

Action 6

Optimiser la gestion des prairies pour favoriser le stockage de carbone

Auteurs

Katja Klumpp (INRA-EFPA)
Marc Benoit (INRA-SAE2)

Appui scientifique interne

Denis Angers (Agriculture et Agroalimentaire Canada)
Michel Doreau (INRA-PHASE)
Philippe Faverdin (INRA-PHASE)
Sylvie Recous (INRA-EA)

Extraction et traitement de données

Nathalie Delame (INRA-SAE2)
Jean-Baptiste Duclos (INRA-SAE2)
Lénaïc Pardon (INRA-DEPE)

Relecteur scientifique externe

Michel Duru (INRA-SPAD)

1. Introduction : cadrage et description succincte de l'action

L'action concerne exclusivement la gestion et le maintien (valorisation) des prairies, leur contribution à l'émission de gaz à effet de serre (GES) et au stockage de carbone (C). Dans le cadre de cette action, le changement d'utilisation des terres et l'évolution du climat (événements extrêmes) ne sont pas explicitement traités, même s'ils peuvent avoir un impact sur le stockage de C des prairies. L'alimentation des ruminants est traitée dans l'Action 7, pour ce qui concerne la réduction du méthane entérique, et l'Action 8, pour l'alimentation azotée.

Depuis 30 ans, malgré des soutiens (prime à l'herbe depuis 1993...), une diminution régulière des surfaces en prairie est observée au profit du maïs ensilage et des céréales : ces surfaces sont passées de 12,8 Mha de prairies permanentes (PP) et 2,7 Mha de prairies temporaires (PT) en 1980 à, respectivement, 7,4 Mha et 3,2 Mha en 2010¹. Les surfaces de cultures sont émettrices de GES, particulièrement de N₂O, via l'utilisation des engrais chimiques. A titre d'exemple, les apports moyens pour une culture de blé tendre sont de 165 kgN/ha contre 76 kgN/ha en prairies temporaires et 64 kgN/ha en prairies permanentes (Agreste, 2006). De plus, leur consommation en énergie et leur retournement fréquent sont une source importante de CO₂. Depuis quelques années, le développement des surfaces prairiales est au cœur du débat environnemental en raison de leur apport à la multifonctionnalité des élevages et de leur effet sur la réduction des impacts environnementaux. Cependant, leur existence dépend largement des activités d'élevage puisque ces surfaces, tous types de prairies confondus, sont le plus souvent maintenues pour le pâturage (6,7 Mha ; Agreste, 2010), la fauche (1,4 Mha) ou une exploitation mixte (3,9 Mha). Selon leur affectation (surface toujours en herbe, PP, ou temporaire, PT) et le mode de conduite (pâturage, fauche), les prairies peuvent être des sources ou des puits de C. Des travaux récents estiment que les prairies représentent le plus souvent un puits de C (Soussana et al., 2007, 2010), qui se traduit par un stockage dans le sol tel que décrit dans le scénario de "Business As Usual" (BAU).

L'objectif de cette fiche est d'analyser les conditions favorables à ce stockage de C, et de proposer des actions pour le faire évoluer de façon encore plus positive (accroître le puits). Cette "capture" de CO₂ dans les systèmes prairiaux permet d'envisager des mécanismes de compensation des émissions d'autres GES, en développant une méthode de bilan. En effet, on estime actuellement qu'environ 30% des émissions françaises des systèmes d'élevage sont réalisées sous forme de CH₄ entérique ou de N₂O via les déjections animales et la fertilisation (voir Institut de l'Élevage ; Dolle et al., 2009). Néanmoins, le potentiel de stockage du C par les prairies est fonction des caractéristiques pédoclimatiques du milieu, mais également des modalités de gestion : affectation des terres (prairies permanentes, ou prairies temporaires entrant en rotation), type de pratiques (durée de vie de la PT, fertilisation, pâture, coupe...) ou intensité de l'exploitation.

Les prairies accumulent le carbone majoritairement dans le sol sous forme de matière organique. Les horizons superficiels (premiers trente centimètres) comptent pour 80 à 90% des variations du stock. Ainsi, la nature, la fréquence et l'intensité des perturbations du sol sont des facteurs clés dans la composition de l'équilibre du carbone. Par exemple, une absence de travail du sol ou un couvert végétal intact non dégradé (c'est-à-dire sans sol nu) permettent une entrée de C importante et sa relative préservation. Des études récentes montrent que les pratiques d'élevage peu intensives augmentent le stockage de carbone (séquestration) tout en diminuant les émissions de GES provenant du sol (N₂O issu des excédents azotés) et de l'animal (CH₄) (Soussana et al., 2010). Entretenir et accroître la séquestration de carbone dans les prairies et réduire les émissions de GES par leur (meilleure) gestion sont des voies prometteuses pour contrebalancer les émissions de GES dans les systèmes d'élevage.

2. Description de l'action

2.a. Mécanismes en jeu et émissions de GES associées

Le maintien des surfaces en prairies et l'optimisation de leur gestion peuvent agir sur plusieurs postes d'émission de GES. Nous décrivons ces mécanismes en les séparant en effets directs (se produisant sur l'exploitation), indirects (sur les espaces proches de l'exploitation) et induits (en amont de l'exploitation).

Les **effets directs** attendus concernent : 1) le stockage de C dans les sols, 2) les émissions de N₂O liées aux pratiques de fertilisation azotée ou à la gestion des effluents, 3) les émissions de CO₂ liées à la consommation d'énergie fossile (carburant) lors des interventions culturales sur les prairies et 4) les émissions de CH₄ liées à la conduite de l'élevage et la gestion des effluents.

¹ En France : prairie temporaire (PT) : prairie renouvelée depuis moins de 6 ans (en rotation avec des cultures) ; prairie permanente (PP) : prairie naturelle ou semée depuis plus de 6 ans (destinée à rester en place).

Les **effets indirects** (en aval de l'exploitation) attendus concernent les émissions de N₂O liées aux variations de nitrate potentiellement lessivable et aux émissions d'ammoniac. Ces deux sources indirectes sont modifiées par les évolutions des pratiques de fertilisation azotée et de gestion des prairies et des effluents.

Les **effets induits** (en amont) sont associés aux émissions de GES liées à la fabrication et au transport des fertilisants azotés minéraux et du carburant utilisés.

Dans les prairies pâturées, les animaux prélèvent environ 60% de la production de matière sèche aérienne, dont 75% du carbone ingéré est digestible. Le carbone non assimilé retourne au sol sous forme d'excréments. La consommation d'herbe par l'animal au pâturage et le retour des excréments au sol sont donc deux variables à même d'influencer le flux de carbone entrant. Le chargement, exprimé par le nombre d'animaux par unité de surface, est une variable de forçage forte. Ainsi, il est couramment admis qu'un pâturage modéré permet un plus fort stockage de C que la fauche, essentiellement parce qu'en fauche les exportations de carbone ne sont généralement pas compensées par les apports de matières organiques exogènes, comme c'est le cas en pâturage *via* le retour des excréments des animaux (Soussana et al., 2004). Le chargement animal et le nombre de fauches affectent également le stockage du carbone, en impactant la production primaire et en influençant la composition botanique. En effet, la dynamique des communautés végétales prairiales (espèces végétales présentes et leurs proportions relatives) et leur fonctionnement (effet des stratégies de croissance) évoluent en fonction des modalités de gestion (Louault et al., 2005). Ainsi sous une gestion intensive, on assiste à une sélection d'espèces à stratégie de croissance compétitrice, avec une stimulation de la production primaire, alors qu'à l'inverse sous gestion plus extensive le stockage de C peut être limité du fait de la faible productivité primaire du système (dominance des espèces peu productives à stratégie de conservation). Le chargement animal sur la parcelle affecte également les émissions de N₂O directes et indirectes (*via* le lessivage ou la volatilisation ammoniacale) et de CH₄ (fermentation entérique et des déjections animales). L'interaction entre le niveau de chargement et la portance du sol influence les conditions de production de N₂O en impactant la porosité et la température du sol. Ainsi, un chargement élevé a tendance à compacter le sol ce qui augmente les émissions de N₂O, ce phénomène étant aggravé dans des situations de faible portance. Toutefois, l'utilisation directe de la ressource herbagère au pâturage, en comparaison à une consommation ultérieure de l'herbe à l'étable (utilisation des stocks provenant des pratiques de fauche) évite des émissions directes ou indirectes de N₂O et CH₄. En effet, ces émissions proviennent principalement de la gestion des effluents en bâtiment, puis de leur épandage, mais également du flux de CO₂ imputable à la consommation de l'énergie fossile utilisée par le matériel agricole dans les chantiers de fauche, d'ensilage et d'épandage.

Les prairies accumulant du carbone majoritairement dans le sol sous forme de matière organique du sol (MOS), un retournement de la prairie engendrera des pertes de C, en ré-oxygénant les couches profondes du sol (remises en surface) ce qui favorise la décomposition de la MOS *via* l'activité des microorganismes aérobies. Cette perte de C suite à un retournement sera d'autant plus importante que la prairie sera âgée (Acharya et al., 2012). La décomposition de la MOS transforme également l'azote organique en azote minéral (minéralisation) ce qui engendre des émissions (directes et indirectes) de N₂O. Ainsi, une réduction du travail du sol augmente le stockage du C et réduit les émissions de N₂O provenant du sol. Le retournement des prairies provoque également des émissions liées à la consommation de carburant fossile pour réaliser ce chantier.

Les quantités d'azote apportées dans les sols déterminent l'intensité des émissions de N₂O. Une réduction des apports azotés permet de diminuer les émissions directes et indirectes de N₂O. Par ailleurs, l'utilisation des engrais azotés chimiques sont à l'origine d'émissions induites importantes liées à leur fabrication, à leur transport et à leur utilisation (consommation d'énergie, entre autres).

2.b. Sous-actions et éventuelles options techniques instruites dans la fiche

Dans l'optique de l'accroissement de la séquestration de carbone et de la réduction des émissions de GES *via* une optimisation de la gestion de prairie, quatre sous-actions sont envisagées.

1) Allonger la durée de pâturage en moyenne de 20jours (~ +20% de la durée initiale)

Actuellement, de nombreux systèmes laitiers à base d'ensilage de maïs en ration hivernale ne valorisent pas l'herbe en période intermédiaire de fin d'automne et ou de début de printemps, malgré la possibilité de pâturer, pendant la journée seulement. Le développement de l'ensilage de maïs pour les rations hivernales des vaches laitières a gagné du terrain avec une adaptation des élevages maintenant équipés pour distribuer ces rations. Ces systèmes bénéficient d'une bonne image auprès des éleveurs, qui sont de fait moins enclins à sortir les vaches pour pâturer chaque fois que c'est possible. Ainsi, ils attendent souvent la période de pleine pousse d'herbe pour sortir les animaux, quitte à être débordés par la forte croissance du printemps. Cela les contraint à mettre en place des chantiers d'ensilage d'herbe qui entrent en concurrence avec les travaux agricoles liés au maïs. Un pâturage précoce permet de mieux réguler la croissance de l'herbe au printemps (Theaux et al., 2012). Cela implique de sortir les animaux pendant la journée, quitte à gérer parfois des aléas liés au climat. Cette

pratique pourrait permettre d'économiser 100 à 200 kg d'ensilage de maïs, les quantités de tourteaux de soja associées (20 à 40 kg par vache et par an) et dans certains cas un peu d'ensilage d'herbe.

La sous-action consiste à appliquer un allongement de la période de pâturage d'une vingtaine de jours dans tous les systèmes de plaine utilisant de l'ensilage de maïs (système avec plus de 10% de maïs dans la surface principale fourragère principale - SFP). Cet allongement peut se réaliser soit en rentrant les animaux plus tard à l'automne (voire au début de l'hiver), soit en sortant les vaches plus tôt au printemps (sortie d'hiver), soit par une combinaison des deux. Cette augmentation peut être envisagée sans augmentation de la surface d'herbe car elle vient simplement valoriser une biomasse généralement négligée. Cette adaptation est à raisonner en fonction des possibilités structurelles des élevages, car il est possible que pour certains cet allongement de 20 jours soit difficile à atteindre, alors que d'autres pourront aller au-delà. Les élevages très herbagers (<10% de maïs dans la SFP) sont sortis de l'assiette, car ils utilisent souvent au maximum les possibilités de pâturage.

Les rations ont toutes été recalculées pour chaque système avec l'outil CowNex (cf. effets des réductions de protéines) en appliquant les changements du régime liés à l'allongement des périodes de pâturage. L'outil permet de calculer les conséquences sur les consommations d'aliments et les productions liées à cette pratique. Les quantités d'azote rejetées au pâturage et en bâtiments sont modifiées en conséquence. Cela affecte les émissions de N₂O directes et indirectes (pâturage-bâtiments-stockage-épandage). Les émissions de CH₄ (entérique, stockage et épandage des effluents) ont été calculées de la même façon à partir des consommations d'aliments au pâturage et en bâtiments.

2) Accroître la durée des prairies temporaires

Le retournement du sol par le labour pour renouveler les prairies se caractérise par une inversion des couches de sol. Les résidus et débris organiques présents en surface sont enfouis sous la couche de labour. Ce mélange des horizons du sol entraîne une minéralisation accélérée de l'azote organique et la décomposition de la MOS. Limiter les retournements de prairie minimise donc les émissions de N₂O et améliore la séquestration du carbone en réduisant la perturbation du sol (voir précédemment).

Cette sous-action consiste à accroître la "durée de vie" des prairies temporaires (PT < 5 ans). Ce qui permet à l'agriculteur de retourner la prairie l'année suivante (après 5 ans) et de garder les surfaces de PT dans la rotation. Cette action peut s'appliquer à l'ensemble (100%) des PT ayant 4 ans (en 2010), à 80% des PT âgées de 3 ans, 65% des PT de 2 ans et 50% des PT d'un an. Cette sous-action peut être envisagée sans augmentation de la surface en PT car elle ne vise qu'une réduction du travail de sol. La sous-action ne comprend pas la transformation de prairies temporaires en prairies permanentes et de cultures annuelles en prairies temporaires, car cela correspond à un changement d'utilisation des terres.

3) Désintensifier les prairies permanentes et temporaires les plus productives en ajustant mieux la fertilisation azotée

De façon générale, l'exploitation de la prairie n'est pas déterminée par l'obtention d'une production végétale maximale mais par la recherche d'un rendement permettant de satisfaire les besoins d'un troupeau, en quantité et qualité, au cours de l'année. La fertilisation se raisonne donc dans ce cadre de contraintes, qu'il s'agit de bien définir. Des études bibliographiques suggèrent des excédents d'azote minéral apportés sur les prairies (Vertes, 2007), où la fertilisation azotée appliquée dépasse souvent d'un quart les apports efficaces (Eriksen et al., 2010 ; Agreste Bretagne, 2008). Malgré ce constat d'une part, et le prix des engrais d'autre part, l'agriculteur ne prend actuellement pas le risque de limiter un rendement par une réduction de la quantité d'azote minéral apportée.

L'objectif de cette sous-action est de proposer une réduction de l'apport d'azote minéral de **10 à 14%**. Cette réduction sera intégrée sur l'ensemble des prairies fertilisées (cf. Action 1, visant à améliorer l'efficacité de la fertilisation azotée et réduire l'apport de fertilisants minéraux de synthèse). Cette réduction moyenne se fonde sur une baisse des apports d'engrais progressive (par palier) en fonction du niveau des apports actuels (cf. enquête "Pratiques culturales", Agreste, 2006). Ainsi, nous suggérons une réduction de 25% pour une fertilisation annuelle >150 unités d'azote /ha, de 15% pour une fertilisation annuelle de 100 à 150 uN/ha, de 10% pour une fertilisation annuelle de 50 à 100 uN/ha et de 5% pour une fertilisation annuelle <50 uN/ha. Concernant une possible baisse de production en herbe, la sous-action se base sur des travaux qui montrent qu'en grandes cultures la surestimation des apports d'azote est liée à une surestimation du rendement potentiel. On peut donc faire l'hypothèse qu'en prairies la surestimation est du même ordre de grandeur qu'en grandes cultures, et qu'une réduction moyenne 10 à 14% est possible sans perte de rendement.

4) Intensifier modérément les prairies permanentes peu productives par augmentation du chargement

La carence en éléments nutritifs est l'un des facteurs limitant la croissance des plantes. L'intensification modérée des prairies "pauvres" (à faible disponibilité en nutriments du sol) est une solution pour y remédier. Ceci peut passer par une "bonne conduite" du pâturage, par un forçage des animaux à consommer la biomasse disponible (pâturage raisonné), dans

une mesure favorisant la régénération des tissus prélevés. L'hypothèse sous-jacente est que cette intensification modérée va stimuler le fonctionnement global de l'écosystème : la hausse du chargement va induire un accroissement des déjections animales sur la pâture ce qui va stimuler le recyclage interne de la matière organique, accroître la disponibilité en éléments nutritifs pour les plantes et en conséquence permettre une augmentation de la productivité primaire. Un effet similaire peut être obtenu en favorisant le développement des légumineuses, soit en les introduisant, soit en faisant pâturer plus ras certaines zones, ce qui ouvre le milieu et stimule le développement d'espèces traçantes de pleine lumière (le trèfle blanc, par exemple).

Cette sous-action consiste à augmenter le chargement animal de 20% sur une partie (15-20%) des surfaces de prairies classées "peu productives". Elle suppose un troupeau au pâturage de taille constante dont quelques têtes (0,04 UGB/ha) seront déplacées vers des parcelles peu productives.

2.c. Rapports et expertises majeurs ayant déjà examiné/évalué l'action

Tableau 1. Rapports et expertises ayant estimé le potentiel d'atténuation des émissions de GES associé aux sous-actions

Sous-action concernée		Pays	Rapports/expertises	Potentiel d'atténuation
1	Favoriser le pâturage (par rapport à la fauche)	France	1, (2), 5	Stockage C : 0,18 ± 1,1 MgCO ₂ e/ha/an CH ₄ : -5,5 à 1,8 MgCO ₂ e/ha/an
	Allonger la durée du pâturage	Irlande, EU	2, 7	Stockage C : 2,2 à 5,1 MgCO ₂ e/ha/an
2	Accroître la durée de vie des PT	France, UK, USA	1, 4, 5, 6	Réduction retournement du sol : 3,3 à 9,4 MgCO ₂ e/ha/an Gain C par conversion de PT en PP : 0,3 à 1,7 MgCO ₂ e/ha/an
3	Désintensification Réduction de la fertilisation azotée	Brésil	2, 3, 4, 5, 7	Stockage C : 1,21 à 6,2 MgCO ₂ e /ha/an N ₂ O : 0,48 à 0,52 MgCO ₂ e/ha/an CH ₄ : 0,1 à 0,48 MgCO ₂ e/ha/an
		France USA, UK		
4	Intensification des prairies pauvres	USA	4, 5, 7	Stockage C : 0,34 à 1,34 MgCO ₂ e/ha/an
		France, EU		

1. Soussana et al., 2004. Greenhouse Gas Emissions from European grasslands. CarboEurope- GHG Workshop, Soussana JF, Tallec T, Blanfort V (2010) Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4, 334-350
2. Report Ireland, Teagasc 2010
3. Near-Term Options for Reducing Greenhouse Gas Emissions from Livestock Systems in the United States Beef, Dairy, and Swine Production Systems. Technical working group on Agricultural Greenhouse Gases (T-AGG) – Duke University - 2012
4. Greenhouse gas mitigation potential of agricultural land management in the United States – Technical working group on Agricultural Greenhouse Gases (T-AGG) – Duke University - 2012
5. Arrouays D., Balesdent J., Germon J.C., Jayet P.A., Soussana J.F., Stengel P., 2002. Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Expertise scientifique collective, INRA.
6. UK Marginal Abatement Cost Curves for the Agriculture and Land Use, Land-Use Change and Forestry Sectors out to 2022, with Qualitative Analysis of Options to 2050
7. EU-Policy Incentives for Climate Change Mitigation Agricultural Techniques 2007

3. Etat des connaissances sur les phénomènes/mécanismes sous-jacents et leur quantification

A l'échelle de l'Europe, les prairies constituent actuellement des puits nets de C, stockant de 0,5 à 1,2 MgC/ha/an (moyenne 1,1 ± 0,15 ; médiane 0,8 MgC/ha/an ; Klumpp, comm. pers. ; Franzluebbers, 2010) selon les modalités de gestion (chargement animal, mode d'utilisation, fertilisation) et les conditions pédoclimatiques. Par exemple, le stockage de C est plus important en sol plus lourd (limoneux/argileux, par exemple) qu'en sol sableux (Arrouays et al., 2006). Concernant la variabilité climatique interannuelle, les pratiques de gestion ont une influence plus importante en année sèche qu'en année humide (Lal, 2002, 2008). Pour des conditions pédoclimatiques données, le stockage dépend fortement de l'histoire de l'occupation des terres. Il faut donc distinguer, par ordre d'artificialisation et d'intensification croissant : par exemple les prairies natives, permanentes conquises sur la forêt et des prairies installées après une longue phase de culture. Concernant les prairies installées (surfaces toujours en herbe, PP) vs les prairies temporaires (PT), une perte importante de C est observée après retournement (Angers et Eriksen, 2008 ; Luo et al., 2010 ; Virto et al., 2012) avec un ordre de grandeur

de 0 à 3,4 MgC/ha (Loiseau et al., 1996). Selon le type de sol et les stocks initiaux de C, ces pertes peuvent être observées pendant 3 ans (Loiseau et al., 1996 ; Linsler et al., 2013), avec une perte moyenne annuelle de 1,7 MgC/ha/an après le retournement d'une culture, de 2,8 MgC/ha/an après une PT et de 3,2 MgC/ha/an après une PP (Loiseau et al., 1996). Arrouays et al. (2002) rapportent des pertes de 0,6 à 1,2 MgC/ha/an après labour. Ce déstockage de carbone, *via* une décomposition accélérée des MOS, transforme également l'azote organique en azote minéral. Après retournement, la vitesse de minéralisation de l'azote est à son maximum (0 à 3 kgN/ha/jour) et peut engendrer un lessivage d'azote et des émissions directes et indirectes de N₂O. Cette minéralisation accélérée dure entre 50 et 250 jours avant de retrouver un rythme standard (0,4 à 0,8 kgN/ha/jour) (Vertès et al., 2007). Plusieurs facteurs peuvent influencer la quantité d'azote minéralisé : l'âge de la prairie, le pâturage et le niveau de fertilisation auparavant. Par exemple, l'augmentation de la part de fauche diminue la minéralisation post-destruction.

L'intensité et le type d'utilisation de la prairie (fauche ou pâturage) auront un impact sur les niveaux de stockage en fonction de la production primaire, de l'herbe résiduelle et de la composition botanique. L'effet de la composition botanique sur le stockage de C varie avec l'intensité et le type d'utilisation. Par exemple, Wardle et al. (2004) montrent que les pelouses pauvres avec une dominance des espèces à stratégie conservatrice (intensité de défoliation faible, croissance lente, litières difficilement décomposables) sont des formations herbacées qui stockent plus de carbone que les pelouses à espèces adaptées à une défoliation fréquente (espèces exploitatrices, croissance rapide). Les prairies accumulent du carbone majoritairement dans le sol sous forme de matière organique (MOS), ainsi un couvert végétal avec un enracinement important (PP vs PT par ex.) favorise le stockage du C (Klump et al., 2007, 2009). En conséquence, l'effet du pâturage modéré est estimé de -0,8 à 1,3 MgC/ha/an par rapport à la fauche, à cause d'un moindre prélèvement de biomasse. Pour les prairies déjà très intensifiées, une augmentation du stockage de C ne peut s'obtenir que par une relative désintensification de la gestion (réduction du prélèvement de biomasse).

Une carence en azote peut également provoquer un déstockage de carbone. Ce déstockage ou cette limitation du stockage est dû à une faible productivité primaire et à une décomposition de la MOS (Sharazad et al., 2012). Pour les prairies moyennement riches, des apports organiques/minéraux (en N, P et K) offrent donc une possibilité importante d'augmentation du stockage du C (intensification). En conséquence, intensifier le pâturage, en favorisant le retour de matière organique au sol, peut augmenter le stockage de carbone du sol (Liebig et al., 2010). Le cas particulier des sols organiques doit aussi être pris en compte, car dans ce cas une intensification des pratiques peut engendrer une perte de C pour ce type de prairies (Jacob et al., 2007).

L'introduction des légumineuses, par une intensification raisonnée ou une désintensification, a également un impact positif sur le couvert végétal et le stockage de carbone (0,1 à 3 MgC/ha/an) et peut contribuer à réduire les émissions de N₂O et de CH₄ entérique du système d'élevage jusqu'à 20%. C'est pourquoi un apport mesuré d'azote peut satisfaire les besoins de la prairie (en veillant à respecter l'équilibre ray-grass anglais / trèfle blanc, en particulier). En ce qui concerne la fertilisation azotée sur prairie, elle doit tenir compte de la grande variabilité régionale. Par exemple, la distribution non homogène de la fertilisation fait que certaines prairies supportent un excédent azoté plus important que d'autres cultures (Agreste 2008, Bretagne). Même si des études récentes ont montré une nécessité d'apporter des doses d'azote assez élevées (supérieures à 120 kgN/ha) pour maximiser la production d'herbe ensilée (Protin et al., 2009), les apports efficaces sont souvent dépassés (exemple du Grand Ouest : 66 à 56 kgN/ha). Un raisonnement de la fertilisation azotée peut réduire les transferts d'azote vers l'eau ou les émissions de GES.

Les émissions de N₂O liées aux déjections animales ne sont pas aussi contrôlables qu'en mode fauche (donc par épandage des déjections produites en bâtiment), c'est-à-dire que l'apport de N ne peut pas être fait dans les meilleures conditions pédoclimatiques (teneur en eau et température du sol), ce qui peut engendrer des pertes par lessivage et des émissions de N₂O. Cela explique que l'effet du chargement animal est très variable, et que ses effets peuvent être quelquefois contradictoires, allant de peu d'effet jusqu'à un effet important sur les émissions de N₂O ($\pm 0,05$ MgCO_{2e}/ha/an ; Vertès et al., 2007). Néanmoins, ces restitutions ont généralement lieu au moment de la pâture et donc les déjections ne sont pas stockées, ce qui limite globalement les émissions de GES. L'effet du pâturage sur les émissions de N₂O est aussi lié au changement d'alimentation de l'animal, qui modifie la quantité d'azote excrété (l'herbe riche en sucres peut réduire les émissions de N₂O indirectement par une réduction de l'azote excrété, par exemple). De plus, au pâturage, la teneur en azote de l'herbe varie au cours de la saison (elle est plus élevée au printemps et à l'automne) ou lorsque la proportion des légumineuses (trèfle, luzerne) dans les pâtures est élevée. Cependant, en mode pâturage, les apports de fertilisant sur la parcelle sont en général réduits. L'allongement de la durée de pâturage peut réduire les émissions (à l'échelle de l'exploitation) de l'ordre de 0,14 à 0,17% par jour sans baisse de productivité animale (Peyraud et al., 2010). Néanmoins, sous conditions défavorables (sol humide et température du sol >10°C), le chargement animal a un impact direct sur le sol par la compaction et la dégradation physique du sol qui peut engendrer des émissions de N₂O dès que la température augmente (Schils et al., 2011). En ce qui concerne le méthane entérique, le pâturage semble réduire les émissions de CH₄ par unité (litre de lait ou kg de viande) produite (-1,5 à 0,5 MgC_e/ha/an), car l'herbe a une meilleure qualité (faible teneur en fibres et richesse en sucre) en mode pâturage.

Tableau 2. Ordres de grandeur des valeurs d'émissions de GES en prairie.
Un signe négatif (-) indique une émission supplémentaire, un signe positif un stockage ou une atténuation.

Mécanisme		Fourchette	Références
Gestion	Stockage C	0,5 à 1,2 MgC/ha/an selon les modalités de gestion	Arrouays et al., 2002 ; Soussana et al., 2004, 2007 ; Franzluebbers et al., 2005, 2010 ; Mudge et al., 2011
Climat			Lal, 2008 ; Arrouays et al., 2002 ; Raich et Schlesinger, 1992 ; Parton et al., 1991
Retournement	Stockage C	Déstockage C -1,7 MgC/ha/an après culture -2,8 MgC/ha/an après PT -3,2 MgC/ha/an après PP	Loiseau et al., 1996
			IPCC, 2006 ; Arrouays et al., 2002
Pâturage versus fauche	Stockage C	-0,8 à 1,3MgC/ha/an	Soussana et al., 2010 ; Schnable et al., 2001 ; Ojima et al., 1993
	CH ₄	-1,5 à 0,5 MgCe/ha/an	DeRamus et al., 2003 ; Derner et al., 2008 ; Manley et al., 1995 ; Teague et al., 2010
	N ₂ O	± 0,01 MgCe/ha/an	Liebig et al., 2010 a, b ; Paustian et al., 2004 ; Wolf et al., 2010 ; Derner et al., 2008 ; Schils et al., 2011 ; Eckard et al., 2008
	N ₂ O et CH ₄		O'Brien et al., 2011 ; Peyraud et al., 2010
Fertilisation, Retournement	N ₂ O, lessivage N, NH ₃	réduction 0,14 à 0,17% /jour pour l'allongement du pâturage	Vertès et al., 2001, 2007, 2010 ; Protin et al., 2009 ; COMIFER, 2011 ; Velthof & Oenema, 2001

4. Degré et mode de prise en compte des principaux postes d'émission concernés par l'action dans le cadre de l'inventaire national 2010 et perspectives d'évolution

L'inventaire national reste basé sur la méthodologie de l'IPCC 1996 (cf. référence "CITEPA" pour le calcul des émissions). Pour certaines émissions, les propositions IPCC de 2006 ne sont pas encore effectives, mais permettraient d'aller plus loin que les précédentes pour mieux prendre en compte les effets de la gestion et la physiologie de l'animal (CH₄) ou la gestion des effluents. Classés par sous-action, les calculs sont les suivants.

• Sous-action 1 - L'allongement du pâturage

Les émissions de N₂O et de CH₄ sont les principales sources de GES concernées par cette sous-action. Le CITEPA prend en compte de façon explicite les émissions de N₂O (Figure 1).

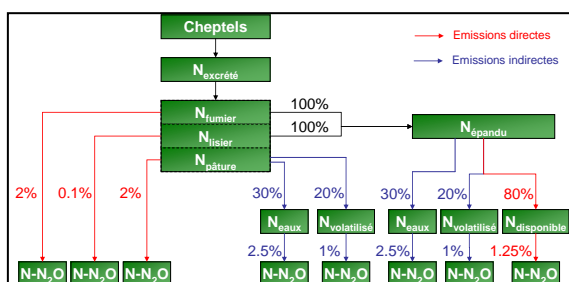


Figure 1. Schéma du calcul des émissions de N₂O dans la méthode actuelle du CITEPA (OMINEA 2012, Rapport des inventaires nationaux 2010)

Pour mieux prendre en compte les différentes formes de l'excrétion d'azote (total ammoniac N) et mieux prévoir les émissions d'ammoniac, une méthode différente de celle du CITEPA a été appliquée. Cette méthode remplace les valeurs d'émissions d'ammoniac dans la méthode IPCC 1996 par celles calculées avec la méthode EMEP/EEA (*Emission inventory guidebook 2009, updated June 2010*). Cette méthodologie de type *Tier 2*, qui tient compte des deux filières de gestion des effluents, lisier et fumier, est beaucoup plus précise et récente, et permet également d'intégrer les effets des différentes méthodes d'épandage des effluents dans ces émissions. Pour les vaches laitières, la méthode actuelle CITEPA tend à sous-estimer les émissions annuelles de NH₃ et N₂O, avec en plus une forte surestimation des émissions au pâturage (20% de l'azote excréte est volatilisé) et une forte sous-estimation des émissions en bâtiment et à l'épandage. La méthode de calcul "expert" (IPCC 2006) diminue ce coefficient de 20% à 7%. De plus, le calcul avec la méthode actuelle CITEPA utilise une valeur PRG de 310 CO₂e pour le N₂O, alors qu'une valeur de 298 est appliquée avec la méthode EMEP.

Les émissions de CH₄ entérique, issu des effluents et épandage utilisent la méthodologie *Tier 2* (IPCC, 2006) et sont calculées d'après les consommations d'aliments au pâturage et en bâtiments.

• **Sous-action 2** – Accroître la durée de vie des prairies temporaires

Actuellement, le CITEPA ne prend pas en compte les changements de stock de C des prairies (stockage lié à la durée de vie et déstockage dû au labour). Il existe cependant une méthodologie *Tier 1* (IPCC 2006) qui permet d'estimer la variation des stocks de carbone organique des sols prairiaux restant en prairies : $COS(t) = COS_{ST} \times F_{LU} \times F_{MG}(t) \times F_i(t)$. Cette méthode se base sur une utilisation de facteurs d'émission de la gestion (F_{MG}), des intrants (F_i) et de l'affectation (F_{LU}) qui sont appliqués de manière linéaire à un stock initial (COS , MgC/ha) de carbone organique dans la couche de 0 à 30 cm. Une difficulté pour l'application de cette méthodologie *Tier 1* en France vient du fait qu'il existe peu d'informations sur des critères qualitatifs des prairies ou des phénomènes tels que le surpâturage ou la dégradation.

Les estimations des variations de stocks de carbone du sol liées à l'allongement de la durée de vie des prairies et à la réduction du travail du sol ont été calculées par région, en utilisant des données FAO sur le stock de C organique (MgC/ha ; 0-30 cm ; FAO 2000) agrégées par région française.

Le retournement des prairies s'accompagne d'une minéralisation d'azote provenant surtout des résidus végétaux et de matières organiques grossières. L'azote issu de la minéralisation dépend de la conduite et de l'âge de la prairie au moment de sa destruction.

• **Sous-action 3** – Désintensification

Les émissions de N_2O , qui sont la principale source de GES pour cette sous-action, sont prises en compte de façon explicite par le CITEPA (Figure 2). Les nouvelles valeurs du rapport IPCC 2006, prenant en compte les effets des pratiques culturales sur les émissions, ont été adoptées pour le facteur de conversion N en $N-N_2O$ dans les sols (**1,0%** au lieu de 1,25%) et pour le facteur de conversion N en $N-N_2O$ dans les eaux (**0,75%** au lieu de 2,5%). Ce dernier paramètre réduit notablement les émissions indirectes de N_2O à l'échelle de l'exploitation (1,225% N apporté), ce qui correspondrait à une baisse de plus de 37% par rapport aux émissions calculées avec la méthode "CITEPA". Les deux méthodes seront utilisées pour cette sous-action. Les calculs avec la méthode "CITEPA" utilisent une valeur PRG de 310 CO_2e pour le N_2O , alors que la valeur de 298 est appliquée avec la méthode "expert".

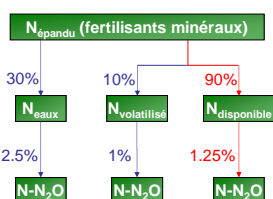


Figure 2. Schéma du calcul des émissions de N_2O dans la méthode actuelle du CITEPA (IPCC 1996). Le facteur d'émission global à appliquer à la quantité d'azote épanché sous forme de fertilisants minéraux est de 1,975%.

• **Sous-action 4** – Intensification de la prairie peu productive

Actuellement, le CITEPA ne prend pas en compte les changements de stocks de C des prairies (stockage lié à la durée de vie et déstockage dû au labour). Il existe cependant une méthodologie *Tier 1* (IPCC 2006) qui permet d'estimer la variation des stocks de carbone organique des sols prairiaux restant en prairies: $COS(t) = COS_{ST} \times F_{LU} \times F_{MG}(t) \times F_i(t)$. Cette méthode se base sur une utilisation de facteurs d'émission de la gestion (F_{MG}), des intrants (F_i) et de l'affectation (F_{LU}), qui sont appliqués de manière linéaire à un stock initial (COS , MgC/ha) de carbone organique dans la couche de 0 à 30 cm. Une difficulté pour l'application de cette méthodologie *Tier 1* en France vient du fait qu'il existe peu d'informations sur des critères qualitatifs des prairies ou des phénomènes tels que le surpâturage ou la dégradation.

5. Calcul du potentiel d'atténuation et du coût de chaque sous-action

L'inventaire national reste basé sur la méthodologie de l'IPCC 1996 (référence CITEPA pour le calcul des émissions). Cependant pour certaines émissions (stockage de C dans le sol et émissions de N_2O), il existe des propositions IPCC 2006 ou autre (EMEP pour les émissions ammoniacales) qui ne sont pas encore effectives mais qui pourraient être utilisées pour la France.

Concernant les coûts de la mécanisation (inclus dans chaque sous-action), les calculs pour le carburant agricole sont basés sur le prix du fioul défiscalisé, soit 0,52 €/l en 2010. Pour mettre en évidence l'impact de la défiscalisation du carburant sur le coût des mesures, un calcul supplémentaire a été réalisé en utilisant le prix "fiscalisé" de 0,9418 €/l (soit une défiscalisation de 0,4218 €/l).

5.1. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action 1 "Allonger la durée de pâturage"

5.1.a. Potentiel d'atténuation unitaire

• Inventaire des effets sur les émissions

La sous-action a des effets sur :

Les émissions directes :

- émissions de N₂O et de CH₄ provenant du stockage et de l'épandage des effluents,
- émissions de N₂O liées à l'azote excrété au pâturage,
- émissions de CH₄ entérique par animal par ha et par type de l'alimentation (remplacement de l'ensilage, du concentré),
- émissions de CO₂ liées à la consommation de carburant par les machines agricoles utilisées pour l'ensilage, la fauche, l'épandage...

Les émissions indirectes :

- émissions de N₂O liées au lessivage de l'azote des effluents,
- émissions de N₂O provenant de NH₃ des effluents.

Les émissions induites :

- émissions associées à la production des aliments et à leur acheminement jusqu'à l'usine de fabrication d'aliments composés, et incluant l'ensemble des émissions liées à la production d'intrants pour les cultures (engrais, pesticides...),
- émissions pour l'extraction, le raffinage et le transport du carburant.

• Quantification de l'atténuation

L'analyse de cette sous-action se base sur les 15 rations-types de l'Observatoire de l'alimentation des vaches laitières (<http://idele.fr/recherche/publication/idelesolr/recommends/observatoire-de-l'alimentation-des-vaches-laitieres.html>). Le document IDELE propose un tableau qui quantifie des exploitations (88 066) en termes d'effectif national. Pour estimer le potentiel unitaire d'atténuation de la sous-action, l'étude a procédé de nouveau à un calcul plus complet des régimes de l'Observatoire de l'alimentation des vaches laitières pour les systèmes de plaine utilisant de l'ensilage de maïs (système avec plus de 10% de maïs dans la SFP) - cf. Fiches d'alimentation VL 1 à 4, 7 et 12 à 15 du document IDELE. Pour les sous-OTEX utilisées par l'IDELE qui n'ont pas décrites par leur ration-type, une des rations-types leur a été associée en fonction de leur similitude de composition de la SFP et de région. Chaque fiche d'alimentation a ensuite été traduite pour calculer les différents types d'aliments concentrés utilisés et obtenir un calendrier annuel de rations permettant de faire correspondre globalement les quantités annuelles de ce calendrier d'alimentation avec les données des fiches. Cette ration a ensuite été simulée *via* le module "troupeau" du modèle MELODIE (Chardon et al., 2012) qui utilise très largement le modèle développé pour Graz'in (Faverdin et al., 2011), pour calculer les consommations, productions et excréments associés à cette ration. L'estimation comprend l'ensemble des émissions associées à la production des aliments et à leur acheminement jusqu'à l'usine de fabrication d'aliments composés, et inclut l'ensemble des émissions liées à la production d'intrants pour les cultures (engrais, pesticides...). Les résultats ont été ramenés au kg de matière sèche.

Les calculs prennent aussi en compte les proportions de "fumier" ou "lisier" de chaque système. Les données CITEPA issues de l'enquête "Bâtiments" de 2007 sur la partition lisier-fumier des effluents produits ont été utilisées. Elles ont cependant été adaptées pour les différents régimes-types en utilisant des valeurs modulées en fonction des régions des OTEX concernées. Les données moyennes pondérées sont équivalentes aux valeurs utilisées par le CITEPA.

• Conclusion : potentiel d'atténuation unitaire de la sous-action

Les calculs des émissions se basent sur les deux méthodes présentées dans la section 3 (CITEPA pour l'inventaire 2010 et EMEP 2009) pour les émissions N₂O et CH₄, pour lesquelles la seconde méthode permet un calcul plus précis des valeurs TAN excrétées. Pour les émissions à l'épandage, le calcul intègre les données du CITEPA sur les différents modes d'épandage utilisés en France pour les effluents des bovins (Tableau 3).

Tableau3. Estimations des atténuations potentielles unitaires exprimées par surface (ha) ou par vache laitière (VL) calculées avec la méthode "CITEPA" (de l'inventaire 2010) et la méthode "expert" (EMEP).

Potentiels d'atténuation unitaires	Emissions directes		Emissions indirectes	Emissions induites en amont
	Méthode "CITEPA"	Méthode "expert"		
Par vache (MgCO ₂ e/VL/an)	0,02874	0,05461	0,00775	0,00315
Par ha (MgCO ₂ e/ha/an)	0,02284	0,04340	0,00616	0,00250

On notera que la méthode "CITEPA" sous-estime les gains possibles de GES. Il est important de remarquer que cette sous-action réduit de façon importante les émissions de NH₃. Les effets de l'allongement de la durée de pâturage engendrent une réduction de GES, ce qui correspond aux effets décrits pour plusieurs sites expérimentaux (Peyraud et al., 2010 ; Soussana et al., 2010). Cet effet peut être expliqué par de moindres émissions (CH₄ et N₂O) en provenance du bâtiment, du stockage et de l'épandage. La sous-action induit également des baisses des émissions de GES liées, en amont, à la production des matières premières (soja par exemple), et à la consommation de fioul par les machines (utilisées pour la fauche, l'ensilage, l'épandage...).

Les potentiels unitaires varient selon le type de ration des vaches laitières.

Tableau 4 Minimum (min) et maximum (max) des atténuations potentielles unitaires exprimées par surface (ha) ou par vache laitière (VL) calculées avec la méthode "CITEPA" (inventaire 2010) et la méthode "expert" (EMEP)

Potentiels d'atténuation unitaires	Méthode "CITEPA"		Méthode "expert"	
	min	max	min	max
Par vache (MgCO ₂ e/VL/an)	0,0030	0,106	0,1064	0,0407
Par ha (MgCO ₂ e/ha/an)	0,0138	0,81	0,0846	0,0323

5.1.b. Ligne de base et conditions de développement de l'action

- Situation actuelle

Tableau 5. Situation actuelle (enquête "Pratiques culturales" Agreste 2006)

	Prairies temporaires (3,14 Mha)	Prairies permanentes (9,05 Mha)
Pâturage	27% pâturage, 23% fauche, 48% mixte et 2% non exploité avec 22% < 60 j ; 30% : 60 à 120 j ; 21% : 120 à 180 et 28% > 180 j	65% pâturage seul, 8% fauche et 27% mixte avec 23% < 60 j ; 23% : 60 à 120 j ; 22% : 120 à 180 et 32% > 180 j
Age de la PT	PT_1 an : 60% en monoculture pour ensilage et 40% en gestion mixte (pâturage, fauche) PT < 3 ans : 70% fauche et mixte	

- Conditions nécessaires à la mise en place de l'action (critères de détermination de l'assiette maximale technique)

Potentiellement, l'ensemble des surfaces prairiales pâturées (10,8 Mha en 2010) et des vaches au pâturage sont éligibles à l'adoption de cette sous-action. Cependant, un nombre important de vaches et d'exploitations ne permettent pas cette adoption. Une des difficultés vient aussi de l'estimation du nombre des vaches alimentées par pâturage. Dans cette sous-action, pour obtenir un compromis entre production et environnement, nous avons choisi les vaches laitières et mixtes lait-viande (sans les vaches allaitantes) pour lesquelles un changement de pratique serait souhaitable (dans un premier temps). Les systèmes mixtes lait et bovin viande ne sont pas décrits dans ce travail, à cause des difficultés pour répartir correctement les aliments entre les productions. On sait cependant que le fonctionnement de la partie laitière de ces élevages mixtes est généralement proche de celui des élevages spécialisés lait. Dans les calculs, les rations-types correspondent à des régimes moyens d'exploitations spécialisées bovins lait appartenant à des sous-OTEX du RICA basées sur les régions et les parts de surfaces de maïs dans le système fourrager. Les élevages très herbagers (<10% de maïs dans la SFP) sont sortis de l'assiette, car ils utilisent souvent au maximum les possibilités de pâturage.

- Assiette maximale technique (AMT)

Les calculs ont été effectués sur la base du document IDELE "Observatoire de l'alimentation des vaches laitières ; 15 rations-types" en excluant les élevages très herbagers (<10% de maïs dans la SFP) ; cf. Fiches d'alimentation VL 5,6 et 8 à 11 du document IDELE.

Pour la sous-action, le calcul se base sur 69 691 exploitations analysées ayant des vaches laitières et mixtes lait-viande (**3,14 millions de têtes**) en France. Ces exploitations disposent de **3,95 Mha** de prairies pâturées (79% des surfaces utilisées dans le document IDELE et 37% des surfaces pâturées en France). En appliquant un pourcentage de 79% aux surfaces pâturées en France (2,4 Mha de PT + 8,4 Mha de PP = 10,8 Mha), on estime que la sous-action est en théorie possible sur 8,53 Mha.

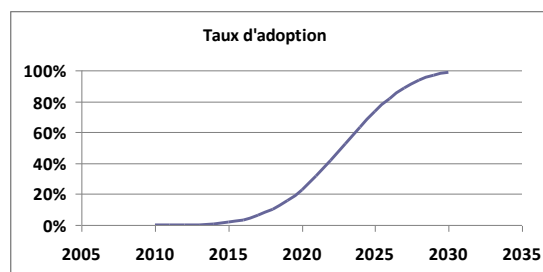
- **Scénario de diffusion (% de l'AMT atteint en 2030 et cinétique)**

Le potentiel d'atténuation en 2030 est pratiquement celui de l'AMT (98,5%), compte tenu du fait que les premières 7 années l'adoption se fait sur seulement 10% de AMT. Il est possible que pour certains élevages ce prolongement de 20 jours soit parfois difficile ; d'autres peuvent cependant faire plus. Une période de 7 ans permet aux éleveurs une adaptation de la conduite du troupeau tenant compte de la croissance de l'herbe au printemps, des aléas climatiques et des économies à faire en ensilage de maïs et tourteaux.

Tableau 6. Scénario de diffusion

Année de départ	t ₀	2010
Fin de projection	t _{at}	2030
Taux d'adoption initial, ie en %	alpha 0	0.00%
Taux d'adoption tangentiel (en un temps infini)	alpha bar	100.00%
Nombre d'années qu'il faut pour atteindre	tau	14
	beta	4
Point d'inflexion au plus tard en		2024
Point d'inflexion en		2023
Taux d'adoption à l'horizon de projection, 2030		98.4469%

Figure3. Cinétique de diffusion



5.1.c. Potentiel d'atténuation à l'échelle du territoire français

Tableau 7. Potentiel d'atténuation des émissions directes, directes + indirectes, directes + indirectes + induites, sur l'AMT en 2030, et sur la période de 2010-2030 en appliquant le scénario de diffusion, calculé avec les méthodes "CITEPA" et "expert"

Emissions	En 2030 (sous-action AMT) en MgCO ₂ e/an			Période 2010-2030 (scénario de diffusion) en MgCO ₂ e		
	directes	directes et indirectes	directes, indirectes et induites	directes	directes et indirectes	directes, indirectes et induites
Méthode CITEPA	90 367	114 727	124 625	706 657	897 151	974 552
Méthode Expert	171675	196 036	205 934	1 342 469	1 532 971	1 610 372

5.1.d. Coûts et bénéfices induits par la sous-action

- **Inventaire des modifications induites par la sous-action**

Avec l'allongement du pâturage, la part de l'herbe directement consommée sur la parcelle augmente, et on peut supposer que cette herbe se substitue à de l'ensilage, de maïs ou d'herbe. Par conséquent, l'éleveur économise les coûts de récolte (fauche), stockage, ensilage, conservateur d'ensilage, automotrice pour l'ensilage d'herbe (qui n'est pas utilisé à l'étable). En ce qui concerne l'ensilage de maïs non utilisé, le maïs pourrait être utilisé / valorisé ailleurs sous forme de grain. L'agriculteur économise alors les coûts d'ensilage et gagne en vendant du maïs.

L'allongement du pâturage modifie la composition des rations ce qui réduit les besoins en concentrés et autres compléments (cf. substitution entre matières premières alimentaires).

Cette diminution des apports de concentrés peut réduire la production de lait de l'animal. Néanmoins, les rations proposées sont calculées pour éviter cette baisse de la performance de l'animal (ex. que pour 4 à 16 h par jour) et les pertes (estimées à 0,3 €/l en 2010) sont comprises dans les calculs.

De plus, durant le pâturage moins d'effluents sont produits, ce qui réduit les émissions et les coûts de l'épandage de lisier et de fumier. Les agriculteurs économisent donc des coûts de fonctionnement de l'épandeur et du tracteur.

Le temps de travail de l'agriculteur n'est pas gratuit et on peut imaginer qu'un allongement du pâturage demande un travail supplémentaire. Ici nous avons choisi de ne pas prendre en compte ce surcroît de travail car l'agriculteur économise du temps ailleurs. Par exemple pour 2 jours de temps d'ensilage en moins, on peut compter : 3 tracteurs et leurs chauffeurs (2 chauffeurs pour les remorques de transport et 1 pour tasser le tas) = 3 x 8 h x 2 jours de main d'œuvre = 48 h, ce qui correspond à 2 fois plus de temps que les 20 h de l'éleveur pour mener ses animaux au pâturage.

- **Estimations des coûts/bénéfices**

La sous-action économise par an : 257 359 MgMS d'ensilage d'herbe, 510 638 MgMS d'ensilage de maïs (pour une consommation supplémentaire de 441 284.10³ tonnes d'herbe pâturée) et 192 613 tonnes d'effluents. Ces économies

peuvent être traduites en coûts/bénéfices d'émission (fioul), et d'argent pour la récolte (fauche), le stockage, l'ensilage d'herbe et de maïs. Le maïs non utilisé pour l'ensilage est valorisé sous forme de grain ; on peut donc considérer les réductions de coûts de récolte, transport et stockage, plus le bénéfice de la vente de maïs en grain. Les calculs concernant les ensilages ont été basés sur un rendement de 4,5 MgMS/ha (1^{re} coupe) pour l'herbe et de 14,5 MgMS/ha pour le maïs (Agreste et RICA 2010). Ce rendement en maïs grain est probablement surestimé de 2 à 5 MgMS/ha, car les sols où sont réalisés les ensilages sont moins adaptés (fertilisation, irrigation, pédoclimat) à une production de maïs en grain. Les hectares de maïs ont été ensuite transformés en grain en prenant un rendement de 88 q/ha.

Tableau 8. Coûts unitaires, besoins en fioul et émissions induites non fioul calculés sur la base de DiaTerre, Barème entraide Cuma Auvergne et Terre de Bourgogne 2010

			Litre fuel /ha	Emissions induites autres que fuel	Coûts €/TMS
Prairie	Ensilage (6 MgMS/ha)	Fauche, transport, stockage, film (/MgMS)	82,8	1,74 XCO _{2e} /MgMS	33 €/MgMS
Maïs	Ensilage (12 MgMS/ha)	Transport, stockage, film (€/MgMS)		1,74 XCO _{2e} /MgMS	176,67€/ha
		Désileuse (€/MgMS)	5,56		2,01
	Grain	Coût de récolte, transport au silo	41,46		154,67€/ha
		Vente de grain (€/MgMS)			191,2
Alimentation autre					12,5 €/VL
Epannage des effluents	Lisier	par voyage (10 m ³)	6 l/voyage		14 €/voyage
	Fumier	par voyage (12 tonnes)	9 l/voyage		13 €/voyage

Tableau 9. Estimation coûts / bénéfices annuels

		Rendement en MgMS/ha ou %	Surface et quantité	Gain (k€)	Fioul (m ³)	MgCO _{2e} é. directes	MgCO _{2e} é. induites
Economie	TMS ensilage l'herbe	4,5	57191 ha	1 887	4733,7	12672	3112
Bénéfices	Vente de maïs grain sec	8,8	309905 ha	59 253	1460,2	3909	822
Coûts	Récolte du maïs grain	14,5		-5 798			
Economie	TMS désilage du maïs	14,5	35216 ha	1 024	2836,8	7594	1597
Economie	TMS ensilage du maïs	14,5		5258			
Economie	Fumier	49.30%	113 949 t	123,5	56,9	152	32
Economie	Lisier	50.70%	19 530 954 t	27,43	17,6	47	9
Economie	Alimentation autre			39,299			141
Bénéfices	(fuel défiscalisé)			101 006	11945,6	-24 360	-9 756
Coûts avec	fuel fiscalisé			103 844			

● **Conclusions : coût unitaire de la sous-action, coût annuel pour l'AMT (ou le % atteint) en 2030 et coût cumulé sur la période 2010-2030**

Fuel défiscalisé:

- Economie unitaire: 32,13 €/VL (-25,54 €/ha)
- Economie annuelle sur l'AMT : 101 006 k€/an
- Economie cumulée sur la période 2010-2030 : 786 853 k€

Fuel fiscalisé :

- Economie unitaire : 33,35€/ VL (-26,51 €/ha)
- Economie annuelle sur l'AMT 103 844 k€ /an
- Economie cumulée sur la période 2010-2030 : 819 868 k€

Le coût unitaire de l'adoption est négatif : -32,13 €/VL/an (dont -12,5 €/VL en aliment à étable) et 25,54 €/ha, ce qui représente une économie. Le prix unitaire varie suivant les aliments (concentrés comme l'orge ou le soja de 7 à 23 €/VL), la part de pâturage dans les rations, mais également en fonction du prix du maïs grain. Ici il faut voir que les zones de production de maïs en grain ne sont pas identiques aux zones d'ensilage ; une baisse de rendement est donc fortement probable. En conséquence, le prix unitaire varie selon les rendements de maïs (8 à 9,2 t/ha) et d'herbe (4 à 6 t/ha), et le prix du grain de maïs (150 à 220 €/tonne) : de -19,29 €/VL à -37,52 €/VL (-15,33 €/ha à -29,82 €/ha).

5.1.e. Synthèse : récapitulatif de l'atténuation escomptée, du coût, et du coût de la tonne de CO₂e évité

Tableau 10. Synthèse : récapitulative de l'atténuation

Estimation	Méthode	Atténuation des émissions directes + indirectes			Economie, coût unitaire (€)	Bénéfices de la tonne de CO ₂ e évité (€/MgCO ₂ e)	
		unitaire (MgCO ₂ e/unité/an)	sur l'AMT (MgCO ₂ e/an)	sur la période 2010-2030 (MgCO ₂ e)		Fioul défiscalisé	Fioul fiscalisé
Par vache (VL)	"expert"	0,06236	-196 036	1 532 971	-32,13€/VL	-515	-535
	"CITEPA"	0,03649	-114 727	897 151		-880	-914
Par hectare (ha)	"expert"	0,04957			-25,54 €/ha	Idem	
	"CITEPA"	0,02901				idem	

5.2. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action 2, Accroître la durée des prairies temporaires

5.2.a. Potentiel d'atténuation unitaire

• Inventaire des effets sur les émissions

Effets directs :

- Augmentation du stockage de C par l'allongement de la durée de vie (maintien d'un couvert végétal),
- Réduction des pertes en C à la suite du retournement moins fréquent des prairies,
- Emissions de N₂O liées à la minéralisation de l'azote suite au retournement,
- Emissions de CO₂ liées au fioul consommé pour le retournement et le travail du sol.

Emissions indirectes :

- Emissions de N₂O issues du lessivage de nitrate et des émissions d'ammoniac suite au retournement.

Emissions induites :

- Réduction des émissions pour l'extraction, le raffinage et le transport du carburant.

• Quantification de l'atténuation

L'accroissement de la durée de vie des prairies temporaires réduit le déstockage de C lié au retournement des prairies et impacte directement le stockage du C. La méthode de calcul proposée se base sur la méthodologie Tier 1 et calcule une variation $COS(t) = COS_{ST} \times F_{LU} \times F_{MG}(t) \times F_i(t)$ des stocks de carbone organique du sol (couche de 0 à 30 cm) des prairies restant en prairies, en utilisant des facteurs d'émission.

Les facteurs d'émission de la gestion (F_{MG}) distinguent 4 modalités :

- Prairies améliorées ($F_{MG} = 1,14$) : prairies gérées de manière durable, avec une pression pastorale modérée, et auxquelles est apportée au moins une amélioration (fumure, sélection, irrigation, par exemple) ;
- Prairie avec gestion minimale ($F_{MG} = 1$) : prairies non dégradées et gérées de manière durable mais sans amélioration de gestion majeure ;
- Prairies modérément dégradées ($F_{MG} = 0,95$) : prairies surpâturées ou modérément dégradées, avec une productivité quelque peu réduite (par rapport aux prairies indigènes ou avec gestion minimale) et ne bénéficiant pas de mesures de gestion ;
- Prairies fortement dégradées ($F_{MG} = 0,7$) : perte importante de productivité et de couvert végétal à long terme, en raison de graves dégâts mécaniques causés à la végétation et/ou d'une érosion importante des sols.

Le facteur d'émission des intrants (F_i) peut prendre 2 modalités : intrants modérés ($F_i = 1$) lorsqu'aucune mesure de gestion supplémentaire n'a été mise en œuvre, et intrants importants ($F_i = 1,11$) lorsque plusieurs mesures/améliorations de gestion ont été mises en œuvre (cf. prairies améliorées).

Pour ce qui concerne le labour, le F_i varie de 1,02 à 1,15 selon le type de travail du sol (principal et/ou secondaire), le type de perturbation, et l'ensemencement (direct sans travail du sol). Le F_{LU} varie, en zone tempérée, de 0,82 (terre sèche) à 0,93 (terre humide, climat pluvieux) pour une mise en réserve temporaire de terres de cultures annuelles (implantation d'un couvert végétal herbacé de type PT).

Pour cette sous-action, les facteurs d'émissions appliqués sont une combinaison des modalités de la gestion (F_{MG}), des intrants (F_i) et de l'affectation des terres (F_{LU}). Pour le **stockage de C** pendant l'accroissement de la durée de vie, l'affectation de terre est définie par 1, car $F_{LU} \times F_{MG}$ varie selon l'âge de prairies (Tableau 11).

Tableau 11. Facteurs d'émissions appliqués pour le stockage de C (combinaison $F_{LU} \times F_{MG} \times F_i$) par classe d'âge des prairies temporaires

Age de la prairie	Facteur d'émission	Modalités
1 an	0,9493	Déstockage de carbone lié au retournement des prairies
2 ans	1	Prairie non dégradée et gérée de manière durable
3 ans	1,05	Prairie non dégradée + une ou plusieurs mesures/améliorations de gestion
4 ans	1,0975	Prairie modérément dégradée
5 ans	1,14	Prairie gérée de manière durable, avec une pression pastorale modérée

Concernant le **déstockage de carbone** (Tableau 11) lié au retournement, le facteur d'émission de la gestion (F_{MG}) a été fixé à 1, car des facteurs d'émission F_{LU} de 0,875 et F_i de 1,085 (donc $F_{LU} \times F_i = 0,9493$) ont été utilisés par défaut. Les calculs des variations de stock (COS) ont été réalisés par région en utilisant des données FAO sur le stock de C organique (FAO, 2000). Pour cela, un stock moyen agrégé a été calculé sur la base de la surface prairiale présente dans chaque région en France (Tableau 13 et 14). Une réduction du travail du sol diminue également la **minéralisation** de l'azote (cf. émissions directes et indirectes de N_2O , Tableau 4) et la **consommation d'énergie** (fioul). Selon la date de la destruction et la rotation des cultures (blé, maïs), la minéralisation est de : 10 kgN/ha pour les PT <18mois, 30 kgN/ha pour les PT de 2 à 3 ans, et 50 kgN/ha pour les PT de 4 à 5 ans (COMIFER, 2011). Cette quantité de N minéralisée est ensuite corrigée selon le mode d'exploitation, en prenant un facteur de correction de : 1 pour le pâturage, 0,4 pour la fauche et 0,7 en gestion mixte. Ici les calculs de minéralisation après retournement sont faits sur la base de l'enquête "Pratiques culturales" 2006 et de COMIFER (2011) en appliquant un mode d'exploitation des prairies en fauche (cf. facteur de correction 0,4) pour la classe d'âge de 1-3 ans, mixte (0,7) pour la classe d'âge 3-5 ans et pâturage (1) pour la classe 5 ans.

Cette sous-action se base sur des calculs par région et sur des informations sur le stock de carbone organique du sol (couche de 0 à 30 cm) des prairies (e.g. Tableau 14).

Tableau 12. Estimations des atténuations potentielles unitaires exprimées par unité de surface (ha AMT), basées sur la méthode "expert"

Potentiels unitaires	Méthode "expert"		Amont / aval	Amont/ aval
	directes	indirectes	directes	induites
MgCO ₂ e/ha/an sur l'AMT	0,549	0,025	0,0378	0,0080

• Conclusion : potentiel d'atténuation unitaire de la sous-action

Le calcul des émissions prend en compte les pertes de C du sol évitées, le stockage de C dû au prolongement de l'âge des prairies, les émissions de N_2O liées au travail du sol et l'économie de fioul. Les résultats montrent une économie de CO₂, principalement issue du stockage supplémentaire de C *via* le prolongement de la durée de vie des PT. En moyenne sur la France, la sous-action permet une économie de 0,6115 MgCO₂e/ha/an, valeur conforme à celles d'autres études (Leifeld et al., 2012). Selon le stock initial du sol (e.g. Tableau 14), les atténuations potentielles unitaires peuvent varier de 0,434 à 1,165 MgCO₂e/ha/an.

5.2.b. Ligne de base et conditions de développement de l'action

• Situation actuelle

Tableau 13. Evolution des prairies temporaires depuis 1960.

	1960	1970	1980	1990	2000	2010
Surface (Millions ha)	1,7	2,5	2,7	2,3	2,9	3,14

En 2006, 31% des PT ont 1 an, 17% ont 2 ans, 17% ont 3 ans, 16% ont 4 ans, 13% ont 5 ans et 6% ont 6 ans. Entre 30 et 50% des PT ont été implantés sans labour (Agreste). Le stock moyen de C calculé (Tableau 14) est conforme à l'étude d'Arrouays et al. (2002).

Tableau 14. Stock de C du sol (0-30 cm ; issu de la valeur FAO 2000) moyen, agrégé sur la base de la surface prairiale présente dans chaque région. Valeur moyenne pondérée par la surface en prairie : 71 MgC/ha (0-30 cm).

	Ile de France	Champagne-Ardenne	Picardie	Haute-Normandie	Centre	Basse-Normandie	Bourgogne	Nord - Pas-de-Calais	Lorraine	Alsace	Franche-Comté	Pays de la Loire	Bretagne	Poitou-Charentes	Aquitaine	Midi-Pyrenees	Limousin	Rhône-Alpes	Auvergne	Languedoc-Roussillon	Provence-Alpes-Côte d'Azur	Corse
Stock C du sol (MgC/ha)	68	73	156	53	74	77	53	126	73	84	77	68	68	84	49	50	136	72	108	109	59	61

• **Conditions nécessaires à la mise en place de l'action (critères de détermination de l'AMT)**

Selon le document "Evaluation de mi-parcours du PDRH" (2001), 40% des PT (soit 0,38 Mha) sont en rotation avec le maïs. Ces surfaces et celles de PT de 5 et 6 ans sont exclues de la sous-action. En théorie, la sous-action est possible sur 2,57 Mha.

• **Assiette maximale technique (AMT)**

L'AMT a été déterminée en allongeant la durée de vie (pour atteindre 5 ans au maximum) pour 100% des PT de 5 ans (0,59 Mha) et des PT de 4 ans (0,50 Mha), pour 80% des PT de 3 ans (0,42 Mha), 65% des PT de 2 ans (0,35 Mha) et 50% des PT d'un an (0,50 Mha). Ce qui fait un total de **2,35 Mha** de PT qui rentrent dans la sous-action (donc **0,78 Mha** restent en rotation). D'où, en tenant compte de la fréquence de rotation (par exemple : pour les PT de 3 ans, 1/3 sont retournées chaque année...), 0,62 Mha sont labourés par an. Sans action, 1,67 Mha sont retournés par an ; la sous-action induit donc une réduction de travail du sol de **1,050 Mha**.

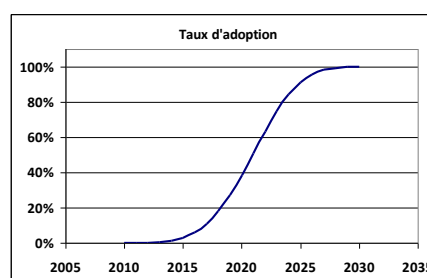
• **Scénario de diffusion (% de l'AMT atteint en 2030 et cinétique)**

Le potentiel d'atténuation en 2030 est pratiquement celui de l'AMT utilisée (99%), compte tenu du fait qu'au cours des sept premières années l'adoption se fait sur seulement 10% de l'AMT.

Tableau 15. Scénario de diffusion.

Année de départ	t0	2010
Fin de projection	that	2030
Taux d'adoption initial, ie en	alpha 0	0.00%
Taux d'adoption tangentiel (en un temps infini)	alpha bar	100.00%
Nombre d'années qu'il faut pour atteindre	tau	12
	beta	4
Point d'inflexion au plus tard en		2022
Point d'inflexion en		2021,2
Taux d'adoption à l'horizon de projection, 2030		99,95%

Figure 4. Cinétique de diffusion



5.2.c. Potentiel d'atténuation à l'échelle du territoire français

Tableau 16. Potentiel d'atténuation des émissions directes, directes + indirectes, directes + indirectes + induites, en sur l'AMT en 2030, et sur la période de 2010-2030 en appliquant le scénario de diffusion ; émissions calculées avec la méthode "expert"

Emissions	En 2030 (pour l'AMT ou le % de l'AMT atteint en 2030) en MgCO ₂ e/an			Période 2010-2030 (scénario de diffusion) en MgCO ₂ e		
	directes	directes et indirectes	directes, indirectes et induites	directes	directes et indirectes	directes, indirectes et induites
Potentiel d'atténuation Méthode "expert"	1 351 013	1 440 114	1 458 853	13 001 158	13 858 603	14 038 932

5.2.d. Coûts et bénéfices induits par la sous-action

• Inventaire des modifications induites par la sous-action

La sous-action prend en compte la réduction du travail du sol (retournement) et des travaux d'implantation (préparation du sol et semis), ce qui comprend des coûts de labour, hersage, semis, rouleau et semences (comprenant : 4,3% de ray-grass, 7% de luzerne, 5,3% de dactyle, 5,7% de fétuque, 5,8% de trèfle violet et 7,5% de trèfle blanc) et des économies de carburant.

• Estimations des coûts/bénéfices

Les coûts (évités) associés à une réduction du travail du sol sont la différence entre des coûts de labour avec la sous-action (sur 0,62 Mha/an) et sans (sur 1,67 Mha/an) - donc 1,05 Mha de PT non labourés par an. Cette réduction du travail du sol économise 33 283 Mlittres de fioul.

Tableau 17. Estimation des coûts / bénéfices annuels

Coûts	€ HT/ha	L fioul/ha
Labour	53	16,9
Herse	43	11,7
Semis	28	
Rouleau	28	3,1
Graines	100	
Total (fuel défiscalisé)	252	31,7
Total (fuel fiscalisé)	265,4	

• Conclusions : coût unitaire de la sous-action, coût annuel pour l'AMT en 2030 et coût cumulé sur la période 2010-2030

Fuel défiscalisé :

- Economie annuelle unitaire : -112,42 €/ha pour l'AMT
- Economie annuelle pour l'AMT/an non labouré: -264 735 k€/an
- Economie cumulée sur la période 2010-2030 : -2 547 624 k€/an

Fuel fiscalisé :

- Economie annuelle unitaire : -118,38 €/ha pour l'AMT
- Economie annuelle pour l'AMT/an non labouré: -278 775 k€/an
- Economie cumulée sur la période 2010-2030 : -2 682 727 k€/an

Le coût unitaire de l'adoption est négatif (-112,36 €/ha labouré) et représente donc une économie. Selon le prix de la semence (80 à 120 €), le coût unitaire varie de 103,5 à 121,3 €/ha pour l'AMT.

5.2.e. Synthèse : récapitulatif de l'atténuation escomptée, du coût, et du coût de la tonne de CO₂e évité

Tableau 18. Synthèse : récapitulatif de l'atténuation permise par la sous-action 2

Emissions	Atténuation - méthode "expert"			Economie	Coût de la tonne de CO ₂ e évité (€/MgCO ₂ e)
	unitaire (MgCO ₂ e/unité/an)	sur l'AMT (MgCO ₂ e/an)	sur la période 2010-2030 (MgCO ₂ e)		
directes	0.5737	1351013	13 001 158	-112,42 €/ha	-195,95
directes et indirectes	0.61154	1440114	13 858 603		-183,83
directes, indirectes et induites	0.61949	1458853	14 038 932		-181,47
Avec une fiscalisation du fioul					
directes				-118,38 €/ha	-206,35
directes et indirectes					-193,58
directes, indirectes et induites					-191,09

5.3. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action 3, Désintensifier les prairies permanentes et temporaires

5.3.a. Potentiel d'atténuation unitaire

- Inventaire des effets sur les émissions

Effet direct :

- émissions N₂O liées aux apports d'azote minéral

Effets indirects :

- émissions de N₂O liées au lessivage de nitrate
- émissions de N₂O provenant de NH₃

Effet induits :

- émissions CO₂ liées au transport et à la fabrication des engrais

- Quantification de l'atténuation

L'objectif de cette sous-action est de déterminer l'impact d'une réduction de l'apport moyen d'azote minéral de **10 à 14%**. Pour estimer le potentiel unitaire d'atténuation, une réduction de l'apport d'engrais est appliquée pour toutes les prairies recevant une fertilisation minérale. Cette sous-action se base sur des calculs **par région** et sur des informations de quantités d'engrais appliquées. Elle se traduit par tranche de fertilisation (cf. enquête "Pratiques culturales" 2006) et comprend une réduction de : 25% pour une fertilisation annuelle >150 uN/ha, 15% pour une fertilisation annuelle de 100 à 150uN/ha, 10% pour une fertilisation annuelle de 50 à 100 uN/ha et 5% pour une fertilisation annuelle de <50 uN/ha.

A partir de la réduction unitaire de la fertilisation minérale, deux calculs ont été appliqués : la méthode "CITEPA" (IPCC 1996) et la méthode "expert" qui prend en compte les révisions IPCC 2006 pour les effets des pratiques culturales sur la conversion de N en N-N₂O dans les sols (1,0% au lieu de 1,25%) et la conversion N en N-N₂O dans les eaux (0,75% au lieu de 2,5%).

Tableau 19. Estimations des atténuations potentielles unitaires exprimées par unité de surface (ha), calculées avec les méthodes "CITEPA" et "expert"

Emissions	Méthode "CITEPA"		Méthode "expert"		Amont/aval
	directes	indirectes	directes	indirectes	induites
potentiels unitaires (MgCO ₂ e/ha/an)	0,0475	0,0359	0,0380	0,0137	0,0481

- Conclusion : potentiel d'atténuation unitaire de la sous-action

Le calcul des émissions de N₂O prend en compte les deux méthodes présentées en section 3, avec des potentiels unitaires totaux de 0,1315 (méthode "CITEPA") et 0,0988 (méthode "expert") MgCO₂e/ha/an selon la méthode utilisée. La méthode IPCC 2006 diffère principalement au niveau des émissions directes liées aux apports d'engrais et aux émissions indirectes liées au lessivage. Les émissions amont liées à la fabrication et aux transports des engrais correspondent à 0,0481 MgCO₂e/ha/an. On notera que la méthode actuelle CITEPA surestime les émissions de GES.

5.3.b. Ligne de base et conditions de développement de l'action

- Situation actuelle

Cette sous-action peut être appliquée à l'ensemble des surfaces de prairies en France. En moyenne, par classe d'apport d'azote minéral, les prairies ont reçu (Tableau 20) :

Tableau 20. Situation de la fertilisation minérale (Agreste, 2010).

Type de prairie		Classes d'apport				
		pas d'apport	50 et moins	plus de 50 à 100	plus de 100 à 150	plus de 150
PT	Apport moyen (unités N/ha/an)	0	40	75	130	190
	Surface concernée (%)	24	28,7	28,6	13,4	4,9
PP	Apport moyen (unités N/ha/an)	0	35	70	115	185
	Surface concernée (%)	36	25,6	24,0	10,3	3,6

- Conditions nécessaires à la mise en place de l'action (critères de détermination de l'assiette maximale technique)

La sous-action prévoit une réduction moyenne de la fertilisation minérale azotée de 13%, appliquée de la façon suivante : réduction de 25% pour les prairies de la classe d'apport >150 uN/ha, 15% pour la classe de 100 à 150, 10% pour la classe 50 à 100, et 5% pour la classe <50.

- Assiette maximale technique (AMT)

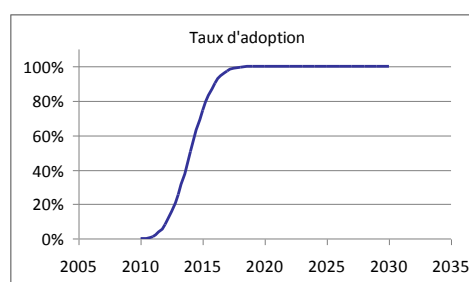
L'assiette maximale technique est constituée de l'ensemble des prairies recevant de l'engrais minéral. L'AMT représente 8,9 Mha (dont 2,4 Mha en PT et 6,39 Mha en PP).

- Scénario de diffusion (% de l'AMT atteint en 2030 et cinétique)

Tableau 21. Scénario de diffusion de la sous action 3

Année de départ	t0	2010
Fin de projection	that	2030
Taux d'adoption initial, ie en	alpha 0	0.00%
Taux d'adoption tangentiel (en un temps infini)	alpha bar	100.00%
Nombre d'années qu'il faut pour atteindre	tau	4,5
	beta	3
Point d'inflexion au plus tard en		2015
Point d'inflexion en		2013,9
Taux d'adoption à l'horizon de projection, 2030		100%

Figure 5. Cinétique de diffusion



5.3.c. Potentiel d'atténuation à l'échelle du territoire français

- Potentiel d'atténuation de l'année 2030 en appliquant la sous-action sur l'AMT (et, s'il est différent de l'AMT, le % de l'AMT atteint en 2030)

Méthode "CITEPA" (émissions directes et indirectes) :	741 767 MgCO _{2e} /an
Avec émissions induites :	1 169 636 MgCO _{2e} /an
Méthode "expert" (émissions directes et indirectes):	460 083 MgCO _{2e} /an
Avec émissions induites :	887 952 MgCO _{2e} /an

- Potentiel d'atténuation cumulé sur la période 2010-2030 en appliquant le scénario de diffusion

Méthode "CITEPA" (émissions directes et indirectes) :	12 225 569 MgCO _{2e}
Avec émissions induites :	19 624 806 MgCO _{2e}
Méthode "expert" (émissions directes et indirectes) :	7 582 949 MgCO _{2e}
Avec émissions induites :	14 634 949 MgCO _{2e}

5.3.d. Coûts et bénéfices induits par la sous-action

- Inventaire des modifications induites par la sous-action

L'économie d'engrais s'élève à 76 588 tonnes d'unités N/an.

- Estimations des coûts/bénéfices

Le coût unitaire de la sous-action : économie de 911 € par tonne d'unités N.

- Conclusions : coût unitaire de la sous-action, coût annuel pour l'AMT (ou le % atteint) en 2030 et coût cumulé sur la période 2010-2030

Coût annuel unitaire (économie) :	-7,84 €/ha
Coût annuel pour l'AMT (économie) :	-69 772 k€/an

Coût cumulé sur la période 2010-2030 (économie) : -1 149 955 k€

Le coût unitaire de l'adoption est négatif (-7,84 €/ha) et représente donc une économie. Selon le prix de l'engrais (620 € en 2002 à 1287 € par tonne d'unités N en 2008), le coût unitaire varie de -5,34 à -11,08 €/ha.

5.3.e. Synthèse : récapitulatif de l'atténuation escomptée, du coût, et du coût de la tonne de CO₂e évité

Tableau 22. Synthèse de la sous action 3

Economie	Méthode	Atténuation			Economie, coût unitaire (€)	Coût de la tonne de CO ₂ e évité (€/MgCO ₂ e)
		unitaire (MgCO ₂ e/unité/an)	sur l'AMT (MgCO ₂ e/an)	sur la période 2010-2030 (MgCO ₂ e)		
Emissions directes et indirectes avec émissions induites	"expert"	0,0998	887 952	14 634 949	911 €/MgN 7,84 €/ha	-79
	"CITEPA"	0,1315	1 169 636	19 264 806		-60
Emissions directes et indirectes sans émissions induites	"expert"	0,0517	460 083	7 582 949		-152
	"CITEPA"	0,0834	741 767	12 225 571		-94

5.4. Potentiel d'atténuation et du coût de la sous-action 4, Intensifier modérément les prairies permanentes peu productives

5.4.a. Potentiel d'atténuation unitaire

• Inventaire des effets sur les émissions

Effets directs :

- émissions de CH₄ provenant des déjections animales,
- émissions de N₂O et NH₃ liées à l'apport azoté des pissats,
- émissions de CH₄ liées à la fermentation entérique,
- stockage du C *via* une stimulation de la production primaire.

Effets indirects :

- émissions de N₂O liées au lessivage de nitrate,
- émissions de N₂O provenant des dépôts de NH₃.

Effets induits :

- consommation d'énergie due aux machines agricoles utilisées pour la fauche.

• Quantification de l'atténuation

Cette sous-action se base sur le calcul de la variation des stocks de carbone organique du sol des prairies restant des prairies ($COS(t) = COSST \times F_{LU} \times F_{MG}(t) \times F_i(t)$; cf. sous-action 2, section 5.2). Ici les facteurs d'émission de la gestion et de l'intrant ont été fixés à $F_{MG} = 1$ (cf. prairies avec gestion minimale : prairies non dégradées et gérées de manière durable mais sans amélioration de gestion). L'amélioration de la gestion (ex. accroissement des déjections, augmentation de la productivité primaire) *via* une augmentation du chargement animal peut être vue comme un facteur "intrants importants", qui justifierait l'application de $F_i = 1,11$ pour les surfaces concernées. La sous-action comprend une augmentation du chargement animal *via* un déplacement de quelques têtes (0,04 UGB) d'un troupeau déjà au pâturage. Les émissions de CH₄ (entérique et des effluents) et N₂O (pâturage-effluents) sont pris en compte dans cette sous-action. Une des difficultés pour l'application de cette méthode vient du fait qu'il n'existe pas d'information (de statistique agricole) sur le chargement et le type d'animal qui pâture les prairies peu productives et le nombre de jours en pâturage. La sous-action se base donc sur des hypothèses concernant le chargement, en appliquant un chargement initial de 0,2 UGB avec 100 jours de pâturage et un poids moyen par animal de 450 kg (génisse de troupeau allaitant). Les calculs ont été faits par région en utilisant des stocks de carbone organique du sol des prairies, agrégés à la surface prairiale par région (cf. Tableau 12). En toute logique, ce type de calcul permettrait aussi de voir les conséquences d'une baisse de chargement dans les prairies (intensives) (cf. stockage du C supplémentaire *via* une désintensification). Néanmoins, du fait qu'il n'existe pas suffisamment de données

statistiques sur le chargement et les surfaces de prairie pâturée qui servent à un déplacement de quelques têtes, ces estimations ont été exclues.

Cette sous-action se base sur des calculs par région et sur des données de stock de carbone organique du sol (couche de 0 à 30 cm) des prairies (e.g. Tableau 14).

Tableau 23. Estimations des atténuations potentielles unitaires exprimées par unité de surface (ha), calculées avec les méthodes "CITEPA" et "expert"

Emissions	Méthode "CITEPA"		Méthode "expert"		Emissions dues au carburant	
	directes	indirectes	directes	indirectes	directes	induites
Potentiels unitaires (MgCO ₂ e/ha/an)	1,3833	-0,0275	1,3875	-0,0014	-0,4452	-0,0936

• Conclusion : potentiel d'atténuation unitaire de la sous-action

Le calcul des émissions prend en compte le gain en C du sol par une intensification des pâturages et les émissions de N₂O et CH₄ liées au pâturage (déjections, lessivage et production entérique). Le calcul des émissions de N₂O prend en compte les deux méthodes présentées ("CITEPA" et "experts"). L'atténuation potentielle des émissions indirectes et celles dues au carburant (directes et induites) sont négatives, car la sous-action engendre des émissions de N₂O indirectes issues des déjections, et un travail supplémentaire pour la fauche.

On notera que la méthode actuelle CITEPA sous-estime légèrement les gains possibles de GES. Au total (émission directes, indirectes) le potentiel unitaire est évalué à 0,9409 (calcul "expert") et 0,9106 (calcul "CITEPA") MgCO₂e/ha/an.

5.4.b. Ligne de base et conditions de développement de l'action

• Situation actuelle

Les surfaces en prairies peu productives représentent 2,3 et 2,5 Mha en 2000 et 2010. Une des difficultés pour l'application de cette méthode vient du fait qu'il n'existe que peu de données statistiques sur les modes de gestion. La sous-action se fonde donc sur des hypothèses.

• Conditions nécessaires à la mise en place de l'action (critères de détermination de l'assiette maximale technique)

L'intensification comprend une augmentation du chargement animal via un déplacement de quelques têtes d'un troupeau déjà au pâturage. En conséquence, la prairie peu productive doit se situer à proximité d'autres parcelles pâturées de la même exploitation. Nous avons supposé que ce type de prairie correspond à 20% de la surface. Avec un chargement animal initial de 0,2 UGB/ha (alpage par exemple) et une augmentation du chargement de 20% (0,04 UGB), le chargement correspond donc à 0,24 UGB/ha.

• Assiette maximale technique (AMT)

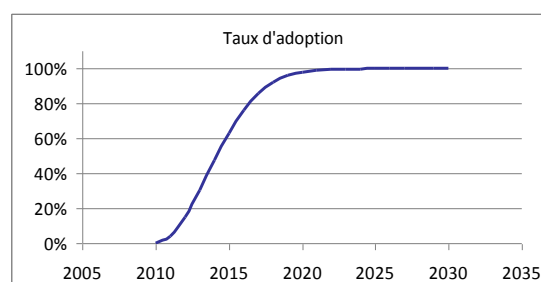
Les 20% des surfaces de prairies permanentes peu productives représentent 0,48 Mha.

• Scénario de diffusion (% de l'AMT atteint en 2030 et cinétique)

Tableau 24. Scénario de diffusion de la sous action 4

Année de départ	t0	2010
Fin de projection	that	2030
Taux d'adoption initial, ie en	alpha 0	0.00%
Taux d'adoption tangentiel (en un temps infini)	alpha bar	100.00%
Nombre d'années qu'il faut pour atteindre	tau	5
	beta	2
Point d'inflexion au plus tard en		2015
Point d'inflexion en		2013,5
Taux d'adoption à l'horizon de projection, 2030		100%

Figure 6. Cinétique de diffusion



5.4.c. Potentiel d'atténuation à l'échelle du territoire français

Tableau 25. Potentiel d'atténuation des émissions directes, directes + indirectes, directes + indirectes + induites sur l'AMT en 2030, et sur la période de 2010-2030 en appliquant le scénario de diffusion ; émissions calculées avec les méthodes "CITEPA" et "expert"

Emissions	En 2030 (sous action AMT) en MgCO ₂ e/an			Période 2010-2030 (scénario de diffusion) en MgCO ₂ e		
	directes	directes et indirectes	directes, indirectes et induites	directes et indirectes	directes et indirectes	directes, indirectes et induites
Méthode "CITEPA"	650 781	437 086	392 144	10 457 312	7 023 472	6 301 309
Méthode "expert"	665 329	451 634	406 692	10 691 087	7 257 245	6 535 074

5.4.d. Coûts et bénéfices induits par la sous-action

- Inventaire des modifications induites par la sous-action

Cette sous-action prend en compte une économie de foin non utilisé. En effet, en intensifiant des parcelles peu productives par une augmentation du chargement animal, on libère des surfaces pâturées, ce qui permet de récolter la biomasse non consommée. Cette biomasse peut être vendue par la suite sous forme de foin. Cette économie en foin a été estimée en supposant une biomasse ingérée de 9,28 kgMS/jour par tête, multipliée par la différence de chargement (initial et avec l'action soit : 0,02 UGB/ha), multipliée par la surface concernée et un taux d'humidité de 15%. La fauche prend en compte un rendement de 4,5 MgMS/ha (première coupe) et une mécanisation nécessaire qui comprend la fauche, des fanages (3 fois), le pressage, un remisage pour la vente et le transport. Cette mécanisation inclut la main d'œuvre (17 €/heure) nécessaire pour effectuer ce travail. Le prix du foin varie de 92 à 152 € la tonne (grosses bottes à 15% de MS). Les calculs ont été effectués avec un prix de 143,5 €/MgMS ou 31,88 €/ha.

- Estimations des coûts/bénéfices

Tableau 26. Estimation des coûts / bénéfices annuels

	Opération	Montant (€/ha)	Consommation de carburant (l/ha)
Coûts	Fauche	27,18	3,1
	Fanage	61,35	10,4
	Pressage	52,15	3,5
	Remisage	20,55	3,45
	Total	161,23 (169,8 fuel fiscalisé)	20,39
Bénéfice	Vente du foin	143,5 €/MgMS (31,88€/ha)	

- Conclusions : coût unitaire de la sous-action, coût annuel pour l'AMT (ou le % atteint) en 2030 et coût cumulé sur la période 2010-2030

Fuel défiscalisé

- Economie unitaire : -3,95 €/ ha
- Economie annuelle sur l'AMT : 1 897 217 €/an
- Economie sur la période 2010-2030 : 30 486 k€

Fuel fiscalisé

- Economie unitaire : -3,88 €/ ha
- Economie annuelle sur l'AMT : 1 863 546 €/an
- Economie sur la période 2010-2030 : 29 945 k€/an

Le coût unitaire de l'adoption est négatif (-3,95 €/ha) ce qui représente une économie. Il peut varier selon le prix de vente du foin qui dépend fortement des années climatiques (92 à 152 €/MgMS par grosses bottes) et selon le rendement (4,5 à 6 MgMS/ha), ce qui fait une économie unitaire de 2,06 à 4,26 €/ha.

5.4.e. Synthèse : récapitulatif de l'atténuation escomptée, du coût, et du coût de la tonne de CO₂e évité

Tableau 27. Synthèse : récapitulatif de l'atténuation sous-action 4.

Méthode de calcul	Emissions prises en compte	Atténuation			Economie, coût unitaire (€)	Coût de la tonne de CO ₂ e évité (€/MgCO ₂ e)	
		unitaire (MgCO ₂ e/unité/an)	sur l'AMT (MgCO ₂ e/an)	sur la période 2010-2030 (MgCO ₂ e)		Fuel défiscalisé	Fuel fiscalisé
"expert"	directes et indirectes (sans le carburant)	1,3861	665 329	10 691 087	-3,95€/ha	-2,852	-2,801
	directes, indirectes (sans induites)	0,9409	451 634	7 257 245		-4,201	-4,126
	directes, indirectes et induites	0,8473	406 692	6 535 074		-4,665	-4,582
"CITEPA"	directes et indirectes (sans le carburant)	1,3558	650 781	10 457 315		-2,915	-2,864
	directes et indirectes (sans induites)	0,9106	437 086	7 023 473		-4,341	-4,264
	directes, indirectes et induites	0,8170	392 144	6 301 309		-4,838	-4,752

6. Synthèse : potentiel d'atténuation et coût annuels et cumulés pour l'ensemble de l'action

Tableau 28. Synthèse : récapitulatif de l'atténuation des 4 sous-actions (sans émissions induites)

Sous-action	Méthode	Atténuation des émissions directes + indirectes (sans induites)			Economie, coût unitaire (€)	Bénéfice de la tonne de CO ₂ e évité (€/MgCO ₂ e) Fioul défiscalisé	
		unitaire (MgCO ₂ e/unité/an)	sur l'AMT (MgCO ₂ e/an)	sur la période 2010-2030 (MgCO ₂ e)			
1. Allonger la durée de pâturage :	par VL	"expert"	0,06236	196 036	1 532 971	-32,13 €/VL	-515
		"CITEPA"	0,03649	114 727	897 151		-880
	par ha	"expert"	0,04957	Idem		-25,54 €/ha	-515
		"CITEPA"	0,02901				-880
2. Durée de vie PT	"expert"	0,6115	1 440 114	13 858 603	-112,42 €/ha	-184	
3. Désintensification	"expert"	0,0517	460 083	7 582 949	7,84 €/ha	-152	
	"CITEPA"	0,0834	741 767	12 225 571		-94	
4. Intensification	"expert"	0,9409	451 634	7 257 245	-3,95 €/ha	-4,20	
	"CITEPA"	0,9106	437 086	7 023 473		-4,34	

7. Discussion

Depuis 30 ans, malgré des soutiens (dont la prime à l'herbe depuis 1993), une diminution régulière des surfaces en prairies est observée (de 12,8 Mha en 1980 à 7,4 Mha en 2010), au profit du maïs ensilage et des céréales. Ces surfaces de culture sont émettrices de GES, particulièrement de N₂O, via l'utilisation des engrais de synthèse et leur consommation en énergie, ainsi que leur retournement fréquent (source importante de CO₂).

Cette étude montre qu'au plan économique, les scénarios ont un coût négatif. Concernant les gains par tonne de CO₂e évité, les sous-actions les plus intéressantes sont : allonger la durée annuelle de pâturage (section 5.1), accroître la durée de vie des PT (5.2) et "désintensifier" les prairies (5.4). Sur le plan de l'atténuation des émissions obtenues sur l'AMT et la période 2010-2030, les sous-actions les plus intéressantes à mettre en œuvre sont : l'allongement de la durée de vie des PT (5.2), et la désintensification (5.3), puis l'intensification (5.4). Une comparaison avec les résultats d'autres études équivalentes (Irlande, Grande-Bretagne...) conforte ces résultats concernant l'allongement de la durée annuelle de pâturage, la désintensification et l'allongement de la durée de vie des PT.

En ce qui concerne l'allongement de la durée de vie des PT, l'inventaire actuel du CITEPA ne prend pas en compte les changements de stocks de C des prairies. Il existe cependant un mode de calcul *Tier 1* spécifique aux conditions agronomiques et pédoclimatiques que la France pourrait éventuellement utiliser, et la méthodologie développée ici pourrait servir de base à un calcul *Tier 2*. De plus, une réduction de la fréquence de retournement des PT et de l'utilisation d'engrais pourrait être favorisée par une reconnaissance *via* un marché de la qualité (label environnemental) ou *via* le marché du carbone (rémunération, subventions...). En ce qui concerne la vérifiabilité de la mise en œuvre de l'action, les changements de conduite des prairies sont difficiles à connaître, et plus encore à contrôler, comme la plupart des modifications de pratiques de gestion. Seules les durées de vie des PT figurent dans les statistiques agricoles annuelles. Une des principales difficultés se situe dans le fait que nous n'avons pas recensé de statistiques sur les pratiques culturales prises en compte dans l'étude.

En ce qui concerne l'allongement de la période de pâturage, un pâturage plus précoce en début de saison permet de mieux réguler la croissance de l'herbe au printemps, et d'économiser de l'ensilage et des tourteaux, mais cela oblige l'agriculteur à sortir les animaux pendant la journée à une saison où les conditions météorologiques restent aléatoires. Ainsi, l'allongement de la période de pâturage pourrait être promu comme un moyen d'amélioration de la qualité du lait (AOP).

Néanmoins, l'amélioration du bilan de GES liée à l'augmentation de la durée de pâturage ne ressort pas avec la méthode actuelle du CITEPA, car les émissions gazeuses de N₂O au pâturage y sont considérées comme aussi importantes que pour la séquence bâtiments-stockage-épandage des déjections. La méthode EMEP utilisée pour estimer plus précisément les émissions indirectes de N₂O montre par contre un effet significatif (réduction) de l'augmentation du pâturage. En ce qui concerne la vérifiabilité de la mise en œuvre, les changements de conduite des prairies sont difficiles à connaître et nécessitent quelques précisions concernant des surfaces pâturées par type d'animal. Ces paramètres pourraient améliorer les calculs.

7.a. Sensibilité des résultats

Toutes les sous-actions sont de type "gagnant-gagnant", et les sous-actions "pâturage" et "durée de vie des PT" montrent un gain important.

La sous-action 1, allongement du pâturage, se base sur des élevages qui utilisent beaucoup de fourrages conservés et cherchent peu à utiliser le pâturage. Ce sont en fait les mêmes, bien souvent, que ceux qui utilisent du maïs et des tourteaux de soja (souvent en quantités trop importantes), car ils ont facilement beaucoup de stocks de qualité. Mais tous les élevages avec ensilage de maïs ne surconsument pas de tourteaux. La proportion est calculée en fonction de l'écart de la MAT du cas-type moyen avec la valeur de référence 14% de MAT (voir Action 8). La sous-action ne concerne que la ration hivernale, donc une extension de la période intermédiaire (pâturage + fourrages conservés). Le gain économique important est lié à l'hypothèse forte que l'herbe qui aurait servi à l'ensilage d'herbe peut être pâturée, en épargnant le maïs ensilage. Les calculs faits par la suite reposent sur des hypothèses de prix constants (192,1 €/t) et de rendements par hectare élevés (8,8 t/ha), notamment pour le maïs en grain, très favorables (Agreste 2010). Enfin, un prolongement du pâturage réduit les aliments à l'étable (12,5 €/VL, dont 40% du prix unitaire de la sous-action) également estimés avec une hypothèse de prix constants.

Les résultats sont donc très discutables pour le chiffrage des actions. De plus, dans le cas des émissions de N₂O, il y a un écart important entre les deux méthodes de calcul utilisées.

Pour les sous-actions 2 et 3, durée des prairies temporaires et désintensification (réduction de la fertilisation minérale), il est important de dire que ce rallongement de durée de PT ne se traduit pas par une baisse de rendement, ni une modification des surfaces. Une baisse de rendement aurait une incidence économique considérable (substitution par des fourrages ou concentrés achetés, baisse des productions animales...).

La sous-action 4, intensifier les prairies peu productives, est liée à l'hypothèse forte qu'il y existait de l'herbe sous-utilisée, et qui est *in fine* pâturée, laissant un surplus d'herbe utilisable pour la production de foin. Ici, les rendements par hectare (4,5 tMS/ha), les coûts de mécanisation et le prix de vente du foin sont très favorables. On peut imaginer qu'une partie des surfaces se trouve en montagne et est difficilement accessible.

En prenant en compte une variation des prix et des rendements, les coûts de l'atténuation unitaire d'émissions varient selon les sous-actions (Tableau 29).

Tableau 29. Synthèse sur la sensibilité des résultats concernant les rendements et les prix

Fourchette	Coût unitaire pour l'agriculteur (€/unité/an)			Coût de la tonne de CO ₂ e évité (€/MgCO ₂ e)		
	basse	moyenne	haute	basse	moyenne	haute
1 Durée de pâturage	-19.29	-32.13	-33.74	-315	-515	-802
2 Durée des prairies temporaires	-103.44	-112.42	-121.27	-169	-183.8	-198.4
3 Désintensification	-5.6	-7.8	-11.1	-108	-152	-214
4 Intensification	-2.1	-4.0	-4.3	-2.2	-4.2	-4.5

7.b. Les conditions d'une prise en compte de l'action dans l'inventaire national

• Comptabilisation de l'effet

L'inventaire actuel du CITEPA ne prend pas en compte les changements de stocks de C des prairies. Il existe cependant un mode de calcul *tier 1* tenant compte des conditions agronomiques et pédoclimatiques que la France pourrait éventuellement utiliser, et la méthode développée ici pourrait servir de base à un calcul *tier 2*.

L'amélioration du bilan de GES liée à l'augmentation de la durée de pâturage ne ressort pas avec la méthode actuelle du CITEPA car les émissions gazeuses de N₂O au pâturage y sont considérées comme aussi importantes que pour la séquence bâtiments-stockage-épandage des déjections. La méthode EMEP/ EEA utilisée pour estimer plus précisément les émissions indirectes de N₂O montre en revanche un effet significatif (réduction) de l'augmentation du pâturage.

• Vérifiabilité de la mise en œuvre

Les changements de conduite des prairies sont difficiles à connaître, et plus encore à vérifier, comme la plupart des modifications de pratiques de gestion. Seules les durées de vie des prairies temporaires figurent dans les statistiques agricoles annuelles. Les données statistiques sur le mode d'exploitation des prairies font défaut : l'enquête quinquennale "Pratiques culturales" ne spécifie pas les modalités de pâturage (type d'animal et chargement) et ne renseigne pas les prairies permanentes.

7.c. Les contextes et mesures susceptibles de favoriser le déploiement de l'action

Depuis 30 ans, malgré des soutiens (dont la prime à l'herbe depuis 1993), une diminution régulière des surfaces en prairie est observée (12,8 Mha en 1980 contre 7,4 Mha en 2010), au profit du maïs ensilage et des céréales (surfaces de culture plus émettrices de GES). Une réduction de la fréquence de retournement des PT et de l'utilisation d'engrais pourrait être favorisée par une reconnaissance par le marché de la qualité (label environnemental, Appellation d'origine protégée...).

7.d. Vulnérabilité et adaptabilité de l'action au changement climatique

L'évolution du climat (événements extrêmes) et le changement d'utilisation des terres sont susceptibles d'avoir un effet important sur le stockage du C des prairies, *via* une accélération de la décomposition de la matière organique de sol (suite au retournement, température élevée).

7.e. Interactions entre sous-actions et avec les autres actions

Les surfaces prairiales contribuent à la multifonctionnalité des élevages (biodiversité, esthétique des paysages...) et au stockage du carbone dans le sol. Cette "capture" de CO₂ dans les systèmes prairiaux permet de diminuer les impacts environnementaux de l'activité d'élevage (qualité de l'eau, émissions de CH₄...).

L'allongement de la période de pâturage réduit la quantité de déjections en bâtiment, limitant ainsi la mise en place et/ou l'utilisation d'un méthaniseur. Ces déjections, n'étant plus épandues, sont susceptibles d'être remplacées par des fertilisants minéraux plus polluants pour leur fabrication.

Tableau 30. Synthèse sur les Interactions entre sous-actions et avec les autres actions

Élément concerné par l'interaction	Le périmètre et l'assiette
1. Fertilisation azotée minérale et organique	La fertilisation des prairies temporaires et des prairies permanentes est étudiée dans l'action "Prairies" et dans l'action "Fertilisation azotée".
2. Légumineuses	L'introduction de légumineuses dans les prairies temporaires réduit l'apport d'engrais, car on peut imaginer que les actions sont additives.
4. Cultures intermédiaires, intercalaires et bandes enherbées	L'augmentation de la durée de vie des PT pourrait être combinée avec des bandes enherbées.
3. Non-labour	L'accroissement de la durée des prairies temporaires diminue les surfaces en cultures annuelles, et donc l'assiette potentielle de l'action "Non-labour".
8. Alimentation azotée des animaux	L'augmentation du temps de pâturage et l'alimentation sans additives.
9. Méthanisation et torchères	La mise en place d'un méthaniseur peut inciter à laisser les animaux plus longtemps en bâtiment pour rentabiliser l'installation, et donc diminuer le temps passé au pâturage par rapport à la situation de référence.
10. Consommation énergétique des bâtiments et des engins agricoles	L'augmentation du temps de pâturage réduit les le temps passé au bâtiment et l'utilisation d'engins agricoles.

7.f. Autres effets attendus de l'action, synergies/antagonismes avec l'adaptation au changement climatique et avec d'autres objectifs de politique publique

Concernant la vulnérabilité et l'adaptabilité de l'action au changement climatique, l'évolution du climat (événements extrêmes) et le changement d'utilisation des terres sont susceptibles d'avoir un effet important sur le stockage de C des prairies, *via* une accélération de la décomposition de la matière organique de sol (suite au retournement, température élevée).

8. Conclusions

Cette action fait partie des actions de type gagnant-gagnant pour toutes les sous-actions considérées, et on peut penser qu'il est facile de les mettre en œuvre. Les sous-actions les plus intéressantes sur le plan des bénéfices par Mg de CO₂e évité sont : 1) allonger la durée de pâturage, 2) prolonger la durée de vie des PT et 3) désintensifier par une diminution de la fertilisation. Sur le plan de l'atténuation sur l'AMT pendant la période 2010-2030, les sous-action désintensification, intensification, et durée vie des PT sont intéressantes à mettre en œuvre. Il y a toutefois certains freins.

Sous-action1 : Des freins existent, difficiles à quantifier, au moins pour les vaches laitières, car autrement cette mesure aurait probablement déjà été adoptée pour la quasi-totalité des vaches laitières. L'économie de carbone liée à l'augmentation de la durée de pâturage ne ressort pas avec la méthodologie CITEPA de l'inventaire national actuel, car elle considère que les émissions gazeuses au pâturage sont aussi importantes que pour la séquence bâtiments-stockage-épandage. La méthode EMEP utilisée pour estimer plus précisément les émissions gazeuses montre par contre un effet significatif de l'augmentation de la durée du pâturage. Cette pratique conduit cependant à de faibles économies de GES, mais le gain économique, faible également, paraît très élevé par rapport aux économies de carbone. L'astreinte de sortir les vaches pendant la journée en période climatique incertaine apparaît souvent comme un frein à l'application de cette mesure.

Sous-action 2 et 3 : Une légère baisse des rendements n'est pas exclue, et une possible baisse d'autonomie fourragère freine l'agriculteur dans sa décision à mettre en œuvre ces actions.

Références bibliographiques citées

- Acharya, BS; Rasmussen, J; Eriksen, J (2012). Grassland carbon sequestration and emissions following cultivation in a mixed crop rotation. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 153, 33-39.
- Agreste (2006). – Enquête pratiques culturales - grandes cultures et prairies.
- Agreste (2010). – Recensement agricole - Rica France - Tableaux standard 2010 Agreste Chiffres et Données Agriculture n° 216 Agreste Bretagne, 2008
- Angers, D; Eriksen, NS (2008). Full-Inversion Tillage and Organic Carbon Distribution in Soil Profiles: A Meta-Analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 72, 1370-1374.
- Arrouays, D; Saby, N; Walter, C; Lemerrier, B; Schwartz, C (2006). Relationships between particle-size distribution and organic carbon in French arable topsoils. *Soil Use and Management*, 22, 48-51.
- Arrouays, D; Balesdent, J; Germon, JC; Jayet, PA; Soussana, JF; Stengel, P (2002). Contribution à la lutte contre l'effet de serre, Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Rapport d'expertise scientifique collective. Paris: INRA 2002, 334 p.
- Chardon, X, Rigolot, C; Baratte, C; Espagnol, S; Raison, C; Martin-Clouaire, R; Rellier, J-P; Le Gall, A; Dourmad, JY; Piquemal, B; Leterme, P; Paillat, JM; Delaby, L; Garcia, F; Peyraud, JL; Poupa, JC; Morvan, T; Faverdin, P (2012). MELODIE: a whole-farm model to study the dynamics of nutrients in dairy and pig farms with crops. *Animal*, (6), 1711-1721.
- CITEPA 2011 : Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique - EMISSIONS DANS L'AIR EN FRANCE – Métropole - Substances relatives à l'accroissement de l'effet de serre, 25p.
- CNIEL 2012 : Centre National Interprofessionnel de l'Economie Laitière – Rapport annuel 2012, 40p.
- COMIFER 2011 : Comité Français d'Etude et de Développement de la Fertilisation Raisonnée
- DeRamus, HA; Clement, TC; Giampola, DD; Dickison, PC (2003). Methane emissions of beef cattle on forages: efficiency of grazing management system. *Journal of Environmental Quality*, 32, 269-277.
- Demer, JD; Hart, RH; Smith, MA; Waggoner, JW Jr (2008). Long-term cattle gain responses to stocking rate and grazing systems in northern mixed-grass prairie. *Livestock Science*, 117 (1), 60–9.
- Manley, JT; Schuman, GE; Reeder, JD; Hart, RH (1995). Rangeland soil carbon and nitrogen responses to grazing. *Journal of Soil and Water Conservation*, 50 (3), 294–8.
- Teague, WR; Dowhower, SL; Baker, SA; Ansley, RJ; Kreuter, UP; Conover, DM; Waggoner, JA (2010). Soil and herbaceous plant responses to summer patch burns under continuous and rotational grazing. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137 (1–2), 113–23.
- IDELE : Institut de l'Elevage. Observatoire de l'alimentation des vaches laitières (15 rations-type) ; <http://idele.fr/recherche/publication/idelesolr/recommends/observatoire-de-l'alimentation-des-vaches-laitieres.html>
- Dolle, JB; Gac, A. ; Le Gall, A. (2009) L'empreinte carbone du lait et de la viande bovine. *Renc. Rech. Ruminants*, 16, 233-236.
- Eckard, RJ; Grainger, C; de Klein, CAM (2008). Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: A review. *Livestock Science*, 130 (1-3), 47-56.
- EMEP/EEA, 2010. Emission inventory guidebook 2009, updated June 2010.4.B Animal husbandry and manure management. 73 pp.
- Eriksen J., Ledgard S., Luo J., Schils R., Rasmussen J., 2010. Environmental impacts of grazed pastures. In: Schnyder H. et al (eds), *Grassland in a changing world. Grassland Science in Europe*, 15, 880-890.
- EU-Policy Incentives for Climate Change Mitigation Agricultural Techniques 2007
- FAO. 2000. Manual on integrated soil management and conservation practices. Land and water bulletin 8, FAO, Rome. 204 pp.
- Faverdin, P; Baratte, C; Delagarde, R; Peyraud, JL (2011). Grazeln: a model of herbage intake and milk production for grazing dairy cows. 1. Prediction of intake capacity, voluntary intake and milk production during lactation. *Grass and Forage Science*, 66, 29-44.
- Franzluebbers, AJ (2005). Soil organic carbon sequestration and agricultural greenhouse gas emissions in the southeastern USA. *Soil & Tillage Research*, 83 (1), 120–47.
- Franzluebbers, AJ (2010). Achieving Soil Organic Carbon Sequestration with Conservation Agricultural Systems in the Southeastern United States. *Soil Science Society of America Journal*, 74, 347-357.
- Eagle, AJ; Olander, LP; Henry, LR; Haugen-Kozyra, K; Millar, N; Robertson, GP (2012). Greenhouse gas mitigation potential of agricultural land management in the United States – A Synthesis of the Literature - Technical working group on Agricultural Greenhouse Gases (T-AGG) – DukeUniversity, 84p.
- Institut de l'Elevage, 2011. Observatoire de l'alimentation des vaches laitières (15 rations-types) pour aller plus loin sur l'alimentation des VL (données 2007) <http://idele.fr/recherche/publication/idelesolr/recommends/observatoire-de-l'alimentation-des-vaches-laitieres.html>
- IPCC : Intergovernmental Panel on Climate Change (2006). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp>
- IPCC : Intergovernmental Panel on Climate Change. Revised (1996). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volumes I, II and III. IPCC, Bracknell UK.
- Klumpp, K; Soussana, JF; Falcimagne, R (2007). Long-term steady state C-13 labelling to investigate soil carbon turnover in grasslands. *Biogeosciences*, 4 (3), 385-394.
- Klumpp, K; Soussana, JF (2009). Using functional traits to predict grassland ecosystem change: a mathematical test of the response-and-effect trait approach. *Global Change Biology*, 15 (12), 2921-2934.
- Kumar, B.M.; Nair, P.K.R., 2011. Sequestration potential of agroforestry systems: opportunities and challenges. Dordrecht: Springer Science (Advances in Agroforestry, n°8), 326 p.
- Lal, R (2002). Carbon sequestration in dryland ecosystems of West Asia and North Africa. *Land Degradation & Development*, 13 (1), 45-59.

- Lal, R (2008). Soil carbon stocks under present and future climate with specific reference to European ecoregions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 81 (2), 113-127.
- Lal, R (2008). Soils and sustainable agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28 (1), 57-64.
- Leifeld, J; Steffens, M; Galego-Sala, A (2012). Sensitivity of peatland carbon loss to organic matter quality. *Geophysical Research Letters*, 39, L14704.
- Liebig, MA; Gross, JR; Kronberg, SL; Phillips, RL; Hanson, JD (2010a). Grazing management contributions to net global warming potential: A long-term evaluation in the northern Great Plains. *Journal of Environmental Quality*, 39 (3), 799-809.
- Liebig, MA; Tanaka, DL; Gross, JR (2010b). Fallow effects on soil carbon and greenhouse gas flux in central North Dakota. *Soil Science Society of America Journal*, 74 (2), 358-65.
- Linsler, D; Geisseler, D; Loges, R; Taube, F; Ludwig, B (2013). Temporal dynamics of soil organic matter composition and aggregate distribution in permanent grassland after a single tillage event in a temperate climate. *Soil Tillage Research*, 126, 90-99.
- Loiseau, P; de Montard, FX; Tribou, E; Gachon, L; Robelin, M (1996). "Site de Theix (Puy-de-Dôme) 1 - Etude de la minéralisation de l'azote in situ", Un point sur ... Trente ans de lysimétrie en France 1960-1990, J.C. Muller coordinateur, INRA Editions, 249-273.
- Louault, F; Pillar, VD; Auffère, J; Garnier, E; Soussana, JF (2005). Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. *Journal of Vegetation Science*, 16, 151-160.
- Luo, Z; Wang, E; Sun, OJ (2010). Soil carbon change and its responses to agricultural practices in Australian agro-ecosystems: A review and synthesis. *Geoderma*, 155, 211-223.
- Manley, JT; Schuman, GE; Reeder, JD; Hart, RH (1995). Rangeland soil carbon and nitrogen responses to grazing. *Journal of Soil and Water Conservation*, 50 (3), 294-8.
- Mudge, PL; Wallace, DF; Rutledge, S; Campbell, DI; Schipper, LA; Hosking, CL (2011). Carbon balance of an intensively grazed temperate pasture in two climatically contrasting years. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144 (1), 271-280.
- O'Brien, D; Shalloo, L (2011a). Greenhouse gas emissions from dairy systems. *Irish Dairying Planning for 2015 (Moorepark Open Day 2011)*. Teagasc IE pp. 120-122.
- O'Brien, D; Shalloo, L; Buckley, F; Horan, B; Grainger, C; Wallace, M (2011b). The effect of methodology on estimates of greenhouse gas emissions from grass-based dairy systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141, 39-48.
- Ojima, DS; Parton, WJ; Schimel, DS; Kittel, TGF; Scurlock, JMO (1993a). Modeling the effects of climatic and CO2 changes on grassland storage of soil C. *Water, Air, and Soil Pollution*, 70 (664), 643-657.
- Ojima, DS; Dirks, BOM; Glenn, EP; Owensby, CE; Scurlock, JMO (1993b). Assessment of C budget for grasslands and drylands of the world. *Water, Air, and Soil Pollution*, 70 (663), 95-109.
- OMINEA 2012 : Organisation et Méthodes des Inventaires Nationaux des Emissions Atmosphériques en France. Guide Méthodologique pour l'élaboration des inventaires territoriaux des émissions atmosphériques (polluants de l'air et gaz à effet de serre). http://www.citepa.org/images/Citepa_cite/medde_guide_methodo_pcit_170413.pdf Pôle National de Coordination des Inventaires Territoriaux. (2012), 293p.
- Parton, WJ; McKeown, B; Kirchner, V; Ojima, DS (1992). *CENTURY Users Manual*. Colorado State University, NREL Publication, Fort Collins, Colorado, USA.
- Paustian, KH; Babcock, BA; Hatfield, J; Kling, CL; Lal, R; McCarl, BA; McLaughlin, S; Mosier, AR; Post, WM; Rice, CW; Robertson, GP; Rosenberg, NJ; Rosenzweig, C; Schlesinger, WH; Zilberman, D (2004). *Climate Change and Greenhouse Gas Mitigation: Challenges and Opportunities for Agriculture*. Task Force Report 141. Ames, IA: Council for Agricultural Science and Technology.
- Peyraud, L; Le Gall, A; Luscher, A (2009). Potential food production from forage legume-based-systems in Europe: an overview. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*, 48, 115-135.
- Protin, P-V; Corre-Hellou, G; Naudin, C; Trochard, R (2009). Effects of fertilisation practices on the productivity of pastures and of mixtures of cereals and high-protein crops and on the quality of the forage. *Fourrages*, 198, 115-130.
- Raich, JW; Schlesinger, WH (1992). The global carbon-dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus Series B-chemical and Physical Meteorology*, 44 (2), 81-99.
- Teagasc 2010 : Agriculture and Food Development Authority. Annual report 2010 and Financial Statements, 75p.
- Shahzad, T, Chenu C, Repinçay C, Mougou, C, Ollier J-L, Fontaine S (2012). Plant clipping decelerates the mineralization of recalcitrant soil organic matter under multiple grassland species. *Soil Biology and Biochemistry*, 51, 73-80.
- Schils, RLM; Eriksen, J; Ledgard, SF; Vellinga, ThV; Kuikman, PJ; Luo, J; Petersen, SO; Velthof, GL (2011). Strategies to mitigate nitrous oxide emissions from herbivore production systems. Conference: 8th International Symposium on the Nutrition of Herbivores (ISNH). *Animal*, 7 (1), 29-40.
- Schnabel, RR; Franzluebbers, AJ; Stout, WL; Sanderson, MA; Stuedemann JA (2001). The effects of pasture management practices. In *The Potential of U.S. Grazing Lands to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*, edited by Follett, RF; Kimble, JM; Lal, R, Boca Raton, FL: CRC Press.
- Soussana, JF; Loiseau, P; Vuichard, N; Ceschia, E; Balesdent, J; Chevallier, T; Arrouays, D (2004). Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management*, 20, 219-230.
- Soussana, JF; Allard, V; Pilegaard, K; Ambus, P; Amman, C; Campbell, C; Ceschia, E; Clifton-Brown, J; Czobel, S; Domingues, R; Flechard, C; Fuhrer, J; Hensen, A; Horvath, L; Jones, M; Kasper, G; Martin, C; Nagy, Z; Neftel, A; Raschi, A; Baronti, S; Rees, RM; Skiba, U; Stefani, P; Manca, G; Sutton, M; Tuba, Z; Valentini, R (2007). Full accounting of the greenhouse gas (CO2, N2O, CH4) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121, 121-134.
- Soussana, JF; Tallec, T; Blanfort, V (2010). Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4, 334-350.
- Teague, WR; Dowhower, SL; Baker, SA; Ansley, RJ; Kreuter, UP; Conover, DM; Waggoner, JA (2010). Soil and herbaceous plant responses to summer patch burns under continuous and rotational grazing. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137 (1-2), 113-23.
- Theau, J-P; Chaballier, C; Piquet, M; Cayre, P; Delmas, B; Violleau, S; Farruggia, A (2012). "Construire des outils en partenariat entre Recherche et Développement. Le diagnostic des pratiques fourragères en zone fromagère AOP du Massif central", *Fourrages*, 209, 69-78.

- UK Marginal Abatement Cost Curves for the Agriculture and Land Use, Land-Use Change and Forestry Sectors out to 2022, with Qualitative Analysis of Options to 2050
- Velthof, GL; Oenema, O (2001). Effects of ageing and cultivation of grassland on soil nitrogen. Wageningen, Alterra, Green World Research. Alterra-rapport 399. 56 p
- Vertès, F; Laurent, F; Recous, S; Leterme, P; Mary, B (2001). Nitrogen mineralization under bare soils after the destruction of grazed pastures. In "Sustainable management of soil organic matter" Rees, RM; Ball, BC; Campbell, CD; Watson, CA (eds), CABI Publishing : 240-246.,
- Vertès, F; Simon, JC; Laurent, F; Besnard, A (2007). Prairies et qualité de l'eau Evaluation des risques de lixiviation d'azote et optimisation des pratiques. Fourrages, 192, 423-440.
- Vertès, F; Benoit, M; Dorioz, JM (2010). Couverts herbacés pérennes et enjeux environnementaux : atouts et limites. Fourrages, 83-94.
- Virto, I; Barre, P; Burlot, A; Chenu, C (2012). Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems. Biochemistry, 108, 17-26.
- Wardle, DA; Bardgett, RD; Klironomos, JN; Setälä, H; van der Putten, WH; Wall, DH (2004). Ecological linkages between aboveground and belowground biota. Science, 304 (5677), 1629-1633.
- Wolf, B; Zheng, X; Bruggemann, N; Chen, W; Dannenmann, M; Han, X; Sutton, MA; Wu, H; Yao, Z; Butterbach-Bahl, K (2010). Grazing-induced reduction of natural nitrous oxide release from continental steppe. Nature, 464 (7290), 881-884.

Annexe

Tableau A-1. Fiches d'alimentation VL 1 à 4, 7, 12 à 15, Document IDELE : Observatoire de l'alimentation des vaches laitières
(15 rations-types) ; <http://idele.fr/recherche/publication/idelesolr/recommends/observatoire-de-lalimentation-des-vaches-laitieres.html>

N° Fiche Ration	Cas-type OTEX	Sous-cas type	Effectif	Exploitations	Part des exploitations	UTA totales	SAU (ha)	Moy. SFP (ha)	Mais fourrage (% SFP)	Moy. Effectif VL/ exploit	UGB herb.	Chargement (UGB/ha SFP)	Quota (L)
1	Spécialisé de plaine	Lait >30% maïs - Hors ouest	623	3 900	4.4	2.1	73.1	47.8	43	53.2	81.6	1.71	340 060
2	Spécialisé de plaine	Lait >30% maïs - Ouest	907	9 226	10.5	1.9	61.9	42	41	45.9	69.3	1.65	307 983
3	Spécialisé de plaine	Lait 10-30% maïs - Hors Ouest	557	3 130	3.6	1.8	74.1	57.8	21	47	73.9	1.28	271 268
4	Spécialisé de plaine	Lait 10-30% maïs - Ouest	335	3 536	4	1.7	59.7	46.1	23	41	62.2	1.35	251 236
7	Spécialisé de montagne et piémont	Mais	614	3 537	4	1.9	62.8	53.1	18	40.4	58.6	1.1	243 668
12	Spécialisé de plaine GC et PCE	Plaine HS >30% Maïs	220	1 255	1.4	2.5	69	37.8	42	40.2	59.8	1.58	277 336
12	Spécialisé de plaine GC et PCE	Plaine GC >30% Maïs	135	597	0.7	2.7	163.5	28.7	45	37.4	55.5	1.93	286 596
13	Spécialisé de plaine GC et PCE	Plaine PCE >30% Maïs	1 044	5 637	6.4	2.3	111.7	40.2	44	48.8	74.2	1.84	344 709
14	Spécialisé de plaine GC et PCE	Plaine PCE 10-30% Maïs	526	2 288	2.6	2.1	116	48.8	22	41.9	66.1	1.36	281 828
15	Spécialisé de plaine GC et PCE	Plaine PCE <10% Maïs	339	1 715	1.9	1.8	90.6	35.3	1.6	31.1	48	1.36	203 013
4	Mixte Lait et viande	Plaine PCE Lait+JB sans VA	566	2 450	2.8	2.5	149.8	61.9	30	52.1	110.9	1.79	339 230
14	Mixte Lait et viande	Plaine PCE Lait+JB avec VA	302	1 220	1.4	2.6	179.6	86.4	23	48	147.7	1.71	320 565
14	Mixte Lait et viande	Plaine PCE Lait+viande à l'herbe et/ou VA	698	3 303	3.8	2.3	140.4	65.5	21	43.6	105.5	1.61	276 918
4	Mixte Lait et viande	Plaine Lait+JB sans VA	976	6 968	7.9	2.1	88.5	63.7	32	51.9	108.9	1.71	318 107
4	Mixte Lait et viande	Plaine Lait+JB avec VA	660	4 207	4.8	2.3	113.7	87.3	24	49.6	152.6	1.75	298 406
4	Mixte Lait et viande	Plaine Lait+viande à l'herbe et/ou VA	1541	11 224	12.6	2	87.6	70	19	43.7	107.2	1.53	255 296
7	Mixte Lait et viande	Montagne-Piémont Lait+viande maïs	318	1 634	1.9	2.2	93.7	82.4	14	39.6	100.1	1.21	231 795
8	Mixte Lait et viande	Montagne-Piémont Lait+viande herbager	604	3 528	4	2	87.3	81.8	0.6	31.4	77.3	0.94	153 073
8	Mixte Lait et viande	Montagne-Piémont Lait+ ovins viande	107	531	0.6	2.1	94.9	85.5	4	31	82.3	0.96	151 098
3	Autres Lait	Autres Lait+ Autres herbivores	61	333	0.4	2.3	103.5	83.4	12	38.5	117.5	1.41	235 073
4	Autres Lait	Autres Lait+ Hors sol	184	895	1	2.2	68.1	46.8	24	34.8	64.3	1.37	224 106
3	Autres Lait	Autres Lait+ GC	340	1 405	1.6	2.3	167.7	36.1	17	28	54.3	1.5	202 968
3	Autres Lait	Autres Lait+ PCE	171	638	0.7	2.2	106.8	57.9	14	35.3	66.3	1.14	226 546
3	Autres Lait	Autres Lait+ cultures pérennes/spécialisées	128	593	0.7	2.8	68.5	40.1	22	32.2	50	1.25	203 750