



HAL
open science

Caractérisation des pressions agricoles et modélisation de leurs effets en matière de contamination azotée de l'hydrosystème à l'échelle du territoire Seine Normandie

Gilles Billen, Julie Callens, Nicolas N. Beaudoin, Pascal Viennot, Céline Schott, Juliette Anglade, Marie Benoit, Florence Curie, Josette Garnier

► To cite this version:

Gilles Billen, Julie Callens, Nicolas N. Beaudoin, Pascal Viennot, Céline Schott, et al.. Caractérisation des pressions agricoles et modélisation de leurs effets en matière de contamination azotée de l'hydrosystème à l'échelle du territoire Seine Normandie. Rapport d'activité PIREN-Seine Phase 6 - 2012. 2013. hal-02811006

HAL Id: hal-02811006

<https://hal.inrae.fr/hal-02811006>

Submitted on 6 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Caractérisation des pressions agricoles et modélisation de leurs effets en matière de contamination azotée de l'hydrosystème à l'échelle du territoire Seine Normandie

Gilles Billen^{1*}, Julie Callens¹, Nicolas Beaudoin², Pascal Viennot³, Céline Schott⁴,
Juliette Anglade¹, Marie Benoit¹, Florence Curie⁵, Josette Garnier¹.

¹UMR Sisyphe (CNRS/UPMC), Paris

²AgroImpact (INRA), Laon

³Géosciences Mines ParisTech (Fontainebleau.

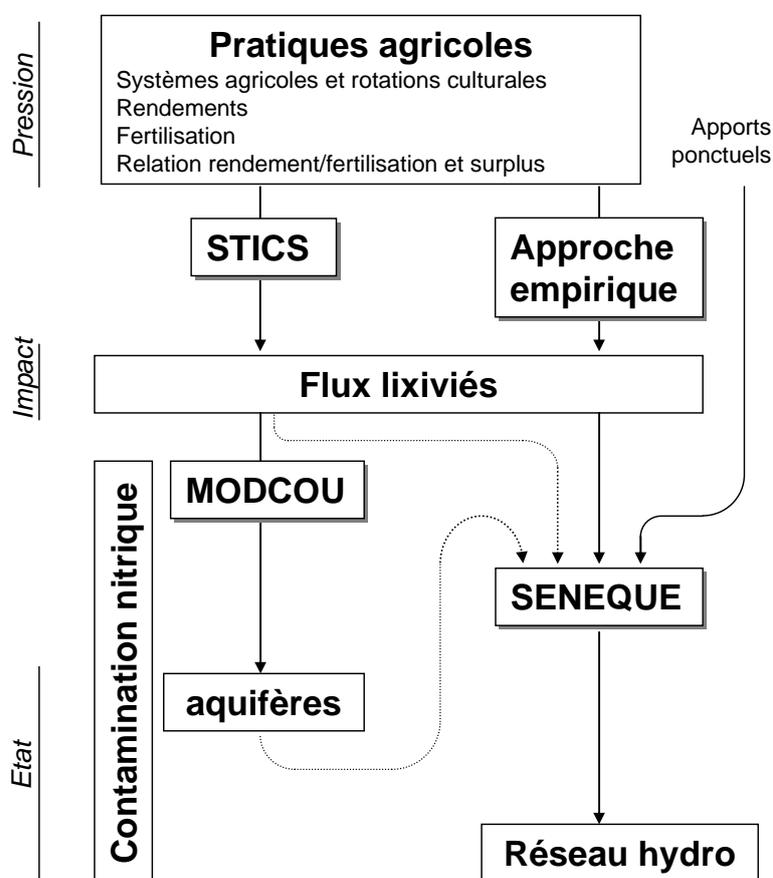
⁴ASTER (INRA), Mirecourt

⁵Université François Rabelais, Tour.

*gilles.billen@upmc.fr

1 Introduction

Cette note vise à préciser la cohérence et la complémentarité des approches menées dans le cadre du PIREN-Seine pour caractériser les pratiques agricoles dans le bassin de la Seine et en modéliser l'impact en matière de contamination azotée de l'hydrosystème. Elle est organisée selon le schéma suivant qui définit, résume et hiérarchise les problématiques à traiter (pression, impact, état résultant) et les différentes approches mises en œuvre pour les aborder.

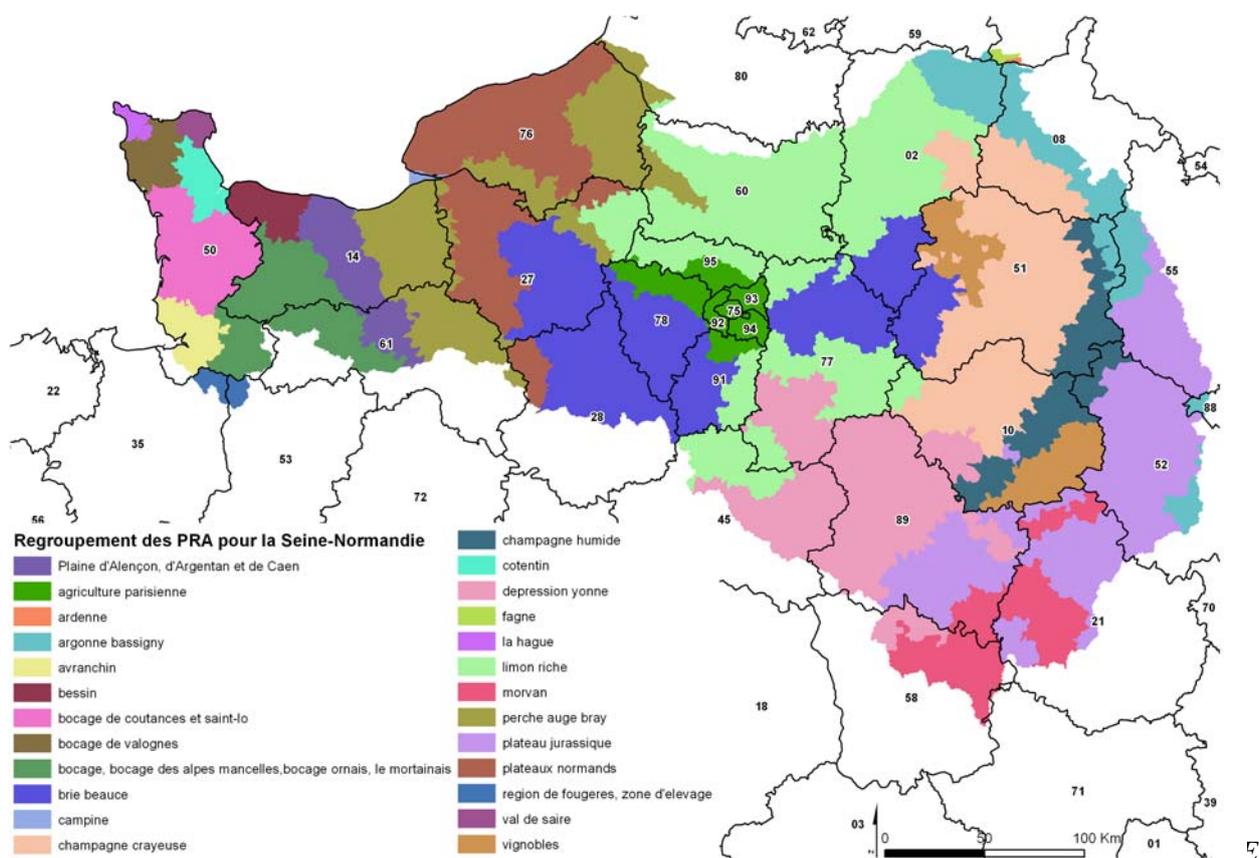


2 Caractérisation des pratiques agricoles

2.1 Territoires pertinents

Les **Petites Régions Agricoles**, au nombre de 150 sur le bassin de la Seine, constituent des territoires homogènes pertinents du point de vue des conditions physiques et humaines de l’agriculture, utilisés par les services de statistique agricole et en bonne concordance avec les unités hydrogéologiques.

Des **Regroupements de Régions Agricoles** ont été proposés à la suite d’une analyse de similarité réalisée par l’INRA de Mirecourt sur les PRA. Ces regroupements permettent de réduire le nombre des unités spatiales à considérer tout en conservant une cohérence agronomique et hydrogéologique (Fig. 1).



Le **département**, échelle minimale à laquelle certaines données statistiques (dont les statistiques agricoles annuelles) sont disponibles, est utilisé pour les études temporelles à long terme menées par l’Université de Tours.

2.2 Rotations culturales

Sur ces territoires, les successions culturales les plus fréquentes ont été identifiées.

Tableau 1. Rotations culturales majoritaires par regroupement de PRA dans le territoire Seine-Normandie (données INRA Mirecourt)

Région	%SAU	rotation
Argonne-Bassigny	32	Co / Bh / Esc
	23	Mais ensil / Bh
	18	Bet / Bh / Esc / Po/ Bh / Bh / Co / Bh
Beauce	22	Co / Bh / Esc / Po/ Bh / Op
	13	Co / Bh / Bh / Bh
	10	Mais grain / Bh dur / Bh
Brie	41	Co / Bh / Esc
	14	Bet / Bh / Po/ Bh
	12	Mais grain / Bh / Bh / Esc
Champagne_crayeuse	35	Luz / Luz / Bh / Bet / Ops / Po/ Bh / Co / Bh / Esc
	12	Luz / Luz / Bh / Bet / Bh / Po/ Bh / Ops
	11	Bet / Bh / PdT / Bh (moutarde)/
Champagne_humide	24	Mais grain / Bh
	22	Mais grain / Bh / Esc / Mais grain / Bh / Op
	18	Co / Bh / Esc
Depression Yonne	22	Co / Bh / Esc
	9	Co / Bh / Bh
	8	Tourn / Bh / Co / Bh
Limons Riches	17	Bet / Bh / Po/ Bh
	7	Bet / blé / Po/ blé / Bet / blé
	6	Bet / blé / PdT / Bh / légumes / Bh / PdT / Bh (moutarde) /
Morvan	20	Pr temp/Pr temp/Pr temp/Pr temp/Pr temp/ blé / Op / melange /Av/
	18	Co / Bh / Esc
	16	Pr temp / Pr temp / Pr temp / Bh / avoine / Bh / Op
Perche Auge Bray	20	Co / Bh / Po/ Bh / Esc
	16	Mais ensil / Bh
	12	Bet / Bh / Po/ Bh / Esc
Plateau Jurassique	64	Co / Bh / Esc
	8	Mais ensil / Bh / Bh
	6	Co / Bh / Bh
Plateaux Normands	30	Po/ Bh / lin textile / Bet / Bh / Esc
	22	Bet / Bh / PdT / Bh / lin textile / Bh (moutarde)
	18	Mais ensil / Mais ensil / Bh
Vignoble	45	Co / Bh / Esc
	20	vignes
	16	Luz / Luz / Bh (moutarde) / Bet / Op / Po/ Bh / Co / Bh

La pratique des intercultures permettant d'éviter les périodes de sol nu entre deux cultures est recommandée pour éviter le lessivage nitrique (voir plus loin). L'expertise menée par l'INRA en 2012 sur l'interculture (Justes et al., 2012) a montré, à partir de données 2006 du Service de la Statistique et de la Prospective du ministère de l'Agriculture, que les parcelles implantées avec une CIPAN ne représentaient que 8 % de la surface totale ; 20% ont porté des repousses du précédent cultural. La pratique des CIPAN reste donc aujourd'hui encore assez marginale.

2.3 Pratiques de fertilisation

Bases de données sur les pratiques agricoles

La base de données établie par Céline Schott (INRA Mirecourt) est basée d'une part, pour les données historiques, sur des enquêtes réalisées auprès des conseillers des Chambres d'Agriculture et d'autre part, pour les données plus récentes, sur les enquêtes statistiques officielles sur les pratiques agricoles

Fourniture d'engrais par département

L'Unifa (Union des Industries de la Fertilisation) publie chaque année les données sur les livraisons de fertilisant par département. La comparaison avec les estimations issues des enquêtes sur les pratiques (Fig. 2) montre que si les chiffres sont assez cohérents à l'échelle nationale ou même régionale, des biais importants apparaissent dans la répartition départementale à cause du rayon d'action des grandes coopératives qui dépasse largement l'échelle du département où elles ont leur siège. Ces données sont donc délicates à utiliser pour l'évaluation de la fertilisation à l'échelle départementale.

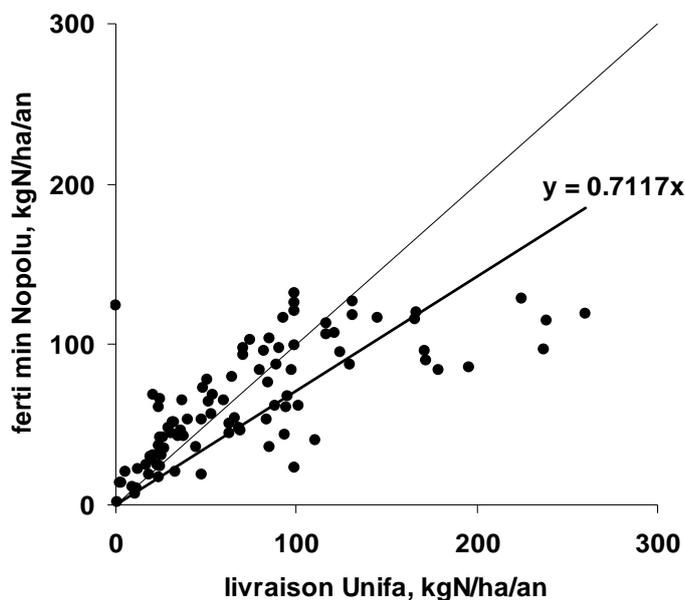


Figure 2 : Comparaison des estimations départementales d'utilisation d'engrais azoté minéraux pour l'ensemble des départements français en 2006, à partir des données de livraison (Unifa) et à partir des enquêtes de pratiques agricoles (données Nopolu).

Fertilisation animale et par les résidus industriels organiques

La fertilisation organique par les déjections animales fait partie des enquêtes de pratiques agricoles. Elle peut aussi être calculée à l'échelle territoriale (PRA, Regroupement de RA ou département) à partir des données de cheptel et des quantités d'éléments excrétés par tête.

L'expertise menée par l'INRA en 2012 sur l'interculture (Justes et al., 2012) montre que 28% des parcelles avec cultures intermédiaires reçoivent un apport de produits organiques, ce qui met en lumière le rôle significatif des CIPAN comme surface d'épandage des produits organiques (effluents d'élevage, effluents agro-industriels), plutôt que comme cultures pièges à azote.

Fixation symbiotique d'azote par les légumineuses

Les légumineuses intercalées dans les rotations culturales contribuent significativement à l'apport d'azote au sol. L'estimation de cet apport est difficile : il est généralement estimé à partir du rendement, de la teneur en azote des parties récoltées, et d'un pourcentage de l'azote issu de l'azote atmosphérique qui peut se déduire de la mesure de la composition isotopique de l'azote de la plante. La littérature récente montre qu'une part importante de la fixation d'azote atmosphérique correspond à la production des parties souterraines des plantes, non exportées avec la récolte, et représentant de 30 à 60% de celle-ci. La non prise en compte de cette production souterraine représente une cause importante de sous-estimation des apports d'azote au sol dans la démarche Nopolu (Fig.3), alors qu'elle est modélisée pour certaines espèces légumineuses dans STICS (luzerne, pois, vesce, soja).

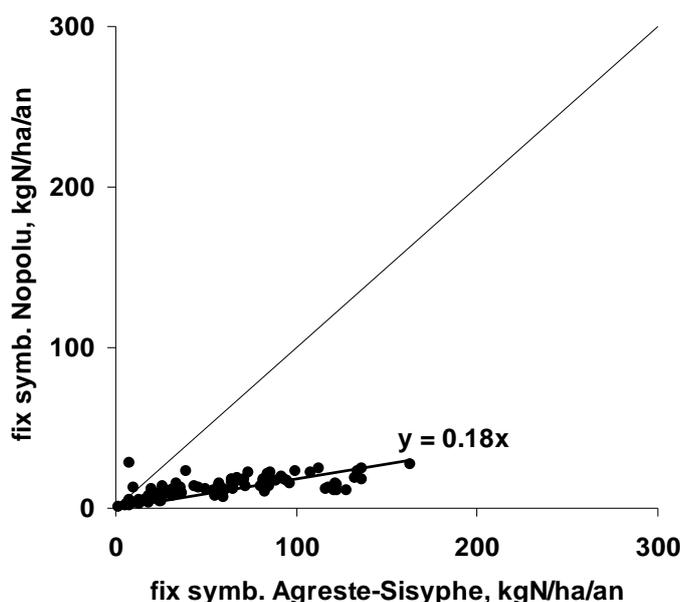


Figure 3. Comparaison des estimations départementales de la fixation symbiotique d'azote dans le logiciel NOPOLU (limité au contenu en azote des parties récoltées) et en prenant en compte la fixation dans les parties souterraines et non récoltées des cultures de légumineuses (Agreste-Sisyphe). Le logiciel NOPOLU sous-estime fortement ce poste de fertilisation.

Apports atmosphériques et par l'eau d'irrigation

Les apports d'azote par dépôt atmosphérique sont aujourd'hui significatifs dans le bilan d'azote des terres cultivées et doivent donc être pris en compte comme source de fertilisation. Le réseau de mesure et les modèles EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme), développés dans le cadre de la Convention sur la Pollution Atmosphérique Trans-Frontalière à Longue Distance (CLRTAP), fait référence en la matière. Ce programme produit une estimation annuelle des dépôts secs et totaux d'azote sous ses formes réduites et oxydées sur un maillage européen de 50x50 km. Même si cette résolution est un peu faible pour l'échelle régionale qui est la nôtre ici, nous nous en contenterons vu l'absence de données exhaustives à échelle plus fine.

Les valeurs de dépôts atmosphériques d'azote total montrent une nette diminution (p.ex. de 18 kgN/ha/an en 1980 à 10.4 kgN/ha/an en 2009 en Ile de France). Cette diminution, qui concerne principalement les formes oxydées de l'azote, est liée au succès des mesures de réduction des émissions d'oxydes d'azote par les véhicules automobiles et les centrales électriques depuis une vingtaine d'années. Le dépôt d'azote ammoniacal, qui n'a guère évolué en termes absolus, représente aujourd'hui plus de la moitié du total. Les dépôts secs et humides sont du même ordre. La teneur en azote de l'eau de pluie est intégrée dans STICS.

L'eau d'irrigation apporte une quantité non négligeable d'azote sous forme nitrique ; cette quantité est intégrée dans la modélisation avec STICS.

Préconisations pour l'équilibre de la fertilisation

Le COMIFER (www.comifer.asso.fr/) a établi des conseils de fertilisation basés sur le concept d'équilibre entre les besoins des plantes et la fourniture d'azote minéral au sol au cours d'un cycle cultural, par application de la formule :

$$X = bN - Pi - (Ri - Rf) - Mh - Mr - Mrci - Mpro - Xpro$$

- Où
- X est l'apport recommandé de fertilisant minéral azoté
 - bN, le besoin total de la culture en azote pour l'objectif de rendement retenu
 - Pi, le prélèvement de la culture déjà réalisé à l'ouverture du bilan (typiquement mars)
 - Ri, le reliquat d'N minéral à l'ouverture du bilan
 - Rf, le reliquat d'N minéral à la récolte
 - Mh, la minéralisation de l'humus pendant la période de croissance de la culture
 - Mr, la minéralisation liée aux résidus de la culture précédente
 - Mrci, la minéralisation liée à l'interculture
 - Mpro, la minéralisation des produits résiduels organiques
 - Xpro, l'équivalent minéral des produits organiques apportés.

Les travaux des GREN (Groupe Régionaux d'expertise sur les nitrates), entièrement basés sur cette approche, ont abouti à des recommandations et des références régionales, traduites en août-septembre 2012 sous forme d'arrêtés préfectoraux réglementaires dans les zones vulnérables. Ces recommandations et références permettent de définir les pratiques de fertilisation équilibrées, recommandées pour les cultures de chaque rotation. Elles représentent une sorte de standard « bonnes pratiques agricoles conventionnelles ».

2.4 Relation rendement-fertilisation et définition des surplus agricoles

Caractérisation des performances agronomiques et environnementales

Nous avons montré (Lassaletta et al, in prep) qu'il existe, sous des conditions pédoclimatiques et des pratiques culturales données, une relation robuste entre la production agricole et la fertilisation totale (toutes deux intégrées sur un cycle complet de rotation culturale et exprimées en termes de quantité d'azote par unité de surface agricole). Cette relation permet de définir de manière synthétique à l'échelle d'un territoire les performances à la fois agronomiques et environnementales du système agricole dans son ensemble, en s'affranchissant d'une analyse culture par culture.

En effet, en ce qui concerne les performances agronomiques, la production protéique (en kgN/ha/an) moyenne sur l'ensemble de la rotation caractérise de manière synthétique la productivité des terres agricoles ; son rapport aux apports totaux d'azote au sol en moyenne à long terme définit l'efficacité d'utilisation de l'azote (NUE).

En ce qui concerne les performances environnementales, la différence entre la production et la fertilisation définit un surplus (l'excédent d'azote apporté au sol par rapport à ce que la récolte en exporte) qui caractérise les risques de pertes d'azote dans l'environnement. Outre le lessivage, ces pertes environnementales comprennent aussi les pertes gazeuses (par volatilisation d'ammoniac et dénitrification) et l'accumulation d'azote dans le pool organique du sol (qui ne peut évidemment pas être considéré comme source de contamination nitrique de l'agriculture

nuisance, mais qui a forcément un caractère temporaire, sa minéralisation alimentant le pool d’N minéral du sol).

Le surplus (encore appelé balance azotée), comme la relation production-fertilisation, peut être calculé à partir du bilan d’azote d’une surface cultivée, qui peut être une parcelle, l’ensemble des terres agricoles d’une exploitation ou d’un territoire, ou les seules terres arables de cette exploitation ou de ce territoire. Le schéma de la figure 4 montre les flux pris en compte dans un tel bilan d’azote d’une surface agricole :

Le bilan d’azote des sols agricoles (intégré sur un cycle de rotation)

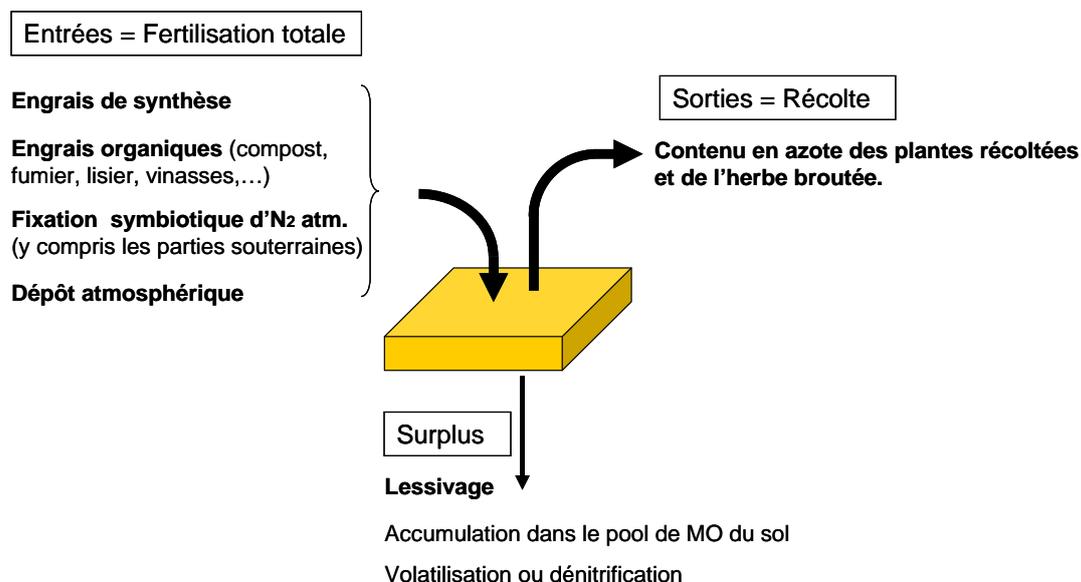


Figure 4. Bilan entrée sortie pour l’établissement de la relation production-fertilisation et pour le calcul du surplus d’une parcelle, ou de l’ensemble des terres agricoles ou des terres arables d’une exploitation ou d’un territoire.

La notion de surplus permet donc strictement de quantifier l’enrichissement du milieu en azote (Onema et al., 2003 ; Constantin et al., 2011).

Analyse de diverses estimations du surplus

NOPOLU

Le bilan sur lequel est basée l’estimation des surplus par le logiciel NOPOLU (CGDD, 2012) concerne l’ensemble de la surface agricole (incluant donc les prairies permanentes), à la résolution des masses d’eau. (Figure 5).

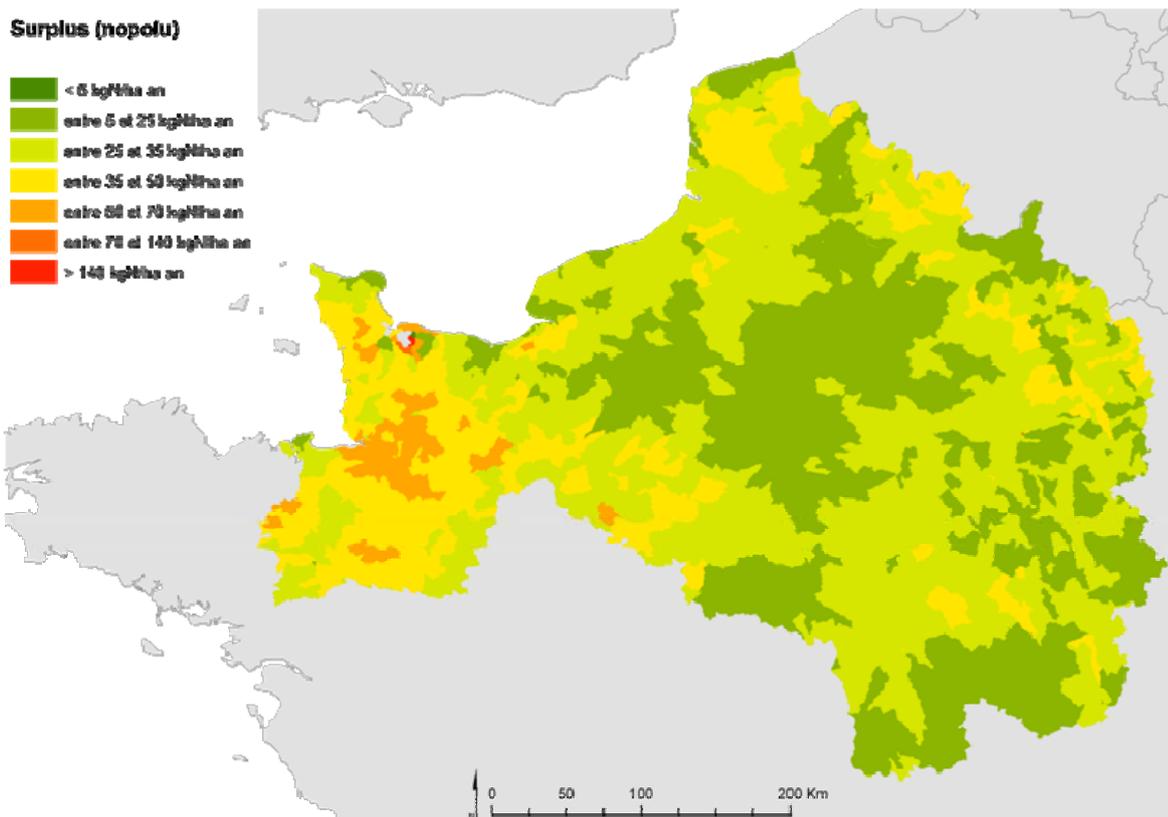


Figure 5. Distribution des surplus agricoles calculés par le logiciel NOPOLU à l'échelle des zones hydrographiques du bassin Seine Normandie en 2006.

IDEA-CAPRI

Leip (2011) propose également une estimation des surplus agricoles calculés à partir des bases de données européennes et du modèle CAPRI, pour un maillage assez fin combinant l'hydrologie et les propriétés des sols (Figure 6).

Agreste-Sisyphé

Nous avons calculé les surplus agricoles pour l'ensemble de la SAU des départements du bassin de la Seine à partir des statistiques agricoles annuelles d'Agreste.

Le Tableau 2 regroupe les estimations correspondantes obtenues par ces différentes méthodes par département.

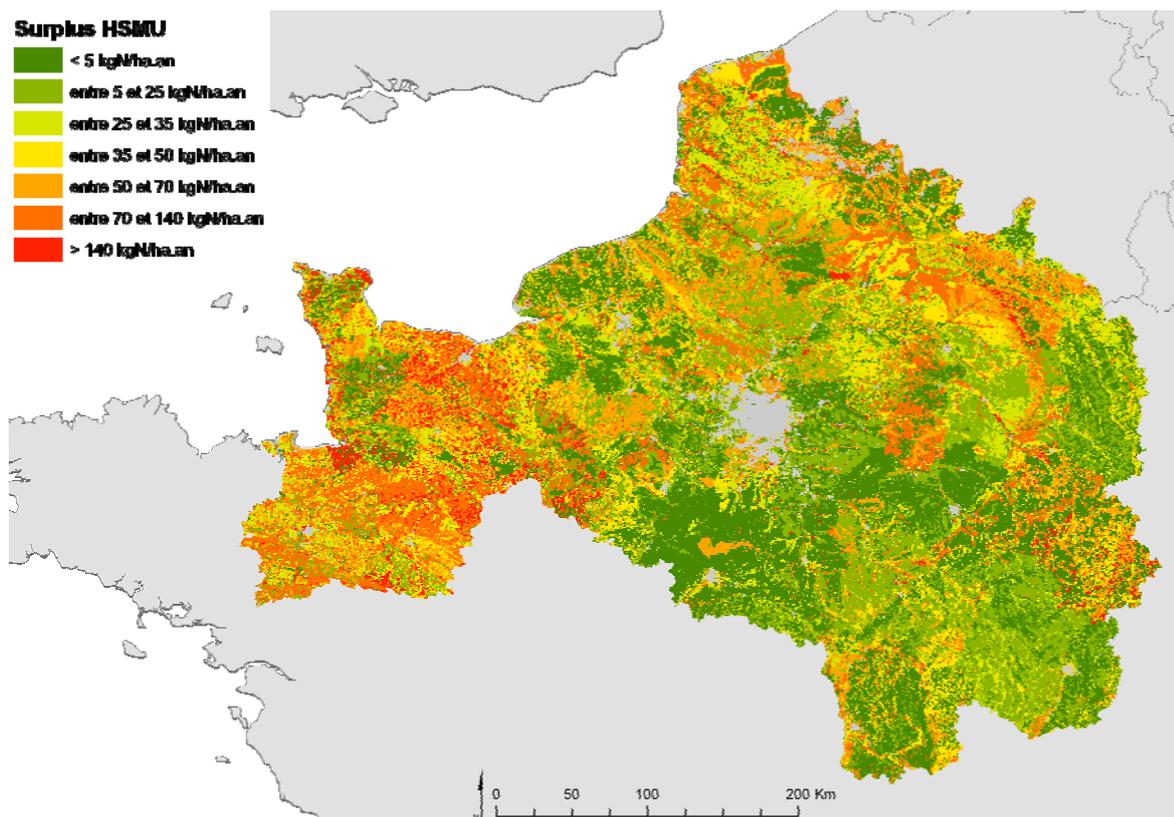


Figure 6. Distribution des surplus agricoles calculés par le modèle IDEA-CAPRI (Leip 2011) pour l'année 2001.

Tableau 2. Estimation des surplus d'apport azoté aux sols agricoles (en kgN/haSAU/an) par département, selon NOPOLU (aimablement communiquées par G. Le Gall, Pöyry), IDEA-CAPRI (Leip et al., 2011) et nos propres estimations (Agreste)

département	NOPOLU	IDEA-CAPRI	Sisyphe-Agreste
AISNE	19	44	35
ARDENNES	20	53	36
AUBE	21	10	19
CALVADOS	33	84	87
COTE-D'OR	28	7	47
EURE	24	31	44
EURE-ET-LOIR	39	12	45
LOIRET	28	6	39
MANCHE	39	52	151
MARNE	12	42	12
HAUTE-MARNE	28	43	45
MEUSE	41	16	63
NIEVRE	17	23	67
OISE	20	37	37
ORNE	38	70	88
SEINE-MARITIME	28	20	67
SEINE-ET-MARNE	25	6	37
YVELINES	34	33	43
YONNE	40	20	53
ESSONNE	30	44	38

Les estimations varient énormément entre les trois méthodes. Nous avons également comparé à l'échelle départementale les relations production-fertilisation et surplus fertilisation pour l'ensemble des départements français, estimées par les trois méthodes (Fig. 7).

Rel. Production-Fertilisation

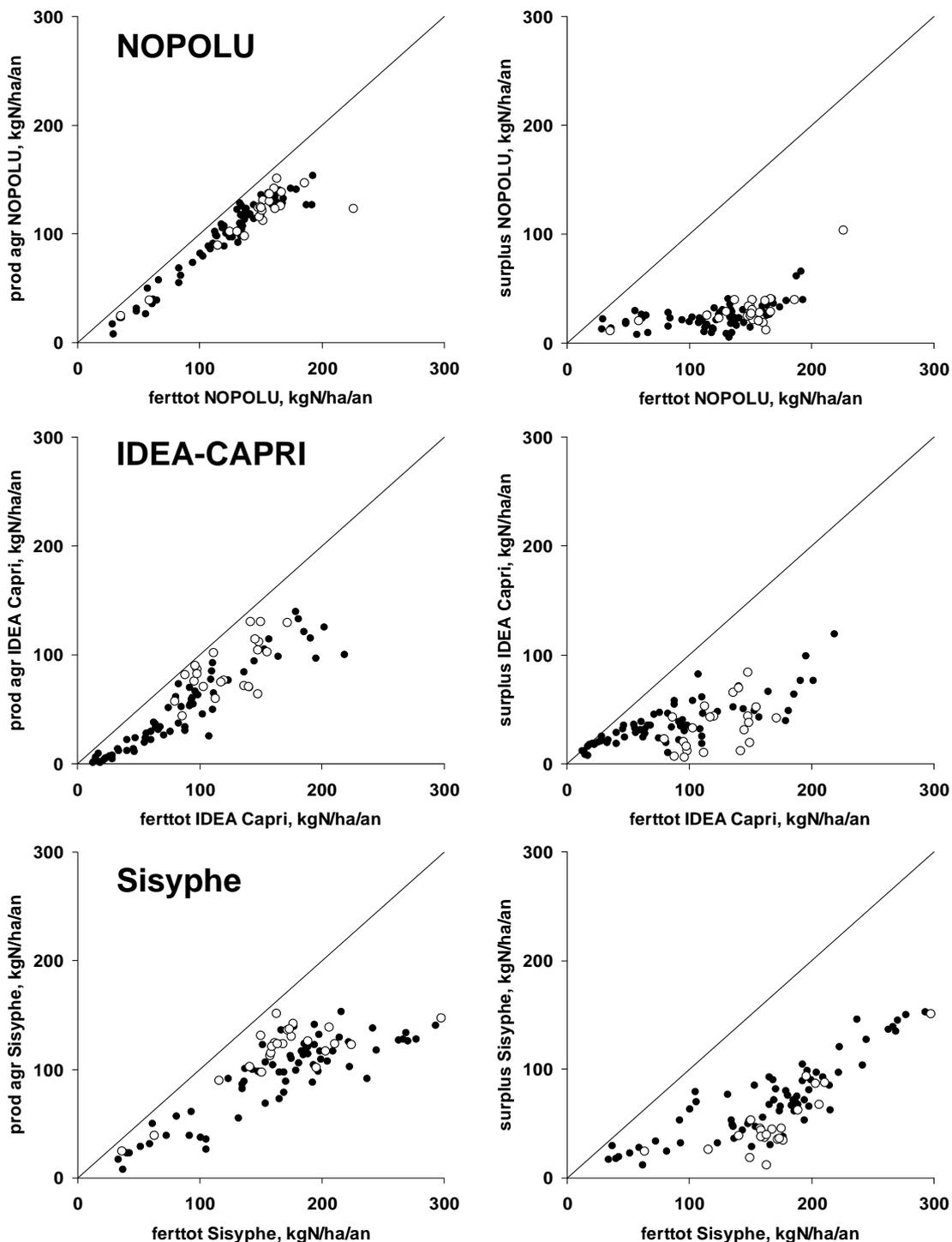


Figure 7. Comparaison de la relation production-fertilisation (à gauche) et surplus-fertilisation (à droite) des terres agricoles à l'échelle départementale en 2006, estimée par le logiciel NOPOLU, par le modèle IDEA-CAPRI et par nos propres calculs à partir des données Agreste (2006). Les départements du bassin de la Seine sont en blanc, les autres départements français, en noir.

Cette comparaison montre les surplus NOPOLU sont généralement fortement sous-estimés par rapport aux deux autres méthodes ; cette sous-estimation des surplus NOPOLU est essentiellement imputable à une différence dans l'estimation de la fixation symbiotique (voir ci-dessus, Fig. 3).

Chroniques à long terme de l'évolution du surplus par département

En se basant sur les statistiques agricoles départementales, disponibles depuis les années 1970, Florence Curie (Université de Tours), s'est attachée à calculer les tendances évolutives à long terme du surplus azoté des terres arables à l'échelle des départements français. Ce travail est en cours.

A l'échelle nationale, un travail analogue réalisé sur base des statistiques de la FAO pour l'ensemble des pays du monde (Lassaletta et al., in prep) montre qu'en France, comme dans beaucoup de pays européens, un changement de trajectoire dans la relation rendement fertilisation des terres arables s'est produit au début des années 1980, conduisant à une amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'azote. Un mouvement tendanciel de réduction des surplus est donc en cours, mais ceux-ci restent supérieurs à 50 kgN/ha/an en moyenne pour les terres arables du territoire français (Fig. 8).

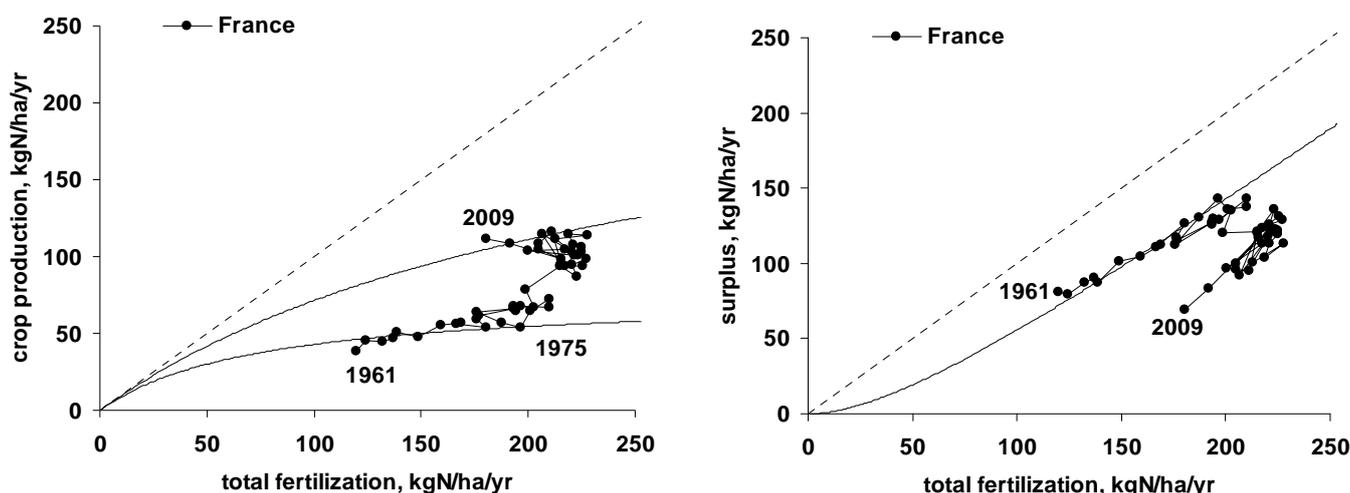


Figure 8. Tendence à long terme de la relation rendement- fertilisation et surplus-fertilisation des terres arables au niveau national (sur base des données de la FAO) (Lassaletta et al., en prep)

Evaluation des performances de l'agriculture raisonnée

A partir des préconisations de fertilisation équilibrée du COMIFER, et des références régionales en matière d'objectif de rendement, de reliquat sortie hiver et de fourniture d'azote par la minéralisation de la matière organique du sol, il est possible de calculer la relation rendement-fertilisation totale pour l'ensemble des rotations principales de chaque regroupement de régions agricoles. Ces estimations concernent cette fois uniquement les terres arables de ces territoires.

A titre d'exemple, nous présentons ici les résultats de ces calculs pour les principales rotations relevées par Mignolet et al. (2007) et Schott (2009) en Ile-de-France (Tableau 3). Les valeurs de surplus sont toutes positives indiquent un risque élevé de lixiviation à court ou long terme.

Les flux d'infiltration varient en Ile-de-France entre 150 et 250 mm. Compte tenu de cette fourchette, il est possible de calculer la concentration nitrique théorique de l'eau infiltrée correspondant à chaque valeur de surplus ; ces concentrations sont reportées également dans le tableau 1. Seules les rotations Bet-B-B, et Co-B-Op fournissent théoriquement une eau d'infiltration inférieure à la norme de potabilité de 50 mgNO₃/L.

Toutes les autres rotations testées produisent des eaux de concentration nitrique largement supérieures à cette valeur.

Tableau 3. Calcul du surplus azoté et de la concentration nitrique d'infiltration correspondante pour une série de rotations culturales types en IdF, pratiquées selon les préconisations de fertilisation du COMIFER.

	Rendement et gestion des céréales	récolte	fertil	surplus	Conc NO ₃ , mg/l	
		kgN/ha/an	kgN/ha/an	kgN/ha/an	250mm/an	150mm/an
sol argilo-calcaire 2 horizons						
Bet-B-B	80 q/ha, pailles enfouies	143	170	27	47	79
Co-B-B	80 q/ha, pailles enfouies	134	175	41	73	121
Co-B-B	95 q/ha, pailles enfouies	153	205	52	92	154
Co-B-B	65 q/ha, pailles enfouies	115	145	30	53	89
Pois-B-B	80 q/ha, pailles enfouies	158	229	71	125	209
Maïs-B-B	80 q/ha, pailles enfouies, 35t fumier	145	228	83	148	246
Maïs-B-B	95 q/ha, pailles enfouies, 35t fumier	164	258	94	167	279
Pois-B-Bet	80 q/ha, pailles enfouies	150	204	55	97	161
Co-B-Op	80 ; 65 q/ha, pailles enfouies	116	139	23	41	68
Co-B-Oh	80 ; 74 q/ha, pailles enfouies	120	151	31	54	90
sol limoneux profond						
Bet-B-B	80 q/ha, pailles enfouies	143	155	12	21	35
Co-B-B	80 q/ha, pailles enfouies	134	179	45	80	133
Co-B-B	95 q/ha, pailles enfouies	153	209	56	99	165
Co-B-B	65 q/ha, pailles enfouies	115	149	34	60	100
Pois-B-B	80 q/ha, pailles enfouies	158	232	73	130	216
Maïs-B-B	80 q/ha, pailles enfouies, 35t fumier	145	230	85	150	250
Maïs-B-B	95 q/ha, pailles enfouies, 35t fumier	164	260	96	170	283
Pois-B-Bet	80 q/ha, pailles enfouies	150	203	53	94	156
Co-B-Op	pailles enfouies	116	143	27	48	79
Co-B-Oh	pailles enfouies	120	155	35	62	103

La figure 9, où les différentes rotations sont reportées dans un diagramme production /ferti-lisation totale et surplus / fertilisation, montrent bien la dépendance du surplus à la fertilisation totale.

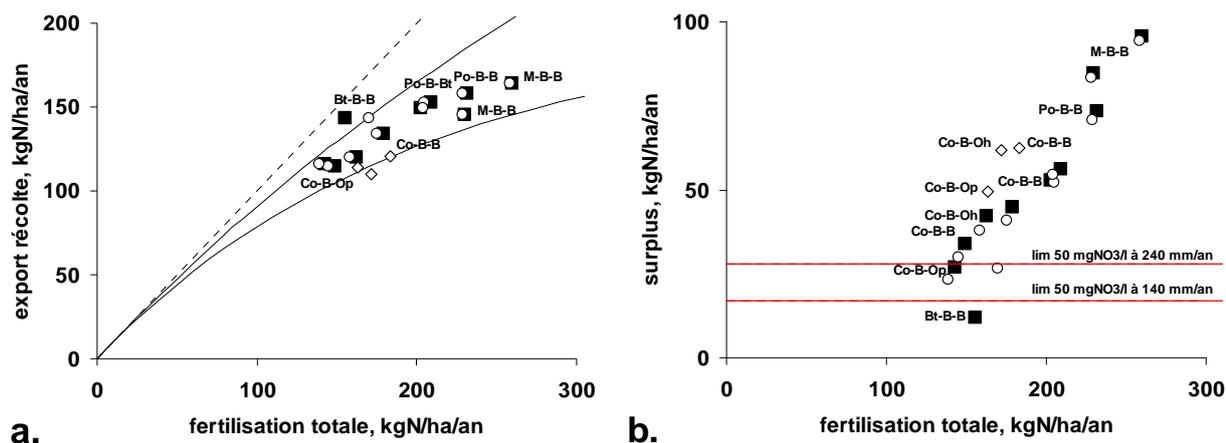


Figure 9. Relation entre l'exportation par la récolte (a.) ou le surplus (b.) et la fertilisation totale (apports d'azote par les engrais synthétiques et organiques, fixation symbiotique et dépôt atmosphérique) pour les principales rotations culturales pratiquées en Ile-de-France, sur sol argilo-calcaire (carrés noirs) ou sur sol limoneux profond (cercles blancs). Les losanges concernent la rotation Co-B-O telle que pratiquée sur les terres de plateau en Bourgogne.

3 Evaluation des flux lixiviés

3.1 Mesure directe des concentrations sous-racinaires et du lessivage

Méthodologie

La mesure directe des flux de lixiviation au sein de la matrice poreuse du sol est rendue difficile par la forte variabilité spatiale et temporelle du phénomène (Bruckler *et al.*, 1997 ; Justes *et al.*, 2012). Cependant diverses méthodes permettent l'accès soit aux flux lixiviés, soit aux concentrations des eaux de percolation profonde.

Le lysimètre fermé est le seul outil qui permette une mesure directe rigoureuse des flux quittant la zone racinaire, mais sa taille forcément métrique l'éloigne des conditions de plein champ. Seuls les périmètres drainés artificiellement permettent d'accéder directement à l'eau de drainage en conditions agricoles réelles et à une échelle compatible avec celle de l'exploitation agricole, ce qui les fait parfois comparer à des lysimètres géants (Arlot, 1999, Kladvko *et al.*, 2004). Le système de lysimètres ouverts en plein champ, enfouis à la profondeur maximale d'enracinement et recouverts de terre, lève le problème de la représentativité des techniques mais pas celui du sol. La pose bougies en céramique poreuse est la technique la plus classique pour des suivis de longue durée en plein champ. Elles permettent de prélever in situ les concentrations de façon non destructives et répétées au cours du temps dans des parcelles agricoles (Gaury, 1992). Cependant, elles donnent uniquement accès à la concentration de l'eau mobile qui peut différer de la concentration moyenne de la solution du sol (Garnier *et al.*, 2001), en particulier si le sol présente des fissures (Webster *et al.*, 1992). Elle nécessite une estimation du drainage pour accéder à la connaissance des flux. Le carottage dans des sous-sols profonds et homogènes est également un moyen indirect d'estimer la lixiviation en mesurant la concentration dans l'eau de la microporosité de la zone non saturée considérée comme représentative des flux d'infiltration (Arnaud & Baran, 2009 ; Chiesi, 2011).

Synthèse des données

Le tableau A1 (en annexe) rassemble un certain nombre de mesures directes des concentrations nitriques sous-racinaires et de flux de lessivage disponibles dans la littérature. Ces observations sont classées et moyennées selon les principales zones agricoles du bassin de la Seine dans le tableau 4.

Tableau 4. Moyenne par zone agricole des flux de lixiviation et concentrations nitriques mesurés sur divers sites du bassin de la Seine avec et sans CIPAN (synthèse des données du tableau A1 en annexe).

Région	Flux sous-racinaire (kgN/ha/an)		Conc. Nitrique (mgN/l)	
	Sans CIPAN	Avec CIPAN	Sans CIPAN	Avec CIPAN
Beauce	19	16	14	11
Brie	48		26	
Champagne crayeuse	40	32	24	17
Limons riches	31	18	17	9
Plateau jurassique		28		8
Plateaux normands	76		16	

3.2 Approche par la modélisation du système sol-eau-culture

Les modèles sol-culture-atmosphère

La modélisation dynamique du système « sol-culture-atmosphère » (Whisler et al., 1986 ; Corwin et Wagenet, 1996) permet de simuler les interactions entre les modules de transfert des solutés, de minéralisation de l'azote, de croissance et d'absorption des cultures en prenant en compte la variabilité verticale, voire horizontale, des teneurs initiales en eau et en azote, des propriétés du sol et de la densité racinaire. Le recours à la modélisation pour décrire des situations « on farm » soulève aussi la question du nombre de facteurs du milieu pris en compte par le modèle (Hansen et al., 2001 ; Meynard et al., 2003). Certains facteurs limitants de la production, telle la pression parasitaire, ne sont pas pris en compte dans les modèles classiques, ce qui conduit à effectuer une estimation par excès du potentiel de production de la culture. Ainsi, le modèle STICS a pu être appliqué de façon satisfaisante en « situation agriculteur » dans un contexte de systèmes intensifs (Beaudoin et al., 2008) mais pas dans un contexte d'agriculture biologique (Burel et al., 2011).

Application STICS spécialisée sur l'ensemble du territoire Seine Normandie

Le modèle STICS a été appliqué à l'ensemble des successions culturales recensées par PRA, aux pratiques enquêtées par C. Schott et sur toutes les unités spatiales constituées par le recoupement des PRA, des types de sols (selon la carte INRA au millionième), et de la grille météo SAFRAN (8 x 8 km).

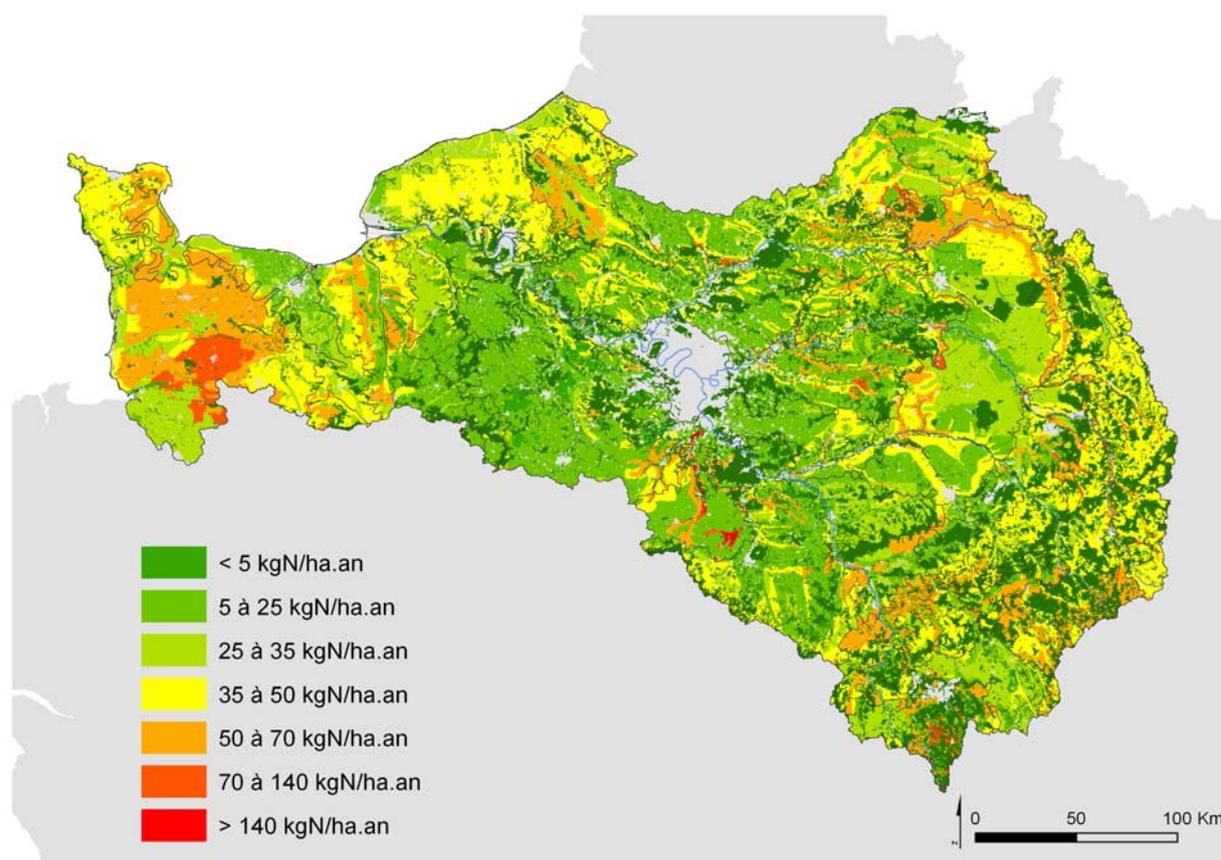


Figure 10. Flux de lixiviation moyen calculés par STICS spatialisé au cours de la période 2000-2010 (P. Viennot, MinesParisTech)

Les flux sous-racinaires ainsi calculés par STICS sont exprimés en kgN/ha/an de surface agricole (terres arables, cultures permanentes et prairies). Leurs moyennes sur les dix dernières années sont reportées dans Contamination nitrique de l'agriculture

la figure 10 et dans le tableau 5 par grandes zones agricoles. En tenant compte de la lame d'eau écoulee moyenne sur les dix dernières années dans chacune de ces zones (Tableau 5), on a calculé la concentration nitrique correspondante : elle est représentée dans la figure 11.

Tableau 5. Flux de lixiviation moyen calculés par STICS spatialisé pour chaque regroupement de PRA au cours de la période 2000-2010, lame d'eau infiltrée et concentration nitrique correspondante.

Région	Flux sous-racinaire (kgN/ha/an)	Lame d'eau infiltrée (mm)	Conc. Nitrique (mgN/l)
Agriculture parisienne	13.6	151	9.0
Argile Normande	50.7	367	13.8
Argonne Bassigny	37.9	268	14.2
Beauce	20.2	144	14.0
Brie	20.2	184	11.0
Calcaire - marne – gypse Norm	29.7	288	10.3
Champagne crayeuse	34.2	254	13.5
Champagne humide	35.5	284	12.5
Depression Yonne	28.3	207	13.6
Limon riche	28.4	215	13.2
Morvan	34.9	293	11.9
Perche Auge Bray	39.3	201	19.5
Plateau jurassique	45.2	308	14.7
Plateaux normands	31.2	207	15.1
Sables normands	37.4	380	9.8
Socle Normand	48.0	364	13.2
Vignobles	36.0	285	12.6

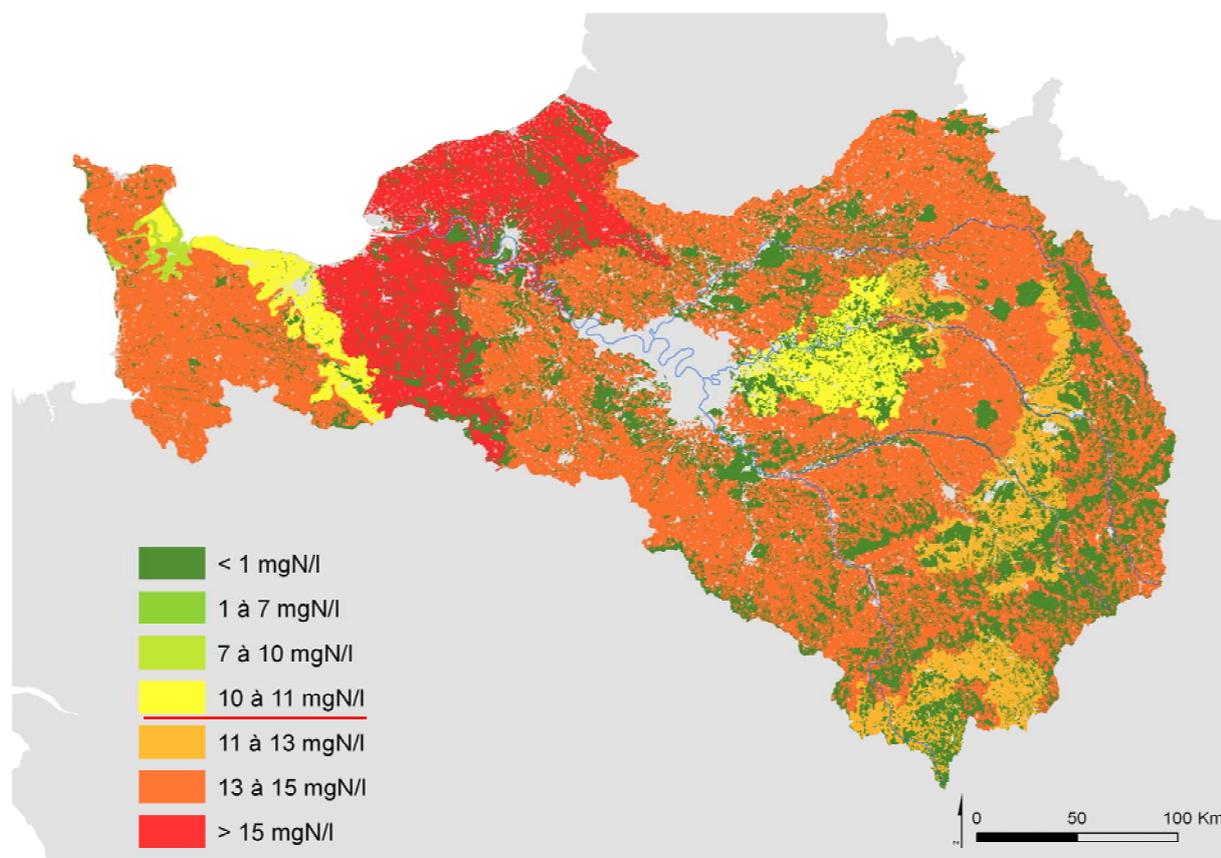


Figure 11. Concentration de lixiviation moyenne calculée à partir des flux STICS pour la période 2000-2010 et moyennés par zone agricole. Les zones urbaines sont laissées en gris, aux zones forestières sont associées les concentrations généralement mesurées sous forêt non perturbées.

3.3 Relations empiriques entre surplus et lessivage

Comme indiqué plus haut, le surplus (ou balance azotée) d'une surface agricole caractérise les risques de pertes environnementales d'azote liées aux pratiques agricoles sur cette surface. La lixiviation ne constitue pas nécessairement la totalité de ces pertes, puisqu'une partie du surplus peut être perdue sous forme gazeuse, ou séquestrée dans le stock de matière organique du sol si celui-ci est en accroissement à long terme. Inversement, la remobilisation du pool d'azote organique du sol, comme par exemple après un retournement de prairie permanente, ou le défrichement d'une forêt, peut alimenter le lessivage même en cas de surplus agricole nul.

Cependant, les données disponibles dans un certain nombre de situations françaises en terres arables où ont pu être renseignés à la fois le bilan d'azote d'une parcelle agricole sur le long terme, la concentration en nitrate sous-racinaire et le flux d'eau infiltré, malgré une variabilité très importante, montrent que le surplus azoté est généralement un bon indicateur de la lixiviation des nitrates : 72% environ du surplus est évacué par lessivage dans les situations de terres arables cultivées sans CIPAN. (Figure 12, Tableau A1 en Annexe).

Le cas des prairies est différent dans la mesure où ces systèmes montrent un fort effet tampon vis-à-vis du lessivage azoté, correspondant à une forte capacité de stockage de l'azote dans le pool organique du sol.

La généralisation d'une couverture végétale du sol en hiver (CIPAN), quoique neutre dans le calcul du surplus si la culture intermédiaire n'est pas exportée, permet également de réduire significativement les pertes azotées par lessivage en favorisant la séquestration de matière organique dans le sol (Mary et al., 2002 ; Berntsen et al., 2006; Constantin et al., 2009, 2011) (Fig. 12).

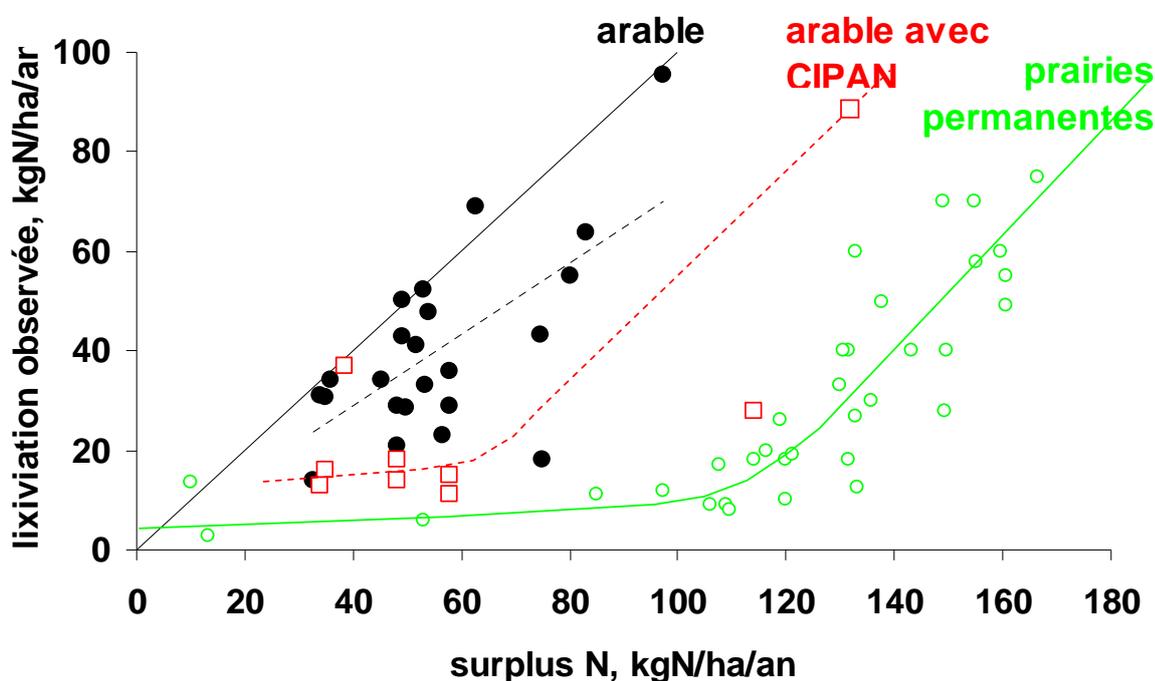


Figure 12. Relation entre la lixiviation et le surplus dans une série de situations expérimentales en terres arables, avec et sans CIPAN systématiques, et en prairies permanentes. (Synthèse d'une compilation d'études dans le bassin de la Seine, voir Tableau A1).

A partir des relations illustrées dans la figure 12, il est donc possible d'estimer très approximativement un flux lixivié moyen selon la rotation, sa fertilisation globale et les pratiques de cultures intermédiaires. Le Contamination nitrique de l'agriculture

quotient de ce flux à la lame d'eau écoulée fournit une estimation de la concentration en nitrate sous-racinaire moyenne pour un territoire donné.

3.4 Comparaison des différentes approches d'évaluation de la lixiviation

Il faut reconnaître que les diverses approches présentées plus haut fournissent des résultats assez différents. C'est ce qu'indiquent bien les résultats rassemblés dans le tableau 6, pour les 6 régions agricoles du bassin les mieux documentées. Elles ne permettent pas non plus de mettre en évidence un biais systématique ; néanmoins les estimations issues de la démarche NOPOLU semblent les plus faibles.

Tableau 6. *Comparaison de diverses approches pour l'évaluation des flux de lixiviation sous terres agricoles de 6 régions du bassin de la Seine. Flux en kgN/ha/an*

	Observé	STICS	NOPOLU*	IDEA-CAPRI*	Sisyphe*
Beauce	19	20	28	9	32
Brie	48	20	18	4	27
Champagne crayeuse	40	34	9	30	9
Limons riches	31	28	14	29	26
Plateau jurassique	28	45	20	31	32
Plateaux normands	76	31	20	14	48

* Lixiviation estimée à 72% du surplus

4 Modélisation de l'effet des flux lixiviés sur les hydrosystèmes

4.1 Couplage STICS-MODCOU

Les flux de lixiviation calculés par le modèle STICS spatialisé pour la période 1970-2010 fournit les données d'entrées au modèle MODCOU qui en calcule le devenir à long terme dans la zone non saturée et dans les systèmes aquifères à l'échelle des grandes formations du bassin de la Seine. MODCOU peut ainsi reconstituer les chroniques de contamination nitrique des principales formations aquifères du bassin. La démarche a été validée sur un certain nombre de sites pour lesquels existent des chroniques longues de mesure de concentration en nitrates.

La concentration en nitrates actuelle ainsi calculée des formations affleurantes du centre du bassin parisien sont représentées dans la Figure 13.

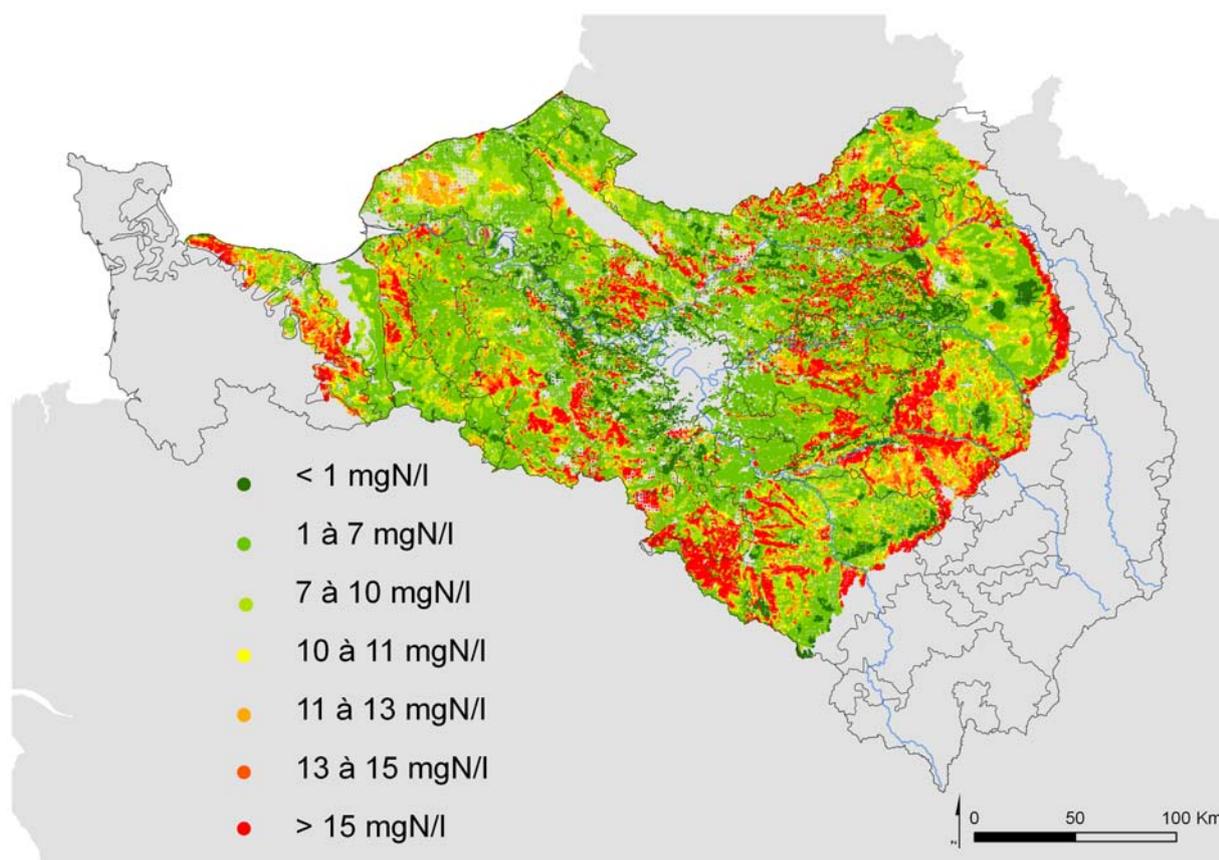


Figure 13. Distribution de la concentration nitrique actuelle des formations aquifères affleurantes du bassin de la Seine calculées par le modèle MODCOU alimenté par les flux sous-racinaires simulés par STICS (cf Fig.10) (P. Viennot, Mines ParisTech). Les zones laissées en gris sont celles qui ne sont pas prises en compte dans la modélisation MODCOU : il s'agit soit des zones urbaines, soit des zones où la lithologie ne permet pas le développement d'aquifères d'importance significative.

Tableau 7. Concentration nitrique actuelle moyenne par zone agricole des formations aquifères affleurantes du bassin de la Seine calculées par le modèle MODCOU (P. Viennot, Mines ParisTech).

Zone agricole	Conc NO3 moyenne (mgN/l)	Ecart type (mgN/l)
Agriculture Parisienne	1.3	2.7
Argonne Bassigny	8.0	3.8
Beauce	7.7	7.2
Brie	7.8	7.6
Calcaire - Marne - Gypse Normandie	10.0	4.4
Champagne crayeuse	9.6	5.6
Champagne humide	13.5	6.0
Craie Normande	8.8	5.6
Dépression Yonne	8.4	7.6
Limon riche	8.7	7.7
Perche Auge Bray - Seine	6.9	5.3
Plateau Normand	6.4	4.7
Sables Normands	4.2	4.2
ocle Normand	12.4	3.3
Vignobles	5.8	6.2

4.2 Prise en compte des apports diffus par SENEQUE

Principes

Il convient de rappeler que le modèle SENEQUE est un modèle de réseau hydrographique, décrivant les processus de transfert et de transformation des nutriments dans les cours d'eau, mais non les processus se déroulant dans les sols du bassin versant et qui sont responsables des apports diffus vers les aquifères ou les eaux superficielles. Les apports diffus du bassin versant doivent donc être renseignés comme données d'entrée au modèle SENEQUE.

SENEQUE calcule le débit de chaque cours d'eau à partir d'une contribution superficielle et d'une contribution phréatique du bassin versant. La valeur absolue, et l'importance relative de ces deux composantes varient selon le moment du cycle hydrologique, mais la composition chimique de ces deux composantes est supposée constante. C'est cette composition qui permet la prise en compte des apports diffus, et qui doit être définie comme une contrainte du modèle SENEQUE. Le modèle considère aussi que le passage des eaux superficielles et souterraines à travers les éventuelles zones humides riveraines des cours d'eau est susceptible de modifier cette composition avant même que ces eaux ne rejoignent les eaux de surface.

Les fichiers relatifs aux apports diffus renseignent donc, pour chaque cours d'eau la concentration des principales variables de qualité dans la composante phréatique et la composante superficielle du débit généré dans leur bassin versant propre. Ils définissent également le taux de transfert (à 20°C) de ces substances à travers le filtre riparien (Fig.14), sachant que ce transfert est également soumis à l'influence de la température sur les processus biologique de rétention.

Un fichier décrit le % de chaque classe usol dans chaque BVE (CLC + PRA)

Une table assigne une conc cste à l'éclmt sup et de base de chaque classe usol (p.ex. surplus calculé sur les rotations majeures selon Agreste ou COMIFER ou STICS)

Une table assigne un facteur de rétention riparienne à chaque classe de corridor

Un fichier décrit le % de chaque classe de corridor dans chaque BVE (typologie Steph. Gaillard)

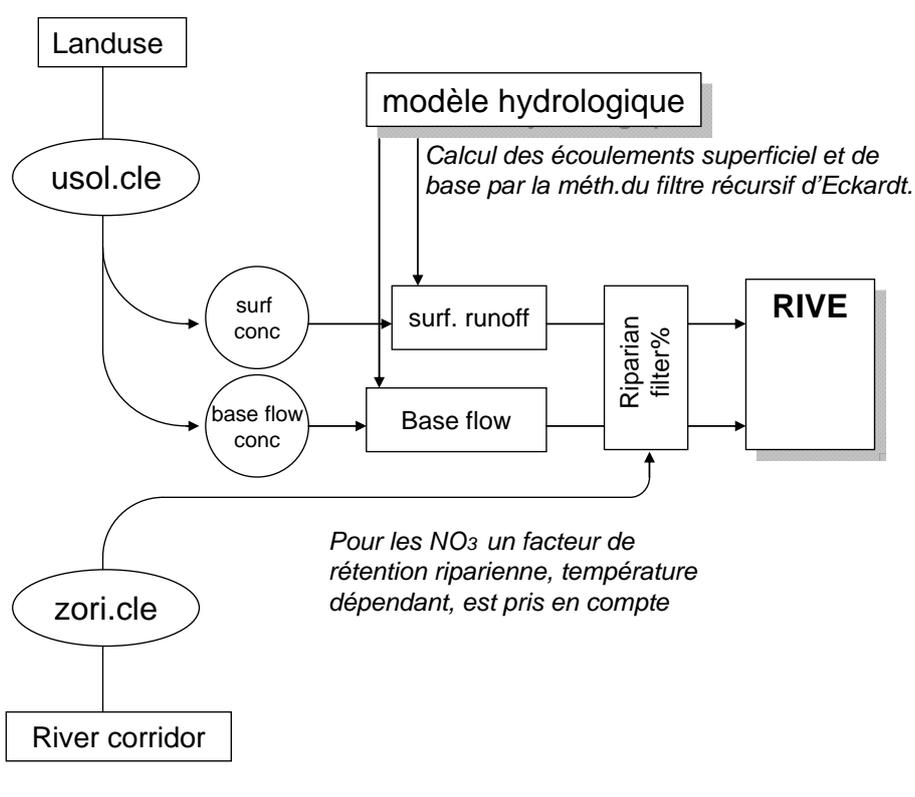


Figure 14. Principes de la prise en compte des apports diffus par le modèle SENEQUE

L'appliquatif SENEQUE génère ainsi des *fichiers .ADF* pour chaque objet (bassin ou axe) à partir d'une couverture relative à la distribution de la surface des bassins versants élémentaires entre diverses classes d'usage du sol et de lithologie (*usolXXXX.dbf*), et en associant à cette un *fichier-clé* qui explicite la traduction en terme d'apports diffus de chacune des classes considérées. Ce fichier de paramètres, **usol.cle**, renseigne, pour chaque classe d'usage du sol et de lithologie considérée, les concentrations en MES, carbone, nutriments et bactéries fécales conférées aux eaux de lessivage par l'interaction eau-sol.

Les **taux de transfert riparien** (*tripNs/n*, *tripPs/n*, *tripMESs/n*) sont définis à partir d'une couche relative aux zones humides riveraines (*zoriXXXX.dbf*), fournissant pour chaque arc hydrographique, la distribution du linéaire entre diverses classes typologiques de corridor fluvial, et au fichier **zori.cle** associé.

Définition des apports diffus azotés

Dans la dernière version de SENEQUE utilisée par l'AESN, le choix a été fait de définir les concentrations sous-racinaires et phréatiques en nitrates à partir des résultats issus de STICS-MODCOU moyennés par regroupement de régions agricoles (Tableau 5 et 7), sauf en ce qui concerne la Beauce et la Brie, régions pour lesquelles nous avons préféré utiliser les données issues des observations et de l'estimation des surplus (en considérant en outre la relation empirique lixiviation-surplus de la Fig 12), qui nous paraissent plus cohérentes. Le fichier *usol.cle* relatif aux concentrations nitriques s'établi donc comme indiqué dans le tableau 8.

Tableau 8. Concentrations nitriques moyennes par classe d'usage du sol utilisées dans la version la plus récente de SENEQUE sur le bassin Seine-Normandie.

classe d'usage du sol	superficiel	base
	mgN-NO3/l	mgN-NO3/l
arable - agriculture parisienne	9.0	2.1
arable - argonne bassigny	14.2	8.0
arable - beauce	22.2	8.6
arable - brie	14.7	6.8
arable - champagne crayeuse	13.5	9.6
arable - champagne humide	12.5	13.5
arable - depression yonne	13.6	7.4
arable - limon riche	13.2	8.7
arable - morvan	11.9	11.9
arable - perche auge bray	19.5	6.9
arable - plateau jurassique	14.7	14.7
arable - vignoble	12.6	5.8
arable - plateau normand	15.1	6.4
arable - argile normande	13.8	13.8
arable - craie normande	15.1	8.8
arable - sable normand	9.8	4.2
arable - calcaire - marne - gypse normand	10.3	10.0
arable - socle normand	9.8	11.6
prairie - argonne	2.8	2.2
prairie - morvan	2.1	1.7
prairie - type normande	4.2	8.1
prairie - argile normande	2.5	2.5
prairie - craie normande	3.2	3.2
prairie - sable normand	1.5	1.5
prairie - calcaire - marne - gypse normand	1.5	1.5
prairie - socle normand	4.1	4.1
foret	0.4	0.3
urbain	0.7	0.4

Les figures 15a et b représentent respectivement les concentrations en nitrates des eaux superficielles et phréatiques telles qu'elles sont utilisées dans SENEQUE.

D'autres choix pourraient être faits, comme par exemple le calcul systématique des surplus, à partir de l'application théorique des préconisations du COMIFER pour les principales rotations culturales recensées (pratiques idéales). Pour ce qui concerne la composante phréatique (écoulement de base), les concentrations pourraient aussi être définies empiriquement à partir de la moyenne des concentrations en nitrates mesurées dans les aquifères supérieurs des zones considérées (base Ades).

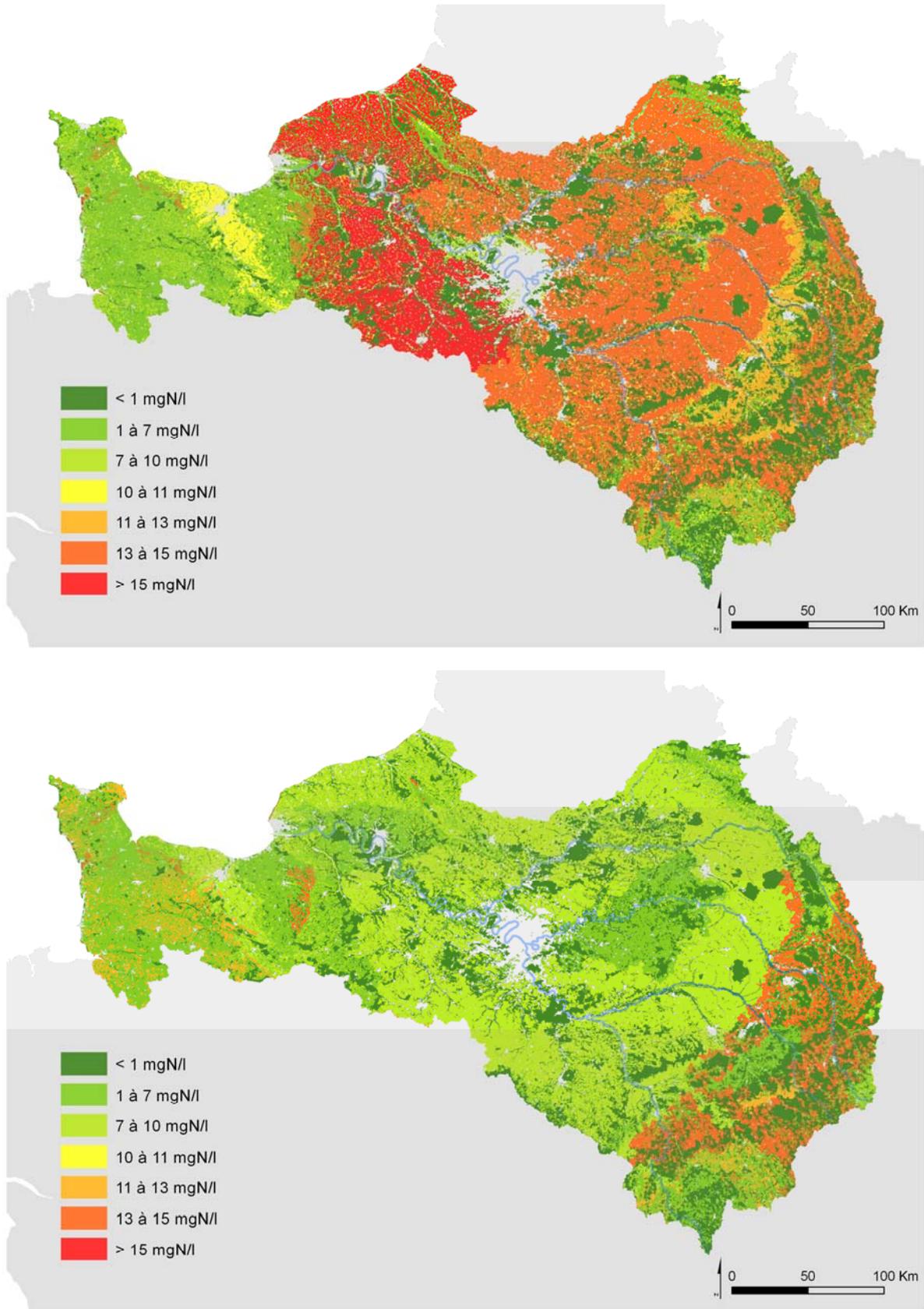


Figure 15. Concentrations nitriques des eaux superficielles (a) et phréatiques (b) telles qu'utilisées dans SENEQUE pour renseigner les apports diffus.

Nous pensons cependant que les cartes de la figure 15 représentent correctement la pression de l'activité agricole sur l'hydrosystème. La carte relative aux concentrations superficielles (Fig 15 a) correspond le mieux à la pression liée à l'activité agricole actuelle: c'est la concentration des eaux sous-racinares moyennées par grandes zones agricoles et par usage du sol. La carte relative aux concentrations souterraines (Fig 15b) correspond à la concentration de la part phréatique du débit des cours d'eau, moyennées de même par régions, et traduit plutôt le résultat des pratiques agricoles des décennies antérieures. Les différences importantes entre les deux valeurs, sous-racinares et phréatiques, traduisent un état de non équilibre de la nappe par rapport aux flux qui lui parviennent, et indiquent une aggravation probable de la contamination nitrique des aquifères et des cours d'eau. Dans les régions correspondantes, on observe une forte saisonnalité des concentrations en nitrates dans les rivières, liée à la dominance des écoulements superficiels en hiver et des flux phréatiques en été. Dans les franges est du bassin, où MODCOU ne calcule pas de concentrations phréatiques parce que les aquifères sont inexistantes ou de faible temps de séjour, les concentrations sous-racinares et phréatiques sont semblables.

Définition de la rétention riparienne

Les classes de rétention riparienne sont définies par croisement entre les différents types morphogénétiques de corridors fluviaux distingués par Gaillard (2001) (incisé, emboité, stable, superposé) (Fig. 15) et les regroupements de régions agricoles (Fig. 1). Ce croisement permet de reconnaître la double nature morphologique et paysagère des processus qui conduisent à la rétention riparienne : la manière dont les flux d'eau issus du bassin versant rejoignent le cours d'eau est en effet conditionnée par la géomorphologie de la plaine alluviale ; la teneur en matière organique des sols riverains et la présence de végétation herbacée ou arbustive est un trait paysager qui caractérise chaque région agricole.

La présence de drains susceptibles de court-circuiter le filtre riparien est également prise en compte à travers le pourcentage de surface agricole drainée de chaque bassin versant élémentaire (Figure 16).

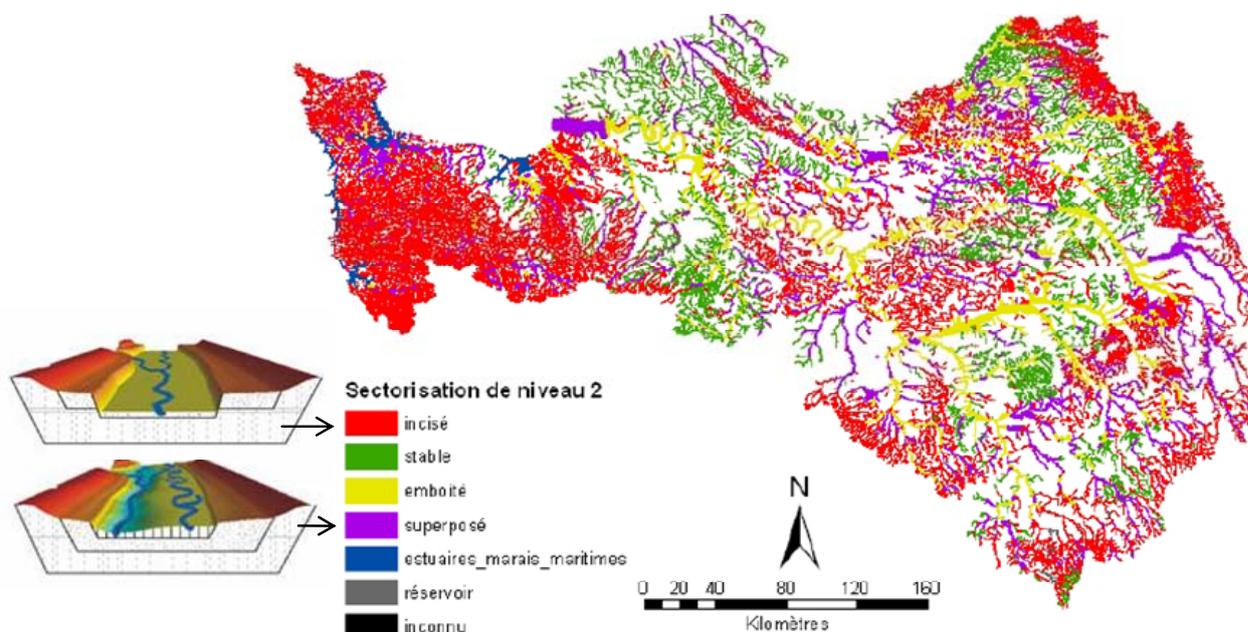


Figure 15. Typologie géomorpho-génétique des corridors fluviaux du bassin de la Seine développée par Stéphane Gaillard (2001).

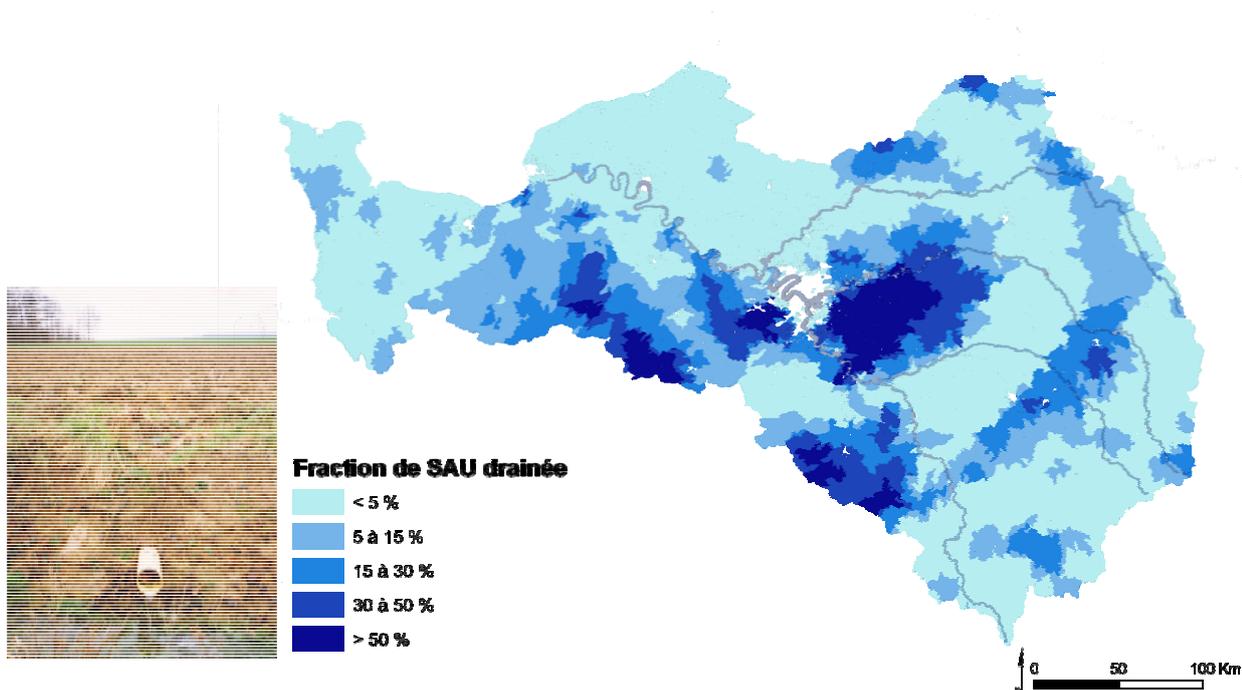


Figure 16. Distribution des surfaces équipées de drains agricoles dans le bassin de la Seine.

Au final, la rétention riparienne se calcule comme indiqué dans la figure 17.

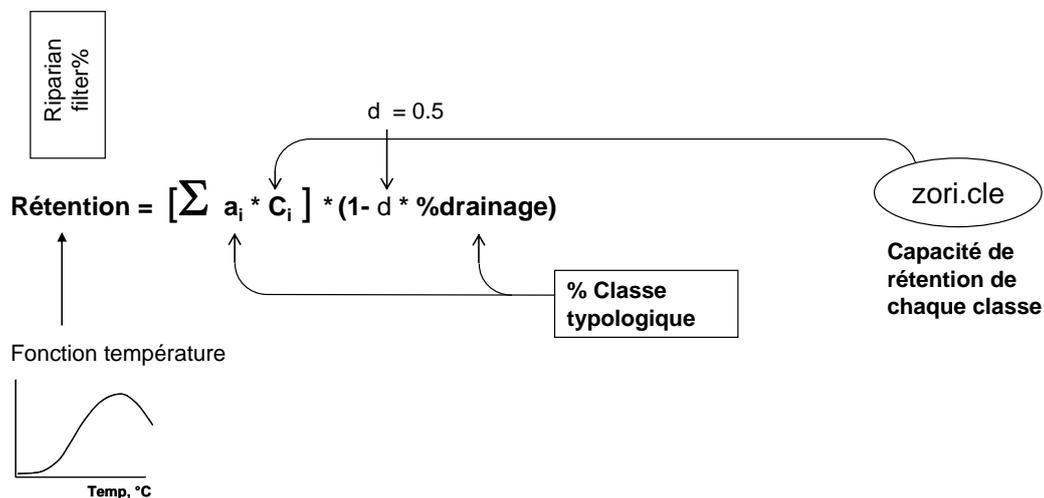


Figure 17. Schéma illustrant la procédure pour le calcul de la rétention riparienne à partir des propriétés des différentes classes typologiques de corridor.

Faute d’un modèle mécaniste opérationnel de la rétention riparienne, la détermination de la rétention propre à chaque classe typologique doit faire l’objet d’une procédure de calage sur base des concentrations nitriques observées dans les cours d’eau d’ordre 1 à 4 de chaque région agricole. Un premier calage, qui pourra être affiné, fournit les résultats représentés dans la figure 18.

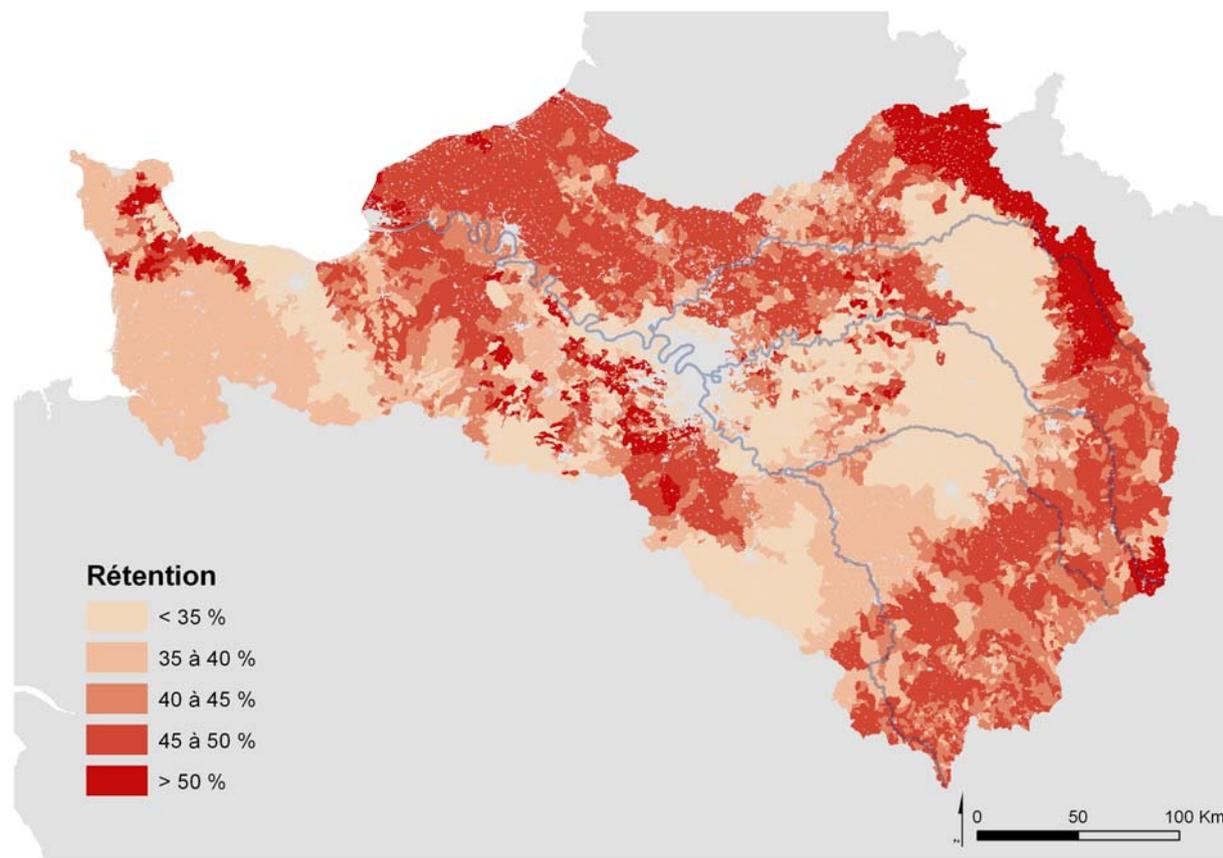


Figure 18. *Rétention riparienne à 20°C des nitrates calculées pour les différentes régions du bassin Seine-Normandie par calage sur les observations de concentrations en nitrates dans les petits ruisseaux agricoles, en tenant compte des apports diffus (Fig 15) et des informations disponibles sur la typologie des corridors et le drainage agricole (Fig 16).*

Le calcul résultant des concentrations dans de petits ruisseaux agricoles de chaque région du bassin est représenté dans la figure 19. Si les simulations ne sont pas encore parfaitement concordantes dans toutes les zones, les grands traits observés sont bien rendus, à savoir des teneurs en nitrates comprises en tre 5 et 8 mgN/l dans tout le centre du bassin parisien (Limons Riche, Brie, Beauce, Champagne crayeuse, Dépression Yonne, Plateau Jurassique et Plateau Normand), tandis que des concentrations sensiblement plus faibles existent dans les régions plus périphériques (Perche, Auge, Normandie, Argonne-Bassigny). La saisonnalité des variations de concentration est en général assez bien rendue par le modèle.

Les flux de lessivage des autres types d’usage du sol

Dans ce qui précède, nous n’avons quantifié que le lessivage des sols arables. Pour renseigner de façon exhaustive les apports de nitrates à l’hydrosystème, il faut encore prendre en compte le lessivage des prairies permanentes, des forêts et des sols urbains.

Les prairies permanentes

Les prairies permanentes, par l’importance et la densité de leur système racinaire, sont soumises à un lessivage nettement moindre que les terres arables. Le calcul du surplus agricole est dans ce cas beaucoup moins utile que pour les terres arables, car une part importante de ce surplus est susceptible d’être accumulée dans le compartiment organique du sol, voire d’être dénitrifié. Les concentrations de lessivage généralement

relevées sous prairies permanentes sont de l'ordre de 4 mgN/l (gamme de 1 à 7 mgN/l, Billen et al., 1998 ; Barataud et al., in prep). (voir Fig. 12)

Les forêts

Typiquement, les concentrations nitriques dans l'eau d'infiltration sous-racinaire des forêts sont extrêmement basses, de l'ordre de ou inférieures à 0.5 mgN/l (Billen et al., 1998). Cependant, la coupe à blanc d'une forêt est bien connue pour provoquer un pic de lessivage extrêmement important, avec des concentrations nitriques voisines de 10 mgN/l pendant plusieurs années (Likens & Borman, 1975 ; Vitousek et al, 1979).

Les sols urbains

On a très peu de données sur le lessivage azoté des sols urbains. Leur imperméabilisation et leur grande hétérogénéité en rendent difficile l'estimation. Par défaut, nous avons adopté dans SENEQUE une valeur faible, de l'ordre de 0.7 mgN/l (Tableau 8). Nous considérons que les apports azotés diffus des zones urbaines sont à dominance d'ammonium.

5 Conclusions

Cette note visait à montrer la diversité des approches mises en œuvre dans le cadre du PIREN-Seine pour caractériser les apports azotés diffus de l'agriculture à l'hydrosystème à l'échelle de l'ensemble du bassin Seine-Normandie. Aucune de ces approches n'apparaît aujourd'hui entièrement satisfaisante, et la disparité des résultats obtenus montre bien la nécessité de poursuivre les efforts de recherche en la matière.

La connaissance précise des pratiques est insuffisante ; peu de mesures directes des flux ou des concentrations sous-racinaires sont disponibles, ou concernent seulement des essais contrôlés en stations agronomiques.

La détermination de la balance azotée du sol, qui peut s'appliquer à l'échelle de la parcelle comme à celle de l'ensemble des terres agricoles d'un territoire, est une approche intéressante pour caractériser les pressions et les performances agronomiques et environnementales d'un système agricole. Les diverses démarches conduites dans ce sens montrent cependant des différences importantes, notamment à cause de la difficulté à quantifier correctement la fixation symbiotique d'azote. De plus, le lien entre le surplus azoté et sa lixiviation, en d'autres termes la destination du surplus entre accumulation, dénitrification et lixiviation, est assez variable.

La modélisation du devenir de l'azote dans le système agricole et aquifère par la chaîne de modélisation STICS MODCOU est certainement la voie la plus rigoureuse pour quantifier les flux environnementaux. La démarche reste cependant difficile à valider et son application très lourde. Le modèle SENEQUE en couplage off-line avec les résultats de la chaîne STICS-MODCOU, ou accueillant les résultats d'autres démarches, reste un outil utile pour faire le lien entre les activités agricole et la qualité du réseau hydrographique. Le point le plus délicat reste celui de la définition de la rétention riparienne, qui ne peut aujourd'hui être définie que par calage.

References

- Arnaud, L. et Baran, N. (2009). Détermination des vitesses de transfert de l'eau et des nitrates dans la zone non saturée de l'aquifère crayeux en Haute Normandie BRGM-RP-57828-FR, 136p
- Ballif JL & Muller JC (1990) Les bougies poreuses et les lysimètres. *Persp.Agron*; 144-145, 24-33
- Ballif (1996). In Trente ans de Lysimétrie en France, Muller, ed. INRA Paris
- Beaudoin N, Van Laethem C & Mary B (2007) Impact of good agricultural practices on nitrogen leaching and N balance over 14 yrs in Northern France
- Berntsen J., Olesen J.E., Petersen B.M., Hansen E.M. (2006) Long-term fate nitrogen uptake in catch crops. *Europ. J. Agronomy* 25: 383-390.
- Billen, G., Garnier, J. & Meybeck, M. (1998). Les sels nutritifs: l'ouverture des cycles. In *La Seine en son bassin* (Meybeck, M ; de Marsily, G & Fustec, E. eds) Elsevier. pp 531-565
- Billy, C., Birgand, F., Sebilo, M., Billen, G, Tournebize, J., Kao, C. (2011) Nitrate dynamics in artificially drained nested watersheds. *Physics and Chemistry of the Earth*. 36:506-514
- Boniface (1996) In Trente ans de lysimétrie en France, Muller, ed. INRA, Paris
- Briffaux, G. (2009). Limiter le lessivage des nitrates. Essai longue durée AREP site de Thibie (Marne), Résultats acquis de 1991 à 2008. AREP, Châlons en Champagne.
- Chiesi, F., 2011. Acquisition de données sur les pertes en azote nitrique sous différents systèmes culturaux en Champagne crayeuse. Adéquat-Environnement. Etude réalisée pour le compte de l'AESN, direction territoriale Vallée de Marne.
- Constantin, J, Beaudoin, N, Laurent, F, Cohan, JP, Duyme, F. & Mary, B. (2011). Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization *Plant Soil* 341:137–154
- Constantin J, Mary B, Laurent F, Aubrion G, Fontaine A, Kerveillant P, Beaudoin N (2010) Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agric Ecosyst Environ* 135, 268–278
- Leip, A. *et al.* (2011). Integrating nitrogen fluxes at the European scale. In *The European Nitrogen Assessment*, ed. Sutton, M., Howard, C. *et al.*: Cambridge University Press. Chapter 16. pp 345-376.
- Likens, G.E. & Bormann F.H. (1975) An experimental approach to New England Landscape. In *Coupling of land and water systems*. D.A. Hasler (ed) Springer Verlag Berlin pp. 7-29.
- Mary et al., 2002. La gestion durable de la fertilisation azotée. Proceedings of the 65th IIRB Congress. Brussels (BE), 13-14 February, pp. 59-65.
- Oenema, O., Kros, H, De Vries, W.(2003) Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European J. of Agronomy* 20: 3-16.
- Vitousek, P.M., Gosz, J.R., Grier, C.C., Melilo, J.M., Reiners, W.A., Todd, R.L. (1979). Nitrate losses from disturbed ecosystems *Science* 204 :469-474.

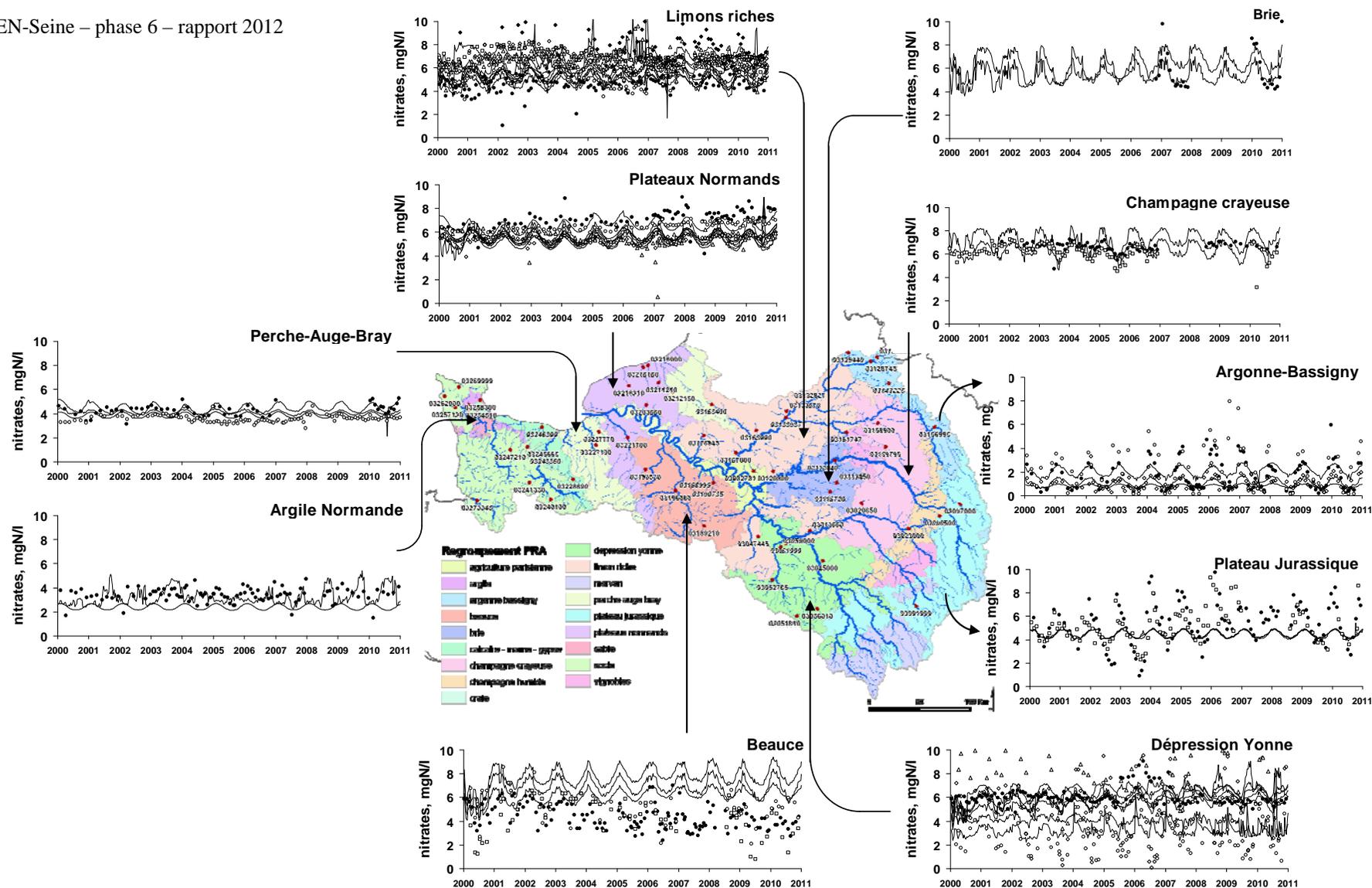


Figure 19. Concentrations observées et simulées dans de petits ruisseaux agricoles dans les principales régions du bassin Seine Normandie.

Tableau A1. Synthèse des résultats de mesures directe du lessivage agricole et des surplus azotés dans divers sites du bassin de la Seine.

site	cultures	CIPAN	fertil tot (kgN/ha/an)	export (kgN/ha/an)	surplus (kgN/ha/an)	méth	Flux lixivié (kgN/ha/an)	lame d'eau (mm/an)	conc NO3 (mgN/l)	ref
Beauce										
Boigneville labour conv, cipan	Po-B-O	o	173	125	48	bp	18	140	13	8
Boigneville labour conv, sans cipan	Po-B-O	n	173	125	48	bp	29	143	21	8
Boigneville sans labour, cipan	Po-B-O	o	170	122	48	bp	14	140	10	8
Boigneville sans labour, sans cipan	Po-B-O	n	172	124	48	bp	21	143	15	8
Versailles sable	Ma-B	n	179	126	53	Lys	33	253	13	9
Versailles limon 150 cm N1	Ma continu	n	185	129	56	Lys	6.2	118	5	9
Versailles limon 150 cm N2	Ma continu	n	229	154	75	Lys	18.2	133	14	9
Versailles limon 150 cm N1	Ma-B	n	168.8	136	33	Lys	14	112	13	9
Versailles limon 150 cm N2	Ma-B	n	204.5	148	57	Lys	23	113	20	9
Brie										
Orgeval, plateau	Maïs-Blé-Orge	n	154	100	54	dr	48	184	26	2
Champagne_crayeuse										
Chalons en Champ. 1977-81	Bet-B	n	155	75	80	Lys	55	161	34	1
Chalons en Champ. 1984-88	Bet-B	n	135	86	49	Lys	43	216	20	1
Lys12	Bet-Blé	n	155	102	53	Lys	52	136	39	7
Lys 9	Bet-Blé	n	139	89	50	Lys	29	140	21	7
Lys 10	Bet-Blé	n	134	82	52	Lys	41	160	26	7
Lys 11	Bet-Blé	n	128	82	45	Lys	34	132	26	7
CC1	Po-B-Bet-B-O	n	288	213	75	carot	43	225	19	5
CC2	Bet-B-Bet-B-O	n	198	149	49	carot	50	225	22	5
CC3	B-Leg-O	n	166	130	36	carot	34	225	15	5
CB1	B-B-Lent-B-Av-O-Luz	o	162	124	39	carot	37	200	19	5
CB2	Co-B-Po-B-O	o	179	89	90	carot	65	225	29	5
Thibie, N 2007 avec cipan	Po-B-Bet	o	192	134	58	bp	11	94	12	8
Thibie, N 2007 sans cipan	Po-B-Bet	n	188	130	58	bp	29	120	24	8
Thibie, N 2003 avec cipan	Po-B-Bet	o	197	139	58	bp	15	123	12	8
Thibie, N 2003 sans cipan	Po-B-Bet	n	193	135	58	bp	36	144	25	8

Thibie, N- 2003 avec cipan	Po-B-Bet	o	159	125	34	bp	13	123	11	8
Thibie, N- 2003 sans cipan	Po-B-Bet	n	157	123	34	bp	31	144	22	8
Limons Riches										
Bruyères conventionnel	Po-B-Bet-O	n	162		35		31	117	17.4	4
Bruyères bonnes pratiques	Po-B-Bet-O	o	162		35		16	177	9.0	4
Bruyères réduction fertilisation	Po-B-Bet-O	o	127		8		20	227	8.8	4
Plateau Jurassique										
Mirecourt, polycult-élevage AC	Pt-Pt-Pt-B-B-Ma-O	o	224	110	114	bp	28	363	8	3
Plateaux Normands										
Goderville (1976-1982)	Bet-B-Co-Lin	n	177	94	83	carot	64	470	14	6
Mousseaux-Neuville (1981-90)	Po-B-B-Co-B-B-O	n	179	82	97	carot	96	470	20	6
Mousseaux-Neuville (1963-80)	Po-B-B-Co-B-B-O	n	203	140	63	carot	69	470	15	6
Champagne berrichonne										
Rinçay (1977-1994)	Co-B-B-O	n	179	106	73	Lys	41	124	33	10

- 1 Ballif JL & Muller JC (1990) Les bougies poreuses et les lysimètres. Persp.Agron; 144-145, 24-33 et Ballif (1996). In Trente ans de Lysimétrie en France, Muller, ed. INRA Paris
- 2 Billy, C., Birgand, F., Sebilio, M., Billen, G, Tournebize, J., Kao, C. (2011) Nitrate dynamics in artificially drained nested watersheds. Physics and Chemistry of the Earth. 36:506-514
- 3 Barateaud et al, pers comm
- 4 Beaudoin N, Van Laethem C & Mary B (2007) Impact of good agricultural practices on nitrogen leaching and N balance over 14 yrs in Northern France
- 5 Chézy et al
- 6 Arnaud et Baran (2009)
- 7 Germon, pers comm
- 8 Constantin et al (2010), Agriculture, Ecosystems and Environment 135, 268–278
- 9 Boniface (1996) In Trente ans de lysimétrie en France, Muller, ed. INRA, Paris
- 10 Nicoullaud et al (1996) In Trente ans de lysimétrie en France, Muller, ed. INRA, Paris