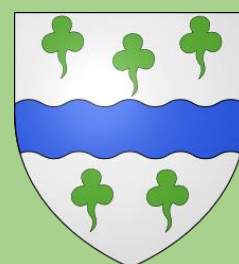


2023

Rapport final projet : DF45 – « RIVE »



TELFEN Valentin, SCHEKEN Marie,

DAIGNEUX Benjamin, GENNEN Jerome

AGRA OST

07/02/2023

Projet RIVE : ruissellement, infiltration, volatilisation, érosion

Table des matières

1) Introduction :	3
a. Description du projet RIVE	3
b. Description géographique du centre de production de Limerlé	4
c. Caractéristiques pédologiques de la zone de production de Limerlé	7
d. Caractéristiques topographiques de la zone de production de Limerlé	8
e. Qualité de l'eau dans la zone de production de Limerlé	9
2) Aide à la décision concernant les pratiques agricoles	11
a. Inventaire de l'utilisation des sols	11
b. Évolution de la qualité de l'eau au cours du projet	12
c. Discussion	13
d. Conclusions	16
3) Partie expérimentale	17
a. Essais agronomiques en prairie	17
i. Essais de fertilisation en prairie permanente	17
1. Méthodologie pour la prairie :	17
1.1. Ruissellement et érosion	18
a. Rendement selon la modalité de fertilisation :	19
b. Qualité du fourrage 2020	20
c. Exportation d'azote via le fourrage en 2020	21
d. Mesure des infiltration de nitrates:	23
1.2. Conclusions essais prairie	28
a. Essais scientifiques pour mesurer les émissions et les dépôts d'ammoniac et le risque des apports de nitrate par lessivage	29
ii. Mesures des pertes par volatilisation :	29
a. Site d'étude de Limerlé	29
b. Essai « grande parcelle »	33
c. Le réseau de capteurs à oxyde métallique (MOS)	36
d. Test de fiabilité des capteurs passifs	38
e. Essais d'étalonnage des mesures des NH3	39
f. Campagne d'inter-comparaison de mesure de NH3	42
iii. Suivi de la réflectance foliaire du couvert végétal	46
2. Suivi des concentrations en nitrate du sol	49
3. Conclusion et perspectives	50

a) Volatilisation.....	50
b) Création d'un algorithme de prédiction des APL grâce à la réflectance foliaire.....	51
b. Partie maïs :.....	52
a. Méthodologie	52
b. Résultats.....	53
Le taux de germination.....	53
L'humidité du sol	54
La température du sol	55
Les rendements	55
Suivis APL.....	56
La vie du sol	56
Le coût d'implantation du maïs.....	57
c. Conclusion partie maïs	59
4) Annexes	60

1) Introduction :

L'eau potable est l'aliment le plus important pour les besoins quotidiens. C'est pourquoi des normes de qualité de l'eau potable ont été fixées par l'Union européenne dès 1975 (75/440/CEE). Mais l'eau potable est aussi produite là où nous cultivons d'autres aliments : sous les surfaces agricoles. C'est pourquoi la directive européenne sur les nitrates a été adoptée en 1991, dans le but de limiter la pollution des eaux par du nitrate provenant de l'agriculture (91/676/CEE). Cependant, l'eau potable est également menacée par d'autres contaminations, comme les résidus de produits phytosanitaires, et d'autres directives ont été adoptées, qui ont finalement abouti à une directive-cadre sur l'eau (2000/60/CE). Ces directives ont été adaptées et transposées dans le droit national au fil des années.

En résumé, on peut dire que des zones vulnérables aux nitrates ont été définies en Région wallonne de Belgique, principalement dans le nord-ouest, au nord de la Meuse. Les hauts plateaux de la Région wallonne se situent en dehors de cette zone vulnérable aux nitrates. Malheureusement, en dehors de ces zones vulnérables aux nitrates, il existe des sources et des stations de mesure où les taux de nitrates sont plus élevés que dans le reste de la zone non vulnérable. La directive-cadre sur l'eau prévoit que des mesures doivent être prises pour éviter la détérioration de la qualité de l'eau. Par conséquent, même en dehors de la zone vulnérable aux nitrates, ces endroits présentant des valeurs élevées seront analysés plus en détail. L'agriculture est un système ouvert. Cela signifie qu'il existe un cycle permanent d'extraction et de restitution de substances nutritives, où des pertes se produisent. C'est pourquoi il existe depuis 20 ans un service de conseil en matière de protection de l'eau, qui a pour mission d'aider les agriculteurs à réduire les pertes au minimum et à protéger l'eau. En Wallonie, ces conseils en matière de protection de l'eau sont fournis par l'association Protect'eau.

En cas de problèmes de pollution à petite échelle, il reste cependant un besoin de recherche, car il faut essayer de comprendre pourquoi la pollution est plus élevée à cet endroit alors que la zone voisine est en bon état. Le projet RIVE a pour objectif d'étudier la pollution à ces endroits précis. L'objectif est de développer a posteriori, à partir de cette analyse, des mesures ciblées permettant de mieux contrôler la situation.

a. Description du projet RIVE

L'objectif du projet RIVE, comme son nom l'indique, est d'étudier les phénomènes de Ruissellement, Infiltration, Volatilisation, et Erosion qui se produit au sein des exploitations agricoles. Cette étude nous permettra d'améliorer les techniques culturales, en optimisant la production et en impactant le moins possible la qualité de l'eau et la nature. Pour réaliser cette étude, nous travaillons sur la prairie permanente et sur la culture de maïs dans la commune de Gouvy et plus précisément dans le village de Limerlé.

Une étude sur des céréales devait être réalisée dans la commune d'Attert, mais l'agriculteur a épandu de l'engrais minéral sur l'essai, ce qui a faussé toute l'étude à Attert. Vu la courte durée du projet RIVE, où la première année d'essai a été complètement faussée par cette seule erreur de fertilisation, il a été décidé avec les promoteurs du projet d'annuler l'essai dans la commune d'Attert et de l'étendre celui à Limerlé.

La prairie permanente est la première culture en Ardenne et la culture de maïs rencontre de plus en plus de succès dans cette même région.

Le Projet RIVE (Ruissellement, Infiltration, Volatilisation, Erosion) est subventionné par la SPGE (société publique de la gestion de l'eau). Le responsable du projet est l'asbl Agra-Ost en collaboration avec le groupe SAM du campus d'Arlon de l'Université de Liège. Le projet est mené en étroite collaboration avec les agriculteurs concernés et les communes de Gouvy et Attert, qui y produisent à leur tour de l'eau potable pour les localités environnantes de la commune.

Ce projet vise à protéger les zones des captages d'eau. Pour réaliser cet objectif, l'asbl et l'ULG développent un outil d'aide à la décision concernant les pratiques agricoles dans la zone des captages affectée par l'agriculture.

L'étude vise parallèlement la collaboration entre les communes et les agriculteurs pour une meilleure gestion de la qualité de l'eau pour l'ensemble des citoyens qui l'utilise.

Deux études agronomiques sont menées.

b. Description géographique du centre de production de Limerlé

Pour visualiser au mieux le projet, voici une carte de la zone, avec, en couleur rouge, le nom des 7 puits et drains (triangles en turquoise et violet) du centre de production de Limerlé. Un mélange de ces 7 sources est ensuite utilisé comme eau potable dans les villages environnants de la commune de Gouvy.

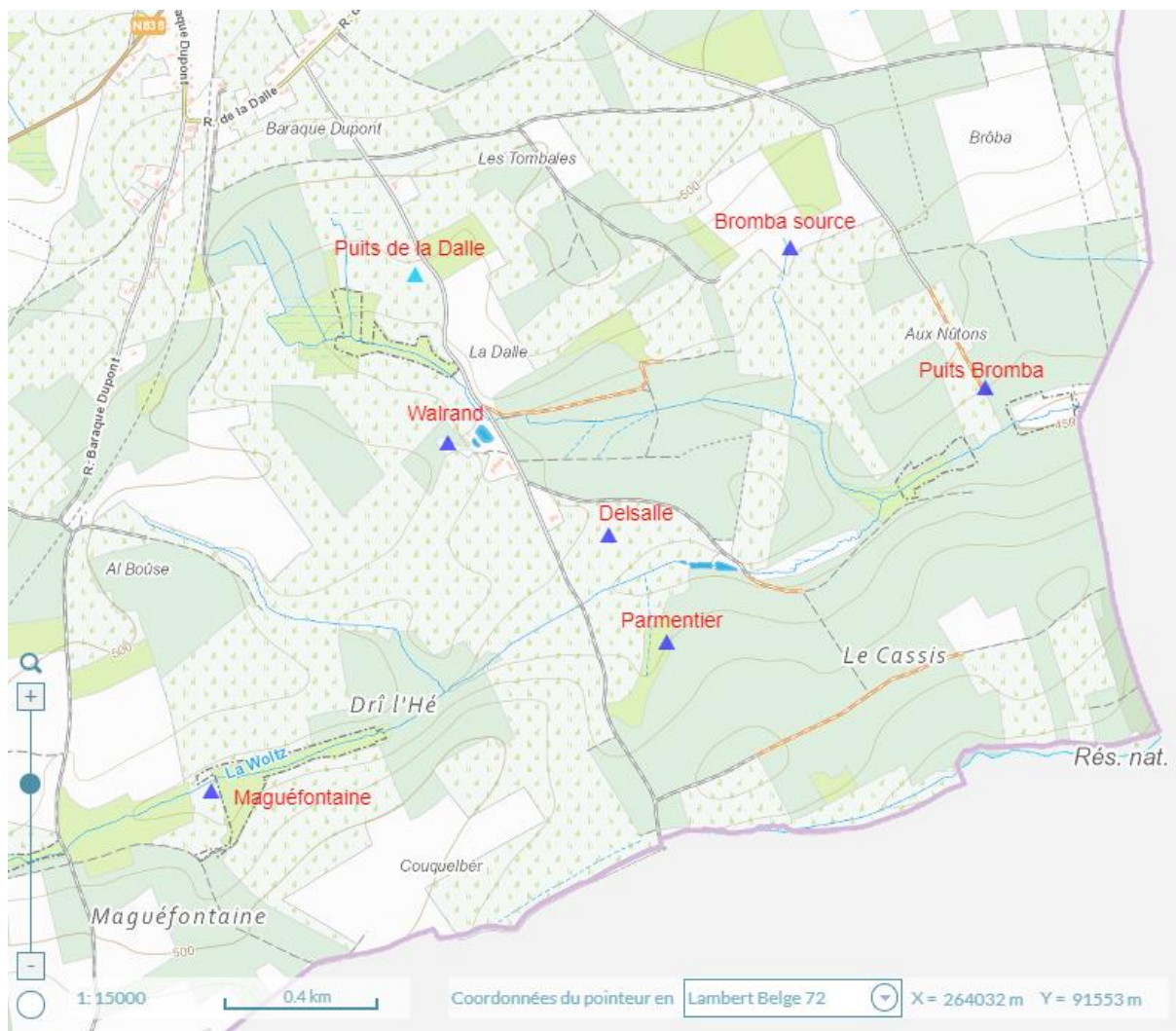


Figure 1: carte de la zone qui couvre le centre de production de Limerlé. Les 7 captages sont indiqués par des triangles et le nom est indiqué en écriture rouge.

Dénomination de l'ouvrage	Nature de l'ouvrage	Volume (2019) prélevé	Profondeur de la prise d'eau (m)	Code de l'ouvrage 10sous	Code d'autorisation
Puits de la Dalle	Puits foré			61/1/5/006	1976/8/2/01230
Delsalle	Drain	63164		61/1/5/001	1992/8/B/00086
Walrand	Drain			61/1/5/002	1992/8/B/00087
Maguéfontaine	Drain		2,4	61/1/5/004	1992/8/B/00088
Parmentier	Drain			61/1/5/005	1992/8/B/00089
Bromba Source	Drain			61/1/5/003	1992/8/B/00090
Puits Bromba	Puits foré	6348		61/1/6/001	1992/8/B/00091

Figure 2 : Liste des captages, de la nature de l'ouvrage et de leurs codes de références officielles.

Ce qui est notable, c'est que 5 des 7 captages du centre de production sont des drains. Les drains sont adaptés aux endroits où l'eau se trouve à proximité de la surface du sol. Une profondeur de prélèvement est indiquée pour Maguéfontaine (2,4 m), mais malheureusement pas pour les autres drains.



Figure 3 : centre de production de Limerlé avec (en couleur rouge et rose) de zones de surveillance et de prévention des captages (légende plus bas). Les zones de prévention (en rouge) couvrent une superficie totale de 288 hectares.



Figure 4 : légende pour la figure 3

c. Caractéristiques pédologiques de la zone de production de Limerlé

Tous les captages du site de production de Limerlé se trouvent sur le massif Schisto-Gresex de l'Ardenne, c'est-à-dire des sols de type limono-caillouteux à charge phylladeuse (voir carte des sols en annexe, figures 62 à 63). La carte des sols montre qu'à proximité directe des drainages, on trouve des surfaces avec un type de sol pour lequel le drainage naturel principalement modéré à assez pauvre (voir carte des sols en annexe). Le sol est imperméable à l'eau et est recueilli dans des drains superficiels. L'eau de pluie n'est donc pas filtrée par le sol dans la même mesure que dans le cas d'un puits profond, par exemple.

Cette zone jouxte exactement la ligne de partage des eaux entre le bassin de la Ourthe orientale/Meuse et celui de l'Our/la Moselle/du Rhin.

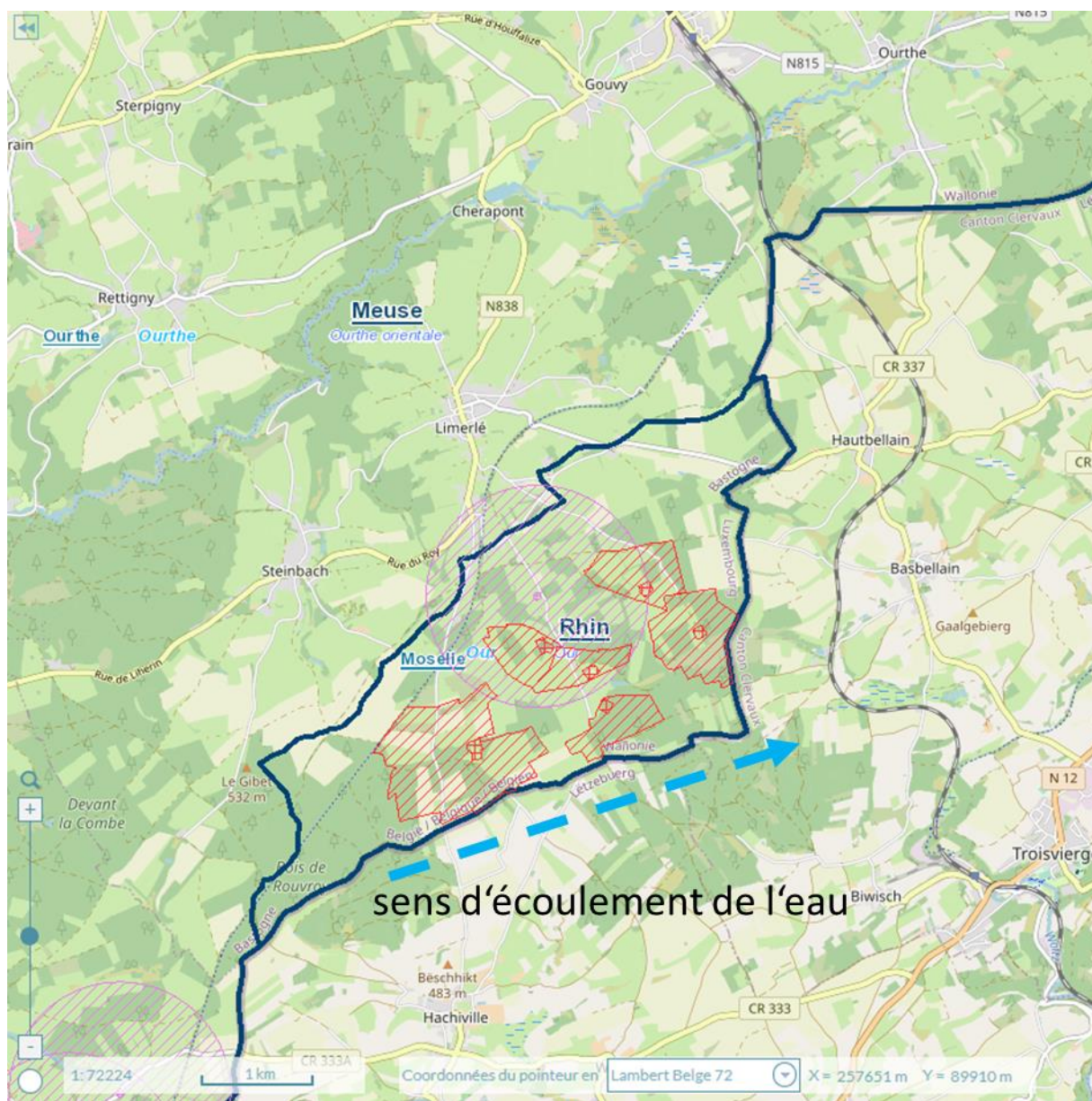


Figure 5 : centre de production de Limerlé avec l'indication du sens d'écoulement des cours d'eau

d. Caractéristiques topographiques de la zone de production de Limerlé

Le lessivage et l'érosion sont des facteurs qui peuvent influencer la qualité des eaux de surface. Le graphique suivant, publié dans l'ICEW 2012¹, montre que les pertes d'azote par lessivage en Région wallonne sont plus élevées que les pertes de nitrates par lessivage vers les eaux souterraines.

¹ http://etat.environnement.wallonie.be/files/Publications/ICEW_2012_FR.pdf

La pente du terrain de l'essai se situe entre 5 et 7 % et présente, selon l'étude de référence de la Commission européenne², un risque modéré de ruissellement de surface.

Depuis 2014, la Commission européenne a donc envoyé une mise en demeure à la Région wallonne, sur la base des données fournies, pour limiter la fertilisation sur les terrains en pente (infraction n°2013/4118). Ce projet est donc l'occasion de collecter des données sur le lessivage de surface.

Fig. 3-5b Bilan azoté des sols agricoles en Wallonie

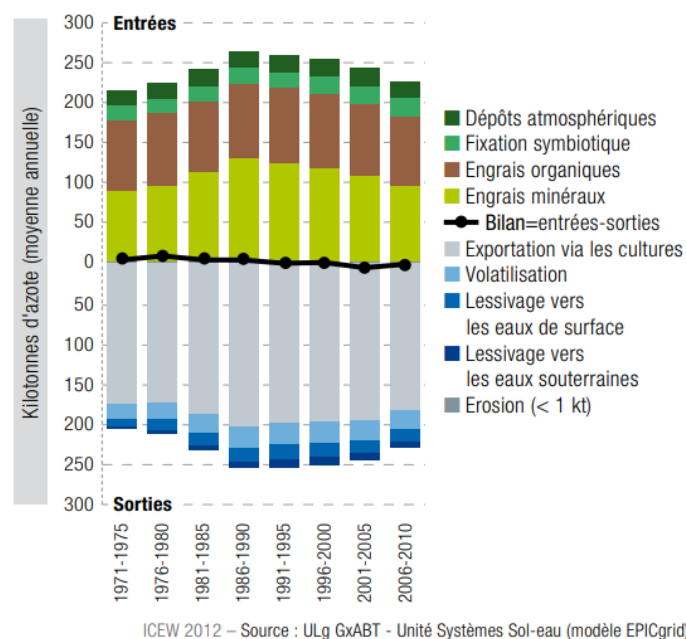


Figure 6 : Bilan azoté des sols agricoles en Wallonie basé sur le modèle informatique EPICgrid

e. Qualité de l'eau dans la zone de production de Limerlé

La zone de production de Limerlé se situe sur la masse d'eau souterraine (MESO) qui porte le code BWRER101. La masse d'eau est classé « en bonne état » mais les analyses mettent en évidence une tendance à la détérioration de l'état (source : état de l'environnement Wallon - Dernière mise à jour : 10 décembre 2020). Sur cette zone BWRER 101, qui mesure 66.814 hectares, la zone de production de Limerlé représente 943 hectares (1,4 %).

« Une analyse de tendance purement statistique a été réalisée en 2014 (Ephesia, 2014), qui met en évidence une légère tendance à la hausse significative en ce qui concerne l'évolution des nitrates pour l'ensemble de la masse d'eau RWR101. La masse d'eau souterraine est dès lors évaluée en bon état quantitatif avec tendance à la hausse des concentrations en nitrates. » (Source - Mai 2016: Projet de plan de gestion du District hydrographique du Rhin - Deuxièmes Plans de Gestion – DHI Rhin – Masse d'eau souterraine RWR101)

Le centre de production de Limerlé est l'un des trois centres de production de la commune de Gouvry et le seul qui, selon d'anciens employés du service communal, présente depuis 50 ans des taux de

²Recommendations for establishing Action Programmes under Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. N° 07 0307/2010/580551/ETU/B1

nitrates élevés par rapport aux autres centres. Cette déclaration est une opinion que nous ne pouvons pas vérifier. Des informations hydrogéologiques, une chroniques d'évolution de la concentration en nitrates dans l'entité Nord de la masse d'eau BWRER101 ainsi qu'une évaluation qualitative basée sur tous les paramètres de l'ensemble de la masse d'eau souterraine BWRER101 (dont la zone de Limerlé représente 1,4% de 668 km²) à prendre en compte se trouvent en annexe.

Dans la chronologie de l'évolution, nous constatons une augmentation des valeurs de nitrates depuis le début des mesures en 1999 (entre 20 et 25 mg NO₃/l d'eau) pour les deux séries d'échantillonnage sur la zone ("Delsalle" et "Limerlé") avec des valeurs particulièrement élevées entre 2008 et 2015, vers la fin de la chronologie. Pour la série de mesures " Limerlé ", les valeurs mesurées se situent entre 25 et 35 mg NO₃/l d'eau vers la fin de la chronologie (2015). Pour la série de mesures "Delsalle", les valeurs mesurées se situent entre 30 et 55 mg NO₃/l d'eau.

Cette augmentation peut s'expliquer par le fait qu'on ne voit rien tant qu'on ne l'a pas mesuré de façon précise, ou bien par le fait qu'il s'est passé quelque chose pendant cette période, ce que nous allons essayer de comprendre par nos recherches.

2) Aide à la décision concernant les pratiques agricoles

a. Inventaire de l'utilisation des sols

La gestion des terres a bien sûr une influence sur la qualité de l'eau potable qui y est captée. C'est pourquoi nous nous sommes penchés sur l'utilisation des sols dans les zones de protection du captage.

Dans l'ensemble, si l'on compare l'occupation des sols avec l'influence attendue de l'occupation des sols (voir tableau PROTECT'eau), il ne devrait pas y avoir de risque majeur pour la qualité de l'eau potable. Dans les zones de prévention rapprochées comme dans les zones de prévention éloignées, plus de 90 % de la surface est couverte de forêts ou de prairies.

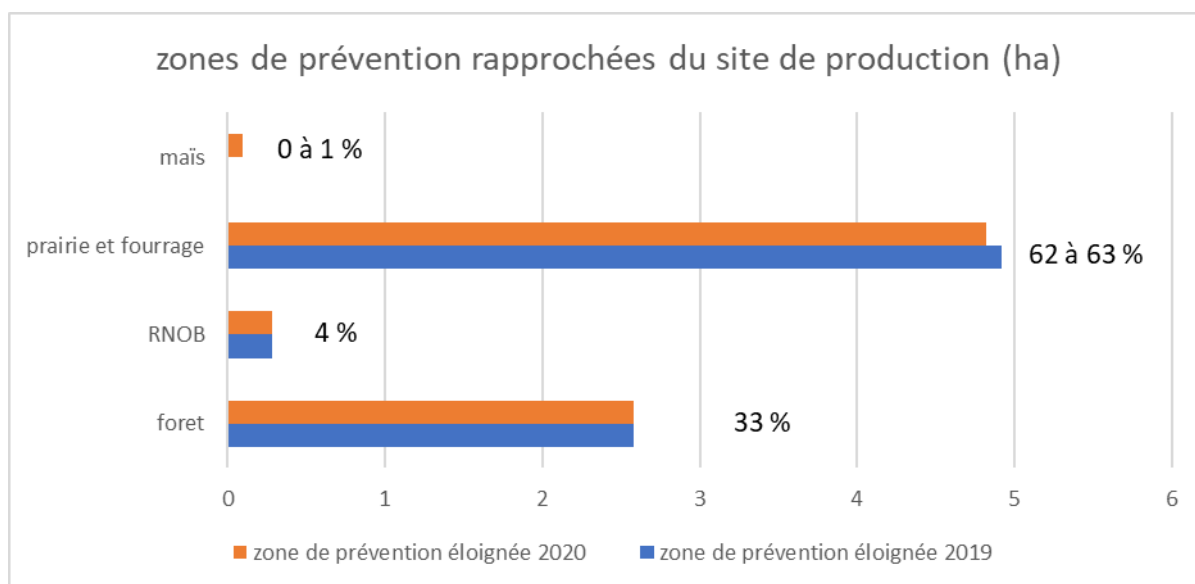


Figure 7 : gestion des terres dans les zones de prévention rapprochées des captages du site de production de Limerlé.
(RNOB : réserve naturelle et ornithologique de Belgique)

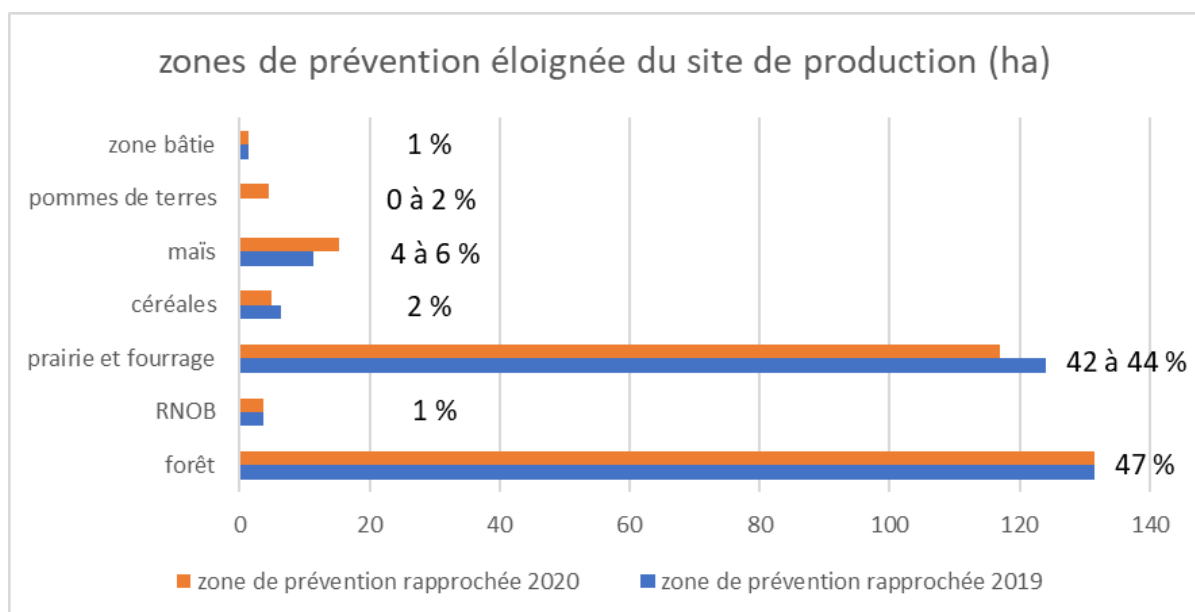


Figure 8 : gestion des terres dans les zones de prévention éloignées des captages du site de production de Limerlé

Risques pour la qualité de l'eau en fonction des cultures en considérant une fertilisation raisonnée

CULTURES	DURÉE DE LA PÉRIODE DE PRÉLÈVEMENT DE L'AZOTE	PROFONDEUR ENRACINEMENT	PRÉCOCITÉ DE RÉCOLTE	RISQUE POUR LA QUALITÉ DE L'EAU (APL)	POSSIBILITÉ D'IMPLANter UNE CIPAN
Prairie permanente	+++	+	/		/
Prairie temporaire	+++	+	/		/
Betterave	++(+)	+++	tardive		non
Céréales	++	++(+)	tôt		oui
Maïs grains	++	++	tardive		non
Maïs ensilage	++(+)	++	assez tardive		oui jusqu'au 15/10 (seigle-triticale) ou bien ray-grass italien en sous-semis au stade 6-8 feuilles
Pomme de terre	+	+	assez tardive		oui jusqu'au 15/10 (seigle-Triticale et avoine de printemps) sauf si suivi d'un froment
Colza	+++	+++	tôt		oui ou repousses
Légumes (sauf carotte, chicon et choux de Bruxelles)	+	+	variable		oui, à adapter en fonction de la date de récolte (jusqu'au 15/10 - seigle)
Lin	+	+	tôt		oui
Luzerne	+++	+++	/		oui si détruite tôt

+ : faible
 ++ : longue ou profond (enracinement)
 +++ : très longue ou très profond (enracinement)

Risque culture : faible - moyen - élevé

Source : UCL ELia et PROTECT'eau

Figure 9 : risque attendue de l'occupation des sols pour la qualité de l'eau (Protect'eau)

b. Évolution de la qualité de l'eau au cours du projet

Une prise d'échantillons a été répétée tous les mois depuis le 10 janvier 2020 jusqu'à nos jours. L'eau a été testée à l'aide de prises d'échantillons qui sont analysés dans le laboratoire de l'Université de Liège dans le campus d'Arlon pour savoir la concentration en NO3.

L'eau des captages de Limerlé est analysée tous les mois dans les laboratoires de l'Université de Liège au campus d'Arlon. Nous avons également effectué des mesures concentrations en nitrate de l'eau avec un appareil portable à piles de la société Laquatwin, parallèlement aux analyses de laboratoire. Malheureusement, les résultats n'étaient pas fiables, avec une concentration en nitrates supérieure d'environ 50 % à celle mesurée en laboratoire. Nous ne nous étendrons donc pas sur ces données mais les résultats sont présentés dans les graphiques qui se trouvent en annexes.

Nous avons donc prélevé régulièrement des échantillons d'eau dans 6 des 7 captages et les avons fait analyser par le laboratoire SAM à l'Université de Liège - campus d'Arlon. Nous avons comparé ces

mesures avec les résultats des échantillons de la commune de Gouvvy, prélevés sur le réseau de distribution d'eau potable alimenté par ces sources.

Dans le graphique ci-dessous, nous pouvons observer l'évolution du taux de nitrates dans les captages de Limerlé. Il convient de souligner que les valeurs de nitrate n'ont jamais dépassé la norme de l'eau potable.

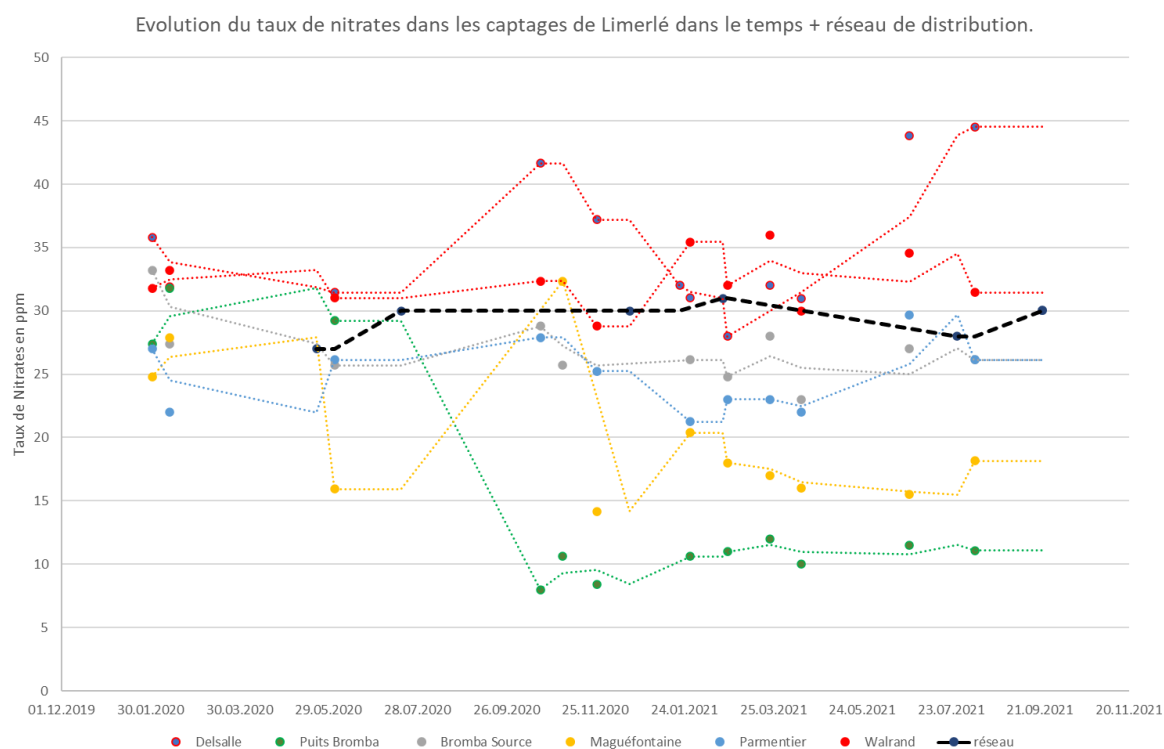


Figure 10 : Taux de nitrates dans l'eau des captages et dans le réseau d'eau potable alimenté par ces sources.

Deux captages se distinguent par des taux de nitrates particulièrement élevés : Walrand et Delsalle, mis en évidence en rouge. Le captage de Delsalle reste le plus élevé avec des pics de nitrates en automne. En outre, les niveaux de nitrate pour « Puits Bromba » sont passés de 30 mg de nitrate par litre au cours du premier semestre 2020 (longue période de sécheresse) à 10 mg de nitrate par litre en octobre 2020, après la longue période de sécheresse. La valeur de nitrate pour Maguéfontaine varie fortement en 2020, le captage s'est asséché durant l'été 2020 et a redémarré fin septembre, avec des valeurs de nitrate élevées au début. En annexe, vous trouverez les graphiques pour chacun des captages séparément.

c. Discussion

Dans la nature, les nitrates sont produits lors de la minéralisation de la matière organique. Ce processus biologique est réalisé par des champignons et des bactéries dans le sol, qui nécessitent à leur tour une certaine température et humidité dans le sol. Lors d'étés secs, la minéralisation dans le sol et la croissance des plantes sont fortement limités par le manque d'eau. Ce nitrate peut provenir de surfaces agricoles ou forestières et, après une période de sécheresse, être rapidement lessivé par

les précipitations hivernales, car l'activité microbienne des microorganismes redémarre mais la croissance et donc l'effet de rétention des nutriments par les plantes est limitée en automne et en hiver.

C'est surtout en automne que les taux de nitrate augmentent et nous ne constatons pas d'augmentation des valeurs au début de la période de fertilisation, car la croissance des plantes peut alors absorber les nutriments.

La constatation d'une détérioration des niveaux de nitrates dans le bassin versant, mentionnée dans le rapport environnemental (voir « Introduction – d. Qualité de l'eau dans la zone de production de Limerlé »), peut être mise en relation avec les conditions météorologiques de ces dernières années.

Au cours des dix dernières années, nous constatons, si l'on se réfère à notre station météorologique de Saint-Vith, une baisse des précipitations dans la région à partir du mois de mars jusqu'à la fin du mois de septembre. Ces longues périodes de sécheresse nuisent à la croissance des plantes, tant en forêt qu'en agriculture, car pendant la période de croissance, le sol ne libère les nutriments que de manière limitée par le biais de la minéralisation microbienne du sol, mais en automne, lorsque le sol est encore chaud et que l'activité microbienne reprend avec le retour de la pluie, les précipitations abondantes tombent et que les réserves d'eau souterraine sont reconstituées, la minéralisation dépasse les capacités d'absorption des plantes.

En vue de caractériser les interactions des eaux de surface et souterraines, une étude hydrogéologique a été réalisée par l'Unité d'Hydrogéologie et Géologie de l'Environnement de l'Université de Liège (HGE-ULiège), en collaboration avec deux autres laboratoires universitaires belges (LEED- UNamur et Gembloux AgroBioTech - ULiège).³ Cette étude avait pour objectifs généraux :

- d'évaluer l'importance des interactions entre eaux de surfaces et souterraines dans le fonctionnement hydrologique et hydrogéologique des masses d'eau et leur impact potentiel sur l'état quantitatif et qualitatif des nappes d'eau souterraine et sur l'état chimique et écologique des cours d'eau ;
- de mieux comprendre et quantifier les mécanismes de transfert et les temps de résidence du nitrate dans le continuum sol - zone non saturée – zone saturée – eau de surface dans un contexte de roches carbonatées.

Dans le rapport pour le site de production de Limerlé, on peut lire que les drainages superficiels sont particulièrement sensibles à des changements, car l'eau est évacuée rapidement et avec une filtration moindre à travers le sol. L'hydrogéologie du site semble donc déjà offrir une vulnérabilité à la pollution accrue, puisque plusieurs des sources sont des drainages de surface. Ce que les auteurs du rapport hydrogéologique décrivent, nous le voyons donc confirmé ici, dans ces mesures. Cette connaissance du problème devrait donc également être le point de départ de la recherche d'une solution.

³ Mohamed Bouezmarni, Vincent Debbaut – 2014 - ISBN : 978-2-8056- 0149-1

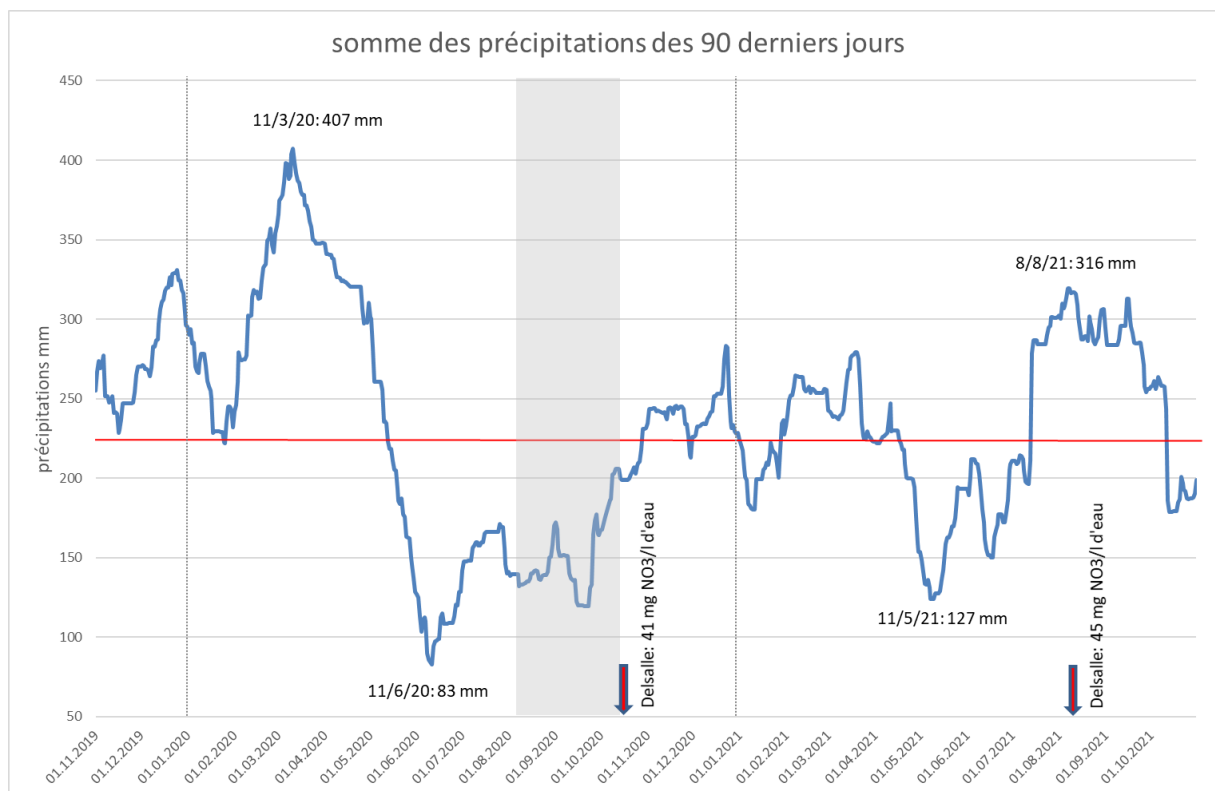


Figure 11 : Somme des précipitations des 90 derniers jours pour chaque jour sur la période de Nov.2019 à Oct 2021.

Sur le graphique (figure 11), la ligne rouge représente la moyenne de la somme des précipitations des 90 derniers jours⁴ (moyenne du « SPI-3 » = « Indice standardisé des précipitations des 3 derniers mois »). Cette valeur est de 225 mm et lorsqu'on calcule alors sur 12 mois (SPI-3 moyen fois 4 = 12 mois), on arrive à une somme des précipitations annuelle de 900 mm. En 2020, la courbe descend du 11 mars jusqu'au 11 juin, ce qui signifie qu'il n'a quasiment pas plu durant cette période. La sécheresse a persisté jusque fin septembre. De la mi-août 2020 jusque début octobre 2020, le drain de Maguéfontaine s'est asséché (fond gris). Au 19/10/2020, la teneur en nitrate du captage de Delsalle a atteint un pic de 41 mg NO₃/litre d'eau (première flèche rouge). On voit donc que ce pic coïncide avec le moment où les réserves en eau se reconstituent. Un deuxième pic, de 45 mg NO₃/l d'eau, est observé le 8 août 2021 (deuxième flèche) et coïncide à nouveau avec la fin d'un période de sécheresse et au moment de la reconstitution des réserves en eau (pluies abondantes).

Les valeurs de précipitations sont enregistrées et la valeur SPI-3 est calculée par l'Institut Royal Météorologique. On pourrait donc à l'avenir comparer les teneurs en nitrate de l'eau potable avec cette valeur SPI-3 pour voir si cette tendance se confirme. Si c'est le cas, cet indicateur pourrait être prise en compte dans la réflexion sur la gestion de l'eau sur ce site de production, qui comprend 5 drains superficiels.

⁴ L'indice de précipitation standardisé (SPI) est l'indicateur le plus utilisé dans le monde pour détecter et caractériser les sécheresses météorologiques. Lorsque le SPI est calculé pour des périodes d'accumulation moyennes (par exemple, de 3 à 12 mois), il peut être utilisé comme un indicateur de la réduction du débit des cours d'eau et du stockage dans les réservoirs.

https://edo.jrc.ec.europa.eu/documents/factsheets/factsheet_spi.pdf

d. Conclusions

La zone de production de Limerlé comprend 6 sources et une zone protégée de 288 hectares. Environ 70.000 mètres cubes d'eau sont prélevés chaque année dans ces 6 sources. Dans les figures 6 et 7, nous voyons que 90 % de la surface est déjà couverte de forêts et de prairies. Ces cultures couvrent le sol toute l'année et sont considérées comme respectueuses de l'eau (figure 8). Il n'existe qu'une marge de manœuvre très limitée (10 % de la surface) pour améliorer la situation en modifiant l'utilisation des sols.

La situation est suivie depuis plus de 20 ans et depuis 10 ans, nous voyons des valeurs supérieures à 35 mg/l de NO₃. Pendant la même période, nous voyons dans les données météorologiques un changement dans la répartition des précipitations, avec des baisses significatives de mars à septembre.

Selon le rapport hydrogéologique du site, les captages que nous avons analysé sont particulièrement vulnérable aux apports de nitrates à cause du fait que l'eau de surface est très rapidement évacuée vers les captages de sources sans être filtrée au préalable par des couches de sol plus épaisses.

Comme décrit dans ce rapport hydrogéologique, nos analyses d'eau lors de la sécheresse de 2020 a montré la vulnérabilité des 6 captages à la sécheresse, où l'un des captages (Maguefontaine) s'est complètement asséché.

En septembre 2020, alors que les pluies sont revenues après la longue sécheresse et que les réserves d'eau des captages de sources superficielles se sont remplies, les taux de nitrates de Maguefontaine et de Delsalle ont augmenté de 15 ppm. Nos analyses illustrent donc les conclusions déjà mentionnées dans le rapport hydrogéologique.

Le fait qu'il existe déjà des études hydrogéologiques sur la région est une opportunité pour trouver une solution au problème.

Pour le site de production de Limerlé, il existe un contrat de captage où des MECAP (pour Mesure Eau CAPtage) peuvent être activées et des montant d'indemnisation à hauteur de 200 €/ha peuvent être octroyées par la SPGE.

Dans le cas d'un puits profond, la surface de la zone de protection serait nettement réduite et le budget économisé ici pourrait également être utilisé par la SPGE pour financer de nouveaux forages de puits. Un seul puits profond permettrait un approvisionnement en eau plus constant et plus sûr, et fournirait suffisamment d'eau pour remplacer ces six puits. Dans le cas d'un puits profond, les couches supérieures imperméables du sol, décrites dans le rapport hydrogéologique, peuvent être utilisées comme barrière de protection naturelle.

Avec le changement climatique, nous nous attendons à une intensification de ces phénomènes météorologiques extrêmes : Les précipitations au printemps et en été diminuent et en automne et en hiver, elles augmentent. C'est pourquoi, compte tenu de la situation hydrogéologique connue, il vaut la peine de réfléchir à cette solution. Ce serait une solution simple et efficace au problème de l'approvisionnement en eau potable des 3 localités concernées.

3) Partie expérimentale

a. Essais agronomiques en prairie

i. Essais de fertilisation en prairie permanente

L'étude sur les prairies permanentes est construite sur le calcul du bilan complet de l'azote.

Ce bilan est calculé à l'aide de douze parcelles d'essais de prairies permanentes situées au bord du captage. Comme le nom du projet l'indique (RIVE), nous suivons quatre paramètres à savoir le Ruissellement, l'Infiltration, la Volatilisation et l'Erosion.

Outre l'influence sur l'utilisation des terres, la SPGE investit également chaque année 10 millions d'euros dans des mesures de protection sur le territoire Wallon. Cette étude doit donc montrer si ces mesures de protection mettent l'accent au bon endroit.

Le but de l'essai est de vérifier l'hypothèse selon laquelle une fertilisation excessive est à l'origine des taux élevés de nitrates et de voir s'il est possible de réduire la charge en nitrates en réduisant la fertilisation. C'est pourquoi nous partons d'une fertilisation telle qu'elle est autorisée dans la région concernée.

La réduction de la fertilisation organique est la première des mesures que l'on impose légalement aux agriculteurs en cas de forte charge en nitrates, via le PGDA et les contrats de captage. L'effet de cette mesure devrait donc également être apparent dans l'essai.

1. Méthodologie pour la prairie :

L'eau de ruissellement est l'écoulement des eaux à la surface de la terre. Cette eau peut entraîner des nutriments, les déposer plus bas dans la pente ou contaminer les captages. Cette eau est récupérée grâce à un système de gouttières, elle est ensuite quantifiée, puis analysée.

Pour la partie infiltration, nous travaillons avec deux méthodes :

La première est un suivi des reliquats azotés, c'est-à-dire que tous les mois, une carotte de terre de 90 cm est prélevée dans le sol. Des analyses de la teneur en azote minérale, ammonium et nitrate, sont effectuées en scindant les horizons 0-30, 30-60 et 60-90 permettant de connaître la quantité de nitrates lessivables pouvant potentiellement contaminer l'eau souterraine. Nous suivons également les teneurs en APL (azotes potentiellement lessivables) du sol en arrière-saison, entre le 15/10 et le 30/11, pour déterminer la quantité d'azote qui pourrait se faire lessiver durant l'hiver. Ces mesures sont donc réalisées de la même manière que celles effectuées par l'organisation d'accompagnement scientifique du conseil en matière de protection des eaux.

Le deuxième dispositif est la mise en place de bougies poreuses dans le sol. Ces bougies sont constituées d'un tube en PVC de 3 cm de diamètre et de longueurs variant de 30, 60 ou 90 cm et finissant avec un embout en céramique poreux. Grâce à ce second système, nous pouvons mesurer en continu la teneur en nitrate dans l'eau contenue dans le sol.

Pour la partie volatilisation, celle-ci est suivie par le campus d'Arlon, Université de Liège, spécialisé dans le monitoring environnemental qui met en place des capteurs passifs pour mesurer la perte de l'azote ammoniacal par volatilisation après épandage. De plus, il développe un réseau de capteur à oxyde métallique.

L'érosion représente les pertes en sol dues à l'érosion hydrique. Elles s'élèvent à environ 3 tonnes par hectare et par an en moyenne sur l'ensemble de la Wallonie, tous types de sols confondus. Les pertes de sol se produisent en général après un travail du sol et on les observe principalement dans les grandes cultures. Le sol est érodé avec les nutriments qu'il contient et se dépose dès que l'eau s'accumule dans une dépression ou que la vitesse d'écoulement de l'eau diminue.

Les douze parcelles de l'essai sont soumises à trois différents régimes de fertilisation, en quatre répétitions. Quatre d'entre elles n'ont aucun ajout de fertilisant, quatre sont fertilisées avec un engrais chimique (nitrate d'ammonium) et les quatre dernières sont fertilisées à l'aide d'engrais organiques (lisier). L'apport de fertilisant est fractionné en trois fois, un premier apport de 100 kg N est apporté début de saison, à savoir au mois de mars ou avril. Puis un apport de 50 kg N est ajouté après chaque coupe – deux coupes sont réalisées.

Sur chacune de 12 parcelles, les quatre paramètres (ruissellement, infiltration, volatilisation, érosion) sont suivis. La qualité du fourrage est analysée à chaque coupe et pour chaque type de fertilisation. La végétation est également suivie par télédétection afin de définir s'il y a une différence de développement entre les 3 variantes. Cette méthode de télédétection n'a pas encore été testée sur des essais de fertilisation et nous effectuons ces mesures pour éventuellement utiliser cette méthode à l'avenir pour déterminer le risque de lessivage des nitrates à distance.

Le site est équipé d'une station météo qui permet le suivi des précipitations, de la température, de l'humidité relative, de la direction et la vitesse du vent.

1.1. Ruissellement et érosion

Comme nous n'avons trouvé aucun essai de référence pour mesurer l'érosion de surface et le ruissellement des nutriments, nous avons dû imaginer un système pour les mesurer. Nous avons délimité la surface de la parcelle d'essai et dirigé l'eau de ruissellement à l'aide d'une bordure vers une rigole, qui se déverse ensuite dans un réservoir de 300 litres, enterré dans le sol. En février, il y a eu de fortes pluies qui ont fait sortir les réservoirs, encore vides, du sol car l'eau des alentours s'est accumulée sous le réservoir (poussée d'Archimède). Nous avons ensuite lesté les réservoirs avec des sacs de sable et avons finalement dû les ancrer dans le sol avec des pieux et des madriers. Une fois ces travaux réalisés avec succès, la sécheresse d'été débutera le 15 mars 2020. En 2020, nous n'avons pas pu récupérer de l'eau de ruissellement et nous n'observons aucune érosion.

Cependant, nous avons constamment trouvé des coléoptères, des vers et des souris dans le réservoir et même l'installation d'un filtre n'a pas permis d'éviter cette contamination. Grâce aux fixations, les conteneurs en plastique n'ont plus été poussés hors du sol, mais ils ont été comprimés par la pression de l'eau. Finalement, nous avons abandonné cette méthode de mesure. La durée limitée du projet et les moyens financiers n'ont pas permis de mettre en place un nouveau dispositif expérimental.

a. Rendement selon la modalité de fertilisation :

Le 13 avril 2020, la première fertilisation, avec 100 unités d'azote, a été appliquée. La première coupe a eu lieu le 28 mai et il est tombé 53 mm de précipitations entre la fertilisation et la coupe. D'habitude, à cette période, lorsque le sol se réchauffe rapidement et que l'ensoleillement est élevé, il tombe le double de pluie (moyenne de 2013 à 2019 : 100 mm/m²). Pour que les engrais puissent agir, ils doivent d'abord pénétrer dans l'espace racinaire. Cela est particulièrement important pour les engrais organiques qui, avant d'être entièrement disponibles pour les plantes, doivent encore être minéralisés par les micro-organismes du sol. Les faibles précipitations expliquent partiellement les rendements catastrophiquement faibles, qui auraient dû être le triple.

Le 8 juin 2020, la deuxième fertilisation, avec 50 unités d'azote, a été appliquée. La deuxième coupe a eu lieu le 13 juillet et entre la deuxième fertilisation et la coupe, il est tombé 84 mm de précipitations. Durant cette période, il a manqué environ 50 % des précipitations attendues (moyenne de 2013 à 2019 : 120 mm/m²).

Le graphique représenté sur la figure 12 représente le rendement selon les différentes modalités de fertilisation.

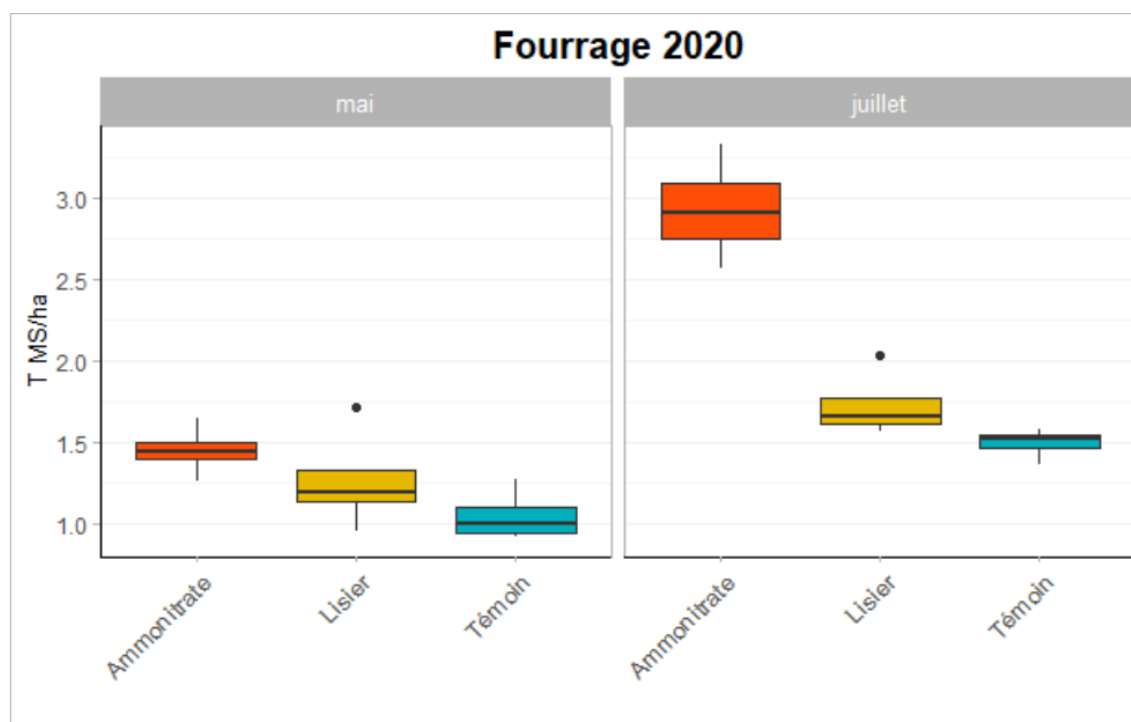


Figure 12 : graphique rendement fourrage

Après deux coupes :

- Les rendements par parcelle varient de 2,5 T MS/hectare à 4,8 T MS/hectare
- Témoin - rendement moyen des trois parcelles : 2,5 T MS/hectare
- Lisier – rendement moyen des trois parcelles : 3,5 T MS/hectare
- NA (nitrate d'ammonium) – rendement moyen des trois parcelles : 4,5 T MS/hectare

Nous nous trouvons sur une prairie à faible rendement, tout en sachant que l'année a connu peu de précipitations. Pour ce site, nous avons espéré un rendement de 8 tonnes de matière sèche par hectare, comme c'est généralement le cas dans la région.

Sur cet essai, le rendement n'est pas l'aspect le plus important. Nous devons fertiliser en prévision de la pluie car sinon, l'engrais n'est pas là où il doit être lorsque la croissance des plantes démarre : dans le sol et non pas à la surface du sol. L'engrais azoté qui reste en surface peut s'y perdre par volatilisation. En l'absence de pluie et après la perte de la fraction ammoniacale, ce qui reste des engrais organiques est l'azote, qui est lié de manière organique et n'agit que lentement. Travailler dans ces conditions ne profite évidemment à personne et nuit à l'environnement.

La mesure des taux de nitrates au cours de l'année est l'aspect le plus important pour cette zone de protection des eaux et, par conséquent, sans fertilisation, nous ne mesurons pas de valeurs représentatives.

Pour ces raisons, la fertilisation a donc été poursuivie comme prévu par le protocole expérimental avec 50 unités d'azote après la deuxième coupe. Au cours de cette période de 10 semaines, entre la deuxième coupe et la fin septembre, il est tombé 152 mm de précipitations, dont 84 mm au cours de la dernière semaine de septembre.

Durant cette période, le gazon a été fortement endommagé par la sécheresse, l'herbe n'a pratiquement pas produit de masse foliaire, seulement des épis que nous avons fauchés en septembre pour favoriser la régénération de l'herbe. Les rendements et la qualité n'ont pas été mesurés, car cela n'aurait pas permis d'obtenir une mesure représentative. Les parcelles ont été réensemencées manuellement avec un mélange adapté à la région afin d'améliorer le couvert végétal.

b. Qualité du fourrage 2020

Après chaque coupe, un échantillon a été pris pour toutes les 12 parcelles. Les échantillons ont été analysés au laboratoire de Tinlot pour la qualité du fourrage.

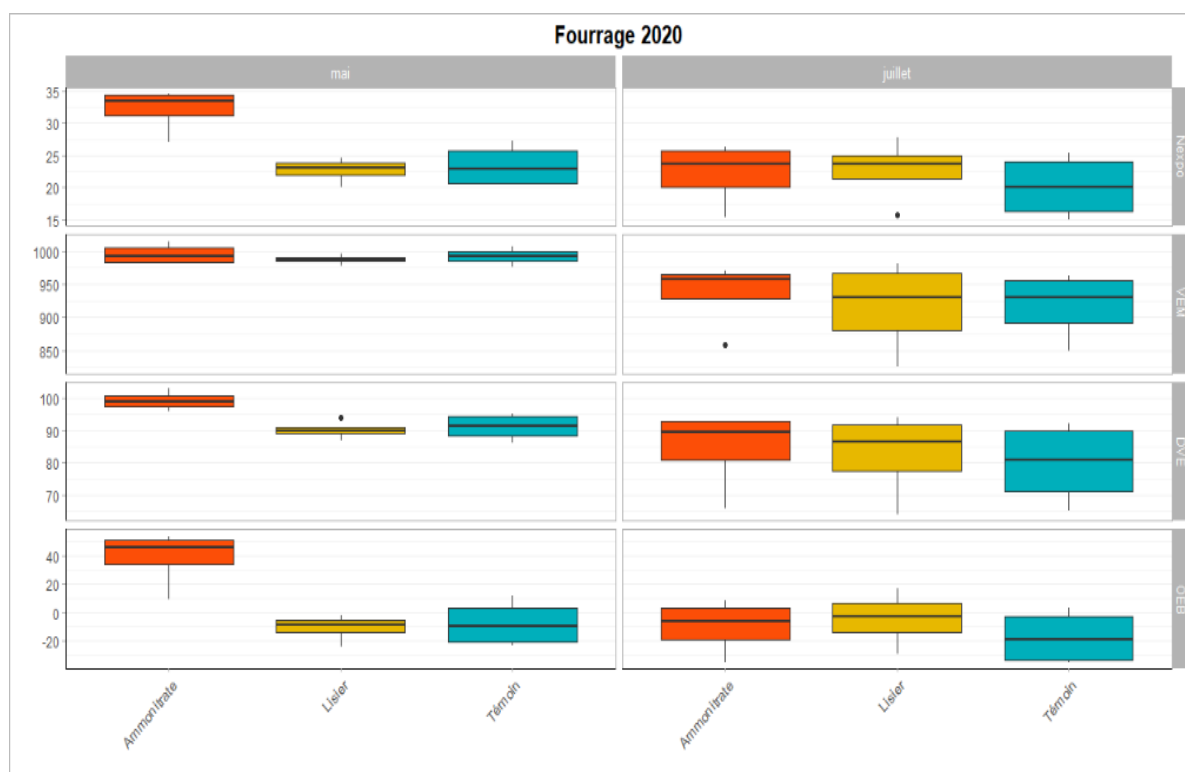


Figure 13: graphique de la qualité du fourrage. Les valeurs Nexpo, VEM, DVE et OEB sont exprimées g/kg de matière sèche de fourrage

Pour la première coupe, les paramètres de qualité du fourrage des variantes témoin et lisier sont semblable. Les contenus en VEM sont en moyenne de, respectivement, 991 et 987 g/kg MS, ce qui signifie qu'un kilo de matière sèche d'herbe correspond à une valeur énergétique de 0,991 ou 0,987 kg d'orge dans l'alimentation des vaches laitières. La teneur en azote est d'environ 23 g/kg pour le témoin et le lisier, ce qui correspond à une teneur en protéines brutes de 14 %, ce qui couvre quasiment les besoins des vaches laitières conduites de manière extensive (besoins : 15 à 18 %, selon la performance).

Le fourrage des parcelles fertilisées avec des engrais minéraux présente des teneurs en VEM encore légèrement plus élevées (995 g/kg), mais surtout une valeur Nexpo supérieure de 37 %, ce qui correspond à une teneur en protéines de 20,1 % en moyenne. Pour l'alimentation des vaches laitières à haute production, ce fourrage doit déjà être équilibré par l'ajout de foin ou de paille. Ce n'est cependant pas une mauvaise valeur, car il est plus facile et moins cher de diluer un fourrage trop riche avec un fourrage plus maigre que d'améliorer un mauvais fourrage avec des aliments concentrés.

DVE et OEB sont directement proportionnels à la valeur Nexpo et suivent la même tendance.

Comme on pouvait s'y attendre, la deuxième coupe est un peu plus moins riche en termes de qualité que la première. Néanmoins, la qualité est encore tout à fait bonne. Pour la deuxième coupe, les valeurs fourragères des parcelles fertilisées avec de l'engrais minéral ou lisier sont les meilleures (22,2 ou 22,72 g/kg Nexpo). En revanche, le témoin zéro présente les valeurs les plus basses (20,2 g/kg Nexpo). Les valeurs VEM sont légèrement plus élevées pour la variante fertilisée avec des engrais minéraux (936 g/kg) par rapport aux deux autres variantes (917 et 918 g/kg).

La teneur en protéines est un paramètre important dans une expérience sur l'azote, car les protéines contiennent 16 % d'azote et les aliments riches en protéines ne peuvent être produits que si l'approvisionnement en azote est suffisant. Les plantes de la famille des légumineuses, qui produisent un fourrage très riche en protéines, sont capables de fixer l'azote de l'air, mais elles ont tout de même besoin des autres éléments nutritifs qui ne parviennent au sol que par la fertilisation ou qui proviennent de la décomposition de l'humus.

c. Exportation d'azote via le fourrage en 2020

À partir de l'analyse du fourrage et des rendements, nous pouvons calculer la quantité d'azote exportée via la production de fourrage récoltée. Ces valeurs sont extrapolées par hectare.

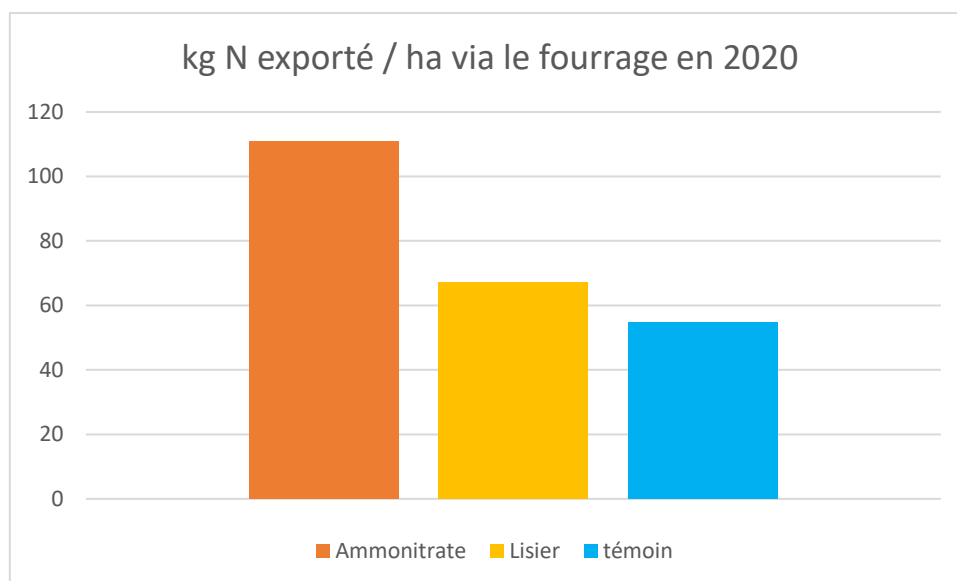


Figure 14 : Moyenne des quantités de N exporté en fonction de la fertilisation

Avec une fertilisation de 200 kg N/ha, les rendements mesurés en 2020, une année de sécheresse, sont bien inférieurs à ce que l'on aurait pu attendre dans des conditions optimales. L'efficacité de la fertilisation au lisier est nettement inférieure à celle de la fertilisation minérale (Ammonitrate).

Comparaison de l'efficacité de la fertilisation

L'azote contenu dans un engrais apporté à une culture n'est jamais intégralement utilisé par cette dernière. Les micro-organismes du sol sont responsables de l'immobilisation d'une fraction de l'azote minéral par réorganisation. Des phénomènes physico-chimiques, liés aux caractéristiques du sol ou à l'activité dénitrifiante de certains processus, provoquent des pertes par voie gazeuse. Enfin, la lixiviation de l'azote nitrique entraîne des pertes en profondeur. Pour rendre compte de la part de l'azote de l'engrais valorisée par la culture, on quantifie l'accroissement de l'absorption d'azote permis par l'apport, en comparaison à une situation non fertilisée.

Le CAU de la variante Ammonitrate est de 28 % et celui du lisier de 6%. Dans des conditions normale

Le Coefficient Apparent d'Utilisation de l'azote (CAU) correspond à la fraction de l'azote total d'un fertilisant (minéral ou organique) qui est absorbée par les plantes jusqu'à la récolte. Ce coefficient s'obtient en comparant une variante témoin, non fertilisée, aux modalités fertilisées avec les engrais étudiés. La mesure de l'azote exporté par la culture dans chacune des modalités permet de calculer le coefficient apparent d'utilisation. Le CAU est un coefficient *apparent* car il simplifie les processus complexes en jeu à l'échelle de la plante. Il ne permet pas de savoir qu'il est advenu de l'azote non absorbé.

Dans des conditions habituelles, le C.A.U. d'un engrais comme l'ammonitrate peut varier de 50 à 95 %, suivant les conditions d'applications.

$$C.A.U. = \frac{Px - Po}{X} * 100$$

Px (Kg/ha) = N absorbé par le peuplement à la dose X

Po (Kg/ha) = N absorbé par le peuplement en absence d'engrais (témoin)

X (Kg/ha) = dose d'engrais apporté

d. Mesure des infiltration de nitrates:

Les bougies poreuses

Les conditions météorologiques – sécheresse- n'ont pas permis de réaliser un suivi des bougies poreuses durant l'année d'essai 2020. La méthode s'est révélée extrêmement peu fiable. Lors de l'échantillonnage, certaines bougies se sont révélées défailantes et le vide appliqué à la bougie n'a pas pu être maintenu. Pour d'autres, le contact avec le sol en profondeur n'était pas suffisant pour aspirer l'eau. Les résultats des échantillons restants ne donnant aucun résultat logique et la méthode prenant beaucoup de temps, les mesures ont été abandonnées.

Azote potentiellement lessivable en arrière-saison 2020 (Novembre et Octobre)

Après une année avec trois fertilisations (100 unités N le 27/04, 50 unités N le 3/06/2020, et 50 unités N le 15/09/2020), les concentrations de nitrate dans le sol (0 à 90cm) varie de 6 à 120 kg N-NO₃/ha. (figure 15)

Durant l'été, le sol sous prairie reste avec un faible teneur en nitrates, peu importe la variante de fertilisation. On observe une augmentation des reliquats azotés sur les modalités au mois d'octobre, lorsqu'il recommence à pleuvoir. Cela est dû au pic de minéralisation d'automne, suite à la longue période de sécheresse. La fertilisation est effectuée dans l'attente d'un rendement et les bonnes pratiques agricoles obligent l'agriculteur à fertiliser dans de bonnes conditions et en fonction des besoins de la culture. Cependant, l'agriculteur ne peut pas contrôler les conditions météorologiques après cette fertilisation. Ce sont les quantités qui risquent effectivement d'être perdues par lessivage, tandis que celles qui se trouvent dans les couches supérieures du sol peuvent éventuellement encore être absorbées par les plantes pendant l'hiver si la croissance se poursuit : tant que la température journalière reste supérieure à 4°C et qu'il n'y a pas de fortes gelées nocturnes.

Même sur la variante témoin non fertilisée, nous voyons une augmentation des quantités de nitrates en arrière-saison qui monte en moyenne à 54 kg de N-NO₃ en novembre. Les valeurs élevées dans les couches profondes du sol, qui ne sont plus accessibles aux racines des plantes, sont particulièrement problématiques.

Ces données montrent qu'à fertilisation égale, le risque le plus important de lessivage des nitrates est lié à une fertilisation minérale (figure 15). Nous mesurons ce résultat sur chacun de nos essais de fertilisation, mais l'ampleur de la différence varie en fonction du type de sol.

Par conséquent, la première des mesures de protection prescrites par le PGDA est contre-productive : on limite en premier lieu la fertilisation organique, mais on autorise une fertilisation minérale complémentaire.

La figure 15 montre également que les valeurs APL des parcelles non fertilisées (témoin) sont égaux ou supérieures à celles des parcelles fertilisées avec du lisier. Nous avons mesuré ce résultat sur d'autres essais à plusieurs reprises, ce qui contredit l'idée selon laquelle l'interdiction de la fertilisation entraîne automatiquement une baisse des valeurs APL. Pour expliquer ce phénomène, il faudrait mesurer d'autres paramètres et mesurer sur une plus longue durée afin de voir si le résultat se confirme.

Il n'est pas non plus possible de déterminer de manière définitive le devenir des nitrates. Les mesures APL ne sont, comme leur nom l'indique, qu'une mesure de l'azote potentiellement lessivable. Pour le mesurer correctement, il est nécessaire de fertiliser avec de l'azote marqué (isotope ^{15}N), ce qui dépasse largement le budget de l'essai (facteur de prix 25.000 entre l'engrais normal et l'engrais marqué). Des résultats d'essais réalisés dans les années 90 avec de l'azote marqué sur un site expérimental situé à 20 km à vol d'oiseau de Limerlé ont montré qu'en cas de fertilisation organique à l'automne, une part bien plus importante (le double) de l'azote épandu est retenu par le sol (Godden et al 2013). Sur ce site expérimental dans les années 90, les conditions pédoclimatiques n'étaient cependant pas limitantes, c'est-à-dire que le sol était plus productif et la répartition des précipitations au cours de l'année était homogène.

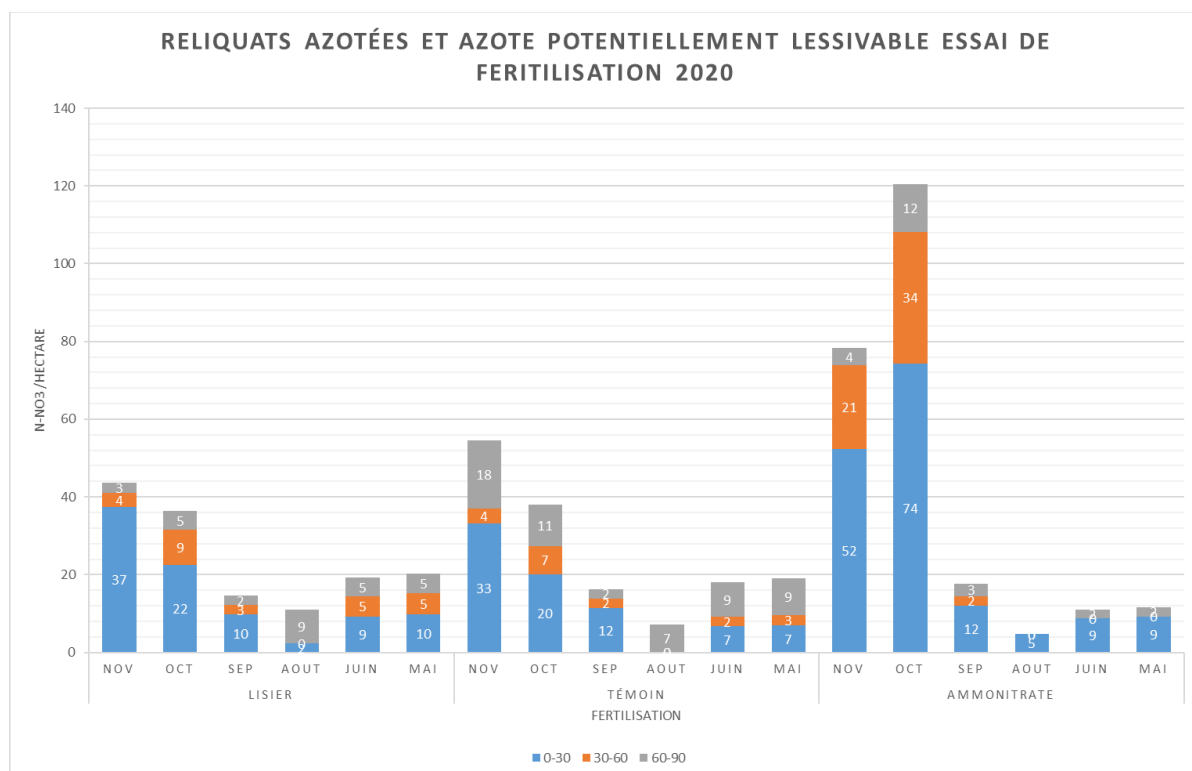


Figure 15: graphique des moyennes des reliquats azotés et de l'APL pour l'essai prairie en 2020 en fonction de la fertilisation (200 uN/ha – 3 échantillonnages indépendants par variante)

Azote potentiellement lessivable en arrière-saison 2020 sur l'essai « courbe de réponse à l'azote

La fertilisation raisonnée est fonction du rendement de la parcelle. On compte environ 20 kg d'azote par tonne de matière sèche d'herbe. Pour l'essai de fertilisation, nous avons prévu un rendement de 8 à 10 tonnes, ce qui est généralement atteint dans la région.

Lors des discussions ultérieures au sein du comité de suivi, l'essai a été étendu afin de voir si le rendement maximal pouvait être atteint et avec une quantité d'engrais réduite ou pour savoir à partir de quelle quantité d'azote, le rendement maximal soit atteint.

Avant la première coupe, nous avons épandu 50 à 100 unités d'azote sur les variantes fertilisées (50 pour la variante 50 uN, 100 uN pour les autres). Après cette première coupe, nous avons épandu 50 unités d'azote/ha pour les variantes 150 et 200 uN et 100 unités N/ha pour la variante 250 uN. Après la deuxième coupe, les variantes 200 uN et 250 uN ont reçu 50 uN/ha pour compléter la dose.

Les rendements de cet essai sont très bas, probablement parce que l'essai a souffert de la sécheresse. Pour la première coupe, on s'attendait à avoir un rendement de 3 à 4 tonnes de matière sèche par hectare pour la variante témoin, ce qu'on a tout juste obtenu avec une fertilisation de 100 unités d'azote /ha. Cela montre l'énorme impact des conditions climatiques et surtout des précipitations sur les rendements de la prairie et l'efficacité de la fertilisation même lorsqu'on fertilise avec de l'ammonitrate.

Nous voyons une augmentation de 150 à 200 % du rendement pour la première coupe par rapport à la variante non fertilisée (0 UN) lors de la première fertilisation avec 50 ou 100 unités d'azote/ha. La courbe de réponse nous montre qu'une augmentation de 150 % du rendement (1,5 tonnes de MS) peut déjà être atteinte avec une fertilisation de 50 kg N/ha au lieu de 100 kg N/ha.

Pour la deuxième coupe, les variantes qui n'ont pas reçu d'ammonitrate après la première coupe (variantes 50 et 100 uN) donnent le même rendement que le témoin zéro. Les variantes ayant reçu un apport de 50 ou 100 uN donnent le même rendement.

Ces résultats sont fortement biaisés par les conditions de sécheresse mais, néanmoins, on peut tirer comme conclusion qu'on pourrait espérer obtenir des rendements corrects en diminuant la fertilisation.

Néanmoins, l'agriculteur doit fertiliser à un moment donné, lorsque la végétation redémarre, en espérant que la météo soit propice à la croissance. Les rendements de la deuxième coupe montrent que sans apport après la première coupe, la croissance a du mal à reprendre sur les variantes 0 à 100 uN. Les rendements de la troisième coupe n'ont pas été mesurés.

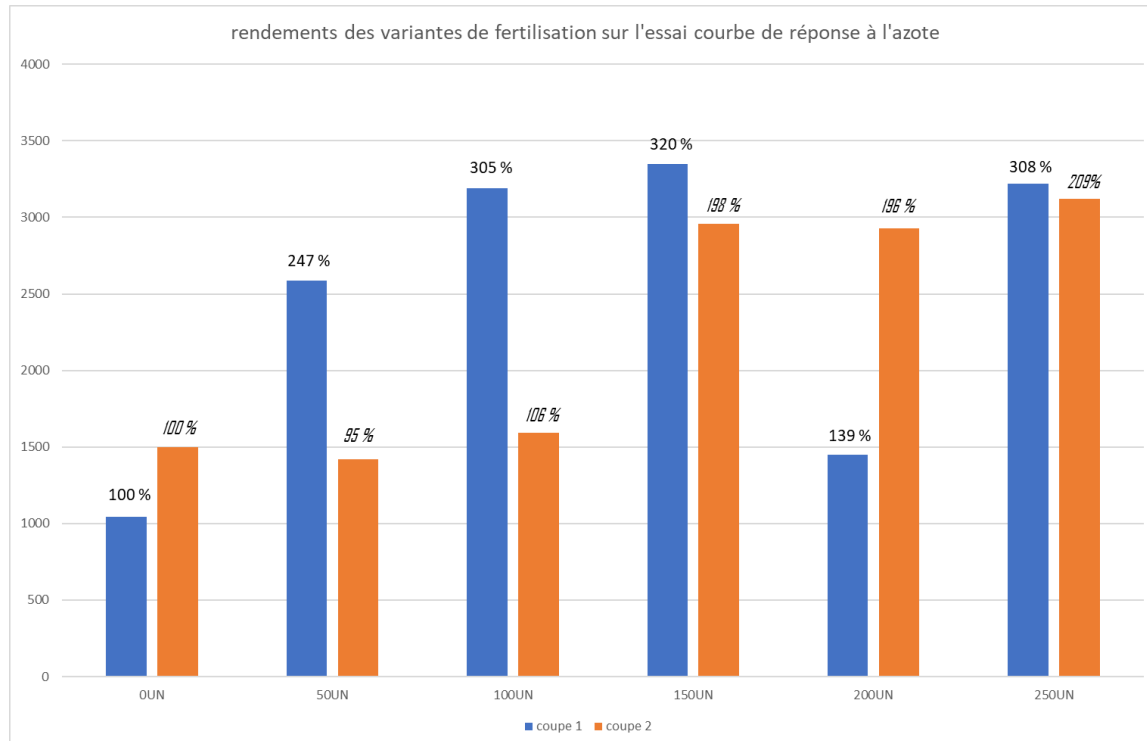


Figure 16 : Rendements fourragers en tonnes de matière sèche / hectare pour l'essai courbe de réponse à l'azote

Les analyses de l'azote potentiellement lessivable en arrière-saison sont élevées pour les variantes qui ont reçu un apport d'azote après la première coupe (variantes 150 à 250 UN). Pour celles qui ont

reçu une dose d'azote après la deuxième coupe (variantes 200 et 250 UN), les valeurs de l'APL restent élevées jusqu'au mois de novembre.

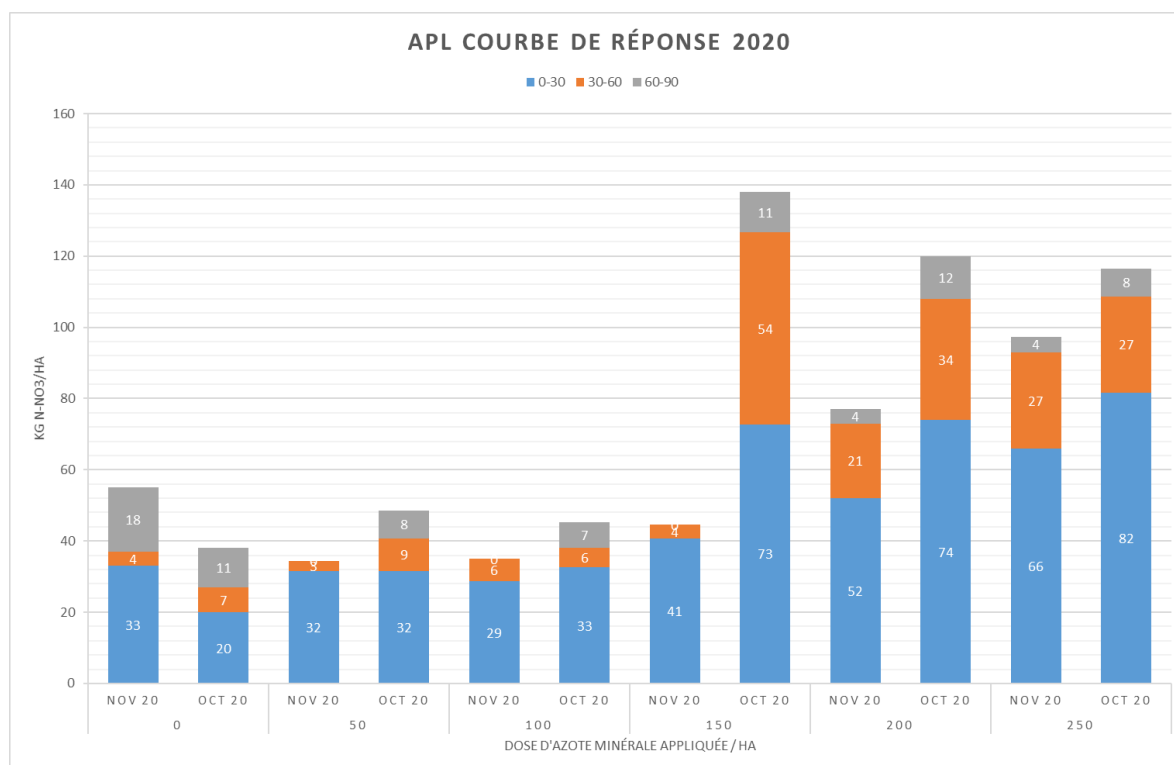


Figure 17 : Analyse de l'azote potentiellement lessivable sur l'essai courbe de réponse à l'azote pour l'année 2020.

Autres sources de pollution dans les environs des captages

De plus, un prélèvement de plusieurs zones à risque (mises à blanc, cultures, restaurations et prairies), est effectué tous les automnes, afin de déceler les éventuelles pertes en Nitrates qui pourraient être la source du problème du taux élevé de Nitrates dans les captages de Limerlé.

Nous avons prélevé des échantillons dans les coupes à blancs près des captages de Delsalle et dans le chablis à côté du captage de Walrand. Les APL étaient similaires aux APL de la variante de l'essai prairie non fertilisé.

Nous avons fait pareil pour les prairies exploitées par les agriculteurs et nous n'avons pas pu observer des valeurs élevées par rapport à la variante non fertilisé de l'essai.

Le seul endroit, où on a pu mesurer des valeurs APL extrêmement élevées en 2020, était une petite zone en dépression le long de la clôture de la prairie, où les bovins passent d'une parcelle à l'autre. Cette zone boueuse, juste au coin de la clôture qui entoure captage de Delsalle, était fortement piétinée par le bétail. Cette dépression a été remblayée en printemps 2021, avec l'aide de la commune et de l'agriculteur, et ensuite réensemencée et le passage pour le bétail a été aménagé plus haut, plus loin du captage, afin de réduire le risque de pollution (pollution ponctuel). Malheureusement, cet endroit n'a pas été échantillonné en octobre 2021 (oublié) et en novembre 2021, l'analyse en laboratoire de la couche supérieure du sol (0-30) a raté (valeur mesurée=0=impossible)



Figure 18 : zone boueuse (entourée), fortement piétinée, à l'angle nord de la clôture autour du captage de Delsalle

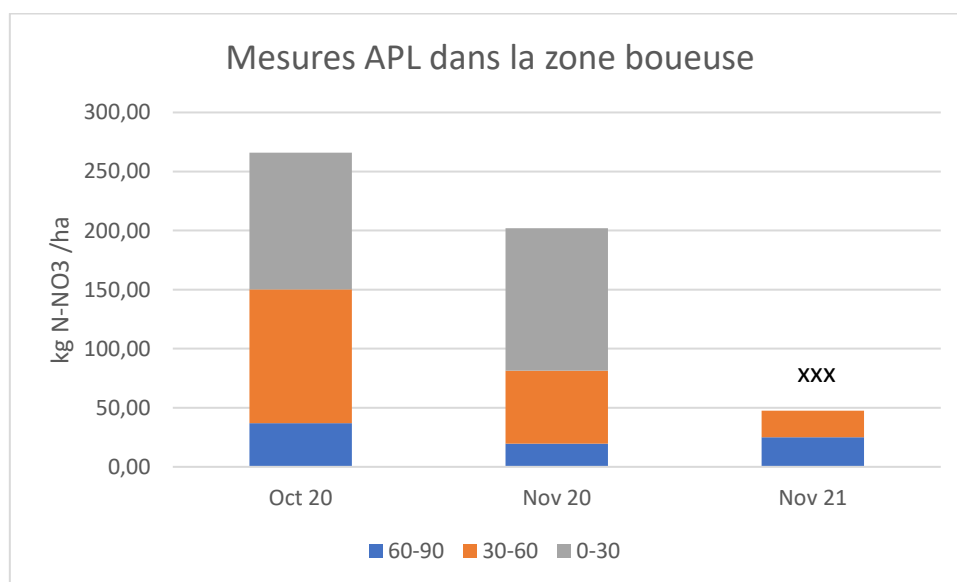


Figure 19 : mesures des valeurs d'azote potentiellement lessivable dans la zone boueuse, captage de Delsalle

D'autres sources de contamination identifiées étaient les andains de terre et de débris végétaux sur les parcelles de restauration dans les réserves naturelles de Walrand et Maguéfontaine. Les APL mesurées sur les parcelles de la réserve naturelle elle-même était très bas. Ces andains sont une source de pollution ponctuelle, mais qui devraient avoir relativement peu d'impact. Néanmoins, de tels andains devraient être évités lors de futurs projets de restauration.

2. Conclusions essais prairie

Les essais dans les prairies n'ont pas été aussi concluants que nous l'aurions souhaité.

Les méthodes de mesure du ruissellement de surface et de prélèvement d'eau du sol par bougies d'aspiration ont échoué et n'ont pas fourni d'informations utiles. Pour le ruissellement de surface, nous ne connaissions pas de méthode de mesure au préalable et nous avons essayé notre méthode sans succès. Pour les bougies poreuse, ces problèmes étaient connus et ce fait a également été la raison pour laquelle nous avons limité le nombre de bougies parce que nous savons que cela implique beaucoup de maintenance. En raison de la longue sécheresse, nous n'avons pu travailler que très tard à la réparation des bougies non fonctionnels. Finalement, le ComAc a décidé d'abandonner ces méthodes de mesure.

Les rendements de l'essai de fertilisation ont été mauvais. Nous nous en sommes rendu compte à la fin de la première année, une année de sécheresse, et nous avons décidé au sein du ComAc de poursuivre les essais de la même manière l'année prochaine, dans l'espoir d'une année plus productive. Les prairies permanentes sont certes des cultures qui préservent l'eau, mais il existe aussi dans les prairies des espèces et des populations productives et improductives. Dans des conditions optimales, l'essai aurait été réalisé sur un site productif, ce que l'on aurait pu estimer au préalable à l'aide de la flore. Mais dans ce contexte, le lieu était quasiment lié au périmètre autour de la source la plus touchée : Delsalle.

Les valeurs mesurées de l'azote potentiellement lessivable se situaient entre 36 et 120 kg de N-NO₃. Tout comme dans d'autres essais, les valeurs APL en cas de fertilisation organique étaient comparables à celles de la variante de contrôle non fertilisée. En revanche, en cas de fertilisation minérale, les valeurs étaient deux fois plus élevées en octobre et en novembre, surtout dans les horizons plus profonds, au moment où la croissance des plantes ne peut plus valoriser cet azote potentiellement lessivable

S'il était possible de définir une nouvelle MECAP pour la fertilisation, l'abandon de la fertilisation minérale serait une mesure à discuter, dont on pourrait mesurer l'effet à très court terme dans les points de prélèvement d'eau très proches de la surface. Cependant, dans les zones vulnérables, c'est généralement la mesure inverse qui est imposée par le législateur : on réduit la fertilisation organique, qui présente moins de risques, tout en autorisant la fertilisation minérale, qui présente un risque important. Dans les deux cas, la surfertilisation est une source de pollution, mais une mesure obligatoire devrait au moins tenir compte des valeurs APL réellement observées et pas imposer juste le contraire.

Le gradient de fertilisation montre qu'à partir d'une fertilisation de 150 unités d'azote, on n'observe pas d'augmentation notable du rendement. Avec cette valeur, nous sommes très proches de la limitation de la fertilisation organique dans les zones vulnérable.

Comme nous l'avons dit au début, le site était très peu productif. À la fin du projet, comme la surface avait été endommagée par les travaux de terrassement effectués dans le cadre de l'enlèvement des structures expérimentales, nous avons entièrement réensemencé ce site. Il serait intéressant, pour les conseillers en protection de l'eau, de suivre l'APL sur cette surface nouvellement ensemencée, afin de voir si une meilleure couverture végétale améliore l'utilisation de l'azote. Une amélioration contrôlée de la couverture végétale, par sursemis répété ou par renouvellement total, serait une autre mesure susceptible d'améliorer la situation.

b. Essais scientifiques pour mesurer les émissions et les dépôts d'ammoniac et le risque des apports de nitrate par lessivage

i. Mesures des pertes par volatilisation :

a. Site d'étude de Limerlé

Les capteurs passifs ont été placés sur chaque parcelle directement à la fin de l'épandage.

Les capteurs passifs sont constitués de filtres imbibés d'acide permettant de suivre les concentrations d'ammoniac dans l'air. Au contact de l'acide, l'ammoniac (NH_3) s'y lie et passe sous forme de NH_4^+ . Le principe du système suit la loi de Fick : les gaz se déplacent d'une zone de forte concentration (l'air ambiant) vers une zone à faible concentration (le filtre).

L'avantage des capteurs passifs est de pouvoir suivre les concentrations en NH_3 dans l'air sur des longues périodes, dans notre cas sur plusieurs jours. Au laboratoire, les filtres en papier sont ensuite plongés dans de l'eau pure. L'analyse, après retrait des filtres, se fait par colorimétrie.

Pendant le stockage et la manipulation des collecteurs passifs, il faut travailler très proprement, car ces collecteurs passifs sont très sensibles. C'est pourquoi des collecteurs passifs sont toujours manipulés en portant des gants et des capteurs 'vierges' placés dans les conteneurs de transport à titre de contrôle, afin de garantir qu'aucune contamination n'a eu lieu.

La structure d'un capteur passif est assez simple. Il est constitué en d'une petite capsule en plastique contenant un filtre en papier, qui peut être fermée par un couvercle. Le schéma suivant montre la structure d'un tel capteur.

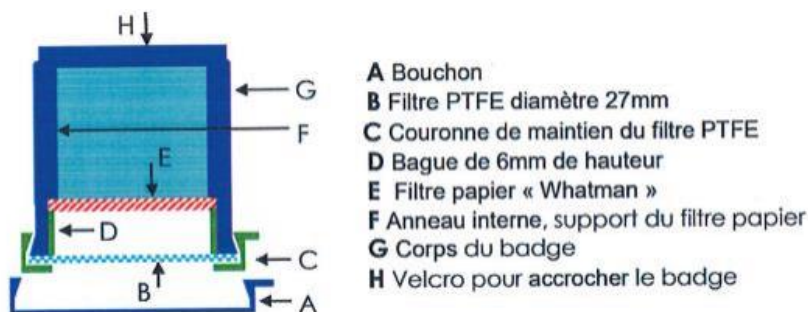


Figure 20 : Schéma général d'un capteur passif (Hamouma cité par Scheuren, 2017). Lorsque la mesure commence, le bouchon (A) est enlevé. A la fin de la mesure, le bouchon est remplacé et l'ensemble est entouré d'une couche de parafilm.



Figure 21 : Les collecteurs passifs sont fixés sous un petit couvercle, à différentes hauteurs, et changés après le temps d'exposition souhaité.

Les capteurs sont disposés, à 0.3 et 1 m au-dessus du sol grâce à un mât. Les temps d'exposition ont été choisis en accord avec la littérature existante (Loubet et al. 2018; Cohan et al. 2012). Ils sont de 6h, 24h, 48h, 72h, 6 jours et 20 jours après l'application de la fertilisation azotée. Quatre mâts ont été disposés autour de l'essai afin d'avoir une idée des influences de la turbulence provoquée par le vent. Les campagnes de mesure de NH₃ après fertilisation ont été réalisées sur le site d'essai (figure 1 et 2), avec une première fertilisation à 100 unités suivie des 2 fertilisations à 50 unités.

Nous observons que les émissions les plus élevées se font dans les premières 24 heures, avec un pic dans les 6 premières heures. Le lisier engendre les plus grosses émissions. Étonnamment, nous n'avons pas observé de différence entre les émissions des parcelles témoins et des parcelles fertilisées avec de l'ammonitrate. Il s'avère qu'une contamination des parcelles témoins en ammonitrate par les parcelles fertilisées avec du lisier est probable.

En 2020 (figure 1), la quantité d'ammoniac mesurée lors des deux épandages à 50 unités était plus faible que lors de l'épandage à 100 unités. Lors de ces deux fertilisations, une plus petite quantité d'azote a, en effet, été épandue. De plus, lors des deux premiers jours de prélèvement du 2^{ème} et 3^{ème} essai, il pleuvait, ce qui n'était pas le cas lors du premier essai d'avril. Le second épandage a émis plus d'ammoniac que lors du troisième malgré la pluie. La différence s'explique par une température plus élevée.

La direction et la vitesse du vent influencent la quantité d'ammoniac absorbée par les capteurs passifs. Une vitesse de vent faible semble augmenter la concentration perçue sur les deux hauteurs de prélèvement.

En 2021 (figure 2), la concentration d'ammoniac était nettement plus élevée lors du second épandage en juin.

Les campagnes de mesure montrent l'effet de la dose épandue et de l'impact des conditions météorologiques (figure 3 et 4). En effet, lors de la campagne d'avril 2020, les conditions étaient propices à la volatilisation (chaud et ensoleillé) alors que pour la même quantité d'azote épandue, les émissions étaient nettement inférieures, lors de la campagne de mars 2021, où la température était inférieure et que le temps était pluvieux. Les mêmes constats sont faits lors des campagnes de juin 2020 et septembre 2020 ainsi que juin et septembre 2021, où pour la même dose d'azote appliquée les concentrations émises sont corrélées à la température, l'ensoleillement et de la pluviométrie.

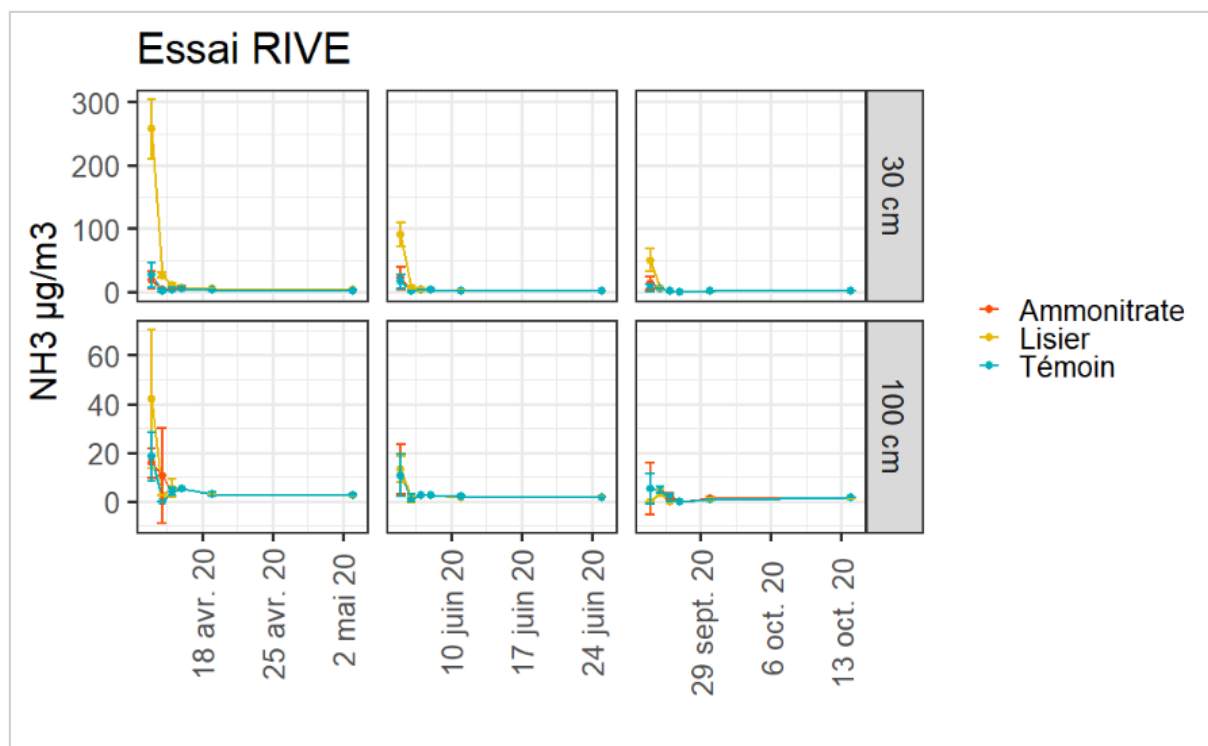


Figure 22 : Concentrations d'ammoniac mesurées lors des différentes campagnes de fertilisation du projet RIVE en 2020, à une hauteur de 30 cm et de 100 cm. Les valeurs représentent la moyenne des quatre parcelles par variantes.

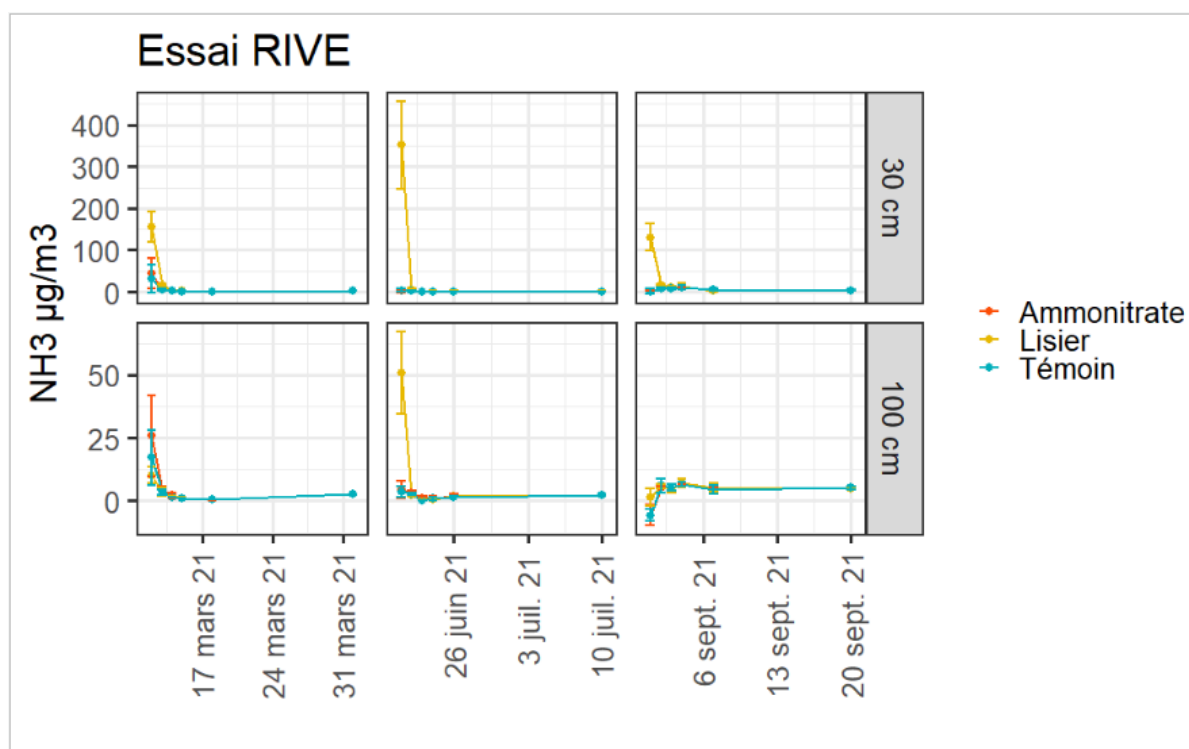


Figure 23 : Concentrations d'ammoniac mesurées lors des différentes campagnes de fertilisation du projet RIVE en 2021, à une hauteur de 30 cm et de 100 cm. Les valeurs représentent la moyenne des quatre parcelles par variantes.

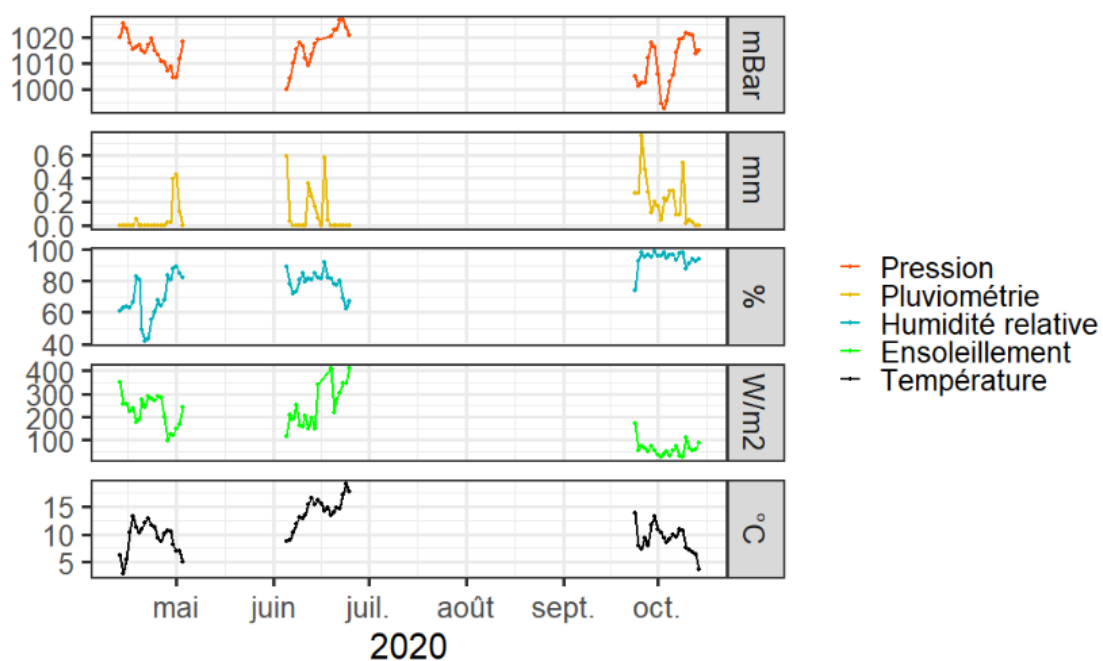


Figure 24 : Conditions météo, moyenne journalière, lors des des différentes campagnes de fertilisation du projet RIVE en 2020.

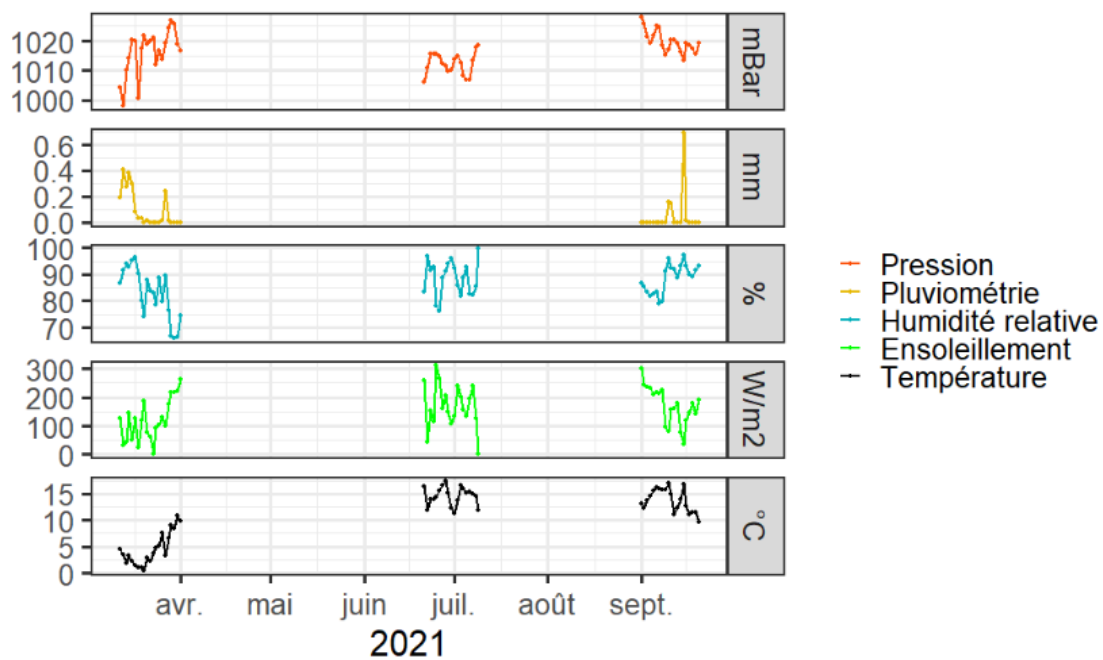


Figure 25 : Conditions météo, moyenne journalière, lors des des différentes campagnes de fertilisation du projet RIVE en 2021.

b. Essai « grande parcelle »

Deux campagnes de mesure sur une parcelle d'une superficie de 4 ha ont été menées avec la collaboration de l'ISSEP (Institut scientifique Wallon de surveillance, de sûreté et de recherche & développement en environnement) (figure 5). Le choix de cette parcelle n'a pas été facile, car il faut disposer d'un raccordement électrique, car l'utilisation d'un groupe électrogène fausserait les mesures. En outre, les sources d'émission autres que notre épandage, comme les étables ou l'épandage sur des champs voisins, doivent pouvoir être exclues.

Il existe très peu de stations de mesure pour l'ammoniac dans l'air, seulement 4 en Belgique. Une en Flandre, une à Bruxelles, une près de Gembloux et une dans le Grand-Bois près de Vielsalm. La station de mesure du Grand-Bois se trouvait à 3 km à vol d'oiseau de ce site expérimental.

Comme les outils de mesure tels que l'ISSEP les utilise sont très coûteux (30.000 €) et qu'il y a peu de données, on nous a demandé de faire nos mesures en parallèle avec les mesures effectuées avec cette technique, afin de pouvoir comparer les résultats par la suite. En outre, l'Ulg avait ainsi eu la possibilité de calibrer sa technique de mesure en cours de développement avec un outil calibré. L'appareil de l'Ulg est nettement moins cher et a donc le potentiel pour être utilisée à grande échelle.

Deux fertilisations azotées successives de 60 unités à base de lisier de bovin ont été effectuées le 21 avril 2021 et le 05 mai 2021 avec la technique de patins, sur une prairie permanente de fauche. L'ISSEP a, lors de ces campagnes, installé différents analyseurs dont un analyseur de NH_3 de type chimiluminescence. L'analyseur se trouvait dans une remorque disposée à proximité de site. La prise d'échantillon était à 2 m. Des mesures ont également été réalisées avec les capteurs passifs. Un mât a été installé au centre de la parcelle, ainsi que quatre autres à 500 m de la parcelle dans quatre directions différentes. Un dernier mât a été placé à côté de la remorque de l'ISSEP. Toutefois, ce dernier ne se trouvait pas à la même hauteur que la prise d'échantillon de l'analyseur. Un anémomètre sonic 3D a été positionné au centre de la parcelle à une hauteur de 2 m.

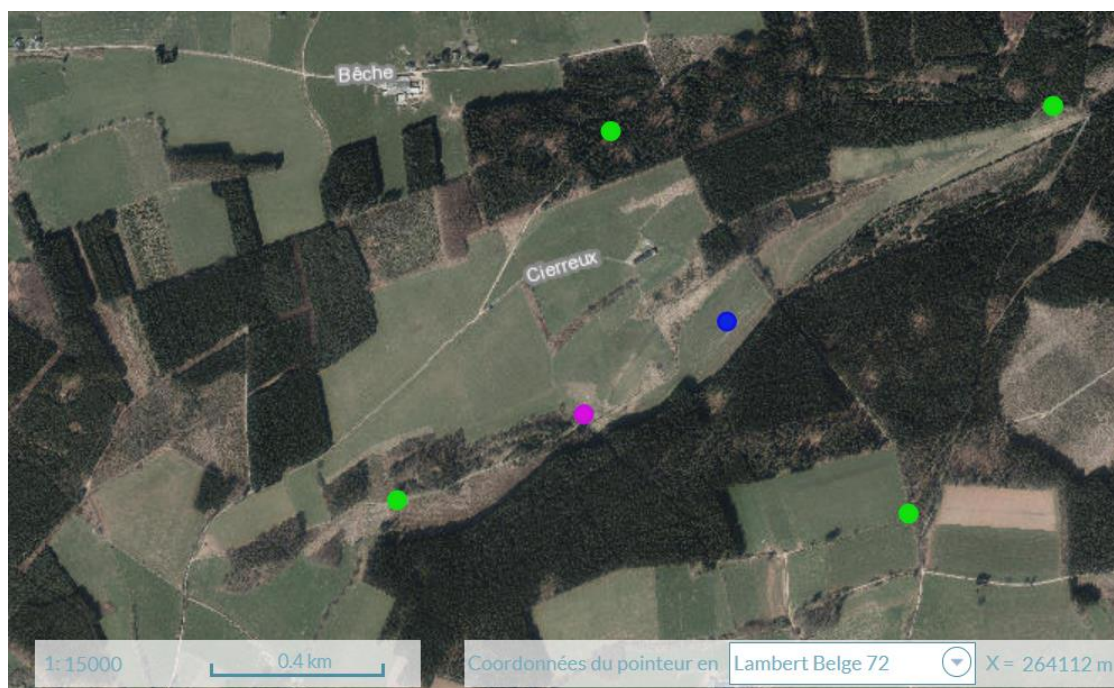


Figure 26: Site d'étude de l'essai grande parcelle. Point vert = position des capteurs passifs (mesure des blancs). Point bleu : centre de la parcelle et position de l'anémomètre Sonic et de capteurs passifs. Point rose : position des analyseurs de l'ISSEP et d'un capteur passif, (proximité d'un captage). Rectangle blanc = zone d'épandage.

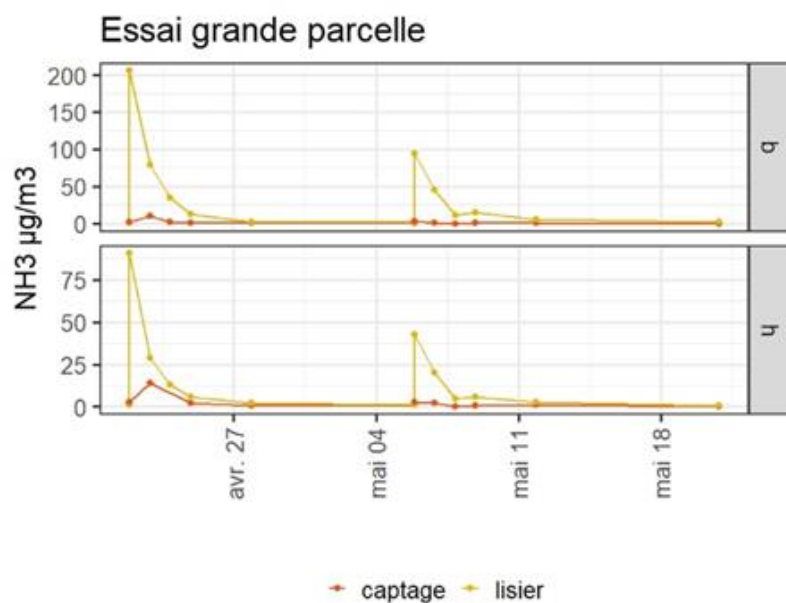


Figure 27 : Concentration d'ammoniac mesurée lors de la campagne grande parcelle, mesurée à une hauteur de 30 cm et de 100 cm. Les valeurs représentent la moyenne de quatre capteurs pour la variante lisier. Captage = capteurs à proximité de l'analyseur de NH_3

Les résultats obtenus semblent cohérents avec les essais menés précédemment (figure 6 et 7). Il est toutefois intéressant de noter que les capteurs situés au centre de la parcelle semblent piéger de l'ammoniac les premières 24 heures après épandage, et même jusqu'à 3 jours après pour la première fertilisation, alors que les campagnes de mesure sur de petites surfaces ne détectent presque plus de NH_3 après 24h.

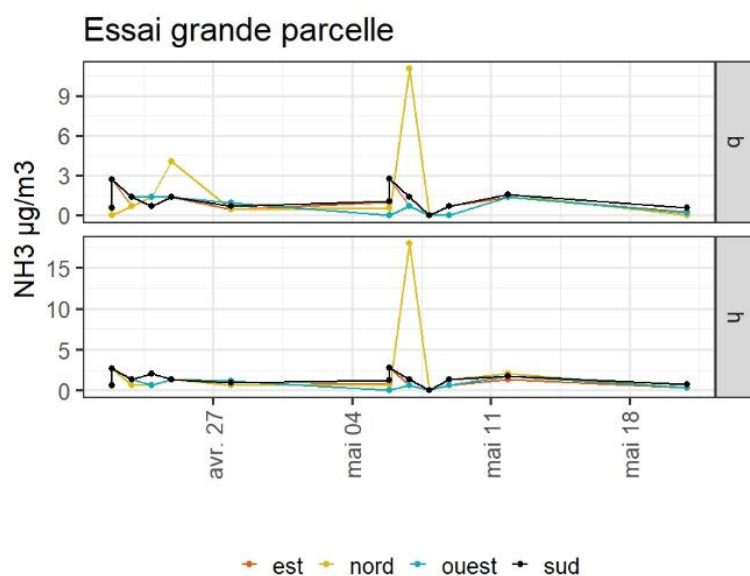


Figure 28 : Concentration ambiante d'ammoniac mesurée à distance de 500m de la parcelle mesurée à une hauteur de 30 cm et de 100 cm.

L'effet de la météo est, ici, à nouveau très marqué. Les conditions météo étaient extrêmement favorables à la volatilisation lors de la première application (ensoleillé et pas de pluie), alors que lors du second épandage le temps était froid et pluvieux (figure 8).

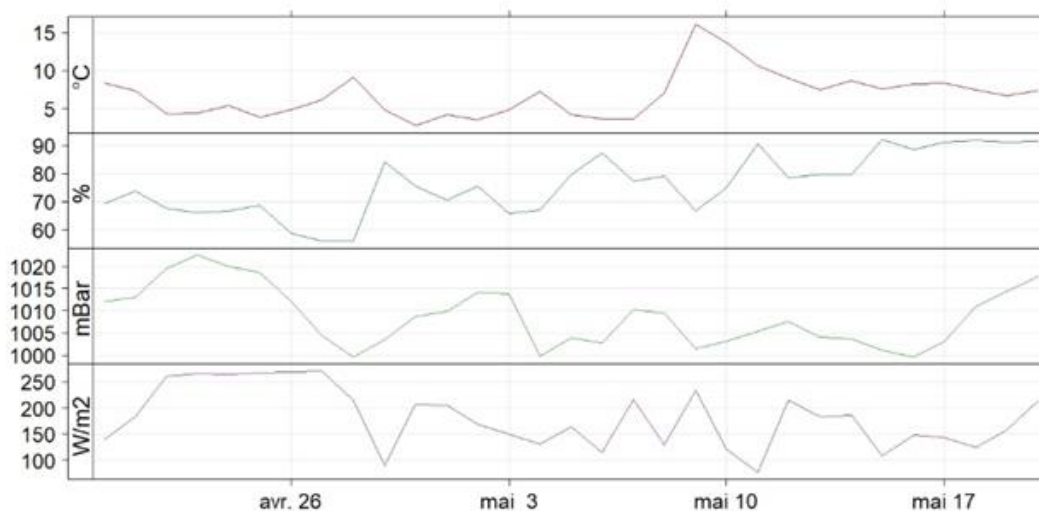


Figure 29 : Conditions météo, moyenne journalière, lors de la campagne « grande parcelle »

Les concentrations environnantes sont restées faibles (entre 0 et 10 ppb) sauf lors du second épandage au Nord (figure 7). Il s'agit probablement d'une contamination extérieure. Au vu de la direction du vent durant le temps de prélèvement, la contamination doit provenir du SO, ce qui concorde avec une fertilisation d'un champ voisin.

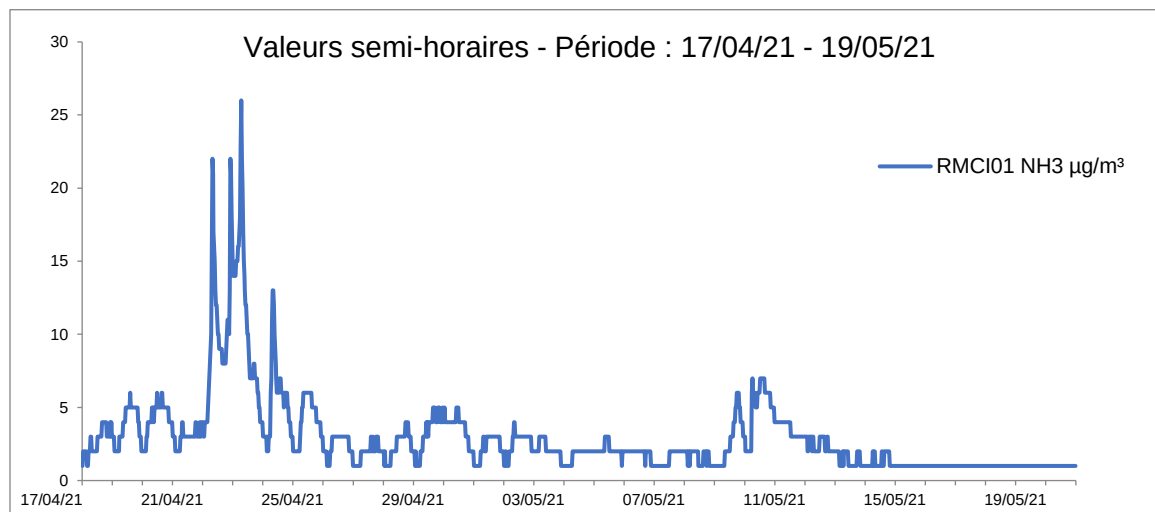


Figure 30: évolution de la concentration en NH_3 , mesuré avec l'analyseur de l'ISSeP (par chimiluminescence), lors de la campagne « grande parcelle ».

L'analyseur de l'ISSeP montre un pic (jusqu'à $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$) de NH_3 le jour de la première fertilisation (figure 9). Les capteurs passifs ont également piégé une faible quantité d'ammoniac ($<20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (figure 7). Aucune augmentation de la concentration n'a été enregistrée par ces deux méthodes lors du seconde épandage, ce qui est expliqué par la météo (pluie et direction du vent). Il est difficile de

conclure à une concordance entre l'analyseur et les capteurs passifs vu que les prises d'échantillons se trouvent à des hauteurs différentes. Le réseau de capteurs avait également été installé lors de cet essai en utilisant la même prise d'échantillon que l'analyseur. Toutefois, le réseau n'a pas semblé réagir à la fertilisation. Les concentrations mesurées étaient sans doute trop faibles que pour être détectées par le réseau de capteurs.

c. Le réseau de capteurs à oxyde métallique (MOS)

Le réseau de capteurs à oxyde métallique est composé de 7 capteurs. Cinq de ces capteurs ont été sélectionnés pour leur sensibilité à l'ammoniac. Il faut garder à l'esprit que ces capteurs ne sont pas spécifiques à un seul composé. Ils ne vont donc pas réagir qu'à l'ammoniac mais à l'ensemble des composés présents dans l'air ambiant, avec une sensibilité que nous espérons plus élevée pour NH_3 . De plus, ces capteurs commerciaux ont des seuils de détection et des plages de concentrations différentes de l'ordre du ppmv. Les deux autres capteurs ont été choisis pour n'être que très peu sensibles à l'ammoniac et servir de « référence » (GGS2330 et TGS2620).

Les capteurs sont placés dans une chambre hermétique dont la température est contrôlée à 50°C. Cette température constante a été choisie sur base des précédentes recherches menées au sein de notre laboratoire. Elle permet un bon fonctionnement des capteurs et empêche l'apparition de condensation. La chambre est en PTFE afin d'éviter toutes émissions de composés organiques par celle-ci, ainsi que pour réduire l'absorption et les transformations chimiques des composés gazeux.

Les capteurs du 1er instrument étaient directement fixés sur la carte électronique. Les graphiques, en temps réel, ont montré que le temps de récupération des capteurs est beaucoup plus long après le passage d'un échantillon d'ammoniac, comparé aux autres échantillons, ce qui est probablement causé par l'absorption de l'ammoniac sur la carte électronique, et donc provoque une rémanence du signal. Un second instrument a alors été conçu avec une chambre entièrement constituée de PTFE, sans contact des échantillons avec la carte électronique.

Les capteurs à oxyde métallique sont très sensibles aux variations de température, d'humidité et de pression atmosphérique, c'est pourquoi des sondes de température, d'humidité et de pression sont placées à l'extérieur de la chambre en plus d'une sonde de température et d'humidité dans la chambre. Une pompe, placée en aval de la chambre, aspire l'air ambiant au travers de la chambre. Le débit est fixé à 250 ml/min. Les premiers tests de fonctionnement de l'instrument ont été réalisés en laboratoire. Ces premiers essais montrent que le réseau est fonctionnel.

De plus, il semble réagir différemment aux divers échantillons utilisés (figure 10). En effet, l'ACP montre que le réseau de capteurs arrive à séparer des mélanges de compositions différentes (figure 11).

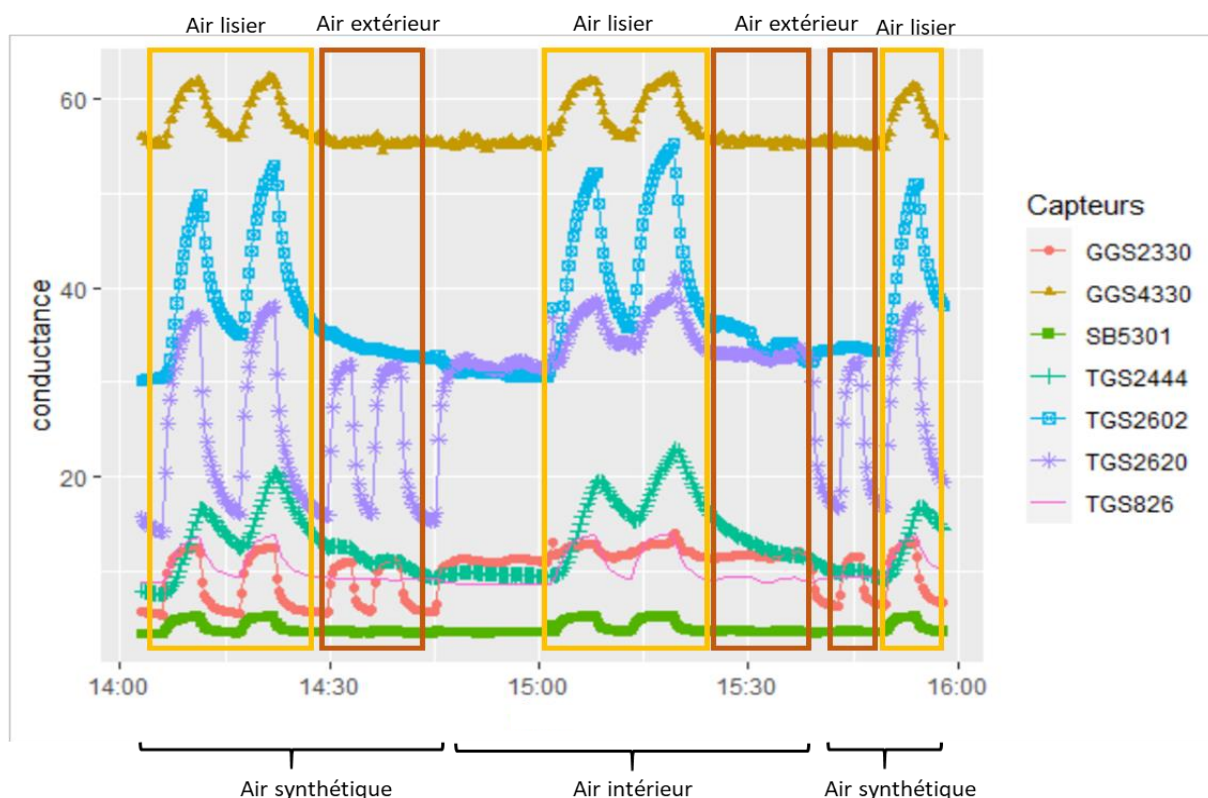


Figure 31: évolution de la conductances des capteurs au cours du temps, lors d'un essai laboratoire avec des passage par cycle d'échantillons divers (encadré jaune/air lisier = passage d'un échantillon d'air prélevé à la surface d'une prairie fertilisé avec du lisier, air extérieur = passage d'un échantillon d'air prélevé à la surface d'une prairie non fertiliser, air intérieur = air ambiant du laboratoire utilisé comme valeur initiale (G0), air synthétique = air synthétique sec en bouteille utilisé comme valeur initiale (G0)). La technique de présentation des échantillons par mesure en cycle « air de référence/échantillon/air de référence ». Des sacs en Nalophan sont connectés à l'instrument par des tuyaux en PTFE et une vanne trois voies en inox. Dès que le signal des capteurs dans l'air de référence est stabilisé et revenu à sa valeur initiale (G0), l'échantillon est présenté au réseau jusqu'à ce que le signal soit stabilisé avant de rebasculer sur l'air synthétique ou l'air ambiant du laboratoire.

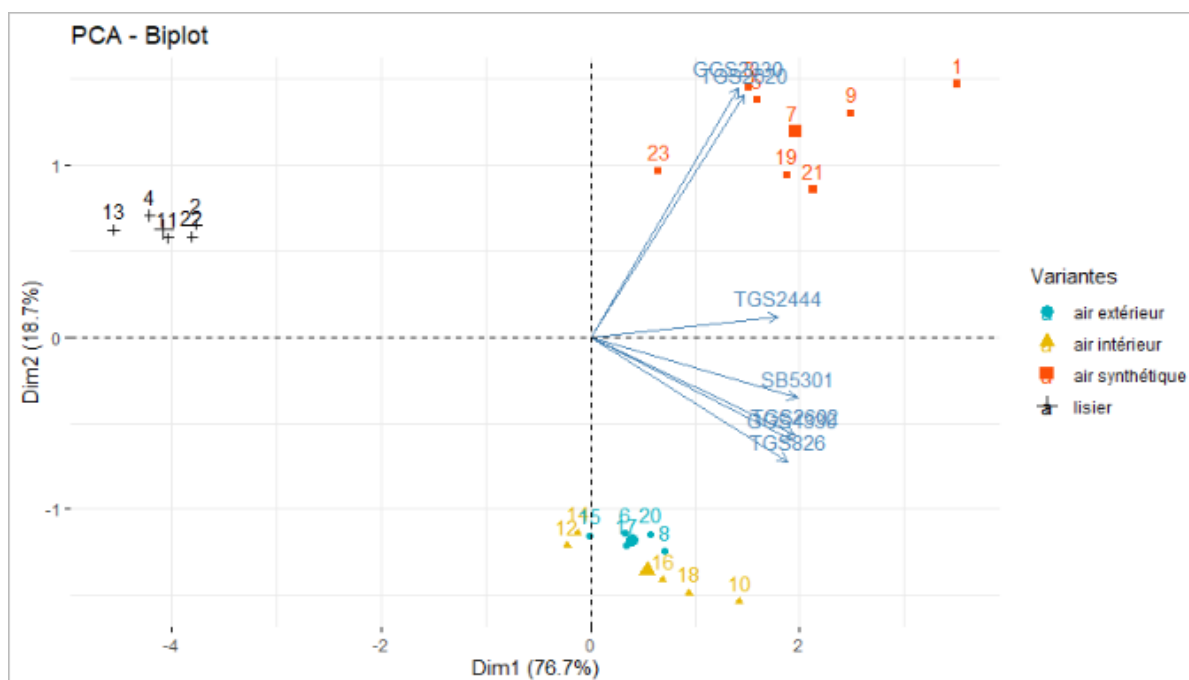


Figure 32: Analyse en composante principale sur les données de conductances brutes du graphique ci-dessus.

Différents tests en laboratoire, réalisé dans la cadre d'un mémoire d'un étudiant en Master en Sciences et Gestion de l'environnement, ont montré que le réseau de capteurs MOS réagissait à des concentrations jusqu'à 100 ppb d'ammoniac (dilution dans de l'air synthétique sec). Pour pouvoir descendre en dessous de cette concentration, il faut réaliser des modifications techniques à l'instrument, par exemple diminuer la taille de la chambre. Le réseau semble bien réagir de manière proportionnelle au changement de concentrations de NH_3 (figure 12).

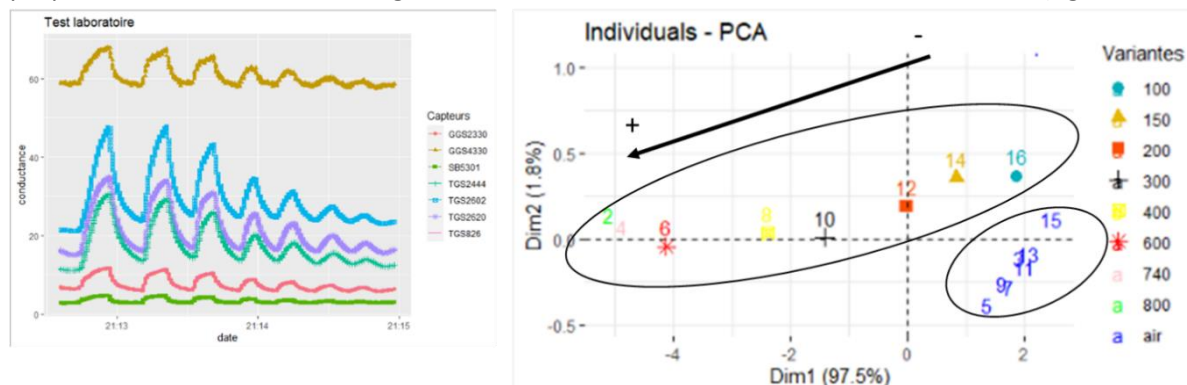


Figure 33 : Graphique de gauche: Conductances des capteurs, lors d'un essai laboratoire avec des passage par cycle d'échantillon d'ammoniac de concentrations différentes (de 800 ppb à 100 ppb). Graphique de droite : ACP des valeurs brutes en résistance des capteurs lors de la même expérience. Flèche noire = évolution de la concentration en NH_3 . Cercle noir : distinction entre les échantillons de NH_3 et l'air de référence.

d. Test de fiabilité des capteurs passifs

Durant l'automne 2020, des tests de fiabilité ont été réalisés sur les capteurs passifs dans le cadre d'un mémoire étudiant. Le but était de vérifier si des capteurs positionnés au même endroit captaient la même quantité d'ammoniac. Huit épandages de 100 unités d'azote ont été réalisés sur des parcelles de 50m² : Une parcelle avec du lisier de bovin, une parcelle avec de l'ammonitrate et une parcelle témoin. Quatre capteurs ont été placés à une hauteur de 30 cm et quatre capteurs à une hauteur de 100 cm. Les capteurs ont été prélevés et remplacés après 6h, 24 h et 48h.

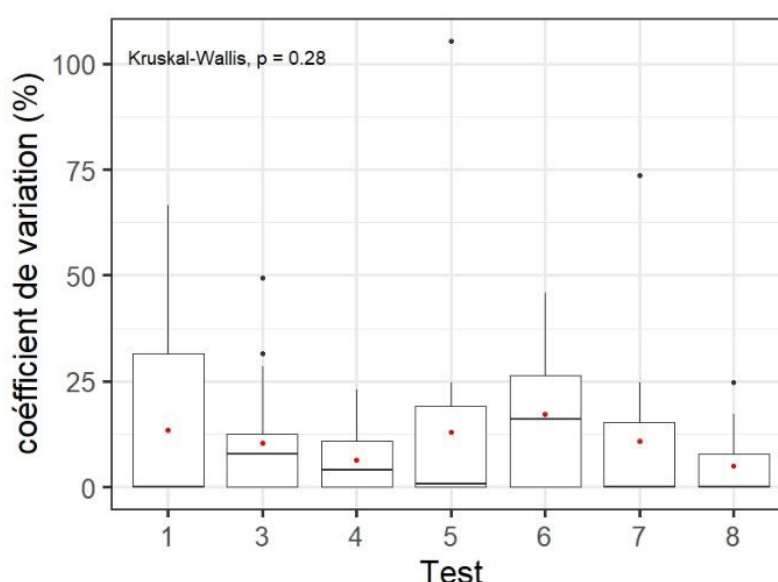


Figure 34: représentant le coefficient de variation (%) des capteurs passif lors de chaque test. Le coefficient de variation a été calculé sur les 4 capteurs exposés au même moment et à la même hauteur. Le test 2 a été écarté à cause d'erreurs de manipulation. Le point rouge représente la moyenne du coefficient de variation.

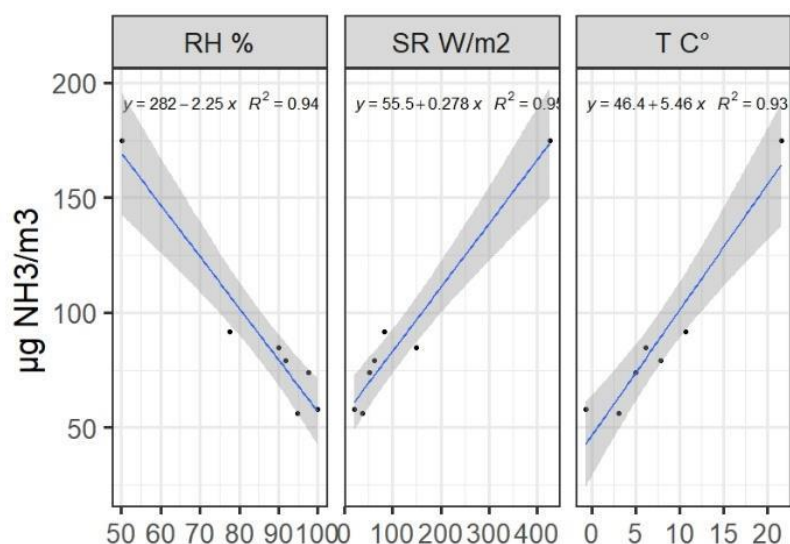


Figure 35 : Régression linéaire entre la concentration en NH_3 et l'humidité relative (RH), l'ensoleillement (SR) et la température (T). Les points correspondent, pour la météo, à la moyenne durant les 6 premières heures et pour les capteurs à la concentration mesurée après les 6 premières heures d'exposition

Mis à part le test 2 (conditions expérimentales différentes), les capteurs semblent être fiables avec un coefficient de variation moyen de 10,74 % (figure 13) .

Une corrélation entre les conditions météo et la concentration en NH_3 émis a pu être constatée (figure 14), lors de ces 8 tests. En effet, en accord avec la littérature (Behera et al. 2013; Sommer et Hutchings 2001), la concentration en ammoniac émis après une fertilisation azotée organique est impactée par la température, l'humidité relative et l'ensoleillement.

e. Essais d'étalonnage des mesures des NH_3

Les filtres imbibés d'acide (utilisé dans les capteurs passifs) ont été utilisés pour étalonner le réseau de capteurs MOS et les capteurs passifs. Pour ce faire, une chambre hermétique et sur mesure a été fabriquée pour pouvoir placer un filtre à l'intérieur et faire passer un flux/volume connu au travers. Des tests en laboratoire montrent que les filtres capturent l'entièreté de l'ammoniac présent dans l'air. Des concentrations de référence ont été obtenues avec une unité de dilution composée de MFC (mass flow controllers). Différentes humidités ont été testées. La droite de régression de l'ensemble de ces tests montre un R^2 de 0.99 (figure 15). Le flux utilisé est de 1 litre par minute, sur une durée de 30 minutes.

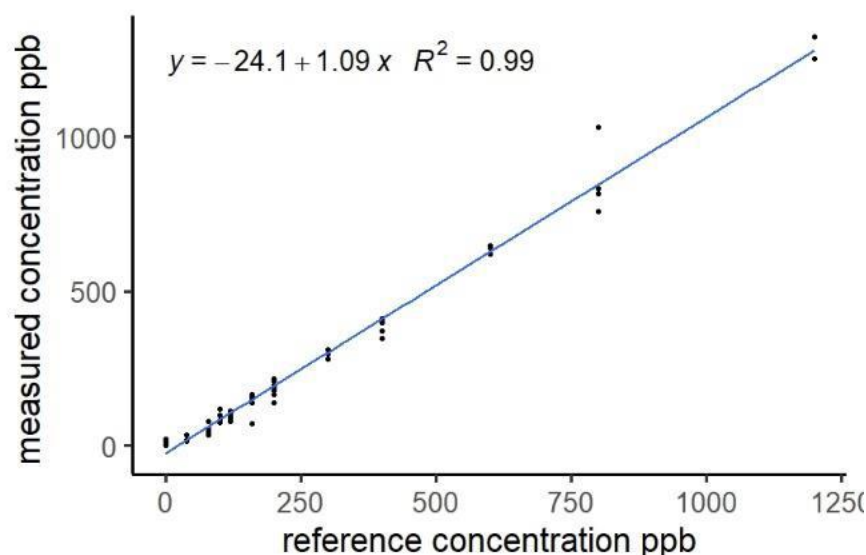


Figure 36: Régression linéaire des concentrations de référence obtenues par dilution et des concentrations mesurées avec les filtres imbibés d'acide. (66 points = mesures réalisées sur plusieurs jours en variant l'humidité des différents mélanges de 20 à 100 %)

Ce dispositif a été utilisé lors d'une expérience en conditions réelles. Un épandage a été réalisé sur le campus d'Arlon sur une superficie de 50 m² avec une fertilisation azotée de 100 unités. Lors de cette expérience, la réponse du réseau de capteurs MOS et des capteurs passifs ont été comparés aux résultats obtenus avec la concentration mesurée avec les filtres (figure 16). L'ensemble des instruments a une prise d'échantillon à 30 cm au-dessus de la végétation. Le débit de prélèvement de la chambre avec le filtre était de 1 l/min sur une durée de 1 heure.

Les capteurs passifs ont été prélevés toutes les 2 heures le premier jour, puis une fois par jour pour les jours suivants (figure 17). Les deux courbes (filtre/capteur) ont la même cinétique et les concentrations sont proches. Ces données sont, à nouveau, des indicateurs que les capteurs passifs sont fiables et efficaces.

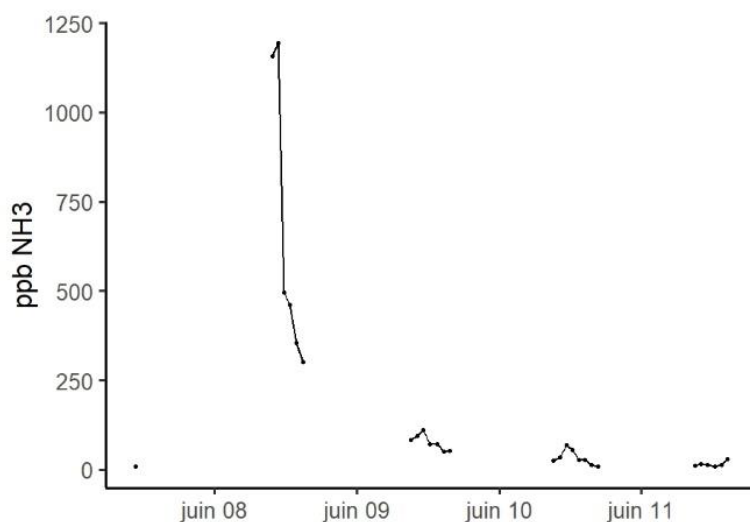


Figure 37: Evolution horaire de la concentration en NH₃ en ppb, mesurée avec les filtres imbibés d'acide.

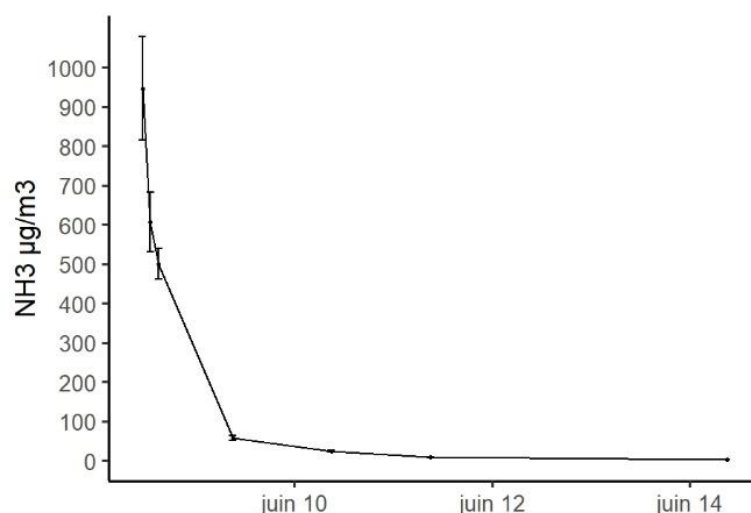


Figure 38: Evolution de la concentration en NH_3 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, mesurée avec les capteurs passifs. Les capteurs, lors de la première journée, ont tous été placés en T0. Deux par hauteur ont été retirés après 2 heures, après 4 heures et après 6 heures. Ensuite de nouveaux capteurs ont été placés pour être prélevés après 18h, puis 2 fois après 24 heures et une dernière mesure après 72h.

Le réseau de capteurs MOS a également donné des résultats encourageants lors de cette expérience. Au moment de l'application de la matière fertilisante, une chute du signal est observée (figure 18), qui remonte ensuite doucement au cours de la journée. Pour rappel, la résistance électrique des capteurs est inversement proportionnelle à la concentration des composés. Cette chute est nettement plus importante que les jours précédents et que les jours suivants.

Les résultats de l'Analyse en composantes principales -ACP- (figure 19), effectuée sur le signal brut, montre une évolution temporelle du signal lors du jour de l'épandage. Une seconde ACP (figure 19), reprenant les données d'un jour antérieur et quelques jours après la fertilisation a été réalisée. La composante principale 1 (Dim1) décrit l'évolution du signal en fonction du changement de composition de l'air après l'application (figure 19 flèche noire). La composante principale 2 (Dim2) semble montrer l'impact de l'humidité sur le signal (figure 19 flèche rouge et figure 20).

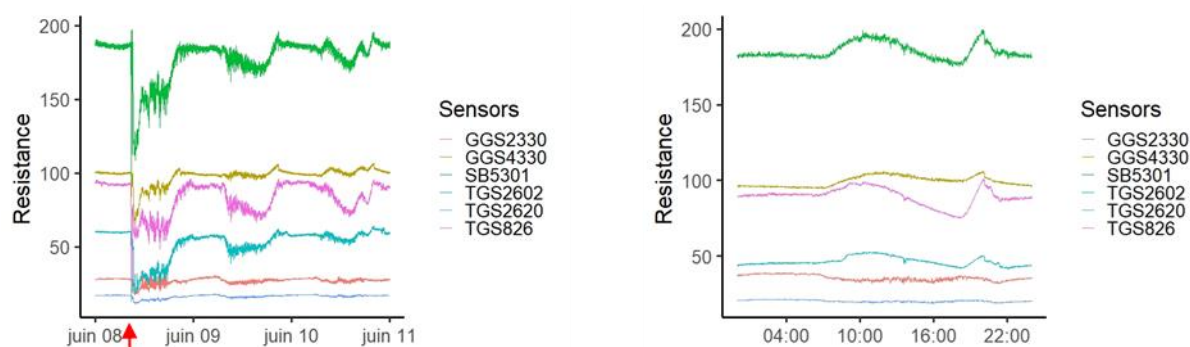


Figure 39 : Graphique de gauche: Surveillance en temps réel du signal, en résistance, des capteurs présents dans le réseau de capteurs à oxyde métallique, après l'application du lisier. Flèche rouge = heure d'application du lisier. Graphique de droite : Suivi en temps réel du signal, en résistance, des capteurs présents dans le réseau de capteurs à oxyde métallique, après l'application du lisier, quelques jours avant l'épandage.

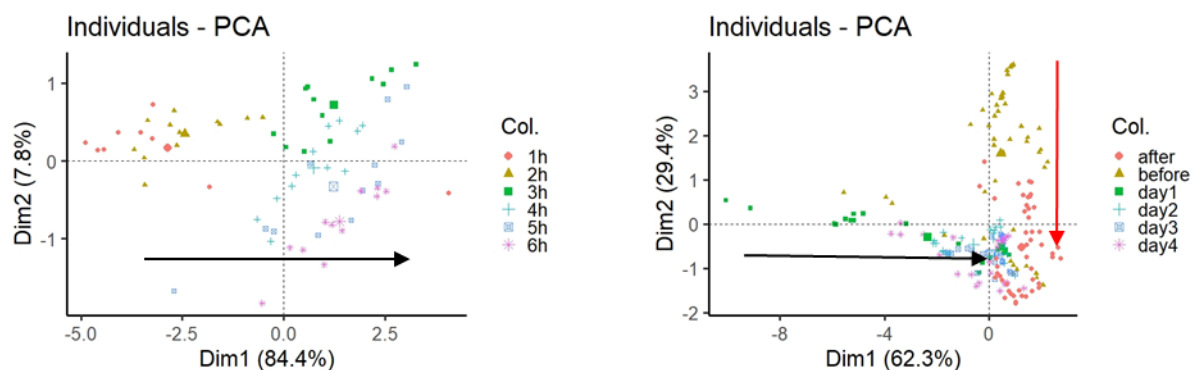


Figure 40: Graphique de gauche : ACP représentant le signal du réseau de capteurs d'oxyde métallique pendant les 6 premières heures après l'application du lisier. Flèche noire = évolution de la concentration en NH_3 . Graphique de droite : ACP représentant le signal du réseau de capteurs d'oxyde métallique avant et après l'application du lisier. La médiane horaire a été prise pour l'ACP. Flèche noire = évolution de la concentration ; Flèche rouge = impact de l'humidité sur le signal.

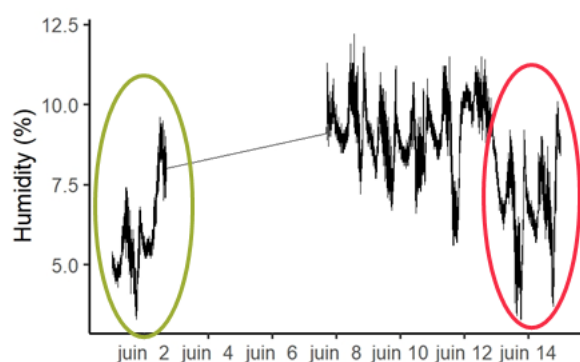


Figure 41: Evolution de l'humidité, en %, dans la chambre du capteur. Cercle vert foncé = avant épandage. Cercle rouge = plus de 4 jours après l'épandage.

Lors de l'expérience en conditions réelles, un nouveau nez a été créé et utilisé pour pouvoir le fixer sur un support vertical et hermétique. La conception est pratiquement identique à l'exception de la taille de la chambre, qui est légèrement plus grande, le débit de la pompe, qui est de 250 ml/min et du nombre de capteurs qui est passé de 7 à 6. Le capteur TGS2444 a été écarté car il avait un temps de réponse beaucoup plus long et était moins sensible que les autres capteurs.

f. Campagne d'inter-comparaison de mesure de NH_3

Les deux instruments ont été utilisés lors d'une campagne d'inter-comparaison d'analyseurs d'ammoniac en France. Cette inter-comparaison a permis de comparer l'évolution du signal des différents capteurs avec la concentration en ammoniac réelle. Ci-dessous la fiche descriptive de la campagne :

Analyse Multi-Instrumentale des Concentrations d'Ammoniac (AMICA)

« L'ammoniac (NH_3) est un gaz réactif dont les émissions, principalement liées à l'agriculture, ont fortement augmenté depuis l'ère industrielle. Il est parmi les moins bien renseignés des précurseurs de particules en suspension qui sont particulièrement nocives pour la santé humaine. L'ammoniac participe donc aux événements de pollution particulaire dans les mégacités, mais la compréhension de ces épisodes de pollution n'est pas complète et nécessite des observations de qualité des concentrations d'ammoniac pour caractériser finement les processus physico-chimiques de l'atmosphère. Il est cependant très difficile de mesurer la concentration ambiante d'ammoniac dans l'air étant donné la nature collante, volatile, et réactive de cette molécule.

Pour évaluer les différents types d'analyseurs de NH_3 dans l'atmosphère, un exercice d'inter-comparaison se déroulera en octobre 2021 sur le site de l'INRAE à Thiverval-Grignon (78), à proximité de la ferme AgroParisTech de Grignon. Cette campagne de mesures regroupe 8 instituts de recherche dont 3 laboratoires de l'IPSL : LISA, LATMOS, LSCE, INRAE Grignon, IMT Nord Europe, GSMA Reims, INRAE Rennes, et le Laboratoire Sensing of Atmospheres and Monitoring de l'Université de Liège. Les différents analyseurs sont comparés sur une large gamme de concentrations d'ammoniac allant de la concentration atmosphérique ambiante à des concentrations boostées par des peignes d'émissions d'ammoniac de 400m² (Figure 40).

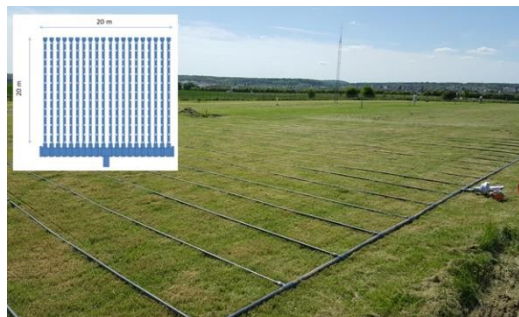


Figure 42 : Dispositif d'émission d'ammoniac avec des peignes

Cette campagne de mesures s'intègre étroitement dans le cadre du projet LEFE-CHAT NH3IDF 2019/2020 (PI : Pascale Chelin) et permettra notamment d'appréhender les performances des différents analyseurs de NH_3 . Les mesures du site ICOS écosystème FR-Gri et de la station météorologique du réseau Agroclic d'INRAE, situées à proximité directe seront mises à disposition du projet pour interpréter les mesures. »

Dates programmées : 4 au 27 octobre 2021

Personnes impliquées :

- **LISA** : Pascale CHELIN, Vincent MICHOU, Antonin BERGE, Xavier LANDSHEERE
- **LATMOS** : Camille VIATTE, Cristelle CAILTEAU-FISCHBACH, Nadir GUENDOUZ
- **LSCE** : Jean-Eudes PETIT, Douglas ORSINI
- **INRAE Grignon** : Alain FORTINEAU, Pauline BUYASSE, Benjamin LOUBET, Baptiste ESNAULT, Sophie GENERMONT, Céline DECUQ, Erwan PERSONNE
- **IMT Nord Europe** : Sabine CRUNAIRE, Pablo ESPINA, Nathalie REDON
- **GSMA** : Lilian JOLY, Julien COUSIN, Florian PARENT, Sylvain CAVILLE
- **INRAE Rennes** : Chris FLECHARD, Yannick FAUVEL
- **Laboratoire Sensing of Atmospheres and Monitoring de l'Université de Liège** : Anne-Claude ROMAIN et Marie SCHEUREN

Les résultats obtenus avec nos deux instruments sont très encourageants. La courbe de réponse des capteurs du réseau sensible à l'ammoniac suit l'évolution de la concentration en ammoniac (figure 21). Lors des tests en laboratoire les gammes de concentrations en ammoniac dans de l'air synthétique ne permettaient pas de discriminer des concentrations inférieures à 200 ppb. Cette inter-comparaison en air extérieur montre une limite de détection, des différents capteurs, inférieure à 100 ppb. Le coefficient de détermination entre la concentration en NH_3 et la conductance de chaque capteur a été calculé (figure 22). Les résultats montrent que la réponse des capteurs, sélectionnés pour être sensibles à l'ammoniac, semble être corrélée à la concentration en NH_3 mesurée. Les deux capteurs sélectionnés

pour être pas ou peu sensible à l'ammoniac ne sont pas corrélés à la concentration en NH3. Une première tentative d'étalonnage a été réalisé en utilisant la méthode de la régression multiple. Le modèle a permis d'obtenir un coefficient de détermination de 0.65. Ces résultats sont très encourageants, d'autres tests seront nécessaires pour confirmer le potentiel de l'instrument, afin de pouvoir affiner le modèle.

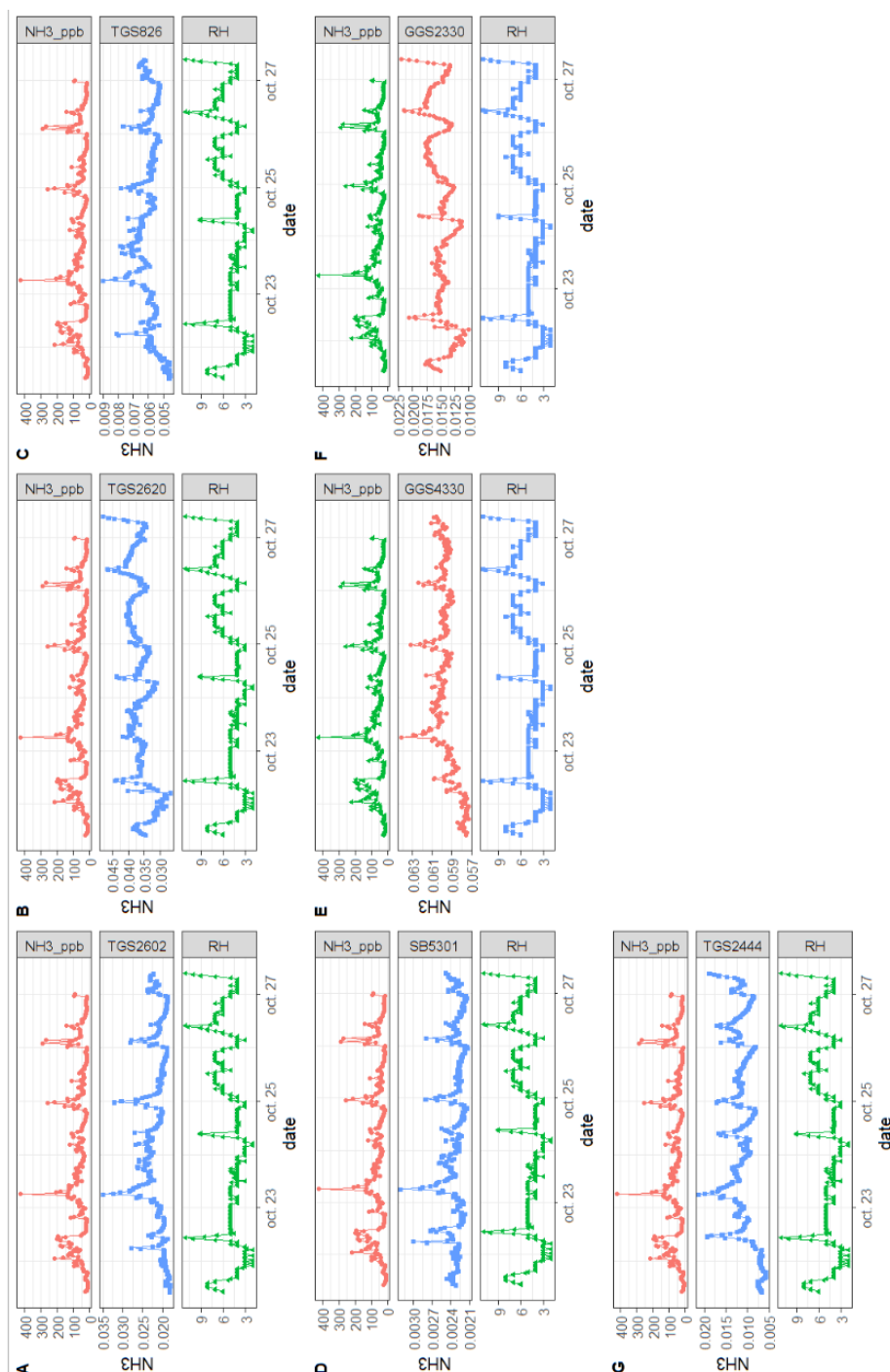


Figure 43 : Haut = évolution de la concentration en NH3 ppb mesuré par un analyseur Picarro. Milieu : Surveillance en temps réel du signal, en conductance, des capteurs présents dans le réseau de capteurs à oxyde métallique. Bas : Evolution de l'humidité, en %, dans la chambre du capteur.

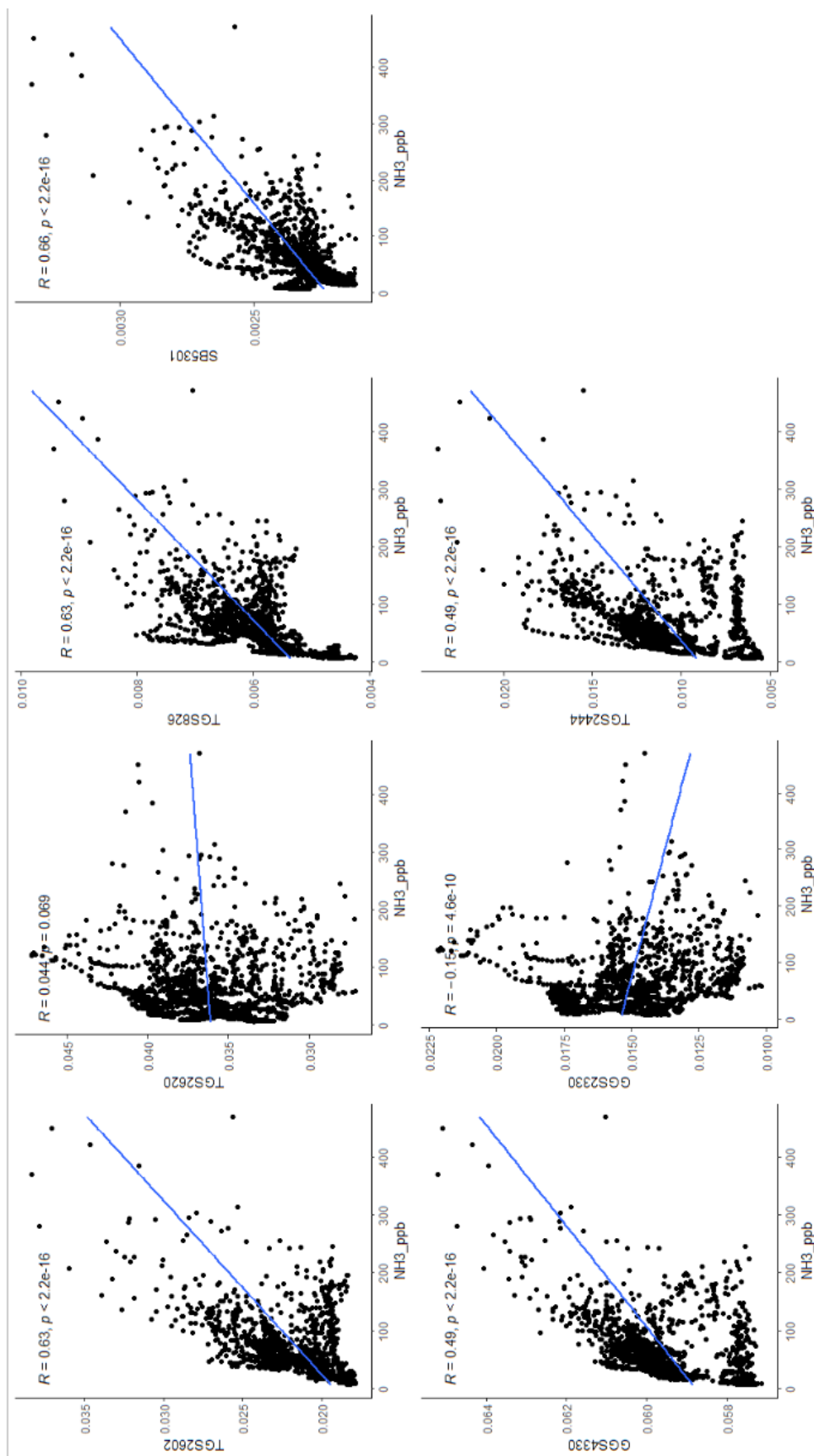


Figure 44 : Régression linéaire des concentrations mesuré par l'analyseur Picarro avec la conductance des capteurs individuellement . (Moyenne sur 5 minutes)

ii. Suivi de la réflectance foliaire du couvert végétal

La figure n°24 et 25 représente le pourcentage de réflectance, en fonction des bandes spectrales, représentées sous forme de boxplot. Chaque graphique représente une date de mesure. Les boxplots sont calculés en utilisant les données, pour une variante, les quatre parcelles avec les trois mesures faites sur chacune de ces parcelles.

Plusieurs mesures de télédétection ont été organisées durant le développement de la végétation. Les premières sont réalisées avant la première fertilisation d'avril. Elles ont montré que la végétation était homogène sur le site d'essai avant le début des fertilisations. Les valeurs de réflectance représentées sur la figure n°24, indiquent une végétation verte en bonne santé, sauf pour les mesures du 11-06-2020 et du 31-07-2020. Le 11 juin, le fourrage avait été récolté une semaine plus tôt ce qui explique une réflectance plus faible dans le proche infra-rouge et une augmentation dans le moyen infra-rouge. La végétation a roussi à cause des conditions climatiques fin juillet (31-07-2020), ce qui est visible par un pourcentage de réflectance en dessous des 40% dans l'infrarouge et une augmentation du moyen infra-rouge.

Le suivi de la végétation par télédétection a été poursuivi, avec une pose en hiver lors du repos végétatif des plantes. Les mesures ont été reprises en mars 2021 (figure 25). La réflectance foliaire indique une végétation verte en bonne santé toute au long de l'année sans différence marquante entre les trois variantes.

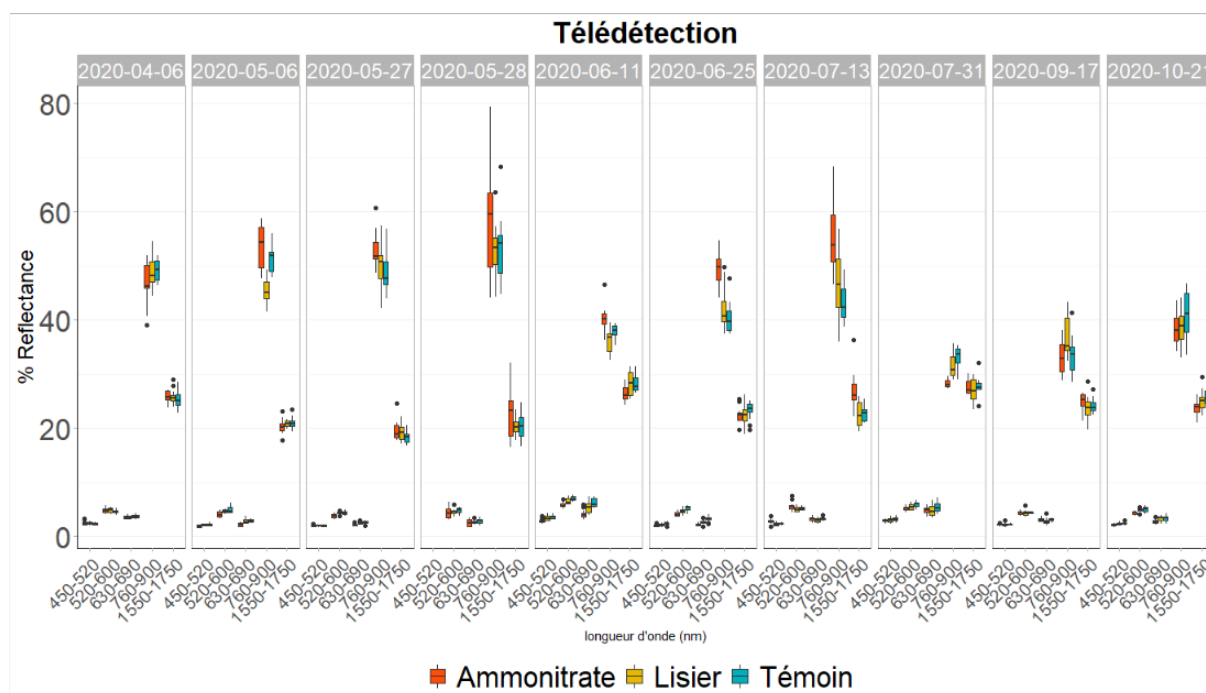


Figure 45 : Pourcentage de réflectance en 2020, en fonction des bandes spectrales, représentées sous forme de boxplot. Chaque graphique représente une date de mesure. Les boxplot sont calculés en utilisant les données, pour une variante, les quatre parcelles avec les trois mesures faites sur chacune de ces parcelles.

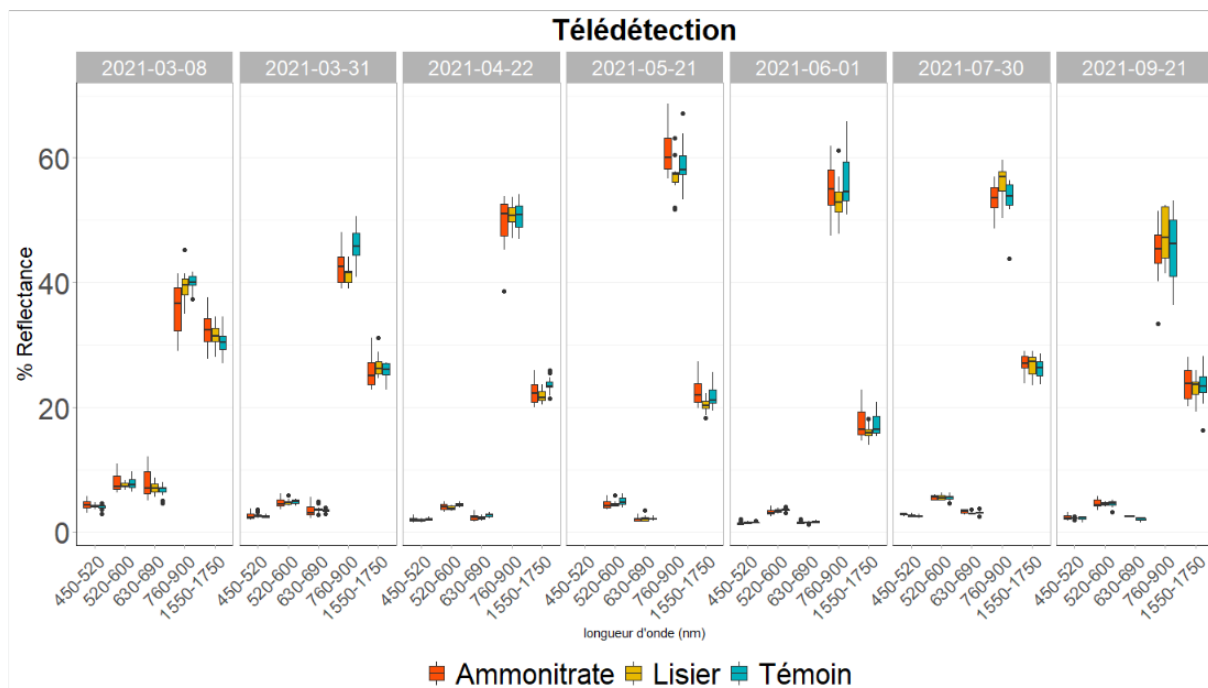


Figure 46: Pourcentage de réflectance en 2021, en fonction des bandes spectrales, représentées sous forme de boxplot. Chaque graphique représente une date de mesure. Les boxplot sont calculés en utilisant les données, pour une variante, les quatre parcelles avec les trois mesures faites sur chacune de ces parcelles.

Le calcul de l'indice de végétation NDVI (normalized difference vegetation index) confirme les observations obtenues par télédétection. La figure n°26 et 27 représente l'Indice de végétation (NDVI) représenté sous forme de boxplot. Chaque graphique représente une date de mesure. Les boxplots sont calculés en utilisant l'indice de végétation des quatre parcelles avec les trois mesures faites sur chacune de ces parcelles.

En 2020 (figure 26), l'ammonitrate a un indice de végétation plus élevé que les deux autres variantes jusqu'au mois de juillet et réaugmente en octobre. La couleur de l'herbe observée sur le terrain pour cette variante était d'un vert plus foncé. En 2021, il n'y a pas eu de différence significative dans la végétation entre les différentes variantes (figure 27).

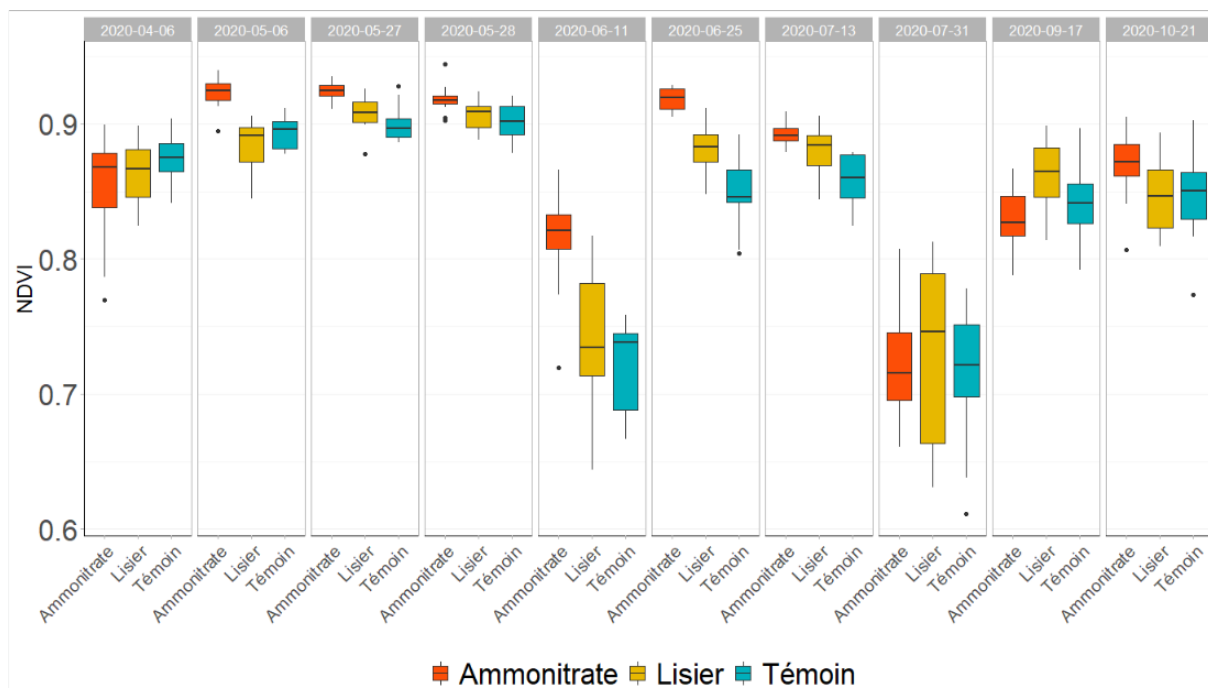


Figure 47 : Indice de végétation (NDVI) représenté sous forme de boxplot en 2020. Chaque graphique représente une date de mesure. Les boxplots sont calculés en utilisant l'indice de végétation des quatre parcelles avec les trois mesures faites sur chacune de ces parcelles.

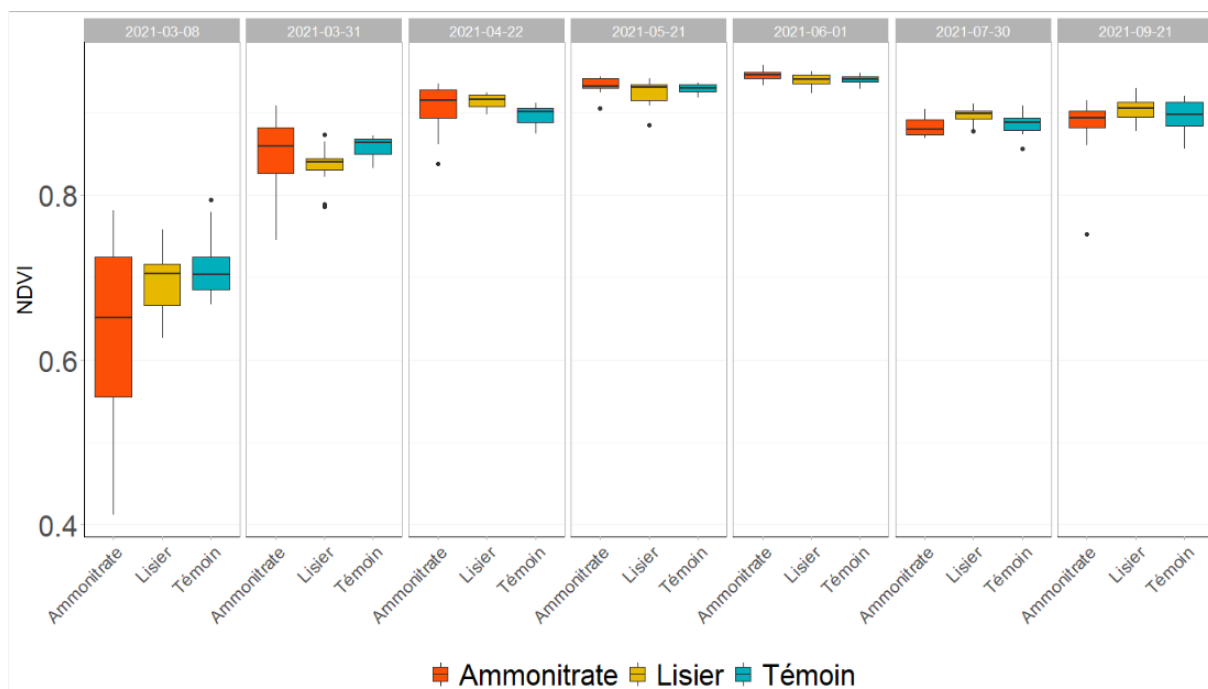


Figure 48 : Indice de végétation (NDVI) représenté sous forme de boxplot en 2021. Chaque graphique représente une date de mesure. Les boxplots sont calculés en utilisant l'indice de végétation des quatre parcelles avec les trois mesures faites sur chacune de ces parcelles.

2. Suivi des concentrations en nitrate du sol

Après une année avec trois fertilisations (100 unités N le 27/04, 50 unités N le 3/06/2020, et 50 unités N le 15/09/2020), le taux de Nitrate varie de 131 à 0 unités (figure 13). La prairie reste avec un faible taux de nitrates malgré un apport de 200 UN. Cependant, on observe une augmentation des reliquats azotés sur les modalités fertilisées avec l'engrais chimique (nitrate d'ammonium) au mois d'octobre lors du pic d'automne. Une légère augmentation est également observée pour cette variante en avril 2021 (figure 29). Les concentrations en nitrate mesurées en août et octobre 2021 augmentent aux profondeurs 0-30 cm pour les trois variantes. L'augmentation est forte pour les variantes lisier et ammonitrate. En novembre 2021, on observe une augmentation des nitrates dans les couches 30-60 et 60-90 cm pour l'ammonitrate et lisier.

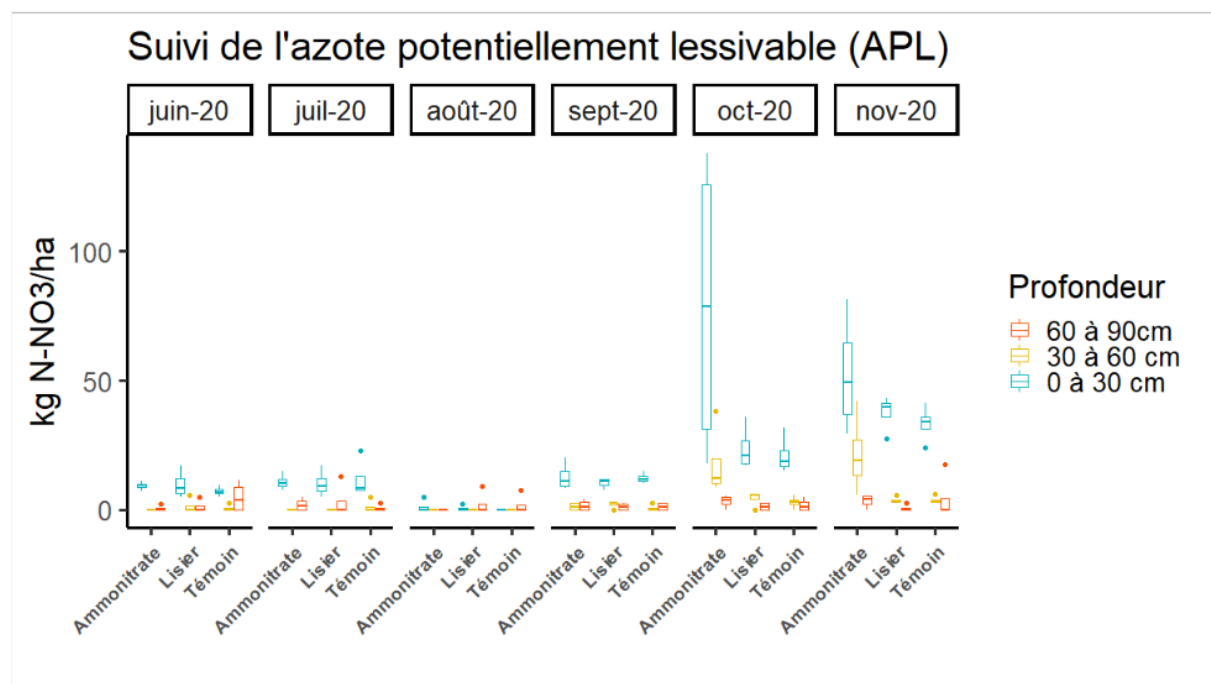


Figure 49 : Résultats APL en 2020, représentés sous forme de boxplot. Chaque graphique représente une date de mesure. Les boxplots sont calculés en utilisant les données, pour une variante, les quatre parcelles avec les trois mesures faites sur chacune de ces parcelles.

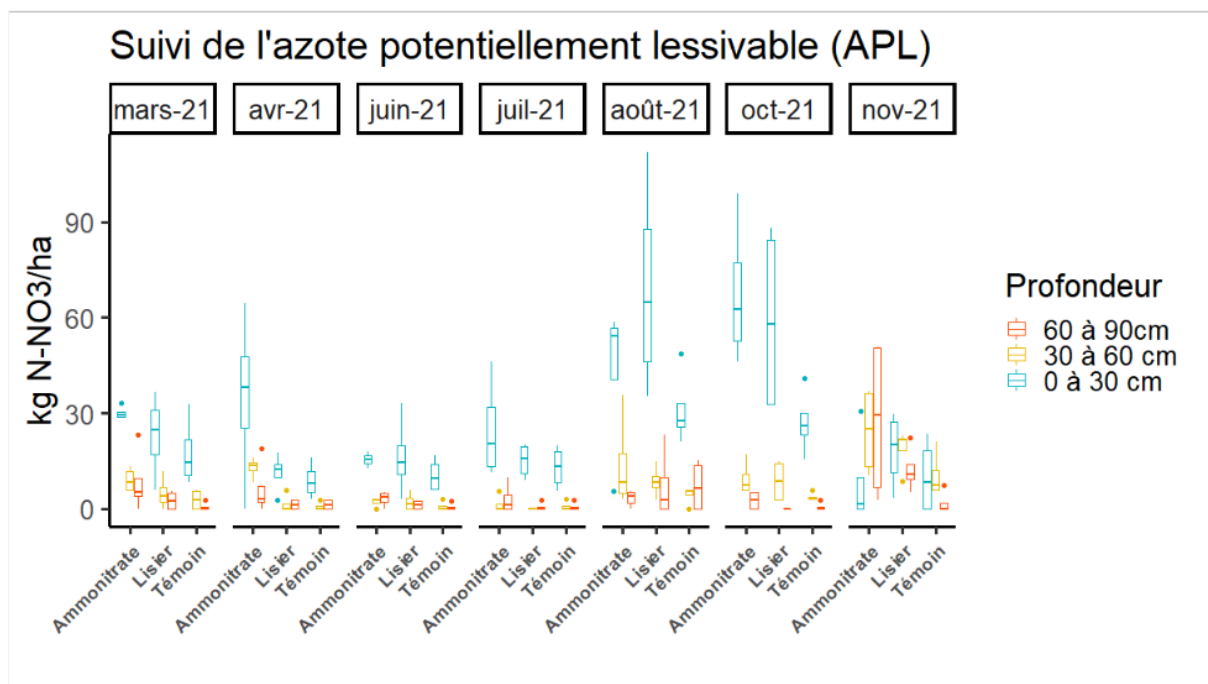


Figure 50 : Résultats APL en 2021, représentés sous forme de boxplot. Chaque graphique représente une date de mesure. Les boxplots sont calculés en utilisant les données, pour une variante, les quatre parcelles avec les trois mesures faites sur chacune de ces parcelles.

3. Conclusion et perspectives

a) Volatilisation

Les tests de la fiabilité des capteurs montrent que les capteurs sont relativement fiables et qu'ils semblent piéger de manière efficace l'entièreté de l'ammoniac de l'air.

Il est possible d'obtenir des valeurs suffisamment élevées après 2 heures et 4 heures d'exposition, que pour être analysées dans notre labo. Toutefois, lors du seul essai réalisé, il est à noter que les conditions étaient extrêmement propices à la volatilisation du NH_3 .

Le réseau de capteurs arrive à différencier des mélanges d'air synthétique contenant des concentrations différentes en NH_3 . Le réseau est donc capable de discriminer des échantillons de concentrations différentes. Une première expérience de fertilisation organique montre que le réseau semble réagir après l'application de la matière et que le signal évolue au cours du temps pour revenir à son point initial. Cette interprétation comporte, toutefois, des limites. En effet, comme déjà mentionné, les capteurs réagissent à un ensemble de composés dans l'air, il n'est donc pas possible d'affirmer que la réponse du réseau corresponde uniquement à l'évolution de la concentration en NH_3 mais plutôt à un mélange gazeux complexe qui évolue dans le temps. De plus, les capteurs étant fortement sensibles à l'humidité, il ne faut pas perdre de vue que l'humidité évolue au cours de la journée et impacte également la réponse des capteurs.

Toutefois, l'inter-comparaison d'analyseurs d'ammoniac réalisé en France a permis de confirmer le potentiel de cet instrument. La réponse des capteurs a pu être comparée à des mesures d'ammoniac fiable et à des taux d'humidité dans la chambre de mesure. Les résultats montrent que les capteurs sélectionnés pour leurs sensibilités à l'ammoniac semblent corrélés à la concentration en ammoniac, même à faible concentration. Le laboratoire SAM participera à une seconde campagne d'inter-comparaison afin de pouvoir affiner le modèle.

Les résultats obtenus durant ce projet feront l'objet d'une publication scientifique. De plus le développement d'un instrument low-cost de mesure de l'ammoniac en continu va être poursuivi au sein du laboratoire SAM.

b) Création d'un algorithme de prédiction des APL grâce à la réflectance foliaire

La création d'un algorithme n'est actuellement pas possible avec le peu de données disponibles. Il faudrait des données APL antérieures de parcelles de grande superficie pour lesquelles il serait possible d'analyser la réflectance foliaire avec des données satellites. Il serait également intéressant d'augmenter le nombre de répétitions de prises de mesures. De plus la caractérisation de la flore serait un point à prendre en compte. Ceci permettrait de savoir si chaque espèce de graminées répondent de la même façon ou non. Finalement les différences entre les trois variantes sont très faibles voir nulles pour les deux types de suivi. Il serait donc plus judicieux de comparer les pratiques des différentes exploitations agricoles de la zone.

c. Partie maïs :

Les dernières années ont été marquées par de longues périodes de sécheresse estivale. Les rendements des prairies baissent rapidement en cas de pénurie d'eau, car les graminées les plus productives meurent en cas de sécheresse et les prairies doivent alors être réparées. Toutefois, les sursemis ont également besoin d'eau et il arrive un moment où les dégâts ne peuvent plus être réparés. Une alternative au renouvellement de la prairie consiste alors, au lieu de prendre à nouveau le risque de dégâts de sécheresse dans les prairies, à convertir la surface en terre de culture.

Une culture qui s'accommode bien des conditions plus chaudes et plus sèches est le maïs fourrager. Le maïs est un fourrage d'excellente qualité en matière d'énergie, et il peut engendrer de 10 à 18t de matière sèche/ha en Ardenne.

Néanmoins, la culture de maïs est souvent critiquée pour son empreinte écologique importante et sa mise en place contraignante. Le maïs ne supporte pas la concurrence d'adventices au début de sa croissance. En conséquence, il a besoin au semis d'une terre propre sans la moindre mauvaise herbe. Les résidus d'herbicides représentent alors un danger supplémentaire pour l'eau potable.

De plus, la culture du maïs implique un travail du sol. Le labour permet plus facilement la gestion des adventices. Cependant, celui-ci a un impact négatif sur la vie du sol, sa structure et il peut y avoir de l'érosion du sol, en cas de pluies torrentielles. De plus, le maïs est une plante sarclée, c'est-à-dire qu'elle est plantée en lignes espacées de 45-75 cm pour pouvoir permettre le passage de machines, comme la bineuse (désherbage mécanique). Ces plantes sarclées laissent beaucoup de terres à nu, qui s'accompagnent de risque pour la structure du sol (battance, érosion).

Au cours de la saison, la vie du sol dégrade la matière organique du sol, libérant notamment de l'azote (nitrate). Les plantes ne couvrant le sol que de mai jusqu'à la récolte, qui a lieu fin septembre ou début octobre, et la culture ne couvre pas l'entièreté de la surface du sol. Il y a donc un risque plus important de lessivage de ces nitrates. Ensuite, une fois le maïs récolté, le sol reste à nu pendant de longues semaines, augmentant les pertes et le risque de déstructuration et d'érosion des sols.

a. Méthodologie

L'étude veut, à l'aide de nouvelles techniques culturales, diminuer tous les impacts négatifs de la culture de maïs à savoir : destruction partielle de la vie du sol, destruction de la structure du sol (battance, ruissellement et érosion), perte de nitrate en automne dans les eaux souterraines.

Pour y parvenir, nous utilisons une nouvelle machine de semis, la Zip drill, semoir qui permet de planter directement sans travailler le sol dans une prairie ou dans un couvert.

L'essai agronomique se situe à trois endroits (Limerlé, Lommersweiler, Maspelt) et comprend plusieurs variantes de préparation du sol :

- une implantation traditionnelle en labour ;
- une implantation avec le passage d'un déchaumeur à disque (réduction du travail du sol) ;
- une variante désherbée chimiquement à l'automne puis semée sans travail du sol : SDA
- une implantation du maïs directement sur prairie avec une destruction chimique des plantes juste avant le semis (unique désherbage) (SDP). L'objectif de cette implantation sur prairie est de freiner fortement la progression de la végétation afin de permettre au maïs de pousser. Par

la suite, une reprise de la végétation de la prairie doit permettre au sol d'être couvert, permettant une récolte du maïs sur prairie. Le temps de travail à l'hectare se voit aussi fortement diminué.

Chaque variante est analysée selon différents critères : le taux de germination, l'humidité du sol, la température du sol, la vie du sol (nombre de vers de terre), l'évolution des adventices, le rendement et le coût d'implantation du maïs. De plus, un suivi des APL (azote potentiellement lessivable), en partenariat avec l'ULiège (campus d'Arlon) est mis en place pour déterminer quelle technique est la plus favorable à la réduction des nitrates, à la diminution du ruissellement et à l'érosion.

b. Résultats

Le maïs a été semé le 27 avril 2020 à l'aide du Zip drill que l'on peut observer sur la figure ci-dessous :



Figure 51: semoir « Zip Drill », développé par Thierry Stokkermans de l'université de Wageningen.

Dans cet essai, la fertilisation a été effectuée de manière identique pour toutes les variantes de semis. Dans cet essai, il s'agit donc uniquement de comparer les variantes de semis. Des photos aériennes des parcelles avant les semis et après la récolte se trouvent en annexe, figures 71 et 72.

Le taux de germination

Le taux de germination a été calculé le 22/05/2020 par le comptage de plantules sur huit lignes de 5 m. Les lignes ont été prises au hasard.

	Maspelt	Lommersweiller	Limerlé
Labour	28	30	23
D	/	30	23
SDP	/	/	16
SDA	19	24	24

« / » signifie que la variante n'a pas été testée sur ce site

L'implantation du maïs est plus difficile pour les semis directs avec la destruction de la prairie au printemps. Cela pourrait être dû à un manque d'eau, une température plus faible ou une concurrence avec la plante qui a précédé le maïs.

Par la suite, nous ne détaillerons que les essais se déroulant à Limerlé, pour des raisons pratiques. En effet, un suivi plus régulier et plus important a été effectué, car les 4 variantes étaient présentes.

L'humidité du sol

En même temps que la prise des échantillons APL (0-30 cm), les analyses de terres nous ont permis d'évaluer le pourcentage d'humidité dans les différentes variantes.

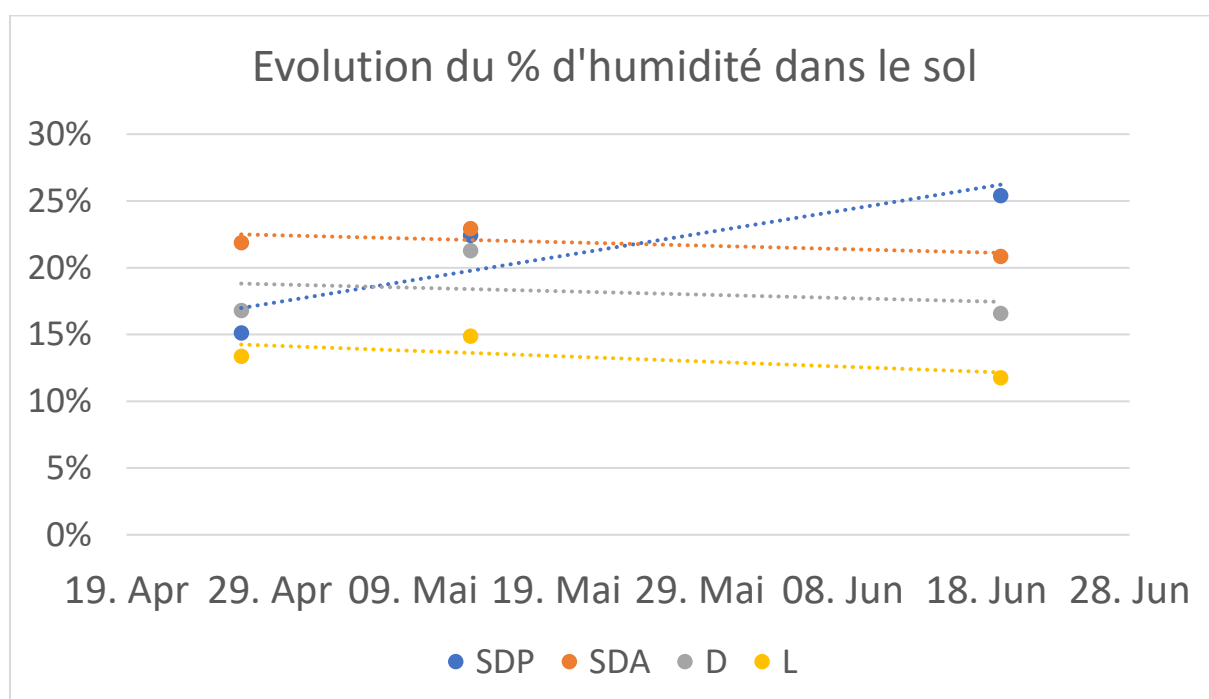


Figure 52: graphique de l'évolution de l'humidité du sol. L= labour ; D : déchaumeur ; SDA : semis direct (ZipDrill) avec destruction chimique en automne ; SDP : semis direct (ZipDrill) avec destruction chimique en printemps, au moment du semis

Le semis direct avec destruction chimique au printemps optimise au mieux les précipitations. Il est le seul à augmenter l'humidité du sol, malgré de faibles précipitations.

La température du sol

La température du sol a été mesurée à plusieurs reprises sur les différentes variantes de préparation de cultures pour comparer leur inertie. J= jour du semis

	J	j+3	j+7
SDP	10,2	10,3	9,2
SDA	13,2	12,9	10,1
TCS (déchaumeur)	13,5	13,12	9,9
Labour	13,7	12,9	9,9

Figure 53: tableau des températures du sol

Le SDP (semis direct destruction au printemps) se réchauffe beaucoup moins vite, mais reste stable comparé aux autres techniques qui varient de 4 °C.

Les rendements

Dans chaque modalité, on avait pris au hasard 3x 20 pieds de maïs pour calculer le rendement en tonne de MS/ h.

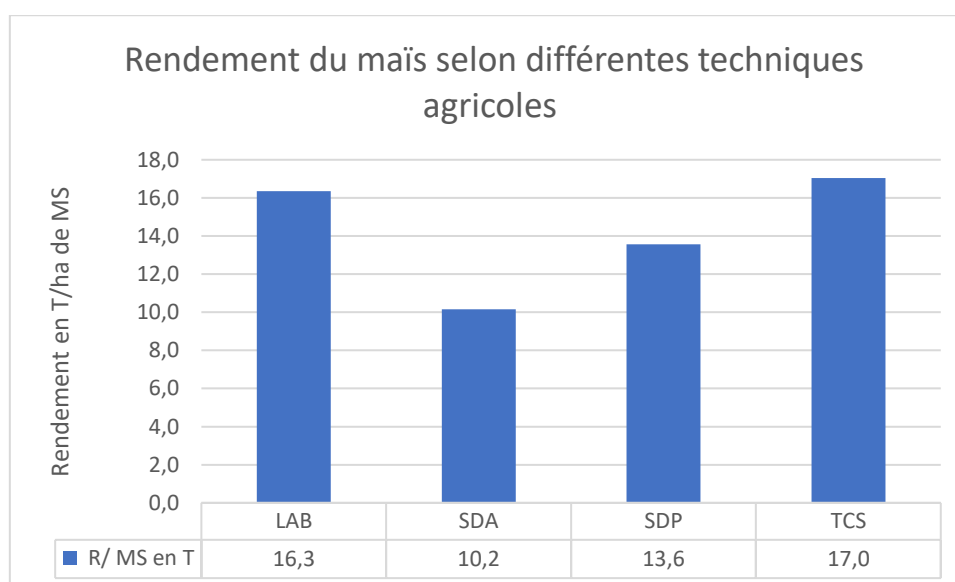


Figure 54: graphique sur le rendement du maïs selon les différentes modalités

Les techniques agricoles en semis direct ont un moins bon rendement que les techniques avec un travail du sol plus intense (labour, déchaumeur, TCS)).

Suivis APL

Les APL ont été prélevés tous les mois depuis le mois de mai. Le graphique ci-dessous reprend l'évolution des APL selon les différentes modalités.

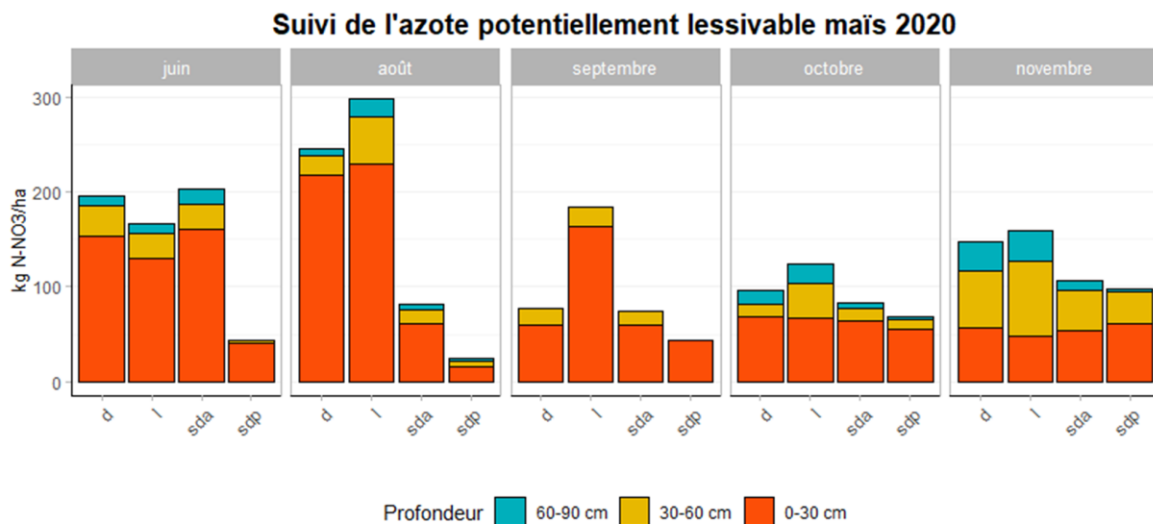


Figure 55: Evolution des APL sur maïs selon la technique d'implantations

Les APL du labour et déchaumeur sont très hauts en été, avec un pic en été jusqu'à 216 unités et redescendent en autonome pour des APL raisonnables. Alors que les APL du semis direct restent stables toute l'année.

La vie du sol

Un comptage des vers de terre a été effectué. Trois prélèvements de 20 cm³ de terre sur chaque modalité ont été analysés. Le poids et le nombre de vers de terre ont été calculés et pesés. Le graphique ci-dessous représente la masse de vers de terre par hectare.

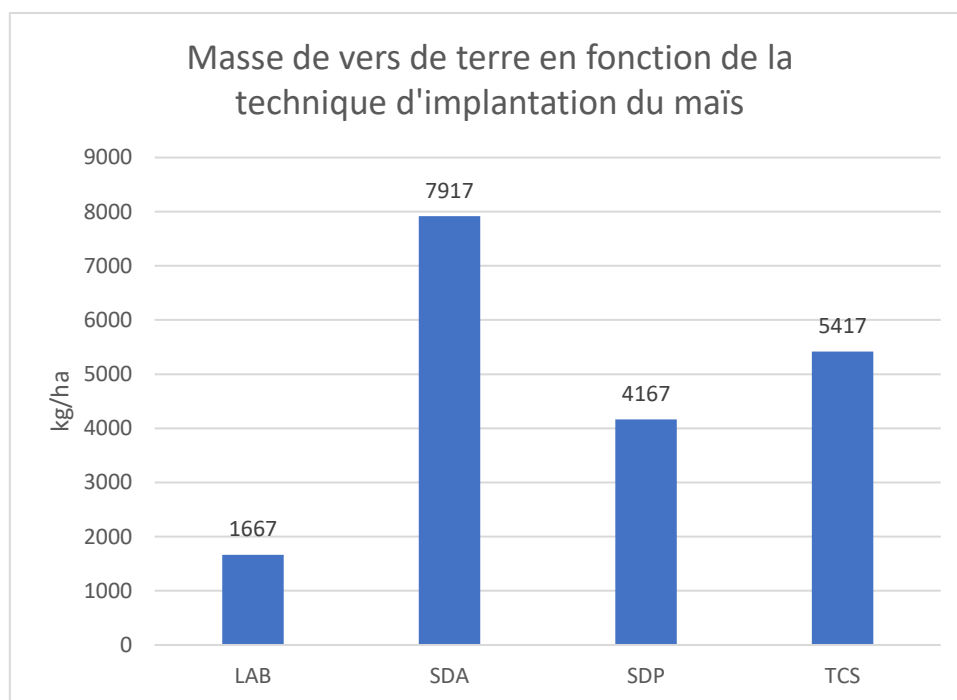


Figure 56: Masse de vers de terre en fonction de la technique d'implantation du maïs.

Le labour a un impact indéniable sur le poids des vers de terre. Il diminue drastiquement.

Le coût d'implantation du maïs

A l'aide du logiciel <http://mecacost.cra.wallonie.be/>, nous avons réalisé pour chaque modalité un coût des différents travaux du maïs allant de la préparation du sol à la récolte par hectare.

LABOUR	Matériel	Produits	Coût machine €/ha	coût produit €/ha	coût total €/ha
Destruction prairie temporaire	Pulvérisateur	Round up 3,5l 360	18,92	27,05	45,97
Labour	Charrue		63,96		63,96
Hersage	Herse		35,97		35,97
Semis	Semoir	Semences + Azote DAP 10-34 115l/h	70,34	234,45	304,79
Destruction adventices	Pulvérisateur	Accent 2,8g, callisto 0,9g , ataco 0,8g	18,92	85,15	104,07
Récolte	Ensilleuse		229,21		229,21
Manutention	Tracteur+benne		114,44		114,44
					898,41

SDV	Matériel	Produits	Coût machine €/ha	coût produit €/ha	coût total €/ha
Destruction prairie temporaire	Pulvérisateur	Round up	18,92	27,05	45,97
Semis	Semoir	Semences + Azote DAP 10-34 115l/h	70,34	234,45	304,79
Récolte	Ensilleuse		229,21		229,21
Manutention	Tracteur+benne		114,44		114,44
					694,41

Il y a une différence de 204€ par hectare entre le labour et le semis direct pour l'implantation. Ce coût n'est pas négligeable pour les agriculteurs. Il est cependant important de calculer le rendement pour calculer si les interventions sont économiquement rentables.

c. Conclusion partie maïs

Trois techniques culturales différentes ont été appliquées pour planter un maïs.

Semis direct SD : inhibitions de la prairie avec 3,5l de round up, puis plantation à l'aide d'un semis de précision sans travail du sol.

Techniques culturales simplifiées TCS (D) : destruction de la prairie avec 3,5 litres de round up, et passage de 2x déchaumeurs à disques, et plantation à l'aide d'un semis de précision sans travail du sol.

Labour : technique habituellement utilisée, destruction prairies avec 3,5 litres de round up, labour, hersage et plantation à l'aide d'un semis de précision sans travail du sol.

	Labour		D		SD	
	+	-	+	-	+	-
T°en C du sol	Se réchauffe vite	Moins d'inertie	Se réchauffe vite	Moins d'inertie	Se réchauffe moins vite	Stable
Germination	Rapide		Rapide		Moins rapide	
Produits phyto		Round-up 3,5l/ha Accent 2,8g, Callisto 0,9g , Ataco 0,8g		Round-up 3,5l/ha Accent 2,8g, Callisto 0,9g , Ataco 0,8g	Round-up 3,5 L/ha	
Coût		898,41 €		862,48€	649,41€	
Rendement	16,3 T/ha de MS		17 T/ha de MS			13,6 T/ha de MS
Vie du sol		1,6 T de vers	5,4T de vers		7,9 T de vers	
APL		Un pic de 216 Unités en été		Un pic de 207 unités en été	Stable max 52 unités APL en automne	

Le labour et TCS se ressemblent d'avantages. Ils permettent une germination rapide et un rendement important. Cependant, ces techniques donnent une sensibilité au maïs (inertie du sol, ruissellement et érosion). De plus, leur coût d'installation et leur impact sur l'environnement sont beaucoup plus élevés que le semis direct. Le semis direct offre une protection beaucoup plus élevée au sol et empêche tout risque de ruissellement et d'érosion du sol. Il n'affecte pas ou très peu la vie du sol. Il n'augmente pas les APL en début de saison. Enfin, il est plus économiquement rentable.

4) Annexes

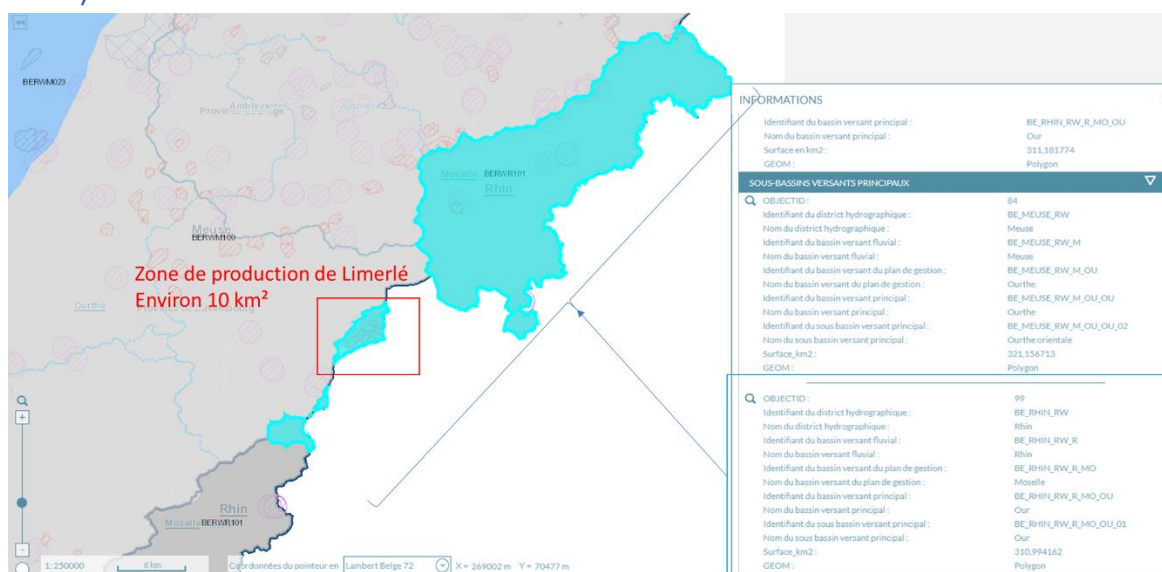


Figure 57 : Localisation de la zone de Limerlé sur la partie belge du bassin versant de l'Our/de la Moselle/du Rhin (MESO BERWR101 – partie Nord)

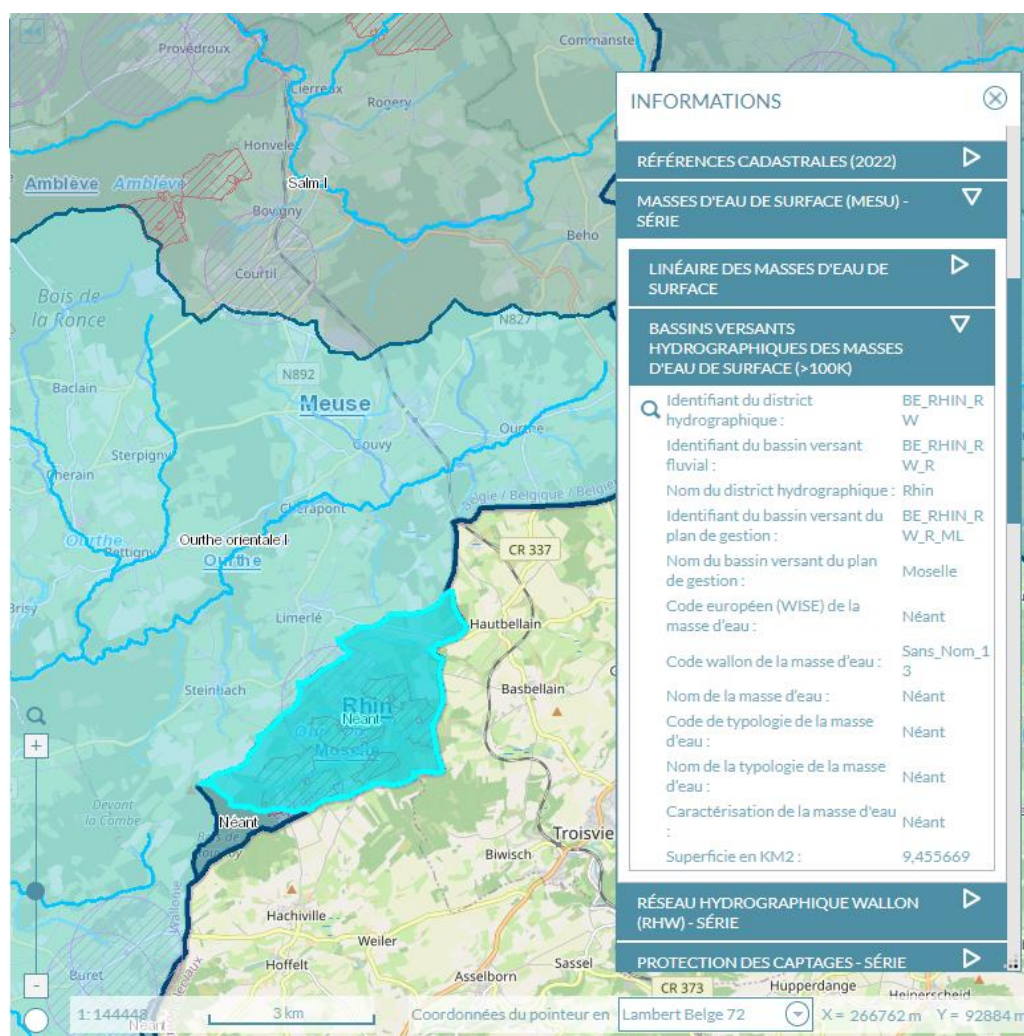


Figure 58 : Masses d'eau de surface (MESU) de la zone de production de Limerlé (sans nom)

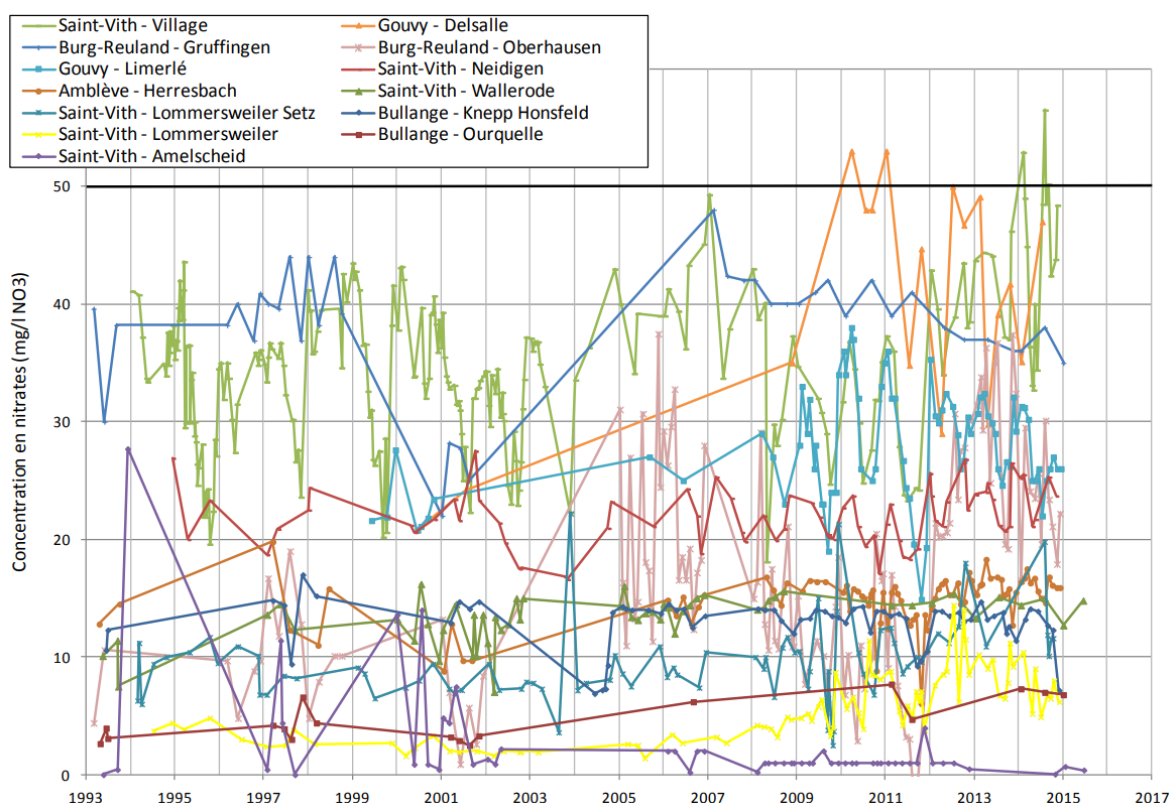


Figure 59 : Chroniques d'évolution de la concentration en nitrates dans l'entité Nord de la masse d'eau (source Mai 2016 : Projet de plan de gestion du District hydrographique du Rhin -Deuxièmes Plans de Gestion – DHI Rhin – Masse d'eau souterraine RWR101)

Altération	Respect de la norme ou valeur seuil (nombre de sites/total sites)	Indice global SEQ-Eso 2008	Indice global SEQ-Eso 2013
Nitrates	21 / 21	Moyen	Moyen
Pesticides	9 / 9	Très bon	Très bon
Minéralisation	9 / 9	Très bon	Très bon
Macro-polluants	9 / 9	Bon	Bon
Métaux	9 / 9	Bon	Bon
Hydrocarbures	9 / 9	Très bon	Très bon
Etat chimique DCE		Bon	Bon

Figure 60 : Volet qualitatif - La masse d'eau RWR101 est surveillée par 9 sites de contrôle de surveillance qualitative et 12 sites additionnels du réseau « survey nitrate ». (source - Mai 2016 : Projet de plan de gestion du District hydrographique du Rhin - Deuxièmes Plans de Gestion – DHI Rhin – Masse d'eau souterraine RWR101)

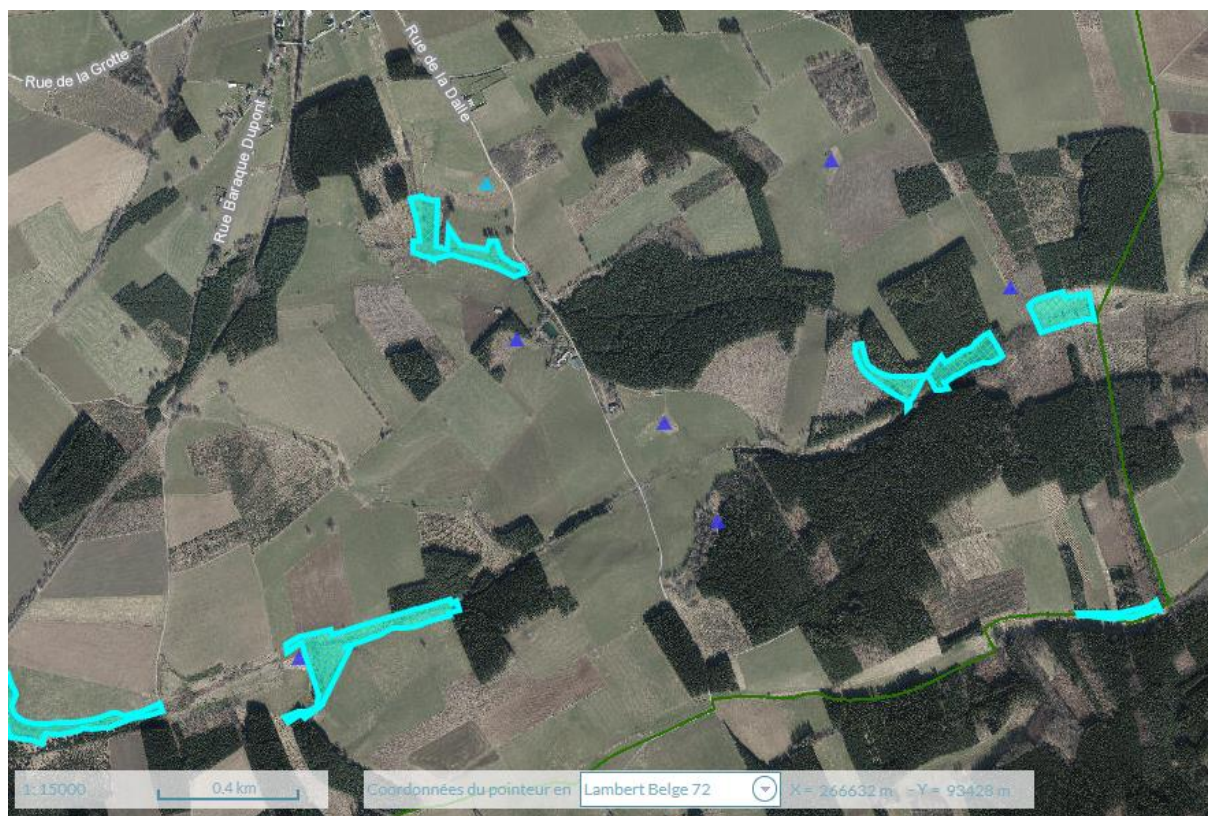


Figure 61 : Réserve naturelle 6789 -Vallée de la Woltz - Loi sur la Conservation de la Nature – site gérés par des associations (LCN-RNA). Les triangles indiquent les différentes sources de la zone de production de Limerlé



Figure 62 : Carte des sols : différents types de sols « Gbbfi ». Le « f » en première position signifie que le sol a un « drainage naturel principalement modéré à assez pauvre »

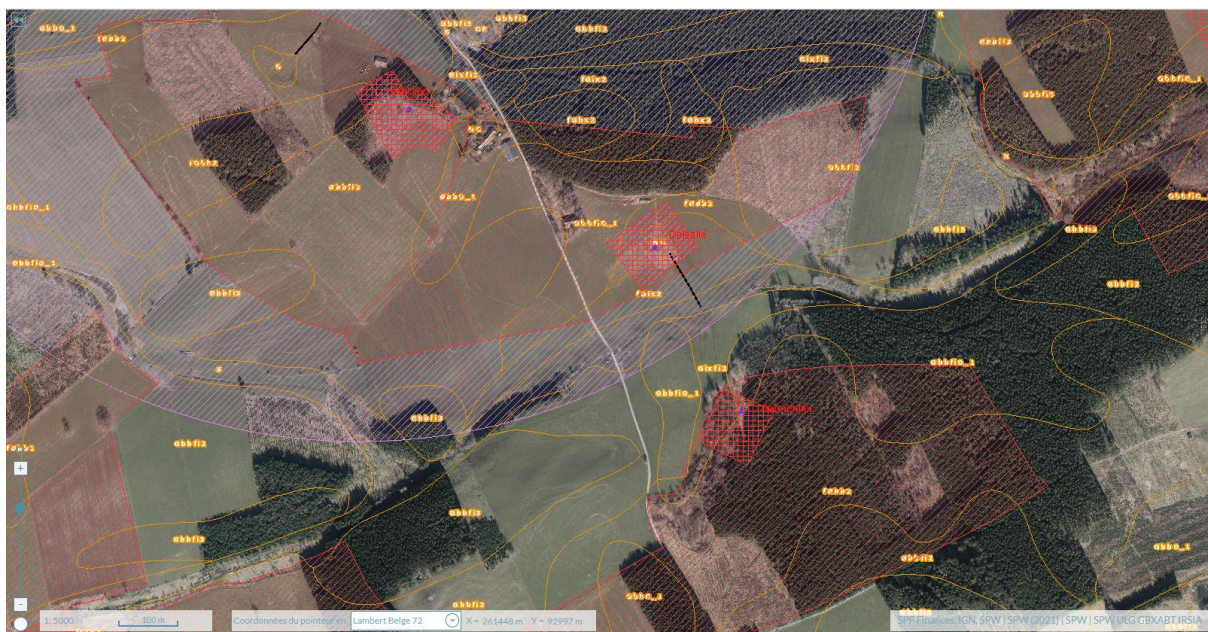


Figure 63 : Carte des sols avec les zones de préventions des captages de Walrand, Delsalle et Parmentier sur l'orthophotoplan.

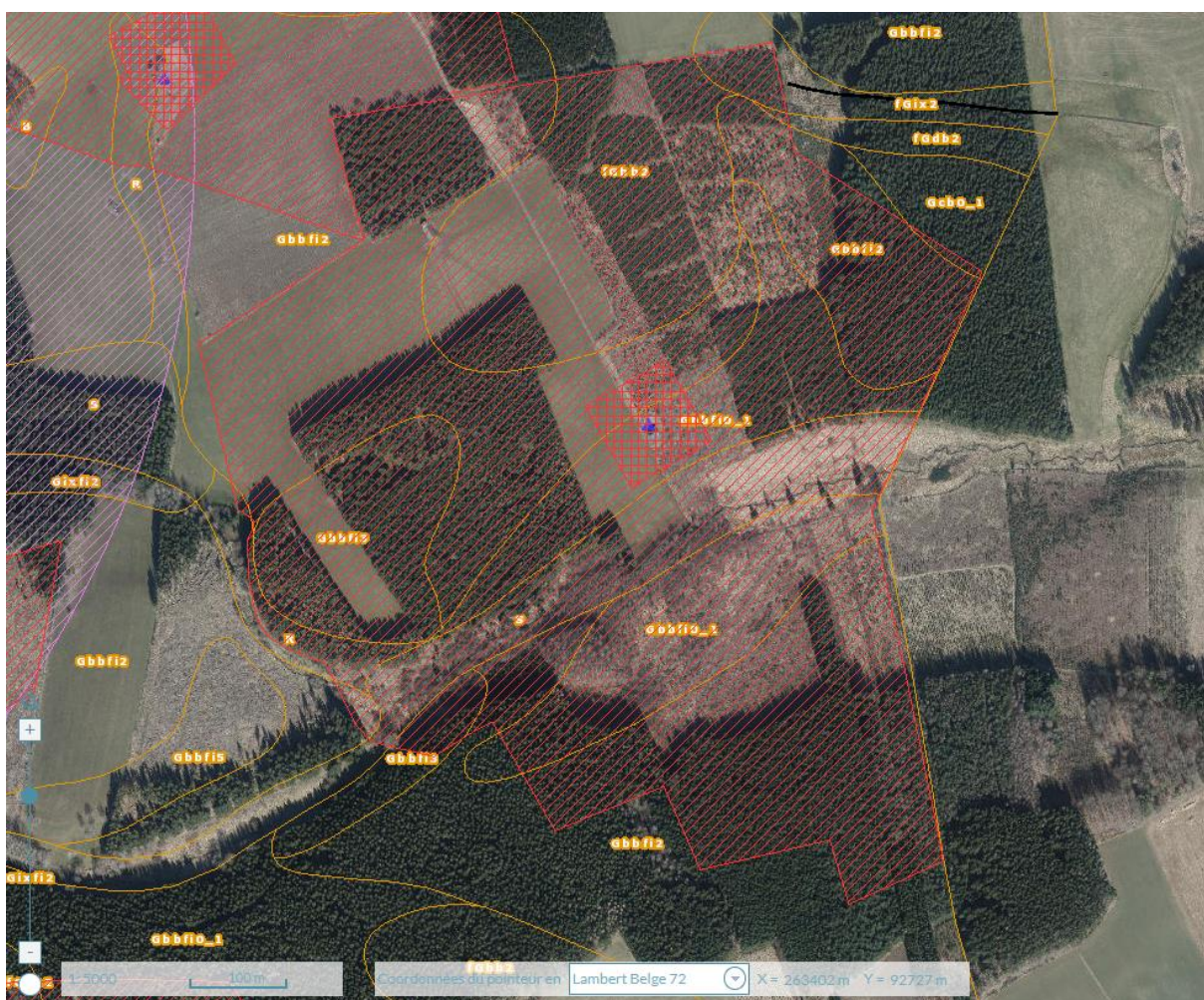


Figure 64 : Carte des sols avec la zone de préventions du captage puits Bromba (au centre) sur l'orthophotoplan.

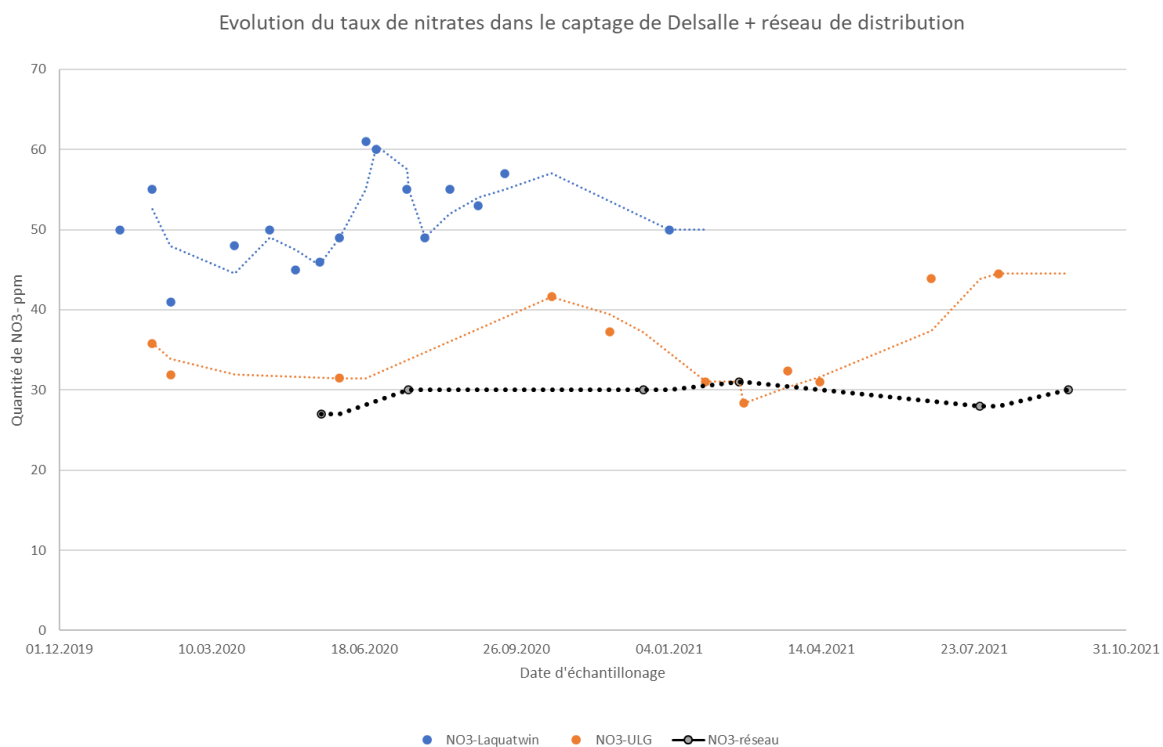


Figure 65 :

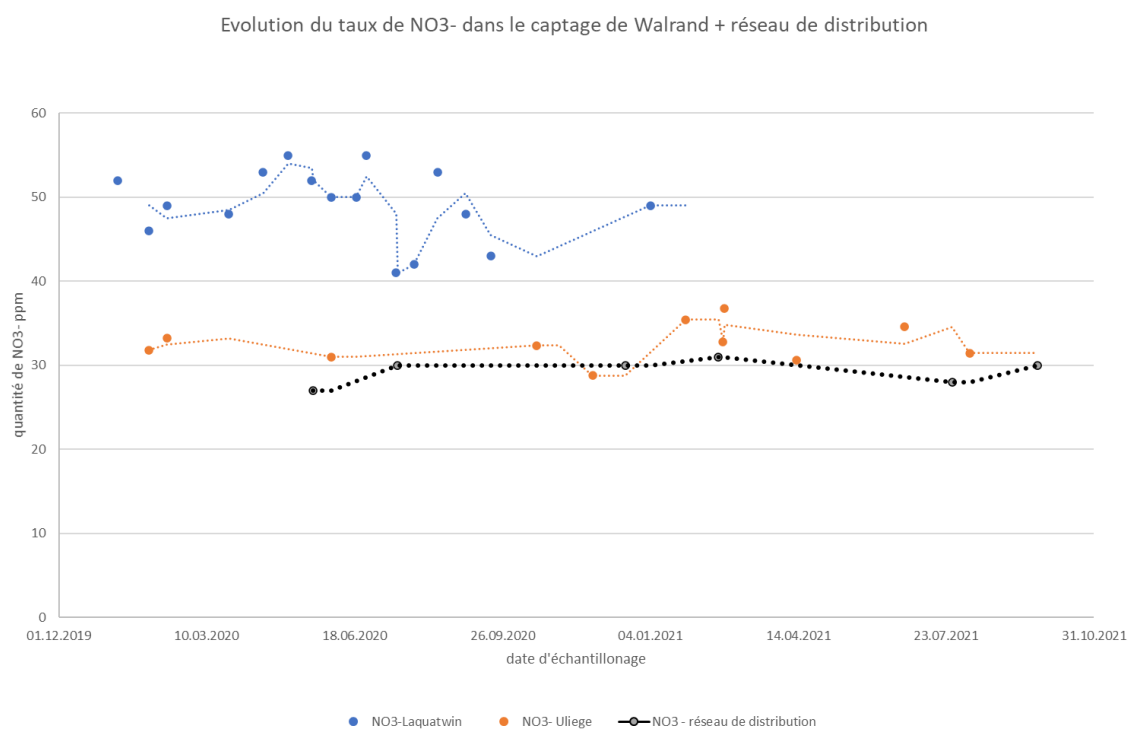


Figure 66 :

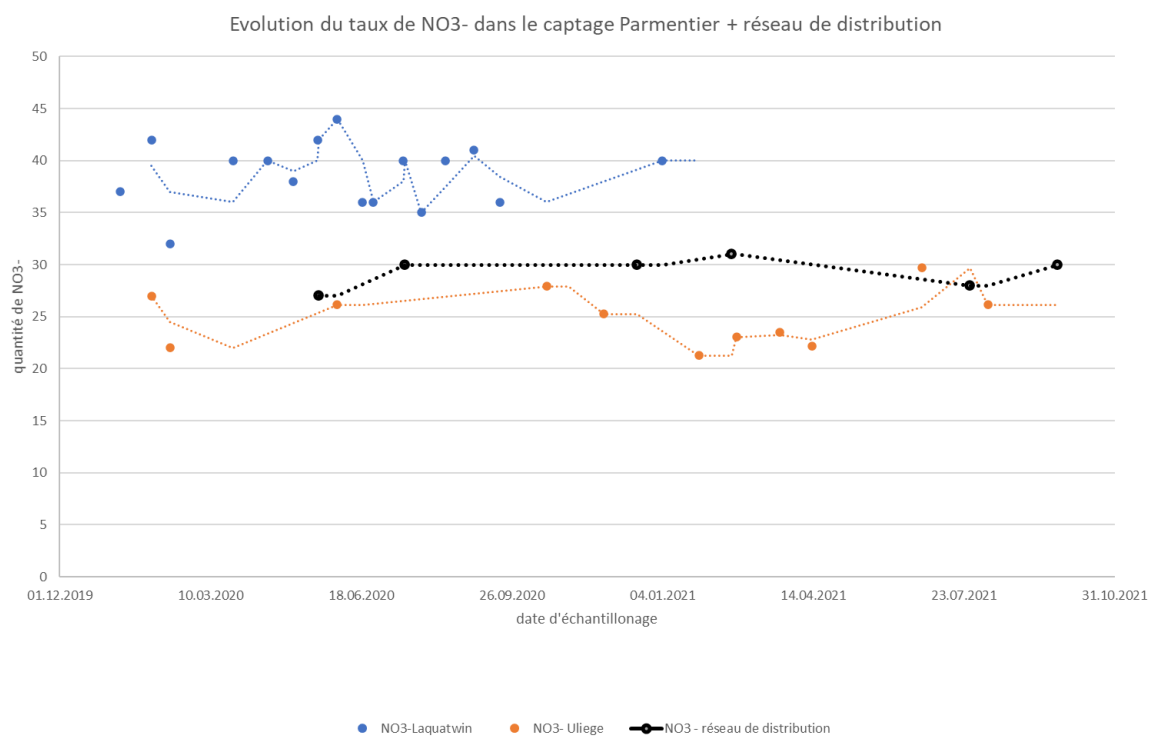


Figure 67 :

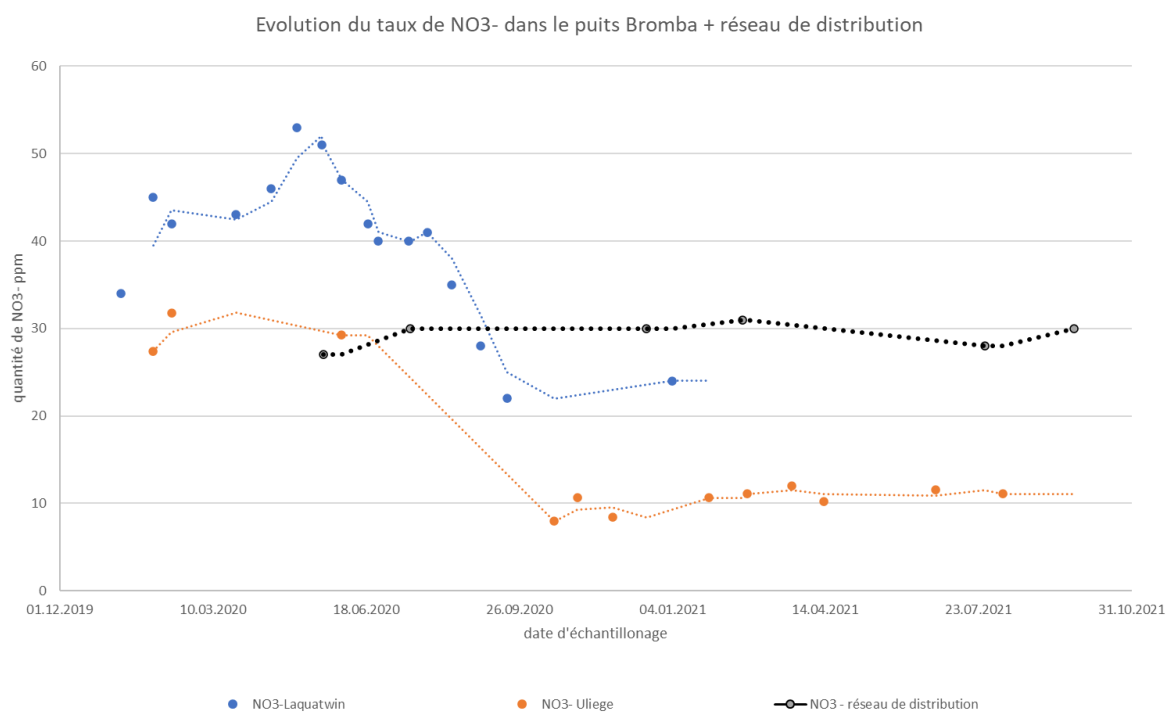


Figure 68 :

Evolution du taux de NO3- dans le captage Bromba source + réseau de distribution

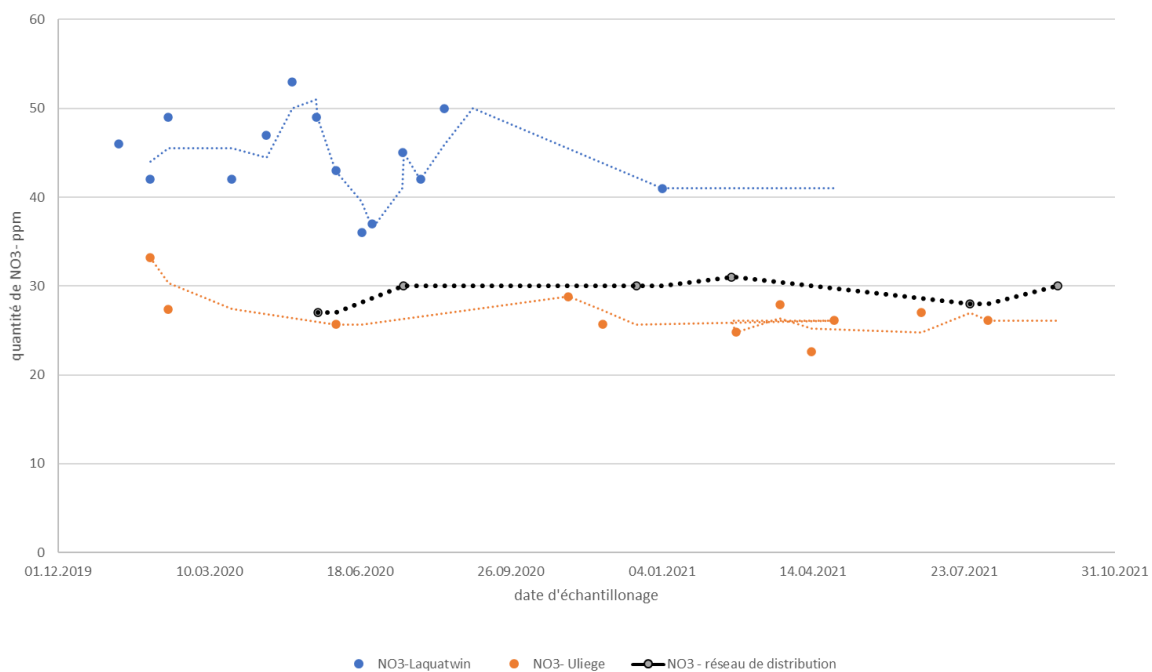


Figure 69 :

Evolution du taux de NO3- dans le captage de Maguéfontaine + réseau de distribution

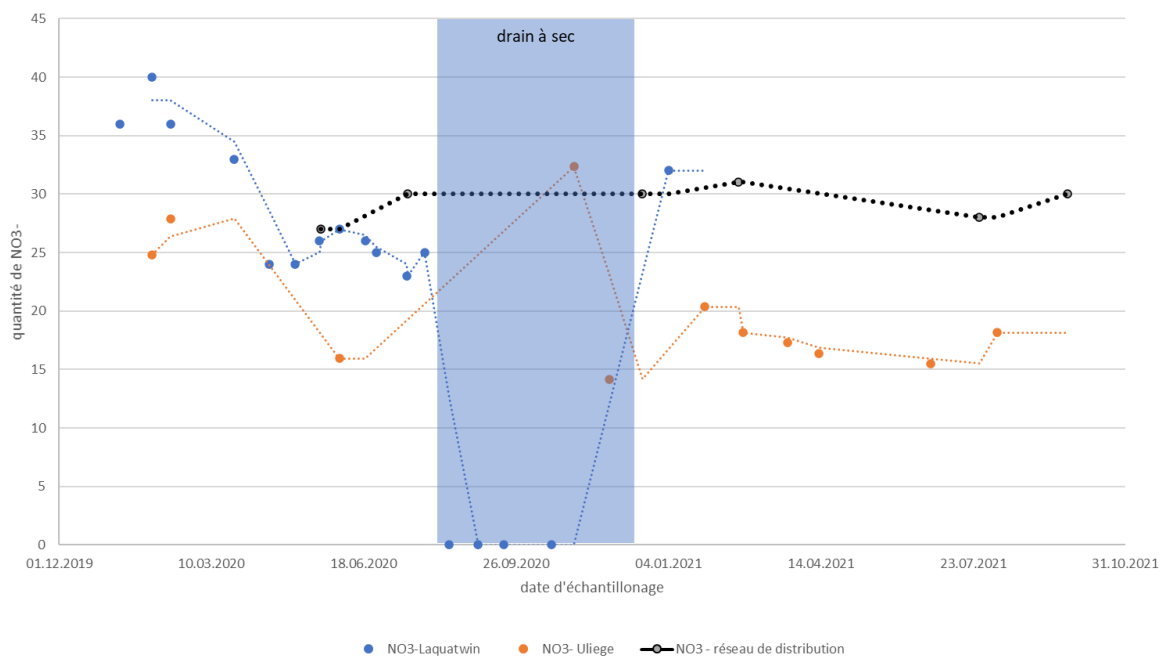


Figure 70 :



Figure 71 : La parcelle de prairie temporaire pour l'essai maïs à Limerlé en juin 2019, juste à côté de «Bromba source »



Figure 72 : Avril 2020 : La parcelle de prairie temporaire détruite à l'herbicide. Le sol n'a pas encore été travaillé.