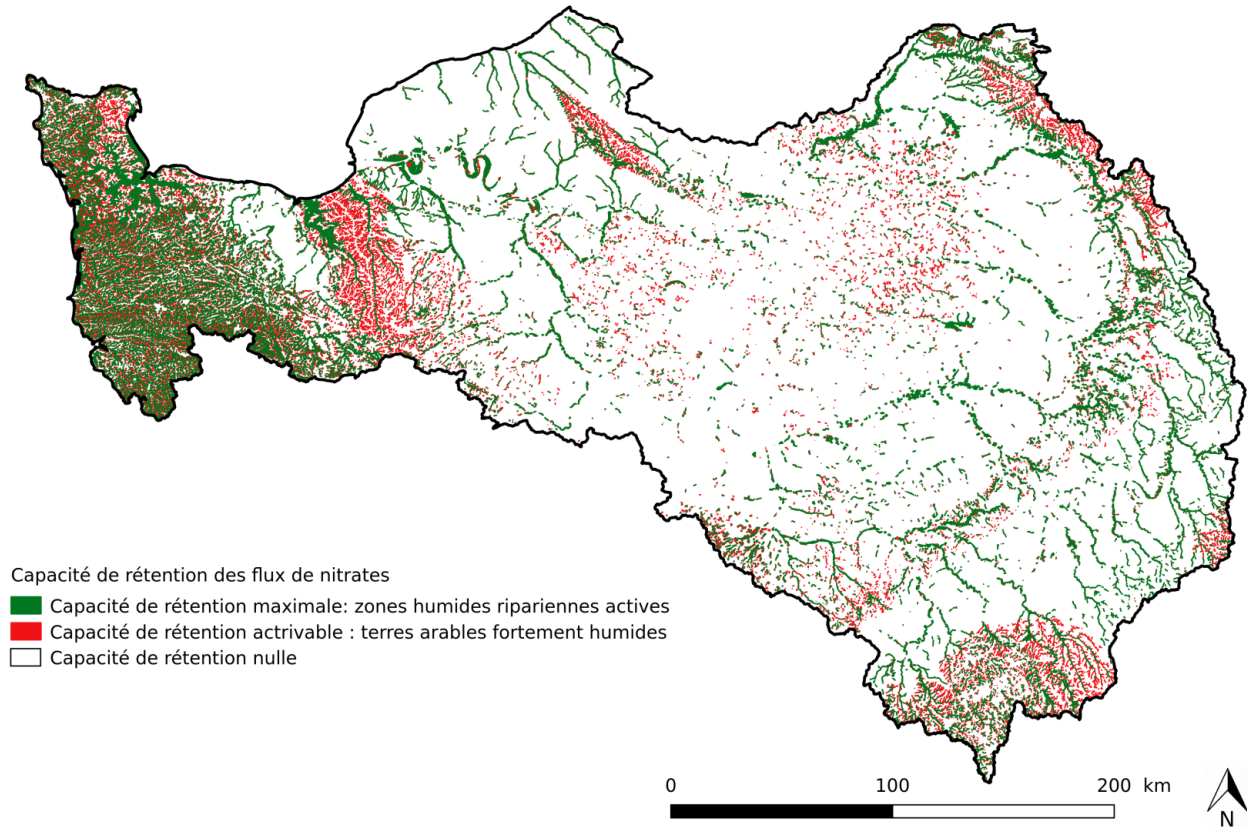


Figure 11. Zones humides potentielles (INRA Rennes/Onema) croisées avec l’usage du sol (Corine Land Cover). Les zones humides potentielles en prairies ou forêts sont considérées comme actives (en vert). Celles en terres arables (en rouge) sont considérées comme inactives mais activables par reforestation ou mise en prairies.

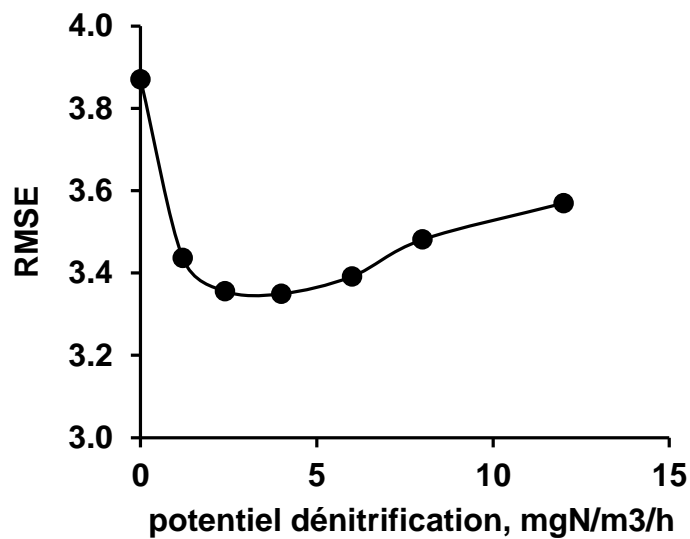


Figure 12. Calibration du taux de dénitrification potentielle des sols de zones humides riveraines par optimisation du RMSE.

3.2.2. Flux nets aux masses d'eau de surface et rétention riparienne

Les flux nitriques diffus parvenant aux masses d'eau de surface après le filtre riparien sont montrés dans la figure 13. La comparaison avec les flux amont (Figure 8) montre un abattement de l'ordre de 15 % en moyenne. Les fonds de vallées apparaissent sans surprise comme des sites privilégiés pour cette dénitrification riparienne, comme le montre clairement la figure 31.

Les concentrations résultantes de ce passage au travers du filtre riparien sont montrées sur la figure 14

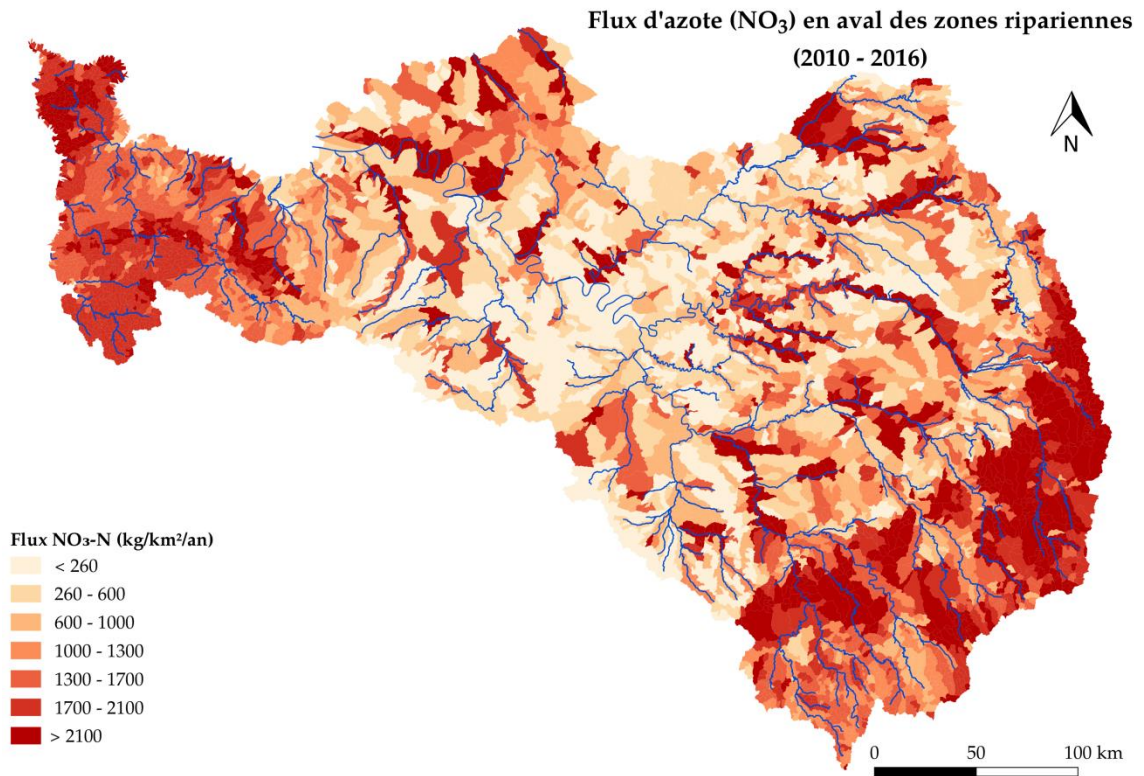


Figure 13. Flux d'azote nitrique d'origine diffuse délivré aux masses d'eau de surface après passage par le filtre riparien, en moyenne annuelle au cours de la période 2010-2016 (en kgN/km²/an).

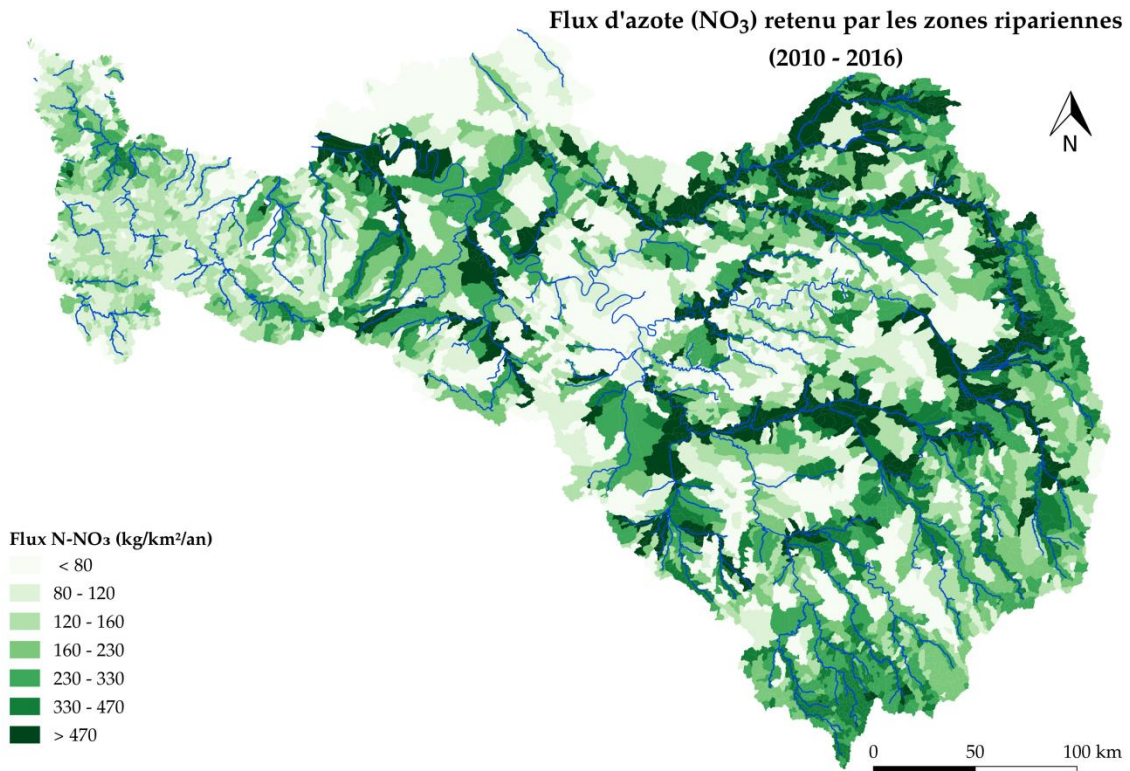


Figure 14. Différence des flux de nitrate entre l'amont et l'aval de la zone riparienne en moyenne annuelle au cours de la période 2010-2016 (en kgN/km²/an).

Les différences de flux présentés sur la figure 14 constituent une estimation de la dénitrification riparienne exprimée par km² de masse d'eau. Ces valeurs varient très fortement, de 1 à 1500 kgN/km²/an.

Cette variabilité reflète à la fois les différences de niveaux de contamination et de capacité de dénitrification (c'est-à-dire de surface de zone humide riveraine présentes) entre les diverses masses d'eau. Il est plus logique de chercher à caractériser la dénitrification par km² (ou par ha) de zone humide présente. La figure 15 montre ainsi la relation entre la dénitrification totale de chaque masse d'eau et la surface présente de zone humide riveraine, par classe de contamination nitrique des masses d'eau. On trouve ainsi une valeur de dénitrification bien corrélée au niveau de contamination nitrique des eaux de lixiviation, et qui varie de 8 à 24 kgN/ha de zone humide/an.

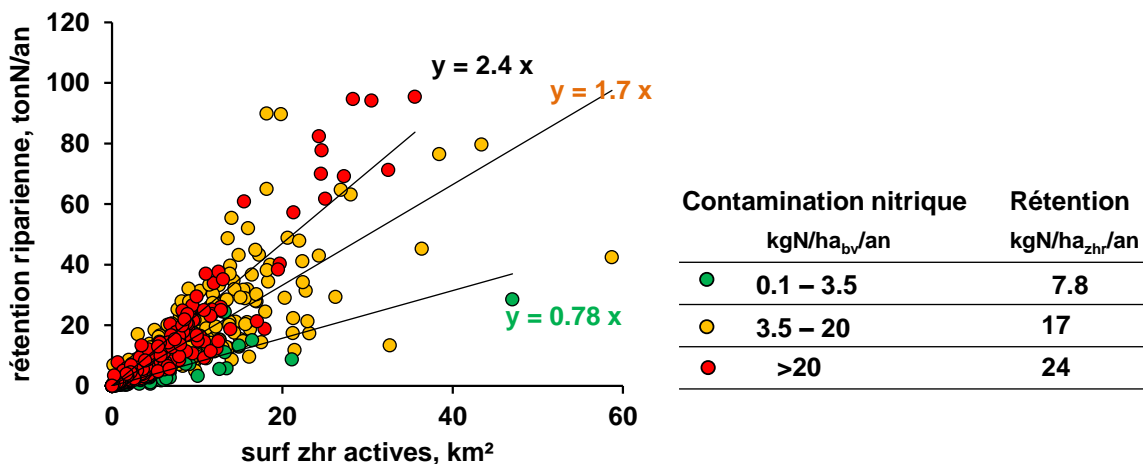


Figure 4. Dénitrification riparienne (en tonN/an) dans les masses d'eau en fonction de l'importance en surface des zones humides riveraines actives, pour 3 classes de contamination nitrique (exprimée en kgN/km²/an de flux lixivié).

Ces valeurs sont tout à fait dans la gamme des niveaux d'abattement trouvés dans différents petits bassins agricoles (régions Bretagne, Île-de-France, Centre et Midi Pyrénées) étudiés dans le programme ESCAPADE : 11 à 33 kgN/ha zone humide/an.

La surface de zone humide riparienne active apparaît donc comme le facteur principal de contrôle de l'abattement des apports diffus de nitrates, conformément à la vision traduite par le modèle qui stipule que les flux qui les traversent sont dénitrifiés dans la mesure d'un potentiel défini à la fois par cette surface et par la température. Rappelons que la surface de zone riparienne active est définie d'une part par un critère topographique et pédologique (les zones humides potentielles) et d'autre part par l'usage du sol (seules les zones humides potentielles en prairies ou en forêts sont considérées comme active). Les zones humides « activables », c'est-à-dire celles qui pourraient devenir actives par reboisement ou mise en prairies, représentent plus de deux fois celles actuellement considérées comme actives. Il existe donc là un levier important d'amélioration du niveau de contamination nitrique des cours d'eau. La réduction à la source de la lixiviation nitrique par de meilleures pratiques agricoles reste cependant à privilégier car beaucoup plus efficace.

3.3. Flux ponctuels d'azote

Les apports issus des stations d'épuration ont été fournis pour l'année 2015 par l'AESN. Le fichier transmis informe pour chaque station d'épuration les charges entrantes et sortantes en azote, ainsi que la masse d'eau réceptrice du rejet et du type de milieu récepteur. Pour ce bilan, nous n'avons conservé que les rejets s'effectuant dans un « cours d'eau » ou en « eau douce de surface » (Figure 16).

De même les apports d'eaux usées d'origine industrielle ont été fournis par l'AESN pour l'année 2016 (Figure 17).

Azote apporté aux masses d'eau par les stations d'épuration en 2015 sur le domaine AESN

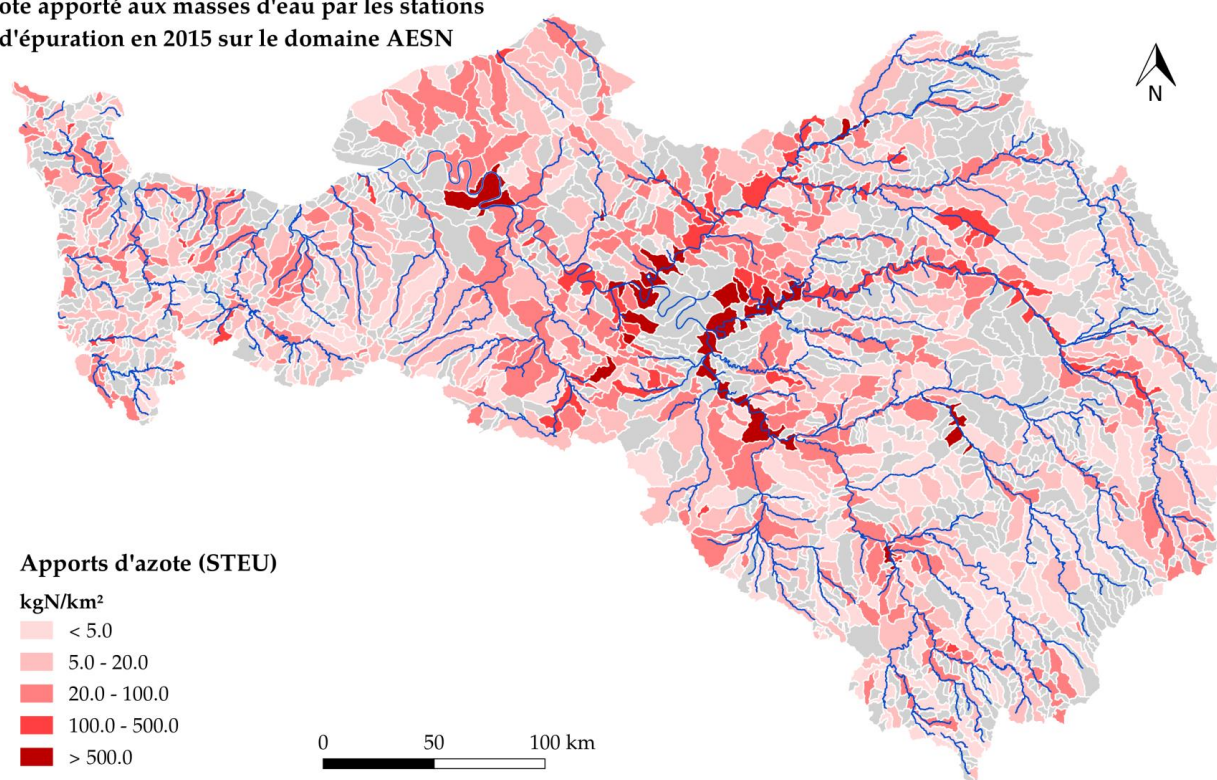


Figure 16. Flux d'azote (en kgN/km²/an) apporté aux masses d'eau sur le domaine AESN par les stations d'épuration des collectivités en 2015.

Les cartes montrent bien la concentration plus importante des rejets industriels dans la partie aval du bassin, en particulier dans le secteur de l'estuaire de la Seine.

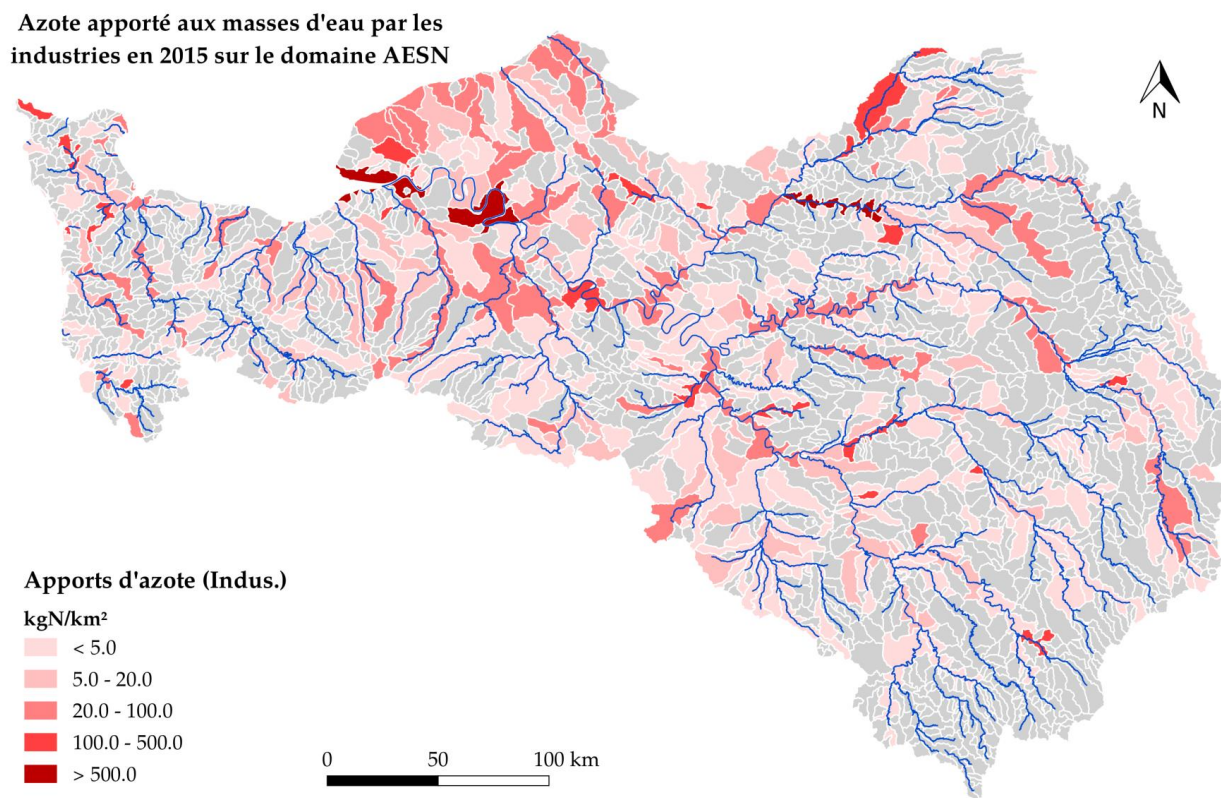


Figure 17. Flux d'azote (en kgN/km²/an) apporté aux masses d'eau sur le domaine AESN par les rejets des industries en 2016.

3.4. Bilan des transferts d'azote

Le bilan d'azote (Figure 18) montre la prédominance du lessivage des sols agricoles, essentiellement sous forme de nitrates, dans les apports au réseau hydrographique. Les surfaces non agricoles y contribuent pour moins de 30 %, bien qu'elles occupent une surface supérieure à 50 % de la surface du bassin. Les zones humides ripariennes éliminent, avant qu'elle n'atteigne les cours d'eau, 18 % des apports diffus de nitrates. Les apports ponctuels, fortement abattus par l'épuration en station d'épuration (dont l'efficacité est globalement de 54 %) représentent 26 % des apports totaux aux eaux de surface. La dénitrification benthique en rivière ne représente que 7 % de la charge totale. C'est au final 1753 kgN/km²/an qui sont exportés à l'exutoire du bassin, soit 80 % des pertes diffuses et ponctuelles vers l'hydrosystème.

Les sols eux-mêmes représentent un filtre très efficace, puisqu'ils ne laissent passer en lixiviation que 43% du surplus agricole.

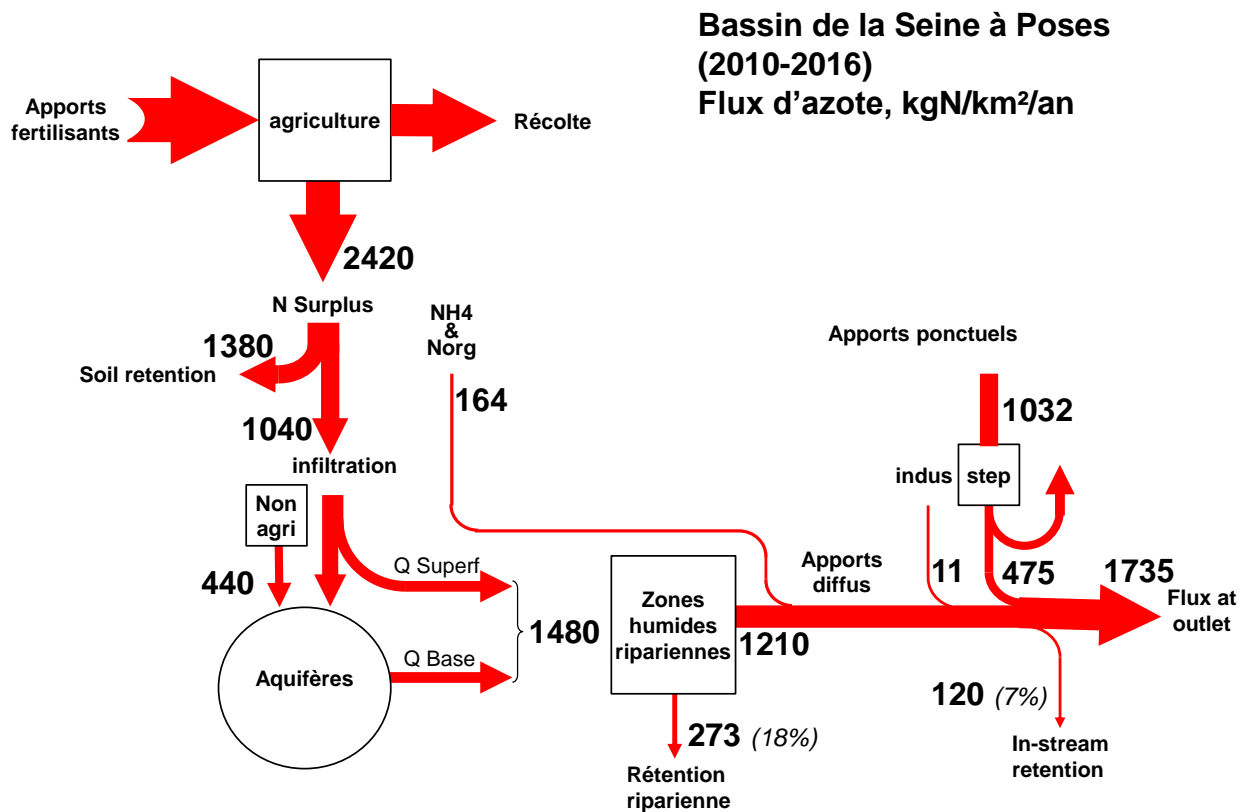


Figure 18. Bilan d'azote du bassin de la Seine à Poses pour la période 2010-2016.

4. Flux de phosphore

La faible mobilité du phosphore, fortement retenu par adsorption sur les minéraux du sol, fait que le mécanisme principal responsable des apports diffus de phosphore vers les eaux de surface est l'érosion des sols. Les pratiques agricoles contrôlent donc les apports diffus de phosphore de deux façons : d'une part en ce qu'elles favorisent ou non l'intensité de l'érosion (et les sols arables sont de ce point de vue beaucoup plus soumis à l'érosion que les sols prairiaux, ou couverts en permanence), d'autre part en ce qu'elles modifient sur le long terme le contenu en phosphore des sols érodés (les excédents de fertilisation phosphorés s'accumulant sur le long terme dans les sols agricoles).

Dans le cadre de la présente étude, un développement important a été apporté au modèle PyNuts/Riverstrahler concernant la prise en compte des apports diffus de phosphore. Il s'agit d'une nouvelle procédure pour définir les apports de phosphore diffus à partir d'une meilleure estimation du flux érosif et des stocks de phosphore actuels dans les sols du bassin versant.

4.1. Calcul des flux érosifs nets de phosphore des sols.

4.1.1. Démarche

Le calcul des apports diffus aux masses d'eau superficielles, supposé être dominé par les flux érosifs, se base sur l'estimation des flux de matières en suspension (MES) d'une part et du contenu des sols en phosphore total d'autre part. Jusqu'ici, les travaux disponibles sur l'érosion des sols évaluait l'érosion brute (e.g. Cerdan, 2010) qui conduit souvent à une redistribution du matériel érodé à l'échelle du paysage, sans exportation réelle vers l'hydrosystème. Le passage par la calibration d'un « sediment delivery ratio », rapport entre la charge sédimentaire exportée par les cours d'eau et l'érosion brute du bassin versant (Delmas et al., 2009) était alors nécessaire pour évaluer, encore qu'avec beaucoup d'incertitude, l'érosion nette. Le modèle WATEM/SEDEM de Borelli et al. (2018) (European Soil Data Centre-European Commission-Joint Research

Centre) fournit pour la première fois des données de flux érosifs nets moyens pluriannuels spatialisés à l'échelle européenne avec une résolution de 100 m (Figure 19). L'intégration de ces flux par bassin versant élémentaire a permis d'estimer un flux total d'apport de matériel érodé au réseau hydrographique

Ces flux érosifs nets ont été séparés et convertis en concentrations de MES apportées par les flux d'eau de surface et sub-surface et les flux d'eau phréatiques, via les données SAFRAN-ISBA-MODCOU (SIM) qui fournissent les flux d'eau infiltrés et ruisselés annuels moyens sur la période 1970-2000 (Figure 20). On considère que 90 % des flux érosifs de MES accompagnent les écoulements de surface et sub-surface, contre 10 % pour les flux phréatiques.

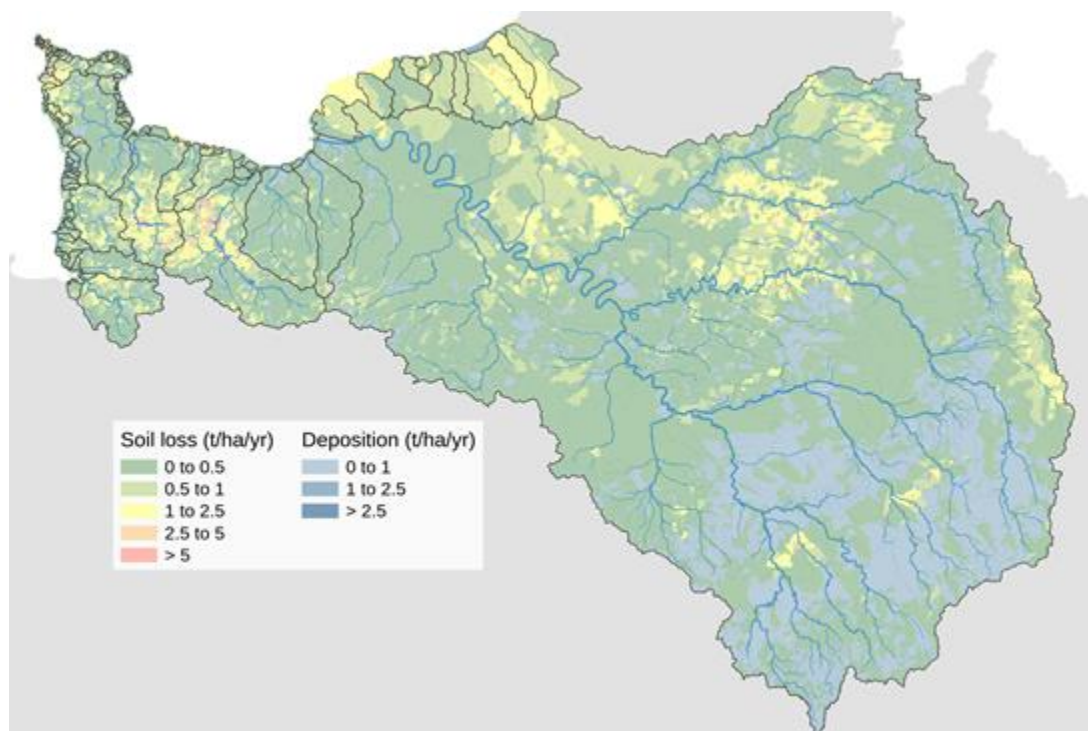


Figure 19. Bilan des flux annuels érosifs nets (WaTEM-SEDEM) par bassins versants élémentaires du territoire de l'AESN (en t/ha/an).

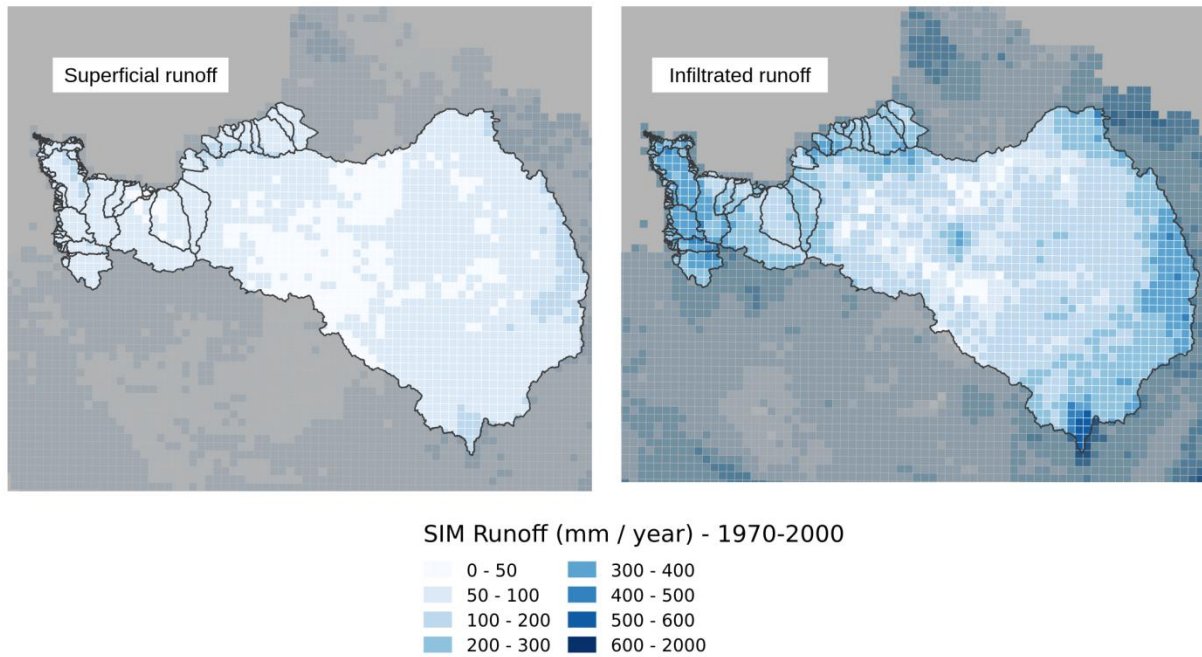


Figure 5. Écoulements de sub-surface (*superficial runoff*) et phréatique (*infiltrated runoff*) sur la période 1970-2000 calculé par SIM par maille SAFRAN (en mm/an).

A ces concentrations en MES, ont été attribuées les teneurs en phosphore des sols des bassins versants élémentaires correspondants. Ces teneurs en phosphore proviennent de la base de données produite par Delmas et al. 2015 (Figure 21), qui fournit les concentrations en P total des sols, issus des données du RMQS (réseau de mesure de la qualité des sols, (www.gissol.fr/tag/rmqs) pour l'ensemble de la France métropolitaine avec une résolution de 50m.

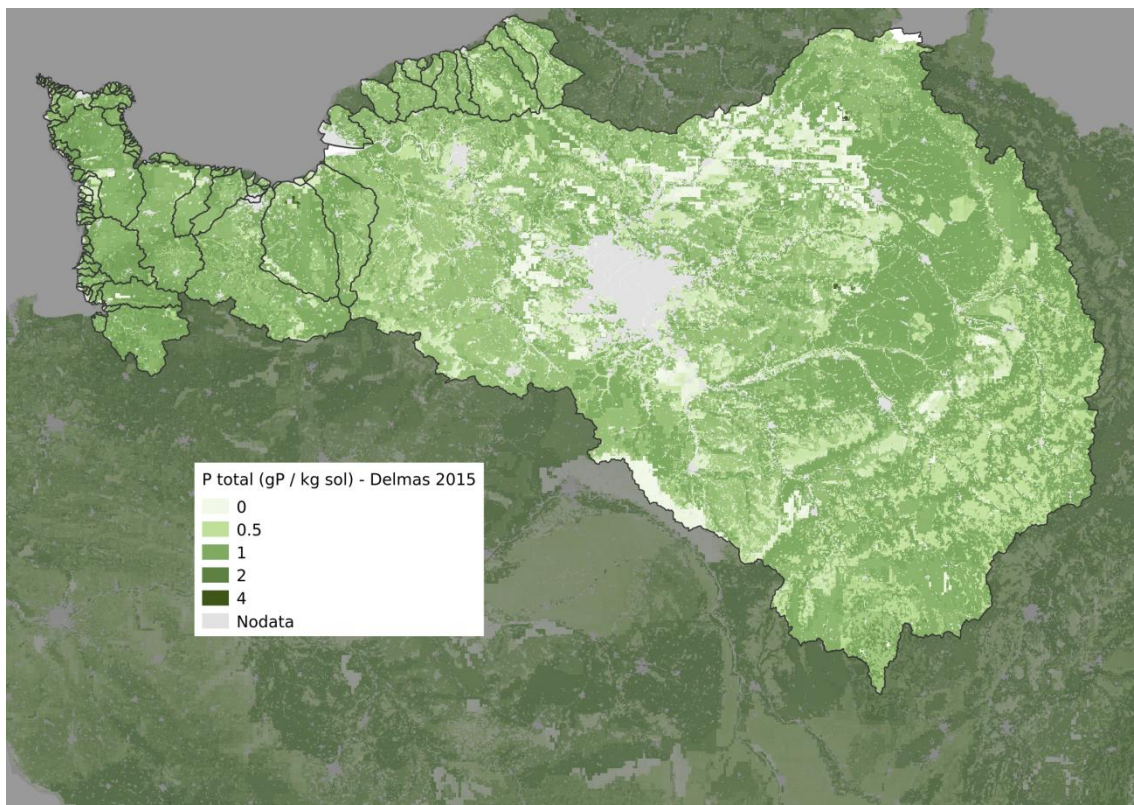


Figure 21. Contenu des sols en phosphore total (Delmas et al. 2015) (en kgP/kg de sol).

Pour le calcul des apports diffus d'une année particulière, ces concentrations en MES et en P sont attribuées aux lames d'eau décennales, correspondant aux écoulements superficiels et phréatiques de l'année concernée.

4.1.2. Résultats

Les flux de phosphore diffus délivrés à chaque masse d'eau de surface (MESU) en moyenne annuelle au cours de la période 2010-2016 sont représentés en figure 22. Aucun effet du passage à travers la zone riparienne n'est pris en compte dans le cas du phosphore.

Cette carte est à comparer avec celle de la figure 19 montrant la distribution des valeurs nettes d'érosion dans le bassin. Les régions sujettes à forte érosion comme la Normandie ou l'Oise sont également les plus émettrices de phosphore diffus. A contrario, les régions de faible érosion, comme la Champagne, sont les régions les moins émettrices de phosphore diffus vers les cours d'eau.

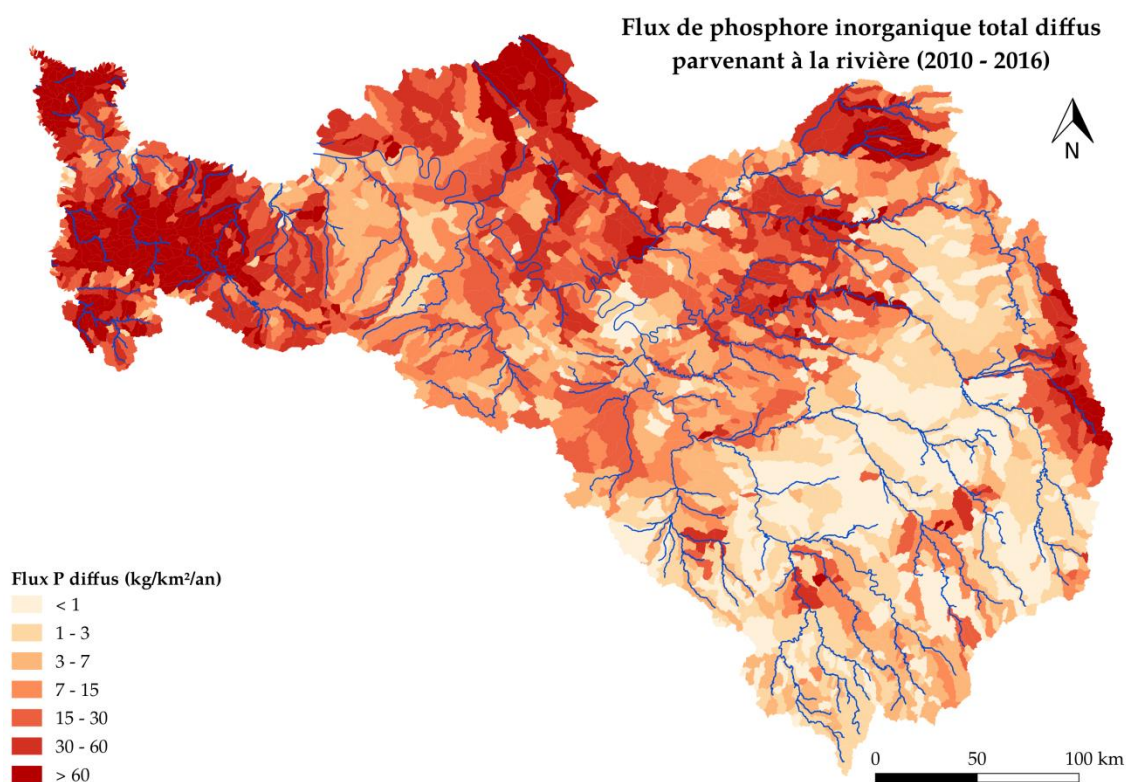


Figure 22. Flux de phosphore d'origine diffuse délivré aux masses d'eau de surface en moyenne annuelle au cours de la période 2010-2016 (en kgP/km²/an).

3.3. Flux ponctuels de phosphore

Les apports de phosphore issus des stations d'épuration en 2015 et par les industries en 2016 sont représentés respectivement aux figures 23 et 24.

Phosphore apporté aux masses d'eau par les stations d'épuration en 2015 sur le domaine AESN

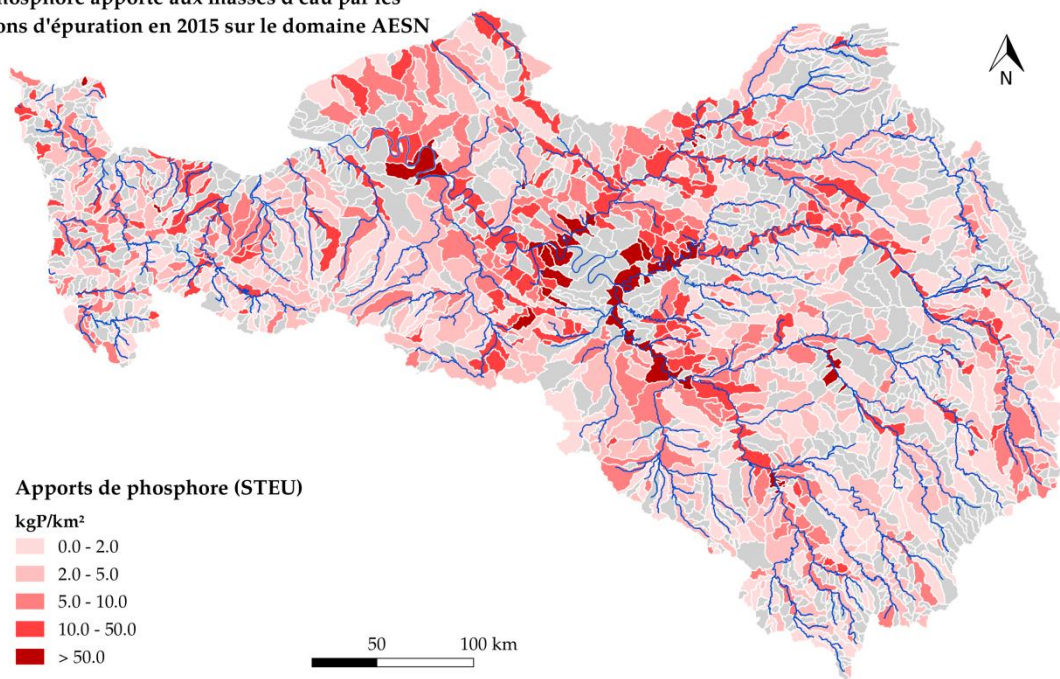


Figure 23. Flux de phosphore (en kgP/km²/an) apporté aux masses d'eau sur le domaine AESN par les stations d'épuration des collectivités en 2015.

Phosphore apporté aux masses d'eau par les industries en 2015 sur le domaine AESN

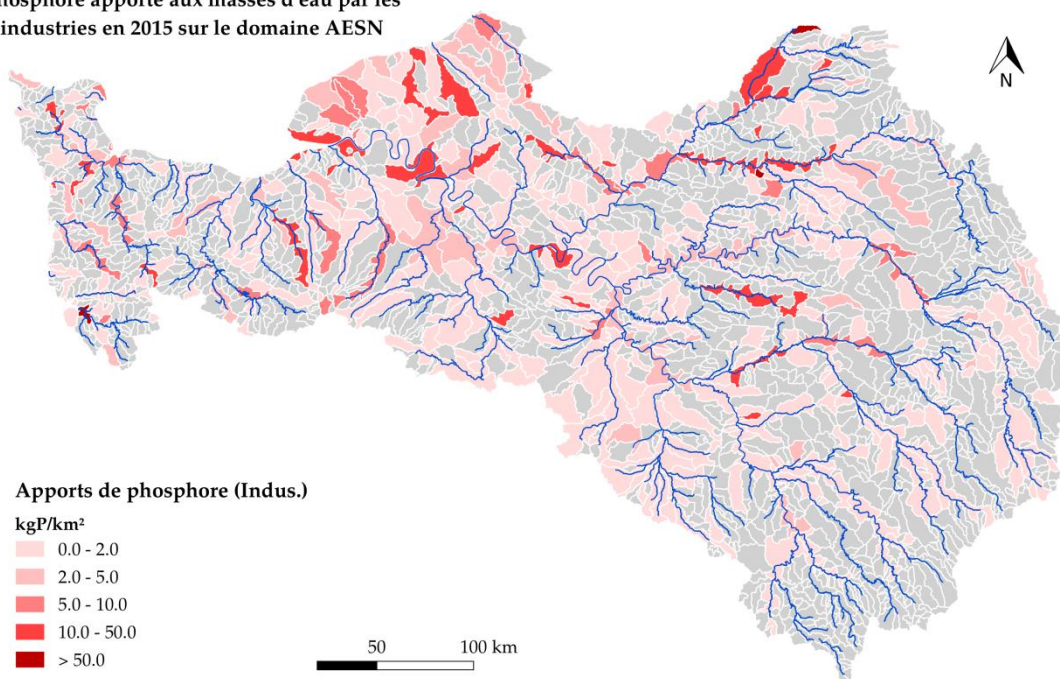


Figure 24. Flux de phosphore (en kgP/km²/an) apporté aux masses d'eau sur le domaine AESN par les rejets des industries en 2016.

3.4. Bilan des transferts de phosphore

Le bilan du phosphore (Figure 25) se distingue beaucoup de celui de l'azote. L'érosion des sols (et tout particulièrement des sols arables) constitue la source principale des apports diffus au réseau hydrographique. Ces apports ne sont pas en relation directe avec les pratiques agricoles actuelles. Ils reflètent plutôt le stock de phosphore présent dans la couche superficielle du sol, qui lui-même est pour partie importante le résultat d'un héritage des pratiques agricoles anciennes. Actuellement ces pratiques aboutissent plutôt à réduire lentement le stock considérable de phosphore accumulé dans les sols (voir rapport PIREN-Seine 2018 ; Le Noë et al., 2017 ; 2018).

Même si l'efficacité d'abattement du phosphore des eaux usées par le parc de stations d'épuration est supérieure à 75%, les apports ponctuels restent, à l'échelle du bassin de la Seine du même ordre de grandeur que les apports diffus.

La rétention dans le réseau hydrographique, essentiellement constituée par le dépôt de phosphore particulaire dans les sédiments des rivières ou de leurs annexes hydrauliques, représente 33 % de la charge totale qui lui parvient.

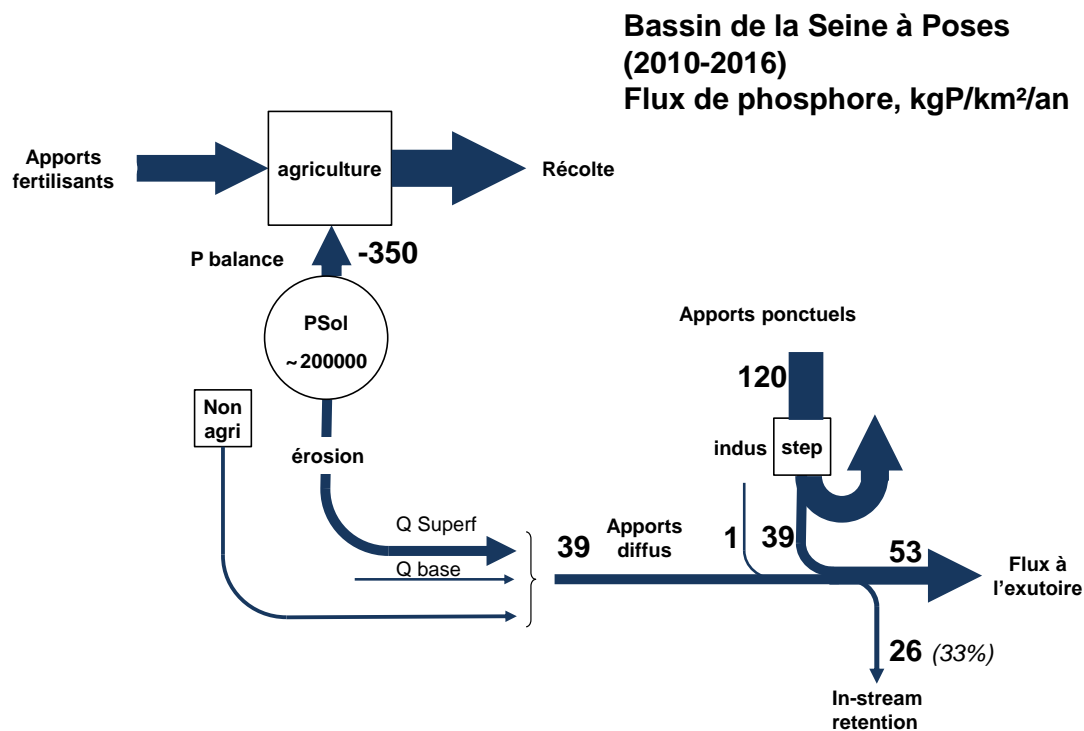


Figure 25. Bilan du phosphore du bassin de la Seine à Poses, pour la période 2010-2016.

Un des intérêts d'une modélisation d'ensemble de la cascade de l'azote et du phosphore à travers le continuum sol-hydrosystème est de rendre possible l'établissement d'un bilan complet des processus de transferts et de transformations de ces éléments dans le territoire des bassins versant. Nous présentons ici à titre d'exemple de cette démarche, un tel bilan établi pour le bassin de la Seine à Poses, sur la période 2010-2016, à partir des données et des résultats de la modélisation couplée réalisée dans cette étude. Tous les flux sont exprimés en kgN ou P par km² de bassin versant et par an.

5. Conclusion

Cette étude a permis un couplage des modèles du PIREN-Seine qui n'avait pas encore pu être effectué auparavant. Les modèles STICS-MODCOU et PyNuts-Riverstrahler avaient jusqu'alors eu à répondre à des questions sur la qualité des eaux souterraines et de surface séparément. La chaîne de modélisation STICS-MODCOU/PyNuts-Riverstrahler a permis de déterminer les pressions exercées sur l'hydrosystème en termes d'apport diffus de nitrate par l'agriculture à l'échelle des masses d'eau, unité de modélisation qui n'est pas explorée habituellement dans le cadre des questions de recherche. Dans ce cadre, les récents travaux concernant les rétention/élimination de la contamination azotée en zone riparienne ont été pris en compte. Ils montrent l'importance de l'activité de ces zones tampons, qu'il faut évidemment protéger pour une conservation de leurs fonctions, bénéfiques à la qualité des eaux de surface. Outre les pressions liées au nitrate, de nouveaux développements ont été également réalisés pour déterminer les pressions liées au phosphore.

En plus des pressions diffuses en nitrate et en phosphore, nous avons également calculé les pressions ponctuelles. En raison de la plus grande mobilité de l'azote, 20 % du flux est retenu dans les zones ripariennes et in-stream, contre 33 % pour le phosphore. Il est important de noter l'importance du stockage du phosphore et de l'azote par les sols en amont de l'hydrosystème. Les figures 26 et 27 montrent la part respective des sources ponctuelles et diffuses dans les pressions aux masses d'eau en termes d'azote et de phosphore.

Part des pressions ponctuelles et diffuses pour l'azote en 2015 sur le domaine AESN

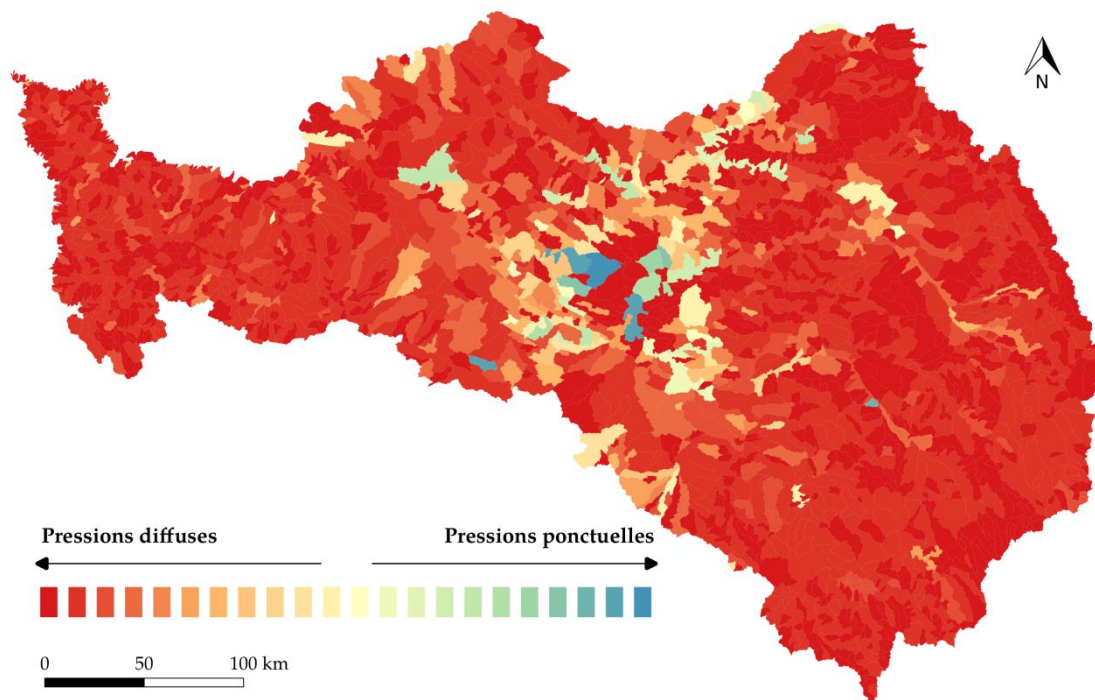


Figure 26. Part des pressions diffuses et ponctuelles dans les pressions liées à l'azote (2015).

Part des pressions ponctuelles et diffuses pour le phosphore en 2015 sur le domaine AESN

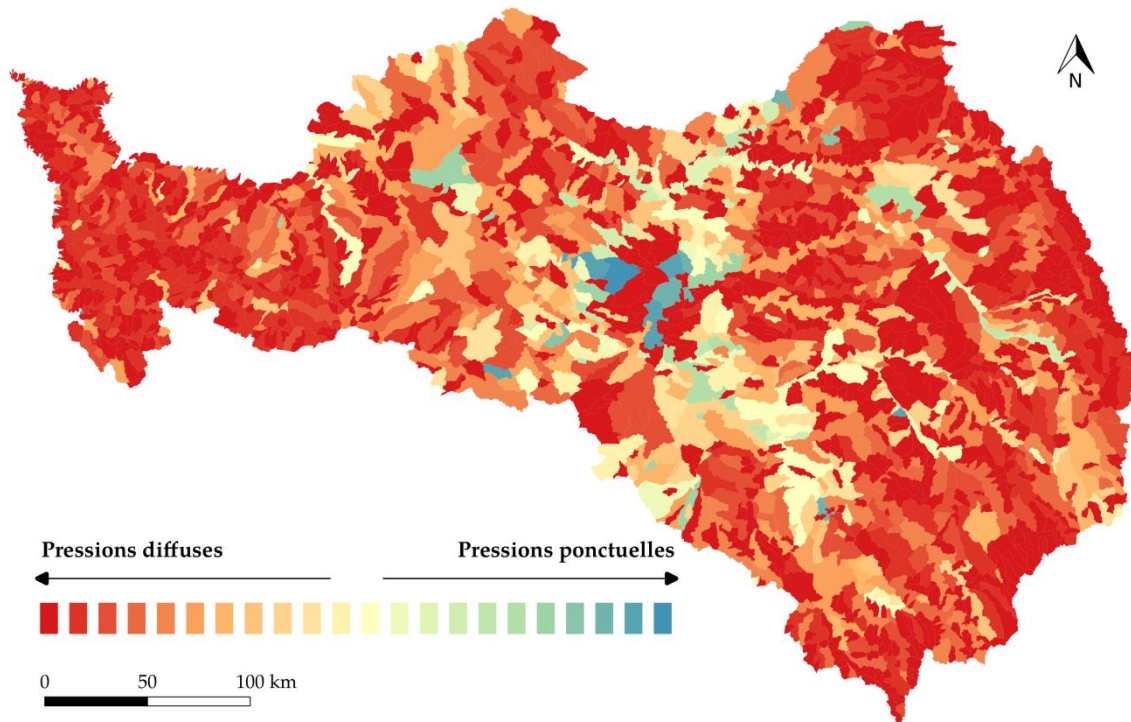


Figure 27. Part des pressions diffuses et ponctuelles dans les pressions liées au phosphore (2015).

En ce qui concerne l'azote, les pressions diffuses dominent largement. Seules les masses d'eau du centre francilien présentent une part de pollution ponctuelle non négligeable. En revanche, les pressions liées au phosphore sont mieux réparties entre pressions diffuses et ponctuelles, même si les pressions diffuses sont dominantes dans beaucoup de secteurs du bassin.

La quantification des pressions par les outils mis en œuvre et les données mobilisées permettent ainsi de servir de soutien à l'AESN dans le cadre du rapportage pour la DCE. Au-delà du strict cadre de l'étude, la chaîne de modélisation montre également sa performance à correctement simuler la quantité et la qualité de l'eau (montrée ici en termes de N et P). Cette chaîne de modélisation prendra tout son sens dans sa capacité à simuler prochainement des scénarios agricoles.

Bibliographie

- Arnold, J.G., Allen, P.M. (1999). Automated methods for estimating baseflow and ground water recharge from streamflow records. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 35, 411–424.
- Billen, G., Garnier, J. & Hanset, P. (1994). Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: The RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia* 289: 119-137.
- Billen, G., Ramarson, A., Thieu, V., Théry, S., Silvestre, M., Pasquier, C., Hénault, C., Garnier, J. (2018). Nitrate retention at the river–watershed interface: a new conceptual modeling approach. *Biogeochemistry* 13.9:31-51.
- Berger, J.-E. et al. (2014). Evolution of the STICS crop model to tackle new environmental issues: new formalisms and integration in the modelling and simulation platform RECORD, *Environmental modeling & software*, p. 1-15.
- Borrelli, P., Van Oost, K., Meusburger, K., Alewell, B., Lugato, E., Panagos, P. (2018). A step towards a holistic assessment of soil degradation in Europe: Coupling on-site erosion with sediment transfer and carbon fluxes. *Environmental Research* 161:291-298.
- Brisson, N. et al. (2003). An overview of the STICS crop model, *European journal of agronomy*, p. 309-332.
- Delmas, M., Cerdan, O., Mouchel, J.M., Garcin, M., 2009. A method for developing a large-scale sediment yield index for European river basins. *J. Soils Sediments* 9,613–626.
- Delmas, M., Saby, N., Arrouays, D., Dupas, R., Lemercier, B., Pellerin, S., Gascuel-Oudou, C.. (2015). Explaining and mapping total phosphorus content in French topsoils. *Soil Use and Management*. 31:259-269.
- Gallois N., Viennot P. (2018) Modélisation de la pollution diffuse d'origine agricole des grands aquifères du bassin Seine-Normandie : Actualisation des modélisations couplées STICS-MODCOU – Modélisation de scénarios agricoles sous changement climatique, Rapport d'étude, Centre de Géosciences ARMINES/MINES ParisTech, PSL Université.
- 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.
- Le Noë, J., Billen, G., Garnier, J. (2017). How the structure of agro-food systems shapes nitrogen, phosphorus, and carbon fluxes: the Generalized Representation of Agro-Food System applied at the regional scale in France. *Science of the Total Environment* 586: 42–55.
- Le Noë, J., Billen, G., Esculier, F. & Garnier, J. (2018). Long-term socioecological trajectories of agro-food systems revealed by N and P flows in French regions from 1852 to 2014. *Agr Ecosyst Env.* 265: 132-143.
- Ruelland, D., Billen, G., Brunstein, D. & Garnier, J. (2007). SENEQUE: a multi-scaled GIS interface to the RIVERSTRAHLER model of the biogeochemical functioning of river systems. *The Science of the Total Environment*. 375 : 257–273