



Étude de l'état de santé des rivières karstiques en relation avec les pressions anthropiques sur leurs bassins versants

Rapport d'avancement Tranche 3

VOLET

Fonctionnement des sols agricoles (carbone, azote et phosphore) sur les bassins versants de deux affluents de la Loue

Pierre-Marie Badot, Eric Lucot, Audrey Bolard, Etienne Chanez, François Degiorgi

Version du 19 Novembre 2018

INTRODUCTION

Depuis plusieurs dizaines d'années, les cours d'eau de Franche-Comté subissent une érosion lente mais continue de leurs fonctions biologiques. Des mortalités massives de salmonidés sont notamment survenues en 2010 et 2011 au moment de leur période de reproduction. Dans le cas de la Loue, ces phénomènes ont été d'autant plus spectaculaires que cette rivière était parmi les moins perturbées et présentait des stocks de salmonidés encore très importants jusqu'en 2008.

La Loue et ses affluents constituent ainsi un observatoire pertinent pour rechercher les origines de l'appauvrissement général des ressources écologiques et des dysfonctionnements des rivières karstiques.

Depuis juillet 2012, le laboratoire Chronoenvironnement (UMR 6249, CNRS/UFC/UBFC) a entrepris avec le soutien financier de l'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, puis du conseil régional de Bourgogne - Franche-Comté et du conseil départemental du Doubs, un programme de recherches centré sur ce réseau hydrographique. L'objectif est de progresser dans l'identification et la compréhension de l'altération de la qualité de ces écosystèmes, de telle sorte que les gestionnaires et les diverses parties prenantes puissent s'appuyer sur les connaissances produites pour mettre en oeuvre des mesures appropriées.

La première tranche (tranche 1), réalisée entre juillet 2012 et fin 2014, et la deuxième tranche (tranche 2A) conduite de juillet 2012 à septembre 2015, ont permis de recueillir de nombreuses informations. Au cours de la troisième tranche (tranche 2B), nous avons mis en place une étude lysimétrique du fonctionnement des sols agricoles du bassin versant en fonction de leurs caractéristiques propres et de leur mise en valeur agricole afin de caractériser les transferts de substances des sols vers les milieux aquatiques.

Ce volet fait l'objet d'un partenariat avec la chambre d'agriculture du Doubs et du Territoire de Belfort (Didier Tourenne) en ce qui concerne le choix des exploitations, les contacts avec les agriculteurs et la sélection des parcelles.

Nous tenons également à adresser nos plus vifs remerciements aux agriculteurs ayant accepté l'installation des dispositifs lysimétriques sur leurs parcelles.

SITES D'ETUDE ET DISPOSITIF EXPERIMENTAL

Bassins versants

Les bassins versants étudiés sont celui de la résurgence de **Plaisir Fontaine** située entre Trépot et Bonnevaux-le-Prieuré et celui de la résurgence du **Grand Bief** situé entre Lods et Épenoy (Figure 1).

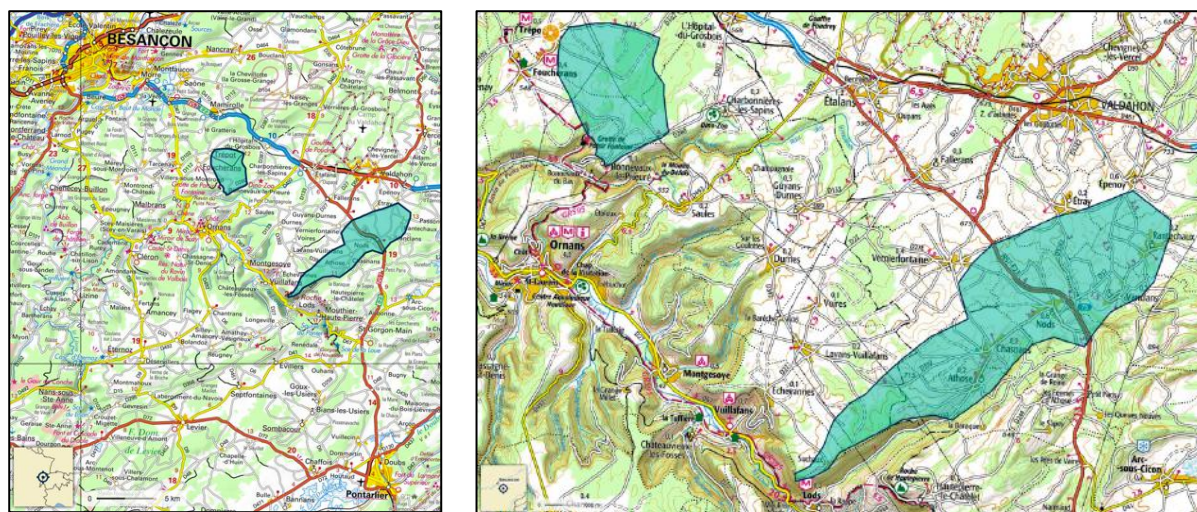


Figure 1. Localisation des deux bassins versants étudiés (en vert). Données cartographiques IGN.

Préalablement à l'installation des dispositifs lysimétriques, les propriétés des sols ont été caractérisées afin de déterminer quels sont les sols représentatifs dans les bassins versants considérés, afin d'associer ces sols aux pratiques culturales (cultures / prairies permanentes).

Une cartographie (cf. rapport tranche 2B) a également été réalisée pour évaluer les proportions des différents types de sols afin d'extrapoler ultérieurement les résultats des analyses des eaux lysimétriques obtenues à l'échelle du bassin versant.

La surface du bassin versant du Grand Bief est d'environ 4500 ha, dont environ 3000 ha de sols agricoles (Figure 2). Plusieurs traçages hydrologiques y ont été réalisés (Figure 3). Le substrat géologique est principalement un calcaire dur fissuré (J9).

Le bassin versant de Plaisir Fontaine a une surface de 800 ha, dont environ 600 ha de sols agricoles (Figure 4). Le substrat géologique est un calcaire dur fissuré (J7).

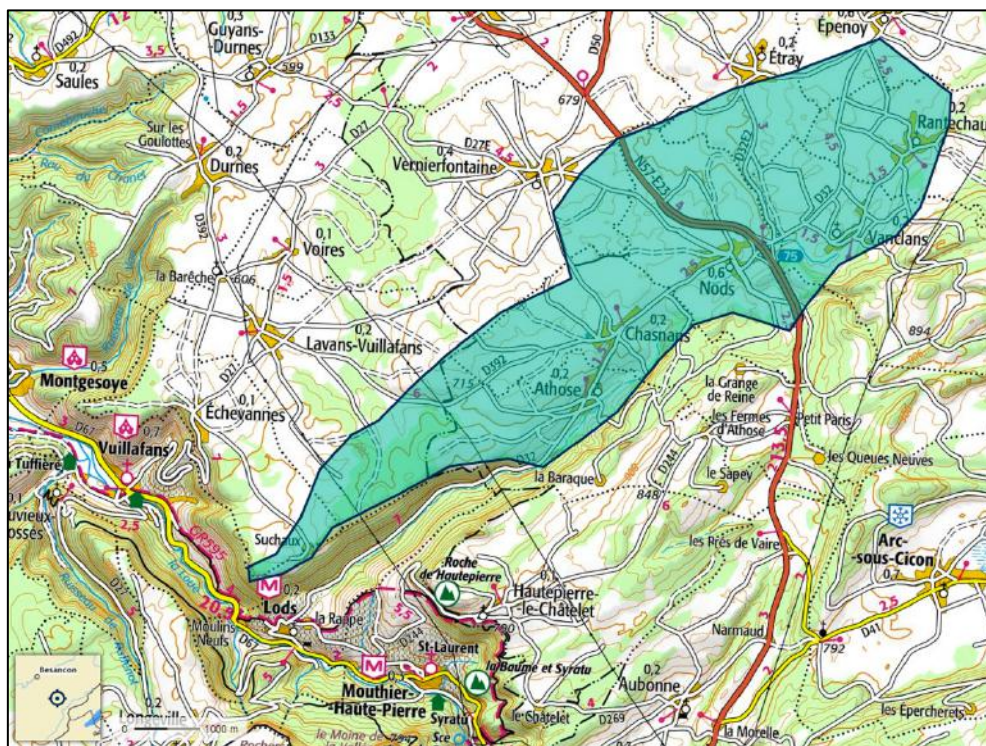


Figure 2. Bassin versant de la résurgence du Grand Bief (Lods). Données cartographiques IGN.

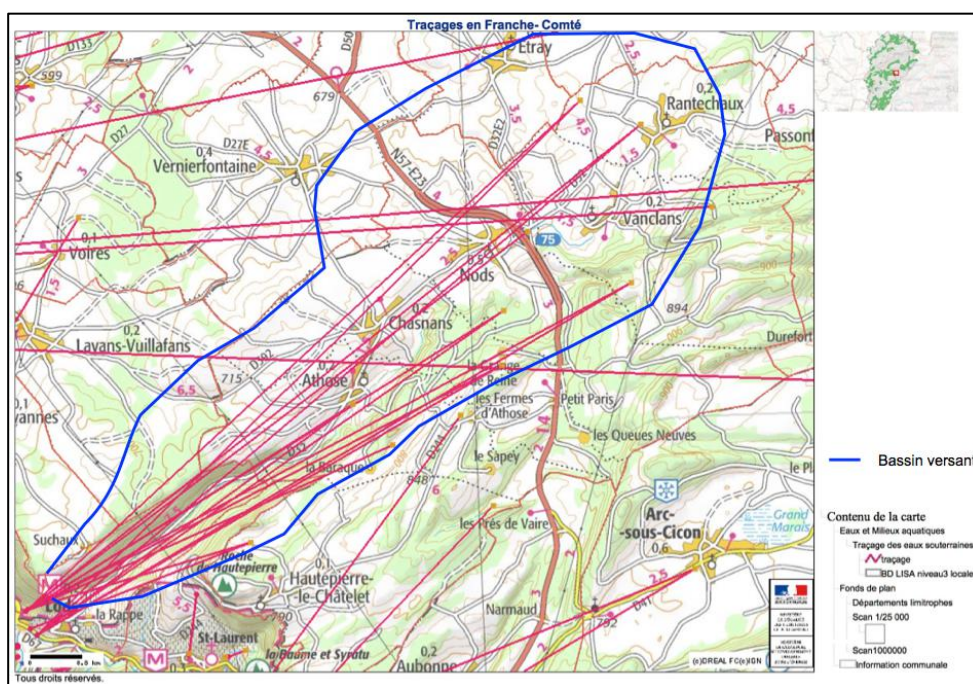


Figure 3. Tracages hydrogéologiques sur le bassin versant de la résurgence du Grand Bief. Données DREAL FC.

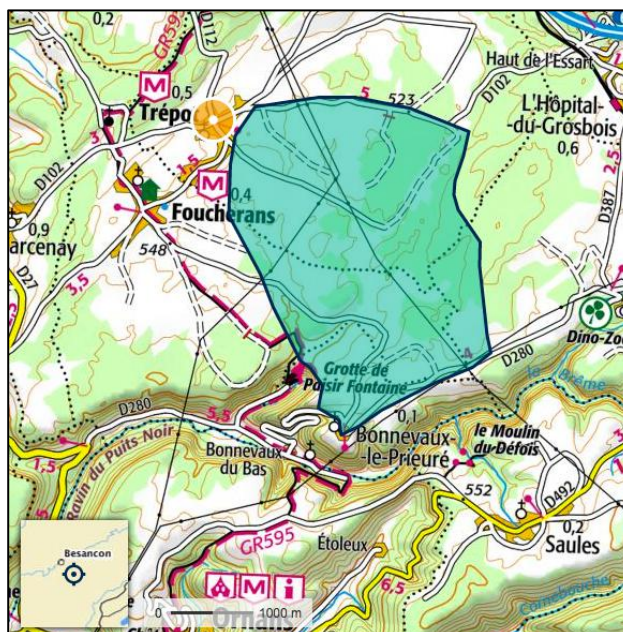


Figure 4. Bassin versant de la résurgence de la grotte de Plaisir Fontaine. Données cartographiques IGN.

*Bassin versant du Grand Bief*¹

Les sols brunifiés faiblement acides de profondeur faible à moyenne (sols bruns à pellicule calcaire et sols bruns eutrophes) sont très majoritaires sur la bassin versant du Grand Bief (Figure 5). Les sols avec une nappe d'eau (sols hydromorphes) sont rares, de même que les sols carbonatés (sols calcaires).



Figure 5. Sols représentatifs des bassins versants étudiés : de gauche à droite, sol brun eutrophe, sol brun à pellicules calcaires, sol brun calcaire, sol brun profond de doline. Clichés É. Lucot.

¹ PM Badot, E Lucot, E Chanez, F Degiorgi, 2018. Etude de l'état de santé des rivières karstiques en relation avec les pressions anthropiques sur leurs bassins versants. Rapport de la tranche 2B. Volet Fonctionnement des sols agricoles du bassin versant. Laboratoire Chronoenvironnement, Besançon, 25 avril.

Les sols de profondeur inférieure à 20 cm représentent 35 % de la surface des sols agricoles et les sols de profondeur comprise entre 20 et 60 cm en représentent 45 %. La proportion des sols de profondeur supérieure à 60 cm est de 20 %. La majorité des sols possèdent des textures de surface dominées par les limons avec une faible teneur en argile, les textures s'équilibrent en profondeur et se retrouvent parfois dominées par les argiles à proximité de la roche.

L'abondance de la matière organique dans le premier horizon est moyenne. La majorité des sols contiennent des éléments grossiers. Pour 60 % de la surface cartographiée, les cailloux apparaissent dès les 5 premiers centimètres de sol et des cailloux sont présents avant la roche dans plus de 80 % de la surface cartographiée.

Bassin versant de Plaisir Fontaine ¹

Les sols brunifiés faiblement acides de profondeur faible à moyenne (sols bruns à pellicule calcaire et sols bruns eutrophes) sont très majoritaires sur la partie agricole du bassin versant de Plaisir Fontaine (Figure 5). Les sols carbonatés (sols calcaires) sont peu répandus. Les sols avec une nappe d'eau (sols hydromorphes) sont absents.

Les sols de profondeur inférieure à 20 cm représentent 35 % de la surface des sols agricoles, les sols de profondeur comprise entre 20 et 60 cm en représentent 47 % et la proportion des sols de profondeur supérieure à 60 cm atteint 18 %.

Ces proportions sont très proches de celles obtenues sur le bassin versant du Grand Bief. Il en est de même pour les autres caractéristiques des sols comme la texture de l'horizon de surface, l'abondance de la matière organique et la présence de cailloux. Les sols hydromorphes sont absents. Les deux types de sols les plus représentés sont très proches de ceux définis sur le bassin versant du Grand Bief.

Lysimétrie et analyse de la qualité des eaux de percolation

Les eaux d'origine pluviale se chargent au cours de leur circulation dans la porosité des sols, de substances en solution et de particules au contact des constituants minéraux et organiques du sol. Leur analyse chimique permet d'évaluer le terme source des transferts de contaminants chimiques et de nutriments vers les rivières à partir des sols du bassin versant.

A cette fin, des dispositifs lysimétriques (Figures 6 et 7) ont été installés afin de recueillir les eaux gravitaires qui traversent les sols et qui seront ensuite transférées aux cours d'eaux par les réseaux karstiques. La description détaillée des plaques lysimétriques et de leur installation a été donnée dans le rapport de la tranche 2B¹.

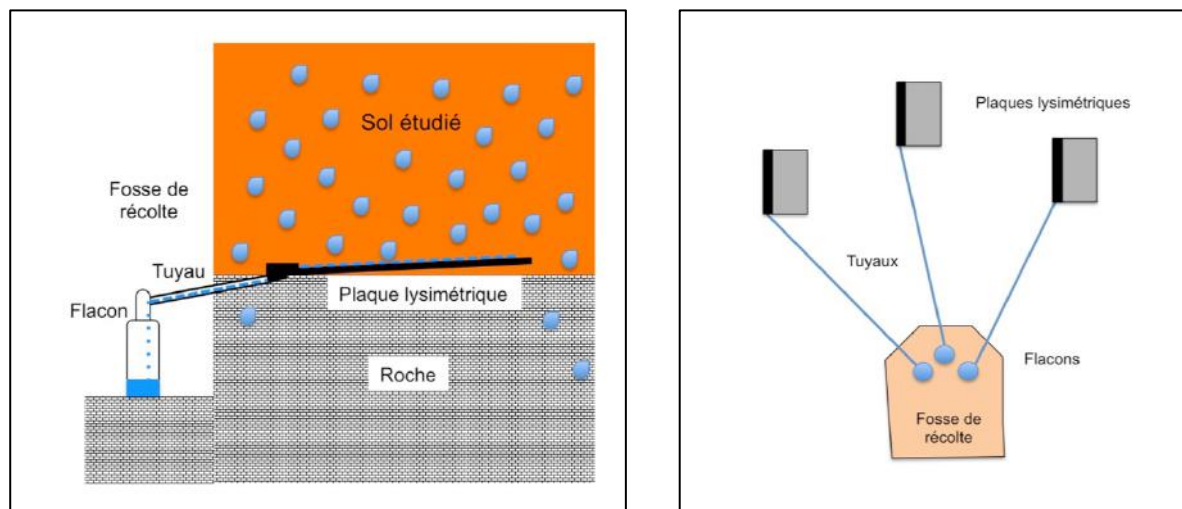


Figure 6. Principe d'installation des plaques lysimétriques. Vue latérale à gauche, vue du dessus à droite.



Figure 7. Plaque lysimétrique en cours d'installation dans un sol très superficiel. Clichés É. Lucot.

L'installation d'un lysimètre nécessite l'ouverture d'une fosse où la plaque est installée, d'une tranchée pour le tuyau d'évacuation de l'eau et d'une fosse où est placé le bidon de récolte (Figure 7). Le sol est reconstitué horizon par horizon au-dessus de la plaque et tassé légèrement. La tranchée est également rebouchée. La fosse où sont placés les bidons de récolte est stabilisée et recouverte de plaques pour la protéger des intempéries et du soleil.

Les critères pris en compte pour le choix de la localisation des dispositifs lysimétriques sont le type de sol, le mode d'occupation du sol et la pratique de fertilisation.

- *Les 2 types de sol dominants* sont :
 - les sols très superficiels (≤ 20 cm), de texture limono-argileuse en surface, avec une abondance moyenne de matière organique dans le premier horizon, des cailloux et sans hydromorphie ;
 - les sols superficiels à moyennement profonds (20 à 60 cm), de texture limono-argileuse en surface, avec une abondance moyenne de matière organique dans le premier horizon, des cailloux et sans hydromorphie.
- *Les 2 modes d'occupation du sol et de pratique culturale*, correspondent aux types de mise en valeur agricole dominants sur le bassin versant :
 - les prairies permanentes de fauche,
 - les cultures de céréales d'hiver après retournement (labour) de la prairie et poursuite de la culture pendant 3 ans, avant le retour à la prairie.
- *Les pratiques de fertilisation* des prairies et des cultures les plus représentées combinent les apports de fumier, de lisier et d'engrais minéraux, mais les proportions, les doses et les dates d'apport varient fortement d'une exploitation à l'autre. Il n'est donc pas possible de sélectionner des situations strictement identiques à l'échelle des petits bassins versants étudiés.

En définitive, dans les deux bassins versants étudiés (Grand Bief et Plaisir Fontaine), quatre situations représentatives et susceptibles de renseigner sur l'influence des pratiques agronomiques et des caractéristiques des sols ont été considérées :

- prairie permanente sur sol moyennement profond (PP),
- culture après retournement de prairie sur sol moyennement profond (CP),
- prairie permanente sur sol très superficiel (PS),
- culture après retournement de prairie sur sol très superficiel (CS).

Pour chacune des 4 modalités (PP, CP, PS, CS) et chacun des 2 sites (Grand Bief, Plaisir Fontaine), ce sont *in fine* 3 plaques lysimétriques (3 réplicats par modalité, exemple CP1, CP2, CP3) qui ont été installées. Il y a donc 12 plaques par site, soit 24 plaques sur l'ensemble des 2 sites.

Chronologie de la mise en valeur agricole des parcelles du dispositif d'étude

Les agriculteurs volontaires pour accueillir le dispositif expérimental à Chasnans/Lods (bassin versant du Grand Bief) et à Plaisir Fontaine ont des contingences agronomiques qui font que les parcelles ont pu changer de destination au cours de l'expérimentation.

La Figure 8 présente l'évolution de l'occupation du sol des parcelles considérées au cours du temps en relation avec l'installation des plaques lysimétriques. Les principaux changements survenus sont les suivants :

- à l'automne 2017, les parcelles précédemment en cultures sur sols superficiels ou moyennement profonds à Chasnans/Lods ont été transformés en prairies ;
- à Plaisir Fontaine, les parcelles précédemment en cultures sur sols superficiels ou moyennement profonds ont été transformées en prairies temporaires début 2016 et sont à nouveau des cultures depuis l'automne 2017.

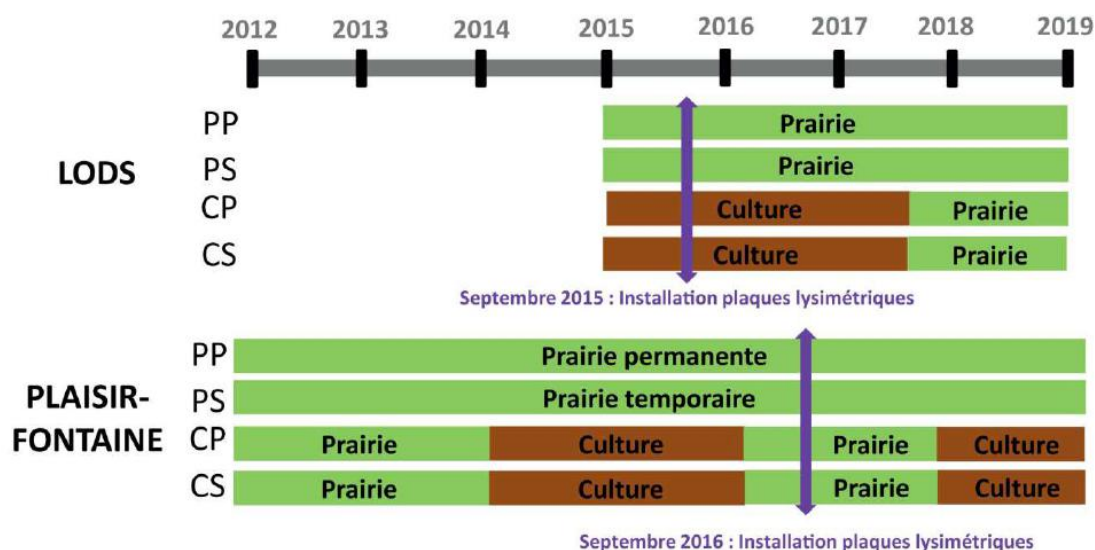


Figure 8. Chronologie de la mise en valeur agricole des parcelles du dispositif d'étude

Paramètres analysés

Les paramètres chimiques et physiques suivants ont été analysés de manière systématique dans les eaux lysimétriques collectées et dans les eaux de rivières :

- nitrate (mg L^{-1})
- nitrite (mg L^{-1})
- ammonium (mg L^{-1})
- phosphate (mg L^{-1})
- phosphore total (mg L^{-1})
- bicarbonate (mg L^{-1})
- carbone organique total (mg L^{-1})
- carbone organique dissous (mg L^{-1})
- pH
- conductivité ($\mu\text{S cm}^{-2}$)

Ces analyses ont été réalisées par le laboratoire QUALIO puis au sein de la plateforme d'analyses chimiques du laboratoire Chronoenvironnement.

Des analyses d'éléments en trace métalliques (ETM), d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ont également été conduites au sein de la plateforme d'analyses chimiques du laboratoire Chronoenvironnement. Les analyses de pesticides ont été confiées au Central Environment Laboratory de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL). D'autres paramètres ont fait l'objet d'analyses occasionnelles.

Modalités d'échantillonnage

Dans la mesure du possible, nous avons fait le choix de relever systématiquement les dispositifs après chaque précipitation significative. Une précipitation est considérée comme significative au delà de 20 à 50 mm en fonction de l'humidité initiale du sol, de la répartition des pluies et du développement de la végétation.

Cette manière de procéder est très exigeante en matière de disponibilité et de temps de travail, donc de coût, mais elle a été retenue car elle autorise le recueil de données en quantité suffisante pour valider l'efficacité et le bon fonctionnement des installations. L'intérêt majeur réside dans la possibilité de réaliser un échantillonnage aussi complet que possible, en limitant les risques de manquer des événements importants en termes de transferts. Elle autorise un suivi fin et permet d'approcher l'ensemble des flux transférés par les sols. Pour disposer d'informations solides, il importe en effet de s'assurer que tous les événements ponctuels liés aux pratiques agricoles et/ou aux conditions météorologiques pouvant engendrer des transferts vers les milieux souterrains et aquatiques sont pris en compte dans l'échantillonnage.

En règle générale, les plaques installées en sol superficiel produisent plus et plus fréquemment que celles disposées en sol profond. Il importe aussi de noter que quelques plaques ont très peu produit par rapport à d'autres.

Le site du Grand Bief a été installé à l'automne 2015 et produit des résultats depuis cette période. Le dispositif mis en place à Plaisir Fontaine a été installé à partir de l'été 2016. Il est pleinement équipé depuis le début de l'automne 2016. Les premières analyses réalisées courant 2015 au Grand Bief et courant 2016 à Plaisir Fontaine n'ont pas été prises en compte. En effet, après la mise en place des plaques lysimétriques, il faut que s'écoule un temps suffisant pour que le sol, perturbé par les remaniements liés à l'installation - malgré toutes les précautions méthodologiques prises - retrouve sa stabilité et son fonctionnement antérieur.

Eaux de rivière

Les eaux superficielles ont également été prélevées dans le ruisseau du Grand Bief (Grand Bief) depuis début 2016. A partir de 2017, des prélèvements ont été opérés dans la Loue à l'amont de Lods (Lods Amont) et à l'aval de Lods (Lods Aval). Les eaux de rivière ont également été collectées dans le ruisseau de Plaisir Fontaine (Ruisseau de Plaisir Fontaine) depuis début 2017. Des prélèvements ont également été effectués dans la Brème à l'amont de la confluence (Brème Amont) et à l'aval (Brème Aval).

RESULTATS : TRANSFERTS A PARTIR DES SOLS SOUS PARCELLES AGRICOLES

Les résultats présentés ici concernent l'ensemble des mesures réalisées en 2016 et 2017. Le programme se poursuit en 2018 (prélèvements et analyses en cours), ce qui permettra à terme de disposer d'une troisième année d'investigations.

L'analyse des données qui est effectuée ci-après est ciblée sur les éléments essentiels que sont l'azote et ses principales formes (nitrates, nitrites et ammonium), le phosphore (phosphates et phosphore total) et le carbone (COT, COD), ainsi que sur la conductivité et la teneur en bicarbonates.

L'approche retenue consiste à visualiser les résultats sous une forme synthétique de telle sorte qu'il soit possible d'une part d'identifier des *patterns* de variations des paramètres étudiés et d'autre part de rechercher des relations avec des facteurs susceptibles de les expliquer comme le type de mise en valeur agricole, les caractéristiques des sols et notamment leur profondeur, les interventions agronomiques, ou la pluviométrie. Dans un second temps, des analyses statistiques seront conduites sur le jeu de données, ce qui permettra d'asseoir ou de réfuter les conclusions actuelles en associant également les informations disponibles par ailleurs (programmed "météologie" et Jurassik Karst).

Des mesures chimiques de contaminants (Eléments en traces métalliques, Hydrocarbures aromatiques polycycliques, pesticides) sont menées parallèlement. L'analyse de ces données ne fait pas partie du présent rapport d'avancement.

Nitrates

Les figures des pages suivantes donnent les variations des précipitations (mm) et des concentrations en nitrates (mg L^{-1}) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2016 dans les sols du bassin versant du Grand Bief (Figure 9), au cours de l'année 2017 dans les sols du bassin versant du Grand Bief (Figure 10) et dans les sols du bassin versant de Plaisir Fontaine (Figure 11). Dans chacune des figures, les graphes du haut donnent les concentrations en échelle pleine (0-200 mg L^{-1}), alors que les graphes du bas correspondent à une échelle réduite (0-20 mg L^{-1}) ceci, afin de permettre une meilleure visualisation des variations de faible ampleur.

Année 2016 – Bassin versant du Grand Bief

En 2016, les concentrations en nitrates enregistrées dans les eaux lysimétriques des sols du bassin versant du Grand Bief sont en règle générale inférieures à 50 mg L^{-1} . (Figure 9). Cependant, les applications d'ammonitrate dans les parcelles cultivées (CP, CS) qui ont eu lieu au printemps 2016 ont été suivies par une hausse très nette des teneurs qui peuvent atteindre des valeurs supérieures à 100 mg L^{-1} . Dans les cultures, les labours de septembre correspondent rapidement à des augmentations très marquées des teneurs en nitrates dans les eaux lysimétriques, teneurs qui peuvent dépasser 150 mg L^{-1} .

Les teneurs en nitrates mesurées sous les cultures sont sensiblement inférieures à celles enregistrées aux mêmes dates sous les prairies. Les prairies permanentes de fauche (PS, PP) montrent des concentrations en nitrates systématiquement plus faibles que celles mesurées sous les cultures (CP, CS). Les eaux lysimétriques issues de prairies installées sur sols profonds ne présentent pas de différences marquées avec celles enregistrées sous les prairies sur sols superficiels.

Les apports de lisier effectués sur ces prairies sur sol superficiel ou profond en mars 2016 ne semblent pas correspondre à des augmentations immédiates des nitrates dans les eaux lysimétriques, mais l'on constate des niveaux de nitrates plus élevés dans les semaines qui suivent (avril-mai 2016).

Un épandage de fumier a eu lieu début décembre 2016, mais l'absence de précipitations marquées dans les semaines qui ont suivi n'a pas autorisé le recueil des eaux lysimétriques et par voie de connaissance n'a pas permis de déceler d'éventuels impacts.

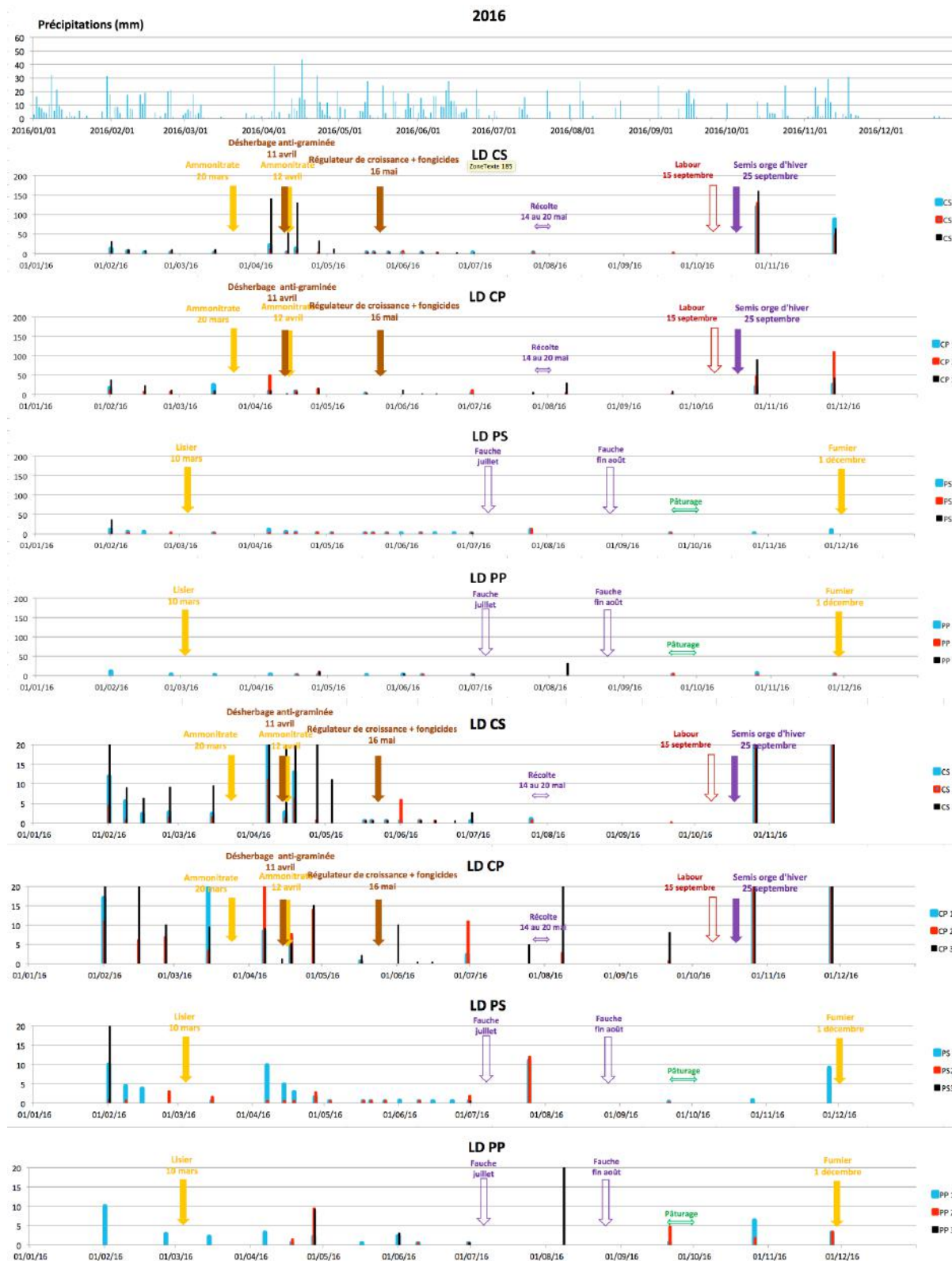


Figure 9. Variations des précipitations (mm) et des teneurs en nitrates (mg L^{-1}) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2016, bassin versant du Grand Bief (Chasnans, Lods) ; en haut, échelle pleine ; en bas, échelle réduite.

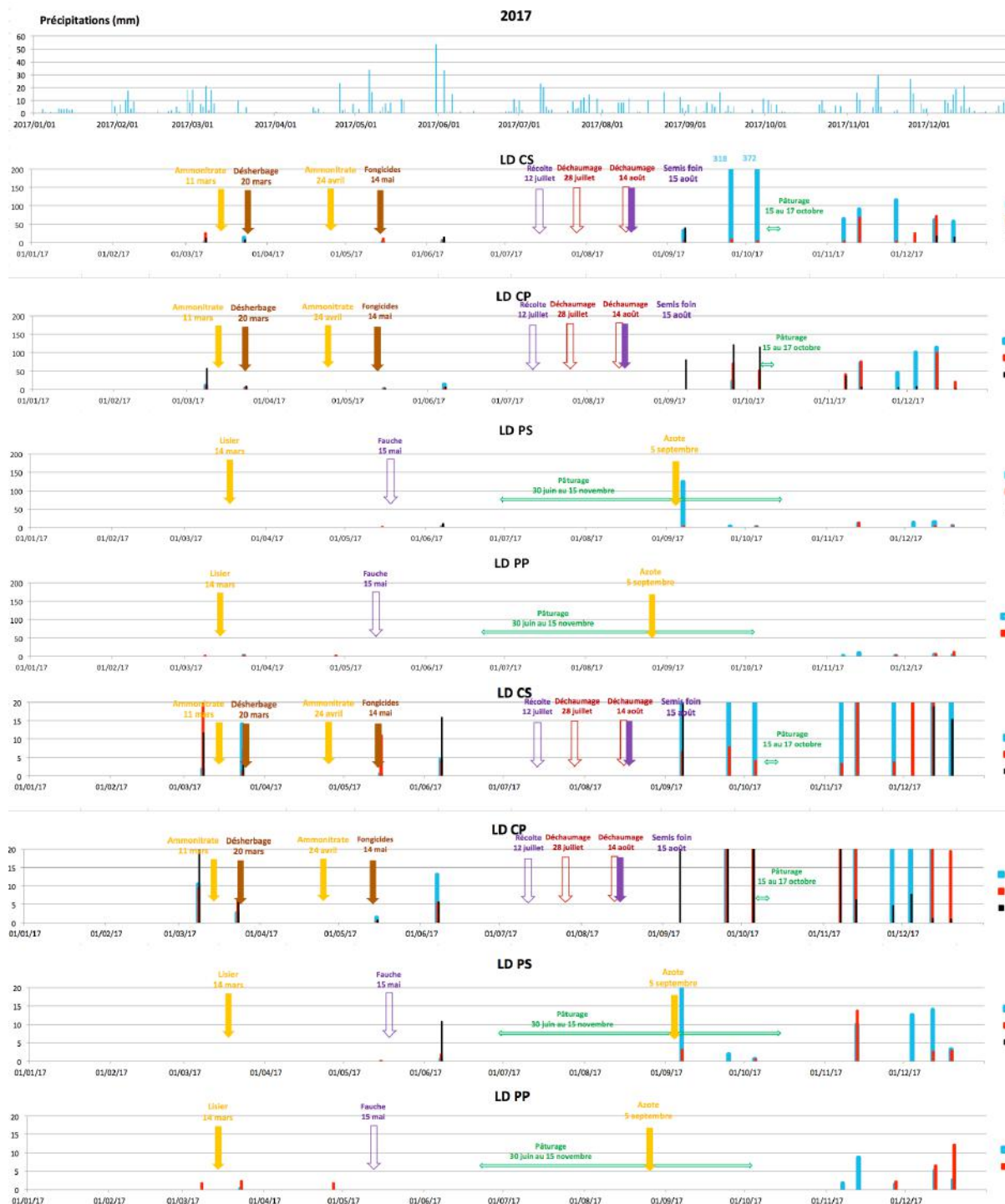


Figure 10. Variations des précipitations (mm) et des teneurs en nitrates (mg L⁻¹) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2017, bassin versant du Grand Bief (Chasnans, Lods) ; en haut, échelle pleine ; en bas, échelle réduite.

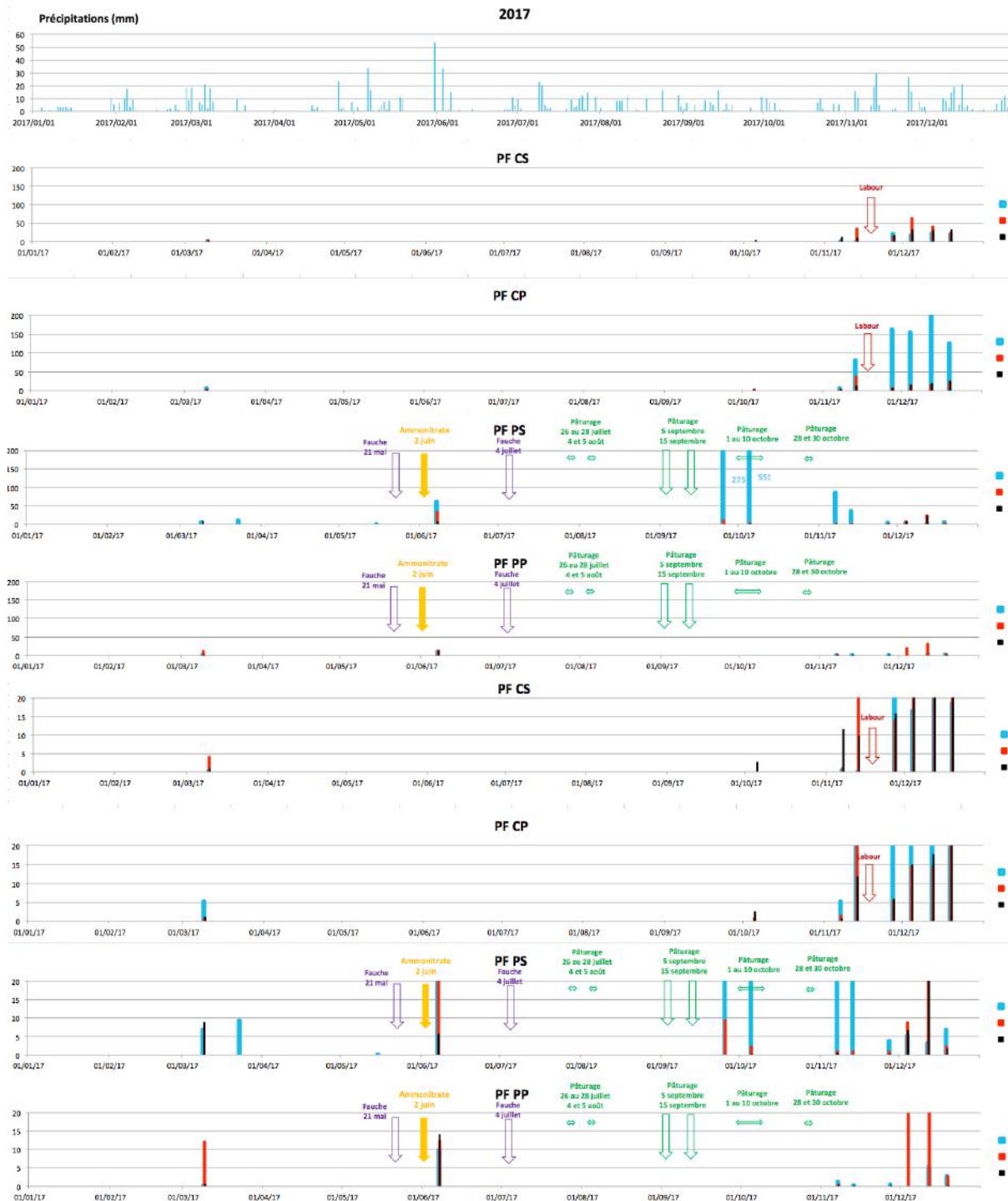


Figure 11. Variations des précipitations (mm) et des teneurs en nitrates (mg L^{-1}) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2017, bassin versant de Plaisir Fontaine ; en haut, échelle pleine ; en bas, échelle réduite.

Année 2017 – Bassin versant du Grand Bief

En 2017 dans le bassin versant du Grand Bief, les sols sous culture (CS, CP) fournissent des eaux lysimétriques plus chargées en nitrates que les sols des prairies permanentes (Figure 10) ; ceci est très marqué à partir de l'automne 2017 où des teneurs supérieures à 300 mg L^{-1} ont été enregistrées sous sol superficiel. Ces résultats doivent également être mis en relation avec le fait que ces parcelles ont changé de destination dans la seconde moitié de l'année puis qu'un semis de foin a eu lieu le 15 août. Des teneurs en nitrates de l'ordre de 50 à 100 mg L^{-1} sont mesurées régulièrement au cours de l'automne dans les parcelles précédemment cultivées (CS, CP) alors qu'elles sont voisines de 10 mg L^{-1} dans les prairies permanentes (PS, PP).

Il est à noter que les apports d'ammonitrate du printemps 2017 sur les cultures n'ont quant à eux pas été suivis d'augmentation des teneurs en nitrates dans les eaux lysimétriques.

De plus, les eaux lysimétriques ne présentent pas d'élévation de leur teneur en nitrates à l'issue de l'apport de lisier effectué au printemps sur les prairies (PS, PP).

Un apport d'azote effectué début septembre a coïncidé avec une augmentation temporaire de nitrates sous les prairies installées sur sol superficiel (PS) alors que ce n'est pas le cas sous sol profond (PP).

Année 2017 – Bassin versant de Plaisir Fontaine

En ce qui concerne le bassin versant de Plaisir Fontaine (Figure 11), les teneurs en nitrates sous les sols précédemment cultivés jusqu'à 2016 (CS, CP) sont en règle générale plus faibles qu'au Grand Bief à l'exception de ce qui est observé à partir de novembre. Les parcelles ont à nouveau changé de destination fin 2017, époque à laquelle elles ont été remises en culture. A l'issue du labour d'automne, des teneurs élevées (100 à 200 mg L^{-1}) sont enregistrées notamment sous sol profond (PP) alors qu'elles n'excèdent pas le plus souvent 50 mg L^{-1} sous sol superficiel.

A Plaisir Fontaine, les apports d'ammonitrate du printemps (2 juin) sur prairies (PP, PS) se traduisent par une augmentation transitoire des teneurs en nitrates, qui sont plus élevées sous sol superficiel (environ 50 mg L^{-1}) que sous sol profond (10 - 15 mg L^{-1}). Un pic très marqué de nitrates (275 et 551 mg L^{-1}) est observé au début de l'automne sous les prairies sur sol superficiel, ce qui peut correspondre à la mise au pâturage et à l'apport aléatoire de déjections animales (urine et fèces) à proximité du dispositif. Ceci n'est pas observé sous les prairies pâturées en sol profond.

A partir de novembre 2017, la fin de l'année est marquée dans toutes les modalités par des teneurs plus élevées en nitrates dans les eaux lysimétriques.

Teneurs en nitrates dans les eaux du Grand Bief et de la Loue à l'amont et l'aval

Les eaux superficielles ont été prélevées dans le ruisseau du Grand Bief (Grand Bief) depuis début 2016. A partir de 2017, des prélèvements ont été opérés dans la Loue à l'amont de Lods (Lods Amont) et à l'aval de Lods (Lods Aval). La Figure 12 fournit les variations des concentrations en nitrates aux points considérés au cours des années 2016 et 2017.

En 2016, les eaux de la résurgence du Grand Bief montrent des teneurs en nitrates voisines de 10 mg L⁻¹. Ces concentrations sont plus élevées en 2017, avec des valeurs comprises entre 10 et 15 mg L⁻¹ de l'hiver au printemps et des valeurs plus fortes dans une gamme de 10 à 40 mg L⁻¹ à l'automne, pendant lequel deux pics de concentrations sont constatés.

Les teneurs enregistrées dans la Loue à l'amont (Lods amont) et à l'aval (Lods aval) de la résurgence sont le plus souvent de l'ordre de 8 à 12 mg L⁻¹, donc légèrement plus faibles que celles mesurées dans la résurgence (Grand Bief). Deux pics de concentrations sont notés les 13 novembre et 12 décembre 2017, pics qui coïncident avec ceux enregistrés dans le Grand Bief. On peut remarquer que ces pics dans les eaux superficielles semblent plus marqués à l'aval qu'à l'amont de la résurgence.

S'il est possible de rapprocher d'une part les événements agronomiques survenus dans les parcelles étudiées et d'autre part les variations des nitrates dans les eaux lysimétriques, il n'est pas possible d'opérer un tel rapprochement avec les nitrates mesurés dans les eaux superficielles. Tout au plus, peut-on constater que la période automnale est marquée par des élévations de la concentration en nitrates tant dans les eaux lysimétriques que dans les eaux superficielles.

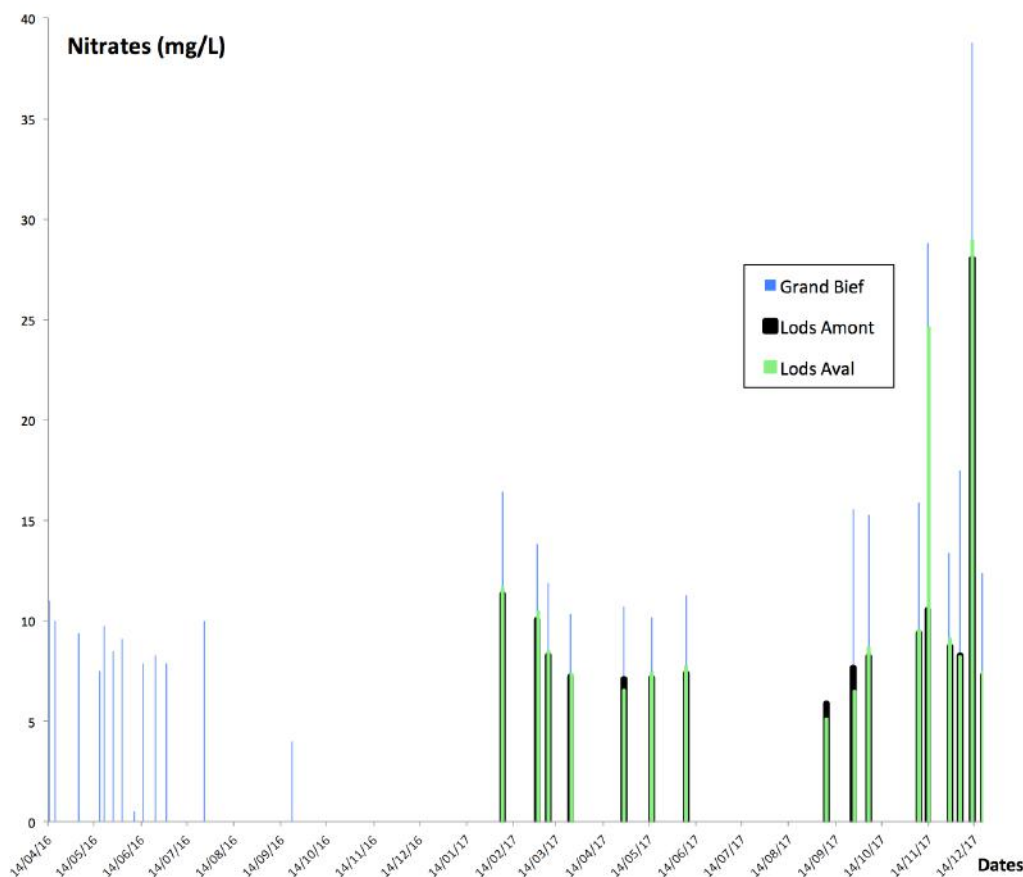


Figure 12. Variations de la teneur en nitrates (mg L^{-1}) dans les eaux collectées dans le ruisseau du Grand Bief (à partir de 2016) et dans la Loue à Lods à l'amont et à l'aval de la confluence (à partir de 2017).

Teneurs en nitrates dans les eaux du ruisseau de Plaisir Fontaine et dans la Brème à l'amont et à l'aval de la confluence

Les eaux superficielles ont été prélevées dans le ruisseau de Plaisir Fontaine (Ruisseau de Plaisir Fontaine) depuis début 2017. Des prélèvements ont également été effectués dans la Brème à l'amont de la confluence (Brème Amont) et à l'aval (Brème Aval). La Figure 13 fournit les variations des concentrations en nitrates aux points considérés au cours de l'année 2017.

Les teneurs enregistrées dans le ruisseau de Plaisir Fontaine et la Brème à l'amont et à l'aval de la confluence sont le plus souvent de l'ordre de 10 à 20 mg L^{-1} , donc plus fortes que celles mesurées dans la Loue à Lods.

Les concentrations automnales en nitrates dans le ruisseau de Plaisir Fontaine sont légèrement plus élevées que celles mesurées dans la Brème aval et nettement supérieures à celles observées dans la Brème amont. Cette augmentation coïncide avec les teneurs élevées (50 à 200 mg L^{-1}) qui sont alors enregistrées sous les cultures (CP, CS) postérieurement au labour.

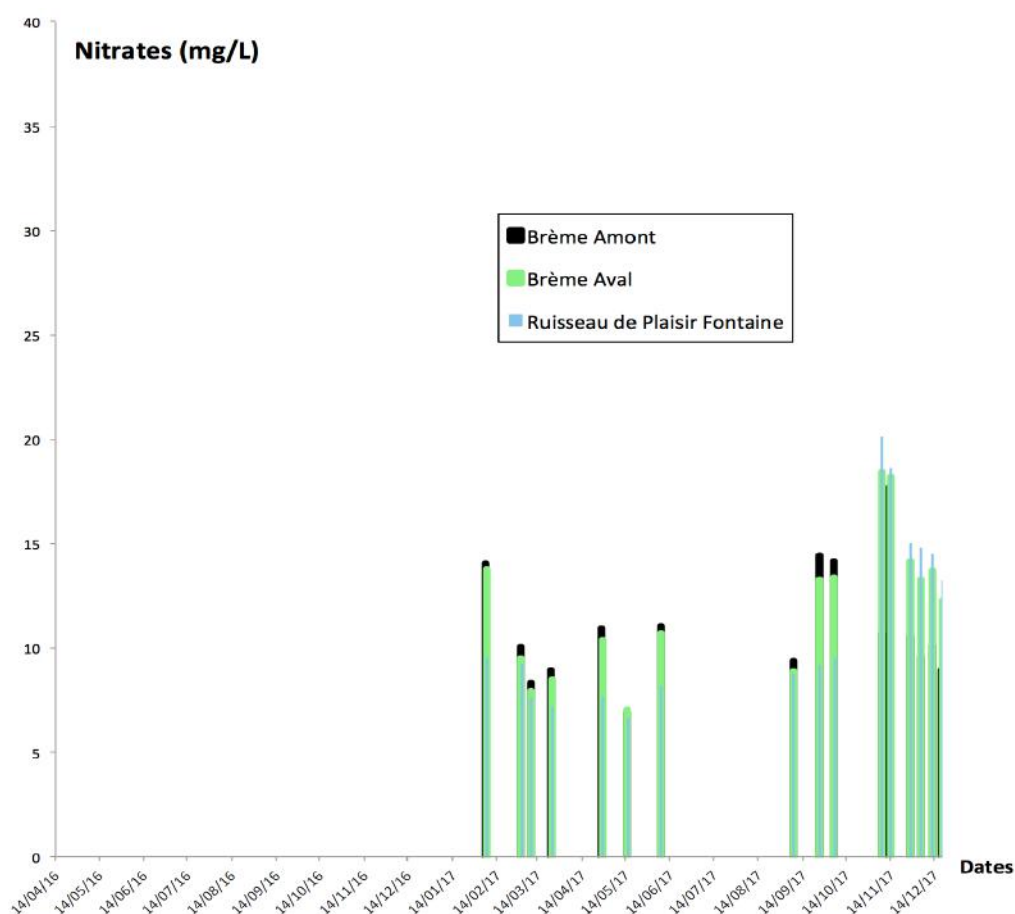


Figure 13. Variations de la teneur en nitrates (mg L^{-1}) dans les eaux collectées dans le ruisseau de Plaisir Fontaine, ainsi que dans la Brème à l'amont et à l'aval de la confluence au cours de l'année 2017.

Evaluation des flux

Les données disponibles (concentrations mesurées, volumes récoltés, surface de collecte) permettent de calculer des flux théoriques indicatifs exprimés en masse par unité de surface ($\text{kg de NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$).

Les sources d'incertitudes attachées à ces calculs sont variées et nombreuses. Pour n'en lister que quelques unes, il n'est par exemple pas certain qu'à surface égale, les volumes d'eau transitant par les sols remaniés soient équivalents à ceux de sols laissés en place. Les volumes récoltés dans les bidons peuvent ne pas correspondre exactement aux volumes ayant transité dans les sols en raison de phénomènes de surverse en cas de précipitations importantes, ou d'évaporation ou de pertes en cas de précipitations. De nombreuses autres facteurs pourraient être invoqués qui limitent la confiance qu'il est possible d'accorder à ces calculs : les valeurs présentées n'ont donc aucun caractère absolu et ce serait une erreur d'extrapoler des résultats obtenus sur des surfaces de quelques m^2 à des bassins versants de plusieurs centaines d'ha. Cependant, ces évaluations conservent une valeur relative,

et il est intéressant de comparer les valeurs de ces flux théoriques pour les différentes modalités étudiées (CP, CS, PP, PS).

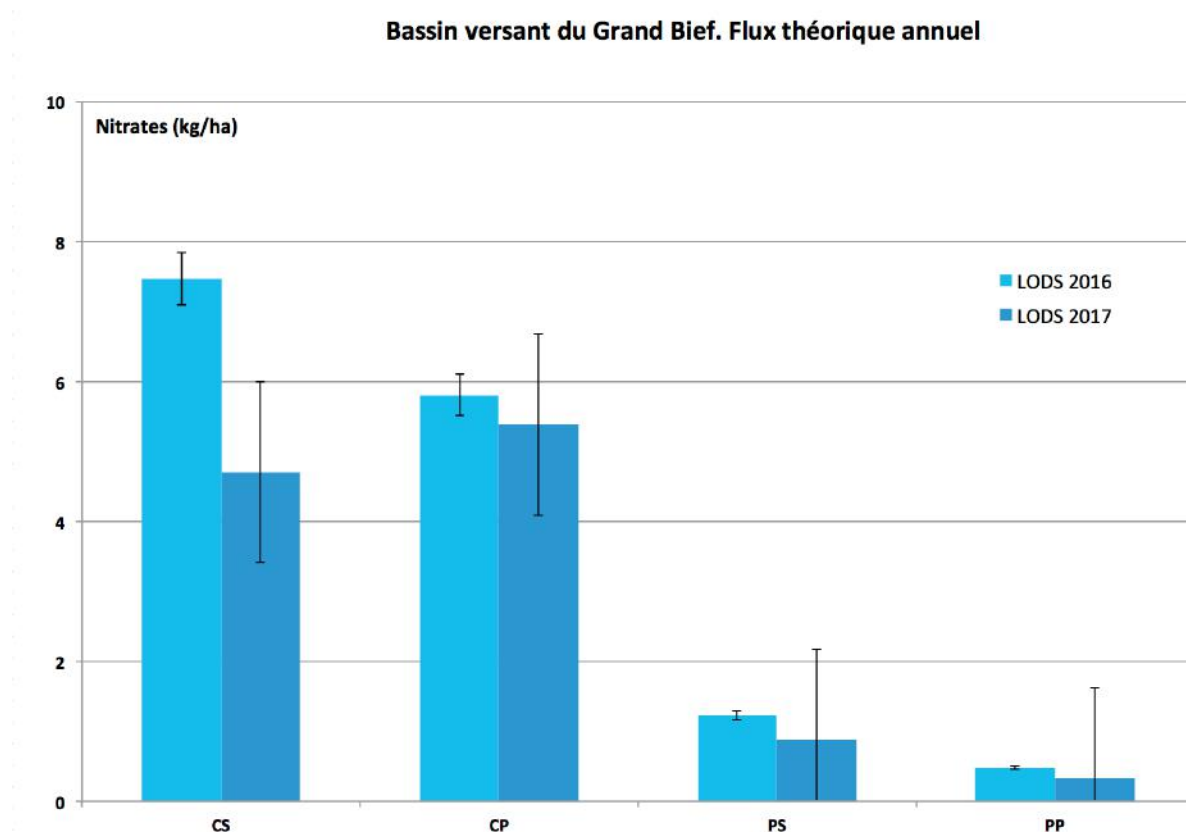


Figure 14. Flux théorique annuel moyen de nitrates (kg ha^{-1}) en fonction des modalités de mise en valeur agricole (prairies/cultures) et de la profondeur des sols (superficiel/moyennement profond)

La Figure 14 fournit les flux théoriques annuels moyens calculés pour le bassin versant du Grand Bief en 2016 et 2017. Ces calculs indiquent nettement que les sols sous cultures sont plus exportateurs de nitrates que les sols sous prairies. Il apparaît également que les transferts de nitrates sont plus élevés depuis les sols superficiels que depuis les sols moyennement profonds.

Les changements dans le mode de mise en valeur agricole survenus sur les parcelles expérimentales du dispositif de Plaisir Fontaine (succession cultures-prairies-cultures) ne permettent pas de comparer les deux modalités.

Les résultats obtenus en 2016 et 2017 sont en plein accord avec la littérature disponible. L'importance des relargages de nitrates a été montrée depuis longtemps

dans les systèmes d'agriculture intensive (Schepers *et al.* 1991)². Les niveaux que nous avons mesurés sous prairies sont dans la même gamme de concentrations que ceux rapportés par Tavant *et al.* (1993)³ qui ont mesuré des teneurs en nitrates dans les eaux lysimétriques variant de 2 à 30 mg L⁻¹ dans des agrosystèmes prairiaux semi-naturels du premier plateau du Jura (site de Chilly à sol brun et site de Malans à sol humocalcique). Dans les agrosystèmes cultivés semi-intensifs, ces auteurs ont trouvé une concentration moyenne annuelle en nitrates de l'ordre de 50 mg L⁻¹ avec des maximales au printemps et à l'automne. Les valeurs maximales étaient plus élevées dans les eaux lysimétriques sous sol brun (120 mg L⁻¹) que dans le sol brun calcique (65 mg L⁻¹). Tavant *et al.* (1989)⁴ avaient montré précédemment que les sols jurassiens ont une très forte aptitude à la production d'azote minéral, notamment pour les sols très humifères. Une telle propriété leur confère des potentialités supérieures en termes de rendement agronomique, mais représente également un risque de transfert accru vers les eaux souterraines dans certaines conditions.

Les précipitations atteignant une culture ou une prairie traversent en effet le couvert végétal et le sol. La rétention de l'eau par ces structures est fonction de l'intensité de la précipitation, de l'état de développement et d'activité du couvert végétal et de la nature et de l'état du sol. Les principaux facteurs impliqués sont l'interception par le couvert végétal, l'état d'hydratation du sol et sa capacité de rétention de l'eau (très liée aux teneurs en argiles et en matière organique) et l'intensité de l'absorption racinaire d'eau pendant la période active de végétation. Les risques de transfert de nitrates et de formes solubles de l'azote aux eaux souterraines sont donc accrus lorsque les précipitations sont élevées, la couverture végétale peu importante et les sols déjà humides.

Nos résultats actuels sont cohérents avec ceux de Chichester (1976)⁵ qui a constaté dans des prairies nord américaines que les pertes en azote sont élevées pendant la saison de végétation après un épandage suivi de fortes précipitations, mais également en hiver lorsque l'évapotranspiration est faible en raison de la moindre activité végétale.

L'analyse de la littérature disponible et de nos résultats confirme qu'il existe des régulations naturelles limitant les transferts hydriques et donc l'exportation des nitrates en solution vers les réseaux karstiques. Ces processus ont toutefois leur limite et différents facteurs peuvent se conjuguer pour les rendre inopérants à savoir des apports azotés trop élevés, de fortes précipitations et une couverture végétale inexistante ou faiblement active (pas ou peu d'interception et de prélèvements racinaires par la végétation). Pour ces deux derniers facteurs, de telles conditions sont réunies au printemps avant le démarrage de la végétation et à l'automne

² Schepers J.S., Moraveck M.G., Alberts E.E., Frank K.D., 1991. Maize production impacts on groundwater quality. *J. Environ. Qual.*, 20, 12-16.

³ Tavant Y., Tavant H., Bruckert S., 1993. Azote minéral des sols et relargage des nitrates dans le bassin du Haut-Doubs. *Ann. Sci. Univ. Fr.-Comté, Biologie-Ecologie*, 3, 3 45-50.

⁴ Tavant Y., Tavant H., Bruckert S., 1989; Suivi saisonnier des teneurs en azote minéral dans les sols forestiers du Jura aux étages collinéen et montagnard. *Ann. Sci. For.* 46, 3, 291-300.

⁵ Chichester F.W., 1976. Effects of increased fertilizer rates on nitrogen content of runoff and percolate from monolith lysimeters. *J. Environ. Qual.* 6, 2, 211-217.

lorsqu'elle rentre en vie ralentie, comme déjà signalé par Tavant *et al.* dès 1993. Ces résultats sont également en accord avec ceux rapportés lors d'une étude réalisée aux environs de Berne : lors d'essais effectués sur des assolements prairie temporaire et cultures, Spiess *et al.* (2011)⁶ ont mesuré des concentrations en nitrates dans les eaux lysimétriques variant entre 10 mg L⁻¹ en 2003-2004, années à faible précipitation et 100 mg L⁻¹ en 2006-2007, années à fortes précipitations.

Nos résultats confirment en outre que les sols superficiels sont par nature moins aptes à retenir les formes réactives solubles de l'azote (dont les nitrates) que les sols profonds. Nos résultats sont également en cohérence avec les travaux qui montrent que le retournement des prairies entraîne une libération importante de l'azote stocké, ce qui augmente les rendements agronomiques, mais induit un accroissement du risque environnemental lié au lessivage (Laurent *et al.* 2004⁷, Vertes *et al.* 2007⁸). Les cultures, de par le travail du sol et les fertilisations plus importantes qu'elles supposent, sont plus susceptibles de transférer les formes solubles de l'azote réactif vers le karst et les milieux aquatiques. Grignani et Zavattaro (2000)⁹ rapportent de larges variations temporelles de la concentration en nitrates dans les eaux du sol (de 1 à 150 mg L⁻¹) sous cultures alors qu'elle ne dépasse pas 10 mg L⁻¹ sous prairie permanente.

Synopsis provisoire

L'ensemble des données collectées à ce stade est cohérent avec les hypothèses suivantes :

- des teneurs en nitrates plus élevées dans les cours d'eau (Loue, Brème) sont enregistrées à l'automne et elles coïncident avec différents événements agronomiques susceptibles de libérer ces ions : minéralisation accrue des sols consécutive à des labours, épandage de matières fertilisantes ou d'effluents d'élevage en période de moindre activité végétative ;
- toutes choses étant égales par ailleurs, les nitrates sont en règle générale transférés de manière plus forte dans les sols sous cultures que dans les sols sous prairies permanentes ;
- toutes choses étant égales par ailleurs, les nitrates sont en règle générale transférés de manière plus forte dans les sols superficiels que dans les sols moyennement profonds, à l'exception notable des labours ;
- les teneurs en nitrates observées dans les cours d'eau (Grand Bief, Ruisseau de Plaisir Fontaine, Brème, Loue) excèdent régulièrement les valeurs considérées comme "référentielles" pour les cours d'eau considérés.

⁶ Spiess E., Prasuhn V., Stauffer W., 2011. Influence de la fumure organique et minérale sur le lessivage des éléments nutritifs. *Rech. agronom. Suisse* 2, 9, 376-381.

⁷ Laurent F., Kerveillant P., Besnard A., Vertes F., Mary B., Recous S., 2004. Effet de la destruction de prairies pâturées sur la minéralisation de l'azote : approche au champ et propositions de quantification. Synthèse de 7 dispositifs expérimentaux. Rapport Arvalis-INRA-Chambre d'agriculture de Bretagne, 76 p.

⁸ Vertès F., Simon J.C., Laurent F., Besnard A., 2007. Prairies et qualité de l'eau. Evaluation des risques de lixiviation d'azote et optimisation des pratiques. *Fourrages*, 192, 423-440.

⁹ Grignani C., Zavattaro L., 2000; A survey on actual agricultural practices and their effects on the mineral nitrogen concentration of the soil solution. *European Journal of Agronomy*, 12, 251-268.

Nos travaux n'ont pas pour objet de formuler des mesures de gestion, mais à ce stade, ils permettent d'ores et déjà d'identifier des facteurs de risques. Les résultats actuels – qui seront complétés par les prélèvements et analyses en cours (année 2018) – montrent que la mise en valeur des sols superficiels, notamment lorsqu'ils font l'objet de cultures, peut conduire à des transferts de nutriments supérieurs à ceux mesurés en sols profonds et en prairies. L'exploitation agricole doit donc être conduite avec un soin particulier en termes de fertilisation et d'interventions agronomiques pour limiter les départs d'azote vers le karst.

Nitrites

La Figure 15 fournit les variations des teneurs en nitrites enregistrées au cours de l'année 2016 dans les eaux lysimétriques du dispositif installé dans le bassin versant du Grand Bief.

Par rapport aux nitrates, les nitrites représentent une forme moins oxydée et peu stable de l'azote. Ce sont des produits intermédiaires de la nitrification de l'ammonium. Dans des eaux exemptes de pollution, il n'y a pas (ou très peu) de nitrites. Ils peuvent être toxiques pour les organismes aquatiques. Leur toxicité est significative dans le milieu aquatique à partir de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$.

Près de deux cents analyses de nitrites toutes modalités confondues ont été effectuées, 40 % de ces analyses présentaient des concentrations inférieures aux limites de détection. Pour les concentrations supérieures aux seuils de détection, environ 50 % sont inférieures aux seuils de toxicité de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$. Le reste des concentrations (60 analyses environ) dépassent ce seuil avec 8 concentrations supérieures à 1 mg L^{-1} . Un pic de l'ordre de 6 mg L^{-1} (Figure 15) a été enregistré en avril 2016 sous une culture sur un sol superficiel à la suite d'un épandage d'ammonitrates. Les valeurs enregistrées sous les sols cultivés sont en règle générale plus élevées que celles mesurées sous les prairies.

Les mesures effectuées dans les eaux superficielles (ruisseau du Grand Bief, Loue à l'amont et à l'aval de la résurgence) n'ont pas montré de contamination significative en nitrites. Les teneurs en nitrites sont comprises entre 0 et 3 mg L^{-1} .

Les nitrites étant des formes transitoires de l'azote qui sont rapidement oxydées en nitrates en milieu oxygéné, les teneurs étant faibles et inférieures aux limites de toxicité, les analyses de nitrites n'ont pas été poursuivies en 2017.

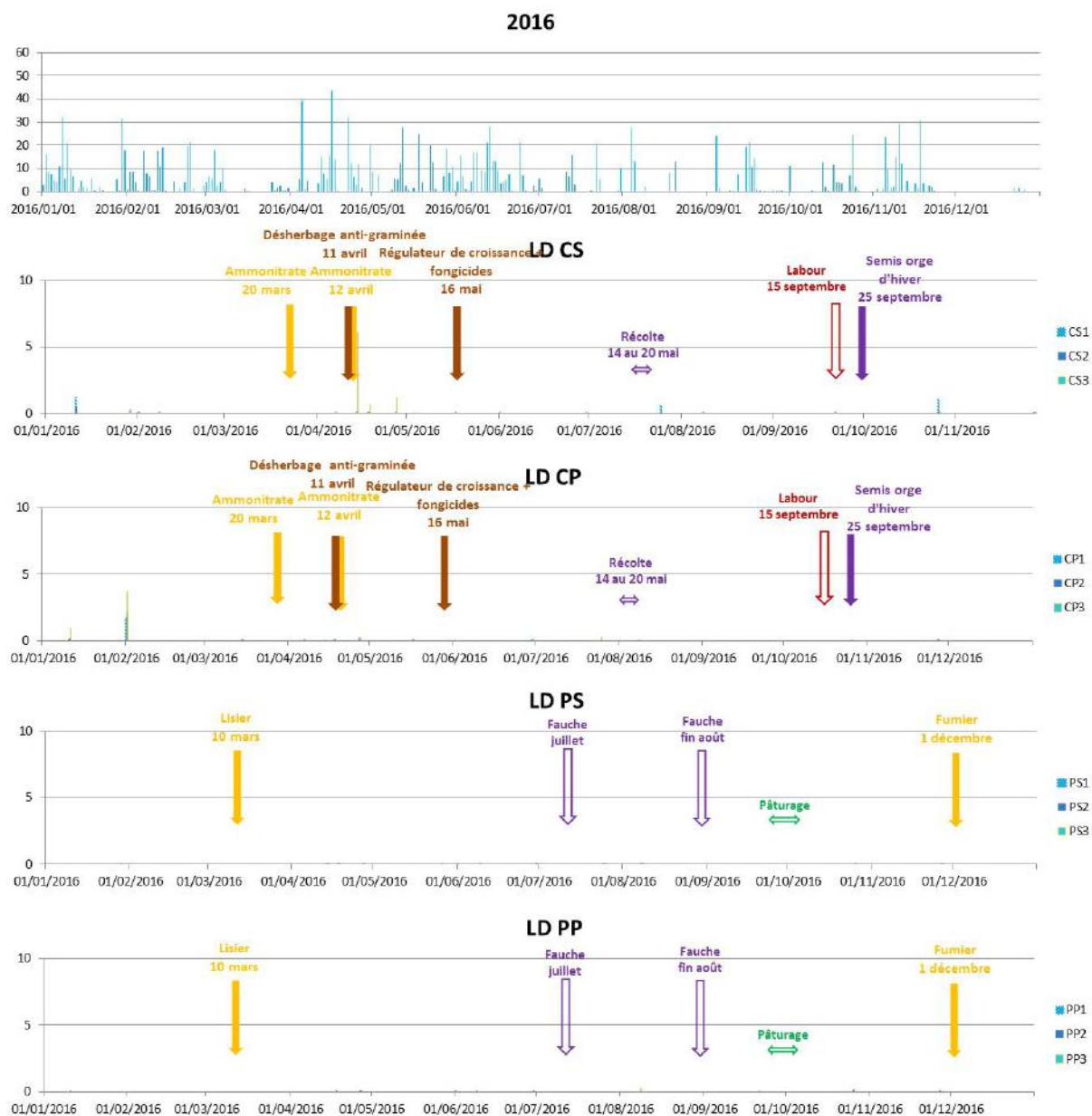


Figure 15. Variations des précipitations (mm) et des teneurs en nitrites (mg L⁻¹) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2016, bassin versant du Grand Bief (Chasnans, Lods)

Ammonium

Les figures fournies ci-après présentent les variations de la concentration en ammonium mesurées dans les eaux lysimétriques du bassin versant du Grand Bief en 2016 (Figure 16), en 2017 (Figure 17), ainsi que celles mesurées dans le bassin versant de Plaisir Fontaine (Figure 18).

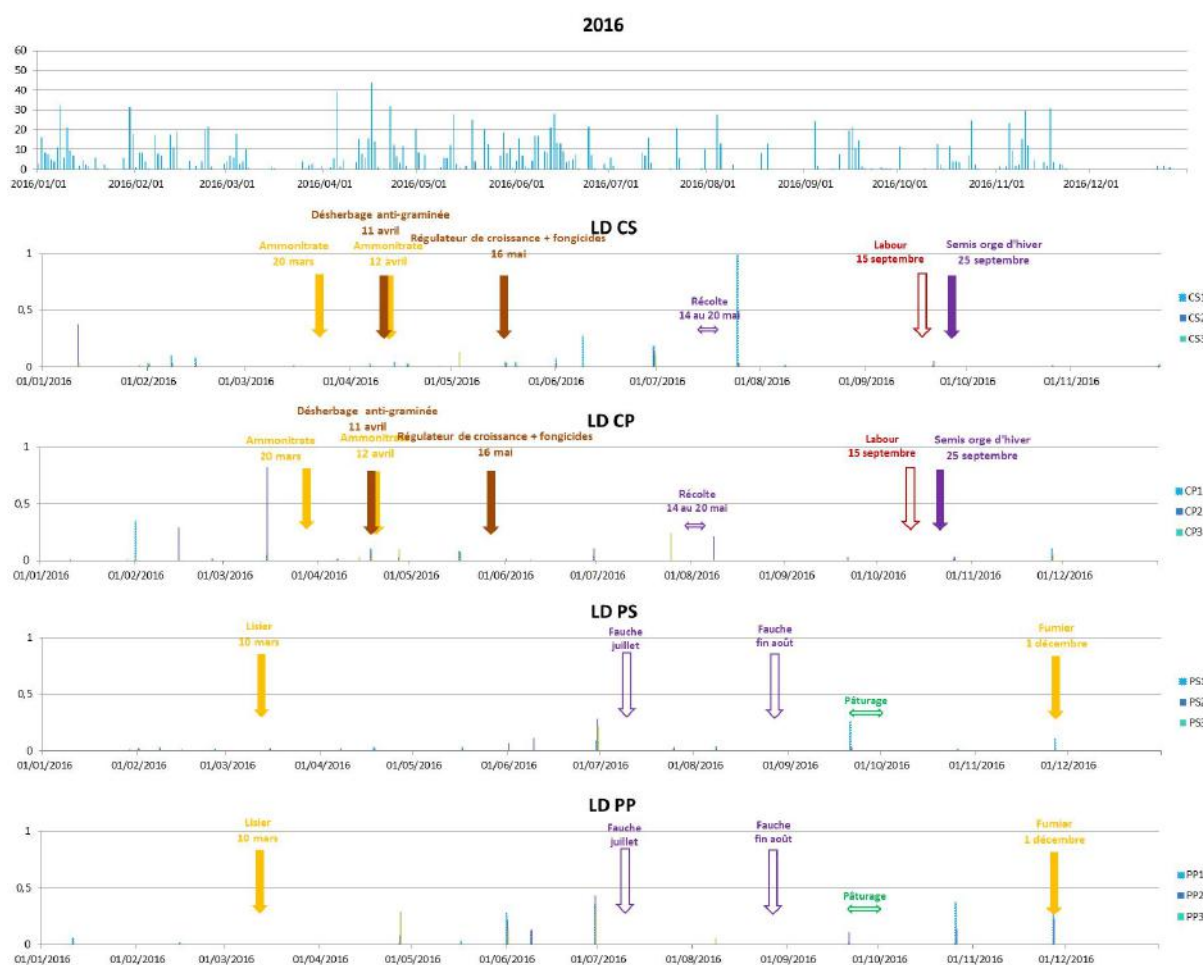


Figure 16. Variations des précipitations (mm) et des teneurs en ammonium (mg L⁻¹) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2016, bassin versant du Grand Bief (Chasnans, Lods)

L'azote ammoniacal (sous forme NH_4^+ principalement) provient de la décomposition par des bactéries de l'azote organique ou des rejets directs d'animaux (urines, excréments...). Lorsque le pH s'élève, les ions ammonium se transforment en ammoniaque toxique pour les organismes aquatiques. La concentration limite pour une eau potable se situe à à 0,1 mg L⁻¹.

L'ammonium dans l'eau traduit habituellement un processus de dégradation incomplet de la matière organique. C'est donc un indicateur de la pollution de l'eau par des rejets organiques d'origine agricole, domestique ou industriel.

Les concentrations en ammonium mesurées dans les eaux lysimétriques du Grand Bief en 2016 (Figure 16) sont assez fréquemment inférieures aux limites de détection ($0,01 \text{ mg L}^{-1}$). Les concentrations mesurées sont inférieures à 1 mg L^{-1} avec une majorité de valeurs inférieures ou égales à $0,1 \text{ mg L}^{-1}$. Les concentrations en ammonium les plus élevées sont réparties tout au long de l'année et il n'est pas possible d'identifier des relations entre ces valeurs plus élevées et des événements agronomiques ou des modalités de mise en valeur agricole.

En 2017 dans les deux bassins versants (Figures 17 et 18), les teneurs en ammonium sont du même ordre que celles mesurées en 2016 au Grand Bief, mais les valeurs les plus élevées sont essentiellement enregistrées en hiver lors de la période de moindre activité végétative. Des "pics" sont enregistrés sous les prairies installées sur sol superficiel à Plaisir Fontaine, ce qui correspond aux pics de nitrates précédemment signalés (Figure 11), ce qui est compatible avec l'hypothèse émise précédemment d'un apport de déjections animales (urine et fèces) à proximité du dispositif consécutivement à la mise au pâturage.

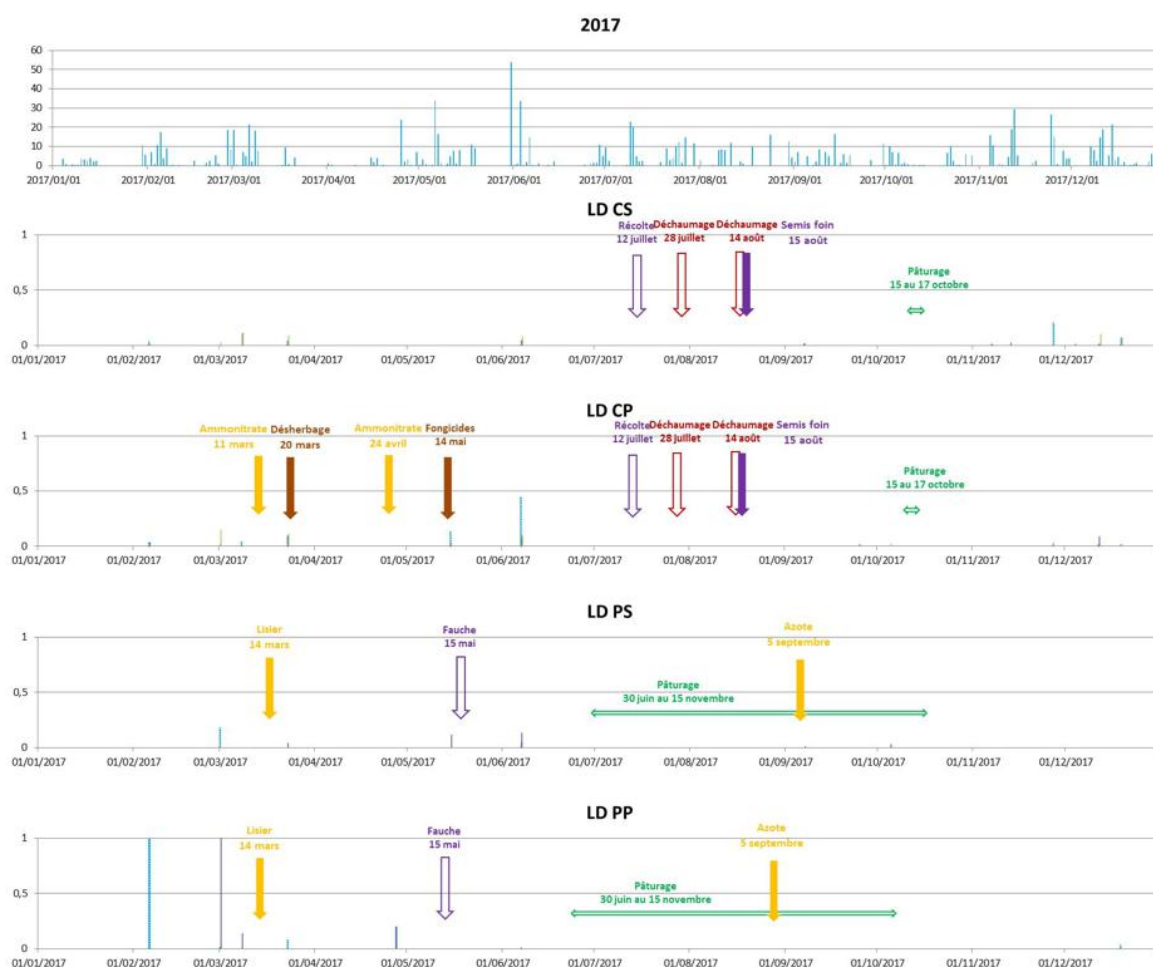


Figure 17. Variations des précipitations (mm) et des teneurs en ammonium (mg L^{-1}) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2017, bassin versant du Grand Bief (Chasnans, Lods)

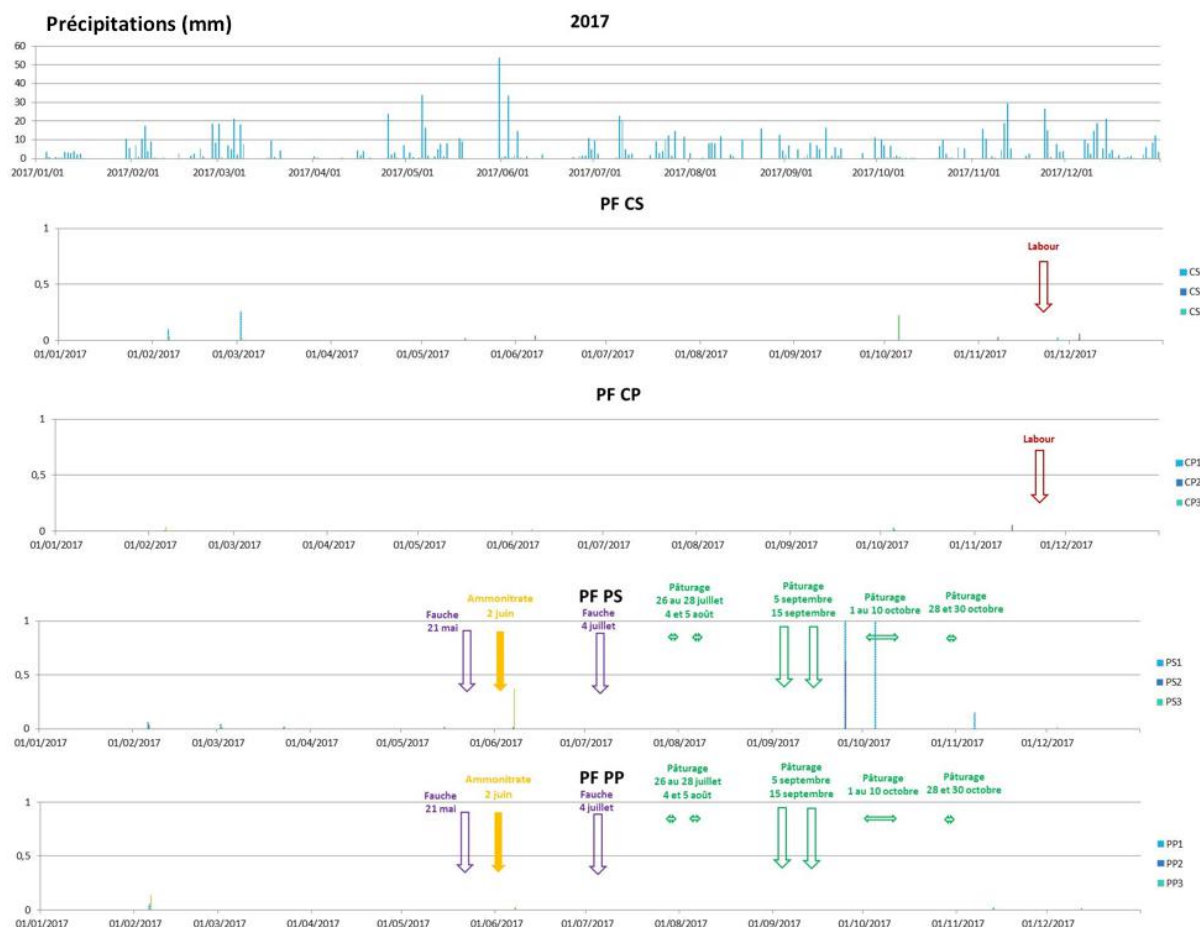


Figure 18. Variations des précipitations (mm) et des teneurs en ammonium (mg L^{-1}) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2017, bassin versant de Plaisir Fontaine

Les eaux superficielles ont été analysées (Figures 19 et 20) : elles montrent des concentrations en ammonium n'excédant pas $0,15 \text{ mg L}^{-1}$ pour le ruisseau du Grand Bief où les valeurs maximales sont mesurées. Les valeurs trouvées dans le bassin versant de Plaisir Fontaine n'excèdent pas $0,7 \text{ mg L}^{-1}$. Dans les deux bassins versants, les concentrations sont en général plus faibles dans la Loue et la Brème que dans les ruisseaux drainants les bassins versants.

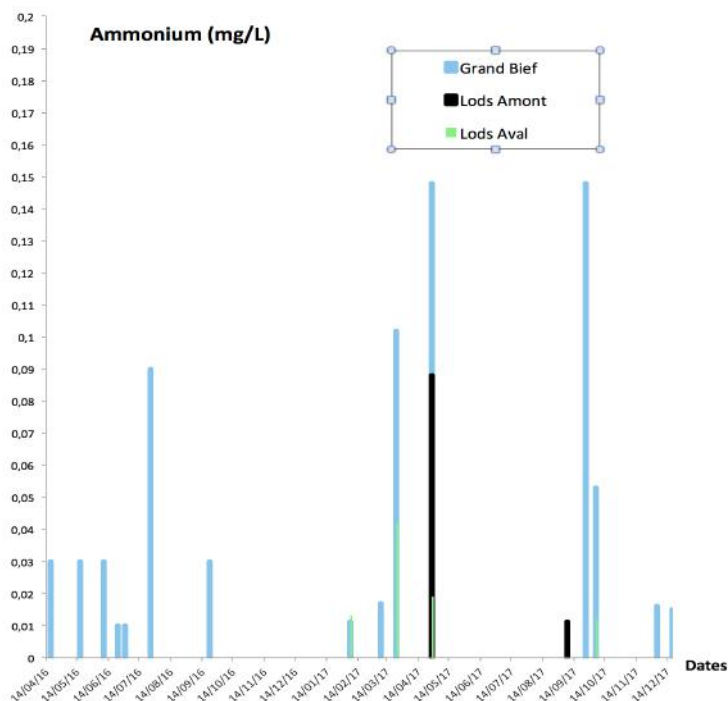


Figure 19. Variations de la teneur en ammonium (mg L^{-1}) dans les eaux collectées dans le ruisseau du Grand Bief (à partir de 2016) et dans la Loue à Lods à l'amont et à l'aval de la confluence (à partir de 2017).

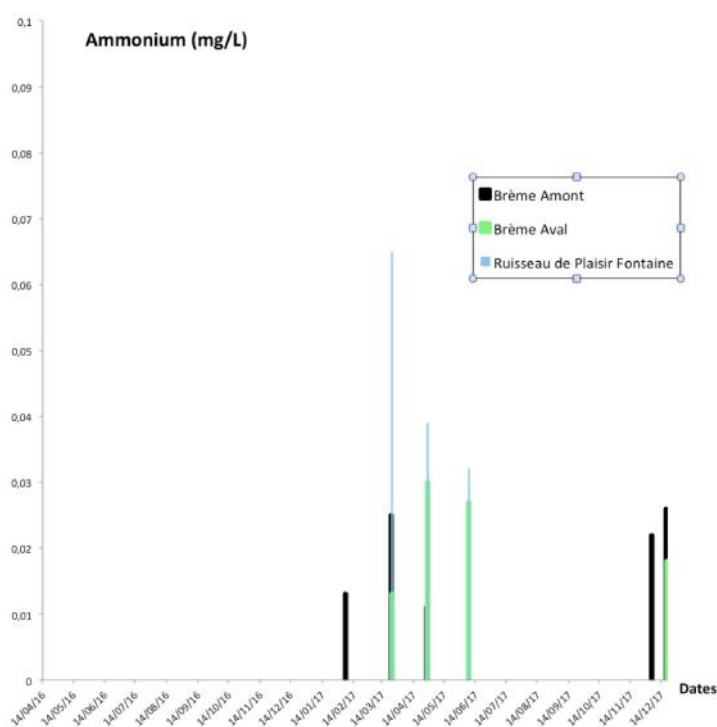


Figure 20. Variations de la teneur en ammonium (mg L^{-1}) dans les eaux collectées dans le ruisseau de Plaisir Fontaine, ainsi que dans la Brème à l'amont et à l'aval de la confluence au cours de l'année 2017.

Phosphates et phosphore total

Dans les eaux de surface, le phosphore existe sous la forme de phosphates (dissous) et sous forme particulaire. Le phosphore est un élément nutritif essentiel à la croissance des plantes.

Le phosphore présent dans les eaux de surface provient principalement des effluents municipaux, du lessivage et du ruissellement des terres agricoles fertilisées et des effluents de certaines industries.

Les Figures 21, 22 et 23 présentent respectivement les variations des précipitations (mm) et des teneurs en phosphates (mg L^{-1}) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2016, bassin versant du Grand Bief (Chasnans, Lods), au cours de l'année 2017, bassin versant du Grand Bief (Chasnans, Lods), et bassin versant de Plaisir Fontaine. Les teneurs en phosphate sont le plus souvent inférieures à $0,5 \text{ mg L}^{-1}$. Dans quelques circonstances peu fréquentes, elles peuvent atteindre des valeurs de l'ordre de 1 mg L^{-1} . C'est par exemple le cas à Chasnans à la fin décembre 2017 sous culture sur sol superficiel ou en juin 2016 au niveau des prairies sur sols profonds.

En ce qui concerne le phosphore total, les informations recueillies sont rapportées dans les Figures 24, 25 et 26. Les teneurs en phosphore total, toutes modalités confondues, sont en règle générale faibles. Les concentrations sont souvent inférieures ou égales à $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ sans jamais dépasser 1 mg L^{-1} . En 2017, dans les deux bassins versants, les concentrations les plus élevées sont enregistrées à l'automne et pendant la mauvaise saison. A cette période, les eaux lysimétriques recueillies dans les sites sont plus concentrées en phosphore total sous les cultures que sous les prairies (Figures 25 et 26). Par comparaison, la concentration moyenne de la solution du sol en P est estimée à $0,25 \text{ mg L}^{-1}$ (Morel, 1996)¹⁰. Ainsi, le fonctionnement des sols étudiés ne paraît pas se traduire par des transferts de phosphore excessifs.

Les Figures 27 et 28 fournissent les variations des concentrations en phosphore total des cours d'eau considérés (ruisseau du Grand Bief, Loue à l'amont et l'aval de Lods, ruisseau de Plaisir Fontaine, Brème à l'amont et à l'aval de la confluence). Les teneurs en P total sont le plus souvent inférieures à $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ avec toutefois quelques pics observés pendant la saison hivernale (de l'ordre de $0,2$ à $0,3 \text{ mg L}^{-1}$) dans la Brème et quelques valeurs de l'ordre de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ dans le ruisseau du Grand Bief.

¹⁰ Morel R. 1996. Les sols cultivés, Lavoisier, Paris, 378 p.

Précipitations

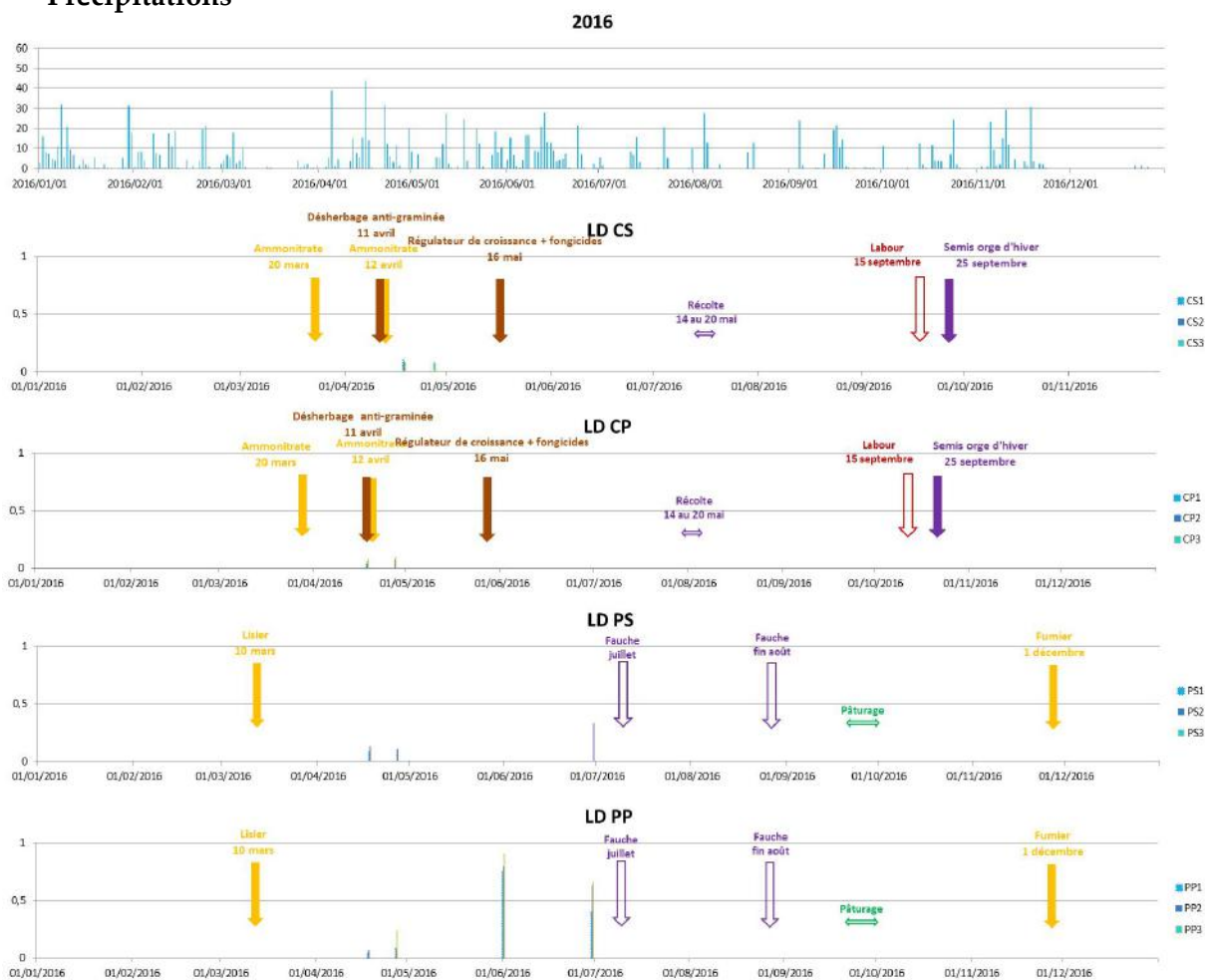


Figure 21. Variations des précipitations (mm) et des teneurs en phosphates (mg L⁻¹) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2016, bassin versant du Grand Bief (Chasnans, Lods)

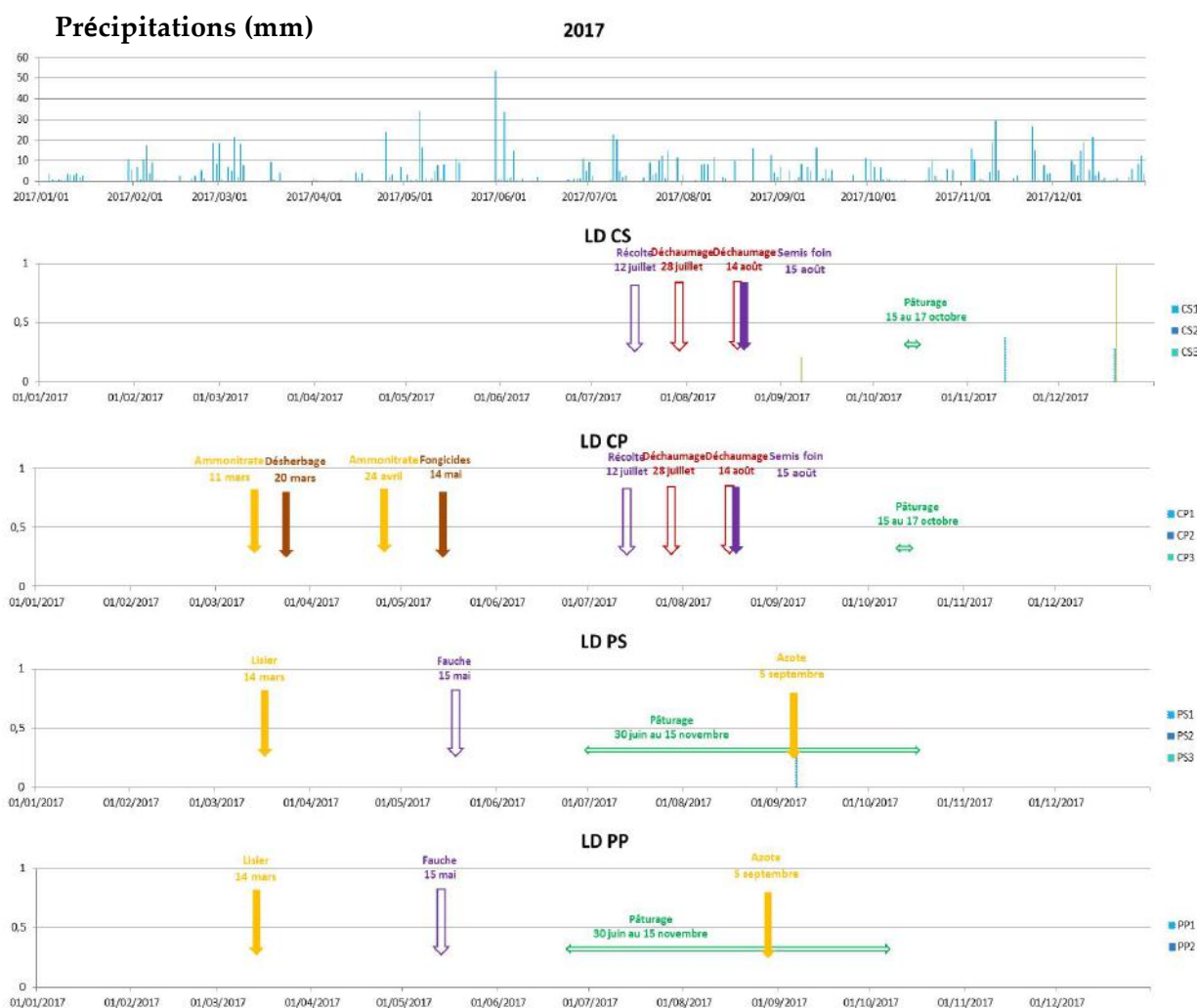


Figure 22. Variations des précipitations (mm) et des teneurs en phosphates (mg L^{-1}) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2017, bassin versant du Grand Bief (Chasnans, Lods)



Figure 23. Variations des précipitations (mm) et des teneurs en phosphates (mg L^{-1}) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2017, bassin versant de Plaisir Fontaine

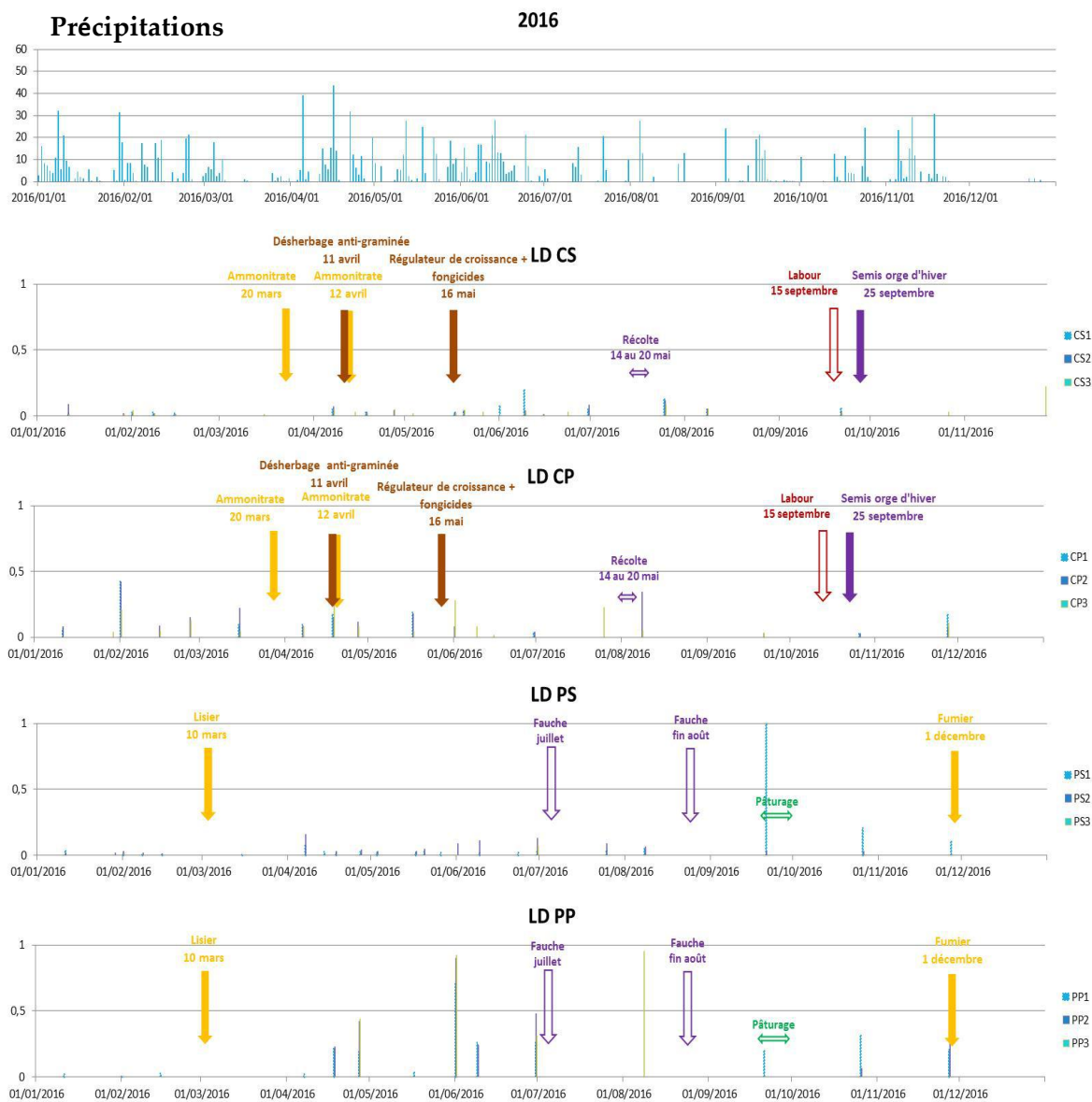


Figure 24. Variations des précipitations (mm) et des teneurs en phosphore total (mg L⁻¹) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2016, bassin versant du Grand Bief (Chasnans, Lods)

Précipitations (mm)

2017



Figure 25. Variations des précipitations (mm) et des teneurs en phosphore total (mg L^{-1}) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2017, bassin versant du Grand Bief (Chasnans, Lods)



Figure 26. Variations des précipitations (mm) et des teneurs en phosphore total (mg L^{-1}) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2017, bassin versant de Plaisir Fontaine

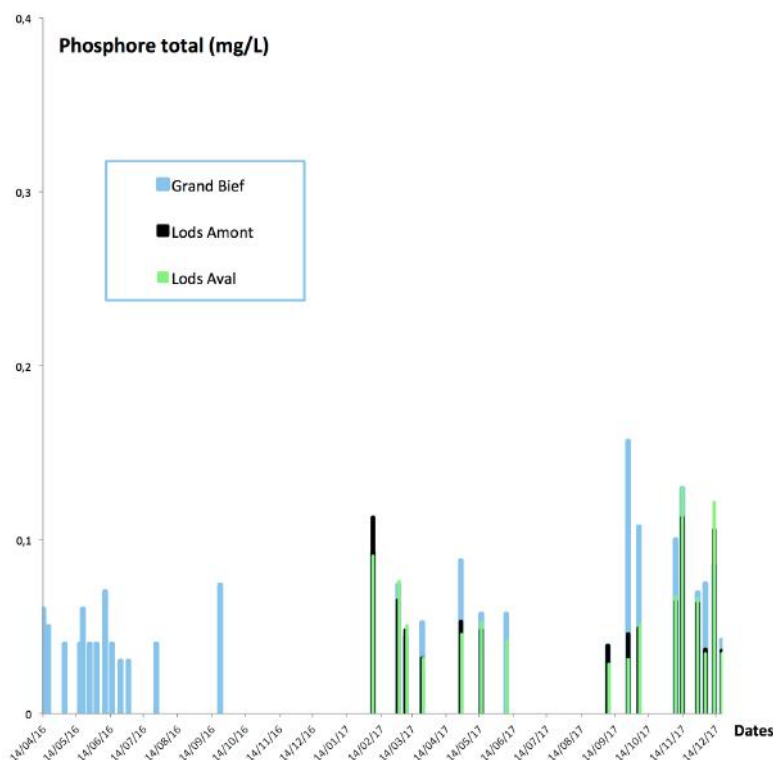


Figure 27. Variations de la teneur en phosphore total (mg L^{-1}) dans les eaux collectées dans le ruisseau du Grand Bief (à partir de 2016) et dans la Loue à Lods à l'amont et à l'aval de la confluence (à partir de 2017).

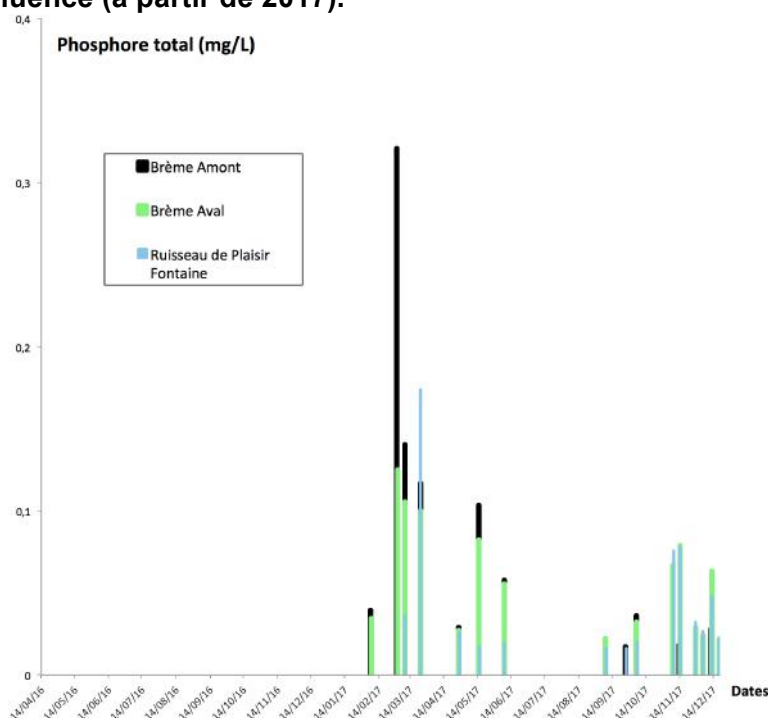


Figure 28. Variations de la teneur en phosphore total (mg L^{-1}) dans les eaux collectées dans le ruisseau de Plaisir Fontaine, ainsi que dans la Brème à l'amont et à l'aval de la confluence au cours de l'année 2017.

Carbone organique total et carbone organique dissous

Le carbone organique total (COT) correspond à l'ensemble du carbone organique présent dans une eau qu'il s'agisse de formes particulaires ou de formes dissoutes. Le carbone organique dissous (COD) ne comporte quant à lui que les formes solubles.

Dans les eaux de surface, la matière organique apportée du bassin versant est dite allochtone. Il s'agit de la matière organique issue du fonctionnement des sols et de la décomposition des constituants des organismes vivants et principalement des végétaux supérieurs. Cette matière organique est transférée dans les eaux souterraines et les eaux de ruissellement. Elle peut également correspondre aux apports d'origine anthropique provenant des déjections animales (fumier, lisier...), des rejets urbains et/ou industriels (boues de station d'épuration, hydrocarbures...) ou encore de l'utilisation de produits phytosanitaires. La matière organique constitue le plus souvent un ensemble complexe de molécules regroupées en trois classes de composés : les composés simples ou non humiques, les composés humiques et les polluants organiques.

Le COT mesuré dans les eaux issues des lysimètres est présenté dans les Figures 29, 30 et 31. En 2016, dans le bassin versant du Grand Bief, les valeurs mesurées sont le plus souvent inférieures à 10 mg L^{-1} . Quelques mesures dépassent 20 mg L^{-1} (modalité PS, automne 2016). Il est possible que la mise au pâturage de la parcelle est entraînée cet effet. Aucun patron spécifique ne se dégage et les diverses interventions agricoles ayant été effectuées pendant la période ne sont pas suivies d'effets.

En 2017 au Grand Bief (Figure 30), les concentrations en COT dans les eaux lysimétriques sont surtout marquées à la mauvaise saison, où elles sont souvent comprises entre 10 et 20 mg L^{-1} et peuvent atteindre 40 mg L^{-1} . Il apparaît ici encore que toutes choses étant égales par ailleurs, les cultures transfèrent légèrement plus de carbone que les prairies. De la même manière, les sols superficiels fournissent des eaux lysimétriques plus chargées en carbone que les sols profonds.

La situation est en partie analogue dans le bassin versant de Plaisir Fontaine (Figure 31) : les teneurs les plus fortes sont essentiellement enregistrées en période hivernale. Il faut remarquer que les concentrations sont ici plus faibles qu'au Grand Bief : elles sont rarement supérieures à 10 mg L^{-1} et aucun patron clair ne se dégage lorsque l'on compare les différentes modalités entre elles.

Dans les eaux de rivière, la grande majorité des valeurs est comprise entre 1 et 6 mg L^{-1} (Figures 32 et 33). Quelques pics sont observés ponctuellement dépassant les 10 mg L^{-1} avec notamment des valeurs élevées dans le ruisseau du Grand Bief en février 2017. Ceci indique qu'occasionnellement et transitoirement des transferts non négligeables de carbone organique peuvent s'effectuer vers les cours d'eau, ceci étant à mettre en relation avec les changements de couleur des eaux.

Les concentrations en carbone organique dissous ont été mesurées dans les eaux

lysométriques en 2017 (Figures 34 et 35) ainsi que dans les eaux de rivière (Figures 36 et 37). Les variations des teneurs en COD suivent celles du COT. Il est remarquable de constater que le pic de COD enregistré en février 2017 dans le Grand Bief ($5,9 \text{ mg L}^{-1}$) précède de quelques semaines celui de COT (29 mg L^{-1}).

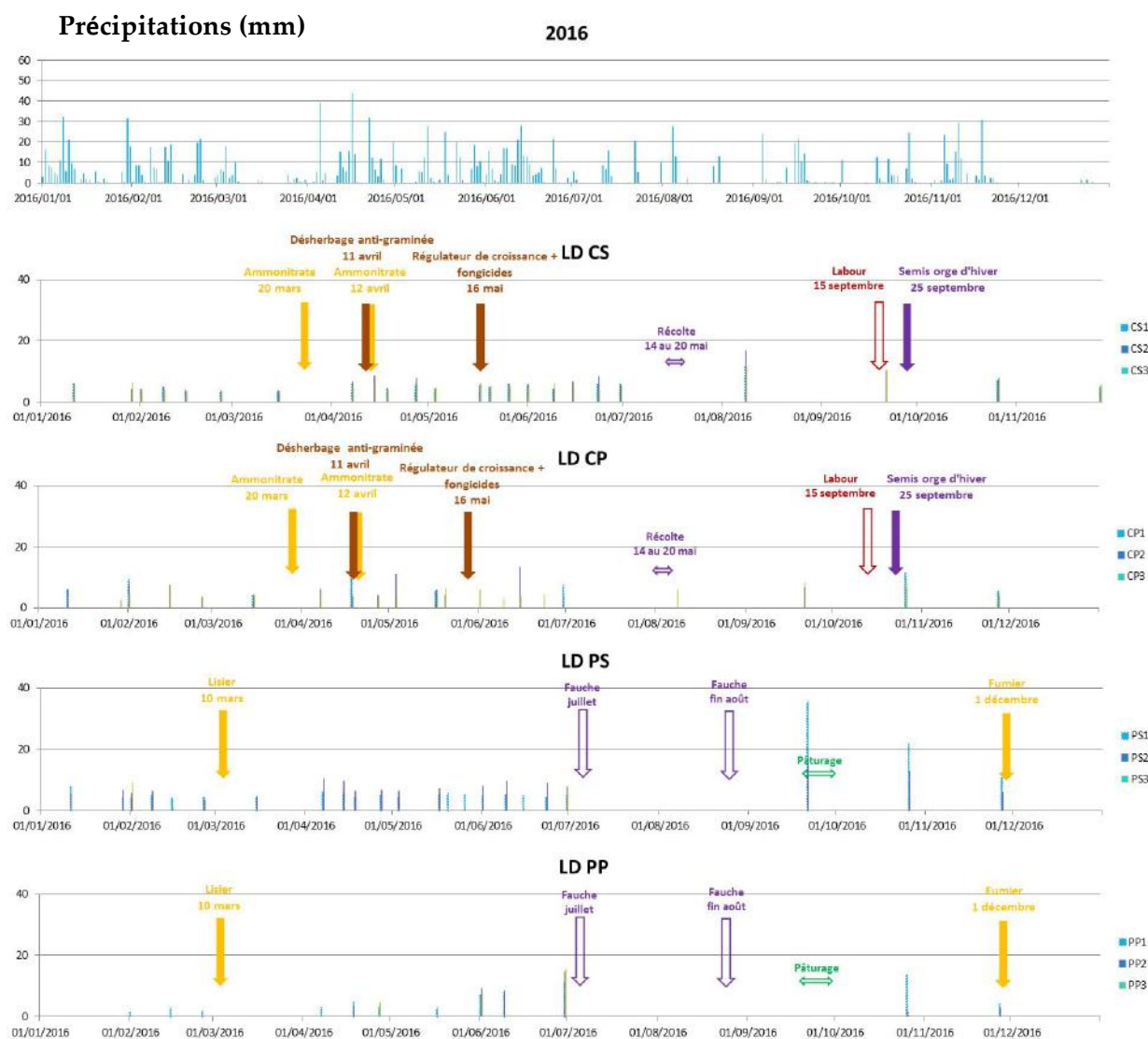


Figure 29. Variations des précipitations (mm) et des teneurs en carbone organique total (mg L^{-1}) dans les eaux lysométriques au cours de l'année 2016, bassin versant du Grand Bief (Chasnans, Lods)



Figure 30. Variations des précipitations (mm) et des teneurs en carbone organique total (mg L^{-1}) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2017, bassin versant du Grand Bief (Chasnans, Lods)



Figure 31. Variations des précipitations (mm) et des teneurs en carbone organique total (mg L^{-1}) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2017, bassin versant de Plaisir Fontaine

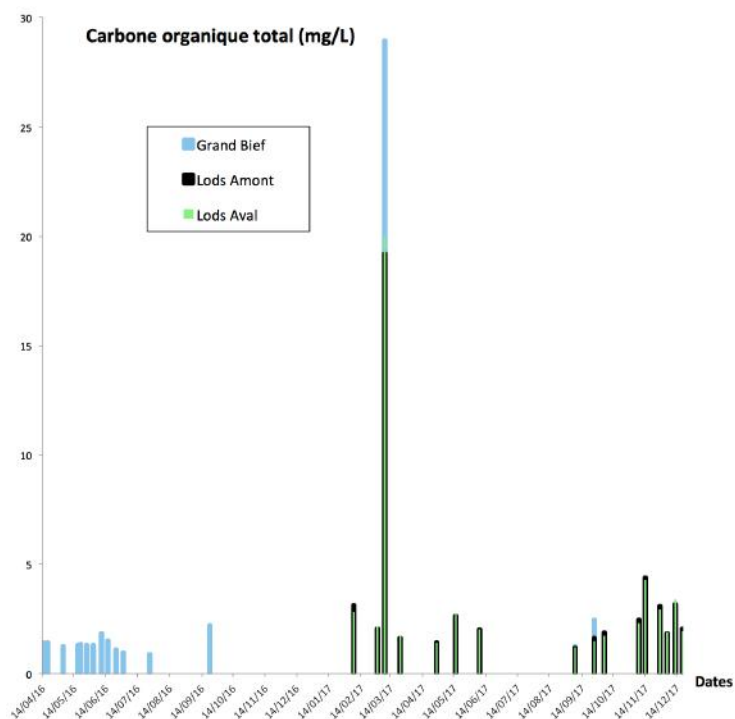


Figure 32. Variations de la teneur en carbone organique total (mg L^{-1}) dans les eaux collectées dans le ruisseau du Grand Bief (à partir de 2016) et dans la Loue à Lods à l'amont et à l'aval de la confluence (à partir de 2017).

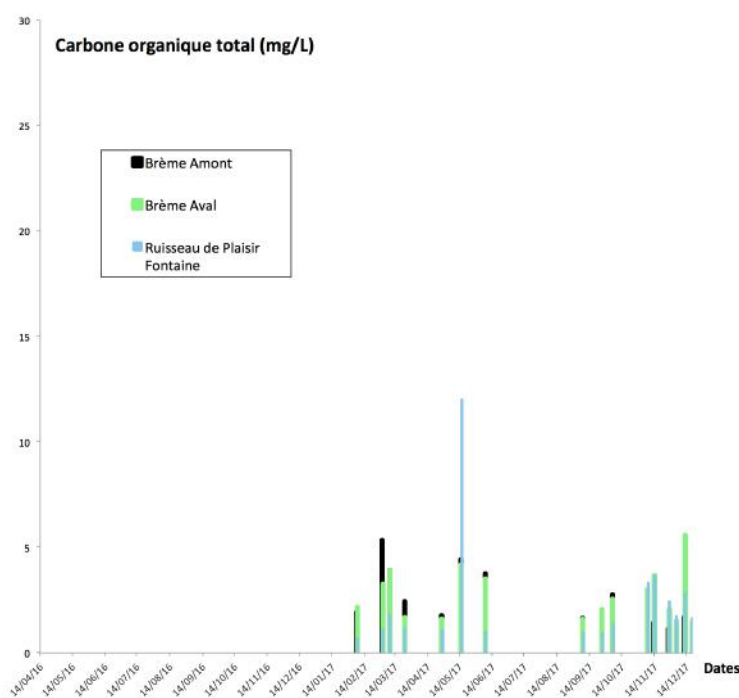


Figure 33. Variations de la teneur en teneur en carbone organique total (mg L^{-1}) dans les eaux collectées dans le ruisseau de Plaisir Fontaine, ainsi que dans la Brème à l'amont et à l'aval de la confluence au cours de l'année 2017.

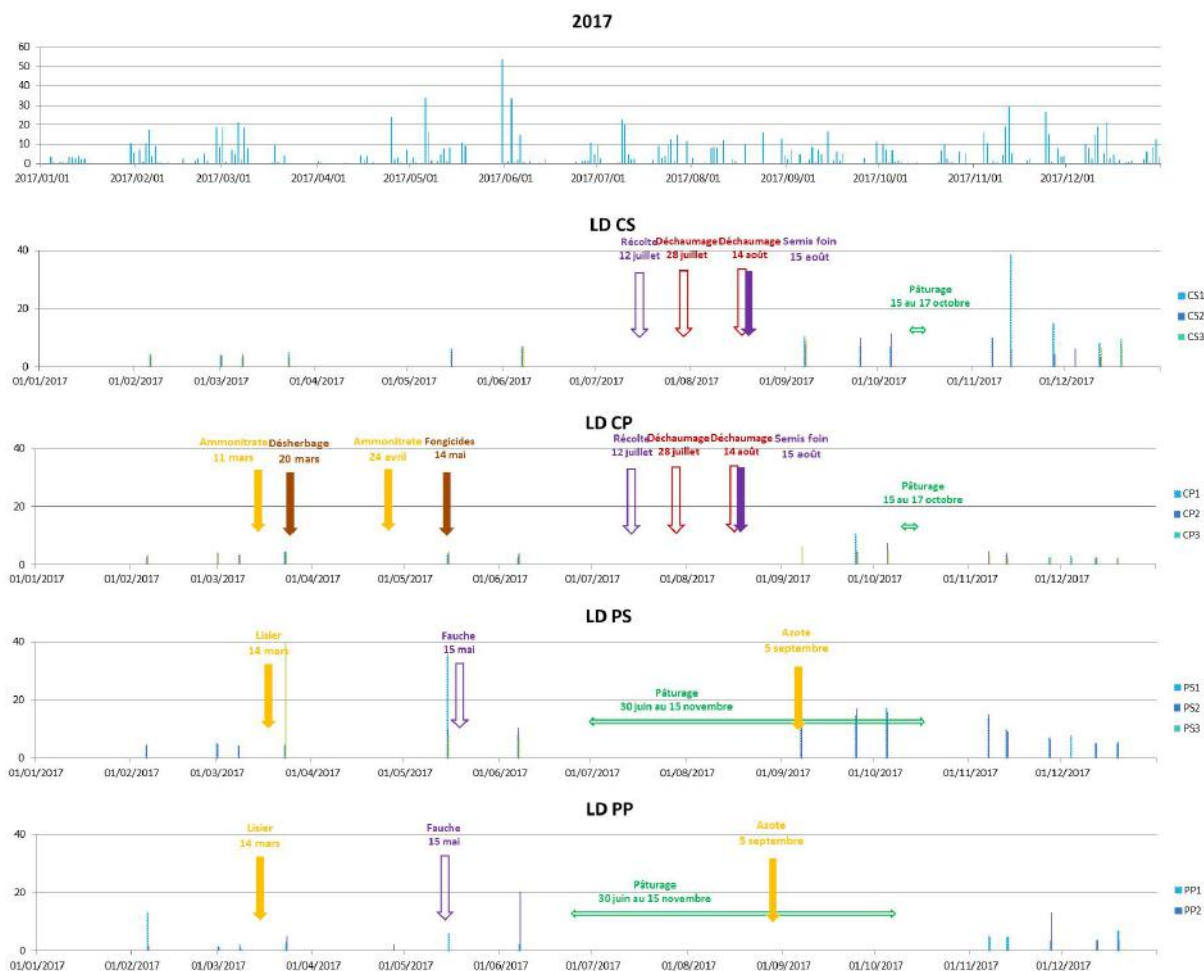


Figure 34. Variations des précipitations (mm) et des teneurs en carbone organique dissous (mg L^{-1}) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2017, bassin versant du Grand Bief (Chasnans, Lods)



Figure 35. Variations des précipitations (mm) et des teneurs en carbone organique dissous (mg L^{-1}) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2017, bassin versant de Plaisir Fontaine

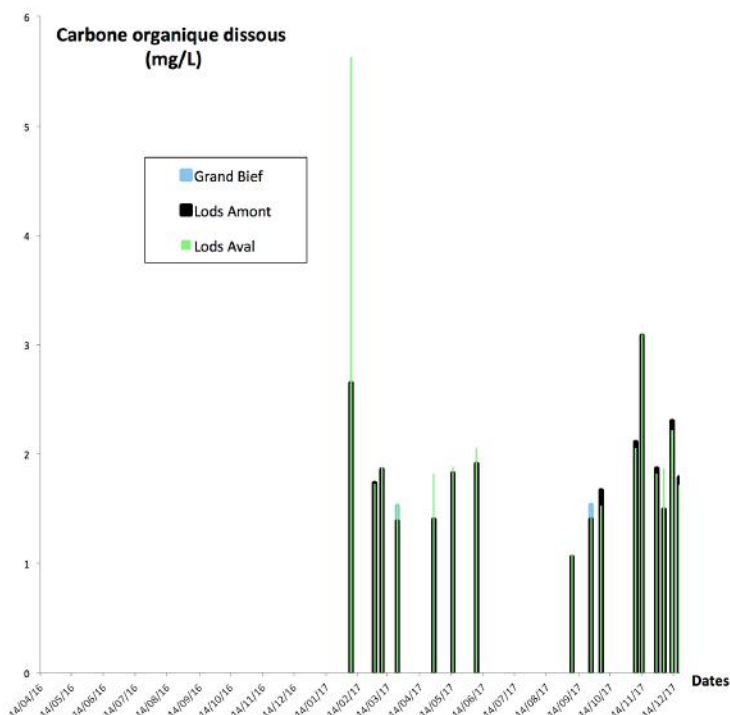


Figure 36. Variations de la teneur en carbone organique dissous (mg L^{-1}) dans les eaux collectées dans le ruisseau du Grand Bief (à partir de 2016) et dans la Loue à Lods à l'amont et à l'aval de la confluence (à partir de 2017).

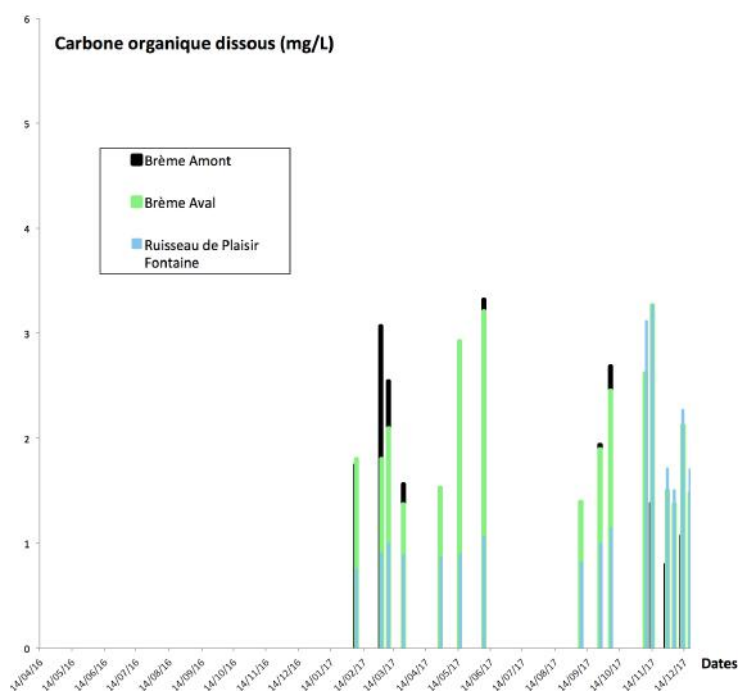


Figure 37. Variations de la teneur en teneur en carbone organique dissous (mg L^{-1}) dans les eaux collectées dans le ruisseau de Plaisir Fontaine, ainsi que dans la Brème à l'amont et à l'aval de la confluence au cours de l'année 2017.

Bicarbonates

Les Figures 38 à 40 présentent les variations des teneurs en bicarbonates des eaux lysimétriques au cours des années 2016 (Grand Bief) et 2017 (Grand Bief et Plaisir Fontaine) dans les 4 modalités étudiées. Les eaux de rivière ont également été analysées pour leur teneur en bicarbonates (Figures 41 et 42).

En 2016, dans le bassin versant du Grand Bief (Figure 38), en sol superficiel sous culture, les teneurs en bicarbonates sont le plus souvent comprises entre 150 et 400 mg L⁻¹, avec des pics (avril-mai-juin) correspondant à la période de croissance de la végétation et pouvant dépasser 500 mg L⁻¹.

La comparaison deux à deux des différentes modalités montre que d'une part les sols superficiels produisent des eaux plus riches en bicarbonates que les sols profonds et que d'autre part les cultures en génèrent plus que les prairies. En effet, en sol profond sous culture, les teneurs en bicarbonates varient entre 100 mg L⁻¹ et 350 mg L⁻¹, avec quelques valeurs plus élevées entre 300 et 500 mg L⁻¹. En sol profond sous prairie, les concentrations en bicarbonates n'excèdent jamais 250 mg L⁻¹, et les valeurs mesurées sont le plus souvent de l'ordre de 100 à 150 mg L⁻¹. De plus, en sol superficiel sous prairie, les concentrations en bicarbonates sont plus élevées qu'en sol profond : elles varient entre 200 et 450 mg L⁻¹, avec des valeurs légèrement supérieures d'avril à juin. Ces valeurs restent toutefois inférieures à celles enregistrées sous les sols superficiels cultivés qui sont de l'ordre de 250 à 500 mg L⁻¹.

En 2017 dans le bassin versant du Grand Bief (Figure 39), les concentrations en bicarbonates sont sensiblement plus faibles qu'en 2016 puisqu'elles n'excèdent jamais 500 mg L⁻¹. Les différences sont moins accentuées entre les modalités, mais les tendances demeurent.

En 2017 dans le bassin versant de Plaisir Fontaine (Figure 40), les concentrations en bicarbonates sont en règle générale plus faibles qu'au Grand Bief. Il n'existe pas ici de différences saisonnières marquées et les différentes modalités ne se distinguent pas clairement entre elles.

Ces résultats indiquent donc que les sols superficiels produisent en général des eaux lysimétriques plus riches en bicarbonates que les sols profonds. Ils montrent aussi que la mise en valeur prairiale ou culturale des sols n'induit pas toujours de différences sensibles en ce qui concerne les niveaux de base en bicarbonates dans les eaux lysimétriques. Il semble cependant que les eaux lysimétriques recueillies sous culture présentent des extremums plus élevés que leurs homologues sous prairie.

Les eaux de rivière collectées simultanément (Figures 41 et 42) ont des concentrations en bicarbonates comprises entre 250 et 350 mg L⁻¹, en ce qui concerne le Grand Bief et la Loue. A l'exception d'un pic à 400 mg L⁻¹, les eaux du

ruisseau de Plaisir Fontaine et de la Brème sont moins chargées en bicarbonates, puisqu'elles se situent entre 230 et 300 mg L⁻¹.

Ces résultats sont cohérents avec l'hypothèse avancée précédemment. Les sols superficiels produisent des eaux lysimétriques dont les teneurs en bicarbonates et la conductivité électrique (cf. ci-après) sont plus élevées que celles mesurées en sol profond. Ceci témoigne vraisemblablement d'un déplacement de l'équilibre calco-carbonique dans les sols dans le sens d'une dissolution plus marquée du carbonate de calcium. Il apparaît aussi que les cultures sont autant ou plus exportatrices que les prairies.

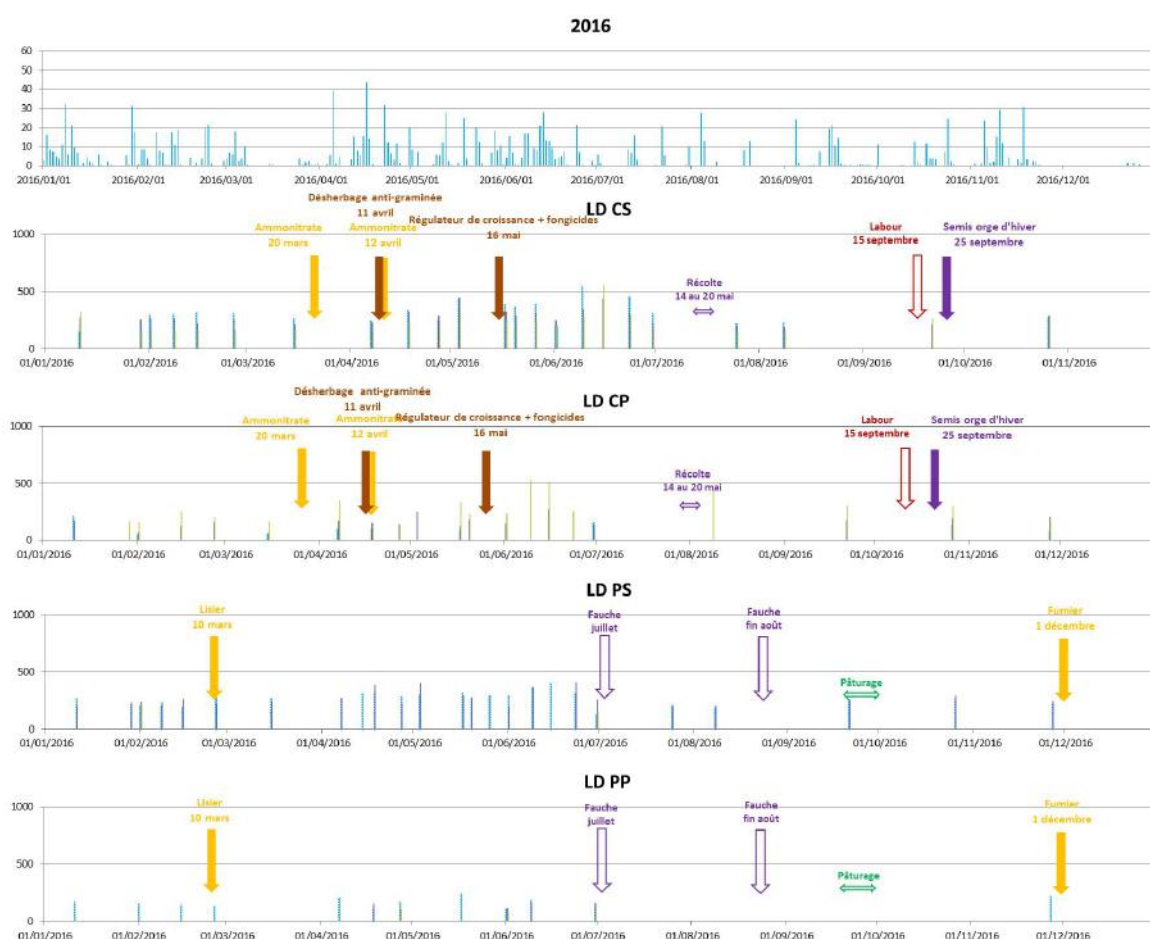


Figure 38. Variations des précipitations (mm) et des teneurs en bicarbonates (mg L⁻¹) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2016, bassin versant du Grand Bief (Chasnans, Lods)

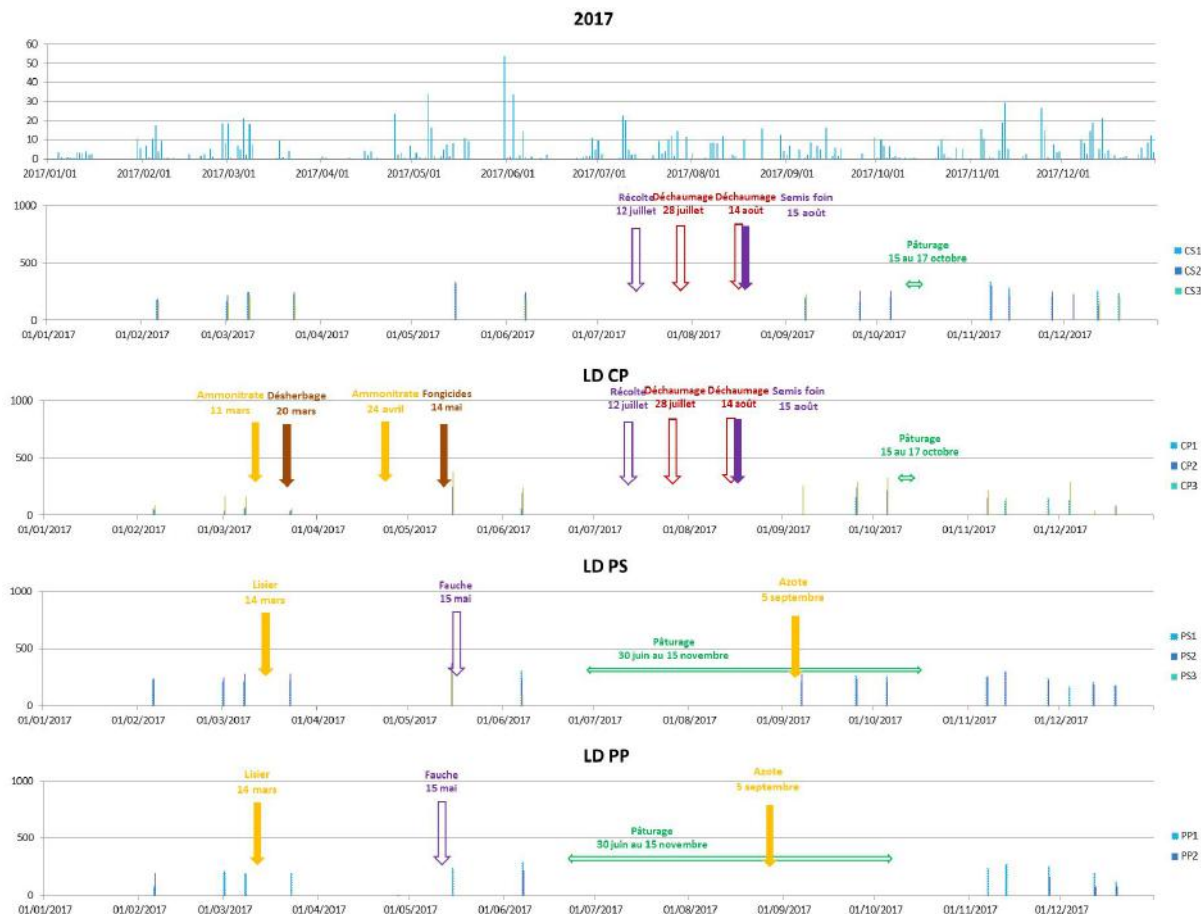


Figure 39. Variations des précipitations (mm) et des teneurs en bicarbonates (mg L⁻¹) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2017, bassin versant du Grand Bief (Chasnans, Lods)

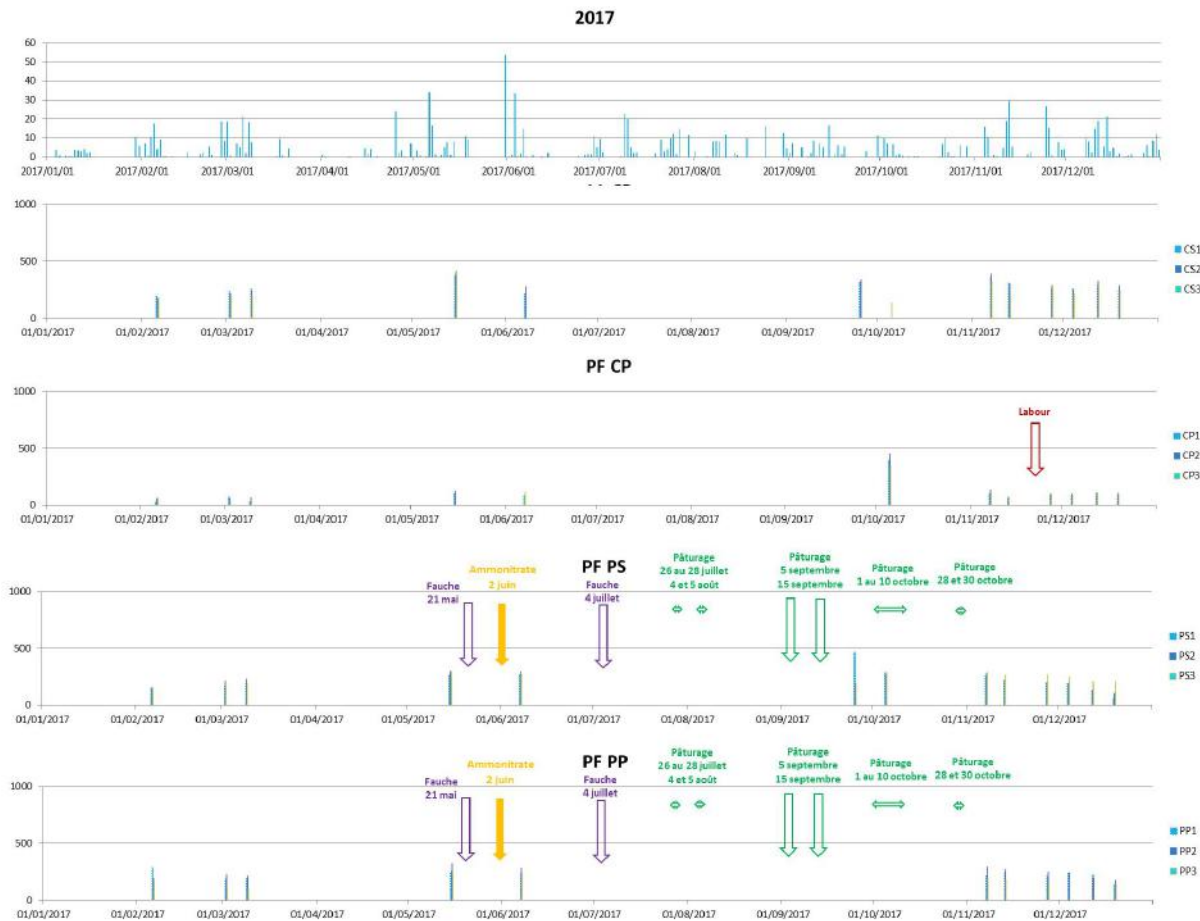


Figure 40. Variations des précipitations (mm) et des teneurs en bicarbonates (mg L^{-1}) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2017, bassin versant de Plaisir Fontaine

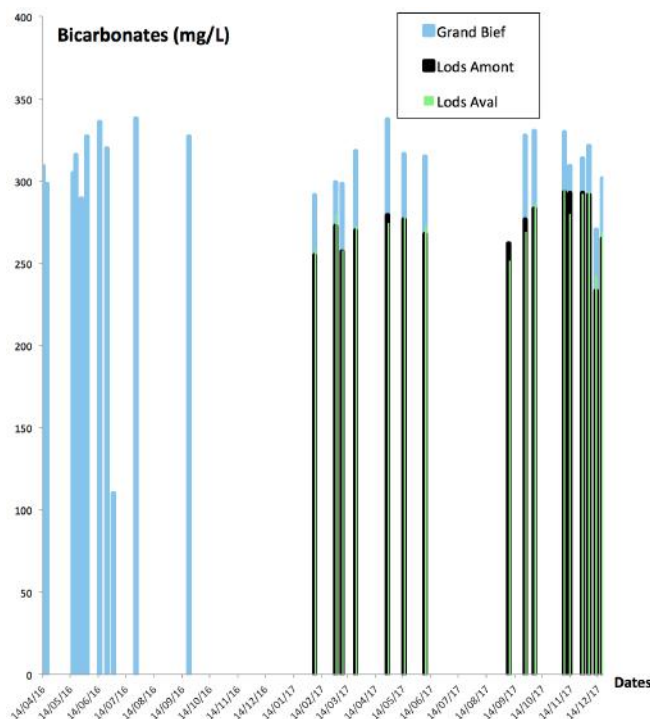


Figure 41. Variations de la teneur en bicarbonates (mg L^{-1}) dans les eaux collectées dans le ruisseau du Grand Bief (à partir de 2016) et dans la Loue à Lods à l'amont et à l'aval de la confluence (à partir de 2017).

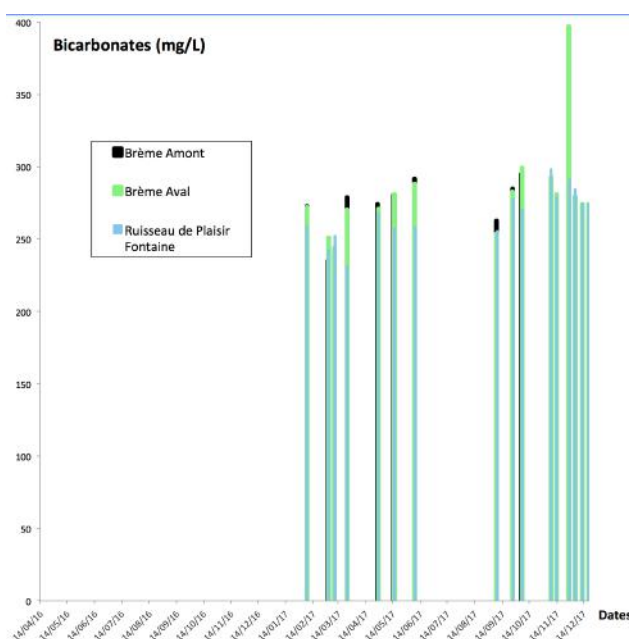


Figure 42. Variations de la teneur en bicarbonates (mg L^{-1}) dans les eaux collectées dans le ruisseau de Plaisir Fontaine, ainsi que dans la Brème à l'amont et à l'aval de la confluence au cours de l'année 2017.

Conductivité

La conductivité traduit la capacité d'une eau à conduire l'électricité. Elle est fonction de la concentration ionique et de la température de l'eau. Elle donne une bonne indication des changements de la composition des eaux, et spécialement de leur concentration en minéraux. La conductivité augmente avec la teneur en ions dissous. Cette mesure permet d'évaluer rapidement le degré de minéralisation d'une eau, c'est-à-dire la quantité de substances dissoutes ionisées présentes.

Les Figures 44 à 46 présentent les variations de conductivité des eaux lysimétriques dans le dispositif d'étude (bassins versants du Grand Bief et de Plaisir Fontaine) et des eaux collectées dans les cours d'eau des deux bassins.

Dans le bassin du Grand Bief, les eaux lysimétriques recueillies en 2016 montrent des conductivités comprises entre 200 et 800 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Les valeurs les plus fortes sont essentiellement mesurées au printemps. Il est vraisemblable que ceci soit lié aux apports d'ammonitrate (cultures) ou de lisier (prairies) effectués en début de saison de végétation. De la même manière des valeurs élevées font suite au labour effectué à l'automne. Toutes choses étant égales par ailleurs, la conductivité des eaux recueillies sous les sols supportant des cultures est plus élevée que sous les prairies. Il apparaît également que la minéralisation des eaux est plus élevée sous les sols superficiels que sous les sols profonds (Figure 44).

En 2017, la conductivité des eaux du bassin du Grand Bief varie dans la même gamme (200 et 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$) ; les valeurs les plus fortes sont cette fois-ci observées plutôt pendant la saison de repos végétatif. Les épandages ne sont pas suivis d'augmentation systématique de la conductivité. On peut également observer comme en 2016 que la conductivité est toujours légèrement plus élevée dans les eaux gravitaires issues des sols superficiels que dans les sols profonds. De la même manière, les cultures donnent en règle générale des eaux lysimétriques légèrement plus minéralisées que les prairies. En ce qui concerne le dispositif de Plaisir Fontaine, la conductimétrie est un peu plus faible et elle se situe le plus souvent entre 400 et 600 $\mu\text{S cm}^{-1}$. On note la même répartition annuelle que dans le bassin du Grand Bief avec des valeurs plus élevées en automne et en hiver.

Les eaux des différents cours d'eau ont une conductivité voisine de 500 $\mu\text{S cm}^{-1}$ mais qui n'excède jamais 600 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Elles montrent donc des valeurs sensiblement plus faibles que les eaux lysimétriques. Les eaux de la Loue ont une conductivité légèrement inférieure à celle du ruisseau du Grand Bief (Lods).

Dans l'ensemble, ces valeurs sont assez fortes et elles sont à rapprocher de celles que nous avons observées dans la Loue précédemment (Mudry *et al.*, 2014)¹¹.

¹¹ (2015) J. Mudry, F. Degiorgi, E. Lucot, E., P.M. Badot. Middle term evolution of water chemistry in a karst river : Example from the Loue River (Jura Mountains, Eastern France). In : Hydrogeological and Environmental Investigations in Karst Systems - Environmental Earth Sciences, Publisher : Springer, Editors : B. Andreo, F. Carrasco, J.J. Duran, P. Jimenez, J.W. LaMoreaux, pp.147-151. DOI : 10.1007/978-3_642-17435-3

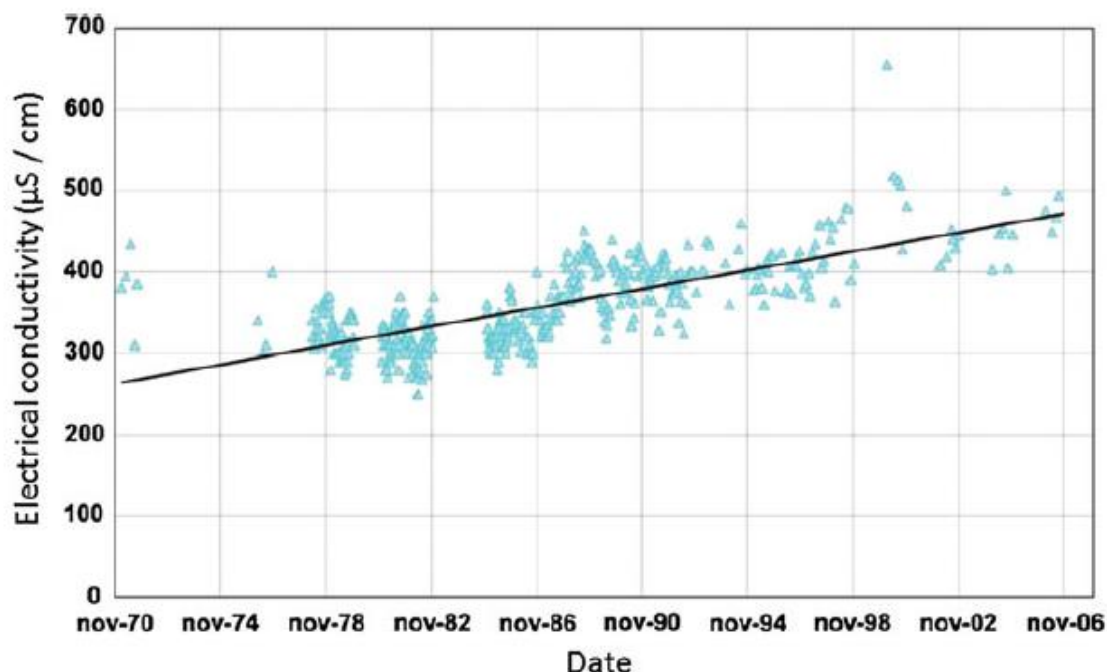
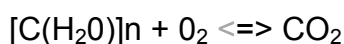


Figure 43 (d'après Mudry *et al.*, 2014). Evolution de la conductivité électrique de la Loue à Chenecey-Buillon de 1970 à 2006.

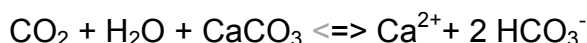
Les résultats obtenus en terme de conductivité des eaux lysimétriques sont cohérents avec l'élévation de la conductivité des eaux des rivières karstiques observée précédemment. L'accroissement important de la conductivité des eaux sur plusieurs décennies, de $250 \mu\text{S cm}^{-1}$ dans les années 70 à près de $500 \mu\text{S cm}^{-1}$ aujourd'hui, a lieu dans un environnement karstique où les activités humaines et les impacts environnementaux sont demeurées modérées. Cet accroissement très net de la conductivité trouve vraisemblablement son origine dans l'augmentation des ions minéraux et de la charge en nutriments.

Notre hypothèse est que les équilibres calco-carboniques ont été modifiés et que c'est le sol lui même qui subit de fortes pertes en carbone organique. Cette mobilisation de la matière organique des sols pourrait être la conséquence des changements de pratique agricole et ne serait que peu influencée par l'augmentation des teneurs en CO_2 atmosphérique sous l'effet du changement global.

Schématiquement, le processus peut être schématisé comme suit. Des modifications de pratique agricole (intensification, labours, sols à nus en hiver...) favorisent la minéralisation (oxydation) de la matière organique $[\text{C}(\text{H}_2\text{O})]_n$ du sol. L'équilibre entre photosynthèse et respiration du sol est modifié dans le sens de la minéralisation de la matière organique. il y a donc production de dioxyde de carbone.



L'excès de CO₂ conduit à une modification de l'équilibre calcocarbonique dans le sens de la dissolution du calcaire avec formation de bicarbonates.



Les bicarbonates dissous augmentent la conductivité électrique des eaux. Il faut remarquer qu'il n'est pas nécessaire que le sol soit calcaire, l'équilibre calcocarbonique peut être modifié au sein même du karst. En outre, en milieu aquatique, le fonctionnement photosynthétique des végétaux (consommation du CO₂) peut induire un déplacement de l'équilibre en sens opposé et provoquer ainsi la précipitation du carbonate de calcium favorisant la formation de tufs et d'encroutements calcaires.

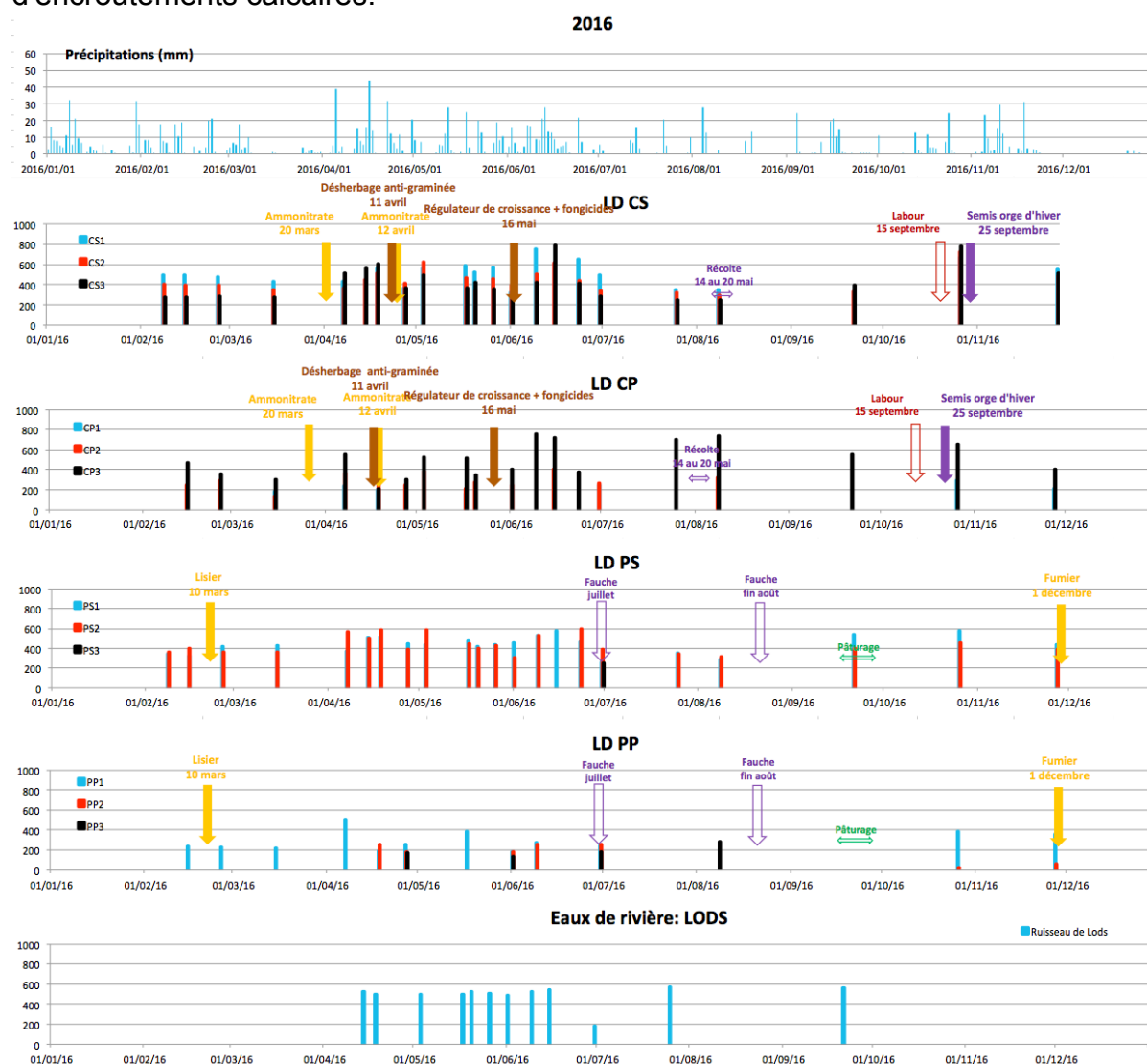


Figure 44. Variations des précipitations (mm) et de la conductivité ($\mu\text{S cm}^{-1}$) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2016 et dans les eaux de rivière du bassin versant du Grand Bief

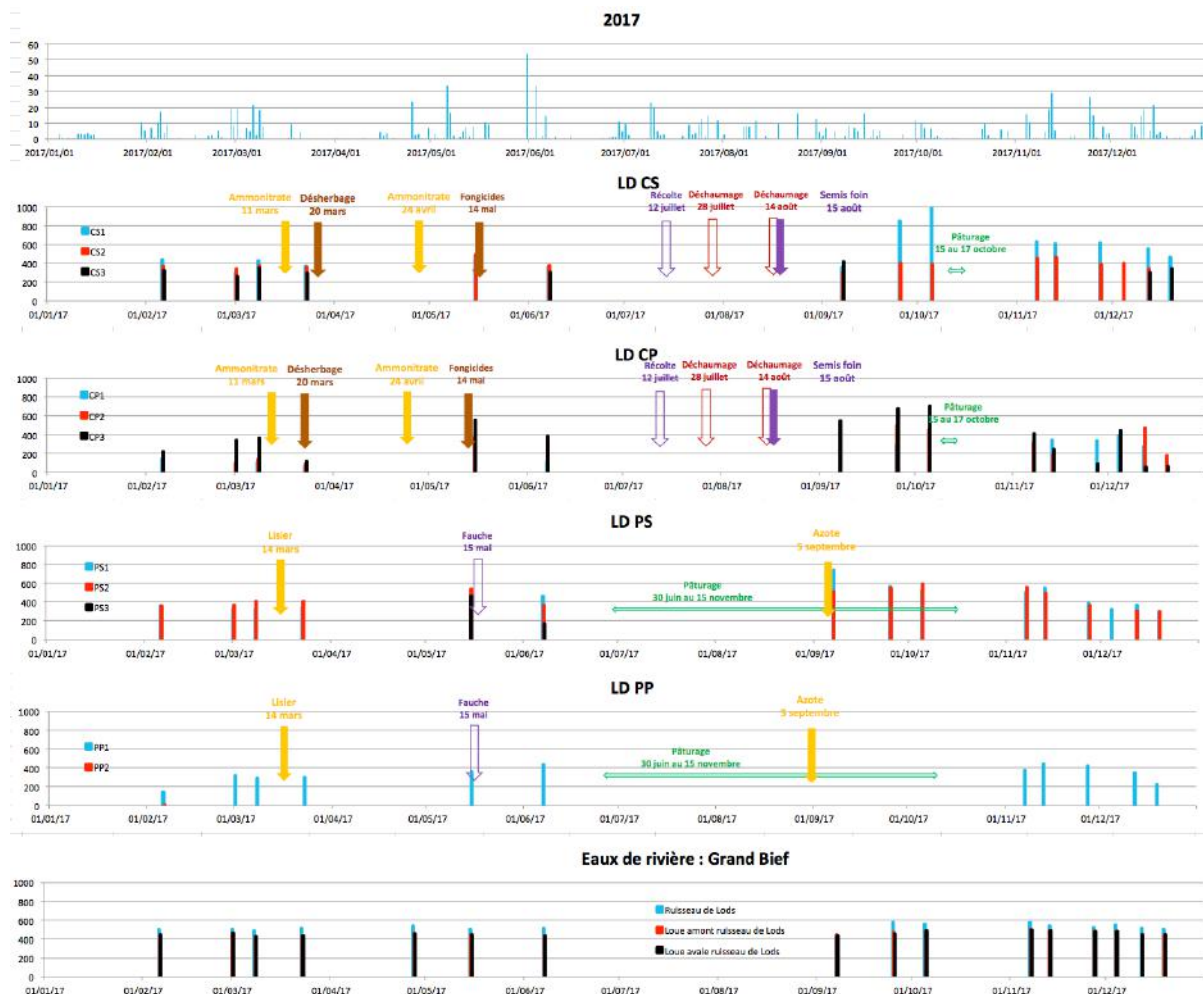


Figure 45. Variations des précipitations (mm) et de la conductivité ($\mu\text{S cm}^{-1}$) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2017 et dans les eaux de rivière du bassin versant du Grand Bief

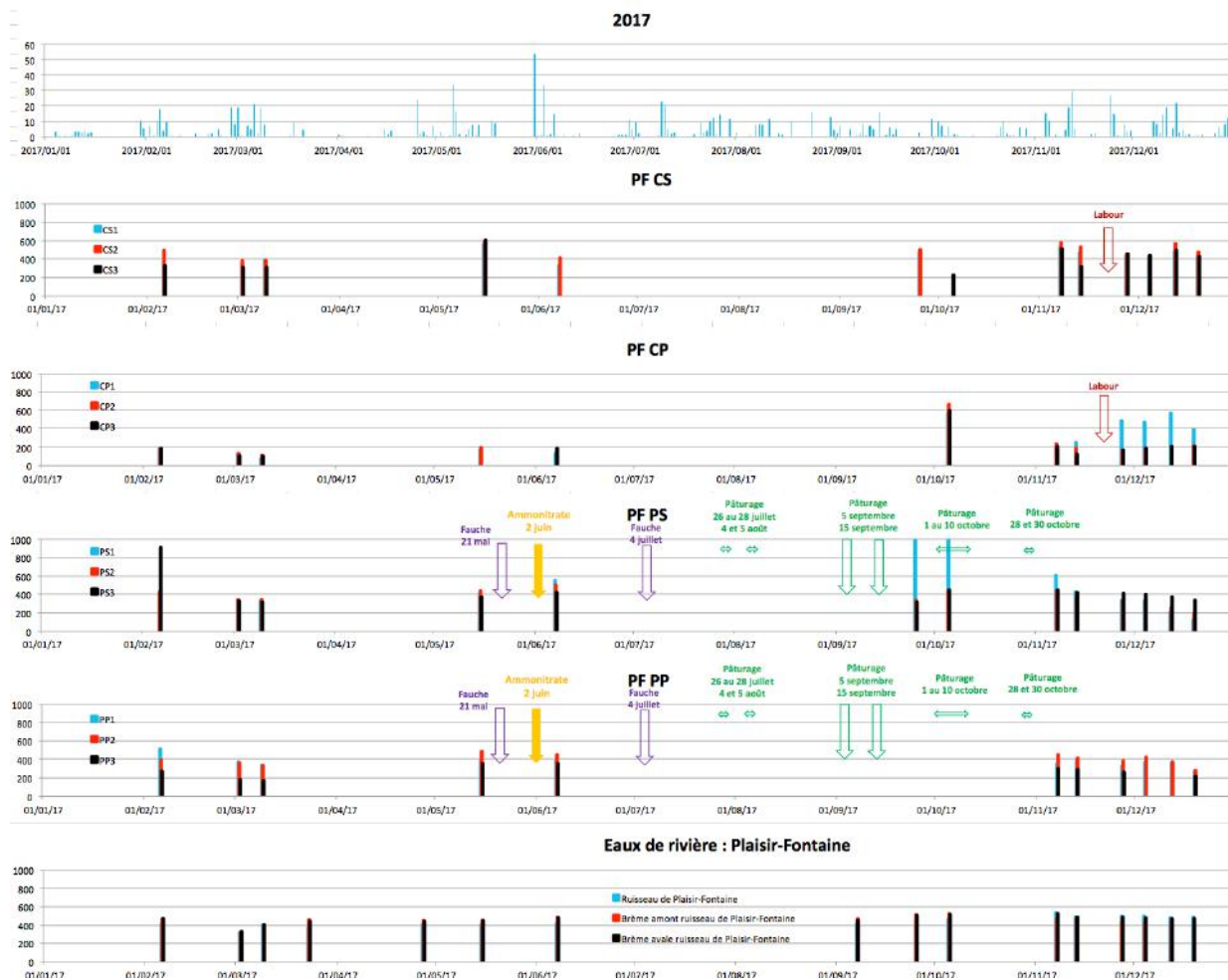


Figure 46. Variations des précipitations (mm) et de la conductivité ($\mu\text{S cm}^{-1}$) dans les eaux lysimétriques au cours de l'année 2017 et dans les eaux de rivière du bassin versant de Plaisir Fontaine

Synthèse concernant la chimie des eaux superficielles

Le Tableau 1 fournit les ordres de grandeur des gammes de concentrations et des maxima enregistrés pour les principaux paramètres chimiques mesurés dans les eaux de rivière ainsi que les limites réglementaires en vigueur¹².

mg L ⁻¹	COT	COD	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	P tot	HCO ₃ ⁻
Grand Bief	1-2	< 3	10-15	na	< 0,03	< 0,1	< 300
Grand Bief max	30	3	40	na	0,15	0,16	350
Lods amont	2-5	1-3	10	na	0,01	< 0,1	250-00
Lods amont max	20	3	30	na	0,09	0,12	300
Lods aval	2-5	1-3	10	na	0,01-0,02	< 0,1	250-300
Lods aval max	20	6	30	na	0,04	0,15	300
Plaisir Fontaine	< 5	< 1	5-15	na	0,02	< 0,1	300-350
Pl. Fontaine max	12	3	20	na	0,06	0,2	350
Brème amont	< 5	1-2	10-15	na	0,01-0,03	0,05-0,15	250-300
Brème amont max	5	3	18	na	0,03	0,3	300
Brème aval	< 5	1-2	10-15	na	0,015	< 0,1	250-300
Brème aval max	5	3	20	na	0,03	0,12	400
Limites DCE Eco Très bon - bon	-	5	10	0,1	0,1	0,05	-
Limites DCE Eco bon - moyen	-	7	50	0,3	0,5	0,2	-
Limites DCE Eco moyen - médiocre	-	10	-	-	2	0,5	-
Limites DCE Eco médiocre - mauvais	-	15	-	-	5	1	-

Tableau 1. Gamme de concentrations et maxima (ordres de grandeur) pour différents paramètres chimiques mesurés dans les eaux de rivière des deux bassins versants étudiés. Limites réglementaires DCE.

¹² Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau). mars 2016. Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer, 106 p. ; Directive 2000/60/EC of the European parliament and of the council of 23 october 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy.

Ces limites réglementaires qualifient les différentes classes de qualité de l'état écologique des cours d'eaux en matière de paramètres physico-chimiques (2000/60/EC). Les résultats obtenus en 2016 et 2017 pour les cours d'eaux des deux bassins versants ont été classés en fonction de ces critères selon leur code couleur dans le Tableau 1. Selon ces critères, les cours d'eau sont réglementairement considérés en très bon état ou en bon état quant aux substances considérées, à l'exception du phosphore total dans la Brème amont pour lequel l'état est moyen.

Eu égard aux altérations constatées dans les rivières karstiques du massif jurassien, et aux spécificités écologiques de ces cours d'eau, nos résultats ont été confrontés aux informations issues de la littérature scientifique ou émanant d'autres sources réglementaires.

L'US EPA¹³ fournit des critères de qualité pour les eaux de rivière en fonction de l'écorégion considérée. En ce qui concerne l'azote total, la valeur chronique de la concentration en azote total énoncée par l'US EPA pour les rivières des régions pré-montagneuses des Etats-Unis qui se consacre à la production laitière est de 0,54 mg/L (US EPA 2000, Annexe 2). En ce qui concerne le phosphore total, ce critère de qualité est fixé à 0,033 mg/L pour la même écorégion. Chambers *et al.* (2012)¹⁴ ont par ailleurs proposé des approches permettant d'établir des valeurs guide maximales d'azote total selon les éco-régions canadiennes. Ils ont fait état de valeurs égales à 0,35 mg/L pour les rivières montagneuses et à 1,09 mg/L pour les prairies de l'Est. Nisbet et Verneaux (1970)¹⁵ avaient quant à eux proposé des classes en tant que bases d'interprétation de la composition chimique des eaux courantes. De nombreux autres travaux visent à déterminer des valeurs guide environnementales pour la protection des milieux aquatiques. Nous avons choisi de retenir les valeurs guide indiquées dans le tableau 2 ci-après et nos résultats de 2016 et 2017 y sont classés en fonction de ces valeurs guide selon le code couleur indiqué.

Cette grille de lecture indique que l'état des cours d'eau étudiés est systématiquement médiocre concernant les nitrates et qu'il est souvent moyen ou médiocre pour le COT, alors que le phosphore total est moins problématique. Il est clair que l'évaluation de l'état écologique des cours d'eau considérés est dépendante de la grille d'analyse choisie.

Vu la littérature scientifique disponible, considérant que les limites de la DCE constituent des objectifs réglementaires et considérant également les spécificités écologiques de la région, nos résultats indiquent que l'état écologique des cours d'eau étudiés ne peut pas être considéré comme bon ou très bon en ce qui concerne les teneurs en azote et en carbone.

¹³ <https://www.epa.gov/nutrient-policy-data/ecoregional-nutrient-criteria-rivers-streams>, 18/11/2018, 11:14

¹⁴ Chambers P. A., Mc Goldrick D. J., Brua R. B., Vis C., Culp J. M., Benoy G. A., 2012. Development of environmental thresholds for nitrogen and phosphorus in streams. *J Environ Qual*, 41(1):7-20.

¹⁵ Nisbet M., Verneaux J. 1970. Composantes chimiques des eaux courantes. *Annales de limnologie*, 6, 2, 161-190.

mg L ⁻¹	COT	COD	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	P tot	HCO ₃ ⁻
Grand Bief	1-2	< 3	10-15	na	< 0,03	< 0,1	< 300
Grand Bief max	30	3	40	na	0,15	0,16	350
Lods amont	2-5	1-3	10	na	0,01	< 0,1	250-00
Lods amont max	20	3	30	na	0,09	0,12	300
Lods aval	2-5	1-3	10	na	0,01-0,02	< 0,1	250-300
Lods aval max	20	6	30	na	0,04	0,15	300
Plaisir Fontaine	< 5	< 1	5-15	na	0,02	< 0,1	300-350
Pl. Fontaine max	12	3	20	na	0,06	0,2	350
Brème amont	< 5	1-2	10-15	na	0,01-0,03	0,05-0,15	250-300
Brème amont max	5	3	18	na	0,03	0,3	300
Brème aval	< 5	1-2	10-15	na	0,015	< 0,1	250-300
Brème aval max	5	3	20	na	0,03	0,12	400
Seuil proposé Très bon - bon	1		1			0,05	
Seuil proposé bon - moyen	3		3			0,1	
Seuil proposé moyen - médiocre	6		6			0,150	
Seuil proposé médiocre - mauvais	10		10			0,3	

Tableau 2. Gamme de concentrations et maxima (ordres de grandeur) pour différents paramètres chimiques mesurés dans les eaux de rivière des deux bassins versants étudiés. Les seuils proposés sont indiqués avec leur code couleur.

pH

Les Figures 47 et 48 fournissent les valeurs de pH mesurées dans les échantillons d'eau de rivière collectées. Ces valeurs sont usuelles pour des cours d'eau de la région.

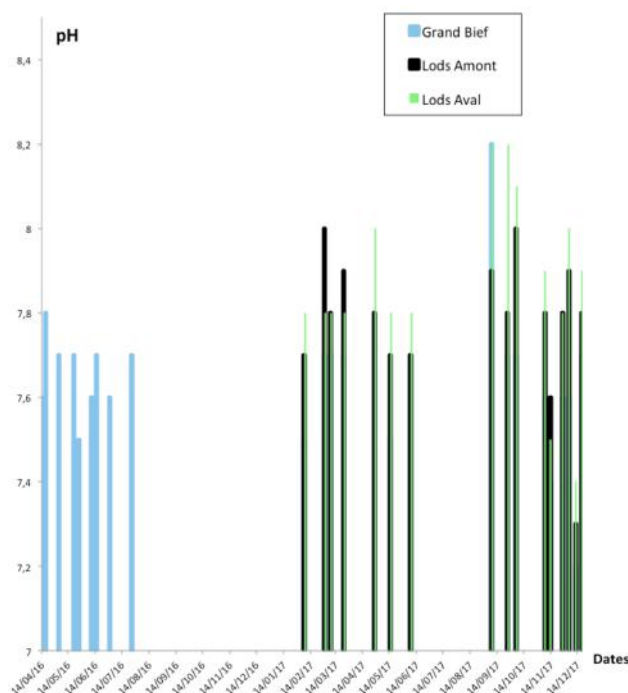


Figure 47. Variations du pH dans les eaux collectées dans le ruisseau du Grand Bief (à partir de 2016) et dans la Loue à Lods à l'amont et à l'aval de la confluence (à partir de 2017).

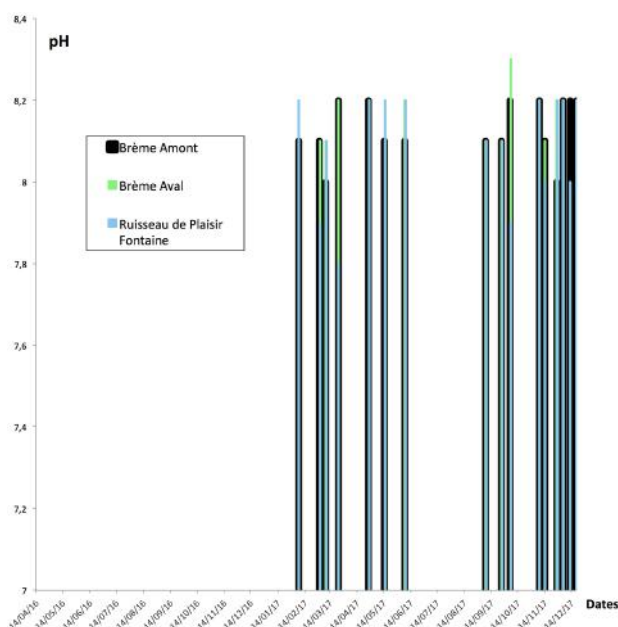


Figure 48. Variations du pH dans les eaux collectées dans le ruisseau de Plaisir Fontaine, ainsi que dans la Brème à l'amont et à l'aval de la confluence au cours de l'année 2017

Conclusions à l'issue de 2 années de fonctionnement du dispositif expérimental

Le fonctionnement des sols agricoles de deux bassins versants (et notamment les transferts possibles de formes azotées, carbonées et phosphorées vers les cours d'eau) a été appréhendé par une approche lysimétrique couplée à des analyses des eaux des cours d'eaux récepteurs. Le dispositif distingue 4 modalités définies en croisant les deux critères que sont la profondeur du sol (moyennement profond/superficiel) et la mise en valeur agricole (culture/prairie).

Des plaques lysimétriques au nombre 24 (correspondant à 2 sites, 4 modalités par site, 3 réplicats par modalités) ont été installées dans les bassins versants du Grand Bief (installation été 2015, premiers résultats novembre 2015) et de Plaisir Fontaine (installation été 2016, premiers résultats automne 2016). Les données analysées concernent les années 2016 et 2017 pour le Grand Bief et 2017 pour Plaisir Fontaine. Les premiers mois de fonctionnement des lysimètres n'ont pas été considérés dans les résultats présentés ici, pour ne pas prendre en compte les éventuels artefacts liés à l'installation et notamment au remaniement des sols induits par le creusement des fosses.

Sur un plan méthodologique, des difficultés ont été rencontrées dans le fonctionnement de quelques plaques lysimétriques. Néanmoins, la concordance entre les différents réplicats est globalement satisfaisante, ce qui montre la validité du fonctionnement du dispositif.

Toutes choses étant égales par ailleurs, les concentrations des paramètres mesurés dans les eaux lysimétriques recueillies sous sol profond sont en règle générale égales ou inférieures à celles trouvées sous sol superficiel. De manière similaire, les concentrations mesurées sous prairie sont plus faibles que celles trouvées sous culture. Ces résultats sont en parfaite cohérence avec ce qui est attendu et avec la littérature disponible. Les sols superficiels sont par exemple moins aptes à retenir les formes réactives solubles de l'azote, dont les nitrates, que les sols profonds. Les cultures, de par le travail du sol et les fertilisations plus importantes qu'elles impliquent, sont plus susceptibles de transférer ces formes solubles de l'azote réactif vers le karst et les milieux aquatiques.

Différents facteurs peuvent se conjuguer pour rendre inopérants les processus qui limitent naturellement les transferts d'azote réactif vers les milieux aquatiques, à savoir des apports azotés trop élevés, de fortes précipitations et une couverture végétale inexistante ou faiblement active (pas ou peu d'interception et de prélèvements racinaires par la végétation). Pour ces deux derniers facteurs, de telles conditions sont souvent réunies au printemps avant le démarrage de la végétation et à partir de l'automne lorsqu'elle rentre en vie ralentie.

Concernant le phosphore total, les données recueillies n'indiquent pas de risque

excessif d'exportation de cet élément vers le karst et le cours d'eau, confirmant ainsi les conclusions que nous avons précédemment formulées à savoir que les teneurs en phosphore dans l'eau ne sont pas, à elles seules, de nature à expliquer les dysfonctionnements de la rivière.

Les résultats obtenus en matière de conductivité électrique et de concentrations en bicarbonates dans les eaux lysimétriques forment un tout cohérent. La conductivité des eaux lysimétriques est élevée et les niveaux atteints sont souvent supérieurs à ceux mesurés dans la rivière, niveaux qui sont en constante augmentation depuis plusieurs décennies. La conductivité étant essentiellement liée aux concentrations en bicarbonates, ces résultats indiquent que des modifications de l'équilibre calco-carbonique sont à l'oeuvre dans les sols et traduisent vraisemblablement une minéralisation accrue de la matière organique. Cette augmentation de la minéralisation de la matière organique des sols — qui est vraisemblablement elle-même consécutive à l'intensification des pratiques agricoles — provoque la libération de dioxyde de carbone, qui favorise la dissolution du carbonate de calcium contenu dans la phase solide du sol et dans le substratum géologique et la formation des bicarbonates.

Ces processus peuvent rendre compte de certains dysfonctionnements constatés dans la rivière : la conjonction d'un apport accru de nutriments et de bicarbonates crée des conditions favorables à la prolifération des végétaux aquatiques. Les apports de nutriments azotés qui sont normalement limitant favorisent la croissance des végétaux, dont l'activité photosynthétique consomme le dioxyde de carbone, ce qui *in fine* favorise la précipitation des carbonates et provoquent des encroutements calcaires.

Les investigations, qui sont effectuées parallèlement en matière de contaminations chimiques des sols et des eaux, confirment l'origine multifactorielle des dysfonctionnements de la rivière.

Cependant, les résultats analysés jusqu'ici montrent que les mutations de l'agriculture du bassin versant de la Loue, et en l'occurrence son intensification, ont des conséquences tangibles sur les transferts de nutriments vers les cours d'eaux et participent aux modifications de la physico-chimie des eaux.

Annexe 1. Annexe 5 du Guide technique Relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau). mars 2016. Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer, 106 p.

Annexe 5 : Etat écologique des cours d'eau - Paramètres physico-chimiques généraux

1) Table générale

Valeurs des limites des classes d'état pour les paramètres physico-chimiques généraux pour les cours d'eau

Paramètres par élément de qualité	Limites des classes d'état			
	Très bon / Bon	Bon / Moyen	Moyen / Médiocre	Médiocre / Mauvais
Bilan de l'oxygène				
Oxygène dissous (mg O ₂ .l ⁻¹)	8	6	4	3
Taux de saturation en O ₂ dissous (%)	90	70	50	30
DBO ₅ (mg O ₂ .l ⁻¹)	3	6	10	25
Carbone organique dissous (mg C.l ⁻¹)	5	7	10	15
Température				
Eaux salmonicoles	20	21,5	25	28
Eaux cyprinicoles	24	25,5	27	28
Nutriments				
PO ₄ ³⁻ (mg PO ₄ ³⁻ .l ⁻¹)	0,1	0,5	1	2
Phosphore total (mg P.l ⁻¹)	0,05	0,2	0,5	1
NH ₄ ⁺ (mg NH ₄ ⁺ .l ⁻¹)	0,1	0,5	2	5
NO ₂ ⁻ (mg NO ₂ ⁻ .l ⁻¹)	0,1	0,3	0,5	1
NO ₃ ⁻ (mg NO ₃ ⁻ .l ⁻¹)	10	50	*	*
Acidification¹				
pH minimum	6,5	6	5,5	4,5
pH maximum	8,2	9	9,5	10
Salinité				
Conductivité	*	*	*	*
Chlorures	*	*	*	*
Sulfates	*	*	*	*

¹ acidification : en d'autres termes, à titre d'exemple, pour la classe bon état, le pH min est compris entre 6,0 et 6,5 ; le pH max entre 9,0 et 8,2.
* : les connaissances actuelles ne permettent pas de fixer des seuils fiables pour cette limite.

Les limites de chaque classe sont prises en compte de la manière suivante :]valeur de la limite supérieure (exclue), valeur de la limite inférieure (incluse)].

Les limites inférieures du très bon état sont à considérer à titre indicatif.

Annexe 2. US EPA 2018. Ecoregional Nutrient Criteria for Rivers & Streams.
<https://www.epa.gov/nutrient-policy-data/ecoregional-nutrient-criteria-rivers-streams>

Summary Table for the Nutrient Criteria Documents

These tables present the recommended EPA criteria for each of the aggregate nutrient ecoregions for the following parameters: Total Phosphorus, Total Nitrogen, Chlorophyll *a*, and Turbidity or Secchi. Criteria are presented for both Lakes & Reservoirs and Rivers & Streams.

Aggregate Ecoregions for Rivers and Streams

Parameter	Agg Ecor I	Agg Ecor II	Agg Ecor III	Agg Ecor IV	Agg Ecor V	Agg Ecor VI	Agg Ecor VII	Agg Ecor VIII	Agg Ecor IX	Agg Ecor X	Agg Ecor XI	Agg Ecor XII	Agg Ecor XIV
TP µg/L	47.00	10.00	21.88	23.00	67.00	76.25	33.00	10.00	36.56	128*	10.00	40.00	31.25
TN mg/L	0.31	0.12	0.38	0.56	0.88	2.18	0.54	0.38	0.69	0.76	0.31	0.90	0.71
Chl <i>a</i> µg/L	1.80	1.08	1.78	2.40	3.00	2.70	1.50	0.63	0.93	2.10	1.61	0.40	3.75
Turb FTU/ NTU	4.25	1.30	2.34	4.21	7.83	6.36	1.70	1.30	5.70	17.50	2.30	1.90	3.04

*This value appears inordinately high and may either be a statistical anomaly or reflects a unique condition. In any case, further regional investigation is indicated to determine the sources, i.e., measurement error, notational error, statistical anomaly, natural enriched conditions, or cultural impacts.

Turb - Turbidity

Chl *a* - Chlorophyll *a* measured by Fluorometric method, unless specified. S is for Spectrophotometric and T is for Trichromatic method.

N for NTU. Unit of measurement for Turbidity.

- [Ecoregion I: Willamette and Central Valleys](#) (EPA 822-B-01-012)
- [Ecoregion II: Western Forested Mountains](#) (EPA 822-B-00-015)
- [Ecoregion III: Xeric West](#) (EPA 822-B-00-016)
- [Ecoregion IV: Great Plains Grass and Shrublands](#) (EPA 822-B-01-013)
- [Ecoregion V: South Central Cultivated Great Plains](#) (EPA 822-B-01-014)
- [Ecoregion VI: Corn Belt And Northern Great Plains](#) (EPA 822-B-00-017)
- [Ecoregion VII: Mostly Glaciated Dairy Region](#) (EPA 822-B-00-018)
- [Ecoregion VIII: Nutrient-Poor, Largely Glaciated Upper Midwest and Northeast](#) (EPA 822-B-01-015)
- [Ecoregion IX: Southeastern Temperate Forested Plains and Hills](#) (EPA 822-B-00-019)
- [Ecoregion X: Texas-Louisiana Coastal and Mississippi Alluvial Plains](#) (EPA 822-B-01-016)
- [Ecoregion XI: The Central and Eastern Forested Uplands](#) (EPA 822-B-00-020)
- [Ecoregion XII: Southeastern Coastal Plain](#) (EPA 822-B-00-021)
- Ecoregion XIII: Southern Florida Coastal Plain (Under development)
- [Ecoregion XIV: Eastern Coastal Plain](#) (EPA 822-B-00-022)