



FR CIVAM Bretagne  
Pôle INPACT Bretagne  
ZI sud-est  
17 rue du bas village  
CS 37725  
35577 CESSON SEVIGNE cedex

☎ 02 99 77 39 20  
☎ 02 23 30 15 75  
@ contact@civam-bretagne.org  
<http://www.civam-bretagne.org>

## **Pourquoi-comment réduire les risques « azote » liés au retournement des prairies ?**

**Synthèse bibliographique réalisée en 2010**

Lorsqu'une prairie de longue durée baisse en rendement ou que les variétés implantées disparaissent au détriment des adventices, les éleveurs retournent la prairie. Ils réimplantent soit une culture annuelle soit une prairie. Il est reconnu que les cultures qui suivent un retournement de prairies atteignent de très bons rendements sans apport de fertilisation azotée. La culture profite des effets de la fertilisation naturelle due au retournement de la prairie. Mais ces « effets azotes » consécutifs au retournement d'une prairie, bien que profitable sur le plan agronomique, comportent un risque environnemental de lessivage d'azote au détriment de la qualité de l'eau.

Cette synthèse bibliographique a pour but de regrouper les études ayant été faites sur le sujet afin de dégager les principaux risques « azote » liés au retournement des prairies ainsi que les solutions envisagées pour les diminuer.

Le climat, les propriétés du sol, l'assolement et la fumure sont les facteurs déterminants en ce qui concerne la lixiviation des nitrates. Il importe de prendre des références locales par rapport à un contexte donné afin de trouver les solutions les plus efficaces et les plus adaptées en fonction des risques « culture » et « milieu » (sol, lame drainante).

### **1 – Les flux d'azote après destruction des prairies**

---

Une étude finalisée en 2004 reflète bien le contexte breton. Cette étude menée par l'EDE 29, l'INRA Quimper et ARVALIS<sup>1</sup> s'est focalisée sur la minéralisation de l'azote suite au retournement d'une prairie ainsi que sur les risques de lessivage de l'azote après retournement en fonction de la succession culturale.

**Rappel:** La minéralisation brute de l'azote est le passage de la forme organique à la forme minérale. Dans nos régions tempérées, elle est principalement due à la dégradation biologique (par les macro et micro-organismes) de la matière organique du sol. Elle est toujours associée au phénomène d'organisation de l'azote minéral qui consiste à l'assimilation de l'azote minéral par les micro-organismes du sol pendant l'oxydation de substrats carbonés. Ce phénomène est aussi appelé immobilisation car les plantes étant moins bonnes compétitrices que les micro-organismes pour l'azote minéral, elles ne peuvent accéder à l'azote incorporé dans la biomasse microbienne.

---

<sup>1</sup> Laurent F., Kerveillant P., Besnard A., Vertes F., Mary B., Recous S., (2004) : Effet de la destruction de prairies pâturées sur la minéralisation de l'azote : approche au champ et propositions de quantification. Synthèse de 7 dispositifs expérimentaux, Document ARVALIS - Institut du végétal, 77p

La **minéralisation nette d'azote** correspond à la différence entre la minéralisation brute et l'organisation par les micro-organismes. Elle correspond donc à la fourniture azotée du sol disponible pour la culture.

Dans ce rapport chaque référence à la minéralisation de l'azote correspondra en fait à la minéralisation nette.

De même, toutes les mesures incluant la variable "jour" correspondent à des "**jours normalisés**". Afin de pouvoir comparer les années et les sites entre eux, il s'est avéré nécessaire de tenir compte des variations de conditions climatiques (température et humidité du sol). Le temps exprimé en jour normalisés correspond à des conditions standard de 15°C et une humidité égale à la capacité au champ.

L'étude s'est déroulée sur 7 dispositifs mis en place sur 3 stations expérimentales des régions Bretagne et Pays-de-la-Loire : Kerlavic (29), Kebernez (29) et La Jaillère (44).

Afin de mesurer l'effet du retournement, deux méthodes ont été mises en œuvre en parallèle :

- sol maintenu sans végétation pendant 2 ans après le retournement avec mesures régulières (tous les mois) du contenu en eau et en azote minéral du sol, et simulation de la minéralisation avec le modèle LIXIM (Mary et al., 1999)<sup>2</sup>
- parcelles cultivées avec mesures régulières sur le sol et les plantes autorisant le calcul du bilan de l'azote minéral du sol entre chaque date de mesure et la déduction de la minéralisation nette sur ces mêmes périodes.

Dans cette étude, toutes les prairies ont été détruites au glyphosate.

La **cinétique de minéralisation** correspond à la vitesse de minéralisation de l'azote du sol exprimée en kg N/ha/jour. Suite à un retournement de prairie, elle est caractérisée par 2 phases distinctes et varie beaucoup en fonction du mode de conduite de la prairie et surtout en fonction de la rotation choisie pour lui succéder (Besnard et al., 2007):

- phase 1 : elle correspond à une durée allant de 50 à 250 jours (soit de février à novembre ou décembre suivant) après le retournement : vitesse de minéralisation très élevée allant de 1 à plus de 3 kg N/ha/jour.
- phase 2 : elle correspond à un retour à une vitesse de minéralisation normale d'environ 0,4 à 0,8 kg N/ha/jour. Elle correspond à la minéralisation basale de la matière organique humifiée du sol.

Le tableau 1 correspond aux résultats sur les différentes stations **en laissant le sol à nu après le retournement**.

TABLEAU 1 : Minéralisation nette après retournement en situation de sol nu

SOLS À NU APRÈS RETOURNEMENT					
Type de prairie	Fertilisation (kg N/ha/an)	Minéralisation nette après 2 ans (kg N/ha)	Cinétique de minéralisation (kg N/ha/jour)		Durée phase 1 (jour)
			Phase 1	Phase 2	
<b>Site de Kerlavic (29) dispositif MP1, retournement au 15 février 1997 de prairies âgées de 8,5 ans</b>					
RGA	0	520	1,7	0,5	222
RGA	200	690	2,2	0,6	222
RGA	400	550	1,7	0,6	222
RGA-TB	0	670	2,2	0,6	231
<b>Site de Kerlavic (29) dispositif MP1, retournement au 24 février 1999 de prairies âgées de 5 ans</b>					
RGA	250	400	1,5	0,6	157
RGA fauchée 1 fois	250	350	1,1	0,5	157
RGA fauchée 2 fois	250	320	0,95	0,5	157

2 Mary B., Beaudoin N., Justes E., Mchet J.M. (1999) Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. Eur. J. Soil Science, 50: 549-566

RGA-TB	50	450	1,5	0,5	157
RGA-TB fauchée 1 fois	50	460	1,6	0,5	157
<b>Site de Kebernez (29), retournement au 19 février 1997 (pas de donnée sur l'âge des prairies)</b>					
RGA	250	300	0,9	0,3	217
RGA-TB	0	340	0,9	0,3	259
<b>Site de La Jaillère (44), retournement au 15 mars 1998 de prairies âgées de 7,5 ans</b>					
RGA-TB	0	450	1,3	0,8	229
RGA	100	480	1,4	0,8	229
RGA	300	500	1,5	0,8	229
RGA	400	520	1,6	0,8	229

⇒ **L'effet de la destruction de la prairie est dominant par rapport à l'effet de la fertilisation antérieure ou de la nature de la prairie (graminée pure ou association).** L'azote organisé pendant la pâture en provenance de la fertilisation minérale et des déjections animales ne contribuerait donc pas de façon élevée à la minéralisation après destruction.

⇒ **L'âge de la prairie** semble augmenter la quantité minéralisée.

⇒ **L'introduction de fauche** limite la minéralisation sous prairie de ray-grass anglais mais semble sans effet sur une prairie d'association de type ray-grass anglais – trèfle blanc.

Le second tableau présente les résultats par station lorsqu'une rotation culturale est mise en place après un retournement.

TABLEAU 2<sup>3</sup>: *Minéralisation nette après retournement avec rotation culturale*

<b>SOLS CULTIVÉS APRÈS RETOURNEMENT</b>					
Rotation après la prairie	Fertilisation précédente (kg N/ha/an)	Minéralisation nette après 2 ans (kg N/ha)	Cinétique de minéralisation (kg N/ha/jour)		Durée phase 1 (jour)
			Phase 1	Phase 2	
<b>Site de Kerlavic (29), dispositif MP1, retournement au 15 février 1997 de prairies RGA âgées de 8,5 ans</b>					
Maïs-RGI-maïs-RGI-maïs-blé	200	De 530 à 600	3,1	0,9	62
Maïs-RGI-maïs-RGI-maïs-blé	300		2,2	0,9	62
Maïs-RGI-maïs-RGI-maïs-blé	400		3,1	0,9	39
<b>Site de Kerlavic (29), dispositif MP4, retournement au 25 septembre 1996 de prairies RGA âgées de 6 ans</b>					
Blé-colza-blé-blé	350	De 400 à 480	3,1	0,5	54
Colza-blé-colza-blé	350		2,8	0,5	99
<b>Site de Kerlavic (29), dispositif MP4, retournement au 16 février 1997 de prairies RGA âgées de 6,5 ans</b>					
Maïs-maïs-maïs-blé	350	De 460 à 490	2,8	0,5	99
Maïs-RGI-maïs-RGI-maïs-blé	350		3,1	0,5	99

⇒ Le fait d'introduire une rotation culturale directement après un retournement a un **effet direct sur la vitesse de minéralisation** en phase 1 qui s'en trouve considérablement augmenté. Cette première phase de minéralisation **dure beaucoup moins longtemps** (de 2 à 4 fois).

3 Tableaux 1 et 2 faits à partir des données du rapport EDE-INRA-ARVALIS de 2004

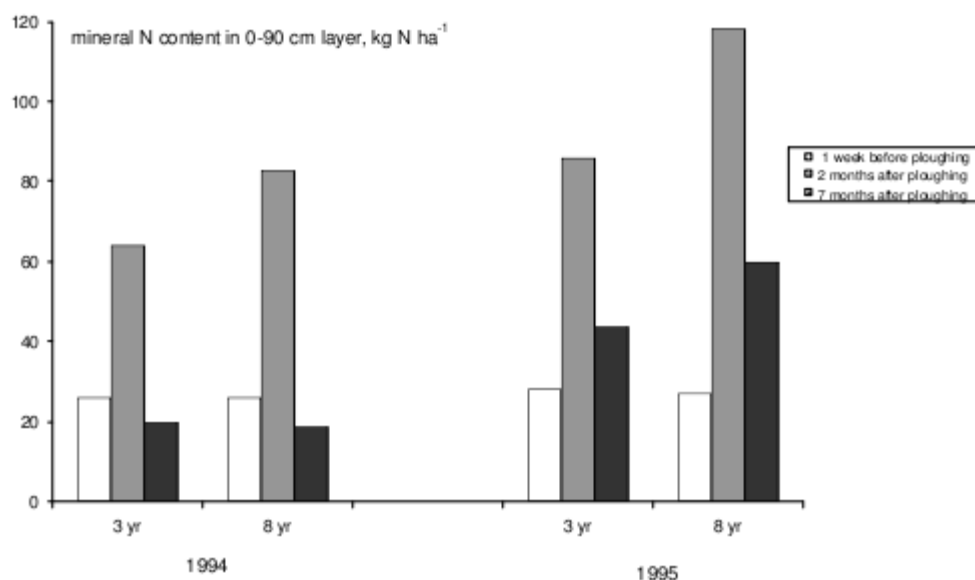
⇒ Introduire une rotation culturale après un retournement **n'influe sur la quantité d'azote minéralisé** dans les deux années qui suivent le retournement.

La **variabilité des vitesses de minéralisation n'a pas pu être expliquée** par les indicateurs mesurés aussi bien sur le sol (teneurs en matière organique et biomasse microbienne) que sur les résidus (contenu en azote et rapport C/N) ou sur l'historique des pâtures (solde du bilan azoté).

En dehors de **l'âge de la prairie**, seul l'effet de **son mode d'exploitation (% de fauche)** peut être pris en compte dans l'évaluation des effets azote induits par le retournement. La cinétique du processus est d'une grande cohérence entre tous les dispositifs expérimentaux : la vitesse du flux de minéralisation nette est divisée par un facteur 2 à 7 au-delà de 50 à 250 jours normalisés post-destruction. **Ceci conduit à tenir compte des effets azote pendant une durée de l'ordre de deux années culturales. Même si l'effet azote de la destruction de la prairie a lieu principalement dans l'année qui suit la destruction.**

⇒ L'effet âge de la prairie sur la quantité d'azote minéralisé est confirmé par les hollandais Velthof, G.L. et O. Oenema<sup>4</sup> en 2001 **montrant que plus une prairie est âgée, plus la quantité d'azote minéralisé est importante.**

Graphique 1 : Minéralisation de l'azote en fonction de l'âge de la prairie retournée



Des prairies de 3 et 8 ans ont été détruites puis ressemées dans les 2 mois en 1994 et 1995 avec une fertilisation allant de 40 à 100 kg N/ha. Des mesures de la teneur en azote minéral du sol (sur l'horizon 0-90 cm) ont été effectuées 1 semaine avant le retournement, 2 mois après puis 7 mois après. Ces résultats montrent une augmentation de plus de 20 % de la teneur du sol en azote minéralisé après une prairie de 8 ans par rapport à celle de 3 ans.

Ces résultats sont également cohérents avec l'analyse précédente puisqu'ils montrent une nette diminution de la quantité d'azote minéralisé au bout de 7 mois.

**Dans l'absolu, la minéralisation nette reste élevée dans ces systèmes de culture : la maîtrise du lessivage de l'azote par la gestion optimale de la succession culturale reste le levier incontournable.**

4 Velthof, G.L. & O. Oenema, 2001, Effects of ageing and cultivation of grassland on soil nitrogen. Wageningen, Alterra, Green World Research. Alterra-rapport 399. 56 pp. 12 figs.; 16 tables; 50 refs.

## 2 – Le lessivage post-retournement

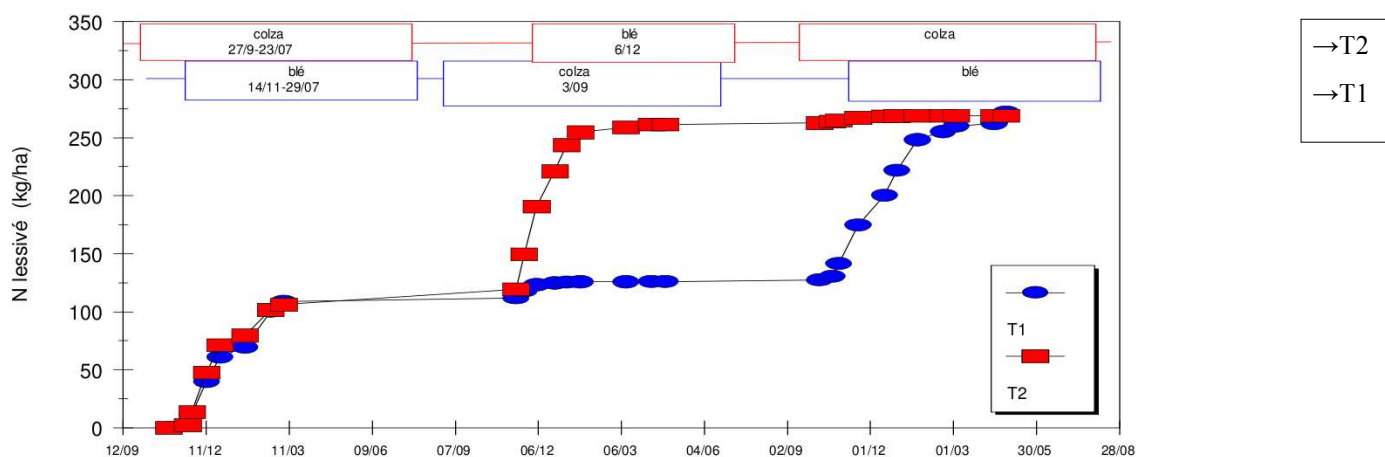
En plus de la quantité d'azote minéral dans le sol, il convient de tenir compte de la lame drainante hivernale, la date de retournement de la prairie, ou encore le choix de la succession culturale.

Le lessivage après un retournement a également été étudié dans le cadre de l'expérimentation EDE 29-INRA-ARVALIS, en fonction de différentes rotations culturales, au niveau du site de Kerlavic, sur le dispositif MP4 (cf Tableau 2).

Des parcelles en prairie équipées de bougies poreuses sont détruites et conduites en culture (campagne 1997/1998/1999) en comparant :

- des prairies détruites en automne avec comparaison rotation blé/colza à une rotation colza/blé
- des prairies détruites au printemps avec comparaison d'une culture de maïs avec RGI semé sous couvert à une culture de maïs sans RGI.

Graphique 2 : Quantité d'azote lessivé post-retournement d'automne avec une rotation colza-blé-colza-blé (T2) et blé-colza-blé-blé (T1) <sup>5</sup>



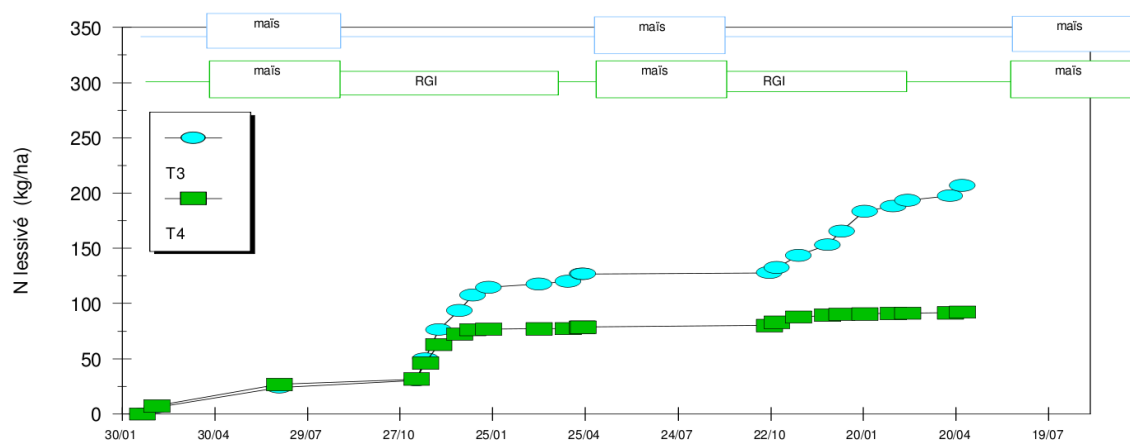
→ Le **colza** apparaît plus efficace que le blé pour limiter les transferts d'azote nitrique par lessivage. Le lessivage hivernal d'azote sous colza est quasi nul excepté l'année du retournement.

→ L'absence d'effet du colza observé l'année du retournement est sans doute imputable à une date d'implantation tardive entraînant une croissance limitée de celui-ci. Il semblerait cependant que le colza juste après prairie soit une rotation peu pratiquée car celui-ci s'implanterait mal après prairie. Il conviendrait de refaire une expérience similaire en retournant la prairie plus tôt afin de favoriser l'implantation du colza et voir ce qu'il en est. Cependant, le colza en 2ème culture après blé suivant la prairie semble être une bonne option avec très peu de pertes.

→ La concentration moyenne, en nitrate de l'eau drainée, au cours de ces 3 hivers, est de l'ordre de 65 mg NO<sub>3</sub>/L pour ce type de succession.

5 Graphiques issus de Laurent F., ITCF, Rapport d'étape 1998 : Sites de Kerlavic et Kebernez

Graphique 3 : Quantité d'azote lessivé post-retournement de printemps avec une rotation maïs-maïs-maïs-blé avec ou sans RGI



→ Le RGI semé sous couvert au stade 6/8 feuilles réduit considérablement le lessivage hivernal.  
 → L'effet sur la concentration moyenne en nitrate de l'eau drainée est lui aussi très net puisque celle-ci passe de 55 à 24 mg NO<sub>3</sub>/L sur la totalité de la période d'étude.

Dans les deux cas de figure, une gestion adaptée de la succession de culture, et notamment de l'interculture semble permettre de maintenir la concentration en nitrate de l'eau à un niveau raisonnable.

D'autres sources montrent des résultats moins optimistes en ce qui concerne le contexte breton. Agro-transfert Bretagne a fait une étude sur le lessivage de l'azote en fonction de la succession culturale (incluant ou non des prairies) et obtient les résultats suivants<sup>6</sup> :

Tableau 3 : Quantité d'azote lessivé en fonction des successions culturales

	Succession culturales	Durée succession	Lixiviation (N/ha/an)
1	Prairie de fauche	-	5-15
2	Prairie permanente extensive (< 1 UGB/ha)	-	15
3	Prairie 9 ans extensive (< 1 UGB/ha) / céréales	10 ans	30
4	Prairie permanente (< 1,5 UGB/ha)	-	35
5	Mf + cipan précoce*/ Mf / céréale + cipan	3 ans	38
6	Mf / céréale + cipan	2 ans	42
7	Mf / céréale / colza / céréale + cipan	4 ans	45
8	Prairie 6 ans mixte** (< 1,5 UGB/ha) / Mf + cipan / Mf / céréale	9 ans	50
9	Idem maïs Prairie 4 ans	7 ans	60
10	Prairie 6 ans pâturée (< 1,7 UGB/ha) / Mf + cipan / Mf / céréale	9 ans	70
11	Idem maïs Prairie 4 ans	7 ans	85
12	Prairie permanente à très fort chargement animal (proche stabulation)	-	100
13	Prairie à très fort chargement animal refaite tous les 6 ans	6 ans	125

\*implantation de la cipan sous couvert, ou après récolte du maïs avant le 1<sup>er</sup> octobre

\*\* mixte = fauchée + pâturée

6 tableau issu des travaux INRA - Chambre d'Agriculture de Bretagne dans l'Agrotransfert Territ'eau. Les unités ont été modifiées pour une commodité de lecture concernant les unités de chargement animal. Celles-ci étaient exprimées initialement en UGB.JPP/ha/an (où JPP correspond à Jour de Prairie Pâturée). Elles ont été reconverties en UGB/ha, afin de les rendre plus lisibles, en se basant sur une valeur de 300 JPP/ha/an correspondant à 1 UGB/ha (valeur retrouvée dans différentes études) et en extrapolant à partir de cela.

Ces valeurs correspondent au contexte de l'ouest de la France, pluvieux ayant une lame drainante hivernale > 400 mm.

Les valeurs de lessivage sont calculées à partir de mesures de références et de modélisation calées sur la base de pratiques optimisées ; ce sont donc des valeurs «plancher», sauf dans le cas de prairies à très forte charge animale.

L'effet retournement de prairie est "dilué" car les valeurs sont les moyennes de lessivage sur la durée de la rotation. Il est indiqué dans la colonne de droite de la légende la durée de celle-ci et donc sur quel espace de temps l'effet est dilué.

Concernant le lessivage de l'azote après retournement en fonction de la succession de cultures, Morvan et al., 2000, **dans le cadre du Système Terre et Eau** ont trouvé les valeurs suivantes en effectuant une modélisation des différentes successions envisagées :

Sur deux années de culture, le bilan environnemental est nettement meilleur pour la rotation **prairie / betterave / blé** que pour les rotations **prairie / maïs / blé** et **prairie / blé / blé**. Le lessivage moyen cumulé a été respectivement estimé à 110, 270 et 240 kg N-NO<sub>3</sub>/ha (sur 2 ans), pour les trois rotations et montre l'importance du choix de la succession culturale mise en place après le retournement de prairie.

La betterave fourragère a donc des capacités, au niveau de la mobilisation de l'azote minéral du sol, bien supérieures aux autres cultures. En revanche, la culture de la betterave, en plus d'équipements spécifiques, pose de vrais problèmes au niveau du désherbage.

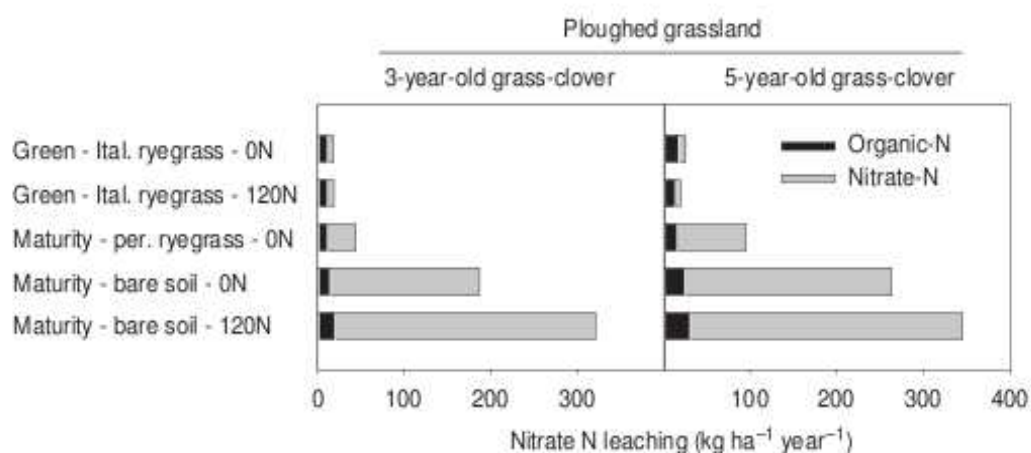
Concernant le **choix de la culture suivant le retournement**, Eriksen J. et al., 2007<sup>7</sup>, dans une étude danoise, ont observé des résultats positifs, au niveau du lessivage, d'un **retournement de printemps suivi d'une orge récoltée verte pour l'ensilage avec un semi sous couvert de RGI**.

La figure ci-dessous résume les résultats qu'ils ont obtenus lors de leur expérimentation.

Elle concerne le lessivage de l'azote après retournement de 2 prairies de RGA-TB, âgées de 3 et 5 ans, sur sol de sables grossiers au Danemark.

Le ray-grass anglais (perennial ryegrass) semé après une orge à grain a réduit le lessivage de 66 à 88% comparé à un sol laissé à nu (bare soil), et une orge récoltée verte pour l'ensilage suivie d'un RGI implanté sous couvert le réduit de plus de 90 % jusqu'à atteindre une valeur inférieure à 10 kg N/ha/an.

Graphique 4 : Quantité d'azote lessivé post-retournement en fonction de différentes successions culturales



7 Ledgard S., Schils R., Eriksen J. and Luo J., (2009) Environmental impacts of grazed clover/grass pastures, Irish Journal of Agricultural and Food Research 48, p 209–226

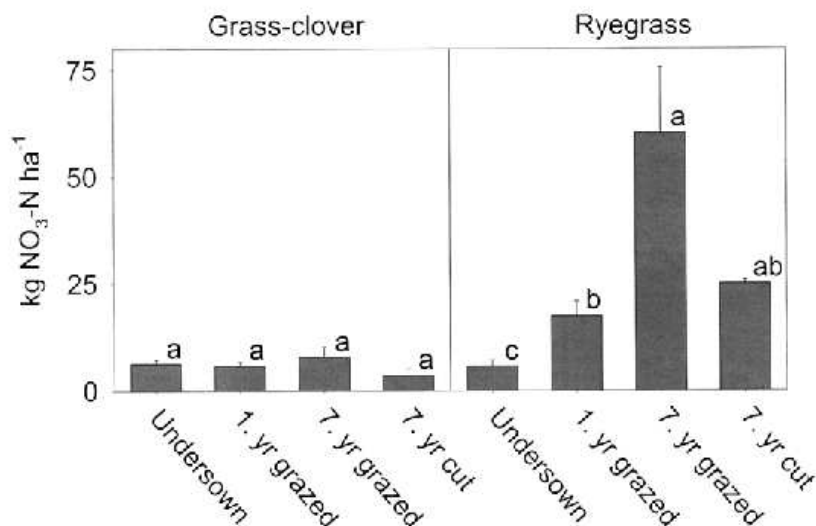
L'ensemble des études parcourues s'accordent sur le **risque d'un retournement d'automne** car, malgré une minéralisation analogue à celle qui est mesurée après une destruction de sortie d'hiver, les cultures d'hiver ne sont pas en mesure de pomper suffisamment d'azote avant le drainage hivernal ce qui augmente grandement le risque de lessivage et donc de pollution des nappes. Le colza semblerait pouvoir être une exception à cette règle s'il est implanté suffisamment tôt. Des essais sont en cours pour tester des solutions innovantes en succession prairies - céréales d'hiver.

Les différentes études sur le sujet obtiennent des résultats variés et parfois contradictoires, il est donc difficile de faire des conclusions sur ce sujet. Cependant, le choix de la succession culturale est un élément primordial de la diminution du risque de lessivage après un retournement de prairie (choix de la culture suivant le retournement, de la date de celui-ci adapté à la culture suivante, implantation de CIPAN).

### 3 – Le lessivage sans retournement

Eriksen, J. and Vinther, F.P. <sup>8</sup>, 2001 montrent que le lessivage est beaucoup plus important sous une prairie de RGA pur que sous une prairie d'association RGA-TB. Ceci est dû à la capacité de la légumineuse à pomper l'azote. En effet, outre sa capacité à capter l'azote de l'air, la légumineuse peut s'adapter en fonction de l'azote disponible dans le sol et y puiser de manière préférentielle si celui-ci est en excès dans le sol, quitte à ne plus fixer l'azote de l'air durant cette période. De plus, l'azote fixé par la légumineuse est moins lessivable que l'azote apporté par les fertilisants.

Graphique 5 : Quantité d'azote lessivé sans retournement sous prairies avec ou sans légumineuses (grass-clover) selon les années (du semis à 7 ans)



On constate, dans ce graphique, que le lessivage des nitrates sous prairie de RGA-TB, compris entre 4 et 8 kg N/ha, est relativement stable dans le temps et bien plus faible que le lessivage sous prairie de RGA pur, qui passe lui de 6 kg N/ha à 17 un an après et jusqu'à 60 kg N/ha au bout de 7 ans.

On constate également que la fauche a un effet positif sur la diminution du lessivage quelle que soit le type de prairie (alors que l'étude bretonne EDE-INRA-ARVALIS montrait l'absence d'effet de l'introduction de fauches sur la minéralisation de l'azote sous prairie de RGA-TB).

<sup>8</sup> Eriksen, J. and Vinther, F.P. , (2001), Nitrate leaching in grazed grasslands of different composition and age., in Grassland Science in Europe, Vol. 7



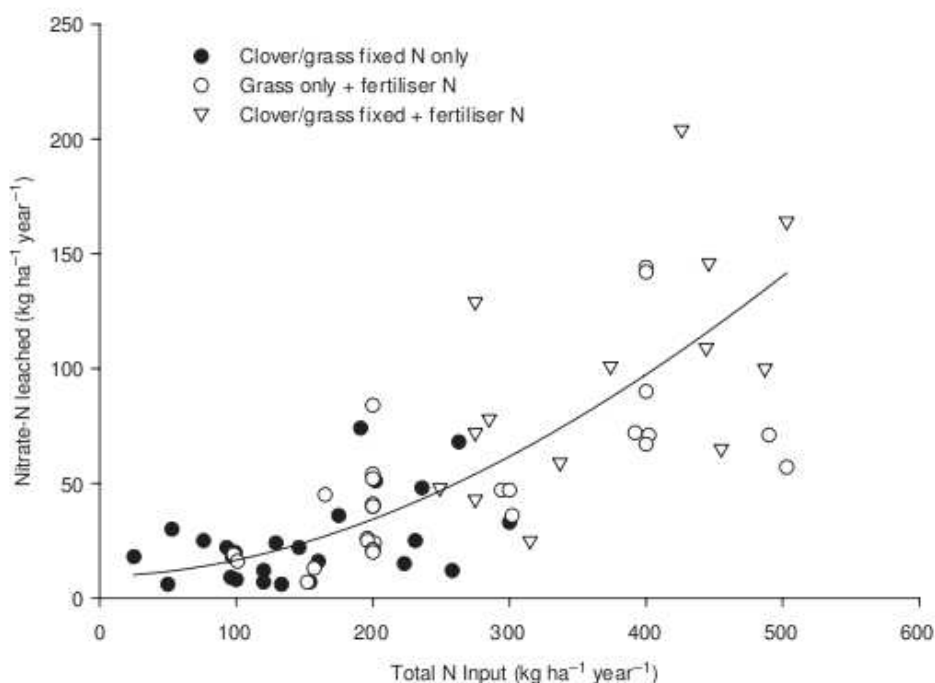
Cependant, d'autres auteurs ne mesurent pas de différences si importantes, il est donc difficile de conclure quant au bénéfice des prairies d'associations sur le lessivage hivernal (Vertès et al. 1997).

Concernant les valeurs moyennes de lessivage en contexte pluvieux de Bretagne, selon la succession culturale avec ou sans prairie (donc avec ou sans retournement), les **prairies permanentes pâturées ont un lessivage moyen compris entre 15 et 35 kg N/ha**, les différentes rotations avec maïs et sans prairie ont un lessivage moyen compris entre 38 et 45 kg N/ha, quant aux rotations prairies de 4 à 6 ans suivies de maïs, elles ont un lessivage moyen compris entre 50 et 85 kg N/ha (voir Tableau 3).

Ledgard S. et al.<sup>9</sup> (2009) ont également étudié le lessivage de l'azote sous prairie de RGA-TB fertilisée ou non ainsi que sous prairie de RGA pur fertilisée.

Le graphique 6 nous montre que les risques de lessivage de l'azote sont sensiblement identiques quelque soit le type de prairies et que le facteur de variation le plus important est la quantité d'azote apporté sur la parcelle (fertilisation, fixation symbiotique, chargement au pâturage).

Ce même rapport évalue la contribution de l'urine des bovins au pâturage, au lessivage total de l'azote à une hauteur de 70 à 90 % .



Graphique 6 : Risques de lessivage en fonction des entrées d'azote (fixation + fertilisation)

Le lessivage de l'azote sous prairie, sans retournement a été assez bien étudié et les différentes études présentent des résultats similaires. Celui-ci est donc beaucoup plus faible sous une prairie d'association de type RGA-TB que sous une prairie de ray-grass anglais fertilisée.

Bien que le retournement de prairie soit le moment le plus délicat au niveau environnemental, il existe plusieurs pistes explorées ou à explorer afin de limiter le lessivage de l'azote consécutif à celui-ci.

9 Ledgard S., Schils R., Eriksen J. and Luo J., (2009) Environmental impacts of grazed clover/grass pastures, Irish Journal of Agricultural and Food Research 48, p 209–226

## 4 – Solutions pour limiter le lessivage post-retournement

---

Introduire de la fauche avant le retournement permet d'exporter une partie de l'azote et ainsi de limiter l'azote présent dans le sol, et donc, diminue le risque de lessivage.

L'idéal serait de retourner une prairie de fauche, non fertilisée, pâturée le moins possible pendant l'année et de choisir une culture à forte capacité d'absorption (non fertilisée également) en tête de rotation, si possible associée à une CIPAN.

Ne **pas laisser la parcelle en jachère** après un retournement de prairie, c'est là que les risques de lessivage sont les plus importants.

Pratiquer le **retournement de printemps** afin que les cultures de printemps pompent au maximum l'azote minéralisé avant le drainage hivernal.

En cas de **retournement d'automne**, le colza semble pouvoir être efficace si l'implantation après prairie réussit et une rotation blé-colza après prairie est une combinaison suffisamment efficace pour limiter ces lessivages hivernaux. Les références sont manquantes quant à d'autres types de cultures d'automne que le blé ou le colza mais sont en cours d'étude.

Le choix de la culture suivant le retournement de prairie est crucial, il convient de choisir une culture ayant une forte capacité d'absorption et sur une période la plus longue possible. La **betterave fourragère** est la meilleure candidate au poste de première culture post-retournement (cependant problèmes liés à l'équipement et au désherbage). La **culture de maïs**, quant à elle, semble pouvoir obtenir également de bons résultats avec **un semis sous couvert d'une CIPAN**.

Ne **pas fertiliser la première culture** après retournement afin que celle-ci pompe un maximum d'azote minéral et entame ainsi le pool d'azote minéralisé en phase 1. L'effet azote dû au retournement d'une prairie permet largement de fournir l'azote minéral pour la culture suivante voire même pour la seconde culture (Laurent et al.<sup>10</sup>, 2004).

Une **CIPAN** après la première culture post-retournement permet de capter et ainsi exporter une partie des reliquats d'azote laissés par la première culture

La solution du sur-semis de la prairie permettrait d'éviter la problématique du lessivage post-retournement et mériterait d'être approfondie.

## Conclusion

---

Il est important de noter que, malgré le risque accru de lessivage suite à un retournement de prairie, les prairies sont, le reste du temps, des surfaces agricoles permettant de lutter **efficacement contre ce même lessivage** à l'exception des parcelles surchargées ou des parcelles parkings à proscrire. La seule période à risque est donc celle consécutive au retournement<sup>11</sup>.

Elles permettent également de limiter très fortement les pertes en sols liés à **l'érosion** en diminuant le ruissellement (Vertès et al., 2010, signalent des pertes en sols sur prairies plus de 20 fois

---

<sup>10</sup> Laurent F., Besnard A., Kerveillant P., Vertes F., De nouvelles références pour la minéralisation de l'azote, in Perspectives Agricoles n°306, p 8-11

<sup>11</sup> un faible pourcentage de la SAU est retourné dans le cas de système herbager économe et autonome (8% de la SAU en moyenne au CEDAPA, Côtes d'Armor, 2010).

inférieures qu'en sol labouré, et plus de 10 fois inférieures qu'en technique culturale simplifiée.).

Lorsque l'on regarde le critère « **résidus phytosanitaires** » dans la ressource en eau, les surfaces prairiales, très peu traitées par les agriculteurs, se révèlent très protectrices<sup>12</sup>.

De plus, les prairies jouent un rôle de « **puits de carbone** » : elles permettent de stocker environ 0,5 tonnes de carbone à l'hectare par an (soit environ 1,83 tonnes en équivalent CO<sub>2</sub>) faisant du secteur agricole le seul pouvant mettre en avant des compensations au niveau des gaz à effet de serre.

Les prairies présentent également des avantages économiques pour les agriculteurs (l'herbe pâturée est l'alimentation la moins chère, et permet d'économiser en achats d'intrants agricoles), ainsi que d'autres avantages, en terme de paysages et de biodiversité, plus difficilement quantifiables.

**Selon Vertes et al (2010), il est donc indispensable de ne pas se limiter à des logiques comptables parcellaires, mais de prendre en compte l'ensemble du système de production pour trouver les combinaisons conciliant performances agricole et environnementale, ce qui était d'ailleurs déjà prôné par le CORPEN (1999).**

#### **La modélisation sur le bassin-versant du Yar**

L'INRA étudie actuellement, dans le cadre de la lutte contre la prolifération des algues vertes, la modélisation de conversion d'éleveurs au système herbager à l'échelle d'un bassin-versant. L'INRA a modélisé l'évolution de l'occupation des sols et des pratiques dans le bassin-versant du Yar en lien avec une problématique de reconquête de la qualité de l'eau dans un milieu très fragile.<sup>13</sup>

La modélisation a permis la création de 3 scénarios d'occupation des sols :

- le scénario PAE (pratiques actuelles extrapolées)
- le scénario SFEI qui consiste à appliquer le cahier des charges MAE système fourrager économe en intrants à l'ensemble des exploitations du bassin-versant
- le scénario « arrêt de l'agriculture » (AA) où la totalité de la SAU est exploitée en prairie permanente fauchée et non fertilisée.

En partant d'une teneur en nitrate de l'eau comprise entre 25 et 28 mg/L (ce qui est inférieur aux objectifs européens mais insuffisant dans la lutte contre la prolifération des algues vertes), l'application de ces scénarios donne des valeurs de l'ordre de 23 mg/L en 2020 pour le scénario PAE, 20 mg/L en 2020 pour le scénario SFEI et 6 mg/L en 2020 pour le scénario AA. Les références prises pour élaborer le scénario SFEI sont **les valeurs du cahier des charges** et ne **reflètent les pratiques moyennes des signataires de ces MAE**. On peut penser que les valeurs réelles auraient donné de meilleurs résultats.

Malgré cela le scénario SFEI (en valeur hautes) permet de faire diminuer la teneur en nitrate de l'eau jusqu'à une valeur de 20 mg/L ce qui est une teneur en nitrate très acceptable dans un bassin-versant classique. Et, chose intéressante, le délai de réponse du système est relativement court puisque celui-ci atteint son nouvel équilibre en seulement 3-4 ans.

La problématique de l'azote consécutif à un retournement de prairie est un enjeu important dans la lutte contre la pollution de l'eau mais, on voit bien ici qu'à l'échelle d'un bassin-versant, le fait que les agriculteurs signataires de la SFEI ne retournent en moyenne que 8 % de leur SAU/an<sup>14</sup> permet probablement de diluer les effets de ces retournements. Il est certain qu'au niveau environnemental, les prairies permanentes présentent de gros avantages, mais un système basé sur les prairies temporaires de longue durée obtient également de bonnes performances environnementales.

*Synthèse réalisée avec le concours financier de l'Agence de l'Eau Loire Bretagne et du Conseil Régional Bretagne.*

12 Vertès F., Benoît M., Dorioz J.M. (2010) : Couverts herbacés pérennes et enjeux environnementaux (en particulier eutrophisation) : atouts et limites . *In Fourrages*, 202. p 83-94

13 Raimbault et al., 2009 , Mabon et al. 2009, Vertes et al. 2010

14 Chiffres CEDAPA, 2010

# BIBLIOGRAPHIE

---

## - Documents écrits

Alard V., Béranger C., Journet M., (2002) : A la recherche d'une agriculture durable. Étude de systèmes herbagers économes en Bretagne. INRA éditions. 352 p

Besnard A., Kerveillant P., Briand Y. (2000) : Rapport d'étude année 1999. Étude de la caractérisation des flux d'azote dans le sol après destruction de prairie et de la maîtrise du risque de lixiviation du nitrate. 27 p

Besnard A., Kerveillant P., Briand Y. (2000) : Rapport d'étude année 2000. Étude de la caractérisation des flux d'azote dans le sol après destruction de prairie et de la maîtrise du risque de lixiviation du nitrate. 22 p

Besnard A., Laurent F., Hanocq D., Vertès F., Nicolardot B., Mary B., (2007) : Effect of timing of grassland destruction on nitrogen mineralization kinetics. *In Grassland Science in Europe, vol. 12.* p 335-338

Besnard A., Laurent F., Kerveillant P., Vertès f., Mary B., Recous S., (2004) : Nitrogen mineralisation kinetics following destruction of grazed swards : effects of preceding grassland management. *In Grassland Science in Europe, vol. 9.* p 732-734

Eriksen J., Askegaard M., Søgaard K., (2008) : Productivity and N-leaching in organic dairy grass-arable crop rotations . *In Grassland Science in Europe, vol. 13.* p 556-558

Eriksen, J., Vinther, F.P. , (2001) : Nitrate leaching in grazed grasslands of different composition and age. *in Grassland Science in Europe Vol. 7.* 2 p

Eriksen j., Vinther F.P., (2003) : Nitrate leaching and N<sub>2</sub> fixation in grazed grasslands of different composition and âge. 1 p

Laurent F., Besnard A., Kerveillant P., Vertès F., (2004) : Azote et retournement de prairies : de nouvelles références pour la minéralisation de l'azote. *In Perspectives agricoles n°306.* p 8-11

Laurent F., Kerveillant P., Besnard A., Vertès F., Mary B., Recous S., (2004) : Effet de la destruction de prairies pâturées sur la minéralisation de l'azote : approche au champ et propositions de quantification. Synthèse de 7 dispositifs expérimentaux. Document ARVALIS - Institut du végétal. 77 p

Laurent F., Vertès F., Farruggia A., Kerveillant P., (2000) : Effets de la conduite de la prairie pâturée sur la lixiviation du nitrate. Propositions pour la maîtrise du risque à l'échelle de la parcelle. *In Fourrages, 164.* p 397-420

Laurent F. (1999) : Rapport d'étape 1998. Influence de la fertilisation azotée et du mode de conduite antérieurs sur la minéralisation après retournement de prairies. Institut Technique des Céréales et des Fourrages – ARVALIS. 17 p

Le Gall A. (2000) : Excédents d'azote dans les systèmes laitiers et modalités de réduction des flux d'azote à l'échelle de l'exploitation. 28 p

Ledgard S., Schils R., Eriksen J., Luo J., (2009) : Environmental impacts of grazed clover/grass pastures. *In Irish Journal of Agricultural and Food Research 48,* p 209–226

Mabon F., Raimbault T., Moreau P., Devienne S., Delaby L. , Durand P., Ruiz L., Vertès F. (2009) : Concilier efficacité technico-économique et environnementale des exploitations agricoles en zone vulnérable : apport du diagnostic agraire . *In Fourrages, 199.* p 373-388

Mary B., Beaudoin N., Justes E., Mchet J.M., (1999) Calculation of nitrogen mineralisation and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *In European Journal of Soil Science, 50 :* 549-566

Morvan T., Alard V., Ruiz L., (2000) : Intérêt environnemental de la betterave fourragère. *In Fourrages, 163.* p 315-322

Rapport INRA, (2006) : Pratiques agricoles, fuites de nitrates et qualité de l'eau dans les bassins versants : Synthèse des références applicables au contexte breton , 132 p

Raimbault T., Moreau P., Durand P., Salmon-Monviola J. (2009) : Modélisation agro-hydrologique

du bassin versant du Yar . INRA. 62 p

Schröder j.j., Aarts H.F.M., van Middelkoop J.C., De Haan M.H.A., Schils R.L.M., Velthof G.L., Fraters b., Willems W.J., (2005) : Limits to the use of manure and mineral fertilizer in grass and silage maize production in The Netherlands, with special reference to the EU Nitrates Directive. In *Plant Research International B.V., Report 93*. 54 p

Simon J.C., Vertès F., Decau M.L., Le Corre L., (1997) : Les flux d'azote au pâturage. I- Bilans à l'exploitation et lessivage du nitrate sous prairies. In *Fourrages*, 151. p 249-262

Sonneveld M.P.W., Bouma J., (2003) : Effects of combinations of land use history and nitrogen application on nitrate concentration in the groundwater , 12 p

Thiébaud F., Cozic P., Véron F., Brau-Nogué C., Bornard A., (2001) : Intérêts et limites des différents couverts fourragers et pratiques associées vis-à-vis de l'environnement. Analyse bibliographique . In *Fourrages*, 168. p 449-475

Velthof G.L., 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., Hatch D., Velthof G., Taube F., Laurent F., Loiseau P. and Recous S., (2007) Short-term and cumulative effects of grasslands cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations. In *Grassland Science in Europe*, vol. 12. p 227-246

Vertès F., Laurent F., Recous S., Leterme P., Kerveillant P., Mary B., (2001) : Measurement of C and N mineralisation following grazed grassland destruction. In *11<sup>ème</sup> Atelier sur l'azote. Recueil des Résumés*. P 371-372

Vertès F., Simon J.C., Giovanni R., Grignani C., Corson M., Durand P., Peyraud J.L., (2008) : Flux de nitrates dans les élevages bovins et qualité de l'eau : variabilité des phénomènes et diversité des conditions. In *Académie d'agriculture de France – séance du 14 mai 2008*. p 6-26

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

Vertès F., Simon J.C., Le Corre L., Decau M.L. (1997) : Les flux d'azote au pâturage. II- Étude des flux et de leurs effets sur le lessivage. In *Fourrages*, 151. p 263-280

Vertès F., Benoît M., Dorioz J.M. (2010) : Couverts herbacés pérennes et enjeux environnementaux (en particulier eutrophisation) : atouts et limites . In *Fourrages*, 202. p 83-94

#### - Sites internet

[http://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ\\_eau/accueil.asp](http://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_eau/accueil.asp)

Ce site présente une synthèse des connaissances aujourd'hui disponibles sur les transferts d'eau et de polluants dans un bassin versant agricole, des outils de diagnostic pour réaliser un état des lieux des zones sensibles du territoire, une liste d'actions issues d'expériences de terrain pour mieux gérer l'espace rural.

<http://www.terre-net.fr/observatoire-technique-culturelle/accueil/article-prairies-fourrages-rotation-culture-lixiviation-azote-phosphore-erosion-phyto-1720-62321.html>

Article intitulé : Réguler les flux de phyto et d'eau - Associer prairies temporaires et cultures annuelles dans les rotations.

<http://eap.mcgill.ca/agrobio/ab310-08.htm>

Page internet sur les rôles positifs et négatifs des légumineuses dans la pollution par les nitrates