

Table des matières

Colloques internationaux, Recherche	page 1
Parutions	page 3
Elaboration d'une méthodologie d'Evaluation des Risques Ecotoxicologiques simplifiée à l'usage de fertilisants en agriculture	page 4

Directeur de la publication : Blaise Leclerc

Rédaction : Blaise Leclerc



**Institut Technique de
l'Agriculture Biologique**

Tél. : 04 90 77 23 35

Courriel : blaise.leclerc@itab.asso.fr

Comité de relecture :

Emmanuel Adler, ACONSULT, Club ATOUT BOUES

Benjamin Balloy, APCA

Julie Carrière, ITAB

Laetitia Fourrié, ITAB

Charlotte Glachant, Ch. d'Agriculture de Seine-et-Marne

Fabienne Muller, ADEME Angers

Bernard Godden, Agra-Ost et Univ. Libre de Bruxelles

Mathilde Heurtaux, ACTA

Sabine Houot, INRA Grignon

Stéphanie Marthon-Gasquet, expert GEEPP

Laure Metzger, RITMO Agro environnement

Michel Mustin, ass. Agir pour le Développement Durable

Abonnement gratuit sur simple demande

(téléchargement sous format pdf sur le site de l'ITAB et
avertissement des parutions par courrier électronique)

auprès de blaise.leclerc@itab.asso.fr

Recherche

2 → Étude du devenir de l'azote dérivé des litières dans le sol et dans l'arbre sur le moyen terme dans les forêts de hêtres par traçage isoto- pique et modélisation

Thèse de Jade Salleles, soutenue le 28 mai 2014 à
l'INRA de Nancy à Champenoux, devant le jury
composé de :

- M. Mickaël Aubert, Professeur, Université de Rouen, Rapporteur,
- Mme Monique Carnol, Professeur, Université de Liège, Rapporteur
- M. Manuel Nicolas, Ingénieur de recherche, ONF Fontainebleau, Examineur
- M. Karel Van Den Meersche, Chargé de recherche, CIRAD Montpellier, Examineur
- Mme Anne Poszwa, Maître de conférences, Université de Lorraine, Examinatrice
- Mme Judy Simon, Docteur habilité, Université de Freiburg, Examinatrice
- M. Jacques Ranger, Directeur de recherche, INRA Nancy, Directeur de thèse
- M. Bernhard Zeller, Ingénieur de recherche, INRA Nancy, Directeur de thèse

Résumé de l'auteur :

L'azote (N) est un nutriment indispensable à la croissance des végétaux. Bien que présent en quantité abondante à l'état naturel, le N demeure un élément limitant pour une grande partie des écosystèmes. De plus, il s'agit du seul nutriment qui n'est pas libéré par l'altération des minéraux, la source principale de N pour les végétaux provient de la décomposition et de la minéralisation des litières.

L'objectif de cette thèse était d'apporter des connaissances sur le devenir du N des litières sur le moyen terme (une décennie) dans le système sol-plante des écosystèmes forestiers non fertilisés et de mettre en avant les facteurs de contrôle des processus de stabilisation, d'immobilisation, de prélèvement et de pertes du N conduisant à la formation des stocks de N dans les sols et à la nutrition des arbres. Pour cela, un modèle simple comprenant deux modules – sol et arbre – a été construit et validé à partir d'une expérience de marquage de litière à l'azote ^{15}N . Le marquage a eu lieu il y a une dizaine d'années sur dix hêtraies européennes et consistait à déposer de la litière enrichie en ^{15}N au pied d'arbres sélectionnés. Le devenir du ^{15}N a été suivi par échantillonnage régulier de la litière, du sol

Colloques internationaux

1 → Natural Organic Matter: Structure-Dynamics- Innovative applications

17^{ème} congrès de l'IHSS (International Humic
Substances Society), à Ioannina, Grèce

Du 1^{er} au 5 septembre 2014

Informations : <http://www.ihss2014.org/>

(0 – 30 cm) et des feuilles suivis d'analyses par spectrométrie de masse à rapport isotopique des teneurs en ^{15}N .

Le suivi du traceur ^{15}N dans le profil de sol a permis de mettre en évidence une très faible incorporation du N dans les horizons minéraux du sol sur une décennie. L'abondance isotopique ne montre pas de signe d'enrichissement à partir de 10 cm de profondeur et le maximum d'incorporation du ^{15}N se trouve dans les cinq premiers centimètres de surface de l'horizon minéral du sol. Le pic d'incorporation du ^{15}N dans le sol se situe entre 2 et 4 ans après le dépôt des litières marquées entre 0 et 5 cm.

Dans les feuilles des arbres ayant reçu le marquage, l'évolution de la quantité de ^{15}N au cours du temps montre une dynamique en deux phases correspondant à la minéralisation du N des litières qui devient alors disponible pour les arbres suivie d'une phase de stabilisation du N dans les agrégats du sol limitant l'accessibilité du N aux végétaux.

La modélisation du suivi temporel du traceur ^{15}N dans le sol et dans l'arbre a permis de mettre en avant une structure à trois compartiments de sol en plus de la litière. Un premier compartiment assimilable aux produits de décomposition des litières aériennes et souterraines, et deux compartiments de sol aux taux de recyclage du N dans ces compartiments différents. L'analyse de l'évolution de la quantité de ^{15}N dans les feuilles des arbres ayant reçu le marquage au cours de la décennie ainsi que des paramètres du modèle précisent le lien entre la forme d'humus et la dynamique d'incorporation du N dérivé des litières par les arbres. Dans les humus de type mull, l'homogénéisation du N dans le profil de sol par la faune ralentit l'accessibilité des végétaux à la source de N mais la prolonge dans le temps par mise à disposition progressive du N lors du recyclage. Sous moder, il semble que les arbres puisent rapidement et directement dans les horizons organiques pour prélever le N nécessaire à leurs besoins, grâce aux associations fongiques.

Les résultats de modélisation montrent également que les litières contribuent à la nutrition azotée des arbres au maximum 4 à 5 ans après leur chute mais les arbres utilisent cette source de N pendant au moins une décennie. En négligeant les apports atmosphériques, environ 25 % des besoins totaux en N de l'arbre (feuilles, tronc, branches, racines) sont couverts par la réallocation du N de l'arbre, et 75 % sont issus du prélèvement du N dans le sol avec une contribution des litières croissantes pendant les 4 à 5 premières années suivie d'une diminution par stabilisation du N dans le sol et/ou pertes du N par dénitrification ou lessivage dans le système sol-plante.

L'utilisation du N dérivé des litières par l'arbre est également fonction de la croissance des arbres, de la productivité du site et de leurs âges, les arbres jeunes n'ayant pas les mêmes besoins en N que les arbres plus âgés.

Source : Liste de l'AFES le 14/05/2014

3 → **Potentiel de séquestration de carbone des biochars et hydrochars, et impact après plusieurs siècles sur le fonctionnement du sol**

Thèse de Christophe Naisse, soutenue le 24 juin 2014 à AgroParisTech - 16 rue Claude Bernard, Paris 75005, devant le jury composé de :

- Luc Abbadie, Professeur, IEES Paris – UPMC, Président du Jury
- Christopher Carcaillet, Directeur d'Etudes, EPHE, Rapporteur
- Bruno Mary, Directeur de Recherche, AgrolImpact – INRA Laon, Rapporteur
- Sébastien Fontaine, Chargé de Recherche, UREP – Clermont-Ferrand, Examineur
- Cornelia Rumpel, Directeur de Recherche, IEES Paris – CNRS, Directeur de thèse

Résumé de l'auteur :

La production de biochars et hydrochars permet de former des amendements enrichis en carbone aromatique, potentiellement plus récalcitrant contre les dégradations dans le sol, tout en produisant massivement des énergies renouvelables. Ces amendements ont pour objectif d'augmenter la quantité de matières organiques des sols (MOS), ainsi que leur fertilité. Néanmoins, due à la diversité des biomasses pouvant être utilisées et des procédés de production, des incompréhensions existent sur le potentiel de ces matériaux à stocker du C dans le sol, à court et à long terme. De plus, des méthodes permettant d'évaluer rapidement la stabilité à long terme de ces matériaux restent à mettre au point, afin de permettre aux utilisateurs de statuer de la qualité de ces nouveaux amendements. Ces travaux ont consisté à évaluer la stabilité de biochars et hydrochars, biologiquement par des incubations de sols, et chimiquement par des oxydations à l'acide dichromate. Les biochars ont montré un haut niveau de stabilité biologique et chimique, permettant de stocker une quantité importante de carbone à l'échelle du siècle. De façon contrastée, les hydrochars se sont caractérisés par une stabilité beaucoup plus faible que les biochars, ne permettant probablement pas de séquestrer massivement du carbone au-delà de la décennie. L'hydrochar a induit un priming effect positif (stimulation), alors que le biochar a induit un priming effect négatif (protection). L'altération physique des deux matériaux a conduit à une augmentation de la stabilité et à une diminution du priming effect, mettant en lumière l'importance des paramètres environnementaux dans les stratégies de séquestration de carbone du sol. Les sols d'anciennes charbonnières ont été utilisés comme modèle d'étude à long terme de l'effet d'un apport de biochar après plusieurs siècles. Leur analyse a mis en évidence que l'apport de biochar améliore durablement les propriétés physicochimiques du sol, telle que la teneur en argile, la capacité d'échange cationique (CEC), la quantité de carbone soluble, et les teneurs en azote et phosphore. Toutefois, après plusieurs siècles d'un amendement de biochar, les communautés microbiennes ne présentaient pas d'adaptation spécifique à la dégradation d'un nouvel

apport de biochar. Dans ce modèle, l'apport de résidus de plante a entraîné un priming effect négatif. Ainsi, l'apport de biochar, en générant des conditions particulières, permet le maintien de communautés de microorganismes avec la capacité de réorienter leur métabolisme, afin de dégrader spécifiquement de nouveaux substrats plus facilement minéralisables. D'autres travaux seront nécessaires afin d'évaluer la stabilité des biochars dans le système sol-plante.

Source : liste de l'AFES le 12/06/2014

Parutions

4 → Mise à jour de la rubrique agronomie du site de l'ITAB

Avec le soutien de l'ADEME (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie), l'ITAB vient de mettre à jour les pages de la rubrique « agronomie » de son site internet :

http://www.itab.asso.fr/itab/agronomie.php?request_temp=agronomie

8 pages vous permettent d'atteindre de nombreux documents :

- [Fertilité des sols](#)
- [Matières organiques](#)
- [Activités macro- et micro- biologiques](#)
- [Rotations](#)
- [Engrais verts](#)
- [Travail du sol](#)
- [Fertilisation](#)
- [Réglementation](#)

A partir de la page [Matières organiques](#), vous pourrez notamment télécharger le document de mise à jour du guide des matières organiques, qui vous permettra de compléter les informations du guide édité par l'ITAB en 2001.

Enfin tous les articles d'Echo-MO sont désormais en ligne à partir du lien [Le bulletin Echo-MO](#).

5 → Un point sur les vers « invasifs »

On parle de plus en plus des vers de terre mais pas de leurs nouveaux prédateurs, les vers dits "invasifs" originaires d'Asie du sud, d'Australie, de Nouvelle-Guinée, dont 7 espèces ont fait leur entrée sur le territoire français.

Ces vers sont aussi des prédateurs des escargots.

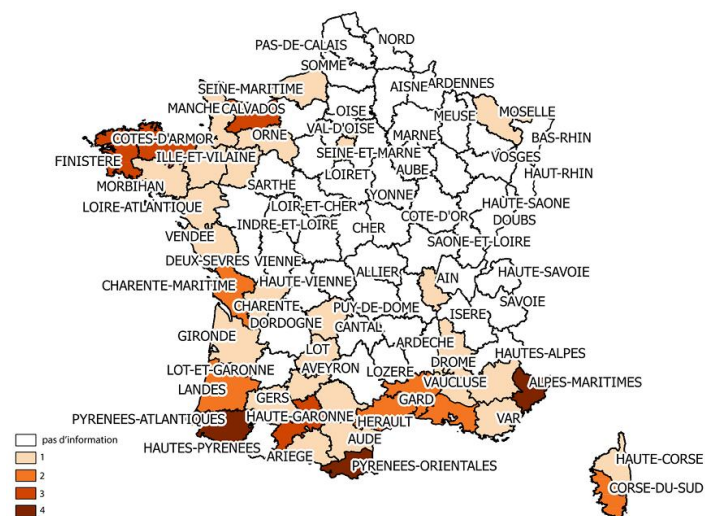
Vous trouverez des informations sur le site de Jean-Lou Justine, professeur de zoologie au Muséum national d'histoire naturelle :

<https://sites.google.com/site/iljustine/plathelminthe-terrestre-invasif/cartographie-provisoire-des-plathelminthes-terrestres-invasifs-en-france>

Dans certaines régions de Grande-Bretagne (pays où ces vers sont présents depuis plus longtemps

qu'en France), Jean-Lou Justine annonce un nombre de vers de terre indigènes en diminution de manière significative.

Dans quelles mesures ces nouveaux prédateurs sont-ils inquiétants pour nos écosystèmes ?



Carte cumulative de la présence de Plathelminthes terrestres invasifs
Plus c'est foncé, et plus le département est infesté par plusieurs espèces (de 1 à 4)

(source <http://inpn.mnhn.fr/accueil/index>)

Carte établie par Jessica Thévenot,
Chef de projet espèces animales invasives
Coordination technique et scientifique de la stratégie nationale relative aux espèces exotiques envahissantes

Service du Patrimoine Naturel
Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris

Information relayée par Jean-Pascal Goutouly
UMR EGFV

Institut des Sciences de la Vigne et du Vin
210 chemin de Leysotte CS 50008
33882 Villenave d'Ornon cedex.

Source : Liste de l'AFES le 23/05/2014

6 → Utiliser ses déchets verts et de cuisine au jardin

Toutes les solutions pour valoriser les déchets de cuisine et de jardin

Brochure ADEME, avril 2014 - 10x21 - 32p.

Réduire le volume d'ordures ménagères et de déchets verts à traiter par la collectivité, produire un amendement naturel, protéger le sol, nourrir les animaux... tout ceci est possible grâce aux déchets de jardin et de cuisine produits tous les jours.

Retrouvez dans ce guide toutes les solutions pour produire moins de déchets organiques, mais aussi pour les utiliser utilement dans votre jardin.

Public : particuliers

Réf. ADEME : 8055

Accéder à la version en ligne :

http://ecocitoyens.ademe.fr/sites/default/files/guide_ademe_utiliser_dechets_verts_cuisine_jardin.pdf

Elaboration d'une méthodologie d'Evaluation des Risques Ecotoxicologiques simplifiée liés à l'usage de fertilisants en agriculture

Pascale Chenon RITTMO Agroenvironnement (pascale.chenon@rittmo.com),
Gilles Donguy (Evaluateur en risques écotoxicologiques)

L'évaluation des risques écotoxicologiques (ERE) est une étape importante qui doit précéder l'usage d'une matière fertilisante en agriculture. D'un point de vue réglementaire, une matière fertilisante ne peut être apportée à un sol que si celle-ci a fait preuve de son innocuité vis-à-vis de l'environnement, que cette matière soit un déchet ou un produit. Cette évaluation peut donc être faite dans le cadre d'un projet de recherche ou du développement d'un fertilisant, au cours de l'élaboration d'un dossier de demande de mise sur le marché ou de la création d'une norme.

La méthodologie présentée ci-après s'inspire dans sa structure et son contenu de la méthodologie cadre d'Evaluation Des Risques liés aux Aménagements Urbains et aux Infrastructures de Transport développée au Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés (LEHNA) de l'ENTPE (Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat). La déclinaison de cette méthodologie pour différents usages, par l'ENTPE et d'autres acteurs, a donné lieu à la réalisation de divers guides opérationnels (pour l'ADEME, 2007 ; pour le Sétra, 2010 ; dans le cadre de l'ANR SEDIGEST, 2011) auxquels nous nous référons, en y intégrant les spécificités des scénarii de risques liés à l'usage de fertilisants en agriculture.

1 - Principes généraux de l'ERE

Sur le plan international, de nombreuses méthodologies d'ERE ont été développées ces dernières années, dont la plus universellement connue est celle de l'US EPA (United State Environmental Protection Agency) qui a publié, en 1998, un guide méthodologique intitulé « Guidelines for Ecological Risk Assessment (ERA) ». Côté européen, la référence en la matière concernant les substances à risques est le TGD (Technical Guidelines Document) de l'ECB (European Chemical Bureau).

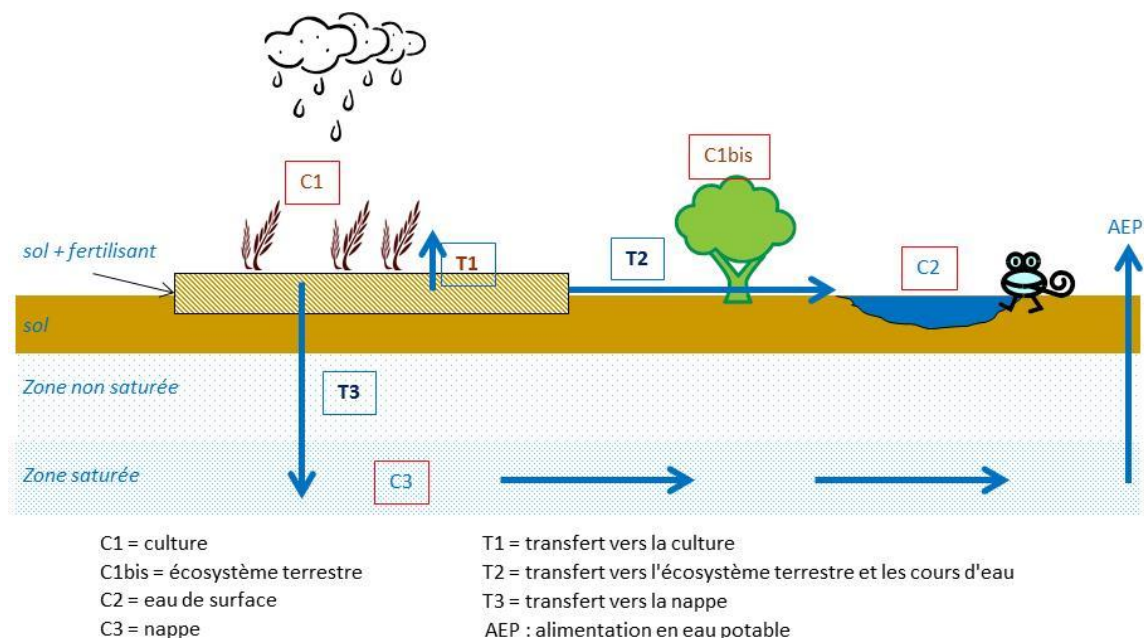
Par ailleurs, la méthodologie développée par le LEHNA a mis en évidence un certain nombre de points communs à ces méthodologies sur le plan des principales étapes nécessaires à la mise en œuvre d'une ERE, en considérant 5 étapes majeures :

- Etape initiale : Formulation du problème
- Etape 1 : Caractérisation des dangers
- Etape 2 : Caractérisation des expositions
- Etape 3 : Caractérisation des effets
- Etape 4 : Évaluation finale des risques

2 - Déroulement de l'ERE

Etape initiale : Formulation du problème

Il s'agit lors de cette étape, d'une part de décrire le scénario étudié : sources de pollution, transferts et écosystèmes ciblés, et d'autre part de définir les moyens qui seront mis en œuvre pour mener à bien cette ERE. Il s'avère donc nécessaire de caractériser des écosystèmes cibles (ex : taille, pente, perméabilité de la parcelle considérée, débit des cours d'eau, organismes à protéger), les apports (dose à la parcelle), les transferts (perméabilité du sol, ratio infiltration nappe/rivière) et les conditions climatiques (pluviométrie). Il est ensuite possible de réaliser un schéma conceptuel permettant de représenter les sources de dangers, les transferts et les cibles (exemple ci-dessous).



Dans cet exemple, les écosystèmes cibles sont la culture et l'écosystème terrestre aux abords de cette culture, la nappe et les cours d'eau à proximité. Les voies de transfert sont de la zone épanchée vers la culture, vers la zone saturée, vers les cours d'eau.

Selon les données déjà disponibles, le temps et les moyens financiers allouables à l'étude, et finalement le niveau d'information souhaité, l'étude peut être réalisée par une approche substance ou une approche matrice. Une approche conjointe est aussi possible.

Une approche substance signifie que l'évaluation des risques va porter sur des polluants dits « traceurs » préalablement identifiés et recherchés dans le fertilisant. Une approche matrice prend en compte le fertilisant dans sa globalité et nécessitera la mise en œuvre de tests d'écotoxicologie.

Dans le premier cas, il faudra donc disposer ou réaliser une analyse chimique du fertilisant. L'étude se fera alors à partir de ces données analytiques. Dans le second cas, il s'agira d'utiliser les résultats de tests d'écotoxicité qui auront été réalisés sur le fertilisant ou sur le mélange du sol agricole avec le fertilisant. Une approche mixte est possible en fonction des données disponibles.

Etape 1 : Caractérisation des dangers

L'objectif de cette étape est de décider si l'ERE doit être menée à terme ou non en fonction du niveau de polluants présents dans le fertilisant étudié.

Pour une approche substance, si des données analytiques sont disponibles, elles peuvent être comparées à des valeurs réglementaires ou à des PNEC (Predictive No Effect Concentration). Pour une approche matrice, si des résultats d'essais d'écotoxicité sont disponibles, ils peuvent être comparés à des seuils de significativité ou à des PNEC. Les données de comparaison sont à rechercher dans la littérature.

Par exemple, la présence de substances prioritaires du point de vue de la Directive Cadre sur l'Eau peut suffire à confirmer l'intérêt de mener l'ERE.

Etape 2 : Caractérisation des expositions

Après avoir caractérisé les dangers présents, il s'agit d'estimer quelles seront les quantités de polluants présents dans les écosystèmes cibles en prenant en compte les transformations qu'ils auront pu subir (dilution, biodégradation, ...). Les concentrations qui seront présentes dans ces milieux sont appelées PEC pour Predictive Environmental Concentration. L'estimation de ces PEC va dépendre des hypothèses que l'on a émises dans l'étape initiale (ex : taille de la parcelle, perméabilité du sol, coefficient de transfert eau de surface/eau souterraine, débit des cours d'eau, pluviométrie, etc.). Un certain nombre de paramètres sont compliqués à prendre en compte tel que la biodégradation dans le sol, la bioaccumulation dans la chaîne trophique, la spéciation des substances et donc leur écotoxicité. L'ensemble de ces paramètres est spécifique de conditions pédoclimatiques particulières. La généralisation n'est donc pas possible. Il est alors du choix de l'expert réalisant l'ERE de définir les hypothèses de travail.

Ainsi, pour une approche substance, les PEC seront des concentrations de polluants dans le sol et dans les eaux ; pour une approche matrice, elles correspondront à un pourcentage de dilution de la matière fertilisante dans le sol et dans l'eau.

Par exemple, dans le cas d'un apport de fertilisant à la dose de 3 tonnes de matière sèche à l'hectare que l'on considère être apporté sur une profondeur de 30 cm, le facteur de dilution de ce fertilisant dans le sol sera de 1000. Ainsi, pour chaque élément analysé, on considérera qu'il est dilué 1000 fois dans le sol (et dans ce cas, l'hypothèse est faite que l'élément est totalement biodisponible ce qui en majore ses effets). La PEC obtenue correspondra donc à la concentration initiale de l'élément dans le fertilisant divisée par 1000. Pour trouver les PEC dans les cours d'eau, il s'agira de prendre en compte les conditions qui auront été définies dans l'étape initiale (surface de la parcelle, débit de la rivière, ratio d'infiltration dans le sol, ...) afin d'obtenir le ratio de dilution et de réaliser des calculs identiques à ceux réalisés pour l'écosystème terrestre. Il en sera de même pour calculer les PEC des éléments arrivant dans la nappe. L'approche substance sous-entend donc que des données analytiques sont disponibles ce qui n'est pas forcément le cas pour certaines substances (principalement des polluants organiques) particulièrement compliquées à quantifier dans un fertilisant riche en matière organique. L'approche matrice permet donc de s'affranchir de cette difficulté.

Etape 3 : Caractérisation des effets

Après avoir évalué l'exposition des écosystèmes cibles, il est nécessaire de caractériser les effets des substances (approche substance) ou du fertilisant dans sa totalité (approche matrice) sur ces mêmes écosystèmes. L'objectif étant de définir les PNEC, c'est-à-dire les concentrations en deçà desquelles les écosystèmes sont protégés.

Les valeurs de PNEC peuvent être obtenues via des bases de données existantes ou être calculées à partir de résultats expérimentaux obtenus lors de l'étude. Il est aussi possible de s'appuyer sur des seuils de significativité biologique (exclusivement pour l'approche matrice).

Pour une approche substance, les PNEC correspondront donc, pour chaque polluant, à des concentrations dans le sol et dans d'eau. Pour une approche matrice, la PNEC obtenue sera alors exprimée en quantité de matière fertilisante apportée par hectare.

PNEC Terrestre	
Métaux (mg/kg de MS)	
As	1,80
Cd	1,20
Cr	3,20
Cu	2,70
Hg	0,04
Ni	1,30
Pb	12,00
Se	0,02
Zn	26,00

Voici un exemple de PNEC terrestres concernant les métaux (source : INERIS) :

Dans une approche matrice, il va s'agir de comparer les résultats d'essai d'écotoxicité à des seuils de significativité biologique. Ces seuils correspondent à des valeurs au-delà desquelles on considère que l'effet observé est préjudiciable pour le bioindicateur. Ainsi, par exemple, on considère que l'effet est jugé préjudiciable pour la reproduction des vers de terre si le produit testé entraîne une inhibition de cette reproduction de plus de 50 % par rapport à un témoin. Ces seuils sont établis à partir d'une norme AFNOR (ISO 17616) et de dires d'experts¹.

Etape 4 : Évaluation finale des risques

Le risque peut être caractérisé par un « indice de risque » établissant le rapport entre une valeur de caractérisation de l'exposition et une valeur d'absence d'effet.

L'approche européenne, via le TGD, exprime l'indice de risque par la méthode dite du quotient, se traduisant par le rapport PEC/PNEC. Ainsi, le risque est considéré comme acceptable si ce rapport est inférieur ou égal à 1, et inacceptable si ce rapport est supérieur à 1. La pertinence de cette valeur pivot de 1 sera d'autant plus forte que les valeurs de PEC et de PNEC sont elles-mêmes les plus pertinentes possibles. Différents auteurs (Deener 2000, Donguy et Perrodin, 2006) proposent une interprétation plus nuancée de ce rapport, comme illustré dans le tableau ci-dessous :

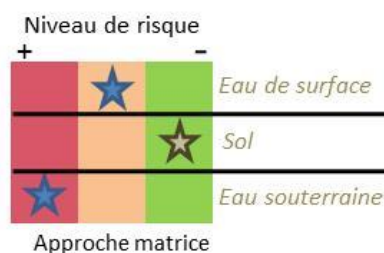
¹ Charissou AM ; Pandard P., Cossu-Leguille C., Chenon P, Nassr N (2012) Développement d'un protocole d'évaluation de l'écotoxicité des matières fertilisantes organiques utilisées en fertilisation agricole, Convention ADEME n°09-75-C0061

Valeur de R	Interprétation
R >> 2	Risque avéré
R proche de 1	Affiner l'évaluation
R < 1	Pas de risque

Pour une approche substance, le quotient de risque va être calculé pour chaque polluant et pour chaque écosystème cible (et donc en lien avec les scénarios qui auront été considérés).

Pour une approche matrice, le quotient de risque va être calculé pour chaque écosystème cible.

Il est alors possible d'exprimer les résultats graphiquement selon les écosystèmes cibles choisis. Ci-dessous un exemple pour une ERE simplifiée avec une approche matrice. *Ainsi, dans cet exemple, le risque est jugé comme acceptable pour le sol, non acceptable pour les eaux souterraines et il est nécessaire d'affiner l'évaluation afin de déterminer le niveau de risque pour les eaux de surface.*



L'interprétation des résultats obtenus doit être réalisée au regard du schéma conceptuel et des hypothèses émises. Ainsi, si l'indice de risque se situe entre 1 et 2 il peut être possible d'affiner l'évaluation par des caractérisations expérimentales supplémentaires et/ou de la modélisation des transferts dans le sol ou dans les eaux.

Conclusion et perspectives

Ces résultats sont une aide à la décision quant aux conditions d'usage d'un fertilisant (dose d'apport, taille des parcelles, proximité des cours d'eau, perméabilité des terrains, etc..). Ils peuvent aussi être utilisés dans le cadre de la mise au point d'un fertilisant ou de sa mise sur le marché. La méthodologie peut être plus ou moins complexe et ainsi répondre aux objectifs fixés initialement.

L'originalité de cette méthodologie réside dans l'application aux matières fertilisantes d'une méthode validée internationalement.

Les auteurs souhaitent remercier Yves Perrodin du LEHNA pour ces conseils et remarques.

Références bibliographiques

DENEER, J.W. 2000. Toxicity of mixtures of pesticides in aquatic systems. *Pest Manage. Sci.* 56 (6), 516–520.

DONGUY G. et PERRODIN Y. 2006. Guide méthodologique d'évaluation des risques écologiques liés aux aménagements urbains et aux infrastructures de transport. Laboratoire des sciences de l'environnement de l'ENTPE, document interne, 65 p.

DONGUY G., PERRODIN Y., ESNAULT P., et CHOUTEAU C. 2010. Evaluation des risques écotoxicologiques liés des infrastructures routières. Edition du SETRA, Réf. 1036, 60 p.

DONGUY G; et PERRODIN Y. 2007. Evaluation des risques écologiques liés aux sites pollués. Etat des lieux des outils existants et recommandations pour leur utilisation. Document rédigé pour le compte de l'ADEME.

PERRODIN Y. et al. 2011. Guide méthodologique pour l'évaluation des risques écologiques liés à la restauration de carrières de la zone littorale à l'aide de sédiments de dragage portuaires prétraités. Tome 1, Présentation de la méthodologie.