

Bilans N, P et C et fuites sous-racinaires des exploitations en grande culture du réseau ABAC (Bassin de la Seine).

Josette Garnier*, Abdel Azougui, Julie Berthou, Gilles Billen,
Sébastien Bosc, Anun Martinez, Benjamin Mercier, Antsiva Ramarson

Sorbonne Universités, CNRS, Univ Paris 06, EPHE, UMR 7619 METIS, box 105, 4
place Jussieu, 75005 Paris, France

* josette.garnier@upmc.fr

Résumé

Depuis 4 ou 5 ans selon les exploitations, le projet ABAC fait l'objet d'une démarche collaborative avec les agriculteurs, les acteurs et les scientifiques pour analyser les différences entre les systèmes de culture en agriculture biologique (AB) et conventionnelle (AC), et leurs performances agronomiques. ABAC a étudié 6 itinéraires techniques en AB et 8 en AC pour des exploitations commerciales du bassin de la Seine. 60 à 80 parcelles ont été instrumentées en bougies poreuses.

Les deux systèmes se distinguent par des apports totaux en azote au sol (incluant la fixation symbiotique) moindre (-40 %) en AB (126 kgN/ha/an) qu'en AC (206 kgN/ha/an). En AB, les apports ne sont représentés que par 23 % d'apports organiques exogènes, les 77 % étant dus à la fixation par les légumineuses. En AC, la part des légumineuses est de 12 %, les 88 % d'apports exogènes étant en majorité des apports minéraux (70%) et des apports organiques (18%). S'ajoutent indépendamment des systèmes, environ 10 kgN/ha/an par les dépôts atmosphériques.

D'une manière générale, les bilans azotés des exploitations montrent une bonne performance agronomique, avec des surplus azotés plus faibles (de 6 à 50 kgN/ha/an en AB, et de 4 à 79 kgN/ha/an en AC) que ceux récemment compilés (Anglade et al., 2015). Les bilans en phosphore sont en majorité négatifs (jusqu'à -17 kgP/ha/an), mais moins pour les exploitations en AB, dont l'une montre un bilan positif (+6 kgP/ha/an). En considérant, les stocks de P disponible sur 90 cm et les bilans annuels, on peut estimer que les exploitants peuvent se passer d'apports pendant au moins 20 ans. Les apports en carbone au sol, séquestrables c-à-d ce qui reste après humification, ne révèlent pas de différence entre les deux types d'exploitations

A l'échelle de l'assolement de chacune des exploitations, les concentrations sous-racinaires en NO₃ sont en moyenne de 20-30 % inférieure en AB (13.8 mgN-NO₃/L en AC contre 9.8 mgN-NO₃/L en AB), mais avec une assez forte variabilité pour les deux systèmes. Les rendements globaux de l'exploitation sont toutefois en moyenne de 40 % inférieurs en AB.

Il est important de noter que le réseau ABAC est composé d'agriculteurs volontaires sensibilisés à la protection de l'environnement, et aux risques de contamination nitriques des eaux en particulier, ce qui peut expliquer les faibles différences entre les deux systèmes. Ceci démontre que des marges de progrès peuvent donc être attendues pour les deux systèmes afin de concilier l'activité agricole et une meilleure qualité de l'eau. Toutefois, il faut noter que l'agriculture biologique a une grande autonomie du point de vue de la fertilisation et totalement autonome sur le plan des pesticides, produits nocifs pour l'environnement et la santé humaine

Introduction

La contamination nitrique représente une altération majeure de la qualité des eaux, tant superficielles que souterraines; elle pose des problèmes pour la fabrication d'eau potable, mais conduit aussi à la diminution de la biodiversité aquatique et à l'eutrophisation des eaux marines côtières (Passy et al., 2016). Les pratiques intensives de l'agriculture conventionnelle (AC) des années 70, ont entraîné une contamination nitrique importante des aquifères, des eaux de surface et de l'atmosphère, due à l'utilisation massive des engrais de synthèse. Ces pratiques ont également contribué à un stockage important du phosphore dans les sols (Le Noë et al., 2017).

Il en résulte que les concentrations nitriques sous-racinaires sous grandes cultures en AC dans le nord de la France ont atteint des concentrations moyennes de l'ordre de 20-25 mg N-NO₃.L⁻¹, valeurs variables selon les conditions pédoclimatiques, les cultures et les pratiques. Depuis les années 2000, 80 captages ont été fermés dans le bassin de la Seine, l'eau souterraine des aquifères de cette région atteignant en effet des concentrations bien supérieures aux 11 mg N-NO₃.L⁻¹ (50 mg NO₃.L⁻¹) réglementaires pour la fabrication d'eau potable. Le phosphore accumulé dans les sols peut être transféré vers les eaux de surface via l'érosion.

Alors que les préconisations agricoles ont conduit (i) à cesser l'accumulation de phosphore depuis une vingtaine d'années et (ii) à réduire la fertilisation minérale azotée, la question de l'agriculture biologique (AB), qui utilise uniquement des engrais organiques, s'est posée comme alternative pour limiter cette contamination nitrique (Thieu et al., 2011), sans épuiser le phosphore des sols. Toutefois si en termes d'utilisation des pesticides, les différences entre l'AB et l'AC sont claires puisque l'agriculture biologique n'en utilise pas, les données relatives aux fuites de nitrates sous-racinaires de l'AB ou au statut du phosphore des sols sont encore trop rares, les premières ayant été publiée dans le cadre de ce réseau ABAC (Benoit et al., 2015 ; Benoit et al., 2016 ; Garnier et al., 2014 ; Garnier et al., 2016). De telles données manquent d'ailleurs de même pour la question du stockage du carbone et de la fertilité des sols.

Au début de ce projet ABAC en 2012, de telles comparaisons entre l'AC et l'AB n'avaient pas encore été rendues publiques par la communauté scientifique en France. Pour pallier à ce manque de données et dans une perspective de concilier une agriculture durable et une bonne qualité des eaux, le projet ABAC s'était fixé comme objectif (i) de quantifier les concentrations sous-racinaires dans les systèmes AB et AC en étudiant les pratiques des exploitations agricoles sélectionnées dans des pôles pédoclimatiques variés du bassin de la Seine, (ii) d'effectuer des bilans d'exploitation pour les éléments, N, P, C. Les hypothèses sous-jacentes étaient (i) une moindre contamination nitrique par l'AB que par l'AC, malgré la mise en place contraignante pour cette dernière du raisonnement de la fertilisation (cf. Directive nitrate, 1991; Directive Cadre sur l'Eau -DCE, 2000; arrêtés préfectoraux régionaux, 2013), (ii) une diminution du stock du phosphore équivalente en AB et en AC et (iii) un stockage en carbone plus important en AB qu'en AC. Ce projet a fait l'objet d'une démarche collaborative, avec une participation des agriculteurs à la mise en place du système de mesure et aux prélèvements, et un partage des résultats.

1 Site d'étude

Des exploitations dans les pôles pédoclimatiques de l'est de Paris (Seine-et-Marne), en amont du bassin de la Seine (Yonne), et au nord en plateau Picard (Oise) ont été instrumentées. 8 itinéraires techniques en AB et 10 en AC ont ainsi été choisis. Ces 18 itinéraires incluent, au nord-ouest de Paris, les parcelles de l'essai de la Motte dans la ferme de Villarceaux (Val d'Oise), au sud-ouest de Paris des parcelles de la ferme expérimentale de Grignon (Yvelines), ainsi que d'autres du lycée agricole de la Saussaye (Beauce, Eure) (Figure 1). Seules les exploitations seront analysées ici, soient 6 itinéraires en AB et 8 en AC.

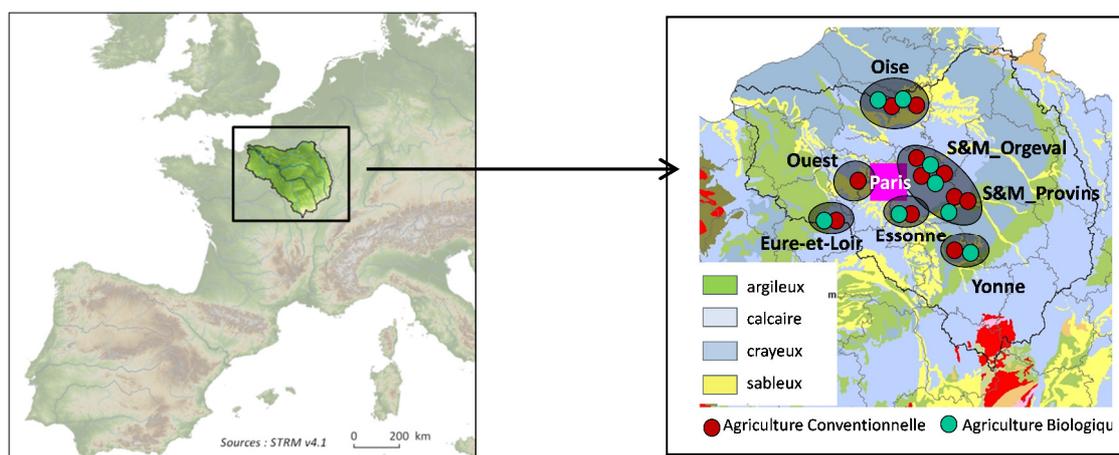


Figure 1. Carte d'implantation des bougies poreuses dans le bassin de la Seine. Fond de carte lithologique du bassin parisien.

2 Matériel et méthodes

Les rotations longues de l'AB (moyenne de 7-11 ans) comprennent une plus forte proportion de légumineuses avec dans une succession type de 9 ans : 2 ou 3 ans de luzerne- blé -céréale-légumineuse- blé- 2 ans de céréales. Les rotations conventionnelles sont représentées par des rotations plus courtes (3-4 ans) dont notamment les successions colza-blé-orge et maïs/betterave blé-blé, représentatives de la région avec parfois une culture de féverole.

2.1 Stratégie de prélèvements

Entre 40 et 84 parcelles ont été étudiées entre la saison de drainage 2012-2013 et celle de 2016-2017 (entre 30 et 50 en AB, et entre 8 et 35 parcelles en AB et 26 en AC). (Tableau 1).

Tableau 1. Récapitulatif des parcelles étudiées en agriculture biologique (AB) et en agriculture conventionnelle (AC). Les numéros correspondent aux exploitations, en couleur sont les essais expérimentaux.

	2011-2012	2012-2013	2013-2014	2014-2015	2015-2016	2016-2017
AB						
AB1		9	9	9	9	9
AB2	3	5	6	6	6	3
AB3			6	6	6	
AB4	5	8	8	8	9	6
AB5		4	4	4	4	4
AB6		6	6	6	6	5
AB7			8	8	0	
AB8			3	3	3	3
AB9					6	6
Total AB	8	32	50	50	49	36
AC						
AC1		3	2	2	2	2
AC2			3	3	3	3
AC3	1	2	2	2	2	1
AC4			3	3	3	
AC5			3	3	3	
AC6			3	3	3	3
AC7		3	3	3	3	3
AC8			4	4	4	4
AC9			6	6	6	6
AC10			1	1	1	1
AC11					5	5
Total AC	1	8	30	30	35	28
	9	40	80	80	84	64

Entre fin Octobre et début décembre, selon les pratiques, 6 bougies poreuses sont posées verticalement sous la surface dans chacune des parcelles (Figure 2), en ligne à une dizaine de mètres du bord et à environ 2 m d'intervalle. Pour la pose, des trous à la tarière sont effectués et la terre est recueillie par horizon : 0-30cm, 30-60cm et 60-90 cm. Les 6 prélèvements sont mélangés par horizon en un échantillon moyen et les deux flacons de 150 ml remplis sont conservés au réfrigérateur, l'un pour déterminer les reliquats azotés d'entrée hiver (NO_3 , NH_4 , NO_2) ainsi que l'humidité et la perte au feu, l'autre pour analyser les caractéristiques granulométriques et les contenus en carbone, azote et phosphore. Des échantillons sont également prélevés à la dépose des bougies, la fin mars, pour déterminer les reliquats sortie hiver.

Entre la pose et la dépose des bougies (environ 4 mois), une dizaine de prélèvements par saison de drainage sont effectués dans chacune des bougies à une fréquence bi-mensuelle. Les bougies sont mises sous vide pendant 48-72h avant le prélèvement (Figure 2).



Figure 2. De gauche à droite : matériel de prélèvement de l'eau dans les bougies poreuses, bougie implantée verticalement (10 cm sous la surface du sol), et bougies de 80 cm prêtes à l'implantation.

2.2 Méthodes analytiques

Reliquats azotés, humidité et perte au feu. Les analyses sont effectuées sur des triplicats de 30 g de sol pour déterminer l'humidité par différence entre l'échantillon prélevé et après séchage à 105 °C (48 h). La perte au feu est la différence de poids entre le sol sec et calciné à 450 °C (4 h.). La concentration en azote minéral du sol est déterminée après sur des triplicats de 5g de sol après une extraction au KCl (2 M) pendant 2 h extraction sur une table agitante. Les suspensions sont centrifugées 10 min à 3000 rpm et le surnageant congelé à -18 °C jusqu'à l'analyse à l'autoanalyser (Quatro, Bran & Luebbe).

Granulométrie et contenu en N, P, C. Le sol de l'un des pots est lyophilisé, puis broyé et tamisé à 2mm pour la détermination de la granulométrie (sans décarbonatation), du carbone (avec décarbonatation), de l'azote et du phosphore du sol (LAS, INRA Arras).

Les protocoles utilisés sont :

NF X 31-107 pour 5 fractions granulométriques (g/kg)

NF ISO 10694 pour le carbone organique (gC/kg)

NF ISO 13878 pour l'azote total (gN/kg)

NF X 31 161, méthode Joret-Hébert (gP₂O₅/kg)

Formes de l'azote dans l'eau sous-racinaire. L'eau prélevées dans les bougies poreuses est congelée jusqu'à l'analyse à l'autoanalyser Quatro (Bran & Luebbe). L'ammonium (NH_4^+) est dosé par la réaction au bleu d'indophénol (Slawyk et MacIsaac 1972), le nitrite (NO_2^-) et le nitrate (NO_3^-) sont analysés par la méthode au sulphanilamide (Jones 1984), le nitrate étant d'abord réduit en nitrite et obtenu par différence entre le NO_2^- après et avant réduction.

3 Résultats

3.1 Caractéristiques des pôles

Les pôles de Seine-et-Marne (SM1, Coulommiers et SM2, Provins), sont des sols argilo-limoneux (luvisol) sur un substratum calcaire et généralement drainés. Les autres pôles (Oise et Yonne) sont aussi situés sur un substratum calcaire, avec des sols argilo-limoneux également, avec des éléments toutefois plus sableux et plus grossiers dans l'Yonne. La moyenne annuelle des précipitations de 2012 à 2016 est de 743mm en Seine-

et-Marne, 629 mm pour l’Oise et 695 mm pour l’Yonne, pour les stations de Boissy-le-Châtel, Beauvais et Troyes, respectivement ; les températures moyennes respectives sont de 7°C, 6.4°C et 6.4°C pour la même période.

3.1.1 Granulométrie

Les caractéristiques granulométriques des sols ne montrent pas de variations interannuelles notables d’une année à l’autre pour chacune des exploitations (Figure 3).

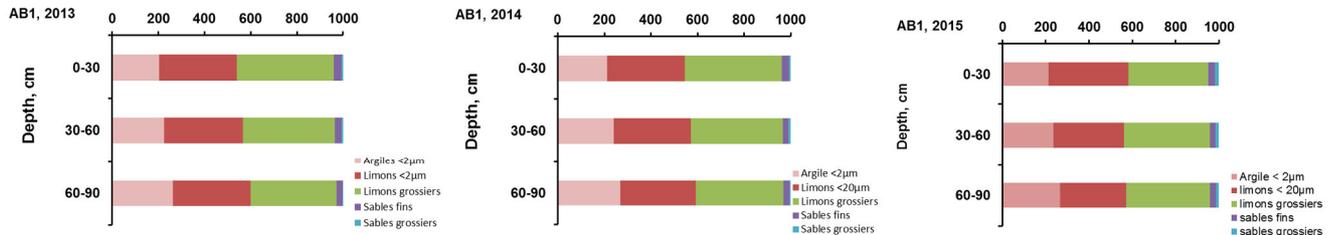


Figure 3. Compositions granulométriques pour trois années (2013, 2014, 2015) pour les parcelles étudiées en AB1 (SM1).

Les prélèvements de l’année 2015 illustrent donc les différences inter-exploitations et inter-pôles (Figure 4). Tous les pôles montrent une dominance argilo-limoneuse. Toutefois les sols de SM2 sont un peu plus sableux que ceux de SM1, surtout en profondeur. Dans l’Oise, les parcelles de l’exploitation AB5, présentent plus d’éléments grossiers, tout comme les exploitations de l’Yonne.

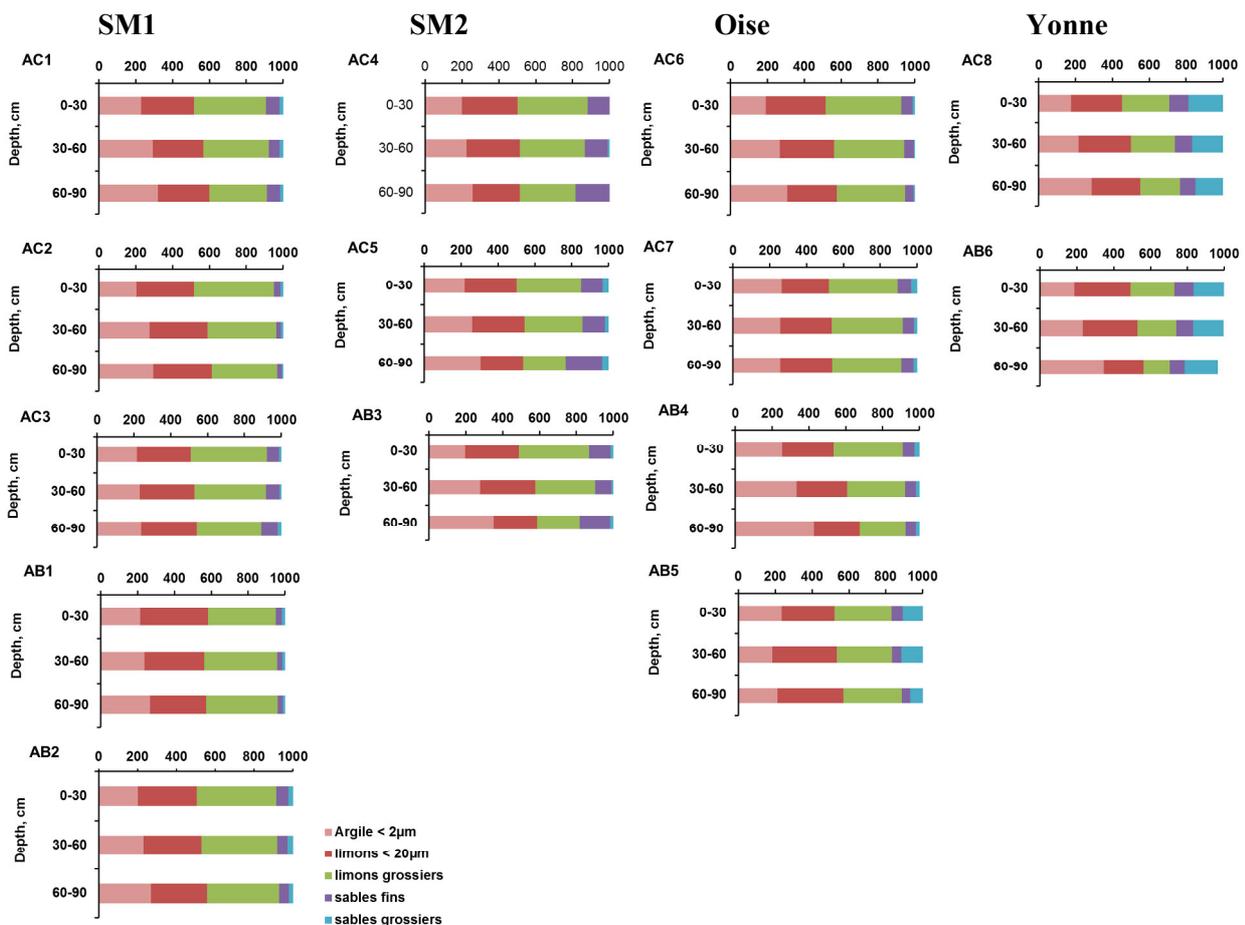


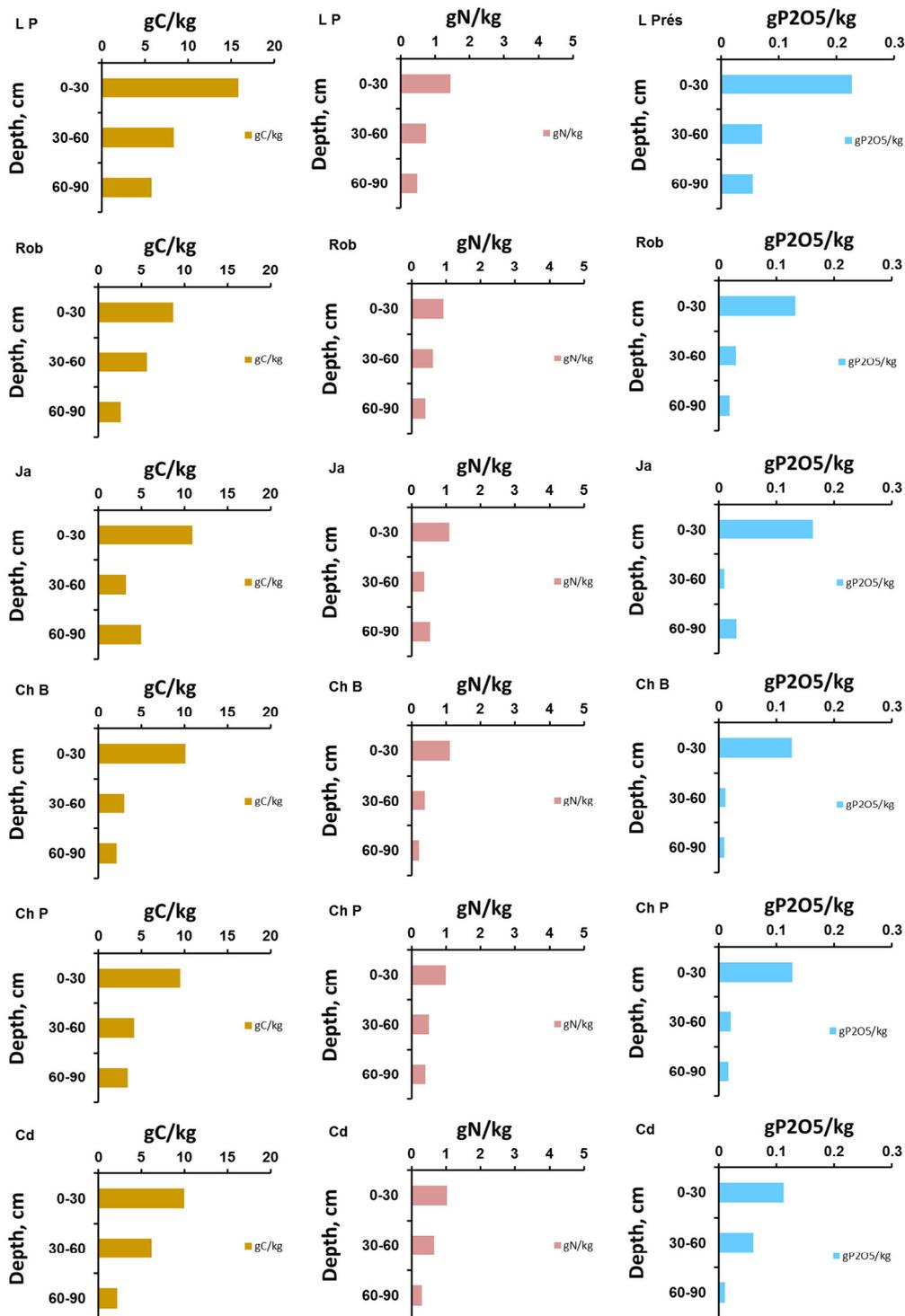
Figure 4. Caractéristiques granulométriques moyennes (g/kg) selon les 3 horizons des parcelles (automne 2015) des différentes exploitations en AB et en AC, de gauche à droite pour les pôles en SM1, SM2, Oise et Yonne.

3.1.2 Contenu en azote, carbone et phosphore

Les contenus en carbone (C), azote (N) et phosphore (P2O5) montrent de manière générale des teneurs maximales pour l'horizon de surface et une diminution en fonction de la profondeur (Figures 5, 7 et 7).

Pour les exploitations AB1 et AC1 du pôle en Seine-et-Marne (Coulommiers, SM1), les rapports C/N sont d'environ 10 en surface avec une diminution à environ 9 en profondeur, ce qui montre un bon équilibre entre le carbone et l'azote (Figure 5). Les teneurs en P2O5 varient de moins de 0.1 à 0.4 gP2O5/kg, avec des teneurs en surface un peu plus élevées pour AB1 qu'en AC1.

AB1



AC1

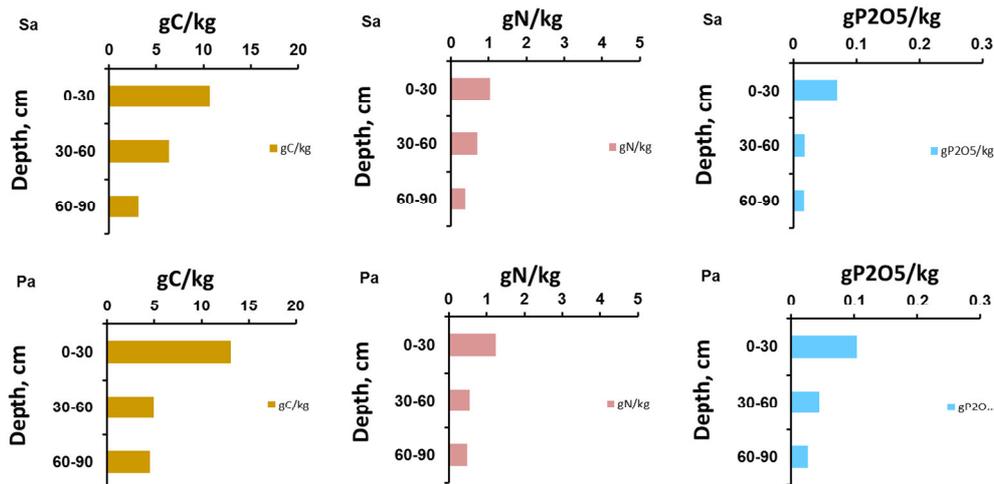
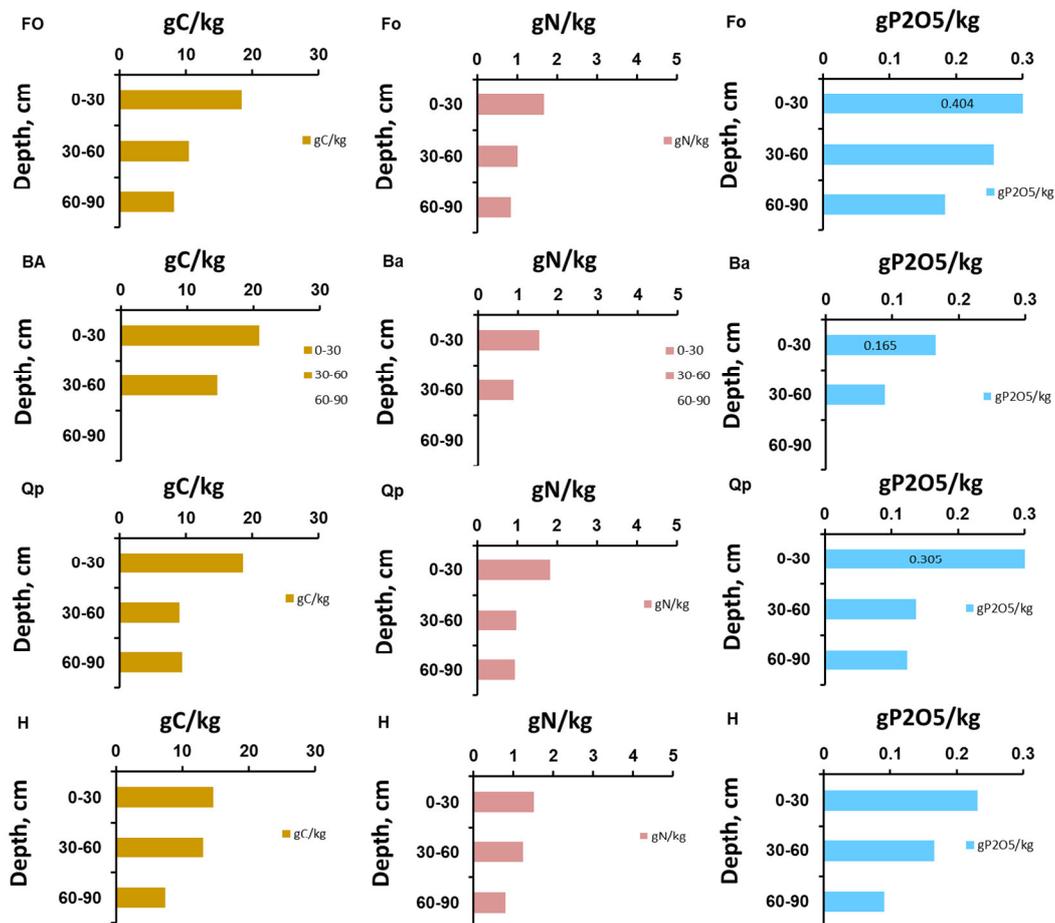


Figure 5. Pôle Seine-et-Marne Coulommiers (SM1). Distribution des teneurs en carbone (C), azote (N) et phosphore (P2O5) en fonction de la profondeur pour les différentes parcelles des exploitations AB1 et AC1.

Pour les exploitations AB5 et AC7 du pôle Oise, la diminution des teneurs en C, N, P2O5 entre la surface et la profondeur est moins marquée qu'en SM1. En AB5, les rapports C/N sont de l'ordre de 11 et augmentent à 12.9 au fond alors que ceux de AC5, en dessous de 10, varient entre 6.4 et 7.7 (Figure 6). La dynamique de minéralisation est plus rapide en AC7 qu'en AB5 (Figure 6). A part l'une des parcelles en AC7, les teneurs en P2O5 sont plus élevées qu'en SM2, avec des teneurs importantes au moins sur les deux horizons [0-30] et [30-60]

AB5



AC7

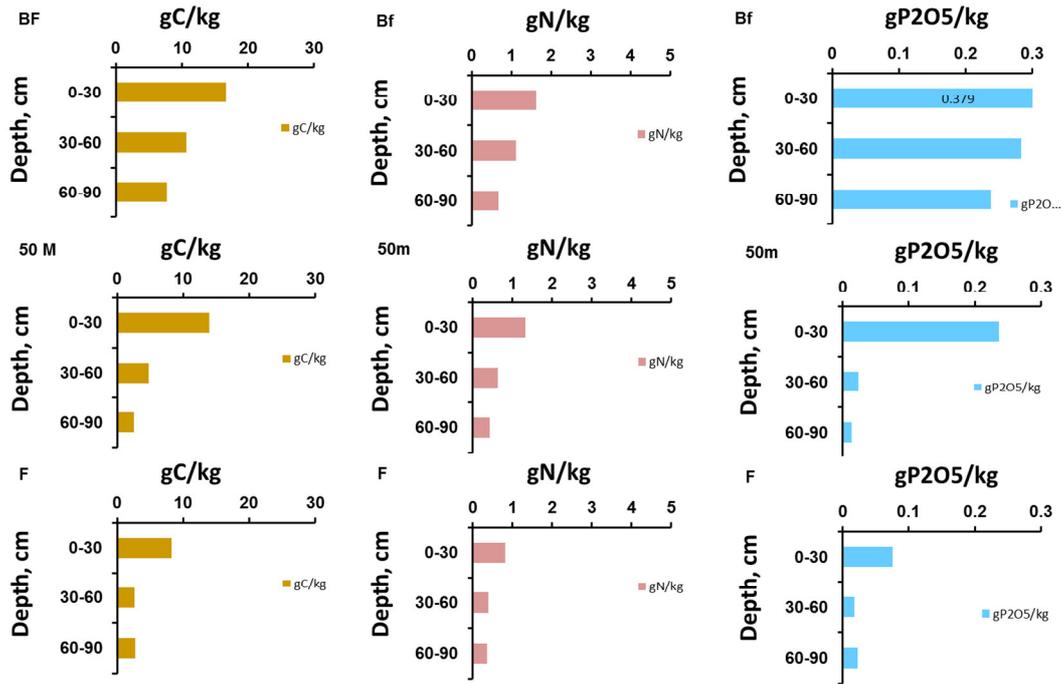
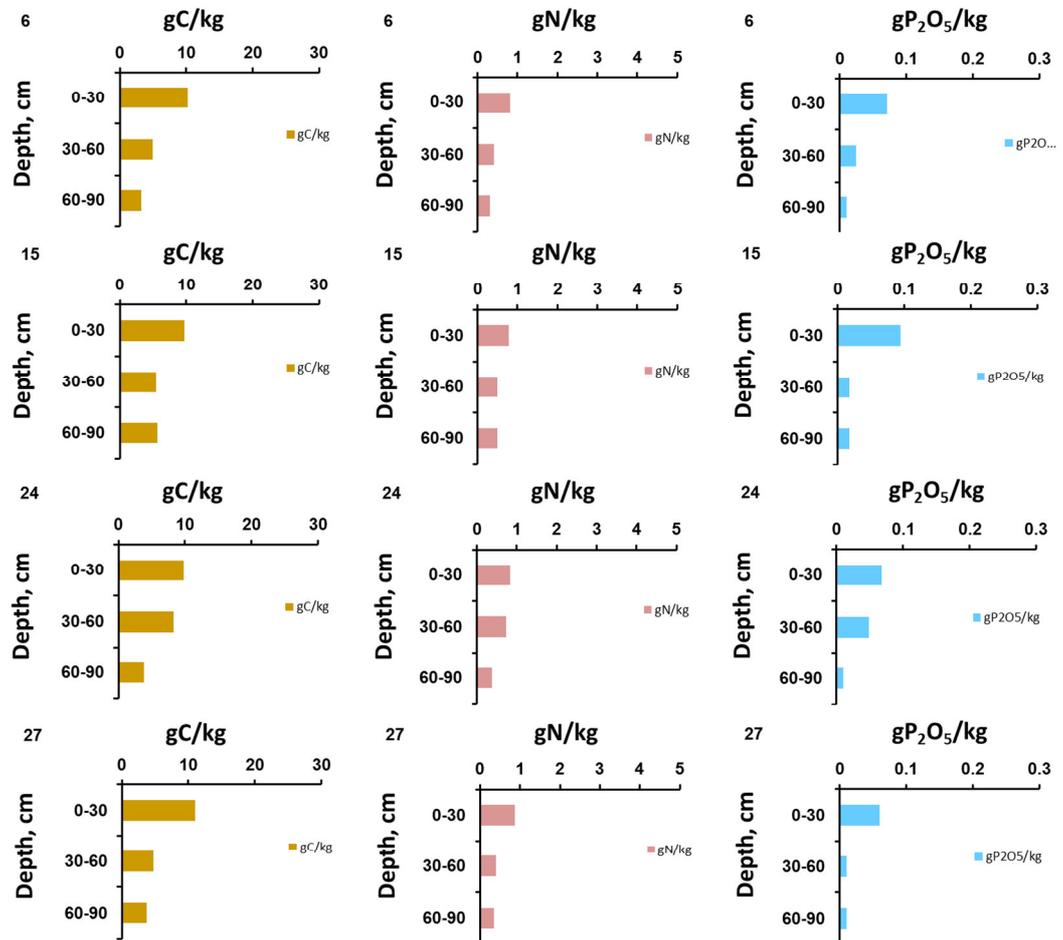


Figure 6. Pôle Oise. Distribution des teneurs en carbone (C), azote (N) et phosphore (P2O5) en fonction de la profondeur pour les différentes parcelles des exploitations AB5 et AC7.

Pour les exploitations AC8 et AB6 du pôle Yonne, on observe toujours une diminution des teneurs en C, N, P2O5 entre la surface et la profondeur avec des rapports C/N assez élevés, supérieurs à 12 (Figure 7).

AC8



AB6

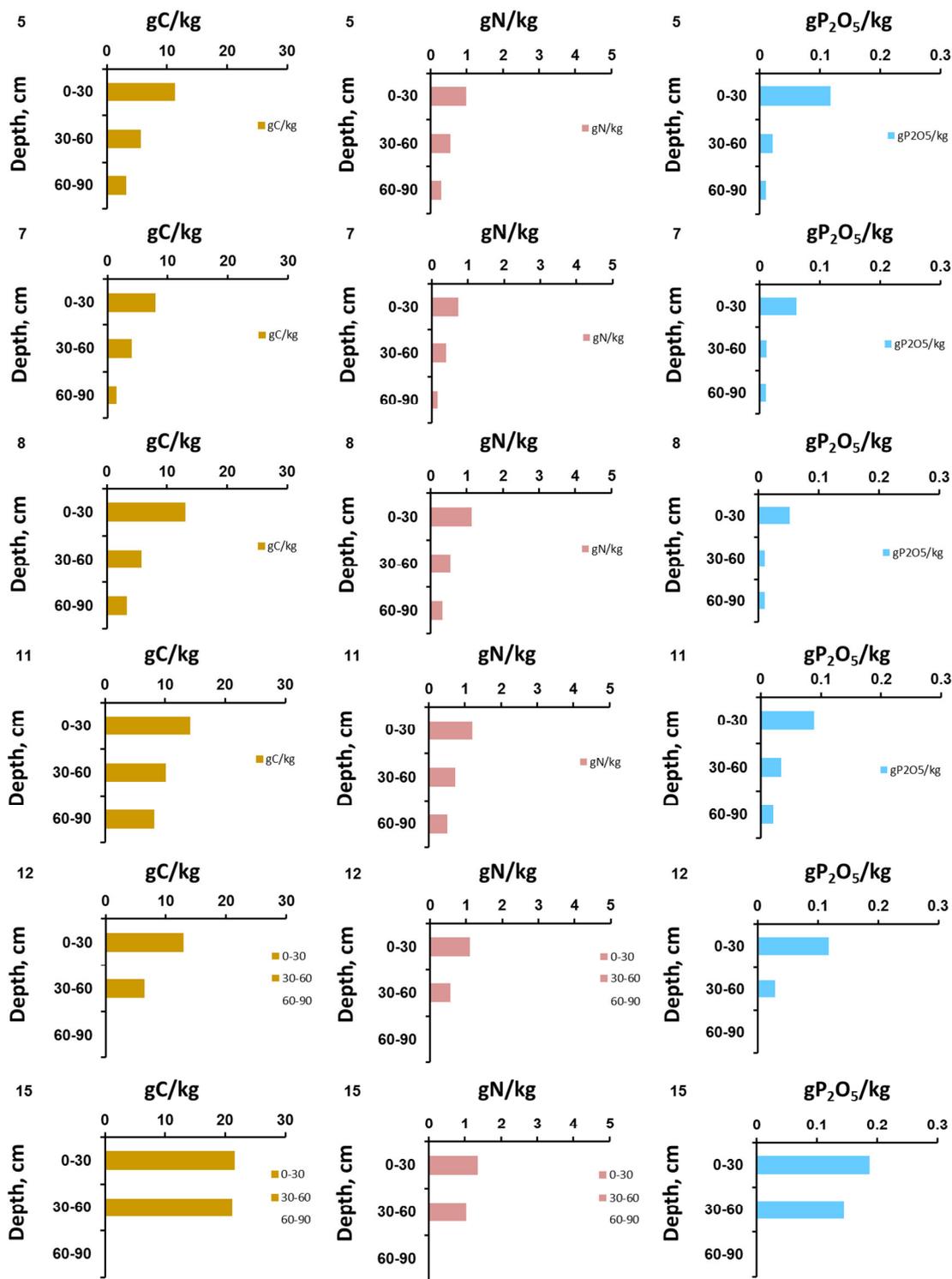


Figure 7. Pôle Yonne. Distribution des teneurs en carbone (C), azote (N) et phosphore (P2O5) en fonction de la profondeur pour les différentes parcelles des exploitations AB6 et AC8.

Les rapports C/N varient entre 13.7 et 15.4 en AC7 et entre 12.4 et 13.9 en AB6, ce qui indique des sols riches en matière organique. Il est important de noter que AB6 n'utilise pas d'intrant exogène. Les teneurs en P2O5 sont encore plus importantes en surface et du même ordre qu'en SM2.

Des exemples de profils C, N, P de Seine-et-Marne (Provins, SM2) ne sont pas montrés ici, car ils ressemblent à ceux de SM1, avec des valeurs C/N proches de 10 en surface et de 7.5-8 en profondeur. Les teneurs en P2O5 sont proches de 0.1 gP2O5/kg en surface et diminuent rapidement en profondeur.

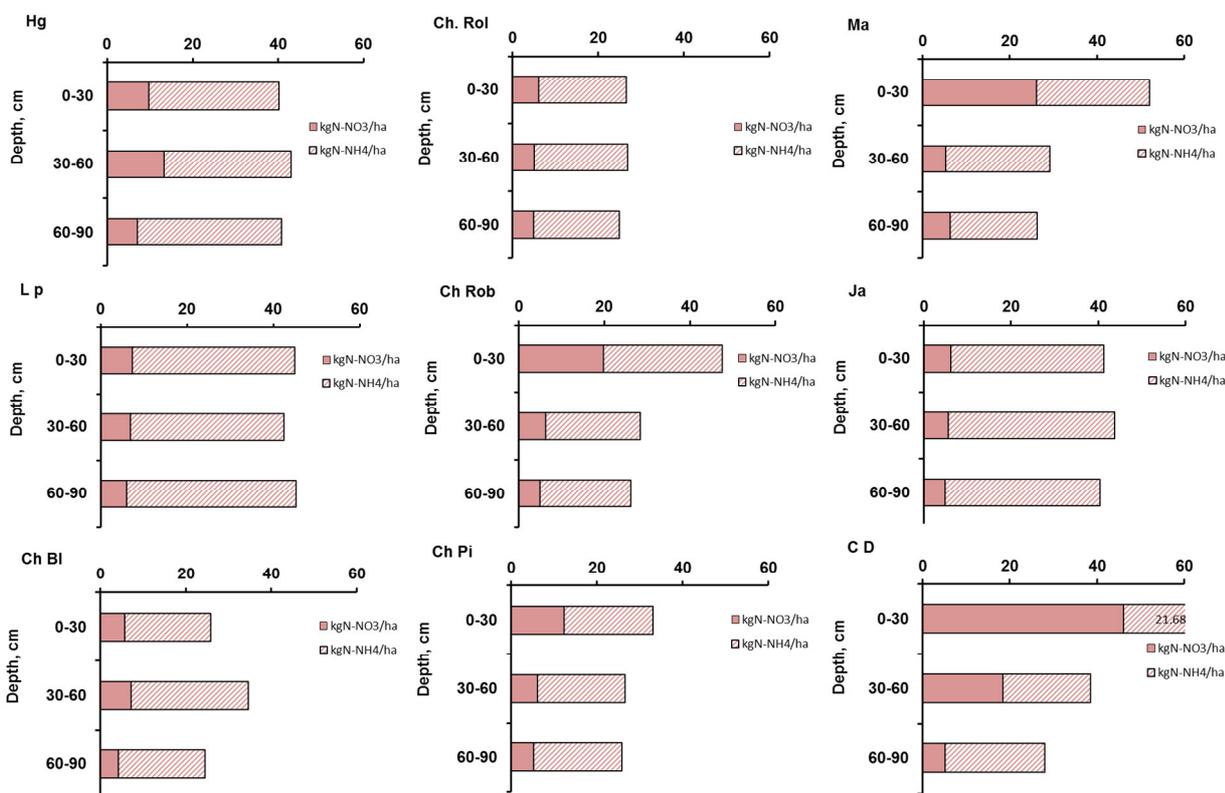
3.1.3 Reliquats entrée hiver

Variations en fonction de la profondeur à l'automne 2015. Les reliquats entrée hiver, varient en nitrate de 5 à 80 kgN-NO₃/ha pour l'horizon de surface [0-30 cm] et en ammonium de 3 à 40 kgN-NH₄/ha p (Figures 8, 9, 10). Le reliquat ammoniacal représente de 8 à 80 % du reliquat total.

Les reliquats ammoniacaux semblent plus élevés en AB qu'en AC pour les exemples de SM1 et Oise (Figures 8 et 9), ce qui n'est pas le cas pour les exemples du pôle Yonne (Figure 10).

Toutefois nous ne considérerons ici que le reliquat « nitrate ». En effet celui-ci est, d'une part, facilement lessivable, contrairement au reliquat ammoniacal, les ions NH₄⁺ s'adsorbant facilement sur les particules de sol. D'autre part des tests ont montré que l'extraction de l'ammonium dépend du protocole utilisé, plus la molarité du KCl est élevée plus l'extraction est efficace. Nous avons utilisé ici du KCl 2M, d'autres protocoles employant du KCl 1M.

AB1



AC1

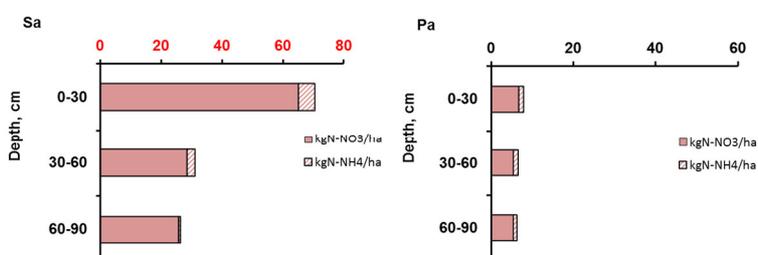
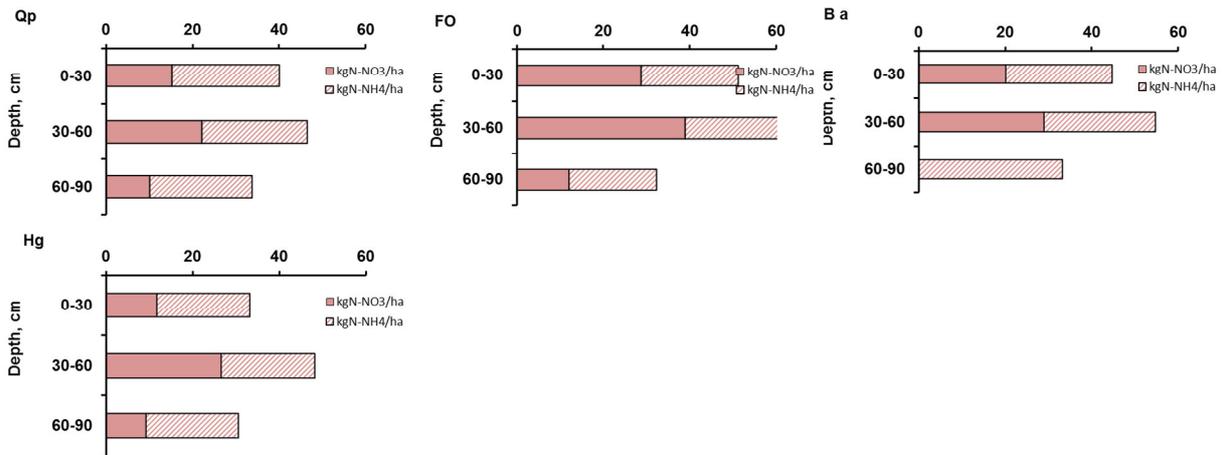


Figure 8. Pôle Seine-et-Marne (SM1). Distribution des teneurs azote inorganique (NO₃ et NH₄) en fonction de la profondeur pour les différentes parcelles des exploitations AB1 et AC1.

AB5



AC7

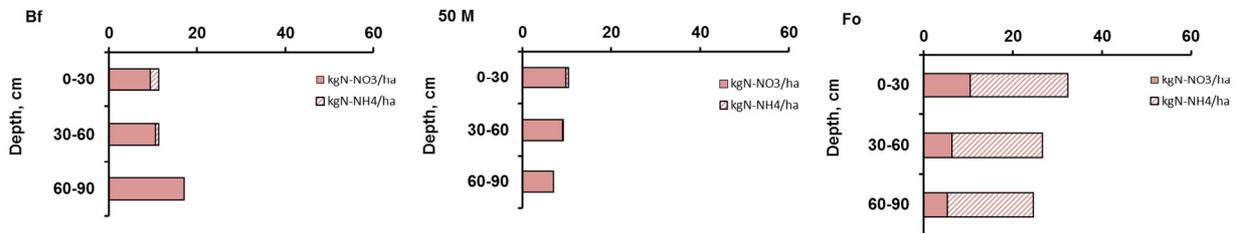
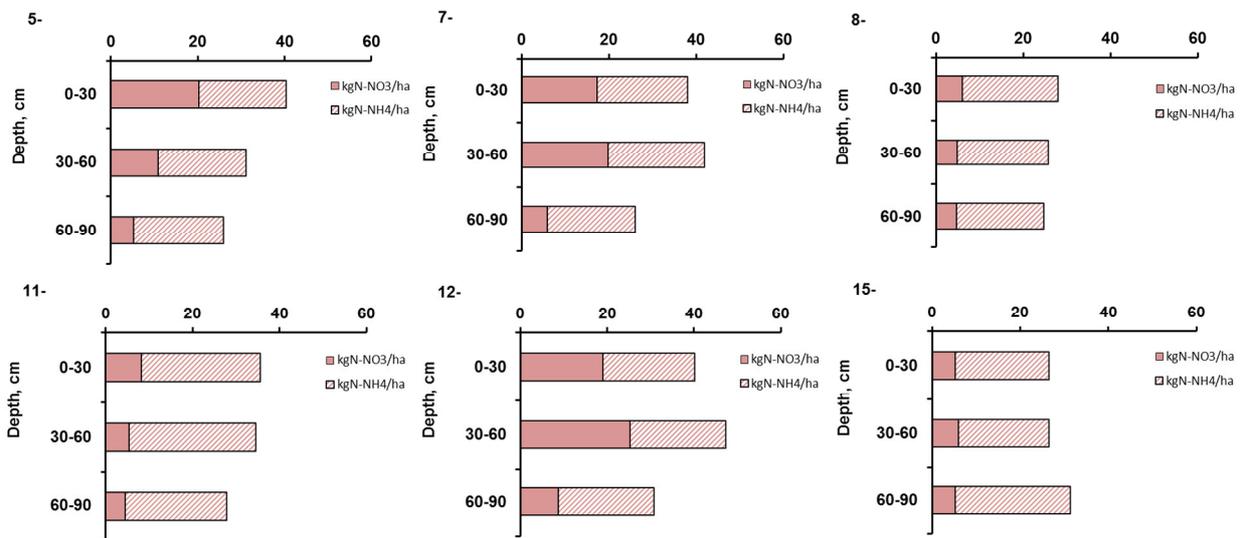


Figure 9. Pôle Oise. Distribution des teneurs azote inorganique (NO3 et NH4) en fonction de la profondeur pour les différentes parcelles des exploitations AB5 et AC7.

AB6



AC8

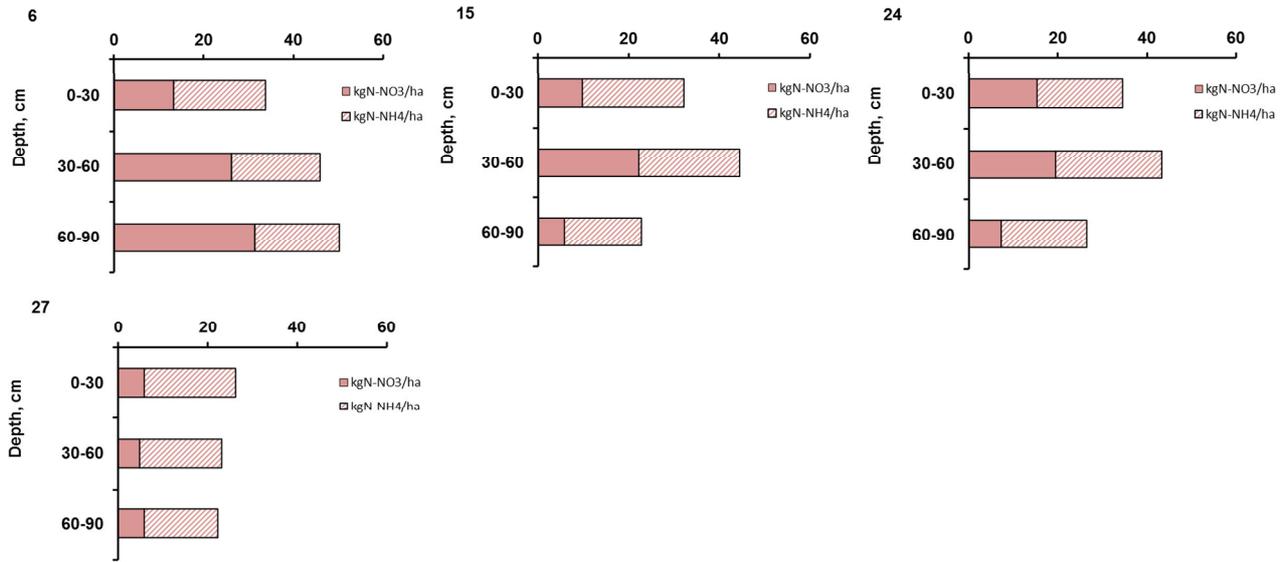
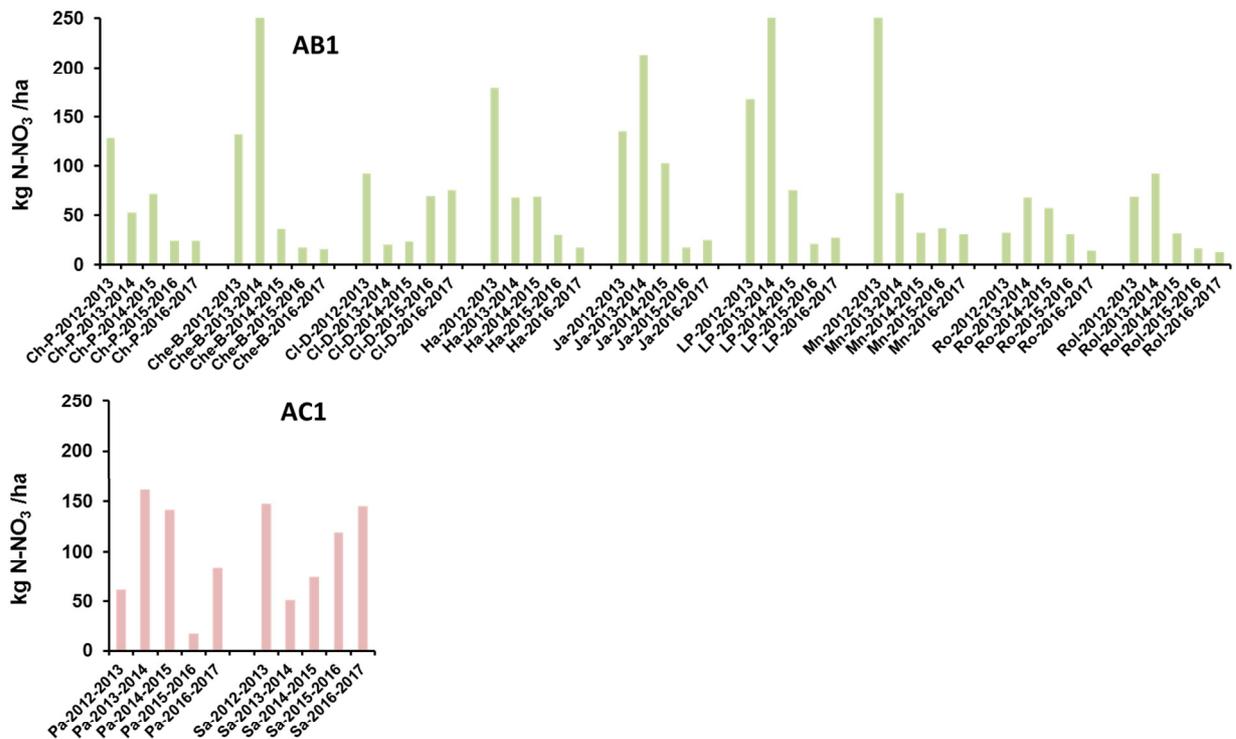


Figure 10. Pôle Yonne. Distribution des teneurs azote inorganique (NO3 et NH4) en fonction de la profondeur pour les différentes parcelles des exploitations AB6 et AC8.

Variations du reliquat nitrique (NO3) en fonction des années (des pratiques). Les reliquats nitriques sur l’horizon [0-90 cm] sont variables d’une année à l’autre pour chacune des parcelles, tant en AB et qu’en AC et dépendent évidemment de la culture précédente et des pratiques associées à la saison culturale (Figure 11). Pour une même parcelle, le reliquat nitrique peut ainsi varier de 5 à 250 kgN-NO3/ha (Figure 11).



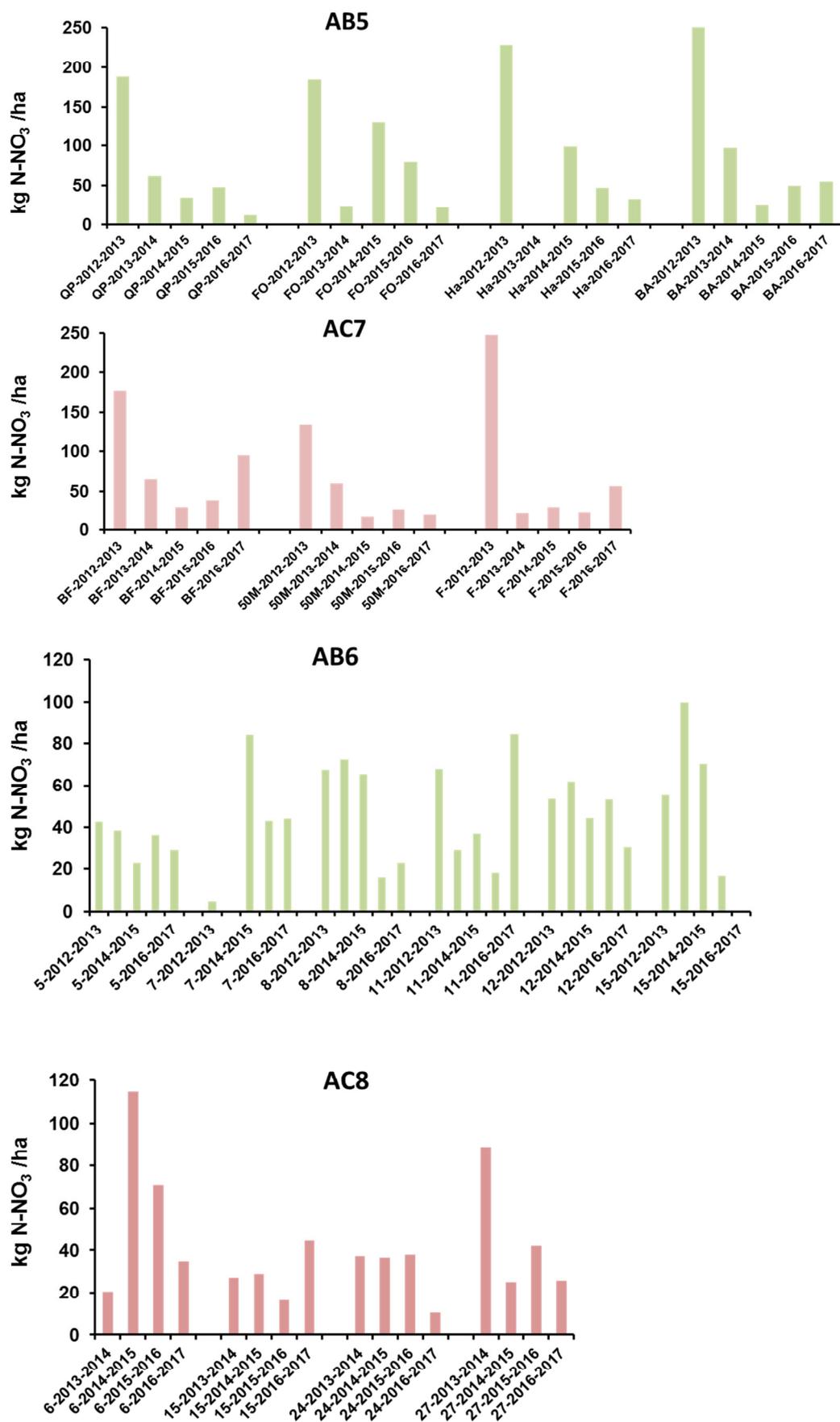


Figure 11. Variations interannuelles des reliquats nitriques intégrés sur l'horizon [0-90 cm], pour les différentes parcelles étudiées des exploitations prises en exemple (AB1 et AC1 pour le pôle SMI; AB5 et AC7 pour le pôle Oise ; AB6 et AC8 pour le pôle Yonne).

3.2 Les pratiques agricoles

Les agriculteurs de toutes les exploitations ont été enquêtés en 2017, afin d'établir un bilan de leurs pratiques au cours des années d'étude (2012-2017), (Figure 12). Autant que possible, les renseignements ont été collectés pour 2011 et 2010, précédents n-1 et n-2, souvent nécessaires à l'interprétation de l'année n. Des frises ont été construites, indiquant de haut en bas par parcelle, la culture et sa durée d'implantation, l'interculture éventuelle, les types et les doses d'apports, les concentrations sous-racinaires et les reliquats nitriques d'entrée et de sortie d'hiver.

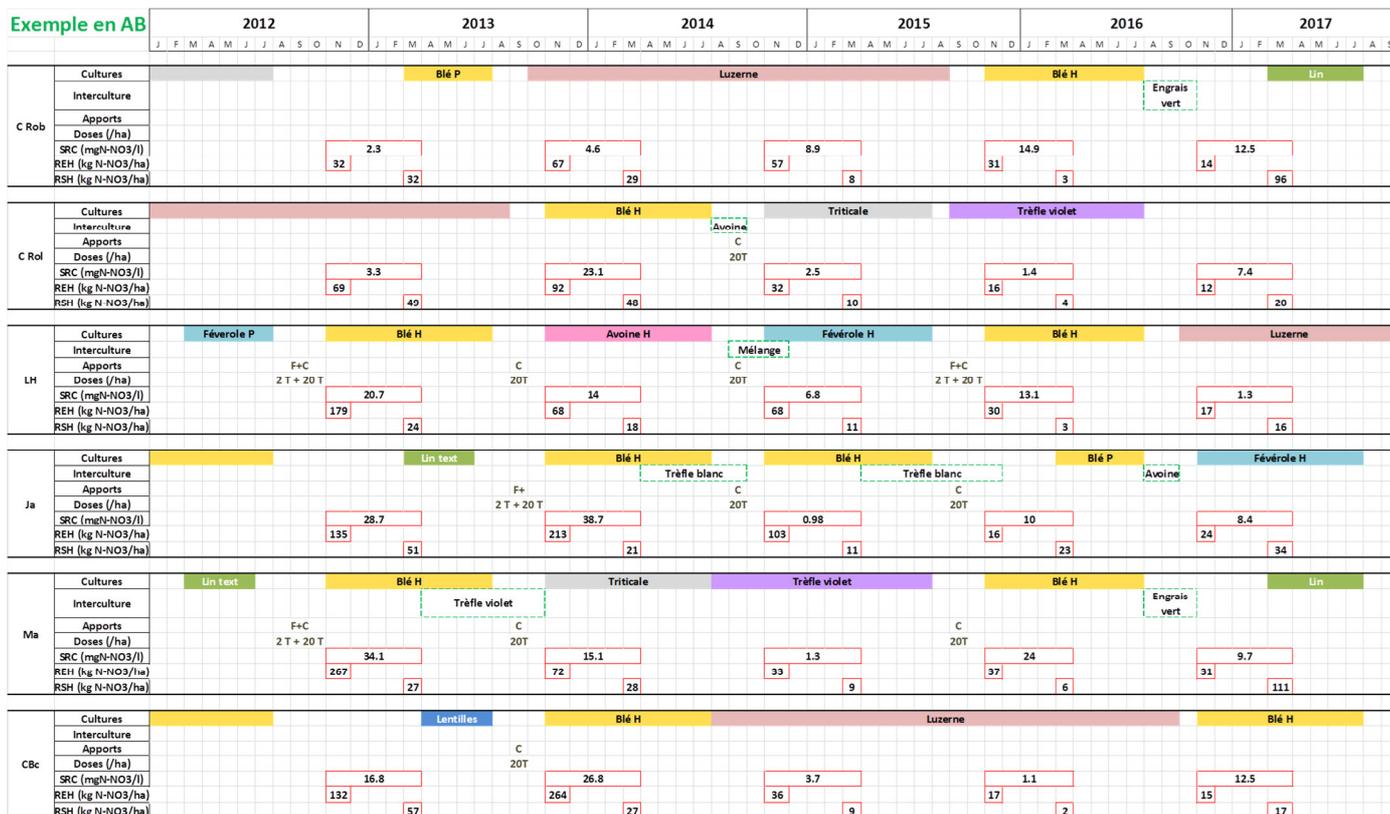


Figure 12. Frises résultant des enquêtes, établies parcelle par parcelle sur la durée de l'étude (cf. Tab. 1). Valeurs en azote.

Les deux systèmes se distinguent par les apports totaux en azote, moindre en AB (126 kgN/ha/an) qu'en AC (206 kgN/ha/an), (Figure 13), soit environ 40% de moins en AB. En AB, les apports exogènes, organiques seulement, représentent moins de 25 % des apports totaux, le reste étant dû à la fixation par les légumineuses (75%). En AC, la part des légumineuses ne représente que 12% des apports totaux, les apports exogènes dominent pour 88% (70 % en apports minéraux et 18 % en apports organiques). S'ajoutent indépendamment des systèmes, environ 10 kgN/ha/an par les dépôts atmosphériques.

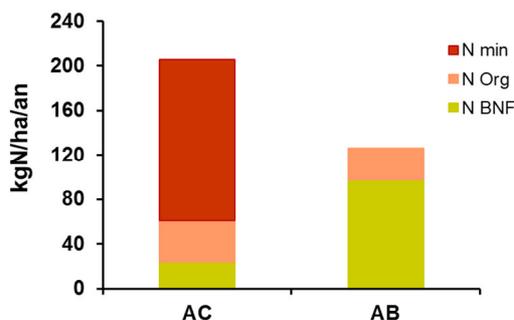


Figure 13. Appports moyens pour les systèmes en AB et AC. Nmin : apports minéraux ; N Org : apports organiques ; N BNF : apports N par la fixation biologique par les légumineuses.

Les exploitations en AB montrent au total une grande autonomie vis-à-vis des intrants fertilisants. Cette autonomie est évidemment totale vis-à-vis des pesticides.

3.3 Les concentrations sous-racinaires

Les concentrations sous-racinaires fournies dans la suite du rapport représentent, la moyenne des 6 bougies par dates et des 8 à 10 dates de prélèvements. Les coefficients de variations entre les 6 bougies varient de 10% à 100 %, avec une moyenne de 50 %. Les variations entre les dates varient selon la quantité de nitrate accumulée en début de période de lixiviation et en fonction des épisodes de minéralisation hivernale (Figure 14).

Au même titre que les reliquats nitriques, les concentrations sous-racinaires de chacune des parcelles dépendent aussi des précédents culturaux.

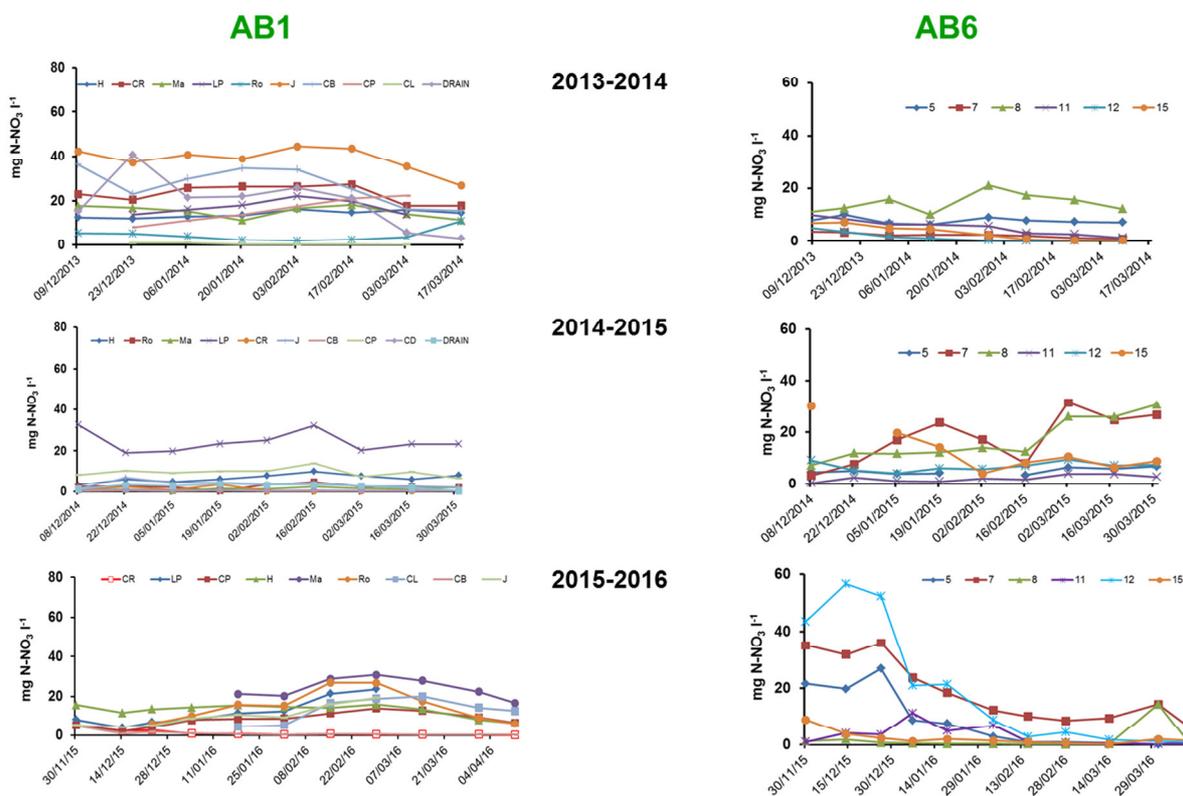


Figure 14. Variations des concentrations sous-racinaires en nitrate pour trois 3 saisons de drainage (décembre à mars, en général) prises en exemple pour deux exploitations en AB.

Sur la base des assolements moyens de chacune des exploitations, et des valeurs des concentrations sous-racinaires obtenues par cultures pour chacune des exploitations, la concentration sous-racinaire des exploitations, à l'échelle de leur rotation, a été établie (Figure 15). En moyenne les concentrations sous-racinaires en AB sont de 9.8 ± 3.9 mgN-NO₃ l⁻¹ contre 13.8 ± 4.4 mgN-NO₃ l⁻¹ en AC (Figure 14), soit 29% en moins en AB par rapport à l'AC.

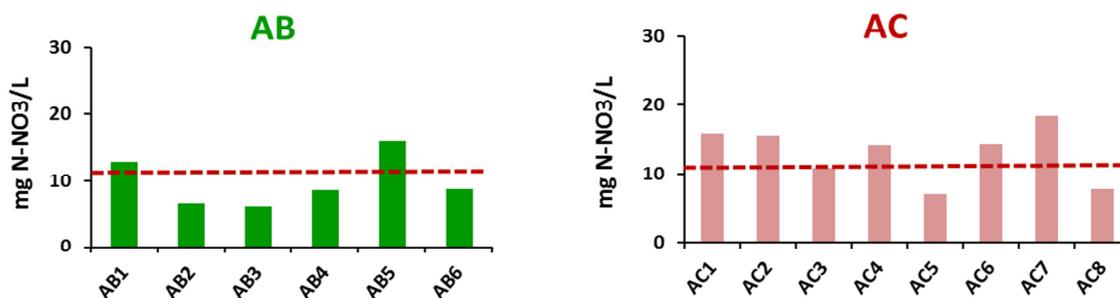


Figure 15. Concentrations sous-racinaires des exploitations étudiées à l'échelle de leur assolement moyen pendant la période d'étude.

Les valeurs des concentrations sous-racinaires obtenues par cultures pour toutes les exploitations permettent d'établir des rotations types.

En AB, les rotations sont caractérisées par une succession de luzerne 1, luzerne 2, luzerne 3, suivie d'un blé et d'une autre céréale avant l'implantation d'une légumineuse graine (féverole, lentille par exemple). Suivent alors deux autres céréales, avant de finir la rotation par une culture de lin, par ex. Une variante de cette rotation ne comporte deux luzernes successives (Figure 16). Dans les deux cas, le retournement de la luzerne contribue à une augmentation de la concentration sous-racinaire. Les concentrations sont un peu plus faibles avec trois années de luzerne (10.7 ± 8.1 mgN-NO₃ l⁻¹ qu'avec deux seulement (11.1 ± 7.7 mgN-NO₃ l⁻¹), mais restent en moyenne inférieures à la norme des (11.3 mgN-NO₃ l⁻¹, soit 50 mgNO₃ l⁻¹), ces différentes n'étant pas significatives.

En AC, deux rotations principales ont été testées, l'une avec les cultures successive du colza, blé, betterave, suivies de deux blés et d'une culture de légumineuse (féverole en général), l'autre composée de colza, blé, maïs, blé, orge (Figure 16). La première rotation avec de la betterave produit une concentration sous-racinaire en moyenne plus élevée que celle avec du maïs (14.8 ± 9.4 mgN-NO₃ l⁻¹ contre 13.2 ± 7.8 mgN-NO₃ l⁻¹ respectivement).

On obtient de nouveau des concentrations sous-racinaires de 20 à 30% plus faibles en AB qu'en AC.

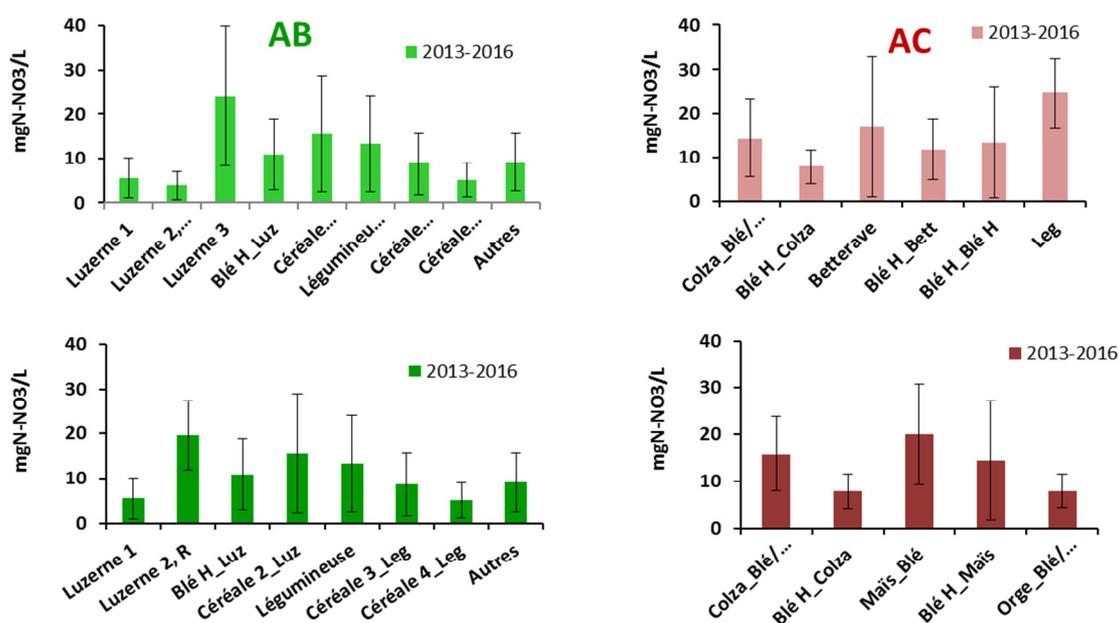


Figure 16. Concentrations sous-racinaires pour des rotations types en AB et en AC pendant la période d'étude, basées sur l'ensemble des cultures des systèmes respectifs. .

3.4 Facteurs de contrôle des concentrations sous-racinaires

Les concentrations sous-racinaires ont été analysées en fonction des apports organiques apportés à l'automne tant en AB qu'en AC et en présence ou non d'une interculture (Figure 17). Les apports organiques sont très variés (vinasse, fientes de volaille, fumier de vache ou de cheval, digestat, ... parfois sous forme composite). Il apparaît que sans interculture, il existe une relation positive entre les concentrations sous-racinaires et les apports (Figure 16, gauche). Avec une interculture, les concentrations sous-racinaires semblent bornées autour de 10-12 mgN-NO₃ l⁻¹, montrant que les intercultures indépendamment du système AB ou AC réduisent efficacement les concentrations sous-racinaires (Figure 16, droite). Les réponses des concentrations sous-racinaires aux apports montrent forcément une grande variabilité, en fonction des sols, des années hydrologiques, des cultures, etc.

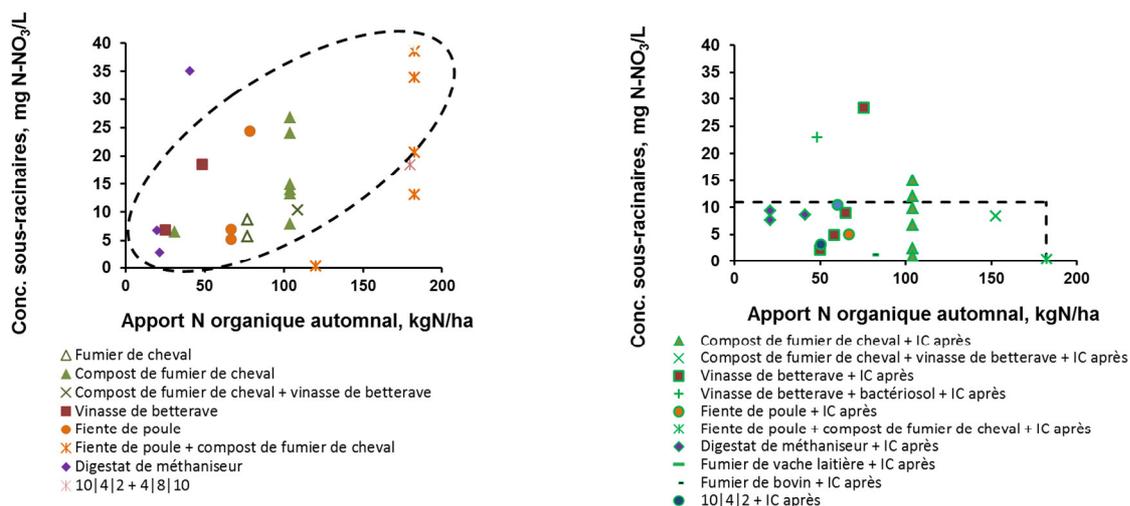


Figure 17. Relations entre les concentrations sous-racinaires en nitrate et les apports organiques automnaux : à gauche pour des cultures sans interculture, à droite avec des intercultures.

Une relation a été établie entre les concentrations sous-racinaires et les reliquats nitriques en AB et en AC, respectivement (Figure 18). Bien que ces relations n'expliquent qu'environ 40% de la variabilité, on peut calculer que pour un reliquat de 50 kg-N-NO₃/ha/an, les concentrations sous-racinaires seraient de 10.1 mgN-NO₃/l en AB et de 12.3 mgN-NO₃/L en AC, soit encore un peu au-dessous de la norme en AB et un peu au-dessus en AC.

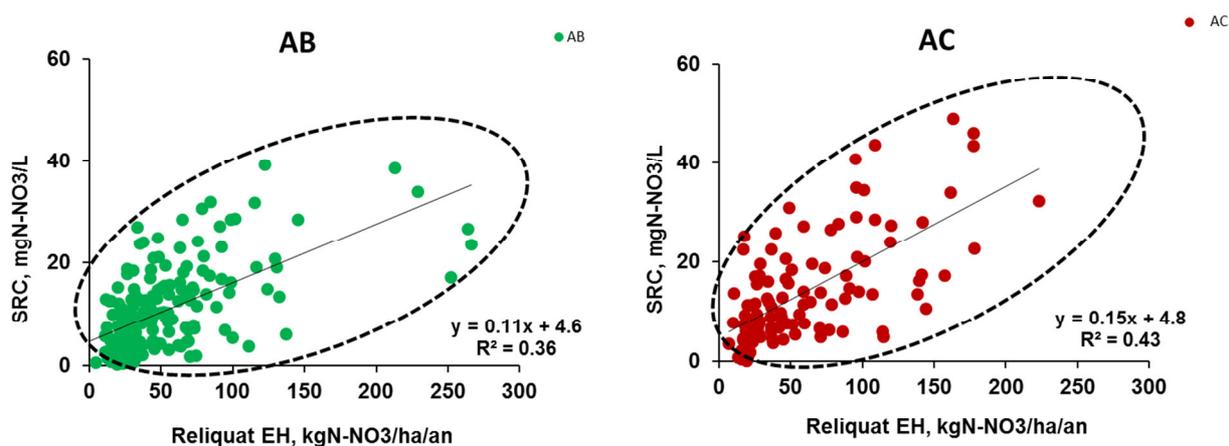


Figure 18. Relation entre les concentrations sous-racinaires et les reliquats entrée hiver (les deux en N-NO₃ par unité de volume et de surface respectivement)

3.5 Les bilans C, N, P des exploitations

La connaissance des pratiques en termes d'apports et d'export par les récoltes permet, compte tenu des quantités apportées et exportées au sol et leur contenu respectif en N, P, C (Lassaletta et al., 2014; Garnier et al., 2015 ; Le Noë et al., 2017a), de calculer les bilans à l'échelle de l'assolement des exploitations. La fixation atmosphérique des légumineuses est calculée selon Anglade et al. (2015a).

3.5.1 Bilan d'azote

Le bilan d'azote a été renseigné pour chacune des exploitations par l'ensemble des apports et des exports par les récoltes (Figure 19, gauche). Les exports et les apports s'alignent sur une courbe typique rendement vs. fertilisation assez proche de la diagonale qui représente que chaque kg d'azote fourni au sol se transforme en produit récolté sans perte. L'écart à la diagonale de la relation trouvée pour les exploitations étudiées est le surplus azoté susceptible d'être lixivié sous forme de nitrate, transformé en gaz par la dénitrification ou réorganisé dans le sol. Les résultats des exploitations étudiées ici, comparés à des exploitations enquêtées à l'échelle du nord de la France, montrent une meilleure performance (Figure 19, droite). La relation (en pointillé) est en effet plus proche de la diagonale que l'autre série de données (Anglade et al., 2015b).

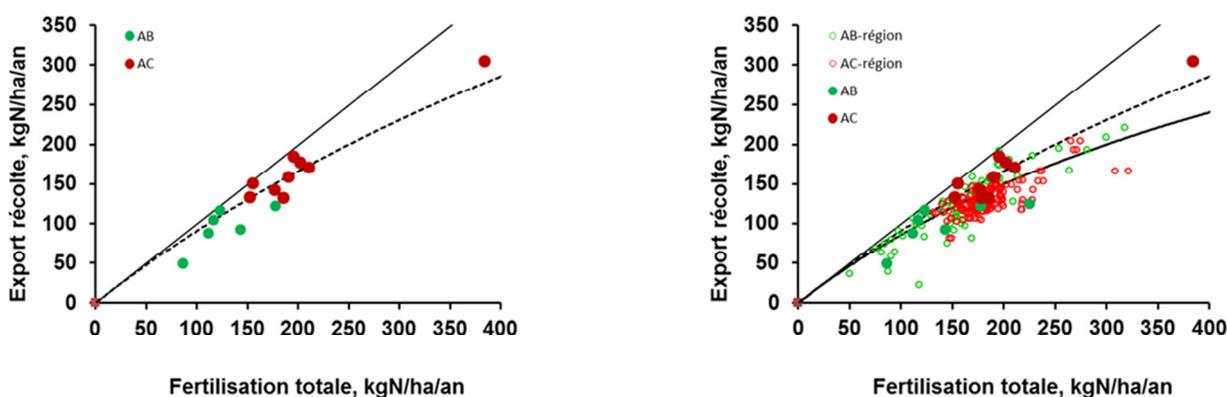


Figure 19. Relation entre l'export par les récoltes et les apports totaux (incluant la fixation biologique) : à gauche, exploitations instrumentées et enquêtées pendant le projet ABAC ; à droite, exploitations enquêtées pendant la thèse de J. Anglade (Anglade et al., 2015b)

Il faut remarquer ici que les exploitations en AB et en AC suivent les mêmes relations (Figures 18, gauche et droite). Les exploitations en AB du réseau ABAC se situent toutefois dans la gamme basse des exports et des imports par rapport à celles en AC. Cette dichotomie des exploitations précédemment enquêtées est moins évidente et s'explique par la plus grande diversité des exploitations incluant la grande culture, la polyculture élevage et le maraichage, le réseau ABAC étant focalisé sur la grande culture.

La figure 20, permet de représenter le surplus azoté, spécifiquement pour les différentes exploitations (apports- export). Ces surplus sont assez variables de 6 à 55 kgN/ha/an en AB et de 4 à 79 6 à 55 kgN/ha/an en AC.

En moyenne, les surplus sont plus faibles en AB (26 kgN/ha/an) qu'en AC (36 kgN/ha/an), une différence de 28 % qui correspond à la différence des concentrations sous-racinaires (cf. ci-dessus).

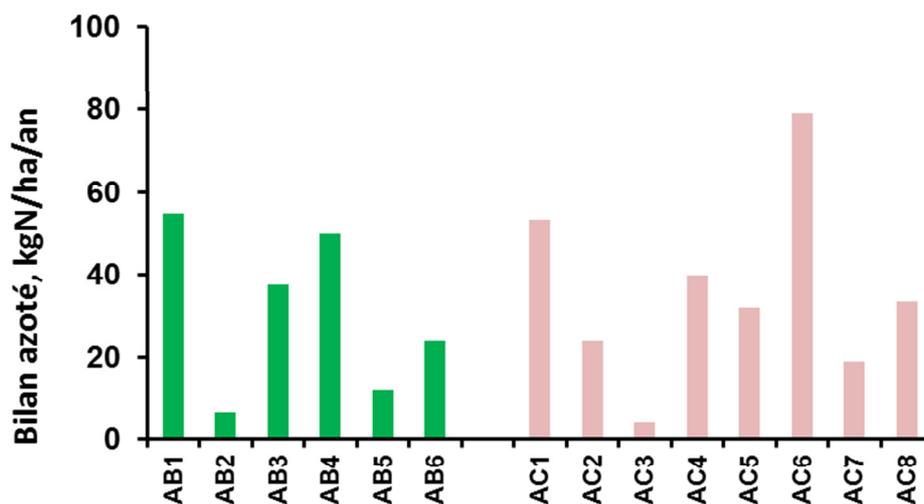


Figure 20. Variations du bilan azoté des exploitations instrumentées et enquêtées en AB et en AC. Calculs à l'échelle des assolements moyens des exploitations pendant la durée de l'étude.

3.5.2 Bilan du phosphore

Excepté pour l'exploitation AB1, les bilans en phosphore sont négatifs, ce qui montre que les exportations par les récoltes sont supérieures aux apports et que les exploitations puisent dans les stocks encore élevés des sols (Figure 21). En moyenne, les exploitations en AB puisent moins que celles en AC (-7 kgP/ha/an en AB, -12 kgP/ha/an en AC), ce qui s'explique tant par les apports organiques en AB, riches en phosphore et par une exportation moins grande par la récolte.

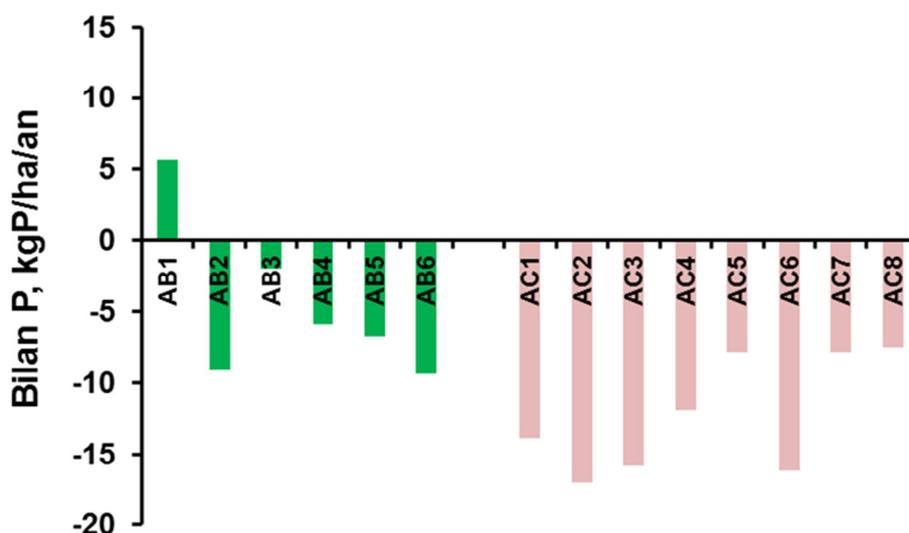


Figure 21. Variations du bilan phosphoré des exploitations instrumentées et enquêtées en AB et en AC. Calculs à l'échelle des assolements moyens des exploitations pendant la durée de l'étude.

La figure 22 représente le stock de P des différentes exploitations en fonction de leur bilan en phosphore. Le stock en P issu de la méthode Joret-Hébert représente le phosphore disponible, au même titre que le phosphore analysé par la méthode Olsen ($P_{\text{Joret}} = 1.3 P_{\text{Olsen}}$). Le phosphore a été considéré ici pour l'horizon 0-90 cm, car les teneurs peuvent être encore importantes sous l'horizon [0-30cm] que l'on examine habituellement. Le phosphore des horizons plus profonds représentent 30 à 40 % en plus, tout à fait accessible par le système racinaire.

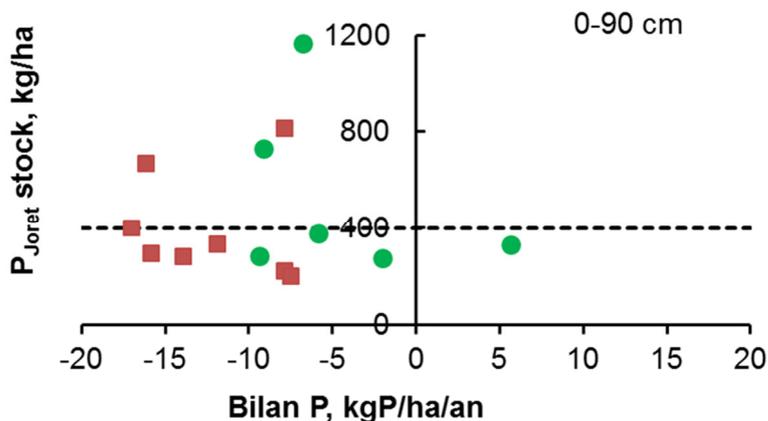


Figure 22. Variations des stocks en phosphore des exploitations instrumentées et enquêtées en AB et en AC en fonction de leur bilan en phosphore. Calculs à l'échelle des assolements moyens des exploitations pendant la durée de l'étude.

En considérant une moyenne de 400 kgP/ha, avec un bilan de -5 kgP/ha/an, le stock peut durer 80 ans, avec un bilan de -20 kgP/ha/an, le stock ne dure alors que 20 ans.

3.5.3 Bilan du carbone

Les apports de carbone au sol (paille, résidus aériens et souterrains des cultures), ont été convertis en carbone « séquestrable » en considérant les coefficients d'humification de chacun des types de résidus et des parties souterraines (Figure 23). En moyenne, le carbone « séquestrable » est de 565 kgC/ha/an, tant en AB qu'en AC (les plus fortes valeurs en AB1 et AC6 par rapport aux autres exploitations, devront être analysées plus spécifiquement en fonction des pratiques plus productives que les autres). A cette échelle de temps de quelques années, il n'apparaît donc pas de séquestration différenciée du carbone entre les deux systèmes.

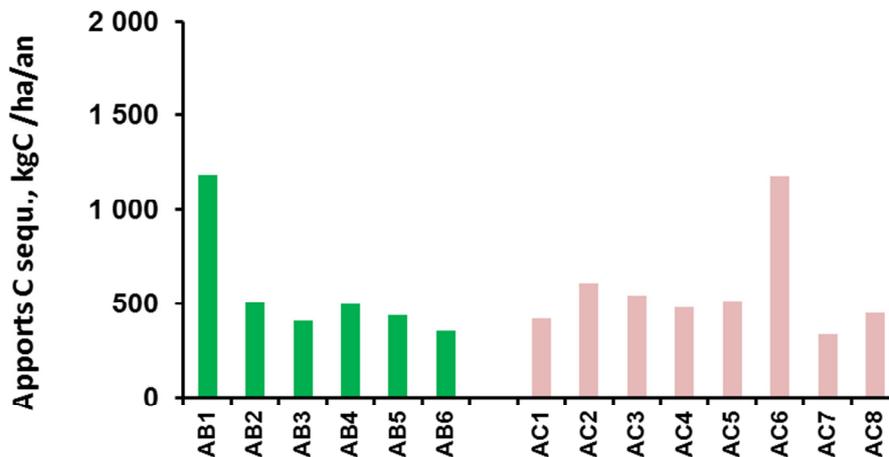


Figure 23. Variations des apports séquestrables pour les exploitations instrumentées et enquêtées en AB et en AC. Calculs à l'échelle des assolements moyens des exploitations pendant la durée de l'étude.

Il est intéressant de montrer ici que le carbone « séquestrable » ne représente que 18-20 % des apports totaux aux sols (Figure 24), même si ces chiffres sont directement issus des coefficients d'humification considérés. Il n'en reste pas moins qu'environ 80 % du carbone apporté au sol est émis sous forme de CO₂, vers les aquifères, les eaux de surface et l'atmosphère (Figure 24).

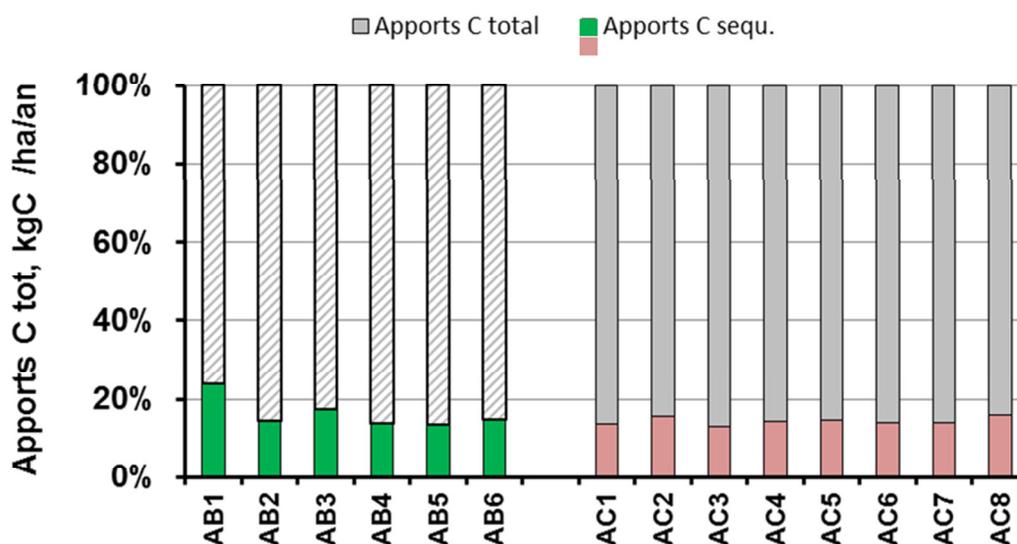


Figure 24. Proportions du carbone « séquestrable » par rapport au total apporté aux sols. Calculs à l'échelle des assolements moyens des exploitations pendant la durée de l'étude.

4 Conclusion

Cette étude, la première en France permettant de mesurer les concentrations sous-racinaires dans des exploitations réelles, a été possible grâce à la participation active des agriculteurs. Ils ont sans réserve partagé leur connaissance du terrain et la maîtrise de leurs pratiques agronomiques et ont montré leur sens de l'expérimentation. Comme le soulignaient MacMillan et Benton (2014), le réseau de recherche ABAC a montré depuis 2012 que les études destinées à construire une agriculture durable et concilier une bonne qualité de l'eau doivent reposer sur le triptyque des scientifiques, des gestionnaires et des agriculteurs et/ou leurs associations.

Nous avons montré que l'agriculture biologique (AB) peut réduire jusqu'à 20-30% par rapport à l'agriculture conventionnelle (AC), les concentrations sous-racinaires et les fuites vers l'atmosphère (Benoit et al., 2015; Benoit et al., 2016; Garnier et al., 2014; Garnier et al. 2016). Les calculs à l'échelle de l'assolement des exploitations et les années supplémentaires interprétées dans ce rapport confirment ces différences.

Les bilans d'azote des exploitations montrent que les systèmes AB et AC suivent une même relation entre l'exportation par la récolte et la fertilisation totale. Cette relation montre toutefois une meilleure performance des agriculteurs du réseau des exploitations ABAC instrumentées, que celles évaluées précédemment à l'échelle du Nord de la France (Anglade et al., 2015). Ce résultat montre qu'une animation personnalisée sur le terrain conduit les agriculteurs à améliorer les performances agronomiques de leur exploitation avec un bénéfice environnemental. Ces bonnes performances des exploitations du réseau ABAC prouvent que les systèmes AB et AC ont encore des marges de progrès.

Par exemple, en accord avec d'autres études (Juste et al., 2012; Tribouillois et al., 2015), les intercultures documentées dans le réseau ABAC permettent de réduire la concentration sous-racinaire du nitrate.

Ces 20-30% de diminution des concentrations sous-racinaires en AB par rapport à l'AC correspondent à une diminution de 30-40% des apports totaux, mais les exploitations en AB présentent une grande autonomie vis-à-vis des intrants exogènes (75% en AB contre 12% en AC).

A la différence de l'étude de Le Noë et al. (2017b), les bilans de phosphore ont été effectués à l'échelle de l'assolement des exploitations pour toute la durée de l'étude. Excepté une exploitation en AB, tous les bilans présentent un solde négatif, mais contrairement à ce qui est généralement pressenti, les exploitations en AB ont un bilan moins négatif que les exploitations en AC. Les stocks de P disponible sur la profondeur des sols des exploitations étudiées [0-90 cm], soit 30 à 40 % de plus que sur le seul horizon [0-30 cm], révèle que

selon les exploitations les réserves peuvent durer de 20 ans à 80 ans. Dans une perspective de poursuite de l'exploitation par les enfants, les agriculteurs «ne prennent pas le risque d'épuiser leurs stocks disponibles», et apportent du P via les intrants organiques (AB et AC) ou minéraux (AC).

Les bilans d'apports en carbone aux sols ne révèlent pas de différence entre AB et AC, en termes d'apports totaux ou d'apports «séquestrables» qui ne représentent en moyenne qu'environ 20% des apports totaux conformément à leur taux de dégradation ; par déduction environ 80% de ces apports est donc émis sous forme de CO₂, vers l'atmosphère.

Le réseau ABAC est composé d'agriculteurs volontaires sensibilisés à la protection des écosystèmes et de la santé humaine, ce qui peut expliquer les faibles différences observées de manière surprenante entre les deux systèmes. Toutefois, outre l'autonomie remarquable des AB en termes de fertilisation, il faut noter que l'AB n'utilise pas non plus de pesticide conformément à son cahier des charges, et de ce point de vue l'autonomie est totale. L'absence d'utilisation des pesticides prévient la pollution par des molécules reconnues comme nocives pour l'environnement mais aussi pour les agriculteurs qui les emploient et plus généralement la population (Nicolopoulou-Stamati et al., 2015).

Remerciements

Ce projet a été mené en deux phases, d'abord co-financé par le DIM-Astrea et l'Agence de l'Eau-Seine Normandie (2012-2014), puis par l'Agence de l'eau Seine-Normandie et Eau de Paris (2014-2016). Il a aussi bénéficié de soutien complémentaire par le PIREN-Seine, pendant toute cette période, ce qui permet de dépasser le cadre des pertes azotés par les systèmes AB et AC, initialement prévu.

Les agriculteurs des exploitations, ainsi que les équipes des essais en parcelles sont sincèrement remerciés pour leur collaboration sur le terrain, mais aussi le partage de leurs connaissances.

Références

- Anglade J., Billen G., Garnier J. (2015a). Relationships for estimating N₂ fixation in legumes: incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe. *Ecosphere*. 6, article 37, 1-24.
- Anglade J., Billen G., Garnier J., Makridis, T., Puech, T., Tittel, C. (2015b). Agro-environmental performance of organic compared to conventional cash crop farming in the Seine watershed. *Agricultural Systems*. 139: 82–92.
- Benoit M., Garnier J., Anglade J., Billen G. (2014). Nitrate leaching from organic and conventional arable crop farms in the Seine Basin (France). *Nutrient Cycling in Agrosystems*. *Nutr Cycl Agroecosyst* DOI 10.1007/s10705-014-9650-9
- Benoit M., Garnier J., Billen G., Tournebize J., Gréhan E., Mary B. (2015). Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an organic and a conventional cropping system (Seine basin, France). *Agric. Ecosyst. Environ.* 213: 131–141. doi:10.1016/j.agee.2015.07.030
- Benoit, M., Garnier, J., Beaudoin, N., Billen, G. (2016) A network of organic and conventional crop farms in the Seine Basin (France) for evaluating environmental performance: yield and nitrate leaching. *Agricultural Systems*, 148: 105–113. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2016.07.005>
- Garnier J., Billen G., Vilain G., Benoit M., Passy P., Tallec G., Tournebize J., Anglade J., Billy C, Mercier B., Ansart P., Sebilo M., Kao C. (2014). Curative vs. preventive management of nitrogen transfers in rural areas: lessons from the case of the Orgeval watershed (Seine River basin, France). *J. Environmental Management*. 144 : 125-134. DOI 10.1016/j.jenvman.2014.04.030
- Garnier J., Lassaletta L., Billen G., Romero E., Grizzetti B., Némery J., Le Q.L.P., Pistocchi C., Aissa-Grouz N., Luu M.T.N., Vilmin L. Dorioz J.-M. (2015). Phosphorus budget in the water-agro-food system at nested scales in two contrasted regions of the world (ASEAN-8 and EU-27). *Global Biog. Cycle*. 10.1002/2015GB005147.
- Garnier J., Anglade J., Benoit M., Billen G., Puech T., Ramarson A., Passy P., Silvestre M., Lassaletta L., Trommenschlager J.-M, Schott C., Tallec G. (2016). Reconnecting crop and cattle farming to reduce

- PIREN-Seine phase VII - rapport 2017 – Bilans N, P et C et fuites sous-racinaires en exploitations (Bassin de la Seine)
- nitrogen losses in river water of an intensive agricultural catchment (Seine basin, France). *Environmental Science and Policy*. 63: 76–90. doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.019.
- Jones MN (1984) Nitrate reduction by shaking with cadmium: Alternative to cadmium columns. *Water Research* 18:643–646. doi: 10.1016/0043-1354(84)90215-X
- Justes, E., Beaudoin, N., Bertuzzi, P., Charles, R., Constantin, J., Durr, C., Hermon, C., Joannon, A., Le Bas, C., Mary, B., Mignolet, C., Montfort, F., Ruiz, L., Sarthou, J.-P., Souchere, V., Tournebize, J., Savini, I., Rechauchère, O., 2012. Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. Expertise collective INRA, (France), pp 60.
- Lassaletta L., Billen G., Grizzetti B., Anglade J., Garnier J. (2014). 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: the relationship between yield and nitrogen input to cropland. *Environ. Res. Lett.* 9. doi:10.1088/1748-9326/9/10/105011
- Le Noë J., Billen G., Garnier J. (2017a). Nitrogen, phosphorus and carbon fluxes through the French Agro-Food System: an application of the GRAFS approach at the territorial scale. *Sci. Tot. Env.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.040>
- Le Noë J., Garnier J., Billen G. (2017b). Phosphorus management in cropping systems of the Paris Basin: From farm to regional scale. *Journal of Environmental Management* 205 (2018) 18-28. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.039>
- MacMillan T, Benton TG (2014) Agriculture: Engage farmers in research. *Nature* 509:25–27. doi: 10.1038/509025a
- Nicolopoulou-Stamati P., Maipas S., Kotampasi C., Stamatis P., Hens L. (2015). Chemical Pesticides and Human Health: The Urgent Need for a New Concept in Agriculture *Front. Public Health* 4:148. doi: 10.3389/fpubh.2016.00148).
- Passy, P., Le Gendre, R., Garnier, J., Cugier, P., Callens, J., Paris, F., Billen, G., Riou, P., Romero, E., 2016. Eutrophication modelling chain for improved management strategies to prevent algal blooms in the Seine Bight. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* doi: <http://dx.doi.org/10.3354/meps11533>.
- Slawyk G, MacIsaac JJ (1972) Comparison of two automated ammonium methods in a region of coastal upwelling. *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts* 19:521–524. doi: 10.1016/0011-7471(72)90019-8
- Thieu V., Billen G., Garnier J., Benoit M. (2011). Nitrogen cycling in a hypothetical scenario of generalised organic agriculture in the Seine, Somme and Scheldt watersheds. *Reg Environ Change*. 11:359–370. DOI 10.1007/s10113-010-0142-4
- Tribouillois H., Cohan J.P., Justes E. (2015) Cover crop mixtures including legume produce ecosystem services of nitrate capture and green manuring: assessment combining experimentation and modelling *Plant Soil*, DOI 10.1007/s11104-015-2734-8)