

4.3.7.
Données d'activité

Estimation des pertes de nitrate



Rédacteurs : Aurélie Tailleur (Arvalis – Institut du Végétal), Armelle Gac (Idele)

Cette fiche a pour objectif de présenter les différentes approches possibles pour estimer les pertes de nitrate en production végétales, afin d'estimer les émissions de N_2O du sol par voie indirecte selon la méthode GIEC tier 1 (voir [Fiche 4. 1. 3. Emissions par les sols agricoles](#)). Des modèles de niveau 3 permettent d'estimer ces émissions, certains d'entre eux sont présentés dans cette fiche et font l'objet d'une description détaillée dans l'annexe de la fiche émissions du sol (Fiche 4. 1. 3). Des approches plus simples peuvent également être mises en œuvre.

Contenu

1. Sources et mécanismes	2
2. Méthodes d'estimation	2
3. Méthode niveau 1 – facteur proposé par défaut par le GIEC tier 1, IPCC, 2006.....	4
4. Méthode niveau 2 – méthode Tailleur et al, 2012	4
4.1. Caractérisation du risque « culture »	4
4.2. Caractérisation du risque « milieu ».....	6
4.3. Estimation des pertes de nitrate en fonction des risques culture et milieu	7
4.4. Analyse de sensibilité : impact d'apport azoté non adapté aux cultures	8
5. Méthode niveau 2 – méthode du bilan des minéraux	8
6. Références bibliographiques	10

1. Sources et mécanismes

Les apports d'azote au sol peuvent se traduire en effet par une augmentation de la production de nitrate, NO_3^- , molécule très mobile qui peut être facilement lessivée¹ et entraînée par les eaux de pluie dans les nappes phréatiques et eaux de surface. Or, une part de cet azote lessivé sera réduite en N_2O lorsque l'eau rejoint la surface.

En utilisant les taux d'émissions proposées par GIEC tier 1 (IPCC, 2006) par défaut pour estimer les pertes de NH_3 et de NO_3^- , la voie « indirecte » induite par les pertes de nitrates contribuent à 17% des émissions au champ de N_2O induite par l'épandage d'azote (Figure 1). Selon le niveau de précision recherché et les données disponibles, il peut donc être pertinent d'utiliser des méthodes plus fines pour estimer ces pertes.

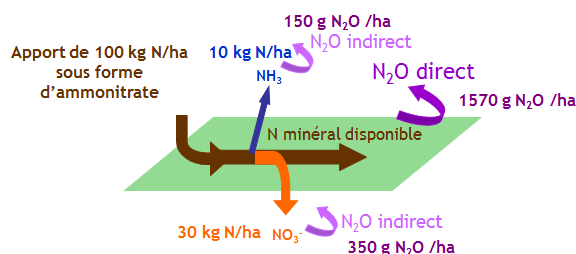


Figure 1 : Résultats d'estimation des émissions au champ de N_2O induites par l'apport de 100 kg N/ha d'ammonitrate, selon la méthode GIEC tier 1 (IPCC, 2006) (utilisation des taux d'émissions proposées par GIEC tier 1 par défaut pour estimer les pertes de NH_3 et de NO_3^-)

2. Méthodes d'estimation

La liste des méthodes présentée ci-dessous n'est pas exhaustive. Des modèles de niveau 3 (Syst'N, STICS, Indigo, CERES-EGC, DNDC, DAYCENT) identifiés dans la fiche émissions du sol ([voir Fiche 4.1.3. Emissions par les sols agricoles](#)) permettent également d'estimer les pertes de nitrate.

¹ Note : l'entraînement vertical de l'azote nitrique dissous dans la solution du sol en période de drainage est défini au sens strict par le terme lixiviation. Néanmoins, le terme lessivage est couramment utilisé.

4. Evaluation par poste

Tableau 1 : Caractérisation des différentes méthodes pour estimer les pertes de nitrate

Méthode	Type méthode	Complexité	Domaine de validité	Productions couvertes	Données d'entrée	Sensibilité aux pratiques / contexte pédoclimatique	Accès aux modèles
Facteur proposé par défaut par le GIEC, tier 1 (IPCC, 2006)	Niveau 1	0	Facteur moyen mondial proposé par défaut	toutes	quantité d'azote totale apportée sous forme organique et minérale	Très faible	Détaillée ci-dessous
Tailleur et al, 2012	Niveau 2	+	France	cultures annuelles	Culture suivante Implantation de culture intermédiaire à l'interculture qui suit la culture étudiée Apport organique à l'automne Gestion des résidus Données pédo-climatiques : propriétés hydriques du sol (humidités caractéristiques, profondeur d'enracinement des cultures), données météorologiques (pluie, ETP), teneur en matière organique Excédent d'azote par rapport à la dose optimale de fertilisation	Moyenne	Détaillée ci-dessous
Bilan des minéraux	Niveau 2	+	Monde ; applicabilité à l'échelle de l'exploitation agricole	toutes	Achats et imports d'engrais minéraux et organiques, d'aliments pour animaux (concentrés et fourrages), achats d'animaux	Fonction de la sensibilité des modèles d'estimation des émissions gazeuses	Détaillée ci-dessous

3. Méthode niveau 1 – facteur proposé par défaut par le GIEC tier 1, IPCC, 2006

Dans le cadre de l'établissement des inventaires nationaux, en l'absence d'information supplémentaire, le GIEC tier 1 (IPCC, 2006), propose d'estimer les pertes de lessivage en affectant aux quantités totales d'azote apportées sous forme minérale ou organique un taux de lessivage annuel de **30%** (plage d'incertitude de 0.1 à 0.8 %).

Ce taux correspond en France aux situations les plus à risque. Il peut en effet varier de 0-5% (situation d'intercultures courtes ou d'intercultures longues avec culture intermédiaire, en sols non filtrants de type limons profonds) à 30% (intercultures longues sans culture intermédiaire, sols filtrants de type sable), avec des situations intermédiaires à 10 ou 20% de lessivage moyen annuel (par exemple sols argilo-calcaires moyens, avec alternances cultures d'hiver et de printemps sans culture intermédiaire).

Facteur d'émissions pour estimer les pertes de nitrate : $0.3 \text{ kg N- NO}_3^-/\text{kg N}$

Donnée d'entrée : quantité d'azote totale apportée sous forme organique et minérale (unité : kg N/ha).

4. Méthode niveau 2 – méthode Tailleur et al, 2012

Il s'agit d'un modèle développé pour les besoins d'AGRIBALYSE sur la base de la grille COMIFER (2001), afin d'estimer les pertes de nitrate pour des cultures annuelles en fonction de données d'entrée disponibles à grande échelle.

Cette grille propose une démarche qualitative applicable à l'échelle de la parcelle afin de qualifier le risque de lessivage. Elle prend en compte un risque « culture » et un risque « milieu » (fonction de la lame drainante (CORPEN, 1991) et des conditions de forte minéralisation. En revanche, l'adéquation entre les apports azotés et le besoin de la culture n'est pas un paramètre pris en compte dans la grille COMIFER. A chaque niveau de risque de lessivage de la grille a été associé une quantité de nitrate lessivée sur la base de données expérimentales ou, lorsque les données expérimentales disponibles n'étaient pas suffisantes, d'estimations issues du modèle DEAC (Cariolle, 2002 ; Jolivel, 2003). Celle-ci a été construite avec l'hypothèse qu'il n'y a pas d'excès de fertilisation azotée de la culture précédente générant une augmentation excessive du reliquat azoté.

4.1. Caractérisation du risque « culture »

Un système de pondération des différents critères identifiés dans la grille COMIFER (2001) a été établi sur la base de ces éléments afin d'estimer les risques pour des situations culturelles. Celui-ci se base sur deux notes intermédiaires, qui sont moyennées avec pondération pour obtenir une note de risque « culture ».

- **Risque culture (a) :** Note de risque vis-à-vis de la capacité d'absorption au cours de l'interculture qui suit la culture étudiée (1 : très faible, 5 : très élevé), modulée par l'apport de lisier ou fiente à l'automne (note augmentée de 1 point en cas d'apport automnal). Celle-ci est fonction de la durée comprise entre la récolte du précédent et le semis de la culture suivante et de la capacité d'absorption de la culture suivante.

Tableau 2 : Estimation de la note risque culture (a)

Durée comprise entre la récolte du précédent et le semis de la culture suivante	< 1 mois	De 1 à 3 mois	De 3 à 6 mois	> 6 mois
Gestion de l'interculture				
Pas de culture intermédiaire et précédent betterave	2	3	4	5
Pas de culture intermédiaire et précédent autre que betterave	3	4	5	5
Culture intermédiaire ou colza en culture suivante	1	1	2	2

- **Risque culture (b) :** Note de risque vis-à-vis de la restitution d'azote lessivable par les résidus de culture (note de 1 à 5), fonction des quantités restituées et des possibilités d'organisation de l'azote du sol lors de leur décomposition.

Tableau 3 : Estimation de la note risque culture (b)

Culture	C/N des résidus *	Quantité de résidus restitués	Note
Céréales à paille – paille restituée	+	+++	2
Céréales à paille – paille exportée	+	+	5
Betterave	+++	+	3
Colza	++	++	3
Tournesol	+	++	2
Protéagineux	+++	+	3
Pomme de terre	++	+	3
Maïs – canne restituée	+	++	2
Maïs – canne exportée	+	+	5

*+ : forte possibilité d'organisation de l'azote du sol, +++ : faible possibilité d'organisation de l'azote du sol

La note de risque culture est alors obtenue de la manière suivante :

$$\text{Note de risque culture} = (2 * \text{risque culture (a)} + 1 * \text{risque culture (b)})/3$$

4.2. Caractérisation du risque « milieu »

Cette caractérisation se fait par la combinaison de deux critères permettant de définir des classes de risque « milieu » (Tableau 4) :

- **l'indice de drainage ID** (CORPEN, 1991) **lié à l'excès pluviométrique pendant la période de drainage. Il est égal au rapport entre le volume d'eau drainée et la capacité de stockage en eau du sol.** Celle-ci correspond au volume d'eau présent sur le profil de sol à une humidité égale à la capacité au champ (Tableau 5).
- la teneur en matière organique de la couche minéralisante du sol. De manière générale, une teneur en MO élevée accroît la minéralisation pendant la période de drainage (et donc le risque de lessivage).

Tableau 4 : Diagnostic du risque "milieu" en fonction de l'indice de drainage et de la teneur en matière organique (MO) du sol.

Indice de drainage (ID)	%MO (1)	
	< 3	> 3
ID<1	faible	modéré
1<ID<2	modéré	élevé
ID>2	élevé	très élevé

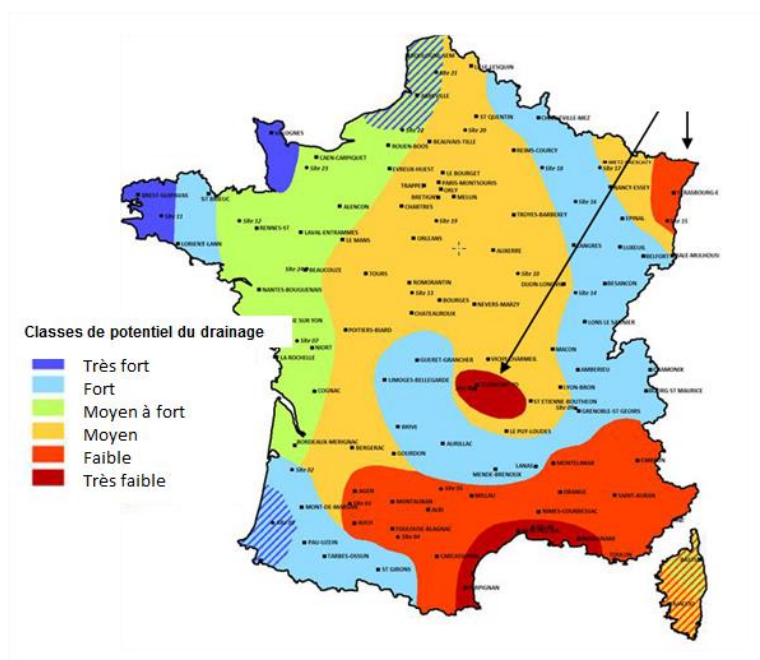
(1) Pour les sols calcaires (%CaCO₃ > 5%), on propose de ne pas tenir compte de ce critère : le risque correspond à %MO <3

Tableau 5 : Capacité de stockage en eau du sol (mm) selon la texture dominante, la profondeur d'enracinement et la charge volumique en cailloux

	Profondeur d'enracinement de la culture suivante								
	faible : 35 cm			intermédiaire : 70 cm			élevée : 100 cm		
	Charge volumique en cailloux (%)			Charge volumique en cailloux (%)			Charge volumique en cailloux (%)		
	0	0 à 20	> 20	0	0 à 20	> 20	0	0 à 20	> 20
Texture dominante									
Sable	50	40	30	100	80	60	140	120	80
Limon	100	90	60	200	180	120	300	240	180
Argile	120	100	60	240	200	140	340	300	200
Sol de craie sur graveluches	70	70	70	140	140	140	-	-	-
Sol de craie sur poches	-			210			300		

Des sources mobilisables sont proposées dans la [fiche 4.3.8 Données pédoclimatiques](#).

Si les données disponibles ne sont pas suffisantes pour estimer un indice de drainage, il est possible de s'appuyer sur des travaux de Butler *et al.*, (2012) pour une estimation sur la base de la localisation du système étudié. Un zonage de la France en 6 classes de potentiel de drainage a été établi sur la base de résultats sur d'indicateurs intensité et durée des pluies efficaces (données météo France) et du drainage (données STICS).



Classes de potentiel de drainage d'automne-hiver	Intensité de pluie efficace cumulée de septembre à avril en mm		Période et durée de pluie efficace continue ($P - ETP > 0$) entre septembre et avril	
	$P - ETP > 0$	$P - 0.35 ETP > 0$	Durée en mois (sur 8 mois)	Période
Très fort	Supérieur à 500mm	700mm ou plus	6 mois	d'octobre (ou septembre) à mars (ou avril)
Fort	Entre 350 et 500 mm	Entre 500 et 700mm	6 mois	d'octobre à mars
Moyen à Fort	Entre 250 et 350mm	De 350 à 500mm	5 mois	d'octobre à février
Moyen	Entre 150 et 250mm	De 300 à 450 mm	5 mois	d'octobre à février
Faible	Entre 50 et 150 mm	De 250 à 350 mm	De 2 à 4 mois	entre octobre et janvier
Nul à très faible	De 0 à 100mm	De 150 à 300 mm	Moins d'un mois	entre novembre et janvier

Figure 2 : Estimation du potentiel de drainage (Butler *et al.*, 2012)

4.3. Estimation des pertes de nitrate en fonction des risques culture et milieu

A chacune des situations Risque culture x Risque milieu a été associée une quantité d'azote nitrique lessivée en moyenne au cours de la période du début du drainage hivernal, qui a lieu après la récolte de la culture étudiée, au début du drainage hivernal de l'année suivante, d'après les données expérimentales disponibles et des dires d'expert. La matrice obtenue a par ailleurs été validée par des résultats expérimentaux obtenus sur différents sites caractérisés par des risques « milieu » et « culture » contrastés, ou pour certaines situations non représentées par les estimations issues du modèle DEAC (Cariolle, 2002 ; Jolivel, 2003).

Tableau 4 : Quantité de nitrate (kg N-NO₃/ha par campagne culturale) associée à chacune des combinaisons risque culture et risque milieu.

		Risque « culture »				
		1	2	3	4	5
Risque « milieu »	1	5	10	20	25	30
	2	10	15	25	30	40
	3	15	20	30	40	50
	4	20	30	40	55	60
	5	30	40	40	60	80

4.4. Analyse de sensibilité : impact d'apport azoté non adapté aux cultures

Le modèle proposé ci-dessus est valide pour des situations d'apport azoté adapté aux besoins des cultures. Dans le cas d'apports excédentaires, les pertes sont plus importantes. Dans le cadre d'Agribalyse, des facteurs de lessivage pour estimer les quantités lessivées à partir du surplus d'azote nitrique post-récolte ont été définis à dire d'expert pour chaque niveau de risque sol. Ceux-ci peuvent être utilisés pour estimer des ordres de grandeur mais n'ont cependant pas été confrontés à des données expérimentales.

Tableau 5 : Quantité de nitrate (kg N-NO₃/ha par campagne culturale) associée à chacune des combinaisons risque culture et risque milieu.

	Risque milieu 1	Risque milieu 2	Risque milieu 3	Risque milieu 4	Risque milieu 5
Facteur de lessivage (kg N-NO ₃ - lessivé/kg N-NO ₃ - en surplus après récolte)	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9

Par ailleurs, la relation entre l'écart des apports à la dose d'azote optimale et le stock d'azote nitrique post-récolte a été déterminée au cours de l'étude COMIFER (1997).

5. Méthode niveau 2 – méthode du bilan des minéraux

Le bilan apparent, ou bilan des minéraux, est utilisé afin d'évaluer les principaux flux et excédents de minéraux (azote le plus souvent, mais aussi phosphore et potassium) au niveau de l'exploitation. Il permet d'évaluer le potentiel de production d'une exploitation avec les quantités d'éléments disponibles et les produits réalisés.

L'exploitation est considérée comme une « boîte noire » (approche systémique) et les flux de minéraux au sein même de l'exploitation ne sont pas pris en compte. Le bilan est ainsi déterminé en calculant la différence entre les entrées d'azote sur l'exploitation (achats ou importation d'aliments, de fourrages, d'engrais minéraux et organiques...) et les sorties d'azote (lait, viande, cultures...) (Figure 3).

La différence entre les entrées et les sorties s'appelle l'excédent du bilan, ou solde du bilan. Il est exprimé en kg de N par an. Cet excédent est potentiellement perdu par le système vers l'eau, l'air ou le sol.

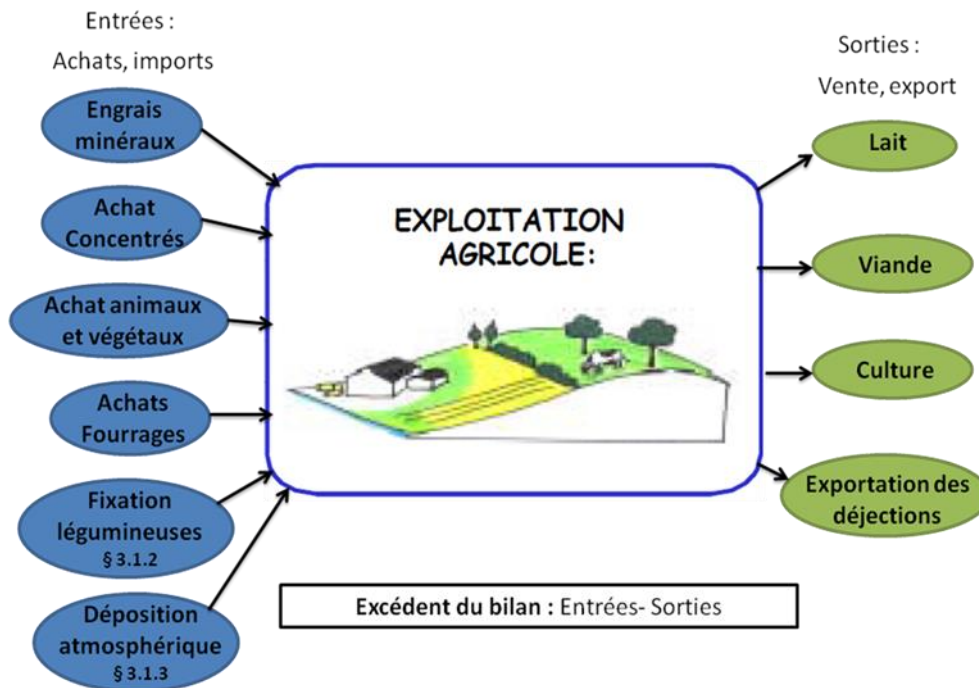


Figure 3 : Calcul de l'excédent du bilan apparent de l'azote (Simon & Le Corre, 1992) et (Institut de l'Elevage, Chambre d'agriculture des Pays de la Loire, 2009)

A l'échelle de l'exploitation agricole, l'ensemble des pertes gazeuses vers l'air peuvent être estimées (sous forme de NH_3 , N_2O et autres gaz azotés – voir Fiches sur les Flux directs – Emissions gazeuses pour les productions végétales et animales).

De même, en connaissant, le cas échéant le stockage additionnel de carbone du sol et son rapport C/N, il est possible de déterminer une immobilisation d'azote dans le sol (Idele, 2018).

Il est ainsi possible de déterminer les **pertes potentielles par lessivage**, sous forme de nitrates, à partir de l'excédent du bilan, en déduisant les pertes par voie gazeuse et les phénomènes d'organisation et de minéralisation dans le sol.

Cette méthode requiert de connaître les paramètres suivants :

- La teneur en azote des aliments achetés et des cultures vendues : se référer aux dernières tables d'alimentation INRA (Sauvant et Nozière, 2018) ou aux référentiels sur les aliments utilisés dans les méthodes et outils tels qu'Agribalyse (Koch & Salou, 2016) ou CAP'2ER® (Idele, 2018)
- La teneur en azote des engrais minéraux achetés
- L'azote fixé par les animaux achetés ou vendus et par le lait (Sauvant & Nozière, 2018 ou Idele, 2018) voir [Fiche 4.3.3. Données d'activité pour les productions animales.](#)

- L'azote contenu dans les déjections importées, dans les déjections produites par l'exploitation et exportées (voir [Fiche 4.3.4. Données d'activité – Typologie et composition type des effluents d'élevage](#))
- la fixation par les légumineuses (Idele, 2018)
- la déposition atmosphérique : une valeur de 10 kg N / ha / an peut être retenue (Idele, 2018)

6. Références bibliographiques

Butler et al., 2012 Actualisation des connaissances permettant d'objectiver les variabilités des périodes recommandées pour l'épandage des fertilisants azotés en France. Rapport de l'étude.

Cariolle M., 2002. Deac-azote : un outil pour diagnostiquer le lessivage d'azote à l'échelle de l'exploitation agricole de polyculture. In: Proceedings of the 65th IRB Congress, 13–14 février 2002, Bruxelles, pp. 67–74

COMIFER, 1997. Critères de diagnostic de la fertilisation azotée des grandes cultures basés sur l'analyse de l'azote minéral du sol post-récolte. Ed COMIFER, Puteaux, France. p103.

COMIFER, 2001. Lessivage des nitrates en systèmes de cultures annuelles. Diagnostic du risque et proposition de gestion de l'interculture. Ed COMIFER, Puteaux, France. p41.

CORPEN, 1991. Interculture : gérer l'interculture pour limiter les fuites de nitrates vers les eaux. Ministères de l'Agriculture et de l'Environnement, 40 pages.

Idele, 2018. Guide méthodologique CAP'2ER® Niveau 2. VERSION 0.4. Novembre 2018. 100 p. non publié

Institut de l'Elevage, Chambre d'agriculture des Pays de la Loire. 2009. Evaluation environnementale des systèmes bovins de l'Ouest.

IPCC, 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Chapter 10: Emissions from livestock and manure management, 87p.

Jolivel C., 2003. AQUALEA : Guide de réalisation du diagnostic. La Chapelle St-Sauveur. Ed ARVALIS, Paris, France. p22.

Koch & Salou, 2016. AGRIBALYSE : Rapport méthodologique – Version 1.3. Novembre 2016. Ed ADEME, Angers, France ; 343 p.

Sauvant & Nozière, 2018. INRA Feeding System for Ruminants. Ed INRA, Wageningen. 639 p.

Simon, J., & Le Corre, L., 1992. Le bilan apparent de l'azote à l'échelle de l'exploitation : méthodologie, exemples de résultats. Fourrages(129), p. 16.

Tailleur A., Cohan JP., Laurent F. and Lellahi A., 2012. A simple model to assess nitrate leaching from annual crops for life cycle assessment at different spatial scales. In: Corson M.S., van der Werf H.M.G. (Eds), Proceedings of the 8th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2012), 1-4 October 2012, Saint-Malo, France. INRA, Rennes France. p. 903-904.